

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet  
Fakultet for samfunnsvitenskap  
Ph.d.-programmet Realfag og teknologi  
ved fakultet for Realfag og teknologi

Philosophiae doctor (ph.d.)  
Thesis 2022:24

# Kostnadseffektiv håndtering av overvann og urban flom i en by i vekst og i et klima i endring

Economically sustainable management of  
stormwater and urban flooding for a growing  
city in a changing climate

Julia Kvitsjøen



# Kostnadseffektiv håndtering av overvann og urban flom i en by i vekst og i et klima i endring

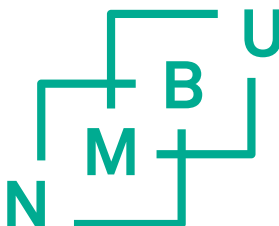
Economically sustainable management of stormwater and  
urban flooding for a growing city in a changing climate

Philosophiae Doctor (Ph.D) avhandling  
Julia Kvitsjøen

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet  
Ph.d.-programmet Realfag og teknologi  
ved fakultet for Realfag og teknologi

Ås 2022

Avhandling nr 2022:24  
ISSN 1894-6402  
ISBN 978-82-575-1898-1



# **Veiledere og bedømmelseskomité**

## **Veiledere**

Hovedveileder: Kim H. Paus

Biveiledere: Jarle T. Bjerkholt, Bent C. Braskerud, Oddvar Lindholm, Ståle Navrud

## **Bedømmelseskomité**

Opponent 1: Tone Merete Muthanna

Opponent 2: Lars Rosén

Opponent 3: John Morken

## **Prosjektorganisasjon i Vann- og avløpsetaten, Oslo kommune**

Prosjekteier: Erik Aulie

Prosjektleder: Tharan Fergus

# Sammendrag

Utfordringer knyttet til overvann og urban flom som følge av klimaendringer og fortetting er og vil være et viktig tema i årene fremover. Tradisjonelt transporteres overvann i lukkede overvanns- og avløpssystemer som dimensjoneres for kraftig regn. Med kraftig regn menes nedbørshendelser over 1 mm i timen og opp til gjentaksintervaller definert i kommunale hovedplaner. Eksisterende systemer tåler normalt ikke økende overvannsmengder, spesielt fra nedbørshendelser av mer ekstrem karakter. Et eksempel på ekstrem nedbør er styrtregn, som er kraftig regn med kort varighet. Skadestatistikken viser økende årlige overvannsrelaterte kostnader, og det forventes at disse vil eskalere i fremtiden dersom det ikke iverksettes risikoreducerende tiltak. Det er også et stort avløpsrehabiliteringsbehov, som fordyres som følge av manglende kapasitet i avløpssystemet, slik at bruk av kostnadseffektiv gravefri rehabilitering begrenses. For å møte overvannsrelaterte utfordringer og samtidig opprettholde avløpssystemets servicenivå, er det nødvendig med betydelige offentlige investeringer.

Hovedformålet med denne avhandlingen er å utvikle en metodikk for hvordan totale kommunale investeringer knyttet til overvannshåndtering under og over bakken ved både kraftige- og styrtregnhendelser kan effektiviseres. Overvannshåndtering i avhandlingen sees på som et sammensatt system for avløpshåndtering og flomsikring. Med overvannstiltak menes naturbaserte «blågrønne» og konvensjonelle «grå» tiltak som er nødvendige for å forebygge skaderisiko fra overvann i urbane nedbørsfelt ved både kraftig- og styrtregn.

For å svare ut hovedformålet er det definert tre forskningsspørsmål med tilhørende hypoteser, med Oslo som caseområde. Undersøkelsene er basert på sammensatte analyser og bruker metoder fra ulike fagfelt, da overvannshåndtering i seg selv er en tverrfaglig problemstilling.

I det første forskningsspørsmålet ble det undersøkt hvordan en kommune kan øke rehabiliteringstakten av avløpssystemer med dårlig kapasitet uten budsjettøkninger. Resultatene viser at selv på avløpsledningsstrekninger med dårlig kapasitet er det mulig å bruke kostnadseffektive gravefrie metoder, ved å frakoble punktbelastning fra ledningsnettet. Dette forutsetter imidlertid at det etableres tiltak for håndtering av frakoblet overvann (såkalt lett separering). Resultatene indikerer videre at det ved etablering av åpne overvannstiltak ikke nødvendigvis er samfunnsøkonomisk

lønnsomt å benytte klimafaktor ved dimensjonering, så lenge tiltaket innehar en fleksibilitet som tillater fremtidig kapasitetsøkning. En slik adaptiv klimatilpasning åpner for muligheten til å utsette investeringer og fordele investeringsmidler på flere prosjekter.

Videre ble det stilt spørsmål om hvordan man kan oppnå kostnadseffektiv klimatilpasning med hensyn til planlegging for urban flom. Kjernen i dette spørsmålet er tilnærmingen en benytter for å identifisere områder med høyest skaderisiko. Resultatene viser at en risikoanalyse basert på subjektive vurderinger vil gi et risikobilde som er ulikt det som oppnås gjennom en risikoanalyse basert på hydraulisk modellering. Forskjellen forklares med blant annet de kompliserte avrenningsforholdene i urbant miljø, som ledningsnettets samspill med overflateavrenning, flaskehals knyttet til avledning av overvann til resipient og risiko for erosjon i bratt terreng. Vurdering av disse faktorene i risikoanalyser stiller store kompetansekrav. Resultatene viser også at en ikke bør benytte en sjablongverdi for gjentakintervall ved dimensjonering av tiltak, da dette vil påføre samfunnet unødvendige kostnader. Det er heller ikke hensiktsmessig å plassere alle risikoreducerende tiltak i et urbant miljø, siden deler av avrenningen som skaper overvannsrelaterte problemer kan håndteres kostnadseffektivt ved naturlig fordrøyning oppstrøms bebyggelse. Til tross for at de fleste arealer i eksisterende by allerede har et bruksformål, er det mulig å få til overflatebaserte overvannstiltak med betydelig risikoreducerende effekt ved styrtregn ved hjelp av multifunksjonelle løsninger.

Avslutningsvis ble sammenhenger mellom investeringer i oppgradering av avløpsnett og klimatilpasning med hensyn til urban flom analysert. Hovedkonklusjonen er at implementering av nedbørsfeltbasert total overvannsdisponering er vesentlig for å kunne optimalisere totale offentlige investeringer. Dette betyr at behov for risikoreducerende tiltak ved styrtregn bør også i avløpsprosjekter bli premissgivende ved valg av alternative kapasitetsforbedrende tiltak. Etablering av en helhetlig kartbasert plan for overvann og urban flom vil være et godt grunnlag for behovskoordinering i en kommune. En slik plan bør ta utgangspunkt i en systemanalyse av hydrologiske nedbørsfelt og tekniske avrenningsområder. Både utvikling av planen og etablering av kostnadseffektive overvannstiltak er avhengige av tverrfaglig samarbeid, som gir viktig synergi for å kunne optimalisere offentlige investeringer i overvannshåndtering.

# Summary

Challenges related to stormwater and urban flooding as a result of climate change and urban densification are already and will continue to be critical in the years ahead. Generally, stormwater is transported in closed stormwater and wastewater systems that are dimensioned for heavy rainfall, which is defined as a precipitation event of between 1 mm/hour and the return period as defined in municipal master plans. The systems currently in use are normally not able to cope with increasing stormwater volumes, especially from more extreme precipitation events. An example of extreme precipitation is torrential rain, which is heavy rain within a short period of time. Flood damage statistics show increasing annual stormwater-related costs, and it is expected that these will escalate in the future if no risk-reduction measures are implemented. There is also a considerable need for costly wastewater rehabilitation. Such rehabilitation becomes even more expensive due to insufficient sewage system capacity, which in turn limits the use of cost-effective no-dig rehabilitation methods. In order to meet stormwater-related challenges and to maintain the service level of the sewage system, significant public investments are required.

The main goal of this thesis is to develop a methodology for how to increase the efficiency of total municipal investments in stormwater management both below and above ground in the event of heavy and extreme rainfall. The thesis regards stormwater management as an integrated wastewater and flood protection system. Stormwater management includes both nature-based "blue-green" and conventional "grey" measures that are needed to reduce the risk of stormwater damage in urban catchments during heavy and extreme precipitation events.

In order to address the main goal of the thesis, three research questions and associated hypotheses were defined and studied in Oslo as a case area. The studies are based on complex analyses and use methods from different disciplines, since stormwater management per se is an interdisciplinary issue.

For the first research question, a study was conducted on how a municipality can increase the rehabilitation rate of wastewater systems with poor capacity without budget increases. The results show that cost-efficient no-dig methods can also be used on low-capacity pipeline segments when disconnecting point source discharge from the pipeline network. However, this requires that measures are established to deal with disconnected stormwater (so-called light separation). The results further

indicate that it is not necessarily profitable to use climate factors when designing open stormwater measures, as long as the measures are flexible enough to enable increased capacity in the future. Such an adaptive approach to climate adaptation makes it possible to defer investments and distribute investment funds among several projects.

The second question was about how to achieve cost-efficient climate adaptation in terms of planning for urban flooding. In this context, the approach used to identify areas with the highest risk of flood damage is crucial. The results show that a risk analysis based on subjective assessments provides a risk picture that differs significantly from the one obtained from a risk analysis based on hydraulic modelling. The difference is explained by, among other things, the complex runoff conditions in the urban environment, such as the interaction between the wastewater network and surface runoff, bottlenecks related to the diversion of stormwater to surface water and the risk of erosion in steep terrain. Assessing these factors in risk analyses requires considerable expertise. Furthermore, the results show that standard values should not be used to determine return periods when designing measures, as this will incur unnecessary costs. It is also not appropriate to install all risk-reduction measures in the urban environment, since some of the runoff that can cause stormwater flooding can be handled cost-efficiently through natural detention upstream of built-up areas. Even though most areas of the city already are zoned for specific purposes, it is still possible to establish surface-based stormwater measures with a significant risk-reducing effect, also in the event of extreme precipitation, by applying multifunctional solutions.

Finally, the relationship between investments in wastewater network upgrade and climate adaptation with regard to urban flooding was analysed. The main conclusion is that the implementation of integrated, catchment-based stormwater management is crucial for the optimization of total public investments. This means that the need for measures to reduce the risk of damage from extreme precipitation should also be an important factor when choosing alternative capacity-increasing measures in wastewater projects. The establishment of an integrated map-based plan for stormwater management and urban flood prevention would be a solid basis for coordinating a municipality's needs. Such a plan should be based on a systems analysis of hydrological catchments and technical runoff areas. Both the development of the plan and the establishment of cost-efficient stormwater measures depend on interdisciplinary collaboration, which provides the synergy needed to optimize public investments in stormwater management.



# Forord

Denne avhandlingen er skrevet innenfor rammen av ordningen «offentlig Ph.D». Vann- og avløpsetaten i Oslo kommune inngikk i 2016 en avtale med Fakultet for Real FAG og Teknologi ved NMBU og Norges Forskningsråd om et forskningsprosjekt som skulle kombinere kommunens erfaringer med overvannshåndtering og forskning.

Gjennom mitt arbeid ønsker jeg gi samfunnet ny kunnskap om optimalisering av offentlige investeringer i infrastruktur for overvann og urban flom for å møte utfordringene knyttet til klimaendringer og fortetting. Selv om jeg først opplevde det som en stor fordel å starte på en Ph.D etter mange års arbeidserfaring i bransjen, ble det fort klart at hjernen måtte stilles om til å tenke vitenskapelig i stedet for praktisk, og det tok sin tid å «knekke forskerkoden».

Tema for avhandlingen er utfordringer forbundet med forebygging av urbane oversvømmelser. Urban flom har i de siste årene blitt en «het» problemstilling med veldig mange ubesvarte spørsmål, men også en overflod av mindre systematisert informasjon. Ved oppstarten ønsket jeg å finne svar på «alle» overvannsrelaterte problemstillinger som kommuner strever med, også innenfor fagområder som jeg ikke hadde kompetanse i. Det positive var en enorm læringskurve, etablering av tverrfaglig forståelse for byutvikling og overvann, samt nettverksbygging i kommunen, staten og ulike utdanningsinstitusjoner. Dessverre har det ikke vært nok tid til å fullføre og dokumentere alle undersøkelser, men det har vært en veldig spennende og givende prosess.

Denne avhandlingen er basert på undersøkelser og funn som er presentert i fem artikler. Mine bidrag til disse publikasjoner er sammenstilt i tabellen under.

<b>Publikasjon</b>	<b>Metodeutvikling</b>	<b>Undersøkelser</b>	<b>Dataanalyse</b>	<b>Skriving</b>
<b>Artikkel I</b>	Ansvarlig	Ansvarlig	Ansvarlig	Ansvarlig
<b>Artikkel II</b>	Ansvarlig	Ansvarlig	Ansvarlig	Ansvarlig
<b>Artikkel III</b>	Deltagelse	Deltagelse	Deltagelse	Ansvarlig
<b>Artikkel IV</b>	Deltagelse	-	Deltagelse	Deltagelse
<b>Artikkel V</b>	Deltagelse	Deltagelse	Deltagelse	Deltagelse

# Liste over artikler

- A.I **Intensifying rehabilitation of combined sewer systems using trenchless technology in combination with low impact development and green infrastructure**  
Kvitsjøen Julia, Kim H. Paus, Jarle T. Bjerkholt, Tharan Fergus, and Oddvar Lindholm  
*Water Science & Technology 2021, Vol 83 No 12, 2947;*  
*doi: 10.2166/wst.2021.198*
- A.II **Tool for Quantitative Risk Analysis of Urban Flooding**  
Kvitsjøen Julia, Dick Karlsson, Trym Teigene, and Webjørn Finstrand  
*Water 2021, 13, 2771; doi: 10.3390/w13192771*
- A.III **Natural flood protection: streamlining the planning of flood detention in natural landscapes for the reduction of urban flooding**  
Kvitsjøen Julia, Bent C. Braskerud, Andrea Borge, Vegard Nilsen, and Ursula Zühlke  
*Water Science & Technology 2021, Vol 85 No 1: 367–382*  
*doi: 10.2166/wst.2021.628*
- A.IV **Metode for valg av kostnadseffektive overvannstiltak i et endret klima**  
Haugård Phan Åge S., Oddvar G. Lindholm, Vegard Nilsen og Julia Kvitsjøen  
*Vann 2019, 04; ISSN 0042-2592*
- A.V **Planlegging av trygg flomvei og bruk av idrettsanlegg for å håndtere overvann etter ekstrem nedbør**  
Miguel Sayago Holthe, Karl Hannes Lundin, Hassan Mazloum, Berthe Dongmo-Engeland, Julia Kvitsjøen og Bent C. Braskerud  
*Vann 2021, 03; ISSN 0042-2592*

# Takk

Først og fremst ønsker jeg å takke Vann- og avløpsetaten i Oslo kommune (VAV) og Norges Forskningsråd for finansieringen av dette forskningsarbeidet.

Det er mange personer jeg vil takke for den støtten jeg har fått i løpet av denne perioden.

En stor takk til min fremoverlente leder i VAV Erik Aulie for å tro på meg og for at jeg fikk mulighet til å jobbe dedikert med en problemstilling jeg brenner for.

Faglig engasjement, inspirasjon og trivelig stemning hos mange av mine kollegaer i ulike fagetater i Oslo kommune var uvurderlige. Spesielt vil jeg nevne Tharan Fergus, Bent Braskerud, Ursula Zühlke, Yvona Holbein, Trym Teigene, Webjørn Finstrand, Linn Marie Holbein og Marie Langsholt Holmqvist. Dere har beriket min arbeidshverdag og hjulpet meg å komme i mål.

Videre vil jeg takke alle ansatte ved en seksjon i VAV som betyr mye for meg, nemlig Utredningsseksjonen, ledet av Torill Engen Skaugen. Deres vennskap og bistand til modellutvikling og innsamling av data som grunnlag for undersøkelsene var viktige for gjennomføring av arbeidet.

Mine veiledere ved NMBU, Kim Paus, Oddvar Lindholm, Jarle Bjerkholt og Ståle Navrud fortjener en spesiell stor takk for deres tålmodighet. Det må ha vært utfordrende å veilede en som ignorerte deres gode råd om at man skal lære å bli forsker gjennom doktorgradsstudiet, og ikke redde verden. Takk for at dere lot meg styre fremdriften, men likevel dyttet meg vennlig i den riktige retningen ved å senke mine ambisjoner og stille kritiske spørsmål. Deres kunnskap har vært en inspirasjon for meg gjennom mange år.

Takk til Rune Bratlie for gode diskusjoner, Vegard Nilsen og Geir Torgersen for konstruktivt samarbeid om studentveiledning. Takk til alle dere studenter ved NMBU, UIO, ISN, Oslo MET, AHO og BI som jeg fikk gleden av å samarbeide med om ulike tverrfaglige overvannsrelaterte problemstillinger gjennom forskningen. Det ble dessverre ikke tid til publisering av alle deres funn, men dere skal vite at deres bidrag er viktige for verdiskapningen i kommunal sektor i Norge. Takk til Phan Åge Haugård, Andrea Borge, Karl Hannes Lundin, Hassan Mazloum og Miguel Sayago Holthe for deres bidrag med publisering av artikler.

Jeg ønsker å takke Kristin Jenssen Sola, som har hjulpet meg å komme gjennom mine frustrasjoner i denne innholdsrike men krevende perioden, og Karl Kerner for språkstøtte i mine vitenskapelige publikasjoner gjennom lærerikt og trivelig samarbeid.

Tusen hjertelig takk til familien min. Min mamma, Alla Gureva, har fulgt meg gjennom 20 år med forskjellige høyere utdanninger. Det var du og bestemor Julia Gureva som la grunnlaget for at jeg ble en «evig student», stadig på søken etter kunnskap. Jeg skylder dere to alt jeg har oppnådd. Takk!

Brage og Wanjing, jeg takker dere for innholdsrike samtaler og interessen dere viser i mitt fagfelt. Takk til deg, Vidar, som til tross for tenårings utfordringer gir masse glede og motivasjon til din mor. Takk til Philippa for at du finnes, Daniel for din uttømmelige positivitet og hjelpsomhet, Louise for din stillhet og omsorg for Stella, og Stella for ubetinget kjærlighet.

Sist, men ikke minst vil jeg takke min mann, Dick Karlsson. Uten deg ville jeg kanskje ikke ha turt å kaste meg ut på dypet med en Ph.D, og sannsynligvis ikke fullført den. Alle de lange diskusjonene om klimatilpasning, fremtidige byer og samfunn, knusende kritikk og gode råd samt faglig og moralsk støtte gjør dette arbeidet like mye ditt som mitt. Jeg dedikerer denne avhandlingen til deg Dick.

# Innhold

<b>Veiledere og bedømmelseskomité.....</b>	<b>ii</b>
<b>Sammendrag.....</b>	<b>iii</b>
<b>Summary.....</b>	<b>v</b>
<b>Forord.....</b>	<b>vii</b>
<b>Liste over artikler .....</b>	<b>viii</b>
<b>Takk ix</b>	
<b>Forkortelser .....</b>	<b>1</b>
<b>1 Innledning.....</b>	<b>2</b>
1.1 Struktur på avhandlingen .....	2
1.2 Bakgrunn .....	2
1.2.1 Definisjoner og avgrensninger .....	2
1.2.2 Stort investeringsbehov for å forebygge skader fra urban flom .....	3
1.2.3 Økende behov for investeringer i fornyelse av ledningsnett .....	4
1.2.4 Overvannshåndtering .....	6
1.3 Problemstilling, forskningsspørsmål og hypoteser .....	7
<b>2 Metoder.....</b>	<b>11</b>
2.1 Studieområdet.....	12
2.2 Feltundersøkelser og GIS analyser .....	13
2.3 Hydraulisk modellering .....	17
2.4 Beregning av besparelse ved økt bruk av no-dig (A.I) .....	20
2.5 Konseptvalgutredning (KVU) (A.I) .....	20
2.6 Kvantitativ ROS analyse av urban flom (A.II) .....	22
2.7 Lønnsomhetsberegning (A.IV).....	23
<b>3 Resultater.....</b>	<b>26</b>
3.1 Potensiale for besparelse ved økt bruk av no-dig (A.I) .....	26
3.2 Effekt av frakobling av tette flater på AF (A.I) .....	27
3.3 Risiko for «vann på ville veier» ved frakobling av tette flater (A.I).28	
3.4 Kvantifisering av risikoomfang for urban flom (A.II) .....	30
3.5 Avgjørende faktorer for variasjon av risiko for urban flom (A.II) ...32	

3.6	Bidrag fra naturlige nedbørsfelt oppstrøms bebyggelse til overvannsrelaterte skader i urbant miljø (A.III).....	33
3.7	Fordrøyning i kuperte nedbørsfelt oppstrøms bebyggelse (A.III)...	34
3.8	Samlet vurdering av teknisk avrenningsområde og urbant hydrologisk nedbørsfelt (A.I, A.III) .....	35
3.9	Klimafaktor ved dimensjonering av LOD-tiltak (A.IV) .....	36
3.10	BGI for håndtering av styrtregn i et tettbygd urbant miljø (A.V) .....	39
3.11	Usikkerhet.....	40
<b>4</b>	<b>Konklusjoner og anbefalinger .....</b>	<b>42</b>
4.1	Revidering av hypoteser.....	42
4.2	Tolkning av resultater mot tretrinnsstrategi for overvannshåndtering.....	49
4.3	Forslag til videre studier .....	52
4.4	Avsluttende ord .....	53
4.4.1	Paradigmeskifte i avløpshåndtering .....	53
4.4.2	Markedskrefter vs. vitenskap .....	53
<b>5</b>	<b>Referanser .....</b>	<b>55</b>
<b>Artikler .....</b>		
	Artikkel I .....	A-2
	Artikkel II .....	A-19
	Artikkel III.....	A-50
	Artikkel IV .....	A-67
	Artikkel V.....	A-82
<b>Vedlegg.....</b>		
V.1	«Registrering Overvann» .....	B-2
V.2	Inndeling av urbane hydrologiske delnedbørsfelt .....	B-11
V.3	On-line skjema «Meld inn overvannshendelse».....	B-15
V.4	Kvantitativ ROS for urban flom .....	B-20
V.5	Kartlegging av kostnader ved oppføring og drift av LOD.....	B-30
V.6	Vurdering av tilskudd til etablering av private LOD .....	B-33
V.7	Oversikt over øvrige aktiviteter.....	B-34
V.8	Oversikt over studentprosjekter .....	B-38

# Forkortelser

1D	Endimensjonal modell
200KF	200 års regn med klimafaktor
2D	Todimensjonal modell
AED	Expected annual damage (forventet årlig skadeomfang)
AF	Felles avløp
BGI	Blågrønn infrastruktur
CPH	Styrtregn i København 2. juli 2011
FM	Fleksibel mesh
GIS	Geografisk informasjonssystem
GPU	Graphics processing unit
GRI	Grå infrastruktur
IVF	Intensitet-varighet-frekvens (kurve)
KF	Klimafaktor
KVU	Konseptvalgutredning
LOD	Lokal overvannsdiskonering
NNB	Netto Nåverdi per Budsjettkrone
NNV	Netto nåverdi
no-dig	Gravefri rehabilitering
NOK	Norske kroner
ROS	Risiko og sårbarhet (analyse)
TOD	Total overvannsdiskonering

# 1 Innledning

## 1.1 Struktur på avhandlingen

I kapittel 1 beskrives bakgrunn for arbeidet og problemstilling med forskningsspørsmål og hypoteser.

Vitenskapelige metoder anvendt i forskningen er sammenstilt i kapittel 2.

Utvalg av funn i gjennomførte studier er presentert i kapittel 3.

Revisjon av hypoteser i denne avhandlingen, behov for videre forskning og avsluttende ord er oppsummert under konklusjon og anbefalinger i kapittel 4.

Vitenskapelige publikasjoner for denne artikkel basert avhandlingen følger med etter referanselisten.

Vedleggene inneholder tilleggsinformasjon om verktøy og metoder utviklet i forskningsprosjektet.

## 1.2 Bakgrunn

### 1.2.1 Definisjoner og avgrensninger

Oversvømmelse defineres som «midlertidig dekning med vann av landområder som normalt ikke er dekket av vann» (European Parliament, 2007). Urban flom, eller oversvømmelse oppstår ved akkumulering av flomvann som dannes når tilsiget av overvann overskrider kapasiteten til dreneringssystemer i urbane miljø (National Academies of Sciences Engineering and Medicine, 2019). Begrepet 'urban flom' favner vidt; pluvial flom (avrenning og oversvømmelse på tette flater og andre arealer ved nedbør), fluvial flom (oversvømmelse som følge av at vassdrag går over sine bredder), stormflo eller springflo i kystområder. Denne avhandlingen er avgrenset til urban flom av pluvial karakter.

Overvannshåndtering i avhandlingen undersøkes som et sammensatt system for både avløpshåndtering og klimatilpasning. Dimensjonering av avløpssystemer i Norge følger som regel anbefalt minimums dimensjonerende gjentaksintervall fra Norsk Vann (Lindholm et al., 2012a). I denne avhandlingen er dimensjonerende regn for avløpssystemer definert som kraftig regn (regn over 1 mm pr time). Hydrauliske beregningene for avløpsnett er utført for ulike gjentaksintervaller opp til 30-års regn med klimafaktor 1,5 (Oslo kommune, 2014) for Blindern målestasjon i Oslo



(MET, 2019). Ulike nedbørsscenarioer kan føre til urban flom. For eksempel kan oversvømmelser i urbant miljø oppstå ved langvarig regn om høsten, ved regn på frossen mark i vinterperioden og ved kortvarige kraftige regnskyll (styrtregn) om sommeren. Det er varierende praksis for dimensjonering av overvannssystemer ved ekstrem nedbør (Hanssen et al., 2015). Foreløpig har ikke vannbransjen i Norge kommet frem til en entydig konsensus om risikoakseptkriterier for håndtering av urban flom (DIBK, 2020; Pedersen et al., 2021). Undersøkelser knyttet til urban flom baseres i dette arbeidet på beregninger for to styrtregnsscenarioer; 200 års regn med klimafaktor 1,5 (200KF) for Blindern målestasjon i Oslo (MET, 2019) og en faktisk nedbørshendelse fra København 2. juli 2011 (Lindholm et al., 2013). Forkortelse CPH brukes i avhandlingen for denne hendelsen.

Med overvannstiltak i arbeidet menes en kombinasjon av naturbaserte og konvensjonelle tiltak som er nødvendige for å forebygge skaderisiko fra overvann i et urbant nedbørsfelt ved både kraftig og styrtregn. I dette arbeidet deles ulike overvannstiltak i tre hovedkategorier; grå infrastruktur (GRI), lokal overvannsdisponering (LOD) og blågrønn infrastruktur (BGI). GRI, eller konvensjonelle overvannstiltak, er lukkede hydrauliske systemer for transport av overvann. LOD er åpen håndtering av overvann fra mindre områder ved infiltrasjon og fordrøyning nær kilde. BGI er for eksempel åpne tiltak i sidevassdrag, sentral fordrøyning i parker og flomveier til resipient. Hovedfunksjonen til BGI og GRI er feltkontroll mens LOD's rolle er kildekontroll. Summen av alle disse overvannstiltak omtales som nedbørsfeltbasert total overvannsdisponering (TOD), og den inkluderer alle former for tiltak i et nedbørsfelt som påvirker overvannsavrenningen frem til hovedresipient (Endresen, 1998).

### **1.2.2 Stort investeringsbehov for å forebygge skader fra urban flom**

Det rapporteres om økende flomskader over hele verden, deriblant skader fra urban flom (Floodlist, 2021). Ifølge Aon Impact Forecasting og Munich Re forårsaket flomskader kostnader på omkring NOK 1 600–2 170 milliarder i EU i perioden 1980-2017 (World Bank, 2021b). De høyeste årlige gjennomsnittlige tap på grunn av flom i Europa er registrert i Tyskland (NOK 79 milliarder) og Frankrike (NOK 54 milliarder). I Norge er det foreløpig ikke registrert flomskader i samme størrelsesorden som i EU. De totale skadekostnader fra overvann i Norge er anslått til NOK 1,6-3,6 milliarder per år (KLD, 2015). I de neste 40 årene anslås kostnader i Norge til å øke til NOK 45-100 milliarder per år.

Det forventes intense og hyppige ekstreme nedbørshendelser i Europa med middels til høy sikkerhet (IPCC, 2021). Skader fra både overflateavrenning og ledningsnett vil øke med økende forekomst av hyppigere og kraftigere regnskyll, hyppigere tine- og fryseperioder og mer regn om vinteren som følge av klimaendringer i Norge (Hanssen-Bauer et al., 2017). Selv om klimaet blir våtere flere steder i verden, fører ikke klimaendringene alene til overvannsrelaterte skader. Urbaniseringen resulterer i høyere avrenningsintensitet (IPCC, 2021). I urbant miljø er det mange faktorer som påvirker avrenningen: (a) det regner mer enn dreneringssystemet er dimensjonert for, (b) kapasiteten til dreneringssystemet har blitt forverret over tid som følge av for eksempel begroing og rotinntrenging (c) vannveier er blokkert av infrastruktur, og (d) store deler av urbane områder består av tette flater.

Selv om det er høy usikkerhet knyttet til fremtidige nedbørsmønstre, er det stor sannsynlighet for at intensiv nedbør vil forekomme hyppigere, og skader etter oversvømmelser vil øke dersom risikoreduserende tiltak ikke innlemmes i byutviklingen. Å tilpasse byer til klimaendringer er en kompleks og langsiktig prosess. På grunn av de forventede skadekostnadene er det likevel nødvendig med raske og effektive tiltak. Samtidig er det behov for å lukke kunnskapshull om klimapåvirkning og forbedre teknologi innen klimatilpasningsmodellering, risikovurdering og styringsverktøy (European Commission, 2021).

### **1.2.3 Økende behov for investeringer i fornyelse av ledningsnett**

Vann- og avløpstjenester utgjør en av de viktigste funksjonene i samfunnet. For at sektoren skal levere tjenester av god kvalitet er det nødvendig med kontinuerlig rehabilitering og oppgradering av ledningssystemene.

Benchmarking av investeringer i ledningsrehabilitering i et utvalg av europeiske byer viser store variasjoner (EBC, 2019). I analysen har Oslo rapportert de høyeste investeringskostnadene, med NOK 2 010 per husstand i 2019. Dette er mer enn dobbelt så mye som i Hamburg, byen som ligger på andre plassen i benchmarkingen. De totale gjennomsnittlige årskostnader for avløpsledningsnettfornyelse i Norge ligger på NOK 2,5 milliarder (Norsk Vann, 2019). Sammenligning av Oslo med andre norske kommuner viser at hovedstaden er en av de kommunene som har den laveste investeringskostnaden per husstand i Norge.

Til tross for forholdsvis store årlige investeringer er det fortsatt et stort etterslep i ledningsnett-rehabilitering i Norge. Dette skyldes bl.a. forringelse som følge av slitasje og strukturelle endringer. For å kunne opprettholde VA-infrastrukturen og videreutvikle vann- og avløpstjenester er det nødvendig å øke investeringene. I

Sverige er det totale investeringsbehovet beregnet til NOK 460 milliarder frem til 2040. Dette tilsvarer en økning på 40 % fra dagens investeringsnivå og utgjør omtrent NOK 4 900 per husstand årlig (Svenskt Vatten, 2020). I Norge er behovet for investeringer i VA infrastruktur estimert til NOK 320 milliarder frem til 2040 (Breen, 2020). Dette utgjør en årlig kostnad per husstand på NOK 6 500, dvs. 25 % høyere enn i Sverige. Fremtidig investeringsnivå i Norge er beregnet med dagens enhetskostnader og en avløpsrehabiliteringstakt på 0,9 % (andel ledningslengde fornyet per år) (Norsk Vann, 2019). Flere kommuner har i tillegg gjort egne beregninger av nødvendig rehabiliteringstakt. I Oslo er denne beregnet til 1,6 %, som innebærer at fremtidig investeringsbehov i hovedstaden vil være høyere enn det som er estimert i nasjonale beregninger. Dette er som forventet siden ledningsnettet i Oslo er det lengste og et av de eldste i landet.

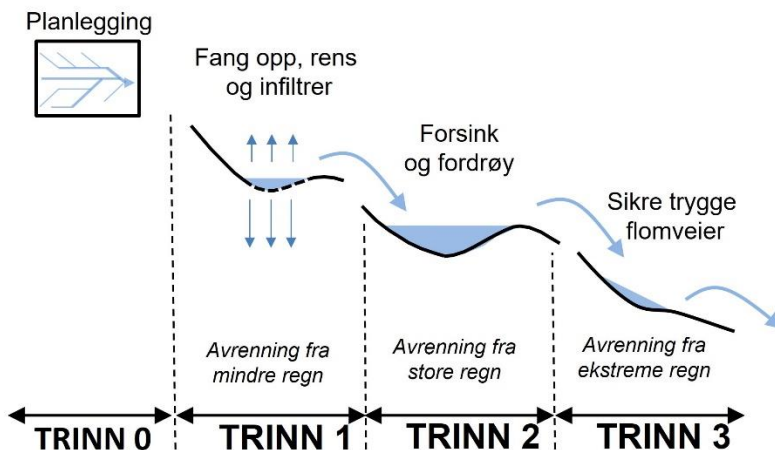
Klimaendringer gjør planlegging og drift av avløpssystemet krevende. Store usikkerheter gjør det vanskelig å forutse fremtidig dimensjoneringsbehov og dermed opprettholde gode leveranser. For eksempel, forventes det at nedbør med 20 års gjentaksintervall får en intensitetsøkning på 30 til 40 %, avhengig av nedbørsvarighet (Dyrrdal & Førland, 2019). Finans Norge har registrert utbetalinger på nesten NOK 7 milliarder i perioden fra 2008 til 2020 for nedbørsrelaterte skader (Finans Norge, 2020). 30 % av skadene, som utgjør NOK 2 milliarder, har direkte tilknytning til avløpssystemet. Oslo, som mange andre europeiske byer, har store deler av avløpssystemet som felles avløp (AF), der overvann og spillvann renner i samme rør. Disse systemer er ikke dimensjonert for økt overflateavrenning, og dette vil føre til hyppigere og større skader på bygg og infrastruktur, samt skape helse- og miljørisiko ved ukontrollerte overløpsutslipp.

Det viktigste effektiviseringstiltaket i vannbransjen er å redusere enhetskostnader ved ledningsfornyelse med mer effektive og gravefrie metoder (no-dig) (Norsk Vann, 2019). Økt bruk av no-dig er samtidig et viktig bidrag til å redusere bransjens klimafotavtrykk. En amerikansk studie konkluderte at bruk av no-dig kan spare kommuner for betydelige summer (Kaushal et al., 2020). Sammenligning av miljøfotavtrykk mellom ulike rehabiliteringsmetoder vil bidra til valg av bærekraftig VA-infrastruktur (Kaushal & Najafi, 2020). Studien fra USA viste at no-dig fører gjennomsnittlig til 68 % lavere miljøpåvirkning, 75 % lavere helsepåvirkning og 62 % lavere ressursbruk sammenlignet med konvensjonelle gravemetoder for rehabilitering av avløpsledninger med små dimensjoner.

En hovedbegrensning for økt bruk av no-dig er at en stor andel av AF har dårlig kapasitet ved kraftig nedbør. Bruk av kostnadsdrivende gravemetoder for oppdimensjonering av slike ledninger er vanlig praksis.

### 1.2.4 Overvannshåndtering

For å kunne beskytte mot urban flom og bevare overvann som ressurs trengs gode strategier og beslutningsprosesser for overvannshåndtering (KLD, 2021). EUs strategi for klimatilpasning oppfordrer til implementering av multifunksjonelle naturbaserte løsninger (European Commission, 2021). Også i Norge er den mest anvendte tilnærmingen for overvannshåndtering en tretrinnsstrategi (Lindholm et al., 2012b). Tretrinnsstrategien for overvannshåndtering motiverer til bruk av overflatebaserte tiltak for å redusere avrenning fra små nedbørmengder gjennom infiltrasjon og fordampning, fordrøye avrenningen fra kraftige regnskyll lokalt og sikre tryggest mulig avledning av avrenning ved ekstrem nedbør. Strategien er enkel å forstå og legger til rette for naturbasert overvannshåndtering, som er blitt et godt forankret prinsipp rundt om i verden (Dadson et al., 2017). Til tross for sin enkelhet er strategien vanskelig å iverksette. Det er mange uklarheter knyttet til dimensjoneringskriterier for de tre trinnene, mange aktører, begrenset arealtilgang i urbane miljø, og usikkerhet knyttet til finansiering og ansvarfordeling (KLD, 2015). Paus (2018) foreslår å innføre et null-trinn i overvannsstrategien, som representerer den nødvendige tidligfase-planlegging i forkant av gjennomføringen av de etterfølgende trinnene (Figur 1).



Figur 1. Tre trinnsstrategi med nulltrinn for håndtering av overvann (Paus, 2018).

I henhold til Miljødirektoratet har alle aktører i samfunnet, fra enkelte husholdninger til bedrifter og myndigheter, et ansvar for overvann (KLD, 2021). Selv om dette betyr at mange skal bidra til overvannshåndteringen, kan det være vanskelig for enkelte aktører å forstå og oppfylle sitt ansvar. Innenfor kommunal forvaltning er det flere virksomheter som deler ansvaret for overvann. Ledningsforvalter har tradisjonelt ansvaret for håndtering av kraftig regn (gjentaksintervall på 5 til 30 år) i overvanns- og avløpsledningsnett. Ansvaret for klimatilpasning og ekstremregn legges på andre offentlige og private aktører. Til tross for at flere kommuner satser på koordinering av overvannsansvaret finnes en del utfordringer når det gjelder å arbeide systematisk med problemstillingen. Noen eksempler på utfordringene er mangel på overordnede tverrsektorielle planer for overvann, uklar finansiering og inngrodd sektorkultur for prosjektgjennomføring.

### **1.3 Problemstilling, forskningsspørsmål og hypoteser**

Hovedformålet med forskningen er å identifisere en metodisk tilnærming for effektivisering av totale kommunale investeringer i overvannshåndtering for både kraftig og styrtregn. Det er hovedsakelig trinn 0 i overvannsstrategien med planlegging for trinn 2 og 3 som er utgangspunktet for alle undersøkelser presentert i denne avhandlingen.

Ut fra problemstillingen er det identifisert tre forskningsspørsmål som er undersøkt ut fra et tverrfaglig perspektiv. Forskningsspørsmålene 1 og 2 er forsøkt besvart ved å teste gyldigheten av et sett med hypoteser. Forskningsspørsmål 1 (FS1) gjelder *ansvarsområdet til ledningsforvalter* som har ansvar for planlegging av avløpssystemer for dimensjonerende regn etter sentrale føringer og lokale bestemmelser. Forskningsspørsmål 2 (FS2) omfatter kommunenes *ansvar for klimatilpasning* med hensyn til urban flom. Besvarelsen av forskningsspørsmål 3 (FS3) tar utgangspunkt i *synergier* mellom investeringsbehov i avløpshåndtering og klimatilpasning med hensyn til urban flom. Med synergier menes mulige satsinger i kommunen som kan bidra til å optimalisere kommunale investeringer i overvannshåndtering.

#### **FS1: Hvordan kan en kommune øke rehabiliteringstakten på avløpsledningsnettet uten budsjettøkninger?**

Prognoser fra både norske og svenske VA-bransjeorganisasjoner peker på en kraftig økning i investeringsbehov for avløpsrehabilitering både for å vedlikeholde funksjonalitet og videreutvikle tjenesten (Norsk Vann, 2019; Rostad, 2017; Svenskt

Vatten, 2020). Dette legges til grunn for Hypotese 1 (H1) som påstår at budsjettøkning er nødvendig for å øke intensiveringstakten på avløpsledningsnett.

Norsk Klimaservicesenter anbefaler å bruke klimafaktor for å ta hensyn til forventede endringer i dimensjonerende nedbør (Dyrrdal & Førland, 2019). Implementering av denne anbefalingen i Oslo kommune har medført økonomiske utfordringer i avløpsrehabiliteringsprosjekter, både på grunn av manglende plass i grøfter med tett infrastruktur under bakken og økning av investeringskostnader. *Anbefalingen om bruk av klimafaktor for kortidsnedbør ved dimensjonering av overvannstiltak undersøkes i hypotese 2 (H2).*

### **FS2: Hvordan kan kostnadseffektiv klimatilpasning med hensyn til urban flom planlegges?**

Estimater for økende nedbørsmengder som følge av klimaendringer (Hanssen-Bauer et al., 2017; IPCC, 2021) og internasjonale erfaringer fra skadegivende oversvømmelser (Floodlist, 2021) tyder på det kan bli utfordrende for samfunnet å opprettholde samfunnskritiske funksjoner og trygghet for innbyggere dersom disse prognoser slår til. I kommunalt risikobilde for Oslo 2017, utført ved hjelp av en kvalitativ risikoanalyse, kom risiko for urban flom på plass 12 av totalt 17 risikoscenarioer, bak for eksempel bortfall av vannforsyning og strømrasjonering (Oslo kommune, 2017). Internasjonale erfaringer fra flomhendelser viser at alle funksjoner i samfunnet kan bli påvirket av urban flom (Floodlist, 2021). Selv om det er usikkert når et skadegivende styrtregn vil inntreffe, er de generelle prognoser for klimaendringer pessimistiske (IPCC, 2021). Dette er lagt til grunn ved identifisering av hypotese 3 (H3) om *hvorvidt risiko for urban flom blir tilstrekkelig identifisert ved å benytte kvalitativ risikovurdering.*

Norske kommuner ønsker tydelig veiledning for dimensjonerende styrtregn for planlegging av risikoreduserende tiltak. Det er varierende praksis rundt om i Europa for dimensjonering av risikoreduserende tiltak. Eksempelvis er praksisen i Sverige og Danmark å benytte 100 års regn med klimafaktor (Københavns Kommune, 2012; Svenskt Vatten, 2016). I Norge er det foreslått å innføre et dimensjoneringskrav på 200 år med klimafaktor (200KF) (DIBK, 2020). Dette er basert på en vurdering om at det er en moderat kostnadsdifferanse mellom dimensjonering for 20 og 200 års regn (Høiseth-Gilje et al., 2018). NVE påpeker at dimensjonering av overvannstiltak opp til 200KF i områder med lav risiko vil føre til overinvesteringer (Pedersen et al., 2021). Også resultater fra en analyse utført for Gøteborg viser at det er bedre samfunnsøkonomisk lønnsomhet i dimensjonering for 20 års regn enn for 100 års

regn (Rosén, 2020). Ut i fra erfaringene fra Odense, Danmark om at åpne, lokale overvannstiltak er fleksible og relativt enkle å endre ved behov (Braskerud et al., 2019), kan man konkludere at det ikke er nødvendig å dimensjonere overflatebaserte overvannstiltak opp til maksimal forventet avrenning om 100 år med en gang. I hypotese 4 (H4) påstås at *variasjonen i utfallet fra risikovurderingene er så store at en ikke kan bruke en sjablongverdi for dimensjonerende gjentakintervall ved planlegging av overvannstiltak.*

Erfaringer fra Storbritannia og Slovakia indikerer at naturbaserte, lavkost fordrøyningstiltak i nedbørsfelt oppstrøms byggesonen kan bidra til reduksjon av skader i nedstrømsliggende urbane miljø (Braskerud et al., 2014; Quinn et al., 2013). Fordrøyning av avrenningen lokalt utenfor byggesonen kan dermed redusere avrenning som må håndteres innenfor byggesonen. For at det skal oppnås en ønsket fordrøyningseffekt må terrenget være tilstrekkelig flatt for å kunne holde på betydelige vannmengder. I områder med mye kupert terreng, som for eksempel i store deler av Norge, kan det dermed være *vanskelig å finne egnede steder for flomdempende tiltak i nedbørsfelt oppstrøms bebyggelse.* Dette testes i hypotese 5 (H5).

Begrenset arealtilgang er en av de kjente utfordringene for planlegging av åpne flomreducerende tiltak i eksisterende bebyggelse. Dette legges til grunn i hypotese 6 (H6) som påstår at *arealer i en eksisterende by som kan benyttes til overflatebasert overvannshåndtering er så begrenset at tiltak samlet sett vil ha ubetydelig effekt ved styrtregn.*

### **FS3: Hvilke synergier finnes mellom investeringer i avløpshåndtering og urban flomsikring?**

Det er et stort investeringsbehov i avløpsrehabilitering (Norsk Vann, 2019; Rostad, 2017; Svenskt Vatten, 2020). Samtidig er det også økende behov i etablering av risikoreducerende overvannstiltak for håndtering av urban flom. Finansiering av disse tiltak er derimot utfordrende. Resultater fra en samfunnsøkonomisk analyse for urban flomsikring i Gøteborg tyder på at implementering av planer for flomsikring av byen adskilt fra andre investeringsbehov ikke er samfunnsøkonomisk lønnsomt (Rosén, 2020). Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av klimatilpasning vil bli bedre ved innlemming av planlegging for flomsikring i helhetlig planlegging av nye byutviklingsområder. Likevel gjenstår utfordringer med samfunnsøkonomisk lønnsomhet av klimatilpasning i områder med eksisterende bebyggelse.

I henhold til Verdensbanken er en integrert og helhetlig planlegging av overvannsløsninger ofte den mest effektive tilnærmingen, spesielt i komplekse bymiljøer (World Bank, 2021a). Dette betyr at en systembasert analyse må gjennomføres i forkant av planleggingen av enkelte anlegg. Med utgangspunkt i dette settes det opp hypotese 7 (H7) om at en *helhetlig kartbasert plan for overvann og urban flom er en forutsetning for å optimalisere investeringer i avløpshåndtering og urban flomsikring*.

Hypoteser med tilhørende publikasjoner som undersøker gyldigheten av de oppsatte hypotesene er sammenstilt i Tabell 1.

*Tabell 1. Forskningsspørsmål med hypoteser og tilhørende artikler som dokumenterer funn*

<b>Hypotese</b>	<b>Artikkel</b>
<b>FS1: Hvordan kan en kommune øke rehabiliteringstakten på avløpsledningsnett uten budsjettøkninger?</b>	
<b>H1:</b> Budsjettøkning er nødvendig for å øke intensiveringstakten på avløpsledningsnett.	A.I, III
<b>H2:</b> Klimafaktor for kortidsnedbør bør alltid legges på historiske nedbørsverdier ved dimensjonering av overvannstiltak.	A.IV
<b>FS2: Hvordan kan kostnadseffektiv klimatilpasning med hensyn til urban flom planlegges?</b>	
<b>H3:</b> Risiko for urban flom blir tilstrekkelig identifisert ved å benytte kvalitativ risikovurdering.	A.II
<b>H4:</b> Variasjoner i lokal flomrisiko er så store at det ikke er kostnadseffektivt å benytte en sjablongverdi for dimensjonerende gjentakintervall ved planlegging av risikoreducerende tiltak.	A.II
<b>H5:</b> Topografien i ubebygde områder i Norge gjør det utfordrende å finne egnede steder for tiltak som kan bidra til å redusere flomrisiko i nedstrøms bebyggelse, fordi mesteparten av terrenget i Norge er så kupert at etablering av et tilstrekkelig stort vanddempende volum er vanskelig.	A.III
<b>H6:</b> Arealer i en eksisterende by som kan benyttes til overflatebasert overvannshåndtering er så begrenset at overvannstiltak samlet sett vil ha ubetydelig effekt ved styrtregn.	A.V
<b>FS3: Hvilke synergier finnes mellom investeringer i avløpshåndtering og urban flomsikring?</b>	
<b>H7:</b> En helhetlig kartbasert plan for overvann og urban flom er en forutsetning for å optimalisere investeringer i avløpshåndtering og urban flomsikring.	FS1, FS2



## 2 Metoder

Oppsummering av metoder og inngangsdata som er brukt for å besvare forskningsspørsmål med tilhørende hypoteser i dette arbeidet er sammenstilt i Tabell 2.

Tabell 2. Metoder og inngangsdata i de ulike studiene.

Artikkel	Metode	Inngangsdata
A.I	<ul style="list-style-type: none"> <li>- GIS analyse</li> <li>- Hydraulisk modellering</li> <li>- Feltundersøkelser: Kildesporing av veivann, lekkasjesøk, registrering av taknedløp, kartlegging av status for flomveier</li> <li>- Metode for konseptvalgutredning (KVU)</li> <li>- Kvalitativ risiko- og sårbarhetsanalyse (ROS)</li> </ul>	Økonomiske nøkkeltall, MIKE URBAN CS hydraulisk modell, kartdata, data fra rørinspeksjon
A.II	<ul style="list-style-type: none"> <li>- GIS analyse</li> <li>- Kvantitativ ROS analyse</li> </ul>	Resultater fra MIKE FLOOD simulering, kartdata, skadeterskler fra litteraturstudie
A.III	<ul style="list-style-type: none"> <li>- GIS analyse</li> <li>- Feltundersøkelser for kartlegging av lokale forhold</li> </ul>	Resultater fra ROS analyse i A.II, forsikringsskadedata, kartdata
A.IV	<ul style="list-style-type: none"> <li>- GIS analyse</li> <li>- Feltundersøkelser for planlegging av tiltaksalternativer</li> <li>- Hydraulisk modellering</li> <li>- Beregning av lønnsomhet</li> </ul>	ROSIE hydraulisk modell, kartdata, økonomiske tall fra litteraturstudie
A.V	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Feltundersøkelser for planlegging av tiltak</li> <li>- GIS-analyse</li> <li>- Dimensjonering av BGI</li> </ul>	Resultater fra MIKE FLOOD simulering, kartdata

Et bredt spekter av GIS analyser i arbeidet inkluderer både kartstudier basert på eksisterende datasett, etablering av nye kartlag og utvikling av nye metoder for bruk av GIS ved undersøkelse av overvannsrelaterte problemstillinger.

Datainnsamling og observasjoner under feltundersøkelser var viktige informasjonskilder i alle undersøkelser unntatt A.II. Tradisjonelle feltforundersøkelser for avløpsprosjekter ble kombinert med registrering av overvannsrelatert informasjon i A.I. Feltundersøkelser av lokale forhold ga grunnlag for vurdering av muligheter for fordrøyning i Osломarka i A.III. Befaringer i A.IV og A.V var nyttige ved planlegging av overflatebaserte overvannsløsninger.

Hydraulisk modellering var sentral i alle undersøkelser. En viktig del av resultatene i A.I og A.IV-studiene er basert på hydraulisk modellering med 1D (en dimensjonal) avløpsmodelleringsverktøy MIKE URBAN Collection System (MUCS) (MIKE Powered by DHI, 2019b) og ROSIE (Rosim, 2016). I A.I undersøkelsen anvendes i tillegg 2D (to dimensjonal) MIKE21 modell (MIKE Powered by DHI, 2019a). I A.II og A.V inngår simuleringresultater fra modellering med en treveiskoblet 1D/2D MIKE FLOOD modell som inngangsdata til undersøkelsene (Almestad, 2021). I A.III anvendes resultater fra A.II undersøkelsen som inngangsdata.

Metode for konseptvalgutredning (KVU) ble testet for vurdering av LOD og BGI som alternative løsninger på lik linje med et konvensjonelt tiltak for oppgradering av avløpsfelles (AF) i A.I.

To ulike ROS analysemetoder ble anvendt i arbeidet. I A.I ble det utført en kvalitativ risikoanalyse av alternative tiltak som en del av KVU. Videre ble en metode for kvantitativ ROS analyse utviklet i A.II for å etablere en dypere forståelse av potensielle skader fra urban flom for ulike risikokategorier i urbane miljø. Denne metodikken baseres i stor grad på resultater fra hydraulisk modellering.

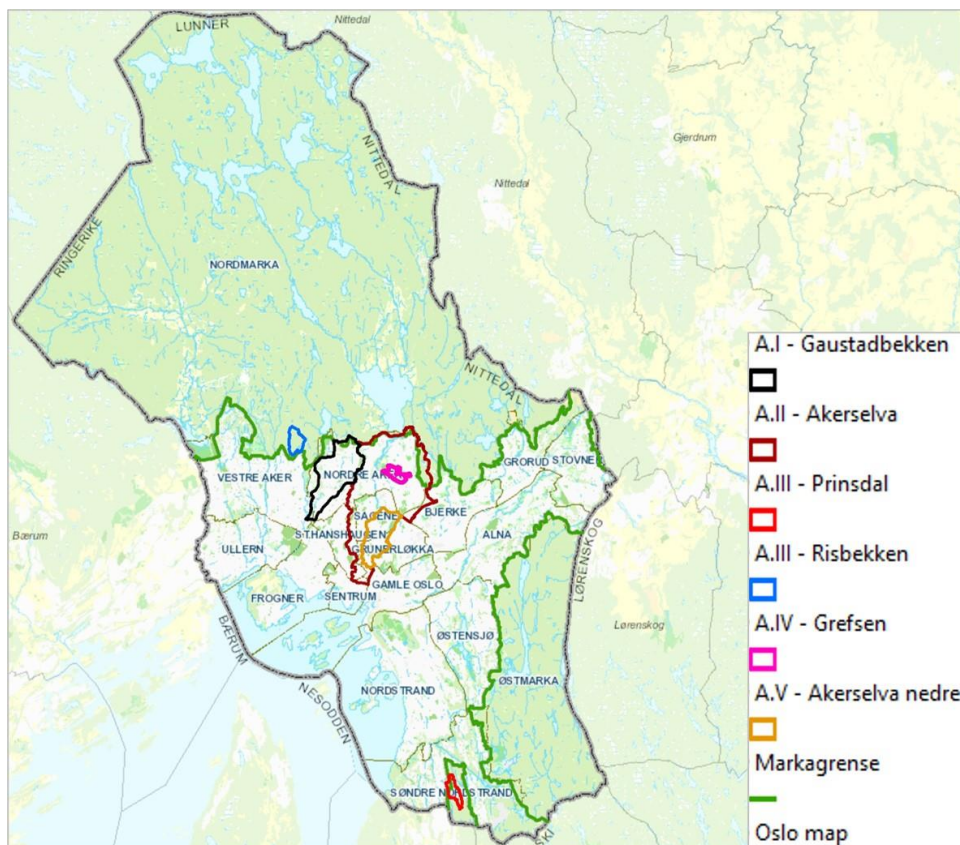
I A.V presenteres en enkel samfunnsøkonomisk nyttekostnadsanalyse (NKA) for vurdering av lønnsomheten av ulike overvannsløsninger ved to nedbørsscenarioer.

Dimensjonering av anbefalte multifunksjonelle overvannsløsninger (BFI) i A.V er utført ved bruk av SCALGO Live (Scalgo, 2020) og hydrauliske beregninger.

## **2.1 Studieområdet**

De ulike studieområdene i dette forskningsprosjektet er lokalisert innenfor Oslos kommunegrense. Avrenning i Gaustadbekken nedbørsfelt er studert i A.I. Et utvalg av tiltak for et mindre område innenfor nedbørsfeltet er foreslått som et caseprosjekt til gjennomføring. Verktøyet for ROS analyse som er presentert i A.II er testet ut for Akerselva nedbørsfelt og videre implementert for hele byggesonen i Oslo. Analyse av behovet for reduksjon av avrenning fra Osломarka er utført for alle naturlige arealer oppstrøms byggesonen i undersøkelsen dokumentert i A.III. Videre er en

mulighetsanalyse for fordrøyning i Oslomarka utført for to casenedbørsfelt, Risbekken og Prinsdal (A.III). Undersøkelsene som er presentert i A.IV og A.V berører to områder innenfor Akerselva nedbørsfelt. I undersøkelsen dokumentert i A.IV ble det valgt å se på den øvre delen av nedbørsfeltet, Grefsen. Den nedre delen av Akerselva fra Torshovdalen frem til resipienten, Akerselva nedre, er brukt til caseområde i A.V (Figur 2).



Figur 2. Avgrensning av studieområder i avhandlingen.

## 2.2 Feltundersøkelser og GIS analyser

### Identifisering av direkte tilslag av fremmedvann (A.I)

Ulike kilder til fremmedvann i avløpssystemer (overvann, grunnvann, lekkasjer fra vannforsyningsssystem) kan finne vei inn i nettet gjennom utette ledninger og kummer samt via feilkoblinger. Noe fremmedvann ledes inn i AF med hensikt, for

eksempel ved drenering av boliger og veinett. Innlekking av fremmedvann differensieres i diffust og direkte tilsig (punktbelastning).

Andel av fremmedvann i A.I studieområdet var beregnet til 64 – 72 % (Oslo kommune, 2013). *Diffust tilsig* ble undersøkt ved visuell studie av kummer ved tørrværsavrenning, gjennomgang av rørinspeksjon (CCTV-closed circuit television) av AF ledninger og akustisk lekkasjesøk på drikkevannsnettet. Disse inspeksjonene ble utført for å identifisere tilstanden til kummer og ledninger i området. Reduksjon av fremmedvannsmengde i AF var ikke definert som et krav i studien. Det ble dermed ikke utført ytterligere undersøkelser av diffuse fremmedvannskilder, som for eksempel måling av grunnvannsnivå eller temperatur i avløpet.

Siden alle registrerte skader i studieområdet oppstod under kraftige nedbørshendelser, ble *direkte tilsig* av fremmedvann som resulterer i toppbelastning på AF undersøkt videre. Det ble sendt ut informasjonsbrev til alle innbyggere innenfor nedbørsfeltet for å varsle om kommende inspeksjoner på privat eiendom. Antall taknedløp som var påkoblet AF ble registrert ved befarung. Frakoblede nedløp med avrenning på tette flater, som for eksempel asfalterte innkjørsler, ble også registrert.

Det finnes ikke kart for veivannsledninger i Oslo. For å identifisere avløpsledninger som mottar veivann, ble en terrengeanalyse utført i ArcMap (ESRI, 2021b). Analysen omfattet vurdering av veiheining mot vassdrag, eksisterende overvanns- og AF ledninger. Den testede hypotesen var at veidrenering følger veiens helning. Den digitale terrengeanalysen ble verifisert ved å kildeposere veivann langs en veistreking i området ved å tilsette sporstoffet Uranine i sluk og deretter se etter farging i nærliggende vannresipienter og kummer. Vurdering av behovet for rensing av veiavrenning var basert på en analyse av ÅDT (årlig døgn trafikkbelastning) (Statens Vegvesen, 2008).

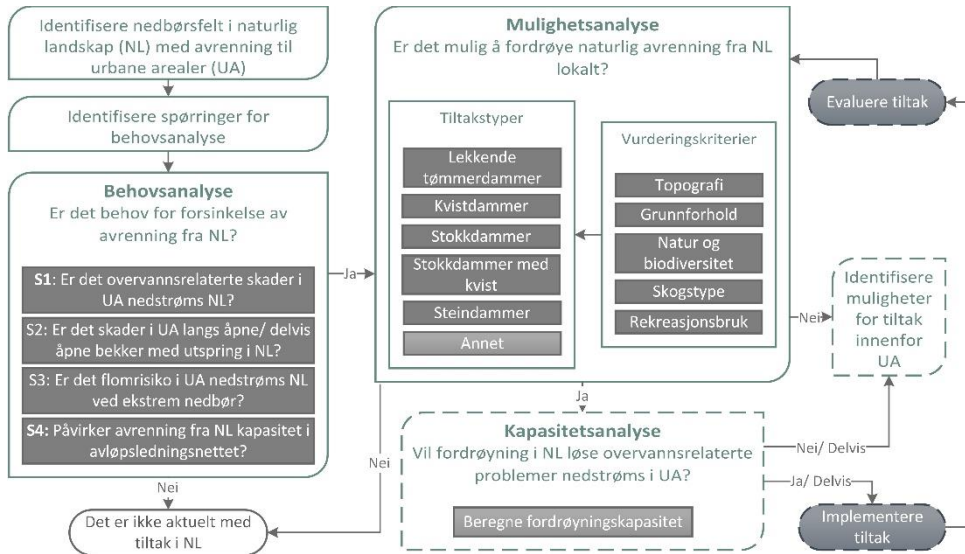
### **Identifisering av behov og mulighet for fordrøyning i naturlandskap (A.III)**

Behovet og muligheten for fordrøyning i Oslomarka oppstrøms byen for å redusere avrenning til urbane miljø er undersøkt etter flytskjema i Figur 3.

I utgangspunktet ble alle nedbørfelt i naturlandskap som drenerer til byen identifisert ved hjelp av ArcMap.

Behovsanalysen ble utført i ArcMap ved GIS spørringer Q1-Q4 som ble besvart ved hjelp av registrerte og beregnede overvannsrelaterte skadedata. Et positivt svar på minst ett av disse fire spørringene kunne være tilstrekkelig for å sette i gang videre

undersøkelse av nedbørfeltet. Ved positive svar på flere enn én spørring, fikk nedbørfeltet høyere prioritet. Nedbørfelt med identifiserte behov ble deretter undersøkt i en mulighetsanalyse. Dersom det ikke var nødvendig med tiltak, ble ikke fordrøyning i Oslomarka ansett som relevant.

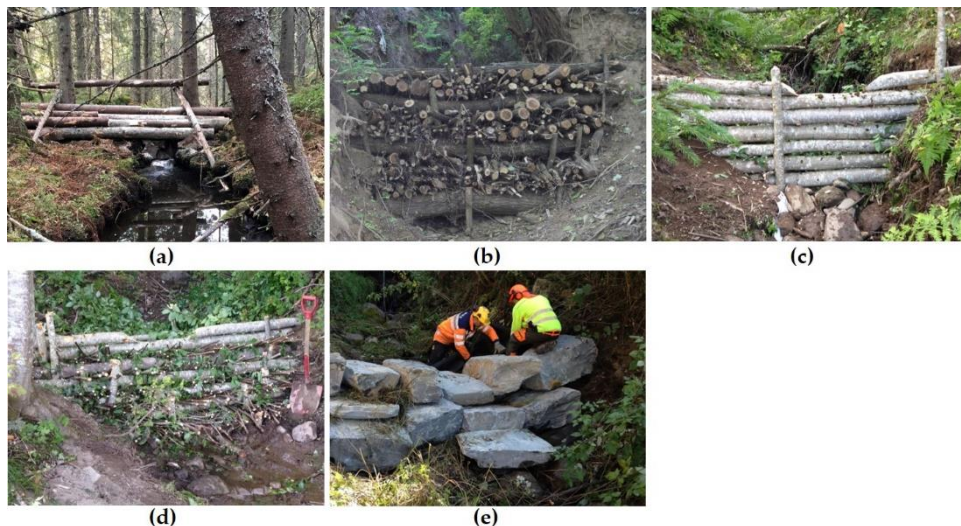


Figur 3. Flytskjema for å identifisere behov og mulighet for fordrøyning i naturlandskap (NL) oppstrøms urbane arealer (UA). Analyser i bokser med stiplede linjer er unntatt fra undersøkelsen. Q1-4 er spøringer analysen søker svar på.

Basert på litteraturstudier, faglig erfaring og feltundersøkelser, ble en mulighetsanalyse utført for fem vurderingskriterier av lokale forhold: (i) topografi, (ii) grunnforhold, (iii) natur og biodiversitet, (iv) skogstype og (v) rekreasjonsbruk (Braskerud et al., 2014, Borch og Erikstad, 2015, Lancaster et al., 2021). Disse fem kriteriene ble testet for en rekke småskala fordrøyningsanlegg langs bekkeløp i Oslomarka: Lekkende tømmerdammer, kvistdammer, stokkdammer, stokkdammer med kvist og steindammer (se illustrasjoner i Figur 4).

De ulike fordrøyningsanleggene som er vurdert i denne studien dekker et bredt spekter av mulige småskaltiltak i naturlandskap, men listen er ikke uttømmende og kan videreutvikles. Dersom lokale forhold er egnet for implementering av fordrøyningsanlegg, er neste steg i analysen å undersøke i hvilken grad tiltak vil redusere flomproblemene nedstrøms. Hvis fordrøyning helt eller delvis løser flomproblemer, er bruk av fordrøyningstiltak berettiget. Dersom flomproblemene reduseres marginalt, er det nødvendig å vurdere andre flomforebyggende tiltak

innenfor byområdet. Studien inkluderte ikke en kapasitetsanalyse, og de påfølgende trinnene beskrevet i Figur 3 ble ikke utført.



*Figur 4. Eksempler på fordrøyningstiltak for naturlig flom inkludert (a) lekkende tømmerdammer, (b) kvistdammer, (c) stokkdammer, (d) stokkdammer med kvist, (e) steindammer (foto: a-d av B.C. Braskerud og e av S. Myrabø).*

### **Registrering av overvannsrelaterte data**

En on-line registreringsløsning av overvannsrelaterte data «Registrering overvann» ble utviklet i ArcGIS on-line (se vedlegg V.1). Dataregistreringer ble utført som grunnlag for analysene i A.V. Registreringer var også nyttige for verifisering av modelleringsresultater fra MIKE 21 i A.I og MIKE FLOOD i A.II i kombinasjon med registrerte skader.

Følgende registreringer er utført etter prosedyre 1 beskrevet i V.1:

- status for eksisterende nedsenkninger i terrenget,
- status for dreneringslinjer,
- status for antall taknedløp som går ned i bakken,
- vurdering av muligheter for bruk av offentlige arealer til fordrøyning av overvann,
- forslag til justering av eksisterende «utrygge» dreneringslinjer til trygge flomveier.

## **Registrering av stikkrenner**

For å kunne beskrive avrenningsmønster i flommodellen (kap. 2.3 om MIKE FLOOD) mest mulig riktig, unngå feilaktige oppstuvninger av overvann i modellresultater, samt å ikke underestimere vannmengder som overføres nedstrøms, ble stikkrenner registrert ved feltundersøkelser. Dataene ble registrert etter prosedyre 2 beskrevet i vedlegg V.1.

## **Inndeling av urbane hydrologiske delnedbørsfelt**

Som et grunnlag for evaluering av resultater for kvantitativ ROS analyse i A.II ble Akerselva nedbørsfelt oppdelt i urbane hydrologiske delnedbørsfelt etter prosedyren beskrevet i vedlegg V.2. Tilsvarende metodikk var også anvendt for identifisering av delnedbørsfelt i studieområdet i A.I.

## **2.3 Hydraulisk modellering**

### **MUCS (A.I) og ROSIE (A.IV)**

Avrenning i forbindelse med regn avhenger først og fremst av nedbørsfeltets størrelse og arealbruk. For å beskrive hvordan avrenningen varierer med tiden i forbindelse med regn, brukes Rainfall-Runoff modul i MUCS og ROSIE modellverktøy. I denne modulen beskrives nedbørsfeltets størrelse, initialtap, hydrologisk reduksjonsfaktor og konsentrasjonstid. Med utgangspunkt i data registrert ved feltarbeid ble alle avløpsavrenningsområder i modellen oppdatert med registrert andel av permeable flater. Videre ble avrenning som oppstår ved regn beregnet etter tid-areal metoden. Den beregnede avrenningen ble deretter koblet til den hydrauliske modulen i MUCS (MIKE Powered by DHI, 2019b) og i ROSIE (Rosim, 2016). MUCS var kalibrert i 2015 med hensyn til målt avrenning. En ny kalibrering ble vurdert som unødvendig i A.I da simulering av konkrete nedbørshendelser i 2019 viste at modellresultater stemmer godt med registrerte skader for disse nedbørshendelsene. Beregningsresultater fra ROSIE ble anvendt for å finne potensielt antall kjelleroversvømmelser for gitte scenarier i A.IV. Modellen i studiet var ikke kalibrert i dette tilfellet. Antall kjelleroversvømmelser ble beregnet basert på om stikkledning fra bygg var koblet til hovedledning med trykk over 90 cm over topp innvendig rør (Lindholm et al., 2008).

### **MIKE21**

For å skape oversikt over avrenningsmønster i nedbørsfeltet og kartlegge potensiell risiko for ukontrollert overvannsavrenning i A.I, ble en ikke-kalibrert MIKE21

overflateavrenningsmodell for Gaustadbekken nedbørfelt belastet med en styrtregnhendelse. Modellen har en oppløsning på 4×4 meter.

De første forsøkene i A.II undersøkelsen ble også gjennomført med utgangspunkt i en eksisterende MIKE 21 modell. Modellen ble kjørt for 200 års regn for Blindern målestasjon (MET, 2019) med klimafaktor på 1,5 (Dyrrdal & Førland, 2019) (200KF) for hele byen. Simuleringsresultater var tydelig feilaktige da de ga usannsynlig store vannansamlinger på overflaten sammenlignet med observasjonene ved lokale styrtregn. Det ble valgt å ikke bruke ressurser på forbedring av denne modellen. Selv om modellen skulle gi en pålitelig avrenning på overflaten ville det fortsatt ikke være mulig å vurdere effekten av styrtregn på avløpssystemet og interaksjon av overflateavrenning med vassdrag. Resultater fra de første beregningene ble forkastet og studien satt på vent frem til en ny MIKE FLOOD modell for Oslo ble etablert i 2020 (Almestad, 2021).

## **MIKE FLOOD**

MIKE FLOOD modellen består av tre koblede modellverktøy: 2D MIKE 21 FM (fleksibel mesh) for overflateavrenning, 1D MIKE HYDRO River for vassdrag og 1D MIKE URBAN CS for avrenning i avløpssystemet. Ni 1D-modeller for hovedelver i Oslo ble koblet med «literal links» til ti 2D fleksibel mesh (FM) overflateavrenningsmodeller (1D/2D-kobling). 1D-modell for ledningsnett (44.000 ledninger med tilhørende installasjoner) ble koblet i overløp til 1D elvemodeller (1D/1D-kobling) og i kummer til 11 2D FM-modeller med et samlet areal på 185 km<sup>2</sup> (1D/2D-kobling). Til tross for stor modellkompleksitet, omfang og detaljnivå, hadde modellen høy beregningseffektivitet. Dette ble oppnådd ved å bruke fleksibel mesh for 2D-modellene og en GPU (Graphics processing unit) for beregninger.

Den koblede hydrauliske MIKE FLOOD modellen var ikke kalibrert på grunn av manglende kalibreringsdata. Likevel har ikke kalibrering en avgjørende betydning for validitet av resultater som anvendes i arbeidet for storskala undersøkelser for ekstreme nedbørshendelser. For å kunne bruke modellen for mer detaljert planlegging er det behov for å fremskaffe et bedre datagrunnlag for videreutvikling og kalibrering av modellen. For å oppnå dette, ble et nettbasert registrerings skjema, «Meld inn overvannshendelse», utviklet (se vedlegg V.3).

Simuleringer med MIKE FLOOD ble utført av DHI AS. Detaljert modellbeskrivelse og oversikt over utførte beregninger finnes i DHIs modellrapport (Almestad, 2021).



## Nedbørsscenarioer i modellanalyser

I de fleste undersøkelser ble modeller belastet med nedbør som er beskrevet med Intensitet-varighet-frekvens kurve (IVF) basert på statistiske nedbørsdata for Blindern, Oslo (1967-2019) (MET, 2019) og anbefalt klimafaktor (Dyrredal & Førland, 2019). IVF for fremtidig regn ble etablert ved å multiplisere IVF for ulike gjentaksintervaller med klimafaktor. Nedbørsscenarioer brukt i undersøkelsene er sammenstilt i Tabell 3.

Tabell 3. Nedbørshendelser som de ulike studiene er basert på.

Artikkel	Nedbørsscenario
<b>Beregninger i MIKE URBAN CS</b>	
A.I	2 og 30 års regn med og uten klimafaktor 1,5, 2 timers varighet
<b>Beregninger i ROSIE</b>	
A.IV	2, 5, 10, 20, 30, 50, 100 års regn med og uten klimafaktor 1,5, 1 times varighet
<b>Beregninger i MIKE21</b>	
A.I	CPH for Gaustadbekken nedbørsfelt (135 minutters varighet)
<b>Beregninger i MIKE FLOOD</b>	
A.II	200 års regn med klimafaktor 1,5 for testområde i Akerselva nedbørsfelt (1 times varighet) og CPH for hele Oslo (135 minutters varighet)
A.III	ROS resultater fra A.II
A.V	10, 20 og 200 års regn med klimafaktor 1,4 og 1,5, 1 times varighet

Tre nedbørsscenarioer er kjørt for dagens situasjon og to alternative tiltak i A.I. Det er brukt fem minutters beregningssteg for 2 og 30 års regn med to timers varighet. 2 års regn ble valgt basert på at overløpsutslipp i studieområdet skulle ikke skje oftere enn annet hvert år. For å evaluere effekten av tiltak på overløpsdrift også for fremtidig nedbør er det utført simuleringer for 2 års nedbør med klimafaktor. 30 års regn med klimafaktor er valgt fordi det ikke skal forekomme gjentakende kjelleroversvømmelser på grunn av tilbakeslag fra avløpssystemet ved fremtidig 30 års regn (Oslo kommune, 2014). I Oslo var en klimafaktor på 1,5 for fremtidig nedbør gjeldende per undersøkelsestidspunkt også for 2 og 30 års regn. Denne ble anvendt i A.I og A.IV

Dagens situasjon og fire alternative tiltak i A.IV undersøkelsen ble modellert i ROSIE. Hver av de fire tiltaksalternativene ble dimensjonert for både dagens 30 års regn (30) og for 30 års regn med klimafaktor 1,5 (30KF) for å teste lønnsomheten ved å ekskludere/inkludere klimafaktor i dimensjoneringsforutsetningene. Som grunnlag

for NKA ble det kjørt 14 simuleringer (2-100 års regn med og uten klimafaktor med 1 times varighet) for hver av de totalt ni alternativer, i alt 126 simuleringer.

MIKE 21 modellen er kjørt for en faktisk nedbørhendelse på 155 mm i løpet av 135 minutter i København 2. juli 2011 (CPH) (Lindholm et al., 2013) i A.I undersøkelsen.

Resultater for simulering av 200 års regn med klimafaktor på 1,5 i MIKE FLODD er anvendt for test av ROS for Akerselva nedbørsfelt (A.II) og som inngangsdata i A.V. Beregninger av 10 og 20 års regn med klimafaktor på 1,4 ble i tillegg anvendt i A.V.

For risikoanalysen i A.II ble MIKE FLOOD belastet med en styrtregn. Da det ikke finnes tilgjengelige lokale data for en slik hendelse i Oslo, ble det valgt å bruke CHP regn. Delresultatet fra A.II ble også anvendt som inngangsdata til A.III undersøkelse.

## 2.4 Beregning av besparelse ved økt bruk av no-dig (A.I)

Som en innledende analyse til A.I er det undersøkt hvor stor betydning valg av rehabiliteringsmetode har på investeringsbudsjettet i Vann- og avløpsetaten i Oslo (VAV). Beregning av ulike parametere er utført etter formler i Tabell 4.

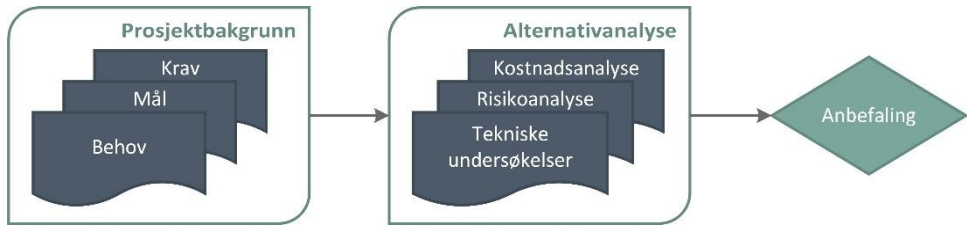
*Tabell 4. Beregningsformler av besparelse ved økt bruk av no-dig. Ved beregninger er det tatt utgangspunkt i VAVs avløpsrehabiliteringsbudsjett for 2019, enhetskostnader for hhv. no-dig og gravemetoder, og et mål om rehabiliteringstakt på 1,6 %.*

Parameter	Forkortelse	Verdi/Formel
Budsjett [NOK]	B	345 000 000
Mål for gjennomsnittlig rehabilitering per år [m]	G	23 840
Enhetspris no-dig [NOK/m]	N	4 082
Enhetspris graving [NOK/m]	OC	36 083
Andel no-dig	S	$S_n$
Kostnad no-dig	CN	$G \times S \times N$
Kostnad graving	COC	$G \times (100\% - S) \times OC$
Gjennomsnittlig kostnad per meter		$T/G$
Besparelse / Måloppnåelse		$B/T$
Total rehabiliteringskostnad	T	$CN + COC$
Reduksjon i enhetspris		$100\% - (100\%/AC_n \times AC_{n+1})$

## 2.5 Konseptvalgutredning (KVU) (A.I)

Studien er utført etter rammeverket til konseptvalgutredninger (KVU) til større offentlige investeringsprosjekter i Oslo kommune (Oslo kommune, 2011). Et

vesentlig prinsipp i KVV rammeverket er gjennomføring av en grundig analyse av behov, mål og krav før vurdering av ulike alternativer for problemløsning (Figur 5).



Figur 5. Grunnleggende prinsipper for konseptvalgutredning

I tradisjonelle avløpssystemanalyser begrenses undersøkelsene til tekniske avrenningsområder. For å kunne inkludere vurdering av LOD og BGI i studien ble også undersøkelsen av hydrologiske nedbørsfelt inkludert i analysen (Figur 6).

Analyse av kapasitetsforbedrende tiltak på AF med konvensjonelle vs. overflatebaserte overvannstiltak				
	A: Avrenningsområde	B: Behov ut fra VA sektoransvar	C: Behov ut fra tverrfaglig perspektiv	D: Alternative tiltak
GRI	Teknisk avrenningsområde	Kjeller-oversvømmelser Overløp		Oppdimensjonering Separering Fordrøyningsmagasin
Kombinasjon av GRI, LOD og BGI	Teknisk avrenningsområde Hydrologisk nedbørsfelt		Kjeller-oversvømmelser Overløp Innlekking av overvann i bygg Erosjonsskader, mm.	Oppdimensjonering Separering Fordrøyningsmagasin Infiltrasjon Fordrøyning Flomveier

Figur 6. Vurderinger av kapasitetsforbedrende tiltak i AF med konvensjonelle vs. overflatebaserte overvannsløsninger.

Valg av alternative konsepter i A.I var basert på at ledningskapasitet kan økes enten ved å redusere tilstrømning av fremmedvann eller ved å oppdimensjonere eksisterende ledningsanlegg. I tillegg til oppgradering av dagens situasjon, ble to grunnleggende forskjellige alternativer identifisert:

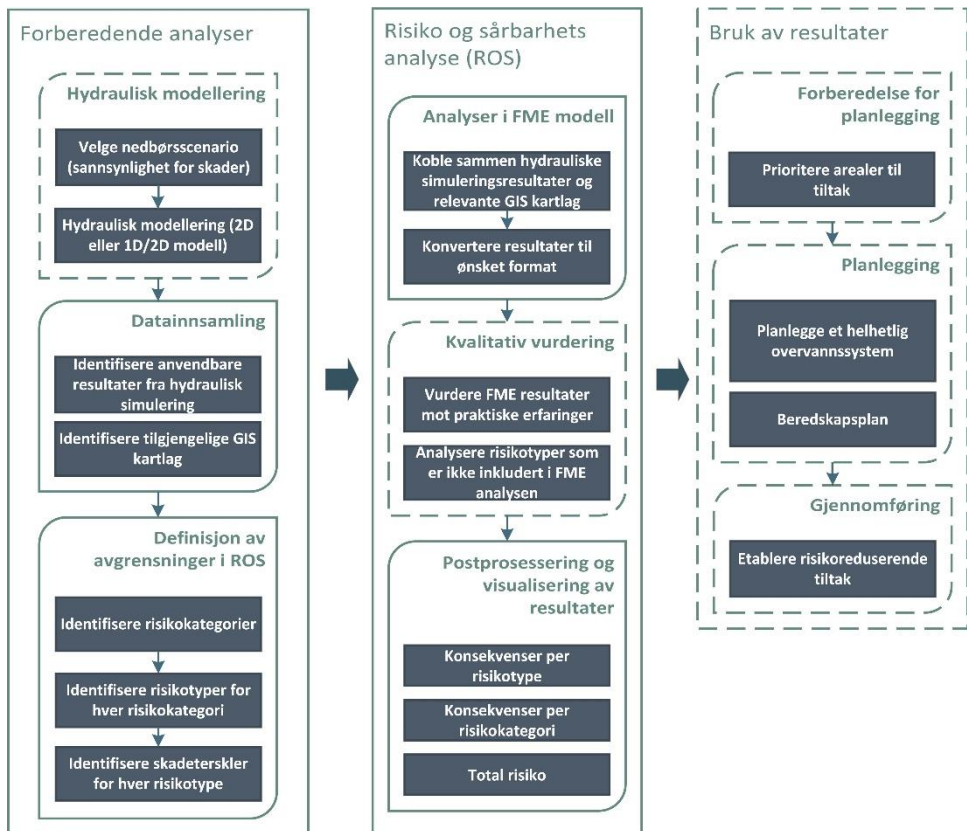
- Alternativ 0 (A0) – Oppgradering av dagens situasjon med no-dig (GRI) og LOD.
- Alternativ 1 (A1) – Rehabilitering ved bruk av no-dig (GRI), LOD og BGI.
- Alternativ 2 (A2) – Fjerne flaskehals ved oppdimensjonering (GRI).

Alternative løsninger ble vurdert mot «må» og «bør» krav, som ble definert i studien. En kvalitativ risikoanalyse av de tre alternativene avsluttes med anbefaling av den løsningen som best oppfyller alle krav og ikke medfører uønsket risiko. En enkel

kostnadsanalyse av investeringen ble utført for anbefalt alternativ, basert på enhetspriser i Oslo kommune.

## 2.6 Kvantitativ ROS analyse av urban flom (A.II)

Metoden for risikoanalyse utviklet og testet i undersøkelsen og dokumentert i A.II, er basert på hydraulisk modellering (Figur 7).



Figur 7. Vurderinger av flomrisiko for et bredt spekter av risikokategorier i byområder ved bruk av hydrauliske og FME-modeller. Analyser i bokser med stiplede linjer er unntatt fra undersøkelsen.

Ved oppstart av en risikoanalyse er det nødvendig å identifisere for hvilket nedbørsscenario (sannsynlighet) og for hvilke tilhørende risikokategorier konsekvensene skal vurderes (Zhang et al., 2020). Det ble gjort en kartlegging av GIS data i den kommunale kartdatabasen som er tilgjengelig for analysen. Basert på denne informasjonen ble risikotyper for hver risikokategori identifisert (DSB, 2016; Nordeidet et al., 2019). Definisjonen av skadeterskelverdier for ulike risiko var basert

på en litteraturstudie, med noe tilpasning til tilgjengelige data og lokalkunnskap. En GIS-basert analyse som inkluderte og vektet alle tilgjengelige datasett ble satt opp i Feature Manipulation Engine (FME) programvare (SAFE SOFTWARE, 2020). Mulige risikoer kan ikke alltid identifiseres kvantitativt, og det kan være behov for kvalitativ vurdering av spesifikke risikokategorier (Willows et al., 2003). På grunn av god datatilgang i denne studien ble kvantitativ analyse ansett som tilstrekkelig for å oppnå et pålitelig resultat, og en kvalitativ analyse ble ikke inkludert i denne studien. ArcMap er anvendt for å visualisere konsekvenser per risikotype og per risikokategori, samt total risiko ved en gitt sannsynlighet. Til slutt ble et nettbasert ArcGIS-verktøy (ESRI, 2021a) utviklet for å visualisere analyseresultatene for beslutningstakere. Bruk av resultater var ikke en del av denne studien. En detaljert beskrivelse av metodikken er presentert i vedlegg V.4 Kvantitativ ROS for urban flom.

## 2.7 Lønnsomhetsberegning (A.IV)

### Skadekostnad

Nedbørshendelser av en viss størrelse opptrer med tilfeldige tidsintervall. Ved beregning av skadekostnader ble dette hensyntatt ved å kalkulere forventet årlig skadeomfang (EAD; expected annual damage) (Olsen et al., 2015). For alle hendelser ble produktet av hendelsens skadeomfang integrert med hendelsens sannsynlighet for å opptre i løpet av et gitt år. For å begrense antall simuleringer ble gjentaksintervallene 2, 5, 10, 20, 30, 50 og 100 år brukt i beregningene. EAD ble beregnet etter formel [1] der  $D(T)$  er skadefunksjon som gir skadeomfang for en hendelse med gjentaksintervall  $T$  og  $T$  er gjentaksintervall for regn.

$$EAD = \int_0^{\infty} \frac{D(T)}{T^2} dT \quad [1]$$

Forventet levetid for tiltakene vurdert i studien varierer mellom 18 og 100 år. Beregningen ble utført for en 100 års periode ut fra den lengste levetid. Det ble antatt at klimaet endres fra dagens situasjon (uten klimafaktor) til fremtidens situasjon (med klimafaktor). Som følge ble EAD beregnet for dagens klima med linear stigning frem til fremtidens EAD-nivå om 100 år (Zhou et al., 2012).

### Absolutt og relativ lønnsomhet

Nominell verdig av penger i dag er høyere enn i fremtiden på grunn av inflasjon. For å ta hensyn til tidsverdien av penger ved langsiktige investeringer diskonteres fremtidens kroneverdi til dagens kroneverdi. Lønnsomheten, også kalt netto nåverdi

(NNV), i prosjekter kan beregnes ved bruk av nåverdimetoden (DFØ, 2018). For å beregne lønnsomhet av hvert tiltaksalternativ, er det tre verdier som er av interesse:

- Nullalternativet: nåverdi av skadekostnader ved ikke å gjøre tiltak i en 100 års periode, med hensyn til stigende klimafaktor (NV1).
- Nåverdi av skadekostnader over 100 år, selv om tiltakene blir gjennomført (NV2).
- Nåverdi av investerings- og driftskostnader for en 100 års periode (NV3).

Beregning av netto nåverdi (NNV) ble utført etter formel [2] der  $I_0$  investeringskostnad ved år null,  $U_t$  årlig nettonytte definert som nytte (reduerte skadekostnader ved tiltak i forhold til nullalternativet) minus årlige driftskostnader ved år  $t$ ,  $t$  er antall år,  $r$  er diskonteringsrenten.

$$NNV = -I_0 + \sum_{t=1}^n \frac{U_t}{(1+r)^t} \quad [2]$$

Kalkulasjons- eller diskonteringsrente anvendes for å kunne sammenligne og summere nytte- og kostnadsvirkninger som oppstår på ulike tidspunkt. Diskonteringsrenten representerer avkastningskravet som er satt i et prosjekt. Ved en høy diskonteringsrente vil avkastningskravet eller prosjektets risiko være høy. Dermed vil prosjektet være mindre lønnsomt, og NNV blir mindre (DFØ, 2018). Antall år som er lagt til grunn i analysen er 100 år. For tiltak med lavere levetid, gjøres det reinvesteringer frem til år 100. Restverdi etter 100 år er ikke tatt hensyn til i analysen. Diskonteringsrente i Norge settes til 4 % for nytte og kostnader som påløper år 0-40, 3 % 40-75 år og 2 % etter 75 år (FIN, 2021). Resultater i denne avhandlingen er basert på den variable diskonteringsrenten. I den opprinnelige undersøkelsen presentert i A.IV ble diskonteringsrenten satt til 4 % for hele perioden på 100 år.

Den absolutte lønnsomheten i form av netto nåverdi (NNV) angis som nåverdien av nytten av tiltaket i form av reduserte skadekostnader med tiltaket i forhold til nullalternativet (dvs. NV1 - NV2) minus kostnadene forbundet med investering og drift av tiltaket (NV3); se formel [3].

$$NNV = Lønnsomhet_{ABS} = NV1 - NV2 - NV3 \quad [3]$$

Relativ lønnsomhet angir hvor mye man får igjen av det man bruker på tiltaket. Den relative lønnsomheten i form av Netto Nåverdi per Budsjettkrone (NNB), i prosent, ble bestemt ved formel [4].

$$NNB = Lønnsomhet_{REL} [\%] = \frac{NV1 - NV2 - NV3}{NV3} \times 100 \% \quad [4]$$

Enhetskostnader for investering og drift, som ble justert for KPI til 2017-verdier, er basert på litteraturstudier (Magnussen et al., 2015). Disse verdier (unntatt kostnader for tilbakeslagsventil) ble oppjustert med faktor 5 da litteraturdata ikke stemte med erfaringene i Oslo kommune. Investeringskostnad for oppdimensjonering av ledningsnett er endret til gjennomsnittlig kostnad for gravetiltak i Oslo. Enhetskostnader benyttet i denne studien er sammenstilt i Tabell 5.

*Tabell 5. Enhetskostnader på skader og tiltak, justert for KPI til 2017-verdier.*

Kostnadstype	Type	Enhet	Enhetskostnad
Kjellerskadekostnad		NOK/kjeller	183 640
Fordrøyningsbasseng	Investering	NOK/m <sup>3</sup>	6 825
	Drift	NOK/m <sup>3</sup> /år	184
Takfrakobling med regnbed	Investering	NOK/m <sup>2</sup>	7 350
	Drift	NOK/m <sup>2</sup> /år	79
Oppdimensjonering	Investering	NOK/m	36 083
	Drift	NOK/m/år	446
Tilbakeslagsventil	Investering	NOK/ventil	49 500
	Drift	NOK/ventil/år	1 330

Det finnes lite tilgjengelig data for investerings- og driftskostnader for LOD og BGI. I dette forskningsprosjektet er det derfor initiert en undersøkelse for å forbedre dette grunnlaget til videre analyser. Skjema presentert i vedlegg V.5 viser et oppsett for kartlegging av kostnader for overflatebaserte overvannsløsninger.

Omfanget av tiltak anvendt i analysen er vist i Tabell 6.

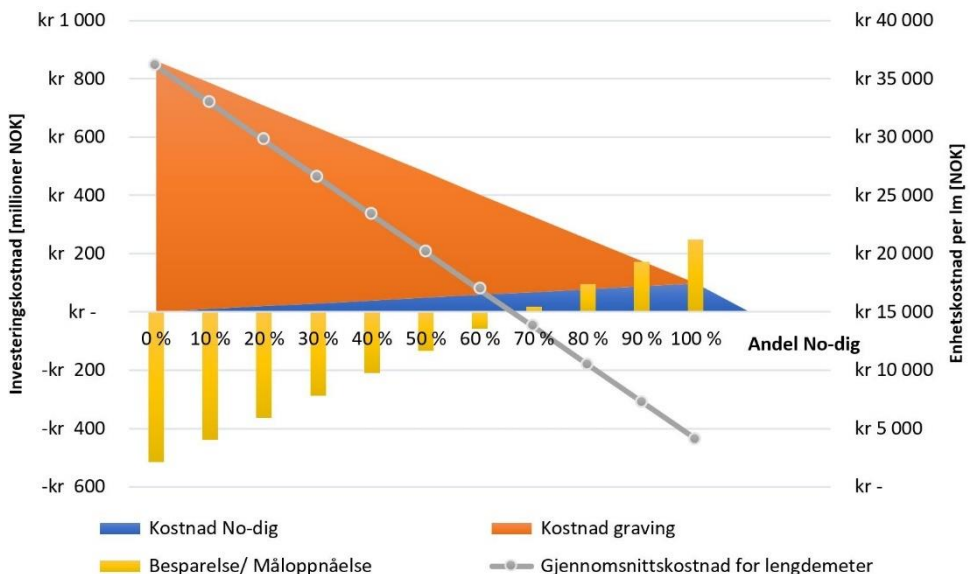
*Tabell 6. Dimensjonering av tiltaksalternativer.*

Dimensjonering	A1 – regnbed (6% av frakoblet takareal i m <sup>2</sup> )	A2 – oppdimensjonering (lengde i m)	A3- fordrøyning (volum i m <sup>3</sup> )	A4- tilbakeslagsventil (antall)
30 års regn	53,83	18,58	7,74	4
30 års regn med KF	852,37	683,04	185,70	54

## 3 Resultater

### 3.1 Potensiale for besparelse ved økt bruk av no-dig (A.I)

Med utgangspunkt i gjeldende budsjett og enhetskostnader i Oslo viser beregninger at mer enn 60 % av avløpsledningene må rehabiliteres med no-dig for å nå målet om en rehabiliteringstakt på 1,6 % (Figur 8). X-aksen viser andel av no-dig i %. Ved en andel no-dig på over 70 % er det mulig å rehabilitere mer enn 1,6 % av ledningsnettet uten budsjettøkning. Årlig investeringskostnad for ulike kombinasjoner av no-dig og graving samt måloppnåelse av rehabiliteringstakt vises på venstre y-akse. Gjennomsnittlig kostnad per rehabilitert lengdemeter med ulike metoder reduseres ved økt bruk av no-dig og vises på høyre y-akse.



Figur 8. Måloppnåelse for avløpsrehabilitering og besparelse gitt et fast årlig budsjett på 34,5 millioner NOK og ved varierende andel no-dig. Beregningene er basert på ligningene i Tabell 1.

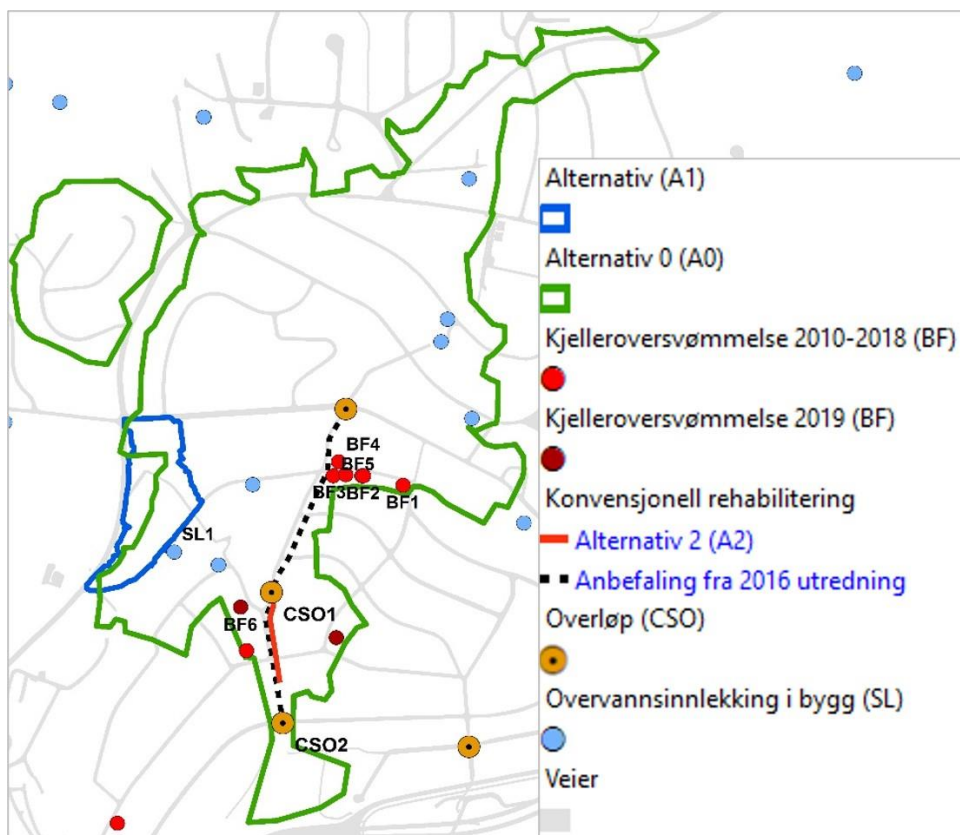
I Oslo varierer kostnad per lengdemeter i graveprosjekter mellom 10 000 og 60 000 NOK, avhengig av lokale forhold. Enhetskostnader for no-dig er på ca. 4 000 NOK/lm. Kostnadsreduksjonen per rehabilitert lengdemeter ved bruk av no-dig i stedet for gravemetoder utgjør mellom 60 % og 90 %.



I praksis vil det imidlertid være utfordrende å øke bruk av no-dig fordi det ofte er dårlig kapasitet i avløpssystemene. Derfor bør flere alternative kapasitetsforbedrende tiltak for AF vurderes i tillegg til konvensjonelle gravemetoder, som f.eks. oppdimensjonering, separering og etablering av fordrøyningsmagasiner.

### 3.2 Effekt av frakobling av tette flater på AF (A.I)

Undersøkelsen er gjennomført ved analyse av tre alternative tiltak; frakobling av takarealer i hele avløpsavrenningsområdet (A0), frakobling av alle tette flater i et mindre delnedbørsfelt kombinert med bruk av LOD og BGI (A1) og oppdimensjonering av flaskehalsen på avløpsledningsnettet som fører til hyppig overløpsdrift fra to overløp (SCO1 og SCO2) og kjelleroversvømmelser (A2) (Figur 9).



Figur 9. Rehabiliteringsalternativer og lokalisering av registrerte kjelleroversvømmelser (BF), bygningsskader fra overvann (SL) og overløp (CSO).

Resultater av frakobling i A0 viser at ved å redusere avrenning fra takflater med 33 %, som tilsvarer 50 % av det totale takarealet i avløpsavrenningsområdet, blir utslippet fra begge overløp betydelig redusert (Tabell 7).

Tabell 7. Modellering av effekt av alternative tiltak på overløp CS01 og CS02. CS0 er overløp og KF er klimafaktor 1,5 %. Tette flater utgjør 20,4% av totalt 58,3 Ha i studieområdet.

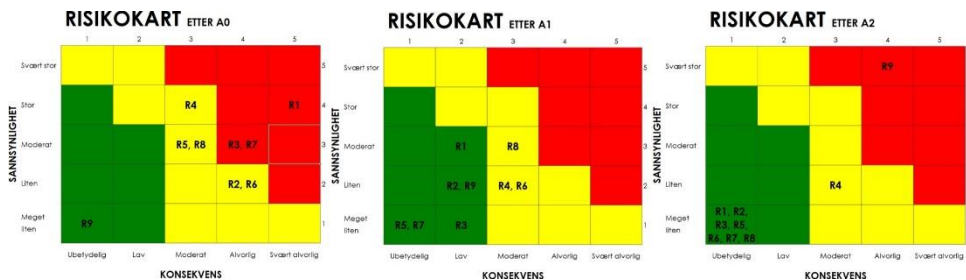
Alternativer	Innstillinger i modellen				Modellresultater					
	Andel av totalt areal tilkoblet AF	Takandel tilkoblet AF	Veiandel tilkoblet AF	AF dim. nedstrøms CS01	Beregnet vannføring fra CS01 [m <sup>3</sup> ]			Beregnet vannføring fra CS02 [m <sup>3</sup> ]		
					2-års regn		30-års regn	2-års regn		30-års regn
						+KF	+KF		+KF	+KF
<b>Status</b>	10,9%	6,5%	4,4%	Ø300	27,9	29,4	134,4	124,4	189,8	816,9
<b>A0</b>	4,4%	0	4,4%	Ø300	0	0	21,9	0	0	231,1
<b>A1</b>	9,9%	6%	3,9%	Ø300	0	9,7	51,7	3,2	137,2	737,4
<b>A2</b>	10,9%	6,5%	4,4%	Ø500	0	0	0	0	210,5	940,4

Risikoen for kjelleroversvømmelser i BF1-BF6 unngås. Risikoen for overvannsskader ved SL1 (Figur 9) blir redusert, men unngås ikke helt. Ved A0 vil det fortsatt være mye veiavrenning som drenerer til AF. Tiltak i A1 løser problemer med overvannsskader ved SL1, og risikoen for overløp fra CS01 og CS02 blir betydelig redusert. Det er også risikoreduksjon for kjelleroversvømmelser i BF6. Både A0 og A1 bidrar til reduksjon av overløpsutslipp fra CS02. Oppdimensjonering i A2 bidrar til risikoreduksjon for kjelleroversvømmelser i BF1-BF6 og utslipp fra CS01, men øker overløpsutslipp fra CS02. A2 reduserer heller ikke risikoen for overvannsskader ved SL1. Analysen av modellresultatene for alle alternativer viser at oppdimensjonering av ledningsnett har en positiv lokal effekt, men bidrar ikke til å løse overvannsrelaterte problemer på overflaten oppstrøms. Samtidig skaper oppdimensjonering nye problemer fra avløpssystemet nedstrøms.

### 3.3 Risiko for «vann på ville veier» ved frakobling av tette flater (A.I)

Risikovurderinger av de tre tiltaksalternativene i undersøkelsen presentert i A.I viser at AF oppdimensjonering i A2 er forbundet med lavest risiko, hovedsakelig fordi det er en velprøvd rehabiliteringsmetode. Frakobling av tette flater i hele avløpsavrenningsområde i A0 er forbundet med høy risiko for ukontrollert avrenning. Ledningsforvalteren bør dermed ikke ukritisk gjennomføre tiltaket for å

øke AF-kapasitet. Risikonivået for A1 er større enn risiko i A0 og mindre en risiko i A2. A1-alternativet kan ikke løse alle utfordringer knyttet til dårlig ledningskapasitet i avløpsavrenningsområdet, men det kan redusere risikoen for ukontrollert avrenning også ved styrtregn (Figur 10).



Figur 10. Risikomatriser for vurderte alternativer etter gjennomføring av tiltak. Rødt indikerer ikke akseptabel risiko med behov for umiddelbare risikoreduserende tiltak. Gult viser behov for innføring av risikoreduserende tiltak. Grønt betyr akseptabel risiko.

Selv om det er vist positiv effekt på AF-kapasitet ved frakobling av tette flater i A0, bør potensielle tiltakskonsekvenser vurderes. Frakoblet avrenning kan bidra til økte overvannsskader ved nedbør på eiendommer og føre til veierosjon og forurensning av vassdrag. Det er i tillegg betydelige terrengvariasjoner i studieområdet som kan føre til store vannføringer på overflaten og økt risiko for blant annet liv og helse og fremkommelighet.

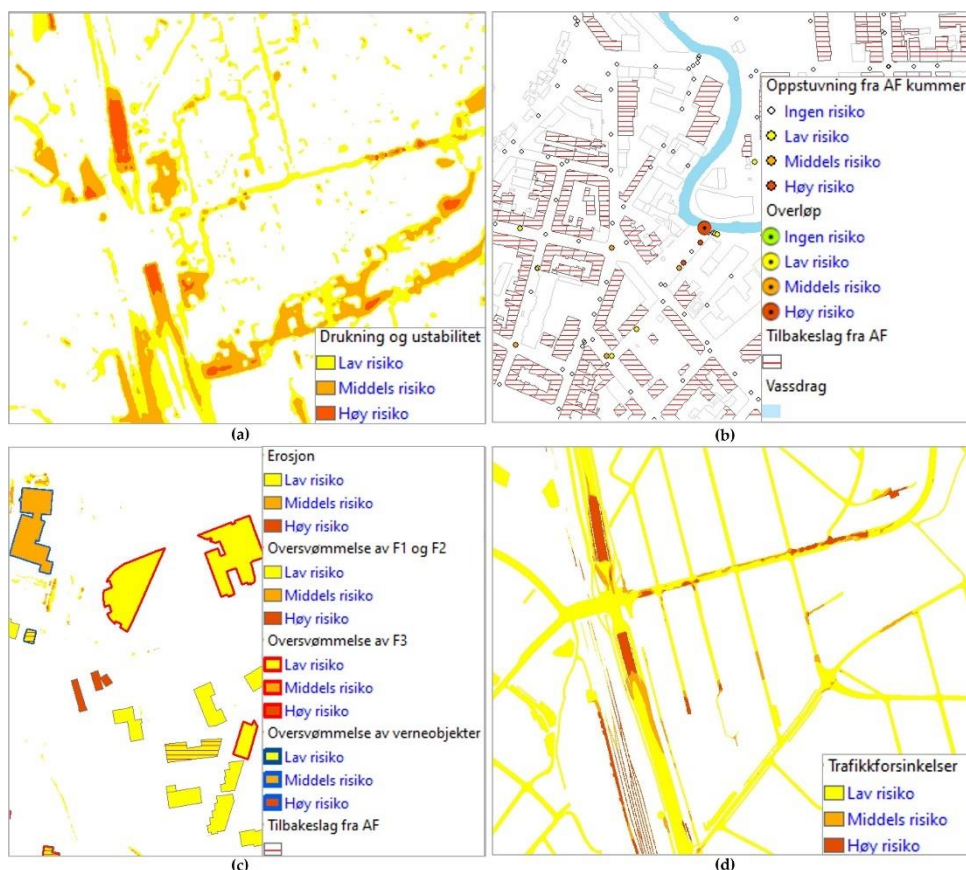
For å redusere risikoen for vann på ville veier, bør det etableres risikoreduserende tiltak som for eksempel LOD og BGI. Ledningsforvalter kan utføre frakobling av tette flater med pålegg om LOD på privat grunn og etablere BGI innenfor A1 delnedbørsfeltet, da hele dette området drenerer til AF. Frakobling av tette flater i andre deler av avløpsområdet i A0 bør innføres gradvis i samarbeid med offentlige arealforvaltere.

Vedlikehold av BGI er avgjørende for å sikre langsiktig funksjonalitet til overflatebaserte overvannsanlegg. Det er dermed nødvendig å etablere vedlikeholdsrutiner og sikre tilstrekkelig driftsfinansiering av BGI på offentlige arealer. For å oppnå ønsket effekt fra frakobling av tette flater på privat grunn er det avgjørende at avrenningen infiltreres og forsinkes. Inkludering av LOD på privat eiendom i kommunal avløpshåndtering kan innebære risiko for ukontrollert avrenning på grunn av, for eksempel, mangelfull drift. Viktige suksesskriterier for etablering av LOD på privat grunn er dermed menneskelige faktorer som dyktighet, pålitelighet og kunnskap. Informasjon til innbyggerne i området om hvorfor disse

tiltakene er nødvendige og hvordan de bør gjennomføres og driftes vil øke sannsynligheten for suksess. Utvikling av et kommunalt program som gir økonomisk støtte til etablering av LOD på privat eiendom ville antagelig bidra til å oppnå ønskede resultater (New waterways, 2021). En fremgangsmåte for identifisering av områder der det kan være hensiktsmessig med støtte til etablering av LOD på privat eiendom er presentert i vedlegg V.6 om vurdering av tilskudd til etablering av private LOD.

### 3.4 Kvantifisering av risikoomfang for urban flom (A.II)

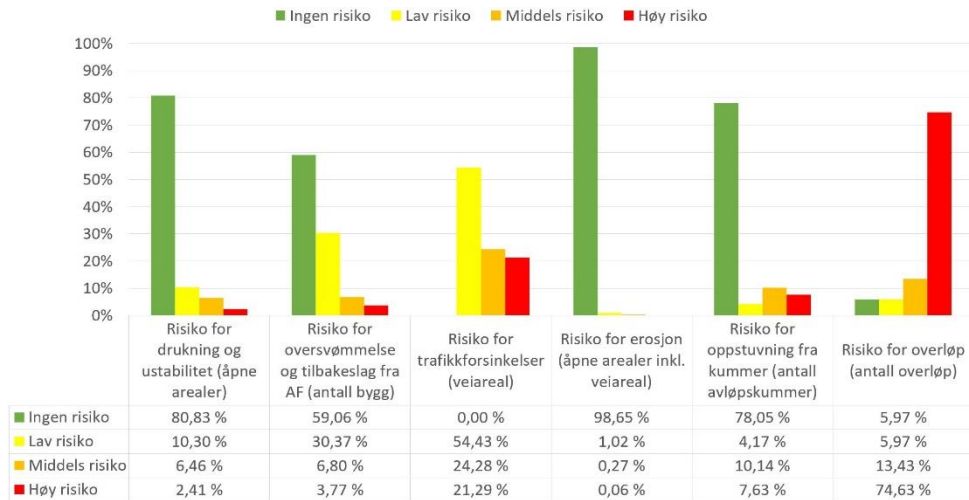
Konsekvenser per risikotype ble beregnet og visualisert slik at hver arealtype eller hvert infrastrukturobjekt kan risikovurderes, enten separat eller samlet per risikokategori for en spesifisert nedbørshendelse (Figur 11).



Figur 11. Prinsipper for risikoklassifisering av risikotyper ved 200-års regn med klimafaktor 1,5: Drukning og ustabilitet (fall på grunn av høy vannføring) av mennesker (a), forurensning fra overløp og avløpskummer samt kjelleroversvømmelser (b), alle bygningsskader (c) og trafikkforsinkelser (d).

Beregningsresultatene viser en geografisk fordeling av potensiell risiko for drukning og fall på grunn av høy vannføring på ulike åpne arealer. Tilsvarende er det mulig å identifisere veier, T-banelinjer og togspor som er utsatt for trafikkforsinkelser ved urban flom. Flere bygninger i ulike kategorier blir utsatt for ulike nivåer av risiko fra oversvømmelser, kjelleroversvømmelser, erosjon eller en kombinasjon av ulike risikotyper. Videre utvikling av metodikken åpner også for klassifisering av utslippsrisiko fra overløp og avløpskummer.

Konsekvenser fra urban flom i Oslo er beregnet for et styrtregn av samme størrelsesorden som traff København 2. juli 2011 (CPH) (Figur 12).



Figur 12. Risikofordeling (ingen, lav, middels og høy risiko) for ulike risikotyper for Oslo ved CPH i % av totalt areal eller total mengde infrastruktur per risikotype.

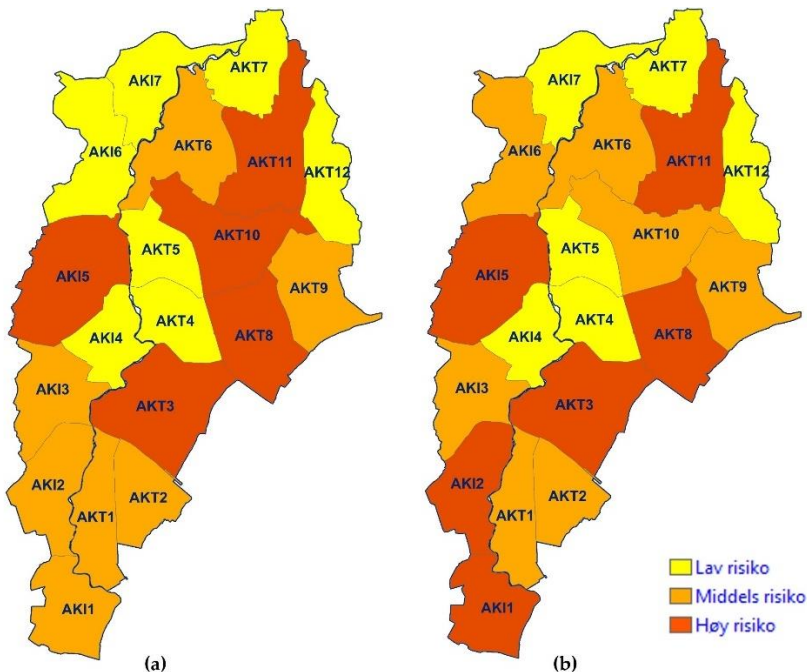
Mennesker kan bli utsatt for skade på 19,2 % av det totale arealet. Total risiko for oversvømmelse av bygg og kjelleroversvømmelser er på 40,9 %. Ved analyse av trafikkforsinkelser ble det ikke satt en nedre grense for lavrisikoterskel. Som konsekvens ble ingen strekninger av veinettet, T-banelinjer eller togspor klassifisert som «ingen risiko». I virkeligheten vil det være noen vei- og banestrekninger som ikke er utsatt for oversvømmelse. Likevel kan det forventes at 45,6 % av det totale arealet til vei, T-banelinjer og togspor vil bli oversvømt med risiko for fremkommelighetsreduksjon fra middels til høy. Total erosjonsrisiko i byen er på 1,5 % av det totale arealet. I Oslo vil 189 av totalt 201 overløp gå i drift ved styrtregn, og 26 % av alle avløpskummer i byen kan få oppstuvning.

Analysene i undersøkelsene, inkludert verktøyet for ROS analyse av urban flom i FME, er tilgjengelig på dette PhD-arbeidets egen hjemmeside [www.stormwater.no/fme/](http://www.stormwater.no/fme/).

### 3.5 Avgjørende faktorer for variasjon av risiko for urban flom (A.II)

Resultatene fra risikoanalysen av urban flom i A.II viser en høy konsentrasjon av skaderisiko for alle risikotyper. Likevel er det variasjoner i fordeling av risiko i ulike områder i byen. Det er fare for kjelleroversvømmelser fra felles avløpssystem i hele byen i områder der tilbakeslagsventiler ikke er installert. Områder med separatsystem er ikke utsatt for tilbakeslag i like stor grad. Nesten alle bygninger og veier i sentrum er utsatt for oversvømmelse, da mange av disse ligger i lavt i terrenget. Bygg og veiinfrastruktur høyere opp i byen er ikke utsatt for oversvømmelse i like stor grad, men i disse områdene øker risiko for erosjonsskader. På enkelte arealer er det også risiko for liv og helse på grunn av drukning og fall som følge av store vannoppsamlinger og sterke strømminger på overflaten. Spesielt områder langs lukkede historiske bekketraseer skiller seg ut med stor konsentrasjon av høy risiko for skade innenfor ulike risikokategorier.

Beregning av total risiko ble utført for delnedbørsfelt i Akerselva nedbørsfelt ved 200 års regn med klimafaktor (200KF) (Figur 13).



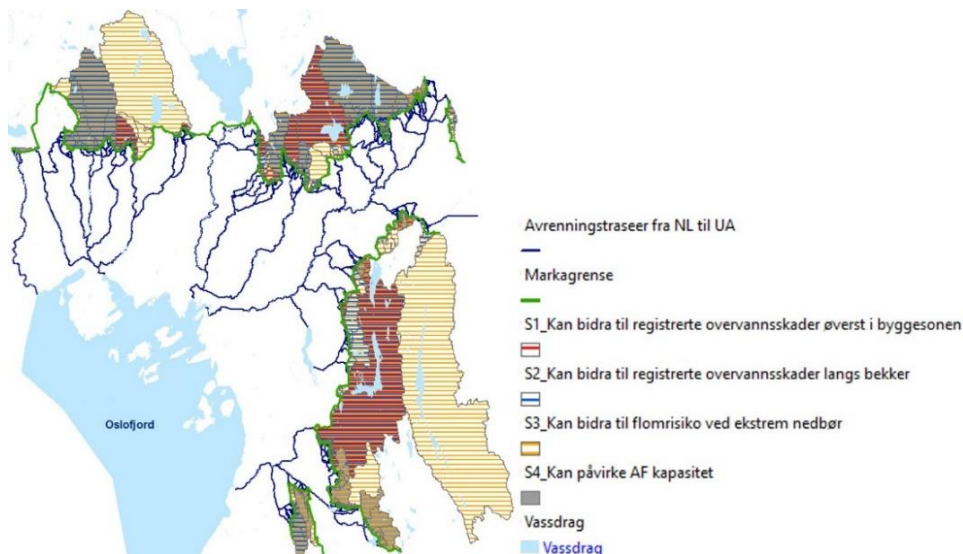
Figur 13. Betydning av erosjon for total risiko. Beregnet total risiko per delnedbørsfelt (a) inkludert risiko for erosjon vs. (b) ekskludert risiko for erosjon for Akerselva nedbørsfelt ved 200KF.

Selv om kun en liten andel av Akerselvas nedbørfelt er utsatt for erosjon, er erosjon inkludert i konsekvensvurdering av fem risikokategorier. Dette påvirket den totale risikoen i stor grad. For et scenario uten inkludering av erosjon i beregningen av den totale risikoen er delnedbørsfeltene i de sentrale delene av byen de som er mest utsatte for skader. Der er terrenget relativt flatt og oversvømmelsesomfang har størst betydning for skadeomfanget. Ved inkludering av erosjon i analysen endres fordelingen av total risiko slik at enkelte delnedbørsfelt i bratt terreng høyere opp i Akerselva nedbørsfelt får økt total skaderisiko i forhold til lavereliggende områder.

Tilsvarende er ledningsnettets betydning under flomforløpet vesentlig. Tilbakeslag fra AF påvirker tre risikokategorier. I tillegg kan både overløp og oppstuvning fra avløpskummer medføre risiko for både liv og helse og for natur og miljø ved at urensset avløpsvann renner ut i terrenget. Ved å ekskludere vurderingen av ledningsnettets effekt på den totale risikoen vil skadeomfanget fra urban flom bli undervurdert.

### 3.6 Bidrag fra naturlige nedbørsfelt oppstrøms bebyggelse til overvannsrelaterte skader i urbant miljø (A.III)

Avrenning fra tette flater er ikke nødvendigvis den eneste kilden til punkbelastning av avløpfellessystemet (AF) som bidrar til toppbelastning i AF (Figur 14).



Figur 14. Nedbørsfelt i Oslomarka som fører til ulike typer overvannsrelaterte skader i urbane områder nedstrøms. Flerfarget nedbørsfelt bidrar til flere enn én skadetype.

Analyse av avrenningsforholdene i Oslomarka viser at avrenning fra så mye som 40,7 km<sup>2</sup> naturlige nedbørsfelt oppstrøms bebyggelse kan bidra til belastning av AF-nettet. I tillegg bidrar avrenning fra 21,4 km<sup>2</sup> naturlige nedbørsfelt til registrerte bygningsskader i ytterkanten av byggesonen, avrenning fra 40,2 km<sup>2</sup> kan forårsake skader langs bekker i urbant miljø og avrenning fra 85,8 km<sup>2</sup> kan øke omfang av urban flom ved styrtregn i Oslo. Dette utgjør 28 % av det totale arealet av naturlandskap oppstrøms byggesonen (Figur 2).

### 3.7 Fordrøyning i kuperte nedbørsfelt oppstrøms bebyggelse (A.III)

En metodikk ble utviklet for systematisk analyse av egnetheten til fem typer fordrøyningsanlegg i naturlandskap, avhengig av lokale forhold (terreng, grunnforhold, natur og biodiversitet, skogstype og bruk av område til rekreasjon) (Tabell 8).

Tabell 8. Vurderingsskjema for mulighetsanalyse oppsummerer egnetheten til fem typer av fordrøyningsanlegg i naturlige nedbørsfelt under ulike lokale forhold. Vurderingsskala er: Godt egnet (++), middels egnet (+) og uegnet (0).

Vurderingskriteria	Index	Lekkende tømmerdam	Kvistdam	Stokkdam	Stokkdam med kvist	Steindam
Terreng	Slakt	++	++	++	++	++
	Variert	++	+	++	+	+
	Bratt	0	0	0	0	0
Grunnforhold	Fjell	++	+	++	+	++
	Myr	++	+	++	+	++
	Sediment	+	++	+	++	+
Natur og biodiversitet	Naturreservat	0	0	0	0	0
	Landbruk	+	+	+	+	+
	Fisk	++	0	0	0	+
	Amfibier	+	++	++	++	+
Skogstype	Barskog	++	++	++	++	++
	Løvsog	++	+	+	+	+
Rekreasjon	Tursti	++	0	++	0	++
	Skogsvei	++	0	+	0	++



En test av metodikken for to nedbørsfelt, Risbekken og Prinsdal, konkluderte med at topografi er et avgjørende kriterium for etablering av funksjonelle fordrøyningsanlegg oppstrøms bebyggelsen. Dersom egnetheten av et nedbørsfelt for etablering av fordrøyningsanlegg kun bestemmes ut fra en kartanalyse, vil andelen av arealet med potensiale for fordrøyning bli mindre enn når kartanalysen verifiseres av feltundersøkelser. Selv om det finnes en del bratt terreng i de undersøkte nedbørsfelt er det mulig å bygge lokale fordrøyninger på flere lokaliteter enn det som er påvist ved kartanalyse. I tillegg til topografi er det flere parametere innenfor natur- og biologisk diversitet som har betydning for etablering av slike anlegg. Ved valg av løsning må det også tas hensyn til rekreasjon i området.

Studien konkluderte med at fordrøyning i naturlige nedbørsfelt på egnede steder kan være et kostnadseffektivt og miljøvennlig flomreducerende tiltak. Selv om det ikke forventes at tilbakeholdelse av flom med utgangspunkt i naturområder vil løse alle overvannsrelaterte problemer i et urbant miljø, forventes det at tilbakeholdelse av avrenningen fra naturlandskap kan bidra positivt til fremtidig overvannshåndtering. Ulike løsninger for fordrøyning i naturlandskap har flere positive sideeffekter. For eksempel vil kvistdamer og stokkdamer med kvist bidra til oppsamling av skrot fra skogen som kan tette kulverter og avløpssystemet nedstrøms.

### **3.8 Samlet vurdering av teknisk avrenningsområde og urbant hydrologisk nedbørsfelt (A.I, A.III)**

Tekniske avrenningsområder bestående av selvfallsystem følger til dels nedbørsfeltgrenser. Likevel forekommer det ganske store avvik mellom grensene til hydrologiske nedbørsfelt og tekniske avrenningsområder på grunn av tekniske installasjoner på ledningsnett som regulerer vannføringen. Utredning av muligheter for frakobling av tette flater og implementering av risikoreducerende tiltak for ukontrollert avrenning krever samlet kunnskap om avrenning både i avløpssystemet og på overflaten (A.I).

I henhold til kommunale strategier for overvannshåndtering, deriblant for Oslo, skal overvann håndteres der det oppstår (Oslo kommune, 2013). Selv om Oslos overvannsstrategi først og fremst gjelder for urbane områder, kan vannføringen fra naturlige nedbørsfelt oppstrøms et urbant miljø reduseres ved bruk av strategien også utenfor byggesonen. Fordrøyningstiltak i naturlandskap kan bidra både til reduksjon av skadeomfanget fra overbelastet AF, urbane bekker som starter oppstrøms bebyggelse og direkte overflateavrenning fra naturlige nedbørsfelt (A.III). For å kunne vurdere fordrøyning i naturlandskap er det nødvendig å inkludere

naturlige nedbørsfelt oppstrøms byggesonen med avrenning til urbant miljø i en helhetlig overvannsvurdering ved planlegging av tiltak både på avløpssystemet og risikoreducerende tiltak for urban flom.

### 3.9 Klimafaktor ved dimensjonering av LOD-tiltak (A.IV)

I undersøkelsen er lønnsomhet beregnet for fire tiltaksalternativer; frakobling av tette flater med regnbed (A1), oppdimensjonering av avløpsledningsnett (A2), åpen fordrøyning (A3) og installasjon av tilbakeslagsventiler (A4). Alle tiltaksalternativer er undersøkt for to dimensjoneringsscenarier; dagens 30 års regn (30) og 30 års regn med klimafaktor (30+KF). Beregning av forventet årlig skadeomfang er også utført for dagens situasjon (A0). Antall kjelleroversvømmelser for ulike nedbørsscenarioer ved dagens og fremtidig klima og alternative tiltak, inkludert dagens situasjon, er sammenstilt i Tabell 9. Scenarier som inkluderer klimafaktor viser risiko for flere skader, spesielt for tiltak som er dimensjonert uten hensyn til klimafaktor.

*Tabell 9. Antall kjelleroversvømmelser ved respektive gjentaksintervaller gitt dagens regn/fremtidig regn for dagens situasjon (A0) og 4 alternative tiltak (A1-A4), dimensjonert for 30-års regn uten og med klimafaktor. Det er i alt 194 bygg i studieområdet.*

Regn vs. Tiltak	A0	A1 -regnbed		A2-opp-dimensjonering		A3-fordrøyning		A4-tilbakeslagsventil	
		30	30+KF	30	30+KF	30	30+KF	30	30+KF
2/ 2+KF	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
5/ 5+KF	0/12	0/0	0/0	0/4	0/0	0/0	0/0	0/8	0/0
10/ 10+KF	0/33	0/32	0/0	0/31	0/0	0/32	0/0	0/29	0/0
20/ 20+KF	0/48	0/48	0/0	0/47	0/0	0/48	0/0	0/44	0/0
30/ 30+KF	4/54	0/54	0/0	0/54	0/0	0/54	0/0	0/50	0/0
50/ 50+KF	12/65	7/65	0/25	7/65	0/35	7/64	0/28	8/61	0/11
100/ 100+KF	31/80	30/80	0/55	28/80	0/62	30/80	0/46	27/76	0/26

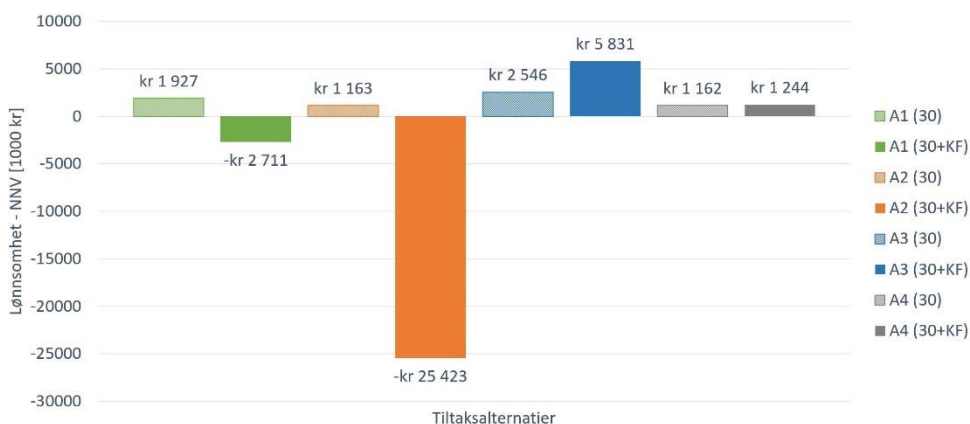
Forventet årlig skadekostnad (EAD) viser at med dagens klima kan 0,31 kjelleroversvømmelser forventes i studieområdet hvert år (eller 1 kjelleroversvømmelse per 3 år) i løpet av 100 år ved 30 års regn (Tabell 10).

Tabell 10. Forventet årlig skadeomfang (EAD) for dagens klima ved 30 års regn og for fremtidig klima (dagens 30 års regn + klimafaktor) for alternative tiltaksalternativer.

EAD/Tiltak	A0	A1-regnbed		A2- oppdimensjonering		A3- fordrøyning		A4- tilbakeslagsventil	
		30	30+KF	30	30+KF	30	30+KF	30	30+KF
<b>30 års regn</b>	0,31	0,17	0,00	0,17	0,00	0,17	0,00	0,18	0,00
<b>30+KF</b>	7,16	5,61	0,49	6,15	0,65	5,60	0,51	6,43	0,22

Ved å oppdimensjonere ledningsnettet (A2) til å håndtere dagens 30 års regn blir antall forventede årlige kjelleroversvømmelser redusert til 0,17. Lignende resultatet oppnås også for de tre andre tiltaksalternativer. Ved dimensjonering av alle tiltak til et fremtidig 30 års regn (30+KF) vil ingen kjelleroversvømmelser inntreffe i dagens klima. Beregnet forventet årlig skadekostnad for dagens situasjon og de fire tiltaksalternativer for fremtidig klima viser at uten tiltak vil 7,16 kjelleroversvømmelser inntreffe gjennomsnittlig per år i studieområdet (A0). Ved dimensjonering til dagens 30 års regn, forventes en reduksjon i antall kjelleroversvømmelser fra 7,16 til 5,60 - 6,43 for de fire tiltaksalternativene. Ved å ta med klimafaktor ved dimensjonering går antall årlige skader ned til 0,22 - 0,65. Skadepotensialet vil øke i fremtiden, med store negative konsekvenser om det ikke gjøres noen tiltak. Likevel, selv ved dimensjonering av tiltak med klimafaktor blir ikke risikoen for kjelleroversvømmelser helt eliminert.

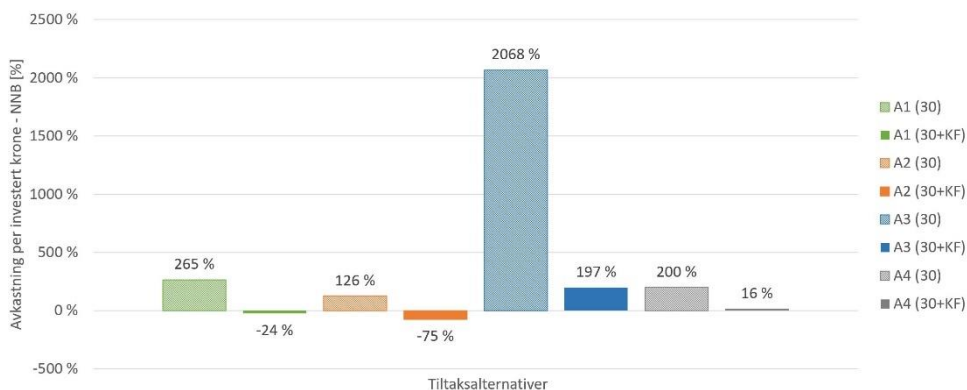
Beregning av netto nåverdi (NNV) for de ulike tiltaksalternativene viser størst lønnsomhet for A3 og A4 ved dimensjonering med klimafaktor (Figur 15).



Figur 15. Lønnsomhet av tiltaksalternativer i 1000 kr presentert som absolutt netto nåverdi (NNV).

Det er derimot ulønnsomhet for A1 og A2 for dette scenario (dvs. med klimafaktor). For å få A1 og A2 til å bli lønnsomme (dvs. positiv NNV) må disse tiltaksalternativene dimensjoneres uten klimafaktor. Det er spesielt A2 med oppdimensjonering av AF med klimafaktor som skiller seg ut som mest ulønnsom (størst negativ NNV). Lønnsomheten for A2 vil øke med reduserte investeringskostnader. Ved bruk av enhetskostnader for oppgradering av ledningsnettet (i A.I undersøkelsen) som er 40 % lavere enn det som er presentert i A.IV, vil NNV for A2 øke med 45 % ved dimensjonering til dagens klima. Ved dimensjonering av A2 med klimafaktor øker NNV med 56 %, men vil fortsatt være negativ. Lønnsomheten for A2 ville ha vært høyere ved større skadeomfang. Det generelle resultatet er at samfunnsøkonomisk lønnsomhet er høyere for tiltaksalternativer med lavere investeringskostnader.

Positiv NNV viser at samfunnsnytte (dvs. reduserte skadekostnader) overstiger kostnadene av tiltaket, sett over tiltakets levetid. Tiltaket med høyest positiv NNV er det samfunnsøkonomisk mest lønnsomme alternativet. Dette beslutningskriteriet tar imidlertid ikke hensyn til at man har begrensede ressurser å sette inn. Ved et begrenset budsjett, er det NNB (Netto Nåverdi per Budsjettkrone) som er det mest relevante beslutningskriteriet. Når NNB er 0,58 (58 % som presentert i Figur 16) betyr det at man får igjen NOK 0,58 i nettonytte per investert krone fra et begrenset budsjett. NNB-beregningene for de ulike tiltaksalternativer i Figur 16 viser at det ikke er lønnsomt (dvs. negativ verdi) å dimensjonere A1 og A2 med klimafaktor. Selv om det er positiv avkastning på dimensjonering av A3 og A4 med klimafaktor, oppnås enda bedre lønnsomhet ved dimensjonering til dagens 30 års regn (Figur 16). A3 skiller seg ut med høy NNB på grunn av lav investerings- og driftskostnader over prosjektets varighet på 100 år.



Figur 16. Lønnsomhet av tiltaksalternativer presentert som avkastning per investert krone multiplisert med 100 % (NNB).

Resultatene viser at det er bedre lønnsomhet i å dimensjonere alle vurderte alternative tiltak for potensielle skader som kan oppstå i dagens klima. Samtidig lønner det seg mindre å dimensjonere med klimafaktor dersom NNB benyttes som beslutningskriterium fremfor NNV. Selv om prosjektet med høyest NNV er samfunnsøkonomisk mest lønnsomt, tar dette beslutningskriteriet ikke hensyn til at man har begrensede ressurser å sette inn. Ved et begrenset budsjett, er NNB det relevante beslutningskriteriet. Dersom NNV benyttes som beslutningsgrunnlag, vil kapital bli bundet i store prosjekter, framfor å fordele tilsvarende kapital til mindre prosjekter med høyere NNB. Bruk av NNB eliminerer faktor «størrelsen» i prosjekter, men tar derimot ikke hensyn til prosjektenes totale nytte.

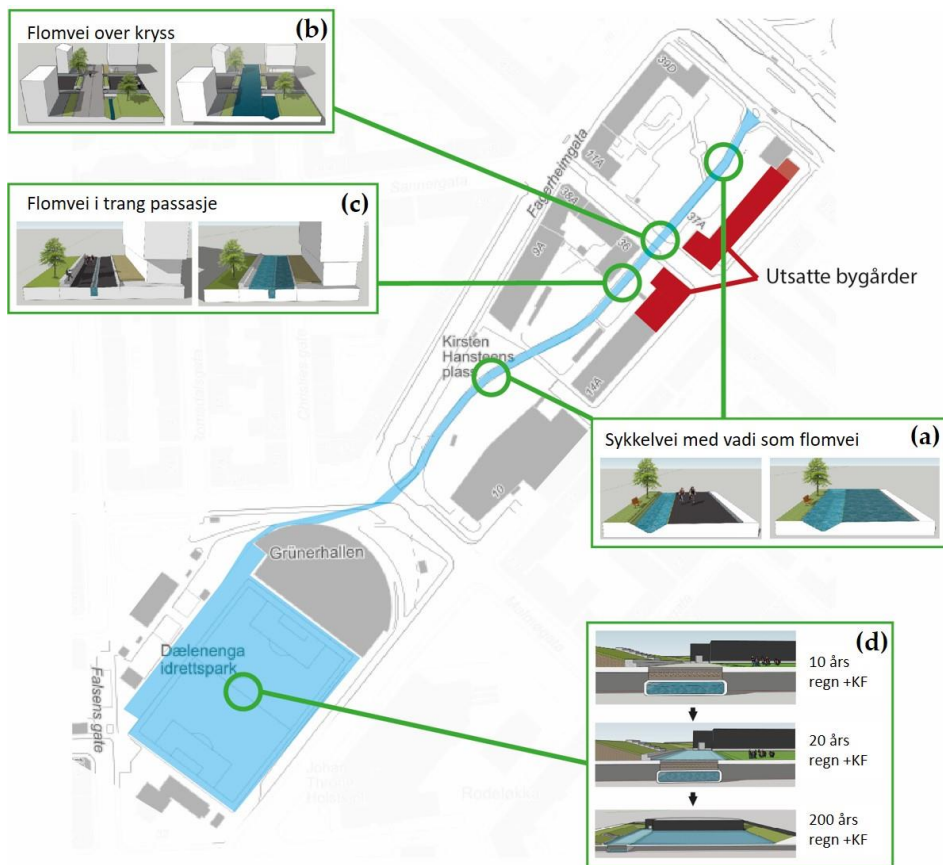
### **3.10 BGI for håndtering av styrtregn i et tettbygd urbant miljø (A.V)**

Undersøkelsen i A.V om hvorvidt det er mulig å etablere overflatebaserte overvannsløsninger for å håndtere styrtregn i et tettbebyggt urbant miljø konkluderte med at idrettsanlegg, parker og andre åpne arealer er godt egnet til formålet ved bruk av multifunksjonalitet.

For et studieområde i det sentrale Oslo er det presentert en overvannsløsning dimensjonert for å håndtere opp til 200 års regn med klimafaktor på 1,5 (200KF). Løsningen består av en flomvei langs en sykkelvei samt et kombinert fordrøynings- og oversvømmelsesareal på et idrettsanlegg. Det sentrale i studien var at overvannsanlegget ikke bare skal aktiveres ved styrtregn, men også ved mindre nedbørshendelser. Likevel skal overvann som ledes til anlegget ved regn mindre enn 200KF ikke forulempe andre bruksformål av området. For å ivareta dette er anlegget planlagt i flere nivåer for ulike gjentakintervaller, som vist i Figur 17.

Et vellykket resultat forutsetter at valg av flomveitrasé, og utforming av tiltakene langs flomveien og på idrettsanlegget må sees i sammenheng og kombineres riktig fra der overvannet oppstår og frem til tiltaket og resipienten. Til drenering av anlegget er det foreslått flere alternativer, som gjenbruk av vannet til byens formål, videre avledning i åpen trasé til resipient eller sakte drenering til AF.

En fordel ved denne løsningen er at det er relativt enkelt å utvide anleggets kapasitet ved endrede behov for overvannshåndtering i fremtiden (Figur 17).



Figur 17. Tiltaksområdet med skisser for sykkelvei med vadi som flomvei (a), flomvei over kryss (b), flomvei i trang passasje (c) og fordøyning av små og store vannmengder på idrettsanlegget (d).

### 3.11 Usikkerhet

Datagrunnlaget i A.I har høy pålitelighet. Resultatusikkerhet i undersøkelsene som er presentert i A.II og A.III er knyttet til potensielle avvik i simuleringsresultater fra den ikke-kalibrerte MIKE FLOOD modellen brukt i analysen. Anvendte simuleringsresultater er for tiden det best tilgjengelige datagrunnlaget. Til tross for eventuelle avvik forventes disse resultater å tilstrekkelig gjenspeile avrenningsmønster ved styrtregn både på overflaten og i ledningsnettet, i tillegg til interaksjon av overflateavrenning med vassdrag. ROS resultater i A.II kan i tillegg bli påvirket av de valgte skadetersklene. Så lenge det ikke er absolutte ROS verdier som er av interesse, men heller risikovariasjonen mellom ulike geografiske lokaliteter, har skadeterskelverdier mindre betydning for resultatet.

I undersøkelsen om lønnsomheten for dimensjonering med eller uten klimafaktor (A.IV) er kun kjelleroversvømmelser vurdert under unngåtte skader. Dette dekker til dels ledningsforvalterens behov, men resultatet kan bli annerledes dersom flere nyttevirksomheter inkluderes i analysen. Hvorvidt det er lønnsomt å dimensjonere ledningsnett for fremtidig regn er sterkt avhengig av skadeomfanget i det aktuelle området. Selv om det er stor usikkerhet knyttet til enhetskostnader for tiltak i A.IV, vil overflatebaserte overvannsløsninger ha høyere lønnsomhet enn konvensjonelle ledningsnettstiltak i de fleste prosjektområder. Lønnsomhet for konvensjonelle tiltak vil øke for sterkt urbaniserte områder med stor andel av kritisk infrastruktur som er utsatt for skade og begrenset arealtilgang.

Usikkerhet i resultatene er knyttet til grunnlagsdata i alle de gjennomførte undersøkelsene (Tabell 11).

*Tabell 11. Pålitelighet av resultater med utgangspunkt i grunnlagsdatakvalitet*

Resultat	Artikkel	Grunnlagsdata	Pålitelighet		
			Høy	Middels	Lav
3.1	A.I	Økonomiske nøkkeltall	x		
3.2	A.I	Hydraulisk modell, GIS data, data fra feltundersøkelser	x		
3.3	A.I	Hydraulisk modell, GIS data, data fra feltundersøkelser	x		
3.4	A.II	Hydraulisk modellering, GIS data, skadeterskler fra internasjonale studier		x	
3.5	A.II	Hydraulisk modellering, GIS data		x	
3.6	A.III	ROS resultater (A.II), forsikringsskadedata,		x	
3.7	A.III	GIS data, data fra feltundersøkelser	x		
3.8	A.I, A.III	Hydraulisk modell, GIS data	x		
3.9	A.IV	Hydraulisk modell, GIS data, data fra feltundersøkelser, lønnsomhetsberegning		x	
3.10	A.V	Hydraulisk modellering, GIS data, data fra feltundersøkelser	x		

## 4 Konklusjoner og anbefalinger

### 4.1 Revidering av hypoteser

Hypotesene 1-7, som definert i kapitel 1.3, er evaluert med hensyn til resultater og diskusjoner presentert i kapittel 3.

**H1: Budsjettkning er nødvendig for å øke intensiveringstakten på avløpsledningsnett.**

Bruk av gravefri rehabilitering (No-dig) for fornyelse av fellesavløp (AF) med dårlig kapasitet i kombinasjon med frakobling av tette flater kan gi en økonomisk besparelse på 60 til 90 % per lengdemeter sammenlignet med kapasitetsøkende gravetiltak i Oslo (kap. 3.1). For å kunne vurdere No-dig som et alternativt tiltak er det nødvendig å identifisere kilder til fremmedvann som bidrar til toppbelastning på ledningsnett, som igjen fører til skader på bygningsinfrastruktur og miljø. A.I resultater viser at det er mulig å intensivere AF fornyelse uten budsjettkning ved bruk av No-dig dersom den raske avrenningen fra tette flater frakobles (kap. 3.2). Dette gjelder også frakobling av andre punktpåslipp som bidrar til toppbelastning i systemet ved nedbør. Resultater fra undersøkelsen i A.III konkluderer med at det er betydelige arealer i skog og utmark som belaster AF og overvannsavrenning i byggesonen (kap. 3.6). Dermed finnes det potensiale for reduksjon av påslippsmengder til AF ved kostnadseffektive, naturbaserte fordrøyningsiltak i nedbørsfelt oppstrøms urbant miljø.

En forutsetning for falsifisering av H1 er at det etableres et tverrfaglig samarbeid mellom ulike kommunale virksomheter i avløpsrehabiliteringsprosjekter. For å unngå ukontrollert avrenning på overflaten ved frakobling av tette flater vil det normalt være behov for risikoreduserende overvannstiltak i form av løsninger for lokal overvannsdiskonering (LOD) og blågrønn infrastruktur (BGI) frem til resipient (kap. 3.3). Etablering av slike løsninger vil kreve deltagelse fra ulike faggrupper under planleggingen.

En annen forutsetning for falsifisering av H1 er at analysen av hydrologisk nedbørsfelt må innlemmes i avløpsrehabiliteringsprosjekter i tillegg til vurderingen av teknisk avrenningsområde (kap. 3.8). Dette skyldes at det ved økt bruk av No-dig i avløpsrehabiliteringsprosjekter er viktig å identifisere kilder til punktpåslipp, vurdere mulighetene for overflatebaserte overvannstiltak og planlegge



sammenhengende avledningstraséer for overvann til resipient for å unngå flaskehals og nye skader. Forslag til metode for inndeling i urbane hydrologiske nedbørsfelt med eksempel for Akerselva nedbørsfelt i Oslo er beskrevet i vedlegg V.2.

Ledningsforvalterens nytteverdi av å vurdere åpne løsninger som kapasitetsforbedrende overvannstiltak på avløpsledningsnett (lett separering) er noe mindre (men ikke utelukket) i områder med separat avløpssystem og der det er behov for oppgradering av vannforsyningsledninger.

H1 er delvis forkastet da den vil fortsatt være gjeldende for prosjektområder der det ikke er mulig å frakoble punktbelastning.

**H2: Klimafaktor for kortidsnedbør bør alltid legges på historiske nedbørsverdier ved dimensjonering av overvannstiltak.**

Det er ikke nødvendigvis samfunnsøkonomisk lønnsomt å dimensjonere med klimafaktor, som resultater fra A.IV undersøkelsen viser (kap.3.9). Denne påstanden gjelder åpne overvannstiltak med mulighet for fremtidig utvidelse. Ved valg av konvensjonelle gravetiltak bør anlegg dimensjoneres med klimafaktor på grunn av anleggenes forventet levetid på 100 år. Likevel, også ved valg av konvensjonelle gravetiltak bør det gjøres en vurdering om det er mulig å håndtere deler av overvannet på overflaten ved «lett separering». I prosjekter der det ikke dimensjoneres med klimafaktor er det viktig å avsette nok areal for fremtidig utvidelse av anlegg etter nye dimensjoneringsbehov. Disse arealer må reguleres til overvannshåndtering etter *plan- og bygningsloven*. Dette åpner for muligheten til å utsette investeringer og fordele investeringsmidler på flere prosjekter. I denne studien er det kun kjelleroversvømmelser som er lagt til grunn for beregning av tiltaksnytte for unngåtte skader. Resultatet kan bli annerledes ved inkludering av flere nytteverdier i analysen. H2 er delvis sann.

Forutsetning for falsifisering av H2 er at ledningsforvalter samarbeider med andre kommunale faggrupper som har ansvar for arealplanlegging og drift av offentlige arealer i ledningsnettprosjekter som vurderer åpne overvannsløsninger som et alternativt kapasitetsforbedrende tiltak på AF. Ledningsforvalter er ikke avhengig av tverrfaglig samarbeid i prosjektområder der det ikke er behov for kapasitetsforbedring på AF og der konvensjonelle gravetiltak er det eneste hensiktsmessige alternativet. I disse tilfeller må det dimensjoneres med klimafaktor.

I arbeidet har det blitt undersøkt hvor vidt klimafaktor skal medregnes eller ikke, men det er ikke vurdert hvor vidt gjentakintervallet som er gitt av kommunens standard egentlig er «korrekt».

### **H3: Risiko for urban flom blir tilstrekkelig identifisert ved å benytte kvalitativ risikovurdering.**

Resultater fra kvantitativ ROS analyse for urban flom ved en styrtregn viser en stor risiko for ulike skadekategorier, som indikerer behov for omfattende risikoreducerende tiltak (kap. 3.4). Likevel er risiko skjevt fordelt og det er varierende behov for klimatilpasning med hensyn til urban flom i ulike områder. Risiko for oversvømmelseskader er høyest i områder med stort inngrep i naturlig hydrologisk avrenning, som for eksempel langs lukkede vassdrag samt i nedsenkninger. Det kan forventes omfattende bygnings-, helse- og miljøskader fra ledningssystemet på de fleste lokaliteter med felles avløpssystem (kap. 3.5). Erosjonsrisiko er også betydelig i enkelte områder med bratt terreng og kan negativt påvirke både fremkommelighet, bygnings- og samfunnskritisk infrastruktur. Kvalitativ vurdering av oversvømmelsesrisiko ved styrtregn basert på ufullstendige data, og erfaringer fra andre byer som har opplevd urban flom ved ekstrem nedbør, kan ikke gi en komplett oversikt over konsekvenser for ulike skadekategorier. Vurdering av disse parametere setter store krav til kompetanse ved gjennomføring. Risikoanalyser av urban flom bør dermed baseres på hydraulisk modellering av ulike nedbørsscenarioer. Det optimale er å bruke koblede 1D/2D hydrauliske modeller for å få med effekten fra vassdrag og ledningsnett, men også 2D overflatemodeller alene vil gi mye informasjon. H3 er forkastet.

Dette arbeidet tar utgangspunkt i en historisk nedbørshendelse fra København 02 juli 2011 (CPH), som er det mest anvendte referanseregnet i kvalitative risikoanalyser i Norge. Anvendt for analysen CPH regn er sammenlignbart med modellregn som baseres på IVF kurver. Resultater fra en slik beregning vil være påvirket av initialbetingelsene i modellen. Alternativt kunne man bruke lange historisk regnserier og frekvensanalyser på simulert avrenning for å knytte gjentaksintervall til hendelsene. En begrensning ved bruk av lange historiske regnserier er at det ikke er enkelt å modellere fremtidig klima og en slik analyse vil kun være mulig å anvende etter at et styrtregn har truffet det aktuelle området.

### **H4: Variasjoner i lokal flomrisiko er så store at det ikke er kostnadseffektivt å benytte en sjablongverdi for dimensjonerende gjentaksintervall ved planlegging av risikoreducerende tiltak.**

Risikonivå fra ukontrollert overflateavrenning er sterkt avhengig av terrengutforming, inngrep i naturlig hydrologisk avrenning, byens tetthet og sammensetning av infrastruktur som er undersøkt i AII (kap. 3.4). Flomsikringsbehov

for urbane områder med ulike egenskaper vil dermed variere. Selv om det skulle gjøres et politisk valg for aksept av et bestemt risikonivå, vil variasjonen i risikovurderingene kunne være så stor at en ikke bør bruke sjablongverdi ved dimensjonering av anlegg. Den store risikovariasjonen kan derimot være en motivasjon for å gjennomføre en helhetlig systemanalyse for planlegging av et integrert system for overvann og urban flom. Det må heller ikke sees bort i fra objektsikring som en mulighet for å redusere den totale investeringskostnaden i klimatilpasning.

Ut fra et risikoperspektiv vil bruk av sjablongverdier for dimensjonering av enkelte overvannstiltak føre til unødvendig høye investeringskostnader for klimatilpasning. H4 er ikke falsifisert.

Forutsetning for falsifisering av H4 er at det i dagens situasjon ikke foreligger tilstrekkelig kunnskap om differensieringskriterier for dimensjonering av ulike områdetyper. I påvente av mer kunnskap kan sjablongverdi for dimensjonering være nyttig for å ikke forsinke klimatilpasningsarbeid i kommunene.

**H5: Topografien i ubebygde områder i Norge gjør det utfordrende å finne egnede steder for tiltak som kan bidra til å redusere flomrisiko i nedstrøms bebyggelse, fordi mesteparten av terrenget i Norge er så kupert at etablering av et tilstrekkelig stort vanddempende volum er vanskelig.**

Terreng- og modellanalyser av studieområdet viser at det er omfattende arealer oppstrøms bebyggelse som bidrar med vannføring til byggesonen (kap. 3.6). Til tross for store terrengvariasjoner er det identifisert en del lokaliteter i Osloområdet som kan anvendes til fordrøyning av flomvann i mindre bekker (kap. 3.7). Potensielt kan en reduksjon av avrenning fra naturlandskap oppstrøms urbane områder bidra til reduksjon av overvannsmengder som må håndteres innenfor byggesonen. Dette vil igjen kunne gi lavere investeringsbehov for overvannstiltak i byggesonen. En del av avrenningen fra naturlandskap til AF kan også bli redusert. Selv om det gjenstår å undersøke omfanget av et potensielt bidrag fra fordrøyning i naturlandskap, bør denne typen av lokale overvannstiltak inkluderes i planleggingen av et integrert system for overvann og urban flom. H5 er forkastet.

**H6: Arealer i en eksisterende by som kan benyttes til overflatebasert overvannshåndtering er så begrenset at overvannstiltak samlet sett vil ha ubetydelig effekt ved styrtregn.**

Til tross for at de fleste arealer allerede er i bruk i eksisterende bebyggelse, er overvannsløsninger gjennomførbare dersom man tar i bruk multifunksjonalitet (kap. 3.10). Dette er eksemplifisert i A.V undersøkelsen som viser muligheten for å etablere en trygg flomvei som vil kunne transportere overvannsmengder ved 200KF og som til daglig fungerer som en sykkel- og gangvei. Arealet til et eksisterende idrettsanlegg vil kunne brukes til fordrøyning av overvann fra flomveien ved hjelp av en høydegradert oppbygging i dette eksempelet. Ved infiltrasjon og rensing kunne overvannet i tillegg gjenbrukes og dermed bli til en ressurs. H6 er forkastet.

Forutsetning for falsifisering av H6 er at implementering av multifunksjonelle løsninger er avhengig av både tverrfaglig samarbeid innenfor kommunen og involvering av andre interessenter og aktører i planleggingen.

Et av utfordringene med åpne overvannstiltak er at dagens byggekultur handler om å bygge oss ut av problemer ved å fjerne vannet vekk fra urbant miljø. Planlegging for skader, som man gjør ved etablering av kontrollerte oversvømmelsesarealer og åpne flomveier, kan bli utfordrende uten kulturendring og før samfunnet velger å "spille på lag" med klimaendringene og leve med vannet.

**H7: En helhetlig kartbasert plan for overvann og urban flom er en forutsetning for å optimalisere investeringer i avløpshåndtering og urban flomsikring.**

Ved analyse av hypoteser i FS1 og FS2 er det identifisert forutsetninger for falsifisering. Disse er oppsummert i Tabell 12.

Tverrfaglig samarbeid er en falsifiseringsforutsetning for flere hypoteser. Dette antyder et behov for å utvikle nye samarbeidsformer mellom ulike faggrupper i kommunen, og økt involvering av innbyggerne for å få frem funksjonelle og samfunnsøkonomisk lønnsomme overvannsløsninger.

Selv om ledningsforvalter kunne effektivisere ledningsnettfornyelse ved frakobling av tette flater, medfører tiltaket økt risiko for ukontrollert avrenning på overflaten (H1). Etablering av risikoforebyggende tiltak i form av BGI er hensiktsmessig, både på grunn av lavere enhetskostnader i forhold til tradisjonelle gravetiltak og større fleksibilitet, som tillater dimensjonering uten hensyn til klimafaktor (H2). Brukes BGI som et alternativ til konvensjonelle graveløsninger, kan BGI dimensjoneres etter

tilsvarende oppdimensjonering av ledningsnett for kraftig regn etter lokale bestemmelser. Drenering av BGI kan enten skje til ledningsnett eller til resipient. Det er viktig å ha samlet kunnskap om avrenning i ledningsnett, på overflaten og i vassdrag for å unngå flaskehals. Investering i BGI i slike prosjekter skal kunne finansieres over avløpsgebyret. Disse investeringer bør utføres primært på offentlig areal på grunn av risiko for feilfunksjonalitet ved mangelfull drift. En vurdering av samfunnsøkonomiske kostnader må legges til grunn dersom det er behov for støtteordninger for LOD på privat eiendom innenfor prosjektområdet.

Tabell 12. Oppsummering av hypotesetesting og forutsetninger for falsifisering.

Hypotese	Status	Forutsetning for falsifisering
<b>FS1: Hvordan kan en kommune øke rehabiliteringstakten på avløpsledningsnett uten budsjettøkninger?</b>		
<b>H1</b>	Delvis sann	Tverrfaglig samarbeid; Vurdering av hydrologisk nedbørsfelt
<b>H2</b>	Delvis sann	Tverrfaglig samarbeid
<b>FS2: Hvordan kan kostnadseffektiv klimatilpasning med hensyn til urban flom planlegges?</b>		
<b>H3</b>	Usann	
<b>H4</b>	Sann	Forsinkelse av klimatilpasning
<b>H5</b>	Usann	Tverrfaglig samarbeid
<b>H6</b>	Usann	Tverrfaglig samarbeid
<b>FS3: Hvilke synergier finnes mellom investeringer i avløpshåndtering og urban flomsikring?</b>		
<b>H7</b>	Sann	

Selv om utviklingen globalt går mot økt andel av naturbaserte åpne overvannsanlegg, vil det ikke alltid være mulig å etablere BGI i et allerede svært urbanisert miljø. Dermed bør en ikke undervurdere betydningen av både eksisterende overvanns- og avløpssystemer og eventuell etablering av nye lukkede hydrauliske systemer for transport av overvann der det er samfunnsøkonomisk lønnsomt. For å kunne evaluere effekt og samfunnsøkonomisk lønnsomhet av ulike alternativer for overvannshåndtering er det en stor fordel å ha tilgang til koblede hydrauliske modeller som beskriver avrenning både opp på overflaten, i ledningsnett og til resipient. Dette forutsetter god kjennskap til de enkelte overvannstiltak.

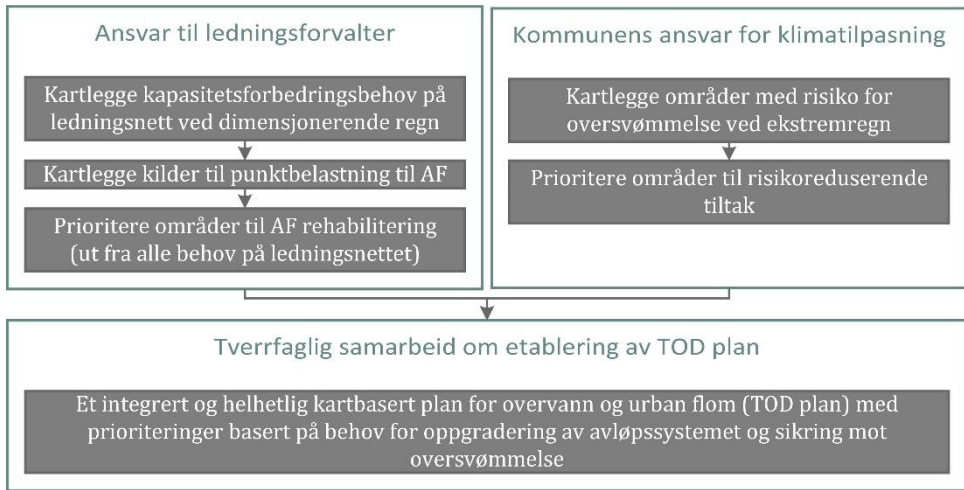
Ut fra kommunens ansvar for klimatilpasning kan det være behov for risikoreducerende tiltak innenfor det området som ledningsforvalter har sitt avløpsprosjekt i (H3). I slike tilfeller bør ulike overvannsrelaterte behov kombineres ved planlegging og gjennomføring av tiltak. Selv om resultatene fra risikoanalysen

ikke gir grunnlag for å bruke sjablongverdi til flomsikring (H4), kan kombinasjonen av flere behov og vurdering av nytte (målt som reduserte kostnader) av ikke-markedseffekter gi redusert samfunnsøkonomisk nettokostnad av tiltakene. Med ikke markedseffekter menes effekter på fellesgoder som redusert utrygghet, og bedret landskapsestetikk/ byromopplevelse, rekreasjonsmuligheter, biodiversitet etc. Bruk av fleksible, åpne løsninger og vurdering av objektsikring kan også bidra til reduksjon av den totale kostnaden. Finansiering og drift av anlegg bør fordeles mellom ulike aktører ut fra deres behov.

I tett bebyggelse kan det være utfordrende å etablere BGI. Likevel kan bruk av multifunksjonalitet gi flere muligheter for arealbruk i tett urbaniserte områder (H5).

For å kunne koordinere kommunale overvannsrelaterte behov bør en overordnet risikobasert behovsanalyse for både ledningsnett og oversvømmelsessikkerhet bli utført for kommunen. Også nedbørsfelt oppstrøms bebyggelsen kan ha en betydning for avrennings situasjonen i urbant miljø og bør inkluderes i helhetsvurderingen (H6).

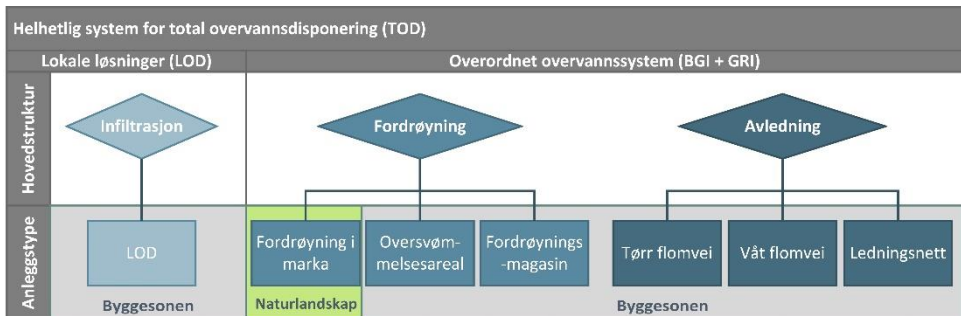
Hovedkonklusjonen fra denne analysen er at en samlet behovs- og mulighetsvurdering av overvannshåndtering i en kommune øker samfunnsøkonomisk nytte av overvannstiltak. I en slik vurdering bør behov for risikoreduserende tiltak ved styrtregn være premissgivende ved valg av overvannstiltak. Dette gjelder også ved planlegging av kapasitetsforbedrende tiltak i avløpsprosjekter. Et verktøy som kan være nyttig til dette formålet er en helhetlig kartbasert plan for overvann og urban flom, såkalt total overvannsdisponering (TOD). En slik plan bør inkludere både behov for oppgradering av avløpssystemet og sikring mot oversvømmelse. H7 er sann. En skjematisk fremgangsmåte for utvikling av en TOD plan er vist i Figur 18.



Figur 18 Metodisk tilnærming for utvikling av en TOD plan.

## 4.2 Tolkning av resultater mot tretrinnsstrategi for overvannshåndtering

Overvannshåndtering bør sees på som et system for total overvannsdiskonering (TOD), bestående av et sammenhengende nettverk av tekniske anlegg og naturlige landskapselementer i et urbant nedbørsfelt. Et slikt system kan bestå av både LOD, BGI, samt et ledningsanlegg (GRI) der det ikke er mulig eller hensiktsmessig å bruke overflatebaserte overvannstiltak. En skjematisk oversikt over innholdet i et slikt system er vist i Figur 19.



Figur 19. Hovedstrukturer og anleggstyper i et system for total overvannsdiskonering.

Hovedstrukturer i et overvannssystem skal sørge for infiltrasjon, fordrøyning og avledning av overvann, i henhold til systematiseringen i tretrinnsstrategi for overvannshåndtering (Lindholm et al., 2012b). Anleggstype i Figur 19 er en fellesbetegnelse for ulike typer av overvannstiltak med sammenlignbar hydraulisk

funksjonalitet som brukes til henholdsvis infiltrasjon, fordrøyning eller avledning. Hovedfunksjon til fordrøyning er å samle opp og forsinke overvann ved kraftig regn og styrtregn. Overvannstiltak ved kraftig regn kan i tillegg bidra med infiltrasjon og rensing av overvann. Fordrøyning kan skje i nedsenkede arealer i terrenget og i fordrøyningsmagasiner under terrenget. Med fordrøyning i marka menes overflatebaserte fordrøyningstiltak i naturlandskap oppstrøms bebyggelse som utjevner videreført overvannsmengde. Med oversvømmelsesareal menes fordrøyningstiltak i terrenget, der nedsenkede arealer som til vanlig har et annet formål, blir midlertidig fylt med overvann ved styrtregn. Vannet holdes tilbake ved et regulert utløp og oversvømmelsesarealet tømmes mellom hvert nedbørstilfelle det er dimensjonert for. Oversvømmelsesarealer kan eksempelvis være nedsenkede deler av en park, idrettsanlegg, skatepark og parkeringsareal. Med fordrøyningsmagasin menes fordrøyningstiltak under bakken som utjevner den videreførte overvannsmengden. Et fordrøyningsmagasin kan eksempelvis være en tank, med eller uten infiltrasjonsmulighet, som har et strupet utløp. Denne anleggstypen bør dimensjoneres for fordrøyning av kraftig regn. Fordrøyningsmagasin kan også bygges for å håndtere styrtregn ved manglende alternativer for overflatebaserte overvannstiltak og ved behov for å forebygge skader fra styrtregn.

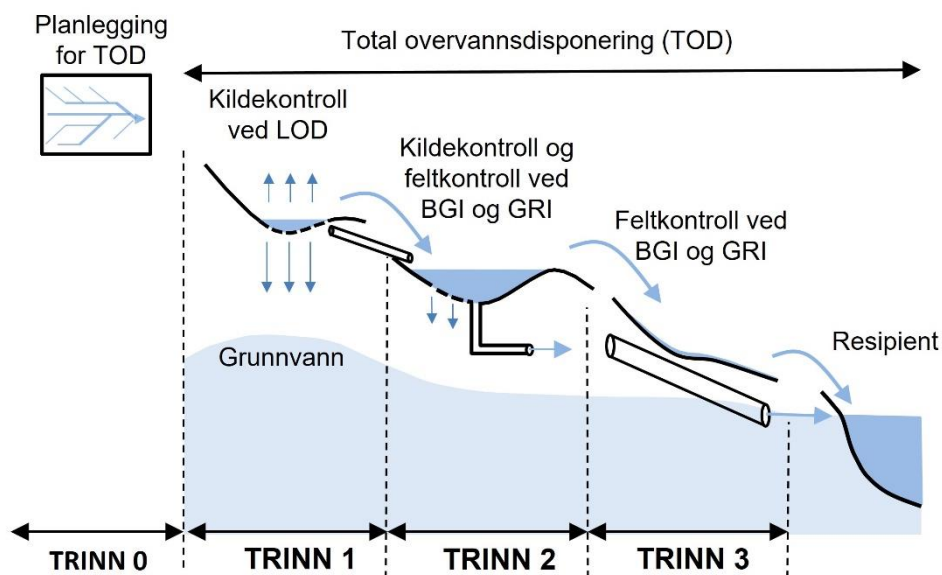
Avledningssystemets hovedfunksjon er avledning av overvann til en resipient på en trygg måte ved kraftig regn og styrtregn. Avledning kan skje gjennom grønne områder og byrom, i vassdrag og kanaler, i tilpassede gater samt gjennom ledningsnett. Med tørr flomvei menes overvannstiltak for avledning av overvann ved styrtregn i terrenget og der det vanligvis ikke renner vann. En flomvei utformes som en åpen trasé som avleder overvann til en resipient på en trygg måte og kan eksempelvis være en grøft, renne eller vadi/gressdekket vannvei. Med våt flomvei menes overvannstiltak for avledning av overvann med planlagt utnyttelse av ekstrapasitet i et åpent vassdrag. Ledningsnett er fellesbetegnelsen for avledning av overvann i lukkede systemer primært ved kraftig regn. Ledningsnett kan også dimensjoneres for styrtregn, der avledning i terreng ikke er mulig eller har begrenset kapasitet. Ledningsnett for styrtregn kan eksempelvis være en overvannstunnel.

Selv om trinn 1 (infiltrasjon) og 2 (fordrøyning) i tretrinnsstrategien bør fremmes i alle utbyggingsprosjekter, vil en eventuell mulighet for avledning ha stor betydning for lokalisering og dimensjonering av trinn 2. Dette innebærer at kommuner bør prioritere planlegging av sammenhengende traseer for avledning av overvann.

Dette arbeidet konkluderer med at overvannsstrategien bør i tillegg til å fremme overflatebaserte overvannstiltak også synliggjøre behov for en helhetsvurdering av



urbane nedbørsfelt. Konvensjonelle tiltak bør ikke forkastes som utdatert teknologi. Derimot er det samfunnsøkonomisk lønnsomhet som bør være styrende for utforming og dimensjonering av ulike elementer i TOD. Illustrasjonen fra Paus (2018) ble videreutviklet med å innføre følgende: Mulighet for infiltrasjon i trinn 2, drenering av trinn 1 og trinn 2 i lukkede hydrauliske systemer til hhv. neste trinn og lukket hydraulisk system i trinn 3 som et alternativ til åpen avledning. De tre trinnene må heller ikke sees på som en lineær prosess. Nedbørsfeltets kapasitet bør heller utnyttes ved en stedstilpasset kombinasjon av de tre trinnene (Figur 20).



Figur 20. Strategi for total overvannsdiskonering (TOD) for et nedbørsfelt. Trinnene i systemet inkluderer lokal overvannsdiskonering (LOD), blågrønn infrastruktur (BGI) og grå infrastruktur (GRI). Figuren er videreutviklet fra Paus (2018).

### 4.3 Forslag til videre studier

Følgende problemstillinger har blitt identifisert som tema for videre forskning:

- A)** Identifisere samfunnsøkonomisk lønnsomme dimensjoneringsnivå for klimatilpasning av ulike urbane miljø. Denne kunnskapen er essensiell for å optimalisere investeringer i overvannshåndtering.
- B)** Utvikle metodikk for beregning av vannbalanse i urbant miljø som inkluderer avrenning på overflaten og under bakken. En slik metodikk vil gi et godt grunnlag for systemanalyse ved planlegging av et integrert overvannssystem.
- C)** Utvikle metodikk for identifisering av traseer for avledning, arealer for fordrøyning samt områder der videre utbygging bør begrenses. Dette vil skape et grunnlag for systematisk klimatilpasning og forebygge utbygging i områder som er utsatt for urban flom.
- D)** Gjenta undersøkelsen i A.I med en koblet MIKE FLOOD modell og en samfunnsøkonomisk nytte-kostnadsanalyse av alternative løsninger. Dette vil bidra til et bedre dimensjoneringsgrunnlag for åpne overvannsløsninger og avløpssystemet, og utvelgelse av det mest samfunnsøkonomisk lønnsomme alternativet.
- E)** Undersøke hvorvidt ROS verktøy utviklet i A.II kan brukes til planlegging av alternative overvannstiltak på prosjektnivå. Informasjon fra en kvantifisert ROS analyse vil være nyttig inngangsdata til samfunnsøkonomisk nytte-kostnadsanalyse av alternative løsninger.
- F)** Videreføre A.III undersøkelsen ved å analysere hvor mye vann det er mulig å fordrøye med tiltak i naturlandskap for å redusere avrenning til byggesonen. Denne informasjonen vil være viktig for identifisering av dimensjoneringsbehov i byggesonen.
- G)** Videreføre A.IV undersøkelsen ved å inkludere flere skadekategorier, flere tiltaksalternativer og oppdaterte investeringskostnader for ulike overvannstiltak, for derved å skape et bedre beslutningsgrunnlag for dimensjonering og prioritering av de mest lønnsomme overvannsløsninger.
- H)** Etablere og evaluere hydraulisk effekt av ulike typer av multifunksjonelle overvannstiltak (A.V) i tett bebyggelse for å skape et bedre beslutningsgrunnlag.

## **4.4 Avsluttende ord**

### **4.4.1 Paradigmeskifte i avløpshåndtering**

Utviklingen av vann- og avløpsinfrastrukturen kan sammenlignes med en trapp, der et paradigmeskifte skjedde ved hvert nytt trinn. Først etter mange hundre år med utedøer og rennesteiner kom en rask endring under industrialiseringen, motivert av økt vannforbruk, sykdomsepidemier og vekst i levestandard. Vannklosetter og kloakker erstattet rennesteiner i Norge i starten av 1900-tallet. Til å begynne med ble avløpet fra kloakkene sluppet ut direkte i vassdrag. Senere, ikke minst på grunn av alvorlige forurensningssituasjoner på 1970-tallet, begynte man å skille regnvann fra avløp og innføre strengere krav for avløpsrensing.

Flere tiår har nå gått uten større endringer i prinsippene for avløpshåndtering. Men i løpet av siste 100 år skjedde en kraftig endring i naturvitenskapen som førte til splitting av ingeniørfaget i flere fagretninger. Den ingeniøren som for 100 år siden sto bak utviklingen av hele byens infrastruktur fra arealplanlegging, bygging av veier og bygg til VA-ledningsnett finnes nå ikke lenger. Dagens kommuneingeniør er som regel en VA-ingeniør – en hydrauliker som skal ta seg av vann- og avløpsinfrastruktur.

Globale initiativer om bærekraftig overvannshåndtering og behov for å tenke nytt for å holde vedlike avløpstransportssystemer tyder på at vi står ved bunnen av neste trappetrinn, der overvann kommer opp i dagen igjen og blir en naturlig del av bybildet. Det nye paradigmeskifte handler om utvikling av en ny infrastruktur i samspill mellom naturens og menneskenes behov. Vi har allerede løftet opp foten, men trappetrinnet virker for høyt, fordi det ikke lenger er kun opp til ingeniøren å videreutvikle alle vannrelaterte tjenester. En by er et komplekst system, med mange sammenhengende elementer, og det er nå mange andre fagfelt som også ønsker å uttale seg om håndtering av vann. Det er verken mulig eller ønskelig å gå tilbake til en allvitende ingeniør i og med at kunnskapsomfanget er blitt for stort til å kunne dekkes av ett fagområde. Det er derimot behov for identifisering av nye samarbeidsformer mellom forskjellige fagområder for at det nye paradigmet skal bli en realitet.

### **4.4.2 Markedskrefter vs. vitenskap**

Skader fra urbane oversvømmelser som følge av ekstreme nedbørshendelser inngår i kategorien naturskade. Men er oversvømmelser i urbant miljø naturskape? De vanlige årsakene for urbane oversvømmelser som trekkes frem er urbanisering og klimaendringer. Jeg vil påstå at klimaendringer i seg selv ikke er kjernen til

problemet, men heller en forsterkende faktor for mislykket byutvikling og adskilt fra naturens forutsetninger vannforvaltning i det siste århundre.

Menneskene selv har skapt problemer med urbane oversvømmelser, med sin ignoranse av naturlige prosesser og i et samfunn der markedskrefter som regel vinner over sunn fornuft og vitenskap. Klimaendringer og utvikling av klimarobuste byer er et dagsaktuelt tema. Likevel fortsetter vi å bygge ved sjøkanten, fortette i kvikkleire-områder og plassere samfunnskritisk infrastruktur i vannveier. Vi bygger tettere på de samme lokalitetene der de første fiskelandsbyene ble etablert for mange hundre år siden. Den gangen var nærhet til hav viktig for å kunne sikre et levebrød for de små fiskersamfunnene, men i dag kan det bli en luksusfelle for det moderne samfunnet. Likevel klarer vi ikke å slippe tak på drømmen om sjøutsikten fra stuevinduet.

Dersom vi aksepterer at hovedårsaken til urbane oversvømmelser er dårlig planlegging og slutter å skylde på naturens krefter, har vi faktisk noe konkret å jobbe med og kan endre på hele problemstillingen. Den dårlige planleggingen har ingenting å gjøre med manglende kunnskap. Vi vet stort sett hva problemet er, hvor store konsekvenser vil være og hvordan vi skal løse mange av utfordringene våre. Derimot er kortsiktig profittmaksimering og manglende samarbeidsevne stadig i veien for å komme i mål. Om vi klarer å endre vår tilnærming til avløpshåndtering og byplanlegging nå, tenker holistisk om vårt forhold til naturen, kombinere både gammel og ny kunnskap og samarbeider med hverandre og naturkreftene vil vi klare å komme på toppen av trappetrinnet og fremtidige generasjoner vil ikke lenger forstå betydningen av «skadelig urban flom».

## 5 Referanser

- Almestad, C. (2021). *Flommodell Oslo kommune. Modelldokumentasjon MIKE FLOOD*. Oslo: DHI.
- Braskerud, B. C., Hoseth, K. A., Israelsen, T., Kval, T., Myrabø, S., Nordlien, S.-H. & Skauge, J. (2014). *Naturfareprosjektet Dp. 5 Flom og vann på avveie. "Kvistdammer" i Slovakia. Små terskler laget av stedegent materiale; erfaringer fra studietur for mulig bruk i Norge*. Rapport 28/2014. Oslo: NVE.
- Braskerud, B. C., Camacho, A. D., Grannec, V., Holbein, Y., Kristensen, H., Norbakk, L. L. & Röttorp, A. (2019). Lyon – overvannstiltak i praksis Inntrykk etter deltagelse på Urban Water-konferansen NOVATECH 2019. *Vann*, 19: 235-247.
- Breen, T. (2020). *Kronikk: Behov for store investeringer i vann og avløp*: Norsk Vann. Tilgjengelig fra: [www.norskvann.no](http://www.norskvann.no) (lest 09.11.2020).
- Dadson, S. J., Hall, J. W., Murgatroyd, A., Acreman, M., Bates, P., Beven, K., Heathwaite, L., Holden, J., Holman, I. P., Lane, S. N., O'Connell, E., Penning-Rowsell, E., Reynard, N., Sear, D., Thorne, C. & Wilby, R. (2017). A restatement of the natural science evidence concerning catchment-based 'natural' flood management in the UK. *Proc.R.Soc.A*, 473 (2199). doi: 10.1098/rspa.2016.0706.
- DFØ. (2018). *Veileder i samfunnsøkonomiske analyser*. Oslo: Direktoratet for økonomistyring (DFØ).
- DIBK. (2020). *Høringsnotat 02.03.2020 Saksnr. 18/4777. Endringer i byggteknisk forskrift (forskrift av 19. juni 2017 nr. 840). Sikkerhet for overvann Endringer i TEK17 § 7-2 m.m.*: Direktoratet for byggkvalitet (DIBK). Tilgjengelig fra: [www.dibk.no](http://www.dibk.no) (lest 12.12.2021).
- DSB. (2016). *Risikoanalyse av regnflom i by*. Krisescenarioer 2016: Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap (DSB). Tilgjengelig fra: [www.dsb.no](http://www.dsb.no) (lest 03.04.2019).
- Dyrddal, A. V. & Førland, E. J. (2019). *Klimapåslag for korttidsnedbør. Anbefalte verdier for Norge*. NCCS report 5/2019: Norsk klimaservicesenter. Tilgjengelig fra: [www.klimaservicesenter.no](http://www.klimaservicesenter.no) (lest 04.09.2019).
- EBC. (2019). *Asset replacement and renovation investments per property 2019*. <https://www.waterbenchmark.org>: European Benchmarking Co-operation, The Netherlands.
- Endresen, S. (1998). *Lokal og total overvannsdiskontering (LOD/TOD) - Beskrivelser av anlegg, erfaringer mm*. HYDRA-rapport nr. T03. Asker: NVE.

- ESRI. (2021a). *ArcGIS Online* (Versjon 10.7.1). Programvare: Calofornia, USA. Tilgjengelig fra: [www.esri.com](http://www.esri.com) (lest 18. mai 2021).
- ESRI. (2021b). *ArcMap* (Versjon 10.7.1). Programvare. Tilgjengelig fra: [www.esri.com](http://www.esri.com).
- European Commission. (2021). *Forging a climate-resilient Europe - the new EU Strategy on Adaptation to Climate Change*. Brussels, Belgium.
- European Parliament. (2007). *Directive 2007/60/EC on the assessment and management of flood risks*. PE-Cons 3618/07, Env 246, Codec 490, Brussels, Belgium.
- FIN. (2021). *Prinsipper og krav ved utarbeidelse av samfunnsøkonomiske analyser*. Oslo: Det Kongelige Finansdepartement (FIN).
- Finans Norge. (2020). *VASK - Vannskadestatistikk*. Oslo: Finans Norge,.
- Floodlist. (2021). *Floods and flooding in Europe, Americas, Africa, Asia, Australia, New Zealand and Oceania*. Tilgjengelig fra: <https://floodlist.com> (lest 30.11.2021).
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E. J., Haddeland, I., Hisdal, H., Lawrence, D., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J. E. Ø., Sandven, S., Sandø, A. B., Sorteberg, A. & Ådlandsvik, B. (2017). *Climate in Norway 2100 - a knowledge base for climate adaptation*. M-741 NCCS report no.1/2017. Oslo: Miljødirektoratet.
- Hanssen, S. D., Asmundsen, G., Nordeidet, B., Sørensen, S. & Nordmelan, R. (2015). *Risikoakseptkriterier for overvannsfloam og dimensjonerende nedbør. Utredning*. M-318|2015 Miljødirektoratet. Oslo: Rambøll.
- Høiseth-Gilje, K., Magnussen, K., Ulstein, H., Dombu, S. V. & Wingsted, A. (2018). *Samfunnsøkonomisk analyse av endringsforslag til Byggteknisk forskrift - overvannshåndtering*. MENON-PUBLIKASJON 97/2018. Oslo: Menon Economics.
- IPCC. (2021). *Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou (eds.)]*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. In Press.
- Kaushal, V. & Najafi, M. (2020). Comparative Assessment of Environmental Impacts from Open-Cut Pipeline Replacement and Trenchless Cured-in-Place Pipe Renewal Method for Sanitary Sewers. *Infrastructures*, 5 (6). doi: 10.3390/infrastructures5060048.
- Kaushal, V., Najafi, M., Serajiantehrani, R., Vacanas, Y., Danezis, C., Singh, A. & Yazdani, S. (2020). Sanitary Sewer Construction Cost Comparison between Trenchless Cipp Renewal and Open-Cut Replacement. *Proceedings of International Structural Engineering and Construction*, 7 (1). doi: 10.14455/ISEC.res.2020.7(1).PIP-01.

- KLD. (2015). *Overvann i byer og tettsteder*. I: Departementenes sikkerhets- og serviceorganisasjon. Informasjonsforvaltning (red.). Norges offentlige utredninger NOU 2015: 16. Oslo: Klima- og miljødepartementet (KLD).
- KLD. (2021). *Overvann*. I: miljødepartementet, K.-o. (red.). Tilgjengelig fra: [www.miljodirektoratet.no](http://www.miljodirektoratet.no) (lest 06.12.2021).
- Københavns Kommune. (2012). *Københavns Kommunes Skybrudplan*. Tilgjengelig fra: [www.kk.dk/KLIMA](http://www.kk.dk/KLIMA) (lest 15.03.2017).
- Lindholm, O., Endresen, S., Thorolfsson, S., Sægrov, S., Jakobsen, G. & Aaby, L. (2008). *Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering*. Rapport 162/2008. Hamar: Norsk Vann.
- Lindholm, O., Endresen, S., Smith, B. T. & Thorolfsson, S. (2012a). *Veiledning i dimensjonering og utforming av VA-transportssystem*. Rapport 193/2012. Hamar: Norsk Vann.
- Lindholm, O., Endresen, S., Thorolfsson, S., Sægrov, S., Jakobsen, G. & Aaby, L. (2012b). *Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering*. Rapport 190/2012. Hamar: Norsk Vann.
- Lindholm, O., Buhler, L. & Bjerkholt, J. (2013). Hva hvis monsterregnet fra København 2. juli 2011 hadde falt i Norge? *VANN*, 03: 10.
- Magnussen, K., Wingstedt, A., Rasmussen, I. & Reinvang, R. (2015). *Kostnader og nytte ved overvannstiltak*. Rapport 2015/02 Oslo: Vista Analyse og COWI.
- MET. (2019). *Nedbørsstatistikk*. I: institutt, M. (red.): Oslo. Tilgjengelig fra: [www.eKlima.no](http://www.eKlima.no) (lest 15.03.2019).
- MIKE Powered by DHI. (2019a). *MIKE21* (Versjon 2019). Programvare. Tilgjengelig fra: <https://www.mikepoweredbydhi.com/products/mike-21> (lest 15.05.2019).
- MIKE Powered by DHI. (2019b). *MIKE URBAN* (Versjon 2019). Programvare. Tilgjengelig fra: <https://www.mikepoweredbydhi.com/products/mike-urban>.
- National Academies of Sciences Engineering and Medicine. (2019). *Framing the Challenge of Urban Flooding in the United States*. Program on Risk, Resilience, and Extreme Events Policy and Global Affairs. Washington (DC): National Academies Press.
- New waterways. (2021). *Anbefalinger fra et borgerpanel*. Oslo: NIVA, SoCentral og Oslo kommune.
- Nordeidet, B., Hansen, C. B., Munk, T. S. & Nielsen, C. N. (2019). *Ekstremnedbør. Oslo. Skadeomfang og kostnader*. Oslo: Rambøll.
- Norsk Vann. (2019). *Tilstandsvurdering av kommunale vann- og avløpstjenester. Resultater 2019. Bærekraftig fornyelse av spillvannsnettet. Kostnadsdrivere og effektivisering*. bedreVANN. Hamar.

- Olsen, A., Zhou, Q., Linde, J. & Arnbjerg-Nielsen, K. (2015). Comparing Methods of Calculating Expected Annual Damage in Urban Pluvial Flood Risk Assessments. *Water*, 7 (12): 255-270. doi: 10.3390/w7010255.
- Oslo kommune. (2011: 0.9.1). *Konseptvalgutredning (KVU) i Oslo kommune. Krav og veiledning*. Oslo: Byrådsavdeling for finans.
- Oslo kommune. (2013). *Hovedplan avløp og vannmiljø 2013-2030. Delrapport 7 - Fremmedvann i Oslo*. Oslo: Vann- og avløpsetaten.
- Oslo kommune. (2014). *Hovedplan for avløp og vannmiljø 2014-2030*. Oslo: Vann- og avløpsetaten.
- Oslo kommune. (2017). *Kommunalt risikobilde 2017*. Oslo: Beredskapssetaten.
- Paus, K. H. (2018). Forslag til dimensjonerende verdier for trinn 1 i Norsk Vann sin tre-trinns strategi for håndtering av overvann. *VANN*, 01: 66-77.
- Pedersen, T. B., Bratlie, R., Verbaan, I. J., Sandal, B., Solbrå, S. T., Hagerup, T. G., Röttorp, A. M., Fleig, A., Stickler, M., Sommer-Erichson, P. E. & Dalen, E. V. (2021). *Høringsdokument. Rettleiar for handtering av overvatn i arealplanar*. Oslo: NVE.
- Quinn, P., O'Donnell, G., Nicholson, A., Wilkinson, M., Owen, G., Jonczyk, J., Barber, N. & Davies, M. H. a. G. (2013). *Potential Use of Runoff Attenuation Features in Small Rural Catchments for Flood Mitigation*. NFM RAF. Newcastle upon Tyne, UK: Environment Agency and Newcastle University.
- Rosén, L. (2020). *Göteborgs Stad. Ekonomisk analys av strukturplaneåtgärder mot översvämning från nederbörd* Analys med verktyget FloodMan: Sweco. Tilgjengelig fra: [www.vatteningoteborg.se](http://www.vatteningoteborg.se) (lest 15.11.2021).
- Rosim. (2016). *ROSIE* (Versjon 2016). Programvare. Tilgjengelig fra: [www.rosim.no](http://www.rosim.no) (lest 20.02.2016).
- Rostad, M. (2017). *Finansieringsbehov i vannbransjen 2016-2040*. Rapport 223/2017. Hamar: Norsk Vann
- SAFE SOFTWARE. (2020). *Feature Manipulation Engine (FME)* (Versjon 2020.0). Programvare: Surrey, BC Canada. Tilgjengelig fra: <https://www.safe.com/fme/> (lest 10.10.2020).
- Scalgo. (2020). *ScalgoLive. Kom i gang: Oversikt*. Tilgjengelig fra: [www.scalgo.com](http://www.scalgo.com) (lest 16.05.2020).
- Statens Vegvesen. (2008). *Veg- og gateutforming (Road and street design)*. <https://www.vegvesen.no>: Vegdirektoratet.
- Svenskt Vatten. (2016). *Avledning av dag-, drän- och spillvatten. Funktionskrav, hydraulisk dimensionering och utformning av allmänna avloppssystem. Del I – Policy och funktionskrav för samhällets avvattnings*. Publikation P110. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Svenskt Vatten. (2020). *Investeringsbehov och framtida kostnader för kommunalt vatten och avlopp - en analys av investeringsbehov 2020-2040*. Bromma: Svenskt Vatten.



- Willows, R., Reynard, N., Meadowcroft, I. & Connell, R. (2003). *Climate adaptation: Risk, uncertainty and decision-making. Part 2*. Climate Impacts Programme, 41-87. Oxford, UK: Centre for Ecology and Hydrology.
- World Bank. (2021a). *A Catalogue o Nature-based Solutions for Urban Resilience*. Washington, D.C.
- World Bank. (2021b). *Financial Risk and Opportunities to Build Resilience in Europe*. Washington, D.C.
- Zhang, W., Zhang, X., Liu, Y., Tang, W., Xu, J. & Fu, Z. (2020). Assessment of Flood Inundation by Coupled 1D/2D Hydrodynamic Modeling: A Case Study in Mountainous Watersheds along the Coast of Southeast China. *Water*, 12 (3): 822.
- Zhoua, Q., Mikkelsena, P. S., Halsnæsb, K. & Arnbjerg-Nielsena, K. (2012). Framework for economic pluvial flood risk assessment considering climate change effect and adaptation benefits. *Journal of Hydrology*, 414-415: 539-549.



# Artikler



# Artikkel I

## **Intensifying rehabilitation of combined sewer systems using trenchless technology in combination with low impact development and green infrastructure**

Julia Kvitsjøen, Kim H. Paus, Jarle T. Bjerkholt, Tharan Fergus & Oddvar G. Lindholm

*Water Science & Technology 2021, Vol 83 No 12, 2947; doi: 10.2166/wst.2021.198*

## Intensifying rehabilitation of combined sewer systems using trenchless technology in combination with low impact development and green infrastructure

J. Kvitsjøen<sup>IWA a,b,\*</sup>, K. H. Paus<sup>IWA a</sup>, J. T. Bjerkholt<sup>c</sup>, T. Fergus<sup>b</sup> and O. Lindholm<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Faculty of Science and Technology, Norwegian University of Life Sciences, 1430 Ås, Norway

<sup>b</sup> The Agency for Water and Wastewater, City of Oslo, Herslebs gate 5, 0561 Oslo, Norway

<sup>c</sup> Faculty of Technology, Natural Sciences and Maritime Sciences, University of South-Eastern Norway, 3603 Kongsberg, Norway

\*Corresponding author. E-mail: julia.kvitsjoen@vav.oslo.kommune.no

### ABSTRACT

Throughout Europe, there is a considerable need for investment in the upgrade of sewer systems – due to three main factors: ageing infrastructure, climate change and urban population growth. The need for investments is expected to grow significantly in the years ahead. Trenchless rehabilitation (no-dig) of sewer pipelines is a cost-efficient and environmental friendly method for upgrading existing pipelines with sufficient capacity. This study examines the possibility of applying no-dig to combined sewer systems (CS) with insufficient capacity. In this study, a concept assessment methodology that combines the analytical approaches from stormwater and sewer system assessments is presented. The methodology was tested on a case area that was part of an environmental project in Oslo, Norway. Three alternative concepts were examined; A0: no-dig and low impact development (LID), A1: no-dig, LID and green infrastructure (GI), and A2: CS up-sizing using open-cut methods. The study concludes that CS with insufficient capacity can be rehabilitated using no-dig if LID and GI. The combination of no-dig and LID reduces costs considerably but does involve the risk of damages from uncontrolled surface runoff. The main risk-reduction measure is the development of GI as an integrated stormwater management system that requires cross-sector collaboration within municipalities.

**Key words:** cross-sectoral collaboration, green infrastructure (GI), integrated stormwater management, intensified renewal of combined sewer systems, low impact development (LID), no-dig

### HIGHLIGHTS

- Trenchless rehabilitation of combined sewer systems (CS) in combination with low impact development (LID) can give a 60–90% cost reduction per meter compared to open-cut methods.
- An integrated stormwater management system (ISMS), including green infrastructure, should be implemented to avoid damage from uncontrolled stormwater runoff from LID.
- Cross-sector collaboration can contribute to intensifying rehabilitation of CS.

### INTRODUCTION

#### An increasing need for investments in sewer network renewal

Water and wastewater services are vital functions in a society. To ensure that the sector provides good-quality services, the water and wastewater networks must be continuously rehabilitated and upgraded.

The EU countries spend an average of EUR 100 billion per year on water supply and sanitation (OECD 2020). Benchmarking of asset replacement and renovation investments per property for European cities selection showed considerable variations. In the analysis, the Norwegian capital Oslo reported the highest investment costs per household, at EUR 201 in 2019. This cost was more than twice as high as for second-ranked Hamburg in Germany (EBC 2019). The total annual cost of sewer network renewal in Norway averages EUR 250 million. Studies show that Oslo is among the municipalities in Norway with the lowest investment costs per household (The Norwegian Water Association 2019).

Despite sizeable annual investments, there is still a considerable sewer rehabilitation backlog due to ageing infrastructure. Investments in the EU are expected to increase to EUR 289 billion (OECD 2020) by 2030. In Sweden, calculations show that investments of EUR 46 billion are needed until 2040 to maintain the functionality

This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Licence (CC BY 4.0), which permits copying, adaptation and redistribution, provided the original work is properly cited (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

of the infrastructure, further develop water and wastewater services and meet future demands (The Swedish Water Association 2020). This is an increase of 40% from today's investment level and amounts to about EUR 490 per household per year. In 2017, the need for investments in water infrastructure in Norway was estimated at EUR 28 billion by 2040 (Rostad 2017). In 2020, the Norwegian estimate was raised to EUR 32 billion (Breen 2020). This amounts to an annual cost per household of EUR 650. The estimated future investment needs for Norway's sewer network are based on the current unit costs and a rehabilitation rate of 0.9% (The Norwegian Water Association 2019). However, several municipalities have also made their own calculations of the necessary rehabilitation rate; for example, Oslo, where the rehabilitation rate is estimated to be 1.6%.

### Pipeline renewal vs. replacement

The water sector in Norway can increase its efficiency and save considerable amounts on renewing the pipeline system by using trenchless technologies. For Norway, a 25% reduction in costs per meter pipeline renewed would result in an annual efficiency gain of EUR 175 million. In addition to reducing the direct costs, this is also an essential way to reduce the climate footprint of the sector. (The Norwegian Water Association 2019).

Municipalities can save considerable amounts when renewing underground utility systems by using a trenchless cured-in-place pipe renewal method (CIPP) (Kaushal *et al.* 2020). When planning the rehabilitation of pipelines, it is important to consider environmental impacts. A study for small diameter sanitary sewers in the City of Pasadena, California, USA, concluded that on average, CIPP renewal contributed 68% less environmental impact, 75% less impact on human health and 62% less resource depletion than the open-cut (OC) replacement (Kaushal & Najafi 2020). Although the expected lifetime for no-dig is shorter than for OC, trenchless methods performed well compared to OC due to the high sustainability factor (Bruaset Rygg & Sægrov 2018).

In 2019, the Agency for Water and Wastewater Services (AWW) in the City of Oslo invested EUR 76.8 million in pipeline renewal. Sewer system rehabilitation accounts for approximately 45% of total investments in Oslo. 29% of the rehabilitation cost are allocated to no-dig methods. In 2019, 2.1% of Oslo's sewer pipelines were rehabilitated. The high rehabilitation rate can be directly linked to the use of no-dig methods (City of Oslo 2019). No-dig account for only 29% of the costs but represents 73.8% of the pipeline rehabilitated.

### Changing conditions due to climate change and urbanisation

In addition to reduced functionality due to aging, the wastewater networks are under further stress from rapid urban development and increasing rainfall due to climate change.

Climate change poses a challenge to planning and maintenance as the dimensioning for future needs becomes increasingly uncertain. For example, a rainfall event with a 20-year return period in Norway is expected to increase by 27–46% by 2100, depending on rainfall duration (Dyrrdal & Førland 2019). Climate change projections call for more frequent and more intense rainfall events, more frequent freeze-thaw cycles and a larger share of winter precipitation falling as rain. Summers will see increasing numbers of droughts (Hanssen-Bauer *et al.* 2017).

In 2018, 55% of the world's population were living in urban areas. This share is expected to grow to 68% by 2050 (United Nations 2019). In Europe, the level of urbanisation was already 74% in 2018 but is expected to continue to grow in the coming years (Margaras 2019; United Nations 2019). According to projections, the population of the Norwegian capital will increase to about 850,000 in 2040, which is 25% more than in 2019 (City of Oslo 2020). Urbanisation causes an increase in impervious surfaces, which leads to both more stormwater runoff and faster response, resulting in increased risk of sewer network overload.

In recent years, a large number of different types of precipitation-related damage have been registered in Norway. According to Finance Norway's database, total insurance payments for precipitation-related damages amounted to EUR 700 million between 2008 and 2020 (Finance Norway 2020). Thirty per cent of these damages are directly linked to the wastewater network. Like many other European cities, large sections of Oslo's wastewater network are a combined sewer system (CS), collecting domestic sewage and stormwater runoff in the same pipe. These systems are not designed to cope with increasing amounts of stormwater, thus contributing to increased sewage overflow and more extensive and frequent infrastructure damage. Uncontrolled sewage discharge can increase risks to human health and the environment.

After rehabilitating pipelines that still have sufficient capacity, the challenge will be to identify pipeline segments suitable for no-dig solutions. However, continuing to use traditional OC as the only method for

capacity improvement will increase rehabilitation costs and create a faster reduction in functionality of the wastewater infrastructure if the budgets are not increased.

### LID reduces damages caused by the sewer system

Many municipalities experience a frequent overload of their sewer systems, resulting in floods and the discharge of untreated sewage. By disconnecting some areas from the system, one can reduce the load from stormwater and thereby reduced the need for replacement of the pipes. To reduce leakage and infiltration the pipes can be rehabilitated with no-dig methods, such as pipelining (Sørensen 2018). Stormwater disconnection can be managed by low impact development (LID) as an alternative land development approach for stormwater management close to the source. LID reduce the impact of development on the local hydrological conditions through the use of bioretention, green roofs, grass swales, and permeable pavements that infiltrate, evaporate, or harvest and use stormwater on the site where it falls (Shafique & Kim 2017). Reducing surface runoff by increasing infiltration was tested in Oklahoma, USA, using various surface-based stormwater solutions. Disconnection of stormwater from impermeable surfaces such as roads, parking lots, sidewalks and buildings led to a reduction in peak load on the sewer network during precipitation and improved water quality in watercourses due to a reduction in overflow discharges (Ruiz Vogel & Taghvaeian 2017). Silva & Silva (2020) point out that there are several uncertainties associated with disconnecting impermeable surfaces. LID is more effective for reducing stormwater runoff with shorter rain duration and smaller rainfall events. Disconnection of impermeable areas on a large scale can change runoff patterns and increase surface runoff. The risk increases at a high decoupling rate combined with low infiltration (Silva & Silva 2020).

### GI copes with uncontrolled stormwater

'Green Infrastructure can be broadly defined as a strategically planned network of high quality natural and semi-natural areas with other environmental features, which is designed and managed to deliver a wide range of ecosystem services and protect biodiversity in both rural and urban settings' (European Commission 2013). Key findings from an Australian study on stormwater management using imitation of natural hydrological processes indicate that GI's intensive application can significantly reduce flood depth and drainage velocity. However, residual risk remains, especially during extreme flood events (Webber *et al.* 2019). A recent study from China concludes that GI helps reduce the increased stormwater runoff and flood risk in urban areas by providing regulation functions (Li *et al.* 2021).

### Objectives

As described above, the benefits of using no-dig for the rehabilitation of sewer networks are documented (Kaushal & Najafi 2020; Kaushal *et al.* 2020). There are also good examples of using LID to reduce peak loads to the wastewater system (Ruiz Vogel & Taghvaeian 2017; Silva & Silva 2020). Green infrastructure can be applied to minimise damages caused by uncontrolled surface runoff (Webber *et al.* 2019; Li *et al.* 2021). However, we have not identified practical examples of combining these management approaches for CS renewal and CS capacity improvement. It is also uncertain if water and wastewater network (WWN) owners can accept the risk of potentially increasing uncontrolled surface runoff by implementing LID by themselves for improving the sewer network's capacity in existing developed areas or if it is necessary to combine LID with GI.

This study aims to develop a method for evaluating no-dig, LID and GI as an alternative for improving the quality and capacity of the CS. The methodology is tested in a case area in Oslo.

## METHODS

### Calculations of cost savings from increased use of no-dig

As motivation and pre-analysis for the main study, we investigated how the choice of rehabilitation methods affects the rehabilitation rate of the wastewater network of Oslo.

The calculations were based on the AWW's wastewater rehabilitation budget for 2019 (B), unit costs for no-dig (N) and open-cut methods (OC), a rehabilitation target rate of 1.6% (G) and the total length of Oslo's sewer network (L). The values for input parameters and equations for output at the variable share of no-dig (S) are shown in Table 1.



**Table 1** | The values for input parameters and equations for calculation of cost savings from increased use of no-dig

Parameter	Abbreviation	Value/formula
INPUT		
Budget, EUR/year	B	34,500,000
Unit cost for no-dig, EUR/m	N	408
Unit cost for open-cut, EUR/m	OC	3,608
Rehabilitation target rate, %	G	23,840 (1,6%)
Total length of sewer network, m	L	1,490,000
Share no-dig, %	S	From 0% to 100% with variation $s + 1 = 10\%$
OUTPUT		
Cost no-dig, EUR	CN	$G \times S \times N$
Cost open-cut, EUR	COC	$G \times (100\% - S) \times OC$
Total rehabilitation cost, EUR	T	$CN + COC$
Reduction in unit costs, %		$100\% - (100\%/AC_s \times AC_{s+1})$
Average cost per meter, EUR/m	AC	$T/L$
Goal achievement, EUR		$B/T$

### Concept assessment methodology

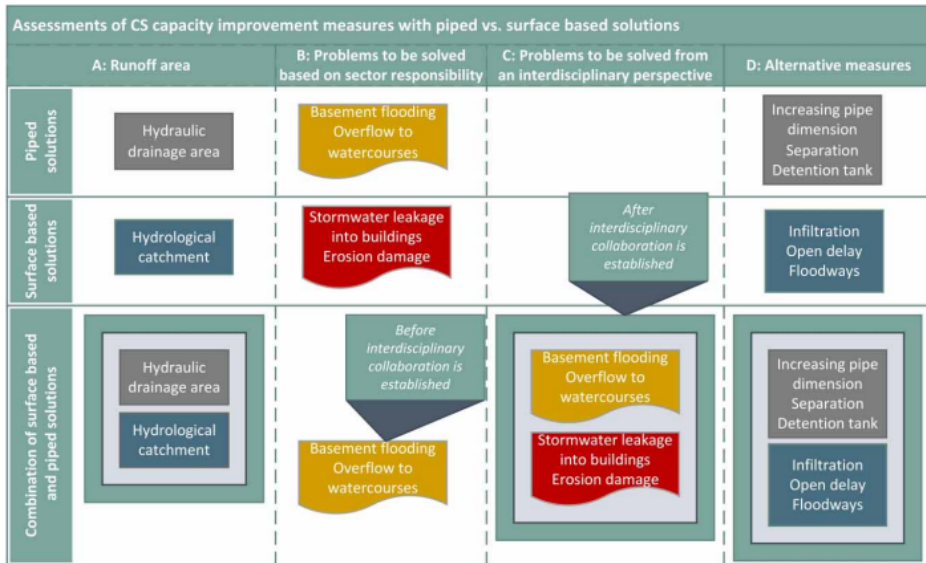
The study was carried out according to the framework of the Norwegian quality assurance scheme (QA scheme) for major public investment projects in the City of Oslo (City of Oslo 2011). An essential principle of this framework is to perform a thorough analysis of needs, goals and requirements in the project area before considering various options for problem solving (Figure 1). The methodology enables an unbiased analysis of alternative measures to identify a specific project's most suitable concept.

The overall need for all infrastructure in the trench is important for prioritising projects and selecting technical solutions. As water and sewer pipelines in Norway often run in the same trench, the water supply system is also assessed in projects initially initiated by the need for upgrades of the sewer network and vice versa. On the other hand, QA scheme has never been used in Oslo to assess LID and GI to solve CS capacity problems.

In traditional wastewater system assessments, the emphasis is on hydraulic analysis, although hydrological processes are also used for pipeline design. In evaluations of stormwater runoff, hydrological analysis is predominant. Thus, two disciplines must be equally considered when including assessments of LID and GI in a wastewater rehabilitation project: hydraulics and hydrology. A complicating factor in such a process is the division of sector responsibilities between the various departments in a municipality. Whereas WWN owners, for example in Norway, are focussed on reducing basement flooding and combined sewer overflows (CSO), the responsibility for property damages from uncontrolled stormwater runoff lies with private and public property owners. It is challenging to coordinate such diverging interests without a well-established collaboration between the various stakeholders (see column C in Figure 2).

This study is based on the current model of how responsibilities are divided; that is, without clearly defined interdisciplinary collaboration. Methodologically, it involves a combined study of hydraulic drainage area and hydrological catchments, with the subsequent assessment of both piped- and surface based- capacity-enhancing

**Figure 1** | Basic principles of the concept selection study.



**Figure 2** | Assessments of CS capacity improvement measures with piped vs. surface-based solutions for surface runoff.

measures. Meeting the needs of WWN owners; that is, reducing basement flooding and CSO, is defined in this study as an absolute requirement. The potentially reduced risk of stormwater damage is seen as a positive side effect (Figure 2).

### Case area

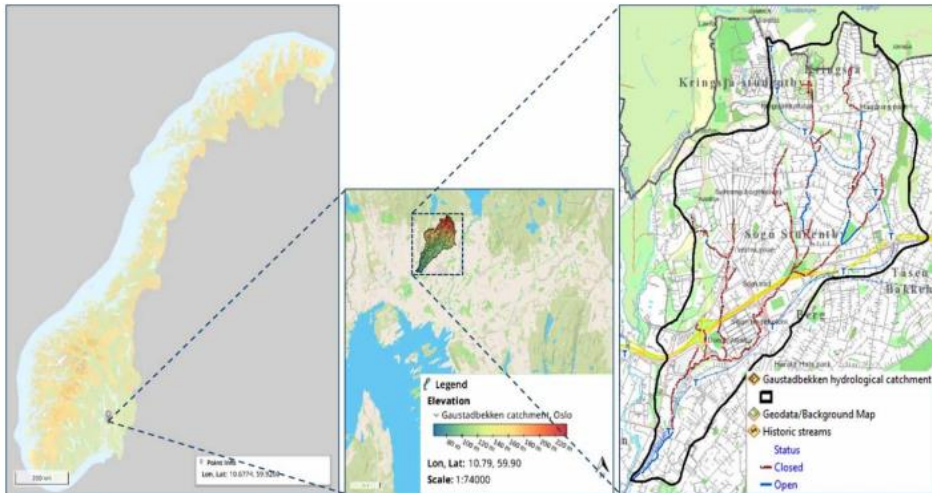
The wastewater network in Oslo has a total length of 2,250 km (City of Oslo 2020), with an average age of 47 years. The oldest pipelines are more than 100 years old. Approximately 55% of the wastewater network in Oslo is CS. The network includes 218 CSO that discharge into the city's watercourses and the Oslo Fjord.

The case area is located in the Gaustadbekken catchment in the northern part of Oslo (Figure 3). The total area of the catchment is 3.5 km<sup>2</sup>, of which 84% is urban area. Numerous smaller streams drain into the Gaustadbekken stream, several of which have been piped in the past due to urban development. The upper part of the catchment is located at about 200 meters a.s.l. The Gaustadbekken stream drains in to the river Frognerelva at about 64 meters a.s.l., giving an average slope of 8%. In the upper part of the catchment, the case area consists of single-family homes and large private gardens. Most of the roads are distribution streets throughout the residential area. The wastewater network consists mainly of CS.

### Prerequisites to study

Within the catchment area, numerous sewage and stormwater-related incidents have been recorded through the years: basement floodings, CSO discharges into watercourses and flooding of buildings and land from uncontrolled surface runoff of stormwater. In 2016, a concept study was performed to avoid the recurring basement flooding from the CS in five houses (City of Oslo 2016). Three types of measures were considered to solve CS capacity: separating sewer and stormwater flows, increasing pipe dimension and installing a detention tank. Although the city of Oslo approved a stormwater strategy that promotes surface-based and local stormwater management (City of Oslo 2013b), the WWN owner could not consider the application of GI. This was due to the stringent full cost recovery regime, which stated that the water and wastewater fees should only finance pipeline projects (The Norwegian Ministry of Local Government and Modernisation 2014). The feasibility study recommended an increased capacity of CS at the cost of approximately EUR 4.4 million.

Before the final approval of the initial separation project, the possibility arose to use water and wastewater fees for LID and GI that relieve the strain on existing municipal sewer networks and treatment plants (The Norwegian



**Figure 3** | Case area localisation.

Environment Agency 2019). This change provided the opportunity to consider using LID and GI as an alternative to increasing the combined sewer network capacity and solve the basement flooding problems. Municipal service providers in Norway are authorised to order the disconnection of stormwater runoff from impervious surfaces by the Pollution Control Act section 22 (The Norwegian Ministry of Climate and Environment 1983). Thus, a new study was commissioned, which specifically required an assessment of downspout disconnection as an alternative measure to resolve the sewage network's insufficient capacity.

A review of registered damages in the case area showed that new incidents had occurred since the previous study: basement flooding, frequent sewer overflow to the Gaustadbekken and stormwater damage to houses. All of these cases were related to heavy rainfall events and peak discharge to the CS.

#### Stormwater runoff in the entire catchment area

To get an overview of the hydrological runoff pattern in the catchment and get an idea of the potential risk of uncontrolled surface runoff, an extreme precipitation event was modelled in a non-calibrated Stormwater runoff model, MIKE21 (MIKE21 2019), with a grid size of  $4 \times 4$  meters for the Gaustadbekken hydrological catchment. The simulations were carried out with an actual rainfall event of 155 mm in 135 minutes, which hit Copenhagen on 2 July 2011 (Lindholm Buhler & Bjerkholt 2013).

The CSO effect on the water quality of the recipient was assessed from routine water quality measurements in the watercourses and analysed against data on overflow events. Data on basement flooding damages from back-lash, stormwater-related complaints and CSO events were retrieved from the AWW database (Figure 3). Registered stormwater damages were compared with the results from the MIKE21 calculations. Mapping the status of drainage pathways and existing depressions and assessing LID and GI possibilities were performed during site inspections.

#### Identifying sources of I/I-water

'Infiltration and inflow water (I/I-water) include rainfall, groundwater, and leakages from the water supply system. I/I-water finds its way into the wastewater network through damaged pipes, damaged manholes and faulty connections, but can also enter the network intentionally, which is the case for rainwater in a combined sewer system' (Sola *et al.* 2018). In AWW's master plan, I/I-water in the case area was calculated to be 64–72% (City of Oslo 2013a). I/I water influx into the wastewater system can be divided into diffuse infiltration via water supply leakage and direct inflow. Diffuse infiltration was examined by detecting infiltration in manholes during the dry-weather site inspection, CCTV (closed circuit television) of all sewer pipelines and acoustic leak detection. These inspections were performed to provide the necessary data for assessing the condition of

manholes and pipelines to choose the appropriate rehabilitation measures. A general reduction of I/I water was not defined as a requirement by AWW. Thus, no further investigations of I/I water sources were made, such as measuring the groundwater level and measuring pipeline temperature. Since all recorded damages in the case area occur during heavy rainfall events, priority is given to investigating the sources for a direct inflow of I/I water that result in peak discharge to the CS.

An information letter was sent to all inhabitants within the hydraulic drainage area to notify them of upcoming site inspections. For each building, the number of downspouts that could be connected to the CS was recorded during an inspection. Disconnected downspouts that drained onto impervious surfaces were also recorded.

There are no maps for road drainage pipes in Oslo. To identify recipients of road drainage pipes, a terrain analysis was performed in ArcGIS to assess road slope towards watercourses and existing stormwater drainage pipes. The tested hypothesis was that road drainage often follows the road's slope. The digital terrain analysis was verified by tracing road water on one road in the area by adding the tracer dye Uranine in gullies and then looking for discolouring in nearby aqueous recipients and CS manholes. The assessment of the need for treating road runoff was based on an analysis of the area's traffic load (annual average daily traffic) (The Norwegian Public Roads Administration 2008).

### Alternatives analysis

The selection of alternative concepts was based on the premise that pipeline capacity can be increased either by reducing the influx of I/I water or by up-sizing the pipe. In addition to upgrading existing conditions, two basically different solutions were identified:

- Alternative 0 (A0) – Upgrade of status quo with no-dig and LID.
- Alternative 1 (A1) – Rehabilitating pipe using no-dig, LID and GI.
- Alternative 2 (A2) – Removing bottleneck.

In literature, many terminologies for different surface-based solutions are used interchangeably (Fletcher *et al.* 2014). In this study, terms for LID and GI are linked to three steps in stormwater strategy in Oslo (City of Oslo 2013b). LID means step 1 for handling smaller amounts of precipitation locally, while GI covers steps 2 and 3 with stormwater diversion and safe surface transportation.

Alternative solutions were assessed in terms of meeting the 'must' and 'should' requirements, as defined by the study, based on hydraulic modelling results. A qualitative risk analysis of all three alternatives concludes with a recommendation of the alternative solution that best meets all requirements. A simple cost analysis of investment costs was performed for the recommended alternative, based on AWW unit prices.

### Hydraulic modelling

Modelling of the existing conditions and the effect of alternative solutions was performed with a hydraulic model for wastewater systems, using the MIKE URBAN Collection System (MUCS) (MIKE URBAN 2019). Runoff from rainfall depends primarily on the size of the catchment, land use and land cover. To describe changes in rainfall runoff over time, the Rainfall-runoff module in MUCS was used. Essential parameters are catchment size, initial loss, hydrological reduction factor and concentration time. Using these inputs, rainfall-runoff is calculated according to the time-area method. Based on the collection of field data, all catchments were updated concerning the permeable surface ratio. The predicted runoff was then linked to the hydraulic module in MUCS to calculate the temporal variation of water flow and water level in the wastewater network. The model was calibrated to an actual runoff in 2015. A re-calibration was considered unnecessary since the simulation of specific rainfall events in 2019 showed that the model results agreed well with the damages reported for these events.

Three precipitation scenarios were run for all three alternative concepts. Overflow discharge in the case area should not occur more than once every two years, and there should be no repeated basement flooding from sewer backups during 30-year rainfall events in the future Oslo applies a climate factor (CF) of 1.5 for future precipitation (City of Oslo 2014). To evaluate the effect of the measures on overflow discharge for future rainfall as well, simulations were run for 2-year rainfall events, including CF. Intensity-duration-frequency curves (IDF) are developed based on statistical precipitation data from the weather station at Blindern, Oslo (1967-2019) (The Norwegian Meteorological Institute 2019).

## RESULTS AND DISCUSSION

### Potential cost savings from increased use of no-dig in Oslo

The importance of using no-dig technology for the achievement of a 1.6‰ rehabilitation rate in Oslo was analysed based on the equations in Table 1. This showed that at the current level of investments by AWW, one would have to rehabilitate more than 60% of the pipelines using no-dig technologies to meet the target (Figure 4). At a no-dig share above 70%, it is possible to rehabilitate more than 1.6‰ or spend less than budget. Variation in cost for no-dig, OC and goal achievement follows the left y-axis. The average cost of a rehabilitated meter of pipe is reduced by increased use of no-dig (x-axis) and follows the right y-axis.

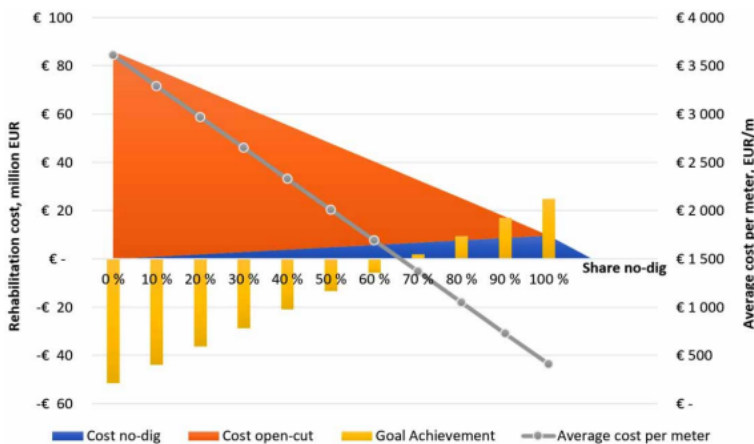
The calculations show that unit cost reductions increase with an increasing share of no-dig. The cost of OC projects varies between EUR 1,000 and EUR 4,000 per meter, depending on local conditions. There is much less variation in unit costs for no-dig. The cost reduction per rehabilitated meter of pipe using no-dig instead of OC thus amounts to between 60 and 90%. A sustainability factor should be included when assessing the most suitable rehabilitation methods at different locations to consider the expected shorter service life for no-dig (Bruaset Rygg & Sægrov 2018). By including in the calculation side effects of no-dig such as less environmental impact, less impact on human health, and less resource depletion (Kaushal & Najafi 2020), an even higher sustainability factor will be achieved than just by assessing investment costs.

Practically, however, achieving a large share of no-dig would be challenging due often to the low capacity of CS in Oslo. Therefore, different alternatives for solutions that can increase CS capacity must be evaluated.

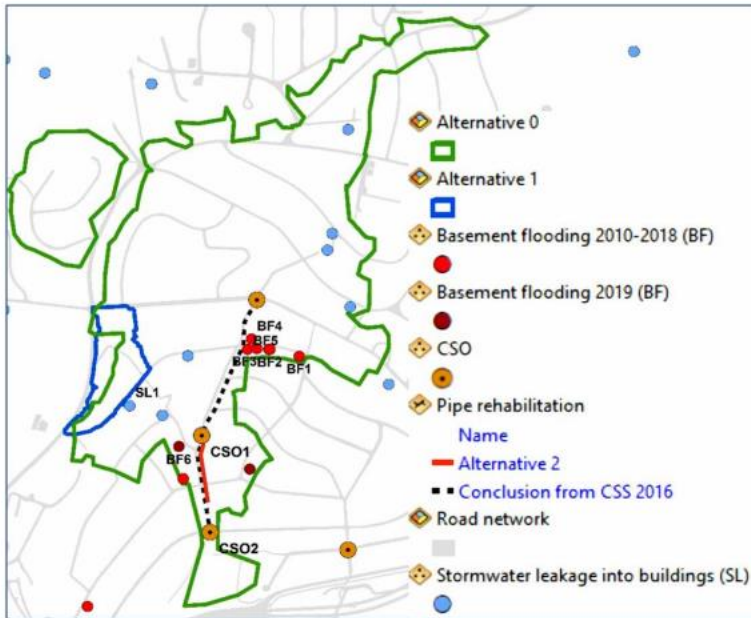
### Alternative solutions

A map of the evaluated solutions, including the solution proposed by the concept study from 2016, is shown in Figure 5. A0 corresponds to the existing situation, only a few upgrades are done to maintain the sewer network's current operations without extensive investments. These upgrades are a no-dig rehabilitation of 270 m of CS, mandatory downspout disconnect representing 6.5% of connected impervious surfaces or 33% of all impervious surfaces in the catchment in the wastewater catchment area, and infiltration of roof runoff on private property.

A1 consists of a no-dig rehabilitation (270 m), as for A0, and LID to deal with 1% of connected impervious surfaces in a small, closed sub-catchment that drains directly to the CS, and which contributes to overloads and overflows with about 50% of roof runoff and all road runoff. Disconnected roof runoff shall be infiltrated on private property and diverted away from paved driveways. Road runoff will be diverted, retained and infiltrated in an infiltration trench and bioretention cells on a street (GI). Due to the low annual average daily traffic, road runoff does not need treatment. The GI measures will reduce the road width. It is not possible to openly divert the water from the GI to a recipient without removing any buildings, and it is far from the



**Figure 4** | Goal achievement for sewer network rehabilitation and savings, given a fixed annual budget of EUR 34.5 million and a varying share of no-dig. The calculations are based on the equations in Table 1.



**Figure 5** | Alternative solutions for rehabilitation.

downstream stormwater pipeline. A controlled overflow from the GI to the existing CS is thus needed to cope with rainfall events that exceed the system's capacity.

A2 involves an up-sizing of the CS pipe diameter downstream from the overflow CSO1 from Ø300 to Ø500. For this alternative, it is also necessary to replace the water supply pipe due to the small distance to the sewer pipe. Pipe cracking is not possible, which would be a more environmentally friendly alternative.

### Effects of the alternatives

Results of the downspout disconnect in the drainage area in A0 show that by reducing runoff from impervious surfaces by 33%, which corresponds to 50% of the roof area in the drainage area, the discharge is significantly reduced from both CSOs (Table 2). Also, problems linked to basement flooding and CSO are solved for design rainfall events. The risk of stormwater damage at SL1 (Figure 5) is reduced but not altogether avoided. With this alternative, there will still be a lot of road runoff draining to the CS. Measures associated with A1 resolve the problems linked to stormwater damage SL1. The risk of CSO1 and CSO2 and local basement flooding is

**Table 2** | Modelling of alternative scenarios and effects on CSO

	Model assumptions				Model results						
	Share of total area connected to the CS	Share of roof area connected to the CS	Share of road area connected to the CS	CS dimension downstream from CSO1	Calculated discharge from CSO1 (m <sup>3</sup> )			Calculated discharge from CSO2 (m <sup>3</sup> )			
					2-year rain	30-year rain	+ CF	2-year rain	30-year rain	+ CF	
Total area = 58.3 Ha roof 12.9% road 7.5%											
Status	10.9%	6.5%	4.4%	Ø300	27.97	29.4	134.4	124.4	189.8	816.9	
A0	4.4%	0	4.4%	Ø300	0	0	21.9	0	0	231.1	
A1	9.9%	6%	3.9%	Ø300	0	9.76	51.7	3.2	137.23	737.4	
A2	10.9%	6.5%	4.4%	Ø500	0	0	0	0	210.5	940.4	

considerably reduced, and there is some reduction of the basement flooding risk on a nearby street due to reduced loads to the CS on an upstream road during rainfall events. There is also a generally positive effect from A0 and A1 on the CS downstream.

Up-sizing under A2 contributes to reducing the risk of basement flooding and CSO1. However, the loads are passed downstream more quickly and contribute to an increase in overflow discharge from CSO2. Alternative A2 also does not reduce the risk of stormwater damage SL1. The analysis of the model results for all alternatives shows that up-sizing has a positive local effect but does not help solve problems upstream while also creating new problems downstream. However, disconnection of impervious surfaces generally contributes positively to overcoming the challenges in the case area, including improved water quality in the river Frognerelva.

The effect of all alternatives on CSO was assessed by studying the model results for CSO discharge for different rainfall scenarios. An example for future 30-year rainfall events is shown in Figure 6.

A rough classification of the alternatives, according to the must-requirements, is summarised in Table 3. Even though A2 is feasible for the WWN owner, it does not provide the desired effect. The cost-effectiveness of the investment is low, as up-sizing leaves network capacity underutilised for most of its lifetime. The alternative is rejected after this rough classification. An assessment of the remaining alternatives, A0 and A1, according to the should-requirements (Table 3) concludes that both could be recommended as practical solutions. However, A1 provides more added value to the project in the short term.

Both A0 and A1 have positive effects on environment and climate: less runoff is transported out of the watershed by pipe and compared to OC projects, the economic cost for implementation of the measures is less. Both alternatives reduce peak loads in the CS downstream the case area, which reduces energy consumption for wastewater pumping and treatment. A1 also provides added value in increased urban green space and reduced traffic in the residential area. The measured effect in the study agrees well with results from a study of CSO control with

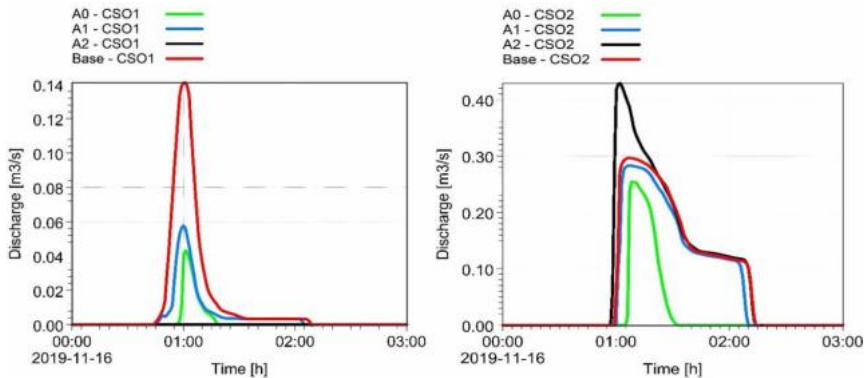


Figure 6 | Effect of future 30-year rainfall events on discharge from CSO1 and CSO2.

Table 3 | Classification of alternatives (A0, A1, A2) after requirements to the study (0 does not meet requirement, + meets requirement partially/uncertainly, ++ meets requirement completely)

Requirements		A0	A1	A2
MUST	Avoid basement flooding BF1-6, future 30-year rainfall	++	++	++
	CSO1 discharge must not occur at <2-year rainfall	++	++	++
	CSO2 discharge must not occur at <2-year rainfall	++	++	0
SHOULD	Stormwater leakage to building SL1 should be avoided	+	++	
	Establish cross-sectoral pilot project for LID and GI development	0	+	
	Establish LID/ GI if such measures take pressure off CS		++	
	Priority given to solutions that result in zero or least greenhouse gas emissions	++	+	

LID in Shanghai, China (Liao *et al.* 2015). LID alone cannot solve problems on the CS. However, combining these either with piped solutions or with GI can give the desired effect. Besides, the choice of type GI may affect the runoff after the implementation of measurements. A study from Canada documents that GI solutions such as infiltration trenches and bioretention cells stand out positively from other surface-based solutions with a particularly good effect on reducing surface runoff (Joksimovic & Alam 2014).

### Risk analysis and recommendation

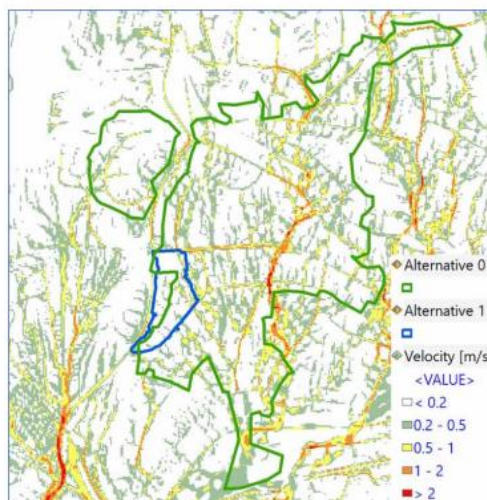
An expected positive effect on CS capacity was shown for A0 and A1. However, there are some uncertainties due to little experience with LID and GI projects in Oslo. Specifically, large uncertainties are associated with challenges during construction etc. Maintenance is essential to ensure the long-term functionality of surface based stormwater solutions. It is thus necessary to establish maintenance routines and secure sufficient funding.

To achieve the desired effect of disconnecting downspouts in A0 and A1, it is crucial that roof runoff is retained and infiltrated on private property. Including LID on private property as part of a municipality's wastewater management may involve a risk due to uncontrolled runoff. The degree of the project's success depends on human factors such as skill, determination and know-how. Education of the community in the area on why these measures are needed and how they should be implemented will increase the likelihood of success. The development of a municipal programme providing financial support for establishing LID on private property would presumably contribute to achieving the desired results (Barclay 2016). This would require the municipality to be well organised and have sufficient staff resources with the necessary know-how about sustainable drainage systems and public outreach skills. When disconnecting downspouts, the potential risks of improper execution must be considered:

- The runoff could enter the drainage system, adjacent properties or public roads.
- If roof runoff entered the building's drainage system too quickly, the desired reduction of load of CS would not be achieved.
- Runoff entering neighbouring properties could lead to stormwater damage on those properties.

The case area has considerable terrain variations, resulting in high stormwater velocities, thus, a high risk of damages during heavy rainfall events (Figure 7).

A combination of parameters water velocity and water depth can lead to injuries (Martínez-Gomariz *et al.* 2016). Vehicles can move in the water flow at speeds from over 0.48 m/s at varying water depths, depending on the type of vehicle (Bocanegra Vallés-Morán & Francés 2020). With rapid surface runoff, stormwater will



**Figure 7** | Velocity in the case area. MIKE21 model results.



not be able to infiltrate. Disconnected roof runoff could flow quickly to the public road network. This could increase negative adverse effects from heavy rainfall, such as damage to other properties, road erosion, sewer system overload, and water bodies pollution. This assessment is consistent with the conclusion of Silva & Silva (2020). A summary of incidents and the consequence that the analysis is based on are presented in Table 4.

Presenting the results in a risk matrix (Figure 8) clearly shows that A2 involves the lowest risk for most of the identified risk incidents. The main problem with A2 is that the alternative does not reduce the loads on CS downstream. The A0 is associated with high risk. The WWN owner should not uncritically disconnect impervious surfaces for CS capacity increase even though that would relieve the pressure on the CS. It would be necessary to carry out risk-reducing measures before including this alternative in the project portfolio. The risk level of A1 lies between the risks associated with A0 and A2. This alternative cannot solve all challenges linked to network capacity in the drainage area, but it can reduce the risk of CS damage from heavy rainfall events.

To reduce the risk of uncontrolled stormwater runoff, it is recommended to divide the disconnection of impervious surfaces into several phases, beginning with A1. AWW mainly carry out the disconnection of impervious surfaces and GI implementation inside an A1 area. The maintenance of the installations must be clarified with the road owner, the Urban Environment Agency in Oslo. The disconnection of downspouts in other parts of the drainage area in A0 should be gradually introduced since the municipality's strategy is to establish controlled stormwater runoff in the area. Planning and implementing the integrated stormwater management system (ISMS) is an interdisciplinary challenge involving numerous stakeholders. Such a task requires the cooperation of the involved sectors within the project organisation and additional, more detailed interdisciplinary studies of the stormwater system. The municipality must ensure the safe diversion of stormwater that is not dealt with on private property.

**Table 4** | Summary of risk incident and consequence

Risk	Risk Incident	Consequence
R1	Residents not able and willing to implement LID correctly.	High I/I flows to the CS and additional stormwater damage.
R2	Insufficient capacity for local infiltration of roof runoff.	High I/I flows to the CS and stormwater damage.
R3	Disconnected roof runoff discharged too quickly to public road network.	Stormwater damage.
R4	High road runoff velocity from steep road segments.	Erosion damage on roads.
R5	Local recipients unable to cope with increased quick surface runoff.	Damages to properties along open streams.
R6	Effect of downspout disconnect on reduction of peak loads to the CS overestimated by model calculations.	Basement flooding and sewer overflows not solved.
R7	Difficulties in organising cross-sector collaboration.	Continued stormwater damage. Municipality's reputation declines.
R8	GI in public spaces does not have desired effect because of insufficient maintenance.	Flooding, overflow discharge and basement flooding continues.
R9	Strain on the CS downstream from project area not reduced.	Potential increase of damages downstream.



**Figure 8** | Risk matrix after having completed measures in A0, A1 and A2.

### Cost analysis

Downspout disconnect in A0 and A1 would not require investments by the WWN owner, although the measure entails administrative costs for the exercise of authority. Implementing A1 would be most beneficial with respect to the lowest risk. The calculation of investment costs for A1 is based on AWW unit costs (Table 5). When calculating total project costs, AWW add 15% for contingencies and 30% for administrative overhead (project management, project planning and design, construction description). Operational costs are not assessed as part of concept selection studies at AWW since the existing operating budget will cover these.

This study recommends measures requiring an investment of slightly more than EUR 200,000. This is more than 95% below the original estimate of EUR 4.4 million from 2016. The considerable reduction is the result of having chosen a completely different approach to solve the problem. An analysis of life-cycle cost has not been performed in the study. However, although no-dig, LID and GI service life is shorter than for OC rehabilitation, these alternatives will have a high sustainability factor and high cost-efficiency in terms of unit costs of removal of a single m<sup>3</sup> of runoff due to low investment costs and several positive side effects of these measures (Joksimovic & Alam 2014; Bruaset Rygg & Sægrov 2018).

### Reliability

The assessment of different solutions to the problem provided sufficient information to recommend the disconnection of impervious surfaces as an alternative to increase CS capacity. However, there are some uncertainties (Table 6). The two factors of the most significant importance for the reliability of the results are downspout registration and the lack of a coupled hydraulic model for stormwater runoff and CS. There is also some uncertainty regarding the reliability of data from CSO registrations and hydraulic drainage modelling. Eliminating the uncertainties of investigated factors increases the reliability of the study's results.

When visually inspecting downspouts, it cannot be seen if all downspouts that lead into the ground are connected to the CS or if roof runoff infiltrates in other structures, such as a stone reservoir. On the other hand, not all disconnected downspouts are «off the hook»: there is still a risk that roof runoff infiltrates the house's

**Table 5** | Cost estimate for the recommended alternative A1. cost, including contingencies costs and overhead (rounded to the nearest thousand)

Measure	Unit price	Total unit price, including contingencies costs and overhead	Cost A1
No-dig (240 m), EUR/m	270	400	72,000
Bioretention cell (40 m <sup>2</sup> ), EUR/m <sup>2</sup>	670	1,000	40,000
Infiltration trench (170 m <sup>2</sup> ), EUR/m <sup>2</sup>	400	600	100,000
<b>Total, EUR</b>			<b>212,000</b>

**Table 6** | Reliability of pre-project inspection data

Factors	Data reliability		
	High	Medium	Low
Basement flooding	x		
Building damage from stormwater runoff	x		
CSO registrations		x	
Acoustic leak detection	x		
Registration of downspouts			x
Tracing of road runoff	x		
Mapping of drainage pathways and depressions	x		
Hydraulic modelling of drainage system		x	
Hydraulic modelling of stormwater runoff			x

own underground drainage or runs off on the surface. To reduce this uncertainty, technical documentation for all downspouts should be provided by all homeowners.

Even though the calculations were performed with a calibrated hydraulic runoff model, there is always a risk that main results deviate from reality. The model is calibrated for regular rainfall events, but dynamics can change when using design rainfall corresponding to a future 30-year rainfall event. The results can be too optimistic and not give the expected reduction in peak loads to the CS. As a consequence, the risk of basement flooding and watercourse pollution will remain. The need to increase CS capacity either by up-sizing or separation can thus not be written off before the downspout disconnect has been implemented and evaluated. In this context, it is necessary to carry out a 6-month measurement campaign of water flow in CS in the summer after having disconnected runoff from impervious surfaces and implemented GI before a final decision is taken about whether to rehabilitate the pipeline segment with insufficient capacity with no-dig or with OC. Implementing a module for calculating the pollution load from the CSO to the recipient will also help provide a better decision-making basis. The installation of measuring instruments that enable the determination of pollutant concentrations at the CSO would contribute to this parameter's calibration.

Modelling stormwater runoff with a rough, non-calibrated model provides sufficient stormwater runoff information for overall risk analysis in this study. For planning stormwater measures in an urban environment, there is a need to develop a more detailed integrated hydraulic model that describes runoff interaction on the surface and in the pipes.

## CONCLUSIONS

There is a potential for considerable cost savings by increased use of no-dig methods when rehabilitating old CS. Based on the rehabilitation objectives for the city of Oslo and unit prices, calculations conclude that potential savings can be 60-90% per meter pipe when using no-dig instead of open-cut methods.

In this study, three alternatives with two different approaches to increasing CS capacity/reducing load were examined to evaluate the possibility of using no-dig for CS with insufficient capacity. The two approaches are a reduction of I/I-water from rainfall and the up-sizing of the CS. Alternative A3, with an up-sizing of the CS, was rejected as it did not meet all requirements. A reduction of peak loads to the CS using LID, as assessed in A0 and A1, allows a more extensive application of no-dig methods when rehabilitating old CS. Even if the measures in A0 should reduce investment costs for CS rehabilitation, a WWN owner should not disconnect impervious surfaces without conducting a risk analysis. Uncontrolled runoff after disconnecting impervious surfaces can lead to increased damages. Thus, it is necessary to establish an integrated, mainly surface-based (GI) stormwater management system (ISMS) before or concurrently with the WWN owner demand to disconnect impervious surface runoff. Such ISMS for all catchments would form a factual basis for a more cost-efficient rehabilitation of the CS. However, this is a highly challenging task that requires cooperation across the involved municipal sectors. While waiting for such a system to be put in place, a WWN owner can identify small, closed sub-catchments that drain into the CS. Within these areas, LID and GI can be implemented without having established an ISMS – as was the case at the site for A1 in this study.

In this study it is concluded that the implementation of A1 is most beneficial. A1 consists of three measures to address the existing challenges:

- LID measures consisting of disconnecting all downspouts and all impervious surfaces from the CS within a sub-catchment.
- GI measures consisting of infiltration trench and bioretention cells along public roads to reduce the risk of uncontrolled stormwater runoff.
- No-dig rehabilitation of the CS.

By retaining peak loads through LID and ensuring safe stormwater runoff through GI, the risk of damages from sewer overflow discharge, sewage backup and uncontrolled stormwater runoff is reduced. The combination of LID, GI and no-dig requires lower investments and is technically less challenging than open-cut methods. These measures can be installed faster, have less negative impact on the surroundings and reduce the climate footprint.

It is crucial to establish good cooperation routines and contracts between the project participants, i.e., WWN owners and private and public landowners, to ensure smooth operations during project implementation and long-term success for LID and GI measures.

When preparing this study, we invested much time obtaining the necessary data since the study went beyond traditional data collection for wastewater rehabilitation projects. We had to include several new parameters to obtain a basis for evaluating the costs and effects of LID and GI. The efficiency of the evaluation process can be increased by developing the map databases for the registration of rainfall-related damages, road drainage pipes, culverts that are crucial for stormwater runoff, risk and the possibility status of existing runoff pathways and depressions in the terrain.

## ACKNOWLEDGEMENTS

The authors want to extend their gratitude to The Agency for Water and Wastewater in the city of Oslo (AWW) and The Research Council of Norway for financing this study. The authors also want to thank AWW for giving access to data and the hydraulic models. A special thanks go to Dick Karlsson, Kristin Sola and Bent Braskerud for critical comments during the research.

## DATA AVAILABILITY STATEMENT

Data cannot be made publicly available; readers should contact the corresponding author for details.

## REFERENCES

- Barclay, N. 2016 *The Role of Community Participation for Green Stormwater Infrastructure Development*. PhD Thesis, Clemson University, Clemson, SC, USA.
- Bocanegra, R. A., Vallés-Morán, F. J. & Francés, F. 2020 Review and analysis of vehicle stability models during floods and proposal for future improvements. *Journal of Flood Risk Management* **13** (Suppl. 1), e12551.
- Breen, T. 2020 *Kronikk: Behov for Store Investeringer I Vann og Avløp (Chronicle: Need for Large Investments in Water and Wastewater)*. Norsk Vann BA. <https://www.norsk vann.no/index.php/meninger/investeringsbehov/2422-kronikk-behov-for-store-investeringer-i-vann-og-avl%C3%B8p> (accessed 9 November 2020).
- Bruaset, S., Rygg, H. & Sægrov, S. 2018 Reviewing the long-term sustainability of urban water system rehabilitation strategies with an alternative approach. *Sustainability* **10** (6), 1987.
- City of Oslo 2011 In: (Department of Finance, ed.). *Konseptvalgutredning (KVU) i Oslo kommune. Krav og veiledning (Concept Selection Study (CSS) in Oslo Municipality, Requirements and Guidance)*. Public archive: Agency for Improvement and Development, Oslo, Norway, p. 97.
- City of Oslo 2013a In: (Department of Environment and Transport, ed.). *Hovedplan avløp og vannmiljø 2013–2030. Delrapport 7 - Fremmedvann i Oslo (Master Plan Wastewater and Aquatic Environment 2013–2030. Sub-Report 7 - I/I-Water in Oslo)*. Internal archive: Agency for Water and Wastewater Services, Oslo, Norway, p. 46.
- City of Oslo 2013b In: (City Council, ed.). *Strategi for overvannshåndtering i Oslo 2013–2030 (Strategy for Stormwater Management in Oslo 2013–2030)*. Public archive: City of Oslo, Oslo, Norway, p. 14.
- City of Oslo 2014 In: (Department of Environment and Transport, ed.). *Hovedplan for avløp og vannmiljø 2014–2030 (Master Plan for Drainage and Aquatic Environment 2014–2030)*. Internal archive: Agency for Water and Wastewater Services, Oslo, Norway, p. 32.
- City of Oslo 2016 In: (Department of Environment and Transport, ed.). *Styringsdokument. Borgestadveien-Bregneveien, nytt ledningsanlegg (Management Document. Borgestadveien-Bregneveien, new Pipeline System)*. Internal archive: Agency for Water and Wastewater Services, Oslo, Norway, p. 10.
- City of Oslo 2019 In: (Department of Environment and Transport, ed.). *Fagrapport avløp og vannmiljø 2019 (Technical Report Wastewater and Aquatic Environment 2019)*. Internal archive: Agency for Water and Wastewater Services, Oslo, Norway, p. 87.
- City of Oslo 2020 In: (Department of Environment and Transport, ed.). *Hovedplan vann og avløp 2020–2040 (Master Plan for Water and Wastewater 2020–2040)*. Public archive: Agency for Water and Wastewater Services, Oslo, Norway, p. 55.
- Dyrudal, A. V. & Forland, E. J. 2019 *Klimapåslag for Korttidsnedbør. Anbefalte Verdier for Norge (Climate Surcharge for Short-Term Precipitation. Recommended Values for Norway)*. In NCCS report, 25. Norsk klimaservicesenter, Norway. Available from: <https://klimaservicesenter.no>.
- EEA 2019 *Asset Replacement and Renovation Investments per Property 2019*. European Benchmarking Co-operation, The Netherlands. Available from: <https://www.waterbenchmark.org>.
- European Commission 2013 *Building A Green Infrastructure for Europe*. European Commission. Available from: <https://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems>.
- Finance Norway 2020 *VASK – Vannskadestatistikk (Water Damage Statistics)*. Finance Norway.
- Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., Bertrand-Krajewski, J., Mikkelsen, P. S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D. & Viklander, M. 2014 *SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage*. *Urban Water Journal* **12**, 525–542.

- Hanssen-Bauer, I., Førland, E. J., Haddeland, I., Hisdal, H., Lawrence, D., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, JEØ, Sandven, S., Sandø, A. B., Sorteberg, A. & Ådlandsvik, B. 2017 *Climate in Norway 2100 – A Knowledge Base for Climate Adaptation*. NCCS report. Norwegian Environment Agency, p. 48. Available from: <https://www.miljodirektoratet.no>
- Joksimovic, D. & Alam, Z. 2014 Cost efficiency of low impact development (LID) stormwater management practices. *Procedia Engineering* **89**, 734–741.
- Kaushal, V. & Najafi, M. 2020 Comparative assessment of environmental impacts from open-cut pipeline replacement and trenchless cured-in-place pipe renewal method for sanitary sewers. *Infrastructures* **5** (6), 48.
- Kaushal, V., Najafi, M., Serajiantehrani, R., Vacanas, Y., Danezis, C., Singh, A. & Yazdani, S. 2020 Sanitary sewer construction cost comparison between trenchless cipp renewal and open-cut replacement. *Proceedings of International Structural Engineering and Construction* **7** (1), PIP-01.
- Li, C., Liu, M., Hu, Y., Zhou, R., Wu, W. & Huang, N. 2021 Evaluating the runoff storage supply-demand structure of green infrastructure for urban flood management. *Journal of Cleaner Production* **280**, 124420.
- Liao, Z. L., Zhang, G. Q., Wu, Z. H., He, Y. & Chen, H. 2015 Combined sewer overflow control with LID based on SWMM: an example in Shanghai, China. *Water Science and Technology* **71**, 1136–1142.
- Lindholm, O., Buhler, L. & Bjerkholt, J. 2013 Hva hvis monsterregnet fra København 2. juli 2011 hadde falt i Norge? (What if the monster rain from Copenhagen on 2 July 2011 had fallen in Norway?) *VANN* **03**, 10.
- Margaras, V. 2019 Demographic trends in EU regions. In: (EPRS | European Parliamentary Research Service, ed.). European Commission. Available from: <https://ec.europa.eu>.
- Martínez-Gomariz, E., Gómez, M. & Russo, B. 2016 Experimental study of the stability of pedestrians exposed to urban pluvial flooding. *Natural Hazards* **82**, 1259–1278.
- MIKE21 2019 MIKE21. In: (DHI, ed.). *MIKE Powered by DHI*. Available from: <https://www.mikepoweredbydhi.com/products/mike-21>.
- MIKE URBAN 2019 MIKE URBAN. In: (DHI, ed.). *MIKE Powered by DHI*. Available from: <https://www.mikepoweredbydhi.com/products/mike-urban>.
- OECD 2020 Financing water supply, sanitation and flood protection: challenges in EU member states and policy options. In: (OECD Publishing, ed.). *OECD Studies on Water*. OECD, Paris, France, p. 147.
- Rostad, M. 2017 Finansieringsbehov i vannbransjen 2016–2040 (*Financing Needs in the Water Industry 2016–2040*). In: (Norsk Vann, ed.). Rapport 223/2017 Hamar, Norway: Norsk Vann BA, p. 76.
- Ruiz, N., Vogel, J. & Taghvaeian, S. 2017 *Minimizing Stormwater Runoff by Disconnecting Residential Downspouts*. Oklahoma Cooperative Extension Service: Oklahoma State University. Division of Agricultural Sciences and Natural Resources, OK, USA, p. 4.
- Shafique, M. & Kim, R. 2017 Green stormwater infrastructure with low impact development concept: a review of current research. *Desalination and Water Treatment* **83**, 16–29.
- Silva, C. & Silva, G. B. L. 2020 Cumulative effect of the disconnection of impervious areas within residential lots on runoff generation and temporal patterns in a small urban area. *Journal of Environmental Management* **253**, 109719.
- Sola, K. J., Bjerkholt, J. T., Lindholm, O. G. & Ratnaweera, H. 2018 Infiltration and Inflow (I/I) to wastewater systems in Norway, Sweden, Denmark, and Finland. *Water (Basel)* **10**, 1696.
- Sörensen, J. M. L. 2018 *Urban, Pluvial Flooding. Blue-Green Infrastructure as A Strategy for resilience*. PhD Thesis, Lund University, Sweden.
- The Norwegian Environment Agency 2019 *Finansiering av overvannstiltak (Financing of Stormwater Measures)*. Available from: <https://www.miljodirektoratet.no>.
- The Norwegian Meteorological Institute 2019 *Nedbørsstatistikk (Precipitation Statistics)*. Available from: [www.eKlima.no](http://www.eKlima.no).
- The Norwegian Ministry of Climate and Environment 1985 *Lov om vern mot forurensninger og om avfall (forurensningsloven) (Act on Protection Against Pollution and on Waste (Pollution Act))*. LOV-1981-03-13-6. Available from: <https://lovdata.no>.
- The Norwegian Ministry of Local Government and Modernisation 2014 *Retningslinjer for beregning av selvkost for kommunale betalingstjenester (Guidelines for Calculating the Cost of Municipal Payment Services)*. Available from: <https://www.regjeringen.no>.
- The Norwegian Public Roads Administration 2008 In: (Vegdirektoratet, ed.). *Veg og gateutforming (Road and Street Design)*. p. 199. Available from: <https://www.vegvesen.no>.
- The Norwegian Water Association 2019 In: (Norsk Vann, ed.). *Tilstandsvurdering av kommunale vann- og avløpstjenester. Resultater 2019 (Condition Assessment of Municipal Water and Wastewater Services. Results 2019)*. bedreVann, Norsk Vann BA. Available from: <https://bedrevann.no>
- The Swedish Water Association 2020 In: (Svensk Vatten, ed.). *Investeringsbehov och framtida kostnader för kommunalt tatten och avlopp – en analys av investeringsbehov 2020–2040 (Investment Needs and Future Costs for Municipal Water and Wastewater – an Analysis of Investment Needs 2020–2040)*. p. 48. Svenskt Vatten AB. Available from: <https://www.svenskvatten.se>
- United Nations 2019 *World Urbanization Prospects*. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, New York, NY.
- Webber, J. L., Fletcher, T. D., Cunningham, L., Fu, G., Butler, D. & Burns, M. J. 2019 Is green infrastructure a viable strategy for managing urban surface water flooding? *Urban Water Journal* **17**, 598–608.

## **Artikkel II**

### **Tool for Quantitative Risk Analysis of Urban Flooding**

Julia Kvitsjøen, Dick Karlsson, Trym Teigene & Webjørn Finsland

*Water* 2021, 13, 2771; doi: 10.3390/w13192771

Article

# Tool for Quantitative Risk Analysis of Urban Flooding

Julia Kvitsjoen <sup>1,2,\*</sup>, Dick Karlsson <sup>3</sup>, Trym Teigene <sup>4</sup> and Webjørn Finsland <sup>4</sup>

<sup>1</sup> Faculty of Science and Technology, Norwegian University of Life Sciences, 1430 Ås, Norway

<sup>2</sup> The Agency for Water and Wastewater Services, City of Oslo, Herslebs Gate 5, 0561 Oslo, Norway

<sup>3</sup> Sustainable Waste and Water, City of Gothenburg, Gamlestadsvägen 317, 42423 Angered, Sweden; dick.karlsson@kretsloppochvatten.goteborg.se

<sup>4</sup> The Agency for Planning and Building Services, City of Oslo, Vahls Gate 1, 0187 Oslo, Norway; trym.teigene@pbe.oslo.kommune.no (T.T.); webjorn.finsland@pbe.oslo.kommune.no (W.F.)

\* Correspondence: julia.kvitsjoen@vav.oslo.kommune.no

**Abstract:** One of the effects of climate change is an increasing frequency of heavy rainfall events, which in turn leads to increased flooding damage in urban areas. The purpose of this study was to develop a tool for dynamic risk evaluation that can be used to fulfil several of the goals in the European Flood Risk Management Directive. Flood risk analysis was performed as a spatial GIS analysis with the FME software. The primary data source for the analysis was a 1D/2D model calculation, wherein 1D models described the pipeline network and the watercourses and a 2D model described surface runoff. An ArcGIS online platform was developed to visualize the results in a format understandable for decision makers. The method and tool were tested for the Norwegian capital of Oslo. The tool developed in the study enabled the efficient analysis of consequences for various precipitation scenarios. Results could be used to identify the areas most vulnerable to flooding and prioritize areas in which measures need to be implemented. The study showed that for urban areas in steep terrain, it is essential to include water velocity and depth-integrated velocity in risk analysis in addition to water depths and pipe network capacity.

**Keywords:** climate change adaptation; cloud burst management; quantitative risk analysis; urban flooding; urbanization



**Citation:** Kvitsjoen, J.; Karlsson, D.; Teigene, T.; Finsland, W. Tool for Quantitative Risk Analysis of Urban Flooding. *Water* **2021**, *13*, 2771. <https://doi.org/10.3390/w13192771>

Academic Editor: Martina Zelenakova

Received: 18 August 2021  
Accepted: 1 October 2021  
Published: 6 October 2021

**Publisher's Note:** MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



**Copyright:** © 2021 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

## 1. Introduction

Flood is defined as “the temporary covering by water of land not normally covered by water” in the European Flood Risk Management Directive (Flood Directive) [1] (p. 3). Many cities worldwide have reported increasing damage from floods [2–8], including urban flooding; “urban flooding is the accumulation of floodwaters that result when the inflow of storm water exceeds the capacity of a drainage system to infiltrate water into the soil or to carry it away” [9] (p. 9). Urban flooding can occur from several sources depending on the location of the urban environment: pluvial floods, fluvial floods, storm surges, or high tides in coastal areas.

More intensive and frequent extreme rainfall events with associated floods have been projected for Europe with medium to high confidence [10]. There is also high confidence that the combination of sea-level rise, storm surges in coastal cities, and extreme rainfall/river flow events will make flooding more probable. Although the climate is getting wetter in several parts of the world, climate change alone does not always increase flooding damage. Another significant factor is urban densification. Urbanization increases mean and heavy precipitation over cities, thus resulting in higher runoff intensity [10]. There are also many other factors in a city affecting runoff: (a) it increasingly rains more than drainage systems are designed for, and the capacity of drainage systems has deteriorated over time; (b) natural runoff routes are blocked by infrastructure; and (c) large parts of urban areas have become impermeable.

Although there is uncertainty regarding future rainfall patterns, it is highly probable that intensive rainfall will occur more frequently, and flooding damage will increase if risk-reducing measures are not integrated into urban development. Adapting cities to climate change is a complex and long-term process. Nevertheless, because of the expected damage costs, rapid and effective action is needed now [11]. Adaptation measures must be based on robust data and risk assessment tools. Risk analysis of urban flooding is essential for securing inhabitants and infrastructure in urban areas that are most vulnerable to flooding. Knowing the extent, probability, and location of potential problems will enable public decision makers to prioritize emergency preparedness and prevention measures.

In the Flood Directive, flood risk is defined as “the combination of the probability of flood event and the potential adverse consequences for human health, the environment, cultural heritage, and economic activity associated with a flood event” [1] (p. 3). Like other European Union countries, Sweden has implemented the Flood Directive in national guidelines for risk analysis [12]. The Norwegian Water Resources and Energy Directorate has also followed up the Flood Directive in the national framework for assessing and managing flood risks [13]. The assessment and management of pluvial floods in urban environments are not directly covered by the Flood Directive, but are implemented at the national level in several countries. For instance, guidance materials for conducting urban flood risk analyses have been prepared in Norway [14] and Sweden [15]. Methodological approaches and levels of detail for such risk analyses vary between different cities. Traditionally, a qualitative method is used for flood risk analysis [14,16,17]. Qualitative risk analysis determines severity of flooding by presenting results in a risk assessment matrix. The method is particularly useful when there is insufficient knowledge of probabilities [16]. Quantitative risk analysis uses verifiable data to analyse the consequences of different risks [15,17–20].

Qualitative identification of risks based on professional and local knowledge is widespread. Qualitative flood risk analysis does not require any digital tools and is more accessible to public administrations than the quantitative method. The challenge is that qualitative assessment mainly uses a rather coarse hazard classification and is limited to representing the flood risk [17]. The method is also subjective. It is especially challenging to produce a reliable analysis for large cities, locate risks geographically, and identify the extent of damage for different rainfall scenarios. Several cities and towns in the Nordic countries have experienced severe urban flooding in recent years [2–4,8]. Nevertheless, assessments of the potential damage of extreme precipitation in urban areas that so far have not experienced such events are often based on the lessons learned from “famous” flooding events in neighbouring countries. For instance, the 2011 flood in Copenhagen, Denmark, is used as a template for the qualitative assessment of potential damage in Norway, albeit with some adjustment to local conditions [18,19].

As an intermediate stage between qualitative and quantitative risk analysis, GIS terrain [13] and historical loss data analyses [9] can be used. These tools allow better visualization of risks than studies based purely on experience. Furthermore, GIS analysis provides the opportunity to include water depth as a damage parameter. However, the information from GIS analysis may be incorrect because several parameters, such as pipe network capacity, infiltration, hydrodynamics, and the time-space distribution of precipitation runoff, are not included. Furthermore, water depth is not always correlated with the extent of damage, especially in urban areas with steep terrain.

Quantitative analysis can be performed based on the results from hydraulic modelling [9]. A risk analysis based on 2D hydraulic models of surface runoff includes both hydrological and hydraulic parameters, requires a limited amount of input data, and provides a quick overview of flooding at extreme precipitation events. Decision makers can choose 2D models for the assessment of flood risk for critical infrastructure [20]. However, one of the most significant uncertainties in the 2D hydraulic model is the omission of pipeline network capacity and potential flow exchange with watercourses. These two factors may be necessary to assess several risk categories in addition to risk to critical infrastructure.



The modelling must be sufficiently detailed and flexible to properly represent the flow pathways, the full extent of the flooding, and the watercourse's hydraulics [21]. One- and two-dimensional coupled models can give a broad description of complex urban hydrology as input data to the risk assessment of urban flooding. Several studies have developed models for flood simulation by coupling 1D models for watercourses with 2D overland flow [21–24]. In a Norwegian study, a large-scale full hydrodynamic model was developed for Oslo [25]. The model enabled water flow analysis on the surface, in the drainage pipe network, and in watercourses. Nine 1D models for main rivers in Oslo were coupled by literal links to ten 2D flexible mesh (FM) surface runoff models (1D/2D coupling). The 1D model for the pipeline network (44,000 pipes with associated installations) was coupled by outlets to 1D river models (1D/1D coupling) and by manholes to eleven 2D FM models with a total area of 185 km<sup>2</sup> (1D/2D coupling). Despite its great complexity, scope, and level of detail, the model had high computational efficiency. This was achieved by using flexible mesh for the 2D models and a GPU processor for calculations [21,25].

The EU Strategy on Adaptation to Climate Change highlighted the need to close knowledge gaps on climate impacts and resilience and improve technology in climate adaptation modelling, risk assessment, and management tools [11]. This study was based on the need to cover knowledge gaps in quantitative risk analysis of urban flooding to achieve various objectives in the Flood Directive [1]. The study's primary goal was to develop and test a methodology and tool for the systematization and analysis of hydraulic modelling results for a wide range of risk categories to efficiently analyse the consequences of various precipitation scenarios in large urban areas. The results should provide a basis for identifying problem locations, prioritizing areas for measures, and prioritizing types of actions for different areas within the study area—the Norwegian capital of Oslo. The database in the study was limited to pluvial floods, but results from the assessment will be useful for quantifying the risk of urban flooding regardless of the cause of the flooding.

## 2. Materials and Methods

The method for risk analysis developed and tested in this study was based on hydraulic modelling (Figure 1). Thus, when starting a risk analysis, it was necessary to identify for which precipitation scenario (probability) and for which associated risk categories the consequences are to be assessed [26]. A survey of the municipal map database was made to identify map layers that are available for analysis. Based on this information, risk types for each risk category [14,19] were identified. The definition of damage thresholds for different types of risk was based on a literature study [20,21], with some adaptation to available data and local knowledge. A GIS-based spatial overlay analysis that included and weights all available datasets was set up in the Feature Manipulation Engine (FME) software [27]. All potential risks cannot always be identified quantitatively, and there is still a need for qualitative assessment of specific risk categories [16]. However, because of good data access in this study, quantitative analysis was considered sufficient to obtain a reliable result, and a qualitative follow-up was not included in this study. ArcMap [28] was used to visualize consequences per risk type and per risk category as well as total risk at a given probability. Finally, an online ArcGIS tool [28] was developed to visualize the results for decision makers. The use of results was not a part of this study.

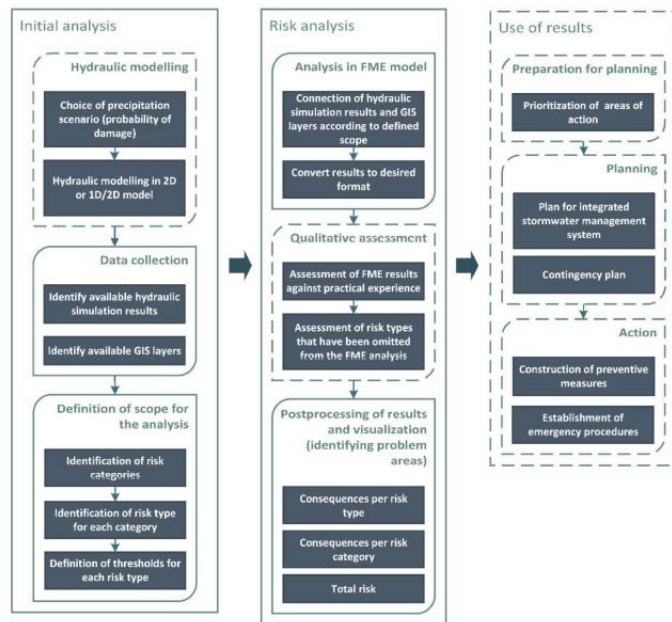


Figure 1. Assessments of flood risk for a wide range of risk categories in urban areas using hydraulic and FME models.

### 2.1. Study Area

In this study, the Norwegian capital Oslo was used as the study area. The area of Oslo municipality is 454 km<sup>2</sup>, but the city itself, with 700,000 inhabitants, has an area of 147 km<sup>2</sup>.

Oslo is characterized by significant variations in the terrain. While the downtown area in Oslo is at sea level, the upper edges of the city are at elevations of 200–500 masl. Annual precipitation at the central MET office station is 780 mm [29]. The wastewater network in Oslo has a total length of 2250 km [30]. Approximately 55% of the wastewater network in Oslo is combined sewer system (CS). The network includes 218 combined sewer system overflows (CSOs) that discharge into the city's watercourses and the Oslo Fjord. Historically, there were 353 km of open streams and rivers in the Oslo area. However, 66.8% of stream routes have been piped or buried. Some of them are now part of the drainage and sewer systems, but others are entirely buried. A total of 10 rivers and streams with natural catchments flow through urban parts of Oslo before being discharged into the fjord. The study method and the tool were first tested for one of the main river catchment areas, Akerselva, with a substantial local flood knowledge base before it was implemented for the entire city [9] (Figure 2).

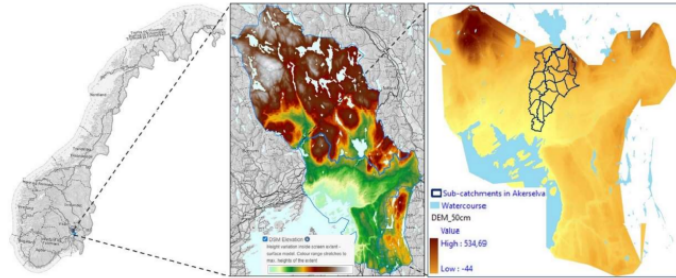


Figure 2. Location and elevation for Oslo and Akerselva study areas.

2.2. Input Data from Hydraulic Modelling

Prior to this study, DHI Norway (DHI) carried out hydraulic modelling in an uncalibrated 1D/2D MIKE FLOOD model [25] that connects three models: MIKE 21 FM, MIKE HYDRO River, and MIKE URBAN CS [31]. A detailed description of the model construction can be found in the DHI model report [25].

An intensity–duration–frequency curve (IDF) was developed for a future 200-year rainfall event by multiplying IDF for the current 200 return period (50 mm per hour) with a climate factor of 1.5 (200CF), based on statistical precipitation data from the weather station at Blindern, Oslo (1967–2019) [29] and the expected climate factor [32]. The model for the test area of Akerselva was run for 200CF for the development phase of the tool.

To cover the risk of damage to critical infrastructure, the effects of urban flooding on the entire city were calculated for a 1000-year return period [33]. However, there are limited statistics on extreme precipitation events. Although there have been short-term extreme precipitation events in recent years throughout the Nordic countries, these were often poorly documented because of local rains not being captured by measuring stations. Thus, in this study, an actual rainfall event in Copenhagen (155 mm per 2 h) on 2 July 2011 (CPH) was applied [34], since appropriate rainfall data for Oslo were not available [26]. This event is believed to be comparable to a 1000-year rainfall event in Oslo.

2.3. Risk Categories Divided into Risk Types

In this study, damage consequences were calculated for six risk categories: human life and health, nature and environment, critical infrastructure, vulnerable societal functions (F3), building damage (F1 and F2), and accessibility. The classification of buildings in F1, F2, and F3 [33] can be found in Table 1.

Table 1. Classification of buildings in the risk categories “vulnerable social functions (F3)” and “building damage (F1 or F2)”.

Risk Category	Content
4—Vulnerable social functions (F3)	Hospital, Nursing home, Fire station, Police station, Civil defence facilities, Kindergarten, Train/Metro station, Other shielded objects
5—Building damage (F1 or F2)	All other buildings not covered by F3

The selection of risk categories was partly adapted from the existing categorization of consequences in national guidelines for risk analysis in Norway [14,19]. Each risk category described two to four different risk types based on local knowledge and available data. Risk categories with associated risk types, as well as GIS map layers needed for analysis and modelling results, are summarized in Table 2.

**Table 2.** Risk categories with associated risk types as well as GIS map layers necessary for analysis and modelling results (CS—combined sewer system, D—water depth, V—water velocity, DV—depth-integrated water velocity, P—pressure level in CS, Q—accumulated water volume).

Nr	Risk Category	Risk Type	GIS Map Layer	1D/2D Model Results	Risk Output Unit
1	Human life and health	Drowning and instability of humans	All areas except buildings	D, V, DV	m <sup>2</sup>
		Basement flooding—health risk from pollution in buildings	DEM, CS, branch pipes, buildings, year of construction for buildings	P	Number of buildings
		Accumulation from CS manholes on the surface (ACS)—health risk from pollution outside	All areas except buildings, CS	Q	Number of manholes
		Combined sewage overflow (CSO)—health risk when bathing	Watercourses, CS	Q	Number of CSOs
2	Nature and environment	Flooding	Cultural heritage and protected objects, petrol stations, companies with chemical production, landfills	D	Number of cultural heritages etc.
		Erosion	On discontinued landfills	D, V	m <sup>2</sup>
		CSO	Watercourses, CS	Q	Number of CSOs
		ACS—pollution in urban spaces	Green areas, CS	Q	Number of manholes
3	Critical infrastructure	Flooding	Electrical transformers, pumping stations	D	Number of TS/PS
		Erosion	On the ditch routes, road/green areas	D, V	m <sup>2</sup>
4	Vulnerable social functions (F3)	Flooding	Building class F3	D	Number of F3
		Basement flooding	DEM, CS, branch pipes, buildings, year of construction for buildings	P	Number of F3
		Erosion	At building class F3	D, V	Number of F3
5	Building damage (F1 and F2)	Flooding	Building class F1 or F2	D	Number of F1–F2
		Basement flooding	DEM, CS, branch pipes, buildings, year of construction for buildings	P	Number of F1–F2
		Erosion	At building class F1 or F2	D, V	Number of F1–F2
6	Accessibility	Traffic jams (6.1, 6.2, or 6.3) and instability of vehicles (6.1 or 6.2)	Road (6.1), emergency routes (6.2) subway/train (6.3)	DV, D	m <sup>2</sup>
		Erosion	Road (6.1), subway/train (6.3)	D, V	m <sup>2</sup>

For the first risk category, “human life and health”, four types of risk were identified. Humans can be exposed to harm at great water depths (D). In areas with steep terrain, injuries can also occur at low D but with high water velocity (V). The risk of human instability in water flow, friction stability (sliding), and moment stability (rolling) can be described at depth-integrated water velocity. In this study, only an assessment of moment stability (DV) was included in the analysis. Assessments of D, V, and DV were performed for all areas in the city except buildings.

As well as by mechanical influences, people can be exposed to harm by contamination from a sewer [35]. Three analyses identified the risk of sewer pollution: basement flooding, accumulation from manholes on surface (ACS), and overflows to watercourses (CSOs) from the combined sewer system (CS). The study included only the risk of pollution, but not of the concentration of pollutants, because of the lack of data for pollutant concentration from modelling.

The basement flooding risk was identified by connecting results for pressure level (P) in CS to associated buildings via branch pipes in the FME model. In the overall analysis

for an entire city, it was too time-consuming to analyse the exact depth of pipelines and building basements relative to each other. Basement data registered by the municipality were also uncertain. Therefore, a simplification was made. The digital terrain model was used to calculate altitude variations between the start and stop points on branch lines. Public requirements for a minimum height of the basement hatch level in Oslo were changed in 1982 [36]. Therefore, information about the construction year was included in the analysis. Health risks from polluted water at ACS and CSO were identified by assessing the accumulated water volume (Q) on the terrain and from CSO.

For the risk category “nature and environment”, four risk types were analysed: flooding, erosion, CSO, and ACS. Water depth (D) was used to analyse flooding of infrastructure that may adversely affect the environment. Such infrastructure included, for example, landfills and companies that handle environmentally hazardous chemicals. In addition to the aspect of environmental pollution, the risk category includes flooding of objects with cultural and historical value. Decommissioned landfills are covered and are not affected by flooding, but they can nevertheless pose an environmental risk in the case of erosion. Although the assessment of CSO and ACS was included in analysing health risk in the first risk category, these two parameters also negatively affect the environment.

Analysis of the risk of damage in critical infrastructure consisted of an assessment of two types of risk. Flooding of electrical transformers and pumping stations can have a significant impact on a city’s functionality. As the risk of erosion varies depending on the grain size of the surface substrate, the calculation of erosion was performed separately for permeable and impermeable surfaces. Large parts of the underground infrastructure, in the form of cables and pipes, are located along the ditch routes of water and wastewater pipes. By buffering a GIS layer for the pipe network with one metre on each side, ditch width was estimated in a new map layer for ditch routes.

For the risk categories “vulnerable social functions (F3)” and “building damage (F1 and F2)”, three risk types were analysed: flooding, basement flooding, and the risk of landslides due to erosion, as described above. The building classification was based on regulations [33], with minor adjustments to local conditions (Table 1).

The assessment of “accessibility” was divided into three separate assessments: all roads, roads used as emergency routes, and subway/train tracks (6.1, 6.2, and 6.3; Table 2). Deep water can lead to traffic jams, while depth-integrated water velocity can affect vehicle stability. Erosion risk was assessed for all roads and subway/train tracks.

#### 2.4. FME Model

The impact assessment was carried out in the FME model [27] by connecting the GIS map layers and simulation results from the 1D/2D coupled hydraulic model with associated thresholds. GIS map layers were obtained from the map database of the City of Oslo. Model simulation results were converted to raster with a resolution of 1 m × 1 m. Maximum values for D (supplementary materials) and V were obtained from raster model results for each cell. Accumulated water flow (Q) from manholes on the terrain and from CSOs were obtained using MIKE View [31]. Maximum values for DV were identified by multiplying D and V for each cell for each calculation step in MIKE Zero [31]. Pressure in CS (P) was postcalculated in MIKE URBAN CS [31] based on simulation results. Inspired by literature [20,21,31], the threshold values in the present study were complemented by practical experience and linked to the associated risk types in the FME model, as shown in Table 3.

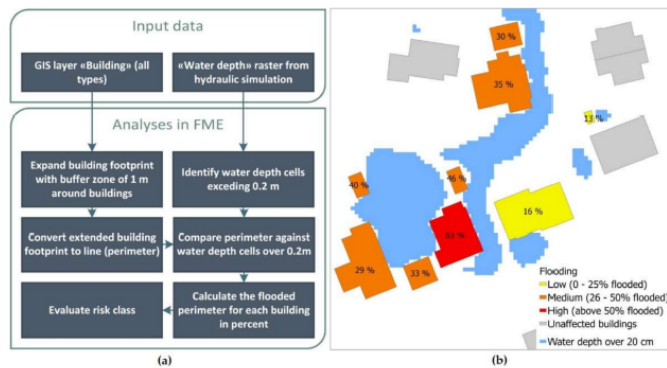
Three risk classes were chosen as a starting point: low, medium, and high. However, considering further application of the FME model in more detailed studies, consequences were calculated for five risk classes for those risk types for which it was possible to identify suitable risk thresholds.

Classification of drowning and instability of humans in water flow was performed by assessing D, V, and DV.

**Table 3.** Basis for setting up the FME model for impact assessment with risk types and associated thresholds for damage distributed among associated risk classes. Adapted from [20,21,31]. (RC—risk category, CSO—combined sewer overflow, ACS—accumulation from manholes on surface. Units: D (m), V (m/s), DV (m<sup>2</sup>/s), P (m), Q (l/s), O (m).)

Risk Type	Low		Medium		High
	1	2	3	4	5
Drowning and instability of humans, RC 1	DV = 0.1–0.4 or D = 0.1–0.2	DV = 0.4–0.6 or D = 0.2–0.3	DV = 0.6–0.8 or D = 0.3–0.4	DV = 0.8–1.2 or D = 0.4–1.2	DV > 1.2 or D > 1.2 or V > 3
Flooding, RC 2, 3, 4, 5	D > 0.2 0–12% O	D > 0.2 13–25% O	D > 0.2 26–38% O	D > 0.2 39–50% O	D > 0.2 >50% O
Flooding, RC 3	D > 0.2 for <2 TS/PS		D > 0.2 for 2–10 TS/PS		D > 0.2 for >10 TS/PS
Traffic jam, RC 6.1	DV < 0.3 and D < 0.1	DV < 0.3 and D < 0.2	DV = 0.3–0.6 and D < 0.2	DV < 0.6 and D = 0.2–0.5	DV > 0.6 and D > 0.5
Traffic jam, RC 6.2	DV < 0.3 and D < 0.1		DV = 0.3–0.6 and D < 0.2		DV > 0.6 and D > 0.2
Traffic jam, RC 6.3	D > 0.05		D > 0.1		D > 0.3
Erosion, RC 2, 3, 4, 5, 6	Loose cover and D > 0.1 and V > 0.5		Loose cover and D > 0.1 or V > 1		Loose cover and D > 0.1 and V = 2
	Hardcover and D > 0.1 and V > 2		Hardcover or D > 0.1 and V > 3		Hardcover and D > 0.1 and V > 4
Basement flooding, RC 1, 5	P > 0.9 for buildings constructed after 1982 and P > 0.5 for the rest				
CSO, RC 1, 2	Q < 5		5 < Q < 100		Q > 100
ACS, RC 1, 2	Q < 5		5 < Q < 100		Q > 100

Some risk types described in Table 2 were repetitive for different risk categories (RC). For example, the risk type “Flooding” affects buildings under RC 2, 3, 4, and 5 (Table 3). The analysis was therefore run collectively for all buildings (Figure 3).



**Figure 3.** Flow chart for calculation process in FME (a); percentages of building perimeters flooded with associated risk classes (b).

The analysis assumed that buildings could be damaged by flooding at water depths greater than 0.2 m. The extent of damage depended on the number of water-filled GIS cells adjacent to the perimeter (O) of the building. Because of some minor inaccuracies in the description of buildings in the MIKE 21 model, water-filled cells from modelling

results did not necessarily affect the building's perimeter. Therefore, a buffer zone of one metre was created around buildings. After converting the extended polygon of building footprints to the perimeter, the perimeter was compared against water depth cells over 0.2 m. The tool calculated flooding percent and evaluated risk class. Associated building properties were retained to identify buildings for each RC after the impact assessment.

Electrical transformers and pumping stations (TS/PS) were counted per geographical distributed area of interest to generalize the risk for critical objects when presenting results.

A general assessment of accessibility on all roads was conducted with thresholds for D and DV for RC = 6.1. As emergency routes are of great importance in a critical flooding situation, stricter thresholds were set for impact testing. In other studies [37], the risk of delaying emergency vehicles was assessed with fewer rigour thresholds because, for example, a fire truck can drive through deeper water and withstand higher water flow than passenger vehicles. Nevertheless, in a dense city, the accessibility of even heavy emergency vehicles is affected by other traffic on the road. Even smaller flooded areas along train and metro tracks can cause traffic jams because electrical control units can go out of service.

Erosion was another parameter that was included in the assessment of several risk categories. The risk of erosion was examined for loose cover and hardcover for the entire city when assessing D and V.

The connection of the 2D surface model and the 1D pipe network model via man-holes provided an imprecise description of water exchange between the surface and pipe network in an uncalibrated model. Calculating the risk of ACS reduces uncertainty for building damage from surface flooding. When assessing the risk of basement flooding, two thresholds were used based on regulatory changes. For buildings built before 1982, basement flooding could occur at a pressure level of 0.5 m above the top pipe. For newer buildings, the risk was reduced to a pressure level of 0.9 m. Only buildings connected to CS were considered in this analysis.

Pollution risk from ACS and CSO was assessed as the amount of wastewater from the CS. In the study, no priority was given to calculating pollutant concentration from CS. Values for different types of risk were based on practical experience.

## 2.5. Result Summary

The overall risk for each risk category and total risk were calculated for different geographical units. Three types of geographical area distribution were analysed: main river catchments, subcatchments in the Akerselva catchment, and administrative districts in Oslo.

The calculation was performed in the FME model. At the first, the consequences for all risk types (RT) within a risk category (RC) were summarized for each cell on the map per geographically distributed area of interest (GA) (1). The cell size used in this study was 1 m<sup>2</sup>.

$$\text{Consequence } RC(x)_{GA} = \frac{\sum_{l=1}^n \text{Consequence } RT(x)_{cell}}{\text{Area}_{GA}} \quad (1)$$

The relative consequence distribution (RCD) for each risk category was calculated with the help of Formula (2). The GA with the most significant consequence was assigned a score of 100%. Consequences were distributed to the remaining GAs, relative to the GA field with the highest consequence, to weigh consequences for each risk category among GAs.

$$\text{Relative consequence distribution } RC(RCD) = \frac{\text{Consequence } RC_{GA,x}}{\text{Consequence } RC_{GA,max}} \times 100\% \quad (2)$$

Total risk was identified by an overall assessment of all risk categories for each GA (3).

$$\text{Total risk} = \frac{RCD_1 + RCD_2 + RCD_3 + RCF_4 + RCD_5 + RCD_6}{6} \quad (3)$$

The significance of risk types for each risk category and the significance of each risk category for the total risk were weighted equally in this study, but could be weighted differently based on local preferences.

## 2.6. Visualization of Results

Visualization of results depends on the user group (Figure 4) [9,38]. Results from this study would be used internally in the city of Oslo in the first instance. It was thus a priority to focus on visualization level 1 for public planning and emergency preparedness.

		Visualization level 1	Visualization level 2	Visualization level 3
Target groups-oriented information about flood risk	Objective	Consideration in planning and operation	Private prevention, property protection	Transfer of risk information
	Target group	<b>Public:</b> City/spatial/traffic planning Municipal sewage company Fire brigade, police, etc.	<b>Private:</b> Property owners Architects Construction companies	<b>Media:</b> Print media Broadcasting, TV Internet, social media

Figure 4. Visualization levels by objective and target group for flood risk communication. Adapted from [38].

FME results can be processed and visualized in several ways, depending on the purpose of the visualization. For a municipality, it is crucial to prioritize investment in areas in which the most severe impact of urban flooding can be expected. Analysis of consequences of different risk types is useful for detailed studies and planning of emergency preparedness and preventive measures. For example, erosion risk can be described as a separate map layer with respective risk colours, regardless of which risk category said colours are linked to. Consequences of erosion per risk type can be visualized according to the risk types in Table 3. Another option would be to survey how each risk type is affected by erosion, for example, building type or area types such as roads or parks.

To establish a prioritization basis for further action planning, overall risk categories and total risk for different areas in the city can be presented as polygons with associated colours for three risk classes.

Visualization of results in this study was performed both in ArcMap [28] and with predefined functionality in ArcGIS online [28]. The colour palette from Table 3 was used for all result presentations. When visualizing the consequences for risk categories and total risk, calculated risk values were distributed using “natural breaks”. Results from the FME calculation were retrieved into ArcGIS online and relevant map layers, for example, the background map. The visual presentation of results and colour formatting were adjusted as desired. Access was differentiated to different user groups based on service needs.

## 3. Results

### 3.1. Consequences per Risk Type

Consequences per risk type were calculated and visualized according to the risk types in Table 3, making it possible to assess the risk for each object in the city separately. Results showed a clear distribution of the potential risk of drowning and instability for humans in various open areas within the test area, Akerselva, at the 200-year incident with climate factor (200CF). Similarly, it was possible to see which roads and subway/train tracks could be expected to experience traffic jams. Several buildings of different categories were exposed to different levels of damage risk from flooding, basement flooding, erosion, or a combination of different types of risk. The method also allowed the classification of discharge risk from CSOs and CS manholes based on model simulations (Figure 5).



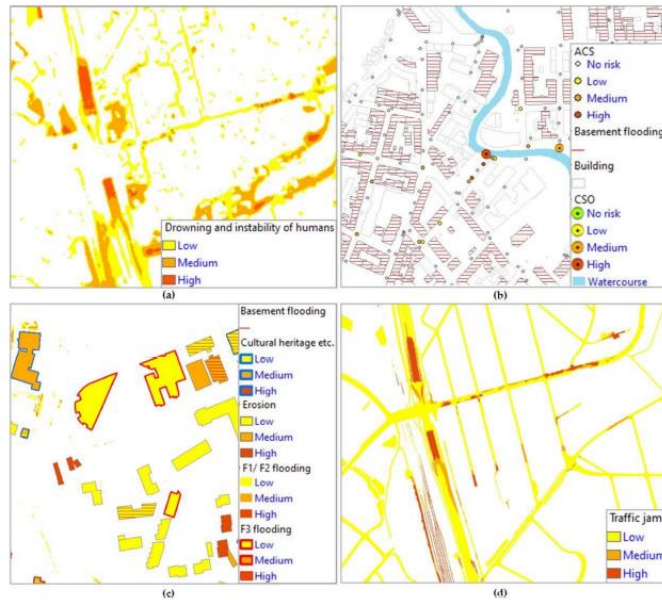


Figure 5. Risk of: drowning and instability of humans (a); pollution from CSO and ACS (b); building damage (c); and traffic jams (d) in the test area, Akerseleva, at 200CF.

Humans can be exposed to harm in 9.5% of the total area within Akerseleva at 200CF and 15.8% of the total area in the Copenhagen rain event (CPH) (Figure 6).

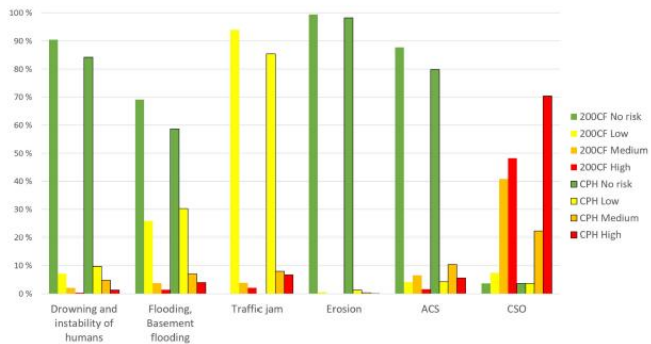


Figure 6. Risk distribution (no risk, low, medium, high) for different risk types for the test area (Akerseleva) at 200CF and CPH in % of total area or total amount of infrastructure per risk type.

The total risk of flooding and basement flooding within Akerseleva was 30.9% at 200CF. At CPH, the risk of building damage increased to 41.3% for the same area. When analysing traffic delays, no lower limit was set for the low-risk threshold. As a result, the lowest risk

was “low” for the entire road network, and no areas were assessed as “no risk”. It is thus an option to consider only medium and high risk for roads and subway and train tracks. The risk of traffic delays was medium or high for 6.0% of transport infrastructure at 200CF and 14.6% at CPH for Akerselva. The heavier precipitation event greatly increased the risk. In Akerselva, 26 of 27 CSOs were exposed to overflow discharge at both 200CF and CPH. Seven of the CSOs with medium risk at 200CF had a high risk at CPH. Total erosion risk increased from 0.6% of the total area of Akerselva at 200CF to 1.8% at CPH. 12.3% of CS manholes are exposed to ACS risk at 200CF and 20.2% at CPH.

After replacing modelling results in FME with a CPH precipitation scenario for Oslo, the corresponding visualization of consequences for different risk types was obtained for the entire city of Oslo. Visualization of risk for Oslo at CPH can be found in the supplementary materials. Results showed an exceptionally high concentration of damage risk for all risk types, except basement flooding, along closed streams. There was a risk of basement flooding from the CS throughout the city wherever there was a combined sewer system without nonreturn valves. Almost all buildings downtown were exposed to flood risk. On some stretches along open watercourses, there was a damage risk within the risk types of drowning and instability of humans, flooding, erosion, and CS overflow discharge.

### 3.2. Consequences per Risk Category

Calculation of relative consequences per risk category was performed based on Formulas (1) and (2) (Table 4).

**Table 4.** Distribution of relative consequences per subcatchment in Akerselva for each risk category (RCD1–RCD6) and total risk at 200CF. The highest value for each RCD and total risk are highlighted.

Subcatchment	Area (km <sup>2</sup> )	RCD1 Human Life and Health (%)	RCD2 Nature and Environment (%)	RCD3 Critical Infrastructure (%)	RCD4 Vulnerable Social Functions (%)	RCD5 Building Damage (%)	RCD6 Accessibility (%)	Total Risk at 200CF (%)
AKT1	0.59	43.9	28.9	13.9	42.2	55.0	57.5	40.2
AKT2	0.55	35.6	28.4	14.9	35.9	51.9	43.6	35.0
AKT3	0.70	65.5	42.5	28.6	60.5	80.8	51.8	55.0
AKT4	0.55	31.5	5.8	2.2	15.1	16.1	47.7	19.7
AKT5	0.51	36.4	44.3	2.2	9.0	13.8	51.0	26.1
AKT6	0.93	68.9	21.3	8.5	38.5	73.5	22.6	38.9
AKT7	0.60	37.9	11.4	1.8	21.2	37.8	25.3	22.6
AKT8	0.85	64.0	20.4	40.0	68.4	48.8	73.7	52.5
AKT9	0.80	54.4	18.9	28.1	39.7	68.4	56.5	44.3
AKT10	0.95	56.7	22.5	42.0	44.8	65.3	89.8	53.5
AKT11	1.05	71.5	20.6	77.6	44.5	85.0	78.5	62.9
AKT12	0.62	20.2	0.4	0.1	0.0	0.2	39.2	10.0
AKI1	0.65	51.7	44.9	1.5	74.0	71.4	50.5	49.0
AKI2	0.71	52.8	43.3	25.0	34.7	52.6	50.0	43.1
AKI3	1.12	43.6	22.7	62.5	28.4	27.1	88.6	45.5
AKI4	0.51	26.7	6.6	1.3	27.7	21.4	43.0	21.1
AKI5	1.17	91.2	36.6	32.9	77.0	95.4	45.7	63.1
AKI6	0.90	39.2	16.7	7.5	26.5	54.1	31.3	29.2
AKI7	0.68	30.7	6.4	18.6	17.4	31.5	26.0	21.8

Although this was an intermediate stage in calculating total risk, the information provided an increased understanding of the significance of different risk categories for total risk in different areas in the city. The Akerselva subcatchment AKI5 stood out with high relative consequences for three of the risk categories: human life and health, vulnerable social infrastructure, and building damage. AKI1, located at the mouth of the Akerselva, had the highest risk of damage to nature and the environment. AKT10, high up in the

Akerselva catchment, had the most significant risk of accessibility, and AKT11 had the highest value for distributed risk to critical infrastructure.

### 3.3. Total Risk

Calculation of total risk was performed based on Formulas (1), (2), and (3) for three different types of area distribution (Table 4). The first test for Akerselva at 200CF provided a good overview of the distribution of total risk per subcatchment (Figure 7a). The subcatchment in the middle of the Akerselva catchment, AKI5, had the highest total risk at 200CF and should be prioritized for measures if one chooses not to differentiate weighting among different risk categories.

Although only a small proportion of the area in Akerselva is exposed to erosion, erosion was included in the assessment of impact for five risk categories, and it greatly impacted the total risk. The significance of erosion was assessed by calculating the total risk with and without erosion (Figure 7b). For a scenario without erosion, the areas most exposed to damage were in the central parts of the city, where the terrain is relatively flat, and flooding was most important for the extent of damage. By including an assessment of erosion in the analysis, the distribution of total risk was changed so that areas higher up in the catchment of Akerselva, where there is steep terrain that gives high water velocity, had a higher total risk of damage than the downstream areas.

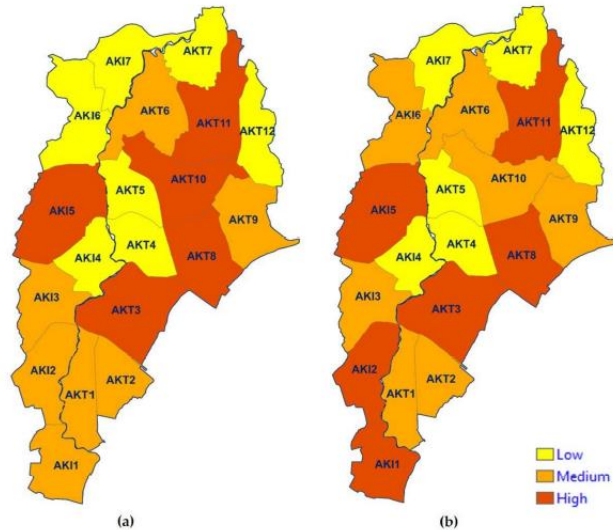


Figure 7. Significance of erosion for total risk. Calculated total risk including (a) vs. excluding erosion (b) for Akerselva at 200CF.

Because of the lack of division into subcatchments for the rest of the city, Oslo's initially calculated total risk at CPH was applied to the main catchments. These results could not be used to prioritize areas because of significant variations in catchment size. Therefore, the total risk for the entire city at CPH was calculated for administrative districts (see Supplementary Materials).

### 3.4. Online Visualization of Flood Risk

Results of the analysis were implemented in a visualization tool, ArcGIS online. The map in the test version of the visualization of results for Akerselva shows the risk to human life and health (Figure 8). The total number of buildings exposed to flooding was 2775 of 17,657, shown to the map's right. 74 of 189 buildings with vulnerable functions (F3) in the area were exposed to flooding. The bar graph gives an overview of risk distributed by the type of F1 and F2 facilities; e.g., approximately 440 flooded buildings were used for garages and annexes, and 200 were two-apartment houses. The dashboard also provides information on how many buildings could experience basement flooding from CS (3103 of 17,657) and how many pump stations and transformers were at risk of flooding at 200CF (10 TS/PS). At the bottom of the dashboard, the distribution of risk classes for human life and health, accessibility, and erosion are presented in bar charts. All of that information is available for the entire area and per subcatchment in this example. The desired subcatchment can be selected in the overview to the left of the map.

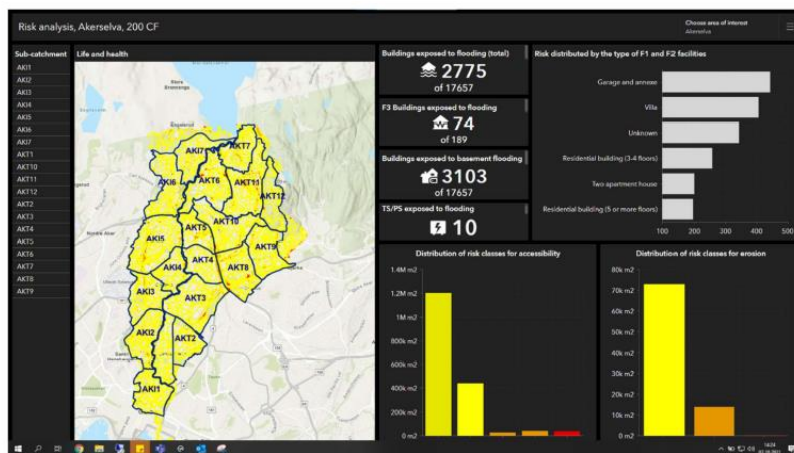


Figure 8. An example of the visualization of flood risk for Akerselva at 200CF in ArcGIS online.

## 4. Reliability

None of the data used in the study was essential for the development of the methodology or the establishment of the tool. Nevertheless, both the quality of the background data and the selected thresholds were of great importance for the outcome of the analysis.

A comparison of the relative consequence distribution for building damage with historical insurance claim data for stormwater-related building damages for the period 2008–2019 showed that approximately 2/3 of the claims coincided with the calculated damage (Figure 9).

In the insurance claims register, 5400 claims were registered due to stormwater damage in Oslo. This study showed that of 150,547 buildings in Oslo, 34,109 were exposed to damage at CPH. The common denominator for registered damage and calculated risk was that at-risk buildings were located in depressions, along historical streams, and in densely urbanized areas. However, some buildings not on the insurance damage overview would experience damage at CPH according to the study. This is because an extreme rain would affect a larger area, but Oslo has so far not experienced an event in the magnitude of CPH. There may be several reasons for why buildings on the insurance damage overview did not

receive calculated risk [9]; e.g., registrations covering a long period in which improvement measures were performed, incorrect registrations, unsure reasons for damage, different meteorological situations than CPH, or deviations in the data used as the basis for this study.

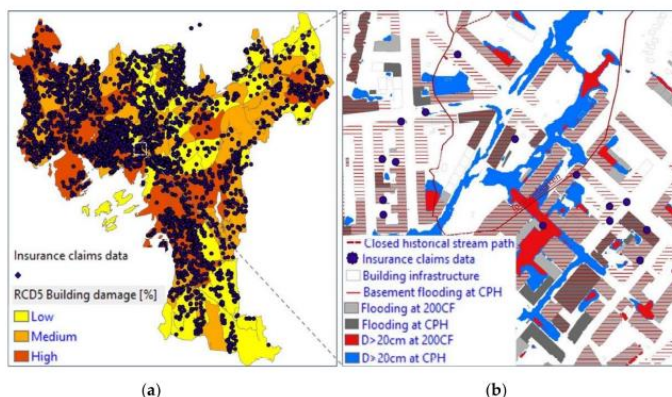


Figure 9. (a) Verification of registered insurance claim data vs. calculated building damage at CPH distributed on administrative districts in Oslo; (b) an example area in Oslo with coincident and noncoincident registered and calculated building damage.

A sensitivity analysis of the 1D/2D MIKE FLOOD model concluded that infiltration had considerable significance for calculation results [25]. In this study, the impact of infiltration on the outcome was assessed by running the FME model for three different sets of modelling results for Akerselva: normal infiltration, reduced infiltration by a factor of five, and increased infiltration by a factor of five. Building damage risk from flooding increased from 1111 exposed buildings in the scenario with increased infiltration to 2607 with initial infiltration and 2999 with reduced infiltration (Table 5). The effect of increased infiltration was substantial, and the risk analysis results would be more reliable if the database for infiltration for permeable areas were improved [39].

Table 5. Significance of infiltration for number of flooded buildings in Akerselva at 200CF.

Scenario	Number of Flooded Buildings at Different Risk Levels				Relative Numbers
	Low	Medium	High	Total	
Initial infiltration	2126	309	172	2607	100
Reduced infiltration (/5)	2404	369	226	2999	115
Increased infiltration ( $\times 5$ )	985	98	28	1111	43

Simulation results from the hydraulic modelling in MIKE FLOOD, which was a primary data source in this study, may deviate from reality, as the model is not calibrated. Calibration of the model against an extreme precipitation event is not possible until such event has been recorded [15]. On the other hand, it is the best database available, and when it comes to climate change, modelling is an exercise in making decisions on uncertain data.

FME codes that the FME model is set up with are reliable in principle, but it is important to consider that the coding in the FME forms a complex layout of many datasets, and there may be deviations due to human factors.

Different thresholds for drowning and instability of humans can be defined depending on age and health conditions [40]. In this study, personal injury for the weakest in society,

young children and the disabled, were considered. Several thresholds for water depth were also introduced to obtain a visually understandable result from the FME. These thresholds must be examined in more detail in further studies.

The extent of the damage from flooding in RC2, 4, and 5 was stipulated based on the perimeter of the building. There may be local variations depending on the terrain design and building construction. Information about pumping stations and transformers in RC3 may be incomplete. The height of door sills in buildings can vary, so the assumption that damage would occur at a water depth of 20 cm did not apply to all buildings.

In the study, lower thresholds were chosen for emergency routes than for other roads. Although emergency vehicles can drive through deeper water [37], they are also affected by traffic jams created by passenger vehicles. The assessment of damage risk for subway and train tracks was simplified as there is a lack of model results for the duration of flooding that could impact risk class. The lower limit for “low risk” should also be determined to identify road infrastructure that is not exposed to the risk of urban flooding.

There are reliable data on water velocities with significance for erosion, but uncertainties are associated with the created map layer showing ditch routes. Thresholds for erosion damage can also vary in different localities, depending on the condition of the ground cover. The background data can additionally be improved by excluding, for example, areas that can withstand set criteria for erosion, such as rocks and landscaped flood roads.

The uncertainties of the background data for calculating basement flooding, CSO, and ACS are related to the fact that the CS model (MIKE URBAN) and its connection to the surface need improvement and calibration. Pollutant concentrations from CS discharge should be simulated to calculate how serious the risk of pollution is. Although thresholds for basement flooding are reliable, there are uncertainties regarding the exact location of basement drains in several buildings. Thresholds for CSO and ACS risk should also be studied further.

The duration of flooding is also important for assessing the extent of damage for both nature and traffic delays. This parameter should be included in subsequent analyses.

The reliability of both background data and thresholds used in this study was considered “medium” on a scale of low–medium–high.

## 5. Discussion

Even though the total damage in Oslo could be substantial at an extreme rainfall event, there was variation in the extent of damage for different areas. Knowledge about risk variation at the local level is valuable, as it provides an opportunity to prioritize preventive measures and optimize future urban development of a climate-resistant city. The mapping and visualization of data presented in the study can contribute to a greater interdisciplinary understanding of risk issues and better communication, both of which are necessary for effective climate adaptation [9,22,29]. The risk of flooding can be investigated by studying different sets of results from the analysis.

A study of the total risk distribution for selected geographical areas is useful for prioritizing investments. The calculation and visualization of the total risk of an area should be performed for smaller, more or less equally-sized subareas. On the first test for the entire city of Oslo, the total risk was calculated per main catchment. A significant variation in catchment area gave a confusing picture of risk distribution, which was not suitable for prioritizing areas for further planning. The calculation of total risk in the test area Akerselva at 200CF was performed per subcatchment with an area of about 1 km<sup>2</sup> each. This gave a much better overview of risk distribution. As there is no complete division of subcatchments for all main catchments in the city, the total risk was instead calculated for administrative districts in Oslo.

In this study, the importance of the different risk categories was not weighted. Prioritizing of risk categories can vary among different area types in an urban environment, and this needs further interdisciplinary investigation [9]. Knowledge of risk distribution for different risk categories can be used for more targeted weighting in urban planning. The

FME model allows rapid recalculation when new information about the desired weighting is available.

Detailed information on risk for different risk types provides a good overview of damage distribution patterns on a large scale and is also useful for the development of flood risk management plans [1]. By connecting to financial thresholds on this map layer, one can obtain costs for damages [17,41].

The study results suggested that the most significant proportion of damage for most risk types lay along covered historical stream paths, especially in steep terrain. Infrastructure along small, open streams could be flooded as well. Also, historical urbanization and intervention in natural runoff pathways seemed to be among the main reasons for extensive damage from pluvial flooding at an extreme rainfall. This result is comparable to experiences from Nedre Eiker [2].

Another typical location for damage risk was near old combined sewer mains and at low points in the landscape [42], where floodwater would not find its way to the recipient, or along flat river sections. In depressions, water can penetrate buildings, cause traffic jams, spread infection, and in the worst case lead to drowning accidents. Areas with high infrastructure density in the central parts of Oslo could expect the most damage from high water depth. This result is comparable to experiences from Copenhagen, Denmark [35].

In higher-lying areas north of the city with a steep slope, the risk of erosion was considerable because of high water velocities. This result was opposite to another Norwegian study based on historical damage costs, which concluded that houses located on steep slopes seemed to be less exposed to damage [42]. The rationale for these conflicting results may be that assessing historical damage data is not necessarily representative when planning for climate change [9]. This idea would be confirmed by an example from Nedre Eiker, Norway, which was hit by 88.2 mm of rain per hour in 2012 [2]. While stormwater in the lower parts of Nedre Eiker, with downtown areas, accumulated to great depths and caused water leakage into buildings as well as traffic jams, stormwater runoff higher up in the terrain led to significant erosion damage. Large amounts of erosion masses were washed into and clogged the drainage system. Thus, the only way the floodwater could flow was on the surface. This surface flood eroded roads and building foundations. No people were injured, because the emergency service functioned effectively, and the incident occurred at night.

The results showed that it is essential to include water velocity in the analysis of flood risk in urban areas with steep and varying terrain. This was also pointed out in a study of the applicability of urban streets as temporary open floodways [42]. Water velocity data are also necessary for calculating depth-integrated velocity when assessing damage consequences for injuries and traffic jams. This information is essential for preventing the loss of human life that occurred in several floods in 2021, for instance, in Sweden [8], China [7], Germany [6], and Turkey [5].

The results of this study are, in fact, more comparable with the experience from Nedre Eiker than from Copenhagen. The results indicate that Oslo's urban flooding damage may be significantly more comprehensive than identified by the city's Municipal Risk Picture in 2017 [18], which was developed using a qualitative method based on stipulated damages from Copenhagen [35]. Despite the relatively short distance between Oslo and Copenhagen (600 km), the municipalities have significantly different topographies. The maximum elevation for Copenhagen is 99 masl. compared to 699 masl. for Oslo. Thus, the extent of damage in the Norwegian capital may be different from what the Danish capital experienced during the heavy rain in 2011.

A reliability analysis suggested that existing background data and thresholds for various risk types should be improved when better data are available. Knowing how different parameters affect the result ensures that the results are robust for decision making. Implementing a lower threshold for traffic jams can help to exclude safe transport routes from the low risk class. Knowing the number and age distribution of inhabitants living in an area at a given time and how many of them could theoretically be injured could provide

a better decision-making basis for prioritizing risk-reduction and emergency response measures [9]. Recording information about basement floor levels and nonreturn valves in the municipal database may enable a more accurate basement flooding risk calculation. Information about how many inhabitants could be affected by the malfunction of pumping stations and transformers could improve the identification of risks to critical infrastructure.

Although it is possible to obtain an overview of runoff patterns on the surface using 2D models, coupled 1D/2D models have advantages. By including watercourses in the analysis, potential constraints to floodwater diversion to the recipient are identified. Pipe networks are of great importance for the drainage of urban areas. Although the significance of pipe networks decreases during extreme precipitation [39], it is still important to assess the capacity of the largest culverts, which can be bottlenecks at ample water flows on the surface and in watercourses. Information on how the drainage pipe network behaves at different rainfall scenarios is also necessary for assessing basement flooding, CSO, and ACS risks. Because of erosion and clogging of street gullies, less runoff reaches the drainage network, reducing adverse consequences from the drainage system and leading to higher water flow and damage to the surface. The hydraulic 1D/2D model used in the study can be further developed by improving the background data. Of the improvements identified in the study, priority should be given to detailing terrain descriptions for areas exposed to damage, further developing the link between surface runoff and the pipe network, and better describing road runoff to the pipe network. Infiltration is also an essential parameter for which a better data basis should be provided. Implementing a module for calculating the pollution load from the CS will also improve the background data needed to analyse several risk categories.

## 6. Summary and Conclusions

The method and the tool for quantitative risk calculation of urban flooding developed in this study provide an opportunity to calculate the consequences for different risk categories at the given probability. The FME model combined background data from 1D/2D hydraulic modelling and GIS map layers and allowed rapid calculation of risk after changing input parameters. In the study, the tool was first developed for one of the main catchments in Oslo, Akerselva, at 200CF. After a quick switch of data sets, the calculations were run for the entire city of Oslo at CPH. The risk map for the study area was produced with the help of ArcMap and ArcGIS online.

It is essential to consider the whole city to identify the most vulnerable areas for a comprehensive prioritization of flood-protection measures. The results showed that the calculated risk of damage from urban flooding at extreme rainfall was significantly higher when several types of risk were considered and more hydraulic parameters were included in addition to water depth. Intervention in natural hydrological cycles seemed to have the most significant impact on damage, as the risk was most significant along historical stream routes. Topography is another essential aspect to consider, as the risk of erosion in steep areas significantly affected total risk. A comparison with the results of a previous risk study in Oslo [18] indicated that qualitative analysis based on other cities' flooding experiences can significantly underestimate flood risk. Using qualitative methods based on incomplete data and different geographical settings can lead to erroneous and discretionary extreme events. This may provide the wrong background data for decision making, lead to inadequate climate adaptation of urban areas, and in the worst case have dramatic consequences for inhabitants.

Although background data improvement needs were identified, the study's results were considered acceptable for the overall planning of urban flooding in Oslo. The systematic approach in this study used existing data and tools as far as possible. Therefore, the results can be considered to be the best currently available basis for decision making. Improvements mentioned in the study will gradually increase the robustness of the results. The need for enhancements should be assessed on a case-by-case basis in the continued process.



The FME model developed in this study can be implemented in other municipalities as well. The use of the tool requires access to data from hydraulic simulation for the area of interest and competence in geomatics. Although this study was based on a 1D/2D model, simulations from 2D modelling can also be used. In that case, results would be limited by which background data were used. The quality of the database is important for producing reliable results. Interdisciplinary professional competence and local knowledge about an area are essential for achieving valuable results.

The results from this study are useful both for making decisions on investment prioritization and for planning emergency preparedness and prevention measures. The analysis can be used to study the overall risk of urban flooding and assess the impact of measures at a project level. The tool can be further developed for the economic evaluation of damage under different precipitation scenarios and thus be used as part of a cost–benefit analysis to identify the socioeconomic climate adaptation level in urban areas with different characteristics.

The data in the study were limited to pluvial floods. Still, the methodology and the tool can be used to quantify the risk of urban flooding from both rivers and the sea and thereby contribute to the implementation of the Flood Directive [1] and the EU Strategy on Adaptation to Climate Change [11].

**Supplementary Materials:** The following are available online at <https://www.mdpi.com/article/10.3390/w13192771/s1>, Figure S1: Calculated total risk per main catchment in Oslo at CPH, Figure S2: Calculated total risk per administrative district in Oslo at CPH, Figure S3: Calculated relative consequence for risk category “human life and health” (RCD1) per administrative district in Oslo at CPH, Figure S4: Calculated relative consequence for risk category “nature and environment” (RCD2) per administrative district in Oslo at CPH, Figure S5: Calculated relative consequence for risk category “critical infrastructure” (RCD3) per administrative district in Oslo at CPH, Figure S6: Calculated relative consequence for risk category “vulnerable social functions” (RCD4) per administrative district in Oslo at CPH, Figure S7: Calculated relative consequence for risk category “building damage” (RCD5) per administrative district in Oslo at CPH, Figure S8: Calculated relative consequence for risk category “accessibility” (RCD6) per administrative district in Oslo at CPH, Figure S9: Distribution of risk type “drowning and instability of humans” along closed historical stream path in Oslo at CPH, Figure S10: Distribution of risk type “drowning and instability of humans” along closed historical stream path in Oslo at CPH, Figure S11: Distribution of risk type “flooding” along closed historical stream path in Oslo at CPH, Figure S12: Distribution of risk type “traffic jam” along closed historical stream path in Oslo at CPH, Figure S13: Distribution of risk type “erosion” along closed historical stream path in Oslo at CPH, Figure S14: Distribution of risk type “basement flooding” along closed historical stream path in Oslo at CPH, Figure S15: Maximum water depths with thresholds used as input in the study (CPH), Table S1: Distribution of relative risk per main catchment in Oslo for each risk category (RCD1–RCD6) and total risk at CPH.

**Author Contributions:** Conceptualization, J.K. and D.K.; methodology, J.K. and D.K.; software, T.T., J.K., and W.F.; validation, J.K., W.F., and T.T.; formal analysis, J.K. and T.T.; investigation, J.K.; data curation, J.K. and T.T.; writing—original draft preparation, J.K.; writing—review and editing, J.K., D.K., and W.F.; visualization, J.K.; project administration, J.K.; funding acquisition, J.K. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

**Funding:** This research was funded by the Research Council of Norway and the Agency for Water and Wastewater, City of Oslo, as a part of public PHD 259983, “Flexible and economically sustainable stormwater management for a city growing in a changing climate”.

**Institutional Review Board Statement:** Not applicable.

**Informed Consent Statement:** Not applicable.

**Data Availability Statement:** The FME model presented in this study is available on <http://stormwaterweb.azurewebsites.net/fme/> (accessed in 1 August 2021). Access to GIS data can be applied for at [www.kartverket.no](http://www.kartverket.no) (accessed on 1 January 2021). Hydraulic model and simulations were obtained from the Agency for Water and Wastewater in the city of Oslo. Access to the data can be applied for with a request to [postmottak@vav.oslo.kommune.no](mailto:postmottak@vav.oslo.kommune.no) (accessed on 1 May 2021).

**Acknowledgments:** The authors want to extend their gratitude to the Agency for Water and Wastewater and the Agency for Planning and Building Services in the city of Oslo for giving access to the hydraulic models and map data. The authors also want to thank DHI Norway for their support with hydraulic modelling. Special thanks go to Ursula Zühlke for preparation of the background data; Kim Haukland Paus, Bent Braskerud, Oddvar Lindholm, and Jarle Tommy Bjerkholt for critical comments on the original draft preparation; and Karl Kerner at Biotext for proofreading.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest. The funders had no role in the study's design, in the collection, analyses, or interpretation of data, in the writing of the manuscript, or in the decision to publish the results.

### Abbreviations

1D	One-dimensional model
200CF	200-year precipitation scenario with climate factor 1.5
2D	Two-dimensional model
ACS	Accumulation from CS manholes on the surface
CPH	Extreme rainfall in Copenhagen on 2 July 2011
CS	Combined sewer system
CSO	Combined sewer overflow
D	Water depth (m)
DEM	Digital elevation model
DV	Depth integrated water velocity (m <sup>2</sup> /s)
F1 and F2	All other buildings not covered by F3
F3	Building in category "Vulnerable social functions"
FME	Feature Manipulation Engine
GA	Geographical area of interest
masl	Metres above sea level
O	Perimeter (m)
P	Pressure in combined sewer (m)
Q	Accumulated water volume (l/s)
RC	Risk category
RCD	Relative consequence distribution
RT	Risk type
TS/PS	Electrical transformer and pumping station
V	Water velocity (m/s)

### References

1. The European Parliament and of the Council. *Directive 2007/60/EC on the Assessment and Management of Flood Risks*; PE-Cons 3618/07, Env 246 Codec 490; European Union: Brussels, Belgium, 2007; p. 8.
2. Norconsult. *Nedre Eiker—Utværet Frida August 2012 (Nedre Eiker—The storm Frida August 2012)*; Norconsult: Sandvika, Norway, 2012; p. 31.
3. Danish Emergency Management Agency. *Redegørelse Vedrørende Skybruddet 1 Storkøbenhavn Lørdag Den 2. Juli 2011 (Statement Regarding the Cloudburst in Greater Copenhagen on Saturday 2 July 2011)*; BRS: Birkerød, Denmark, 2012; p. 22.
4. The Local. IN PICTURES: Roads Cave in After Heavy Rain Batters Central Sweden. *The Local*. 18 August 2021. Available online: [www.thelocal.se](http://www.thelocal.se) (accessed on 18 August 2021).
5. Reuters. Heavy Floods Hit Northwest Turkey Killing 17 People. *CNN*. 13 August 2021. Available online: <https://edition.cnn.com> (accessed on 18 August 2021).
6. Kottasová, I.; Enormous Scale of Destruction is Revealed as Water Subsides after Historic Western Europe Flooding. *CNN*. 18 July 2021. Available online: <https://edition.cnn.com> (accessed on 18 August 2021).
7. Gan, N.; Yeung, J.; 'Once in a Thousand Years' Rains Devastated Central China, But There is Little Talk of Climate Change. *CNN*. 24 July 2021. Available online: <https://edition.cnn.com> (accessed on 18 August 2021).
8. Andersson, H.L.; Falkirk, J.; Mossige-Norheim, T. Kvinna Död Efter Stora Regnkaoset—Fastrade (Woman Dead After Big Rain Chaos—Stuck). *Expressen*. 26 May 2021. Available online: [www.expressen.se](http://www.expressen.se) (accessed on 18 August 2021).
9. National Academies of Sciences Engineering and Medicine. *Framing the Challenge of Urban Flooding in the United States*; National Academies Press: Washington, WA, USA, 2019; p. 89.
10. IPCC. Summary for Policymakers. In *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2021; p. 41.

11. European Commission. *Forging a Climate-Resilient Europe—The New EU Strategy on Adaptation to Climate Change*; European Commission: Brussels, Belgium, 2021; p. 22.
12. Swedish Civil Contingencies Agency. *Vägledning för Riskhanteringsplaner (Guidance for Risk Management Plans)*; MSB: Karlstad, Sweden, 2020.
13. Peereboom, I.O.; Waaga, O.S.; Myhre, M. *Preliminary Flood Risk Assessment in Norway*; Norwegian Water Resources and Energy Directorate: Oslo, Norway, 2011; p. 46.
14. Norwegian Directorate for Civil Protection. *Risikoanalyse Av Regnflom I By (Risk Analysis of Urban Flooding)*; DSB: Tonsberg, Norway, 2016; p. 72.
15. Swedish Civil Contingencies Agency. *Vägledning För Skyfallskartering. Tips För Genomförande Och Exempel På Användning (Guidance for Rainfall Mapping. Tips for Implementation and Examples of Use)*; MSB: Karlstad, Sweden, 2017; p. 72.
16. Willows, R.; Reynard, N.; Meadowcroft, I.; Connell, R. Climate adaptation: Risk, uncertainty and decision-making. Part 2. In *Climate Impacts Programme*, 41–87; (UNSPECIFIED): Oxford, UK, 2003; p. 50.
17. Scorzini, A.R.; Leopardi, M. River basin planning: From qualitative to quantitative flood risk assessment: The case of Abruzzo Region (central Italy). *Nat. Hazards* **2017**, *88*, 71–93. [[CrossRef](#)]
18. Andersson-Sköld, Y.; Davidsson, G. *Risikohänsyn Vid Hantering Av Översvämningssrisker (Risk Considerations When Managing Flood Risks)*; COWI: Gothenburg, Sweden, 2016; p. 85.
19. Nordeidet, B.; Hansen, C.B. *Ekstremnedbør. Oslo. Skadeomfang og Kostnader (Extreme rainfall. Oslo. Extent of Damage and Costs)*; Rambøll: Oslo, Norway, 2019; p. 65.
20. World Bank. *Learning from Japan's Experience in Integrated Urban Flood Risk Management: A Series of Knowledge Notes. Knowledge Note 1: Assessing and Communicating Urban Flood Risk*; World Bank: Washington, DC, USA, 2019; p. 40.
21. City of Oslo. *Kommunalt risikobilde 2017. Kortversjon (Municipal risk picture 2017. Short version)*; Emergency Planning Agency: Oslo, Norway, 2017; p. 36.
22. Norwegian Directorate for Civil Protection. *Analyses of Crisis Scenarios 2019*; DSB: Skien, Norway, 2019; p. 228.
23. Mårtensson, E.; Gustafsson, L.-G. *Kartläggning av Skyfalls Påverkan på Samhällsviktig Verksamhet (Mapping of the Extreme Rain Impact on Critical Infrastructure)*; DHI: Malmö, Sweden, 2014; p. 64.
24. Mackay, C.; Suter, S.; Albert, N.; Morton, S.; Yamagata, K. Large scale flexible mesh 2D modelling of the Lower Namoi Valley. In *Floodplain Management Association National Conference; Floodplain Management Australia*: Brisbane, QLD, Australia, 2015.
25. Liang, Q.; Zhang, H.; Liu, Z. A coupled hydrological and hydrodynamic model for flood simulation. *Hydrol. Res.* **2019**, *50*, 589–606.
26. Zhang, W.; Zhang, X.; Liu, Y.; Tang, W.; Xu, J.; Fu, Z. Assessment of Flood Inundation by Coupled 1D/2D Hydrodynamic Modeling: A Case Study in Mountainous Watersheds along the Coast of Southeast China. *Water* **2020**, *12*, 822. [[CrossRef](#)]
27. Zhao, G.; Balström, T.; Mark, O.; Jensen, M.B. Multi-Scale Target-Specified Sub-Model Approach for Fast Large-Scale High-Resolution 2D Urban Flood Modelling. *Water* **2021**, *13*, 259. [[CrossRef](#)]
28. Almestad, C. *Flommodell Oslo kommune. Modeldokumentasjon MIKE FLOOD (Flood Model Oslo Municipality. Model Documentation MIKE FLOOD)*; Agency for Water and Wastewater Services: Oslo, Norway, 2021.
29. FME. *Feature Manipulation Engine; SAFE SOFTWARE*: Surrey, BC, Canada, 2021.
30. ArcMap ArcGIS Online. *Products*; ESRI: California, USA, 2021.
31. MET. *Nedbørsstatistikk (Precipitation Statistics)*; The Norwegian Meteorological Institute: Oslo, Norway, 2019.
32. City of Oslo. *Hovedplan Vann Og Avlop 2020–2040 (Master Plan for Water and Wastewater 2020–2040)*; Agency for Water and Wastewater Services: Oslo, Norway, 2020; p. 55.
33. MIKE Powered by DHI, MIKE FLOOD, MIKE URBAN, MIKE21, MIKE HYDRO River, MIKE View, MIKE Zero, in MIKE Powered by DHI. 2020, DHI, Hørsholm, Denmark.
34. Dyrddal, A.V.; Førland, E.J. *Klimapåslag for Korttidsnedbør. Anbefalte Verdier For Norge (Climate Surcharge for Short-Term Precipitation. Recommended Values for Norway)*; NCCS Report; Norsk Klimaservicesenter: Stavanger, Norway, 2019; p. 25.
35. Norwegian Building Authority. *Byggeteknisk Forskrift (TEK17). Kapittel 7 Sikkerhet Mot Naturpåkjemmer (Building Regulations (TEK17). Chapter 7 Safety Against Natural Stresses)*; Norwegian Building Authority: Norway, Oslo, 2017.
36. Lindholm, O.; Buhler, L.; Bjerkholt, J. Hva hvis monsterregnet fra København 2. juli 2011 hadde falt i Norge? (What if the monster rain from Copenhagen on 2 July 2011 had fallen in Norway?). *VANN* **2013**, *3*, 10.
37. City of Oslo. *Sanitærreglement for Oslo. Tilknytnings- Og Abonementsbetingelser for Sanitæranlegg (Sanitary Regulations for Oslo. Connection and Subscription Conditions for Sanitary Facilities)*; Agency for Water and Wastewater Services: Oslo, Norway, 1982; p. 15.
38. Schmitt, T.G.; Scheid, C. Evaluation and communication of pluvial flood risks in urban areas. *WIRES Water* **2019**, *7*, e1401. [[CrossRef](#)]
39. Persson, J.; Karlsson, A.; Jansson, K.; Gustavsson, L.-G. *Skyfallsmodellering För GBG. Avrinningsanalyz Med 2-Dimensionell Hydraulisk Modell Som Beskriver Vattenansamling Och Avrinningsvägar I Stora Delar Av Göteborgs Kommun Vid 100- Och 500-Årsregni (Rainfall Modelling for GBG. Drainage Analysis with A 2-Dimensional Hydraulic Model that Describes Water Accumulation and Drainage Routes in Large Parts of Gothenburg Municipality During 100- and 500-Year Rains)*; Sweco, DHI: Gothenburg, Sweden, 2015; p. 67.
40. Martínez-Gomariz, E.; Gómez, M.; Russo, B. Experimental Study of the Stability of Pedestrians Exposed to Urban Pluvial Flooding. *Nat. Hazards* **2016**, *82*, 1259–1278. [[CrossRef](#)]

41. Torgersen, G.; Rød, J.K.; Kvaal, K.; Bjerkholt, J.T.; Lindholm, O.G. Evaluating Flood Exposure for Properties in Urban Areas Using a Multivariate Modelling Technique. *Water* 2017, 9, 318. [[CrossRef](#)]
42. Skrede, T.L.; Muthanna, T.M.; Alfredesen, K. Applicability of urban streets as temporary open floodways. *Hydrol. Res.* 2020, 51, 621–634. [[CrossRef](#)]

## Supplementary Materials

To the Article “Quantitative Risk Analysis of Urban Flooding Using 1D/ 2D Hydraulic and FME Models” of Kvitsjøen J.; Karlsson D.; Teigene T.; Finsland W.

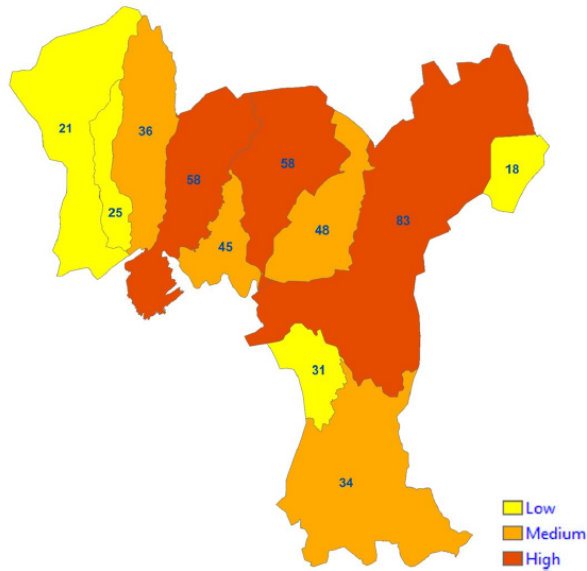


Figure S1. Calculated total risk per main catchment in Oslo at CPH.

Table S1. Distribution of relative risk per main catchment in Oslo for each risk category (RCD1-RCD6) and total risk at CPH.

Main catchment	RCD1 [%]	RCD2 [%]	RCD3 [%]	RCD4 [%]	RCD5 [%]	RCD6 [%]	Total risk [%]
Lysakerelva	45	5	16	21	25	16	21
Mæredalsbekken	27	8	45	14	17	41	25
Hoffselva	46	14	37	29	37	54	36
Frognerelva	51	34	70	62	48	85	58
Bislettbekken	36	33	36	61	23	82	45
Akerselva	48	43	54	75	53	73	58
Hovinbekken	46	30	46	44	41	83	48
Alna	92	76	71	97	100	64	83
Ellingselva	28	3	7	13	17	41	18
Ljanselva Fjord	39	6	40	20	31	50	31
Ljanselva	52	12	26	36	44	32	34

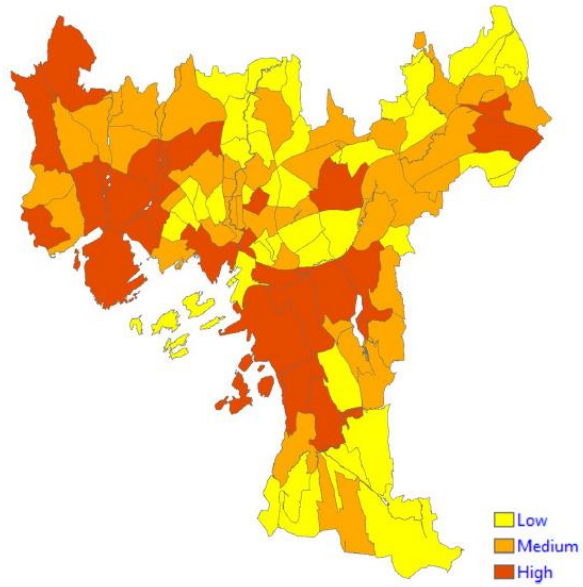


Figure S1. Calculated total risk per administrative district in Oslo at CPH.

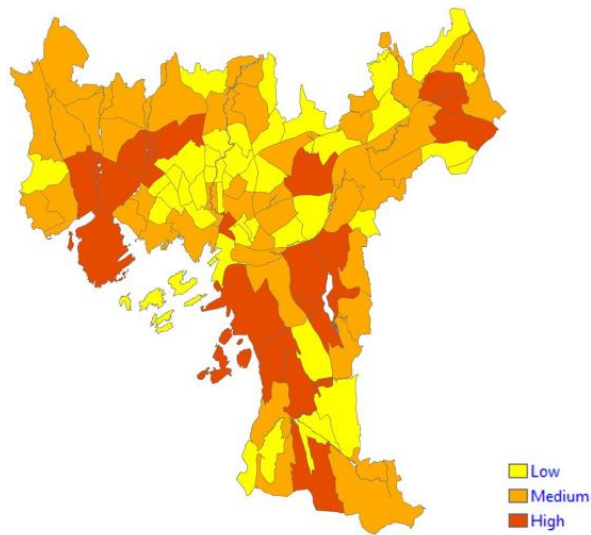


Figure S2. Calculated relative consequence for risk category "Human life and health" (RCD1) per administrative district in Oslo at CPH.

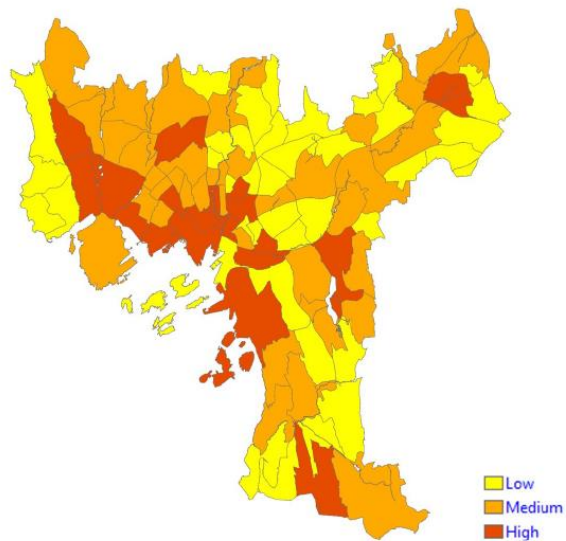


Figure S3. Calculated relative consequence for risk category "Nature and environment" (RCD2) per administrative district in Oslo at CPH.

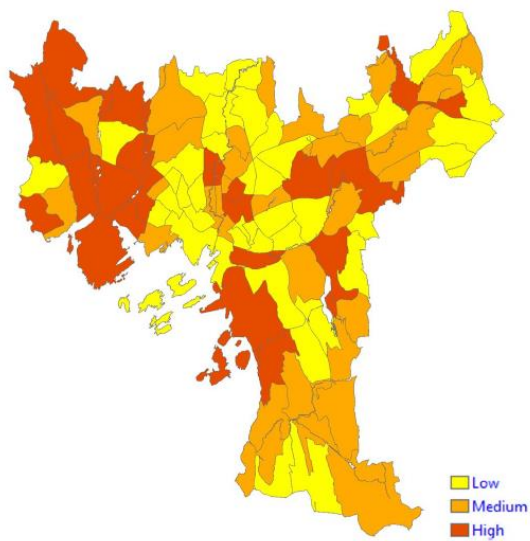


Figure S4. Calculated relative consequence for risk category "Critical infrastructure" (RCD3) per administrative district in Oslo at CPH.

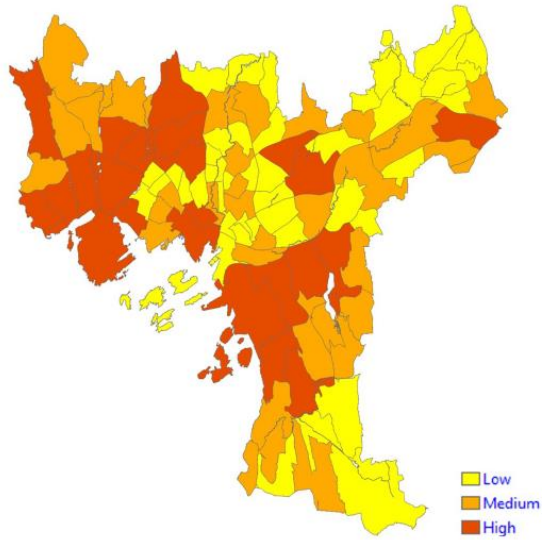


Figure S5. Calculated relative consequence for risk category "Vulnerable social functions" (RCD4) per administrative district in Oslo at CPH.

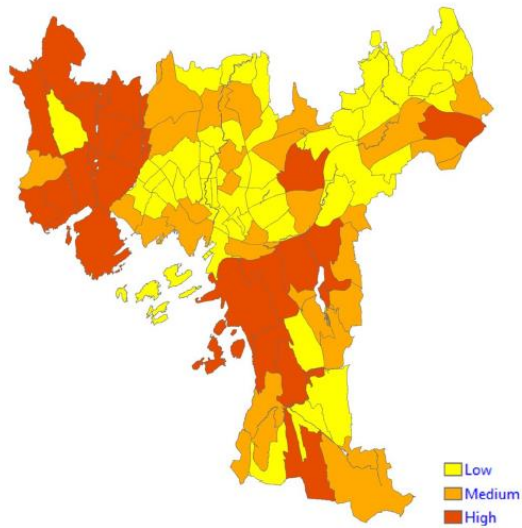


Figure S6. Calculated relative consequence for risk category "Building damage" (RCD5) per administrative district in Oslo at CPH.



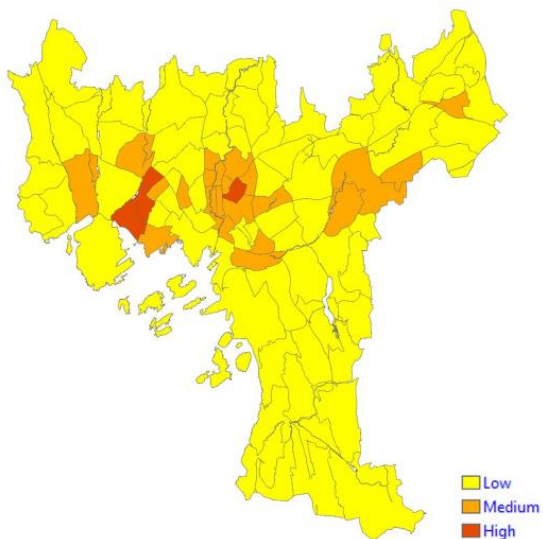


Figure S7. Calculated relative consequence for risk category "Accessibility" (RCD6) per administrative district in Oslo at CPH.

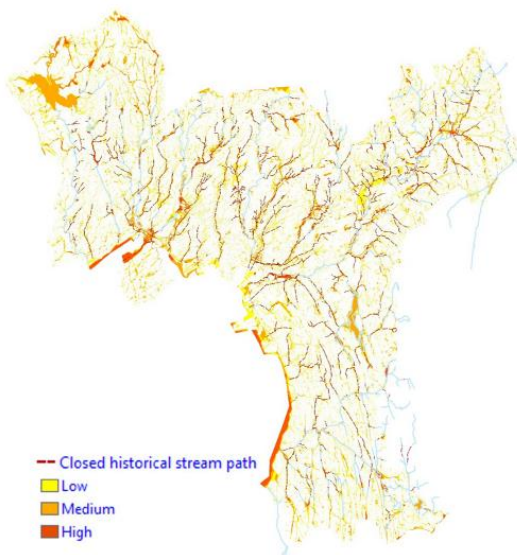


Figure S8. Distribution of risk type "Drowning and instability of humans" along closed historical stream path in Oslo at CPH.

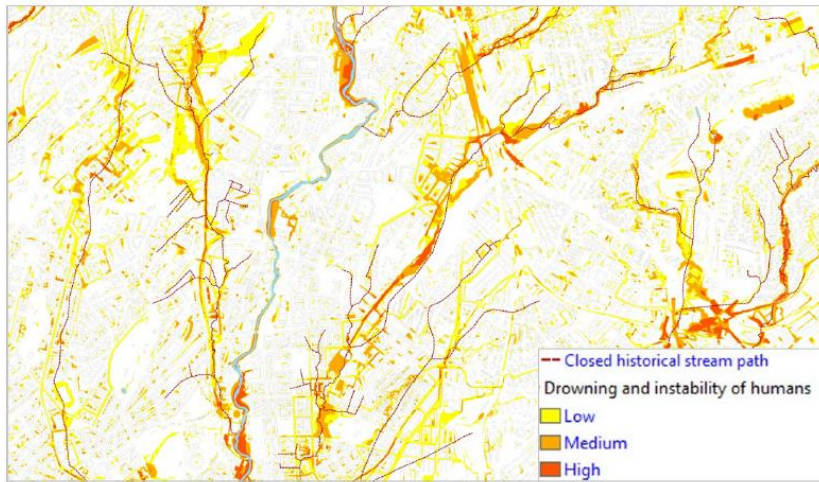


Figure S9. Distribution of risk type "Drowning and instability of humans" along closed historical stream path in Oslo at CPH.

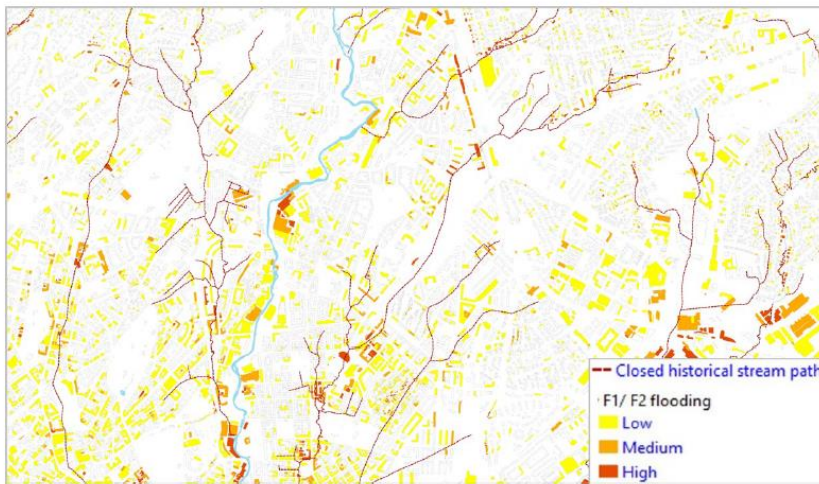


Figure S10. Distribution of risk type "Flooding" along closed historical stream path in Oslo at CPH.

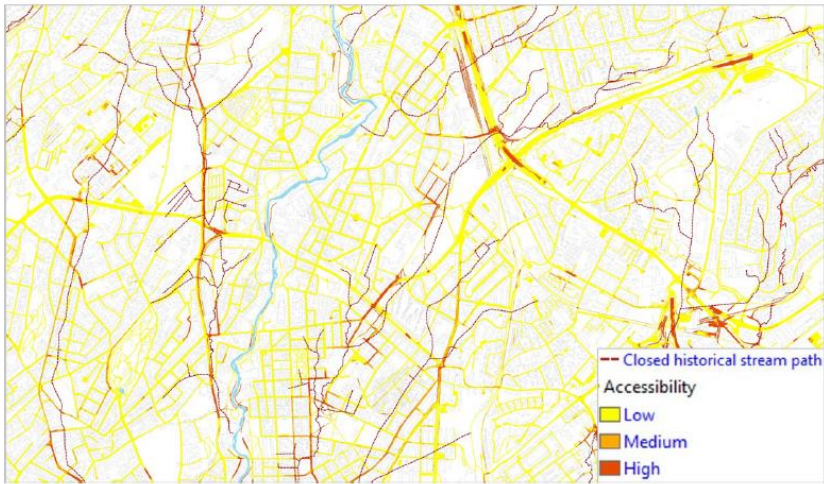


Figure S11. Distribution of risk type "Traffic jam" along closed historical stream path in Oslo at CPH.

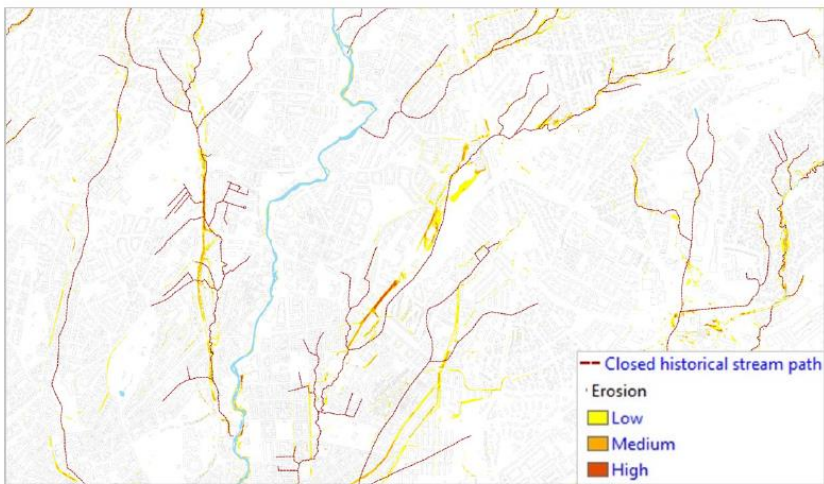


Figure S12. Distribution of risk type "Erosion" along closed historical stream path in Oslo at CPH.

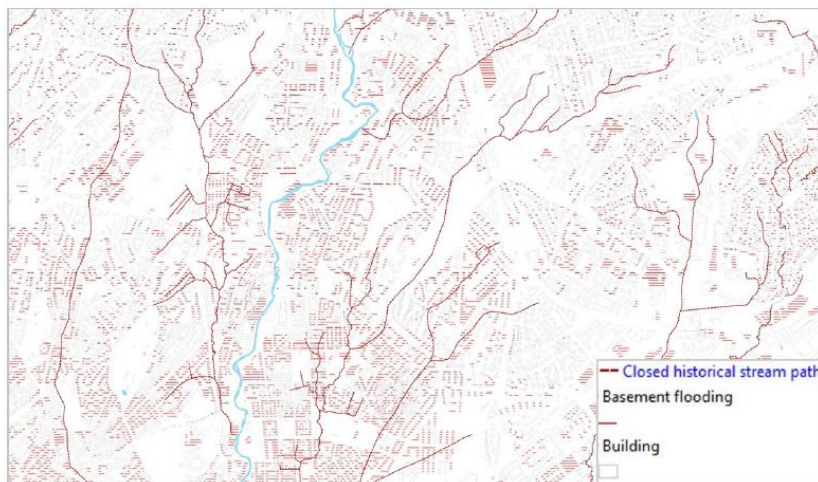


Figure S13. Distribution of risk type "Basement flooding" along closed historical stream path in Oslo at CPH.



## **Artikkel III**

### **Natural flood protection: streamlining the planning of flood detention in natural landscapes for the reduction of urban flooding**

Julia Kvitsjøen, Bent C. Braskerud, Andrea Borge, Vegard Nilsen & Ursula Zühlke

*Water Science & Technology* 2022, Vol 85 No 1: 367–382; doi: 10.2166/wst.2021.628

## Natural flood protection: streamlining the planning of flood detention in natural landscapes for the reduction of urban flooding

J. Kvitsjøen <sup>a,b,\*</sup>, B. C. Braskerud<sup>b</sup>, A. Borge<sup>c</sup>, V. Nilsen <sup>a</sup> and U. Zühlke<sup>b</sup>

<sup>a</sup> Faculty of Science and Technology, Norwegian University of Life Sciences, 1430 Ås, Norway

<sup>b</sup> Agency for Water and Wastewater Services, City of Oslo, Herslebs gate 5, 0561 Oslo, Norway

<sup>c</sup> Agency for Planning, Construction, Geodata and Environment, Nesodden Municipality, Kongleveien 2, 1450 Nesoddtangen, Norway

\*Corresponding author. E-mail: julia.kvitsjoen@vav.oslo.kommune.no

 JK, 0000-0003-2890-6077; VN, 0000-0001-8391-039X

### ABSTRACT

A number of cost-effective and environmentally friendly flood reduction measures can provide detention of runoff from natural landscapes upstream of urban areas, with multiple added benefits. This study presents a methodology for assessing the needs for and feasibility of natural flood detention facilities. The candidate catchments for natural flood detention facilities were identified by GIS analysis and further assessed using data from maps and field inspections. Results for two case catchments show that a suitable topography and nature and biodiversity are key feasibility criteria for natural flood detention facilities. The study concluded that it is possible to streamline the process of selecting the location and type of natural flood detention facilities. Map analyses, field inspections and interdisciplinary collaboration are all important when planning natural flood detention facilities. As a result of the study, the City of Oslo will construct several natural flood detention facilities upstream of the city to gain practical experience with such facilities. While it is not expected that natural flood detention will solve all flooding problems in urban areas, it is expected that natural flood detention can positively contribute to future resilient stormwater management and the implementation of the EU Strategy on Adaptation to Climate Change.

**Key words:** flood management, integrated stormwater management, interdisciplinary collaboration, natural flood detention facilities, natural landscapes

### HIGHLIGHTS

- By including small-scale natural flood detention facilities (NPDFs) in an integrated stormwater management system, the total investment in flood prevention measures can be reduced.
- It is possible to streamline the process of selecting the location and design of NPDFs.

### ACRONYMS AND ABBREVIATIONS

CPH	Extreme rainfall in Copenhagen 2.7.2011
CSS	Combined sewer system
F	Field inspections
M	Map data
NPDF	Natural Flood Detention Facility
NL	Natural landscapes
RAF	Runoff Attenuation Feature
S3SS	Stormwater three-step strategy
UA	Urban area

This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Licence (CC BY 4.0), which permits copying, adaptation and redistribution, provided the original work is properly cited (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

## INTRODUCTION

### The increasing need for investment in stormwater management

Even under today's climate, urban areas face a number of stormwater-related challenges. Overflows from combined sewer systems, as well as surface and basement flooding during storms, can damage the built and natural environment which in turn creates costs to society (Finance Norway 2020; European Commission 2021). Climate change is expected to further increase stormwater damage in urban areas (IPCC 2021). Harmful floods continue to be experienced in many places around the world (Floodlist 2021). Risk analyses of urban floods show that extensive damage can also occur in urban areas that have not experienced extreme rainfall previously (Kvitsjøen *et al.* 2021a). Comprehensive measures are needed to lower the risk of urban flooding, which in turn will require significant investments.

### Integrated stormwater management

A more holistic approach to flood management is emerging (Dadson *et al.* 2017). There is a positive trend towards the implementation of Catchment Based Flood Management with a focus on modifying land management from a catchment perspective to reduce flood risk. The European Union (EU) Strategy on Adaptation to Climate Change encourages the implementation of multipurpose nature-based solutions on a larger scale to increase climate resilience (European Commission 2021). Natural Flood Management is a part of Catchment Based Flood Management that aims to reduce flood damages and potentially provides significant co-benefits, such as enhanced ecosystem services (Dadson *et al.* 2017). An increased use of Natural Flood Management in urban areas can also contribute to the more efficient rehabilitation of combined sewer systems, as shown in a recent Norwegian study (Kvitsjøen *et al.* 2021b). Management actions to increase natural water storage by natural flood management range from small-scale detention features to large-scale flood detention reservoirs (Dadson *et al.* 2017). Small stores may fill quickly during rainfall and have no further effect in a major storm, while larger storage facilities can maximise the benefits of detention in major storms.

### Small-scale natural flood detention facilities

There are claims that almost all landscapes inhabited by humans need to be revitalised because deforestation, agriculture and urban development have reduced vegetative interception and infiltration of rainfall and slowing of runoff through vegetated landscapes (Kravčík *et al.* 2012). Human activity has exacerbated floods, droughts, and the destruction of ecosystems. Kravčík *et al.* (2012) believe that this can be counteracted by building large numbers of small-scale detention facilities in the landscape (see Figure 1).



**Figure 1** | Examples of online Natural Flood Detention Facilities including (a) leaky woody dam, (b) brushwood dam, (c) log dam, (d) log and branch dam (d), (e) stone check dam, (f) gabion dam. Dams a, c, d and e are made in Norway, b and f in Slovakia. Photo (e): S. Myrabo.

In the UK, small-scale detention systems in the landscape are termed Runoff Attenuation Features (RAF), and defined as a 'man-made landscape intervention that intercepts and attenuates a hydrological flow pathway to provide multiple benefits, including flood management and improving water quality' (Quinn *et al.* 2013). An RAF is a small scale, low-cost, soft-engineered flood reduction measure for small rural catchments. Different materials can be used in construction, such as treated wood, soil, stone and brushwood. RAFs have been tested in several areas in the UK. The trials explored how natural techniques can help manage floods by storing more water in the landscape and reducing its rate of flow downstream (Nisbet *et al.* 2015). Even though the measures do not prevent all flooding, they are expected to reduce the downstream impact of heavy rainfall and to deliver a range of other benefits to the local environment and the community.

In the Belford catchment in North-eastern England, conventional flood defences were unsuitable because of the high cost, a lack of space for flood walls and banks, and the low number of properties at risk (Wilkinson *et al.* 2010). Instead, a network of 50 RAFs was constructed (Quinn *et al.* 2013). Different types of RAFs were installed including overland flow interception, online ditch barriers, large wood debris dams and offline ponds. Study results indicated that online features should be used where the upstream catchment is smaller than 2 km<sup>2</sup>. Modelling of the performance of a network of RAFs showed a positive impact on flood hazard in small catchments, with a 15%–30% reduction in the peak flow. RAFs were shown to be more effective under short-duration, flash-flood events. The critical consideration was that flood mitigation was provided by a collective network of RAFs. As soon as the structures were full, they became ineffective if a new rain event occurred before the features had drained (Dadson *et al.* 2017). A lack of observational data meant, however, it was impossible to verify modelling results (Quinn *et al.* 2013). The study concluded that there is no standard approach for siting or constructing RAFs, and rather their location and design depend on local factors including terrain and landowner preferences.

The town of Pickering in northern England also experienced several significant floods in recent years. The largest flood, in 2007, cost the city approximately 70 million GBP (Cronin 2016). Several types of natural flood mitigation measures were implemented to protect the town. One of these was the construction of 129 large leaky-timber debris dams high in the catchment to slow the flow in the Pickering Beck. The dams have different sizes, with water-holding capacities varying between 0.1 and 110 m<sup>3</sup>, depending on dam design. It takes three persons one day to build such a dam. During a significant storm in 2015, the positive impact of these measures was observed with an associated reduction in flood damage downstream in Pickering (Environment Agency 2016). However, the need to collect more data to assess the performance of the measures was identified, especially regarding their impact during extreme rainfall (Dadson *et al.* 2017).

Brushwood dams were also developed in Slovakia to protect the Torysa river (Kravčík *et al.* 2012). The protection efforts were based on creating a network of small dams that would achieve the same effect as one large dam. The purpose of the dams was to delay runoff to reduce flood peaks and to increase recharge to the groundwater. Slovakia has adopted a Landscape Revitalization and Integrated River Basin Management Program, which aims to revitalise forest and rural landscapes by retaining as much rainwater as possible where it falls locally. About 80,000 detention structures have been constructed to retain 10 billion m<sup>3</sup> of runoff. These measures provide protection against floods, reduce soil erosion, help to mitigate climate change and preserve biological diversity.

In Norway, the concept of detention systems in natural landscapes was tested by the railway company BaneNOR (Braskerud *et al.* 2014). The detention measures were particularly relevant upstream of gutters and culverts under the railway tracks to reduce erosion and clogging. BaneNOR constructed brushwood dams, log dams and gabion dams (see Figure 1). Equipment for monitoring temperature and water flow in the structures was installed, but only operated for one year from 2015 to 2014, without any significant rainfall being recorded.

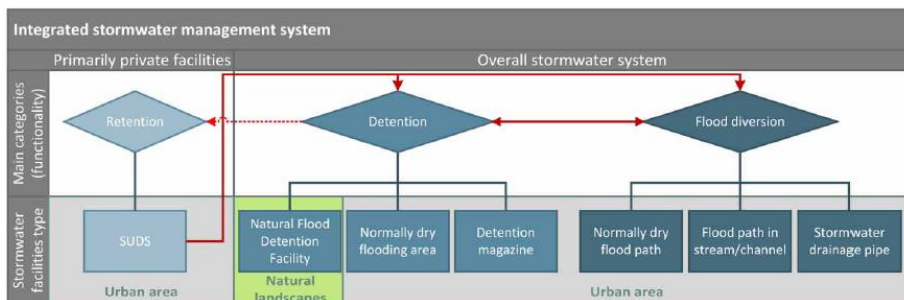
International studies report the beneficial impacts of small-scale Natural Flood Detention Facilities (NFDFs) in natural landscapes. While the experience of UK researchers was that there is no standard approach for the siting and design of NFDFs (Quinn *et al.* 2013), the present study seeks to identify a set of criteria that can streamline the planning process. The study aims to assess the needs for and feasibility of implementing NFDF in natural landscapes to reduce flooding in downstream urban areas.

## METHODS

### Study methodology

The methodology used in this study is based on an integrated stormwater management system that developed under the City of Oslo's project 'Thematic map for Stormwater and Urban Flooding' (Figure 2) (Solheim *et al.* 2021). The methodology for

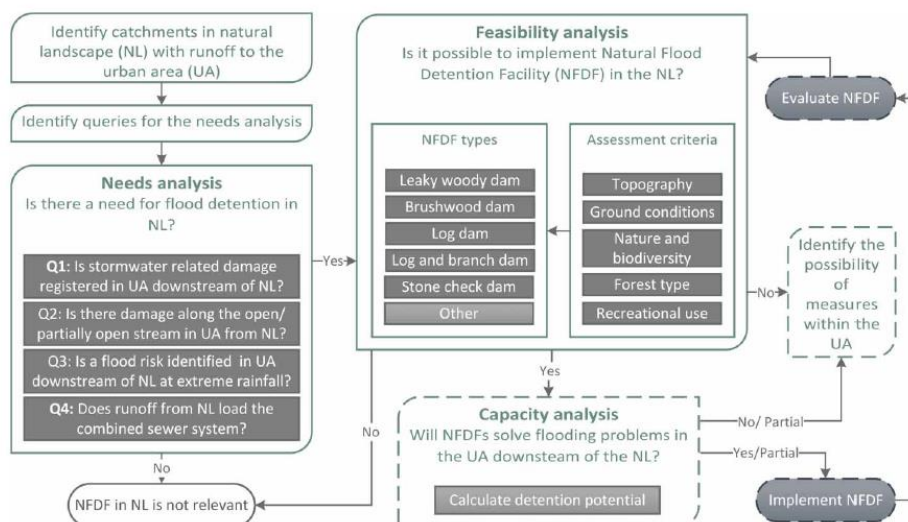




**Figure 2** | Design of an integrated stormwater management system in Oslo, based on the S3SS (1 retention, 2 detention and 3 flood diversion).

such a comprehensive view on stormwater management is based on the stormwater three-step strategy (S3SS) developed in 2013 (City of Oslo 2013) and the results from a previous study in Oslo that highlighted the importance of an integrated stormwater system for increasing the rate of pipeline network renewal (Kvitsjøen *et al.* 2021b).

The integrated stormwater management system consists of three main functional categories: retention, detention and flood diversion. Different types of stormwater facilities are grouped according to functionality. Five types will be implemented in urban areas in Oslo, including normally dry flooding areas, detention magazines, normally dry flood paths, flood path in-stream/channels and stormwater drainage pipes. The possible use of NFDF in the natural landscapes upstream of the city is viewed as a stormwater facility type for reducing flooding in urban environments by detention of the short-term precipitation events. An overview of the decision tree which was tested in the study is presented in Figure 3.



**Figure 3** | Decision tree for identifying the need for and feasibility of implementing NFDFs in natural landscapes (NL) upstream of an urban area (UA). Boxes with dotted lines are not undertaken in this paper.

Initially, all catchments with natural landscapes which drain through the city were identified using ArcMap (ArcMap 2021). The responses to Q1–Q4 queries were determined using available registered and calculated stormwater-related damage data (Finance Norway 2020; Kvitsjøen *et al.* 2021a).

A needs analysis was carried out in ArcMap by analysis of response to Q1–Q4. A positive answer to at least one of these four queries may be sufficient to initiate further investigation of the catchment. If there were positive responses to more than one query, the catchment was assigned a higher priority. The catchments with identified needs were then subjected to a feasibility analysis. If no actions were required, NFDF was not considered to be relevant.

Based on a review of the literature, professional experience and field inspection, the feasibility assessment was based on five assessment criteria for local conditions: (i) topography, (ii) ground conditions, (iii) nature and biodiversity, (iv) presence of forest and type and (v) recreational use (Braskerud *et al.* 2014; Borch & Erikstad 2015; Lancaster *et al.* 2021). These five criteria were tested for a variety of small scale online NFDFs, including leaky woody dams, brushwood dams, log dams, log and branch dams and stone check dams (see Figure 1). The various NFDFs assessed in this study cover a wide range of possible small-scale measures in natural landscapes, but the list is not exhaustive and can be further developed.

If the local conditions are not suitable for the establishment of NFDFs then it is necessary to identify other potential flood reduction measures within the urban area. However, if the local conditions are suitable for implementation of NFDF, the next step in the analysis is to investigate the degree to which NFDF can reduce flooding problems in the downstream urban area. If the NFDFs completely or partially solve downstream flooding problems, the use of NFDF is warranted. If flooding problems are only reduced marginally then it is necessary to consider other flood prevention measures within the urban area.

The study did not include a capacity analysis and the subsequent steps described in Figure 5 were not undertaken. The steps which were not undertaken are shown within dotted lines.

### Study area

The study area was the areas of natural landscape (NL) upstream of the Norwegian capital Oslo. The study covered an area of 307 km<sup>2</sup>. A thin sediment cover over the bedrock dominates the terrain in the study area, and the variation of the elevations is from 100 to 500 masl.

The study area is mainly covered by cultivated forest, which appears as a natural forest. It is an important recreational area for residents of the city, and is used for both hiking and fishing.

There are several dams upstream of the city that control the flow of water in the biggest rivers running through the city to the Oslo fjord. The dams are designed to withstand a 1,000-year flood, and the assessment of river flood protection measures was excluded from this study.

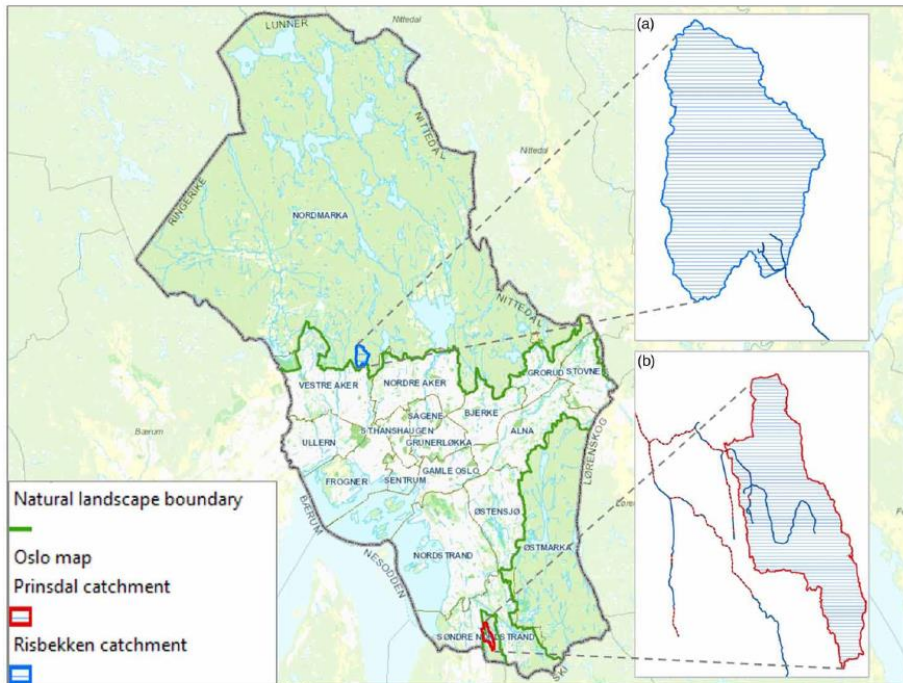
Approximately 55% of Oslo's entire 2,250 km wastewater network is a combined sewer system (CSS). Nearly 67% of the original 353 km of open streams and rivers through the urban area have been piped or buried. Some of these watercourses are now part of the drainage and sewer system, but others have been entirely buried. In addition to the nine main watercourses that flow through the city, several smaller streams have their source in the study area. Runoff conveyed by these streams can potentially have an impact on flooding in the city and can overload the combined sewer system. A study of urban flood risk in Oslo (Kvitsjøen *et al.* 2021a) concluded that there is an exceptionally high risk of damage along both piped streams and smaller open smaller streams in the city.

A needs analysis for NFDF was completed for the entire study area. Based on the results of the needs analysis, a feasibility analysis was carried out for two case catchments that contribute runoff to urban areas, namely the Risbekken and Prinsdal catchments (see Figure 4). The Risbekken catchment, with an area of 0.57 km<sup>2</sup>, is located on the northern edge of the city. The Prinsdal catchment (0.45 km<sup>2</sup>) is located on the southern edge of the city.

### Identification of catchments

In this study, a catchment was defined as a small area in a primarily natural landscape which generates runoff that flows into the city. Some of these flowpaths are active streams with year-round runoff, while others only during rainfall and snowmelt.

The identification of relevant catchments was carried out using the Hydrology toolbox and Geometric network function in ArcMap (ArcMap 2021). As a starting point, preliminary flowpaths were calculated using a digital elevation model (DEM) with a resolution of 0.5 m × 0.5 m. Cross-sections of the flowpaths were calculated. If a drainage line crossed the city boundary border multiple times then only those crossings associated with the highest flows were selected. Finally, the catchments for all selected flowpaths were identified.



**Figure 4** | The study area, Risbekken catchment (a) and Prinsdal catchment (b).

#### Queries for the needs analysis

The scope of this study was limited to investigating whether runoff from natural landscapes potentially cause damage to building infrastructure within the urban area and/or overloads the combined sewer system. Based on available registered and calculated stormwater-related damage data (Finance Norway 2020; Kvitsjøen *et al.* 2021a), the following four queries were identified:

- Q1 - Is stormwater related damage registered in the urban area (UA) downstream of natural landscapes (NL)?
- Q2 - Is there damage along an open/partially open stream in the urban area conveying runoff from natural landscapes?
- Q3 - Is a flood risk identified in the urban area downstream of natural landscapes under extreme rainfall?
- Q4 - Does runoff from upstream natural landscapes overload the combined sewer system?

#### Needs analysis

A needs analysis was performed by the Spatial Join functionality in ArcMap (ArcMap 2021) by assessing the responses to queries Q1–Q4 (see Table 1).

The Q1 sub-analysis investigated catchment runoff that may have caused registered damage to buildings 100 m downstream of the NL boundary. Catchments that may have caused registered damage to buildings located 50 m from open/partially open streams and 1 km downstream of the NL boundary in the urban area were identified by the Q2 sub-analysis. The results from a previous study of the flood risk to buildings in Oslo (Kvitsjøen *et al.* 2021a) were used to identify catchments in the study area that could lead to damage during extreme rainfall comparable to the one experienced in Copenhagen (155 mm in 2

**Table 1** | Thresholds and background data used in four sub-analyses of the needs for NFDs in the natural landscape (NL)

Query adapted to the damage type	GIS data layer	Thresholds in the analysis
General for Q1–Q4	Historical streams, hydrological flowpaths from the NL, catchment boundary in the NL	
Q1: Registered building damage	Registered insurance claims	100 m downstream of the NL boundary
Q2: Building damage along streams	Registered insurance claims	50 m from streams and 1 km downstream of the NL boundary
Q3: Calculated building damage at CPH <sup>a</sup>	Calculated damage risk	100 m downstream of the NL boundary 50 m from streams and 1 km downstream of the NL boundary
Q4: Runoff to CSS	Combined sewer (CS) manholes	100 m downstream of the NL boundary 50 m from stream routes and 1 km downstream from the NL boundary

Q1–Q4 queries are adapted to the damage type.

<sup>a</sup>CPH the 'Copenhagen rain incident', see text.

hours) on 2 July 2011 (Lindholm *et al.* 2013) (CPH) (Q3). The Q4 sub-analysis investigated whether runoff from the study area affects the inflow to the combined sewer system through street gullies, based on an assessment of the connection of flow pathways from the study area to CSS manholes. The thresholds adopted for the Q3 and Q4 sub-analyses were combinations of the Q1 and Q2 thresholds.

### Feasibility analysis

In the feasibility analysis, a set of assessment criteria was considered for the five NFDs: leaky woody dam (Quinn *et al.* 2013; Yorkshire Dales Rivers Trust 2018), brushwood dam, log dam, log and branch dam and stone check dam (Braskerud *et al.* 2014) (see Figure 1).

Five assessment criteria for local conditions were adopted, including: (i) topography, (ii) ground conditions, (iii) nature and biodiversity, (iv) presence of forest and type and (v) recreational use. Furthermore, each of the assessment criteria were classified based on their suitability as either well-suited (++), moderately suitable (+) and unsuitable (0) for each of the NFD options.

The feasibility study started with an examination of the map data for a selection of catchments. ArcMap was used to determine the size of catchments and terrain design (ArcMap 2021). Information about protected areas, forest type and land use was obtained from the map database of the Norwegian Institute of Bioeconomy Research. An overview map from the Oslo Freshwater Fisheries Management was studied to identify watercourses that contain fish. Red-listed species were identified using data provided by the Norwegian Biodiversity Information Centre. Field inspections of a selection of catchments were performed to verify the map data and to collect additional information.

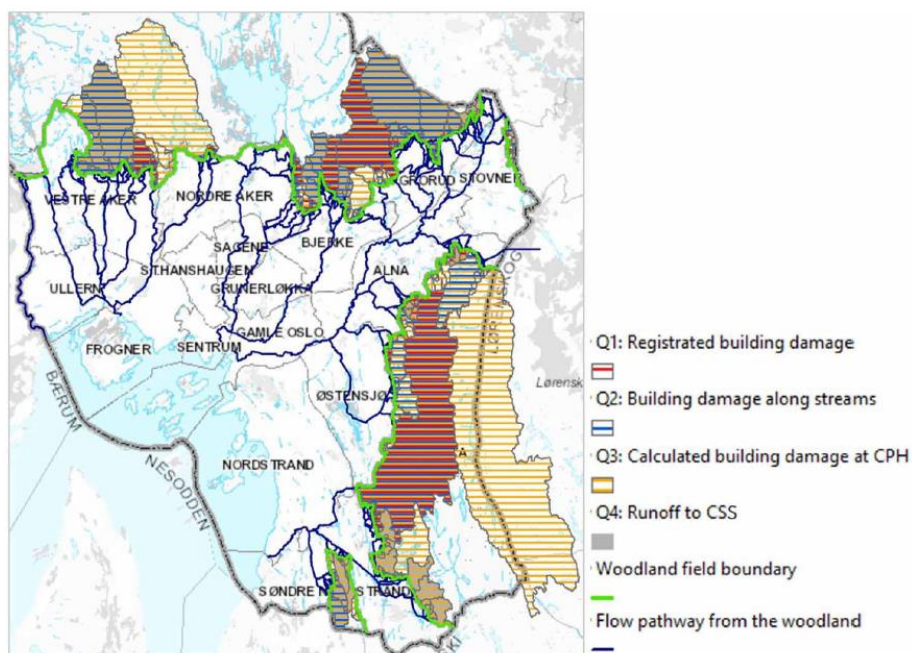
Due to significant local variations for different catchments, there have been no thresholds for water volumes for the NFD options presented. The purpose of this study is to generalize parameters for an overall analysis. Several parameters such as slope, cross-section, local immersions, NFD number and size, infiltration, evaporation, and time of concentration will affect the total volume that NFDs can detain. It is beyond the scope of this paper to describe the whole water balance.

## RESULTS AND DISCUSSION

### Need for runoff detention in the natural landscape

The needs analysis resulted in the selection of catchments that contribute to one or more stormwater-related problems in the city, either caused or intensified by runoff from the natural landscapes (NL) (see Figure 5).

The runoff from 21.4 km<sup>2</sup> of natural landscapes contributes to registered building damage at the outer edge of the urban area (Q1). Results also indicate that runoff from 40.2 km<sup>2</sup> of natural landscapes contributes to the damage registered along streams in the city (Q2), while runoff from 40.7 km<sup>2</sup> of natural landscapes contributes to combined sewer loads



**Figure 5** | Candidate catchments for NFDs, based on the analysis of stormwater-related damage in urban areas downstream of natural landscapes. Multi-coloured catchments have more than one damage type.

(Q3). The Q4 sub-analysis disclosed that runoff from an area of 85.8 km<sup>2</sup> of natural landscapes can lead to urban flooding during extreme rainfall. This constitutes 28% of the total area of natural landscapes upstream of the city boundary.

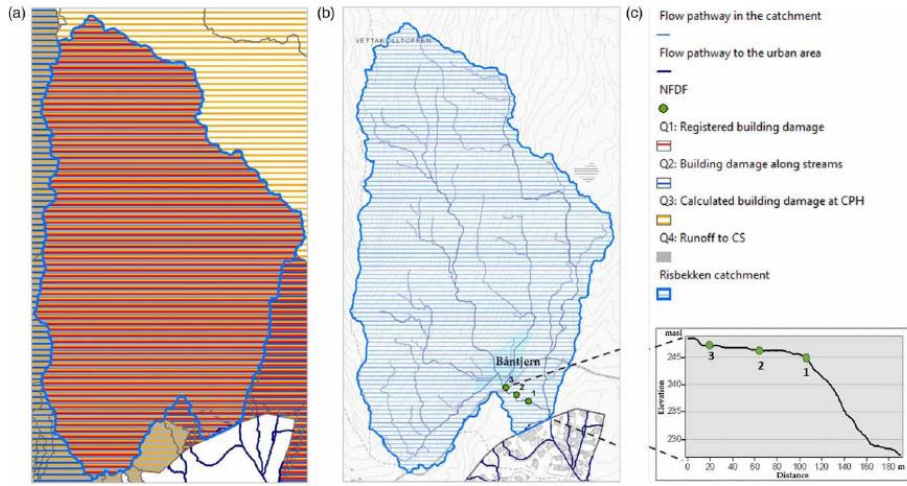
The size of the catchments identified in this analysis varied from 200 m<sup>2</sup> up to 25 km<sup>2</sup>. The UK study shows that online NFDs are most effective in small catchments up to 2 km<sup>2</sup> in area, whereas offline NFD can be effective in catchments up to 10 km<sup>2</sup> (Quinn *et al.* 2013). The catchments which are candidates for NFD were able to be further subdivided into smaller catchments based on the dense network drainage lines within the catchments (see Figures 6(b) and 7(b)).

The needs analysis identified an opportunity to solve some of the flooding problems experienced in the city at a reasonable cost using local, natural stormwater management solutions (Kravčik *et al.* 2012; Quinn *et al.* 2013; Braskerud *et al.* 2014; Nisbet *et al.* 2015). Oslo's stormwater three-step strategy (S3SS) states that surface water must be handled at its origin (City of Oslo 2013). Although this strategy was primarily developed for urban areas, water flow from the upstream natural landscape to the city can be reduced by application of the S3SS outside the city boundary as well.

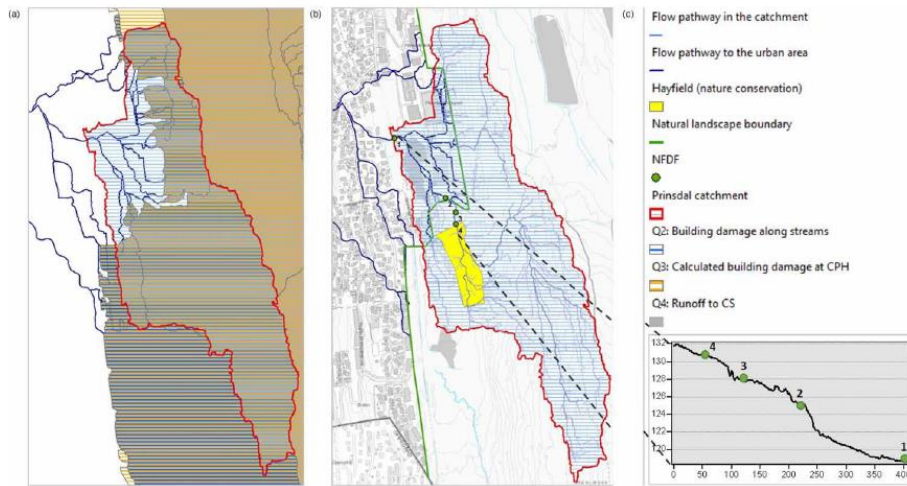
The needs analysis results also found that upstream runoff does not affect all urban areas adjacent to the natural landscapes. In urban areas where the primary source of flooding is local runoff other solutions such as Low Impact Development and Green Infrastructure can be applied (Kvitsjøen *et al.* 2021b).

#### Assessment scheme for feasibility analysis

Although the primary function of NFD is to delay runoff, it is important to consider the potential co-benefits as well. The assessment scheme was based on a literature study, professional experiences in the city of Oslo and field inspections (see Table 2). The suitability of each of the five NFDs under different local conditions were assessed and assigned a suitability rating. A detailed review of the NFDs assessed in the study can be found in the MSc thesis (Borge 2021).



**Figure 6** | (a) Identified need for measures, (b) flow pathways with the proposed spatial location of NFDf's and (c) a longitudinal bed profile with the location of NFDf's in Risbekken West with catchment area of 0.57 km<sup>2</sup>.



**Figure 7** | (a) Identified need for measures, (b) flow pathways with the proposed spatial location of NFDf's and (c) a longitudinal bed profile with the location of NFDf in Prinsdal with catchment area of 0.45 km<sup>2</sup>.

**Topography**

As the purpose of NFDf's in this study is to manage runoff from short-term rainfall events, the significance of evapotranspiration and infiltration is thus minor, but the topography plays a crucial role in determining available surface storage volumes. On gentle slopes, it is possible to store larger volumes of water for a given dam height.

**Table 2** | The assessment scheme for the feasibility analysis shows the assessed suitability of the five NFDf types under different local conditions

Assessment criteria	Assessment index	Leaky woody dam	Brushwood dam	Log dam	Log and branch dam	Stone check dam
Topography	Gentle slope	++	++	++	++	++
	Varying	++	+	++	+	+
	Steep	0	0	0	0	0
Ground conditions	Rock	++	+	++	+	++
	Wetlands	++	+	++	+	++
	Sediments	+	++	+	++	+
Nature and biodiversity	Nature conservation	0	0	0	0	0
	Agriculture	+	+	+	+	+
	Fish	++	0	0	0	+
	Amphibians	+	++	++	++	+
Forest type	Conifers	++	++	++	++	++
	Broadleaved forest	++	+	+	+	+
Recreational use	Hiking trail	++	0	++	0	++
	Forest road	++	0	+	0	++

The assessment criteria are: well-suited (++), moderately suitable (+) or unsuitable (0).

Several of the NFDf types can be constructed in varying terrains. In particular, brushwood dams can be installed in a cascade to reduce water flow. Log and branch dams can withstand greater water flows than brushwood dams, depending on how many branches are used and how well the branches are anchored. When constructing stone check dams in varying terrains, large stones should be used to avoid erosion and collapse. Gabion dams are an alternative to large stones, since the wire mesh allows stable structures to be constructed using smaller stones. Furthermore, it is easier to transport small stones than big stones in terrains where machinery cannot be used. As the point of NFDf is to detain as much water as possible, building an NFDf in steep terrain is ineffective.

The results from the field inspection of possible locations for different NFDfs conducted in this study corresponded well with experiences reported in the UK (Quinn *et al.* 2013) and Slovakia (Braskerud *et al.* 2014). Topography is a key consideration when assessing the feasibility of NFDfs. A range of slope is intentionally not presented in this study. The terrain assessment must be made in each case based on the local terrain variations, number of possible NFDfs and the objective of NFDf. This is done under field inspections where the access to natural building material is an important part of the decision.

### Ground conditions

Prevailing ground conditions have a significant effect on the stability of NFDfs. Due to ground conditions in the study area and the purpose of NFDfs, the soil structure will be less influenced by the infiltration. To avoid the features being undermined and eroded at their outer edges it is necessary to ensure that the outer toe of the dam and its sides must be secured to reduce erosion and prevent collapse. Erosion most often occurs in areas with sedimentary soils. NFDfs, for example brushwood dams, can help to capture sediment and reduce erosion (Braskerud *et al.* 2014; Lancaster *et al.* 2021). Wetland areas are well suited to retaining water. As such areas typically are already inundated, wetlands are able to withstand extra water stress better than normally-dry areas. NFDf can also have a positive impact on wetlands that previously were drained in order to plant forests. It is beyond the scope of this paper to describe construction details and design values.

It is important to consider what other benefits can be achieved by installing NFDf besides flood reduction. Brushwood dams and log and branch dams are moderately suitable for areas with rocky ground. In Norway, there is often year-round water flow in such areas, even in catchments less than 1 km<sup>2</sup>. In such locations, it is not advisable to build facilities at the base of the stream that can affect the normal water flow and the natural water balance. However, if it is beneficial that the area becomes more humid then such interventions could have a positive effect. The type of NFDf required to impact on humidity need to have a significant retention capacity. Brushwood dams are not the most robust option when it comes to retaining large volumes of water. Therefore, brushwood dams and log and branch dams are classified as only moderately suitable. On the other hand, these two NFDfs are well suited to areas in which one aims to capture sediments. In areas with

sedimentary soils, the three other NFDF types are only moderately suitable as they usually do not affect the normal water flow in the stream. Brushwood dams are also suitable on sites where the ground consists of finer sediments, and thus help to reduce erosion of the stream bed. As the brushwood dam or the log and branch dam fill with sediment the terrain is stabilised. This is particularly beneficial in areas with a risk of landslides or quick clay landslides.

#### Nature and biodiversity

The first consideration is if the entire catchment or part of the catchment is a protected area. In nature conservation areas, it is not usually permissible to intervene in nature in any way (Ministry of Climate and Environment 2009).

When NFDFs are being considered in agricultural areas the landowners need to be involved in the planning process (Environment Agency and Newcastle University 2011). Therefore, all NFDF types are marked as moderately suitable under this index.

NFDFs must not interfere with natural conditions, and it is therefore beneficial to involve a biologist in the planning assessment (Lancaster *et al.* 2021). In sites where there are fish in a stream with year-round water flow, it is important that NFDFs do not obstruct fish migration. In such catchments, a leaky woody dam is best suited, as it is built above the normal water flow level in the stream. It is also possible to build log dams and stone check dams with lowered centre sections.

Some types of NFDF can contribute to both mitigating floods and increasing biological diversity (Borch & Erikstad 2015). NFDFs can cause areas to become moister for more extended periods. This can have a positive impact on amphibians and other species living in and around wetlands. The structures that are particularly suitable for increasing the moisture in an area are brushwood dams, log dams, and log and branch dams. It is also important to consider potential adverse impacts on a forest of prolonged flooding.

#### Forest type

There are several aspects to consider in relation to forest type. Generally, broadleaved forests can absorb and delay runoff better than coniferous forests (Calder *et al.* 2009). On the other hand, the structures are likely to clog faster in a broadleaved forest as a result of leaf fall. A leaky woody dam is best suited to a broadleaf forest setting, as it allows the normal water flow in a stream to pass unhindered which limits the potential to trap leaves and branches under normal flow conditions. In streams that flow to culverts, installing NFDFs can trap debris that otherwise would clog the culverts. This problem is not as significant in areas consisting mainly of conifer. All types of NFDF are well-suited to areas of coniferous forest.

#### Recreational use

The Norwegian Water Resources Act states that all measures must avoid harm or inconvenience to public or private interests (Ministry of Petroleum and Energy 2010). While NFDFs can reduce peak flows, outflows from NFDFs can erode transport and recreation routes and water can accumulate along these routes for extended periods. Therefore, it is essential to consider paths and roads in the area when planning NFDFs, so that the measures do not disrupt recreational activities. NFDFs built in flowing water are marked as moderately suitable, as these will retain water even during minor rainfall events. Along hiking trails, several of the NFDFs can be designed as bridges for hikers. Brushwood dams and log and branch dams are not suitable for walking on, as they primarily consist of smaller branches and narrow logs. If the structures are to be used as bridges, it is vital to ensure the safety of the hikers by installing suitably sized logs or other measures to allow hikers to safely cross the structure.

#### Maintenance

Without maintenance, the effectiveness of the measures will gradually be reduced over time (Lancaster *et al.* 2021). It is important to inspect the NFDFs after extreme rain and prolonged precipitation events, as some structures can become clogged or even collapse. The wood used in the structures should also be checked for signs of decay. Experience from Slovakia shows that vegetation invades the captured sediments and thus protects against further erosion (Braskerud *et al.* 2014). Maintenance of NFD were excluded as separate criteria in the assessment scheme because it is not essential for the choice of the suitable NFDF type.



### Feasibility analysis for case catchments

The assessment of different local conditions suggests that NFDFs are unsuited to steep terrains and nature conservation areas. Thus, catchments that are unsuitable for NFDFs can be screened by inserting these two indexes in the GIS data layers prior to the needs analysis. This will reduce the number of catchments to be assessed in the feasibility analysis phase.

Based on the results of the needs analysis, several catchments were considered when selecting the two case catchments for the feasibility analysis. Catchments that contributed to several damage categories in downstream urban areas were prioritized. The needs analysis prioritised the Risbekken catchment due to four positive outputs to the queries in the assessment (Q1–Q4) (see Figure 6(a)). While no building damage (Q1) was registered due to runoff from the Prinsdal catchment, there were positive outputs to the other three queries (Q2–Q4) in the needs analysis (see Figure 7(a)). Thus, it was also relevant to analyse the feasibility of installing NFDFs in the Prinsdal catchment.

The collected data for two case catchments, which was based on map study and field inspections, is presented in Table 3. A detailed review of the collected data can be found in the MSc thesis (Borge 2021).

The analysis of the terrain from the map agreed with the field observations for the western part of the Risbekken catchment. Consequently the NFDF recommendations based on the map analysis matched the recommendations based on field inspections (see Figure 6(c)). For the eastern part of the Risbekken catchment, more locations for NFDFs were identified through field observation than through the desktop study. If a map analysis only had been used as the basis for selection of NFDFs for the eastern part of Risbekken catchment then feasible locations for NFDFs would have been overlooked.

In the Prinsdal catchment the map analysis and field observations provided similar terrain information (see Figure 7(c)).

In the Risbekken catchment, the map analysis of ground conditions largely corresponded to the field conditions that were observed. In the case of the Prinsdal catchment, the field observations provided more detailed information on the composition of sediments. Field inspections can also locate smaller culverts that may not be registered in a municipal GIS database. This was the case in the Prinsdal catchment.

The assessment of nature and biological diversity criteria can be a challenge because, for example, some fauna may not have been mapped or conversely mapped fauna could not be confirmed by field inspection. In the Prinsdal catchment, frog eggs were found during a field inspection, which indicated the presence of amphibians at the site. The area, marked as a natural conservation area on the map, was re-classified as a hayfield during field inspection (see Figure 7(b)). In the Risbekken catchment, fish migration was registered on the map, but this was difficult to confirm by field observations.

Likewise, property boundaries are clearly shown on maps, but cannot be readily seen on field inspections.

Map analysis and field observations agree well with regard to forest type, forest roads and hiking trails.

While the results of the map analyses provided information on possible locations for NFDFs, the recommendation of specific locations and the types of facilities requires local knowledge. Performing map analysis prior to field inspections contributes to more efficient observations. The study confirmed the findings of Norconsult regarding the need for field inspections when planning NFDFs (Lancaster *et al.* 2021).

**Table 3** | Data registration by study of map data (M) and field inspections (F) for the Risbekken and Prinsdal catchments

Assessment criteria	Case catchment	
	Risbekken	Prinsdal
Topography	Steep/varying (M+F)	Varying (M+F)
Ground conditions	Rock with sediments (M+F)	Sediments (M)/fine-grained sediment consisting of sand, silt, and clay, with some sections of bare rock. Parts of the stream are in pipes (F)
Nature and biodiversity	Fish (M)	Agriculture, partly nature conservation (M)/hayfield, amphibians (F)
Forest type	Young coniferous forest (M)/older spruce trees with some younger broadleaved trees (F)	Young broadleaved forest (M)/some older conifers, but mainly broadleaved trees (F)
Recreational use	Hiking trail (M+F)	Hiking trail (M+F)

During a field inspection, the mapping should be verified and supplemented with local observations. It is also possible to ascertain if there is access to local construction materials and anchorage points. This is important to limit transport of materials and to enhance the environmental benefits of the measure.

The planning for NFDs requires interdisciplinary cooperation to ensure that appropriate input is provided for all the planning considerations.

In the western part of the Risbekken catchment, it is proposed to place NFDs between the small lake Bântjern outlet and the point at which the watercourse steepens (see Figure 6(b) and 6(c)). While several NFDs could also be established upstream of lake Bântjern these were not considered in this study.

The feasibility analysis of NFD options for Risbekken West was performed using the assessment scheme (see Table 2) with input of data from Table 3. The result of this analysis is summarised in Table 4.

In Risbekken West, leaky woody dams and stone check dams received the highest total score for local conditions. A leaky woody dam is well suited for this area because it best fits the landscape and does not hinder fish migration. Any stone check dams should be built with a lowered centre section. While there are not many large stones along the stream, these could be transported from a nearby location. NFDs in Risbekken West can also be designed as combined facilities where leaky woody dams are combined with stones that do not clog the stream and permit normal water flow. The other three assessed NFDs are not suitable for the area, mainly because they interfere with fish mobility in the stream, which was a decisive criterion for choosing NFDs for this catchment.

Parts of the Prinsdal catchment extend downstream of the natural landscape boundary (0.09 km<sup>2</sup>), and the proposed locations of the NFDs are within both the natural landscape and the urban area. No facilities were proposed to be located within the nature conservation areas of this catchment (see Figure 7(b)).

The feasibility analysis of NFD options in the Prinsdal catchment was performed using the assessment scheme (see Table 2) with input of data from Table 3. The result of this analysis is summarised in Table 5. In the Prinsdal catchment brushwood dams, log dams, and log and branch dams are the most suitable NFDs. In addition to reducing flood risk downstream, these facilities are expected to also have other beneficial effects such as increasing biodiversity in terms of amphibian populations and preventing clogging of downstream culverts with forest debris. Stone check dams may also be an option because

**Table 4** | Feasibility analysis of NFDs for Risbekken West

Assessment criteria	Assessment index	Leaky woody dam	Brushwood dam	Log dam	Log and branch dam	Stone check dam
Topography	Varying	++	+	++	+	+
Ground conditions	Rock	++	+	++	+	++
	Sediments	+	++	+	++	+
Nature and biodiversity	Fish	++	0	0	0	++
Forest type	Conifers	++	++	++	++	++
Recreational use	Hiking trail	++	+	++	+	++

**Table 5** | Feasibility analysis of NFDs for Prinsdal

Assessment criteria	Assessment index	Leaky woody dam	Brushwood dam	Log dam	Log and branch dam	Stone check dam
Topography	Varying	++	+	++	+	+
Ground conditions	Sediments	+	++	+	++	+
Nature and biodiversity	Nature conservation	0/++	0/++	0/++	0/++	0/++
	Agriculture	+	+	+	+	+
	Amphibians	+	++	++	++	+
Forest type	Broadleaved woodland	++	+	+	+	+
Recreational use	Hiking trail	++	+	++	+	++

**Table 6** | Reliability of data in the study

Factors	Data reliability		
	High	Medium	Low
GIS map layers	x		
Data collected during field inspections	x		
Registered building flood damages		x	
Calculated building flood damages		x	
Runoff to combined sewer systems			x

stones are readily available in the area. None of the suggested NFDFs are located on the hiking trails, but log dams and stone check dams may be support the establishment of new hiking trails.

Based on the results of this study, the city of Oslo initiated a pilot project to construct several NFDFs upstream of the city. The first dam was established in Lunnedalen (see Figure 1(a)), which has local conditions similar to Risbekken West (Borge 2021). The dam was built from local material as a leaky woody dam (that included stones) by two people in 3.5 hours using only manual labour and a chainsaw. This experience confirmed the low resource use and investment costs for such facilities, which agrees with international experiences (Cronin 2016; Lancaster *et al.* 2021). However, the flood reduction effect of the measures remain to be evaluated, and flow gauges to be installed.

### Reliability

A large part of the feasibility analysis was based on the assessment of GIS map layers. Access to high-quality GIS data in the study area ensures high reliability in the assessment. Another important factor in the reliability of the feasibility analysis is the data collected during field inspections which can supplement the map analyses. However, there were some uncertainties in data reliability for the study as summarised in Table 6.

The needs analysis is less reliable than the feasibility analysis due to the uncertainty of the registered cause of building damages. There was also some uncertainty regarding the reliability of calculated building damages from a previous flood risk study because the results were based on an uncalibrated hydraulic model (Kvitsjoen *et al.* 2021a). The quality of the results from the needs analysis could be improved if the calculated damage data was obtained from a calibrated hydraulic model.

The greatest uncertainty in the study related to the impact of runoff from natural landscapes on the combined sewer systems. The estimation of inflows to combined sewer systems from upstream natural landscapes and the impact of these inflows is best undertaken using a calibrated hydrological and hydraulic models. Such models would also be a useful tool for assessing the effectiveness of NFDFs.

Notwithstanding the uncertainties in the data, this was not critical constraint on the assessment because the primary purpose of the needs analysis was to rationalise the number of catchments subject to more detailed planning.

## CONCLUSIONS

This study has developed a methodology for the systematic assessment of the needs for runoff detention in natural landscapes and the feasibility of Natural Flood Detention Facilities (NFDFs) based on five assessment criteria. The aim of the developed approach is to streamline the planning process for NFDFs.

The results from the needs analysis demonstrated that it is possible to efficiently select candidate catchments for NFDFs across large natural landscape areas. The study identified catchments in the natural landscapes upstream of Oslo that contribute to runoff to the city.

A scheme was developed to systematically assess the suitability of five small-scale NFDFs depending on local conditions. An analysis of the assessment criteria concluded that topography is a key criterion when establishing effective NFDFs. It can also be challenging to build NFDFs in nature conservation areas.

A feasibility study was performed for two case catchments, the Risbekken and Prinsdal catchments, to demonstrate the assessment scheme. As well as topography, the nature and biodiversity criterion were also key considerations when choosing appropriate measures in both catchments.

An assessment of how well the data obtained during field inspections corresponded to available map data was also undertaken. It was concluded that while the map analysis provided information on possible locations for NFDFs, the final decision on the location and the type of facility should be based on field inspections. Performing map analysis before field inspections contributes to more efficient field observations. The study also concluded that interdisciplinary cooperation is needed to effectively plan NFDFs, since the assessment criteria cover different areas of competence.

Following this study, the Oslo municipality started a pilot project in Lunnedalen to gain practical experience with NFDFs. It is recommended in the present study that hydraulic modelling be undertaken to assess the effectiveness of NFDFs in reducing the downstream flood risk and improvement of combined sewer system capacity. Another recommendation is to establish flow measurements to evaluate the function of NFDFs during rainfall events.

It is concluded that using NFDFs in suitable locations could be a cost-effective and environmentally friendly flood reduction measure with multiple benefits. The costs and benefits of NFDFs should be further investigated to identify the NFDFs' role in an integrated stormwater management system. While it is not expected that natural flood detention will solve all flooding problems in urban areas, it is expected that natural flood detention can positively contribute to future resilient stormwater management and to the implementation of the EU Strategy on Adaptation to Climate Change (European Commission 2021).

### ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to express their gratitude to the Agency for Water and Wastewater Services in the city of Oslo (AWW) and the Research Council of Norway for financing this study. The authors also would like to thank AWW for giving access to data. A special thanks to Linn Marie Heimberg and Knut Johansson for their commitment and contribution to the field inspections, to 4 anonymous reviewers and Karl Kerner at Biotext for proofreading and editing.

### DATA AVAILABILITY STATEMENT

Data cannot be made publicly available; readers should contact the corresponding author for details.

### REFERENCES

- ArcMap 2021 'Products.' In. [www.esri.com](http://www.esri.com): ESRI.
- Borch, H. & Erikstad, L. 2015 *Vannmiljøtiltak i raviner-muligheter og utfordringer. To eksempler fra Nittedal (Aquatic Environment Measures in Ravine - Opportunities and Challenges. Two Examples From Nittedal)*. NIBIO, Ås, Norway, p. 29.
- Borge, A. 2021 *Fordroyning i marka som element i et helhetlig overvannssystem (Detention in Woodland Areas as Part of Urban Stormwater Management)*. Norwegian University of Life Sciences, Ås, Norway.
- Braskerud, B. C., Hoseth, K. A., Israelsen, T., Kval, T., Myrabø, S., Nordlien, S.-H. & Skauge, J. 2014 *'Kvistdammer' i Slovakia (Evaluation of Small Check Dams in Slovakia)*. Norwegian Water Resources and Energy Directorate, Oslo, Norway, p. 72.
- Calder, I., Harrison, J., Nisbet, T. & Smithers, R. 2009 *Woodland Actions for Biodiversity and Their Role in Water Management*. Lincolnshire: The Woodlands Trust, Newcastle upon Tyne, UK, p. 25.
- City of Oslo 2013 *Strategi for overvannshåndtering i Oslo 2013–2050 (Strategy for Stormwater Management in Oslo 2013–2050)*. City Council, Oslo, Norway, p. 14.
- Cronin, B. 2016 Keeping Pickering flood free. Available from [www.newcivilengineer.com](http://www.newcivilengineer.com) (accessed 20 April 2021).
- Dadson, S. J., Hall, J. W., Murgatroyd, A., Acreman, M., Bates, P., Beven, K., Heathwaite, L., Holden, J., Holman, I. P., Lane, S. N., O'Connell, E., Penning-Rowsell, E., Reynard, N., Sear, D., Thorne, C. & Wilby, R. 2017 A restatement of the natural science evidence concerning catchment-based 'natural' flood management in the UK. *Proceedings of The Royal Society A Mathematical Physical and Engineering Sciences* 475, 20160706.
- Environment Agency 2016 *Slowing the Flow Scheme Helped Avoid Christmas Flooding*. Environment Agency, London, UK.
- Environment Agency, and Newcastle University 2011 *Runoff Attenuation Features. A Guide for all Those Working in Catchment Management*. Newcastle University, Newcastle upon Tyne, UK, p. 27.
- European Commission 2021 *Forging A Climate-Resilient Europe – the new EU Strategy on Adaptation to Climate Change*. European Commission, Brussels, Belgium, p. 22.
- Finance Norway 2020 *VASK – Vannskadestatistikk (Water Damage Statistics)*. Finance Norway, Oslo, Norway.
- Floodlist 2021 *Floods and flooding in Europe, Americas, Africa, Asia, Australia, New Zealand and Oceania*. <https://floodlist.com> (accessed 30 November 2021).
- IPCC 2021 Summary for policymakers. In: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Cambridge University Press. In Press, Cambridge, UK, p. 41.

- Kravčík, M., Kohutiar, J., Gažovič, M., Kováč, M., Hrb, M., Šuty, P. & Kravčíková, D. 2012 *After us, the desert and the deluge?* (MVO Ludia a voda, NGO People and Water: Press Group, s.r.o., Banská Bystrica).
- Kvitsjøen, J., Karlsson, D., Teigene, T. & Finsland, W. 2021a Tool for quantitative risk analysis of urban flooding. *Water* 13, 2771.
- Kvitsjøen, J., Paus, K. H., Bjerkholt, J. T., Fergus, T. & Lindholm, O. 2021b Intensifying rehabilitation of combined sewer systems using trenchless technology in combination with low impact development and Green infrastructure. *Water Science and Technology* 85, 2947–2962.
- Lancaster, J., Myrabo, S., Riddervold, T. & Thorsen, E. B. 2021 *Studie av trinnvis flomdemping som skadeforebyggende tiltak (Study of Stepwise Flood Storage as A Damage Prevention Measure)*. Norconsult, Oslo, Norway.
- Lindholm, O., Buhler, L. & Bjerkholt, J. 2013 Hva hvis monsterregnet fra København 2. juli 2011 hadde falt i Norge? (What if the monster rain from Copenhagen on 2 July 2011 had fallen in Norway?). *VANN* 03, 10.
- Ministry of Climate and Environment 2009 *Naturmangfoldloven (The Biodiversity Act)*. Norway Ministry of Climate and Environment. Available from: [www.lovdata.no](http://www.lovdata.no).
- Ministry of Petroleum and Energy 2010 *Damsikkerhetsforskriften (Dam Safety Regulations)*. Norway Ministry of Petroleum and Energy. Available from: [www.lovdata.no](http://www.lovdata.no).
- Nisbet, T., Roe, P., Marrington, S., Thomas, H., Broadmeadow, S. & Valatin, G. 2015 *Project RMP5455: Slowing the Flow at Pickenning*. Food and Rural Affairs Department for Environment, London, UK, p. 32.
- Quinn, P., O'Donnell, G., Nicholson, A., Wilkinson, M., Owen, G., Jonczyk, J., Barber, N. & Davies, M. H. a. G. 2013 Potential use of runoff attenuation features in small rural catchments for flood mitigation. In: *NFM RAF*, Environment Agency and Newcastle University, Newcastle upon Tyne, UK, p. 35.
- Solheim, E. B., Storteig, I., Soufflard, J. & Kvitsjøen, J. 2021 *Anleggstyper i overordnet overvannssystem (Design of an integrated stormwater management system)*. Oslo, Norway: Sweco Norge AS and City of Oslo.
- Wilkinson, M. E., Quinn, P. F., Benson, I., Welton, P. & Kerr, P. 2010 Runoff management: mitigation measures for disconnecting flow pathways in the Belford Burn catchment to reduce flood risk. British Hydrological Society, London, UK.
- Yorkshire Dales Rivers Trust 2018 Natural resilient: natural flood management techniques – level 2. In: *Slowing the Movement of Water*. Yorkshire Dales Rivers Trust. Available from: [www.ydrt.org.uk](http://www.ydrt.org.uk).

First received 1 November 2021; accepted in revised form 8 December 2021. Available online 20 December 2021

## **Artikkel IV**

**Metode for valg av kostnadseffektive overvannstiltak i et endret klima**

Phan Åge S. Haugård, Oddvar G. Lindholm, Vegard Nilsen & Julia Kvitsjøen

*Vann 2019, 04; ISSN 0042-2592*

## Metode for valg av kostnadseffektive overvannstiltak i et endret klima

Av Phan Åge Samyo Haugård, Oddvar Georg Lindholm,  
Vegard Nilsen og Julia Kvitsjøen

Phan Åge Samyo Haugård (M.Sc. - sivilingeniør) er seksjonsleder for VA i COWI AS.

Oddvar G. Lindholm (Dr. ing.) er professor emeritus ved NMBU.

Vegard Nilsen (Ph.D.) er post. doc. ved NMBU.

Julia Kvitsjøen (M.Sc. – siviløkonom og sivilingeniør) er Ph.D. kandidat ved NMBU og overingeniør i Vann- og avløpsetaten, Oslo kommune.

### Summary

*Methodology for choosing cost efficient stormwater systems in a changing climate.* An increased frequency of heavy rainfall events challenges the capacity of the sewer system in Oslo, which in many places is of the combined type. There are both direct and indirect consequences of an overloaded sewer system, such as basement flooding, damage to buildings and infrastructure, combined sewer overflows, traffic delays and potential adverse effects on human health. These consequences may, in principle, be measured and compared in monetary terms. Conventional stormwater systems are currently sized using design rainfall events with a designated return period and future climate change effects are accounted for by a climate factor. Including climate factors in the design process leads to larger sizes of stormwater measures and associated investment costs. The purpose of the present article is to present methodology for analyzing the cost efficiency of designing stormwater management systems for expected climate change effects, as compared to designing for the present climate. The analysis in this article is based on a case study from a MSc thesis project conducted in 2017, and addresses damages

related to basement flooding in a catchment at Grefsen in Oslo. To assess the costs and benefits of the studied stormwater management options, expected annual damage costs from heavy rainfall were calculated and used in a net present value analysis to compare the costs (investment and operation) and benefits (cost of avoided damages) in absolute terms. Each management option was further assessed in terms of its return on investment, i.e. (benefits – costs)/costs. Although there are many uncertainties, the presented methodology represents a step towards a more rational design basis for stormwater management options. The method indicates that it may not necessarily be cost efficient to design for a future climate as compared to designing for the present climate.

### Sammendrag

Økt hyppighet av kraftige nedbørshendelser utfordrer kapasiteten til avløpsnett i Oslo, som mange steder består av felles avløpssystem. Dette kan føre til direkte og indirekte skadekonsekvenser, for eksempel kjelleroversvømmelser, skader på bygninger og infrastruktur, overløpsdrift, trafikkforsinkelser og potensielle skader

på menneskers helse. Disse konsekvensene kan måles som prissatte kostnader. Konvensjonelle avløpssystemer dimensjoneres ved bruk av konstruerte nedbørshendelser med en angitt returperiode, der det ofte benyttes klimafaktor for å ta hensyn til fremtidige klimaendringer. Inkludering av klimafaktor i dimensjoneringsgrunnlaget fører til større dimensjoner på overvannstiltak, og øker investeringskostnader. Hensikten med denne artikkelen er å presentere en metode for å analysere kostnadseffektiviteten ved dimensjonering av overvannstiltak for forventede klimaendringer, versus dimensjonering for dagens klima. Analysen i denne artikkelen er basert på en casestudie fra en masteroppgave utført i 2017, og tar for seg skader relatert til kjelleroversvømmelser i et nedbørsfelt ved Grefsen i Oslo. For å vurdere kostnader og nytter for de studerte overvannstiltakene, ble forventede årlige skadekostnader fra kraftige nedbørshendelser beregnet. Disse ble brukt i en netto-nåverdianalyse for å sammenligne kostnadene (investering og drift) og nytten (reduksjon i skadekostnader fra kjelleroversvømmelser) i absolutte verdier. Videre ble tiltakene vurdert etter avkastningen på investeringen, dvs. (nytte – kostnader) / kostnader. Selv om det er mange usikkerheter i analysen, kan den presenterte metodikken være grunnlag for en mer rasjonell måte å dimensjonere overvannssystemer på. Metoden viser at det ikke nødvendigvis er kostnadseffektivt å dimensjonere for fremtidens klima sammenlignet med å dimensjonere for dagens klima.

## Introduksjon

Det er store kostnader forbundet med overvannsskader i Norge hvert år. Vannskadestatistikk fra Finans Norge [6] har registrert at det er betalt ut 240 millioner kroner fra norske forsikringsselskaper til privatpersoner som følge av for dårlig håndtering av overvann i 2016. De reelle skadekostnadene er forventet å være større, da overvannsskader også omfatter skader på infrastruktur, bygninger, trafikkforsinkelser, natur og miljø. Negative helsevirkninger som følge av sykdom, angst og utrygghet kan også være en konsekvens av dårlig overvannshåndtering [25]. I Tabell 1 er det listet opp noen økonomiske konsekvenser ved overbelastning på fellesavløpssystemet.

Avløpssystemet dimensjoneres ut ifra gitte kriterier for gjentakintervall på regn, satt av eksempelvis byggherre, normer og håndbøker. For å hensynta fremtidens klima, legges det også til klimafaktor i dimensjoneringen. Ved å dimensjonere overvannssystemet med klimafaktor, vil tiltakene bli større og ha en større kapasitet. På grunn av større kapasitet på overvannssystemet vil dette føre til mindre skader og tilhørende skadekostnader. Til gjengjeld vil kostnader forbundet med overvannsanlegget bli høyere. Teori viser at nedbøren med lavere gjentakintervall står for størsteparten av skadene over tid og ikke de ekstreme nedbørshendelsene [13]. Kraftigere regn med høye gjentakintervall vil forårsake store skader, men samtidig forekomme mye sjeldnere enn regn med lavere gjentakintervall. Samfunnet kan redusere høye kostnader knyttet til overvannsskader, men det er nødvendig å

Tabell 1. Mulige konsekvenser av utilstrekkelig overvannshåndtering.

Komponent	Konsekvens
Oversvømmelse ved tilbakeslag	Kjellerskader Inventarskader Bygningsskader Trafikkforsinkelser Skader på infrastruktur Helse
Overløp	Natur og miljø Helse



iverksette lønnsomme overvannstiltak i de mest utsatte områdene. Tidligere studier [3,8,15,16,27] viser at det er lønnsomt å investere i overvannstiltak.

Formålet med denne studien er å utvikle en metode for nytte-kostnadsanalyse av det å benytte klimafaktor ved utforming av overvannstiltak, under forutsetning av at klimaet faktisk utvikler seg slik den valgte klimafaktoren tilsier. Bruk av klimafaktor fører til økte investerings- og driftskostnader og spørsmålet er om investeringen kaster tilstrekkelig av seg i form av reduserte skadepkostnader. Metoden må derfor baseres på en sammenlikning av:

- Investeringskostnader, driftskostnader og statistisk forventede skadepkostnader når man **inkluderer** klimafaktor i dimensjoneringen
- Investeringskostnader, driftskostnader og statistisk forventede skadepkostnader når man **ekskluderer** klimafaktor i dimensjoneringen

Metoden vil testes og eksemplifiseres med data fra et avløpsfelt i Oslo som har hatt problemer med kjelleroversvømmelser.

## Materialer og metoder

### Studieområdet

Denne studien baserer seg på resultater fra en masteroppgave ved NMBU i 2017 med tittelen "Analyse av lønnsomhet for overvannstiltak – En casestudie av avløpsnett ved Grefsen, Oslo kommune." [7]. Feltet som ble studert er i dag preget av kjelleroversvømmelser. Feltet har et totalareal på 34,5 ha og huser 1 014 innbyggere i totalt 196 bygg. Topografien gir en høydeforskjell i feltet på ca. 40 m. Andelen tak og vei, som utgjør tette flater, er 18% av hele feltet, noe som skulle tilsi at området består av en god andel permeable flater. Takarealet utgjør 12% av totalt areal med 40 485 m<sup>2</sup>, og veiarealet utgjør 6% med areal på 21 029 m<sup>2</sup>. Området består hovedsakelig av hus omringet av hage. Nordvest i feltet ligger Grefsen kirkegård som utgjør en stor andel av de permeable flatene i feltet. Avløpsystemet i området består av 94% avløpfelles-ledninger med 5 176 m i total lengde [2]. Studieområdet er omringet av rød linje som vist i Figur 1.



Figur 1. Kart over nedbørsfeltet studert i Oslo

### Dimensjoneringsforutsetninger

Å dimensjonere for det samfunnsøkonomisk optimale gjentakintervall er å minimere totale investeringskostnader og skadekostnader [11]. Dette vil dog avhenge av områdekarakteristikken, avløpssystemet og hydrologiske forhold. For å teste lønnsomheten ved å ekskludere/inkludere klimafaktor i dimensjoneringsforutsetningene, ble overvannssystemet i denne analysen dimensjonert for to tilfeller; håndtere dagens 30-årsregn og takle fremtidens 30-årsregn. Omfanget av tiltakene ble bestemt med utgangspunkt i delmål 07 og delmål 20 fra Hovedplan avløp og vannmiljø fra Oslo kommune, Vann- og avløpsetaten (VAV) [26]:

- DM07: VAV skal ta høyde for klimaendringer i sine dimensjoneringsretningslinjer og valg av løsninger.
- DM20: Ingen skal ha kjelleroversvømmelser på grunn av avløpsnettets kapasitet med gjentakintervall opp til 30-årsregn.

### Beregning av skadekostnader

Beregningen av skadekostnader må ta hensyn til at nedbørhendelser av en viss størrelse opptrer med tilfeldige tidsintervall, men med en gitt overskridelsessannsynlighet. Dette gjøres ved å beregne såkalt årlig forventet skadeomfang (EAD; expected annual damage) [18]. Man summerer (integrerer), over alle hendelser, produktet av hendelsens skadeomfang med hendel-

sens sannsynlighet for å opptre i løpet av et gitt år. Uttrykket for årlig forventet skadeomfang kan formuleres ved bruk av overskridelsessannsynligheter eller ved bruk av gjentakintervall. Ved bruk av gjentakintervall blir uttrykket som i formel (1).

$$EAD = \int_0^{\infty} \frac{D(T)}{T^2} dT \quad (1)$$

der EAD = Forventet årlig skadeomfang  
 D(T) = Skadefunksjon som gir skadeomfang for en hendelse med gjentakintervall T  
 T = Gjentakintervall for regn

Skadefunksjonen kan bestemmes f.eks. ved kjøring av hydrauliske modeller i kombinasjon med kostnadstall for ulike skader. Ideelt sett burde formelen ha blitt benyttet ved å teste mot uendelig mange gjentakintervall mellom  $T = 0$  og  $T \rightarrow \infty$ , men for å begrense antall simuleringer ble gjentakintervallene 2, 5, 10, 20, 30, 50 og 100 år brukt i beregningene med regndata fra Oslo – Blindern [14].

For å finne potensielt antall kjelleroversvømmelser for gitte scenarier ble det kjørt en hydraulisk modell i simuleringsprogrammet ROSIE [2]. Modellen i studiet var ikke kalibrert i dette tilfellet. Kjelleroversvømmelser ble talt opp basert på om stikkledning fra bygg var koblet til

Tabell 2. Metoder for implementering av tiltak i modellen.

Tiltak	Implementering i modell	Kostnadsdriver
Fordrøyningsbasseng	Konsentrasjonstid i flere delfelt oppstrøms "flaskehals" økes fra 7min til 45min, til det ikke lenger er risiko for kjelleroversvømmelser, gitt dimensjoneringskriteriet.	Nødvendig bassengvolum er funnet ved å beregne arealet mellom hydrogrammet før og etter tiltak, i tidsperioden der vannføringen før tiltak er høyere enn vannføring etter tiltak.
Frakobling av taknedløp til regnbed	Avrenningsfaktor på tak i delfelt oppstrøms "flaskehals" settes lik null, til det ikke lenger er risiko for kjelleroversvømmelser, gitt dimensjoneringskriteriet.	Arealstørrelsen på regnbed er satt til 6 % av takarealene som kobles ifra i delfelt [19,21].
Oppdimensjonering av rør	Øke rørdimensjon på "flaskehals", til det ikke lenger er risiko for kjelleroversvømmelser, gitt dimensjoneringskriteriet.	Totalengde på rør som må oppdimensjoneres.
Tilbakeslagsventil	Installasjon av tilbakeslagsventil for husstader som er utsatt for kjelleroversvømmelse, gitt dimensjoneringskriteriet.	Antall installerte tilbakeslagsventiler.

hovedledning med trykk over 90 cm over topp innvendig rør [10]. Regn av flere gjentakintervall ble kjørt i simuleringene. Simuleringene ble gjort for fire ulike overvannstiltak på avløpsnett. Tiltakene ble studert som ett tiltak alene, og ikke i kombinasjon med hverandre. Hvordan disse ble implementert i modellen vises i Tabell 2.

Tiltakene skulle være av såpass omfang, slik at avløpsnett skulle håndtere dagens 30-årsregn i det ene scenariet. I det andre scenariet skulle tilsvarende fire tiltak være av enda større omfang, slik at avløpsnett ville håndtert fremtidens 30-årsregn. For å simulere fremtidens klima ble gjentakintervall på regn tillagt klimafaktor på 1,5, som VAV bruker når nye ledninger skal legges, fordi investeringen skal ha 100 års varighet.

Investeringsalternativene som er analysert er antatt å vare i 100 år. I løpet av den tid kan vi forvente endring i klimaet. At regnhendelser opptrer tilfeldig kan gi store utslag i beregninger av nettonåverdi (NNV). Det antas at klimaet endrer seg fra dagens situasjon (uten klimafaktor) til fremtidens situasjon (med klimafaktor). Som følge av det beregnes EAD for dagens klima, og det forutsettes for enkelthets skyld at EAD stiger lineært frem til fremtidens EAD-nivå om 100 år [27].

### Beregning av absolutt lønnsomhet og relativ lønnsomhet

Med grunnlag i skadeomfanget funnet med EAD, vet vi hvor mye skadekostnadene kan komme på hvert år i årene fremover. Når kostnadene for hvert år er beregnet, må disse diskonteres ned til dagens pengeverdi ved nåverdimetoden. Netto nåverdi (NNV) er en metode for å beregne lønnsomheten for investeringen av et tiltak til dagens pengeverdi [20]. Beregning av NNV fremkommer av formel (2), og fremtidige kontantstrømmer diskonteres med en anbefalt rente på 4 %. Diskonteringsrenten representerer vanligvis risiko eller avkastningskravet som er satt i et prosjekt. Hvis diskonteringsrenten er høy, vil avkastningskravet eller risikoen på prosjektet være høy. Dermed vil prosjekter kunne være mindre lønnsomt eller ulønnsomt, da NNV blir mindre. Motsatt vil

tilfellet være om diskonteringsrenten er lav; da vil prosjektet kunne bli mer lønnsomt [5]. Antall år som er lagt til grunn i analysen er 100 år, og for de tiltakene med lavere levetid, gjøres det reinvesteringer av tiltakene frem til år 100. Restverdi etter 100 år er ikke tatt hensyn til i analysen.

$$NNV = -I_0 + \sum_{t=1}^n \frac{U_t}{(1+r)^t} \quad (2)$$

der NNV = Netto nåverdi

$I_0$  = Investeringskostnad ved år null

$U_t$  = Nytte ved år t

t = Antall år

r = Diskonteringsrente

For å bestemme lønnsomheten for hvert scenario, er det tre verdier som er av interesse:

1. Nullalternativet: Nåverdien av skadekostnadene forbundet med ikke å gjøre tiltak i feltet, i en 100 års periode, med hensyn til stigende klimafaktor.
2. Nåverdi av skadekostnadene som oppstår over 100 år, selv om tiltakene blir gjennomført.
3. Nåverdien av investeringskostnadene og driftskostnadene som vil påløpe i løpet av en 100 års periode.

Etter at nåverdien for alle kostnadene i de tre postene ovenfor er funnet, kan vi finne den absolute lønnsomheten, bestemt ved formel (3). Lønnsomheten angir kostnadsbesparelse av skader med tiltak trukket i fra kostnader forbundet med investering i tiltaket.

$$NNV = \text{Lønnsomhet}_{\text{ABS}} = \text{punkt 1.} - \text{punkt 2.} - \text{punkt 3.} \quad (3)$$

Videre vurderes lønnsomheten i forhold til ressursene som er benyttet, netto nytte per budsjettkrone (NNB). Den relative lønnsomheten, NNB, er bestemt ved formel (4).

$$NNB = \text{Lønnsomhet}_{\text{REL}} = \frac{\text{punkt 1.} - \text{punkt 2.} - \text{punkt 3.}}{\text{punkt 3.}} * 100\% \quad (4)$$

Enhetskostnadene, oppgitt i Tabell 3, er kostnadstallene benyttet i denne analysen. Prisene er justert i henhold til KPI til 2017-verdier og baserer seg på kilder og erfaringsstall.

Tabell 3. Enhetskostnadene på skader og tiltak, justert for KPI til 2017-verdier.

Enhetskostnader			
Kjellerskadekostnad [17,23]		kr/kjeller	183 640
Fordrøyningbasseng [12,23]	Invest.	kr/m <sup>3</sup>	6 825
	Drift	kr/m <sup>3</sup> /år	184
Takfrakobling m. regnbed [12,23]	Invest.	kr/m <sup>2</sup>	7 350
	Drift	kr/m <sup>2</sup> /år	79
Oppdim. Rør [12,23]	Invest.	kr/m	60 375
	Drift	kr/m/år	446
Tilbakeslagsventil [1,23]	Invest.	kr/ventil	49 500
	Drift	kr/ventil/år	1 330

## Resultater og diskusjoner

### Forventet årlig skadeomfang

EAD for dagens klima

I Tabell 4 er resultatene fra den hydrauliske analysen oppsummert for tiltakene dimensjonert for dagens 30-årsregn og 30-årsregn med klimafaktor. Oppgitte verdier er forventet antall kjelleroversvømmelser gitt gjentakintervall for regn vi har med dagens klima.

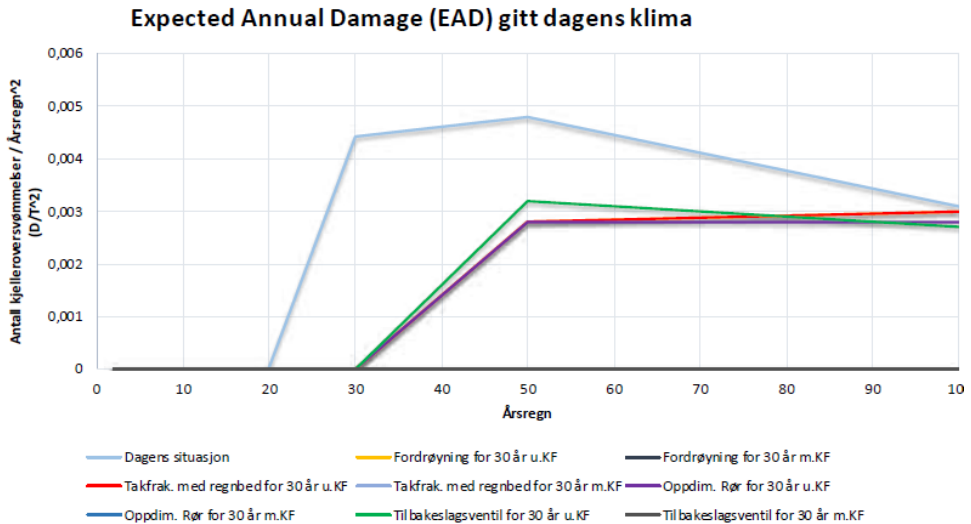
Basert på data i Tabell 4 og formel (1) er EAD for tiltakene beregnet. Kurvene viser resultater opp til 100-årsregn, men skulle ideelt sett blitt regnet ut også for høyere gjentakintervall. EAD er dermed underestimert noe i dette tilfellet. Figur 2 illustrerer EAD for dagens klima, gitt ved arealet under kurvene for hvert tiltaksscenario.

Tilhørende EAD-verdier er oppgitt i Tabell 5 og angir gjennomsnittlig antall kjelleroversvømmelser vi kan forvente per år.

Av resultatene, ser vi at dagens situasjon av avløpsnettet håndterer dagens klima godt. Med dagens situasjon, kan vi i snitt forvente ca. 0,3 kjelleroversvømmelser hvert år over en lengre periode. Dimensjonerer vi avløpsnettet til å håndtere et 30-årsregn med dagens klima, blir forventet antall årlige kjelleroversvømmelser redusert til ca. 0,17 kjelleroversvømmelser. Dimensjonerer vi derimot for et 30-årsregn vi kan forvente med fremtidens klima, ser vi at antall skader tilsvarer null. I realiteten kan vi forvente en risiko for kjelleroversvømmelser også

Tabell 4. Antall kjelleroversvømmelser gitt regn for dagens klima for ulike tiltak dimensjonert for 30-årsregn uten klimafaktor og med klimafaktor.

Antall kjelleroversvømmelser gitt dagens klima									
Årsregn	Dagens situasjon	For-drøyning for 30 år u.KF	For-drøyning for 30 år m.KF	Takfrak. med regnbed for 30 år u.KF	Takfrak. med regnbed for 30 år m.KF	Oppdim. Rør for 30 år u.KF	Oppdim. Rør for 30 år m.KF	Tilbakeslags ventil for 30 år u.KF	Tilbakeslags ventil for 30 år m.KF
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30	4	0	0	0	0	0	0	0	0
50	12	7	0	7	0	7	0	8	0
100	31	30	0	30	0	28	0	27	0



Figur 2. EAD gitt dagens klima for ulike tiltak dimensjonert for dagens 30-årsregn og fremtidens 30-årsregn. EAD måles som forventet antall kjelleroversvømmelser per år.

Tabell 5. EAD-verdier for hvert tiltaksscenario beregnet med utgangspunkt i verdier fra Tabell 4. og formel (1). EAD måles som forventet antall kjelleroversvømmelser per år.

	Dagens situasjon	For-drøyning for 30 år u.KF	For-drøyning for 30 år m.KF	Takfrak. med regnbed for 30 år u.KF	Takfrak. med regnbed for 30 år m.KF	Oppdim. Rør for 30 år u.KF	Oppdim. Rør for 30 år m.KF	Tilbakeslagsventil for 30 år u.KF	Tilbakeslagsventil for 30 år m.KF
EAD	0,312	0,173	0,000	0,173	0,000	0,168	0,000	0,180	0,000

for disse tilfellene. Da det er testet for største gjentakintervall på 100 år med dagens klima, er ikke dette kraftig nok i forhold til fremtidens 30-årsregn til at kjellere blir oversvømt.

#### EAD for fremtidens klima

I Tabell 6 er resultatene fra den hydrauliske analysen oppsummert for tiltakene dimensjonert for dagens 30-årsregn og 30-årsregn med klimafaktor. Oppgitte verdier er forventet antall kjelleroversvømmelser gitt gjentakintervall for regn vi har med fremtidens klima.

Basert på data i Tabell 6 og formel (1) er EAD for tiltakene beregnet. Kurvene viser resultater opp til 100-årsregn, men skulle ideelt sett blitt regnet ut også for høyere gjentakintervall. Bidragene fra regn med gjentakintervall større enn 100 år vil være minimale, da vi ser at kurvene

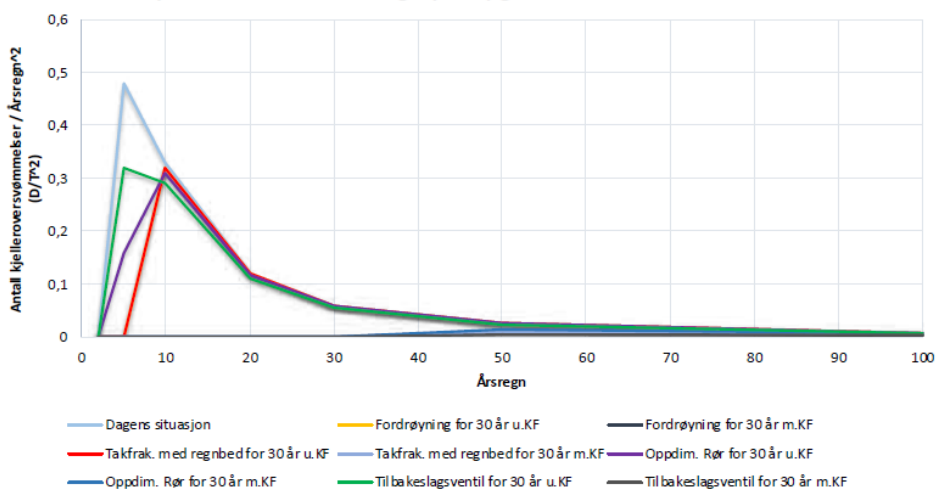
nærmer seg null ved høyere gjentakintervall. Figur 3 illustrerer EAD for fremtidens klima, gitt ved areal under kurver for hvert tiltaksscenario. Tilhørende EAD-verdiene er oppgitt i Tabell 7 og angir gjennomsnittlig antall kjelleroversvømmelser vi kan forvente per år.

Resultatene ovenfor presenterer situasjonen for fremtidens klima. Dersom det ikke implementeres overvannstiltak i avløpsnett, kan vi forvente ca. 7,6 kjelleroversvømmelser i snitt per år over en lengre periode. Dimensjoneres avløpsnett for 30-årsregn i dagens klima, ser vi en reduksjon i forventet antall årlige kjelleroversvømmelser, og det vil ligge i størrelsesordenen 5,5 - 6,4 kjelleroversvømmelser. Vi vil derimot få en betydelig større reduksjon dersom vi dimensjonerer for å imøtekomme et 30-årsregn i fremtidens klima med mellom 0,2 - 0,6 kjeller-

Tabell 6. Antall kjelleroversvømmelser gitt regn for fremtidens klima for ulike tiltak dimensjonert for 30-årsregn uten klimafaktor og med klimafaktor.

Antall kjelleroversvømmelser gitt fremtidens klima									
Årsregn	Dagens situasjon	For-droyning for 30 år u.KF	For-droyning for 30 år m.KF	Takfrak. med regnbed for 30 år u.KF	Takfrak. med regnbed for 30 år m.KF	Oppdim. Rør for 30 år u.KF	Oppdim. Rør for 30 år m.KF	Tilbake-slags ventil for 30 år u.KF	Tilbake-slags ventil for 30 år m.KF
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	12	0	0	0	0	4	0	8	0
10	33	32	0	32	0	31	0	29	0
20	48	48	0	48	0	47	0	44	0
30	54	54	0	54	0	54	0	50	0
50	65	64	28	65	25	65	35	61	11
100	80	80	46	80	55	80	62	76	26

Expected Annual Damage (EAD) gitt fremtidens klima



Figur 3. EAD gitt fremtidens klima for ulike tiltak dimensjonert for dagens 30-årsregn og fremtidens 30-årsregn. EAD måles som forventet antall kjelleroversvømmelser per år.

Tabell 7. EAD-verdier for hvert tiltaksscenario beregnet med utgangspunkt i verdier fra Tabell 6 og formel (1). EAD måles som forventet antall kjelleroversvømmelser per år.

	Dagens situasjon	For-droyning for 30 år u.KF	For-droyning for 30 år m.KF	Takfrak. med regnbed for 30 år u.KF	Takfrak. med regnbed for 30 år m.KF	Oppdim. Rør for 30 år u.KF	Oppdim. Rør for 30 år m.KF	Tilbake-slags ventil for 30 år u.KF	Tilbake-slags ventil for 30 år m.KF
EAD	7,605	5,596	0,507	5,610	0,488	6,150	0,645	6,432	0,219

oversvømmelser. I forhold til resultatene for dagens klima ser vi at skadepotensialet er mye større med fremtidens klima. Det kan også forventes skader for de scenariene der det er dimensjonert for fremtidens 30-årsregn. Dette fordi 50-årsregnet og 100-årsregnet er blitt kraftigere i løpet av perioden klimaet har endret seg.

### Lønnsomhet

#### Netto nåverdi

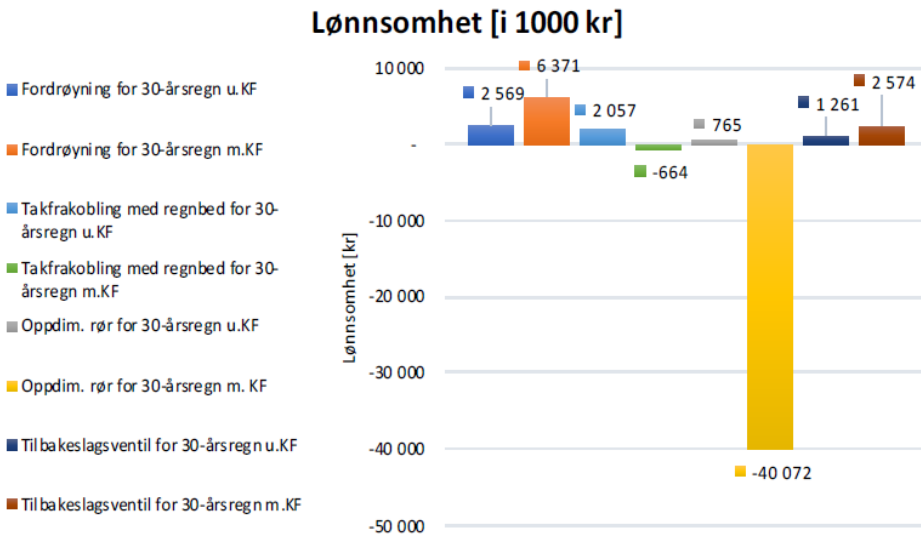
EAD for klimaet i dag og klimaet i fremtiden, danner grunnlaget for den økonomiske analysen, gitt en lineær skadeøkning som følge av klimaendringer. Resultatet av nåverdiberegnin-gene er presentert i Figur 4 i absolutt krone-verdi. I figuren fremkommer det ikke tydelig hvorvidt det lønner seg å dimensjonere for dagens skadesituasjon (uten klimafaktor), eller for å imøtekomme fremtidens klima (med klima-faktor). For "Fordrøyningsbasseng" og "Tilbake-slagsventil" viser Figur 4 at det kan være mer lønnsomt å dimensjonere med klimafaktor, mens det for "Takfrakobling med regnbed" og "Oppdimensjonering av rør", kan se ut som er mer lønnsomt å dimensjonere uten klimafaktor.

#### Netto nytte per budsjettkrone

Figur 5 viser et annet lønnsomhetsbilde enn Figur 4. Ser man på NNB, er det mindre lønnsomt å investere i klimatilpasningstiltak, enn å dimensjonere for potensielle skader som kan oppstå gitt dagens klima. Altså lønner det seg ikke å inkludere klimafaktor i dimensjoneringen, dersom NNB benyttes som beslutningskriterium fremfor NNV. Av figuren ser vi at dette gjelder alle tiltakene. Tallene for hver søyle kan leses som avkastningen vi får for hver krone vi investerer i tiltaket.

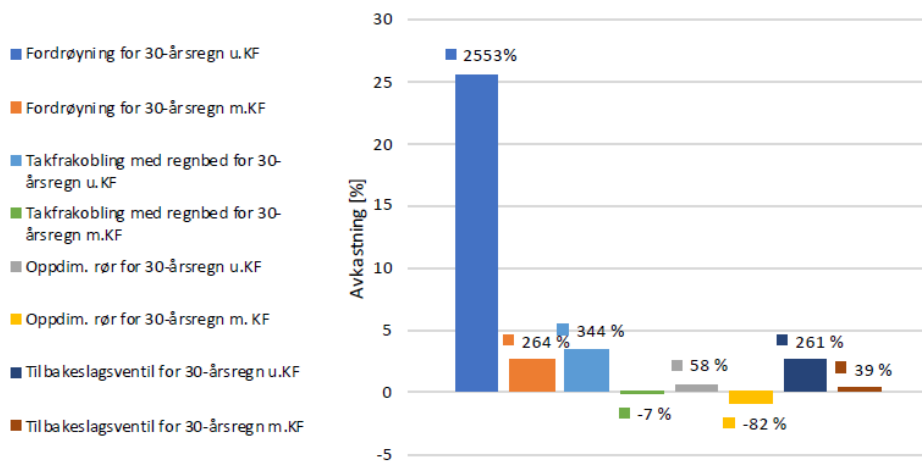
#### NNV vs. NNB

En studie gjort av Zhou et al. [28] konkluderte med at det burde argumenteres for å investere i tiltak dersom NNV er positiv. Positiv NNV gir kun en indikasjon på hvor mye man sitter igjen med av absolutt kroneverdi etter at tiltakets levetid er over. Lønnsomhet bør også ses i sammenheng med hvor mye ressurser som er brukt i tiltaket (NNB), noe som ikke fremkommer med NNV. Dersom NNV benyttes som beslutningsgrunnlag, vil store prosjekter være foretrukket fremfor mindre prosjekter. NNB vil



Figur 4. Lønnsomhet av tiltak presentert som absolutt kroneverdi - NNV.

## Avkastning per krone i tiltaket [%]



Figur 5. Lønnsomhet av tiltak presentert som avkastning per krone (%) - NNB.

kunne eliminere størrelsen på prosjektene. Det finnes også ulemper ved bruk av NNB som beslutningsgrunnlag. NNB vil ikke ta hensyn til den totale nytten i prosjektet i absolutte termer, så selv om NNB er høy, betyr ikke det at nytten vil være tilsvarende høy som NNV [22].

NNV er nyttig for det formålet å finne ut om prosjektet er lønnsomt eller ikke. Dersom beslutningstaker har uendelig med midler til å investere, ville man investert i alle prosjekter med positiv NNV. Virkeligheten er at midler er begrenset, og bør derfor benyttes til de investeringsalternativer som vil gi mest igjen for pengene man har til rådighet [24]. På bakgrunn av det vil NNB derfor kunne være et bedre beslutningsgrunnlag enn NNV. NNV vil binde opp mer kapital til store prosjekter, heller enn å fordele tilsvarende kapital til mindre prosjekter med høyere NNB.

#### Fikse dagens problemer vs. forebygge for klimaendringer

Mange beslutningstakere baserer ofte i stor grad sine valg på konsekvenser av ekstreme hendelser, uten å vurdere sannsynligheten for at hendelsen inntreffer [4]. På den annen side er det å ta valg basert på risiko lettere sagt enn gjort.

Mange ønsker en sikkerhet mot skader, da skader som inntreffer vil få mer oppmerksomhet, enn skader som er forebygget. Til tross for at tiltak dimensjonert for å håndtere dagens skadesituasjon, vil gi en større avkastning, så må man godta at sannsynligheten for å få kjelleroversvømmelse er høyere.

Årsakene til at det er mer lønnsomt å fikse dagens problemer enn å forebygge konsekvenser av klimaendringer, er at mernytten av å oppdimensjonere avløpsystemet ytterligere er mindre enn merkostnaden. Dette stemmer godt med det som vises med EAD i Figur 3. Det er de små nedbørhendelsene som bidrar mest til de totale skadekostnadene over en lengre periode. Et regn med gjentaksintervall på 30 år med klimafaktor er veldig stort i.f.t 30 år uten klimafaktor. Figur 6 viser det akkumulerte skadepotensialet (EAD) i prosent ved økende gjentaksintervall, basert på data fra avløpsystemet uten at tiltak er gjennomført. Skadekurven er vist i forhold til fremtidens klima, og ikke dagens klima, for å få frem en tydelig logaritmisk form. Da det kun er gjort analyser for gjentaksintervall opp til 100 år, viser figuren at det akkumulerte skadepotensialet er 100 % ved dette gjentaksintervallet. I virkeligheten vil kurven



nærme seg 100 % når gjentaksintervallet på regnet går mot uendelig. Skadedata med dagens klima ville fått den samme logaritmiske formen, men fremkommer ikke da gjentaksintervallene brukt i denne analysen ikke er store nok til å forhindre at 20-årsregn gjør skade, kan vi forebygge ca. 65 % av skadene. Tilsvarende er det ca. 78 % for 30-årsregn og ca. 90 % for 50-årsregn.

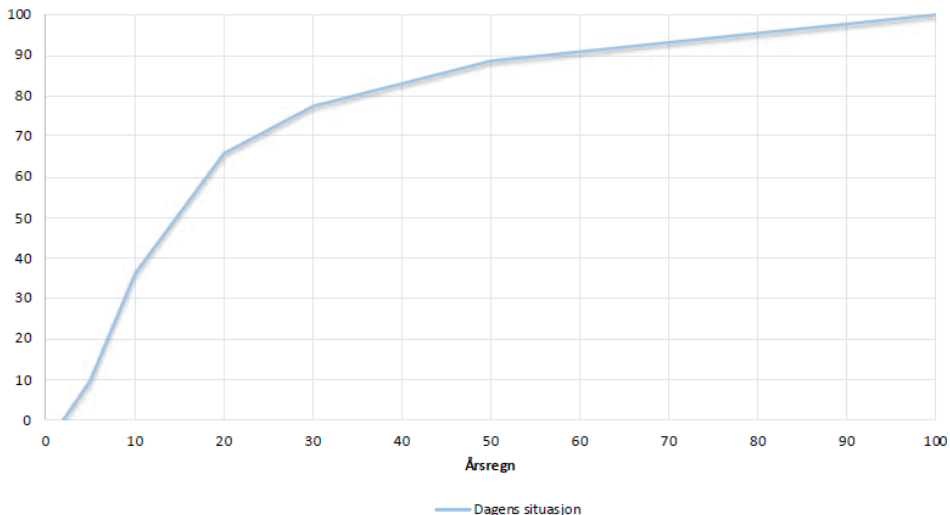
Ved å bruke NNV-metode for beregning av lønnsomhet igjennom tiltakets levetid, vil nåverdien for nytten og kostnader minke med tiden. Klimafaktoren på 1,5 vil ikke inntreffe med sin fulle størrelse før om 100 år, og bidraget til NNV fra det som skjer i siste halvdel av 100-årsperioden vil være relativt lite sammenliknet med det som skjer i første halvdel, litt avhengig av hvilken diskonteringsrente som benyttes. Det kan derfor fremstå som et paradoks at man skal hensynta klimafaktoren ved dimensjonering når den får såpass lite å si i en økonomisk analyse. I stedet for å anlegge ledningsanlegg som skal ligge i bakken og vil være

dimensjonert for et 100 års perspektiv, vil det da kunne være fordelaktig å heller anlegge åpne LOD-tiltak på overflaten, som kan dimensjoneres for nærmeste framtid, men samtidig enkelt kan oppdimensjoneres med tiden dersom behovet oppstår. Hvordan man best tar hensyn til klimaendringer i nytte-kostnadsanalyser er et sentralt tema innen økonomi og noen argumenter for at det er samfunnsøkonomisk riktig å benytte en diskonteringsrente som synker med tiden, noe som vil øke bidraget til NNV fra den fjerne fremtiden [9].

#### Forutsetninger og usikkerheter

Forutsetningene for resultatene som ble funnet i denne oppgaven baserer seg på skadekostnadene forbundet med kjelleroversvømmelser alene. I tillegg til reduksjon i antall kjelleroversvømmelser, kan implementering av overvannstiltakene bidra til andre type nytter. Dette i form av mindre erosjonsskader, færre trafikkforsinkelser, mindre negativ påvirkning på helse og natur, rekreasjonsverdi i tiltakene, i tillegg til positive

### Akkumulert skadepotensial ved økende gjentaksintervall



Figur 6. Akkumulert skadepotensial ved økende gjentaksintervall for dagens avløpssystem testet mot fremtidens klima. Kurven viser summen av EAD for hvert gjentaksintervall opp til et gitt årsregn dividert med summen av EAD for alle gjentaksintervall opp t.o.m. 100 år.

bieffekter som endring i økosystemtjenester. Ved å kun vurdere skadekostnadene fra kjelleroversvømmelsene, tar man ikke hensyn til at andre kostnadselementer, med betydelig større verdi, kan inntreffe ved høyere gjentakintervall. Dette kan være avgjørende i forhold til om det lønner seg å dimensjonere for høyere gjentakintervall enn utgangspunktet. Lønnsomhetsbildet kan altså endre seg ved også å ta hensyn til andre kostnadselementer.

Det skal bemerkes at det finnes usikkerheter knyttet til både data brukt i analysen og resultatene som har fremkommet. Modellen som ble brukt i den hydrauliske analysen var ikke kalibrert ved hjelp av målte og registrerte data. I studiet utført av Haugård [7] er det gjort følsomhetsanalyse som viser hvordan vannføringen påvirkes ved usikkerhet i parametere som ruhet, andel tette flater, gropmagasinering og delfeltenes konsentrasjonstid. Usikkerheten i disse parametrene kan være utslagsgivende for om det vil oppstå kjelleroversvømmelse eller ikke. En annen usikkerhet ligger i hvorvidt de modellerte tiltakene representerer de virkelige tiltakene. Tiltakene er modellert til dels grovt, noe som har vært nødvendig for enkelhets skyld. Utløpshydrogrammene fra de modellerte tiltakene vil da kunne avvike noe fra reelle tiltak.

I tillegg er det også knyttet usikkerhet hva gjelder kostnadsanalysen. Det settes spørsmålstegn ved hvorvidt enhetskostnadene som ble brukt var reelle verdier, da disse kan variere stort avhengig av ulike forhold. Innen økonomi er også en 100 års periode et langt perspektiv å vurdere alternativer på. I løpet av en så lang periode kan mye skje med økonomien, noe som gjør at prosjekter som tidligere var lønnsomme ikke nødvendigvis er det lenger, eller motsatt. Ny teknologi og nye effektive løsninger kan ha kommet i løpet av denne tiden som løser de samme problemene og utfordringene. Dette taler også for at det ikke burde anlegges løsninger med lang levetid.

## Konklusjon

Denne artikkelen har presentert et forslag til metode som kan benyttes for å vurdere kost-

nadseffektiviteten til overvannstiltak ved et klima i endring. Metoden er basert på nytte-kostnadsanalyse der man tar hensyn til nåverdien av investeringskostnader, driftskostnader og statistisk forventede skadekostnader. Analysen er omfattende og de fleste inndataene har usikkerhet knyttet til seg, men metoden har potensiale til å gi et bedre beslutningsgrunnlag enn man vanligvis har ved valg av overvannstiltak. Resultatene fra å benytte metoden i case-studien antyder at det finnes situasjoner der det kan være mest lønnsomt å utelate klimafaktor i dimensjoneringen. Dette forutsetter at man også bruker netto nytte per budsjettkrone som beslutningsgrunnlag, slik det er argumentert for i denne artikkelen. Dette vil gi mest igjen for de midler man har til rådighet. Ved å ikke binde opp alle midlene i et stort prosjekt, har man også mulighet til å fordele midlene til mindre prosjekter, der prioriterte prosjekter blir rangert fra høy avkastning til lav avkastning. En slik metode vil kunne gi høyere nytte-kostnadsforhold på prosjektporteføljen med begrensede midler.

## Forslag til videre arbeid

Konklusjonen fra denne artikkelen gir ikke anbefalinger om at man ikke skal ta med klimafaktor i dimensjoneringskriteriene, da flere faktorer enn lønnsomhet må vurderes. Konklusjonen belyser derimot at "mikro"-tiltak flere steder som håndterer mindre mengde regn, kan være mer lønnsomt enn store tiltak færre steder som håndterer kraftigere regn, dersom man har avsatt midler som kan benyttes til det formålet å håndtere overvann.

For senere arbeid ville det være interessant å studere om metoden gjelder for andre typer felt og ved å inkludere andre samfunnsøkonomiske kostnadselementer. Feltet som ble studert i denne analysen var et tettbebyggt strøk, preget av hovedsaklig eneboliger med mye grønne flater, og lå oppstrøms i nedbørsfeltet. Hvordan ville resultatene artet seg i eksempelvis sentrumslignende områder, som vi kan finne i byer der tettheten på verdi er større, og der området ligger nedstrøms i et felt? Senere studier bør også tar mer hensyn til usikkerheten i inndataene, og få

redusert disse til en viss grad ved eksempelvis kalibrering av modell. Det ville også vært interessant å se effekten av økonomenes anbefaling når det gjelder valg av (ev. synkende) diskonteringsrente.

**Forfatterbidrag:** Konseptualisering, P.Å.S.H.; Forskning, P.Å.S.H.; Prosjektadministrasjon, P.Å.S.H.; Veiledning og metodikk, O.G.L., V.N. og J.K.; Skrivning, gjennomgang og redigering, P.Å.S.H., O.G.L. V.N., og J.K.

**Takk:** Forfatteren ønsker å rette en takk til Vann- og avløpsetaten ved Samatar Abdi og Bent Braskerud, med bidrag innen hydraulisk analyse, tilgjengelige data, kunnskap om overvannshåndtering, samt gjennomsyn og tilbakemeldinger til artikkelen. Det rettes også en stor takk til Jarle Bjerkholt fra USN for sine kommentarer, gjennomsyn og oppbygging av artikkelen. Det rettes også en takk til en anonym fagfelle som har bidratt til å forbedre artikkelen.

## Referanser

- Aaby, N. (2017). MFT, Daglig Leder. Tilbakeslagsventil i bygninger. Personlig meddelelse (Mail: 04.04.17).
- Aqua ROSIM AS (2017). Kartdatabase fra Gemini VA i ROSIE-software.
- Bekkum, I. (2012). Analyse av klimatilpasningstiltak – En casestudie av overvannsnettet på Bogafjell i Sandnes kommune. Masteroppgave. Ås: Universitet for miljø- og biovitenskap, Institutt for matematiske realfag og teknologi.
- Bohnenblust, H.; Slovic, P. (1998). Intergrating technical analysis and public values in risk-based decision making. *Relia. Eng. Syst. Saf.* 59 (1), 151-159.
- Direktoratet for økonomistyring. (2018). Veileder i samfunnsøkonomiske analyser. s.127.
- FNO. (2019). VASK - Vannskadestatistikk. Tilgjengelig fra: <https://www.finansnorge.no/statistikk/skadeforsikring/vask/> (lest 21.01.2019).
- Haugård, P.Å. (2017). Analyse av lønnsomhet for overvannstiltak – En casestudie av avløpsnettet ved Grefsen, Oslo kommune. Masteroppgave. Ås. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Institutt for matematiske realfag og teknologi.
- Hoven, L.E., Bramslev, J.P., Sæthun, N.R., Valla, T., Flatlandsmo, I. (2018). Klimatilpassing: Kost/Nytte-analyse for overvannstiltak langs vei. Tekn. rapp. Oslo: Multiconsult.
- Kenneth J. Arrow, Maureen L. Cropper, Christian Gollier, Ben Groom, Geoffrey M. Heal, Richard G. Newell, William D. Nordhaus, Robert S. Pindyck, William A. Pizer, Paul R. Portney, Thomas Sterner, Richard S. J. Tol, Martin L. Weitzman, Should Governments Use a Declining Discount Rate in Project Analysis?, *Review of Environmental Economics and Policy*, Volume 8, Issue 2, Summer 2014, Pages 145–163, <https://doi.org/10.1093/reep/reu008>
- Lindholm, O. (2008). Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering. Norsk Vann rapport, b. 162, 2008. Hamar: Norsk Vann BA, s.79.
- Lindholm, O. og Bjerkholt, J.T. (2007). Dimensioning of Sewerage and Drainage Systems in the Nordic Countries. Vann-2-2007. Hamar: Norsk Vann.
- Magnussen, K., Wingstedt, A., Rasmussen, I. and Reinvang, R. (2015). Kostnader og nytte ved overvannstiltak. COWI. Rapport 2015/02. s.12, 37-38, 63.
- Merz, B.; Elmer, F.; Thieken, A.H. (2009). Significance of “high probability/low damage” versus “low probability/high damage” flood events. *Natural Hazards and Earth System Sciences*. 9. s.1033-1046.
- Meteorologisk institutt MET. Nedbørsdata for Oslo – Blindern. Tilgjengelig på nett: [www.eKlima.no](http://www.eKlima.no) (besøkt: 15. Februar 2017).
- Mosbæk, L. (2016). Virkningen av etterinstallering av LOD-tiltak i Mysen, Eidsberg kommune. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Institutt for matematiske realfag og teknologi.
- Myking, J.S.E. (2012). Analyse av klimatilpasningstiltak – En casestudie av avløpsnettet i Veumdalene, Fredrikstad kommune. Masteroppgave. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for matematiske realfag og teknologi.
- NORVAR. (2004). Kurskompendium etterutdanningskurs. «Reduksjon av oversvømmelser – Planlegging, dimensjonering, drift og vedlikehold av overvanns- og avløpsnettet».
- Olsen, A.S., Zhou, Q., Linde, J.J. og Arnbjerg-Nielsen, K. (2015). Comparing methods of calculating expected annual damage in urban pluvial flood risk assessments. *Water (Switzerland)*.

19. Paus, K.H., Braskerud, B.C. (2013). Forslag til dimensjonering og utforming av regnbed for norske forhold. Dimensjonering av regnbed.
20. Ross, S.A., Westerfield, R.W., Jordan, B.D. (2014). Essentials of corporate finance, eighth edition. McGraw-Hill/Irwin. s.132, 240.
21. Saksæther, V. og Kihlgren, K.S. (2012). Regnbed som tiltak for overvannshåndtering i småhusbygging. s.61.
22. Sartori, D., Catalano, G., Genco, M., Pancotti, C., Sirtori, E., Vignetti, S. and Bo, C.D. (2014). Guide to Cost-Benefit Analysis of Investment Projects. Economic appraisal tool for Cohesion Policy 2014-2020. *European Commission*. s.333-335
23. SSB. (2017). Konsumprisindeksen, mars 2017. Tilgjengelig: <https://www.ssb.no/kpi?fokus=true> (Besøkt: 20.04.17).
24. Statens vegvesen. (2018). Konsekvensanalyser. Håndbok V712. Vegdirektoratet 2018. s.50-51.
25. Torgersen, G. og Navrud, S. (2018). Singing in the rain: Valuing the economic benefits of avoiding insecurity from urban flooding. *J Flood Risk Management*. 2018;11:e12338. <https://doi.org/10.1111/jfr3.12338>
26. Vann- og avløpsetaten, VAV. (2013). Hovedplan avløp og vannmiljø 2014-2030. Delmål og tiltak. s.15, 22-23, 28, 39.
27. Zhou, Q.; Mikkelsen, P.S.; Halsnæs, K.; Arnbjerg-Nielsen. (2012). Framework for economic pluvial flood risk assessment considering climate change effect and adaptation benefits. *Journal of Hydrology*. 414-415. s.539-549.
28. Zhou, Q., Panduro, T.E., Thorsen, B.J. og Arnbjerg-Nielsen, K. (2013). Adaption to extreme rainfall with open urban drainage system: An integrated hydrological cost-benefit analysis. *Environmental Management*.

## **Artikkel V**

### **Planlegging av trygg flomvei og bruk av idrettsanlegg for å håndtere overvann etter ekstrem nedbør**

Miguel Sayago Holthe, Karl Hannes Lundin, Hassan Mazloum, Berthe Dongmo-Engeland, Julia Kvitsjøen & Bent C. Braskerud

*Vann 2021, 03; ISSN 0042-2592*

## Planlegging av trygg flomvei og bruk av idrettsanlegg for å håndtere overvann etter ekstrem nedbør

Av Miguel Sayago Holthe, Karl Hannes Lundin, Hassan Mazloum, Berthe Dongmo-Engeland, Julia Kvitsjøen og Bent C. Braskerud

*Miguel S. Holthe (B.Sc) er byggingeniør fra Oslo Metropolitan University (Oslo MET).*

*Hannes Lundin (B.Sc) er byggingeniør fra Oslo Oslo MET.*

*Hassan Mazloum (B.Sc) er byggingeniør og sivilingeniør-student i byggeteknikk og arkitektur på NMBU.*

*Berthe Dongmo-Engeland (Dr.ing) er førsteamanuensis ved Oslo MET.*

*Julia Kvitsjøen (M.Sc) er sivilingeniør, siviløkonom, Ph.D-student ved NMBU og overingeniør i Vann- og avløpsetaten i Oslo kommune.*

*Bent C. Braskerud (Ph.D) er sjefsingeniør i Oslo kommune.*

### Summary

*Planning a safe floodway and using a sports facility to prevent urban flooding.* The consequences of global warming, in combination with urban densification and an insufficiently dimensioned sewage system for the situation today, is likely to result in cities like Oslo not being able to handle future stormwater. How can a densely populated area in Oslo, provided with a sports facility, help manage and detain a 200-year flooding? By using various measures, a safe floodway will be established. The end station of this floodway would be Dælenenga sports facility, which thanks to a level-based structure will handle the stormwater by infiltration and detention. A floodway in combination with an inundation area could constitute an efficient way to handle flooding in urban areas. When infiltrated and purified, stormwater can be reused as a resource, rather than a burden.

### Sammendrag

Som et resultat av fortetting og klimaendringer vil byer som Oslo ikke klare å håndtere fremtidig ekstremnedbør, uten å implementere forebyggende tiltak. Hvordan kan et tettbebygget område med idrettsanlegg i Oslo sentrum håndtere og fordøye en 200-årsflom? Ved bruk av ulike tiltak er det mulig å etablere en trygg flomvei som til daglig fungerer som en sykkel/gangvei, men som ved ekstrem nedbør transporterer store mengder overvann. Dælenenga idrettsanlegg er flomveiens endestasjon, og kan ved hjelp av en høydegradert oppbygging håndtere overvannet ved infiltrasjon og fordrøyning. En flomvei i kombinasjon med et tilrettelagt oversvømmelsesareal kan være en god måte å håndtere et skybrudd på i et byområde. Ved infiltrasjon og rensing av overvannet kan det gjenbrukes. Slik kan vannet som i utgangpunktet er en belastning brukes som en ressurs.

## Introduksjon

Som følge av den globale oppvarmingen har klimaet endret seg og ekstremvær har blitt et mer frekvent fenomen (Meteorologisk institutt, 2021). Intense nedbørshendelser har blitt kraftigere og hyppigere de senere årene. Til år 2100 er det forventet en nedbørsøkning på 30 prosent i Oslo (Norsk Klimaservicesenter, 2019). Styrregn fører til skadelige oversvømmelser i urbant miljø. Et eksempel på dette er «monsterregnet» som rammet København i 2011. Omfattende økonomiske skader i den danske hovedstaden ble forårsaket av 150 mm regn på 2 timer og 15 minutter, noe som tilsvarer 15 l/m<sup>2</sup> (Lindholm m.fl. 2013). Økt risiko for styrregn i kombinasjon med fortetting av byer er en bekymringsverdigg utvikling, siden evnen til å infiltrere overvann lokalt forsvinner når byenes grøntarealer erstattes av tette flater.

I henhold til Oslo kommunes overvannsstrategi skal overvann så langt som mulig håndteres åpent og lokalt ved tre trinn (Oslo kommune, 2013). Trinn 1 skal håndtere mindre nedbør ved infiltrasjon. Trinn 2 skal håndtere avrenning fra større nedbør som skal forsinkes og fordroyes. Trinn 3 skal håndtere styrregn med sikre, trygge flomveier. Til tross for klare føringer i strategien er det utfordrende å iverksette disse tiltakene i en tett by, med mange ulike behov for arealbruk. For å tilnærme seg implementeringen av strategien i praksis er følgende problemstilling satt for denne studien: “Hvordan lede en fremtidig 200-årsflom, gjennom et urbant område, og håndtere disse vannmengdene på et etablert idrettsanlegg?”. Undersøkelsen ble utført for et caseområde på Grünerløkka i Oslo.

## Metode

Ved etablering av flomveier og oversvømmelsesarealer i tett urbanisert by er det mange objektive og subjektive parametere det må tas hensyn til. De objektive, kvantifiserbare data inkluderer blant annet nedbørmengde, areal og terreng. Det er også nødvendig med subjektive parametere og tolkninger, slik som utforming av flomveier og valg av type av tiltak for å fremme en grønn infrastruktur. Ved en samlet analyse av

parametere gjør vi et forsøk på å best mulig belyse alle aspektene av problemstillingen. Denne artikkelen presenterer resultater fra arbeidet med bacheloroppgaven til Lundin m. fl. (2021)

## Studieområde

Studieområdet er lokalisert sentralt i Oslo, mellom Sinsen i nord og Sofienbergparken i sør, og er inndelt i to deler adskilt av ring 2 (Figur 1). Området nord for ring 2 består av Torshovdalen med avrenning mot ring 2, og blir kalt nedbørsfeltet. Nedbørsfeltet har et areal på 16 ha og består hovedsakelig av et parkområde. Området sør for ring 2 avsettes til tiltak i studien og blir kalt tiltaksområdet. Tiltaksområdet har et areal på 4,6 ha med svak helning (2,8%) fra nord til sør, fra ring 2 til Dælenenga idrettspark. Det består av bygårder, gater, noe grøntareal, og har et begrenset areal disponibelt for LOD-tiltak. Under området renner Torshovbekken, som ble

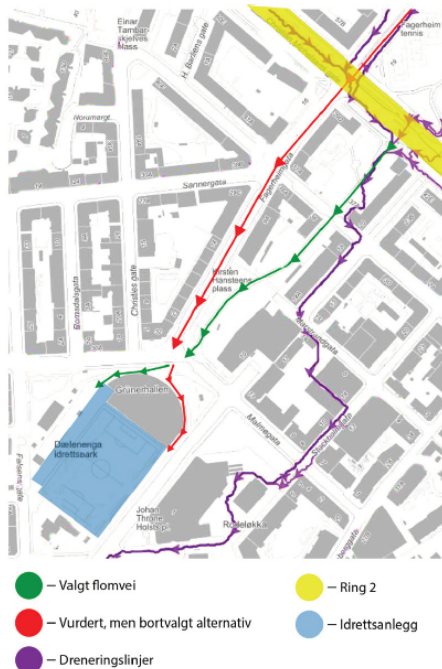


Figur 1. Nedbørsfelt og tiltaksområde for rapporten (egen illustrasjon, kart PBE)

lagt i avløpsrør tidlig på 1900-tallet (Oslo byleksikon, 2018).

### Valg av flomvei

I valget av flomvei ble hensyn til fremkommelighet og sikkerhet, lokalisering av dreneringslinjer, samt erfaringer til ansatte i Vann- og avløpsetaten (VAV) og Bymiljøetaten i Oslo kommune vektlagt. I utgangspunktet var tre alternativer til flomvei vurdert (se figur 2); Vurdert, men valgt bort (rød), valgt flomvei (grønn) og dreneringslinjer (lilla). Rødt alternativ ble utelukket da denne gaten fungerer som utrykningsvei, flomveien må krysse ring 2 på overflaten og gaten har lite areal tilgjengelig for tiltak. Dagens dreneringslinjer ble også ansett som uegnet da en flom her vil føre til skader på bygårder og overvann samles i lavbrekk, samtidig som en flomvei her ikke vil lede vannet til ønsket oversvømmelsesareal uten større endringer på overflaten lenger nede i feltet (lilla



Figur 2. Vurderte flomveier og dreneringslinjer (egen illustrasjon, kart PBE)

alternativ). Valget falt derfor på sykkelveien (grønt alternativ) som går gjennom området og svinger vestover like før Dølerenga idrettspark. Dette alternativet anses som det beste da det har et jevnt fall mot oversvømmelsesarealet og har gode muligheter for å etablere tiltak langs sykkelveien. Langs sykkelveien er det imidlertid to lavbrekk, så en forutsetning for etablering av flomvei og tilhørende tiltak er at terrenget i disse punktene endres for å sikre et konstant fall mot flomveiens endepunkt. Like nord for Dølerenga idrettspark svinger sykkelveien vestover, der vannet renner i dag ved nedbør, mens flomveien skal ledes inn på idrettsanlegget. Her ble det valgt å lede flommen langs vestsiden av hallen og utnytte den naturlige flomveien.

### Beregninger

Flomveien og oversvømmelsesarealet ble dimensjonert for å håndtere en 200-årsflom, men deler av tiltakene skal håndtere nedbør med hyppigere gjentakingsintervall. Ved beregninger av dimensjonerende vannføring ble det for 200-årshendelser brukt en klimafaktor på 1,5 og en klimafaktor på 1,4 opp til 50 års nedbør. Beregningene av vannmengder i flomveien ble gjort basert på simuleringer i en treveiskoblet MIKE FLOOD modell i regi av VAV. I modellen er avrenning på overflaten koblet med avrenning i ledningsnett og i vassdrag. Til tross for at modellen ikke er kalibrert gir simuleringresultater et godt bilde av avrenningsmønster ved ulike nedbørsituasjoner som vurderes å være tilstrekkelige for denne studien. Det bemerkes at ved planlegging av investering anbefales det å kalibrere modellen for å få frem et mer pålitelig beslutningsgrunnlag.

Det ble også foretatt manuelle beregninger ved bruk av *den rasjonelle metoden*. Beregningene ble gjort for å kontrollere de kvantitative dataene, slik som vannføring og akkumulert vannføring innhentet fra modellresultater.

### Befaring

For å kontrollere kartgrunnlaget, og verifisere modellsimuleringene, ble det gjennomført flere befaringer på området. Det ble foretatt befaringer



under forskjellige værforhold, slik at de ulike nedbørsmengdenes bevegelsesmønster i området kunne vurderes. Befaringene ble dokumentert med bilder, samt målinger av vegprofil. Som kartgrunnlag for kontroll ble det gjort nytte av kart fra Plan- og bygningsetaten (PBE) og Statens vegvesen (SVV), kartbank fra Bymiljøetaten (BYM), *FINN kart* og *Google Maps*. Observasjonene ble senere brukt til sammenligning mot modellresultater.

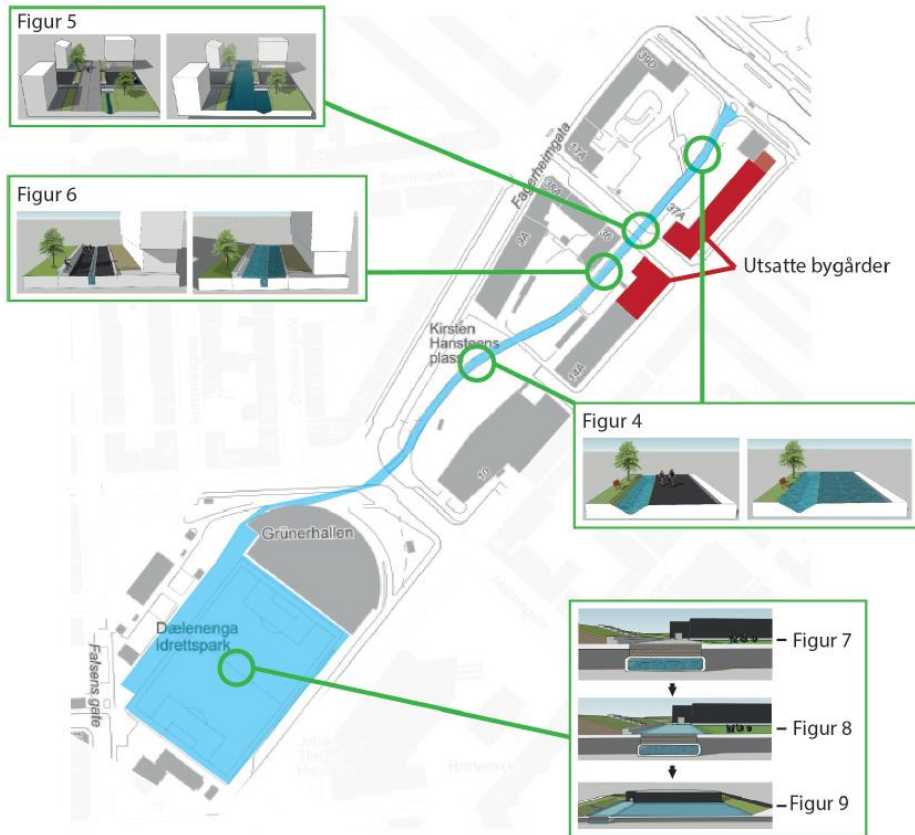
### Utforming av tiltak

Ved utformingen av flomveien og LOD-tiltakene var det nødvendig med en avveining av forskjellige faktorer, slik som funksjon, kostnad og estetikk. Det anses derfor å være en subjektiv avgjørelse hva

som er den optimale løsningen. Diverse løsninger ble drøftet og diskutert i gruppen, og i samarbeid med ansatte i Oslo kommune.

De ønskede endringene i terrenget, og de endelige tiltakene ble modellert i *SCALGO Live*. Deretter ble det kjørt simuleringer i *SCALGO Live* med ønsket nedbørsmengde for å teste virkningsgraden av tiltakene. Også i forbindelse med tiltakene ble det foretatt manuelle beregninger for å kontrollere verdiene fra simuleringen; *Mannings formel*, ble brukt for å finne dimensjonerende kapasitet på flomveien.

Illustrasjoner for å visualisere og forenkle forståelsen av diverse tiltak er utført i *Adobe Illustrator 2021*, *Adobe Photoshop 2021* og *Trimble SketchUp 2021*.



Figur 3. Tiltaksområdet med tre detaljerte beskrivelser av flomveien (se fig 4, 5 og 6) og håndtering av store og små vannmengder på idrettsanlegget (fig nr. 7, 8 og 9).

## Resultat og diskusjon

Figur 3 viser den planlagte flomveien og oversvømmelsesarealet, med tilhørende tiltak som beskrives nærmere videre i artikkelen.

### Flomvei

En flomvei som etableres i et urbant område stiller en rekke krav. Sikkerhet, utforming og ikke minst kapasitet er noen nevnte utfordringer. Tiltaksområdet har varierende utforming som trange passasjer, kryssende gater og grøntareal med eldre bygårder. For å håndtere disse forskjellige delene av området har ulike tiltak blitt kombinert. Et av målene ved valg og dimensjonering av tiltak var å holde sykkelveien fri fra overvann opp til 5-årsnedbør. Dette skal skje ved bruk av drenerende og infiltrerende tiltak. Selve flomveien vil håndtere en 200-årsflom med klimafaktor, noe som tilsvarer en dimensjonerende vannføring på 3200 l/s.

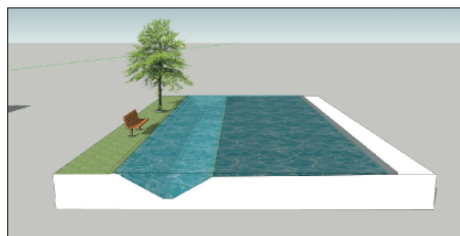
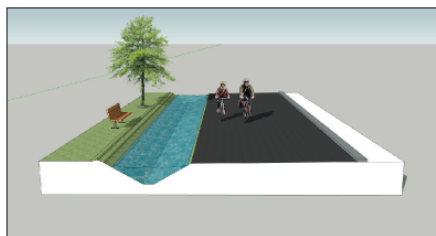
### Vadi i kombinasjon med ensidig fall på sykkelvei

Dagens sykkelvei er konstruert med takfall, som resulterer i avrenning til begge sider av sykkelveien. Fallet er uheldig da bygårder langs østsiden av sykkelveien ligger lavere og skaper en oppsamlingsplass for overvann, se figur 3 for de utsatte bygårdenes plassering iht. flomvei. I etablering av flomveien skal sykkelveiens tverfall endres til ensidig fall med helning mot en grønn grøft, også kalt *vadi*. Vadien er dimensjonert for å lede 5-årsnedbør trygt videre ned mot idrettsanlegget. Vadien bidrar også til å redusere vannhastigheten og vil ved lavere nedbørmengder kunne infiltrere vannet lokalt. En lav langsgående kantstein på motsatt side av sykkelveien øker

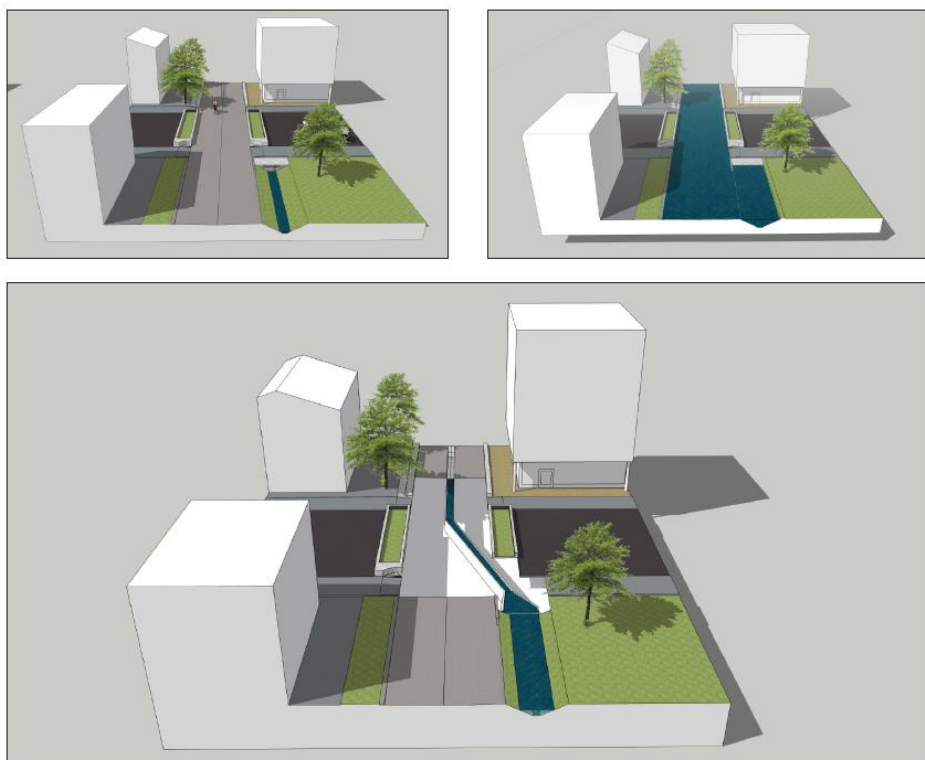
kapasiteten og reduserer risikoen for oversvømmelse i bygårdene i det lavere området. Figur 4 illustrerer hvordan flomveien vil virke ved forskjellige mengder nedbør.

### Flomvei over kryss

Tidlig i flomveien krysser sykkelveien Dælenengata, en mindre blindvei, som i dag leder overvannet østover. Overgangen over krysset er en av de mer utfordrende delene i etableringen av flomveien. Flomveien, som tidligere kombinerte sykkelvei og vadi (figur 4), må ved krysset endres for å lede overvannet trygt over gata (figur 5). Vi har latt vannføringen i vadien fortsetter inn i en kulvert og sykkelveien endres til et veiprofil utformet med V-fall. For å unngå at vannføringen på overflaten, følger dagens dreneringslinje mot øst brukes to tiltak: En V-formet sykkelvei, og to barrierer i form av blomsterkasser for å kompensere for at kantsteinen i sykkelveien avsluttes før krysset. Krysset vil prioritere syklistene og gående, dette er etter ønske fra Oslo kommune (Oslo kommune, 2016). Blomsterkassene vil opptre som barriere kun for biler, da de går fra fortau til fortau, se figur 5 for illustrasjon av området. Sykkelveien og kulverten er dimensjonert for til sammen å håndtere en 200-årsflom. Kulverten alene er dimensjonert for å lede den mengde vann som vadien har håndtert, 5-årsnedbør, mens vannmengder over dette ledes på sykkelveien. Lengden på kulverten er 17 m, og den forskyver vannføringen slik at utløpet blir sentralt i sykkelveien på andre siden av krysset (figur 5). Et godt egnet alternativ for denne type kulvert er «box culvert», et system der betongklosser settes sammen etter ønsket terrengform og kurvatur. Klossene kan bestilles med



Figur 4. Sykkelvei med vadi, T.v. 5-årshendelse, t.h. 200-årshendelser (egen illustrasjon)



Figur 5. Flomvei passerer kryss under og over bakken. Oppe t.v. hverdagsituasjon der vadi håndterer inntil 5-års hendelsen. Oppe t.h. situasjonsbilde ved 200-års hendelsen. Stort bilde nede viser vannet i kulvert under asfalten (egen illustrasjon)

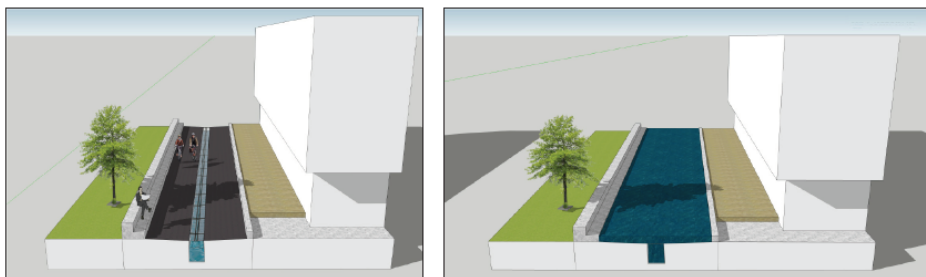
kumlokk for å muliggjøre inspeksjon for driftsansvarlige. For å unngå rusk og nysgjerrige barn inn i kulverten monteres en rist for innløpet. Renhold av kulvert vil skje ved spyling av kulvert fra nord til sør.

### Trang passasje

I området sør for krysset Dælenenggata/sykkelvei (figur 5) ligger nye utfordrende delene av flomveien (figur 6). Øst for sykkelveien ligger en eldre bygård der inngangen er plassert i et lavbrekk, i vest ligger nybygget D36 tett på sykkelveien. Den trange passasjen er ca. 20 m lang fra nord til sør. For å ha mulighet til å håndtere en flom vil flere tiltak kombineres. Sykkelveien vil fortsette med V-fall fra krysset. Kulverten under Dælenenggata leder ut i en kanal

langs senterlinjen i den V-formede sykkelveien (figur 6). Kanalen vil ved mindre nedbør drenerer sykkelveien, og som supplement til veiprofilen for å håndtere større nedbørsmengder. Kanalen som etableres i betong kan utformes for å redusere vannhastigheten og forsinke vannet. Kanalen etableres med en åpen rist, for drenering og å unngå at personer faller i kanalen. En avgjørende faktor for sykkelveiens tverrsnittsareal og dermed kapasitet, er høyden på kantsteinene. Ved utforming av denne delen av flomveien økes kantsteinenes høyde fra «Gatenormalens» 0,1 m til 0,3 m (Oslo kommune, 2020). Høye kantsteiner kan også brukes for å gi et område multifunksjon i form av sitteareal (figur 6), kantsteinen øker ikke bare kapasiteten.

Flomvannets vei i tiltaksområdet til Dælen-



Figur 6. Figuren illustrerer hvordan flomveien vil virke ved forskjellige mengder nedbør (egen illustrasjon)

enga idrettspark må passere flere utfordringer enn de som er beskrevet i figur 4, 5 og 6. Vi henviser imidlertid til Lundin m.fl. (2021) for detaljer og beregninger av plassmessige årsaker.

## Over svømmelsesareal

Utformingen av idrettsanlegg setter visse krav utover det vanlige når det også skal brukes som oversvømmelsesareal. For å optimalisere løsningsene, og sørge for et flerfunksjonelt anlegg må det kombineres en rekke tiltak. Anlegget skal i størst mulig grad holde fotballbanen fri for vann og holde aktiviteten i gang, samtidig som det er mulighet for oppbevaring av store overvannsmengder. En ekstra bonus er om overvannet kan gjenbrukes. Ifølge Bymiljøetaten er forventet «levetid» på et kunstgressbanedekke ca. 10 år. I utgangspunktet kan man da tenke seg at en slik bane kan oversvømmes ca. hvert 10. år, eller litt sjeldnere. Ved etablering av de ønskede tiltakene kan man hindre skader, siden overvannet ledes inn til oversvømmelsesarealet og på den måten trykker lavereliggende arealer i nærområdet. Kostnaden ved å sette en kunstgressbane i stand vil trolig være betydelig lavere enn kostnadene etter reparasjoner av infrastruktur og svært mange bygg nedstrøms anlegget. I denne artikkelen går vi ikke inn på dette.

Hvert idrettsanlegg er individuelt. For Dælenenga mener vi at anlegget skal ombygges til en nivåbasert struktur, som ved bruk av varierende tiltak infiltrerer og fordroyer ulike nedbørmengder. På den måten mener vi skader på anlegget også reduseres. Idrettsanlegget vil håndtere opptil 200-årsnedbør med klimafaktor,

en dimensjonerende akkumulerte vannføring på 4742 m<sup>3</sup>, ved bruk av tiltak i 3 nivåer.

### Nivå 1

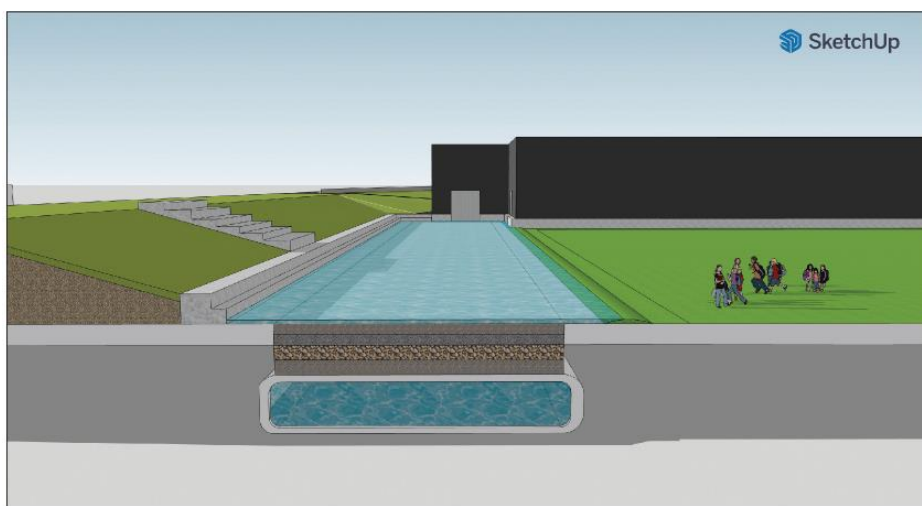
Et fordryningsmagasin etableres under det som tidligere var et asfaltert område vest på idrettsanlegget. Magasinet skal håndtere 10-årsnedbør og har en kapasitet på 1900 m<sup>3</sup>. Asfalten erstattes av gressarmering og arealet infiltrerer vannet ned til det underliggende magasinet. Ved hjelp av naturlig rensing og filtrering oppnår overvannet en kvalitet slik at det kan gjenbrukes. Å beskrive rensemetodikken nærmere ligger utenfor denne artikkelens målsetting. I figur 7 illustreres det hvordan fordryningsmagasinet fylles opp ved 10-årsnedbør.

### Nivå 2

Etter at fordryningsmagasinet har nådd sin kapasitet, og infiltrasjon i grunnen er mettet trer nivå 2 i kraft. En 20 cm forhøyning, som skiller det gressarmete arealet og fotballbanen, skaper et mindre, åpent fordryningsbasseng. Bassenget, i kombinasjon med magasinet i nivå 1, skal kunne håndtere 20-årsnedbør. Utformingen gjør at fotballbanen holdes tørr, slik unngås skader på kunstgressbanen og aktiviteten kan holdes i gang. Figur 8 viser nivå 2 der 20-årsnedbør fyller opp magasinet og det gressarmete arealet. Ved bruk av et automatisert system er det mulig å koble anlegget opp mot værmeldingstjeneste, og slik sørge for at det ved store nedbørmengder allerede er tømt når skybruddet kommer.



Figur 7. Fordrøyningsmagasin i nivå 1 (egen illustrasjon)



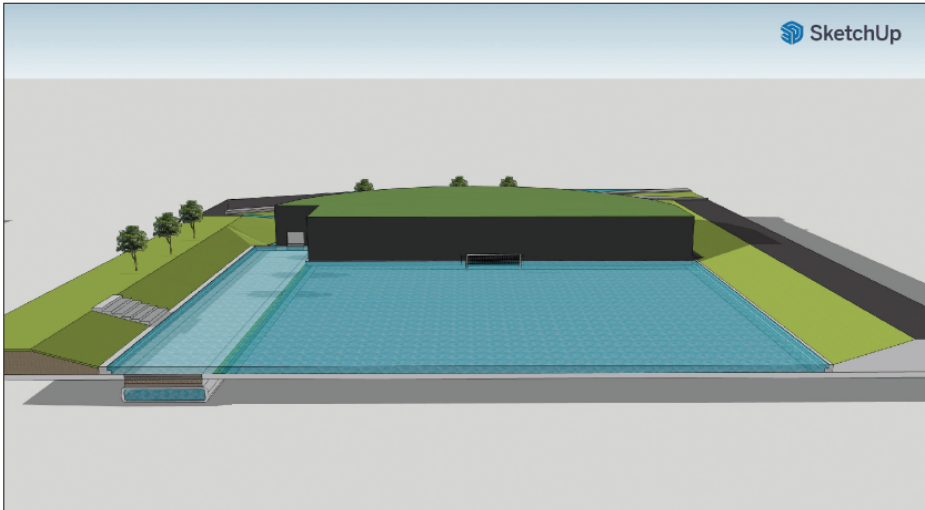
Figur 8. Fordrøyningsmagasin med gressarmering i nivå 2 (egen illustrasjon)

### Nivå 3

Ved større mengder overvann enn fra 20-årsnedbør tas hele idrettsanlegget i bruk som et åpent fordrøyningsbasseng. I nivå 3 er anlegget dimensjonert for å håndtere en 200-årsflom. Den totale kapasitet for fordroyning av overvann vil være på 6950 m<sup>3</sup>, inkludert magasinet under bakken. Rundt hele idrettsanlegget etab-

leres det en 1 m høy mur som hindrer flomvannet i å ta seg ut av anlegget. For at muren skal ha flere funksjoner enn kun flombegrensning utformes den på langsiden av banen som tribune. Figur 9 viser nivå 3 der en 200-årsflom oversvømmer anlegget.

I Lundin m.fl. (2021) er flere alternativ til



Figur 9. Fordrøyningsmagasin i kombinasjon med gressarmoring og mur i nivå 3 (egen illustrasjon)

kontrollert oversvømmelse av et idrettsanlegg presentert og vurdert. Når det gjelder tiltakene brukt på Dælenenga er disse best egnet for dette anlegget. Blant de vurderte tiltakene som ikke ble valgt, finnes alternativer som vil egne seg bedre ved utbygging av et nytt idrettsanlegg.

## Vannets vei videre

I *Strategi for overvannshåndtering i Oslo* vektlegges det at man skal bruke overvann som en ressurs, alternativt føre det tilbake til det hydrologiske kretsløpet. Dermed utnyttes naturens egen evne til rensing og fordampning. I tillegg reduseres belastningen på ledningsnett og renseanlegg (Oslo kommune, 2020). Idrettsanlegget har to aktuelle områder der større oppsamling av vann forekommer, fordrøyningsmagasin og fordrøyningsbasseng. Det er to mulige løsninger for videre håndtering av overvannet; gjenbruk og fordroyning av overvannet på anlegget frem til ledig kapasitet i omgivelsene.

### Overvann som ressurs

Å gjenbruke overvann byr på utfordringer, vannet skal ha et visst nivå av renhet og skal pumpes opp fra sitt magasin. Vannet kan på høst- og vinterstid gjenbrukes til islegging i

idrettsanleggets ishockeyhall. Vår og sommer vil overvannet i magasinet forsyne byens feiebiler med spylevann. For å forsyne feiebilene med vann blir en pumpestasjon plassert i tilknytning til anlegget. Her kan feiebilene koble seg på og fylle sine tanker. Metoden er tidligere brukt i bl.a. Enghaveparken i København (Tredje Natur, 2019). Det må være etablert tilkoblingsmulighet til ledningsnett for forsyningsvann, slik at feiebilene ikke kommer forgjeves ved tomt magasin.

### Tømming av oversvømmelsesareal

Ved stor og ekstrem flom vil større deler av idrettsanlegget oversvømmes. Når idrettsanlegget i nivå 3 har nådd sin maksimale fordryningskapasitet, anses vannmengden som kan infiltreres i grunnen å være minimal. Når det etter flommen er kapasitet i omgivelsene, kan tømming av anlegget foregå kontrollert og gradvis gjennom ventiler sørøst på idrettsanlegget.

Vannet som slippes ut av anlegget skal renne ned Københavngate mot Sofienbergsparken i sør. Parken har etablert et «*irish crossing*» mot Københavngate, noe som ved hjelp av en nedsenket fortauskant leder overvannet inn til parkens grøntområder. For å unngå forurensing

vil kunstgressets gummigranulater erstattes av et miljøvennlig alternativ f.eks. kork. Et annet alternativ er å slippe det oppsamlede vannet forsiktig inn på ledningsnett. Etter tømningen vil det kun være vann igjen i magasinet under grunnen.

## Konklusjon

Hensikten med artikkelen er å presentere muligheter for å lede en 200-årsflom, åpent og lokalt, gjennom et urbant område til et oversvømmelsesareal. Studieresultater viser at bruk av idrettsanlegg til LOD-tiltak kan være godt egnet for å håndtere ekstrem nedbør. Med valgt nedbørsfelt og bestemt oversvømmelsesareal, er det god kapasitet til at en 200-årshendelse kan håndteres fullt ut. I så måte er idrettsanlegg, parker og andre åpne areal med lav helning gode mulige kandidater for trinn 2 og 3 i overvannsstrategien.

Forutsetningen for å oppnå ønsket resultat er at valg av flomvei, samt utforming av LOD-tiltakene i flomvei og på idrettsanlegget, ses i sammenheng og kombineres riktig. Tiltakene er dimensjonert for å håndtere den ønskede vannmengden og tilpasset terrenget i det aktuelle området. Når det gjelder flomveien kan man se av beregningene at ved kun å endre høyden på kantene vil det kunne håndteres betraktelige større vannmengder. Derfor vil det ved endrede behov i fremtiden være enkelt å øke kapasiteten på flomveien. Etablering av gode flomveier vil være enklere å gjennomføre i nye byutviklingsprosjekter, siden fallforholdene lettere tilpasses, og nybygg kan tilpasse vannmengdene som strømmer forbi ved skybrudd. Ved valg av flomvei var den mest utfordrende delen å finne en egnet løsning for området nevnt i artikkelen som «Kryss». Den valgte løsningen er god for flomvei og myke trafikanter, men begrenser trafikk og er avhengig av ytterlige ombygninger utenfor flomveien. Tiltakene tatt i bruk for flomvei er overførbare til andre områder, både ved endring av eksisterende areal og ved opprettelse av nye flomveier. Figur 3 viser den komplette flomveien med noen av de valgte tiltakene etablert.

## Takksigelser

Vi ønsker å takke Marie Langsholt Holmqvist og Mats Odden i Bymiljøetaten for informasjon om gater/sykkelveier og kunstgressbaner.

## Referanser

Klimaetaten (2019). Klimaendringer og klimautfordringer i Oslo mot år 2100. Rapport fra klimaetaten i Oslo kommune; 16 sider

Lindholm, O., L. Buhler, J. Bjerkholt, Hva hvis monsterregnet fra København 2. juli 2011 hadde falt i Norge? (What if the monster rain from Copenhagen on 2 July 2011 had fallen in Norway?). VANN, 2013. 03: p. 10.

Lundin, K.H., H. Mazloum, M.S. Holthe (2021). Flom i urbant område. Trygg flomvei og bruk av idrettsanlegg som oversvømmelsesareal. Bacheloroppgave ved Oslo MET; 79 sider  
[https://www.researchgate.net/publication/352551054\\_Flom\\_i\\_urbant\\_omrade](https://www.researchgate.net/publication/352551054_Flom_i_urbant_omrade)  
Lest 20.06.2021

Meteorologisk institutt (2021). Det blir våtere. Artikkel fra Meteorologisk institutt:  
<https://www.met.no/vaer-og-klima/det-bli-vatere>  
Lest 23.06.2021

Oslo byleksikon (2018) Torshovbekken. Artikkel fra Oslo byleksikon  
<https://www.oslobyleksikon.no/side/Torshovbekken>  
Lest 20.06.2021

Oslo kommune (2013). Strategi for overvannshåndtering i Oslo. Rapport fra Oslo kommune; 14 sider

Oslo kommune (2016). Plan for sykkelveinetten i Oslo. Rapport fra Oslo kommune

Oslo kommune (2020). Gatennormal og normark. Hentet fra Oslo kommune

Tredje natur (2019) Enghaveparken – Climate park. København: <https://www.tredjenatur.dk/en/portfolio/enghaveparken-climate-park/>  
Lest 21.06.2021





# Vedlegg



## V.1 «Registrering Overvann»

«Registrering Overvann» utføres etter innlogging i appen *Collector for ArcGIS*, utviklet av Oslo kommune. Dataene lagres i den kommunale databasen.

### Formål med registreringen

1. Lokal områdekunnskap er viktig for å planlegge gjennomførbare overvannsløsninger. Registrering i felt (se prosedyre 1 under) utføres for følgende overvannsrelaterte data:

- status for eksisterende nedsenkninger i terrenget,
- status for dreneringslinjer,
- status for antall taknedløp som går ned i bakken,
- vurdering av muligheter for bruk av offentlige arealer til fordrøyning av overvann,
- forslag til justering av eksisterende «utrygge» dreneringslinjer til trygge flomveier.

2. For å kunne beskrive avrenningsmønster i flommodellen mest mulig riktig, unngå feilaktige oppstuvninger av overvann og ikke underestimere vannmengder som overføres nedstrøm er det viktig å få beskrevet flest mulig av stikkrennene som har stor betydning for avrenningsmønster ved nedbør (se prosedyre 2 under).

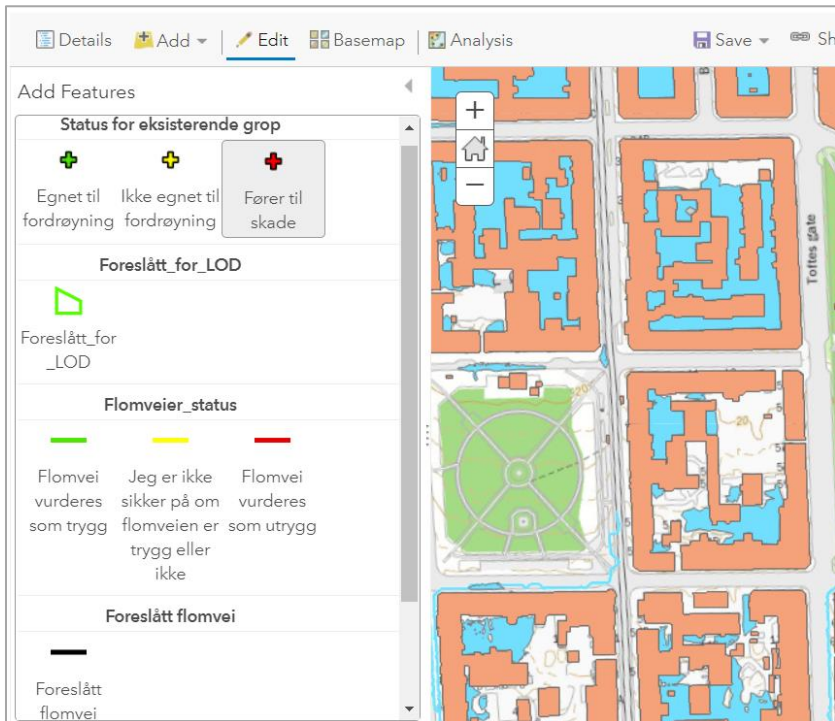
### Prosedyre 1

Relevante kartlag aktiveres og deaktiveres under «Content». Følgende fem kartlag skal være aktive: Status for eksisterende grop, Foreslått for LOD, Flomveier status, Foreslått flomvei, Taknedløp.

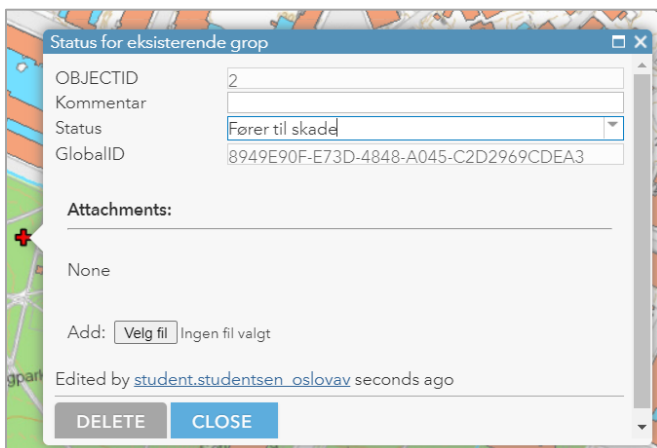
I tillegg bør følgende informasjonskartlag aktiveres: Dreneringslinjer2019 50cm, Bygninger fotavtrykk, Fyllområder i terrenget, Dreneringslinjer50000, BakgrunnFarge.

Velg «Edit» i meny og marker en av de fem kategoriene du ønsker å registrere data for. Flytt markøren til et sted i kartet der du ønsker å legge inn registrering, klikk i kartet og fyll ut predefinerte egenskaper for valgt kategori og legg ved bilde(r).

Kartlegging av status for eksisterende nedsenkninger i terrenget utføres ved å velge «Status for eksisterende grop».



Klikk på en grop (Fyllområder i terrenget) i bakgrunnskartet og fyll ut tabellen. Legg ved bilde(r) og skriv i kommentarfeltet din vurdering av status med hensyn til potensielle skader og muligheter for LOD.



Man kan velge mellom tre kategorier for klassifisering:

1. Egnet til fordroyning. Eksempler: Et åpent, dårlig vedlikeholdt parkområde, en fotballbane, en skatepark, en stor asfaltert parkeringsplass, mm.

2. Ikke egnet til fordrøyning. Eksempler: En kirkegård, et gresstak over P-kjeller, en lekeplass ved siden av en barnehage, mm.
3. Fører til skader (les videre).

Følgende risikokategorier for skader bør vurderes for nedsenkninger i terrenget:

- Potensiell innlekking av overvann i bygninger, P-kjeller
- Potensiell oversvømmelse av veidumper med påfølgende trafikkforsinkelser
- Potensiell oversvømmelse av fortau og hindring for gående
- Potensielle store (dype) vannoppsamlinger ved lekeplasser

Dersom en eller flere av de ovennevnte risiko gjelder, settes status til «Fører til skade».

Gjør en nærmere vurdering av områder som er klassifisert til «Egnet for fordrøyning». Er det mulig å utvide disse områder for å håndtere større vannmengder? Ser du andre arealer som ikke inngår i kartlaget «Fyllområder i terrenget» som kan egne seg til oppsamling av overvann etter en terrengjustering? Se på de grønne arealene i kartlaget «BakgrunnFarge», vurder store parkeringsarealer, fotballbaner, osv. Din vurdering av mulig anvendelse av arealer til LOD gjør du ved å velge «Foreslått\_for\_LOD». Klikk i kartet på et areal som du vurderer som egnet og tegn en polygon. Fyll ut tabellen og legg ved bilder.

Foreslått\_for\_LOD

OBJECTID	1
Kommentar	
GlobalID	3D01C91F-E4CF-4F3B-AC8D-E10ABFBE970E
Shape__Area	
Shape__Length	

**Attachments:**

None

Add:  Ingen fil valgt

Edited by [student.studentsen\\_oslovav](#) seconds ago

Kartlegging av status for dreneringslinjer utføres ved å velge «Flomveier\_Status». Klikk i kartet på en dreneringslinje og tegn en strekk som din registrering skal gjelde for. Dreneringslinjer klassifiseres i tre kategorier; trygge, usikre og utrygge ut fra risiko for potensielle skader.

Følgende risiko for skader bør vurderes for klassifisering av dreneringslinjer:

- Innlekking av overvann i bygninger, P-kjeller, undergang, T-bane, mm. der dreneringslinjer treffer en bygningskonstruksjon, nedkjørsel til P-kjeller, osv.
- Potensielle erosjonsskader i bratte veier spesielt med dumper, oppsprukken asfalt eller gruslagte avkjørsler.
- Potensielle erosjonsskader i grønne områder der store dreneringslinjer (50000) er i bratt terreng og/eller krysser gruslagte gangveier.
- Dreneringslinjer som krysser fortau og kan være til hindring for gående.
- Store (50000) dreneringslinjer i sterkt trafikkerte veier, spesielt med offentlig transport.
- Mange/ store dreneringslinjer mot små, normalt tørre bekker med flere stikkrenner under veier og med trase gjennom private hager.
- Dreneringslinje treffer en transformatorstasjon eller et annet teknisk bygg. Spesielt høy risiko dersom det skulle være en lav dørterskel og en grop ved bygget.

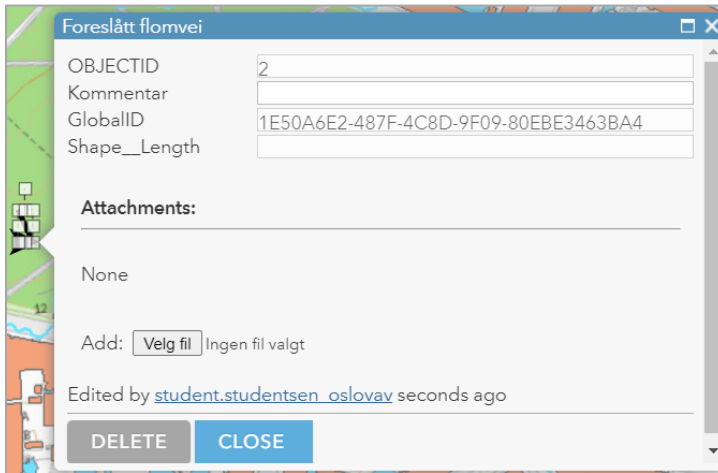
Dersom en eller flere av de ovennevnte risiko gjelder, settes status til «Flomvei vurderes som utrygg». Fyll ut tabellen. Legg ved bilde(r) og skriv i kommentarfeltet din vurdering av status med hensyn til potensielle skader.

Flomveier_status	
OBJECTID	1
Kommentar	
Status ved lyskryss	Flomvei vurderes som utrygg
GlobalID	FD6D1EC7-DC11-4D2D-AF70-375DBC58B1F9
Shape_Length	
Edited by <a href="#">student.studentsen_oslovav</a> seconds ago	
<input type="button" value="DELETE"/> <input type="button" value="CLOSE"/>	

For dreneringslinjer som blir klassifisert som usikre og utrygge gjør en vurdering av omgivelser og hvorvidt det er mulig å lede regnvann i en annen trygg retning, og kanskje til et sted der vannet kan fordrøyes. Foreslå gjerne justeringer av terrenget, for eksempel fartsdump, høy/ lav fortauskant, justering av veiprofil, mm. Her skal det tenkes kreativt.

Forslag til justeringer av traseer til utrygge dreneringslinjer gjøres ved å velge «Foreslått flomvei». Klikk i kartet og tegn en strekk som din registrering skal gjelde

for. Fyll ut tabellen. Legg ved bilde(r) og skriv i kommentarfeltet din vurdering av status med hensyn til mulig vannavledning i en annen retning.



OBJECTID	2
Kommentar	
GlobalID	1E50A6E2-487F-4C8D-9F09-80EBE3463BA4
Shape__Length	

Attachments:

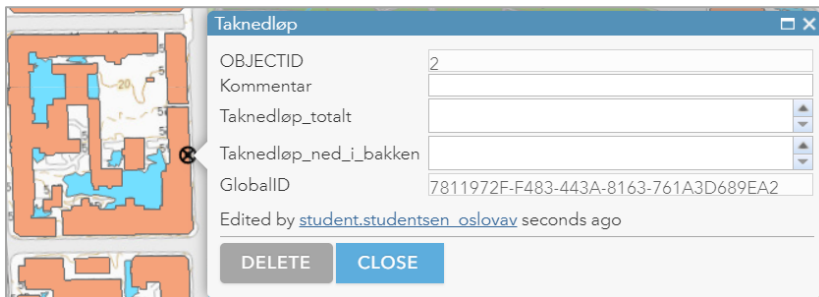
None

Add:  Ingen fil valgt

Edited by [student.studentsen\\_oslovav](#) seconds ago

Dersom man ikke ser noen alternative trygge veier for en utrygg dreneringslinje, skal dette kommenteres. Disse områder skal undersøkes nærmere.

For å kartlegge status av taknedløp velg «Taknedløp» og klikk på kartlaget «Bygninger fotavtrykk». Det skal utføres en registrering for hvert sammenhengende bygg i «Bygninger fotavtrykk». Fyll ut tabellen.



OBJECTID	2
Kommentar	
Taknedløp_total	
Taknedløp_ned_i_bakken	
GlobalID	7811972F-F483-443A-8163-761A3D689EA2

Edited by [student.studentsen\\_oslovav](#) seconds ago

Ta bilder av både gode og dårlige eksempler på taknedløp. Gode eksempler er når taknedløp rettes bort fra en husvegg til plen eller inn i en blomsterkasse. Dårlige eksempler er når taknedløp går ned i baken med ukjent resipient eller når vann ledes ut på en vei. For det siste eksempelet kan det være en veisluk nedstrøms taknedløp. Forsøk å få med sluket på bildet.

Registrering av taknedløp skal kun utføres fra offentlig tilgjengelige arealer eller etter utsendelse av varslingsbrevet om befaring fra kommunen.

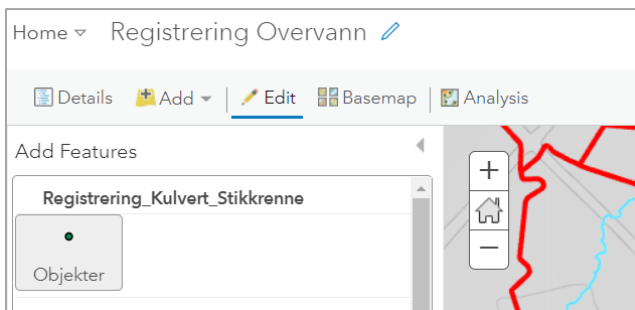
## Prosedyre 2

Relevante kartlag aktiveres og deaktiveres under «Content». Følgende fem kartlag skal være aktive: Registrering Kulvert Stikkrenne, FKB kulvert og stikkrenne, Kulverter fra VAV, Historiske elver og bekker 2016, Dreneringslinjer50000.

Se i kartet etter svarte markeringer for stikkrenner i ditt nærrområde. Ikke alle stikkrenner og kulverter er med i kartgrunnlaget. Det skal også utføres registreringer av stikkrenner som er ikke med, dersom man skulle oppdage noen under befaringen.



Velg «Edit» i meny, klikk på «Objekter» under «Registrering\_Kulvert\_Stikkrenne».



Flytt markøren til et sted der du ser en stikkrenne, zoom inn, klikk i kartet og fyll ut predefinerte egenskaper i tabellen. Det skal utføres separate registreringer for inn- og utløp for hver stikkrenne. Ta bilder og legg ved på hver registrering.



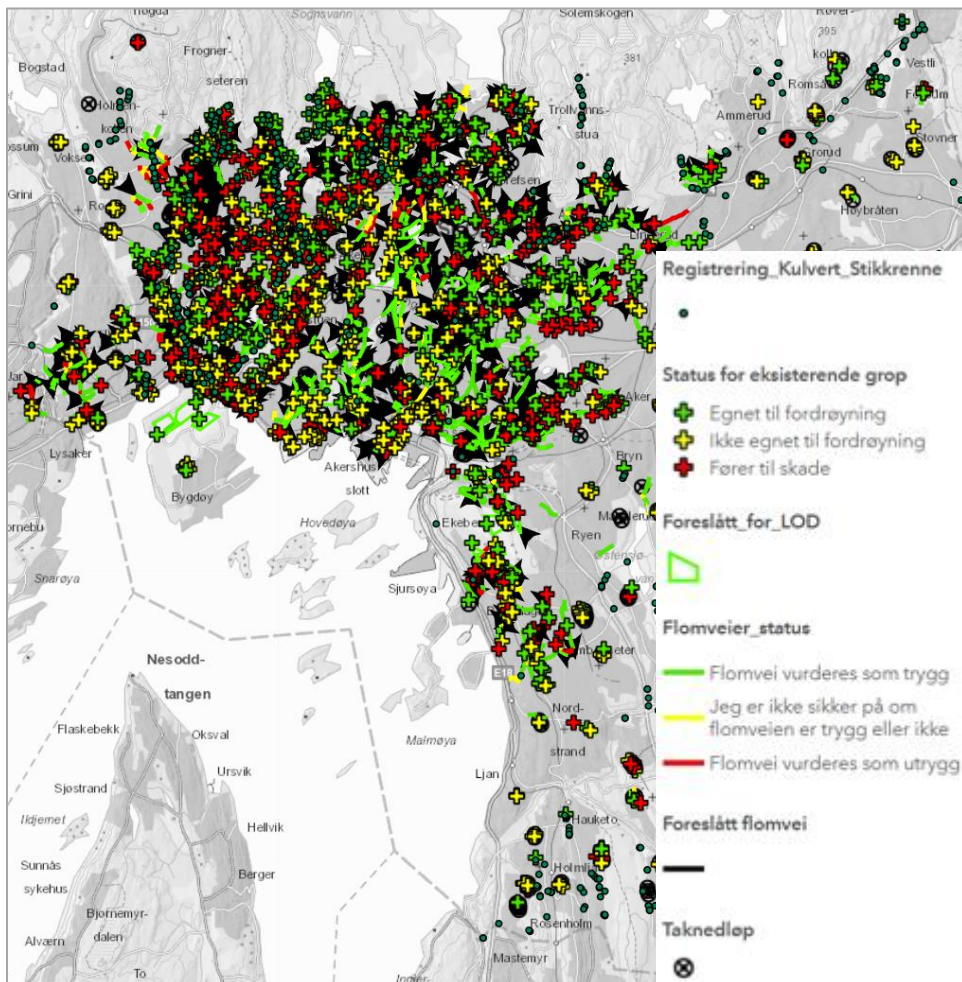
Registrering\_Kulvert\_Stikkrenne

Type	<input type="text"/>
Tilknyttet lukka drens	<input type="text"/>
Gjennomlop for elv bekk	<input type="text"/>
Materialtype	<input type="text"/>
Tversnittform	<input type="text"/>
Diameter	<input type="text"/>
Bredde	<input type="text"/>
Hoyde	<input type="text"/>
Lengde	<input type="text"/>
Overfylling_meter	<input type="text"/>
Rist	<input type="text"/>
Spesielle problemer	<input type="text"/>
Kommentar	<input type="text"/>

Dersom enkelte av de foreslåtte stikkrenner i kartet faktisk ikke finnes i feltet, ta bilder av lokaliteten og skriv kommentar med situasjonsbeskrivelse, og beskriv også veien du tror vannet renner ved nedbør.

## Resultater

Registreringer lagres i en intern database hos Vann- og Avløpsetaten i Oslo kommune, som vist på bildet under.



Tegnforklaring

Registrering\_Kulvert\_Stikkrenne

- 

Status for eksisterende grop

- ⊕ Egnet til fordøyning
- ⊕ Ikke egnet til fordøyning
- ⊕ Fører til skade

Foreslått\_for\_LOD

- 

Flomveier\_status

- Flomvei vurderes som trygg
- Jeg er ikke sikker på om flomveien er trygg eller ikke
- Flomvei vurderes som utrygg

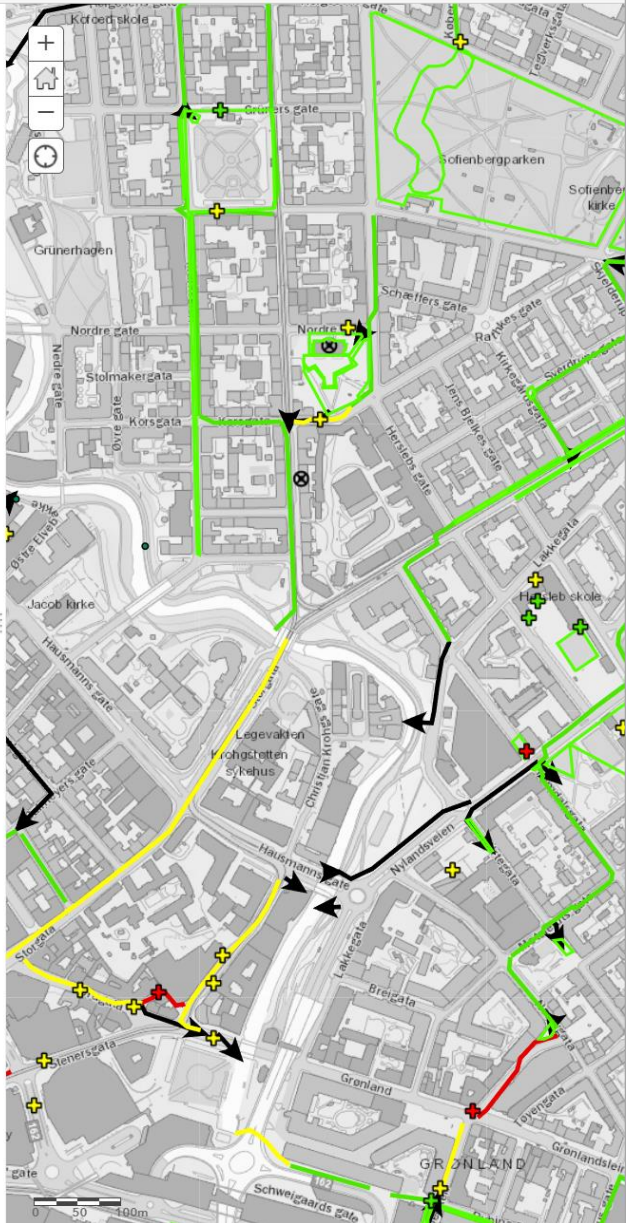
Foreslått flomvei

- 

Taknedløp

- ⊗

Trust Center Kontakt Eari



## V.2 Inndeling av urbane hydrologiske delnedbørsfelt

### Formål

Denne prosedyren er en del av metodikken for utarbeidelse av en plan for total overvannsdisponering (TOD).

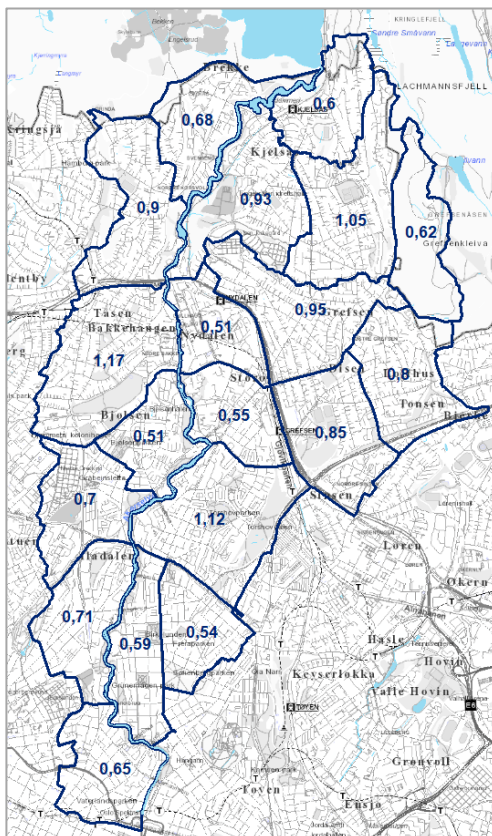
Formålet med prosedyren er å beskrive en fremgangsmåte for deling av hovedvassdragsnedbørsfelt inn i delnedbørsfelt.

### Prosedyre

Analysen utføres i et GIS-verktøy. ArcMap ble benyttet ved test av metodikken. Det anbefales å ta utgangspunkt i modellering av en styrtregn, for eksempel 200 års regn med klimafaktor (200KF) eller ekstremregnet fra København 2.7.2011 (CBH). Dette er ikke dimensjonerende nedbørshendelser. Likevel gir resultater fra modellering av styrtregnet et klart bilde for avrenning. Jo større regnet er jo mer tydelig er bildet. Det anbefales å bruke resultater fra en koblet MIKE FLOOD modell (MF).

Nødvendige kartlag:

- Nedbørsfelt for hovedvassdrag;
- Grenser for modellområdet;
- Bygg, veg, vassdrag, historiske vassdrag;
- Dreneringslinjer;
- GIS-beregnete delnedbørsfelt ut fra dreneringslinjer;
- Avløpssoner,
- Avløps- og overvannsnett med retningspiler;
- Maks vannføring med retningspiler på vannføring fra modellering.



### 1. Hvert delnedbørsfelt skal ha et areal på maks 1km<sup>2</sup>

Resultater fra denne analysen skal benyttes til vurdering av arealer for overvannstiltak som er nødvendige for å forebygge skader ved en dimensjonerende nedbørshendelse.

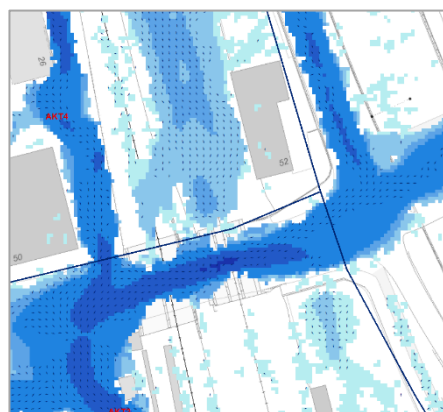
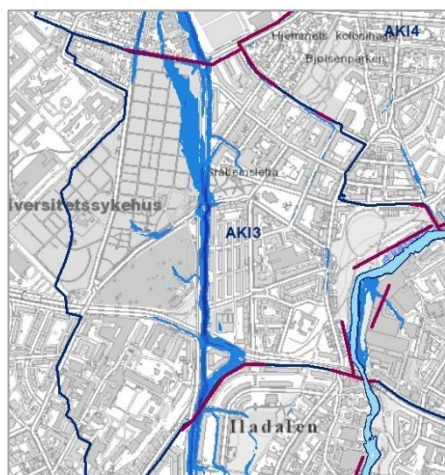
Det er utfordrende å sette opp en pålitelig vannbalanse til bruk i seinere planlegging av tiltak for store arealer. Det finnes mange usikkerheter på grunn av ufullstendig datagrunnlag i den hydrauliske modellen og høy kompleksitet av urban avrenning. Analyse av mindre områder med arealer opp til 1 km<sup>2</sup> gir bedre forståelse av avrenningsmønsteret, mer detaljert oversikt over eventuelle avvik og et egnet grunnlag for målrettet forbedring av datagrunnlaget for seinere analyser. Mindre arealer er også lettere å planlegge for av konkrete tiltak i en seinere fase.

### 2. Kontrollert antall av vannveier gjennom delnedbørsfeltets grenser

For å kunne studere utveksling av overflateavrenning mellom delnedbørsfeltene, skal antall vannveier som passerer grenser til et nedbørsfelt være så lavt som mulig. Dette er det viktigste momentet ved inndelingen.

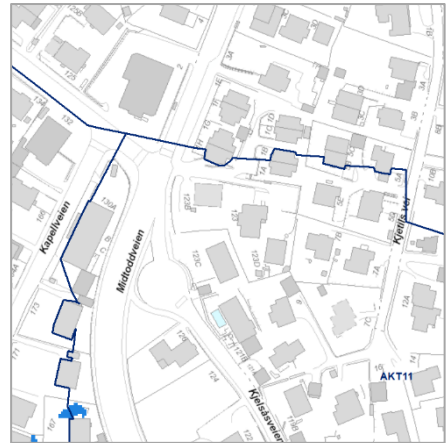
### 3. Vannveier parallelt med grenseskille mellom to delnedbørsfelt

I områder der vannføring er parallell med ønsket grenseskille mellom to delnedbørsfelt er det viktig å plassere delnedbørsfeltgrense enten på oversiden eller nedsiden av flomveien, slik at hele flomveien inngår i et av delnedbørsfeltene.



#### 4. Delnedbørsfeltgrenser må følge bygningens kontur

Delnedbørsfeltene skal blant annet anvendes for vurdering av ROS resultater. Delnedbørsfelt som er automatisk generert ut fra dreneringslinjer tar ikke hensyn til infrastrukturutforming. Det er dermed nødvendig å sørge for at ingen delnedbørsfeltgrenser krysser bygninger, men heller følger deres kontur.



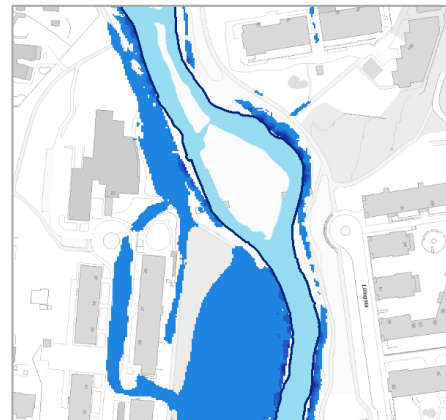
#### 5. Delnedbørsfeltgrenser må gå på den ene siden av veibanen

Ved seinere planlegging blir veiinfrastruktur vurdert til utvikling av kontrollerte trygge flomveier. Det er dermed viktig at delnedbørsfeltgrenser plasseres ved siden av veien (så langt bort fra veien som mulig), og ikke midt i veien.



#### 6. Delnedbørsfeltgrenser mot vassdrag

Delnedbørsfeltgrenser mot vassdrag skal følge FKB vassdragsavgrensning slik at det skal være mulig å synliggjøre oversvømmelse fra vassdrag i seinere fase.



#### 7. Hensyn til avløpssoner (tekniske avrenningsområder)

Et ønskelig, men i de mange områder uoppnåelig resultat fra arbeidet ville ha vært at grenser for urbane hydrologiske delnedbørsfelt var sammenfallende med avløpssoner. Dette ville ha forenklet oppsett av vannbalanse. Avløpssoner var i sin tid utviklet ut fra de samme prinsippene som omtales i denne prosedyren, dvs. ut fra et kontrollert antall inn og ut ledninger for hver sone. Det er enklere å oppnå ønsket fall på avløpssystemet da ledninger kan legges på ulike dybder for å oppnå selvfall, mens overflateavrenning bestemmes av terrengutforming. Dermed er prinsippet om å ta

hensyn til avløpssystemet kun veiledende. Det er likevel en fordel å gjøre en vurdering av lokalisering av grenser for avløpssoner og antall AF/OV ledninger som krysser grensen til aktuelt delnedbørsfelt. Dersom man lykkes med et begrenset antall av inn- og utgående vannveier, både over og under overflaten, vil man ha mulighet til å justere avløpssoner i etterkant.

#### 8. Navngiving

- Nummerering av delnedbørsfelt utføres separat for hvert hovedvassdrag.
- Nummerering utføres separat for høyere og venstre elvebredder av hovedvassdraget.
- Først navngis alle delnedbørsfelt som har kontakt med hovedvassdraget.
- De to første bokstavene er de første bokstaver i navnet på hovedvassdrag.
- Tredje bokstav er første bokstav i sidevassdrag.
- Alle delnedbørsfelt skal ha unike navn. I tilfelle det er behov for differensiering kan man ta med en fjerde bokstav i navnet.
- Nummerering starter nærmest utløpet av hovedvassdrag til resipient (Oslofjorden i caseområdet).

Eksempel på navngiving av urbane delnedbørsfelt i Akerselva nedbørsfelt:

AKI1 – er et delnedbørsfelt nærmest utløpet til Oslofjorden i Akerselva (AK) på venstre elvebredda med en historisk bekk – Ila bekken (I)

AKT7 – er et delnedbørsfelt øverst i Akerselva (AK) med grensen mot hovedvassdrag. På høyere elvebredda er det en historisk bekk, Torshovbekken (T). Selv om AKT7 ikke er innenfor avrenningsområdet til Torshovbekken, er det valgt å bruke denne ved navngiving da det ikke finnes andre store navngitte bekker i området. Dette er en vurderingssak i hvert tilfelle. Poenget er å ha en systematisk tilnærming. Dersom det skulle være vanskelig å velge bekk, kan det foreslås å bruke V for venstre bank og H for høyere bank som tredje bokstav ved navngiving.

AKT12 – er i marka, men bidrar med avrenning til byggesonen.

## V.3 On-line skjema «Meld inn overvannshendelse»

Registreringsskjema for allmenheten er tilgjengelig her: <https://arcg.is/1nS99m>.  
Tilgang til skjemaet finnes også på [www.stormwater.no](http://www.stormwater.no)

### Formål

Formålet med registrering av overvannshendelser er å samle inn data til kalibrering av flommodellen og tiltaksplanlegging.

### Prosedyre

Arbeid utføres ute i felt i forbindelse med nedbørshendelser.

Det skal registreres overvannshendelser som inntreffer som følge av alle typer regnhendelser; fra kortvarige med stor intensitet til langvarige med liten intensitet.

Det er ingen krav til når i nedbørshendelsesforløpet registreringen skal utføres. Det er imidlertid viktig å registrere tidspunkt for registreringen for at dataene skal kunne kobles mot IVF kurve ved nærmeste nedbørstasjon.

Registreringer kan også utføres i etterkant av en nedbørshendelse, så lenge det er synlige konsekvenser av nedbøren (vannoppsamlinger, erosjon, osv.).

For å starte en registrering, åpne «Del dine bilder og video av oversvømmelser – Intern» i nettleser.

Følg instruksjoner under utfylling av spørreskjemaet.

Var oppmerksom på å ta bilder mot et referanseobjekt.

Dersom du ønsker å dele flere enn tre bilder, som er maks. antall som kan kobles til en registrering, kan du opprette en ny registrering på samme sted.



## Registrerings skjema

### Del dine bilder og video av oversvømmelser - Intern

Har du sett at regnet skaper problemer eller gjør skade? Meld det inn!

Oslo kommune jobber med å sikre byen mot flomskader og trenger din hjelp. Ved å bidra er du med på å gjøre Oslo til en tryggere by. Du vil ikke få direkte tilbakemelding på dine registreringer men resultater av arbeidet vil bli offentliggjort senest i 2023.

#### Info om registreringen:

- Registrer både nye og gamle hendelser som du har bilder/video av.
- Informasjonen du legger inn må ikke være presis.
- Du trenger ikke å svare på alle punkter. Felt markert med \* må besvares
- Det legges inn en ny registrering for hver hendelse/ sted.

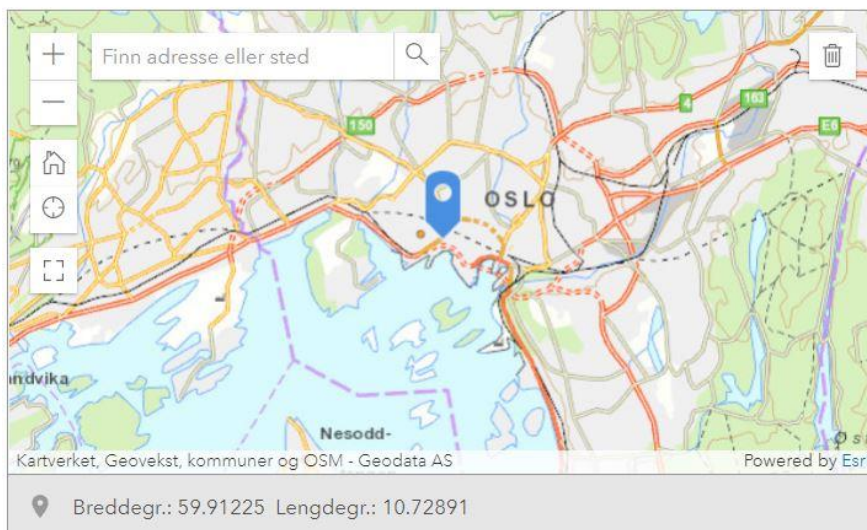
#### Når så du oversvømmelsen?\*

Det er en fordel at alle hendelser oppgis med dato og gjerne klokkeslett hvis mulig.

 2022-01-17	 18:53
--	---

#### Hvor skjedde oversvømmelsen?\*

Skriv inn adresse eller velg i kart.



### Last opp bilde av oversvømmelsen (1)\*

Vi er svært takknemlige for alle bilder og videoer fra hendelsen. Det vil gi oss bedre forståelse for hvor mye vann det er dreier seg om. Ved å legge bilder og video av oversvømmelser gir du rettighet til Oslo kommune for bruk av disse i sitt arbeid. Prøv å få med bygg, gjerde og et større området rundt oversvømmelsen.

Trykk her for å velge bilde-fil. (<10MB) 

### Last opp bilde av oversvømmelsen (2)

Trykk her for å velge bilde-fil. (<10MB) 

### Last opp bilde av oversvømmelsen (3)

Dersom du har flere bilder som du vil dele, vennligst opprett en ny registrering

Trykk her for å velge bilde-fil. (<10MB) 

### Last opp video av oversvømmelsen


Dersom du har flere videoer som du vil dele, vennligst opprett en ny registrering. Maks 10 MB


Trykk her for å velge fil. (<10MB, støtte: bmp, eps, ps, eps, ps, gif, jp2, jpg, jpeg, jpe, jpg, jpeg, jpe, jpg, jpeg, jpe, png, psd, sid, tif, tiff, tif, tiff, wmf, wps, avi, mpg, mpeg, mpv2, mpg, mpeg, mpv2, mov, qt, wmv, aif, mid, rmi, mid, rmi, mp2, mp3, mp2, mp3, mp4, mpa, mpg, mpeg, mpv2, mov, qt, ra, ram, ra, ram, wav, wma, doc, dot, docx, doc, dot, xls, xlt, xlsx, xls, xlt, pdf, ppt, pptx, txt, zip, 7z, gz, gtar, tar, vrml, gml, json, geojson, xml, mdb, csv)

### Hva er din opplevelse av hendelsen?

Her kan du utdype informasjon om oversvømmelsen du observerte og beskrive hvordan du opplevde situasjonen.

Hvilke skader eller ulemper tror du det fører til for folk, bygninger, veier, parker, osv.?



1000 

## Gjør vannet skade?\*

Ikke synlig skade

Store regnvannsmengder samles på terreng

Regnvann flommer i gaten

Fortauet blir oversvømt

Vann står opp på ytterveggen

Vann trenger inn i kjeller gjennom dreneringen eller kjellerveggen

Det kommer vann opp av sluk i kjelleren

Vann renner inn i P-kjeller

Vann renner inn et bygg fra bakkenivå

Det er skader i private hager

Trafikkstopp eller forsinkelser på grunn av oversvømt vei

Erosjon i vei/ grønt område

Vann spruter opp av kummen i gata/ fortau

Bekken renner ut over sine bredder

Annet

## Mål vanddybde (cm)

Oppgis i cm

12<sup>3</sup>

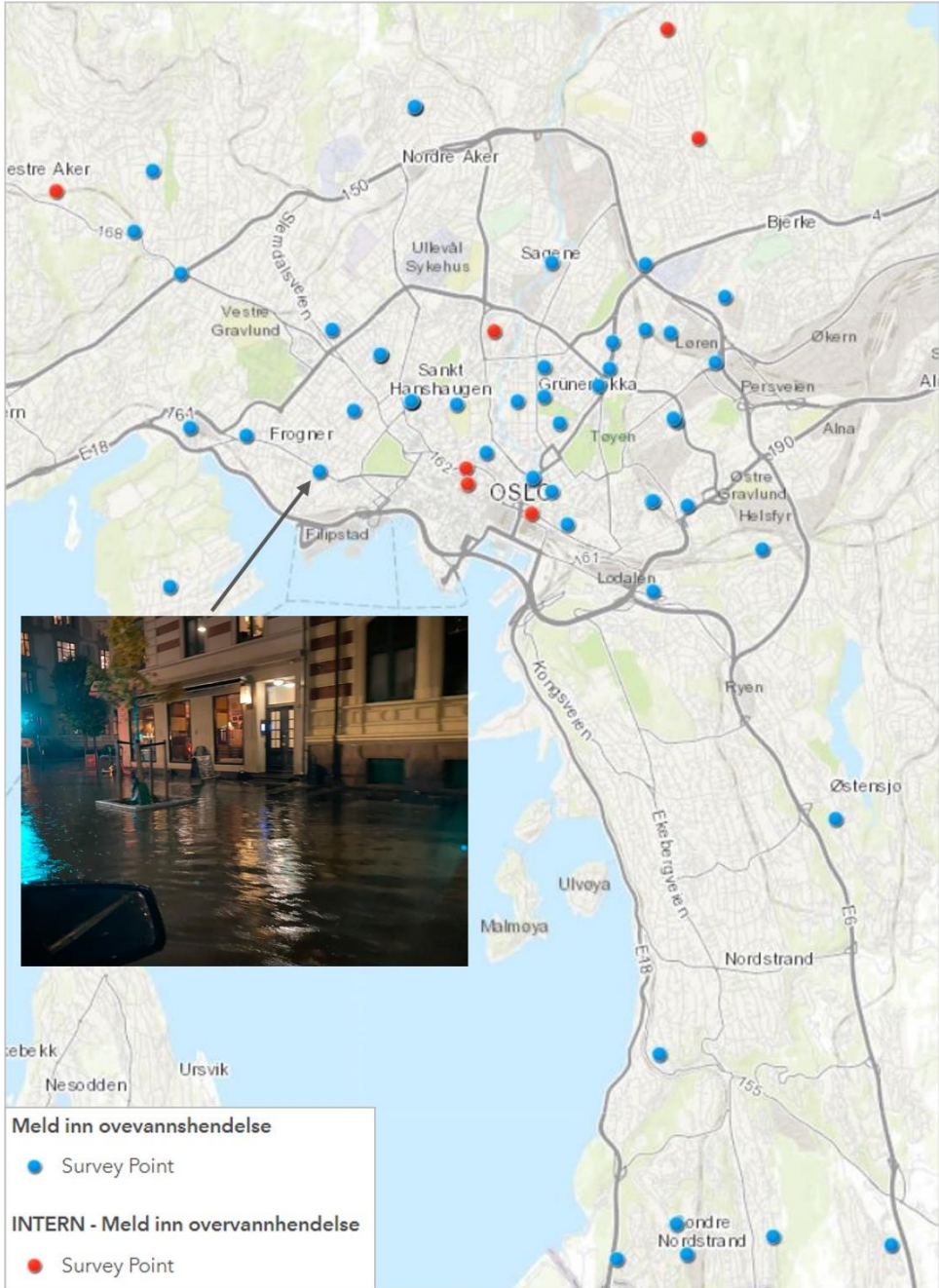
## Anslå hvor fort renner vannet på veien, gangveien (m/s)

Gå ved siden av vannstrømmen i samme fart, mål skritt i meter og tida du går

12<sup>3</sup>

## Resultater

Innmeldinger registreres i en intern database hos Vann- og Avløpsetaten i Oslo kommune, som vist på bildet under, med tilhørende registrerte beskrivelser og bilde-/ videofiler på hvert punkt.



## V.4 Kvantitativ ROS for urban flom

### Formål

Prosedyren beskriver metode for gjennomføring av en kvantitativ risiko- og sårbarhetsanalyse (ROS) for urban flom.

ROS analysen etter denne metodikken utføres i FME modell. Verktøyet gir mulighet til å relativt rask og automatisk kunne analysere store datamengder for ulike nedbørsscenarioer, basert på hydraulisk modellering. Resultater av arbeidet visualiseres i en ArcGIS on-line løsning med differensiert tilgang ut fra tjenstlige behov.

FME modellen kan lastes ned fra [www.stormwater.no](http://www.stormwater.no)

### Prosedyre

#### Klassifisering av risikokategorier

Metodikken benytter seks risikokategorier som det beregnes konsekvenser for:

- Liv og helse
- Natur og miljø
- Samfunnskritisk infrastruktur
- Sårbare samfunnsfunksjoner (F3)
- Bygg (F1 og F2)
- Fremkommelighet

Hver risikokategori kan beskrives med flere risikotyper. Oppsummering av risikokategorier, risikotyper og nødvendig datagrunnlag er sammenstilt i Tabell V.4-1.

#### Liv og helse

Risikokategorien «Liv og helse» inkluderer fire risikotyper. Mennesker kan bli utsatt for skade ved stor vanndybde (D). I bratt terreng kan risiko for skade oppstå ved lav D, men høy vannhastighet (V). Hydrodynamiske mekanismer, friksjonsstabilitet og momentstabilitet, kan påvirke stabiliteten til mennesker i en vannstrøm. Momentstabilitet er inkludert i metodikken, ved vurdering av dybdeintegret hastighet (DV). Analyse av D, V og DV utføres for alle arealer i byen, unntatt bebygde arealer.

Tabell V.4-1 Klassifisering av risikokategorier

Nr	Risikokategori	Risikotype	GIS kartlag	Modellresultater
1	Liv og helse	Drukning og ustabilitet av mennesker	Alle arealer unntatt bygg	D, V, DV
		Tilbakeslag - helseisiko fra forurensning i bygg	DEM, offentlig ledningsnett, stikkledninger, bygg, byggeår	P
		Oppstuvning - helseisiko fra forurensning ute	Alle arealer, unntatt bygg, offentlig ledningsnett	Q
		Overløp - helseisiko ved bading	Vassdrag, offentlig ledningsnett	Q
2	Natur og miljø	Oversvømmelse	Kultur og verneobjekter, bensinstasjoner, bedrifter med kjemikalieproduksjon, avfallsdeponier	D
		Erosjon	Nedlagte avfallsdeponier	D, V
		Overløp	Vassdrag, offentlig ledningsnett	Q
		Oppstuvning - forurensning i byrom	Grønne arealer, offentlig ledningsnett	Q
3	Samfunnskritisk infrastruktur	Oversvømmelse	Transformatorer  VA - pumpestasjoner	D
		Erosjon	Grøftetraseer, vei/ grønt	D, V
4	Sårbare samfunnsfunksjoner (F3)	Oversvømmelse	Bygg klasse F3	D
		Tilbakeslag	Terrengmodell, offentlig ledningsnett, stikkledninger, bygg, byggeår	P
		Erosjon	Ved bygg i klasse F3	D, V
5	Bygg (F1 og F2)	Oversvømmelse	Bygg klasse F1 og F2	D
		Tilbakeslag	Terrengmodell, offentlig ledningsnett, stikkledninger, bygg, byggeår	P
		Erosjon	Ved bygg klasse F1 og F2	D, V
6	Fremkommelighet	Trafikkstopp (6.1, 6.2 og 6.3) og ustabilitet av kjøretøy (6.1 og 6.2)	Vei (6.1), utrykningstraseer (6.2) T-bane/togspor (6.3)	DV, D
		Erosjon	Vei (6.1), T-bane/togspor (6.3)	D, V

I tillegg til mekaniske påvirkninger kan mennesker bli utsatt for skade ved forurensning fra avløp. Risiko for avløpsforurensning er identifisert ved tre analyser; tilbakeslag fra avløpssystemet via kjellersluk inn i bygg, ved oppstuvning av avløp fra kummer på terreng og ved overløp til vassdrag.

Risiko for tilbakeslag identifiseres ved å koble resultater for trykklinjeberegninger (P) i offentlig AF mot tilhørende bygg via stikkledninger. I en overordnet konsekvensanalyse for en hel by er det for tidskrevende å analysere hver enkel ledningsstrekning med hensyn til nøyaktig dybde på ledninger og kjellere. Registrerte kjellerdata i den kommunale kartdatabasen er usikre. For å ta hensyn til terrengvariasjoner mellom ledningsnett og bebyggelsen kan terrengmodellen (DEM) brukes til å beregne høydevariasjoner mellom start- og stoppunkt på stikkledninger. På grunn av historiske variasjoner i offentlige krav til minimumshøyde for kjellerslukkivå over topprør på kommunalledning, inkluderes informasjon om byggeår i analysen.

Helserisiko ved oppstuvning og ved overløp identifiseres ved vurdering av akkumulert vannmengde (Q) opp på terrenget og ut fra overløp.

### Natur og miljø

Ved vurdering av risikokategorien «Natur og miljø» analyseres fire risikotyper. Vanndybde (D) benyttes for å analysere oversvømmelse av infrastruktur som kan påvirke miljøet negativt. Dette er for eksempel bedrifter som håndterer miljøfarlige kjemikalier og avfallsdeponier. I tillegg til miljøaspekter, inkluderer risikokategorien objekter som har kulturell eller historisk verdi. Nedlagte avfallsdeponier er dekket og blir ikke påvirket ved oversvømmelse. Disse kan likevel utgjøre en miljørisiko ved erosjon. Overløp og oppstuvning vurderes tilsvarende som for «Liv og helse».

### Samfunnskritisk infrastruktur

Analyse av risiko for skade på samfunnskritisk infrastruktur består av vurdering av to risikotyper. Risiko for oversvømmelse av transformatorer og pumpestasjoner vurderes ved analyse av D. Da risiko for erosjon varierer med kornstørrelse på underlaget, utføres analysen av D og V separat for henholdsvis permeable og impermeable overflater. For å kunne koble resultater mot infrastruktur under bakken, anvendes et konstruert GIS kartlag for grøfter. For å skape dette kartlaget kan VA ledninger bufres ut med en meter på hver side.

### Fremkommelighet

Vurdering av «Fremkommelighet» er splittet i tre separate vurderinger; alle veier, veier som benyttes som utrykningstraseer av nødetatene og tog/t-bane spor. Vannoppsamlinger (D) kan føre til saktegående trafikk, mens dybdeintegret hastighet (DV) kan påvirke kjøretøyenes stabilitet. Erosjonsrisiko vurderes for alle veier og spor.

## Sårbare samfunnsfunksjoner og bygg

Analyse av «Sårbare samfunnsfunksjoner (F3)» og «Bygg (F1 og F2)» utføres for tre risikotyper; oversvømmelse, tilbakeslag og risiko for erosjon som beskrevet ovenfor for andre risikokategorier. Det er benyttet bygg-klassifisering med utgangspunkt i Tek17 med mindre justeringer (Tabell V.4-2).

*Tabell V.4-2 Fordeling av bygningsmassen mellom bygningskategoriene F3 og F1/F2 iht. TEK17.*

<b>Risikokategori</b>	<b>Innhold</b>
<b>4 - Sårbare samfunnsfunksjoner (F3)</b>	Sykehus Syke-/pleiehjem Brannstasjon Politistasjon Sivilforsvarsanlegg Barnehage Tog/ T-bane stasjon Andre skjermede objekter
<b>5 - Bygningskader (F1 og F2)</b>	Alle andre bygg som er ikke omfattet av F3

## **Etablering av FME modell**

Konsekvensanalyse utføres i FME modell ved å koble sammen relevante GIS kartlag og modelleringsresultater fra den treveiskoblede hydrauliske flommodellen. En FME modell er satt opp for å teste denne metodikken. Modellen kan gjenbrukes enten på det opprinnelige formatet eller ved å justere enkelte parametere.

Relevante GIS kartlag innhentes fra kommunal kartdatabase og konstrueres ved behov ut fra tilgjengelige data, f.eks. som grøftetraseer beskrevet ovenfor. Maksimale verdier for D og V for hver celle med oppløsning 1m×1m postprosesserer fra modelleringsresultater. Maksimale verdier for DV identifiseres etter multiplikasjon av D og V for hver celle i hvert beregningssteg i MIKE Zero. Trykklinje i offentlig ledningsnett (P) etterkalkuleres i Mike Urban med utgangspunkt i modelleringsresultater for ledningsnett. Akkumulert vannføring (Q) ut fra kummer på terrenget og ut fra overløp etterkalkuleres fra modelleringsresultater ved hjelp av MIKE View og ArcGIS.

Terskelverdier angitt i Tabell V.4-3 er definert med utgangspunkt i litteraturstudier. Verdiene er tilpasset til lokale forhold etter data som er tilgjengelig for analyse.



Tabell V.4-3 Terskler for skade til FME for totalt fem konsekvensverdier fordelt på tre risikokategorier

Enhet: D [m], V[m/s], DV [m <sup>2</sup> /s], Q [l/s], P [m]					
Risikotype	Lav		Middels		Høy
	1	2	3	4	5
Drukning og ustabilitet av mennesker, RK 1	DV = 0,1-0,22 eller D = 0,1- 0,2	DV = 0,22-0,6 eller D = 0,2 -0,3	DV = 0,6 - 0,8 eller D = 0,3 -0,4	DV = 0,8 - 1,2 eller D = 0,4 - 1,2	DV > 1,2 eller D > 1,2 eller V > 3
Oversvømmelse, RK 2, 3, 4, 5	D > 0,2 0-12% O	D > 0,2 13-25% O	D > 0,2 26-38% O	D > 0,2 39-50% O	D > 0,2 >50% O
Oversvømmelse, RK 3	D > 0,2 for < 2 TS/PS		D > 0,2 for 2-10 TS/PS		D > 0,2 for >10 TS/ PS
Trafikkstopp og ustabilitet av kjøretøy, RK 6.1	DV < 0,3 og D < 0,1	DV < 0,3 og D < 0,2	DV = 0,3 - 0,6 og D < 0,2	DV < 0,6 og D = 0,2-0,5	DV > 0,6 og D > 0,5
Trafikkstopp og ustabilitet av kjøretøy, RK 6.2	DV < 0,3 og D < 0,1		DV = 0,3 - 0,6 og D < 0,2		DV > 0,6 og D > 0,2
Trafikkstopp, RK 6.3	D > 0,05		D > 0,1		D > 0,3
Erosjon, RK 2, 3, 4, 5, 6	Løst dekke og D > 0,1 og V > 0,5		Løst dekke og D > 0,1 og V > 1		Løst dekke og D > 0,1 og V = 2
	Fast dekke og D > 0,1 og V > 2		Fast dekke og D > 0,1 og V > 3		Fast dekke og D > 0,1 og V > 4
Overløp, RK 1, 2	Q < 5		Q < 100		Q > 100
Oppstuvning, RK 1, 2					
Tilbakeslag, RK 1, 5	P > 0,9 for bygg etter 1982 and P > 0,5 for resten				

Enkelte risikotyper er gjentakende for ulike risikokategorier (RK). For eksempel, risikotype «oversvømmelse» berører bygg under RK 2, 3, 4 og 5. Analysen kjøres derfor samlet for alle bygg. Tilhørende byggegenskaper beholdes i kartgrunnlaget for sortering av bygg innenfor hver risikokategori i etterkant av konsekvensberegningen. I analysen forutsettes det at bygg kan få skader fra overvann ved vanndybder større enn 0,2 m. Omfanget av skaderisiko er avhengig av hvor mange vannfylte celler som berører byggets omkrets (O). På grunn av unøyaktig beskrivelse av grenseskille mellom bygg og terreng i Mike 21 modellen berører ikke nødvendigvis vannfylte celler fra modelleringsresultater byggets omkrets. Derfor er det opprettet en buffersone på 1 m rundt byggearealer.

En generell vurdering av fremkommelighet på alle veier gjøres med tersker for D og DV for RK=6,1. Da utrykningstraseer har stor betydning ved en kritisk flomsituasjon, har det blitt brukt strengere terskler ved konsekvenstesting av disse. Normalt vurderes risiko for utrykningskjøretøy med mindre strenge terskler, fordi f.eks. brannbiler kan kjøre gjennom større vanndybder og tåler kraftigere vannstrøm enn

personbiler. Likevel vil i en tett by fremkommeligheten av selv tunge utrykningskjøretøy bli forsinket av annen trafikk. Allerede mindre vannoppsamlinger langs tog- og t-banespor kan medføre stopp i trafikken på grunn skade på elektriske styringsenheter langs sporene. For å unngå overestimering av risiko settes brede på sporene til 1,435 m.

Erosjon er en annen parameter som inngår i vurdering av flere risikokategorier. Risiko for erosjon undersøkes ved vurdering av D og V for løst og fast dekke samlet for hele byen.

Sammenkobling av 2D overflatemodell og 1D ledningsnettmodell via avløpskummer gir en upresis beskrivelse av hydraulisk utveksling, men det er det beste som en kunne få til med det kartgrunnlaget kommunen har. En av de største konsekvensene av avviket kan være at i modellen forsvinner mer vann inn i avløpssystemet enn det som faktisk skjer. Dette vil blant annet medføre underestimert risiko for bygningsskader fra overflaten. Beregning av risiko for tilbakeslag reduserer usikkerhet ved eventuelt for lite overvann på overflaten. Ved vurdering av risiko for tilbakeslag brukes to terskler med utgangspunkt i historiske regelverksendringer. For bygg oppført før 1982 kan tilbakeslag via kjellersluk inntreffe allerede ved trykknivå over topprør på 0,5 m. For nyere bygg er risiko redusert til et trykknivå på 0,9 m. Kun bygg som er påkoblet felles avløpssystem blir vurdert.

Ingen terskler for vurdering av forurensningsrisiko fra oppstuvning og overløp er identifisert. Det legges derfor opp til en enkel vurdering av om det finnes risiko for skade eller ikke. Det er også mulig å vekte risiko mellom ulike utslippspunkter ut fra Q, men dette er nedprioritert ved den første testen av metodikken.

### **Visualisering av resultater**

Alle resultater fra FME analysen kan presenteres i kart og grafisk. Valg av innhold ved presentasjon av resultater er avhengig av brukerbehov. Resultater fra denne analysen vil i første omgang bli anvendt internt i kommunen. Visualisering av analyseresultater utføres i *ArcGIS online* ved bruk av dashbord. Tilgangen til ulike datasett differensieres ut fra tjenstlige behov.

Geografisk og administrativ avgrensning for presentasjon av resultater kan variere etter behov. Resultater presenteres enten for hele byen, eller per nedbørsfelt, delnedbørsfelt eller bydel. Ved testen av metodikken er det valgt å klassifisere risiko i tre risikoklasser; lav, middels og høy. Antall risikoklasser og farger kan enkelt endres.

Bearbeidelse og visualisering av resultater fra FME kan utføres på følgende måter; konsekvenser per risikotype, konsekvenser per risikotype per risikokategori, konsekvenser per risikokategori og total risiko. Konsekvenser for risikotype kan visualiseres etter oppsettet vist i Tabell V.4-3. Visualisering av konsekvenser for risikotyper per risikokategori kan utføres som vist i Tabell V.4-4.

Tabell V.4-2 Visualisering av konsekvenser for risikotype per risikokategori

Nr	Risikokategori	Risikotype	Lav	Middels	Høy
1	Liv og helse	Drukning og ustabilitet av mennesker	<b>Arealer</b> med konsekvensfarge		
		Tilbakeslag - helserisiko fra forurensning i bygg	<b>Alle bygg</b> med konsekvensfarge		
		Oppstuvning - helserisiko fra forurensning ute	<b>Utslippspunkter</b> med farge og mengder		
		Overløp - helserisiko ved bading	<b>Utslippspunkter</b> med farge og mengder		
2	Natur og miljø	Oversvømmelse	<b>Avfallsdeponi, kultur, verne- og næringsobjekter</b> med konsekvensfarge		
		Erosjon	<b>Nedlagt avfallsdeponi</b> med konsekvensfarge		
		Overløpsutslipp	<b>Utslippspunkter</b> med farge og mengder		
		Oppstuvning - forurensning i byrom	<b>Utslippspunkter</b> med farge og mengder		
3	Samfunnskritisk infrastruktur	Oversvømmelse	<b>TS/PS bygg</b> med konsekvensfarge		
		Erosjon	<b>Grøftetraseer</b> med konsekvensfarge		
4	Sårbare samfunnsfunksjoner (F3)	Oversvømmelse	<b>F3 bygg</b> med konsekvensfarge		
		Tilbakeslag fra AF	<b>F3 bygg</b> med konsekvensfarge		
		Erosjon	<b>Arealer</b> ved F3 bygg med konsekvensfarge		
5	Bygg (F1 og F2)	Oversvømmelse	<b>F1 og F2 bygg</b> med konsekvensfarge		
		Tilbakeslag fra AF	<b>F1 og F2 bygg</b> med konsekvensfarge		
		Erosjon	<b>Arealer</b> ved F1 og F2 bygg med konsekvensfarge		
6	Fremkommelighet	Trafikkstopp og ustabilitet av kjøretøy (felles)	<b>Vei og spor</b> inkl. utrykningstraseer med konsekvensfarge		
		Trafikkstopp og ustabilitet av kjøretøy (generel)	<b>Vei og spor</b> eks. utrykningstraseer med konsekvensfarge		
		Trafikkstopp og ustabilitet av kjøretøy (utrykningstrase)	<b>Utrykningstraseer</b> med konsekvensfarge		
		Erosjon	<b>Vei og spor</b> med konsekvensfarge		

Etter FME analysen har alle celler (1m×1m) med utslag på skaderisiko fått tilordnet en konsekvensverdi per risikotype. En celle kan ha én, flere eller ingen verdier for ulike risikotyper.

Beskrivelse under gjelder beregning for nedbørsfelt, men kan enkelt tilpasses en annen geografisk eller administrativ avgrensning.

### **Beregning av total konsekvens for en risikokategori**

Samlet risiko for hver risikokategori beregnes ved å summere konsekvensverdi for alle risikotyper innenfor respektiv kategori.

Konsekvensverdier (fra 1 til 5) per celle og risikotype summeres innenfor hvert nedbørsfelt for en valgt risikokategori. For å ta hensyn til eventuelle forskjeller i størrelse på nedbørsfeltene deles den totale summen av konsekvenser i et nedbørsfelt på nedbørsfeltets areal.

$$Konsekvens(x)_{nedbørsfelt} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{Konsekvensverdi}(x)_{celle}}{\text{Areal}_{nedbørsfelt}}$$

NB! Total risiko, som inkluderer konsekvenser av alle risikokategorier, skal ikke beregnes på dette stadiet. Da flere risikotyper inngår i flere risikokategorier kan addisjon av alle risikotyper føre til en kraftig underestimering av den totale risikoen.

### **Vekting av risikokonsekvenser for hver risikokategori mellom nedbørsfelt**

Nedbørsfeltet med størst konsekvens tilordnes poengsummen 100. Deretter fordeles konsekvenser til de resterende nedbørsfelt relativt til nedbørsfeltet med størst konsekvens.

$$\text{Relativ konsekvensfordeling (RKF)} = \frac{\text{Konsekvenspoeng}_{nedbørsfelt,x}}{\text{Konsekvenspoeng}_{nedbørsfelt,max}} \times 100\%$$

### **Total konsekvens per nedbørsfelt**

Betydning av ulike risikokategorier for total risiko vektet likt inntil noe annet blir bestemt.

$$\text{Total konsekvens} = \frac{RKF_1 + RKF_2 + RKF_3 + RKF_4 + RKF_5 + RKF_6}{6}$$

Resultater sammenstilles i en tabell som omfatter verdier for «konsekvens» per risikokategori, «relativ konsekvensfordeling» per risikokategori og «total konsekvens».

### **Validering mot registrerte skadedata**

Kommunen har ikke skadedata for ekstreme nedbørshendelser. Muligheten for validering av resultater fra konsekvensanalysen er dermed veldig begrenset. Det eneste datasettet som er tilgjengelig er forsikringsskadedata for bygg fra Finans

Norge. Disse data er registrert ved betydelig mindre nedbørmengder enn en ekstremregnsscenario, men kan være anvendbare for å identifisere eventuelle mønster i forventet skadefordeling i byen. Validering av resultater for risikoanalysen på overordnet nivå utføres ved å sammenligne hot spots for bygningsskader identifisert i FME (oversvømmelse + tilbakeslag) med hot spots for registrerte forsikringsskader.

### Valg av datagrunnlag for analysen

Denne metoden er utarbeidet med utgangspunkt i datagrunnlag fra en treveiskoblet hydraulisk modell, som gir den beste beskrivelsen av vannets bevegelse i en by ved flomsituasjon. Med vise forenklinger kan metodikken også anvendes for datasett hentet fra andre verktøy.

Det enkleste er å ta utgangspunkt i vanndybder fra terrengmodellanalysen i ArcGIS. Ulempen med dette datagrunnlaget er at ingen hydrologiske eller hydrauliske prosesser er tatt med i vurderingen. Det er heller ikke mulig å inkludere sannsynlighetsvurdering for ulike nedbørsscenario. Man får også en svært begrenset omfang av resultater ved å kun bruke terskler for dybde i analysen.

Scalco Life gir mulighet til å inkludere vurdering av sannsynlighet for skader, men har ellers de samme begrensningene som ArcGIS.

2D overflateavrenningsmodeller (f.eks. Mike21) er mer ressurskrevende å fremskaffe. Til fordel gir modellen en bedre beskrivelse av hydrologiske og hydrauliske parametere med ArcGIS. Det er også mulig å få frem datasett D, V, DV til analysen, som øker bredden av resultater i konsekvensvurderingen. Den største ulempen ved å bruke en 2D modell for en by er manglende kobling mot ledningsnett. Som konsekvens vil omfanget av f.eks. bygningsskader, fremkommelighet og erosjon bli overestimert. Dette kan delvis bli tatt hensyn til ved å trekke fra en andel av modellert nedbør som håndteres av ledningsnett. Her er det store usikkerheter på grunn av variasjon i ledningsnettets kapasitet på ulike lokaliteter i byen.

En koblet 1D og 2D modell (Mike Flood) har alle de positive merverdiene som 2D modellen har. I tillegg blir ledningsnettets funksjon ivaretatt, slik at man får en bedre beskrivelse av utveksling av overvann mellom overflaten og ledningsnett. I områder med vassdrag er det også hensiktsmessig å inkludere 1D vassdragsmodell for å beskrive utvekslingen mellom overflaten, ledningsnett og vassdrag (treveiskoblet hydraulisk flommodell).

Ved testen av denne metodikken er det tatt utgangspunkt i en reell ekstrem nedbørshendelse fra København 2.7.2011.

### **Risiko for stormflo og elveflom**

I en by som ligger ved fjorden og som har mange vassdrag, finnes det risiko for at flomskader kan oppstå både ved pluvial flom (nedbørsflom), fluvial flom (elveflom) og stormflo. Statistisk sett inntreffer ikke disse fenomener samtidig, da de forårsakes av ulike meteorologiske prosesser.

Den hydrauliske flommodellen har blitt kjørt med utgangspunkt i pluvial flom. Selv om det er tatt hensyn til byens vassdrag, samt utløp fra vassdrag og terreng til fjorden, er verken fluvial flom eller stormflo modellert i den første runde med modellkjøringer. Det er likevel mulig å inkludere vurdering av disse risiko i ROS ved bruk av eksisterende data samt mindre tidskrevende verktøy. Elveflomdata kan fremskaffes fra NVE og Scalgo Life. Scalgo Life har også data for stormflo. På sikt kan det være aktuelt med egne kjøringer i VAVs modeller. I tillegg til den treveiskoblede modellen som kan brukes til elveflomberegninger, har VAV en teknisk mulighet til å modellere stormflo i en tidligere utviklet 3D Oslofjordmodell, som kan kobles med vassdragene. Dette er foreløpig ikke prioritert da det er behov for videreutvikling og forbedring av den treveiskoblede flommodellen.

## V.5 Kartlegging av kostnader ved oppføring og drift av LOD

Spørreskjema er tilgjengelig her: <https://no.surveymonkey.com/r/GLDZSF9>

### Overvannshåndtering & kostnader

Spørreundersøkelse for å kartlegge kostnadene ved oppføring og drift av lokal overvannshåndtering.

Denne spørreundersøkelsen gjøres for å innhente informasjon om kostnadene knyttet til både oppføring og drift av anlegg for lokale overvannshåndtering (LOD).

Spørreundersøkelsen gjelder for deg som har informasjon om:

- Grønne tak
- Regnbed
- Permeable dekker
- Sandfang
- Åpne fordøyninger
- Bekkeåpninger

Kostnadene som er knyttet til oppføring, drift og vedlikehold av slike anlegg er ofte knyttet til større uteområder. Vi er også interessert i å vite kostnader selv om de oppgis som et prisestimat.

#### 1. Adresse og LOD tiltak

Adresse

Overvannstiltak  
(LOD)

#### 2. Introduksjonsspørsmål

Ble

overvannsløsningen utført i forbindelse med oppførelse av ny bebyggelse eller for eksisterende bebyggelse?

I hvilken tidsperiode ble anlegget prosjektert og utført?

Ble anlegget utført slik det var prosjektert?

Hva er forventet levetid for anlegget?

Hvilken nedbørmengde ble anlegget dimensjonert for? (eksempel 50-års regn ut fra dagens klima)

Finnes det teknisk informasjon om løsningen(e), for eksempel, prosjekteringstegninger?

Kan vi utføre målinger (areal, volum) av anlegget dersom nødvendig?

### 3. Investeringskostnader

Hva var den totale investeringskostnaden for prosjektet?

Hva var kostnaden for planlegging/prosjektering?

Hva var kostnaden for utførelse; arbeidskraft og materialer?

Ble den totale investeringskostnaden som forventet, eller ble det noen endringer? Hva var årsaken til eventuelle endringer?

### 4. Driftskostnader

Hva er de årlige driftskostnadene for anlegget? Hvor mye varierer kostnader fra år til år?

Hvordan fordeles driftskostnadene mellom arbeidskraft og materialer?

Hvor ofte er det nødvendig med drift av anlegget?

### 5. Opplevelser og erfaringer

På en skala fra 1 til 5 hvor 1 er svært misfornøyd og 5 er svært fornøyd, hvordan er din erfaring med ditt overvannsanlegg?

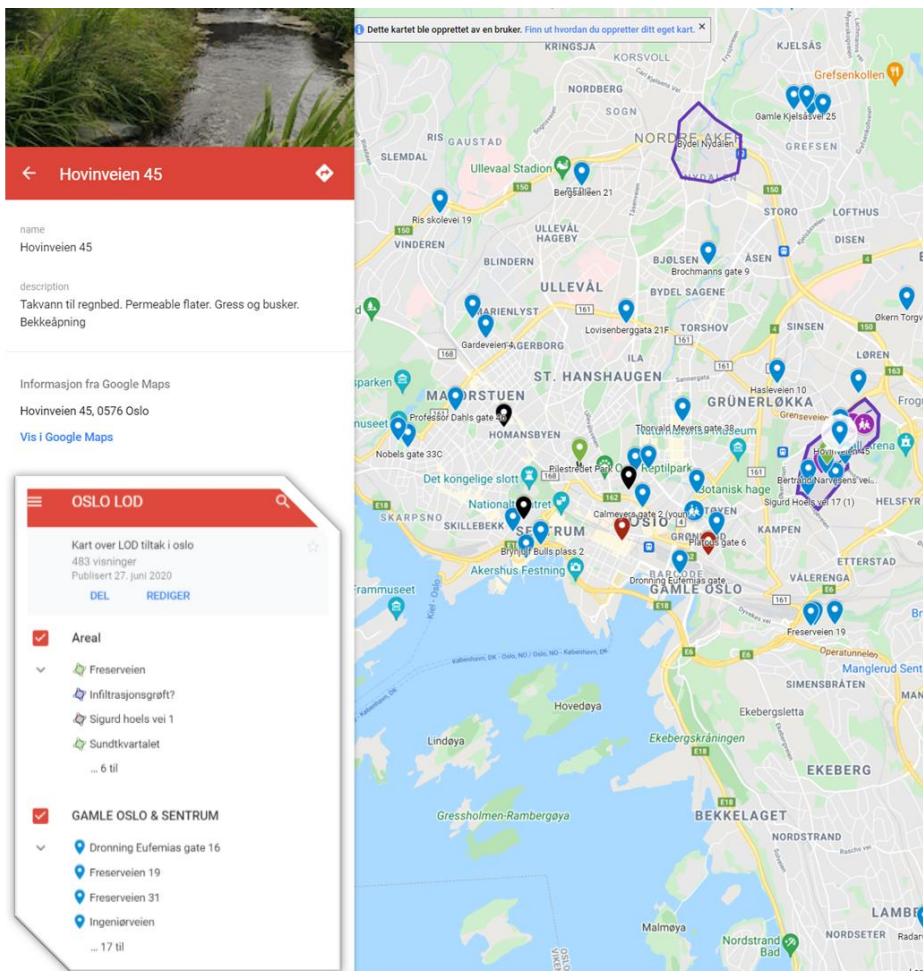
Har dere hatt noen utfordringer med anlegget? I så fall hvilke? Har utfordringene vært spesifikke i forhold til årstid eller værforhold?

Har anlegget vært utsatt for ekstremnedbør/store mengder nedbør? Hvis ja, fungerte i så fall løsningen som ønsket?

Send inn svar

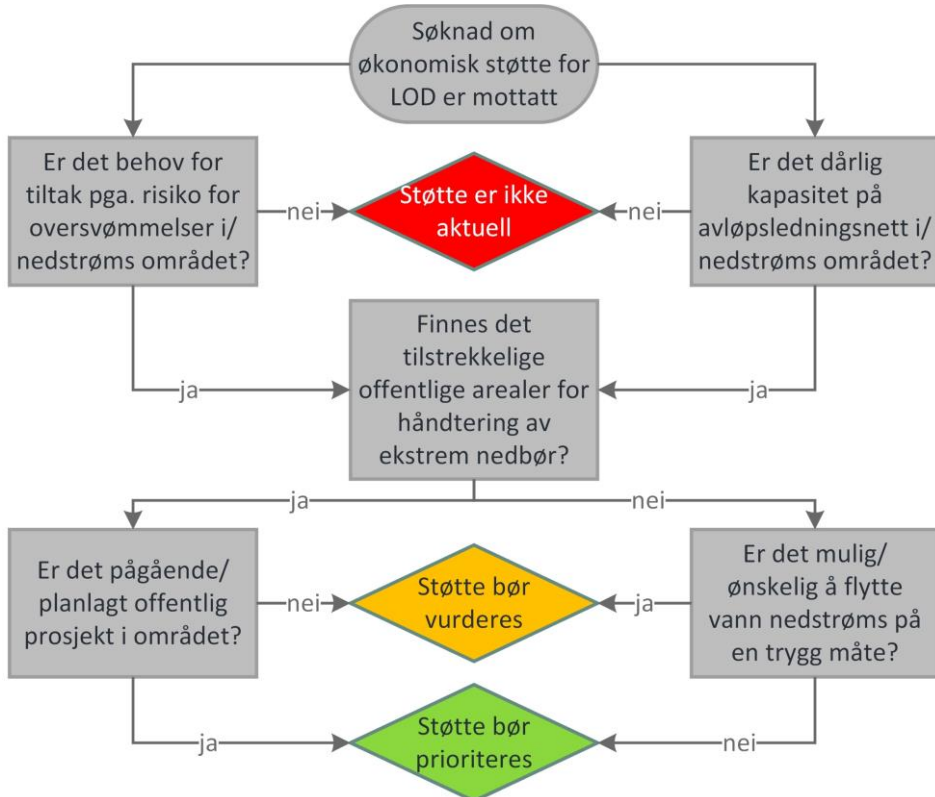


Resultater fra undersøkelsen lagres i kommunal database. Deler av registrert informasjon fra spørreskjema, iht. personvernopplysninger i Offentlighetsloven, samt bilder fra etterfølgende befaringer legges ut på Google Maps [https://www.google.com/maps/d/u/0/viewer?mid=1znBjd\\_xK3Vjs-1EPMMYzjR6FEL1Hqhn&ouid=0&ll=59.91334469560275%2C10.840132106177188&z=13](https://www.google.com/maps/d/u/0/viewer?mid=1znBjd_xK3Vjs-1EPMMYzjR6FEL1Hqhn&ouid=0&ll=59.91334469560275%2C10.840132106177188&z=13)



## V.6 Vurdering av tilskudd til etablering av private LOD

Utkast til flytskjema for vurdering av tilskudd til etablering av private LOD er vist i figuren under.



## V.7 Oversikt over øvrige aktiviteter

### Publiserte populærvitenskapelige artikler for deler av forskningen i denne avhandlingen:

- 2018 Kvitsjøen, J., Harstad, C.H., Karlsson, D., Finsland, W., Fett, T.K. 2018. 'Visualisering av data i kart er nødvendig for effektiv klimatilpasning', Kart og Plan, 78: 5-15.
- 2018 Seifert-Dähnn, I., T. F. Moe, E. U. Sjødahl, J. Kvitsjøen, and L. Barkved. 2018. 'Åpne blå-grønne overvannsløsninger-utfordringer ved planlegging og implementering av flerfunksjonelle løsninger sett fra ulike fagperspektiv', Kart og Plan, 78: 36-44.
- 2017 Trubacheva, O.; J. Kvitsjøen. 2017. 'Integrering av vannforvaltning i byutviklingsprosjekter: eksempler fra europeiske byer', Vann 04: 406-413.

### Følgende foredrag er avholdt for deler av forskningen i denne avhandlingen:

- 2022 Tittel: Kan vi dimensjonere oss ut av problemene ?  
Arrangementet: Workshop modellering/ dimensjonering, Bærum  
14.02.2022
- 2021 Tittel: Overgangen fra T4 (Temakart for overvann og urban flom) til T5 og T9  
Arrangementet: Oppstartsmøte T5 og T9. Handlingsplan for overvannshåndtering, Oslo kommune, 20.09.2021
- 2021 Tittel: Lettseparering av fellesavløp ved bruk LOD  
Arrangementet: Vannprisseminaret 2021, Oslo, Norge, 15.09.2021
- 2021 Tittel: Planlegging av flomveier  
Arrangementet: Kommunens klimanettverk med næringslivet, Næring for klima-møte: klimatilpasning, Oslo kommune, 20.04.2021
- 2021 Tittel: Temakart for overvann og urban flom

- Arrangementet: Styringsgruppemøte for Handlingsplan for overvannshåndtering, Oslo kommune, 13.04.2021
- 2021 Tittel: Treveiskoblet flommodell for Oslo  
Arrangementet: Seminar, Avdeling for Plan og Prosjekt, VAV, Oslo kommune, Norge, 17.02.2021
- 2020 Tittel: Forslag til inkludering av overvann i taktisk plan avløp  
Arrangementet: Taktisk plan møte, VAV, Oslo kommune, 06.11.2020
- 2020 Tittel: Styrt regn i Oslo - er det noe å bekymre seg for?  
Arrangementet: Seksjonsmøte i Forvaltningsseksjonen, VAV, Oslo kommune, Norge, 24.09.2020
- 2020 Tittel: Prosjektoppstart - Treveiskoblet modell for overvann og urban flom  
Arrangementet: Seminar, Avdeling for Plan og Prosjekt, VAV, Oslo kommune, Norge, 06.03.2020
- 2019 Tittel: Kommunens kartbehov  
Arrangementet: Seksjonsmøte i Geografisk informasjonsseksjon, VAV, Oslo kommune, 17.12.2019
- 2019 Tittel: Overvannshåndtering i Oslo  
Arrangementet: Studiebesøk i København, København kommune, Danmark, 28.11.2019
- 2019 Tittel: Kommunens behov - og betydning av datadeling  
Arrangementet: Teknologidagene, Naturfareforum, Trondheim, Norge, 24.10.2019  
Publisert: NVE, Naturfareforum Nr. 49/2019
- 2019 Tittel: Avløpsrehabilitering, 40 mill.kr med lav risiko vs. 1 mill.kr med høy risiko

- Arrangementet: Vassdrag versus overvann. Ulike perspektiver fra hydrologen og VA-ingeniøren. Norsk vannforening og Norsk hydrologiråd, Oslo, 15.10.2019
- 2019 Tittel: Local conditions that affect the damages from urban flood. Case - Oslo.  
Arrangementet: CIENS breakfast seminar, New Water Ways, Oslo, 20.05.2019
- 2018 Tittel: What would happen if the "Copenhagen 2011 rain" hit Oslo?  
Arrangementet: The European Benchmarking Co-operation, Athen, Hellas, 15.11.2018
- 2018 Tittel: Hva ville ha skjedd i Oslo dersom vi fikk «København 2011 regn»?  
Arrangementet: Seminar, Avdeling for Plan og Prosjekt, VAV, Oslo kommune, Norge, 19.10.2018
- 2018 Tittel: Erfarenheter frå Oslo kommune  
Arrangementet: Future City Flow reference group meeting, Helsingborg, Sverige, 22.01.2018
- 2017 Tittel: Eksempel på Offentlig sektor-Phd: Økonomisk og robust overvannshåndtering for en by i vekst og et klima i endring.  
Arrangementet: Forskningsrådet, Samarbeid om forskningstøttet innovasjon i offentlig sektor, 07.12.2017
- 2017 Tittel: Stormwater Management in Oslo. Strengths and Weaknesses.  
Arrangementet: EUROCITIES, working group WATER, Special meeting on flood and cloudburst protection, Essen, Tyskland, 18.10.2017
- 2017 Tittel: Kartlegging av flaumvegar i Oslo kommune.  
Arrangementet: Nasjonal klimakonferanse, Sogndal, Norge, 30.08.2017
- 2016 Tittel: OFFPHD i VAV; Økonomisk og robust overvannshåndtering for en by i vekst og et klima i endring.

Arrangementet: Startseminar, Forskningsrådet, Oslo, 27.10.2016

**Andre offentlige bidrag under forskningen:**

- 2019 Vitenskapelig foredrag: Hydrogeological tools in urban runoff management – case study from Torshovdalen, Oslo.  
Arrangementet: Winter conference 2019, Norsk Geologisk Forening, 09.01.2019
- 2018 Poster: Considering groundwater recharge and flow in urban development planning – a case study from Torshovdalen, Oslo  
Arrangementet: Nordic Water 2018, Bergen, Norge, 13-15.08.2018
- 2018 Poster: Assessment of the urban runoff and groundwater quality in the recreational area of Torshovdalen (Oslo, Norway)  
Arrangementet: Nordic Water 2018, Bergen, Norge, 13-15.08.2018

## V.8 Oversikt over studentprosjekter

Oversikt over bachelor- og masteroppgaver som jeg var hoved- og medveileder for, og som har bidratt til kunnskapsbygging i dette forskningsprosjektet:

2021 *MSc oppgave:*

A Multicriteria Analysis Method for Comparison and Selection of Stormwater Management Concepts

**Bjørn Halvor Morholmen**

*Vann- og miljøteknikk, Fakultet for realfag og teknologi, NMBU*

2021 *MSc oppgave:*

Fordrøining i marka som element i et helhetlig overvannssystem

**Andrea Borge**

*Vann- og miljøteknikk, Fakultet for realfag og teknologi, NMBU*

2021 *BSh oppgave:*

Flom i urbant område. Trygg flomvei og bruk av idrettsanlegg som oversvømmelsesareal

**Karl Hannes Lundin, Hassan Mazloum og Miguel Sayago Holthe**

*Institutt for Bygg- og energiteknikk – Bygg, Oslo Metropolitan University*

2018 *MSc oppgave:*

Metode for utarbeidelse av plan for overvannshåndtering ved bruk av MIKE 21 og GIS

**Eivind Hagen og Martin Andersen**

*Vann- og miljøteknikk, Fakultet for realfag og teknologi, NMBU*

2018 *MSc oppgave:*

Falling Between The Silos: Fragmentation in Roles and Responsibilities Create Barriers to Climate Adaptation. A Case Study of Stormwater Management in the Municipality of Oslo

**Anniken Salvesen, Julie Eriksen Berg**

*Master of Science in Business Major Strategy, BI Norwegian Business School - campus Oslo*

- 2018 *MSc oppgave:*  
Oslos sidevassdrag som overvannssystem: prosjekt for åpning av side bekkene til Akerselva som et åpent, by integrert overvannssystem  
**Lars Ove Nygaard**  
*Landskapsarkitektur, Fakultet for landskap og samfunn, NMBU*
- 2018 *MSc oppgave:*  
Capillary action Torshov  
**Jayne Betina**  
*Landskapsarkitektur, Arkitektur- og designhøgskolen i Oslo*
- 2018 *MSc oppgave:*  
Assessment of the water quality in an urban environment. A case study from Torshovdalen (Oslo, Norway)  
**Ingrid Emilsen Kristiansen**  
*Geosciences Geochemistry and Mineralogy, Department of Geosciences, Faculty of Mathematics and Natural Sciences, University of Oslo*
- 2018 *MSc oppgave:*  
Considering groundwater recharge and flow in urban development planning. A case study from Torshovdalen (Oslo, Norway)  
**Maria Christine Uglum**  
*Geosciences Geochemistry and Mineralogy, Department of Geosciences, Faculty of Mathematics and Natural Sciences, University of Oslo*
- 2018 *BSh oppgave:*  
Implementering av overvannsstrategi for nedre del av Torshovbekken  
**Iver Andersen Engseth, Sindre Hotvedt og Ole Petter Høkeli**  
*Ingeniørfag – bygg, Avdeling for ingeniørfag, Høgskolen i Østfold*
- 2017 *MSc oppgave:*  
Analyse av lønnsomhet for overvannstiltak - En casestudie av avløpsnett ved Grefsen, Oslo kommune  
**Phan Åge Samyo Haugård**  
*Industriell Økonomi, Fakultet for realfag og teknologi, NMBU*





ISBN: 978-82-575-1898-1

ISSN: 1894-6402



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

Postboks 5003  
1432 Ås  
67 23 00 00  
[www.nmbu.no](http://www.nmbu.no)