

Forsyningssekretariatet

PULS-indberetning af overløb Udarbejdelse af grundlag for standardiseret indberetning af overløb

d. 24. juni 2020

Udarbejdet til:

Konkurrence- og Forbrugerstyrelsen
Forsyningssekretariatet
Carl Jacobsens Vej 35
2500 Valby

Udarbejdet af:

Kristoffer Tønder Nielsen, EnviDan A/S
Ørjan Heggdal, EnviDan A/S
Michael Robdrup Rasmussen, Aalborg Universitet
E-mail: kri@envidan.dk
Direkte tlf.: 42 12 54 80
Projektnavn: Udarbejdelse af grundlag for standardiseret indberetning af overløb
Projektnr.: 1191728-01
Kvalitetssikring: Mads Uggerby, EnviDan A/S
Side 1 af 60



Indholdsfortegnelse

1.	Baggrund	5
1.1	Formål	5
1.2	Sammenfatning	6
1.3	Besvarelse af uddrag fra udbudsmaterialet	7
2.	Kategorisering af overløbsbygværker	12
2.1	Usikkerhed baseret på niveau	13
2.1.1	Lavere usikkerhed ved national aggregering af overløbsmængder	16
2.2	Inddeling af overløbsbygværker baseret på overløbsmængder	17
2.3	Kategoriseringsmatrice	18
2.4	Minimering af usikkerhed	18
2.4.1	Den nuværende usikkerhed	19
2.5	Omkostningseffektiv fordeling af overløbsbygværker på vidensniveau	19
2.5.1	Ressourceforbrug ved anvendelse af niveauerne	19
2.5.2	Omkostningseffektiv fordeling bygværker	20
2.5.3	Meromkostning	24
2.5.4	Den økonomiske meromkostning for forbrugeren	26
2.6	Niveaudispensation	26
3.	Metodebeskrivelse af niveauer for vandselskabets vidensniveau	29
3.1	Standardværdier og usikkerhed for generelle inputparametre	29
3.1.1	Regn-input	29
3.1.2	Initialtab	29
3.1.3	Bestemmelse af befæstelsesgrad	30
3.1.4	Hydrologisk reduktionsfaktor	30
3.1.5	Afstrømning fra ubefæstede områder	31
3.1.6	Grundvandsindsivning og bidrag fra omfangs- og markdræn	31
3.1.7	Spildevandsbelastning i fællessystemer	32
3.1.8	Beregning af opspædningsgrad af spildevand i overløbsvand	32
3.2	Niveau 1: Sempel massebalanceberegning	34
3.2.1	Metodens hidtidige anvendelse	34
3.2.2	Forbedringspotentiale til nedbringelse af usikkerhed	35
3.2.3	Beregningseksempel ved brug af reservoir model	35
3.3	Niveau 2: Den ukalibrerede 1D hydrodynamiske model	37
3.4	Niveau 3: Den kalibrerede 1D-hydrodynamiske model	38
3.5	Niveau 4: Overløbsestimering baseret på softwaresensorer	38
3.6	Niveau 5: Måling af overløbsmængder	39

3.7	Separate regnvandsudløb	40
4.	Eksisterende data om stofkoncentrationer	41
4.1	Gennemgang af NOVANA-data	41
4.2	Usikkerhed ved anvendelse af typetal	45
4.2.1	Stedlige variationer i stofkoncentrationer	45
4.2.2	Tidslige variationer i stofkoncentrationer i overløbsvand	46
4.2.3	Usikkerhed ved anvendelse af typetal for stofkoncentrationer	46
5.	Casestudier	49
5.1	Casestudie 1: Kategorisering af overløbsbygværker på baggrund af PULS-data	49
5.1.1	Analyse af normalårsdata registreret i PULS	49
5.1.2	Fordelingsnøgle til vidensniveauer	50
5.2	Casestudie 2: Vurdering af udgifter baseret på modelniveau	52
6.	Referenceliste	59

Bilagsfortegnelse

Bilag 1	Notat (udkast): Definition på vandselskabernes leverance af forsyningssikkerhed
Bilag 2	Uncertainty analysis of model-based calculations of wet-weather discharges from point sources
Bilag 3	Datateknisk anvisning for regnbetingede udløb
Bilag 4	Omkostningsanalyse baseret på erfaringstal fra rundspørge hos forsyninger

1. Baggrund

I november 2018 blev der indgået en stemmeaftale om ”Justeret økonomisk regulering af vandsektoren”. Det fremgår bl.a. af aftalen, at:

”Partierne er enige om, at forsyningssikkerhed og forbrugertilfredshed fremover skal integreres i den økonomiske regulering. Forsyningssekretariatet får derfor mulighed for at stille målbare og objektive krav til forsyningssikkerhed samt til forbrugertilfredshed i den økonomiske regulering på længere sigt. Selskaberne skal således belønnes eller sanktioneres afhængig af om de overholder de opstillede mål. Dermed sikres det, at selskaberne både leverer høj service og kvalitet, samtidig med at de imødekommer de løbende effektiviseringskrav, som sikrer forbrugerne lavere priser.”

For at kunne levere på denne del af aftalen, er der behov for bedre og mere sikre data om overløbsmængder.

Miljø- og Fødevarerministeriet (MFVM) har i samarbejde med Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet (KEFM) samt Konkurrence og Forbrugerstyrelsen i Erhvervsministeriet (EM) udviklet den foreløbige definition af vandselskabernes leverance af forsyningssikkerhed, som fremgår af det vedlagte bilag 1. I definitionen indgår stofmængder i regnbetingede udledninger, og derved også i overløb.

Med afsæt i stemmeaftalen og den foreløbige definition har EnviDan og Aalborg Universitet påtaget sig opgaven ”Udarbejdelse af grundlag for standardiseret indberetning af overløb”. Opgaven skal give et grundlag for valg af beregningsmetode og standardværdier til brug for kommunernes indberetning af overløb af spildevand, og søger i sin helhed at nedbringe den samlede usikkerhed på de indberettede vand- og stofmængder, der udledes til recipienter via overløb.

1.1 Formål

Opgavens grundlæggende mål er at skabe grundlaget for at nedbringe usikkerheden på opgørelsen af udledte stofmængder til et niveau under 50 %. Usikkerheden skal nedbringes til dette niveau ved at anvende modellerings- og/eller måleteknikker med en lavere usikkerhed. Dette gøres igennem følgende elementer:

1. Reduktion af usikkerheden gennem omkostningseffektiv forbedring af modelleringen- og/eller målingen af udledte mængder for det enkelte overløb. Udvikling af metode til valg af det nødvendige vidensniveau, herunder modelkompleksitet, på baggrund af en kategorisering af overløbsbygværker baseret på normalårsindberetninger til PULS.
2. Beskrivelse af de enkelte beregningsniveauer, herunder anbefalinger til optimal brug af de hydrauliske modeller, parameterbestemmelse, kalibrering mv.
3. Opdatering af standardværdier for stofkoncentrationer gennem analyse af eksisterende måledata om stofkoncentrationer. Nuværende standardværdier findes i ”Datateknisk anvisning for regnbetingede udløb” vedlagt i bilag 3, som senest er opdateret d. 4. februar 2020.

Arbejdspakkerne udfoldes i henholdsvis kapitel 2, 3, og 4. Kapitlerne indgår tilsammen i en opdatering af det nuværende notat for indberetning af overløbsdata til PULS: ”Datateknisk anvisning for regnbetingede udløb”. Kapitel 2 udgør den egentlige opgaveløsning og analyse af, hvordan usikkerheden kan

EnviDan

nedbringes til maksimalt 50 %. Kapitlet indeholder referencer til de øvrige kapitler i rapporten, hvor metoder og modeller beskrives mere dybdegående. For den ikke tekniske læser fremhæver kapitel 2 rapportens vigtige resultater.

1.2 Sammenfatning

I dag anvendes typisk to forskellige beregningsmetoder til beregning af overløbsmængder fra de danske overløbsbygværker. Beregningsmetoderne beskrives i den datatekniske anvisning vedlagt i bilag 3 som niveau 1 og 3 (ændres til henholdsvis niveau 1 og 2 i nærværende rapport) og baseres på henholdsvis en simpel massebalance betragtning og dynamisk modellering af overløb ofte udført ved hjælp af programmet Mike Urban.

Da de i dag anvendte beregningsniveauer ikke altid er i stand til, med høj nøjagtighed, at beregne de resulterende overløbsvolumener, anbefales det i denne rapport, at der indføres yderligere tre niveauer til beregning og estimering af overløbsmængder. Disse benævnes i rapporten som niveau 3, 4 og 5. Med de nye niveauer sker der en større inddragelse af målinger, som enten anvendes til kalibrering og validering af modeller, eller til direkte bestemmelse af overløbsmængderne. Desuden indgår der også en større anvendelse af komplekse modelleringsteknikker i disse niveauer. På baggrund af en relativt simpel analyse af de usikkerheder, der indgår i hvert niveau, beregnes en usikkerhed på estimering af overløbsmængder (kombineret usikkerhed ved beregning af overløbsvolumen og stof) for niveau 1, 2, 3, 4 og 5 på henholdsvis 135, 100, 55, 45 og 30 %.

Usikkerheden falder generelt i takt med øget vidensniveau og det anbefales i denne sammenhæng, at de bygværker, som i normalåret står for de største årsudledte overløbsmængder, skal indgå i højere vidensniveauer end bygværker der kun udleder relativt små overløbsmængder. I nærværende rapport indgår ikke en vurdering af den modtagende recipients følsomhed over for overløb, men det kunne være hensigtsmæssigt, i fremtiden, at anvende højere vidensniveauer til at bestemme overløbsmængderne til følsomme recipienter.

I nærværende rapport angribes opgaven om reduktion af usikkerhed ved at betragte den samlede vægtede usikkerhed på bestemmelse af overløbsvolumen i Danmark. Det vil sige, at usikkerhederne på de enkelte bygværker lægges sammen i et vægtet gennemsnit på baggrund af det enkelte bygværks udledte vandvolumen sammenlignet med det totale udledte vandvolumen fra alle bygværker. Dette resulterer i, at det bedst kan betale sig at flytte de bygværker, der udleder de største overløbsmængder, til højere og mere omkostningstunge vidensniveauer (niveau 3, 4 og 5). Mange bygværker udleder så små volumener, at det ikke kan betale sig at bruge avancerede metoder til beregningen.

Gennemføres fordelingen på baggrund af ovenstående metode, hvor det fortsat tillades, at enkelte bygværker (med mindre udledning) kan anvende vidensniveauer med højere usikkerhed end 50 %, mens de bygværker, der udleder mest, anvender metoder med lavere usikkerhed, kan der opnås en reduktion i den vægtede usikkerhed til 50 % ved en årlig totalomkostning til bestemmelse af overløbsmængder på 37 til 70 mio. kr. pr. år. vurderet som en gennemsnitsbetragtning over en 10-årig periode. Dette svarer til en meromkostning for forsyningerne på 20 til 37 mio. kr. pr. år, hvis det arbejde de allerede i dag udfører i forbindelse med bestemmelse af overløbsmængder fratrækkes. Det vurderes endeligt at svare til en takststigning på mellem 0,05 og 0,13 kr. pr. m³ solgt vand, hvis det måtte blive besluttet, at forsyningernes omkostninger skal finansieres over taksterne.

Er der et ønske om, at overløbsmængderne fra alle overløbsbygværker i Danmark enkeltvist skal bestemmes med en usikkerhed under 50 % vil dette resultere i en årlig totalomkostning på op mod 270 mio. kr. pr. år. Sidstnævnte vurderes generelt ikke at være omkostningseffektivt, fordi det forventes at ville resultere i investeringer i mange overløb, som ingen praktisk betydning har i forhold til samlede udledning af overløbsvand og stof til recipienter. Det skal dog bemærkes, at mindre overløbsmængder fra nogle bygværker kan have lokal betydning for særligt følsomme recipienter, hvilket dog

ikke vurderes at have et omfang, så den generelle konklusion påvirkes. Dette behandles ikke yderligere i nærværende rapport.

1.3 Besvarelse af uddrag fra udbudsmaterialet

I det følgende brydes den udbudte opgave op i delelementer, hvortil der hæftes separate korte besvarelser, som tager afsæt i rapporten. Dette gøres for at sikre, at opgaven i sin helhed er løst og at rationalet bag de forskellige løsninger står klart. I det følgende er uddrag fra udbudsmaterialet angivet med kursiv og i citationstegn.

Den udbudte opgave defineres med følgende formål:

"Forsyningssekretariatet i Konkurrence- og Forbrugerstyrelsen skal i samarbejde med Miljøstyrelsen have udført en opgave, hvor der udarbejdes et grundlag for valg af beregningsmetode og standardværdier til brug for kommunernes indberetning af overløb af spildevand."

I rapporten anbefales det, at beregningsmetoden til estimering af overløbsmængder fra det enkelte bygværk vælges på baggrund af hvor store overløbsmængder, der i normalåret forventes udledt fra det konkrete bygværk. Desto større overløbsmængder fra et overløb, desto mere præcis metode til bestemmelse af overløbsmængderne. I rapporten analyseres eksisterende rapporter om stofkoncentrationer, og på baggrund af de tilgængelige data, findes der ikke grundlag for at opdatere de nuværende enhedstal i *Datateknisk anvisning for regnbetingede udløb* vedlagt i bilag 3. Med enkelte undtagelser anbefales der i rapporten ikke konkrete standardværdier som input til hydrauliske modeller. I stedet anbefales metoder til faglig, saglig fastlæggelse af disse værdier. Årsagen til dette er, at der som regel ikke findes nationale standardværdier, der kan sættes ind i lokale modeller for afløbssystemet. Den geografiske variation i hydrologien og andre forhold med betydning for overløbsmængderne betyder, at nationale standardværdier frem for lokalt fastsatte parametre til modellering, kalibrering og/eller måling ikke bidrager til reduktion af usikkerheden.

"Kommunerne skal allerede i dag i henhold til dataansvarsaftalen indberette oplysninger om regnbetingede udløb i PULS-databasen. En undersøgelse fra DTU (se bilag 2) har vist, at der i dag er op til 200 pct. usikkerhed på data for vandmængder og indholdet af næringsstoffer i overløb af spildevand. Usikkerheden skyldes primært, at kommunerne og deres forsyningsselskaber anvender forskellige beregningsmetoder og standardværdier, når de indberetter data. Der findes i dag standardværdier til simple, men usikre beregningsmetoder. Der er behov for, at standardværdier opdateres og suppleres med standardværdier og anbefalinger til de mere avancerede og mere sikre beregningsmetoder. Derved forventes usikkerheden på beregninger af de udledte mængder på enkeltudløbsniveau at kunne nedbringes til under 50 pct."

I rapporten introduceres nye metoder/niveauer til bestemmelse af overløbsmængder (ift. eksisterende datatekniske anvisning), som reducerer usikkerheden på overløbsmængder i forskellige grader. Sammenlignet med i dag (se bilag 3), indbefatter disse avancerede metoder kalibrering af 1D-hydrodynamiske modeller (f.eks. Mike Urban), bestemmelse af overløb med softwaresensorer, samt måling af flow i overløbsbygværket.

Nedbringelse af usikkerheden til under 50% for hvert enkelt overløb medfører væsentlige tiltag på en stor del af de overløb, der er registeret i Danmark. Nærværende analyse viser, at det ikke er den mest omkostningseffektive måde at nedbringe den samlede usikkerhed på overløbsmængder fra landets overløb til under 50%. I stedet bør usikkerheden reduceres til under 50 % på de overløbsbygværker

der udleder store overløbsmængder, mens der tillades en større beregningsusikkerhed på de overløbsbygværker de kun udleder meget små overløbsmængder. På denne måde skal der i stedet sigtes efter en samlet vægtet beregningsusikkerhed, som skal reduceres til 50 %.

Med udgangspunkt i estimerede omkostninger for de enkelte niveauer med tilhørende usikkerhedsniveau for bestemmelse af overløbsmængder, er den mest omkostningseffektive niveaufordeling af overløbene bestemt således, at den samlede usikkerhed på landet overløbsmængder netop er under 50%. De estimerede totale årlige omkostninger til denne reduktion set over 10 år vurderes til at ligge i størrelsesordenen 37 til 70 mio. kr., svarende til ca. 7 til 14 tkr. pr. overløbsbygværk i gennemsnit. Heraf vil forsyningernes merinvestering sammenlignet med i dag være i omegnen af 20 til 37 mio. kr. pr. år. Til sammenligning estimeres det, at en reduktion af usikkerheden til under 50 % for samtlige bygværker i Danmark vil beløbe sig til i en totalomkostning i størrelsesordenen af 270 mio. kr. pr. år, ligeledes set over 10 år.

"Usikkerhedsniveauet forventes at blive endnu mindre, når alle udledninger i oplandet til de enkelte forsyningsselskaber summeres, jf. også DTU-rapporten (se bilag 2):

"Usikkerhedsniveauet forventes dog at blive nedsat på grund af aggregeringen over flere afladningspunkter og over tid".

Rapporten er enig i at usikkerheden kan forventes at være lavere, hvis der ses på usikkerheden af det totale overløbsvolumen fra samtlige bygværker i landet. I denne rapport vurderes den samlede usikkerhed på baggrund af et vægtet gennemsnit af usikkerheder baseret på overløbsmængden fra de enkelte bygværker. Derfor kan den resulterende usikkerhed potentielt være lavere, end den der fremhæves i rapporten.

"Hvis man ønsker en yderligere reduktion i usikkerhedsniveauet, skal der foretages måling af stofindhold og flow på de enkelte overløb. Disse løsninger er meget omkostningstunge, og sensorteknologien er endnu ikke pålidelig til måling i overløbsvand. Ved denne opgørelsesmetode vurderes usikkerheden p.t. at kunne nedbringes til 30-35 pct."

På baggrund af den gennemførte omkostningseffektivitetsanalyse i nærværende rapport, kan det godt betale sig at opsætte omkostningstunge sensorer, hvis blot overløbsbygværket årligt udleder tilstrækkeligt høje overløbsmængder. Rapporten er enig i, at sensorteknologien i dag ikke er pålidelig i forhold til online måling af stofkoncentrationer i overløbsvand, men det vurderes at usikkerheden på stof kan reduceres betydeligt med lokale målekamper, hvor den lokale forsyning opstiller prøvetagningsapparater og analyserer prøverne på egne laboratorier i begrænsede perioder. På denne baggrund anses det for realistisk at opnå en usikkerhed på 30 % for enkelte bygværker med relativt intensive måleprogrammer.

"Det vurderes at usikkerheden på opgørelsen på forsyningsoplandsniveau vil komme ned på et niveau, hvor det vil være muligt evt. at afgiftsbelægge overløbsvand og medtage parameteren i den økonomiske benchmarking, men dette vil skulle afdækkes nærmere."

Denne rapport forholder sig ikke til eventuelle afgiftsstrukturer, men rapporten anskuer usikkerhed på et nationalt plan og anbefaler hvordan det enkelte bygværk kan håndteres for at reducere denne usikkerhed. Det vil sige, at de overløbsbygværker der udleder mest, skal have det største fokus i forhold til at reducere usikkerheden.

"Formålet med denne opgave er at få nedbragt usikkerheden på opgørelsen af udledte mængder til under 50 %. Dette skal ske ved at der udarbejdes en manual for valg af beregningsmetode og standardværdier til brug for kommunernes indberetning af overløb af spildevand."

Rapporten anbefaler at usikkerheden sænkes til under 50 % ved at nedbringe det vægtede gennemsnit af usikkerheder baseret på overløbsvoluminer udledt fra alle landet overløbsbygværker.

"I opgaven skal der opsættes modelberegninger og standardprocedurer for indrapportering af data om overløb til PULS, hvor følgende elementer indgår:

- *Beregningsmodel (hydrodynamiske modeller)*
 - *Oplandsanalyser*
 - *Kloaksystemet*
- *Oplandsspecifikke standardværdier for stofindhold*
 - *Udførelse af beregninger*
 - *Nedbørsmålinger*
 - *Kalibrering*
- *Afreportering af resultater"*

Rapporten beskriver de modeltyper der skal anvendes under de enkelte vidensniveauer, hvis usikkerheden skal reduceres til det leje, som niveauerne forudsætter. Desuden giver rapporten en række anbefalinger til, hvordan de ovennævnte punkter kan bestemmes.

"Der skal ske en evaluering af standardværdier og enhedstal til benyttelse i de tilfælde, hvor man ikke anvender mere avancerede modeller. Her tænkes specielt på opdatering af enhedstal for vandmængder og stofkoncentrationer for både overløb fra fælleskloak og udledning fra separatkloakerede regnvandsudløb."

I rapporten anbefales det, at der beregnes oplandsspecifikke overløbsvolumen, der baseres på de konkrete forhold i oplandet og ikke standardiserede enhedstal. Overløbsvolumenet fra et opland bør beregnes på baggrund af dynamiske regnserier og ikke faktorkorrigeret baseret på årsnedbør, som det i nogle tilfælde gøres i dag. Ligeledes anbefales i rapporten, at udledte voluminer fra separate regnvandssystemer beregnes på baggrund af lokale regnserier og lokale analyser af størrelsen af det bidragende oplandsareal, hvorfor der også i dette tilfælde bør gås bort fra faktorkorrigeret. På baggrund af analysen om stofkoncentrationer i rapporten, findes der ikke grundlag for at opdaterer de nuværende enhedstal for stofkoncentrationer. Der vurderes, at datagrundlaget er for spinkelt, med undtagelse af den nylige opdatering af enhedstal for fosfor, der er baseret på en rapport fra Danmark Tekniske Universitet (Arildsen & Vezzaro, 2019), som også understøttes af de nyeste målinger i det nationale NOVANA-overvågningsprogram.

EnviDan

2. Kategorisering af overløbsbygværker

Visse overløb leder meget store mængder vand og stof ud i recipienter, mens rigtig mange små overløb relativt udleder meget små mængder. Derfor lægges der i nærværende rapport op til, at der foretages en differentieret indsats for reduktion af usikkerheden på bestemmelse af de udledte mængder, således målet om mindre end 50 % usikkerhed opnås så omkostningseffektivt som muligt.

Det foreslås således, at valg af beregningsmetode til estimering af overløbsmængder i fremtiden skal foregå på baggrund af en kategorisering af overløbsbygværkerne i PULS-databasen. Kategoriseringen foretages på baggrund af normalårsindberetningen af overløbsmængder. Kategoriseringen baseres på den anvendte beregningsmodel og datakvalitet (tilsammen *vandselskabet vidensniveau*) og de normalårsudledte overløbsvoluminer fra det enkelte bygværk.

Vandselskabets vidensniveau og de årlige overløbsmængder for det enkelte bygværk kan herved anvendes til at kategorisere bygværkerne i matricen eksemplificeret i Figur 1. Kategoriseringen anviser, om vandselskabet bør anvende en mere præcis model og flere måledata til at minimere usikkerheden på det enkelte overløbsbygværk, eller om det nuværende anvendte vidensniveau er tilstrækkeligt.

Matricen i Figur 1 bør udpensles med en række kategorier, der angiver hvornår vidensniveauet sammenlignet med overløbsmængderne er tilfredsstillende. Det kunne tage form som vist, hvor rød, gul og grøn er henholdsvis utilfredsstillende, acceptabelt og særdeles godt. I rapporten tages der ikke stilling til, hvornår vidensniveauet sammenholdt med overløbsmængderne er acceptabelt. Derfor er de efterfølgende matricer efterladt uden farvelagte kategorier.

		Overløbsmængder		
		lav	mellem	høj
Vandselskabets vidensniveau	intet			
	lavt			
	mellem			
	højt			

Figur 1. Eksempel på matrix til kategorisering af overløbsbygværker.

Vandselskabets vidensniveau definerer grundlæggende graden af modelkompleksitet samt mængden af måledata, der anvendes til at bestemme overløbsmængden for det enkelte overløbsbygværk. Vandselskabets vidensniveau forbedres som regel ved anvendelse af mere præcise modeller og/eller brugen af måledata til kalibrering og validering af modellerne. Tabel 1 præsenterer kort de modeltyper

samt måledata, der i fremtiden kunne danne grundlag for overløbsestimering. I dag anvendes der kun to vidensniveauer til bestemmelse af udledte vand- og stofmængder ved overløb. Disse niveauer er svarende til niveau 1 og 2 i Tabel 1. Som anført baseres niveau 1 på en relativt simpel massebalance-betragtning over oplandet til et bygværk, mens niveau anvender en 1D hydrodynamisk model (som regel Mike Urban), til beregning af overløbsmængderne.

Niveau 0 (jf. Tabel 1) betyder, at vandselskabet i dag ikke giver nogen vurdering af overløbsmængderne fra det enkelte overløbsbygværk. Dette betyder naturligvis, at overløbsbygværket ikke kan indgå i den egentlige usikkerhedsvurdering. Sådanne overløbsbygværker bør derfor, det kommende år, indrapportere en niveau 1 beregning, hvis der heller ikke eksisterer data om overløbsmængderne fra tidligere år. Niveau 1 til 4 er de egentlige beregningsmetoder, der kan anvendes til at estimere overløbsmængderne. Niveau 5 baseres udelukkende på målinger, hvis der er mulighed for at udføre kvalificerede målinger på overløbsbygværket.

Tabel 1. Overordnede forudsætninger for vandselskabets vidensniveau. Modellerne, der ligger til baggrund for disse vidensniveauer, beskrives nærmere i kapitel 3.

	Modeltype	Måledata
Niveau 0	Ingen data	Ingen
Niveau 1	Massebalanceberegning baseret på opland og afløbssystemets kapacitet	Ingen/få. Kræver dog viden om afløbssystemets videreførende kapacitet, magasineringskapacitet og oplandsarealet.
Niveau 2	Ikke kalibreret 1D hydrodynamisk model	Få. Kræver dog kendskab til topografiske data, udformningen af afløbssystemet og overløbsbygværket samt viden om andre fysiske strukturer der vedrører størrelsen af potentielle overløbsmængder.
Niveau 3	Kalibreret 1D hydrodynamisk model	Sammenhængende målte tidserier til kalibrering af den 1D hydrodynamiske model. Dette kunne være flowmålinger centrale steder i afløbssystemet.
Niveau 4	Softwaresensor	Online monitoring af f.eks. vandstand i overløbsbygværk kobles med CFD-modeller og danner grundlag for softwaresensorer
Niveau 5	Direkte måling af overløbsmængde	Overløbsestimering udelukkende baseret på flowmålinger og vandstand.

2.1 Usikkerhed baseret på niveau

For de enkelte vidensniveauer fastsættes en usikkerhed. Usikkerheden vil senere blive anvendt til at bestemme den samlede vægtede usikkerhed på overløbsestimering i Danmark. I baggrundsmaterialet til dette projekt angiver Danmarks Tekniske Universitet (DTU) i en rapport (se bilag 2) en række usikkerheder for forskellige beregningsmetoder. Usikkerhederne anvendes ikke direkte i denne rapport, men kan bruges som et sammenligningsgrundlag for de i denne rapport estimerede usikkerheder.

Usikkerheden for overløbsmængder (herunder udledt stof og vand) repræsenterer den kombinerede usikkerhed baseret på en kombination af den hydrauliske usikkerhed samt usikkerheden på enhedstal for stofkoncentrationer i overløbsvand. Den hydrauliske usikkerhed baseres yderligere på en kombi-

nation af forskellige usikkerheder, herunder regninput, befæstelsesgrad, hydrologisk reduktionsfaktor, uvedkommende vand, og modelusikkerhed. Den kombinerede usikkerhed beregnes ud fra følgende simple formel (Bell, S., 1999):

$$U_c = \sqrt{\sum_{i=1}^n u_i^2}$$

Hvor U_c er den kombinerede usikkerhed, u_i er den i 'te usikkerhedskomponent og n er det totale antal usikkerhedskomponenter.

Det antages ved beregningen af den kombinerede usikkerhed, at usikkerhedskomponenterne er uafhængige variable. Usikkerheden på de enkelte usikkerhedskomponenter er skønsmæssigt vurderet på baggrund af Aalborg Universitets forskning, erfaring og samarbejde med de danske forsyninger. Igennem dette samarbejde har Aalborg Universitet fået indgående kendskab til, hvilke udfordringer de danske forsyninger har ved forskellige aspekter fra det hydrologiske kredsløb til hydraulisk modellering. Der forelægger ikke henvisninger til studier, da der i Danmark ikke findes en egentlig systematisk indsamling af viden fra de danske forsyninger. Derved bør det også tilstræbes, at de i det følgende foreslåede usikkerhedsværdier, løbende opdateres, når der indsamles mere viden særligt i forbindelse med de nye foreslåede vidensniveauer i denne rapport. Endvidere bør det undersøges, om der kan iværksættes en systematisk vidensindsamling vedrørende de forskellige usikkerhedskomponenter.

Usikkerheden på usikkerhedskomponenterne og den kombinerede usikkerhed præsenteres i Tabel 2, hvor følgende usikkerhedskomponenter indgår:

- *Regninputtet*, der repræsenterer usikkerheden på anvendelse af punktmåling af regn ud over et helt opland og et opland som ikke nødvendigvis er centreret omkring regnmåleren. Usikkerheden vil i høj grad være afhængig af afstanden til nærmeste regnmåler. Til bestemmelse af overløbsvolumen forventes nøjagtigheden af regnmålerdataene at være tilstrækkelig, hvis regnmåleren er placeret i en afstand på 4 - 5 km til oplandet i forbindelse med overløb ved kraftige konvektive regnhændelser, og 15 - 20 km ved stratiform nedbør. Der arbejdes dog i øjeblikket på at gøre radardata præcise nok til, at disse kan anvendes i oplande, hvor der ikke nødvendigvis står en regnmåler meget tæt på. Dette sker i udviklingsprojektet *Vejrradar i Vandsektoren* (www.veva.dk).
- *Bidragende areal*, der indbefatter usikkerheden forbundet med bestemmelse af oplandets befæstelsesgrad samt hydrologiske reduktionsfaktor. Usikkerheden vedrørende bestemmelse af befæstelsesgraden er afhængig af, hvor grundigt befæstelsen i området er kortlagt, mens usikkerheden vedrørende den hydrologiske reduktionsfaktor er afhængig af hvor stor en andel af det befæstede areal der egentlig er koblet til afløbssystemet.
- *Uvedkommende vand*, hvori der indgår indsvining samt afstrømning fra ubefæstede områder. I nogle oplande ses der eksempelvis variabel afstrømning henover året, hvor der særligt om vinteren ser ud til at være en øget indsvining i afløbssystemet.
- *Hydraulisk model*, som beskriver modelusikkerheden. Højere modelkompleksitet antages at nedbringe modelusikkerheden på grund af en mere virkelighedstro model. Herunder hvor godt overløbet kan bestemmes i form af usikkerhed på overløbsformlen, bygværkets geometri, samt beregning af vandstand i bygværket.
- *Enhedstal for stof*, som beskriver usikkerheden forbundet med at anvende standardværdier for stofkoncentrationer.

Usikkerheden på enhedstal for stof er ikke skønsmæssigt bestemt som de øvrige usikkerheder, men vurderet på baggrund af spredningen af data i de måleprogrammer, der gennem tiden er udført til at

opdatere enhedstallene for stofkoncentrationer. Udlodningen af denne usikkerhedskomponent uddybes i afsnit 4.2.3, men resulterer i en usikkerhed på ± 45 %.

Jævnfør Tabel 2 fremgår det, at usikkerheden på regninput, bidragende areal og uvedkommende vand for niveau 3 sættes til 0 %. Dette sker under antagelse af, at usikkerheden for disse komponenter kan negligeres efter kalibrering og håndteres under usikkerheden for den hydrauliske model. De samme usikkerhedskomponenter sættes også til 0 % for niveau 4 og 5, men skyldes i denne sammenhæng, at disse ikke indgår som et decideret input til en model.

De vurderede usikkerheder for niveau 5 adskiller sig idet usikkerheden under *hydraulisk model* ikke er en modelusikkerhed, men rettere en måleusikkerhed. Derudover er usikkerheden for *enhedstal for stof* i niveau 5 ikke baseret på data, men et skøn af den usikkerhed der kan opstå, hvis der udføres konkrete målinger af vandkvaliteten på bygværksniveau i en længere periode.

Tabel 2. Overslag på usikkerhed af delelementer og den kombinerede usikkerhed af de hydrauliske beregninger samt den totale kombinerede usikkerhed på beregning af udledte stofmængder. Overslaget er baseret på Aalborg Universitets erfaring og samarbejde med de danske forsyninger. De beregnede kombinerede usikkerheder er afrundede værdier.

	Regn - in- put	Bidra- gende areal	Uvedkom- mende vand	Hydraulisk model	Komb. hy- draulisk usikkerhed, U_c	Enheds- tal for stof	Komb. total usikkerhed, U_c
Niveau 1	30 %	50 %	50 %	100 %	125 %	45 %	135 %
Niveau 2	30 %	50 %	50 %	50 %	90 %	45 %	100 %
Niveau 3	0 %	0 %	0 %	30 %	30 %	45 %	55 %
Niveau 4	0 %	0 %	0 %	5 %	5 %	45 %	45 %
Niveau 5	0 %	0 %	0 %	20 %*	20 %	20 %	30 %

*Usikkerhedskomponenten under hydraulisk model for niveau 5 repræsenterer ikke en modelusikkerhed men usikkerheden på flowmåling i et overløbsbygværk

De udledte kombinerede usikkerheder sammenlignes for de enkelte niveauer i Tabel 3 med de udledte usikkerheder fra DTU's rapport om usikkerheds i bilag 2. Det ses at usikkerhederne ligger relativt tæt, dog bør det bemærkes, at de bagvedliggende metoder for niveauerne ikke nødvendigvis er fuldstændigt sammenlignelige med de beskrevne metoder i denne rapport.

Det er vigtigt at være opmærksom på, at usikkerheden i sagens natur ikke kan blive mindre end -100 % (f.eks. -110 %), idet overløbsmængden ikke kan antage negative værdier. Årsagen til at den totale kombinerede usikkerhed i denne rapport kan antage værdier mindre end -100 % skyldes antagelsen om, at de enkelte usikkerhedskomponenter er uafhængige. Dette er ikke nødvendigvis tilfældet. Eksempelvis vil en udledt vandmængde på 0 m³ automatisk også resultere i 0 kg udledt stof. Derved har usikkerhedskomponenten for stof ingen betydning i dette tilfælde, da den er afhængig af, at der er et overløbsvolumen. Der findes dog ikke nok undersøgelser om overløb og hvordan de forskellige usikkerhedskomponenter hænger sammen til at disse usikkerhedsniveauer kan undersøges i detaljer. På grund af dette vurderes den anvendte antagelse at være den bedst mulige på nuværende tidspunkt og også på den sikre side i forhold til, at usikkerheden beskriver den maksimale usikkerhed.

Tabel 3. Sammenligning af usikkerheden for de foreslåede nye beregningsniveauer i nærværende rapport med usikkerhed udledt for fem foreslåede niveauer i DTU's rapport vedlagt i bilag 2. Det skal bemærkes, at de foreslåede niveauer i denne rapport og i DTU's rapport kan indeholde metodeforskelle, hvorfor nogle niveauer ikke nødvendigvis er direkte sammenlignelige.

	Kombineret usikkerhed	Usikkerhed i DTU-rapport (bilag 2)
Niveau 1	135 %	150-200 %
Niveau 2	100 %	100 %
Niveau 3	55 %	50 %
Niveau 4	45 %	35 - 50 %
Niveau 5	30 %	30 - 35 %

Det kan umiddelbart synes svært at bringe den samlede usikkerhed på overløbsestimering under 50 %, når kun få af de angivne usikkerheder for niveauerne i Tabel 1 er under 50 %. Det hele skal dog ses i lyset af, at ganske få overløbsbygværker i Danmark står for store dele af de samlede overløbsmængder. Derfor er det muligt at sænke den vægtede usikkerhed over mange bygværker betragteligt ved især at målrette en forbedret beregningssikkerhed mod relativt få bygværker, der årligt udleder store overløbsmængder. I nærværende undersøgelse beskrives usikkerheden som den vægtede usikkerhed på landsplan baseret på overløbsvolumenet fra enkelte bygværker og den tilhørende usikkerhed under den anvendte beregningsmetode. Den vægtede usikkerhed beregnes med følgende formel:

$$\bar{u} = \frac{\sum_{i=1}^n w_i u_i}{\sum_{i=1}^n w_i}$$

Hvor $\bar{u}$ er den vægtede usikkerhed, w_i er det samlede overløbsvolumen i niveau i , også svarende til vægten, u_i er usikkerheden i niveau i , og n er det totale antal vidensniveauer. Antages det f.eks., at det totale overløbsvolumen fordeles ligeligt på alle fem niveauer med 20 % af det totale overløbsvolumen, beregnes en vægtet usikkerhed på 73 % på estimering af overløbsvolumen i Danmark:

$$\bar{u} = \frac{20\% \times 135\% + 20\% \times 100\% + 20\% \times 55\% + 20\% \times 45\% + 20\% \times 30\%}{20\% + 20\% + 20\% + 20\% + 20\%} = 73\%$$

Usikkerheden på landsplan er sandsynligvis lavere, når overløbsvoluminerne for alle landets bygværker lægges samme. Det skyldes, at de resulterende overløbsvoluminer sandsynligvis er fordelt omkring en middelværdi, hvor nogen overløbsvoluminer ligger over og andre under. Når overløbsvolumenerne for alle landets bygværker summeres, er det samlede volumen formentlig tættere på det rigtige volumen end hvad den vægtede usikkerhed indikerer.

2.1.1 Lavere usikkerhed ved national aggregering af overløbsmængder

Den vægtede beregningsusikkerhed i nærværende rapport baseres på et udtryk for, hvad beregningsusikkerheden er for estimering af overløbsmængderne på det enkelte bygværk. Beregningsusikkerheden for det enkelte bygværk vil dog reelt være udtrykt ved en fordeling omkring et gennemsnit, hvor nogle beregninger skyder over og andre under.

Derfor vil den estimerede overløbsmængde, når de samlede overløbsmængder for hele Danmark aggregeres op over mange bygværker, ligge tættere på den virkelige totale udledte stofmængde, end den vægtede beregningsusikkerhed egentlig beskriver.

Dette skyldes, at de bygværker, hvor overløbsmængderne overestimeres, vil blive udlignet af de beregninger, hvor overløbsmængderne underestimeres. Derfor skal den vægtede beregningsusikkerhed ses som den øvre del af et interval over, hvad den egentlige beregningsusikkerhed, på nationalt plan,

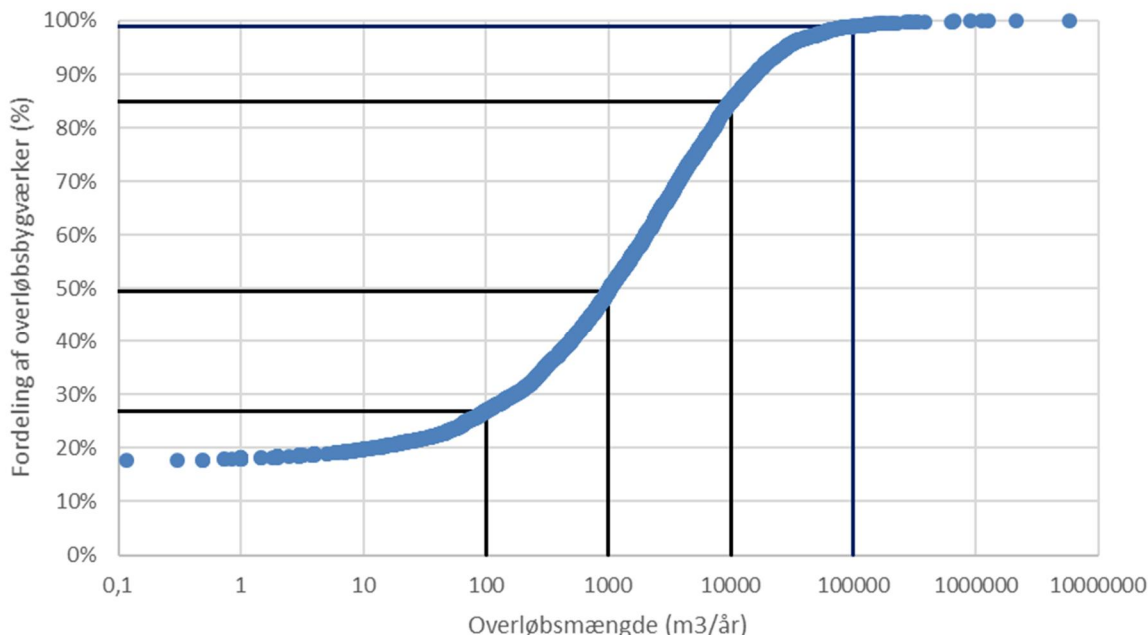
er. I praksis vil den med stor sandsynlighed være lavere, når overløbsmængderne aggregeres over hele Danmark jævnfør de store tals lov, som foreskriver, at jo flere observationer, der indgår i den samlede beregning, desto tættere vil estimatet være på den rigtige middelværdi (Hazewinkel, 2001). For at bevise dette, er det dog nødvendigt at observere den rigtige værdi, hvilket på landsplan ikke ville være praktisk muligt at gennemføre for samtlige af landets bygværker.

Såfremt de foreslåede niveauer i nærværende rapport implementeres og der opfordres til, at den indberettende part indleverer måleresultater m.v. til Miljøstyrelsen, vil det med tiden være muligt at danne et bedre datagrundlag. Blandt andet kan det ses hvordan de indberettede overløbsmængder med de nye metoder adskiller sig fra tidligere anvendte niveauer. Derudover vil typetal for stofkoncentrationer løbende kunne tages op til revision, hvor de seneste f.eks. 5 års måledata inddrages til at revurdere de eksisterende typetal.

2.2 Inddeling af overløbsbygværker baseret på overløbsmængder

For at minimere den vægtede usikkerhed fordeles overløbsbygværkerne i de forskellige vidensniveauer i Tabel 1. Fordelingen kan med fordel foretages på baggrund af hvor store udledningerne er fra det enkelte overløbsbygværk. Det vil sige, at overløbsbygværker med store overløbsmængder generelt bør vurderes på baggrund af et højt vidensniveau. Omvendt kan der accepteres et lavere vidensniveau for overløbsbygværker, der relativt udleder meget små overløbsmængder.

Overløbsbygværkerne klassificeres i en række intervaller af årlige overløbsvolumener som benyttes til at prioritere indsatsen for de enkelte bygværker. Intervallerne fastsættes ved at benytte en statistisk fordeling af normalårsdata fra PULS-indberetningen fra 2018 i Figur 2.



Figur 2. Fordeling af overløbsbygværker baseret på indberettede normalårsdata fra 2018. Hver blå prik repræsenterer et overløb.

Det fremgår af Figur 2 at de indberettede data følger en lognormal fordeling på den horisontale akse. Derfor inddeles intervallerne til kategorisering også logaritmisk som vist i Tabel 4. Det fremgår, at der er få bygværker der udleder store mængder der bør kategoriseres for sig, hvorfor kategori 4 og 5 kun repræsenterer henholdsvis 14 og 1 % af det samlede antal bygværker. De udledte intervaller ses

i Tabel 4. Det fremgår også, at næsten halvdelen af de udledte vandmængder udledes fra ca. 1 % af overløbsbygværkerne.

Tabel 4. Intervaller til kategorisering af overløbsbygværker baseret på overløbsmængder. Fordelingen er baseret på normalårsdata fra 2018.

Kategori	Overløbsmængde (m ³ /år)	Andel bygværker 2018	Totalt overløbsvolumen fra bygværker (m ³)
1	< 100	27 %	15.919 (< 0,1 %)
2	100 - 1.000	23 %	445.176 (1,1 %)
3	1.000 - 10.000	36 %	5.921.984 (14,1 %)
4	10.000 - 100.000	14 %	15.359.310 (36,6 %)
5	> 100.000	1 %	20.221.958 (48,2 %)

2.3 Kategoriseringsmatrice

Vandselskabets vidensniveau og de årlige overløbsmængder for det enkelte overløbsbygværk indbygges nu i kategoriseringsmatricen eksemplificeret i Figur 1. Dette resulterer i den endelige kategoriseringsmatrice i Figur 3 som nu kan anvendes til at fordele overløbsbygværkerne. Det kan på baggrund af princippet præsenteret i Figur 1, senere angives hvilket kategorier der er utilfredsstillende, acceptable og særdeles gode i forhold til hvilket vidensniveau, der er anvendt til at bestemme overløbsvolumenet.

		Overløbsmængder (m ³ / år)				
		<100	100-1.000	1.000-10.000	10.000-100.000	>100.000
Vandselskabets vidensniveau	Niveau 0					
	Niveau 1					
	Niveau 2					
	Niveau 3					
	Niveau 4					
	Niveau 5					

Figur 3. Matrice til kategorisering af overløbsbygværker på baggrund af vandselskabets vidensniveau og årlige overløbsmængder.

2.4 Minimering af usikkerhed

Casestudie 1 beskrevet i afsnit 5.1 demonstrerer hvad den nuværende usikkerhed er, og hvordan denne manuelt kan reduceres til under 50 % ved hjælp af den nye kategoriseringsmatrice og de nye vidensniveauer, der foreslås benyttet til at estimere overløbsmængderne. I det følgende beskrives resultaterne fra casestudiet, mens der henvises til afsnit 5.1 for en detaljeret gennemgang af studiet.

I de udleverede PULS-data findes i alt 4490 overløbsbygværker, hvoraf der eksisterer normalårsdata for i alt 4287 overløbsbygværker. Det følgende er baseret på de 4287 overløbsbygværker, der eksisterer data på. De øvrige 203 bygværker indsættes i niveau 0, hvilket vil sige, at der ikke findes data herpå. Der opfordres dog til, at der indhentes data på disse bygværker hurtigst muligt, således at de senere kan indgå i usikkerhedsvurderingen.

2.4.1 Den nuværende usikkerhed

Den samlede usikkerhed vurderes på baggrund af den vægtede usikkerhed af samtlige overløbsbygværker baseret på det beregnede overløbsvolumen fra hvert enkelt bygværk. Det vil sige, at usikkerheden for et overløbsbygværk, der udleder store overløbsmængder, har en større betydning for den vægtede usikkerhed, end bygværker der udleder relativt små mængder.

I dag anvendes primært to beregningsmetoder. Disse er niveau 1 og 2 (niveau 1 og 3 i den datatekniske anvisning vedlagt i bilag 3) beskrevet under vandselskabets vidensniveau i denne rapport. Ved en optælling af PULS-dataene for normalår ses det at 11,5 mio. m³ overløbsvand (svarende til 1577 overløbsbygværker) blev indberettet på niveau 1, mens 30,5 mio. m³ overløbsvand (svarende til 2710 overløbsbygværker) blev indberettet på niveau 2. Med de anførte usikkerhedsværdier i Tabel 2, beregnes det, at den vægtede usikkerhed for alle overløbsbygværker i Danmark er ca. 110 % i dag.

2.5 Omkostningseffektiv fordeling af overløbsbygværker på vidensniveau

I det følgende opstilles en metode til at frembringe den mest omkostningseffektive fordeling af overløbsbygværker, hvor usikkerheden reduceres til 50 % med den mindst mulige investering. Der opstilles en automatiseret og objektiv procedure, der med udgangspunkt i omkostningseffektivitetsanalyse, skal udpege den mindst ressourcekrævende fordeling af overløbsbygværker til at opnå en vægtet usikkerhed på 50 %. Dette beskrives i det følgende, hvor de estimerede omkostninger forbundet med et niveau angives.

Efterfølgende udføres der en analyse af den omkostningsmæssige mest optimale fordelingsnøgle til at sænke usikkerheden til 50 %.

2.5.1 Ressourceforbrug ved anvendelse af niveauerne

Før en egentlig omkostningseffektiv fordeling af bygværker på de forskellige vidensniveauer kan opstilles, er det nødvendigt at estimere omkostningerne forbundet med disse vidensniveauer. For de enkelte niveauer anslås derfor en omkostning til at estimere overløbsmængderne med den under niveauet angivne metode.

Grundlaget for overslagene på totalomkostningerne findes i casestudie 2 i afsnit 5.2 og skal i sagens natur ses som et groft gennemsnitligt overslag, og kan derfor ikke anvendes direkte for konkrete overløb. Overslagene tager udgangspunkt i erfaringer for, hvor lang tid forskellige opgaver typisk tager, påregnet en timepris på 1.000 kr. Såfremt omkostningerne vedrører måleudstyr, er priser baseret på erfaringstal for omkostningerne til køb af sådanne ydelser. Fremtidige fysiske ændringer og ny viden om både overløb og omkostninger til etablering af de enkelte vidensniveauer forventes at give anledning til, at man med fordel kan opdatere denne analyse og dermed opdatere den mest omkostningseffektive fordeling af bygværker.

De vurderede omkostninger præsenteres i Tabel 5, og præsenteres som den forventede årlige omkostning til modellering og måling per bygværk ved anvendelsen af det konkrete niveau. Den forventede årlige omkostning er udledt ved at vurdere de samlede omkostninger over en periode på 10 år, hvorefter den årlige omkostning beregnes som den gennemsnitlige årlige omkostning over 10 år.

Omkostningerne for alle niveauer fastsættes ud fra, at der ingen viden er om overløbsbygværket. Det vil sige, at der i prisen indgår, at der skal opstilles nye modeller og målekampagner m.v.

Tabel 5. Årlig omkostning baseret på anvendt niveau til beregning af overløbsmængder per bygværk. Omkostning angivet i parentes anvendes til den senere beregning af den omkostningseffektive fordeling af bygværker.

	Procedure	Omkostninger
Niveau 1	Ved beregning af overløbsmængder med niveau 1 antages det, at der årligt opsættes en beregning i et standardiseret regneark.	5 til 10 tkr. pr. år (7,5 tkr. pr. år)
Niveau 2	Der opsættes en ny model for afløbssystemet samt en opdeling af oplandet som fordeles på afløbssystemet.	10 til 20 tkr. pr. år (13 tkr. pr. år)
Niveau 3	Proceduren for niveau 2 gennemføres. Derudover opsættes eksempelvis flowmåler og der indsamles mindst 1 års måledata fra afløbssystemet til kalibrering. Derefter kalibreres den opstillede model.	30 til 55 tkr. pr. år (42 tkr. pr. år)
Niveau 4	I niveau 4 fremstilles en softwaresensor, der som udgangspunkt baseres på en Q-h-relation udledt med en CFD-model af overløbsbygværket. Overløbsmængden estimeres derved årligt med kontinuerte niveaumålinger i overløbsbygværket. Der vil konstant være niveaumålere i drift i en sådan opstilling.	45 til 80 tkr. pr. år (62 tkr. pr. år)
Niveau 5	Niveau 5 beregningen baseres udelukkende på målinger. Herunder kontinuert monitoring af flow og niveau, samt prøvetagning af overløbsvand i en begrænset periode. Der er som udgangs svært at prisfastsætte omkostningerne til at udføre sådanne målinger, da det i høj grad afhænger af bygværkets kompleksitet. Det forventes at bygværker i denne kategori som regel vil have en bygværkstruktur af høj kompleksitet. Som minimum forventes det at der gennemføres to flowmålinger, en niveaumåling samt regnmåling i oplandet. Målekampagnen afhænger dog i så høj grad af bygværket, at den nævnte opstilling udelukkende skal ses som en idealiseret opstilling der kan ligge til grund for en omkostningsvurdering af en sådan målekampagne.	220 til 420 tkr. pr. år (323 tkr. pr. år)

2.5.2 Omkostningseffektiv fordeling bygværker

Overløbsbygværker kan fordeles ud på de forskellige vidensniveauer både manuelt og automatisk. Med den manuelle metode, skrues der på fordelingen, indtil usikkerhed når 50 %. Dette eksemplificeres i casestudie 1 i afsnit 5.1. Det viste eksempel resulterer i en nødvendig totalomkostning på 75 mio. kr. om året, hvis priserne i Tabel 5 ganges ud på antallet af bygværker i hvert enkelt vidensniveau.

Ved manuel fordeling af overløbsbygværkerne er det ikke sikkert, at den mest omkostningseffektive løsning opnås og derfor opstilles der i det følgende en algoritme, der objektivt søger den mest omkostningseffektive måde at estimere overløbsmængder på, for at nå en vægtet usikkerhed på 50 %.

Den omkostningseffektive fordeling af bygværker udledes ved at lokalisere lige netop den fordeling af overløbsbygværker på de enkelte vidensniveauer og kategorier, hvor den vægtede usikkerhed er

50% og de årlige omkostninger til modellering og måling er mindst. Det vil sige, at der skal findes et omkostningsminimum ved denne usikkerhed.

Analysen gennemføres ved at opstille en relativt simpel Monte Carlo simulering, der skal kortlægge mulige kombinationer af niveauer og herefter beregne hvad disse kombinationer koster og hvad den vægtede usikkerhed er.

Der opstilles fordelingsfunktioner for de enkelte niveauer, som angiver forskellige procentandele, som de enkelte niveauer kan indeholde af det totale overløbsvolumen. Fordelingsfunktioner opsættes som vist i Tabel 6. Der regnes kun i heltal for procentsatserne.

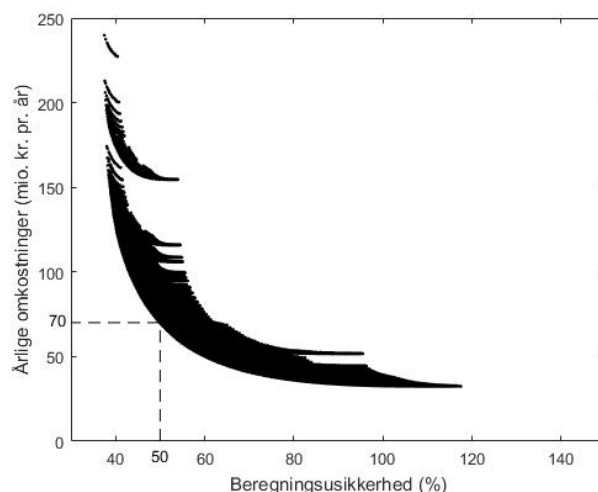
Tabel 6. Fordelingsfunktioner af procentfordeling af det totale overløbsvolumen på de enkelte vidensniveauer.

	Fordeling	Antal værdier
Niveau 1	0, 1, 2, 3 ... 50%	51
Niveau 2	0, 1, 2, 3 ... 90%	91
Niveau 3	0, 1, 2, 3 ... 90%	91
Niveau 4	0, 1, 2, 3 ... 70%	71
Niveau 5	0, 1, 2, 3 ... 50%	51

Fordelingsfunktionerne i Tabel 6 kan sammensættes i 1,5 mia. kombinationer. Dog kan de kombinationer der summeret giver mere eller mindre end 100 % af det totale overløbsvolumen ekskluderes. Dette reducerer antallet af mulige fordelingsnøgler til ca. 3,4 mio.

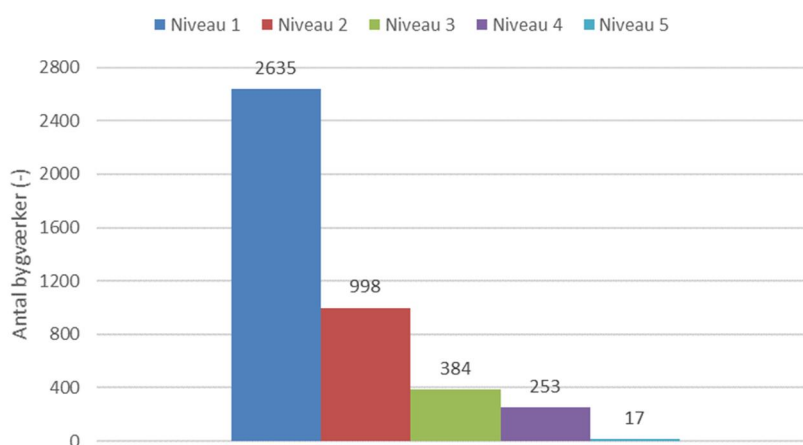
Ud fra de 3,4 mio. mulige fordelingsnøgler kan det 1) beregnes hvad den samlede usikkerhed for den enkelte fordelingsnøgle er, 2) udledes hvor stort et overløbsvolumen, der beregnes med det specifikke niveau, 3) fastsættes hvor mange bygværker, der indsættes i de forskellige niveauer, hvor de bygværker, der udleder mest indsættes på de højeste niveauer, 4) beregne hvilke omkostninger, der er forbundet med at bestemme overløb i det enkelte niveau, og derved fastsætte totalomkostningerne forbundet med den enkelte fordelingsnøgle.

På Figur 4 ses den resulterende sammenhæng mellem den vægtede usikkerhed og årlige omkostninger forbundet med forskellige fordelingsnøgler. Totalomkostningerne, som er beregnet på baggrund af priserne i Tabel 5, spænder bredt, alt efter hvilken usikkerhed der ønskes at opnå. Det fremgår tydeligt, at en procents sænkning af usikkerheden under 50 % medfører en betydeligt øget beregningsomkostning, sammenlignet med en usikkerhedsreduktion ved de større usikkerheder. Dette skyldes, at der ved sænkning af usikkerheden under 50 % i højere grad skal gøres anvendelse af dyrere metoder så som CFD-modellering og målinger.

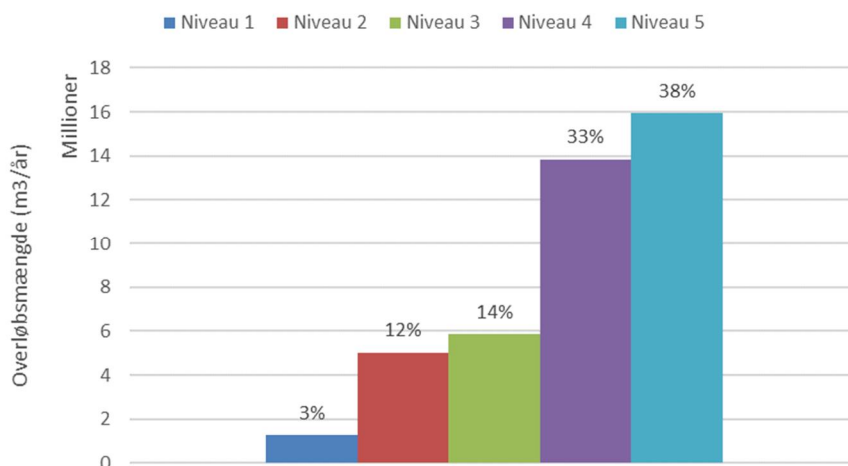


Figur 4. Sammenhæng mellem årlige totalomkostninger til beregning af overløb og den tilknyttede usikkerhed. Stiplet linje angiver 50 % usikkerhed.

Endeligt fremgår det af Figur 4, at det mest omkostningseffektive scenarie til at sænke usikkerheden til 50%, resulterer i årlige totalomkostninger til modellering og måling i størrelsesordenen 70 mio. kr. pr. år. Dette scenarie resulterer i en fordeling af overløbsbygværker på de enkelte niveauer som vist i Figur 5. Fordelingen af de tilhørende overløbsvoluminer på de enkelte niveauer er tilsvarende angivet i Figur 6. Det skal bemærkes, at der i dette scenarie er flere bygværker placeret i niveau 0, end der er i dag. Dette skyldes, at der i den automatisk fordeling ikke tages højde for, hvilket niveau bygværkerne i dag ligger på. Det anbefales, at hvis et bygværk befinder sig på et højere niveau, end det som bygværket henvises til i fordelingen, bør det nuværende vidensniveau fortsat blive anvendt. Dette vil blot sænke den samlede usikkerhed.



Figur 5. Fordeling af bygværker på de enkelte niveauer i det omkostningseffektive scenarie.



Figur 6. Fordeling af overløbsvoluminer baseret på den omkostningseffektive fordelingsnøgle. De angivne procentsatser viser hvor stor en andel af det totale overløbsvolumen, der beregnes i det enkelte niveau.

På Figur 7 ses den endelige fordeling af overløbsbygværkerne baseret på den omkostningseffektive fordeling.

		Overløbsmængder (m³ / år)				
		<100	100-1.000	1.000-10.000	10.000-100.000	>100.000
Vandselskabets vidensniveau	Niveau 0	O: 203				
	Niveau 1	O: 1150 V: 0,02	O: 967 V: 0,45	O: 518 V: 0,80		
	Niveau 2			O: 998 V: 5,04		
	Niveau 3			O: 9 V: 0,09	O: 375 V: 5,78	
	Niveau 4				O: 224 V: 9,58	O: 29 V: 4,22
	Niveau 5					O: 17 V: 16,00

Figur 7. Kategorisering af overløbsbygværker baseret på omkostningseffektiv fordeling. På figuren angiver O og V henholdsvis antallet af overløbsbygværker og overløbsvolumenet (mio. m³) i de enkelte kategorier.

I nedenstående Tabel 7 er der til sammenligning med den mest omkostningseffektive fordeling af overløbsbygværker vist konsekvenser af ens krav til alle overløb uanset størrelse. Totalomkostningen stiger markant jo højere vidensniveau, der anvendes, og det fremgår af Tabel 7, at det vil resultere i omkostninger svarende til 266 mio. kr., hvis usikkerheden skal bringes under 50 % for samtlige overløbsbygværker.

Der er altså en væsentlig økonomisk gevinst ved at søge at reducere den vægtede usikkerhed i stedet for usikkerheden for samtlige overløb. Derudover viser beregningen om omkostningseffektivitet også, at det er muligt at reducere omkostningerne yderligere ved at foretage en simulering til at finde billigste måde at beregne overløb på, fordi omkostningen reduceres til 70 mio. kr. pr. år fra 75 mio. kr. pr. år ved en manuel fordeling. Derfor anbefales det også, at der løbende foretages en revidering af, hvordan man mest omkostningseffektivt når en usikkerhed på 50 %.

Det skal bemærkes, at de 203 overløbsbygværker, for hvilke der ikke findes normalårsindberettede data i PULS, ikke indgår i den økonomiske værdi. Afhængigt af de udledte overløbsvoluminer fra disse bygværker, vil den nødvendige omkostning formentlig, i ukendt omfang, stige.

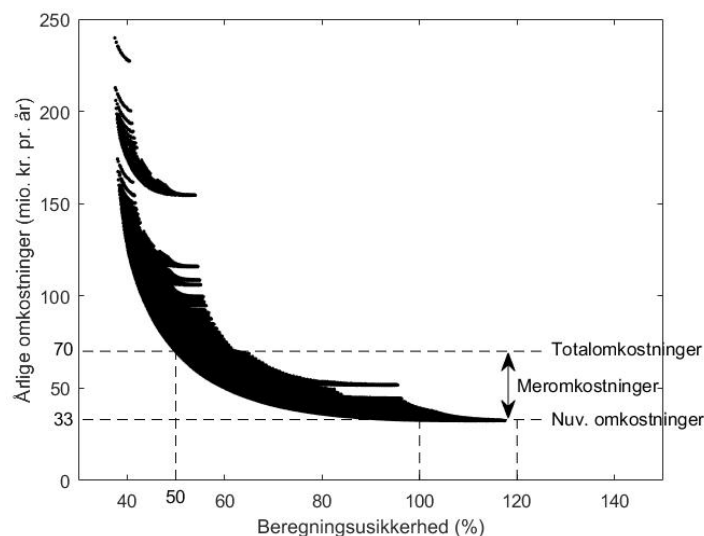
Tabel 7. 100 % fordeling af overløbsvolumen på de enkelte niveauer og den resulterende totalomkostning og vægtede usikkerhed. Dette er blot til eksemplificering af, hvor store omkostninger der vil være forbundet med kun at anvende de enkelte vidensniveauer til at beregne overløbsvoluminer. Da der i nærværende er tale om en 100 % fordeling på de enkelte niveauer, antager den vægtede usikkerhed samme værdi som den tidligere udledte kombinerede beregningsusikkerhed for de enkelte vidensniveauer.

Procentuel fordeling af volumen					Totalomkostning (mio. kr. pr. år)	Vægtet usikkerhed
Niveau 1	Niveau 2	Niveau 3	Niveau 4	Niveau 5		
100 %	0 %	0 %	0 %	0 %	32	135 %
0 %	100 %	0 %	0 %	0 %	56	100 %
0 %	0 %	100 %	0 %	0 %	180	55 %
0 %	0 %	0 %	100 %	0 %	266	45 %
0 %	0 %	0 %	0 %	100 %	1.385	30 %

2.5.3 Meromkostning

Omkostningerne i Figur 4 beskriver de årlige totalomkostninger, men det må forventes at nogle af udgifterne allerede i dag afholdes hos forsyningerne og kommunerne, der har ansvaret for registrering og indberetning af overløbsmængder. Der afholdes eksempelvis i vid udstrækning allerede udgifter til niveau 1 og 2 beregninger samt målinger af forskellig art. Den reelle meromkostning er derfor lavere end de angivne totalomkostninger i Figur 4.

Som tidligere beskrevet vurderes det, at den nuværende beregningsusikkerhed er ca. 110 %. De forventede nuværende omkostninger til beregning af overløbsmængder kan derved udpeges på baggrund af omkostningseffektivitetsanalyse som vist på Figur 8 og svarer jævnført denne analyse til 33 mio. kr. pr. år på landsplan. Det vil sige, at der ifølge den matematiske analyse i dag forbruges 33 mio. kr. pr. år til at opretholde en beregningsusikkerhedsniveau på 100 - 120 %. De 33 mio. kr. pr. år kan fratrækkes totalomkostningerne på 70 mio. kr. pr. år, som er omkostningerne for at opnå den mest omkostningseffektive fordeling, hvor der opnås en beregningsusikkerhed på 50 %. Derved er den reelle meromkostning ifølge denne analyse i størrelsesordenen 37 mio. kr. pr. år.



Figur 8. De forventede totalomkostninger ved en omkostningseffektiv fordeling på de forskellige vidensniveauer, sammenlignet med de forventede nuværende omkostninger. Forskellen på disse udgør forsyningernes meromkostninger ved implementering af metoder beskrevet i denne rapport.

Rundspørge om forsyningernes nuværende omkostninger

Faciliteret af DANVA blev en række forsyningsselskaber adspurgt om specifikke informationer om deres aktuelle niveau for registrering af overløb samt omkostningerne forbundet hermed. Herunder vendte Billund Spildevand, Fredensborg Forsyning, Fredericia Spildevand, Nyborg Forsyning, og Samn Forsyning tilbage med besvarelser. Formålet var ud fra disse eksempler at opnå viden om:

1. nuværende fordeling af bygværker på de forskellige vidensniveauer (1-5). Der kan eksempelvis være forsyninger, der allerede i dag benytter sig af højere vidensniveauer, end dem man kan indberette under i PULS i dag.
2. nuværende omkostninger til beregning af overløbsmængder på hvert vidensniveau (1-5). Herunder ses omkostningerne på to måder, 1) omkostninger til opsætning af modeller, midlertidige målinger, kalibrering m.v., og 2) årlige driftsomkostninger til beregning af overløbsmængder og indberetning i PULS.
3. behov for justering af prisoverslag i nærværende rapport, da forsyningerne kan have en anden opfattelse af omkostningerne forbundet med de forskellige vidensniveauer, end dem der er præsenteret i nærværende rapport.

Tilbagemeldingerne er samlet i bilag 4 og på baggrund af tilbagemeldingerne fra forsyningsselskaberne konkluderes det, at:

1. der er stor forskel på måden hvorpå forsyningerne registrerer og beregner de aflastede vandmængder
2. der er stor forskel på den estimerede omkostning til registrering og beregning af overløbsmængder
3. de indsamlede informationer vurderes ikke at kunne udgøre et grundlag for justering af omkostningerne angivet i Tabel 5 og Figur 4
4. de indsamlede informationer indikerer et stort spænd i omkostninger mellem forsyninger/kommuner også inden for hvert niveau (1-5)

Stikprøverne har således givet grundlag for en simpel usikkerhedsanalyse, hvor den samlede omkostning er bestemt ved samme distribution af bygværkerne i niveauerne som i det omkostningseffektive scenarie vist på Figur 5, men hvor enhedsomkostningen for et bygværk er reguleret med afsæt i

informationer fra forsyningerne som vist i Tabel 8. Som det fremgår af tabellen, vendte ingen af forsyningerne tilbage med omkostninger forbundet med niveau 1 og 5. Derfor benyttes omkostningerne fastsat i denne rapport på disse niveauer. Dette resulterer i en totalomkostning på 37 mio. kr. pr. år baseret på forsyningernes tilbagemeldinger.

Ifølge de fastsatte omkostninger i denne rapport, udgør meromkostningen 53 % af de totale omkostninger jævnfør analysen i Figur 8. Det antages, at meromkostninger jævnfør forsyningernes tilbagemeldinger vil antage samme størrelse, hvorved meromkostningen, med afsæt i forsyningernes tilbagemeldinger, er 20 mio. kr. pr. år.

Tabel 8. Sammenligning af de i nærværende rapport vurderede omkostninger og omkostninger jævnfør tilbagemeldingerne fra forsyningerne. Endeligt sammenlignes omkostningerne med den procentuelle forskel fra de i denne rapport fastsatte omkostninger.

	Omkostninger fra Tabel 5	Omkostning justeret på baggrund af informationer fra forsyningerne	Procentuel forskel
Niveau 1	5 til 10 tkr. pr. år (7,5 tkr. pr. år)	Ingen tilbagemelding	Ingen tilbagemelding
Niveau 2	10 til 20 tkr. pr. år (13 tkr. pr. år)	5,8 til 6,8 tkr. pr. år (6,3 tkr. pr. år)	-51 %
Niveau 3	30 til 55 tkr. pr. år (42 tkr. pr. år)	3,2 til 9,3 tkr. pr. år (6,2 tkr. pr. år)	-85 %
Niveau 4	45 til 80 tkr. pr. år (62 tkr. pr. år)	7,2 til 14,4 tkr. pr. år (10,8 tkr. pr. år)	-83 %
Niveau 5	220 til 420 tkr. pr. år (323 tkr. pr. år)	Ingen tilbagemelding	Ingen tilbagemelding

2.5.4 Den økonomiske meromkostning for forbrugeren

På baggrund af forsyningernes tilbagemeldinger og de angivne omkostninger i nærværende rapport, vurderes det, at den egentlige meromkostning ved implementering af metoderne i nærværende afsnit vil ligge i omegnen af 20 til 37 mio. kr. pr. år.

DANVA udgiver løbende magasinet Vand i Tal, hvor de gennemgår nøgletal i den danske vandsektor. I Vand i tal for 2018 og 2019 angives det, at spildevandsselskaberne i henholdsvis 2016 og 2018 behandlede 360 og 279 m³ vand (DANVA, 2018; DANVA, 2019). Under forudsætning af, at den nødvendige merinvestering kan fordeles ligeligt baseret på hver solgte kubikmeter vand, vil det resultere i en meromkostning på 0,05 til 0,10 kr. pr. m³ for den behandlede spildevandsmængde i 2016 og 0,07 til 0,13 kr. pr. m³ i 2018, hvor det nedre interval er beregnet på baggrund af tilbagemeldingerne fra forsyningerne og det øvre interval på baggrund af de fastsatte omkostningsniveauer i denne rapport.

2.6 Niveaudispensation

Det er nødvendigt, at de beregninger, der ligger til grund for overløbsindberetningen for de enkelte overløbsbygværker, stemmer overens med beskrivelsen under de enkelte niveauer jævnfør beskrivelsen i kapitel 3. Der foreslås dog en mulighed for 'dispensation', hvor det er muligt at hæve et bygværk til et højere niveau, hvis det kan dokumenteres, at bestemmelse af overløbsmængderne fra bygværket sker inden for det usikkerhedsinterval, der er gældende for det niveau, som det ønskes at hæve overløbsbygværket til. Det kan f.eks. være i form af lokale målinger af stofkoncentrationer ved det enkelte overløbsbygværk.

Indføres muligheden for niveaudispensation, er det også nødvendigt, at der føres tilsyn med den dokumentation der indleveres herfor. Det skal derfor vurderes om dette er muligt, før denne mulighed indføres.

3. Metodebeskrivelse af niveauer for vandselskabets vidensniveau

I det vedlagte notat udarbejdet af DTU i bilag 2 er det kortlagt hvilke elementer og parametre, der udgør de største usikkerheder i de nuværende anvendte beregningsmetoder til at bestemme overløbsmængder. I nærværende afsnit beskrives de parametre, som typisk indgår i de enkelte modelniveauer. Der opstilles et afsnit for hvert modelniveau beskrevet i Tabel 1, som beskriver hvad det specifikke niveau indebærer. Derudover opstilles et særskilt afsnit, der beskriver de parametre, som bredt set indgår i alle modeltyper.

3.1 Standardværdier og usikkerhed for generelle inputparametre

I det følgende beskrives de modelinput som kan betragtes generelt anvendelige på alle niveauer af modelkompleksitet.

3.1.1 Regn-input

Estimering af overløbsmængder med modeller er i høj grad afhængig af valg af regn-input (Thorndahl et. al., 2006). Det er derfor essentielt for estimering af overløbsmængder, at der benyttes en repræsentativ regnserie til formålet.

Usikkerheden, der introduceres som følge af valg af regnserie, skyldes variationer i tid og sted. De tidlige variationer udgør både ændringer på langt sigt, men også på regnseriens dynamik under en isoleret hændelse. De langsigtede variationer i nedbørsudviklingen påvirker beregning af overløbsmængder for normalår (referenceværdi) og konkretår. I det vedlagte notat udarbejdet af DTU i bilag 2 anbefales det at benytte en regnserie med en observationsperiode på minimum 20 år, til at beregne statistiske referenceværdier. Til beregning af overløbsmængder for konkretår benyttes nedbørsobservationer fra det konkrete år, på samme model som beregning af overløbsmængden for normalår.

For at nedbringe usikkerheden, der introduceres på baggrund af manglende inddragelse af stedslig variation i regn-inputtet, bør der som minimum laves en kvalitativ udvælgelse af en repræsentativ regnserie fra Spildevandskomitéens regnmålersystem eller en anden form for regnmåling. Regnserien bør være lokal og så vidt muligt, fra en målestation i oplandet. I store oplande, hvor der forefindes flere målestationer inden for oplandet, vil det være hensigtsmæssigt at opdele nedbørsbelastningen i oplandet, så der introduceres stedlig variation indenfor modelområdet. På sigt vil det være oplagt at benytte radarobservationer, til at beskrive den stedsige variation i nedbør, for på denne måde at nedbringe denne usikkerhed.

3.1.2 Initialtab

Initialtabet tager højde for tab i begyndelsen af regnhændelser, der skyldes magasinering i lavninger i overfladen eller vandmætning af de impermeable overflader. Den mest hensigtsmæssige metode til at estimere initialtabet for et opland er ved at analysere sammenhængen mellem nedbørsmængde og afstrømmet vandmængde for en række regnhændelser. Ved at opstille en lineær relation mellem de to variable kan initialtabet estimeres ved, at analysere hvilken regndybde der forekommer, før der måles afstrømning.

EnviDan

I den gældende datatekniske anvisning for indberetning af overløbsmængder vedlagt i bilag 3 benyttes en standardværdi for initialtab på 0,6 mm. Thorndahl et. al. (2006) har analyseret afstrømningsdata fra fire oplande i Danmark, for at estimere den hydrologiske reduktionsfaktor og initialtabet. Undersøgelserne viser et initialtab der varierer mellem 0,4 mm og 0,7 mm. Andre danske studier anbefaler at benytte værdier i intervallet 0,5 - 1,0 mm (Thorndahl et. al., 2006).

Initialtabets betydning for usikkerheden på estimering af overløbsmængder er relativt lille. Dette skyldes at initialtabet udgør en relativt lille del af den samlede afstrømning. Dette understøttes af undersøgelser i Thorndahl et. al. (2008), der viser at initialtabet er en ikke-følsom parameter til optimering af afstrømningsmodeller på baggrund af flow og overløbsregistreringer.

Der findes ikke et tilstrækkeligt grundlag for at ændre det nuværende anbefalede initialtab på 0,6 mm. Anvendes en anden værdi, skal denne underbygges af målinger eller anden dokumentation eksempelvis som demonstreret af Miljøstyrelsen (1990) og DHI (2017).

3.1.3 Bestemmelse af befæstelsesgrad

Der findes adskillige metoder til at fastsætte befæstelsesgraden for et givent opland. Valg af metode afhænger i høj grad af de lokale forhold, hvorfor der ikke kan gives en anvisning til én konkret metode. I det følgende nævnes flere forskellige metoder, der kan anvendes til bestemmelse af befæstelsesgraden.

Med udgangspunkt i data fra GeoDanmark (<https://www.geodanmark.dk/>), kan bygningslaget anvendes til at kortlægge det befæstede areal udgjort af bygninger. I dette kortlag indgår der som regel ikke overflader som indkørsler og lignende. For at korrigere for sådanne overflader kan der tages stikprøver, der danner grundlag for en vurdering af, hvor meget disse overflader forøger det totale befæstede areal. Befæstelsesgraden for bygningerne kan derved faktorkorrigeres således, at der også tages højde for indkørsler m.v.

Befæstelsesgraden fra veje kan ligeledes vurderes ved hjælp af kort over f.eks. vejmidter. Vejmidterne kan ved hjælp af GIS-behandling tilføjes en buffer, der beskriver vejens bredde og derved areal. Foruden kort over vejmidter, kan der også anvendes kort over vejnet. Vejnet udgør i sig selv en overflade, men kan dække arealer, der ikke nødvendigvis er 100 % befæstede. Derfor kan det ved brug af vejnet være nødvendigt at korrigere befæstelsesgraden. Der findes forskellige GIS-baserede værktøjer, der ved hjælp af bygningspolygoner og polygoner for veje og andre befæstede overflader, kan anvendes til at bestemme oplandets befæstelsesgrad.

Andre metoder anvender luftfotodata og tekniske grundkort i kombination til både manuelle og automatiserede klassificeringer af overfladerne. Først og fremmest kan luftfoto og grundkort anvendes til manuel optegning af de befæstede overflader. Derudover kan klassificeringsalgoritmer automatisk genkende f.eks. tage, veje m.v. og sætte disse forskellige overflader ind i kategorier og skille de ubefæstede overflader fra. Både manuel og automatisk klassificering kan verificeres med fysiske inspektioner af kortlagte oplande. Det kan gøres for at verificere at overfladerne er klassificeret korrekt, men også om disse er tilsluttet afløbssystemet.

Automatisk klassificering af overfladetyper er i fortsat udvikling, hvilket blandt andet ses af Styrelsen for Dataforsyning og Effektiviserings [nye projekt](#) om at undersøge potentialet i machine learning til kortlægning af befæstede overflader. Det forventes, at usikkerheden på inputdata om befæstelsesgrad vil falde markant i takt med den teknologiske udvikling.

3.1.4 Hydrologisk reduktionsfaktor

Den hydrologiske reduktionsfaktor er vigtig i forhold til korrekt bestemmelse af flow og overløb (Thorndahl et. al., 2008). Den hydrologiske reduktionsfaktor benyttes til at tage højde for, at det ikke

altid er hele det befæstede areal der bidrager til afstrømningen. Dette kan f.eks. være indkørsler eller drivhuse der ikke er tilsluttet afløbssystemet, men som indgår i kortlægningen af befæstede overflader.

Den hydrologiske reduktionsfaktor benyttes også til at redegøre for usikkerheden forbundet med regn-inputtet, der typisk måles som punktværdier, men benyttes over et større opland, hvor der kan være spatial variation. Ofte benyttes der i forsyningerne en fast standardværdi for hydrologisk reduktionsfaktor, når der udarbejdes hydrauliske ukalibrerede modeller. Thorndahl et. al. (2006) præsenterer danske litteraturværdier for hydrologisk reduktionsfaktor, der varierer i intervallet 0,6 til 0,9. I datateknisk anvisning for indberetning af regnbetingede overløbsmængder, benyttes en hydrologisk reduktionsfaktor på 0,8 til bestemmelse af arealenhedstal.

Analysen fra Thorndahl et. al. (2006), der undersøger sammenhængen mellem nedbørsmængde og afstrømningsmængde, viser at den lokale hydrologiske reduktionsfaktor for fire undersøgelsesområder ligger i intervallet 0,4 til 0,6. Artiklen påpeger, at anvendelse af de danske litteraturværdier kan introducere en stor overestimering af belastningen af afløbssystemet og dermed på overløbsmængden.

Usikkerheden forbundet med anvendelse af litteratur-værdier for hydrologisk reduktionsfaktor, kan nedbringes ved at anvende observationsdata fra afløbssystemet. Det anbefales derved at gennemføre den samme analyse som beskrevet i afsnit 3.1.2, hvor det på en lineær relation analyseres hvor stor en procentdel af nedbøren der i praksis strømmer til et specifikt målepunkt i afløbssystemet. Derudover kan den hydrologiske reduktionsfaktor anvendes som kalibreringsparameter i den hydrodynamiske model. Dog opnår denne kalibrering principielt det samme som analysen af den lineære relation.

3.1.5 Afstrømning fra ubefæstede områder

Afstrømning fra byens ubefæstede områder er ofte en ukendt faktor i forhold til den samlede overfladeafstrømning til afløbssystemet. Denne type afstrømning er mindre forudsigelig end afstrømning fra de befæstede overflader og forekommer som regel kun i begrænsede perioder. Der er altså tale om et særdeles ikke-lineært fænomen, som er udfordrende at indbygge i den nuværende modelleringspraksis. Derfor bør der i det konkrete opland foretages en vurdering af, hvorvidt de ubefæstede overflader i oplandet udgør en potentiel risiko for overfladeafstrømning. Nye feltstudier fra Lystrup nær Aarhus viser, at afstrømning i perioder kan forekomme på flere forskellige måder fra et større ubefæstet område (Nielsen et al., 2019a; Nielsen et al., 2019b). Generelt gav disse studier et indtryk af, at afstrømning fra den studerede ubefæstede overflade i højere grad var afgørende for bassiners kapacitet end den egentlig rørkapacitet. Der forelægger på nuværende tidspunkt ikke direkte evidens for, hvordan afstrømning fra ubefæstede områder bør inddrages. Igangværende studier undersøger dog emnet nærmere. Resultater fra disse studier forventes offentliggjort inden for de kommende år, hvorefter der potentielt kan være et bedre grundlag for at vurdere afstrømningen fra de ubefæstede områder.

3.1.6 Grundvandsindsivning og bidrag fra omfangs- og markdræn

Grundvandsindsivning og afstrømning fra omfangs- og markdræn forekommer i større eller mindre grad i stort set alle afløbssystemer ved at vand fra den omkringliggende jord siver ind igennem utætheder i rørsystemet eller i dræn. Den resulterende strømning i rørsystemet kan have betydning for afløbssystemets kapacitet, og derfor er det nødvendigt at give et så nøjagtigt estimat af disse bidrag som muligt.

Grundvandsindsivning og afstrømning fra omfangs- og markdræn minder som regel om hinanden og vil typisk udgøre et variabelt basisflow i rørsystemet. Det flow, der genereres fra indsivning kortlægges

typisk ved at studere hydrografen et sted i afløbssystemet. Dette kan enten være i form af punktmålinger af flow ude i afløbssystemet eller ved indløb til renseanlæg. Hydrografen inddeles i forskellige strømningskomponenter, hvilket typisk vil være nemmest under tørvejr, hvor indsivning og spildevandstilstrømning er de primære strømningsbidrag for fællessystemer. For separate regnvandssystemer vil indsivning og afstrømning fra omfangs- og markdræn ideelt set være de eneste bidrag.

For at opnå en præcis model bør der altid foretages analyser af strømningsbidragene, således at disse kan adskilles og inddrages i den hydrauliske analyse af rørsystemet.

3.1.7 Spildevandsbelastning i fællessystemer

I datateknisk anvisning for indberetning af overløbsmængder benyttes i dag et kombineret tørvejr-flow, der indeholder spildevandsbelastning og indsivning. Spildevandsbelastningen og indsivningen kan med fordel opdeles, da spildevandsbelastningen kan estimeres med forholdsvis stor sikkerhed, mens indsivningen er meget varierende afhængig af blandt andet afløbssystemets beskaffenhed og placering af grundvandsspejl.

Spildevandsmængden bør estimeres på baggrund af analyse af rentvandsforbruget. Analyse af rentvandsforbruget er en simpel, men relativ sikker metode til at estimere spildevandsbelastningen, da de to er lineært afhængige. Det er derfor muligt at opstille en model for spildevandsbelastningen på ugebasis, der inddrager den tidlige variation.

Spildevandsbelastningen beregnes som den samlede vandproduktion fratrukket drikkevandsforsynings vandtab og vandforbrug der ikke ender i afløbssystemet. Dette kan eksempelvis være havevanding.

Vandtab bliver hvert år beregnet af drikkevandsforsyningerne på baggrund af den reelle rentvandproduktion og den solgte vandmængde, baseret på lokale målinger hos forbrugeren (DANVA, 2016). Dette resulterer i en beregnet spildevandsbelastning pr. PE i drikkevandsforsynings opland, der kan overføres til et konkret opland på baggrund af antallet af PE.

3.1.8 Beregning af opspædningsgrad af spildevand i overløbsvand

I den datatekniske anvisning for indberetning af overløbsmængder skelnes der i dag mellem typetal for stofkoncentrationer i spildevand, overvand (det vand i fællessystemet, der ikke er spildevand) og overløbsvand. Ved anvendelse af typetallet for overløbsvand introduceres en usikkerhed på estimatet af de udledte stofmængder, da der ikke tages højde for det enkelte oplands spildevandsproduktion. Stofkoncentrationen i overløbsvandet afhænger af i hvor stor grad overløbsvandet består af spildevand, hvorfor det er svært at estimere et typetal for overløbsvand. Også den fysiske udformning af og udstyr i overløbsbygværket samt bassin i tilknytning til overløbet kan have stor betydning for stofkoncentrationen i overløbsvandet. Det kan derfor nedbringe usikkerheden på estimatet af de udledte stofmængder at beregne en vægtet stofkoncentration i overløbsvandet på baggrund af typetallene for spildevand og overvand. Stofkoncentrationen kan eksempelvis beregnes på baggrund af følgende relation mellem stof i overløbsvand, overvand og spildevand (Miljøstyrelsen, 2000):

$$M_{total} = M_{spildevand} + M_{overvand} = \int C_{spildevand} Q_{spildevand}(t) dt + HMK_{overvand} V_{overvand}$$

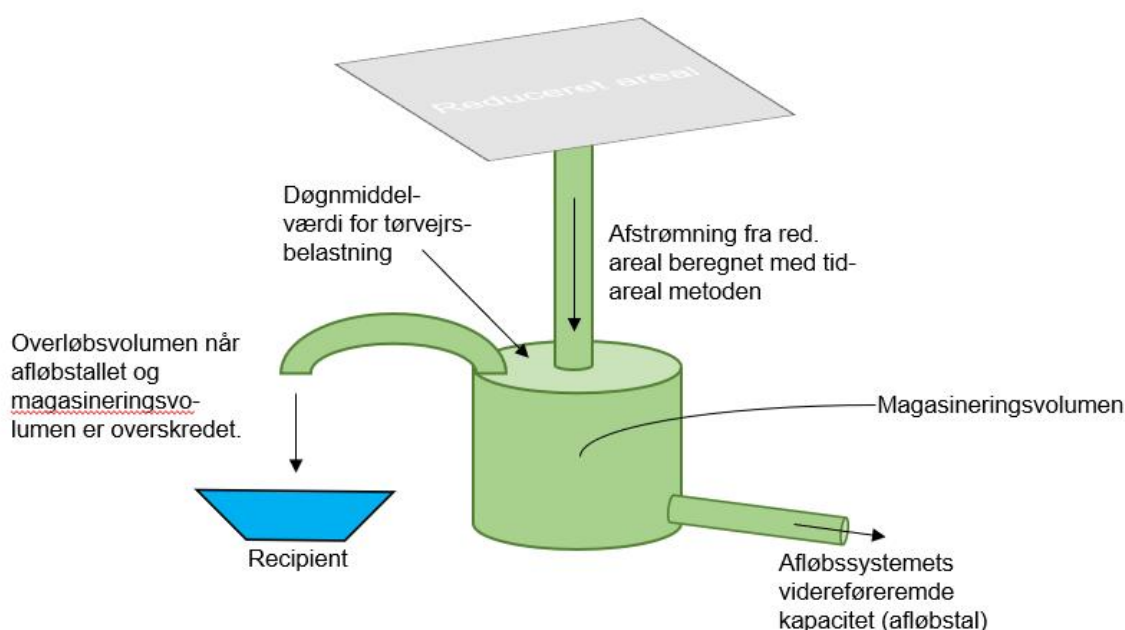
Hvor M_{total} er den udledte stofmængde for overløbsvandet, $M_{spildevand}$ er den udledte stofmængde i overløbsvandet udgjort af stof spildevand i overløbsvand, $M_{overvand}$ er den udledte stofmængde i overløbsvandet udgjort af stof overvand, $C_{spildevand}$ er stofkoncentrationen i spildevandet, $Q_{spildevand}$ er spildevandsflowet, t er tid, HMK er hændelsesmiddelkoncentrationen af stof i overvandet, og $V_{overvand}$ er andelen af overløbsvolumen udgjort af overvand.

For samtlige vidensniveauer er det muligt enten ud fra modeller, målinger, oplandsanalyse, eller en kombination af disse, at vurdere den samlede massebalance for afløbssystemet, hvorfor det også er muligt at estimere hvor stor en fraktion af det udledte vand der er henholdsvis spildevand og overvand. Denne fraktionering kan benyttes til at bestemme en vægtet stofkoncentration i overløbsvandet på baggrund af fuld opblanding mellem spildevand og overvand. Da der i særlig høj grad vil eksistere målinger i niveau 3 til 5, bør der særligt under disse niveauer beregnes en lokal opspædningsgrad, mens der for niveau 1 og 2 fortsat kan anvendes typetal.

3.2 Niveau 1: Sempel massebalanceberegning

Niveau 1 er den simpleste metode at anvende til estimering af overløbsmængder. Metodens simplicitet betyder da også, at estimeringen af overløbsmængder, herunder stof og vandvolumen, behæftes med en væsentlig usikkerhed.

I metoden beregnes overløbsvolumen ved hjælp af en simpel massebalancebetragtning, som illustreres i en konceptuel model i Figur 9.



Figur 9. Den konceptuelle opsætning af modellen til beregning af overløbsvolumen i niveau 1. Modellen kan opsættes både i Mike Urban og regneark.

Ved anvendelse af metoden fastsættes et afløbstal som beskriver afløbssystemets videreførende kapacitet. Dernæst fastsættes et magasineringsvolumen, der beskriver den samlede magasineringskapacitet, som har indflydelse på det konkrete overløbsbygværk. Findes der ikke sparrebassiner i oplandet, er det kun rørsystemets magasineringskapacitet, der indgår i magasineringsvolumenet. Afstrømningen fra det reducerede areal til afløbssystemet (magasineringsvolumenet jf. Figur 9), beregnes med en lineær tid-arealmodel. Overskrides afløbstallet og det definerede magasineringsvolumen, resulterer dette i et overløbsvolumen. Dette overløbsvolumen ganges med et enhedstal for de forskellige stoftyper og heraf fås et estimat over de udledte stofmængder. Findes der op- eller nedstrøms bygværker, der kan påvirke beregningen af overløb i det konkrete overløbsbygværk, bør der anvendes et højere modelniveau som eksempelvis niveau 2.

3.2.1 Metodens hidtidige anvendelse

I den datatekniske anvisning for indberetning af overløbsmængder beskrives metoden som værktøj til generering af tabeller med arealenhedstal for overløbsmængder.

Der er genereret én standardtabel der indeholder 16 arealenhedstal for overløbsmængder normaliseret i forhold til det befæstede areal, baseret på kombinationer af 4 afløbstal og 4 magasineringsvolumener. Til beregning af arealenhedstallene er følgende forudsætninger anvendt:

- Initialtab på 0,6 mm
- Hydrologisk reduktionsfaktor på 0,8
- Spildevandsbelastning på 40 PE/ha og 250 l/PE/døgn (inkl. Indsivning)
- Lineær tid-areal-kurve med en koncentrationstid på 20 min
- Regnserie med årsnedbør på 650 mm

De nødvendige input til beregning af overløbsvolumen for et konkret opland er altså det befæstede areal, afløbstallet, magasineringskapaciteten samt årsnedbøren for det specifikke opland. Ved afløbstal og magasineringskapacitet, der ikke er repræsenteret af de 16 kombinationer, interpoleres der mellem de 4 værdier for afløbstal og de 4 værdier for magasineringsvolumen. Ved opslag i tabellen bestemmes arealenhedstallet for afløbssystemet, der herefter ganges med det befæstede areal og skales i forhold til den reelle årsnedbør i oplandet.

3.2.2 Forbedringspotentiale til nedbringelse af usikkerhed

Beregningen af overløbsvolumen på baggrund af vidensniveau 1 har i dag kun fire variable 1) det befæstet areal, 2) magasineringskapaciteten, 3) afløbstallet, og 4) årsnedbør. Magasineringskapaciteten og afløbstallet er yderligere begrænset til fire værdier for hver parameter (foruden ved interpolation). Som beskrevet i afsnit 3.1 bør også den hydrologiske reduktionsfaktor, spildevandsbelastning og indsivning bestemmes for det lokale opland, så usikkerhed på vandbalancen reduceres.

Overfladeafstrømningens koncentrationstid til bestemmelse af arealenhedstal sættes i den datatekniske anvisning (bilag 3) til 20 minutter. Thorndahl et. al. (2008) viser at koncentrationstiden er en af de parametre, der har indflydelse på hydrauliske modelleres evne til at beregne blandt andet overløbsvolumener. Foruden regninputtet, er koncentrationstiden den eneste parameter, der påvirker dynamikken af den beregnede afstrømning. Koncentrationstiden bør derfor som minimum estimeres for det lokale opland på baggrund af oplandsstørrelsen.

Til estimering af overløbsmængde ved konkretår, baseres beregningen i dag på årsnedbøren for én af 9 regnserier. For at nedbringe usikkerheden i modelberegningen bør den lokale dynamik i nedbørsmønstret inddrages. Dette kræver at beregningerne baseres på en regnserie frem for årsnedbøren. Regnserien bør herudover repræsentere det lokale opland, som beskrevet i afsnit 3.1.1.

Ved brug af oplandsspecifikke værdier for hydrologisk reduktionsfaktor, spildevandsbelastning, indsivning og koncentrationstid, er det ikke længere muligt at opstille arealenhedstal i en matrix. Det er derfor nødvendigt at opstille en beregningsmodel (f.eks. i regneark), der på baggrund af de stationære modelinput og en regnserie, kan estimere overløbsmængden for det lokale opland. Dette er fortsat muligt uden dybdegående kendskab til afløbssystemets fysiske udformning, ved opstilling af en simpel reservoirmodel, eller en forsimplet model i eksempelvis Mike Urban med ét opland og ét bassin. Fremgangsmåden til opbygning af model og beregning af overløbsvolumen eksemplificeres i afsnit 3.2.3.

3.2.3 Beregningseksempel ved brug af reservoir model

Følgende beregning baseres udelukkende på de samme massebetragtninger som den nuværende niveau 1 beregning. Forskellen fra den nuværende beregningsmetode er, at regnseriens dynamik og de hydrologiske parametre her er oplandsspecifikke, frem for baseret på standardværdier.

En reservoirmodel bygger på simple massebalancebetragtninger, hvor massebalancen beregnes for et reservoir i hvert tidsskridt. I følgende eksempel opbygges modellen med et reservoir, der har et magasineringsvolumen, der svarer til afløbssystemets magasineringskapacitet. I hvert tidsskridt bestemmes den tilførte vandmængde og den videreførte vandmængde, jf. konceptuel model på Figur 9. I hvert tidsskridt er proceduren for beregning af vandmængder som følger:

- 1) Bestemmelse af effektiv nedbørsmængde. Den effektive nedbørsmængde bestemmes på baggrund af regnserien, hvor de hydrologiske tab (initaltab og hydrologisk reduktionsfaktor) fratrækkes.
- 2) Bestemmelse af effektiv afstrømning. Den effektive afstrømning bestemmes på baggrund af tid-areal metoden, med den oplandsspecifikke koncentrationstid.
- 3) Bestemmelse af tilført vandmængde. Den tilførte vandmængde består af 2 komponenter; regnafstrømning og tørvejrflow (primært indsigning og spildevandsflow). Regnafstrømningen bestemmes som den effektive afstrømning gange det befæstede areal.
- 4) Bestemmelse af magasineret vandmængde (før afledt vandmængde fratrækkes). Den magasinerede vandmængde bestemmes som den opmagasinerede vandmængde i forrige tidsskridt + den tilførte vandmængde.
- 5) Bestemmelse af afledt vandmængde. Den afledte vandmængde består af to komponenter; den videreførte vandmængde og overløbsmængden. Den videreførende vandmængde beregnes som den magasinerede vandmængde fra punkt 4, medmindre denne overskrider den afskærende kapacitet. I tilfælde af dette er den videreførte vandmængde lig med den afskærende kapacitet. Overløbsmængden bestemmes som Den magasinerede vandmængde fra punkt 4, fratrullet den videreførte vandmængde og magasineringskapaciteten (V). Resultater dette i en negativ værdi, er der ikke overløb og overløbsmængden er 0.
- 6) Bestemmelse af resulterende magasineret vandmængde. Den resulterende magasinerede vandmængde er den magasinerede vandmængde fra punkt 4 fratrullet den afledte vandmængde (videreført vandmængde og overløbsmængde) fra punkt 5.
- 7) Gentagelse af punkt 1-6 med den nye magasinerede vandmængde og tilført vandmængde fra nyt tidsskridt.

Sammenligning af resultater

Der er opbygget en reservoirmodel, på baggrund af ovenstående forudsætninger, for at vise forskellen på den estimerede overløbsmængde ved opslag i tabel og ved anvendelse af model. Modellen benyttes til at estimere arealenhedstal for et fiktivt opland baseret på regnserier fra både 2017 og 2018. Til beregningerne er følgende forudsætninger anvendt:

- Initaltab på 0,6 mm
- Hydrologisk reduktionsfaktor på 0,8
- Spildevandsbelastning på 40 PE/ha og 250 l/PE/døgn (inkl. Indsigning)
- Lineær tid-areal-kurve med en koncentrationstid på 20 min
- 2018 regnserie fra Sulsted med årsnedbør på 498 mm og 2017 regnserie fra Sulsted med årsnedbør på 792 mm.

Den eneste forskel på forudsætningerne til modellen og forudsætningerne benyttet til beregning af arealenhedstal i den datatekniske anvisning, er regnserierne.

På Tabel 9 ses de estimerede overløbsmængder, beregnet på baggrund af retningslinjerne i *Datateknisk anvisning for indberetning af overløbsmængder* samt reservoirmodellen for regnserien fra 2018. Af Tabel 10 fremgår de estimerede overløbsmængderne beregnet på baggrund af regnserien fra 2017.

Til bestemmelse af overløbsmængder på baggrund af arealenhedstal i datateknisk anvisning for indberetning af overløbsmængder er der skaleret i forhold til årsnedbøren med en faktor 0,766 (498 mm / 650 mm) og 1,218 (792 mm/650 mm) for henholdsvis 2018 og 2017.

Tabel 9. Arealenhedstal beregnet på baggrund af tabel 2 i datateknisk anvisning for indberetning af overløbsmængder, skaleret i forhold til årsnedbør på 498 mm (til venstre) og arealenhedstal beregnet ved brug af reservoirmodel med regnserie med årsnedbør på 498 mm (til højre). Enhederne er m³/red. ha/år.

Afløbstal/Magasineringsvolumen	0 mm	2 mm	10 mm	25 mm
0,1 µm/s	2857 / 2262	1593 / 1066	406 / 132	92 / 0
0,3 µm/s	1846 / 1221	804 / 475	169 / 21	38 / 0
1,0 µm/s	697 / 294	237 / 475	77 / 0	15 / 0
2,0 µm/s	368 / 82	161 / 22	54 / 0	8 / 0

Tabel 10. Arealenhedstal beregnet på baggrund af tabel 2 i datateknisk anvisning for indberetning af overløbsmængder, skaleret i forhold til årsnedbør på 792 mm (til venstre) og arealenhedstal beregnet ved brug af reservoirmodel med regnserie med årsnedbør på 792 mm (til højre). Enhederne er m³/red. ha/år.

Afløbstal/Magasineringsvolumen	0 mm	2 mm	10 mm	25 mm
0,1 µm/s	4545 / 3974	2534 / 2225	645 / 610	146 / 0
0,3 µm/s	2936 / 2523	1276 / 1262	268 / 209	61 / 0
1,0 µm/s	1101 / 844	378 / 304	122 / 2	24 / 0
2,0 µm/s	585 / 264	256 / 57	85 / 0	12 / 0

Som det fremgår af Tabel 9 og Tabel 10 er der en stor forskel på de beregnede værdier ved de to metoder. Der er en generel overestimering af overløbsvolumenerne i forhold til resultatet af reservoirmodellen. Forskellen på disse værdier kan udelukkende tilskrives at effekten af dynamikken i regnserien inddrages i værdierne til højre i Tabel 9 og Tabel 10.

3.3 Niveau 2: Den ukalibrerede 1D hydrodynamiske model

Bestemmelse af overløb ved hjælp af 1D hydrodynamiske modeller benyttes også i dag ved indberetning af overløbsmængder til PULS. Typisk anvendes Mike Urban til at simulere overfladeafstrømningen til afløbssystemet. Fordelen ved at anvende denne model er, at modellens repræsentation af den fysiske virkelighed i afløbssystemet forbedres. Det gøres ved, at afløbssystemets struktur samt vandbidrag fra overfladevand, tilføres de rigtige steder i systemet. Dette er ikke tilfældet ved anvendelse af niveau 1. Ligeledes defineres de fysiske karakteristika for hvert enkelt overløb, herunder kronekote, kronebredde, bassinvolumener m.v.

En 1D hydrodynamisk model består som regel af en overflademodel og en rørmodel. Overflademodelen benyttes til at beregne de hydrologiske forhold vedr. overfladeafstrømning, mens rørmodellen beskriver strømningerne i afløbssystemet.

Overflademodel

Til forskel fra overfladeafstrømningen beregnet med niveau 1, opdeles oplandet i den 1D hydrodynamiske model i en række deloplande. Disse deloplande tilknyttes en knude i rørmodellen, hvor det afstrømmede vand tilføres. Derudover har deloplandene tilknyttede befæstelsesgrader samt en hydrologisk overflademodel og en række andre hydrologiske parametre beskrevet i afsnit 3.1.

Disse hydrologiske parametre anvendes i en afstrømningsmodel som eksempelvis en tid-areal-model. Tid-areal-modellen afhænger ligesom i niveau 1 af koncentrationstiden.

For at reducere usikkerheden på overflademodellen, bør de hydrologiske parametre bestemmes som beskrevet i afsnit 3.1. Alternativt kan parametrene tilpasses i en kalibrering af modellen. Dette vil resultere i at modellen kan klassificeres under niveau 3, som beskrevet i Tabel 1.

Rørmodel

For at kunne opbygge modellen er det nødvendigt at kende afløbssystemets strukturelle udformning med en god detaljeringsgrad. Dette indebærer viden om ledninger og knuders placeringer, tilslutninger, dimensioner og materialer. Herudover skal bassiner/bygværkers voluminer, placering og overløbskoter være kendte. Information om ovenstående bør i vid udstrækning kunne udledes af forsyninernes ledningsregistreringer.

3.4 Niveau 3: Den kalibrerede 1D-hydrodynamiske model

Der stilles i dag ikke krav til kalibrering eller på anden måde validering af de modeller, som opstilles i forbindelse med indberetning af overløbsmængder til PULS. Det medfører en relativt høj modelusikkerhed. Anvendelse af niveau 3 ved indberetning til PULS-databasen, skal ske med afsæt i en velkalibreret model. Den velkalibrerede model er et vidt begreb, som der ikke nødvendigvis er ét svar på, dog bør en række betingelser være opfyldt, hvis dette niveau anvendes til indberetning af overløbsvoluminer.

Grundlæggende indeholder den 1D-hydrodynamiske model i niveau 3 de samme overvejelser som beskrevet under niveau 2. Derefter følger den egentlig kalibrering. Det foreskrives ikke i nærværende rapport, hvordan kalibreringen skal gennemføres, da der findes mange forskellige måder at gribe det an på. Dog forudsætter den kalibrerede model, at der er foretaget målinger på overløbsbygværket, der som minimum kan bestemme start og slut tidspunktet for overløb og derved også antallet af overløb. Alene dette datagrundlag er tidligere blevet påvist som særdeles effektivt til at opnå en velkalibreret model (Rasmussen et al. 2008).

Kalibreringen forudsætter også, at der i de måledata, der ligger til grund for kalibreringen, indgår et vist antal overløbsregistreringer og som minimum fem klart adskillelige overløb. Endeligt skal det med modellen være muligt at opnå god overensstemmelse med de registrerede hændelser.

3.5 Niveau 4: Overløbsestimering baseret på softwaresensorer

Beregning af overløbsmængder ved hjælp af en softwaresensor kan anvendes til særligt komplicerede overløbsbygværker, hvor der årligt udledes store mængder overløbsvand. Softwaresensorer baseres grundlæggende på en kombination af fysiske målinger (sensoren) og en model (software). Det simpleste eksempel på en softwaresensor er en Q-h-relation, hvor vanddybden, h , måles ved hjælp af en vandstandsmåler og overløbsflowet, Q , bestemmes ved hjælp af en model for vandføringen, f.eks. en standard overløbsformel, der baseres på den målte vanddybde.

Problemet med standard overløbsformler er dog ofte, at disse ikke passer på afstrømningsdynamikken i komplicerede bygværker, der ofte udleder de største overløbsmængder. Derfor bør der foretages en kalibrering af det konkrete bygværk, der enten baseres på målinger af flow, eller som baseres på avanceret modelleringsteknik.

Ofte vil måling af f.eks. flow til kalibrering af en standard overløbsformel for et bygværk være særdeles tidskrævende og dyrt. Derfor kan det i denne sammenhæng være fordelagtigt at anvende avancerede modelleringsteknikker som CFD-modellering (computational fluid dynamics). I hydraulisk sam-

menhæng anvendes CFD-modeller til at modellere vandets strømning i et tredimensionelt rum. Modellen baseres på den eksakte fysiske udformning af bygværket. Det vil sige, at den fysiske bygværksstruktur opbygges i modellen.

CFD-modeller er blandt andet blevet benyttet i udviklingsprojektet AMOK (Bassø, L., Rasmussen, M., & Mikkelsen P. S., 2014) for at give et bedre estimat af overløbsmængderne ved indløbet til Viby Renseanlæg i Aarhus. CFD-modellen blev i studiet brugt til at udlede Q-h-relationen for overløbsbygværket, hvilket viste sig at kunne sænke usikkerheden på det beregnede overløbsflow betragteligt (Ahm et al., 2016), hvis dette blev sammenlignet med brugen af standardoverløbsformler. Yderligere kan denne metode anvendes, så instrumenteringen til måling af overløb kan gøres med relativt driftsbillige sensorer.

Det udføres løbende forsknings- og udviklingsprojekter, der undersøger hvordan softwaresensorer bedst muligt bringes i spil i de danske afløbssystemer. I øjeblikket indgår Aalborg Universitet i projektet OrEO, støttet af MUDP, hvor der arbejdes med at etablere en samlet løsning til måling i overløbsbygværker og bruge det i forbindelse med IoT-baserede målesystemer til at estimere overløbsmængden.

Der tages udgangspunkt i et batteridrevet lavenergisystem således at målingerne kan overføres automatisk til forsyningen uden at der skal etableres fast strøm eller kommunikationsforbindelse. En sådan IoT-måler kan måle vandspejlet i bygværket med 1 mm nøjagtighed og overføre signalet via en række lavenergi mobilnetværk som f.eks. SigFox og LoRaWan tilbage til forsyningen med en 1-2 minutters tidsopløsning og kan fungere 1-2 år mellem batteriskift.

Projektet viser også at placering af sensoren i bygværket er afgørende for nøjagtigheden af overløbsmålingen. CFD-modeller gør det muligt at kompensere for en mindre optimal placering ved at bruge resultater, der er specifikke for det sted måleren er opsat. Systemet kan også automatisk finde ud af hvilken relativ kote overløbskanten ligger i ved at analysere adskillige hændelser. Herved kalibrerer måleren sig automatisk ind i forhold til overløbskantens placering. Alternativt kan der udføres en 3D laserscanning af bygværket for at få den nøjagtige geometri ind i modellen. Erfaringsmæssigt er tegninger fra ældre bygværker ikke opdateret eller helt i overensstemmelse med den faktiske udformning af bygværket.

Ved indberetning af overløbsmængder under niveau 4 skal overløbsmængden som minimum være bestemt ved hjælp af en udledt Q-h-relation baseret på CFD-modellering og kontinuerte niveaumålinger i overløbsbygværker, som strækker sig over hele indberetningsperioden uden væsentlige udfald.

3.6 Niveau 5: Måling af overløbsmængder

Der findes adskillige teknikker og måleteknologier, der kan anvendes til at estimere overløbsvolumener på baggrund af målinger. Mange af disse er dokumenteret af DHI (2017) i beskrivelsen af *"Best practice til kortlægning samt reduktion af overløb fra fælleskloakerede afløbssystemer"*. Anvendelse af niveau 5 til overløbsbestemmelse kan som udgangspunkt foregå på mange forskellige måder, det påkræver dog, at overløbsmængderne kan estimeres på et grundlag, der har en tilsvarende eller lavere usikkerhed end den angivne i Tabel 1.

Grundlæggende bør målebaseret overløbsestimering opnå følgende to elementer:

1. bestemmelse af overløbsflowet målt enten direkte eller indirekte gennem en massebalance-opgørelse, og
2. måling af stofkoncentrationer i overløbssvandet i en afgrænset periode.

Ud over rapporten udarbejdet af DHI (2017), findes der også en ældre vejledning til måling af forureningskoncentrationer fra overløbsbygværker (Miljøstyrelsen, 1990). Ligeledes har Miljøstyrelsen af flere omgange vurderet forureningskoncentrationer i fællesvand (Miljøstyrelsen, 2006).

Anvendes dette niveau, bør det overvejes om måledata skal stilles fuldt til rådighed for Miljøstyrelsen. Miljøstyrelsen kan herved anvende disse data i deres løbende revidering af enhedstal for stofkoncentrationer.

3.7 Separate regnvandsudløb

Beregning af udledningen fra separate regnvandsudløb vurderes væsentligt mindre usikker end overløb fra fælleskloakerede afløbssystemet. Dette skyldes, at separate regnvandssystemer principielt leder 100% af nettonedbøren til afløbssystemets udløb. I dag beregnes udledningen på baggrund af nettonedbøren over oplandet, det vil sige nedbøren reduceret for hydrologiske tab, og det bidragende areal. Det vurderes, at denne metode er tilstrækkelig, med enkelte forbedringstiltag. Dette drejer sig konkret om anvendelse af regnserie og bestemmelse af oplandets bidragende areal til afstrømningen.

I dag anvendes der standardtidsserier for nedbørsinputtet. Ligeledes sker der også blot en faktorisering af nettonedbøren fra år til år, baseret på årsmiddelnedbøren af standardtidsserien. Det anbefales, at der generelt søges væk fra muligheden for brug af standardregnserier. I stedet bør der jævnfør afsnit 3.1.1 om regnserie, anvendes regnserie fra lokale eller alternativt repræsentative regnmålere. Den samlede årsmiddelnedbør for den lokale regnserie korrigeres for et initialtab, der svarer til antallet af hændelser multipliceret med initialtabet. Det samlede initialtab over året trækkes herefter fra årsmiddelnedbøren, hvilket resulterer i nettonedbøren, N .

Usikkerheden på estimatet af det bidragende areal, A , til afstrømningen kan også reduceres ved at gennemføre konkrete analyser af oplandet jævnfør afsnit 3.1.3 og 3.1.4 om bestemmelse af befæstelsesgrad og hydrologisk reduktionsfaktor. Når oplandet og nettonedbøren er bestemt baseret på lokale forhold, beregnes det udledte volumen, V , som $V = A \times N$.

4. Eksisterende data om stofkoncentrationer

Stofmængder i overløbsvand estimeres i dag på baggrund af typetal for stofkoncentrationer. Typetallene baseres på målinger fra NOVANA (Miljøstyrelsen, 1990). NOVANA er et nationalt overvågningsprogram, der indsamler data om naturen og vandmiljøets tilstand. Under NOVANA er der et delprogram for punktkilder, der indeholder vidensindsamling om udledninger fra regnbetingede udløb.

Resultater fra måleprogrammet blev behandlet af Miljøstyrelsen (1990) og dannede grundlag for typetallene for stofkoncentrationer i overvand og spildevand. Disse er senere blev revideret i Miljøstyrelsen (2000) på baggrund af nye målinger fra NOVANA programmet. Endeligt er typetallet for fosfor i 2019 blevet nedjusteret med afsæt i en analyse fra Danmarks Tekniske Universitet (Arildsen & Vezaro, 2019). De nyeste resultater fra NOVANA underbygger ligeledes denne nedjustering, da der er observeret lavere fosforniveauer end tidligere.

Det blev her konkluderet, at det kun var koncentrationen for COD det gav anledning til at revidere. Denne blev ændret fra 120 mg/l til 160 mg/l. De resterende typetal for overvand er dermed ikke opdateret siden. Siden seneste revidering af typetal, findes kun to nye rapporter vedrørende stofkoncentrationer. På baggrund af ovenstående vurderes det, at datagrundlaget er for spinkelt til at vurdere behovet for en justering af enhedstal for stofkoncentrationer.

I det følgende sammenlignes de nyeste tilgængelige data med ældre data dog for at anskueliggøre, om der er indikationer af, at der bør ske ændringer i fremtiden.

De nuværende typetal angivet i *Datateknisk anvisning for regnbetingede udløb* (bilag 3) fremgår her af Tabel 11.

Tabel 11. Typetal for stofkoncentrationer i overvand, spildevand, overløbsvand og separat overfladevand jævnfør den datatekniske anvisning for regnbetingede udløb vedlagt i bilag 3.

Komponent	Overvand (mg/l)	Spildevand (mg/l)	Overløbsvand (mg/l)	Separat overfladevand (mg/l)
BI ₅	25	160	30	6
COD	160	320	180	50
Tot-N	10	43	12	2
Tot-P	2,5	13	2,0	0,3

4.1 Gennemgang af NOVANA-data

I Tabel 12 gives en oversigt over de i dag eksisterende målekampanjer, der har lagt grundlaget for enhedstal for stofkoncentrationer i regnbetingede udledninger. Dataene fra målekampanjerne er løbende blevet afrapporteret og gengivet i flere rapporter udarbejdet af Miljøstyrelsen. Dog fremgår to nye, herunder Gug og Grønlandstovr, som ikke har indgået i den egentlige bestemmelse af typetal.

EnviDan

Tabel 12. Oversigt over målekampagne benyttet til databearbejdning i nærværende rapport.

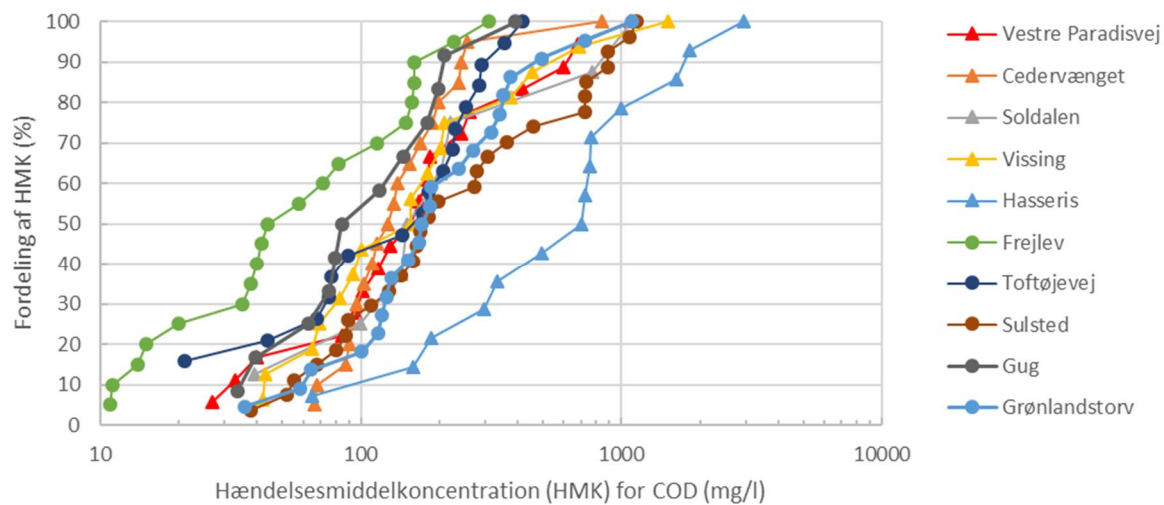
Målekampagne	Målekampagne afsluttet	Antal målte hændelsesmiddelkoncentrationer*	Målte parametre
Vestre paradisvej	1980	18	SS, P, N COD
Cedervænget	1980	20	SS, P, N, COD
Soldalen	1994	8	P, N, COD
Vissing	1995	16	SS, P, N, COD
Hasseris	1995	14	SS, P, N, COD
Frejlev	2000	20	SS, BI ₅ , P, N, COD
Toftøjevej	2003	19	SS, P, N, COD
Sulsted	2006	27	SS, BI ₅ , P, N, COD
Gug	2013	12	SS, P, N, COD
Grønlandstov	2016	22	SS, BI ₅ , P, N, COD

*Alle parametre er ikke målt ved hver hændelse, tallet angiver det antal hændelser hvor der er målt mindst én parameter.

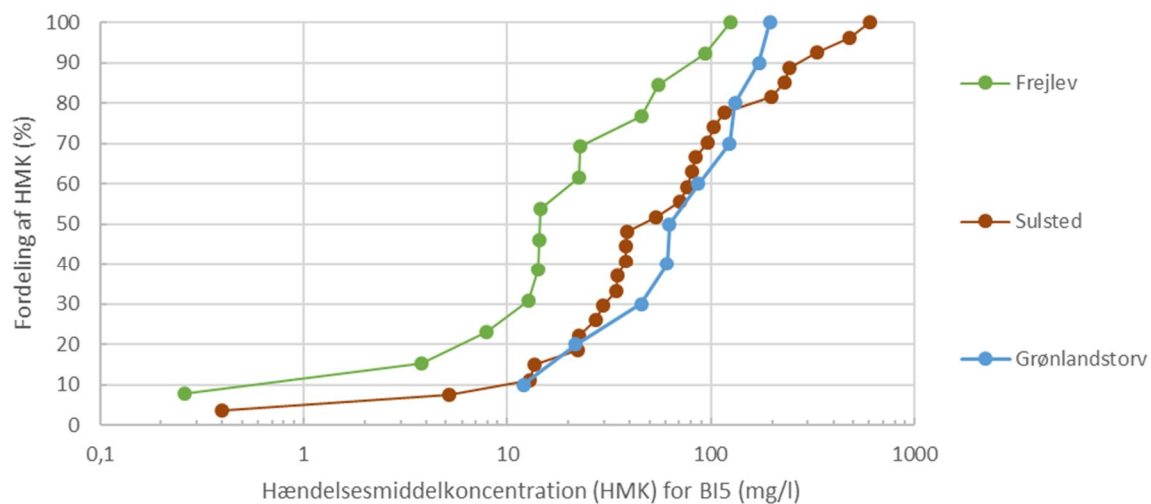
De nuværende typetal bygger på databehandling foretaget i Miljøstyrelsen (2000). Der er senere blevet dannet et større datagrundlag der er bearbejdet i Miljøstyrelsen (2002) og Miljøstyrelsen (2006). De to nyeste undersøgelser har konkluderet, at de nye målinger ikke kunne retfærdiggøre en ændring af typetallene, da datagrundlaget ikke er blevet væsentlig større, eller at de nye data har været i overensstemmelse med eksisterende typetal. Dette vurderes fortsat at være tilfældet.

Siden 2006 er to nye overvågningskampagner gennemført (Gug og Grønlandstov). Resultaterne herfra sammenstilles i det følgende med tidligere resultater. I NOVANA programmet har der været fokus på at opdele afstrømningerne af vand og stof i tørvejsafstrømningen og bidraget fra regnafstrømningens processer. Sidstnævnte er i Danmark betegnet som overvand med tilhørende overvandskoncentrationer. Overvandskoncentrationerne udgøres af den øgede stofafstrømning der finder sted på grund af regnafstrømning, hvor der f.eks. sker resuspension af stoffer på de befæstede overflader samt i afløbssystemet.

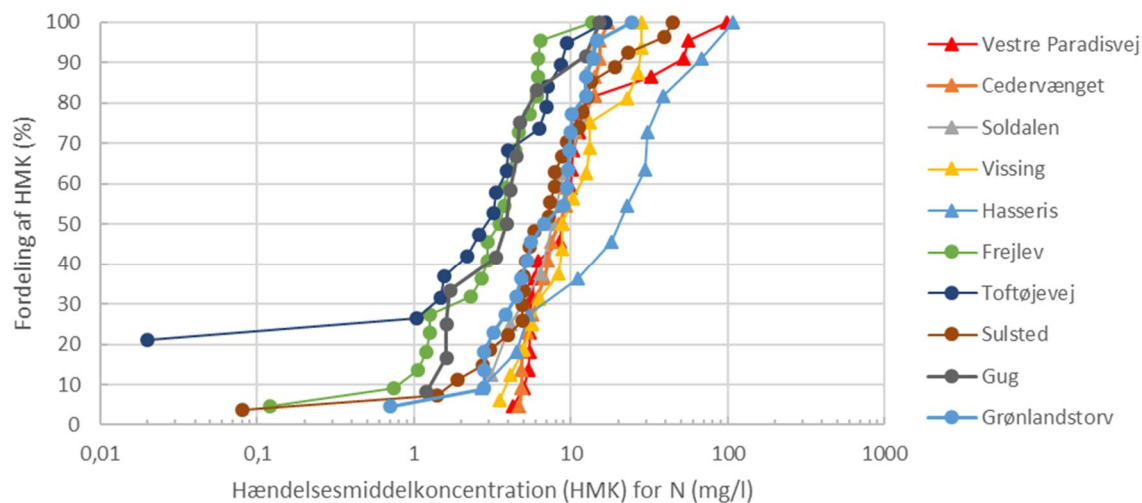
Overvandskoncentrationerne beregnes på baggrund af den målte stofkoncentration i det opspædede spildevand fratrukket tørvejsbelastningen, der estimeres på baggrund af en tørvejsmodel (Miljøstyrelsen, 1990). I NOVANA rapportererne er der fokus på de beregnede overvandskoncentrationer, og derfor vil følgende sammenligning mellem nye og gamle data også tage udgangspunkt i overvandskoncentrationerne. Hændelsesmiddelkoncentrationer for COD, BI₅, N og P i overvand fra målekampagnerne i Tabel 12 fremgår af Figur 10 til Figur 13.



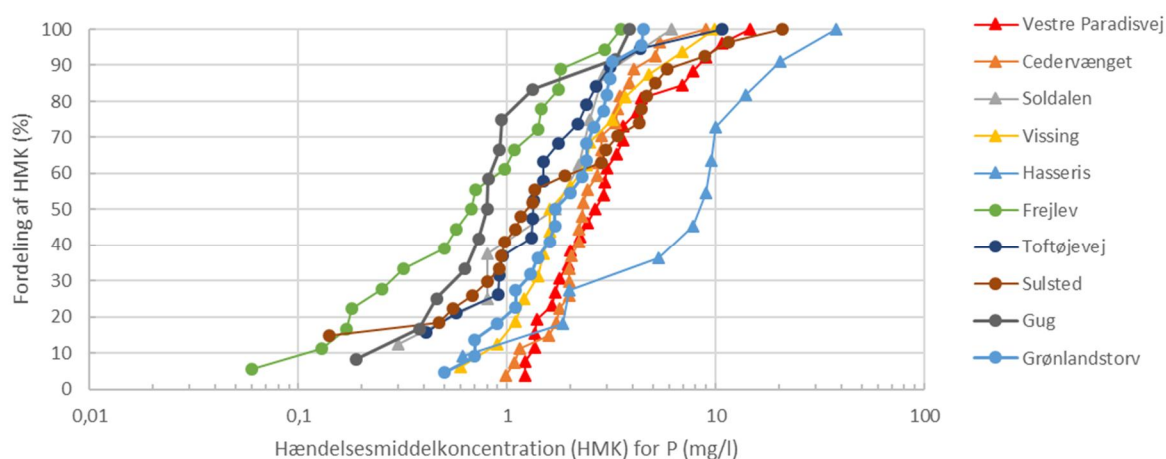
Figur 10. Sandsynlighedsfordeling for hændelsesmiddelkoncentrationer (HMK) af COD i overvand for målekampagnerne beskrevet i Tabel 12.



Figur 11. Sandsynlighedsfordeling for hændelsesmiddelkoncentrationer (HMK) af BI₅ i overvand for målekampagnerne beskrevet i Tabel 12.



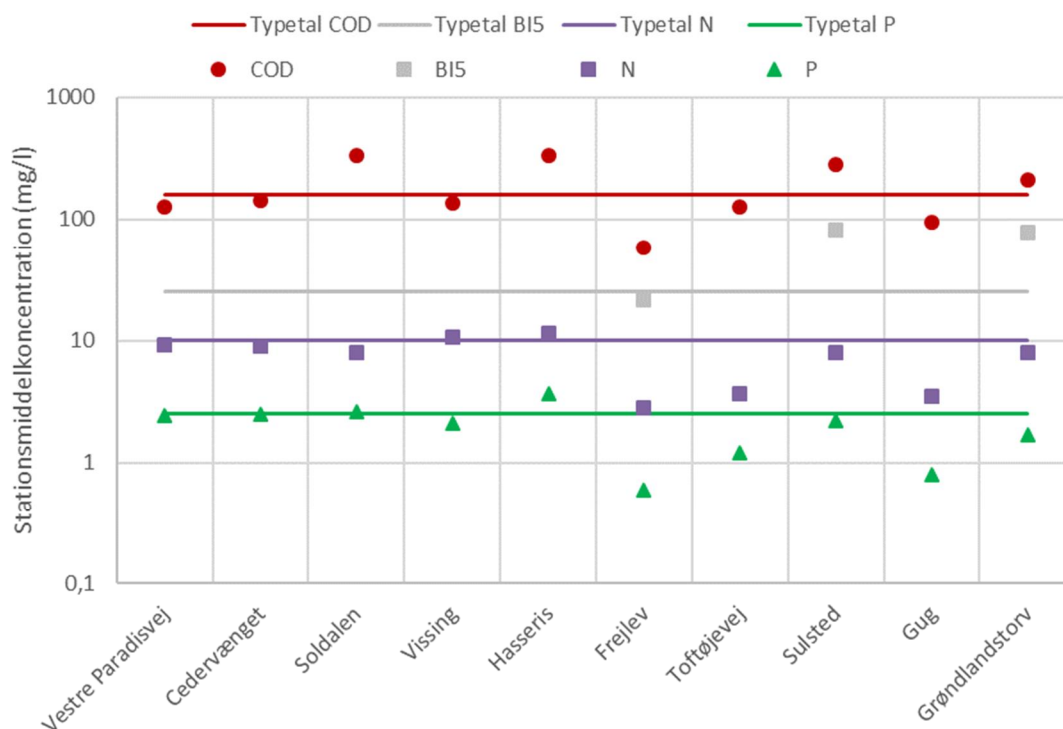
Figur 12. Sandsynlighedsfordeling for hændelsesmiddelkoncentrationer (HMK) af N i overvand for målekampagnerne beskrevet i Tabel 12.



Figur 13. Sandsynlighedsfordeling for hændelsesmiddelkoncentrationer (HMK) af P i overvand for målekampagnerne beskrevet i Tabel 12.

Det fremgår af Figur 10 til Figur 13, at de nye målinger fra Gug og Grønlandstov fortrinsvis følger nogenlunde samme fordeling som tidligere målinger. Gug ligger generelt i den lave ende af fordelingerne, mens Grønlandstov ligger omkring middel. Der er to tydelige yderpunkter i form af Frejlev til den lave side og Hasseris til den høje side. I Miljøstyrelsen (2000) diskuteres de høje værdier for Hasseris, og er derfor heller ikke inkluderet i beregningerne for typetal.

De nuværende typetal sammenlignes på Figur 14 med de målte stationsmiddelkoncentrationer.



Figur 14. Stationsmiddelkoncentrationer og typetal for overvand for målinger foretaget i målekampagnerne præsenteret i Tabel 12.

Figur 14 viser, at stationsmiddelkoncentrationerne for de to nye oplande, Gug og Grønlandstov, begge ligger under typetallene for N og P. Den tidlige udvikling i koncentrationerne i N og P indikerer, at der generelt har været en reduktion af N og P i overvand, hvilket kan give anledning til at nærmere undersøgelse med henblik på at revidere typetallene.

Der er kun målt BI₅ for 3 oplande, og det fremgår at koncentrationerne for to af disse oplande er ca. 4 gange større end typetallet. Det kan med fordel derfor også i fremtidige undersøgelser kortlægges, hvorvidt typetallet for BI₅ skal opdateres.

4.2 Usikkerhed ved anvendelse af typetal

Ved anvendelse af typetal for stofkoncentrationer introduceres en række usikkerheder til estimeringen af udledte stofmængder. Usikkerhederne bunder i lokale stedlige og tidlige forhold, som ikke kan inkluderes i typetal. Disse usikkerheder kan introduceres på baggrund af forskelle i selvrensningsevnen, den lokale spildevandsbelastning og afløbssystemets dynamik. Sidstnævnte har en indvirkning på den tidlige stofbelastning inden for en hændelse, hvor first-flush er et kendt fænomen.

4.2.1 Stedlige variationer i stofkoncentrationer

Selvrensningsevnen indvirkning på stofbelastningen kommer til udtryk i målingerne på Figur 10. Her fremgår det, at der er stor forskel på de målte stofkoncentrationer i Frejlev og Hasseris. Afløbssystemet i Frejlev har et stort fald med god selvrensning (Miljøstyrelsen, 2006), mens afløbssystemet i Hasseris har kendte problemer med sedimentation (Miljøstyrelsen, 2000).

Ud over selvrensningsevnen er der lokale variationer i spildevandsbelastningen i et opland. Dette vil resultere i en usikkerhed på typetallene for overløbsvand, der ikke er fraktioneret i forhold til overvands- og spildevandsfraktionerne. Årsagen til at typetallene for overløbsvand i dag er fraktioneret i spildevand og overvand, er for netop at kunne differentiere stofkoncentrationen i overløbsvandet på baggrund af spildevandsbelastningen i området. På denne måde kan der beregnes en vægtet overløbskoncentration på baggrund af fordelingen mellem overvand og spildevand, hvilket resulterer i en lavere usikkerhed, end ved anvendelse af typetal for overløbsvand, der er afhængig af spildevandsbelastningen.

For at opnå den bedste bestemmelse af stofkoncentrationer i overløbsvand, bør denne beregnes på baggrund af forholdet mellem spildevandsbelastningen og regnvandsafstrømning i et område. Herved opnås en lokal vægtning af spildevandsandelen i overløbsvandet.

4.2.2 Tidslige variationer i stofkoncentrationer i overløbsvand

De tidslige variationer for stofkoncentrationer i overløbsvand forekommer mellem hændelser og inden for en enkelt hændelse. Variationerne inden for de enkelte hændelser kan tilskrives first-flush fænomenet, hvor koncentrationen falder i løbet af en hændelse grundet den forøgede vandførings selvrensningseffekt.

Tidslige variationer mellem hændelser er sværere at forklare. En af årsagerne til variationerne kan være længden af tørvejrperioden op til en regnhændelse. Ved længere tørvejrperioder op til en regnhændelse, er det sandsynligt at der bliver sedimenteret større mængder stof i afløbssystemet, som bliver resuspenderet under den næste regnhændelse (Miljøstyrelsen, 2000).

For at reducere usikkerheden på stofkoncentrationerne forårsaget af tidslige variationer, kan der opstilles en model for stofkoncentrationen afhængig af forudgående tørvejrperiode. Der kan ligeledes opstilles en model for faldende stofkoncentrationer under en hændelse.

4.2.3 Usikkerhed ved anvendelse af typetal for stofkoncentrationer

Til at estimere usikkerheden forbundet med anvendelse af typetal for stofkoncentrationer, undersøges den statistiske spredning for hændelsesmiddelkoncentrationerne samt stationsmiddelkoncentrationerne.

Usikkerhederne på de målte koncentrationer kvantificeres ved at beregne variationskoefficienten for en population. Variationskoefficienten er defineret som spredningen på observationerne over observationernes middelværdi. Derved bestemmes en variationskoefficient for hvert stof for hver målestation. Den gennemsnitlige variationskoefficient for COD, N og P er bestemt til henholdsvis 0,95, 0,82 og 1,0. Der kan altså generelt forventes en usikkerhed på hændelsesmiddelkoncentrationer på mellem 80 % og 100 %.

Usikkerheden for BI₅ er ikke undersøgt grundet det sparsomme datagrundlag.

Da indberetningerne af overløbsmængder sker på årsbasis, er det ikke hensigtsmæssigt at indregne usikkerheden på hændelsesniveau. Det undersøges derfor, i hvilken størrelsesorden usikkerheden på stationsmiddelkoncentrationerne mellem målestationerne er. Ligesom for hændelsesmiddelkoncentrationerne bestemmes variationskoefficienten for stationsmiddelkoncentrationerne.

Tabel 13. Oversigt over middelværdi, standardafvigelse og variationskoefficient for COD, P og N baseret på observerede stationsmiddelkoncentrationer i overvand.

Stof	Middelværdi	Standardafvigelse	Variationskoefficient
COD	184	94	0,51
P	1,98	0,86	0,45
N	7,41	2,88	0,39

På baggrund af analysen og de beregnede variationskoefficienter i Tabel 13, forventes usikkerheden på stationsmiddelkoncentrationerne at ligge i intervallet 40-50 %. Det vurderes at usikkerheden på stationsmiddelkoncentrationerne er mere repræsentativ til bestemmelse af usikkerheder på estimerede overløbsmængder, da disse estimeres på årsbasis, og derfor ikke indeholder information om stofmængder for enkelthændelser.

Det er væsentligt i forhold til at reducere den vægtede usikkerhed til et niveau under 50 %, at usikkerheden på stofkoncentrationer alene kan opnå denne usikkerhed. Det bør derfor vurderes, hvorvidt der kan foretages prøvetagning lokalt ved enkelte af de største overløbsbygværker i Danmark, eller om der skal iværksættes målekampagner af anden art.

5. Casestudier

5.1 Casestudie 1: Kategorisering af overløbsbygværker på baggrund af PULS-data

Følgende casestudie undersøger nuværende status for overløbsbygværkerne, på baggrund af de registrerede data i PULS for normalår. Studiet har til formål at belyse hvilket forbedringspotentiale de nuværende indberetninger har. Studiet forsøger ydermere manuelt at opstille en fordelingsnøgle for andelen af bygværker i hver af de 5 kategorier, med henblik på at reducere den vægtede usikkerhed på alle indberetninger til under 50 %. Casestudie 1 tager ikke højde for de økonomiske omkostninger, brugen af de forskellige vidensniveauer medfører. Derimod præsenterer casestudiet blot en manuel tilgang til fordelingen af overløbsbygværkerne på de forskellige vidensniveauer således at der opnås en beregningsusikkerhed på 50 %. I kapitel 2 findes der derimod en omkostningseffektiv fordeling af overløbsbygværker, der både tager højde for at beregningsusikkerhed skal være 50 % og samtidig være så billig at opnå som muligt.

5.1.1 Analyse af normalårsdata registreret i PULS

Indberettede normalårsdata fra 2018 er analyseret med henblik på at vurdere den samlede usikkerhed for alle indberettede data. Den samlede usikkerhed på indberettede data beregnes som den volumenvægtede usikkerhed, ud fra værdierne i Tabel 14. Da det i dag kun er muligt at angive om der er benyttet niveau 1 eller 2 (tidligere niveau 3) til beregning af overløbsmængder, er det ikke muligt at opnå en usikkerhed under 100 %. Der kan dog være tilfælde, hvor enkelte overløbsbygværker anvender andre metoder til bestemmelse af overløbsmængder, som ikke er nævnt under metoderne i niveau 1 og 2. Dette tages der ikke højde for i nærværende casestudie, da overløbsbygværker i dag kun er opgjort under de to niveauer. Til analysen er der benyttet normalårsindberetninger fra 4287 overløbsbygværker i fællessystemer.

Tabel 14. Usikkerheder for hvert vidensniveau samt de i dag tilknyttede overløbsvoluminer og overløbsbygværker på de enkelte vidensniveauer.

	Usikkerhed	Overløbsmængder (mio. m ³ / år)	Antal overløbsbyg- værker
Niveau 0	-	-	203
Niveau 1	135 %	11,5	1577
Niveau 2	100 %	30,5	2710
Niveau 3	55 %	0	0
Niveau 4	45 %	0	0
Niveau 5	30 %	0	0

På baggrund af ovenstående er den samlede volumenvægtede usikkerhed for indberetningerne fra 2018 beregnet til 110 % ved hjælp af de usikkerhedsniveauer der er fastsat i denne rapport. Det fremgår at ca. 25 % af den samlede overløbsmængde og ca. 33 % af bygværkerne beregnes med niveau

EnviDan

1. Dette indikerer at der i dag er flere mindre overløbsbygværker der benytter det laveste vidensniveau. For at belyse hvordan de enkelte indberetninger kategoriseres ud fra overløbsmængde opstilles kategoriseringsmatricen fra Figur 3 for normalårsdata indberettet til PULS, fordelingen fremgår af Figur 15.

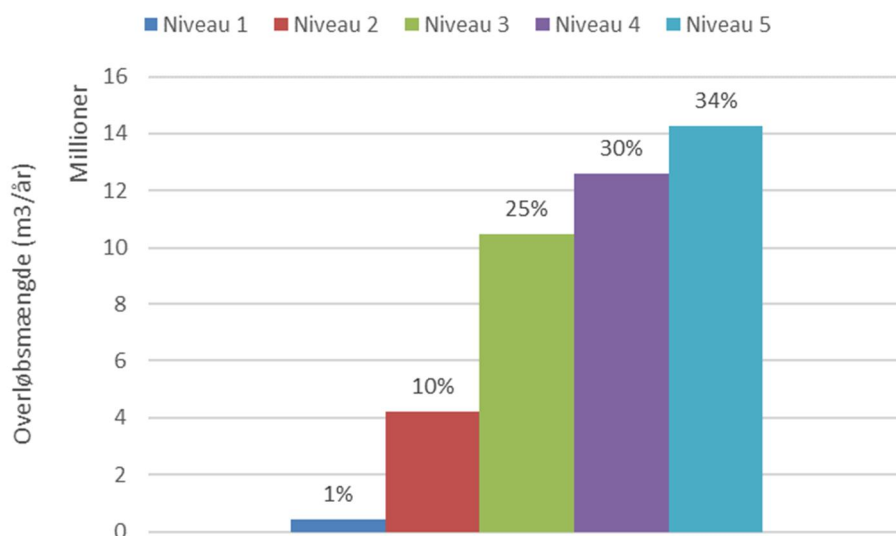
Det fremgår af Figur 15, at størstedelen af den samlede overløbsmængde bliver udledt fra få bygværker. Der er altså en række bygværker, der udleder store mængder. Dette er værd at tage med i overvejelserne omkring hvilke vidensniveauer, der skal benyttes for de enkelte bygværker, da det i højere grad vil sænke den samlede usikkerhed, ved at sænke usikkerheden på de bygværker der ligger i kategori 5 for overløbsmængder (dvs. en årlig udledning på $>100.000 \text{ m}^3 / \text{år}$).

		Overløbsmængder ($\text{m}^3 / \text{år}$)				
		<100	100-1.000	1.000-10.000	10.000-100.000	>100.000
Vandselskabets vidensniveau	Niveau 0	O: 203				
	Niveau 1	O: 314 V: 0,01	O: 373 V: 0,17	O: 647 V: 2,43	O: 233 V: 5,94	O: 10 V: 2,94
	Niveau 2	O: 836 V: 0,01	O: 594 V: 0,27	O: 878 V: 3,49	O: 366 V: 9,42	O: 36 V: 17,28
	Niveau 3					
	Niveau 4					
	Niveau 5					

Figur 15. Kategorisering af bygværker ud fra indberettede normalårsdata. På figuren angiver O og V henholdsvis antallet af overløbsbygværker og overløbsvolumenet (mio. m^3) i de enkelte kategorier. Antal bygværker i niveau 0 er ikke fordelt på overløbsmængde, da der for disse ikke er foretaget indberetninger.

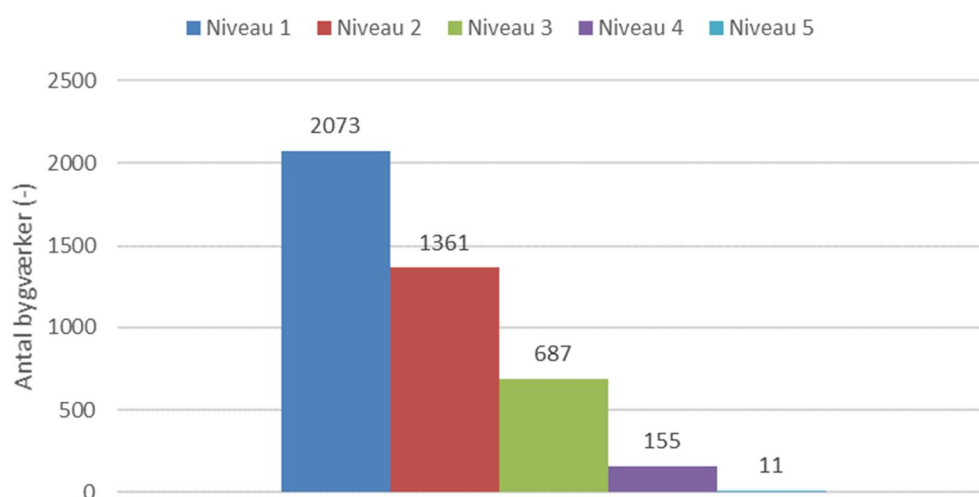
5.1.2 Fordelingsnøgle til vidensniveauer

For at vurdere ressourceforbruget forbundet med at reducere usikkerheden til under 50 % opstilles en fordelingsnøgle mellem hvor stor en andel af overløbsmængderne der skal beregnes med hvert vidensniveau. Dette er gjort gennem en iterativ proces, hvor den procentuelle fordeling af overløbsmængder mellem vidensniveauerne er tilpasset. Hvis der tages udgangspunkt i normalårsindberetningerne, kan fordelingen se ud som på Figur 16, der resulterer i en samlet usikkerhed på 49 %.



Figur 16. Forslag til fordeling af beregnede overløbsmængder på vidensniveauer. Overløbsmængderne er baseret på det samlede indberettede overløbsvolumen til PULS for 2018.

Som det fremgår af Figur 16 kræver det, at langt størstedelen af det samlede overløbsvolumen beregnes med de tre nye niveauer (niveau 3, 4 og 5) for at kunne sænke usikkerheden til under 50 %. Som det fremgår af Figur 2, der viser fordelingen af overløbsbygværker på baggrund af overløbsvolumener, og Figur 15, der viser fordelingen på kategorier, er der nogle få bygværker, der bidrager med store overløbsmængder. Det er derfor hensigtsmæssigt at benytte de metoder med mindst usikkerhed til at bestemme overløbsmængderne fra disse bygværker. Figur 17 viser fordelingen af antal bygværker i hvert vidensniveau. De bygværker der udleder mest, placeres i niveau 5, indtil overløbsvolumenet baseret på fordelingen i Figur 16 er opnået. Herefter fortsættes til vidensniveau 4, igen tages de bygværker, der årligt udleder det største volumen foruden de, der er placeret i niveau 5. Der fortsættes med samme procedure for de øvrige niveauer.



Figur 17. Forslag til fordeling af overløbsbygværker inden for de fem vidensniveauer. Antallet af overløbsbygværker i hvert vidensniveau er baseret på, at bygværkerne fordeles ud efter størst overløbsmængde.

Figur 17 viser, at størstedelen af bygværkerne stadig kan placeres i de to simpleste vidensniveauer, så længe de bygværker der udleder de største mængder, placeres i de højere niveauer. Der er i

fordelingen på Figur 17 ikke taget højde for bygværkernes nuværende vidensniveau. For at opnå fordelingen af bygværker efter Figur 17, skal bygværkerne ændre vidensniveau efter fordelingerne i Tabel 15.

Tabel 15. Fordeling af bygværker i vidensniveau på i forhold til nuværende vidensniveau. Fremtidigt vidensniveau er bestemt på baggrund af bygværkets overløbsmængde jf. Figur 17.

		Nuværende vidensniveau	
		1	2
Fremtidigt vidensniveau	1	666	1407
	2	588	773
	3	263	424
	4	57	98
	5	3	8

Tabel 15 viser at 1439 bygværker ikke skal ændre vidensniveau, mens 1407 bygværker skal skifte fra vidensniveau 2 til 1. Dette vil ikke i praksis ikke være hensigtsmæssigt, hvorfor disse bygværker ikke bør skifte vidensniveau, men forblive i deres nuværende niveau. Det samlede antal bygværker der skal stige i vidensniveau, er derfor 1441.

Fordelingen af bygværker og overløbsvolumen i kategoriseringsmatricen ses i Figur 18 for normalårs-data.

		Overløbsmængder (m ³ / år)				
		<100	100-1.000	1.000-10.000	10.000-100.000	>100.000
Vandselskabets vidensniveau	Niveau 0	O: 203				
	Niveau 1	O: 1150 V: 0,02	O: 923 V: 0,40			
	Niveau 2		O: 44 V: 0,04	O: 1317 V: 4,15		
	Niveau 3			O: 208 V: 1,77	O: 479 V: 8,71	
	Niveau 4				O: 120 V: 6,65	O: 35 V: 5,91
	Niveau 5					O: 11 V: 14,31

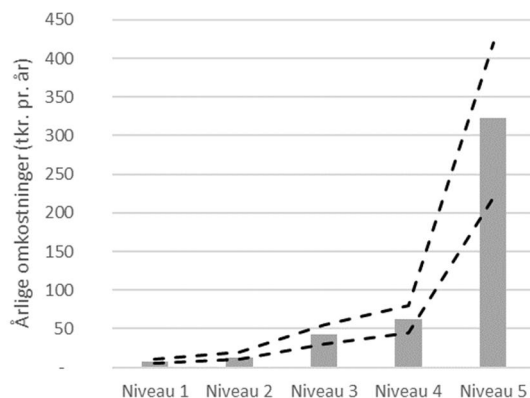
Figur 18. Kategorisering af bygværker på baggrund af normalårs-indberetninger og fordelingsnøgle. På figuren angiver O og V henholdsvis antallet af overløbsbygværker og overløbsvolumen (mio. m³) i de enkelte kategorier.

5.2 Casestudie 2: Vurdering af udgifter baseret på modelniveau

På baggrund af de beskrevne metoder anvendt under de enkelte niveauer, gives der i dette afsnit et prisoverslag på de årlige omkostninger, der forventes at være forbundet med at beregne overløbsmængderne. Prisoverslagene gives på baggrund af EnviDans erfaring med det nødvendige timeforbrug til at løse lignende opgaver. I forbindelse med fastlæggelsen af disse omkostninger, vil nogle omkost-

ninger være engangsudgifter og andre vil være løbende omkostninger over en årrække. Derfor vurderes de årlige omkostninger i dette casestudie som de gennemsnitlige omkostninger over en periode på 10 år.

Alle priser er 2019-niveau og er baseret på brancheerfaring. Priserne angives yderligere i et usikkerhedsspænd på cirka $\pm 30\%$ af den estimerede gennemsnitspris. På Figur 19 ses overslaget på de gennemsnitlige årlige omkostninger for de enkelte niveauer.



Figur 19. Forventede gennemsnitlige årlige omkostninger ved brug af de forskellige vidensniveauer. Stiplede linjer angiver usikkerhedsspænd på cirka $\pm 30\%$.

Niveau 1 - Simpel massebalanceberegning

Beregning af overløbsmængder ved hjælp af niveau 1 forventes at foregå ved hjælp af et på forhånd defineret og automatisk regneark. Beregningen foretages af den ansvarlige for indberetningen af overløb. Det vurderes, at der årligt skal afsættes i gennemsnit en dags arbejde til beregning, oplandsopgørelse og indberetning per overløbsbygværk. Dette resulterer i en årlig omkostning, der forventes at variere fra 5-10 tkr. pr. år.

Niveau 2 - Ukalibreret 1D hydrodynamisk model

Ved anvendelse af og indberetning ved hjælp af niveau 2 beregnes overløbsmængderne ved hjælp af en 1D hydrodynamisk model. Som regel vil dette være en Mike Urban model. I det følgende prisoverslag antages det, at der ikke findes en eksisterende model for det område, der skal laves en opgørelse over overløbsmængder for. Overslaget er en vurdering af, hvor mange timer det tager at opsætte en model for det enkelte overløbsbygværk fra bunden. På baggrund af timetallet angivet i Tabel 16 forventes det, at omkostningerne ved brug af niveau 2 vil variere mellem 10-20 tkr. pr. år.

Tabel 16. Forventede omkostninger i forbindelse med opsætningen af en ukalibreret Mike Urban model for ét bygværk.

Opgave	Engangs- omkostninger (tkr.)	Løbende for- brug (tkr. pr. år)
Oplandskarakterisering	5	
Udtræk af ledningsdatabase og opsætning i Mike Urban	8	
Bygværksbeskrivelse	8	
Opsætning af randbetingelser	8	
Beregning og validering af model	16	
Afreportering	5	
Årlig beregning og indberetning		8

Total årlig omkostning på 13 tkr. pr. år for 10-års periode

Niveau 3 - Kalibreret 1D hydrodynamisk model

Brugen af niveau 3 nødvendiggør i praksis de samme opgaver som vist for niveau 2. Dog skal der i niveau 3 også afsættes ressourcer til måleudstyr samt kalibrering af den opsatte model. Prisoverslaget antager en engangsomkostning til en målekampagne. Denne omkostning kan dog variere væsentligt afhængigt af bygværket og kvaliteten af de indsamlede data. En sådan kalibreret model forventes at koste 30 - 55 tkr. pr. år.

Tabel 17. Forventede omkostninger i forbindelse med opsætningen af en kalibreret Mike Urban model for ét bygværk.

Opgave	Engangs- omkostninger (tkr.)	Løbende for- brug (tkr. pr. år)
<i>Målekampagne, 1 år</i>		
Regnmåling	12	
Niveaumåling i bygværk	42	
Flowmåling i ind eller udløb fra bygværk	84	
Databehandling (8 timer pr. måned)	96	
<i>Modelopsætning og kalibrering</i>		
Oplandskarakterisering	5	
Udtræk af ledningsdatabase og opsætning i Mike Urban	8	
Bygværksbeskrivelse	8	
Opsætning af randbetingelser	8	
Beregning og validering af model	16	
Kalibrering	50	
Afreportering	10	
Årlig beregning og indberetning		8

Total årlig omkostning på 42 tkr. pr. år for 10-års periode

Niveau 4 - Software-sensor

Prisoverslaget på at etablere en software-sensor baseres på to hovedopgaver. Den ene er løbende niveaumåling i bygværket, mens den anden er opsætningen af en CFD-model for bygværket. Jævnfør prisoverslaget i Tabel 18, forventes de årlige omkostninger at ligge fra 45 - 80 tkr. pr. år.

Tabel 18. Forventede omkostninger i forbindelse med opsætningen af en CFD-model og løbende drift for ét bygværk.

Opgave	Engangs- omkostninger (tkr.)	Løbende for- brug (tkr. pr. år)
Løbende niveaumåling i overløbs- bygværk		42
Opsætning af CFD-model	160	
3D scanning af bygværk	40	

Total årlig omkostning på 62 tkr. pr. år for 10-års periode

Niveau 5 - Målebaseret overløbsestimering

Prisoverslaget for niveau 5 tager udgangspunkt i et relativt simpelt måleprogram med bestemmelse af flow i ind- og udløb fra bygværket, niveaumåling i bygværket og regnmåling i oplandet. Måleprogrammet vil med stor sandsynlighed variere betydeligt alt afhængigt af det enkelte bygværk. På baggrund af overslaget i Tabel 19 forventes de årlige omkostninger at variere fra 220-420 tkr. pr. år.

Tabel 19. Forventede omkostninger i forbindelse med opsætningen af et måleprogram og løbende drift for ét bygværk. Omkostninger til måling af stof er angivet med udgangspunkt i, at forsyningerne selv kan analysere de kemiske prøver.

Opgave	Engangs- omkostninger (tkr.)	Løbende for- brug (tkr. pr. år)
Regnmåling		12
Niveaumåling i overløbsbygværk		42
Flowmåling i indløb til bygværk		84
Flowmåling i udløb fra bygværk		84
Databehandling		96
1-års målekampagne på stof	50	

Total årlig omkostning på 323 tkr. pr. år

EnviDan

EnviDan

6. Referenceliste

- Ahm, M., Thorndahl, S., Nielsen, J. E., & Rasmussen, M. R. (2016). Estimation of combined sewer overflow discharge: a software sensor approach based on local water level measurements. *Water Science and Technology*, 74(11), 2683-2696.
- Arildsen, A. L., & Vezzaro, L. (2019). Revurdering af person ækvivalent for fosfor - Opgørelse af fosforindholdet i dansk husholdningsspildevand i årene fra 1990 til 2017. Kgs. Lyngby: Danmarks Tekniske Universitet (DTU).
- Bassø, L., Rasmussen, M., & Mikkelsen P. S. (2014). AMOK - er det bare sund fornuft? - Avanceret online Måling af OverløbsKvalitet. EVA: Erfaringsudveksling i vandmiljøteknikken, <http://www.eva-net.dk/eva-blad-nr-04-december-2014/>.
- Bell, S. (1999). Measurement good practice guide: a beginner's guide to uncertainty of measurement. National Physical Laboratory, Teddington, Middlesex, UK.
- DANVA (2016). Vand i tal 2016. <http://www.e-pages.dk/danva/196/html5/>.
- DANVA (2018). Vand i tal 2018. https://www.danva.dk/media/5002/2018_vand-i-tal.pdf
- DANVA (2019). Vand i tal 2019. https://www.danva.dk/media/6199/2019_vand-i-tal.pdf
- DHI (2017). Best practice til kortlægning samt reduktion af overløb fra fælleskloakerede afløbssystemer, <https://mst.dk/media/146094/best-practice-kortlaegning.pdf>
- Hazewinkel, Michiel, ed. (2001) [1994], "Law of large numbers", *Encyclopedia of Mathematics*, Springer Science+Business Media B.V. / Kluwer Academic Publishers, ISBN 978-1-55608-010-4
- Nielsen, K. T., Moldrup, P., Thorndahl, S., Nielsen, J. E., Uggerby, M., & Rasmussen, M. R. (2019a). Field-Scale Monitoring of Urban Green Area Rainfall-Runoff Processes. *Journal of Hydrologic Engineering*, 24(8), 04019022.
- Nielsen, K. T., Moldrup, P., Thorndahl, S., Nielsen, J. E., Duus, L. B., Rasmussen, S. H., ... & Rasmussen, M. R. (2019b). Automated rainfall simulator for variable rainfall on urban green areas. *Hydrological Processes*.
- Miljøstyrelsen (1990). Bestemmelse af belastning fra regnvandsbetingede udløb. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 4.
- Miljøstyrelsen (2000). Stofkoncentrationer i regnbetingede udledninger fra fællessystemer. Miljøprojekt nr. 532.
- Miljøstyrelsen (2002). Bearbejdning af målinger af regnbetingede udledninger af Npo og miljøfremmede stoffer fra fællessystemer i forbindelse med NOVA 2003. Miljøprojekt nr. 701.
- Miljøstyrelsen (2006). Måling af forureningsindhold i regnbetingede udledninger. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 10.
- Rasmussen, M. R., Thorndahl, S., & Schaarup-Jensen, K. (2008). A low cost calibration method for urban drainage models. In 11th International Conference on Urban Drainage.

Thorndahl, S., Johansen, C. & Schaarup-Jensen, K. (2006). Assessment of runoff contributing catchment areas in rainfall runoff modelling. *Water Sci Technol*, Vol. 54, s. 49-56. DOI: 10.2166/wst.2006.621

Thorndahl, S., Beven, K.J., Jensen, J.B. & Schaarup-Jensen, K. (2008). Event based uncertainty assessment in urban drainage modelling, applying the GLUE methodology. *Journal of Hydrology*, Vol. 357, s. 421-437. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2008.05.027

Bilag 1

Notat (udkast): Definition på vandselskabernes leverance af forsyningssikkerhed



Definition af vandselskabernes leverance af forsyningssikkerhed

Det følger af forligsaftalen omkring en revision af vandsektorloven i november 2018, at vandselskabernes leverance af forsyningssikkerhed skal defineres, og at der skal bestemmes parametre, som vandselskaberne kan måles på.

Det blev i arbejdet med forsyningssikkerhedsanalyserne i 2017–2018 bestemt, at forsyningssikkerheden på vandsektorumrådet forstås som:

- *Sikker og stabil forsyning med drikkevand af god kvalitet*
Med sikker og stabil forstås herunder, at forsyningen af drikkevandet er af tilfredsstillende kvalitet i forhold til mennesker og miljø, at forsyningen er effektiv og stabil set fra forbrugernes side, og at indvindingen af grundvandet sker på et miljømæssigt bæredygtigt grundlag, dvs. uden at det påvirker vandbalancen i miljøet negativt.
- *Sikker og stabil håndtering af spildevand*
Med sikker og stabil forstås herunder, at håndteringen og den endelige udledning af spildevand sker sikkert i forhold til mennesker og miljø, og at håndteringen er effektiv, stabil og pålidelig set fra forbrugernes side.
- *Sikker, effektiv og fremtidssikret håndtering af tag- og overfladevand på det af kommunerne definerede serviceniveau.*

Vandselskabernes leverance af forsyningssikkerhed

Ovenstående definition kan dog ikke appliceres direkte i forhold til vandselskabernes leverance af forsyningssikkerhed, da den omfatter forhold, der primært er afhængig af myndighedernes beslutninger. Det er fx indholdet af pesticider i grundvandet (afhænger af fortidens brug af pesticider og bestemmes til dels af kommunale indsatsplaner, men er i høj grad et resultat af den historiske regulering af pesticider), badevandskvalitet og niveauer for klimatilpasning i kloakerede områder (bestemmes af kommunale spildevands- og klimatilpasningsplaner).

Nedenfor er defineret en definition af vandselskabernes leverance af forsyningssikkerhed. Denne definition er rensset for forhold, som myndigheder primært er ansvarlig for. Den økonomiske regulering giver mulighed for, at vandselskaberne kan gøre en supplerende indsats på fx pesticidområdet, hvis myndighederne kræver det.

Vandselskabernes leverance af forsyningssikkerhed for drikkevandsområdet er sikker og stabil håndtering af drikkevand af god kvalitet.

- *God kvalitet.* Kvaliteten af drikkevandet måles på antallet af bakteriologiske overskridelser, på indholdet af nitrit, jern, mangan, samt drikkevandets ledningsevne og pH. Der opgøres et tal for,

hvor længe forbrugerne har modtaget vand med forringet vandkvalitet, det vil sige omfattet af et kogepåbud.

- *Sikker og stabil håndtering.* Stabiliteten måles på afbrydelsesminutter pr. forbruger på grund af uplanlagte brud. Dertil opgøres planlagte brud og vandspildsprocenten for vandselskabet.

Vandselskabernes leverance af forsyningssikkerhed for spildevandsområdet er sikker og stabil håndtering af spildevand med udledning af vand, der ikke har negative indvirkninger på miljøet.

- *Fravær af negative indvirkninger på miljøet.* Kvaliteten af spildevandsselskabernes rensning mv. måles på den samlede udledte stofmængde af kvælstof, fosfor og organisk materiale. Der opgøres et tal for kg. kvælstof, fosfor og organisk materiale pr. år. Tallet skal forholde sig til det miljø, der udledes til. Det gøres ved at tage udgangspunkt i spildevandsselskabets egne udledninger tidligere år.
- *Sikker og stabil håndtering.* Stabiliteten måles ved antal afløbsstop pr. 10 km ledning, antal årlige opstuvningshændelser med spildevand på terræn med risiko for kontakt til urensset spildevand og procent uvedkommende vand.

Bilag 1 Parametre til måling af forsyningssikkerhed

Drikkevandsselskaber				
Parameter	Måleenhed	Sammenlignelige	Robusthed	Data
Bakteriologiske overskridelser og kokeanbefalinger	Antal overskridelser pr. mio. m ³ vand korrigeret for antallet af prøver + Minutter med forringet vandkvalitet pr. forbruger	Med et gennemsnit af egen præstation 2017-2019	Kan være uforskyldt Nøgletallet skal justeres i fht antal målinger	Antal overskridelser måles i Performancebenchmarking i dag. Der skal indhentes data for, hvor mange forbrugere, der bliver ramt af eventuelle kokeanbefalinger.
Stabilitet - Uplanlagte afbrydelser - Planlagte afbrydelser - Andel af berørte forbrugere ved afbrydelser	Minutter plan- og uplanlagte afbrydelse pr. forbruger	Med et gennemsnit af egen præstation 2017-2019	Ja	Tal for planlagte afbrydelser skal indberettes, de andre tal opgøres i dag i Performancebenchmarkingen
"Filtreffektivitet" Nitrit	Antal overskridelser pr. mio. m ³ vand korrigeret for antallet af prøver	Med et gennemsnit af egen præstation 2017-2019	Ja	Kan hentes i Jupiter
Operationel kvalitet - Jern - Mangan - pH - ledningsevne	Antal overskridelser pr. mio. m ³ vand korrigeret for antallet af prøver	Med et gennemsnit af egen præstation 2017-2019	Ja	Kan hentes i Jupiter
Vandspild	%	Med et gennemsnit af egen præstation 2017-2019	Ja – kan dog være større pga. geografiske forhold	Opgøres i dag i Performancebenchmarkingen

Spildevandsselskaber				
Parameter	Måleenhed	Sammenligning	Robusthed	Data
Gennemsnitlig udløbskoncentration i mg TOT-N/l	Mg/l	Med et gennemsnit af egen præstation 2017-2019	Skal ses ift. recipient/krav	Opgøres i dag i Performancebench markingen
Gennemsnitlig udløbskoncentration i mg TOT-P/l Forsyning	Mg/l		Skal ses ift. recipient/krav	Opgøres i dag i Performancebench markingen
Gennemsnitlig udløbskoncentration i mg BI ₅ /l	Mg/l		Skal ses ift. recipient/krav	Opgøres i dag i Performancebench markingen
Stofmængder i kg/mm årsnedbør for kvælstof, fosfor og organisk stof for alle regnbetingede udledninger	Kg/år	Med et gennemsnit af egen præstation 2017-2019	Skal ses ift. recipient/krav	Opgøres i PULS
Antal afløbsstop pr. 10 km ledning	Afløbsstop/10 km/år	Med et gennemsnit af egen præstation 2017-2019	Ja	Opgøres i dag i Performancebench markingen
Antal årlige opstuvningshændelser med spildevand på terræn med risiko for kontakt til urensset spildevand i forsyningsområdet. Opdeles i opstuvningshændelser som følge af regnhændelser – og opstuvningshændelser som følge af blokerede ledninger, nedbrud af pumpestationer mv.	Opstuvningshændelser/10 km/år	Med et gennemsnit af egen præstation 2017-2019	Ja	Nye tal skal opgøres og indrapporteres af spildevandsselskab
Procent indsivning af vand	%	Med et gennemsnit af egen præstation 2017-2019	Ja	Opgøres i PULS

Bilag 2

Uncertainty analysis of model-based calculations of wet-weather discharges from point sources



Uncertainty analysis of model-based calculations of wet-weather discharges from point sources

Vezzaro, Luca; Arildsen, Anne Lørup; Johansen, Niels Bent; Arnbjerg-Nielsen, Karsten; Mikkelsen, Peter Steen

Publication date:
2019

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):

Vezzaro, L., Arildsen, A. L., Johansen, N. B., Arnbjerg-Nielsen, K., & Mikkelsen, P. S. (2019). *Uncertainty analysis of model-based calculations of wet-weather discharges from point sources*. Kgs. Lyngby, Denmark: Technical University of Denmark (DTU).

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Uncertainty analysis of model-based calculations of wet-weather discharges from point sources

Usikkerhedsanalyse på modelberegninger af regnbetingede udledninger



Luca Vezzaro
Anne Lørup Arildsen
Niels Bent Johansen
Karsten Arnbjerg-Nielsen
Peter Steen Mikkelsen

February 2019



Uncertainty analysis of model-based calculations of wet-weather discharges from point sources

Usikkerhedsanalyse på modelberegninger af
regnbetingede udledninger

Luca Vezzaro*

Anne Lørup Arildsen*

Niels Bent Johansen**

Karsten Arnbjerg-Nielsen*

Peter Steen Mikkelsen*

* Department of Environmental Engineering (DTU Environment)

** Consulting Engineer

February 2019

Uncertainty analysis of model-based calculations of wet-weather discharges
Usikkerhedsanalyse på modelberegninger af regnbetingede udledninger

February 2019

By

Luca Vezzaro*, Anne Lørup Arildsen*, Niels Bent Johansen**, Karsten Arnbjerg-Nielsen*, Peter Steen Mikkelsen*

* Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark

** Consulting Engineer

Copyright: Reproduction of this publication in whole or in part must include the customary bibliographic citation, including author attribution, report title, etc.

Cover photo: Colourbox, DTU Environment

Published by: Department of Environmental Engineering, Bygningstorvet, Building 115, 2800 Kgs. Lyngby Denmark

Preface

The Ministry of Environment and Food of Denmark has requested the Technical University of Denmark to provide an assessment of the uncertainty in the modelling results that are used for reporting of yearly pollutant loads from wet-weather discharges (separate storm sewer systems and combined sewer overflows). The focus was on the pollutants that are reported in the *Punktkildedatabase* (*PULS* database): organic matter (expressed as 5-days Biological Oxygen Demand), Nitrogen, and Phosphorous. The analysis investigated the objectivity of the model calculations and the possible sources of uncertainty. Additionally, another objective was the identification of potential improvements in the current modelling methods which (i) can lead to a reduction in the results uncertainty, and (ii) can be applied across all the Danish discharge points.

The uncertainty analysis was carried out in the period from mid-November to December 2018 by using data extracted from the *PULS* database. The advisory group for the Ministry provided the data that were analyzed in the report, and it was formed by Jóannes Jørgen Gaard, Bo Skovmark, and Anne Gade Holm.

Kongens Lyngby, February 2019

Luca Vezzaro
Associate Professor

Content

Summary	V
1. Introduction	1
2. System characterization.....	3
2.1 Discharges from the integrated urban storm- and wastewater systems.....	3
2.2 Current status for pollutant load reporting in Denmark	6
3. Current methods for quantification of urban point discharges in Denmark.....	10
3.1 Model-based estimation of wet-weather discharges.....	10
3.2 Measurements of wet-weather discharges	16
3.3 Discharges from Wastewater Treatment Plants	16
4. Methodology.....	18
4.1 Classification of sources of uncertainty	18
4.2 Quantification of statistical uncertainty (level).....	19
4.3 Analysis of existing data in the PULS database	20
5. Quantification of model uncertainties.....	21
5.1 Uncertainties affecting Level 1 model.....	21
5.2 Uncertainties affecting Level 3 model.....	31
5.3 General considerations	33
6. Analysis of existing data from the PULS database	35
6.1 Overview of recorded pollutant loads.....	35
6.2 Differences in model-based estimations methods	41
6.3 Differences in quantification procedure	43
7. Possible options for more certain quantifications of pollution loads from wet- weather discharges	46
7.1 Quantification approaches	46
7.2 Characterisation of rainfall input	51
7.3 Protocols for reducing uncertainty	52
8. Conclusions.....	54
References	56
A Appendix A Concentration data from monitoring of Danish CSO discharges	61

Summary

Wet-weather pollutant discharges from point-sources in urban areas (discharges from separate storm sewers and Combined Sewer Overflows) are difficult to measure directly. Therefore, the yearly pollutant loads that are recorded in the national point-source database (PULS – *punktkildedatabase*) are mostly estimated by using mathematical (numerical) models.

All models are affected by sources of uncertainty, which can be characterized in terms of location, level, and nature of uncertainty. This report investigated the various sources of uncertainty in the models that are currently used to estimate the yearly loads of organic matter (expressed as BOD₅), total nitrogen (N) and total phosphorous (P) in Denmark. A great number of these uncertainty sources showed a high natural variability, i.e. they cannot be eliminated from the modelling procedure, but should be considered when analyzing the data in the PULS database. The magnitude of uncertainty could be quantified (in term of precision) based on results from previous studies for some sources. However, site specific conditions, combined with the inherent variability of wet-weather discharges require *ad-hoc* investigation to provide a more detailed evaluation of the model result uncertainty in terms of accuracy.

The PULS data from 2017 were analysed, highlighting the presence of additional sources of variability linked to the procedures for model application. Although the existing guidelines define the main characteristics of the models to be utilized, modellers have several degrees of freedom with regards to model structure, model parametrization, utilized inputs, etc. In order to compare the results of the model-based estimation of pollutant loads across catchments, it is therefore important to harmonize the modelling procedure across municipalities. This would eliminate important sources of variability, which are mostly linked to subjective choices, and it will allow for a general improvement of the data in the PULS database.

A list of different actions that can be taken to reduce the model result uncertainty was proposed. These options include different levels of complexity, depending on the number of available measurements. Model uncertainty is expected to decrease when an increasing amount of site-specific data is used. In ideal conditions, the expected uncertainty for a single event and a single discharge point may vary from above 150-200% (approach based on a simple water balance) to 30-35% (approach based on extensive monitoring of water quality). The expected decrease in uncertainty when looking at annual loads and at the catchment scale should be further investigated.

The current high level of uncertainty has a small importance when looking at accumulating pollutants (N and P) when compared to the overall load from other point and diffuse sources (as wet-weather discharges only represent only 2% (N) and 3% (P) of the total yearly load). However, when looking at short-term effects, the current uncertainty level hampers a detailed assessment of emissions from a single point of discharge. Also the level of uncertainty is higher compared to other discharges points of the integrated storm- and wastewater system (e.g. wastewater treatment plants). The adoption of specific guidelines on model application, aiming at harmonizing the calculation methods across all the Danish municipalities, would thus contribute to reduce such high levels of uncertainty and thereby create the conditions for a reduction of impacts from wet weather discharges.

1. Introduction

Pollution to water bodies originates from diffuse sources (runoff from agricultural areas, mass transport from contaminated sites, etc.) and from point sources. The latter include discharges from various localized human activities (e.g. aquaculture, industries, low density housing) and from urban areas. Cities and other high density human settlements discharge a constant flux of pollutants through outlets from wastewater treatment plants (WWTP – discharging treated wastewater), while additional pollutant fluxes are discharged during rain events through outlets from separated drainage systems (stormwater) and combined sewer overflows (CSO - mix of stormwater and wastewater) that both take place only during a limited number of events per year.

Point sources contribute to about 10% of the yearly discharges of nitrogen and phosphorous to the Danish water environment (Jensen et al., 2018; Thodsen et al., 2018). Wet-weather discharges represent a non-negligible fraction of this contribution (Figure 1). Therefore, Danish municipalities are required to report the loads of different pollutants (organic matter and nutrients) discharged from wet-weather discharges on an annual basis. This allows for a constant monitoring of the efforts aiming at reducing the pollutants discharged to the natural environment and for complying with the requirements of the existing environmental legislation. Data on annual discharges from point sources are recorded in the *Punktkildedatabase* (PULS database), which is managed by the Ministry of Environment and Food of Denmark (MFVM - Miljø- og Fødevareministeriet). The reported data provide the basis for the annual report on point sources (Miljøstyrelsen, 2017,2018).

Continuous pollution sources, such as WWTP outlets, are relatively easy to monitor since they are accessible, and representative samples can easily be collected from the continuous outlet flow. Wet-weather discharges are intermittent discharges, and this increases the logistical challenges associated with collecting representative samples. Furthermore, there are 19,773 wet- weather discharge points spread across the Danish municipalities; almost 5,000 CSO structures and about 14,500 outlets from separate systems, compared to 726 WWTPs with a capacity over 30 Person Equivalents (PE) (data for 2016, (Miljøstyrelsen, 2018)). Continuous monitoring of all the wet-weather outlets would thus require massive resources.

Mathematical models are widely used to estimate pollutant loads from wet-weather discharges, as they represent a valid and cost-effective alternative to continuous monitoring. These models utilize information on the physical characteristics of the urban catchment and data on measured rainfall, and they provide an estimation of discharged water volumes and pollutant loads. Different models (see Johansen and Petersen, 1990) have been applied during the last decades, and the wet-weather data currently reported in the PULS database are all calculated based on models. The guidelines (Miljøstyrelsen, 2012) specify two levels of calculations: Level 1 (areal unit numbers in lookup tables prepared based on standardised model simulations for synthetic catchments) and Level 3 (model simulations for each catchment).

All models are affected by sources of uncertainty, which can to some extent be identified (Warmink et al., 2010; Walker et al., 2003) and quantified. The sources of uncertainty can be located e.g. in the model inputs, the mathematical formulations and the chosen parameters.

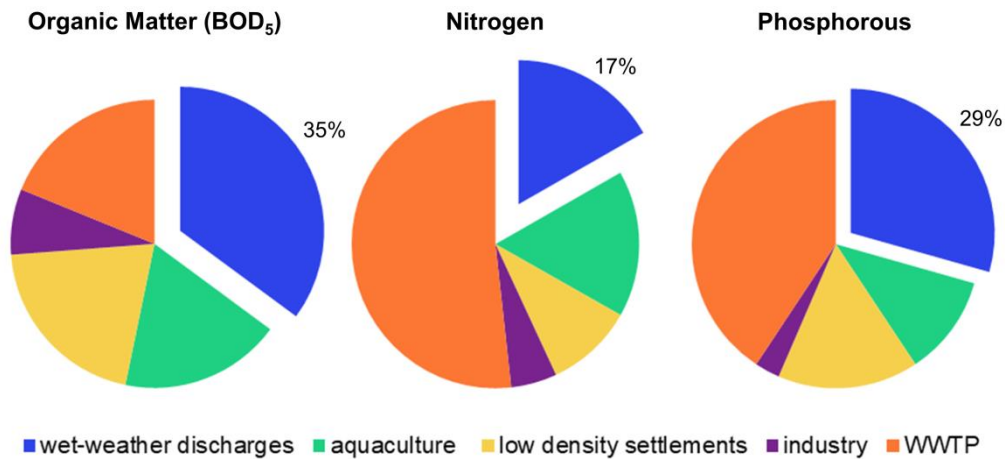


Figure 1. Contribution of different sources to the overall loads from point sources in 2016 (Miljøstyrelsen, 2018). When looking at total nitrogen and phosphorus, it should be stressed that point sources only represent about 10% of the total yearly discharge (Jensen et al., 2018; Thodsen et al., 2018), i.e. wet-weather discharges represent 2-3% of the total emissions to the Danish water environment.

Furthermore, subjective choices made by the modellers themselves can affect the final results, and some of these choices may involve elements of human error. Quantification of the uncertainty of model results increases the reliability of these results (Beven, 2009), and this is therefore recommended in any “good modelling practice” guideline or handbook.

This report investigates the uncertainty of the model calculations currently used in Denmark to estimate pollutant loads from wet-weather discharges, which are then reported in the PULS database. Sources of uncertainty are identified based on knowledge from the scientific literature as well as analysis of data recorded in the PULS database.

- *Chapter 2* describes the various indicators that are used to quantify discharges from point sources, and specifically from wet-weather discharges and WWTPs.
- *Chapter 3* focuses on the methodologies that are currently employed in Denmark to quantify the discharges from urban areas, i.e. monitoring and modelling techniques.
- *Chapter 4* introduces the framework that has been applied for identifying and classifying the different sources of uncertainty affecting the model results.
- *Chapter 5* explains the sources of uncertainty affecting the quantification of discharges from urban areas, which are classified based on the framework presented in the chapter 4. When possible, quantitative estimates of uncertainties have been given based on available literature and results.
- *Chapter 6* analyses a sample of the data recorded in the PULS database, investigating the reported water quantity and quality indicators, as well as differences in the different quantification methods
- *Chapter 7* provides an overview of possible actions that can be implemented to reduce the uncertainty of the model results reported in the PULS database.

2. System characterization

2.1 Discharges from the integrated urban storm- and wastewater systems

When describing wet-weather point discharges from urban areas, it is important to distinguish the different elements of the integrated urban storm- and wastewater systems that are considered in this report. These are schematized in Figure 2 below:

- *Combined Sewer Overflows (CSO)*: discharge structures that are activated only during medium-sized and large rain events, i.e. when the capacity of the combined sewer system is exceeded. Therefore, CSO discharges are intermittent discharges, with frequency that is significantly lower than that of rain events (e.g. typically around 5-10 times/yr, against the average 110-130 rainy days per year, (DMI, 2019a)). CSO discharges are a mixture of stormwater and wastewater, and their pollution levels are characterized by a high inter-event and intra-event variability. Further information on CSO pollution levels can be found in Vezzaro et al. (2018a,b).
- *Separate Storm Sewer Outlets*: discharge only stormwater collected by separate systems, i.e. there is a discharge every time a rainfall event occurs. Stormwater also carries a range of pollutants, whose levels depend on the pollutant sources in the drained catchment. Stormwater quality is thus also characterized by high inter-event and intra-event variability (see the overview in Vezzaro et al., 2018b). Whilst stormwater discharges tend to show lower BOD, N and P pollutant concentrations compared to CSO discharges, the concentrations and total pollutant loads for some other pollutants may be comparable to those from CSO or even larger.
- *Treatment Plant Outlets*: discharge the treated wastewater from WasteWater Treatment Plants (WWTP). WWTPs operate all year round, so these are continuous discharges, and their pollution levels are characterized by limited temporal variability. Variations in flow and quality can be caused by wet-weather events in case the WWTP treats discharges from a combined sewer system and by groundwater infiltration-inflow.

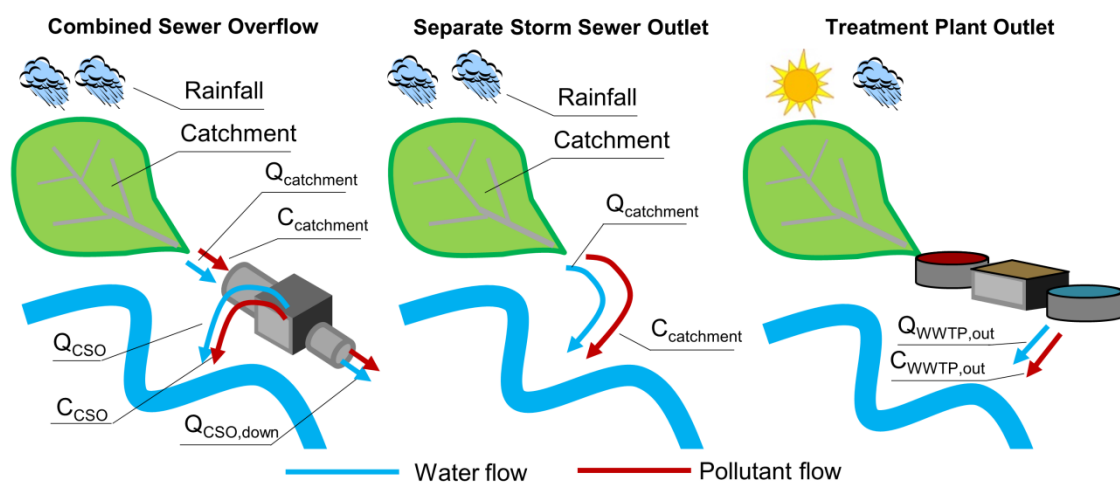


Figure 2. Schematic representation of the factors that are involved in the estimation of pollutant discharges from point sources (abbreviations are explained in Table 1 below). The arrows refer to water flows and pollutant fluxes related to these water flows.

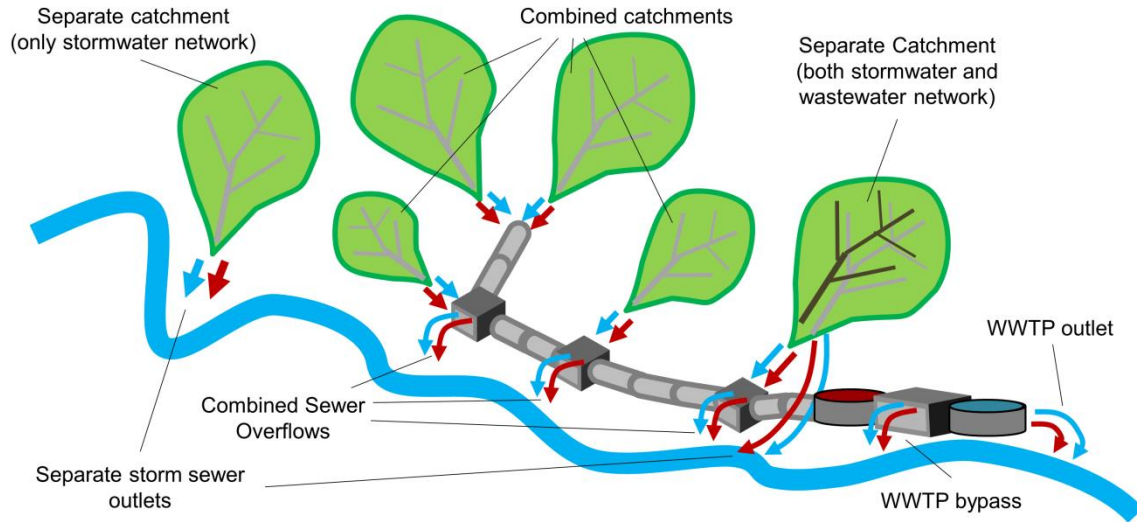


Figure 3. Schematic representation of an integrated urban storm- and wastewater system, where the elements described in Figure 2 are interacting.

The three elements are often interconnected and their discharges can affect the same water body, as exemplified in Figure 3. For example, runoff from an upstream catchment can cause CSOs in downstream parts of the systems, or even bypass of the WWTP. A detailed description of the possible interactions between the various elements of an integrated system can be found in Vezzaro et al. (2018a,b).

Depending on the pollutant of interest, it is relevant to address the individual discharge points or look at the overall discharge from the integrated storm- and wastewater system. For example, for short-term acute effects (such as oxygen depletion), it is relevant to look at individual discharge points and their pollutant load during a rain event. For long term effects (such as eutrophication), it is relevant to look at the total mass of accumulating pollutants discharged to the water body over e.g. a year.

The quantification of the pollutant load M for each pollutant discharged from these discharge points is obtained by simply multiplying information on the water quantity (Q – typically expressed in m^3/s or m^3/d) and water quality (C – typically expressed in mg/l):

$$M = \int Q(t) \cdot C(t) dt \quad (1)$$

Eq. 1 can be rewritten in a discrete form for intermittent discharges:

$$M = \sum_{i=1}^{N_{events}} V_i \cdot EMC_i \quad (2)$$

where N_{events} [-] is the number of discharge events, and EMC_i [mg/l] is the Event Mean Concentration, which is calculated for each i -th event as:

$$EMC_i = \int \frac{Q(t) \cdot C(t)}{Q(t)} dt \quad (3)$$

While measuring the flow from WWTPs outlets is relatively straightforward, the direct measurement of Q_{CSO} and separate storm sewer is more complicated and it is often further hampered by the physical configurations of the CSO structures (i.e. measuring the flow after it has passed the overflow weir is a complex operation). Therefore, Q_{CSO} is usually estimated by utilizing the water level in the CSO structure (directly depending on $Q_{catchment}$) or the difference between the inlet to and the outlet from the CSO structure (i.e., $Q_{catchment} - Q_{CSO,down}$).

Table 1 provides an overview of the current status in the estimation of the variables that are needed to quantify pollutant discharges based on common practice at the international level. Flow measurements in both combined and separate systems ($Q_{catchment}$) are relatively well established, with a range of different measurement techniques available. However, only a limited number of water utilities has currently deployed an extensive network of flow measurements in their systems. Therefore, it is not possible to obtain flow measurements for all the regulated discharge points. Model calculations are then widely used to estimate discharge flows and volumes.

Measuring water quality ($C_{catchment}$, C_{CSO}) from intermittent discharges is a challenging task, which requires extensive resources for establishing and maintaining the monitoring equipment. Monitoring the quality of intermittent discharges is thus often limited to research/demonstration projects. Given the difficulties in collecting water quality data from intermittent discharges, developments of effective water quality models have been hampered by a lack of detailed information regarding some the pollution generation/transport processes across catchments (e.g. accumulation, resuspension and transport of particulate pollutants in complex drainage networks). Therefore the application of these models is characterized by high uncertainty, especially for particulate pollutants.

Table 1. Current status for estimation of the variables that are necessary for the quantification of pollutant discharges from point sources. The evaluation is based on current practices at the international level.

Type of point source	Abbreviation	Description	Measured	Modelled
Wet-weather – Combined Sewer Overflow (CSO)	$Q_{catchment}$	Flow at the outlet of the catchment	AP	SP
	$C_{catchment}$	Concentration of a pollutant at the outlet of the catchment	RE	RE
	Q_{CSO}	Flow discharge from the overflow weir	AP	SP
	C_{CSO}	Concentration of a pollutant in the overflow from weir	RE	RE
	$Q_{CSO,down}$	Flow downstream the CSO structure	AP	SP
Wet-weather – separate storm sewer Outlet	$Q_{catchment}$	Flow at the outlet of the catchment	AP	SP
	$C_{catchment}$	Concentration of a pollutant at the outlet of the catchment	RE	RE
Outlet from wastewater treatment plant (WWTP)	$Q_{WWTP,out}$	Flow at the outlet of the WWTP	SP	DE
	$C_{WWTP,out}$	Concentration of a pollutant at the outlet of the WWTP	SP	DE/RE

SP: Standard practice: widely applied in everyday operation; AP: Advanced practices: applied in everyday operation in few cases, where advanced methods are used (early adopters); DE: Practices applied for everyday operation in few cases (demonstrated by innovators); RE: Applied on at research/demonstration level

Table 2. Overview of the methodologies used to estimate the loads reported in the PULS database

Type of point source	Variable	Measured	Lookup Tables	Dynamic models
Wet-weather – Combined Sewer Overflow (CSO)	$Q_{\text{catchment}}$		(X)	X
	$C_{\text{catchment}}$		X	
	Q_{CSO}		(X)	X
	C_{CSO}		X	
Wet-weather – separate storm sewer Outlet	$Q_{\text{catchment}}$			X
	$C_{\text{catchment}}$		X	
Outlet from wastewater treatment plant (WWTP)	$Q_{\text{WWTP,out}}$	X	(X)	
	$C_{\text{WWTP,out}}$	X	(X)	

X: Standard Practice; (X) Used when no measurements or model results are available

Given their continuous nature, discharges from WWTP are easier to monitor, both in terms of water quantity ($Q_{\text{WWTP,out}}$) and quality ($C_{\text{WWTP,out}}$). While flow measurements are often available at high time resolutions (in the order of few minutes), water quality measurements are often collected as flow- or volume-proportional samples (see Section 3.3 and Figure 4 for a description of the different sampling methods), i.e. they are available as discrete values or aggregated as composite samples. WWTPs with a capacity bigger than 1000 PE are required to collect volume proportional samples. Water quality measurements with high-time resolution are available only for selected WWTPs and for selected pollutants (e.g. turbidity measurements, converted into Total Suspended Solids).

2.2 Current status for pollutant load reporting in Denmark

Annually, each municipality must report the total discharged volumes and pollutant loads from all wet-weather discharges in their municipality for selected water quality indicators (5-day Biological Oxygen Demand (BOD_5), Chemical Oxygen Demand (COD), total nitrogen (N), and total phosphorous (P)). These indicators are related to short-term acute effects, such as oxygen depletion (COD, BOD_5), or to long-term accumulative effects, such as eutrophication (N, P). The discharged pollutant loads are reported to the Danish Environmental Protection Agency.

Discharges from point sources can be measured, estimated by using lookup tables, or dynamically modelled. Lookup tables can be both based on data from past measurement campaigns and on results from long-term simulations. Therefore they are used to quantify the discharge from a specific discharge point when: (a) measurements are missing or (b) there are no information and/or resources to model the discharges. An overview of the different methodologies used to quantify the pollutant loads reported in the PULS database is provided in Table 2 above, while a more detailed description of each method is provided in Section 3.

2.2.1 Intermittent discharges

Discharges from combined sewer overflows and separate storm sewer outlets have been reported by using different calculation methods (described in Johansen and Petersen, 1990) since the 1990s. Currently, only two modelling approaches can be applied (Miljøministeriet, 2012): the so-called Level 1 or Level 3 models.

Table 3. List of main information that are recorded in the PULS database for each wet weather discharge point

Type of information	Variable	Unit/Note
Pollutant load indicators (updated on a yearly basis)	Overflow volume	m ³ /yr
	BOD ₅ load	kg/yr
	COD load	kg/yr
	Total-N load	kg/yr
	Total-P load	kg/yr
	Rainfall	mm/yr
	Rain scaling factor	Compared to the reference value of 650 mm
Catchment description (updated when physical changes of the catchment or of the modelling approach are occurring)	Location of discharge point	
	Type of overflow structure	e.g. overflow without basin or with detention basin
	Basin volume	if included at the overflow structure
	Relative outlet capacity of basin	see equation 8
	Infiltration flow	l/s
	Dry weather flow	l/s
	Total area	Ha
	Reduced area	Ha
	Calculation method	
	Type of lookup table	If a catchment specific table is used (see Section 3.1.1)

A total of 42 fields are available for each discharge point, mostly dealing with location and characterization of the discharge point.

The first approach (defined as Level 1) utilizes areal unit numbers in lookup tables prepared based on standardised model simulations for synthetic catchments, while the more complex approach (defined as Level 3) is based on dynamic model simulations for the actual catchment in question. Referring to Table 2, Level 1 is mostly based on lookup tables, while Level 3 is mostly based on dynamic models. Both Level 1 and Level 3 methods are valid for combined and separate systems. In 2017, 38% of the reported loads were estimated by using Level 1 calculations, while 62% were based on Level 3. Monitoring of wet-weather discharges is regulated by specific guidelines (Naturstyrelsen, 2012a), but only a limited number of discharge points have been monitored over long time periods (see Appendix A).

In 2016, quantities from a total of 4,880 CSO structures and 14,689 separate storm sewer outlets were reported across Danish municipalities (Miljøstyrelsen, 2018). Only discharge points with a linked impervious area of > 1,500 m² must be included in the reporting.

2.2.2 Discharges from Wastewater Treatment Plants

The legislation regulating the monitoring of discharges from WWTPs include the EU Wastewater directive (91/271/EEC) and its Danish implementation (BEK nr 1469 af 12/12/2017). While the EU regulation mainly aims at monitoring compliance with discharge limits (i.e. concentrations expressed as Emission Limit Values - ELV), the Danish legislation also enforces a monitoring of discharged loads. Furthermore, discharged pollutant loads (for N,P, BOD₅) are taxed (Skatteministeriet, 2016), creating an economic incentive for the reduction of pollutant outlet concentrations significantly below the allowed ELV.

Collection, preservation, transport and analysis of wastewater samples are described in specific technical guidelines (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016). Daily samples are collected by using a volume-proportional approach (see Section 3.3 for further details on sampling terminology) for plants with a capacity above 1,000 Person Equivalent (PE). For smaller plants, time proportional samples are accepted (grab samples are also accepted for small plants with a capacity below 200 PE). The frequency of daily samples depends on the WWTP dimensions. Given that both inlet and outlet flows from WWTPs are relatively continuous throughout the day compared to wet-weather discharges, monitoring of WWTP discharges is relatively simpler than monitoring of wet-weather discharges. Therefore, complex dynamic mathematical models are mostly use for planning and optimizing WWTP operations, but they are currently not employed to quantify pollutant loads.

Depending on the available measurements, the total yearly load discharged from a WWTP is then calculated by using one of the approaches listed in Table 4 below. The WWTP should also report the amount of industrial wastewater discharged to the plant and the fraction of inlet volume due to groundwater infiltration. Both these two quantities are estimated based on empirical methods. For example, infiltration can be estimated based on a graphical analysis of flow data in dry weather, the measured drinking water consumption in the catchment, and the measured rainfall data in the catchment. The existing guidelines also provide a list of standard values and lookup tables (yearly inlet loads, removal efficiency of different treatment technologies) that should be used whenever measurements are not available

Table 4. Overview of the methods used to calculate yearly pollutant loads from WWTP , listed in order of preference (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016).

Calculation method	Available data		Note
	Water quantity	Water quality	
Average concentration (weighted average of daily samples) * yearly discharged volume	Continuously measured Volume measured in the day when samples were taken	Values from daily samples	
Average daily load = (avg. volume * avg. conc.) * 365 days	Average daily volume	Values from daily samples	
Average daily load from calculated plant load (in PE)	Not available – standard value of 300 l/PE/d is used	Values from daily samples	The plant load [PE] is back-calculated from the water quality data by using a standard value of 60 gBOD ₅ /PE/day. Depending on the treatment technology, standard pollutant removal efficiency values are used.
Average daily load from declared plant load (in PE)	Not available– standard value of 300 l/PE/d is used	BOD ₅ value not available	The plant declared capacity [PE] is used Depending on the treatment technology, standard pollutant removal efficiency values are used
Standard values	Not available – standard value of 110 m ³ /yr/PE is used	Not available – standard values are used: 21.9 kg BOD ₅ /yr/PE 45 kg COD/yr/PE 4.4 kg tot N/yr/PE 1.0 kg tot P/yr/PE ^a	The plant declared capacity [PE] is used Depending on the treatment technology, standard pollutant removal efficiency values are used

^a According to Arildsen and Vezzaro (2019), the total P load has decreased by about 34% since 2007, i.e. this value is expected to be updated.

3. Current methods for quantification of urban point discharges in Denmark

The following section provides a detailed description of the quantification methods that are applied in Denmark according to the existing guidelines (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016; Miljøministeriet, 2012).

3.1 Model-based estimation of wet-weather discharges

3.1.1 Level 1

The Level 1 calculations are based on simple water balances and lookup tables (Miljøministeriet, 2012; Johansen and Petersen, 1990). This approach is based on generalizations and assumptions aiming at providing a method that can be used across the country. The flow from the catchment is calculated as:

$$Q_{catchment} = A_{impervious} \cdot Rain_{effective} + Q_{DWF} \quad (4)$$

where $A_{impervious}$ [m²] is the impervious (or reduced) area of the catchment, $Rain_{effective}$ [μm/s] is the rainfall that contributes to generate runoff, and Q_{DWF} [l/s] is the dry weather flow (which includes both wastewater production and infiltration). The effective rainfall $Rain_{effective}$ is calculated by account for an initial loss, set to 0.6 mm, and a hydrological reduction factor, set to 0.8.

The dry weather flow Q_{DWF} is calculated based on the expected population and its wastewater production:

$$Q_{DWF} = A_{total} \cdot PopDensity \cdot Q_{PE,day} \quad (5)$$

Where $PopDensity$ [PE/ha] is the typical population density in an urbanized catchment (set to 40 PE/ha), and $Q_{PE,day}$ [l/PE/day] is the daily wastewater production, and A_{total} [ha] is the total area of the catchment, calculated as:

$$A_{impervious} = \phi \cdot A_{total} \quad (6)$$

Where ϕ [-] is the runoff coefficient of the catchment, expressing the fraction of the catchment area contributing to the runoff in the sewer system. The default value for $Q_{PE,day}$ is set to 250 l/PE/day, and it also includes groundwater infiltration.

For separate systems, equation 4 is simplified, since there is no contribution from dry weather flow. The volume calculation is therefore straightforward, since it is sufficient to multiply the effective annual rainfall ($Rain_{effective}$) by the impervious area ($A_{impervious}$).

The Level 1 lookup table consider the presence of basins in the system. Therefore, two relative area-specific indicators are used (Winther et al., 2011): the relative storage capacity ($h_{storage}$ – defined in the guidelines as basin volume - *bassinvolumen*) and the relative outlet capacity (a – *afløbstal* in Danish):

$$h_{storage} = \frac{V_{storage}}{A_{impervious}} \quad (7)$$

$$a = \frac{(Q_{CSO,out,max} - Q_{DWF})}{A_{impervious}} \quad (8)$$

where $V_{storage}$ [m³] is the storage volume available at the CSO structure, and $Q_{CSO,down,max}$ [l/s] is the maximum flow that is discharged downstream the CSO structure (i.e. the threshold for which overflow would occur once $h_{storage}$ is exceeded). The lookup tables then provide areal unit numbers prepared based on standardised model simulations for synthetic catchments. Based on these results, it is possible to utilize the values of $h_{storage}$ and a to estimate the relative yearly CSO volume (expressed as m³/ha_{reduced}/yr - Table 5).

The pollutant loads are then calculated by multiplying the estimated volume by standard concentration values ($C_{catchment}$ - Table 6). These are defined both for stormwater runoff from separated systems, wastewater, CSO water (water flowing above the CSO weir), and “combined stormwater”. The latter (*overvand* in Danish) represents the pollution in CSO water when the contribution from wastewater is subtracted, i.e. is a fictive value which represents the pollution fraction from runoff and resuspension of sediment in the drainage network. This concept was first mentioned in the literature from the 1980s, and only proposed again by Metadier and Bertrand-Krajewski (2011a), who focused on the estimation of the dry weather contribution to the overall CSO pollutant load. The standard concentrations have not significantly changed in the last decades, as the existing guidelines still refer to the values listed in Johansen and Petersen (1990). Nevertheless, these values can be updated when new information and measurements become available (see for example Appendix A or Vezzaro et al. (2018b,a)).

Table 5. Example of lookup table used for quantification of CSO volumes (expressed as [m³/ha_{reduced}/yr]) from detention basins with different outlet capacity and relative storage capacity (Miljøministeriet, 2012).

Relative capacity (a)	outlet	Relative storage capacity ($h_{storage}$)			
		0 mm	2 mm	10 mm	25 mm
0.1 µm/s		3730	2080	530	120
0.3 µm/s		2410	1050	220	50
1.0 µm/s		910	310	100	20
2.0 µm/s		480	210	70	10

Table 6. Example of average concentration values (expressed as mg/l) used for Level 1 calculations (Miljøministeriet, 2012).

	Combined stormwater (average pollution level)	Wastewater	CSO water (average pollution level)	Runoff from separate systems
BOD ₅	25	160	30	6
COD	160	320	180	50
N	10	43	12	2
P	2.5	13	2.9	0.5

Table 7. Example of lookup table used for quantification of pollutant loads from separate systems (Miljøministeriet, 2012).

Parameter	Reference value
Yearly rainfall (total)	650 mm
Yearly rainfall (effective)	485 mm
Yearly runoff volume	4850 m ³ /ha _{reduced} /yr
BOD ₅	30.3 kg/ha _{reduced} /yr
COD	243 kg/ha _{reduced} /yr
N	9.7 kg/ha _{reduced} /yr
P	2.4 kg/ha _{reduced} /yr

Pollutant relative loads are calculated based on the average concentrations listed in Table 6.

By combining the lookup tables with the standard concentration values it is possible to calculate areal discharges for BOD₅, COD, total nitrogen and total phosphorous (expressed as kg/ha_{reduced}/yr – e.g. Table 7). All these values are then multiplied by the impervious area ($A_{\text{impervious}}$) to obtain the total yearly discharges. All the values in the lookup tables are calculated by using a rain series with a total yearly volume of 650 mm. The yearly discharges are then calculated by scaling the reference values by the total rainfall for the specific year (e.g. for a year 900 mm, a scaling factor of 1.38 should be applied to the reference values).

Theoretically, Level 1 calculations can be used for single-catchments discharge points. However, the existing guidelines (Miljøministeriet, 2012) suggest its use only for calculating the overall discharge from several outlets discharging to the same water body, i.e. the guidelines discourage the use of Level 1 calculations for single CSO structures.

3.1.2 Level 3

Level 3 models are dynamic rainfall-runoff models, exemplified in eq. 9: rainfall time series ($Rain(t)$) are used as input to a dynamic numerical model $f()$, with catchment specific parameters $\theta_{\text{catchment}}$, giving as output the outflow at the discharge point.

$$Q_{\text{catchment}}(t) = f(Rain(t), \theta_{\text{catchment}}) \quad (9)$$

The level of complexity of Level 3 models can vary (see Obropta and Kardos, 2007; Zoppou, 2001), and two main model categories can be identified:

- *Conceptual hydrological models*
- *Detailed hydrodynamic models*

The model structure $f()$ can be subdivided into four main submodels:

- *Rainfall submodel:* the input to the model can be measured or extrapolated if no rain gauges are present in the catchment. Spatial variability of rainfall can be included in the model calculations by utilizing data from different rain gauges or radar rainfall measurements.

- *Rainfall-runoff submodel*: converts the rainfall fallen on the catchment into runoff. This can be affected by processes that can be constant throughout the rain event or that start/end during the rain (e.g. wetting losses, saturation of soil infiltration capacity, runoff contribution from pervious areas).
- *Runoff routing submodel*: simulates the transport of the runoff across the drainage network and structures (overflows, basins).
- *Pollution generation and transport submodel*: this can be further subdivided in other submodels considering the pollutants sources, the pollutant release processes, and their transport across the network.

Table 8 provides a schematic comparison of the two main model categories. The main difference are noticed for the *Runoff routing* submodel, while similar formulations can be adopted for both the rainfall and the rainfall-runoff submodules. Due to the uncertainties in modelling water quality, linked to the lack of measurements (needed to calibrate model parameters) and of mathematical formulations capable to fully represent the observed processes, the *pollution generation and transport* submodels often adopt simple formulations. Dynamic modelling of sewer water quality is in fact a currently active research area. Therefore, the standard practice relies on the concentration values from the lookup tables used for Level 1 (standard concentration values) or on simple approaches (e.g. simple pollutant advection, dilution calculations).

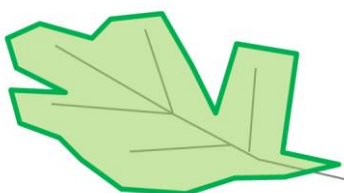
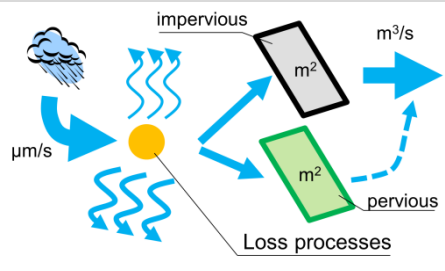
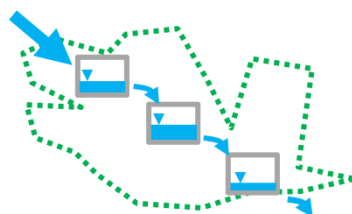
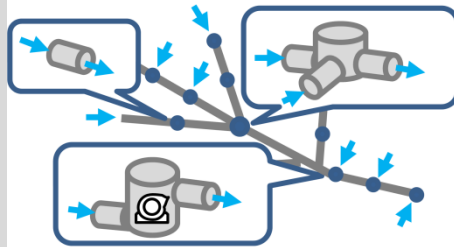
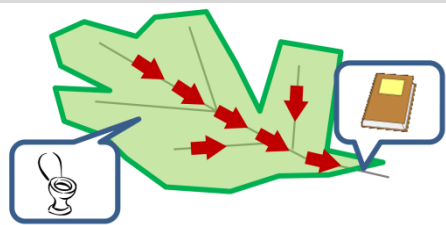
Conceptual hydrological models

These models utilize a simplified mathematical description of runoff routing across the drainage network. These approaches do not consider the spatial variability of the problem, i.e. the flow of runoff across the drainage network, but rather utilize a zero-dimensional approach which only estimates $Q_{catchment}$ at the discharge point. Typical hydrological models include linear and nonlinear reservoir approaches, time-area methods, and the Muskingum routing method.

The entire catchment is lumped into a single parameter, the impervious area. Different formulations are utilized to simulate rainfall-runoff generation processes. The characteristics of the network are expressed through few lumped parameters. For example, the reservoir constant employed by the reservoir approaches affects the shape of the outlet hydrograph, simulating different networks.

Thanks to their simple structure, conceptual models have low computationally requirements. Conversely, their lumped descriptions require a calibration process, i.e. flow measurements at the outlet point are necessary to obtain realistic simulation results. Parameters for models based on the time-area approach can be estimated by an analysis of the upstream drainage (i.e. looking at the length of the system).

Table 8. Schematic comparison of conceptual hydrological modes and detailed hydrodynamic model

	Conceptual hydrological models	Detailed hydrodynamic models
Catchment description	 Lumped description	 Detailed description
Rainfall submodel	 Measurements from rain gauge	 Measurements from rain gauge(s) – distributed rain
Rainfall-runoff submodel		
Runoff routing submodel	 Simplified process description (phenomenological)	 Detailed hydraulic description
Pollution generation and transport submodel	 Standard concentration values	 Simple transport (advection) or standard concentrations

A widely successful software package, based on the simple conceptual model described by Johansen et al. (1984), was the SAMBA model. SAMBA calculations provided the basis for the lookup tables listed in e.g. Johansen and Petersen (1990) and Arnbjerg-Nielsen et al. (2000). The software was not updated and was commercially phased out after 2000. Currently, several comparable software solutions are available on the market (e.g. SIMBA# - www.inctrl.ca; WEST - www.mikepoweredbydhi.com), and they are often applied for modelling of integrated urban storm- and wastewater systems (Langeveld et al., 2013) and for optimization of real time control strategies (Schütze et al., 2018; Löwe et al., 2016).

Detailed hydrodynamic models

These models are based on the conservation laws driving the behaviour of water in the urban drainage network: the conservation of volume, momentum or energy. These equations are solved by using numerical schemes, and they allow for estimating the water flow across the whole drainage network. Therefore, it is possible to estimate $Q_{catchment}$ in any node of the network, i.e. not only at the outlet of the catchment. Thanks to these characteristics, detailed hydrodynamic models are also used for detailed design (sizing of the network infrastructure) and for the simulation of pluvial flooding (Hammond et al., 2015).

Detailed hydrodynamic models require a precise description of the physical characteristics of the network (for example, all pipes should be characterized by diameter, slope and roughness – with the latter depending on the pipe material and age). Therefore, these models have been coupled with databases of pipe network and GIS interfaces. The majority of model parameters is seldom calibrated, and standard values are used.

Detailed hydrodynamic models are characterized by high computational requirements, and this hampers their usage in combination with highly computationally demanding techniques. Therefore, a great number of examples of applications in combination with automatic calibration routines or uncertainty analysis methodologies can be found in the scientific literature (Wagner et al., 2019; Del Giudice and Padulano, 2016; Tscheikner-Gratl et al., 2016; Thorndahl et al., 2008), but their application in everyday practice is still limited. Depending on the purpose of the model, different level of simplification and complexity are utilized. For example, models used for long term simulations (e.g. to estimate annual CSO loads), evaluation of Real Time Control strategies, or flooding risk assessment in specific areas of the city, can employ a less detailed description of the catchment and of the network. Therefore, it is common that several hydrodynamic models, characterized by different level of complexity, are available for the same urban catchment area.

There are several software solutions that are available in the market: CANOE (www.canoe-hydro.com), Infoworks ICM (www.innovyze.com), Mike Urban (www.mikepoweredbydhi.com), SWMM (www.epa.gov), etc. Mike Urban is well known internationally and it has gained a dominant position on the Danish market, being *de facto* the standard software for urban drainage modelling in the country.

3.2 Measurements of wet-weather discharges

The procedure for monitoring wet weather discharges is described in specific guidelines (Naturstyrelsen, 2012b,a), which detail all the procedures for collection of samples, definition of dry weather contribution, definition of outliers, etc. Nevertheless, monitoring of wet-weather discharges is limited: Appendix A provides a list of long-term monitoring campaigns recently carried out in Denmark (6 sites). Compared to the total number of discharge points (about 19,000), it is clear that only a minor fraction of wet-weather discharge points are monitored.

The difficulties in monitoring wet-weather discharges and the uncertainty affecting the available data have been widely discussed in the scientific literature (Métadier and Bertrand-Krajewski, 2011b; Bertrand-Krajewski, 2007; Bertrand-Krajewski et al., 2002,2003). The main challenges for these monitoring activities can be summarized as:

- *Stochasticity of wet weather discharges*: sampling depends on rainfall events, which cannot be predicted with high precision and accuracy. Therefore, equipment and personnel should be ready to be deployed with short notice at any time. This issue is exacerbated for CSOs, since the discharge is dependent on the magnitude of the rainfall events and on other factors (storage volume, online controls of the drainage network, etc.), which are difficult to predict in advance.
- *Difficulties in sampling representativeness*: drainage systems are underground structures that are difficult to reach. This creates some challenges for the installation and maintenance of sensors and sampling equipment, which might affect the representativeness of the collected data (e.g. Sandoval and Bertrand-Krajewski, 2016).
- *Maintenance of equipment*: both online sensors and automatic samples require periodic maintenance (down to a weekly frequency), with a consequent high financial burden.
- *The number of discharge points*, which are spread across wide areas.

These difficulties are recognized by the current international legislation, as only in few cases monitoring is explicitly required. For example, in France, continuous monitoring is required for representative CSO structures, defined by the magnitude of their discharged yearly loads (JORF, 2015).

3.3 Discharges from Wastewater Treatment Plants

The monitoring of discharges from WWTP is described in specific guidelines (Naturstyrelsen, 2012c), which details the installation of sampling equipment, location of sampling point, procedure for flow measurements, registration of samples, etc. Compared to wet-weather discharges, monitoring of WWTP outlets is significantly less challenging. In fact, wastewater flow is continuous throughout the year; the effluent is easily accessible; sampling points are located within the perimeter of the plant, where permanent equipment can easily be installed; maintenance can be easily be organized within a plant routine.

Since logistical issues are limited, a specific focus has been made to define the most representative sampling approach in order to estimate pollutant loads. The most common sampling approach is based on discrete samples, where a series of sub-samples are collected and then mixed together, creating a composite sample. WWTP discharges are based on daily samples, which typically are collected over two calendar days. In fact, for logistical reason the sampling is started during working hours, and it is concluded 24 hours later.

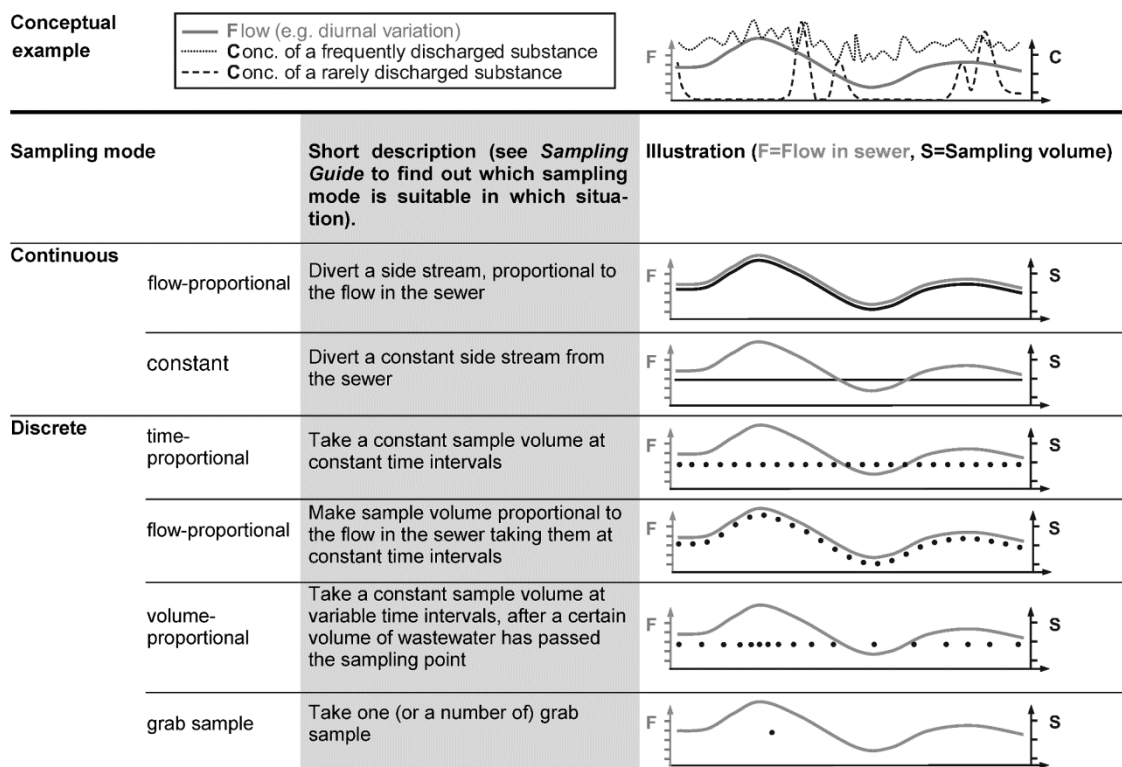


Figure 4. Comparison of different sampling methods for wastewater monitoring (from Ort et al., 2010b).

The collection of subsamples can be done in a time- flow- or volume-proportional manner (see Figure 4). Since wastewater generation is a dynamic process characterized daily variations, the collection of subsamples affects the representative of the composite sample. Ort et al. (2010b,a) presented an overview focusing on micropollutants (pharmaceuticals, personal care products, etc.), which are characterized by high temporal variability throughout the day. For the traditional pollutants (BOD₅, N, P), the temporal variability of the emission is limited. Nevertheless, a volume-proportional approach is recommended by the guidelines. It should be noted that in the Danish guidelines for sampling WWTP inlets and outlets (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016), the term “flow proportional” is used as synonym for “volume proportional”.

4. Methodology

4.1 Classification of sources of uncertainty

Uncertainty can be defined as “any departure from the unachievable ideal of complete determinism” (Walker et al., 2003). There other definitions of uncertainty (see the overview in Warmink et al., 2010), but this definition is used in this report, since it is well suitable to models.

All mathematical environmental models are affected by different sources of uncertainty (Beven, 2009), which influence the different elements of a model (Figure 5). This uncertainty is augmented in the field of urban drainage, due to the logistical and epistemological issues in collecting sufficiently representative data, the inherent variability of the modelled processes, and the lack of detailed information regarding some processes taking place throughout the sewer network (Tscheikner-Gratl et al., 2019; Deletic et al., 2012; Bertrand-Krajewski, 2007). Therefore, the famous quote from Box (1976) “*all models are wrong, but some are useful*” should be the *leitmotiv* when selecting and using models to quantify wet weather discharges from point sources.

The different sources of uncertainty affecting environmental models can be classified according to the three-dimensional framework presented by Walker et al. (2003) and further expanded by Warmink et al. (2010). According to this classification framework, the three dimensions of uncertainty are:

- The *Location* where the uncertainty manifests itself within the various elements of the modelling procedure (Figure 5). In this report, the considered locations include context, input, model technical, model structure and model parameters.
- The *Level* of the uncertainty, expressing the modeller’s ability to identify and potentially quantify the uncertainty. The four considered levels included statistical (see also Section 4.2), scenario, qualitative, and recognized ignorance.
- The *Nature* of the uncertainty, defining if the uncertainty is caused by a lack of data and/or understanding, or by the inherent nature of the modelled process. The three natures of uncertainty that were analysed in this report included: variability, ambiguity, and lack of knowledge.

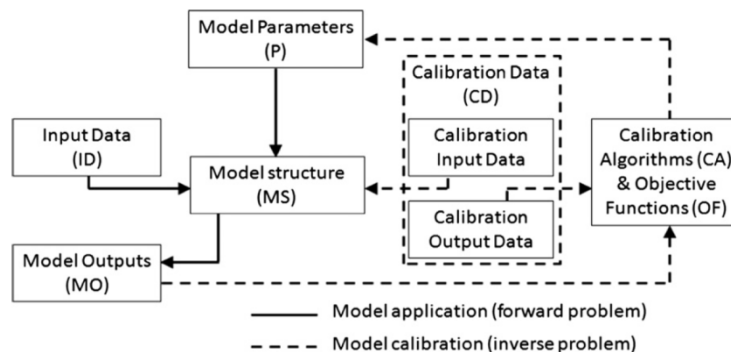


Figure 5. General scheme of model elements and potential sources of uncertainty (Deletic et al., 2012).

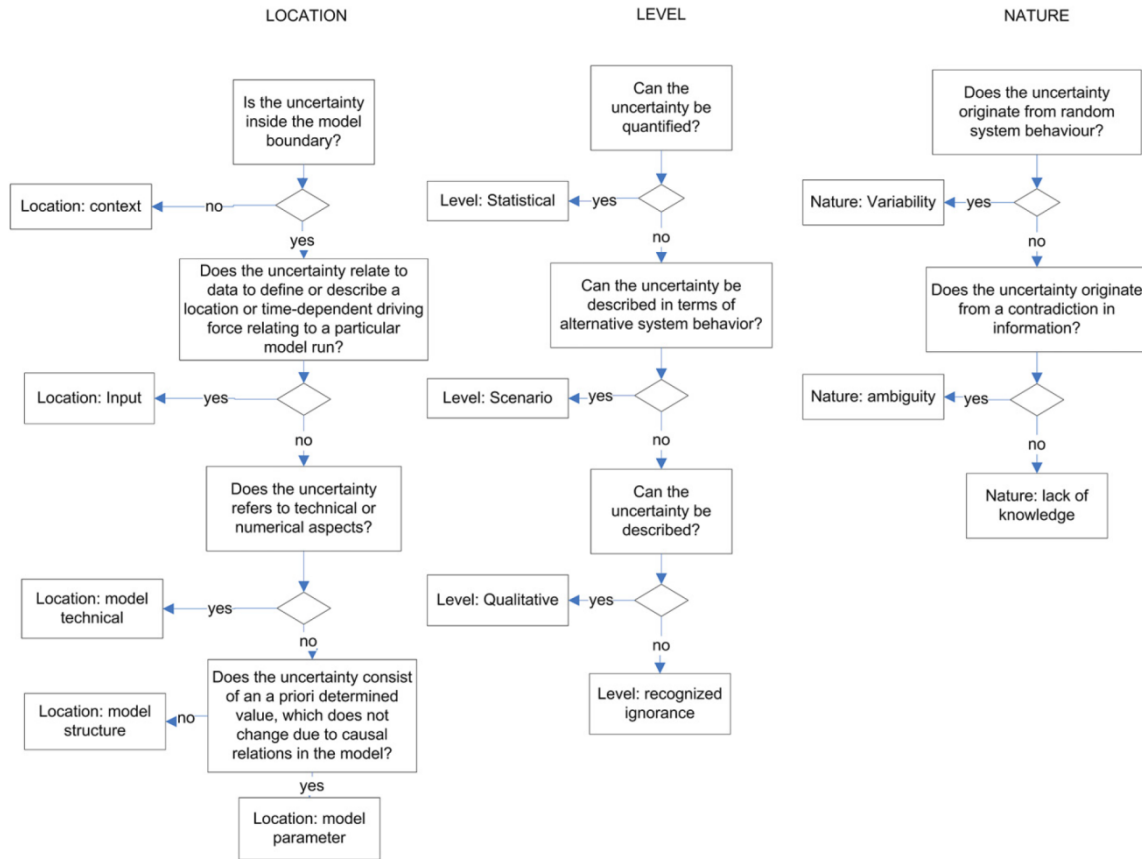


Figure 6. Decision scheme for classification of uncertainties in environmental models (from Warmink et al., 2010).

The decision scheme shown in Figure 6 was utilized to classify all the potential sources of uncertainty affecting the model-based quantification of pollutant loads from wet weather discharges (see Section 5).

The classification started from listing the different elements (inputs, parameters, equations) that are utilized for quantification of pollutant loads (see Section 3.1). The international scientific literature, along with results from Danish studies, was then reviewed for each single element, and the results provided the basis for the application of the decision scheme.

4.2 Quantification of statistical uncertainty (level)

According to the definition of level of uncertainty, this can only be quantified for the *statistical* level, i.e. for a level that can be expressed in probabilities or numbers. Uncertainty at the *scenario* level can be described, but not quantified in terms of probabilities.

Uncertainty in model results can be defined in terms of *accuracy* (also defined as *bias*), i.e. deviation of the model estimates from the true value, and *precision* i.e. variability of the model estimates around its mean value (Figure 7).

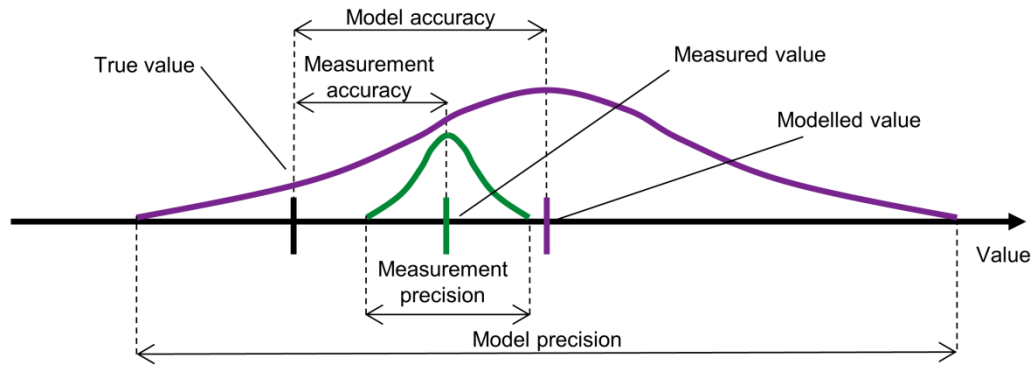


Figure 7. Schematic representation of statistical uncertainty expressed in terms of accuracy and precision.

In this report, the quantification of level of uncertainty was based on values reported in the scientific literature. The majority of the reported studies focused on the precision of the model results, while few studies provide results regarding the model accuracy. This is explained by the characteristics of the modelled process: measuring the different processes and parameters that are causing wet-weather discharges is very difficult. Measuring wet-weather discharges is also a cumbersome process (see Section 3.2), i.e. there is a general lack of available measurements for estimating model results accuracy. Therefore, the majority of available studies are based on the so-called *forward uncertainty analysis* (Beven, 2009), where input and parameters uncertainty is propagated through a model using a Monte-Carlo approach.

In studies where measurements were available, statistical uncertainty was conditioned to measurements, i.e. parameters ranges and probability distributions were estimated to match the available measurements. However, these measurements are often collected across the drainage network, in different location than the discharge point. Also they usually refer to hydraulic variables (flow, water levels), whereas there are seldom direct measurements of wet-weather discharges (specifically for CSO discharges). Therefore, most of the studies where uncertainty was estimated conditioned on observations report values in terms of model precision.

4.3 Analysis of existing data in the PULS database

A sample of the data recorded in the PULS (*Punktkildedatabase*) database was analysed in this report. The raw data were extracted from the database by the MFVM and they were subsequently imported and analysed by using the R software package (The R Foundation, 2018). The R software is an open source software package that is widely applied for statistical calculations and for data visualization.

The raw data extracted from the PULS database included

- Discharges reported for all the 98 Danish municipalities for 2017 (see Section 6.1). Data for separate systems were available for 96 municipalities, while data for combined systems were available for 89 municipalities.
- Discharges reported for three selected municipalities for 2016, where a different modelling approach was used as basis for the reporting in this year compared to 2017 (see Section 6.2).

5. Quantification of model uncertainties

5.1 Uncertainties affecting Level 1 model

Table 9 below shows the classification of the sources of uncertainty affecting the results of Level 1 model. Each individual source of uncertainty is address in detail below:

Rainfall

According to the typology outlined in Section 4.1, the location, level, and nature of rainfall uncertainty are *input*, *statistical*, and *variability as well as lack of knowledge*, respectively. There are three factors that influence the input rainfall amounts and the uncertainty of these amounts. Each of them is discussed below, first by discussing each of the processes and how they would influence the results, secondly by discussing if a model of this forcing function could reduce the overall uncertainty of the calculations.

Variation in space: The mean annual rainfall varies in Denmark between 550 and 950 mm. Extreme properties of rainfall also exhibit similar important variations across the country and there is a relatively weak correlation between these two properties of rainfall. Together they give a good description of rainfall dynamics of Denmark. Both variables are used to predict extreme rainfall for design of pipes in sewer systems (Madsen et al., 2017; Spildevandskomitéen, 2014).

Table 9. Uncertainty analysis for Level 1 model calculations

Source of uncertainty	Location	Level	Nature
Rainfall data	Input	Statistical	Variability/ Lack of knowledge
Initial loss	Parameter	Statistical	Variability
Initial loss (used to account for implementation of LAR)	Parameter	Scenario	Lack of knowledge
Hydrological reduction factor	Parameter	Statistical	Variability
Hydrological reduction factor (used to account for implementation of LAR)	Parameter	Scenario	Lack of knowledge
Fraction of impervious areas (ϕ)	Parameter	Statistical	Lack of knowledge
Wastewater production ($Q_{PE,day}$)	Parameter	Statistical	Variability
Groundwater infiltration flow (included in $Q_{PE,day}$)	Parameter	Statistical	Lack of knowledge
Average pollutant concentrations in overflow water (C_{CSO})	Parameter	Statistical	Variability / Ambiguity
Calculations based on hydrological water balance	Model structure	Qualitative	Lack of knowledge
Lookup tables	Model structure	Statistical	Variability

Table 10. Yearly rainfall [mm] for the whole Denmark recorded over the last decade (DMI, 2019b)

2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
823	866	779	732	726	779	819	669	818	904	701	849	593

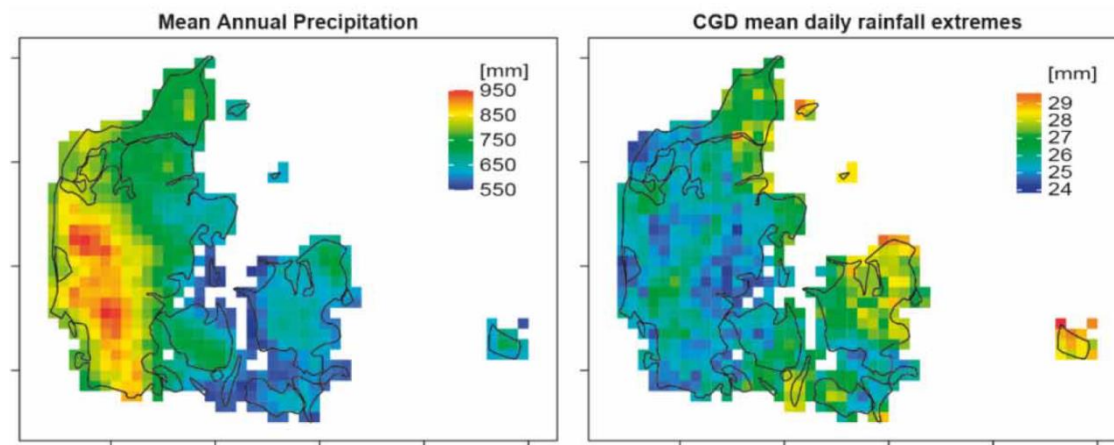


Figure 8. Spatial variation of rainfall across Denmark: mean annual precipitation (left) and mean daily extremes (right). From Madsen et al. (2017). CDG: Climate Grid Denmark.

Variation in time (Between years): It is well known that there is a substantial variation of the annual precipitation between years (Table 10): some years are very dry (as 2018) and some years are very wet (as 2017 or 2015). This will influence the discharged volumes significantly, especially when using models based on lookup values. WMO recommends that at least 20 years are used to calculate average statistics of annual properties of e.g. rainfall to account for inter-decadal variation.

Variation in time (observation period): For calculation of discharges from stormwater systems all the generated runoff ends up in the natural surface waters except for the hydrological losses discussed later in this chapter. Calculation of discharged CSO volumes is quite different and from a process based perspective these calculations resemble those performed for design of pipes. This is particularly true for emissions from modern CSO structures, which are typically designed to discharge to the surface waters with a low frequency (few annual discharges). By definition this statistic, which is based on one observation per event where there (almost) is an overflow, is much more uncertain than a value average over a whole year, such as the annual precipitation. Arnbjerg-Nielsen et al. (2002) discourages the use of rainfall series where the observation period is less than four times the length of the statistic to be estimated. However, other studies show that the requirement should be stricter than this. In particular, when comparing the difference in statistics between the large analyses of extreme statistics it is clear that this sampling uncertainty dominates the overall uncertainty of the rainfall and in fact dominates the overall uncertainty of the calculated discharged volumes.

It is crucial to select a representative rainfall series (as e.g. data from Egå or Kolding) and proper measurement period (e.g. 1979 – 2000 or 2000-2015) for calculating CSO volumes. This choice should be based on criteria that are close to the actual property of discharges from the CSO, e.g. concentration time of the catchment, storage volume, etc (Mikkelsen et al., 2005).

In reality, what is needed is an artificial rainfall series that can represent the properties at a given location, just like we have an artificial rain event that can represent single storms for pipe design.

We have the tools to create such a series by combining a number of analyses. What is needed as a minimum is a model that can produce a standardized artificial rainfall time series to be used as input and use it for calculations at Level 3 or to simulate standard tables for use at Level 1. For calculations of storm water emissions the mean annual precipitation would be the most important covariate, while for CSO both variables shown in Figure 8 would be important. These co-variables should then be supplemented with variables from the other variables discussed in this chapter if a new Level 1 is to be constructed.

Initial loss

This parameter reduces the total rainfall volume and thereby the volume of runoff causing the CSO discharges. The initial loss process accounts for losses at the beginning of a rain event due to e.g. wetting of surfaces, storage in local depressions. Therefore, it depends on the catchment conditions, and it might be affected by antecedent conditions. For example, in coupled rain events, the initial loss might be smaller than the default value of 0.6 mm. The value of the initial loss can be estimated by analysis of long time series of rain events. Arnbjerg-Nielsen and Harremöes (1996), for example, estimated an initial loss of 0.5 mm for yearly discharges from catchments with a surface between 2 and 20 ha. However, a larger value (2.0 mm) is suggested for larger events (i.e. above 10 mm, with return period above 0.1-0.2 years). The overview presented in Thorndahl et al. (2006) list literature values ranging from 0.48 to 1 mm.

Initial loss (used to account for effect of the implementation of LAR)

An increasing number of stormwater control measures, often defined in Denmark as LAR (Lokal Afledning af Regnvand), is implemented across urban areas (Fletcher et al., 2015). These measures are built to reduce the overloading of the existing drainage systems (and thereby flooding and CSO risk – see e.g. DHI (2017)).

The exact quantification of the effect of LAR on the flow discharged at CSO structures is still an active research topic (Jefferson et al., 2017), but the overall effects can be schematized as in Figure 9. Depending on the main process taking place in the implemented LAR, these can be accounted in Level 1 calculations by acting on the initial loss, the fraction of impervious area, or the hydrological reduction factor (as shown by Bell et al., 2016). It is therefore possible to account for LAR solutions when looking at the annual hydrological balance in an urban catchment (as in the example from Sørup et al., 2016).

However, some of the LAR elements are characterized by dynamic processes (e.g. saturation of green roof and infiltration trenches) and/or different LAR elements are combined within the same catchment. An exact quantification of their effect thus requires the adoption of Level 3 models. These tools are widely applied to assess the impacts of LAR solutions on the performance of the urban drainage systems (Eaton, 2018), even though their ability to realistically simulate LAR elements is not well documented.

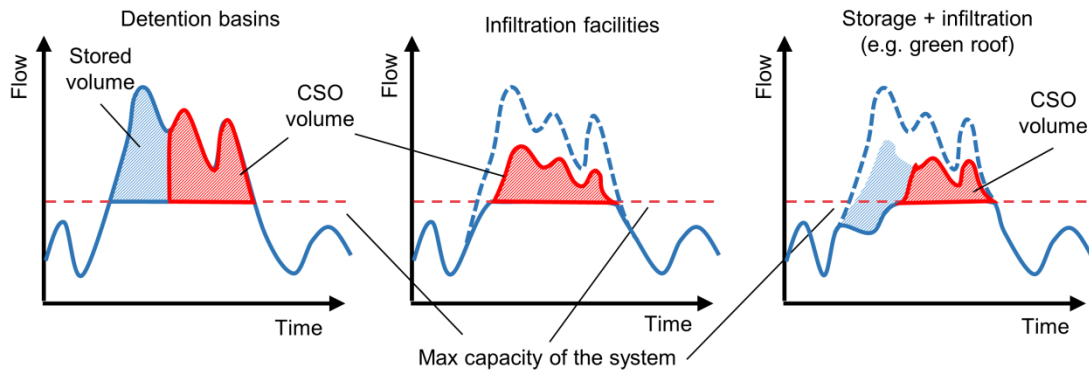


Figure 9. Conceptual description of the effects of some LAR structures on the hydrograph at a CSO structure.

Hydrological reduction factor

The hydrological factor is used to account for the uncertainty of the characterization of the contribution impervious area and of the rainfall input, whose value is measured at a point station and then used to extrapolate at a whole catchment size. The overview presented in Thorndahl et al. (2006) list literature values ranging from 0.7-0.9, while their analysis listed values in the interval 0.42-0.60. Furthermore, the conclusion in Thorndahl et al. (2006) stressed the importance of catchment-specific estimation of the hydrological reduction factors, as this is affected by several local conditions (e.g. size of the catchment, degree of connection of impervious areas, groundwater infiltration flow, etc.).

Fraction of impervious areas

The uncertainty analysis performed by Sriwastava et al. (2018) showed how the fraction of impervious areas (also defined as runoff coefficient ϕ in eq. 6) is one of the major contributors to the uncertainty of CSO volume calculations. This is also confirmed by the overview provided in Fletcher et al. (2013). Redfern et al. (2016) highlighted how the land classification into “impervious” and “pervious” might be misleading when looking at the overall balance, since the different surfaces in urban catchments can react differently (e.g. different infiltration rates might be expected from pervious areas).

The estimation of the fraction of impervious areas is often performed by analysis of GIS information, aerial photography and remote sensing (Jain et al., 2016; Ravagnani et al., 2009), while new automatic methods using other measurement approaches are being developed (Ahm et al., 2013).

Wastewater production

The *per capita* production of wastewater is directly proportional to the consumption of drinking water. According to DANVA (2018), the water consumption in Denmark has fallen by over 40% since 1987, from a value of about 173 l/d/PE down to about 100 l/d/PE. The values used in eq. 5 should therefore account for such reduction.

Groundwater infiltration inflow

The analysis of the contribution of groundwater infiltration to the total dry weather flow (Q_{DWF} in eq. 4) presented in Andersen and Getreuer (2018) shows a high variability across Denmark. For different municipalities, the groundwater contribution to the total volumes treated by WWTP ranges from 10-20% to more than 50%. This underlines how the Q_{DWF} value used by Level 1 calculations needs to be adapted to the local catchment conditions. Furthermore, groundwater infiltration follows the seasonal variations of the groundwater table (e.g. Thorndahl et al., 2016), i.e. it also shows dynamic variations that are not taken into account by the simplified approach employed by Level 1 calculations.

Average pollution concentrations

Measurements from a long term monitoring campaign carried out in Lyon, France, with high resolution monitoring devices (Métadier and Bertrand-Krajewski, 2012) showed a high variability for both Event Mean Concentrations (EMC) and pollutant loads from separate and combined systems (Figure 10). A similar conclusion was obtained by the review of international values for CSO concentrations in Arnbjerg-Nielsen et al. (2000), where measured EMCs ranged from 62 to 1005 mg/l for COD, 1,5-22 mg/l for total N, and from 0,3 to 8,3 mg/l for total P. For separate systems, other values found in literature range from 47-163 mg/l for COD (Göbel et al., 2007), from 0.2 to 14 for total N, and from 0.001 to 4.4 for total P (Brudler et al., 2019). Average values from Danish monitoring campaigns are also within those ranges (see the overview in Appendix A and Vezzaro et al. (2018b)).

Despite several efforts, researchers have failed to build correlation methods that can explain all these wide variations. For separate systems, correlation have been found between total event loads and total event volume (Métadier and Bertrand-Krajewski, 2012), stressing the importance of using a modelling approach capable of simulating the single events (e.g. a Level 3 model). Also, these correlations are highly site specific and strongly depend on the number of available measurements, i.e. they cannot be generalized to other catchments.

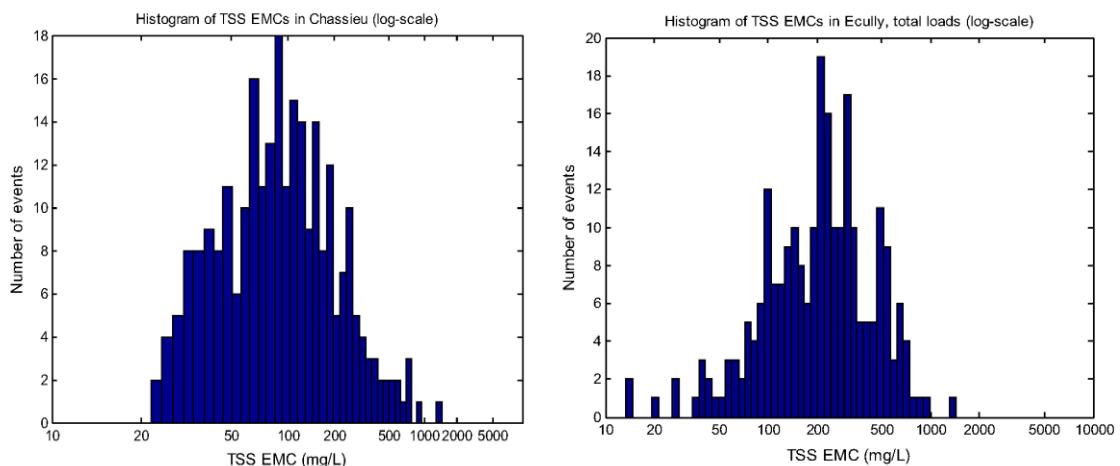


Figure 10. Distribution of TSS EMCs in discharges from a separate (left) and a combined system (right) in Lyon, France (Métadier and Bertrand-Krajewski, 2012).

The analysis of available datasets have shown that both EMCs (Figure 10) and discharged loads tend to follow a log-normal distribution (Métadier and Bertrand-Krajewski, 2012; Maestre et al., 2005; Van Buren et al., 1997). However, estimating the distribution parameters with a satisfactory accuracy requires a minimum number of measurements for each catchment/discharge point. Therefore, utilization of average concentrations implicitly involves a high level of uncertainty, that is summed to the inherent uncertainties linked to the high variability of wet-weather discharges (see the discussion in Bertrand-Krajewski, 2007).

Bertrand-Krajewski et al. (2002) presented a theoretical example on how the relative uncertainty in the estimation of the mean site EMC (also defined as Site Mean Concentration - SMC) is dependent on the number of measured samples (Figure 11). For example, assuming a coefficient of variation (COV) of 0.7 (as in Métadier and Bertrand-Krajewski, 2012) and an intensive monitoring campaign of a CSO over 2-3 years (i.e. 20 events), the relative uncertainty (accuracy) is about 30%. For a separate system (assuming a COV >1 based on the results from Metadier and Bertrand-Krajewski (2012)), similar level of uncertainties requires a bigger number of events. Furthermore, quality of stormwater system is strongly affected by the heterogeneous sources in the upstream catchment, i.e. average concentrations are highly site-specific. This is confirmed by the conclusions in Mourad et al. (2005), who showed that it is not possible to define a minimum number of measurements for defining a site-mean concentration for separate systems, due to the high inter-site variability.

As example of the uncertainty in currently available concentration data from selected Danish case studies (see Appendix A) were compared to the chart estimated by Bertrand-Krajewski et al. (2002). Figure 12 shows that the accuracy on the estimated SMC is in the range 30%-40% depending on the analysed pollutant, with important variability between case studies (in some cases the expected uncertainty is below 30%, in others above 60%). This uncertainty (linked to the number of available samples and the inter-event variability) is then evident when looking at the typical concentration values resulting from the different campaigns (Figure 13).

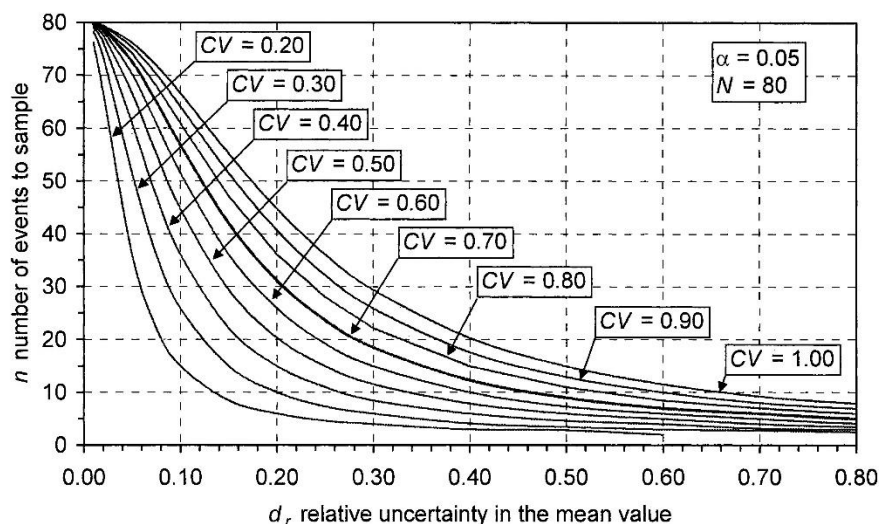


Figure 11. Number of events n that need to be sampled in order to obtain a relative uncertainty in the mean value d_r (SMC) for different coefficient of variations (CV), as estimated by Bertrand-Krajewski et al. (2002). The reader is redirected to the original publication for further details on the assumptions made to estimate those curves.

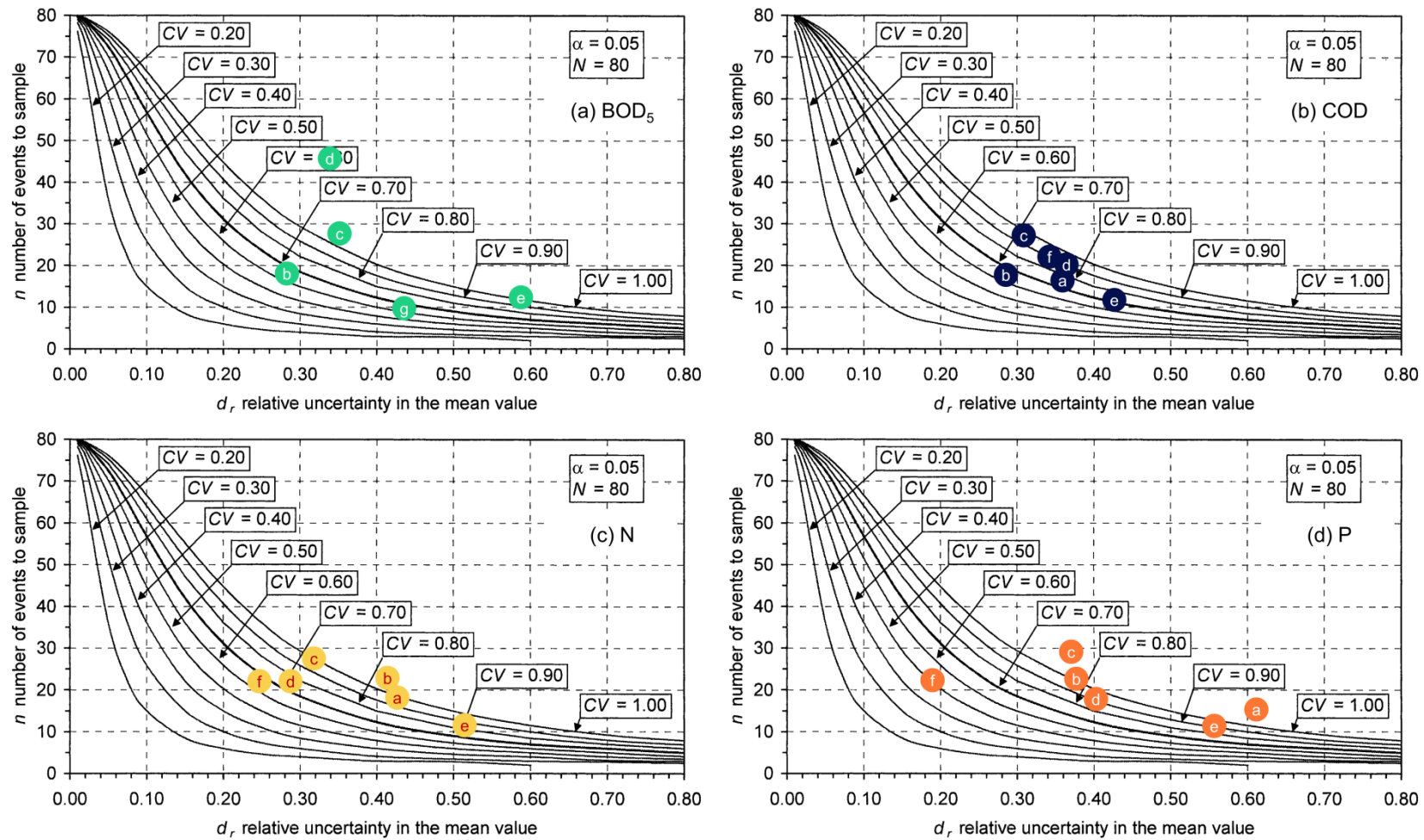


Figure 12. Exemplification of expected uncertainty for selected Danish case studies (see Appendix A for further details), based on the analysis presented in Bertrand-Krajewski et al. (2002). The reader is redirected to the original publication for further details on the assumptions made to estimate those theoretical curves.

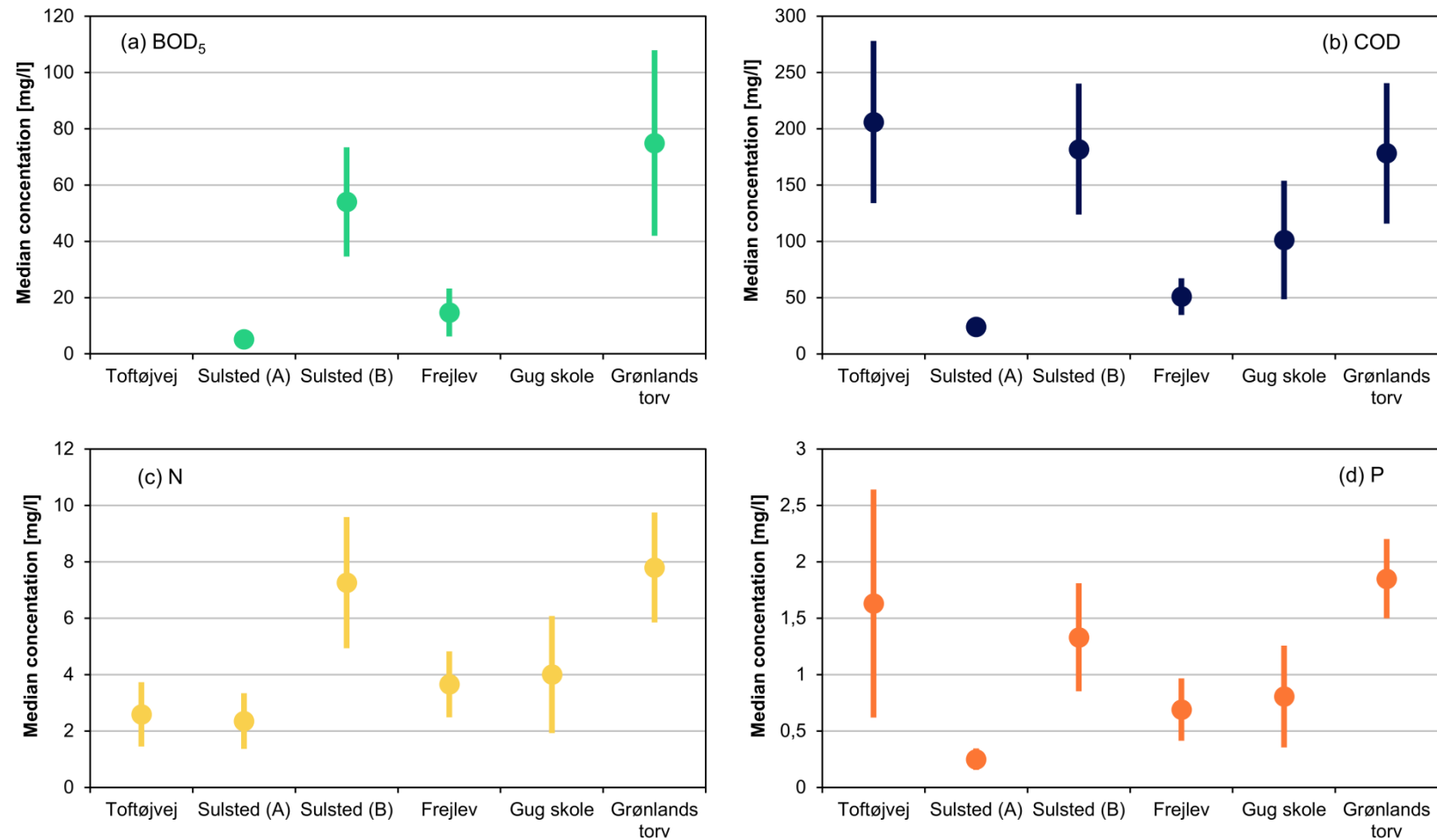


Figure 13. Example of median concentrations estimated for data from selected Danish case studies (see Appendix A), where the bounds are estimated based on uncertainty levels (accuracy) extrapolated from Figure 12.

Calculations based on hydrological water balance

Level 1 calculations utilize simple water balance calculations, assuming that the loads from intermittent discharges is linearly proportional to the total rainfall volume fallen on the catchment during one year. For separate systems, this also implies that the initial loss is not affected by seasonal variations or by the magnitude of the single event. These assumption are now questioned by several studies (e.g. Davidsen et al., 2018; Redfern et al., 2016), but it is still not clear how these uncertainties affect the overall volume discharged from separate catchments.

The assumption of linear correlation between total rainfall volume alone and discharges from CSOs is even more questionable. For example, Thorndahl (2009) obtained a correlation between the rainfall volume and the duration of the rain event. These results were obtained for a relatively simple, gravity driven, catchment. CSO volumes in more complex systems would depend on additional factors. For example, basins can be affected by discharges from upstream basins, by pumping stations or by the presence of Real Time Control (RTC). Also, CSO discharges are affected by the initial conditions in the system, i.e., a small rain event might result in a CSO volume in case of coupled events.

Lookup tables

The values defined in the lookup tables used for Level 1 calculations report general values, based on standardised model simulations for synthetic catchments. Therefore, they cannot provide the exact value for a specific discharge point. For example, the discharges listed in Table 5 do not consider dynamic behaviour (e.g. coupled events, contribution of permeable areas in medium-big events) of a specific year, but rather provide an average value. Furthermore, specific characteristics of the catchment, such as the presence of RTC, the presence of upstream basins, pumping stations, etc., cannot be represented by those general values. Also, the lookup tables have a low resolution, and they thus imply an interpolation for all the intermediate values that are not explicitly listed. For example, by assuming a relative discharge capacity of 0.3 $\mu\text{m/s}$ and a relative storage of 5 mm, the CSO discharges can be extrapolated to 750 $\text{m}^3/\text{red ha/yr}$ or 600 m^3/red (Figure 14) depending on if the interpolation is performed on the actual values (left) or on their log-transformed values (right), respectively.

Lookup tables should be calculated for each catchment, and by using rainfall data collected in the same area. When this information is missing, the lookup tables presented in Miljøministeriet (2012) can be used as backup. However, these are general reference values that add an additional source of uncertainty to the model results. For example, Arnbjerg-Nielsen et al. (2000) present lookup tables obtained by using data from four different data series recorded in Denmark. As shown in Figure 15, the relative CSO volumes differ for the different catchments. More interestingly, these results show how the use of total rainfall as scaling factor for defining CSO volumes across different catchments can lead to over-estimation of the discharged volumes. For example, the relative CSO volumes estimated with a station with a total rainfall of 850 mm (23% bigger than the standard 650 mm) are consistently lower (5-13%) than those listed by the guidelines. Similarly, the relative CSO discharges for a station with a total rainfall volume of 650 mm (i.e. equal to the one defined in the standard) differ in a range from -17% to +27% compared to the default values. Although the values shown in Figure 15 refer to different catchments, it can be assumed that similar behaviour can be observed by looking at different temporal intervals for the same catchment.

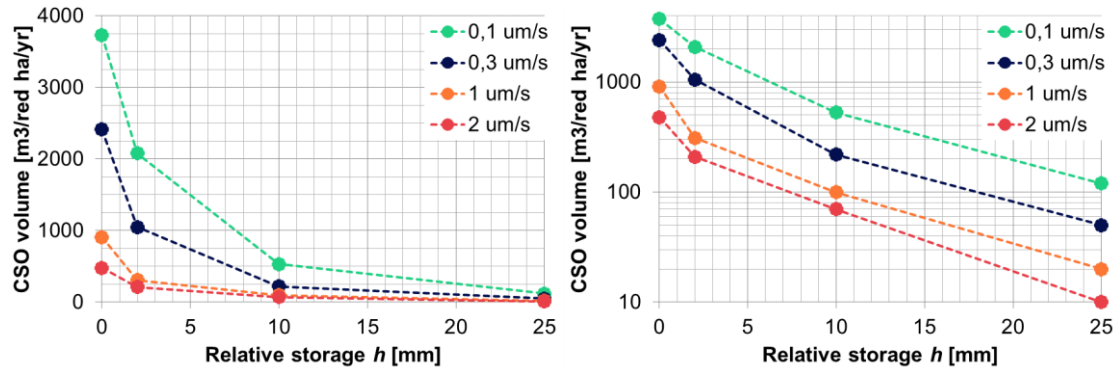


Figure 14. Left: Relative CSO volumes listed in Table 5 for annual relative CSO discharges (volume as function of reduced area) for different relative storage capacities and relative discharge capacities. Right: same as left, with y-axis in logarithmic scale.

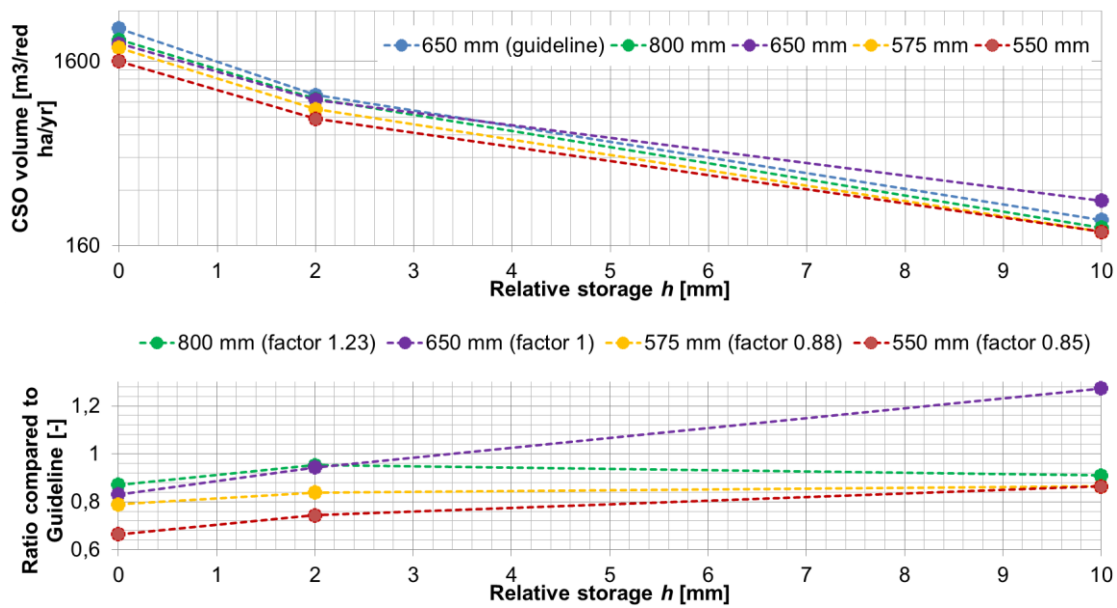


Figure 15. Comparison between the relative CSO volumes suggested for Level 1 calculations and those estimated by Arnbjerg-Nielsen et al. (2000) using different rain gauges of a specific discharge capacity of $0.3 \mu\text{m/s}$. Top: absolute values. Bottom: ratio between values from Arnbjerg-Nielsen et al. (2000) and the guideline values for different total rainfall volumes.

While using a scaling factor is an acceptable approach for discharges from separate systems, this adds an additional uncertainty when looking at CSOs. In fact, an increase in the total annual rainfall does not necessarily result in a linear increase of CSO volumes. Theoretically, the same amount of yearly rainfall can be generated by several small events (not causing CSO) or few large events (causing CSO). Nevertheless, assuming that the distribution of rainfall events in the time series used to estimate the standard values is still representative, the annual rainfall volume can still be regarded an acceptable proxy when no other rainfall measurements are available.

5.2 Uncertainties affecting Level 3 model

Table 11 below shows the classification of the sources of uncertainty affecting the results of Level 3 model. Each individual source of uncertainty is address in detail below:

Rainfall

As outlined in Arnbjerg-Nielsen and Harremoës (1996b), rainfall input is one of the major sources of uncertainty when looking at model-based estimation of CSO volumes. For example, Schaarup-Jensen et al. (2009) used different rainfall series from different SVK rain gauges (Jørgensen et al., 1998) close to the same urban catchment in Aalborg, and obtained up to 150% differences in CSO volumes for extreme events depending on the different inputs. In a similar study, Müller and Haberlandt (2018) used different rainfall input combinations and obtained variation between 25% and 43% in CSO volumes for a 0.9 and a 4.4 years event respectively.

Initial loss

Thorndahl et al. (2008) performed an uncertainty based calibration of a MOUSE model for a catchment in Aalborg. The results of this calibration, performed by using a likelihood measure that considered several model output (runoff volume, CSO duration, etc.) suggested that the initial loss parameter was an insensitive parameter, i.e. its contribution to the total model output variance was negligible.

Table 11. Uncertainty analysis for Level 3 model calculations			
Source of uncertainty	Location	Level	Nature
Rainfall data	Input	Statistical	Variability
Initial loss	Parameter	Statistical	Variability
Initial loss (used to account for implementation of LAR)	Parameter	Scenario	Lack of knowledge
Hydrological reduction factor	Input/parameter	Statistical	Variability
Hydrological reduction factor (used to account for implementation of LAR)	Parameter	Scenario	Lack of knowledge
Fraction of impervious areas (ϕ)	Parameter	Statistical	Lack of knowledge
Wastewater production ($Q_{PE,day}$)	Parameter	Statistical	Variability
Groundwater infiltration flow (included in $Q_{PE,day}$)	Parameter	Statistical	Lack of knowledge
Average pollutant concentrations in overflow water (C_{CSO})	Parameter	Statistical	Variability
Manning coefficient	Parameter	Statistical	Lack of knowledge
Pollution removal rate in storage basins	Parameter	Statistical	Lack of knowledge
Coefficient of overflow weir	Model structure	Scenario	Lack of knowledge
Simplification of drainage network	Model structure	Scenario	Lack of knowledge
Routing equations (conceptual vs-hydrodynamic model)	Model structure	Qualitative	Ambiguity
Numerical dispersion	Model technical	Statistical	Variability
Calibration	Model technical	Scenario	Ambiguity

Hydrological reduction factor

The results presented by Thorndahl et al. (2008) for a detailed hydrodynamic model highlighted the hydrological reduction factor as the most influential parameter. This result is confirmed by the uncertainty analysis presented by Freni et al. (2009) for a conceptual hydrological model. After calibration, Thorndahl et al. (2008) obtained a distribution of hydrological factors ranging between 0.4 and 0.8, while the parameter distribution obtained Freni et al. (2009) ranged between 0.3 and 0.5. This highlights how this factor is strongly related to the catchment characteristics and it needs to be estimated after a model calibration procedure.

Fraction of impervious areas

See the considerations made for Level 1 models

Wastewater production

See the considerations made for Level 1 models

Coefficient of overflow weir

Discharges from overflow structures are typically estimated by using standard Q-h relation curves. Ahm et al. (2016) compared the accuracy of CSO volumes estimated by using a detailed hydrodynamic model (Mike Urban) for a complex CSO structure located in Viby, Aarhus. The estimated error when using the default Q-h curve typically adopted by modellers was around 30%. The accuracy of the estimations based on a specific Q-h curve, estimated by using computational-fluid-dynamics model, was around 5%. This study stressed the importance of ensuring that the Q-h curves are adapted for each specific CSO structure.

Runoff routing

As outlined in Section 3.1, there are several options for rainfall-runoff modelling (Obropta and Kardos, 2007; Zoppou, 2001), and the current guidelines for Level 3 calculations leave the freedom to the modellers to select the most appropriate approach. Conceptual models (such as SAMBA) have been preferred in the past due to their simplicity and reduced computational requirements. The development in computational power, combined with wide application of detailed hydrodynamic models for planning and design of the urban drainage infrastructure, as well as urban flood assessment, has led to a wide application of hydrodynamic models (such as Mike Urban). In some cases, conceptual models are first calibrated against a detailed hydrodynamic model, and then applied to estimate CSO discharges. An example of this approach is presented Langeveld et al. (2013), where conceptual models have been implemented for simulating an integrated system, i.e. to simulate the impacts of the discharged pollutant loads on the receiving water body.

Detailed hydrodynamic models can also differ in the level of complexity: parts of the urban drainage network can be simplified in order to speed up the simulation time. The simplification procedure adds an additional uncertainty to the model simulations. Nevertheless, the results presented by Tscheikner-Gratl et al. (2016) showed that level of model detail did not have important influence on the estimation of the CSO volume, i.e. simple model structures are sufficient for the purpose of quantifying wet weather discharges.

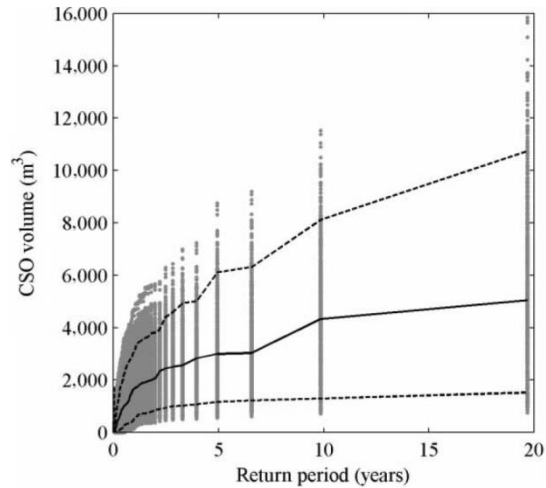


Figure 16. Example of CSO volumes estimated with a MU model for the Frejlev catchment as function of return period (Thorndahl et al., 2008).

Sriwastava et al. (2018) performed an uncertainty analysis on a detailed hydrodynamic model (SWMM), and estimated a Coefficient of Variation (COV) for CSO volumes between 0.113 and 0.431. Assuming a normal distribution, this corresponds to a range for CSO volumes of ± 80 -86%. Thorndahl (2009) and Thorndahl (2008) also performed an uncertainty analysis of a detailed hydrodynamic model (Mike Urban) for discharges from a catchment in Frejlev. Based on the results presented in those studies, the uncertainty range for CSO volumes varied around ± 50 -80% of compared to the median value (Figure 16)

Calibration

As exemplified in Figure 5, the procedure of calibration has an important impact on the uncertainty of model results, irrespective of the model structure. Several studies investigated the effect of single factors on the calibration results, such as the choice of the objective function (Freni et al., 2008), or the influence on rainfall inputs (Kleidorfer et al., 2009). Tscheikner-Gratl et al. (2016) investigated the influence of different calibration scenarios (e.g. number of rainfall inputs, number of calibration events, model structure, etc.) on modelled CSO volumes, resulting in differences up to 152% in CSO volume. In a follow-up study, Vonach et al. (2018) obtained deviations up to 250% in CSO volumes when using different calibration scenarios (number and location of calibration points).

5.3 General considerations

Level 1 is a simple calculation method which uses default values that need to be adapted for the specific case area. Several factors show annual trends (e.g. wastewater consumption) or seasonal trends (e.g. groundwater infiltration) that, if not correctly taken into account, can lead to an over/underestimation of the CSO loads. Also, Level 1 seems to have challenges in accounting for new elements in the upstream catchment, characterized by a nonlinear effect on the runoff discharges (such as LAR).

Level 3 models ensure a better representation of the dynamic processes behind runoff generation and thereby CSO estimations. Also, they allow for simulation of new elements in the upstream system (such as LAR elements, although with additional uncertainty).

The quality of the used model is paramount to ensure a reduction in the estimation of discharges from separate and combined systems. Uncalibrated or poorly calibrated model can result in variations in the order of 80-100% of estimated CSO volumes. This uncertainty can be reduced by proper calibration procedures (e.g. Tscheikner-Gratl et al., 2016). An important source of uncertainty is represented by the rainfall input, which can add an uncertainty with a similar magnitude. Therefore, it can be assumed that uncertainties in the discharged water volumes can easily exceed 100%.

The majority of the studies found in literature focus on the water volume. However, the uncertainty on the estimation of the water volumes should then be combined with the high variations observed in pollutant concentrations, which can easily exceed a variation of 100% from the average value. Measured event pollutant loads (Métadier and Bertrand-Krajewski, 2012) showed variations around 180% from the mean load. It can be assumed that model uncertainties can easily exceed these values.

6. Analysis of existing data from the PULS database

6.1 Overview of recorded pollutant loads

6.1.1 Rainfall data

As highlighted in Section 5, rainfall input is one of the major sources of uncertainty for quantification of wet-weather discharges. The rainfall values reported in the PULS database were therefore compared against the rainfall data recorded across Denmark. Figure 17 shows the annual rainfall recorded by the Danish Meteorological Institute (DMI) across the country for 2017. Figure 18 shows the corresponding annual rainfall values that were utilized for the calculations of results recorded in the PULS database for combined systems. Figure 17 shows the rainfall pattern that is characteristics for Denmark, with a decrease in annual rainfall from the western part of Jutland moving eastward. This pattern is recognizable in the data reported in the PULS database.

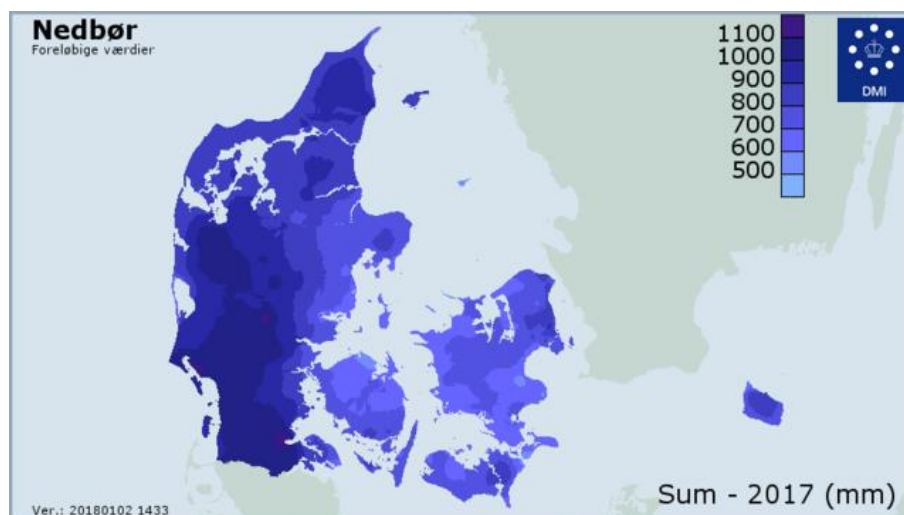


Figure 17. Total yearly rainfall for 2017 (www.dmi.dk).

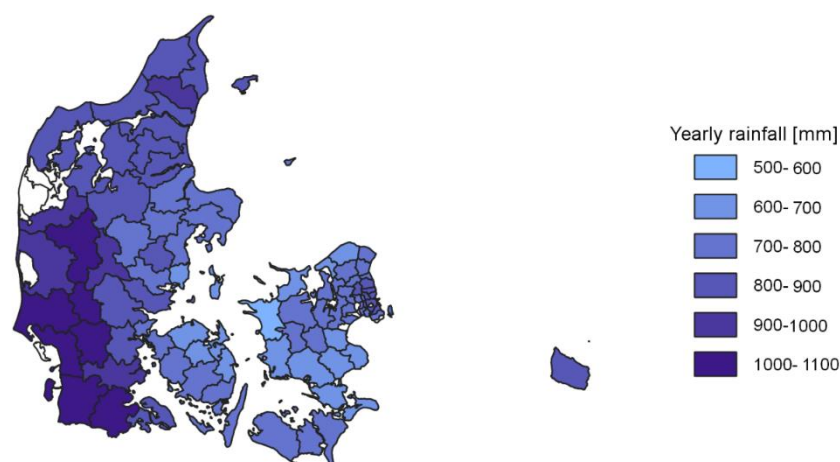


Figure 18. Yearly rainfall reported in the PULS database for combined systems in 2017 (median of values reported for each municipality).

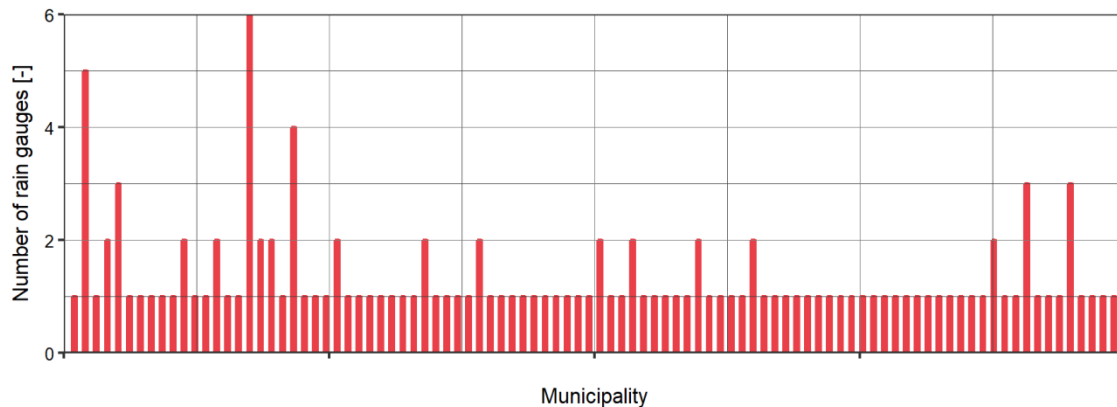


Figure 19. Number of different rain inputs used by each municipality for separate systems (96 municipalities).

The median of rainfall values reported for separate systems match those for combined systems for the majority of the municipalities: only 4 municipalities reported different values for separate and combined systems. This difference suggests the use of different rainfall values to represent the spatial variability across the different catchments of the same municipality. Figure 19 shows that only 19 municipalities (about 20% of the total) reported more than one rainfall value. It should be reminded that whenever rainfall values are not reported by the municipality, those are estimated by MFVM based on the data collected by DMI (Figure 17).

6.1.2 Discharged volumes

The relative discharge volume from each catchment illustrates how much volume is discharged for each unit of upstream impervious area. Since this variable is used for Level 1 calculations, it is a good indicator to explore the data recorded in the PULS database. Figure 20 show the relative discharges for separate and combined systems, respectively, grouped for each municipality. The comparison highlights how the median values reported for separate systems are mostly within the range 2500-7500 m³/ha/yr, with a maximum median value below 9000 m³/ha/yr for 2017. These values are in the same order of magnitude of those listed in the lookup tables used in Level 1 calculations. Few municipalities showed important variations in their relative discharges: the values for 20 municipalities (21%) had a difference above 2500 m³/ha/yr between the 5% and the 95% percentile, while half of the municipalities (48) had differences below 50 m³/ha/yr. These results suggest a relative homogeneity in the methods and parametrization used to calculate the discharges from separate systems.

The values reported for combined systems show a higher variability compared to separate systems. While the median relative discharges was below 1500 m³/ha/yr for more than 80% of the municipalities, about 85% of the municipalities had more than 1500 m³/ha/yr differences between the 5% and 95% percentiles of their catchments. Such variability for CSO relative discharges can be explained by several factors:

- *Errors in data reporting:* variability in the values due to errors in the process of recording data in the PULS database

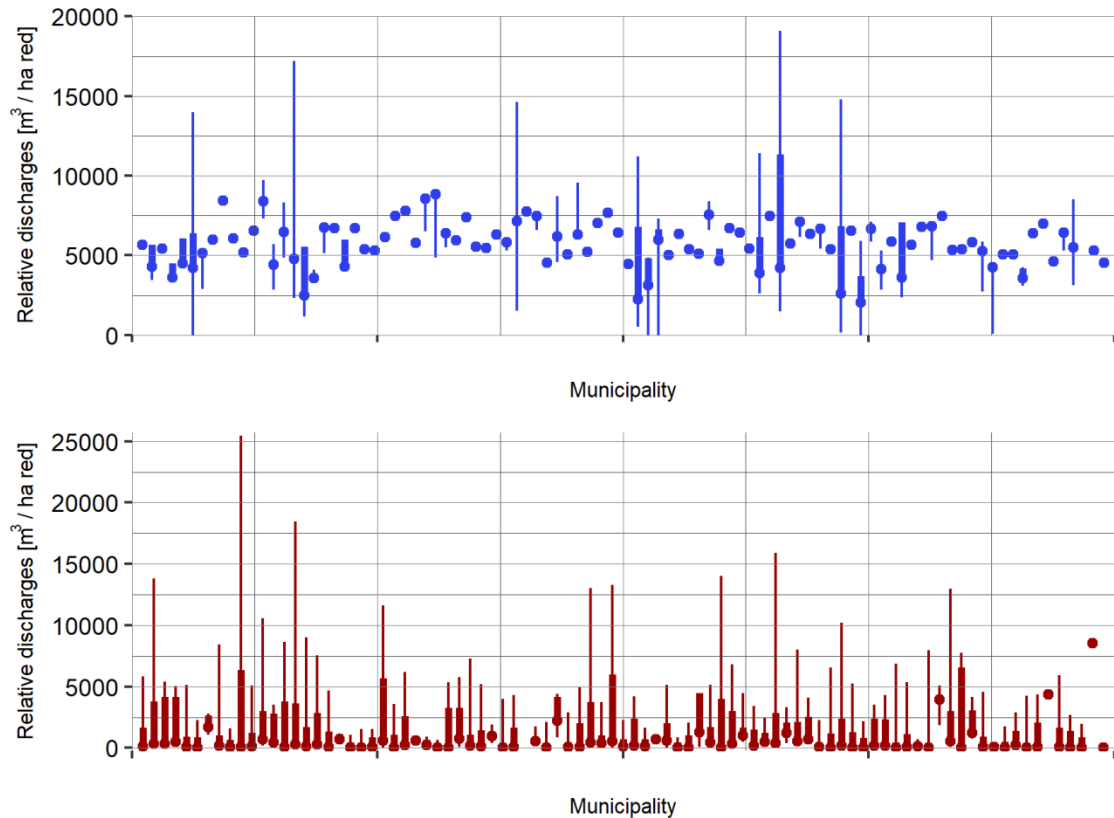


Figure 20. Boxplot of relative yearly discharges from separate (top) and combined (bottom) systems for the available municipalities. Thin line 5-95 percentiles, thick line: 25-75 percentile, dot: median value.

- *Classification of point discharges:* more than 2/3 of the total CSO volume reported in Denmark in 2017 was caused by 9 overflow structures. Specifically, one municipality has reported two overflow structures that contribute with more than 50% of the total accumulated overflow in Denmark. Although these data might appear as outliers at a first glance, these discharges refer to bypass of WWTPs. These are wet-weather discharges taking place when the WWTP treatment capacity is exceeded, i.e. they are affected by other processes than just exceedance of a hydraulic capacity. For example, different control operation of WWTP can increase the treatment capacity of a plant, while problems with the sludge settling properties in secondary clarifiers might decrease the WWTP capacity. Also, the physical placement of the bypass channel can affect the level of pollution of the discharged water (see Vezzaro et al. (2018b) for further details. Therefore, although WWTP bypass are classified together with CSO, their characteristics are different, i.e. they should be excluded from the analysis when looking at relative discharges.
- *Inaccuracies in the connected areas:* 41 CSO structures had a relative discharge above 20,000 m³/ha/yr. The upstream area was below 1 ha (or missing) for 28 (68%) of those CSO structures, suggesting that the reported upstream area is not representative of the actual upstream area. For example, for CSO located along interceptors and/or receiving runoff from other municipalities, the reported connected area is not directly linked to the actual CSO volume. Overall, this seems to be an issue to be further investigated, since 1,043 CSO structures have an upstream reduced area below 1 ha.

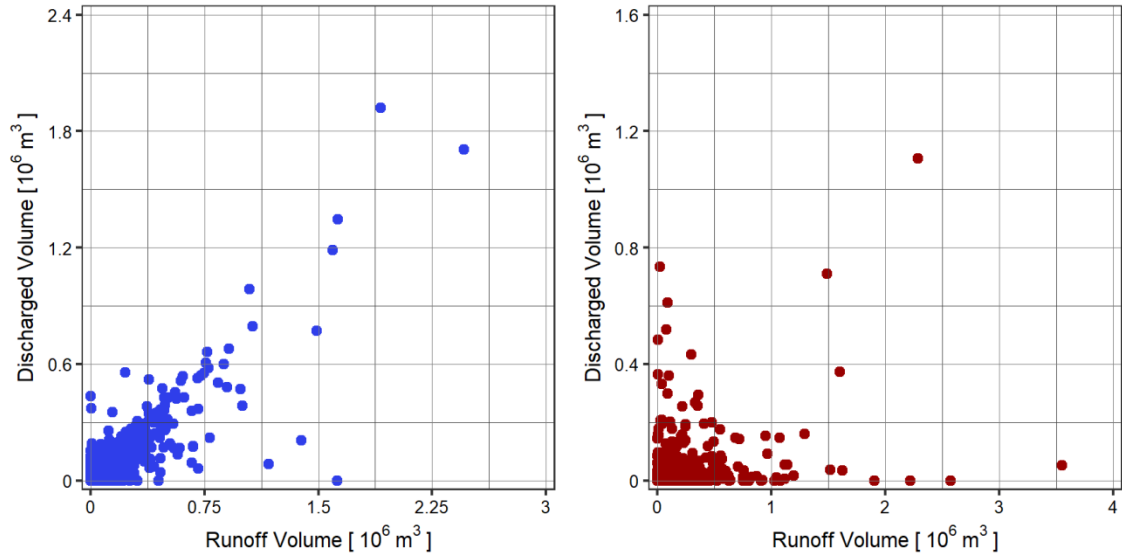


Figure 21. Comparison against total runoff volume (x-axis) and discharged volumes (y-axis) recorded in the PULS database for 2017. Left: separate systems. Right: combined systems

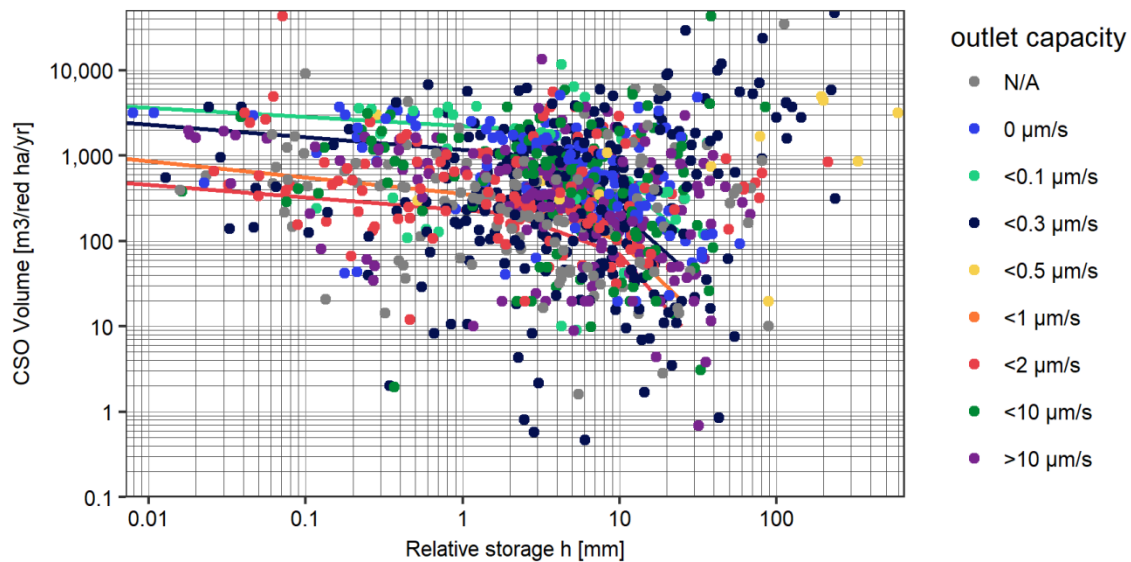


Figure 22. Comparison between relative storage volume and relative CSO discharges for different relative outlet capacities. Curves in background refer to the standard discharges values from the guidelines (also shown in Figure 14).

- *The non-linear nature of CSO processes:* while discharges from separate systems are directly proportional to the generated runoff volume (obtained by multiplying the rainfall fallen on the catchment by the impervious area), CSO discharges depend on several factors, such as outlet capacity, storage volume, previous rainfall events (thus reducing the storage capacity of the drainage network), etc. This difference is illustrated in Figure 21, where the correlation between generated runoff and discharged volumes is evident for separate systems (left), while no clear correlations can be seen for CSO (right).

Another evidence of the non-linear behaviour of CSO discharges can be seen in Figure 22, which shows the relationship between relative storage capacity, relative CSO discharges, and relative outlet capacity. The patterns outlined in the Level 1 lookup tables (Figure 14) are not identifiable (this is also observed when CSO discharges are normalized to the reference rainfall value of 650 mm/yr – not shown here). Furthermore, the presence of CSO with reported storage volume but with relative outlet capacity set to zero and/or missing raises further concerns about the quality of the reported data.

6.1.3 Discharged pollutant loads

An overview of the volumes and pollutant loads reported in the PULS database is shown in Figure 23. By combining the available data, it is possible to calculate the average concentration for each discharge point. Figure 24 and Figure 25 show the distributions of the calculated average concentration for separate and combined systems, respectively. Figure 24 shows that, with few outliers, the greatest fraction of the reported discharges for separate systems used the reference values listed in the existing guidelines (Table 6), based on the data from Johansen and Petersen (1990)). Figure 25 show greater variability for CSO: the mode of the concentration values shows that the majority of the loads were calculated by using the lowest ranges that is available in the guidelines (combined stormwater with average pollution level). COD shows an exception, since the highest value from the guidelines ranges (CSO water with average pollution) was used. The distributions show also a second minor peak, corresponding to the second value listed in the guideline ranges. This shows a degree of subjectivity due to the ranges listed in the guidelines. The remaining values can be due to:

- *Errors in data reporting:*
- *Use of reference values other than those listed in the guidelines:* while the ranges listed in the guidelines refer to “average pollution levels”, other values, reflecting the actual pollution level of the specific discharge points, can be used.

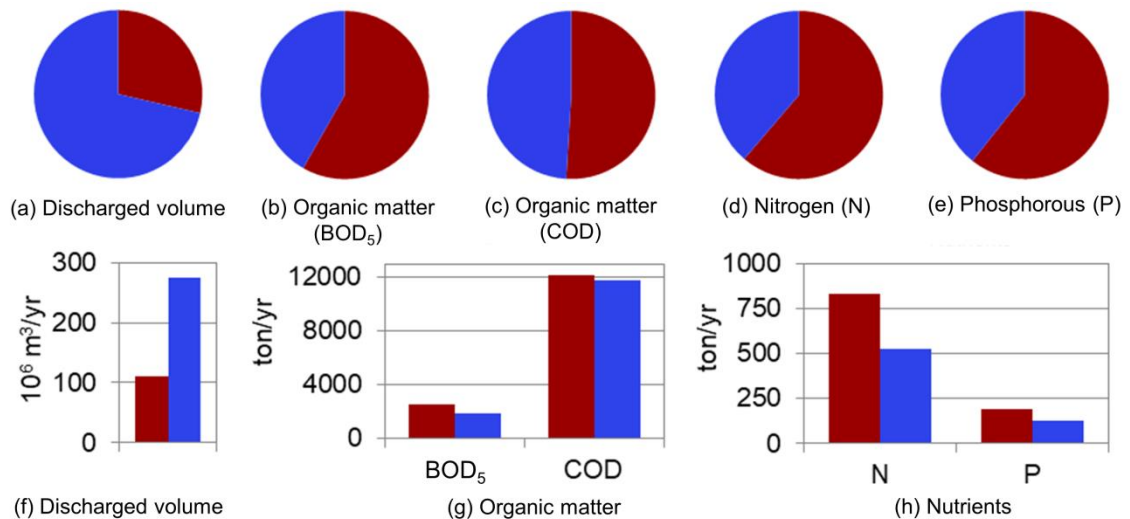


Figure 23. Comparison between the total discharges for 2017 reported in the PULS database for separate (blue) and combined (brown) systems. Relative contribution (a-e) and absolute values (f-h).

- *Different calculation methods:* data for separate systems and the majority of data for CSO discharges show that the simple multiplication of discharged volumes to average pollutant concentration (eq. 2) is the mostly used approach. However, other approaches, considering dilution, i.e. calculating the EMC in the discharges based on the contribution from wastewater and stormwater, can be used. This approach can easily be implemented when using Level 3 calculations which allow distinguishing between the two water flow contributions.

Overall, the data clearly show that the simple load calculations based on the use of a reference EMC are very popular, i.e. that the major modelling effort focuses on water quantity, while a dynamic modelling of water quality seems rarely applied.

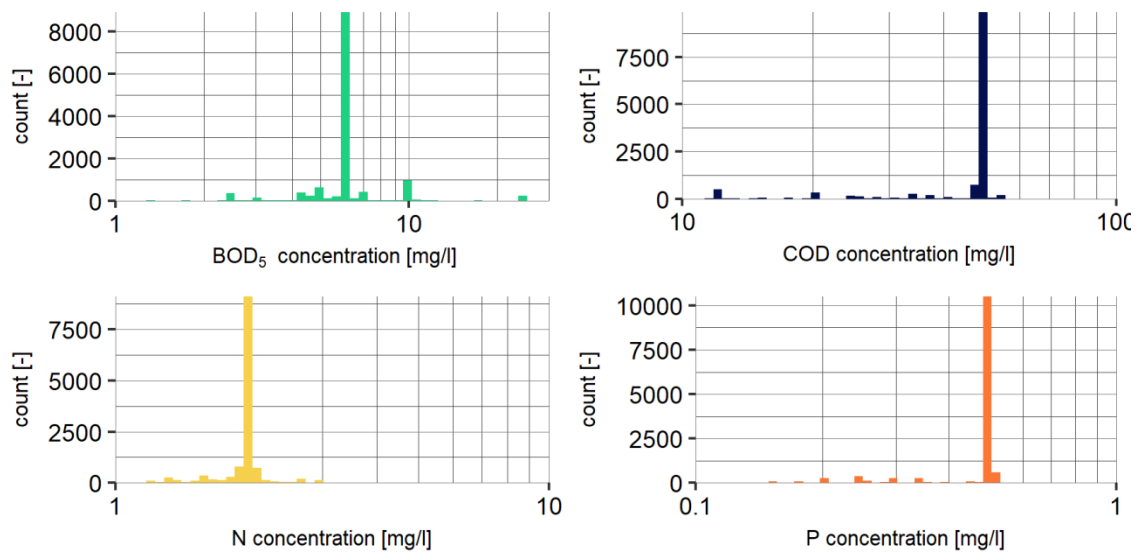


Figure 24. Distribution of average concentrations calculated based on volumes and loads reported in PULS for separate systems (n=13168).

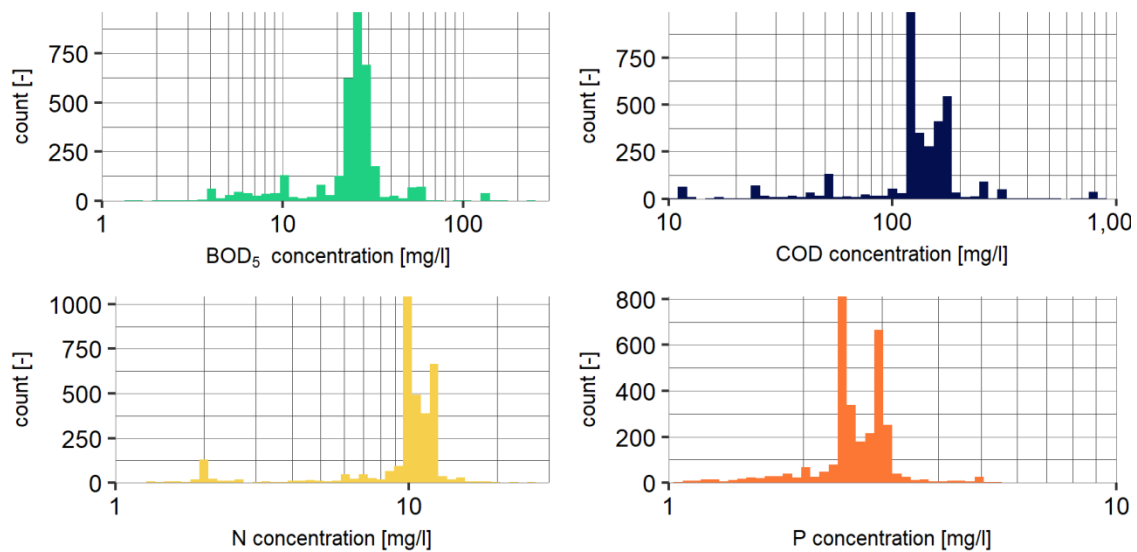


Figure 25. Distribution of average concentrations calculated based on volumes and loads reported in PULS for combined systems (n=3435).

Table 12. Statistics of the calculated average concentrations (expressed as [mg/l])						
Water Quality Indicator	Separate systems			Combined systems		
	Median	Mode	Reference	Median	Mode	Reference
BOD ₅	6.25	6.25	6	25	25	25-30
COD	50	50	50	130	180	160-180
N	2	2	2	10.2	10	10-12
P	0.5	0.49	0.5	2.54	2.5	2.5-2.9

The reference value is based on the one listed in the guidelines for calculation of wet weather discharges (Miljøministeriet, 2012). For combined systems, the listed values refer to “combined stormwater with average pollution level” (overvand in Danish) and “CSO water with average pollution level”, respectively (see Table 6).

6.2 Differences in model-based estimations methods

The analysis of the PULS database shows that all the reported wet-weather discharges are based on estimates from Level 1 or Level 3 models (as described in section 3.1). In 2017, 38% of reported data were calculated by using the Level 1 method while 62% used Level 3. The proportion of PULS data calculated by using level 3 is expected to further increase as more detailed models of the existing sewer system are developed in the municipalities and utilities.

In an attempt to explore the differences and uncertainties in the results obtained by using the two quantification methods, data from three municipalities (referred to as municipality A, B and C) were selected and analysed. Over the last years, these three municipalities have switched from Level 1 to Level 3. This offered the possibility for a direct comparison of the results of the two methods.

For each municipality, the latest reported pollutant loads for each method have been compared. The comparison focused on the following reported data: reduced area, precipitation, overflow volumes and pollutant loads. The results of the analysis are found in Table 13 where the yearly sums of all reported discharge points are shown.

This partial analysis shows how discharged pollutant decreased after the introduction of Level 3. This suggests that the simple calculations and assumptions used in Level 1 lead to a consistent overestimation of the discharged loads. This is further emphasized by the fact that even if the total rainfall in 2017 was between 7% and 30% higher than in 2016, the reported volumes show a decrease between 13% and 57%.

The data for Municipality C cannot be used to directly compare the two methods, since significant modifications of the drainage system have occurred between 2016 and 2017. The total reduced area decreased by 24% (as results of area disconnections – see Section 6.3), while the available storage capacity shows a tenfold increase in 2017 compared to 2018. These important structural modifications of the drainage network mask the effect of the changes in the method for quantification of pollutant loads.

Table 13. Yearly sum of reported overflow quantities reported by the three analysed municipalities.

	Reduced area [ha]	Storage volume [m3]	Precipitation [mm]	Discharged Vol. [10 ⁶ m ³ /year]	BOD ₅ [kg/year]	COD [kg/year]	N [kg/year]	P [kg/year]
Municipality A								
2016 (Level 1)	1104	51776	650	2.01	55888	279502	23240	6074
2017 (Level 3)	1104	51776	696	0.86	21527	137775	8611	2153
Change	0%	0%	7%	-57%	-61%	-51%	-63%	-65%
Municipality B								
2016 (Level 1)	1150	34349	690	1.49	39656	198356	16566	4252
2017 (Level 3)	1166	26377	894	1.27	38090	228540	15236	3682
Change [%]	1%	-23%	30%	-15%	-4%	15%	-8%	-13%
Municipality C								
2015 (Level 1)	1359	7209	762	3.25	87975	440012	36686	9518
2017 (Level 3)	646	80509	859	1.63	49030	294177	19612	4740
Change [%]	-24%	1017%	13%	-50%	-44%	-33%	-47%	-50%

More interesting are the cases for Municipalities A and B, where the reduced area is unchanged, and rainfall increased. Surprisingly, Municipality B reported a 23% smaller storage volume in 2017 compared to 2016. Despite all these factors would result in an increase of the total discharge volume (according to the equations listed in Section 3.1.1), the reported discharges show important decreases. These reductions can be explained by several factors such as the use of different hydrological reduction factors, the more realistic dynamic behaviour of stormwater flows (and thereby a more realistic representation of overflows processes), and differences in the rainfall inputs. All these factors underline how the Level 1 approach is not suitable for obtaining accurate estimation of wet-weather discharges when it is applied outside its boundary (i.e. if the rainfall and the catchment characteristics used to estimate the lookup tables do not match the catchment in question).

The results presented in Table 13 highlights the great structural uncertainty linked to the use of different quantification methods. Although only 3 out of 98 Danish municipalities have been analysed, it is expected that switching from the simple assumption of Level 1 models to the more realistic representation of Level 3 models would results in lower error in the estimation of discharged volumes and pollutant loads.

6.3 Differences in quantification procedure

The analysis of the differences between quantification methods cannot neglect the high influence that modellers can have on the model results. Different modellers can in fact affect the sources of uncertainty listed in Chapter 5 in different ways. The Level 1 estimation method is provided with a series of default/standard parameters (Miljøministeriet, 2012), where site-specific information (e.g. rainfall input, lookup tables, etc.) can be used if such information is available. On the other hand, the parametrization of Level 3 models is mostly defined by the modeller. Therefore, an analysis of the uncertainties in the data reported in the PULS database should also include a comparison of the procedures that are used by each municipality to quantify pollutant loads.

The three municipalities compared in Section 6.2 were contacted and the respective water utilities were interviewed regarding their simulation model used for reporting in 2017 (Level 3). Questions included their use of model inputs, hydrological reduction factors, as well as the validation and detail of their simulation model. The main outcomes and notable differences from the questionnaires are summarized in Table 14.

This overview highlights the great variability in the modelling approaches used by each municipality. For example, a variation bigger than 20% in the generated runoff can be obtained by simply changing from the hydrological reduction factor used by Municipality A to the one used by Municipality B. Other different aspects involve the inclusion of stormwater control measures (LAR) or the estimation of Q_{DWF} . Specifically, Municipality C included LAR in 2017 by modifying the total impervious area.

Common to all the three municipalities, the detailed models have not been calibrated, but their results are routinely compared against available measurements (flows and levels). In case of important discrepancies between measurements and models, the reasons for such deviations are further investigated. Furthermore, utilities often rely on external consultants, i.e. some aspects of the model parametrization might be overlooked or unknown by the utilities.

Overall, it can be stressed that the data reported in the PULS database are not consistent, in the sense that they have been estimated by using a variety of different estimation methods. Therefore it is not possible to perform a detailed uncertainty analysis across all the data and the municipalities included in PULS. Even for data reported by using the same method (Level 3), there is a wide range of different modelling procedures that would interfere with a statistical analysis. Most of the major sources of uncertainty listed in Chapter 5 are not reported in the database, i.e. it is not possible to investigate the reason for such variations.

None of the models were calibrated in the traditional sense, as it is usually intended in scientific literature (Jakeman et al., 2006; Jørgensen and Bendoricchio, 2001; Carstensen et al., 1997). However, the model simulation outputs are routinely compared against the available flow measurements, leading to a continuous improvement of the models. Therefore, the uncertainty of these Level 3 model simulations is expected to be lower compared to an uncalibrated model.

Without standardization and harmonization of the modelling procedure, variations in the modelling procedure are expected to be in the same order of magnitude than those due to natural variations and differences in the physical systems.

Table 14. Overview of the main differences in procedures and parametrization of Level 3 models.

	Municipality	Applied procedure/parameter value
Level 3 model(s) used for quantification of wet weather discharges	A	Detailed hydrodynamic model in combination with simple conceptual hydrological model
	B	Detailed hydrodynamic model
	C	Detailed hydrodynamic model
Subject running the model(s)	A	Water utility and consultant
	B	Consultant
	C	Consultant (with water utility in the process of establishing their own model team)
Calibration of model(s)	A	Models are not calibrated, but they are routinely compared against
	B	existing measurements from SRO system. In case of significant
	C	deviations, the model is further investigated
Validation of overflow structures models	A	Validation of overflow structures has been performed.
	B	Only some structures have been adjusted in the model to follow the correct Q-h curve.
	C	Validation of overflow structures has been performed.
Rain inputs	A	The model is run with a time series from one nearby rain gauge for a previous year. Corrections are then done to counter for differences in annual precipitation.
	B	Time series from 11 nearby rain gauges are used as input to the model for estimating CSOs
	C	Distributed rain from the rain gauges placed across the municipality
Inclusion of stormwater control measures in the model (LAR)	A	LAR solutions are not included in the drainage model.
	B	Few LAR solutions are incorporated in the model.
	C	LAR solutions have been included in the model
Estimation of groundwater infiltration	A	Groundwater infiltration is included in the estimated daily wastewater flow.
	B	Time series of groundwater infiltration is included in the simulation model. Numbers are obtained from correlation to discharges at the WWTP.
	C	Groundwater infiltration is not included
Daily wastewater production	A	180 l/person/day
	B	130 l/person/day
	C	Based on actual water consumption (adjusted every year)
Hydrological reduction factor	A	0.7
	B	0.9 for overflows structures with more than 5 observed overflows a year and 1 for the remaining with less overflows.
	C	0.8

7. Possible options for more certain quantifications of pollution loads from wet-weather discharges

7.1 Quantification approaches

The uncertainty analysis presented in the previous chapters underline three main results:

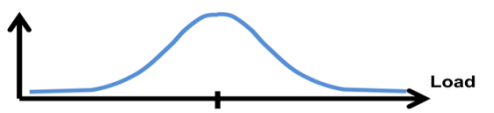
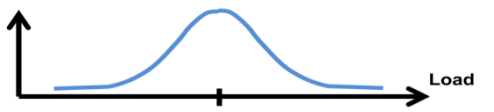
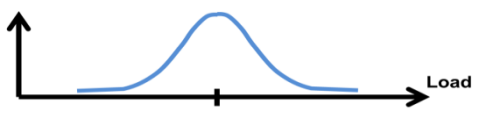
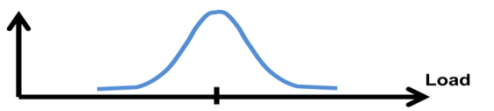
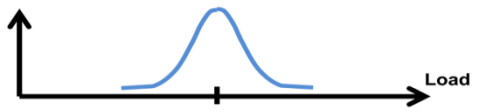
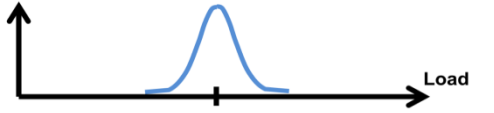
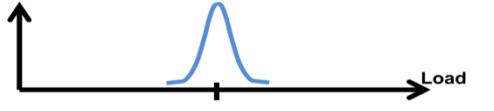
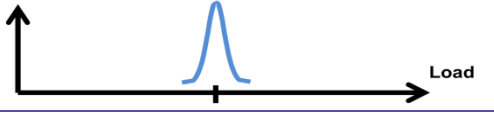
- Model-based estimation of pollutant discharges is affected by several sources of uncertainty that have an important effect on the accuracy and precision of the results. The magnitude of these uncertainties can be quantified, but the stochastic nature of wet-weather discharges implies that these uncertainties cannot be completely eliminated.
- The majority of the available information on the uncertainty of model-based load estimation has been carried out on point discharges, i.e. there are no results focusing on the analysis at the catchment/municipal scale. Similarly, most of results refer to single event estimations, i.e. the effect of aggregation over a yearly scale is often not investigated.
- The current pollutant loads recorded in the PULS database are characterized by high heterogeneity in terms of applied modelling tools, model parametrization and structure. This hampers the possibility of a general evaluation of the data reported in the PULS database, since the uncertainty values are highly site specific. This heterogeneity does not depend on technical aspects (i.e. the nature of the modelled phenomena), but it rather originates in the human involvement in the process of estimation and reporting of pollutant loads (i.e. utilities, municipalities, consultants).

Therefore, although uncertainty cannot be totally eliminated, specific actions can be taken to reduce and to better quantify it. Recognizing that a variety of modelling tools can be applied, different level of uncertainties can be associated to different quantification methods (as exemplified in Table 15). Furthermore, harmonizing and better describing the modelling procedure will enable the comparison of data estimated with different methodologies based on their estimated level of uncertainty.

Starting from the target of keeping uncertainty as low as possible, the most accurate quantification methodology is direct measurement of flows and pollution levels at every outlet point and for every rain event. This approach is currently adopted for quantification of loads discharged from WWTP outlets. Although this can be seen as the ultimate or reference method (equivalent to the Best Available Technology for quantification of pollutant loads), the accuracy of the measurements is highly dependent on the adopted equipment, sampling methodology, and maintenance. Also, the operational costs of this monitoring approach, applied at all discharge points, would be prohibitive.

More feasible and cost-effective quantification methods can be based on the combination of models and measurements. Clearly, simpler and cheaper methodologies will results in higher uncertainty, whose magnitude can though be estimated and compared. Based on these considerations, five different quantification levels are proposed (Table 15), with an increasing level of complexity and consequently decreasing uncertainty:

Table 15. Possible levels for quantification of pollutant loads from wet-weather discharges

Level	Input data	Method for quantification of discharged flows ($Q_{\text{catchment}}$, Q_{CSO})	Method for quantification of discharged pollutants (C_{CSO})	Estimated magnitude of uncertainty
A	Yearly rainfall	Simple hydrological balance based on measured data (rainfall, and WWTP inlet for Q_{CSO})	Typical average concentration	
B1	Rainfall data (1 rain gauge or gauge outside/far from catchment)	Dynamic detailed hydrodynamic model		
B2	Rainfall data (several gauges within/close to catchment)			
C1	Rainfall data (1 rain gauge or gauge outside/far from catchment)	Calibrated dynamic model (detailed hydrodynamic or conceptual hydrological)		
C2	Rainfall data (several gauges within/close to catchment)			
D	Rainfall data (several gauges within/close to catchment)	Measured + Calibrated detailed hydrodynamic model used to estimated flow in ungauged locations		
E1	-	Measured	Measured (with autosampler – and sufficient data to estimate EMC distribution)	
E2	-		Measured (with online sensors)	

- Level A: Simple hydrological water balance for the total catchment for a treatment plant combined with standard values for the polluting substances.
- Level B: Dynamic modelling of the hydrological and hydraulic processes combined with standard values for the polluting substances.
- Level C: Calibrated dynamic modelling of the hydrological and hydraulic processes combined with standard values for the polluting substances
- Level D: Combination of measured hydraulic variables (flows, water levels), standard values for the polluting substances, and calibrated dynamic modelling of the hydrological and hydraulic processes (for ungauged locations).
- Level E: Measurement based quantification of pollutant loads (reference method).

These methods would require a modification of existing guidelines for quantification and reporting. For example, Level A would require additional fields in the PULS database with information of the WWTP connected to each CSO structure.

7.1.1 Level A - Simple hydrological water balance

In Level A, the basic assumption is that in an integrated urban catchment (as schematized in Figure 3), all the generated runoff entering the drainage system will end at a WWTP, a stormwater outlet or a CSO.

Discharge from separate stormwater outlets

In separated stormwater systems, a simple calculation based on the known catchment area, measured rain and the typical hydrological parameters will give the annual stormwater volumes discharged at the system outlet. Pollutant loads can then be calculated by using standard (or measured) concentrations. Basically, this method is equivalent to the current Level 1 calculations (see section 3.1.1).

Discharge from Combined System Overflow (CSO)

In case of combined systems, the water balance is slightly more complicated since the generated runoff is split in two flows: (i) the flows discharged over the overflow weir(s), and (ii) the main flows conveyed to the WWTP, treated and then discharged to the natural water bodies. However, the basic water balance for the integrated combined catchment can be calculated as:

$$\text{Inflow} - \text{Outflow} = \text{Overflow} \quad (10)$$

Where the *Inflow* of stormwater can be estimated as explained in eq. 4, by using the known catchment area, measured rain and the typical hydrological parameters. The values of the dry weather flow Q_{DWF} (including both wastewater and groundwater infiltration) can be defined by using the WWTP inflow measurements that are collected during dry days. Subtracting the Q_{DWF} from the WWTP measured inflow will therefore provide the stormwater contribution (i.e. the *Outflow* term).

Pollutant loads are then calculated by using standard concentration values. Conceptually, this method is very similar to the current Level 1 calculations, but it exploits the existing WWTP inflow measurements and it is applied at the WWTP catchment scale rather than at the municipal scale. It also reminds of the methods applied in France (see e.g. Métadier and Bertrand-Krajewski, 2011b,a). This method relies on existing data sources, and does not require new investments in new monitoring stations and/or better models.

The methodology implies an assumption, that the fraction of DWF that leaves through the overflow is very small compared to the rainwater flow. Also, the method is valid for discharges from entire combined catchments, i.e. it is not applicable to discharges to single CSO structure. In case of catchments subdivided across different municipalities, the CSO discharges should be subdivided based on the estimated contribution of reduced area.

Estimated uncertainty: the main source of uncertainty is represented by the estimation of the inflow, namely in the calculation of the generated runoff based on the measured rainfall. Estimation of inflow to a WWTP is judged to be the less uncertain variable to estimate (in the range of 10-20%), the impact of rainfall can have a slightly higher uncertainty (if rainfall input is well representative), while average concentration values have uncertainty greater than 30-40% (if inter-site variability is assumed to be small). Overall, the uncertainty on the estimated wet-weather loads is thus expected to easily exceed 150-200% in ideal conditions, i.e. in the same range as the current Level 1 simple hydrological calculations. However, thanks to the use of measured data rather than lookup tables, a better accuracy is expected, with the major fraction of the uncertainty linked to the natural variability of the process. In practice, this high level of uncertainty means that the uncertainty varies from having no discharge at all, to having a three times bigger discharge than modelled. This expected uncertainty value is based on conservative estimation: a more accurate quantification of the uncertainty for this method can be obtained if an analysis of the existing rainfall and WWTP inlet data, compared against the estimated CSO volumes will be carried out. Since the results from this method refer to a single discharge points, further analyses should focus on the uncertainty at the catchment/municipality scale. This method can also be used as a screening tool for validating the data reported in the PULS database, as well as for identifying possible errors and anomalies in the records.

7.1.2 Level B - Dynamic hydrodynamic models

The majority of the Danish water utilities have developed detailed hydrodynamic models to describe a great part of their drainage network. These detailed hydrodynamic models are commonly used for design, application for discharge permits, reporting, etc. These model are widely applied for quantifying discharges from wet-weather systems (the current Level 3 – see Section 3.1.2). Despite being often judged as the most accurate models due to their detailed hydrodynamic description, the uncertainty of their results can easily exceed 100-150% in the volume estimation, depending on the used rainfall data. Therefore, it is paramount to define a standard rain series that can be used to reduce the uncertainty in the rainfall input (see section 7.2). Furthermore, the definition of other hydrological parameters (such as initial loss, hydrological reduction factor, etc.) should be standardized and included in the reporting information. Also, the model detail level is often defined for other modelling objectives (e.g. planning, flood risk), i.e. their structural might not be optimized for simulation of CSO discharges.

Standard concentrations can be used to calculate the discharged pollutant loads.

Conversely to combined systems, where a correct simulation of flow dynamics is relevant to estimate Q_{CSO} , the use of detailed hydrodynamic models for separate systems would not have significant impacts on the quantification of the discharged volumes. Therefore, for separated systems Level A approaches can still be used without significant effects on the magnitude of the uncertainty.

Estimated uncertainty: is expected to be lower than for Level A, but still around or above 100% when both uncertainty on discharged CSO volumes and average concentrations are combined. Since these results refer to a single discharge points, further analyses should focus on the (likely lower) uncertainty at the catchment/municipality scale.

7.1.3 Level C – Calibrated dynamic models

The uncertainty in Level B models can be reduced by using available measurements for their calibration. Several water utilities have installed online sensors for recording water levels and flows across their infrastructure for operating purposes (SRO systems). Carefully selected and validated, these data, in combination with proper rain data, can provide the basis for calibration. Both detailed hydrodynamic models and simple conceptual hydrological models can be applied for the quantification of the discharged pollutant loads, given that they are properly calibrated.

Advanced parameter estimation techniques can be applied to reduce the uncertainty of several hydrological parameters (e.g. the Manning coefficient, the reduced area, the initial loss, etc.), leading to an overall reduction in the model result uncertainty. However, the calibration procedure should be standardized and have minimum requirements in terms of e.g. simulated rain events, number of measuring sites used for calibration. Also, uncertainty-based calibration procedures (Vezzaro et al., 2013; Thorndahl et al., 2008; McIntyre et al., 2002) are strongly encouraged in order to explicitly account for parametric uncertainty. For CSO, a correct calibration of the Q-h discharge curve is paramount for a correct estimation of the discharged volumes. This can be obtained by applying existing CFD techniques (Ahm et al., 2016).

Given the high uncertainty affecting existing dynamic water quality models (especially for particulate pollutants - e.g. Bonhomme and Petrucci, 2017; Bertrand-Krajewski, 2007) and logistical difficulties in the collection of a sufficient amount of water quality data, their calibration is judged as very difficult. Therefore, the use of standard concentration values is still an acceptable practice. Nevertheless, local monitoring campaigns, aiming at better estimating the average discharge concentrations, should be encouraged.

Estimated uncertainty: in an ideal condition, with a well-calibrated model (30-35% uncertainty in CSO volumes), a well-representative rainfall input (about 10% error), and a sufficient amount of site-specific EMC measurements (30-40% uncertainty), the overall uncertainty in the estimated pollutant annual loads can be expected to be around 50%. Since these requirements are very difficult to fulfil, uncertainty in practice will be higher. Also, it should be stressed that an incomplete or inadequate model calibration can easily lead to higher uncertainties that can equal (or even exceed) those of Level A and B calculations. Since these results refer to events at a single discharge points, further analyses should focus on the uncertainty at the catchment/municipality, which is expected to be lower.

7.1.4 Level D – Combination of measurements and dynamic models

This level reduces the uncertainty in the pollutant load quantification by combining the available measurements (flows, water levels) with the results of calibrated dynamic models (as for Level C) for ungauged locations. Further advantages of this approach consist in providing a backup in case of sensor malfunctioning (i.e. the model results can be used to integrate missing data) and in further reducing the uncertainties in the model results (i.e. providing a better representation of dynamic processes such as changes in rainfall losses, groundwater infiltration, etc.). If implemented in an online context, or with short time-lag between measurement collection and model verification, this approach can be seen as a sort of “continuous model calibration”, which ensure that the model of the system is constantly updated based on the latest available information.

Estimated uncertainty: is expected to lie between those estimated for Level C and Level E, i.e. in the range above 35-50%. These values are an estimation based on ideal conditions in terms of model calibration, data availability, and input representativeness. Since these requirements are very difficult to fulfil, uncertainty in practice will be higher. Also, these results refer to a single discharge points, further analyses should focus on the uncertainty at the catchment/municipality scale.

7.1.5 Level E - Measurements

As stated earlier, direct measurement of water quantity and quality is regarded as the reference method that ensures the lowest level of uncertainty. Existing commercial flow sensors in sewer pipes can achieve quite accurate measurements, and Q-h curves can be accurately estimated by using existing modelling techniques.

Water quality measurements can be carried out by using automatic samplers (resembling the approaches used for monitoring WWTP outlets) or online sensors. The latter provide high-time resolution data, reducing the uncertainty linked to the sampling setup (Sandoval and Bertrand-Krajewski, 2016) and sampling techniques (e.g. Ort et al., 2010a,b), but are limited to few water quality indicators (TSS, ammonia, COD). Also, the performance of online sensor tends to quickly deteriorate if maintenance and data validation are not correctly performed. Therefore, operational expenses represent an important factor to take into account.

Estimated uncertainty: based on the experience from state-of-the-art monitoring campaigns, the uncertainty in the estimated annual pollutant loads is expected to be in the order of 30-35% (using an automatic sampler). Uncertainties are expected to be smaller if online water quality sensors are employed. However, this assumption requires a constant effort for sensor maintenance and calibration, as well as for data quality control routines.

7.2 Characterisation of rainfall input

Since the rainfall input represent one of the major sources of uncertainty for any model-based quantification of pollutant loads, it is necessary to clearly define how rainfall data should be used for such purpose.

Analyses of Danish extreme rainfall have established that the period 1979 – 2012 is representative for the current Danish climate. The substantial variability due to the relatively short observation periods at local sites should then be filtered out by constructing artificial series

based e.g. on the approach by Sørup et al (2017). The method would have to be adapted from creating series that resemble future climates to resemble current climates and also the performance indicators would have to be reassessed. In principle this should be straight forward. Correction factors could then be employed to account for the variation in space that has been observed, giving more accurate assessments of the discharged volumes.

Other methods could be employed for generating artificial rainfall series that resemble current climate and indeed several methods have been developed and tested in a Danish context as discussed in e.g. Sørup et al. (2018).

If such methods are not employed, the contribution of the variability of rainfall to the overall uncertainty is likely to supersede the reduction expected in other sources of uncertainty when moving from Level A to higher levels. At least decades of (volumetric) measurements should be available for a catchment that has remained rather constant throughout the measurement period (to avoid ambiguity between the interpretation of different types of catchment responses).

7.3 Protocols for reducing uncertainty

Existing tools enable a quantification of the uncertainty affecting the model-based estimation of wet-weather pollutant discharges. However, the analysis of the existing data in the PULS database highlights the need for harmonizing the modelling procedure, thus enabling comparison and reproducibility of the recorded values. This can be achieved by:

1. Developing specific guidelines and training for each for the listed quantification approaches. A common modelling framework would allow for the reproducibility of the model results, avoiding the subjectivity seen in the current applications of Level 3 models. This framework should include a clear definition of the rainfall inputs, the procedure for the definition of hydrological parameters, protocols for data collections, calibration methods, etc. These guidelines can be developed based on analysis of existing datasets (e.g. the inflow data from WWTP could be used to evaluate Level A) and existing detailed models (currently used by water utilities for planning their drainage infrastructure).
2. Creating incentives towards a wider application of low-uncertainty methods (levels from C to E), with special focus on collection of measurements. This might include a better quantification of an “estimated magnitude of uncertainty” (as exemplified in Table 15), since the values listed in Section 7.1 are based on results from the international literature and more site-specific values are needed. Thanks to these uncertainty quantifications, it will be possible to estimate “typical confidence intervals”, which can then be used for defining “safety factors” (as currently done for design of urban drainage infrastructure). For example, load quantified by using Level A (assuming a 200% uncertainty) should be multiplied by a factor 3, load quantified by using Level C (assuming a 50% uncertainty) should be multiplied by a factor 1.5, etc. These “safety factors” would be based on conservative, (“worst case”) considerations, and they might be used in case of potential regulation and/or taxation of wet weather discharges.
3. Evaluating the results from the different quantification methods on annual basis in order to update the existing guidelines. This analysis will enable the comparison and the validation of the reported data, enabling the prompt identification of anomalies and highlighting the need for improvements in the existing quantification procedure. Furthermore, reference

values should be frequently updated. For example, recent analyses (Arildsen and Vezzaro, 2019) showed a decrease in the emission of phosphorous in domestic wastewater by one third over the last decade. Also, average pollutant concentrations should be re-estimated by including results from recent monitoring campaigns. For example, the values listed in the current guidelines (Miljøministeriet, 2012) were estimated before the monitoring campaigns listed in Appendix A.

4. Establishing a user group for exchange of experiences among the different subjects involved in the process (utilities, consultants, municipalities, environmental authorities, knowledge institutions), which can discuss the performance of the reporting system
5. Investigating the application of novel, cost-effective, monitoring approaches in order to improve the amount of available measurements of water quality control. Currently available water quality data are limited to a handful of discharge locations and events. Increasing the amount of measurements from wet-weather discharges will allow reducing the uncertainty linked to the estimation of average concentrations. Longer monitoring periods will allow a better evaluation of the inter-event variability, while a greater number of monitoring locations will enable a better understanding of inter-site variability. Given the logistical challenges and the financial resources required by traditional monitoring approaches, new techniques should be investigated. Overall, this effort should result in monitoring guidelines specifically targeting wet-weather discharges and their impacts.

8. Conclusions

This report assessed the uncertainty of the model-based estimation of the yearly pollutant loads (BOD₅, N, P) discharged from wet-weather discharges (separate systems and Combined Sewer Overflows) and currently reported by each Danish municipality in the PULS database.

All the modelling approaches used to quantify pollutant loads are affected by several sources of uncertainty which affect the accuracy and precision of their results. The uncertainty analysis carried out in this report identified several of these sources of uncertainty. These can be classified in terms of location, level, and nature of uncertainty. A great number of these sources showed a high natural variability, i.e. they cannot be eliminated from the modelling procedure. The magnitude of some uncertainty sources could be quantified (in terms of precision) based on results from previous studies. However, site specific conditions, combined with the inherent variability of wet-weather discharges require *ad-hoc* investigation to reduce the model uncertainty. The quantification of the model uncertainty in term of result accuracy (bias) can only be obtained by performing specific monitoring campaigns targeting both water quantity (e.g. measurements of CSO volumes, water levels, flows) and quantity (e.g. measurement of pollutant concentrations in discharged water).

The analysis of the current data in the PULS database showed that an additional source of variability is linked to the procedures for model application. Currently, modellers have several degrees of freedom with regards with model structure, model parametrization, utilized inputs, etc. which can affect the final result. For example, an initial analysis suggests that the use of simple models (Level 1) might result in higher estimation of pollutant loads compared to detailed models (Level 3). In order to compare the results of the model-based estimation of pollutant loads across catchments, it is therefore important to harmonize the modelling procedure across the municipalities. This would eliminate an important source of variability, which is mostly linked to subjective choices, and it will allow for an improvement of the data in the PULS database.

This report proposed a list of different actions that can be taken to reduce the uncertainty of model-based pollutant load estimations. These options improve the model accuracy by assimilating an increasing amount of information from measured data (e.g. from more accurate rainfall inputs, flow measurements, water quality measurements). Depending on the applied modelling approach, results on pollutant loads can be obtained at the catchment scale and/or for each single discharge point. The approach linking an increasing effort in data collection to a reduction in model uncertainty can provide an incentive to investments in more extensive monitoring across urban drainage systems.

In ideal conditions, the uncertainty in the estimated annual pollutant loads estimated by using the proposed methods might vary from above 150-200% (approach based on a simple water balance) to 30-35% (approach based on extensive monitoring of water quality). Since these ideal conditions are often difficult to fulfil in practice, uncertainty will in practice be higher. Since the majority of the available information in the scientific literature refers to single events and/or discharge points, the uncertainty on modelled yearly pollutant loads at the catchment scale could not be quantified. However, the uncertainty level is expected to be diminished due to the aggregation over several discharge points and over time.

The uncertainty levels estimated in this report mostly refer to the model precision, since difficulties in monitoring wet weather discharges limits the availability of the measurements necessary to assess the model accuracy. The high relative uncertainty (expressed as percentage) on quantification of wet-weather discharges should be put into perspective when compared to the absolute discharges (expressed as pollutant mass/year) from other types of point and diffuse sources. When looking at long-term effects (accumulating pollutants), wet weather discharges from combined and separate systems represent about 2% (N) and 3% (P) of the total yearly load. When considering short-term acute negative effects (driven by e.g. discharge of organic matter), the uncertainty analysis suggests that the current quantification methods are too imprecise to be used for detailed impact assessments. Also, the level of uncertainty is significantly higher compared to the one of other point sources of an integrated urban storm- and wastewater system, such as WWTP outlets.

Specific modelling guidelines can provide an important contribution to the reduction of model uncertainty, and they will reduce the possibility of subjective choices affecting the model results. Establishing new guidelines would require the involvement of all the stakeholders involved in the process of quantification of wet-weather discharges (municipalities, water utilities, consultant engineers), in order to harmonize the reporting across all the Danish municipalities.

The actions proposed in this report will likely result in a reduction of the model results uncertainty, thereby creating a more reliable data background in PULS. This can be further used for e.g. regulative purpose, evaluation of system performance, and identification of specific actions to reduce discharges from point sources.

References

- Ahm, M., Thorndahl, S., Nielsen, J.E., Rasmussen, M.R., 2016. Estimation of combined sewer overflow discharge: a software sensor approach based on local water level measurements. *Water Sci. Technol.* 74, 2683–2696.
- Ahm, M., Thorndahl, S., Rasmussen, M.R., Bassø, L., 2013. Estimating subcatchment runoff coefficients using weather radar and a downstream runoff sensor. *Water Sci. Technol.* 68, 1293–1299.
- Andersen, S.H., Getreuer, D.J., 2018. Bedre viden om uvedkommende vand. Miljøstyrelsen rapport. (in Danish)
- Arildsen, A.L., Vezzaro, L., 2019. Revurdering af person ækvivalent for fosfor. Rapport. DTU Miljø, Kgs. Lyngby, Denmark, www.orbit.dtu.dk (in Danish)
- Arnbjerg-Nielsen, K., Harremoës, P., 1996a. Prediction of hydrological reduction factor and initial loss in urban surface runoff from small ungauged catchments. *Atmos. Res.* 42, 137–147.
- Arnbjerg-Nielsen, K., Harremoës, P., 1996b. The importance of inherent uncertainties in state-of-the-art urban storm drainage modelling for ungauged small catchments. *J. Hydrol.* 179, 305–319.
- Arnbjerg-Nielsen, K., Harremoës, P., Mikkelsen, P.S., 2002. Dissemination of regional rainfall analysis in design and analysis of urban drainage at un-gauged locations. *Water Sci. Technol.* 45, 69–74.
- Arnbjerg-Nielsen, K., Hvitved-Jacobsen, T., Johansen, N.B., Mikkelsen, P.S., Rauch, W., Schlütter, F., 2000. Stofkoncentrationer i regnbetingede udledninger fra fællessystemer, (in Danish) Miljøprojekt Nr. 532. Miljøstyrelsen.
- Bell, C.D., McMillan, S.K., Clinton, S.M., Jefferson, A.J., 2016. Hydrologic response to stormwater control measures in urban watersheds. *J. Hydrol.* 541, 1488–1500.
- Bertrand-Krajewski, J.-L.L., 2007. Stormwater pollutant loads modelling: Epistemological aspects and case studies on the influence of field data sets on calibration and verification. *Water Sci. Technol.* 55, 1–17.
- Bertrand-Krajewski, J.L., Bardin, J.-P., Mourad, M., Béranger, Y., 2003. Accounting for sensor calibration, data validation, measurement and sampling uncertainties in monitoring urban drainage systems. *Water Sci. Technol.* 47, 95–102.
- Bertrand-Krajewski, J.L., Barraud, S., Bardin, J.-P., 2002. Uncertainties, performance indicators and decision aid applied to stormwater facilities. *Urban Water* 4, 163–179.
- Beven, K.J., 2009. *Environmental Modelling: An Uncertain Future? An Introduction to Techniques for Uncertainty Estimation in Environmental Prediction*, Routledge Taylor and Francis group. London, United Kingdom.
- Bonhomme, C., Petrucci, G., 2017. Should we trust build-up/wash-off water quality models at the scale of urban catchments? *Water Res.* 108, 422–431.
- Box, G.E.P., 1976. Science and Statistics. *J. Am. Stat. Assoc.* 71, 791–799.
- Brudler, S., Rygaard, M., Arnbjerg-Nielsen, K., Hauschild, M.Z., Ammitsøe, C., Vezzaro, L., 2019. Pollution levels of stormwater discharges and resulting environmental impacts. *Sci. Total Environ.* 663, 754–763.
- Carstensen, J., Vanrolleghem, P.A., Rauch, W., Reichert, P., 1997. Terminology and methodology in modelling for water quality management - a discussion starter. *Water Sci. Technol.* 36, 157–168.
- Council of the European Communities, 1991. Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste-water treatment.
- DANVA, 2018. Vand i tal - 2018. DANVA statistik & benchmarking. (in Danish)
- Davidson, S., Löwe, R., Ravn, N.H., Jensen, L.N., Arnbjerg-Nielsen, K., 2018. Initial conditions of urban permeable surfaces in rainfall-runoff models using Horton's infiltration. *Water Sci. Technol.* 77, 662–669.
- Del Giudice, G., Padulano, R., 2016. Sensitivity Analysis and Calibration of a Rainfall-Runoff

- Model with the Combined Use of EPA-SWMM and Genetic Algorithm. *Acta Geophys.* 64, 1755–1778.
- Deletic, A., Dotto, C.B.S., McCarthy, D.T., Kleidorfer, M., Freni, G., Mannina, G., Uhl, M., Henrichs, M., Fletcher, T.D., Rauch, W., Bertrand-Krajewski, J.L., Tait, S., 2012. Assessing uncertainties in urban drainage models. *Phys. Chem. Earth, Parts A/B/C* 42–44, 3–10.
- DHI, 2017. Best Practice til kortlægning samt reduktion af overløb fra fælleskloakerede afløbssystemer. Teknisk notat for Miljøstyrelsen (in Danish).
- DMI, 2019a. Klimanormaler 1961-1990. www.dmi.dk. (accessed on 2019/01/25)
- DMI, 2019b. Året 2018. www.dmi.dk/vejrkurser/maanedens-saesonen-og-aarets-vejr/tekst-kort-og-noegletal-aar/ (accessed on 2019/02/08).
- Eaton, T.T., 2018. Approach and case-study of green infrastructure screening analysis for urban stormwater control. *J. Environ. Manage.* 209, 495–504.
- Fletcher, T.D., Andrieu, H., Hamel, P., 2013. Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art. *Adv. Water Resour.* 51, 261–279.
- Fletcher, T.D., Shuster, W., Hunt, W.F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., Bertrand-Krajewski, J.-L., Mikkelsen, P.S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D., Viklander, M., 2015. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water J.* 12, 525–542.
- Freni, G., Mannina, G., Viviani, G., 2009. Uncertainty assessment of an integrated urban drainage model. *J. Hydrol.* 373, 392–404.
- Freni, G., Mannina, G., Viviani, G., 2008. Uncertainty in urban stormwater quality modelling: The effect of acceptability threshold in the GLUE methodology. *Water Res.* 49, 2061–2072.
- Göbel, P., Dierkes, C., Coldewey, W.G., 2007. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *J. Contam. Hydrol.* 91, 26–42.
- Hammond, M.J., Chen, A.S., Djordjević, S., Butler, D., Mark, O., 2015. Urban flood impact assessment: A state-of-the-art review. *Urban Water J.* 12, 14–29.
- Jain, G. V., Agrawal, R., Bhandari, R.J., Jayaprasad, P., Patel, J.N., Agnihotri, P.G., Samtani, B.M., 2016. Estimation of sub-catchment area parameters for Storm Water Management Model (SWMM) using geo-informatics. *Geocarto Int.* 31, 462–476.
- Jakeman, A.J., Letcher, R.A., Norton, J.P., 2006. Ten iterative steps in development and evaluation of environmental models. *Environ. Model. Softw.* 21, 602–614.
- Jefferson, A.J., Bhaskar, A.S., Hopkins, K.G., Fanelli, R., Avellaneda, P.M., McMillan, S.K., 2017. Stormwater management network effectiveness and implications for urban watershed function: A critical review. *Hydrol. Process.* 31, 4056–4080.
- Jensen, P.N., Boutrup, S., Fredshavn, J.R., Nielsen, V.V., Lars M, S., Blicher-Mathiesen, G., Thodsen, H., Johansson, L.S., Hansen, J.W., Therkilldsen, O.R., Holm, T.E., Ellermann, T., Thorling, L., Holm, A.G., 2018. Vandmiljø og natur 2016 - NOVANA. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 274. (in Danish)
- Johansen, N.B., Harremoes, P., Jensen, M., 1984. Methods for calculation of annual and extreme overflow events from combined sewer systems. *Water Sci. Technol.* 16, 311–325.
- Johansen, N.B., Petersen, S.O., 1990. Bestemmelse af belastninger fra regn- vandbetingede udløb. Rapport nr. 4, Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen. (in Danish)
- JORF, 2015. Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou ég, *Journal Officiel de la République Française*. (in French)
- Jørgensen, H.K., Rosenørn, S., Madsen, H., Mikkelsen, P.S., 1998. Quality control of rain data used for urban runoff systems. *Water Sci. Technol.* 37, 113–120.
- Jørgensen, S.E., Bendricchio, G., 2001. *Fundamentals of Ecological Modelling* (3rd ed.), Development in Environmental Modeling. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Kleidorfer, M., Deletic, A., Fletcher, T.D., Rauch, W., 2009. Impact of input data uncertainties on

- urban stormwater model parameters. *Water Sci. Technol.* 60, 1545–1554.
- Langeveld, J., Benedetti, L., de Klein, J.J.M., Nopens, I., Amerlinck, Y., van Nieuwenhuijzen, A., Flameling, T., van Zanten, O., Weijers, S., 2013. Impact-based integrated real-time control for improvement of the Dommel River water quality. *Urban Water J.* 10, 312–329.
- Löwe, R., Vezzaro, L., Mikkelsen, P.S., Grum, M., Madsen, H., 2016. Probabilistic runoff volume forecasting in risk-based optimization for RTC of urban drainage systems. *Environ. Model. Softw.* 80, 143–158.
- Madsen, H., Gregersen, I.B., Rosbjerg, D., Arnbjerg-Nielsen, K., 2017. Regional frequency analysis of short duration rainfall extremes using gridded daily rainfall data as co-variate. *Water Sci. Technol.* 75, 1971–1981.
- Maestre, A., Pitt, R.E., Durrans, S.R., Chakraborti, S., 2005. Stormwater Quality Descriptions using the Three Parameter Lognormal Distribution. *J. Water Manag. Model.* 247.
- McIntyre, N., Wheeler, H., Lees, M., 2002. Estimation and propagation of parametric uncertainty in environmental models. *J. Hydroinformatics* 4, 177–198.
- Métadier, M., Bertrand-Krajewski, J.L., 2012. The use of long-term on-line turbidity measurements for the calculation of urban stormwater pollutant concentrations, loads, pollutographs and intra-event fluxes. *Water Res.* 46, 6836–6856.
- Métadier, M., Bertrand-Krajewski, J.L., 2011a. Assessing dry weather flow contribution in TSS and COD storm events loads in combined sewer systems. *Water Sci. Technol.* 63, 2983–2991.
- Métadier, M., Bertrand-Krajewski, J.L., 2011b. From mess to mass: A methodology for calculating storm event pollutant loads with their uncertainties, from continuous raw data time series. *Water Sci. Technol.* 63, 369–376.
- Mikkelsen, P.S., Madsen, H., Arnbjerg-Nielsen, K., Rosbjerg, D., Harremoës, P., 2005. Selection of regional historical rainfall time series as input to urban drainage simulations at ungauged locations. *Atmos. Res.* 77, 4–17. doi:10.1016/j.atmosres.2004.10.016
- Miljø- og Fødevareministeriet, 2017. BEK nr 1469 af 12/12/2017 - Bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4. (in Danish)
- Miljø- og Fødevareministeriet, 2016. Datateknisk anvisning for Renseanlæg. www.mst.dk (in Danish)
- Miljøministeriet, 2012. Datateknisk anvisning for Regnbetingede udløb. www.mst.dk (in Danish)
- Miljøstyrelsen, 2018. Punktkilder 2016. NOVANA –Punktkilder rapport, Miljøstyrelsen (in Danish)
- Miljøstyrelsen, 2017. NOVANA Det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur 2017-21. Programbeskrivelse. Miljøstyrelsen, <http://mst.dk/overvaagning> (in Danish)
- Miljøstyrelsen, 2006. Målinger af forureningsindhold i regnbetingede udledninger.
- Miljøstyrelsen, in preparation. a. Afrapportering af Det intensive måleprogram for de regnbetingede udløb 2012-2013 - Gug Skole oplandet. (in Danish)
- Miljøstyrelsen, in preparation b. Afrapportering af det intensive måleprogram for de regnbetingede udløb 2014-2016 - Grønlandstorv Aalborg. (in Danish)
- Mourad, M., Bertrand-Krajewski, J.L., Chebbo, G., 2005. Sensitivity to experimental data of pollutant site mean concentration in stormwater runoff. *Water Sci. Technol.* 51, 155–162.
- Müller, H., Haberlandt, U., 2018. Temporal rainfall disaggregation using a multiplicative cascade model for spatial application in urban hydrology. *J. Hydrol.* 556, 847–864.
- Naturstyrelsen, 2012a. Regnbetingede udløb, fælleskloak. Teknisk anvisning, Fagdatacenter for Punktkilder, <https://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur/punktkilder/ta-for-punktkilder/> (accessed on 2009/02/08)
- Naturstyrelsen, 2012b. Regnbetingede udløb, separatkloak. Teknisk anvisning, Fagdatacenter for Punktkilder, <https://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur/punktkilder/ta-for-punktkilder/> (accessed on 2009/02/08)
- Naturstyrelsen, 2012c. Prøvetagning renseanlæg. Teknisk anvisning, Fagdatacenter for Punktkilder, <https://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur/punktkilder/ta-for-punktkilder/> (accessed on 2009/02/08)
- Nordjyllands Amt, 2006. Afrapportering af det intensive måleprogram for de regnbetingede udløb 2004-2006 – Sulsted oplandet.

- Nordjyllands Amt, 2001. Afrapportering af det intensive måleprogram for de regnvandsbetingede udløb 2001 – Frejlev oplandet.
- Obropta, C.C., Kardos, J.S., 2007. Review of urban stormwater quality models: Deterministic, stochastic, and hybrid approaches. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 43, 1508–1523.
- Ort, C., Lawrence, M.G., Reungoat, J., Mueller, J.F., 2010a. Sampling for PPCPs in wastewater systems: Comparison of different sampling modes and optimization strategies. *Environ. Sci. Technol.* 44, 6289–6296.
- Ort, C., Lawrence, M.G., Rieckermann, J., Joss, A., 2010b. Sampling for pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) and illicit drugs in wastewater systems: Are your conclusions valid? A critical review. *Environ. Sci. Technol.* 44, 6024–6035.
- Ravagnani, F., Pellegrinelli, A., Franchini, M., 2009. Estimation of Urban Impervious Fraction from Satellite Images and Its Impact on Peak Discharge Entering a Storm Sewer System. *Water Resour. Manag.* 23, 1893–1915.
- Redfern, T.W., Macdonald, N., Kjeldsen, T.R., Miller, J.D., Reynard, N., 2016. Current understanding of hydrological processes on common urban surfaces. *Prog. Phys. Geogr.* 40, 699–713.
- Sandoval, S., Bertrand-Krajewski, J.-L., 2016. Influence of sampling intake position on suspended solid measurements in sewers: two probability/time-series-based approaches. *Environ. Monit. Assess.* 188, 347.
- Schaarup-Jensen, K., Rasmussen, M.R., Thorndahl, S., 2009. To what extent does variability of historical rainfall series influence extreme event statistics of sewer system surcharge and overflows? *Water Sci. Technol.* 60, 87–95.
- Schütze, M., Lange, M., Pabst, M., Haas, U., 2018. Astlingen – a benchmark for real time control (RTC). *Water Sci. Technol.* 2017, 552–560.
- Skatteministeriet, 2016. LBK nr 1323 af 11/11/2016 - Bekendtgørelse af lov om afgift af spildevand. (in Danish)
- Sørup, H.J.D., Davidsen, S., Löwe, R., Thorndahl, S.L., Borup, M., Arnbjerg-Nielsen, K., 2018. Evaluating catchment response to artificial rainfall from four weather generators for present and future climate. *Water Sci. Technol.* 77, 2578–2588.
- Sørup, H.J.D., Georgiadis, S., Gregersen, I.B., Arnbjerg-Nielsen, K., 2017. Formulating and testing a method for perturbing precipitation time series to reflect anticipated climatic changes. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 21, 345–355.
- Sørup, H.J.D., Lerer, S.M., Arnbjerg-Nielsen, K., Mikkelsen, P.S., Rygaard, M., 2016. Efficiency of stormwater control measures for combined sewer retrofitting under varying rain conditions: Quantifying the Three Points Approach (3PA). *Environ. Sci. Policy* 63, 19–26.
- Spildevandskomitéen, 2014. Skrift 30 - Opdaterede klimafaktorer og dimensionsgivende regnintensiteter. <https://ida.dk/om-ida/spildevandskomiteen/skrifter#se-og-hent-skrifter> (accessed on 2019/02/08).
- Sriwastava, A.K., Tait, S., Schellart, A., Kroll, S., Dorpe, M. Van, Assel, J. Van, Shucksmith, J., 2018. Quantifying Uncertainty in Simulation of Sewer Overflow Volume. *J. Environ. Eng.* 144, 04018050.
- The R Foundation, 2018. R 3.5.1 and R Studio 1.1.456. www.r-project.org/foundation/ (accessed on 2019/02/08).
- Thodsen, H., Tornbjerg, H., Windolf, J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Kjeldgaard, A., 2018. Vandløb 2016 - Kemisk vandkvalitet og stoftransport. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 270.
- Thorndahl, S., 2009. Stochastic long term modelling of a drainage system with estimation of return period uncertainty. *Water Sci. Technol.* 59, 2331–2339.
- Thorndahl, S., Balling, J.D., Larsen, U.B.B., 2016. Analysis and integrated modelling of groundwater infiltration to sewer networks. *Hydrol. Process.* 30, 3228–3238.
- Thorndahl, S., Beven, K.J., Jensen, J.B., Schaarup-Jensen, K., 2008. Event based uncertainty assessment in urban drainage modelling, applying the GLUE methodology. *J. Hydrol.* 357, 421–437.
- Thorndahl, S., Johansen, C., Schaarup-Jensen, K., 2006. Assessment of runoff contributing catchment areas in rainfall runoff modelling. *Water Sci. Technol.* 54, 49–56.

- Tscheikner-Gratl, F., Bellos, V., Schellart, A., Moreno-Rodenas, A., Muthusamy, M., Langeveld, J., Clemens, F., Benedetti, L., Rico-Ramirez, M.A., de Carvalho, R.F., Breuer, L., Shucksmith, J., Heuvelink, G.B.M., Tait, S., 2019. Recent insights on uncertainties present in integrated catchment water quality modelling. *Water Res.* 150, 368–379.
- Tscheikner-Gratl, F., Zeisl, P., Kinzel, C., Rauch, W., Kleidorfer, M., Leimgruber, J., Ertl, T., 2016. Lost in calibration: Why people still do not calibrate their models, and why they still should - A case study from urban drainage modelling. *Water Sci. Technol.* 74, 2337–2348.
- Van Buren, M.A., Watt, W.E., Marsalek, J., 1997. Application of the log-normal and normal distributions to stormwater quality parameters. *Water Res.* 31, 95–104.
- Vezzaro, L., Brudler, S., McKnight, U.S., Rasmussen, J., Mikkelsen, P.S., Arnbjerg-Nielsen, K., 2018a. Operationelle udlederkrav for regnbetingede overløb fra fællessystemer til vandløb. Rapport, DTU Miljø, Kgs. Lyngby, Denmark, www.orbit.dtu.dk (in Danish)
- Vezzaro, L., Brudler, S., McKnight, U.S., Rasmussen, J.J., Arnbjerg-Nielsen, K., 2018b. Regulating combined sewage discharges to support EU Water Framework Directive ambitions in natural water bodies. Report, DTU Environment, Kgs. Lyngby, Denmark
- Vezzaro, L., Mikkelsen, P.S., Deletic, A., McCarthy, D., 2013. Urban drainage models - Simplifying uncertainty analysis for practitioners. *Water Sci. Technol.* 68(10), 2136–43.
- Vonach, T., Kleidorfer, M., Rauch, W., Tscheikner-Gratl, F., 2018. An Insight to the Cornucopia of Possibilities in Calibration Data Collection. *Water Resour. Manag.* <https://doi.org/10.1007/s11269-018-2163-6>
- Wagner, B., Reyes-Silva, J.D., Förster, C., Benisch, J., Helm, B., Krebs, P., 2019. Automatic Calibration Approach for Multiple Rain Events in SWMM Using Latin Hypercube Sampling, in: Mannina G. (ed.) *New Trends in Urban Drainage Modelling*. Springer, Switzerland, pp. 435–440.
- Walker, W.E., Harremoës, P., Rotmans, J., van der Sluijs, J.P., van Asselt, M.B.A., Janssen, P., Kreyer von Krauss, M.P., 2003. Defining Uncertainty: A Conceptual Basis for Uncertainty Management in Model-Based Decision Support. *Integr. Assess.* 4, 5–17.
- Warmink, J.J., Janssen, J.A.E.B., Booij, M.J., Krol, M.S., 2010. Identification and classification of uncertainties in the application of environmental models. *Environ. Model. Softw.* 25, 1518–1527.
- Winther, L., Linde, J.J., Jensen, H.T., Mathiasen, L.L., Johansen, N.B., 2011. *Afløbsteknik*. Polyteknisk forlag. Kgs. Lyngby, Denmark (in Danish)
- Zoppou, C., 2001. Review of urban storm water models. *Environ. Model. Softw. with Environ. Data News* 16, 195–231.

Appendix A Concentration data from monitoring of Danish CSO discharges

The Danish Environmental Protection Agency has carried out several intensive monitoring campaigns focusing on wet weather discharges from both separate and combined systems. The results of these monitoring campaigns often provide the basis for the estimation of the typical concentration values that are used in the estimation of pollutant loads.

In this report, data from selected monitored campaigns (Table A1) were analysed. The main characteristics of these datasets are listed in Table A. The reader is redirected to the original source for further details on the monitoring campaigns and on the single measurement values.

Table A1. List of monitoring campaigns included in the analysis

Catchment	Type of system	Source
a Toftøjvej	Combined	Miljøstyrelsen (2006)
b Sulsted (A)	Separate	Miljøstyrelsen (2006)
c Sulsted (B)	Combined	Nordjyllands Amt (2006)
d Frejlev	Combined	Nordjyllands Amt (2001)
e Gug skole	Combined	Miljøstyrelsen (in preparation a)
f Grønlandstov	Combined	Miljøstyrelsen (in preparation b)

Table A2. Concentration data from Danish measurement campaigns (expressed as [mg/l])																	
Site		BOD ₅				COD				N				P			
		μ	m	σ	N	μ	m	σ	N	μ	m	σ	N	μ	m	σ	N
a	Toftøjvej					187	206	121	15	4.27	2.59	4.16	17	59.59	1.63	172	16
b	Sulsted (A)	5.61	5.2	3.66	18	25.6	24	19.4	23	5.65	2.35	6.49	23	0.46	0.25	0.50	23
c	Sulsted (B)	114	54	146	27	355	182	338	27	10.2	7.26	10.4	27	3.23	1.33	4.43	27
d	Frejlev	33.3	14.7	36.2	13	87.8	50.9	79.9	20	3.85	3.66	2.86	22	1.03	0.69	0.95	18
e	Gug skole					135	101	96.6	12	5.03	4	4.24	12	1.20	0.81	1.11	12
f	Grønlandstov	91.3	74.6	59.1	10	264	178	240	22	8.13	7.8	5.32	22	2.07	1.85	1.10	22

μ : mean value; m: median; σ : standard deviation; N: number of available observations

Technical University of Denmark
DTU Environment
Department of Environmental Engineering

Bygningstorvet
Bygning 115
2800 Kongens Lyngby
Tlf. 45251600
Fax 45932850

www.env.dtu.dk

Bilag 3

Datateknisk anvisning for regnbetingede udløb



Titel: Datateknisk anvisning for Regnbetingede udløb			
Dokumenttype: Teknisk anvisning	TA. nr.: DP02	Version: 2	Oprettet:
Forfattere: Miljøstyrelsen FDC Punktkilder: Bo Skovmark,	Gyldig fra: 01.02.2020		
	Sider: 13		
	Sidst ændret: 04.02.2020		
TA henvisninger	Alle relevante metode TA'er listes		
	P01		
	P02b		

1 Indledning og afgrænsning.....	2
2 Systembeskrivelse	2
2.1 Systemoversigt	2
2.2 Dataflow	3
3 Indlæggelse af data i fagsystem	4
3.1 Tekniske forhold.....	4
3.2 Data, koder og tidsfrister	7
3.3 Fejl og mangler.....	8
4 Kvalitetssikring	9
4.1 Indlægning af data i fagsystem eller filoverførselssystem	9
4.2 Faglig kvalitetskontrol.....	10
4.3 Stamdata og udledte mængder.....	10
5 Links og referencer	11
6 Bilag	11
6.1 Kodelister.....	11
6.2 Relaterede data TA'er	11
7 Oversigt over versionsændringer	12

1 Indledning og afgrænsning

De data tekniske anvisninger skal dække en beskrivelse af driftsdelen ift. data fra data genereres til data ligger i databasen i kvalitetssikret stand.

- Beregningsforudsætninger for beregninger af udledte stof- og vand-mængder fra Regnbetingede udløb. Hvilke fagsystemer og dataområder er dækket i denne data TA. Hvor findes evt. tilgrænsende data-områder/hvorledes afgrænses til andre systemer.
- Stamdata og udledte mængder oprettes/opdateres i databasen PULS
- Konstanter og typetal i beregningerne

2 Systembeskrivelse

2.1 Systemoversigt

Fagsystem (som i nogle tilfælde kan være databasesystemet hos fagdata-centret):

Systemnavn	PULS 2.0
Modul (evt.)	RBU
Tildeling af rettigheder	Henvendelse til IT-koordinator
Tilføj eventuel hvilke roller der findes	Indlæse resultater, læse, rette, beregne, låse udledte mængder etc.
Adgang til system	http://www.puls.miljoeportal.dk
Vejledninger	http://old.miljoeportal.dk/Dokumenter%20alle/Bruervejledning%20PULS.pdf
Drift af system	Danmarks Miljøportal
Support	Fejl i funktionaliteter indmeldes til DMP på mail til: miljoeportal@miljoeportal.dk
Udviklingsønsker:	FKG-Punktkilder
Superbrugere	Bo Skovmark bskov@mst.dk Lisbeth Nielsen linie@mst.dk

Der er forskellige rettigheder og roller afhængigt af hvilken organisation der skal bruge databasen. Roller og rettigheder tildeles af DMP og bestilles af de edb ansvarlige i organisationen.

Organisation	Rolle
Danmarks Miljøportal	miljoe_punktkilder_offdata_offentligheden
Virksomheder	miljoe_punktkilder_fagmedarbejder_virksomhed
Kommune	miljoe_punktkilder_fagmedarbejder_kommune
Miljøstyrelsen	miljoe_punktkilder_fagmedarbejder_mst

2.2 Dataflow

Dataflow for afrapportering

Kommune	Fagdatacenter for punktkilder	Fagdatacenter for punktkilder
Stamdata og årligt udledte mængder opdateres løbende og senest 15. marts hvert år med foregående års data. Når data er afrapporteret og efterfølgende beregnet eller låst af FDC, skal nye data opdateres på det efterfølgende år. Opdateringen sker i overensstemmelse med dataansvarsaftalen og spildevandsbekendtgørelsen. [5]	Hvert år beregnes de udledte mængder for de RBU'er, hvor kommuner ikke selv har indberettet mængder for hhv. normalår (gennemsnitsår) og konkret år.	De udledte mængder for normalår og konkrete år låses og kan nu benyttes i belastningsopgørelserne.

Alle forsyningsselskabernes regnbetingede udløb skal opdateres i PULS [5]. Større private og kommunale regnbetingede udløb som f.eks. private boligområder, industrivirksomheder, vejvand fra Hoved- og Motorveje, med et tilsluttet befæstet areal > 1.500 m²

Nødoverløb fra Pumpestation og det øvrige kloaksystem, der kun træder i funktion i nødstilfælde ved driftsforstyrrelser som f.eks. pumpestop tilstopninger er ikke et regnbetinget udløb, men kan lægges i PULS som en RBU med koden 1 for Urenset spildevand.

Ved større nødoverløb skal Forsyningen indberette de udledte mængder til Miljøstyrelsen som lægger datene i PULS.

3 Indlæggelse af data i fagsystem

3.1 Tekniske forhold

Beregningsmetoder

I det generelle program skal der årligt beregnes udløbsmængder for samtlige regnbetingede udløb for normalår og konkretår. Normalår skal bruges til at følge udviklingen i de udledte mængder som følge af ændringer i kloaksystemerne (bassiner, separatkloakering, nye udløb) mens konkret år's udledningen afspejler hvor meget udløbene bidrager med det pågældende år.

Det er muligt at både indberette normalår og/eller konkretår. Indberettes kun det ene år vil Miljøstyrelsen nedbørskorrigere det indberettede år til det manglende år. Alternativt benyttes forrige årsindberetning af normalår hvis der ikke er sket ændringer i Stamdata der kan have indflydelse på de udledte mængder.

Der findes flere følgende beregningsmetoder

Niveau 1 – Arealenhedstalsberegning (PULS)

Niveau 3 – Modelberegning (Mouse/Samba, Mike Urban mm) eller målinger

Niveau 1 kan anvendes til beregning af den samlede udledning fra fælleskloakerede oplande med flere aflastningspunkter (overløbsbygværker) til samme vandområde. Tilsvarende kan den samlede udledning fra separatsystemer beregnes.

Som grundlag for beregningerne anvendes det impermeable areal. Dette findes som den hydrologiske reduktionsfaktor gange det befæstede areal. Det impermeable areal er det areal, der bidrager til afstrømning når det regner og kaldes også det reducerede areal (red. ha.)

På baggrund af en række forudsætninger om afløbssystemet og en regnserie [6] samt en simuleringsmodel f.eks. Mike Urban, kan der beregnes enhedstal for årsbelastningen. Enhedstallene for fællessystemerne beregnes for en kombination af 4 forskellige afløbstal og 4 forskellige bassinvolumener, så et sæt kommer til at bestå af 16 værdier for hver parameter.

Ved beregningen af arealenhedstal for fællessystemer er følgende forudsætninger benyttet:

Initialtab på 0,6 mm

Hydrologisk reduktionsfaktor: 0,8

40 PE/ha

250 l/PE/døgn (incl. indsivning)

Lineær tid-areal-kurve med en afløbstid på 20 min

Komponent	Overvand Middelbelastning (mg/l)	Spildevand (mg/l)	Over- løbs- vand Middel- belast- ning (mg/l)	Separat overflade- vand (mg/l)
BI ₅	25	160	30	6
COD	160	320	180	50
Tot-N	10	43	12	2
Tot-P	2,5	13	2,0	0,3

Tabel 1: Forureningskoncentrationer i overvand, spildevand, overløbsvand og separatoverfladevand. [1]

Afløbstal/ Basssinvolumen	0 mm	2 mm	10 mm	25 mm
0,1 µm/s	3730	2080	530	120
0,3 µm/s	2410	1050	220	50
1,0 µm/s	910	310	100	20
2,0 µm/s	480	210	70	10

Tabel 2: Arealenhedstal for aflastet **volumen** for en regnserie med en årsnedbør på 650 mm. Enhederne er m³/red. ha/år

Enhedstallene for separatkloakerede oplande udregnes ud fra årsnedbøren fratrullet initialtabet på 0,6 mm pr. regnhændelse.

Komponent	Separat overflade- vand mg/l	Separat overfladevand (mg/l)
Årsnedbør (brutto)	-	650 mm
Årsnedbør (netto)	-	485 mm
Volumen	-	4850 m ³ /red. ha/år
BI ₅	6 mg/l	30,3 kg/red. ha/år
COD	50 mg/l	243 kg/red. ha/år
Tot-N	2 mg/l	9,7 kg/red. ha/år
Tot-P	0,3 mg/l	1,6 kg/red. ha/år

Tabel 3: Typetal for indhold af forurenende stoffer og eksempel på Arealenhedstal for separatkloakerede oplande.

Typetallene kan justeres, hvis ny viden indsamlet gennem det intensive måleprogram indikerer, at der er behov for ændringer. Typetallet for overløbsvand er i 2019 reduceret med 1/3 på baggrund af måleresultater og mindre fosfor i husspildevand.

Det er undersøgt om forskellige regnserier korrigeret for nedbør giver samme arealenhedstal. Undersøgelsen viser ikke noget klart billede af sammenhæng stationerne og renseriernes imellem. Derfor er det, hvor der ikke forefindes lokale arealenhedstal, valgt at tage udgangspunkt i "Sulsted-regnserien" ved beregninger i PULS.

Niveau 3

For de Punktkilder, hvor kommunerne/forsyningen har indlagt niveau-3 beregnede resultater, benyttes disse. Det anbefales, at de niveau-3 beregnede udledte mængder, beregnes på baggrund af en lokal rengserie på mindst 10 år, når der regnes for normalår.

Af nedenstående tabel fremgår DMI's normalnedbør (1961-90) fordelt på landsdele. Næste nedbørs normal hedder 1991- 2020, og indtil da benyttes den gamle normal vel vidende, at der er en tendens til større årsnedbør. Som konkretårs nedbør benyttes aktuelle målinger fra DMI's regnmålnet.

Enhedstallene bruges i PULS til at foretage beregninger de steder, hvor der ikke findes niveau-3 beregnede resultater og er en forudsætning for, at PULS kan foretage beregninger.

Krav til data i PULS for fælleskloak for at kunne foretage niveau-1 beregning	Hvor i PULS findes data	Datakrav
Bygværkstype (Sc1074)	Status/Plan * oplysninger	
Tot. areal (ha)	Kloakopland	Skal være > 0
Red. areal (ha)	Kloakopland	Skal være > 0
Volumen Sparrebassin (m ³)	Status/Plan oplysninger	Må godt være 0
Afløb fra overløbsbygværk /sparrebassin =Qa (l/s)	Status/Plan oplysninger	Skal være > 0
Nedstrøms punktkilde (Overløbsbygværk eller renseanlæg)	Punktkilde stamdata	Der skal være red. areal på alle RBU'er også det længst nedstrøms.
Tørvejrs spildevandsmængde + evt. indsivning (l/s)	Kloakopland	

Tabel 4: Nødvendige data i PULS for **fælleskloak** for at kunne foretage niveau-1 beregning

Nødvendige data i PULS for separatkloak for at kunne foretage niveau-1 beregning	Hvor i PULS findes data	Datakrav
Bygværkstype (Sc1074)	Stamdata	
Tot. areal (ha)	Kloakoplande	Skal være > 0
Red. areal (ha)	Kloakoplande	Skal være > 0 (ved spildevandskloakeret opland kan arealet dog være 0)
Volumen forsinkelsesbassin (m ³)	Stamdata	Skal ikke udfyldes, hvis der ikke er bassin
Tørvejrs spildevandsmængde + evt. indsivning (l/s)	Kloakoplande	Skal udfyldes hvis spildevandet løber til overløbsbygværk.

Tabel 5: Nødvendige data i PULS for **separatkloak** for at kunne foretage niveau-1 beregning

Findes der en målt overløbsvandmængde, for det pågældende konkrete år skal dette afrapporteres sammen med den registrerede årsnedbør. De udløbte stofmængder kan enten beregnes ud fra typetal eller målte koncentrationer.

3.2 Data, koder og tidsfrister

For bygværkstype, Rensningstype og Kloakeringstype benyttes Stancode [6]. I nedenstående tabeller er angivet de koder der normalt benyttes.

ScKode (1074)	Beskrivelse	Bemærkning
0	ikke oplyst	Ikke oplyst
1	SE	Separat regnvand
2	SF	Separat regnvand med forsinkelsesbassin
3	OV	Overløbsbygværk uden bassin
5	OS	Overløbsbygværk med sparebassin (tilbageløb til renseanlæg)
7	OF	Overløbsbygværk med forsinkelsesbassin på overløb
9	OK	Overløb med spare- og forsinkelsesbassin (Kombibassin)
12	BE	Beregningspunkt, f.eks. til datasummering foran renseanlæg
13	UR	Urenset spildevand

Tabel 6: Bygværkstyper for regnbetingede udløb i PULS

ScKode (1069)	Beskrivelse
17	Hvirvelseparator
18	Mekanisk rens.
19	Flotation
90	Mikrosigte
111	Sandfang
121	Mekanisk rist
122	Dykket afløb (skumbrædt etc.)
123	Sandfilter
124	Sparebassin af typen off-line (overløb udenfor bassinet)
125	Vådt bassin

Tabel 7: Rensningstype for RBU

ScKode (1083)	Beskrivelse
0	Ej oplyst
1	Fælles kloakeret
2	Separat kloakeret
3	Spildevandskloakeret
4	Overfladevandskloakeret

Tabel 8: Kloakeringstype for kloakplande i PULS

Eventuelle spørgsmål til Stancode eller ansøgning om nye Stancode-koder sendes til:

Standat-sekretariatet v/ Susanne Boutrup

e-mail: sub@dmu.dk

Tlf.: 8920 1749

3.3 Fejl og mangler

Leverer kommunerne og spildevandsforsyningsselskaberne ikke de data, der er nødvendige for at kunne foretage en beregning for udledningen fra de enkelte regnbetingede udløb, er det ikke muligt at fylde huller ud, da fagdatacenteret ikke har viden om de enkelte udledninger.

4 Kvalitetssikring

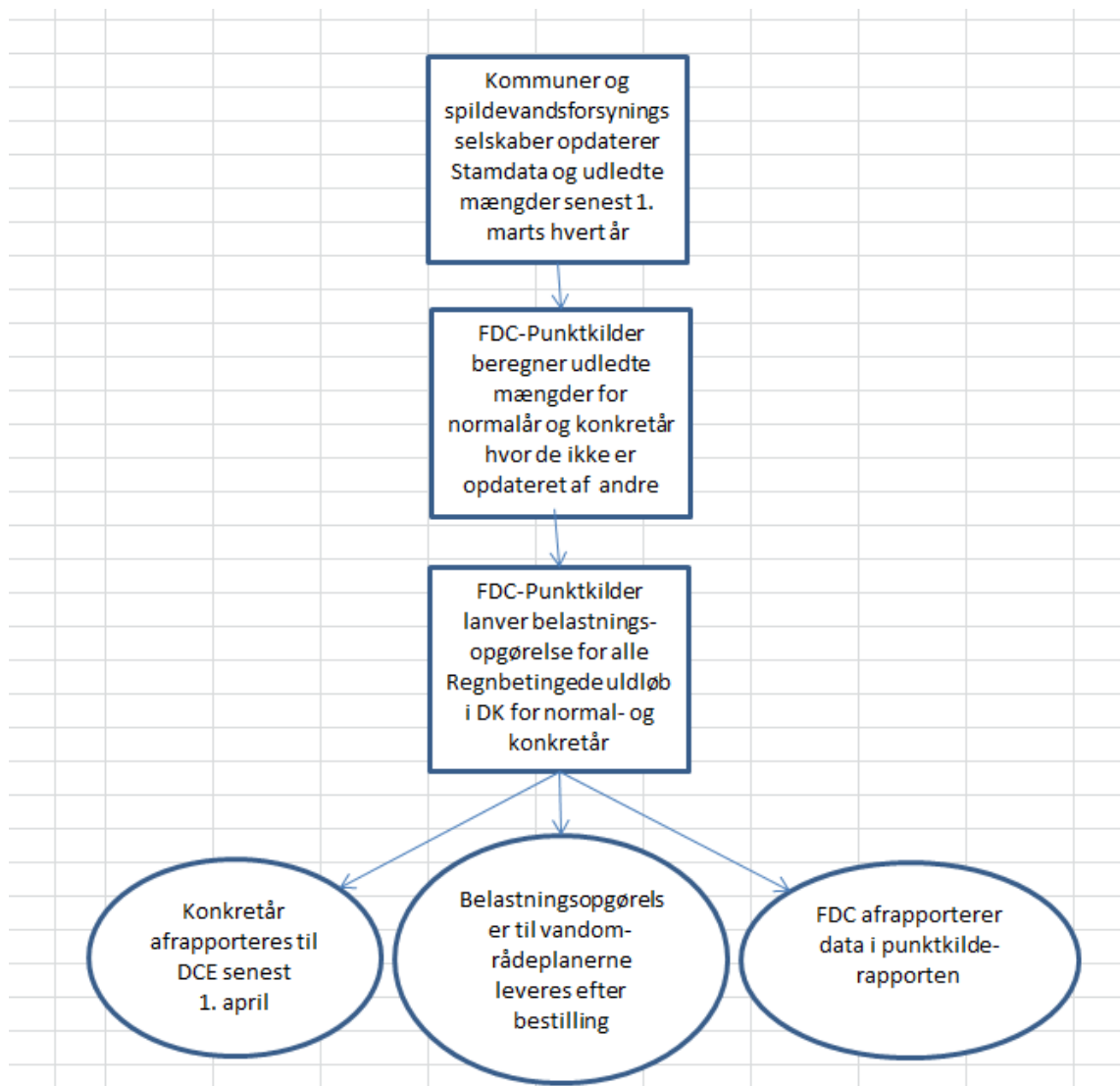
Der foretages kvalitetssikring på følgende niveauer

- Stamdata og udledte mængder

4.1 Indlægning af data i fagsystem eller filoverførselssystem

Stamdata og udledte mængder

Proceduren for kvalitetssikring af Stamdata og udledte mængder for de regnbetingede udløb fremgår af fig. 2



Figur 2: Flowdiagram for Kvalitetssikrings af belastningsopgørelser for Regnbetingede udløb

4.2 Faglig kvalitetskontrol

Kvalitetssikring af data skal varetages af personer, som er godkendt til opgaven jævnfør MST kvalitetsledelses "Instruks for oplæring og for dokumentation af overvågningskompetencer". Instruksen sikrer, at medarbejderen er oplært i relevante tekniske og datatekniske anvisninger, faglige problemstillinger og kvalitetssikringsværktøjer. Derudover kræves der kendskab til PULS (Punktkildedatabasen) og Excel regneark. Kendskab til og brug af PULS sker ved sidemandsoplæring af medarbejder i FDC-punktkilder.

4.3 Stamdata og udledte mængder

Opgørelserne over de udledte mængder skal kvalitetssikres ved at foretage nedenstående beregninger og sikre at de ikke afviger fra de angivne acceptintervaller. Ved afvigelser kontaktes den dataansvarlige med henblik på at få rettet eventuelle fejl. Kontrollen laves i regneark på baggrund af data udtrukket fra Puls. Regnearket er udviklet og vedligeholdes af FDC-punktkilder.

Fælleskloak	acceptinterval	enheder
Kvælstof/Vandmængde	10-12	mg/l
Fosfor/Vandmængde	1,5-3,5	mg/l
Vandmængde/red.areal	< 5000	m ³ /red.ha
COD/Bi-5	3-7	

Tabel 11: Acceptintervaller for udledning fra Fælleskloak

Separatkloak	acceptinterval	enheder
Kvælstof/Vandmængde	1,8 -2,2 (0,9 - 2,2)*	mg/l
Fosfor/Vandmængde	0,2-0,5 (0,1 - 0,5)*	mg/l
Vandmængde/red.areal	3500-9000 (nedbørsafhængig)	m ³ /red.ha
COD/Bi-5	7-12	

Tabel 12: Acceptintervaller for udledning fra Separatkloak.

*) gælder for udløb med bassin (SF) hvor der kan være renseeffekt indregnet.

5 Links og referencer

[1] Spildevandsforskning: nr. 4 1990 "Bestemmelse af belastningen fra regnvandsbetingede udløb".

[2] DMI Klimanormaler: <http://www.dmi.dk/vejr/arkiver/normaler-og-ekstremer/klimanormaler-dk/>

[3] Danmarks Miljøportal adgang til PULS (kræver brugeroprettelse)
<https://puls.miljoportal.dk/>

[4] Spildevandskomitéens regnmålersystem
<http://www.dmi.dk/erhverv/anvendelse-af-vejrd-data/spildevandskomiteens-regnmaalersystem/>

[5] Dataansvarsaftalen. Bilag 4 Punktkilder i Excel
http://internet.miljoportal.dk/inddatering_data/register_dataansvar/Sider/forside.aspx

[6] Stancodelister
<http://www.dmu.dk/myndighedsbetjening/overvaagning/stancode/stancodelister/>

[7] PULS brugervejledning:

6 Bilag

6.1 Kodelister

De forskellige kodelister der benyttes i PULS kan findes på StandCode hjemmeside.

<http://dce.au.dk/overvaagning/stancode/stancodelister/>

6.2 Relaterede data TA'er

Der kan henvises til nedenstående 2 TA'er der beskriver det praktiske forudsætninger for prøveudtagning ved regnbetingede udløb:

Teknisk anvisning P01 - Regnbetingede udløb, fælleskloak

Teknisk anvisning P02 - Regnbetingede udløb, separatkloak

<https://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur/punktkilder/fagdatacenter-for-punktkilder/>

7 Oversigt over versionsændringer

Ver- sion	Dato	Emne:	Ændring:
1	18-9-2014		Kvalitetsafsnit udarbejdet
1.1	1-4-2017		Indberetningsomfang og overløbsvand tilføjet
1.2	1-11-2018		Udbygning af kvalitetsafsnit og nyt bilag 6.3
2	4-2-2020		Tilpasset begreberne i Puls 2.0 og ny typetal for fosfor

Bilag 4

Omkostningsanalyse baseret på erfaringstal fra rundspørge hos forsyninger

PULS-indberetning af overløb - Udarbejdelse af grundlag for standardiseret indberetning af overløb
 Bilag 4 - Omkostningsanalyse baseret på erfaringstal fra rundspørge hos forsyninger

Udarbejdet af EnviDan A/S for Forsyningssekretariatet
 Kontakt: Kristoffer Tønder Nielsen, EnviDan A/S, kri@envidan.dk

Antal bygværker						Etableringsomkostninger				
	Billund	Fredensborg	Fredericia	Nyborg	SAMN	Billund	Fredensborg	Fredericia	Nyborg	SAMN
0	2									
1		0		11						
2		20		16	79		600.000 kr.			1.600.000 kr.
3	20		2	15	0	605.500 kr.			225.000 kr.	
4			36	6	0			2.300.000 kr.	420.000 kr.	
5				0						

Antal bygværker						Årlige omkostninger				
	Billund	Fredensborg	Fredericia	Nyborg	SAMN	Billund	Fredensborg	Fredericia	Nyborg	SAMN
0	2									
1		0		11						
2		20		16	79					300.000 kr.
3	20		2	15	0	125.000 kr.			25.000 kr.	
4			36	6	0			265.000 kr.	5.000 kr.	
5				0						

PULS-indberetning af overløb - Udarbejdelse af grundlag for standardiseret indberetning af overløb
 Bilag 4 - Omkostningsanalyse baseret på erfaringstal fra rundspørgs hos forsyninger

Udarbejdet af EnviDan A/S for Forsyningssekreatariatet
 Kontakt: Kristoffer Tønder Nielsen, EnviDan A/S, kri@envidan.dk

Antal bygværker						Etableringsomkostninger pr. bygværk					Gennemsnitlige etableringsomkostninger
	Billund	Fredensborg	Fredericia	Nyborg	SAMN	Billund	Fredensborg	Fredericia	Nyborg	SAMN	
0	2										-
1		0		11							-
2		20		16	79		30.000 kr.			20.253 kr.	25.127 kr.
3	20		2	15	0	30.275 kr.			15.000 kr.		22.638 kr.
4			36	6	0			63.889 kr.	70.000 kr.		66.944 kr.
5				0							-

Antal bygværker						Årlige omkostninger pr. bygværk					Gennemsnitlige årlige driftsomkostninger
	Billund	Fredensborg	Fredericia	Nyborg	SAMN	Billund	Fredensborg	Fredericia	Nyborg	SAMN	
0	2										-
1		0		11							-
2		20		16	79					3.797 kr.	3.797 kr.
3	20		2	15	0	6.250 kr.			1.667 kr.		3.958 kr.
4			36	6	0			7.361 kr.	833 kr.		4.097 kr.
5				0							-

PULS-indberetning af overløb - Udarbejdelse af grundlag for standardiseret indberetning af overløb
 Bilag 4 - Omkostningsanalyse baseret på erfaringstal fra rundspørgs hos forsyninger

Udarbejdet af EnviDan A/S for Forsyningssekreatariatet
 Kontakt: Kristoffer Tønder Nielsen, EnviDan A/S, kri@envidan.dk

Omregning af besvarelser			Rapport
Minimumsomkostninger af besvarelser omregnet til årlige omkostninger over en 10-års periode	Maksimumomkostninger af besvarelser omregnet til årlige omkostninger over en 10-års periode	Gennemsnitsomkostninger af besvarelser omregnet til årlige omkostninger over en 10-års periode	Vurderede årlige omkostninger fra rapport
0 kr.	0 kr.	-	-
0 kr.	0 kr.	-	7.500 kr.
5.823 kr.	6.797 kr.	6.310 kr.	13.000 kr.
3.167 kr.	9.278 kr.	6.222 kr.	42.000 kr.
7.222 kr.	14.361 kr.	10.792 kr.	62.000 kr.
0 kr.	0 kr.	-	323.000 kr.

PULS-indberetning af overløb - Udarbejdelse af grundlag for standardiseret indberetning af overløb
 Bilag 4 - Omkostningsanalyse baseret på erfaringstal fra rundspørgs hos forsyninger

Udarbejdet af EnviDan A/S for Forsyningssekreatariatet
 Kontakt: Kristoffer Tønder Nielsen, EnviDan A/S, kri@envidan.dk

Sammenligning af totalomkostninger		
Optimeret fordeling af bygværker på vidensniveauerne fra rapport	Totalomkostninger baseret på besvarelser. Ukendt omkostninger erstattes med omkostningerne angivet i rapporten	Totalomkostninger fordelt på vidensniveauer baseret på omkostninger angivet i rapporten
-	0 kr.	0 kr.
2635	19.762.500 kr.	19.762.500 kr.
998	6.297.506 kr.	12.974.000 kr.
384	2.389.280 kr.	16.128.000 kr.
253	2.730.292 kr.	15.686.000 kr.
17	5.491.000 kr.	5.491.000 kr.
Totalomkostninger	36.670.578 kr.	70.041.500 kr.
Nuværende omkostninger	17.277.315 kr.	33.000.000 kr.
Meromkostninger	19.393.263 kr.	37.041.500 kr.
Takststigning (2016) pr. m3 vand	0,05	0,10
Takststigning (2018) pr. m3 vand	0,07	0,13