

FREMMEDVANN I OSLO KOMMUNE.  
EVALUERING AV FREMMEDVANNETS VOLUM, KILDER OG  
SAMMENHENG MED MÅLBARE EGENSKAPER TIL  
AVLØPSNETTET.

INFILTRATION AND INFLOW IN OSLO MUNICIPALITY.  
ASSESSMENT OF I/I VOLUMES, SOURCES AND RELATIONSHIP WITH  
MEASURABLE WASTEWATER NETWORK'S CHARACTERISTICS.

MANUEL FRANCO TORRES

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP  
INSTITUTT FOR MATEMATISKE REALFAG OG TEKNOLOGI, IMT  
MASTEROPPGAVE 30 STP. 2013



## FORORD

Her presenteres resultatet av min hovedoppgave som student av Master i Vann- og Miljøteknikk ved Universitetet ved Miljø- og Biovitenskap utarbeidet mellom juni 2012 og mars 2013.

Det finnes ikke en bedre måte å skrive dette forordet på enn å gi en hjertelig takk til de som gjorde denne oppgaven mulig.

Først må jeg takke Vann- og Avløpsetaten (VAV) i Oslo kommune for sin økonomiske støtte og ikke minst for sin interesse for denne oppgaven. Generelt, takk til alle som jobber der, fordi jeg bare fikk den mest positive svar mulig hver gang jeg ba om hjelp. Jeg har bare gode ord for alle menneskene jeg møtte der.

Jeg anser meg selv som veldig heldig for å ha hatt Magnus Olsen som reisefølge. Han har bidratt i alle aspekter av denne studien, fra A til Å, fra valg av metodologi til språkvask. Takk til han for alle timene han brukte for å hjelpe meg, den moralske støtten og de mange diskusjonene vi hadde som ga opphav til de beste ideene i denne studien. Fra han lærte jeg uenighets kraft.

Tusen takk til veilederne mine, Oddvar Lindholm og Arnhild Krogh. Til Oddvar for å gi meg muligheten til å gjøre denne spennende oppgaven og for å være alltid tilgjengelig. Takk til Arnhild for å åpne VAVs dører for meg, for å finne økonomisk støtte til prosjektet, for å sørge for at jeg alltid hadde alt jeg trengte, for sin interesse for oppgaven og ikke minst for sin tålmodighet. Takk også til Geir Lindholm fra ROSIM for å hjelpe med bruk av modellen.

Sist, takk til alle som har hjulpet meg på en eller annen måte, alle mine venner og medstudenter fra Vann- og Miljøteknikk. Spesielt takk til Erling Desserud og Åshild Hauso for å lese gjennom oppgaven og bidra med sine meninger.

Ås, april, 2013.



## ABSTRACT

The national wastewater collection system is one of the most important and valuable pieces of infrastructure in Norway. It serves 84 % of the population (SSB 2013) and it is calculated to have a replacement cost equivalent to 20 % of Norway's gross domestic product (Ødegård et al. 2013). According to RIF (2010), its poor present state threatens its functionality, and it is expected to worsen in coming years. Cracked pipes and defective joints, together with more intense precipitation (a consequence of climate change) and intense urbanization, could increase the volumes of wastewater transported by the net.

Here, infiltration and inflow (I/I) refers to all wastewater in the collection system that is not sewage: rainfall, groundwater and leakages from the drinking water network. Infiltration is composed of water that enters the system through cracks and defective joints. Inflow is water that is led to the system through different types of connections. In the case of combined sewer systems (CSS), many of these connections are planned (drains from impervious areas) while others are accidental (cross connections), illegal (some private drains) or unnecessary (some roof drains). Both flows are normally aggregated due to the difficulty of determining their sources.

High rates of I/I pose a problem for the operational effectiveness of the sewer system. When heavy precipitation occurs, it increases the likelihood that the transported volume of wastewater exceeds the capacity of the wastewater system. This causes combined sewer overflows and floods. Over the long term, high volumes of I/I will raise the cost of transporting and treating waste water, increase the amount of pollution discharged from wastewater treatment plants to the recipients, and may damage the infrastructure.

Lindholm et al. (2012) reported that the typical proportion of I/I in Norwegian networks exceeds 50 % of the total volume on an annual basis. The purpose of this thesis is to provide a more accurate estimation of the average volumes of I/I for different wastewater catchments, and to determine measurable factors that might have a direct influence upon this phenomenon. Experimental areas in Oslo have been used as case studies.

A simple model was employed to simulate wastewater flow. Input data were long term weather observations (rainfall, temperature, potential evapotranspiration), population metrics, wastewater catchment area and percentage of impervious surfaces. Simulations were calibrated according to real wastewater flow measurements. The validation process consisted of comparisons between the predictions made by the calibrated model and real water flow measurements. In properly calibrated zones, the model can distinguish between the different sources of the total waste water flow. These volumes are determined by the response time and slope of a hydrograph after rainfall events. The model is implemented here as a tool which has reduced input data requirements and a user friendly interface.

A total of 75 waste water flow and rainfall measurements were selected from the database of measurements available at Oslo Water and Sewerage Works (VAV<sup>1</sup>). Observations typically spanned a period from the 1st of June until the 1st of December. A Nash-Sutcliffe test indicated that 37 of the observations showed a good fit between observed and simulated volumes, and these were selected for further analysis. Flow measurement points were used to delimit the parts of the network that produce the measured flow (sewage watershed). Several key parameters for each of these zones were calculated from the database: percentage of CSS, average age of the conduits, percentage of impervious surfaces and interceptions of the net with enclosed streams and water bodies. These parameters were analysed for correlations with simulated percentages of I/I.

The model's results indicated that there is an average of 56.1 % I/I in the total transported wastewater volume with a specific rate of 1.56 l/s·km. There is a remarkable variation between zones. A clear relationship was found between total I/I volume and total precipitation volume - a 100 % increase in precipitation caused a 50 % increase in I/I. No strong correlation was found between I/I volumes and any of the studied field parameters. I/I volumes seem to be larger in areas with larger proportions of CSS, especially when intense precipitations occur. However, this study shows that over the long term, surface runoff is only a small proportion of total I/I (under 20 %) and neither the type of system (combined or separated) nor the percentage of impervious surfaces significantly affects I/I total volumes.

The main finding is that I/I volume is very variable, and difficult to predict from sewage watershed parameters, because it is composed of several flows with high variability in space, time and source.

---

<sup>1</sup> Vann- og avløpsetaten, Oslo Kommune.

## SAMMENDRAG

Avløpssystemer er en av de viktigste og mest verdifulle infrastrukturene i Norge. Disse betjener 84 % av landet befolkning (SSB 2013), og det er beregnet at det har en gjenanskaffelsesverdi tilsvarende 20 % av Norges bruttonasjonalprodukt (Ødegård et al. 2013). Ifølge RIF (2010), truer dårlig tilstand dets funksjonalitet. Samtidig er det forventet en forverring i de kommende årene. Sprekker i ledninger og utette skjøter i kombinasjon med mer intense nedbør (konsekvens av klimaendringer) og intens urbanisering vil antageligvis øke avløpsvannvolumet.

Her defineres fremmedvann som alt avløpsvann i avløpssystemene med unntak av spillvann. Fremmedvann er da blant annet: nedbør, grunnvann og lekkasjer fra drikkevannsnett. Vann fra disse kildene infiltrerer systemet gjennom sprekker og utette skjøter eller ledes til systemet gjennom ulike tilkoblinger. I fellesavløpssystemer (AF) er mange av disse tilkoblingene planlagt (avrenning fra tette flater), mens andre er utilsiktete (feilkoblinger), ulovlige (noen private drencsystemer) eller unødvendige (noen taknedløp).

Store fremmedvannmengder er et problem for effektiviteten til avløpssystemet. Under intense regn øker sannsynligheten for at avløpsvannføringen overskrider kapasiteten til systemet. Dette fører til avløpsvannoverløp og kjelleroversvømmelser. På lang sikt vil store fremmedvannmengder øke kostnadene for transport og rensing av avløpsvann, øke mengden forurensing som slippes ut fra rensenanlegg til resipienten og muligens skade infrastrukturen.

Lindholm et al. (2012) rapporterte at den typiske andelen fremmedvann i de norske nettverkene overstiger 50 % av det totale volumet på årsbasis. Denne masteroppgaven prøver å gi en mer nøyaktig estimering av gjennomsnittlig volum av fremmedvann for ulike avløpsfelt og bestemme målbare faktorer som kan ha en direkte innflytelse på dette fenomenet. Noen avløpsfelt i Oslo kommune har vært brukt som case study.

Det ble benyttet en enkel modell for å simulere avløpsvannføring. Input-data bestod av langvarige værobservasjoner (nedbør, temperatur, potensiell fordampning), befolkningstall, avløpsfeltets areal og prosent tette flater. Simuleringene ble kalibrert i henhold til reelle avløpsvannføringsmålinger. I valideringsprosessen ble tilpasningen av simuleringene gjort med den kalibrerte modellen vurdert opp mot reelle vannføringsmålinger. I riktig kalibrerte soner kan modellen skille de ulike komponentene i den totale avløpsvannføringen. Disse volumene bestemmes av responstid og gradient på hydrografen etter nedbørhendelser. Denne modellen er et verktøy som har reduserte krav til input-data og et brukervennlig grensesnitt.

Et sett med 75 avløpsvannføringsmålinger og deres tilhørende nedbørsmålinger ble valgt ut fra tilgjengelige målinger hos Oslo kommune Vann- og avløpsetaten (VAV). Vanligvis dekker observasjonene en periode fra 1. juni til 1. desember. Med hjelp av Nash-Sutcliffe testen ble det vurdert at 37 observasjoner viste en god tilpasning mellom observerte og simulerte vannføringskurver, og disse ble valgt for videre analyse. Kartdata og observasjoner i felt ble benyttet for å avgrense deler av nettverket som gir bidrag til de målte vannføringene (avløpssonene). Flere parameter for hver av dem ble beregnet ut fra VAVs database: andel

nettverk som er AF, gjennomsnittlig alder til ledningene, andel tette flater og antall krysninger mellom nettet og lukkede bekker eller vassdrag. Disse parameterne ble analysert for korrelasjon med simulerte fremmedvannvolumer.

Resultatene viser gjennomsnittlig fremmedvannsandel på 56,1 % av totalvolumet og en spesifikk fremmedvannvannføring på ca. 1,56 l/s·km. Det er en bemerkelsesverdig variasjon mellom feltene. Det ble funnet en klar sammenheng mellom totalt fremmedvannvolum og totalt nedbørsvolum, hvor en 100 % øking i nedbør forårsaket en 50 % øking i fremmedvann. Likevel finnes det ikke noen sterk korrelasjon mellom fremmedvannmengden og noen av de studerte feltenes parameter. Fremmedvannvolum synes å være større i områder med større andeler av AF, spesielt under intense nedbørshendelser. Imidlertid er det vist at over et langsiktig perspektiv er overflateavrenning bare en liten del av det totale fremmedvannvolumet (under 20 %). Verken type system (kombinert eller separert) eller prosentandelen tette flater har en betydelig innvirkning på totalt fremmedvannvolum.

Hovedfunnet er at fremmedvannmengden er svært variabel og vanskelig å forutsi ut i fra feltets målbare parameter fordi den består av flere komponenter med høy variasjon i rom, tid og kilde.

# INHOLDSLISTE

1.	INNLEDNING .....	5
1.1	HISTORISK GJENNOMGANG .....	5
1.2	FORHOLD SOM VIL GI UTFORDRINGER FRAMOVER .....	7
1.2.1	URBANISERING.....	8
1.2.2	AVLØPSNETTETS DÅRLIG TILSTAND .....	8
1.2.3	KLIMAENDRING .....	9
1.3	FREMMEDVANN.....	9
1.3.1	KONSEKVENSER AV FREMMEDVANN .....	11
1.3.2	VURDERING AV FREMMEDVANN.....	12
1.3.3	STØRRELSE AV PROBLEMET I NORGE .....	14
1.3.4	LØSNINGER.....	15
1.4	MÅL.....	17
2.	METODE.....	18
2.1	INDELING AV FREMMEDVANN VOLUM.....	18
2.2	MODELLOPPBYGGING .....	20
2.2.1	SIMULERING AV DINF.....	21
2.2.2	SIMULERING AV INNF.....	22
2.2.3	SIMULERING AV INF OG SPILLVANN .....	23
2.3	DATAINNSAMLING .....	23
2.3.1	DATA FOR FREMMEDVANNSSIMULERING .....	24
2.3.2	FELTDATA.....	30
2.4	MODELLENS REPRESENTASJON AV VANNFØRING .....	30
2.4.1	VISUALISERING AV MODELLENS BEREGNINGER .....	30
2.4.2	KALIBRERING.....	31
2.4.3	VALIDERING AV KALIBRERINGSRESULTATER.....	34
2.4.4	SIMULERING .....	36
2.5	DATAANALYSEN.....	36
2.5.1	SIMULERTE FREMMEDVANNVOLUM.....	37



2.5.2	HYPOTESER AV FORHOLD MELLOM FREMMEDVANN OG FELTETS EGENSKAPER .....	37
2.5.3	KORRELASJONSMATRISE.....	38
2.5.4	DETALJERT STUDIE AV FELTETS PARAMETER OG FREMMEDVANN .....	39
3.	RESULTATER.....	41
3.1	SONEINNDELING.....	41
3.2	PROGRAMSIMULERING .....	43
3.2.1	KALIBRERING.....	43
3.2.2	VALIDERING .....	45
3.2.3	EGENSKAPER TIL DE VALGTE SONENE.....	51
3.3	SIMULERING AV TOTAL FREMMEDVANNVOLUM.....	52
3.3.1	FREMMEDVANNVOLUM.....	52
3.3.2	HVORDAN UTTRYKKE FREMMEDVANNMENGDEN.....	56
3.3.3	PRINSIPALE FAKTORER SOM HAR BETYDNING FOR TOTALT FREMMEDVANNVOLUM.....	58
3.4	KOMPONENTER AV FREMMEDVANN .....	58
3.4.1	BIDRAG AV HVER KOMPONENT TIL TOTALT FREMMEDVANNVOLUMET.....	59
3.4.2	FORHOLD MELLOM FREMMEDVANN KOMPONENTER OG FELTETS PARAMETER .....	63
3.5	DETALJERT STUDIE AV FELTETS PARAMETER OG FREMMEDVANN VOLUM.....	66
3.5.1	TYPE SYSTEM (FELLES ELLER SEPARAT).....	66
3.5.2	SYSTEMETS ALDER.....	70
3.5.3	NEDBØR .....	73
3.5.4	TETTE FLATER.....	78
3.5.5	MATERIAL.....	79
3.5.6	DIAMETER AV RØR.....	80
3.5.7	KRYSNINGER MED OVERFLATEVANN OG LUKKETE BEKKER.....	81
4.	DISKUSJON.....	83
4.1	URBANHYDROLOGISK MODELL.....	84
4.1.1	DATAINNSAMLING.....	84
4.1.2	KALIBRERING.....	85
4.1.3	VALIDERING .....	85
4.1.4	SIMULERING .....	86

4.2	ESTIMERING AV FREMMEDVANN.....	86
4.2.1	ENHETER.....	86
4.2.2	FREMMEDVANNMENGDEN.....	87
4.2.3	FREMMEDVANNSKOMPONENTER.....	87
4.2.4	FORHOLD MELLOM FREMMEDVANN VOLUM OG ANDRE MÅLBARE PARAMETER.....	89
4.2.5	FORVENTET UTVIKLING AV FREMMEDVANN VOLUM.....	91
4.3	TILTAK FOR Å REDUSERE FREMMEDVANNVOLUM.....	91
4.3.1	HVILKE TILTAKER MÅ PRIORITERES?.....	92
4.4	HVORDAN KUNNE DENNE STUDIEN FORBEDRES?.....	93
4.5	MULIGE FREMTIDIG STUDIER.....	94
5.	VEDLEGG.....	95
5.1	DETALJERTE KART OVER DE STUDERTE SONENE.....	95
5.2	PROGRAMMER I PYTHON.....	103
5.2.1	SONER I TILKNYTTING.....	103
5.2.2	NASH-SUTCLIFF KRITERIUM.....	105
5.3	FELTETS EGENSKAPER.....	109
6.	ORDFORKLARINGER/DEFINISJONER.....	111
7.	REFERANSER.....	113



# 1. INNLEDNING

---

Kommunale avløpsanlegg er en stor og verdifull del av landets infrastruktur. Gjenanskaffelsesverdi for vann- og avløpsinfrastrukturen i Norge er estimert av Norsk Vann til cirka 1 000 milliarder kroner (Ødegård et al. 2013). Bare i Oslo kommune var budsjettet for Vann- og avløpsetaten (VAV) 1,7 milliarder kroner i 2011 (Oslo Kommune 2012). Av disse 1 000 milliarder kroner gjenanskaffelsesverdi representerer avløpsnettet omtrent halvparten (496 milliarder kroner) (Ødegård et al. 2013), noen som tilsvarer cirka 20 % av Norges BNP. Det er beregnet at i 2011 hadde den norske avløpssektoren en samlet utgift på 5,68 milliarder kroner (kapitalkostnader og driftskostnader) (Berge & Mellem 2012). Samme år hadde Norge 52 000 km kommunale avløpsledninger, hvor 35 700 km transporterte spillvann og 17 000 transporterte overvann. Dette nettet tilknytter mer enn 84 % av innbyggerne til kommunale avløpstjenester (SSB 2013). I Oslo kommune hadde VAV for år 2011 til sammen 2 200 km avløpsledninger (1 400 km spillvannsledninger), 80 pumpestasjoner for avløp og 7 fordrøyningsbasseng (Oslo Kommune 2012). Disse tallene dekker ikke private avløpsnett og tilkoblinger til det kommunale avløpsnettet, som antas å være en stor prosent av hele nettet. Private nett er dessverre ikke registrert i VAVs kartdatabaser.

Avløpstjenesten er direkte betalt av forbrukerne. Ifølge forskriften om kommunale vann- og avløpsgebyrer må 100 % av alle kostnadene vedrørende avløpssektoren i kommunal sektor dekkes gjennom gebyrene til forbrukerne (Miljøverndepartementet 1995). I tallene fra SSB (2013) var gjennomsnittlig gebyr per innbygger tilknyttet kommunale avløpstjenester i Norge 1 376 kr i 2011. I Oslo var gebyret 939 kr.

## 1.1 HISTORISK GJENNOMGANG

En historisk gjennomgang av avløpssystemet i Oslo bidrar med å forstå dagens kloakkinnsamlingssystemene i byen. Utforming av avløpssystemet i dag reflekterer de store økonomiske-, samfunns- og befolkningsendringene i de siste 150 år.

Johansen (2001) beskriver at Oslo allerede på første halvdel av det attende århundre hadde et kompleks system av trerør for drikkevannsforsyning til offentlige vannposter og noen få private hus. Det fantes allikevel ikke noe system for å håndtere spillvann og overvann. Menneskelig avfall ble kastet i gravde latriner og septiktanker. Regnvann rant fritt i gatene. I de tetttest bebygde områdene ble avløpsvann fra husholdninger og bedrifter, og regnvann ledet til rennesteinene. Disse var i utgangspunktet etablert for å lede overskuddsvann fra vannpostene til de mange bekkene som krysset byen.

Omtrent medio attenhundretallet kulminerte ulike faktorer til at byens myndigheter bestemte seg for å investere de knappe økonomiske ressursene til et kloakksystem. Christiania merket sin nye status som hovedstad, noe som medførte et økt behov for administrasjon. På den tiden kom

den industrielle revolusjon til Norge på alvor og mye industri etablerte seg langs Akerselva i Oslo. Dette førte til at folk fra landsbygda strømmet til byen. Folketallet tredoblet seg i løpet av noen få år. En konsekvens av dette var at byen trengte mer drikkevann, og et nytt vannverk måtte bygges for å dekke etterspørselen (Nyverket, i 1836). Fullstendig vannforsyning ble muliggjort med hjelp av nye teknologiske utviklinger, som støpejernsrør og transport av vann under trykk. Et større forbruk av vann i byen medførte at større mengder avløpsvann ble produsert. Det måtte da bygges systemer som kunne håndtere alt dette avløpsvannet.

I den andre halvdel av det nittende århundre kom flere bølger av smittsomme sykdommer (tyfus og kolera) til Norge. Det ble mer og mer akseptert at spredningen hadde en sammenheng med menneskelig avføring og sunnhetskommisjoner (formet av leger og ingeniører) ble engasjert for å finne mulige løsninger. Å bygge avløpssystemer ble pekt ut som et nødvendig tiltak for å bevare folkehelsen.

De tidligste systemene bestod av nedgravde avløpsrenner. Spillvann ble altså ledet til de naturlige vannveiene i byen. Å blande forurenset vann med større volumer ble ansett som en fordel, siden fortykning gjorde problemet mindre synlig. Det ble vurdert at resipientene hadde tilstrekkelig kapasitet for å rense forurensningen. I noen få gater i sentrum ble de første kloakkledende kulverter installert, bygd opp av gråstein murt på en flate av furuplanker (Johansen 2004).

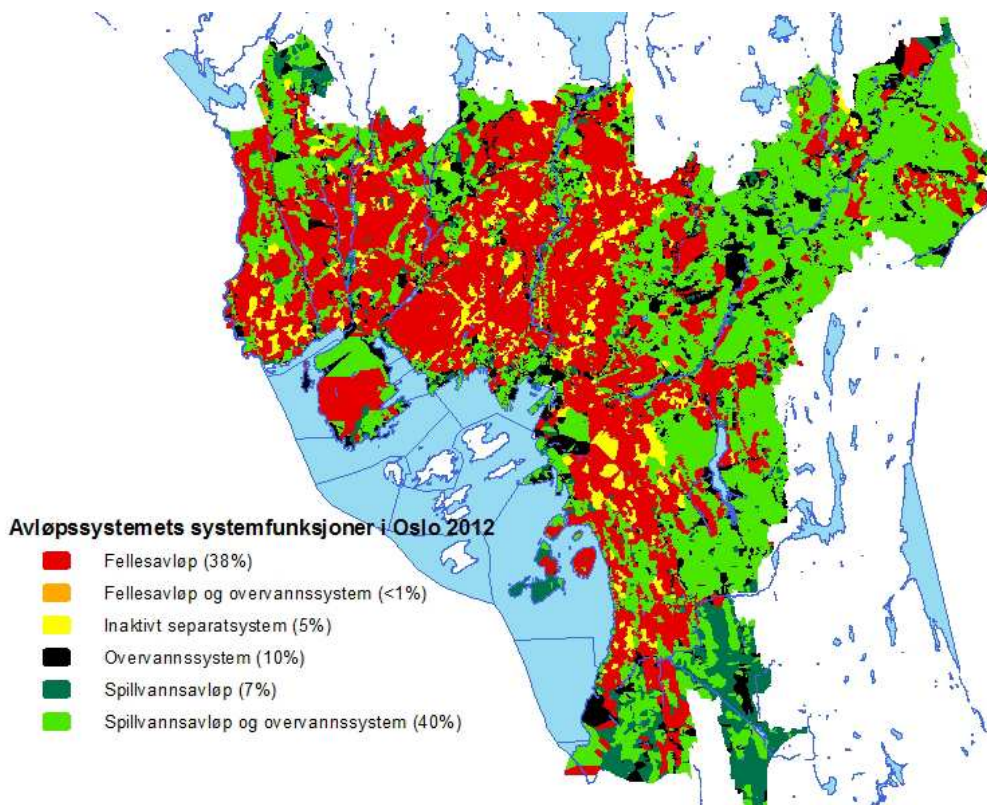
Nær århundreskiftet opplevde Oslo en ny ekspansiv periode. Mange boligfelt ble bygd ut, og det ble vanlig å installere vannklosetter i husene som ble tilkoblet avløpsnett. Utviklingen av avløpsnett ble tatt på alvor etter 1900, hvor et-rør-system bruktes for å tilføre spillvann til sjøen. Overvann ble ledet til de nærmeste vassdragene eller infiltrert hvor det var mulig. Mange bekker, som også ble brukt som resipienter for spillvann, ble lukket for å redusere lukt og for å forbedre framkommelighet. Imidlertid, press fra noen aktører gjorde at noen bekker og overvann ble ledet til spillvannsledning, spesielt i områder med ny utbygging (VAV 1998).

Vannkvaliteten i Oslofjorden ble gradvis forverret, og på nittentjuetallet var indre Oslofjord stengt for bading og fiske. Noen små renseanlegg ble bygd før den dato, men de besto kun av mekaniske silskiver som oppnådde en lav rensegrad. Rundt 1950 ble strengere miljøkrav innført. Da ble det klart at å transportere spillvann og overvann i bare et rør (som i dag kalles avløpsfelles-system, AF) hadde to store ulemper. For den første, det forårsaket en stor mengde overløpsutslipp. Et overløp er et utslipsarrangement i avløpssystemet som trer i funksjon når det transporterte volum overskrider designkapasitet til nettet. Hensikten er å evakuere avløpsvannet ut fra nettet til en resipient før det skaper flom eller oversvømmelser. Dette bidrar til mikrobiologisk og kjemisk forurensning (Burian et al. 1999). Det andre var at et variabel avløpsvolum gjorde vannrensing dyrere og mer teknisk komplisert. To-rør-system (separatsystem, SP) ble innført i de forekommende år som standard (VAV 1998).

Etter 1970-tallet ble imidlertid oppdaget at overvann var mer forurenset enn forventet og store volumer vann lekket fra spillvannledninger inne overvannledninger. På den annen side ble det vurdert som ikke økonomisk mulig å bytte ut til et to-rør separatsystem over hele Oslo. Det ble bestemt at noen deler av byen skulle beholde et fellessystem hvor et rør transporterer både

spillvann og overvann (avløpsfellesystem, AF). Denne situasjonen førte i noen områder til at separatsystemer ledet vann til fellessystemer, og dannet et inaktivt separatsystem.

I de siste to tiårene har Oslos avløpspolitikk vært å holde de gamle fellessystemer hvor de finnes, bygge separatsystemer hvor mulig og økonomisk gunstig, ikke bygge nye overløp og fordrøye store mengder vann som kan overbelaste nettet, mens lokal overvannsdiskonering (LOD) skulle brukes i størst mulig grad (VAV 1998). Per i dag representerer fellesavløp fortsatt 55 % av nettet. Figur 1 viser fordelingen av disse to typene system (og andre mulige kombinasjoner) i Oslo kommune. Områder med fellesavløp systemer dekker nesten 40 % av Oslos areal.



Figur 1. Type avløpssystem i Oslo (2012)

## 1.2 FORHOLD SOM VIL GI UTFORDRINGER FRAMOVER

Som vi har sett er, avløpssystemet Oslo har i dag en arv fra tidligere generasjoner, og dets utforming reflekterer et samfunn og en by i konstant endring. I dets utvikling har mange faktorer spilt en rolle, og mange ulike mennesker har arbeidet under forskjellige rammebetingelser. Disse endringene vil antageligvis fortsette i økt hastighet i dag. Imidlertid er avløpsnettets infrastruktur av kolossale dimensjoner, og den totale sammensetningen endres sakte. Å tilpasse det til raske endringer, for å opprettholde en tilfredsstillende funksjon, er veldig kostbart og tidskrevende. Det er felles enighet om at den norske avløpssektoren i dag må tilpasse seg tre viktige forhold: urbanisering, vedlikeholdsetterslep i en aldrende infrastruktur og et nytt klima.

### 1.2.1 URBANISERING

Det første av dem er den økende fortetting av bykjerner. Fra 1990 til 2012 har befolkningen i Oslo vokst med ca. 30 %. Antall innbyggere forventes å vokse til ca. 900 000 i år 2030 (Oslo Kommune 2013). Andre kilder estimerer en befolkningsøkning på 20-36 % innen 2020 og 58-70 % innen 2050 i Oslo området (Fagrådet 2010).

En voksende befolkning tilsvarer vanligvis en endring i bybildet, urbanisering, hvor mer tette flater og mindre grønne arealer fører til økt overflateavrenning, økt avrennings hastighet, reduksjon av konsentrasjonstid og redusert vannkvalitet (Dietz 2007). Regnvann som renner over impermeable overflater kan ikke lenger infiltrere i bakken slik at mer vann ledes direkte til avløpsnett. Et gammelt ledningsnett, som ikke ble utformet for denne økte hydrauliske belastningen, vil da risikere å overskride sin designkapasitet. Dette øker sannsynligheten for konsekvenser som forårsaker økonomiske skader, som for eksempel flom og kjelleroversvømmelser.

### 1.2.2 AVLØPSNETTETS DÅRLIG TILSTAND

Det andre forholdet er den dårlige tilstanden til vann- og avløpsinfrastrukturen. En rapport publisert av RIF (2010) vurderer avløpssektoren i Norge til standard 2 av 5. Med dette menes at funksjonaliteten til anlegget er truet, og det krever umiddelbare tiltak. I den samme rapporten påpekes det imidlertid at nødvendige tiltak ikke er implementert eller planlagt, og at tilstanden forringes.

Denne dårlige tilstanden skyldes hovedsakelig den høye gjennomsnittsalderen på nettet. Det finnes en dokumentert sammenheng mellom gjennomsnittlig alder av nettet og antall lekkasjer, tilstoppinger, kjelleroversvømmelser og overløp (RIF 2010).

Det er vanlig i VA sektoren å anta 100 års levealder for avløpsrør. Derfor er tommelfingerregelen at en bærekraftig renoveringstakt er 1 %. Men dette er avhengig av nettets ledningsalders fordeling. Beregnet gjennomsnittsalder for spillvannsnett i hele landet per 2012 var 31 år, mens den i Oslo var 51 år. Den årlige fornyelse av avløpsnett i Norge var i 2005 0,56 %. Denne fornyelsestakten har minket i de siste årene. I løpet av 2011 ble 0,44 % av kommunale spillvannsnett fornyet i hele landet. Det tilsvarer 1560 km. I det samme året ble 407 km med nye ledninger lagt. Derfor var takten av nyetablering av ledningsnett i 2011 mer enn dobbelt så høy som takten på utskifting og fornying av eksisterende ledningsnett (SSB 2013).

Oslo kommune har gjort en stor innsats for å øke renoveringen av avløpsnett. Det vises en sterk økning i fornyelse i Oslo siden 2005 (når det var fornyet 7 km per år) til 2011, når mer enn 20 km avløpsledning ble fornyet og mindre en 1 km ble nylagt. Denne fornyelsen representerer omtrent 1,4 % av hele avløpsnett. På den måten er Oslo den kommunen i Norge som har renovert mest siden 2009 (SSB 2013). Til tross for stor innsats av Oslo kommune for å renovere sitt avløpsnett, førte flere nedbørshendelser av høy intensitet i 2011 til en økning av

økonomiske skader i forhold til tidligere år. Disse hendelsene skyldes hovedsakelig for liten rørkapasitet til å lede bort regnvann (VAV 2012b).

Det er ikke bare alder som har skylden for dårlig stand av nettet. Skader på rørene er ofte et sammensattresultat av dårlig konstruksjonsarbeid, dårlig installert skjøter, stor belastning, feilaktige tilkoblinger, osv. Mange andre faktorer som jordtype, variasjoner i grunnvannsnivå, korrosivitet av spillvann, osv. spiller også en stor rolle i rørets tilstand.

### 1.2.3 KLIMAENDRING

Det tredje forholdet er at avløpsnettet er den mest sårbare infrastrukturen for klimaendring (NOU 2010). Ifølge aktuelle klimamodeller er det i 2050 forventet en økning i den gjennomsnittlige nedbørsmengden i Norge på 10 %, og 20 % i 2100. Samtidig er det også forventet et høyere antall av tørrværsdager. Dette betyr at det skal regne kraftigere og sjeldnere, og uvær vil komme oftere (NOU 2010). Derfor er maksimal nedbørsintensitet forventet å øke med mellom 30 og 50 % for året 2100 (Bjerkholt & Lindholm 2010). Noen forskere påpeker at en relativ økning i intensitet forårsaker en mye større relativ økning i flomvolum, og enda større økning i finansielle kostnader (Boyer et al. 2010). Dette er ikke bare prognoser; Bjerkholt og Lindholm (2010) advarer at *“flomskadene og ulemper i urbane områder har økt dramatisk i Norge de siste årene, som følge av en økt frekvens av sterke regn.”*

Dagens avløpsledninger er designet som følge av gamle retningslinjer som benytter nedbørsmålinger fra det forrige århundre. Avløpsnettet vi har i dag er utformet under noen forutsetninger om klimaet som ikke lenger er gyldige (Milly et al. 2008). Likevel har bare 9 % av kommunene i Norge vurdert å gjøre tiltak for å tilpasse anleggene sine til en ny klimatisk situasjon (KLIF 2009). Fylkesmannen i Oslo og Akershus (2011) sendte et brev til alle kommunene hvor det ble advart om akutt behov for å planlegge tiltak for å tilpasse avløpsnettene til de utfordringer som kommer i de neste tiårene som resultat av klimaendringen.

Både den økende urbaniseringen, ledningsnettets dårlige tilstand og klimaendringer medfører økt vannføring i avløpsnettet av vann som ikke er spillvann. Felles for dette ekstra vannvolumet er at det er et uønsket i systemet, selv om det i noen tilfeller det er planlagt (for eksempel, i AF systemer). Dette tilleggs volumet er hva vi kaller fremmedvann.

### 1.3 FREMMEDVANN

Det er per i dag i Norge en viss uenighet rundt definisjonen av fremmedvann. I denne oppgaven defineres fremmedvann som alt vann transportert av avløpsnettet som ikke er spillvann (fra husholdninger, næringsliv og offentlige virksomheter). Noen mener at overvann ikke burde regnes som fremmedvann i avløpsfellesystem fordi det er planlagt at dette volumet tas imot.



Men, som Lindholm et al. (2012) påpeker, “ *Overvann bør også regnes som fremmedvann fordi overvann på et renseanlegg er uønsket selv om det er planlagt*”.



Figur 2. Skjerm bilde fra TV-rørinspeksjoner i avløpsledningsnett i Oslo.

Det er mulig å differensiere fremmedvann til 5 hovedkilder:

**Bekkevannsinntak:** I tidlige tider var bekkene brukt som spillvannsresipient. Når de ble svært forurensede, eller arealet rundt trengtes, ble de lukket og lagt i rør. I dag finnes det fortsatt noen lukkede småbekker, som bidrar med mye fremmedvann til systemet. Mange avløpsledninger krysser eller ligger langs med åpne bekker hvor rørene ligger på bunnen eller gravd ned i den vannmettede sonen i bakken. Når ledningene ikke er helt tette trenger en kontinuerlig vannstrøm inn i røret. Dette bidraget til fremmedvann er omtrent konstant og uavhengig av nedbør.

**Avrenning fra tette flater:** Takrenner og gatesluk kan lede vann direkte til nettet i avløp fellessystemene. Dette kan representere et stort volum i noen tilfeller. I ideelle separatsystemer skulle ingen overflateavrenning ta sin vei i systemet. I praksis, får også separatsystemet en del regnvann, og dette betyr at ingen systemer er helt tette.

**Drensvann.** Bygninger og mange konstruksjoner har et system for å fjerne regnvann som infiltrerer rundt dem. Dette volumet er avhengig av nedbør, men kan infiltrere inn i systemet flere timer (eller dager) etter nedbørshendelsen tok slutt. I teorien tar bare AF i mot dette volumet, men i praksis mottar også SP drensvann gjennom feilkoblinger og utette skjøter.

**Grunnvann.** I noen perioder av året stiger grunnvannsnivået, og noen ledninger blir omgitt av mettede løsmasser. Da er kummer og ledninger med sprekker og dårlige skjøter utsatt for infiltrasjon som reagerer meget tregt på nedbørshendelsen. Dessuten er deler av avløpsnett

som er hele tiden er under grunnvannsspeilet. På enkelte steder ved kysten er også grunnvannsnivå veldig avhengig av tidevann.

**Infiltrasjon av drikkevannlekkasjer.** Dette vannet trer inn via kummer, rørsprekker og muffen. Tall fra (SSB 2013) for Oslo sier at vannlekkasjer representerer 22 % av total drikkevannproduksjon. Et ukjent tap fra private stikkledninger kommer i tillegg. Antageligvis bidrar dette volumet til økning av grunnvannsnivå eller dreneres i spillvannsledning (AF eller SP) og overvannledning (i SP) som ligger nederst i grøften.

Urbanisering, klimaendring og et avløpssystem med dårlig tilstand vil øke vannføringen fra de nevnte kildene. Urbanisering vil antageligvis øke avrenning fra tette flatter og drenevann. Et gammelt og ødelagt system vil være mindre tett og lekke inn mer vann som er tilgjengelig i jorden (regnvann som infiltrerer i bakken, grunnvann og utlekkende drikkevann). Klimaendringen, i form av en øking av intensitet og varighet av nedbørshendelser, vil øke alle kildene utenom drikkevannlekkasjer til fremmedvann. Drikkevannlekkasjene vil på den annen side være sterkt avhengig av lekkasjesøking og utbedring på vannforsyningsnettet.

### **1.3.1 KONSEKVENSER AV FREMMEDVANN**

Fremmedvann er ansett som den største utfordringen relatert til avløpsnettet (både i AF og SP systemer) (USEPA 2008). En økende vannføring i ledningsnettet gjør at det blir lettere å nå nettets maksimalt dimensjonerende vannføring. Dette betyr en høyere sannsynlighet for flom, oversvømmelser og oppstuvning (som forårsaker økonomiske skader på infrastruktur og bygningsmasse). Videre, vil det føre til mer overløpsutslipp i både frekvens og mengde. USEPA (2008) mener at fremmedvann er den viktigste årsaken til kloakkoverløp. Det kan argumenteres for at forurensingen i veldig fortynt vann ikke har en stor betydning, men dette vannet inneholder store mengder stoff som er sedimentert i rørene i tørrværsperioder, som skyldes ut under nedbør. Derfor er overvannsutslipp en av de største forurensningskildene i byer (Lindholm 2011) og kan ha høy konsentrasjon av sykdomsfremkallende mikroorganismer, suspendert stoff, fosfor, nitrogen, tungmetaller, olje og fett. Dette utgjør også en helsefare. Det må også poengteres at overløpsutslipp ikke kun skjer i fellessystemer. Noen overløp i separatsystemer, som i teorien bare transporterer spillvann, trer i kraft under intens nedbør. Det betyr at noen separate systemer ikke fungerer som forventet og mottar store mengder fremmedvann (Fylkesmannen i Oslo og Akershus 2012).

Løsningen for å unngå overbelastning av nettet og derav overløpsutslipp er (uten å redusere fremmedvannmengden) å dimensjonere opp nettet med større rør og pumpekapasitet eller å etablere fordøyingsystemer. Dette er kostbare tiltak som også inkluderer større utgifter for drift og vedlikehold (RIF 2010).

En høyere hydraulisk belastning på renseanlegg kan medføre høyere investeringskostnader fordi renseanlegget må dimensjoneres for større vannføring. En rapport fra Skoglund (2012) konkluderer med at i renseanleggene som betjener Oslo (Bekkelaget og VEAS) er kapasiteten på vei til å bli overskredet for parameterne mottatt fosfor, nitrogen og organisk stoff. Dette betyr at

både Bekkelaget og VEAS trenger mer kapasitet uavhengig av fremmedvannmengden. Selv om det skulle lykkes i å fjerne nesten alt fremmedvann, må disse anleggene utvides. Videre er det noe uklart hvilke kostnader fremmedvann har for vannrensingen, da dette avhenger mye av type renseanlegg og renseprosess. Allikevel er de store kostnadene ved investering og drift knyttet til stoffbelastningen (Skoglund 2012).

Det ser ut til at effekten av mengden fremmedvann på ytelsen til renseprosessene kommer an på type renseanlegg (kjemisk eller biologisk), og hvor mye fremmedvann det er snakk om. Fagrådet (2010) innrømmer at det er ikke klart hvordan mengden av fremmedvann påvirker renseeffekt i renseanleggene som betjener Oslo by og mer forskning på dette området trengs. Imidlertid, selv om forurensningskonsentrasjon i utslippet ikke øker med mer fremmedvann, en større vannføring inn til renseanlegget skal resultere i en proporsjonalt større mengde forurensning til resipienten (Bäckman et al. 1997). Årsaken er at hver kubikk meter vann som slippes ut av anlegget har en vist mengde av forurensningsstoffer.

Å unngå at systemet overbelastes hydraulisk på grunn av fremmedvann krever komplisert og kostbare tiltak. Å tilpasse ikke nettet og renseanleggene til denne ekstra belastningen har også store direkte økonomiske konsekvenser som skyldes flom og oversvømmelser og mer forurensningsutslipp, som går på bekostning av helse og miljø.

### **1.3.2 VURDERING AV FREMMEDVANN**

Avløpsnett er komplekse systemer som eierne (kommunene) ofte mangler informasjon om. Det skyldes flere årsaker, men de kan oppsummeres i at informasjon vedrørende disse systemer ikke har vært korrekt registrert og bevart og at det er vanskelig å få en oversikt over systemet fordi ledningsnettene er vanskelig tilgjengelig under bakken. På den annen side er fremmedvann et aggregat av flere forskjellige volumer med ulik dynamikk.

Fremmedvann er et kompleks sammensatt fenomen i et kompleks system som endrer seg i rom og tid. Det er innlysende at hvis det er vanskelig å oppnå en komplett forståelse av et avløpssystem, så er det enda vanskeligere å måle og estimere mengdene og typene fremmedvann. Mengden av fremmedvann har aldri vært rapportert tilstrekkelig i Norge på grunn av vanskeligheter med å måle volumene nøyaktig. Mange kommuner i landet mangler derfor en oversikt over fremmedvann og konsekvensene dette medfører. Det finnes imidlertid flere metoder for å estimere fremmedvannmengden.

### **VANNFØRINGSMÅLINGER PÅ RENSEANLEGG**

Den enkleste metoden for å estimere fremmedvannvolum er å subtrahere estimerte volumer av spillvann fra totalvannføring målt på innløpet av renseanlegg. Fordelen med denne metoden er at mesteparten av renseanleggene i Norge har lange tidsserier med vannføringsmålinger. Ulempene er at det er vanskelig å finne pålitelige estimater av spillvannproduksjon, og at det tas ikke hensyn til avløpsvann som blir sluppet gjennom overløp.

Det kan tenkes at en god indikator på spillvannproduksjon er drikkevannforbruk, men i Norge har de fleste boliger ikke installert vannmåler. I 2011 hadde bare 1 % av husholdningsabonentene i Oslo installert vannmåler (SSB 2013). En annen mulighet er å multiplisere antall personer folkeregisterete i området med en estimert gjennomsnittlig spillvannproduksjon. Imidlertid ble det oppdaget at folkeregisteret ikke alltid gir et riktig estimat på hvor mange personer som for tiden bor i et område (VAV 2012b). I tillegg er det, i noen byer, blant annet Oslo, mulig å fordele spillvann til forskjellige renseanlegg. Dette vil si at antall personer betjent av hvert anlegg varierer. En ulempe med denne metoden er derfor at estimater av spillvannvolum vanligvis baseres på begrensede målinger gjort for flere tiår siden (Vråle 2011).

Mengden avløpsvann sluppet ut fra avløpssystemet gjennom overløp er svært varierende, avhengige av type system (AF eller SP), nettets utforming, meteorologi og designkapasitet til ledningsnett og renseanlegget.

Dette er derfor en grov metode som enkelt kan lett benyttes for å få et bilde av fremmedvannmengde.

## **MARKØRER**

En like enkel løsning er å gjøre en fortynningsanalyse med markørstoff. Dette er en analyse som sammenligner estimert konsentrasjonen av et stoff i utløpet av husholdninger (eller andre spillvannprodusenter) med konsentrasjonen i innløpet av renseanlegg. Det er mulig å bruke bakteriologiske eller kjemiske markører med opprinnelse fra husholdningene, som for eksempel fekale bakterier som *Escherichia coli*, koffein, total nitrogen, total suspendert stoff eller fosfor. Ideen er at fortynningen av disse stoffene kan gi en indikasjon på hvor mye fremmedvann som er kommet inn i systemet (Shelton et al. 2011).

Lindholm et al. (2012) publiserte en studie hvor de brukte konsentrasjoner av total fosfor (P-Tot) i avløpsvann for å estimere andelen av fremmedvann som tas i mot på norske renseanlegg. Metoden viste seg å være enkel å bruke og trengte bare tidsserier av P-Tot målinger fra renseanlegg.

Imidlertid har denne metoden også noen ulemper. Det første problemet med denne metoden er at produksjon av fosfor og spillvann (og derfor, konsentrasjon av P-Tot) er vanskelige å estimere, og variere antageligvis blant husholdningene og bedriftene. I dag er det ikke mulig å fastslå nøyaktig hvor mye spillvann hver personenheter produserer. Forskjellige institusjoner foreslår forskjellige tall, som samtidig varierer fra land til land. Lindholm et al. (2012) gjorde i sin studie en sensitivitetsanalyse for å vise at små forandringer i disse tallene ikke ledet til vesentlig variasjoner i beregnet mengde fremmedvann.

Det andre problemet er at det kan finnes andre kilder til fosfor, som da ikke er tatt med i beregningene. Konsentrasjon av fosfor i industriell avløpsvann kan være svært varierende og er vanskelig å estimere. Vråle (1985) påpekte, er det mulig at vann som infiltrerer til systemet fra noen typer jord bidrar med betydelige mengder fosfor. Vråle (1993) nevner også at avrenning fra

tette flater enkelte områder er betydelige kilder til fosfor. En annen kilde kan være produkter med høy fosforinnhold. I noen land kan fri bruk av vaskemidler med fosfater øke konsentrasjon av fosfor. I Norge er det derimot forbudt å selge vaskemidler med mer enn 0,2 % fosfor/fosfater. Likevel er det lov å bruke andre produkter med høyere innhold av fosfor til enkelte formål. Maskinoppvaskmidler kan ha opp til 3,8 %, rengjøringsmidler i pulverform opp til 2,5 %, og spesialmidler for meierier og næringsmiddelindustri opp til 10 % (Miljøverndepartementet 2006). Videre er ikke kontrollen av innholdet i vaskemidler som importeres til landet 100 % effektiv. Det vil si at det enkelte steder kan være høyere fosforkonsentrasjon i avløpsvannet enn forventet.

Til tross for disse ulempene er fosfor-fortynningsmetoden vurdert som et effektivt verktøy for en rask og billig analyse av fremmedvann i de kommunale avløpsnettene (Fylkesmannen i Oslo og Akershus 2012).

## **HYDROLOGISKE MODELLER BASERT PÅ VANNFØRINGSMÅLINGER**

Det finnes i dag flere matematiske modeller som simulerer overflaten og grunnens del av den hydrologiske syklusen i urbane områder (Lindholm et al. 1999). De inneholder fordampning, infiltrasjon, overflate avrenning og transport i avløpsledninger. De er vanligvis nevnt som EDB-modeller, og de to mest kjente modeller er *SWMM* (Storm Water Management Model) lagt av USEPA (2013) og *MOUSE*, laget av DHI (2013), kommersialisert i dag som *MIKE URBAN*. Begge programvarene ligner hverandre, har mye av de samme funksjonene. De er brukt i Norge for å dimensjonere nye anlegg og planlegge vedlikehold, eller for å få en bedre forståelse av systemet. I tillegg, har *MOUSE* og *SWMM* en tilleggsmodul som kan brukes til estimering av fremmedvann.

Ulempene med slike programmer er at de krever en detaljert beskrivelse av nettet (som mange kommuner mangler) og nøyaktige og langvarige meteorologiske data og vannføringsdata. I tillegg trenges nok kunnskap for å operere dem og tolke resultatene. Dette betyr at bruk av disse modellene er kunnskaps-, økonomisk- og tidskrevende.

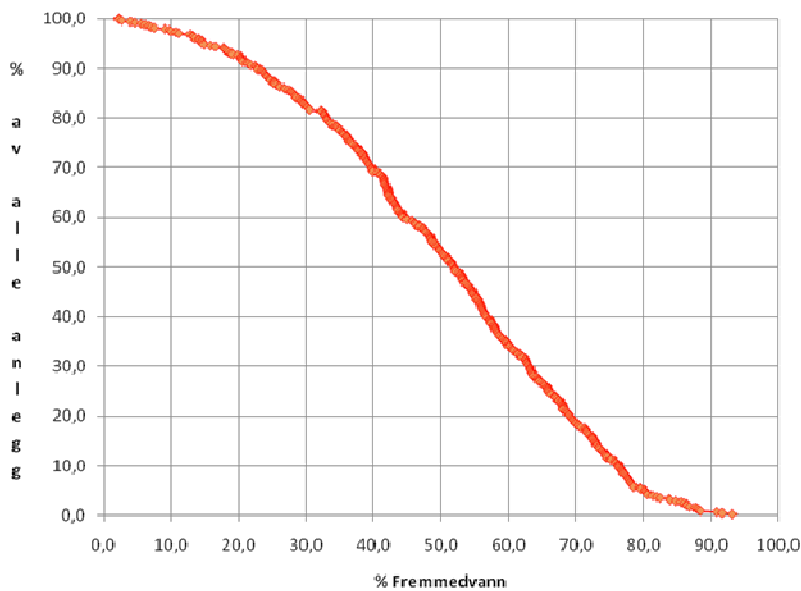
## **EN ENKEL MODELL**

I denne oppgaven benyttes et nytt verktøy for å beregne fremmedvann. Dette verktøyet er basert på en hydrologiskmodell som ligner på den tidligere nevnte hydrologiske modellen *MOUSE* sin modul til å beregne fremmedvann (*MOUSE RDII*). For å gjøre simuleringer kreves meteorologiske data, vannføringsmålinger, og forenklet informasjon om avløpsfeltet (arealet, PE, etc.). Det kreves ikke noen detaljert eller komplisert beskrivelse av avløpsnettet.

### **1.3.3 STØRRELSE AV PROBLEMET I NORGE**

Vråle (2011) mener at fremmedvann utgjør “*kanskje det største problemet i VA-Norge*”. Det har vært vanlig i VA bransjen å si at avløpsnettene i Norge har omtrent 50 % fremmedvann (Norsk

Vannforening 2011), uten at det er gjort konkrete undersøkelser som støtter denne påstanden. Den mest omfattende analysen av fremmedvann i Norge er den tidligere nevnte studien av Lindholm et al. (2012) som bruker P-tot fortynnings metode for å beregne hvor my fremmedvann kommer til 15 store renseanlegg. Rapporten fant ut at gjennomsnittlig fremmedvannsandel var 67 %. En lignende beregning i den samme studien ble gjennomført for andre skandinaviske land. Det viste seg at Norge hadde den høyeste andel av fremmedvann blant alle dem. I Danmark var gjennomsnittet 23 %, i Finland 29 % og i Sverige 58 %. En utvidet analyse av situasjonen i Norge brukte data fra 473 renseanlegg, som ble hentet fra KLIF (Klima- og forurensningsdirektoratet). I studien ble det estimert at 20 % av disse avløpsanleggene hadde mer enn 68 % fremmedvann, og mer enn 50 % anleggene hadde mer enn 52 % fremmedvann (Figur 3).



Figur 3. Prosentvis fordeling av andel fremmedvann til 473 norske renseanlegg (Lindholm et al. 2012).

### 1.3.4 LØSNINGER

Fylkesmannen i Oslo og Akershus (2012) setter som mål at alle kommunene skal ha en lavere enn 30 % andel fremmedvann i renseanleggene sine. Grunnen for å sette slik ambisiøse krav er at utslippskravene i området skal bli betydelig strengere i fremtiden, mens flere renseanlegg har problemer med å overholde dagens utslippskrav. Som det ble påpekt tidligere, det forventes en økning av fremmedvannmengden. Derfor ble det foreslått at alle kommunene bør inkludere tiltak for reduksjon av fremmedvann i sine utviklingsplaner.

Fylkesmannen anbefaler først å dele nettet i soner med like egenskaper (alder, type system, type forbruker, etc.), som er hent fra kart og databaser. Dette utgjør et grunnlag for å anslå tilstanden av nettet og sannsynlighet for innlekkasjer. Etter det er ønskelig og finne et grovt estimat av andel fremmedvann. Denne første beregning av fremmedvannsandelen skulle gjøres med de beste informasjonskilder tilgjengelig, noe som varierer fra kommune til kommune: målinger fra

renseanlegget, vannføringsmålinger fra enkelte punkter i nettet og pumpestasjoner, intervjuer med operatører, inspeksjon av kummer for å sjekke vannstand, målinger av grunnvannnivå, etc. eller modellkalibrering hvis mulig. Fylkesmannen anbefaler da å planlegge reduksjonstiltak for de sonene med størst fremmedvannandel. Tiltak må velges etter behovet til de aktuelle feltene:

**LOD-tiltak** (Lokal overvannsdiskonering) skal blant annet sørge for å infiltrere og fordrøye regnvann slik at det blir mindre overvannavrenning. Disse tiltakene kan forsinke tilførsel av vann til nettet, slik at det blir mindre sannsynlig for hydraulisk overbelastning som kan føre til oversvømmelser og at overløp trer i kraft. Det er anbefalt å bruke overvann som et element i landskapet.

**Tetting av ledninger og rehabilitering av kummer** i dårlig stand. Rørene kan skiftes eller renoveres med no-dig metoder. Merrill og Lukas (2003) fant ut at noen byer i USA oppnådde betydelig reduksjon av fremmedvannmengden bare med denne metoden.

**Fjerning av direkte tilkoblede tette flater**, som for eksempel frakobling av taknedløp på drensnettet, kan gjøres ved at vannet ledes ut på permeable flater. Frakobling av taknedløp er et av de mest kostnadseffektive tiltakene for å dempe flomtopper og redusere fremmedvannmengden Myking (2012).

**Identifiserer feil tilkoblinger** med hjelp av røykinspeksjoner.

I noen tilfeller kan det være nødvendig å **senke grunnvannsnivå** med hjelp av dreneringsledninger.

Det kan også vurderes å **erstatte fellessystemer med separatsystemer**, men bare under visse omstendigheter, da det er en dyr løsning. RIF (2010) setter det som et av de tiltakene som må prioriteres. Fylkesmannen i Oslo og Akershus (2012) advarer derimot at selv etter dette tiltaket kan man ikke regne med at fremmedvann er helt eliminert, fordi kommuner med et system som er 100 % separat har fortsatt store mengder fremmedvann. Et annet argument for ikke å prøve å eliminere fremmedvann med å implementere separatsystemer, er at overvann kan være forurenset (Boller 2004; Eriksson et al. 2007). Da kan direkte utslipp av overvann til resipienten være skadelig. Vråle (1993) fant ut at overvann fra enkelte urbane områder kan inneholde store konsentrasjoner av fosfor og KOF.

Vi må ikke glemme at disse tiltakene er for å redusere fremmedvann fra den offentlige delen av nettet. Hvis tilstrekkelig informasjon om den offentlige delen av avløpsnettet er mangelfull i mange norske kommuner, er det rimelig å anta verre situasjonen for de private stikkledningene. I mange tilfeller kan de private ledningene representerer 50 % av ledningsnettet. Merrill og Lukas (2003) analyserte mange prosjekter av reduksjon av fremmedvann i USA. Tiltakene som ble gjort ble knyttet til oppnådde resultater. Konklusjonen var at tiltak på den offentlige delen av nettet hadde i mange tilfeller en begrenset effekt. Dette skyldes antageligvis at mesteparten av fremmedvannet trengte gjennom private stikkledningene.

Fremmedvann er et problem, som til slutt, medfører kostnader for forbruker og samfunnet generelt. Derfor er det generelt i allmenn interesse å designe en investeringsplan/tiltaksplan for å begrense unødig høye kostnader i fremtiden. I utgangspunktet skal alle kostnader knyttet til vann og avløp i kommunene bli dekket av kommunens gebyr. Dette er fastsatt i den Kommunale vann- og avløpsgebyrforskriften (Miljøverndepartementet 1995). Utfordringen er at det er motstand fra politiske sektoren til å øke gebyrene for å dekke kostnaden til renovasjon og vedlikehold, som skal sikre et godt vedlikeholdt system. Imidlertid viser utenlandsk erfaring at kostnader til transport og håndtering av fremmedvann er større enn kostnader knyttet til det å utvikle programmer for identifisere og fjerne fremmedvannkilder (Merrill & Lukas 2003). I tillegg finnes det andre faktorer som hindrer for å designe og implementere fremmedvannreduksjonsplaner, som for eksempel manglende kompetanse, underdekning av tekniske stillinger, et lovverk som er uklart når det kommer til å benytte gebyrer til LOD-tiltak, arealbehov, etc.

#### 1.4 MÅL

Fremmedvann er et problem som har store kostnader og konsekvenser for samfunnet generelt. Dette er forventet å bli verre i årene som kommer. Per i dag mangler det kunnskap om dette fenomenet, hvordan det oppstår og hvilke målbare faktorer som bidrar til det. Metodene for å estimere fremmedvannmengder er unøyaktige, dyre og/eller tids- og informasjonskrevende. Derfor er det nødvendig å utvikle metoder som er realistisk tilgjengelige for brukerne i de små norske kommunene med begrenset menneskelig og økonomisk kapasitet.

Denne studien benytter en ny simplifisert modell for å estimere avløpsvannføring, basert på den kjente urban-hydrologiske *MOUSE*-modellen, med brukervennlig grensesnitt og reduserte informasjonskrav. Noen avløpsfelt i Oslo kommune ble valgt til denne analysen. Videre brukes resultatene til å estimere mengden fremmedvann i hvert av disse feltene og hvilke mulige kilder til fremmedvannet som finnes. Til slutt rettes fokuset mot mulige sammenhenger mellom egenskaper til feltene, og beregnede mengder fremmedvann.



## 2 METODE

---

Denne studien har benyttet en simplifisert hydraulisk modell for å beregne avløpsvannføring. Den er basert på meteorologisk data og lett tilgjengelig informasjon om avløpsfeltet. Selv om modellen beregner avløpsvanns totalvolum, hovedfokus er på fremmedvann, som er delt i flere hydrauliske komponenter. Dette avsnittet inneholder først en nærmere beskrivelse av fremmedvann og dets hydrologiske oppførelse, som brukes som grunnlag for å beskrive modellen. Etterpå beskrives prosessen for å avgrense de studerte avløpssonene og innsamling av meteorologiske data- og vannføringsdata brukt i modellen.

Brukt av modellen er en prosess i tre faser: kalibrering, validering og simulering. Kalibreringsprosessen benytter vannføringsmålinger til å justere parameterne i modellen til hvert eneste felt. Videre vil valideringsprosessen vurdere om kalibreringen er god nok. De feltene, hvor modellen var i stand til å estimere vannføringen på en tilfredsstillende måte, ble benyttet videre i analysen ved å simulere vannføringen for en lenge periode.

Resultatene fra simuleringsprosessen gjør det mulig å estimere gjennomsnittlig fremmedvannmengden (og sine komponenter) for alle feltene. Korrelasjonsanalyser prøver å finne en sammenheng mellom variasjoner i fremmedvannvolum fra felt til felt og målbare egenskaper til feltene.

### 2.1 INNDELING AV FREMMEDVANN VOLUM

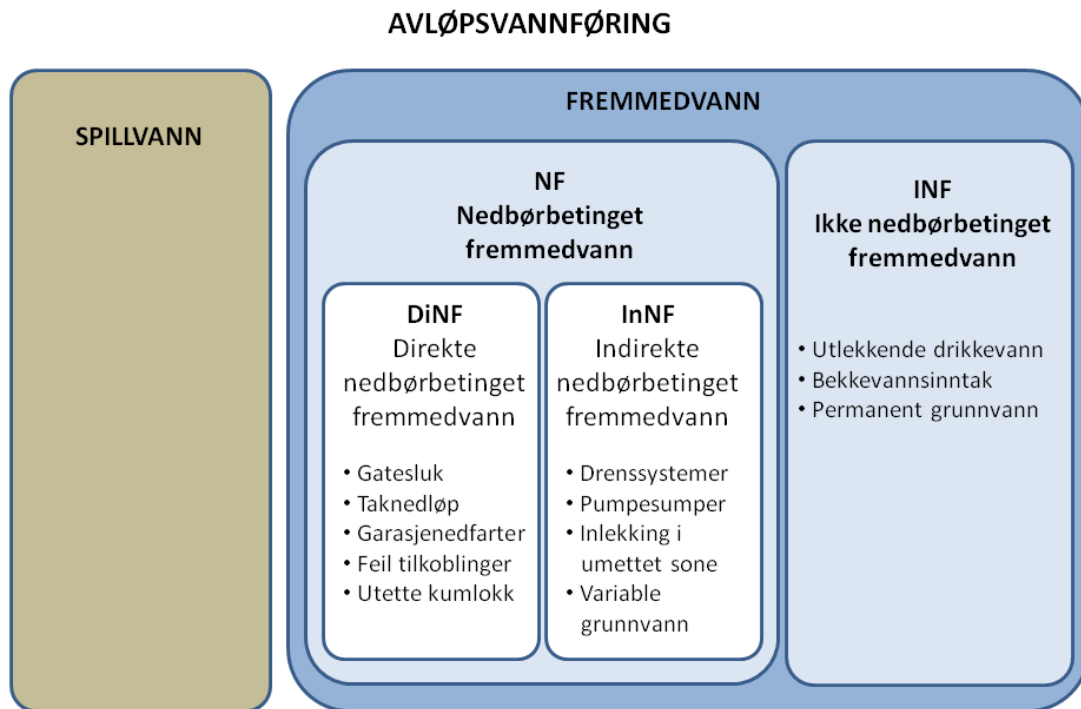
I denne studien anses fremmedvann som alt vann som transporteres i avløpsnettene som ikke er spillvann. Fremmedvann er et begrep som omfatter flere forskjellige volumer. Disse volumene kommer fra ulike kilder, trenger inne avløpsnettene gjennom forskjellige prosesser og gjør det med ulike hastigheter etter nedbørsperioder. Dette gjør det mulig å klassifisere fremmedvann på forskjellige måter.

En klassifisering av fremmedvann etter kilder ble allerede gjort i innledningen. For å finne kildene må man først studere vannføringen og klassifisere fremmedvann etter den hydrologiske oppførelsen (Figur 4 og Figur 5). Stor sett kan vi definere to volumer: nedbørbetinget fremmedvann (NF) og ikke nedbørbetinget fremmedvann (INF). Forskjellen mellom disse to er at den første er vann som entrer avløpssystemet en viss tid etter en nedbørshendelse har startet. Den andre er et volum som entrer systemet kontinuerlig og uavhengig av nedbør. Sistnevnte stammer blant annet fra drikkevannsløkkasjer, bekkevannsinntak og den del av grunnvann som permanent dekker deler av systemet i tørrværsperioder, og som for enkelhets skyld anses som konstant vannføring. Ytterligere kan NF separeres i to. Direkte nedbørbetinget (DiNF) er vann som kommer raskt til systemet etter nedbørshendelsene har begynt. Denne komponenten inneholder avrenning fra tette flatter som lett finner tilgang til systemet (fra gatesluk, taknedløp og garasjenedfarer i AF, feil tilkoblinger i SP, utette kumløkk, osv.). Indirekte nedbørbetinget

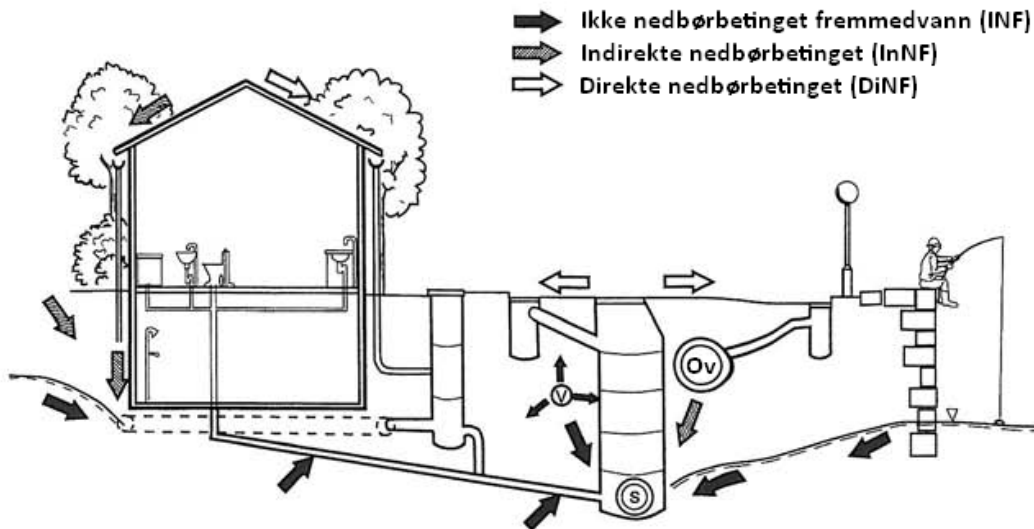
(InNF) er den forsinkede komponenten av NF. Den kommer til nettet etter noe tid og avrenningen er dempet og pågår i lange perioder etter nedbørhendelsen avslutter (mellom flere timer og flere dager). Den inneholder vanligvis vann fra drengssystemer av bygninger, og vann som infiltrerer nettet fra jorda med lav hastighet. Dette er vann som perkolerer i den umettete sonen og grunnvann hvor grunnvannspeilet har steget som resultat av regn. Det må markeres at denne klassifiseringen deler grunnvannsinnelekkinger i to: vann som “permanent” dekker deler av systemet og gir opprinnelse til en konstant vannføring i nettet (altså en del av INF), og vann som bare dekker deler av systemet etter en nedbørshendelse (altså en del av InNF).

I teorien skulle DiNF og en del InNF kun gjelde for AF systemer. Men i praksis fungerer SP systemer nesten aldri som perfekte tette systemer (Ødegaard et al. 2009). På grunn av feil koblinger, utette kumlokk og store sprekker i kummer og ledninger gjør at de også tar i mot en del av disse typer fremmedvann.

Det er uenighet i Norge om fremmedvann skulle inneholde overflate avrenning. I denne studien er dette volumet inkludert, som en del av DiNF. Grunnen til det er, som Lindholm et al. (2012) påpeker, at dette volumet er uønsket i systemet, selv om det er planlagt i AF systemer.



Figur 4. Inndeling av avløpsvann.



Figur 5. Klassifisering av noen fremmedvannkilder. Adaptert fra Bäckman et al. (1993).

## 2.2 MODELLOPPBYGGING

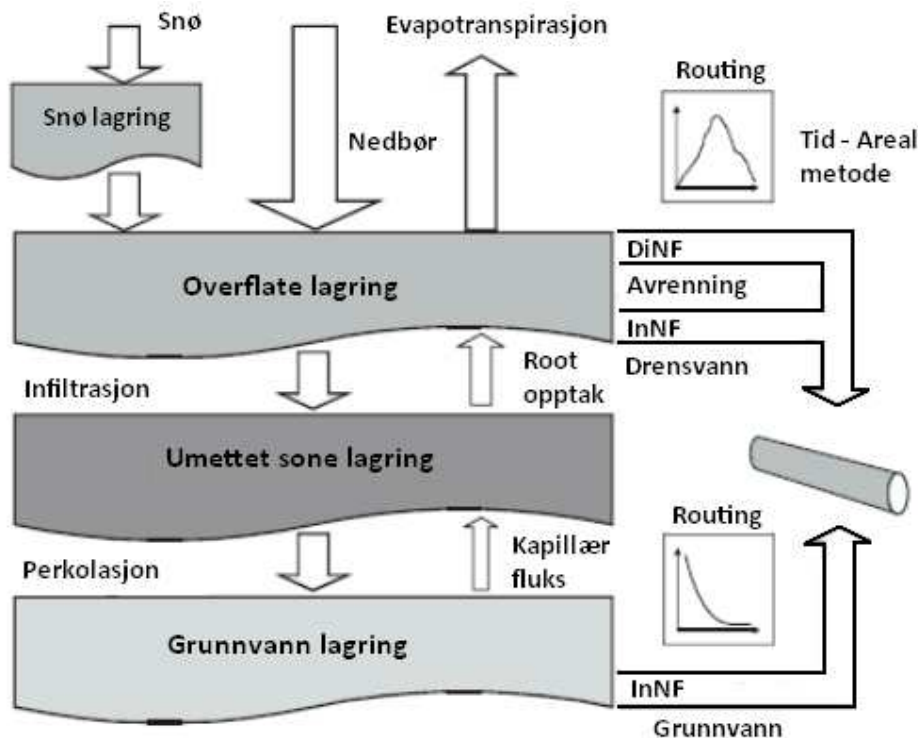
Prosessene som konverterer nedbør til fremmedvann i avløpsledninger er svært kompliserte. Den største utfordringen er at systemet har “hukommelse”. Det vil si at regn som faller på et tørt felt og regn som faller på et vannmettet felt vil inndeles seg på veldig forskjellige måter (DHI 2000). Ulike faktorer (i tillegg til nedbør og tidligere fuktighetsbetingelser) definerer hvor fort og hvor mye fremmedvann når avløpsnett. Dette er for eksempel dybde til grunnvannsspeil, dybde til fjell, type avløpssystem (separat eller felles), bakkens skråning, avløpssystemets tilstand, type dreneringssystem, jordegenskaper og utforming til spillvannsystem. Videre kan fremmedvannproduksjonen variere på grunn av variasjon i romlige fordeling av nedbør over et nedbørsfelt (Muleta & Boulos 2008).

Hovedmålet til de mest berømte urbane hydrologiske modeller (DHI 2013; Rossman 2010), (også kalt EDB-baserte avrennings modeller) er å beregne overflateavrenning. De har også muligheten til å simulere innlekkasjer og drensvann (hva de kaller «rainfall dependent infiltration and inflow», RDII) med hjelp av en spesifikk modul (RDII-modul). Da er overflateavrenning, innlekkasjer og drensvann slått sammen. Her er hovedfokus på overflateavrenning, og fremmedvann er bare et tillegg volum.

Denne studien benytter en ny matematisk modell som emulerer RDII-modulen. Den baserer seg på de samme matematiske definisjoner som de originale. Men forskjellen er at denne modellen fungerer uavhengig av noen komplett simulering av urbanhydrologiske modeller. Hovedfokus er på fremmedvann.

Modellen er tredelt. Den første delen er en RDII modul for å beregne det indirekte nedbørbetinget fremmedvannet (InNF). Den andre beregner direkte nedbørbetinget fremmedvann (DiNF). Den siste er ikke nedbørbetinget fremmedvann (INF).

Spillvannproduksjon er estimert i tillegg fra den beregnete antall PE og en visuell evaluering av vannføringen. Figur 6 viser oppbygging av modellen for beregning av NF.



Figur 6. Flytdiagram for nedbørbetinget fremmedvann (NF).

### 2.2.1 SIMULERING AV DINF

For å beregne overflateavrenning fra tette flater brukes vanligvis den rasjonelle formel i Norge (Kuichling 1889; Thompson 2007; Ødegaard 2012). Den rasjonelle formel er slik:

$$Q = C \cdot i \cdot A$$

C = forholdet mellom avrent nedbør på overflaten og nedbørsmengde.

I = nedbørsintensitet. Gjennomsnittlig nedbørsintensitet med varighet lik konsentrasjonstid til feltet.

A = areal innenfor vannskillene til feltet.

Mange påpeker at denne metoden er enkel og tilfredsstillende for små felter, men den egner seg ikke for områder større en 20-50 Ha (Ødegaard 2012).

Modellen brukt i denne studien benytter tid-areal metoden (Clark 1945), som kan betraktes som en forlengelse av den rasjonelle metoden. Forshjellen mellom disse er at ved tid-areal metoden betraktes ikke nedbørsintensiteten som konstant gjennom hendelsens varighet. Vannskillet er delt i områder som har ulike konsentrasjonstid til utløpet (isokroner). Avrenning fra hver av disse

subarealene er beregnet med hjelp av den rasjonelle formelen, og den kumulative tid-areal kurven er en summering av disse avrenningene fra de enkelte subarealene. Det totale volumet betraktes som et enkelt reservoar med et utløp som resulterer i den endelige vannføringshydrografen. Den endelige formen av hydrografen påvirkes av formen av nedbørsfeltet. Rektangulær geometri er for enkelthets skyld antatt for alle feltene i modellen.

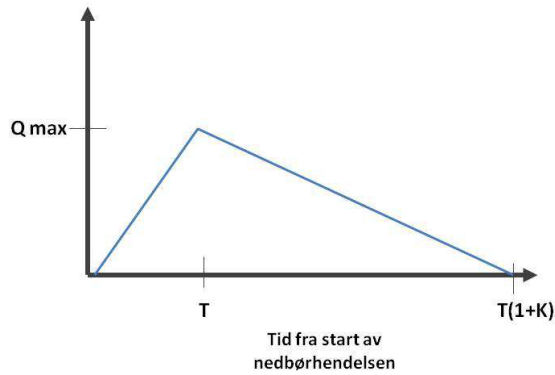
### 2.2.2 SIMULERING AV INN

Beregning av InNF er mer komplisert en DiNF. Den prinsipielle årsaken er at InNF er klart påvirket av tidligere hydrologiske hendelser. For å simulere denne trege komponenten bruker modellen RDII modulen i MOUSE (DHI 2000). Den er basert på den såkalte NAM modellen, utviklet ved Danmarks Tekniske Universitetet på 90 tallet (Gustafsson et al. 1999). RDII modulen er en deterministisk karmodell, delvis basert på fysiske og empiriske likninger, som forenklet beskriver landfasen av den hydrologiske syklusen. Et nedbørsfelt antas som en homogen enhet, som er karakteriserer med ett sett av parametere. De beskriver fysiske prosesser hvor variablene representerer et gjennomsnitt for hele arealet. Programmet krever lite inputdata, og nesten alle egenskapene til feltet er funnet i kalibreringsprosessen ved å tilpasse simulerte data til vannføringsobservasjoner.

Oppbygging av modellen er representert i Figur 6. Det første reservoaret som nedbør møter er overflatelagring. Her er vannet fanget på vegetasjon og i forsenkninger i den øverste delen av bakken. Før dette reservoaret fylles er de eneste volumforandringene er forårsaket av fordampning til atmosfæren og vann som drenerer sakte til nettet (en del av InNF). Når reservoaret er fullt genereres overflateavrenning til nettet (DiNF) og infiltrasjon til rotsonen. Inndelingen av disse to er bestemt av situasjonen i systemet før nedbørshendelsen og egenskaper til systemet (som defineres i kalibreringsprosessen). Vann som infiltreres fyller det neste reservoaret (rotsonen). Når også dette er fullt perkolerer vannet til det siste karet, grunnvannssonen. Dette magasinet kan også avgi vann oppover ved hjelp av kapillær krefter eller vann som infiltreres i nettet (den andre delen av InNF).

Reservoarene har en utløpsvannføring til avløpsnettet som varierer med tiden. Denne variasjon er representert med en hydrograf. I modellen er hydrografens form vist som en summasjon av flere enhetshydrografer (EH). De representerer tre delvannføringer, med lav, middels og høy hastighet. Hver enhetshydrograf, som vist i Figur 7, er definert ved tre parametere: R: andelen av nedbørvolumet som kommer inne kloakksystemet. T: tidslengden fra starten av nedbørshendelsen til toppen av EH i timer. K: forholdet mellom total lengde av EH og tiden til toppen av EH.

Disse parameterne er bestemt gjennom den kalibreringsprosessen, slik at den simulerte vannføring ligner på den reelle vannføringen som er målt.



Figur 7. Enhetshydrograf.

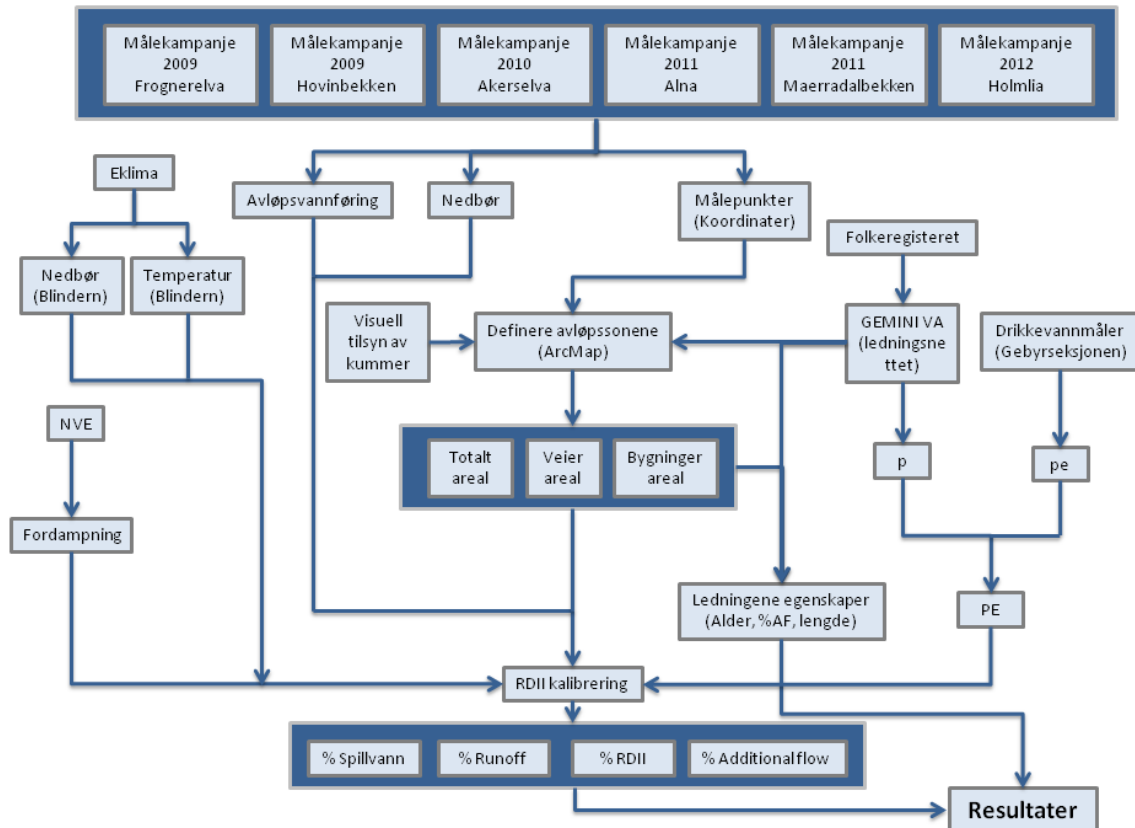
### 2.2.3 SIMULERING AV INF OG SPILLVANN

INF anses som en konstant vannføring som lekker inn i systemet uavhengig av været. Denne delen av vannføringen bestemmes i kalibreringsprosessen.

Spillvann er først beregnet etter en estimering av antall PE i feltet og vannproduksjon per PE. Denne mengden justeres på en visuell måte etter observasjon av vannføringsmålinger i tørrværsperioder. Vanligvis følger spillvann et markert mønster som repeteres hver dag, et mønster som man prøver å kopiere med modellen. Noen ganger er spillvannsvannføringen kaotisk og mønsteret er ikke definert. Dette kan blant annet skyldes at noen forbrukere slipper på vann på en uregelmessig måte. Da blir simuleringen mer upresis.

## 2.3 DATAINNSAMLING

To forskjellige grupper med data ble brukt i denne studien. Den første er meteorologisk- og avløpsvannførings tidsserier, nødvendige for å simulere med fremmedvannmodellen. Den andre gruppen er informasjon som beskriver avløpsfeltenes egenskaper. Figur 8 viser datakilder og informasjonsbruk i denne oppgaven.



Figur 8. Flytdiagram for datainnsamling.

### 2.3.1 DATA FOR FREMMEDVANNSSIMULERING

DiNF og InNF er simulert med hjelp av meteorologiske data og noen få estimerte parameter fra avløpssonene. I tillegg er vannføringsmålinger nødvendig for å kalibrere modellen.

Programmet er veldig pragmatisk med hensyn til beskrivelse av feltet. Det eneste som trengs er en estimering av antall person enheter ( $PE$ ), produksjon av spillvann per  $PE$ , arealet til nedbørsfeltet, arealet til veier og arealet til bygninger. Unøyaktighet i informasjonen kan korrigeres til en visst grad i kalibreringsprosessen. Det kreves også en estimering av tilleggsvannføring (INF), men denne informasjon hentes utelukkende fra en visuell inspeksjon av vannføringsdata.

#### VANNFØRINGSMÅLINGER

Vannføringsmålingene er utgangspunktet for denne studien, og det er de som definerer hvilke analyser som er mulig. De ble tatt i avløpsrørene i separat eller fellessystemer, hvor vannføringen ble beregnet etter målt vannivå og vannhastighet.

Målingene ble utført av Vann- og Avløpsetaten i Oslo Kommune i fire forskjellige sommer- og høst kampanjer (2009-2012). Målepunktene ble valgt ut fra en annen hensikt enn denne studien.

Målingene har vært valgt ut blant mange andre tilgjengelige hos VAV, som de mest praktiske for analysen. Det ble forsøkt å finne målinger som dekket en lang tidsperiode (fra ca. 1. juni til ca. 1. desember) og med en spredt geografisk fordeling. Det ble også tatt hensyn til å ta med soner med varierte egenskaper (som for eksempel forskjellige andel av separatsystemer). Grunnen for å velge målinger tatt i den nevnte perioden var å unngå snøsmelting, siden denne prosessen antageligvis skulle komplisere modellsimulering og videre kalibrering.

I en tidlig fase av studien ble 25 målinger valgt til analysen. Dessverre ble da oppdaget at flere av disse hadde perioder med urealistiske verdier, at de manglet data i lange perioder eller at de ikke egnet seg for kalibrering. Da ble det bestemt å utvide antall studerte målinger til 75. Etter en prosess av kvalitetssikring og validering av kalibrerte data ble 38 av dem forkastet og 37 valgt for videre analyse.

Oslo Kommune har ni vassdrag og målingene er delt i seks av dem: Mærradalbekken, Frognerelva, Akerselva, Hovinbekken, Alna og Ljanselva. Gjennomsnittlig måleperiode for de 38 valgte er 149 dager (cirka 5 måneder). Målingene er identifisert med nummeret til kummen hvor målingsutstyret var installert. De blir tilgjengelige som unicode tekst filer hvor hver linje har dato og tidspunkt av måling og målte volum i kubikk meter per sekund. Oppløsning av disse målinger er 5 minutter og presisjon på 1 centiliter.

## **SONE INNDELING OG EGENSKAPER**

*GEMINI VA* er et geografisk informasjonssystem (GIS) som benyttes ved VAV (og mange andre kommuner i Norge) for å administrere på en geografisk måte sin vann- og avløpsdatabase. Programmet inneholder flere kart som beskriver nettet, hvor hvert grafisk element har en registeroppføring i databasen med informasjon om sine egenskaper. *GEMINI VA* har også muligheten til å vise samtidig andre informasjonskilder, som for eksempel topografi, overflatevann, landbruk, bygninger og vei eller bare flybilder. Denne informasjonen om nettet ble eksportert til et annet GIS (ArcGIS) som har bedre muligheter for dataanalyse.

Med hvert målepunkt som utgangspunkt og ved å gå oppstrøms dette på avløpsnettet, var det mulig å definere hele avløpsfeltet som har felles utløp i målepunktet. Feltet inneholder alle bygninger som er tilkoblet til nettet (private stikkledninger er også representert). Etter å repetere denne prosessen for hvert målepunkt ble 75 avløpssoner definert.

Data importert fra *GEMINI VA* til *ArcGIS* er brukt som grunnlag for å beregne egenskaper til sonene. Totalt areal til avløpssonene, areal av vei og areal av bygninger ble beregnet for å bli brukt i kalibreringsprosessen. Andre egenskaper, som for eksempel gjennomsnittlig alder til ledningene, andel fellesavløpssystem og total ledningslengde, ble beregnet for å bli brukt i senere analyser.

VAV har inndelt avløpsnettet i Oslo i store avløpssoner. Dennes studiens soner finnes inne i disse avløpssonene, og de arver sitt navn pluss en appendiks som indikere nummeret til inndelingen (S1, S2, osv.).



## Problemer med soneinndelingen

Noen ganger er nettets distribusjon veldig komplisert. Dette gjelder spesielt i områdene hvor ledningene ble lagt tidligst. I disse områdene er ikke uvanlig å finne på kartet kummer som har flere utløp. I noen tilfeller er det avgjørende å finne ut hvilke retninger spillvannet renner, for å bestemme om et stort område renner til målepunktet eller ikke (det vil si, om det er inkludert i avløpsfeltet eller ikke). Det finnes flere årsaker til at noen kummer viser flere utløp i *GEMINI VA*. Det er mulig at rørene som er tegnet i kartet ikke finnes i virkeligheten, eller er nedlagt (noen ganger er databasen ikke oppdatert). Andre ganger kan det hende at et av utløpene har en terskel og bare leder vannføring under kraftig regn. Det er bare i noen få tilfeller når mer enn et utløp leder vann ut av kummen under tørrværsvannføring.

For å bestemme i hvilke av disse situasjonene finnes hver av disse «problematiske» kummene, ble det først forsøkt å finne tegninger av kummene i VAVs arkiv. Mesteparten av disse kummene var mer en 50 år gamle (noen få over 100 år gamle). VAV har et arkiv hvor tekniske tegninger av de eldste kummene er lagret i mikrofilm. For å finne det riktige bildet i mikrofilmen må man først finne hver kum i et annet papirbasert arkiv. For mesteparten av kummene var det ikke mulig å finne tegning. Og for mange av dem som ble funnet, stemte ikke tegningen med utformingen per i dag (den som antas fra *GEMINI VA* databasen). Dette viste seg å være en veldig vanskelig og tidskrevende løsning. Det andre forsøket var å finne høyden av hvert rør inne kummen. Dette er informasjon som skulle være registrert i *GEMINI VA*. På den måte kan man vite at vann renner til det laveste røret. Denne opplysningen hjalp å avklare utløpsretningen i mange kummer, men for noen få kummer manglet kvotehøyden til alle ledningene. Det ble da tatt en befaring for å bestemme utløpsretningen og avgrense avløpssonene. Figur 9 viser en av disse befarte kummene. Den har et innløp og to utløp. Vann renner fra toppen av bildet og vanligvis ut ved utløpet til venstre. Utløpet til bunnen av bildet har en terskel og trer i funksjon bare ved større vannføring (stiplet linje).

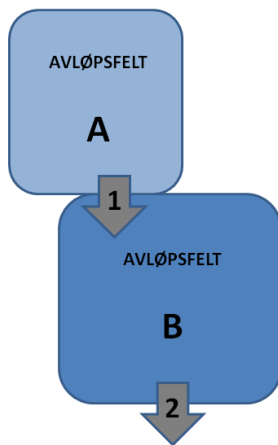


Figur 9. Fordelingskum.

## Tilknyttede soner

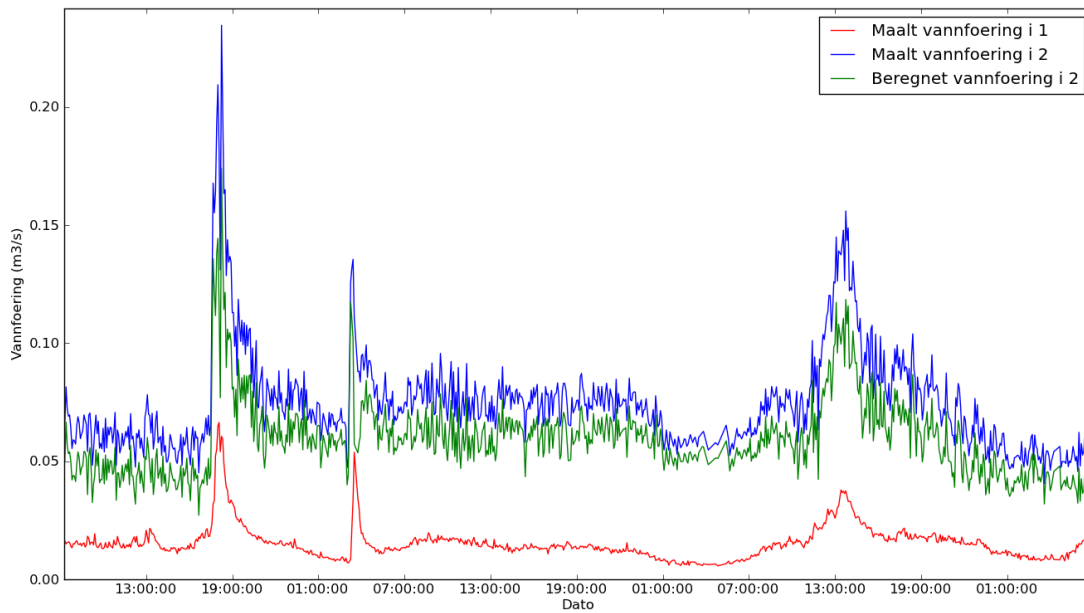
Noen av de definerte sonene hadde en eller flere andre målepunkter inne i seg. Dette betyr at noen soner rant inn i andre soner. Figur 10 illustrerer saken. Dette utgjorde et problem, fordi vannføringen målt nedstrøms i utløp 2 kom fra mer enn en sone. Vannføringen i utløp 1 skyldes ulike prosesser som foregår i avløpsfeltet A. Vannføringen i utløp 2 skyldes både de prosesser som skjer i det tilhørende avløpsfeltet og vannføringen som kommer gjennom utløp 1. Sone A kan bli lett identifisert med vannføringen målt i 1. Sone B derimot, kan ikke identifiseres med vannføringen i målepunkt 2, fordi målingen også inkluderer vann som kommer fra A. Situasjonen blir enda mer komplisert når en eller flere felt også renner til A.

Det kunne tenkes at det var mulig å anse A og B sammen som en eneste sone med vannføring i 2. Imidlertid ble dette vurdert som en ugunstig løsning. På denne måten ville informasjon fra A bli dobbelt representert i videre analyser. Dette er vurdert som dårlig praksis i statistisk.



Den valgte løsningen involvert å skrive et lite program i programmeringsspråket *Python*, som trakk vannføring i målepunkt 1 fra vannføringen i målepunkt 2. Den største komplikasjonen med denne prosessen var å finne tiden som vann fra utløp 1 trengte for å komme til utløp 2. Gjennom en grafisk representasjon av begge tidsseriene ble det mulig å bevege vannføringen i 1 fram i tid, slik at avrenningstoppene til begge vannføringskurvene sammenfalte i tid. Figur 11 viser et eksempel av resultatet av denne prosessen, hvor en vannføring for bare feltet B i punktet 2 ble beregnet. Koden til programmet finnes i vedlegg 5.2.1.

Figur 10. Representasjon av tilknyttede soner



Figur 11. Grafiske visualiseringen av to vannføringer (1 og 2) hvor 1 (rød) er en del av 2 (blå). Det beregnes en ny vannføring (grønn), som er resultat av å trekke 1 fra 2.

## METEOROLOGISKE DATA

Meteorologisk data er nødvendig for simulering av vannføring. Nedbørsdata angir hvor mye vann som faller over feltet. Temperatur er brukt for å bestemme avrenning fra snøsmelting og type nedbør. Den potensielle evapotranspirasjonen bestemmer hvor mye vann som fordampes.

Kvaliteten på nedbørsdata er avgjørende for en realistisk simulering. Det betyr at dataen må ha en god oppløsning og må helst komme fra målinger registrert fra det aktuelle feltet. Temperatur og fordampning spiller ikke en stor rolle i simulering i denne studien, siden vi har valgt å simulere en periode uten snøsmelting og med lite sannsynlighet for kraftig snø, og fordampning representere ikke store volumer. Daglige og månedlige verdier er nok for disse seriene (DHI 2000).

Tidsserier må dekke en tidsperiode som begynner i det minst et år ( gjerne flere år) før datoen hvor vannføringsmålinger begynner. Disse dataene skal definere startbetingelsene for kalibreringsperioden. Hvis det ikke er målt nedbør i det aktuelle feltet kan data fra nærliggende felt benyttes. Dette kan gjøres fordi stedsnøyaktigheten ikke er avgjørende for startbetingelser (DHI 2000).

## Nedbørsdata

Nedbørsdata bruk i kalibrering ble innhentet inne avløpssonene grenser og dekker den samme perioden som vannføringsmålingene. Unntaket er feltene i Frognerelva vassdraget, hvor nedbørsmålingene ikke ble tatt (eller det fantes ikke i databasen). Det ble vurdert at de kontinuerlige målingene fra Blindern klimastasjon egnet seg for analysen, da stasjonen ligger i midten av dette vassdraget. Meteorologiske data fra Blindern er offentlig tilgjengelig gjennom

den norske Meteorologisk Institutt og deres nettside *Eklima.no*. Alle disse målingene er tilgjengelige som unicode tekst filer, hvor hver linje har dato, time og verdi av måling. Presisjon er 0,1 mm nedbør.

Modelleringsverktøyet krever også nedbørsdata for en periode som dekker flere år før simulerings periode for å beregne startbetingelsene. Disse dataene er ikke tilgjengelig fra de nedbørsmålinger brukt i løpet av målekampanjene. Data fra Blindern målestasjon ble brukt i stedet og kan vurderes som representative nok for dette formålet (DHI 2000).

## **Temperatur**

Bare en dataserie med temperatur er nødvendig for alle beregningene. Denne målingen ble tatt fra Blindern klimastasjon gjennom *Eklima.no*, med en oppløsning på en time og en nøyaktighet på 0,1 °C.

## **Potensiell evapotranspirasjon**

Fordampning er beregnet med HBV-modellen, som er en hydrologisk modell utviklet på syttitallet for skandinaviske forhold (Lindström et al. 1997). Beregningene for Oslo sentrum ble gjort av Norges Vassdrags- og Energidirektorat (NVE). Dataserien tilbyr en enkel verdi for hver dag med en nøyaktighet på 0,1 mm.

## **ANTALL PERSONEKVIVALENTER**

Modelleringsprogrammet krever en estimerte verdi for antall personenheter (*PE*) som produserer spillvann, og en gjennomsnittlig produksjon av spillvann per dag for hver *PE* (spesifikk spillvannsproduksjon). Antall *PE* tilsvarer summen av antall reelle personer (*p*) pluss antall personekvivalenter (*pe*). En *pe* er det volumet som tilsvarer samlet spillvannsproduksjon fra en reell person i en dag. Det brukes for å kvantifisere spillvann produsert av institusjonelle eller industrielle forbruker (skoler, kontorer, bedrifter, etc.).

De definerte sonene i *ArGIS* ble importert til *GEMINI VA* som et nytt kart. Da ble det mulig å tilkoble databasen med Folkeregisteret og beregne hvor mange personer var registrert i hvert felt. Men en stor mengde spillvann kommer antageligvis ikke fra boliger hvor folk er registrert, men fra andre store forbruker (bedrifter, arbeidssteder, utdannelsessteder, sykehus, osv.). Dette volumet deles på den gjennomsnittlige produksjonen av en reell person for å beregne antall personekvivalenter (*pe*).

For å beregne antall *pe* ble det laget en liste av drikkevannmålinger som er installert i Oslo kommune fra gebyrseksjonen i VAV. Filen viser gjennomsnittlig vannføring (i liter per sekund) av forbrukt drikkevann fra vannmålinger basert på to enkelte avlesninger tatt med ett års mellomrom i perioden 2010-2011. Det antas at de største forbrukerne er påtvunget å bruke dette målingsutstyret og slik registrere sitt forbruk. Etter å tildele hver storforbruker til sine korresponderende avløpsfelt fikk vi totalvolum av drikkevannsforsbruk i hver sone. Det ble antatt

at volumet fra listen ikke inkluderer forbruk i husholdningene, da ifølge data fra (SSB 2013) har bare 1 % av husholdninger drikkevannmåler i Oslo. Det antas også at en gjennomsnittlig person har et spesifikt forbruk på 166 liter per dag (VAV 2012a), og at alt drikkevann blir spillvann. På denne måten det ble beregnet et antall *pe* for hver sone. Det er nok en forenkling å tenke at alt drikkevann blir spillvann. Dette gjelder spesielt om sommeren når mye vann brukes til vanning i grønne områder. Men denne overestimering kompenseres noe med underestimering fra det faktum at ikke alle små bedrifter har vannmålere. Likevel trenger ikke estimeringen av spillvannsproduksjon å være veldig siden volumet skal justeres under kalibreringsprosessen.

### 2.3.2 FELTDATA

Data om VA-nettet ble innhentet fra *GEMINI VA* og ble så eksportert til *ArGIS*. Der ble forskjellige egenskaper til nettet oppsummert for alle de valgte avløpsfeltene. Dette dannet grunnlaget for en liten database for prosjektet. En simplifisert versjon av databasen vises som tabell i vedlegg 5.3.

## 2.4 MODELLENS REPRESENTASJON AV VANNFØRING

En første simulasjon av vannføring med modellen kan gjøres etter introduksjon av inputdata (meteorologiske data og deskriptive data fra feltet). Da er modellen i stand til å gi en først tilnærming til den reelle vannføringen. Det neste steget er å kalibrere modellen, hvor det prøves å justere modellen slik at inputdataene gir oss den forventete output (målt vannføring). Etterpå valideres modellen. Det vil si, at det evalueres om den kalibrerte modellen er i stand til å gjøre en tilfredsstillende estimering. Dette gjøres med å sammenligne simulert data med målte vannføringer som ikke ble brukt i kalibreringsprosessen. Hvis prediksjonen er god nok, antas modellen som pålitelig for å simulere vannføring i andre perioder hvor vi ikke har måledata.



### 2.4.1 VISUALISERING AV MODELLENS BEREGNINGER

Resultater fra modellens simuleringer er presentert på en visuell måte. Programmet har også muligheten til å eksportere resultatene som tidsserier i en tekstfil. Bidragene som utgjør vannføringen i røret er klassifisert i programmet litt annerledes enn den som har vært beskrevet (avsnitt 2.1). I modellen klassifiseres bidragene slik:

Sanitary flow: Spillvannsvolum.

Imperivious flow: Avrenning fra tette flater (en del av DiNF).

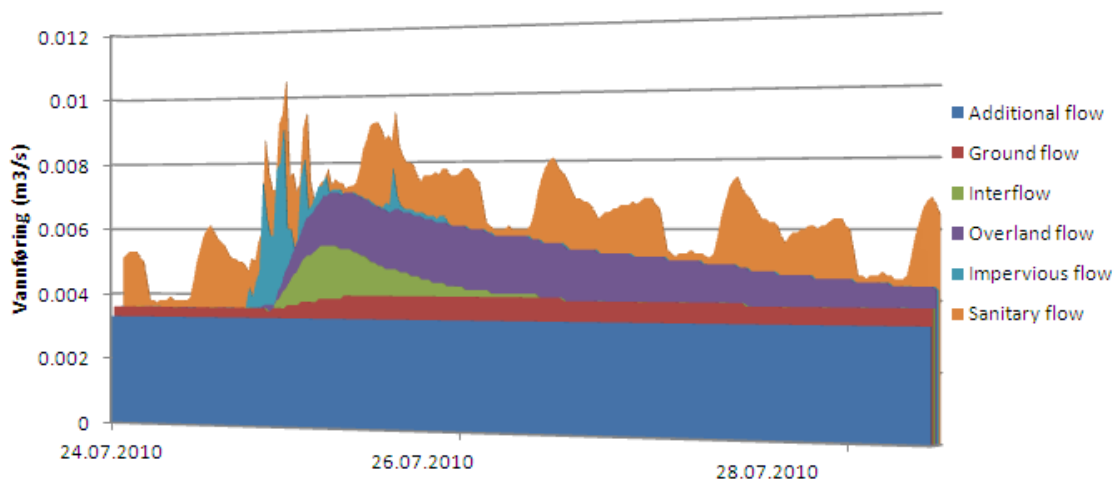
Overland flow: Avrenning fra ikke tette flater og raskt drensvann (en del av DiNF og en del av InNF).

Interflow: Treg drensvann (en del av InNF).

Ground flow: Variable grunnvann (en del av InNF).

Additional flow: Ikke nedbørbetinget fremmedvann (INF).

Den benyttete modellen tilbyr en akkumulert presentasjon av alle komponentene som utgjør vannføringen. Det vil si, at volumene bygges opp i hverandre. Figur 12 illustrerer det.



Figur 12. Grafisk representasjon av de ulike volumer inneholdt i avløpsvannføring.

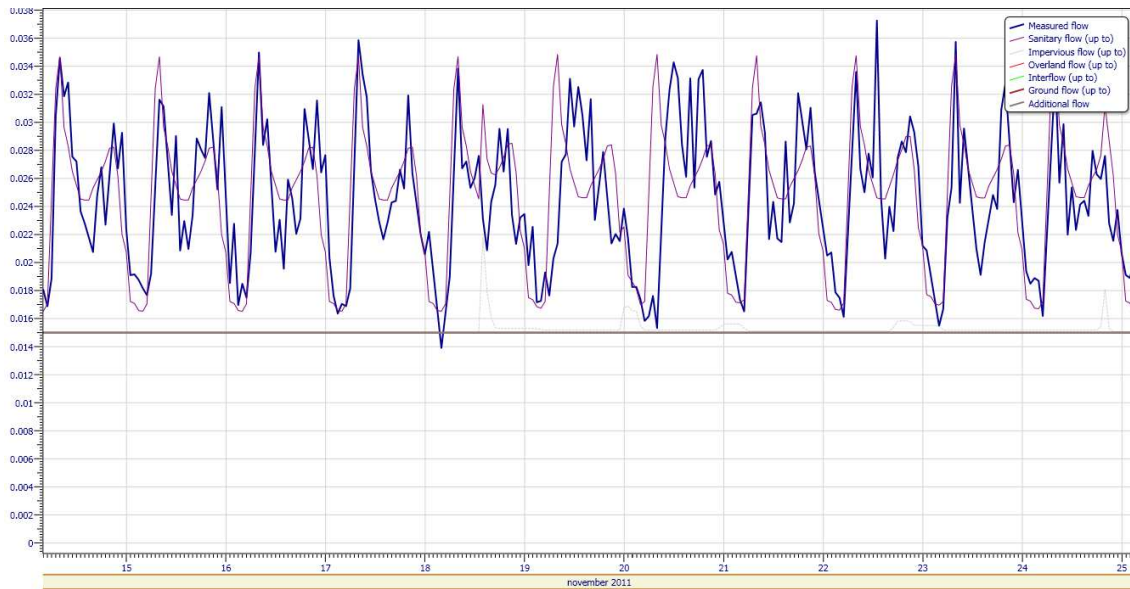
## 2.4.2 KALIBRERING

De fleste hydrologiske modellene prøver å simulere komplekse naturlige fenomener, kontrollert av mange parameter som vanligvis er bare konseptuelle representasjoner av virkeligheten. Disse parameterne måles nesten aldri, og hvis det måles er det med stor usikkerhet (Eckhardt & Arnold 2001). Meste parten av alle parameterne som styrer modellen brukt i dette studiet har en teoretisk natur. Dette gjør det umulig å finne sine verdier ut i fra geofysiske målinger, så parameterne må estimeres gjennom kalibrering, hvor de bestemmes med prøve- og feilemetoden. Det er en iterativ prosess hvor avvik mellom modellens output og observerte data brukes til forbedring. Denne prosessen gjentas inntil modellens nøyaktighet er anset som best mulig. Et stort antall parameter øker eksponentielt antall mulige kombinasjoner, noe som gjør kalibreringsprosessen komplisert, tidskrevende og veldig avhengig av brukerens erfaring, ferdigheter og kunnskap om modells oppbygging og dynamikk.

## INDELING AV VANNFØRINGEN

Kalibreringsprosessen tilpasser simuleringen slik at resultatet samstemmer best mulig målte data. I tillegg ønskes det å benytte modellen til å dele opp den simulerte vannføringen i de hypotetiske komponenter; spillvann og de ulike fremmedvannkilder. Parameterne som kontrollerer denne prosessen er ikke matematiske uavhengige. Derfor kan det samme volumet simuleres med mange parameterkombinasjoner. Dette betyr at det finnes ikke bare én løsning. Det totale volumet kan beskrives som ulike kombinasjoner av kilder. Den løsningen som her velges for å finne fordelingen er basert på en rekke antagelser. Resultatfordelingen er riktig så lenge antagelser stemmer med virkelighet. Disse antagelser er:

1. Gjennom hele måleperioden må det finnes minst et tidspunkt når røret transporterer verken NF eller spillvann. Dette er tidspunktet med minst vannføring, og det må tilsvare en tørrværsperiode (minst en uke etter det siste regnet), og en time i midten av natten (omtrent kl.3), når vi antar at spillvannsbidraget er neglisjerbart. I dette tidspunktet er alt vann fremmedvann som kommer inn i røret uavhengig av nedbør (INF). (Figur 13).
2. INF er konstant i hele kalibreringsperioden.
3. I tørrværsperioden er det mulig å se at vannføringen følger et daglig mønster. Det antas at differensen mellom det totale volumet og INF er spillvann. Videre antas det at mønsteret repeteres på en enhetlig måte i hele kalibrerings periode. Det er mulig å justere dette volumet i kalibreringen. Dette gjøres ved å forandre spesifikk spillvannmengde (når  $PE$  er et fast antall fant i datainnsamlings prosess). (Figur 13).
4. Ikke all nedbør som faller på feltet renner ut av feltet gjennom røret hvor måleutstyret er installert. Derfor må bidragarealet av feltet «reduseres». Dette gjøres ved å bruke en reduksjonsfaktor (fra 0 til 1) for tette flater og ikke tette flater. Faktoren justeres i kalibreringsprosessen. Det kan forventes at feltene med 100 % AF systemer har en faktor nær 1, og feltene med 100 % SP har en faktor nær til 0. Grunnen er at vannføring i SP er i teorien uavhengige av nedbør.
5. Etter regnets start stiger vannføringen i nettet. Etter nedbørshendelsens slutt synker vannføringen gradvis over flere dager til man er i den såkalte tørrværsperioden. Dette volumet er NF (Figur 14). Den eneste regel som modellen bruker for å bestemme fordelingen av NF i hver av sine komponenter er volumenens hastighet for å trenge inn i nettet. Men det finnes ingen faste grenser for å dele bidragene, og programmet bruker sine egne inngangsverdier. Operatoren kan justere disse i kalibreringsprosessen. Dette betyr at fordelingen på en måte er subjektiv.
6. Plutselige og skarpe økninger av volum etter nedbør utgjør DiNF. Resten av volumet funnet i (5) er InNF (Figur 15).

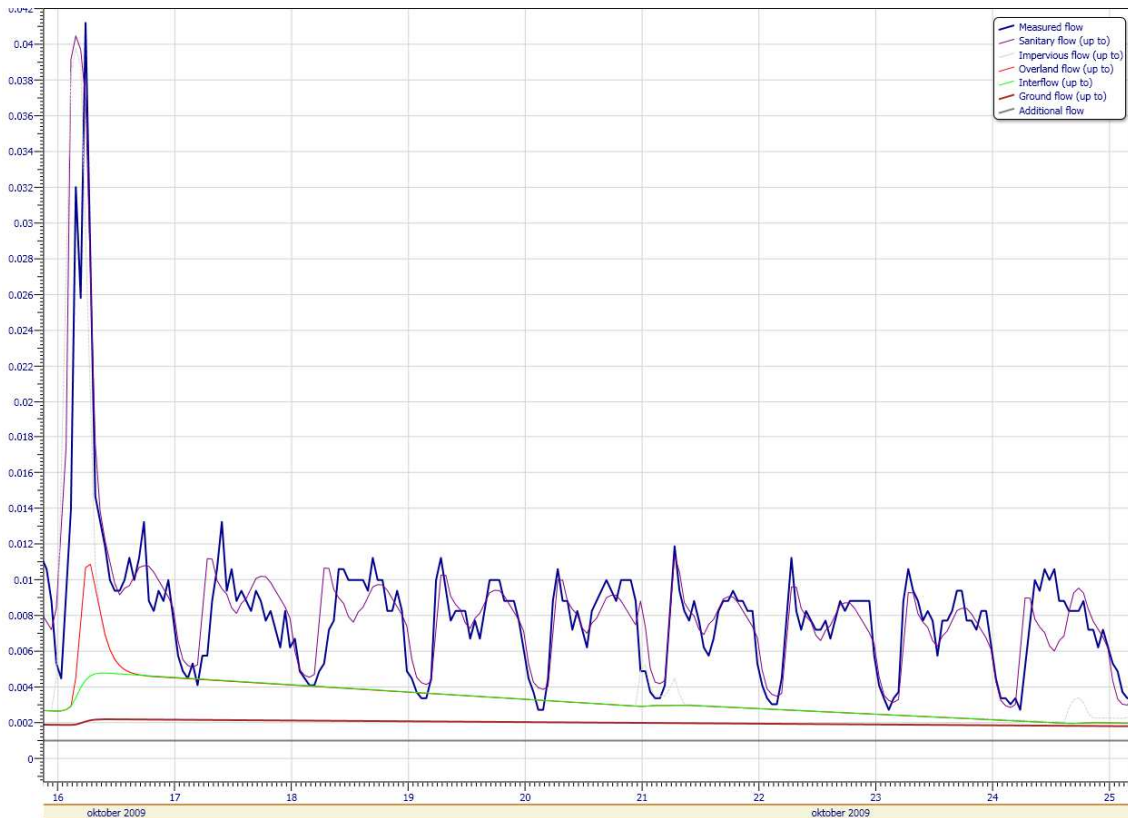


Figur 13. konstant innlekking (INF) av 0,015 kubikk meter per sekund i en tørrværsperiode (minimum vannføring om natten er omtrent konstant). Spillvannsproduksjon har en tendens til å følge et markert mønster.



Figur 14. Regnvann hiver opp den totale vannføringen etter en kraftig nedbørshendelse (NF).





Figur 15. En nedbørshendelse forårsaker først en plutselig øking i avrenning fra tette flater og raskt dreisvann (rød) som tilsvarer DiNF. Etterpå er det mulig å se en langvarig øking i dreisvann (grønn) og grunnvann (brun) i systemet (InNF), som forsvinner etter en periode lengre enn en uke.

### 2.4.3 VALIDERING AV KALIBRERINGSRESULTATER

Verifisering og validering av en modell er to begrep som av og til brukes om hverandre, men de har ikke den samme betydningen. Verifisering handler om modellen har en riktig oppbygging og er matematisk korrekt. Validering handler om hvorvidt modellen gir en nøyaktig representasjon av det virkelige systemet. Her skal det ikke undersøkes om modellen er riktig oppbygget, det er antatt. Men det skal vurderes (valideres) modellens representasjon av virkeligheten for hvert felt. Det må merkes at det gjelder bare det beregnede totale volumet, siden volumets oppdeling ikke er mulig å sammenligne med reelle data.

Validering av hydrologiske modellers oppførsel og prestasjon er vanligvis gjort ved å sammenligne simulerte vannføringer etter kalibreringsprosessen og observerte vannføringer som ikke ble brukt for kalibrering. Modellen er bare en simplifikasjon av virkeligheten og det er ikke forventet en perfekt tilpasning.

Det var klart etter kalibrering at modellen ikke klarte å simulere vannføringen for noen felt. Det viste seg nødvendig å sette en grense for hva som var akseptabelt eller ikke. Ifølge manualen til MOUSE RDII (DHI 2000) er en visuell validering av resultatene tilstrekkelig (hvor hydrografene av simulert og målt vannføringer er representert samtidig). Imidlertid vil en erfaren bruker legge merk til at visuell validering er en prosess som ikke er fritatt for personlig vurdering. De samme

visuelle resultatene kan oppleves som gode eller dårlig avhengige av tidligere erfaringer og forventninger. I tillegg kan tilpasning mellom simulerte og målte tidsserier se mer eller mindre sammenfallende ut, avhengige av skalaen brukt for å representere grafen.

Verken den originale MOUSE RDII kalibratoren eller det programmet som er benyttet her har kapasitet til å gjøre en objektiv og kvantitativ vurdering. Derfor, selv om visuell inspisering er tilstrekkelig (DHI 2000), ble det bestemt at mer solid resultatevaluering var nødvendig.

Det finnes mange statistiske kvantitative metoder for å vurdere tilpasning mellom målte og simulerte verdier. Alle dem har sine svakheter og fordeler. Det må velges den som passer best for applikasjonen av modellen. En type metode er effektivitetskriterier. Krause et al. (2005) publiserte en artikkel som sammenligner tre forskjellige effektivitetskriterier vanligvis brukt i hydrologi: Determinantkoeffisient ( $R^2$ ), Nash-Sutcliffe effektivitet ( $E$ )(1), og enighetsindeks ( $d$ ). Studien viste at alle tre kriterier har sine ulemper. Determinantkoeffisienter kan gi gode resultater selv om prediksjoner er feil. Derfor er det et kriterium som ikke må brukes alene. Den største ulempe med Nash-Sutcliffe er at differanser mellom observerte og simulerte verdier er beregnet som kvadrerte verdier. Resultatet av det er at små differanser mellom tidsserier i høye vannføringer vektlegges mye, mens store differanser i lave vannføringer er neglisjert. For simuleringen av vannføring betyr dette at det finnes en overestimering av modellens ytelse i maksimale vannføringsverdier og en underestimering av modellens ytelse ved lav vannføring. Praktiske anvendelser av enighetsindeks viser også at den har noen ulemper: gode verdier av  $d$  kan oppnås selv med dårlig modell tilpasning, og  $d$  er ikke følsom for systematisk over- eller underprediksjon i modellen.

Krause et al. (2005) beskriver også en modifikasjon av Nash-Sutcliffe effektivitetskriterium som kalles *Relative Nash-Sutcliffe effektivitets kriterium* ( $E_{rel}$ ) (2). Denne metoden ble valgt i denne studien for å identifisere modellens ytelse i hvert av de målte feltene. Modifikasjonen kvantifiserer forskjellene mellom de observerte og simulerte verdier som relative avvik. På denne måten reduseres betydelig påvirkningen av de absolutte forskjellene under høy vannføring, og det kan forventes en større følsomhet på systematisk over- eller underprediksjon, i spesielt under lav strømningsforhold.

$$(1) \quad E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}$$

$$(2) \quad E_{rel} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n \left( \frac{O_i - P_i}{O_i} \right)^2}{\sum_{i=1}^n \left( \frac{O_i - \bar{O}}{\bar{O}} \right)^2}$$

Hvor  $O_i$  er hvert observert verdi og  $P_i$  er sin tilsvarende simulert verdi. Gjennomsnitt av alle observerte verdiene er  $\bar{O}$ .

Resultatene av  $E_{rel}$  kan variere fra 1 (perfekt tilpasning) til minus uendelig. En effektivitet lavere enn null indikerer at middelverdien av den observerte tidsserien ville ha vært et bedre prediktor

enn modellen. Dette er et problem for tidsserier med observasjoner som er veldig konstante, hvor en god simulering kan ha en  $E_{rel}$  nær null.

$E$  og  $E_{rel}$  ble brukt for å validere resultatene av kalibreringsprosessene på en kvantitativ og komparativ måte. Grenseverdier for disse parameterne ble valgt for å konsekvent definere hvilke felt som var gode nok for å bli brukt i videre analyse. Et dataprogram i programmeringsspråket Python ble utviklet for å beregne  $E$  og  $E_{rel}$  for hver avløpsfelt. Programmets kode finnes i vedlegg 5.2.2. I dette programmet er vannføringens verdier aggregert per dag, siden det ble vurdert at det var mer interessant at modellen kunne reprodusere daglig volumer på en pålitelig måte enn volumer på en mindre skala. Det ble også vurdert at forhold mellom totalt målt vannføring og total simulert vannføring for hele simuleringsperiode skulle være like. At begge volumene er tilnærmet like garanterer ikke at simulasjonen er god, men kan støtte resultatet fra de andre valideringsmetodene.

De tilgjengelige vannføringsmålingene dekker i gjennomsnitt en periode med 5 måneders varighet. I denne perioden var enkelte tidspunkter mer nyttige for å kalibrere modellen (den tørreste perioden, de største nedbørshendelser, etc.). Det betyr at noen perioder inne den totale vannføringsmålingen ble valgt på en usystematisk måte for kalibrering. Den valideringsprosessen beskrevet her benyttet seg av hele observasjonsperioden. Dette er i teorien en dårlig praksis, men ble vurdert som akseptabel i dette tilfellet. Grunnen til dette er at de periodene brukt i kalibrering representerer bare en liten del av hele observasjonsperioden, og resultatene av valideringsprosesser er bare brukt for å sammenligne hver sone med de andre.

#### 2.4.4 SIMULERING

Kalibreringsprosessen og valideringsprosessen ble gjennomført for alle 75 opprinnelige felt. Bare 37 av dem bestod valideringstesten. Det betyr at de var i stand til å gjøre en simulering av total vannføring og sine komponenter med god nok resultat.

Det var mulig å få en simulering for den perioden benyttet for kalibrering og validering (den som vannføringsmålingene dekket). Imidlertid ble disse resultatene ikke tatt hensyn til. Grunnen var at feltene hadde vært kalibrert med klimadata fra ulike perioder. Siden vannføring er avhengig av nedbør, vil det være villedende å sammenligne resultater fra ulike perioder. Derfor ble det bestemt å bruke de samme klimadataene for å simulere vannføringen i alle 37 feltene. Den valgte perioden av året var den samme perioden som ble brukt for kalibrering, fra 1. juni til 1. desember. Denne perioden ble simulert med data hentet fra Blindern meteorologisk stasjon for alle årene mellom 2005 til 2011 (sju år).

#### 2.5 DATAANALYSEN

Etter simulering av avløpsvannføring i den nevnte perioden kan modelleringsprogrammet produsere en tekstfil som inneholder en tidsserie for totalt volum for spillvann og for hver av delkomponentene av fremmedvann. Oppløsningen til disse dataene (tidssteget i simuleringen) er

valgt av modellereren. Tidsoppløsning brukt i denne oppgaven (hvis ikke noe annet er presisert) har vært 60 minutter. Det finnes to grunner for det. Den første grunnen er at for slike lange simulasjonsperioder, vil en mindre tidsoppløsning produsere meget mye data. Disse store filene er uhåndterlige i et vanlig regneark, og det må brukes mer avanserte regneprogrammer for å gjøre enkle beregninger. Den andre grunnen er at modellen, som er kjørt på en vanlig PC, av og til mangler regnekapasitet for å fullføre simuleringer med tidsoppløsninger mindre en 30 minutter. Dette fører til at feil oppstår.

### 2.5.1 SIMULERTE FREMMEDVANNVOLUM

Simuleringsresultater ble brukt for å beskrive et gjennomsnittlig volum av fremmedvann fra alle de studerte sonene. Disse verdiene ble beregnet som et vanlig gjennomsnitt og som et vektet gjennomsnitt, hvor soner med lengre nett (antall kilometer ledning) veid mest i gjennomsnittet. Resultatene ble også beregnet som prosent av totalt avløpsvannvolum og som vannføring i liter per sekund og kilometer ledning.

I et forsøk på å forstå årsakene til fremmedvann ble fremmedvannresultatene sammenlignet med utvalgte feltparameter. Metoden baserte seg på å undersøke flere foreslåtte hypoteser.

### 2.5.2 HYPOTESER AV FORHOLD MELLOM FREMMEDVANN OG FELTETS EGENSKAPER.

Resultatene viser at det finnes en sterk variasjon i fremmedvannvolum og sammensetning i de studerte sonene. Fremmedvann skyldes komplekse prosesser. Det er mulig at en lang rekke parameter spiller en rolle i fremmedvannproduksjon. Det er imidlertid ikke gjennomførbart (og sannsynligvis ikke nødvendig) å identifisere alle og deres bidrag. Antageligvis har bare noen få faktorer størst innflytelse over fenomenet.

Det har vært formulert en rekke hypoteser om hvilke faktorer som hovedsakelig forårsaker fremmedvannproduksjon:

1. Avløpssystemer i dårlig stand infiltrerer mer fremmedvann. Tilstanden er sterk korrelert med gjennomsnitts **alder** av ledningene. Det vil si at eldre avløpssystemer har mer NF og INF.
2. **Separatavløpssystemer** transporterer mindre fremmedvann. Årsaken er at disse systemene ikke tar imot overvann eller vann fra drens-systemer.
3. Soner med en største andel av **tette flater** infiltrerer mindre nedbørsvann i bakken og produserer mer overflateavrenning som blir ledet til avløpssystemet. Derfor har de en større andel fremmedvann.
4. Fremmedvannproduksjon er avhengig av **nedbør**. I årene med mer nedbør er det også mer fremmedvann.

5. Tidligere ble mange **bekker** i Oslo lukket. I mange tilfeller ble vannet ledet til avløpssystemet. I de senere år har meste parten av disse bekkene blitt frakoblet fra systemet og en del av dem er gjenåpnet. Det er mulig at ledninger som krysser eller ligger langs med disse historiske bekkene transporterer store mengder fremmedvann.
6. Avløpsledningene krysser **vannveier** i flere punkter i systemet. Rørene som krysser disse elvene og bekkene ligger under grunnvannssonen. De er klart utsatt for innlekkasjer om de ikke er helt tette. Hvis rørene er utette, gir dette en kilde til en kontinuerlig fremmedvannføring i avløpssystemet.

### 2.5.3 KORRELASJONSMATRISER

I denne studien benyttes Spearmans korrelasjonskoeffisient ( $r$ ) for å definere avhengighet blant to variabler. Denne koeffisienten kan variere fra -1 til 1, hvor 1 indikerer en perfekt korrelasjon hvor de to variable størrelsene varierer i takt. På den andre siden, betyr -1 at de to variablene varierer i utakt. En 0-verdi betyr at det ikke finnes noen sammenheng mellom variablene.

Dette er en koeffisient mye brukt i statistikk som er lett å tolke. Imidlertid, er det ikke en robust parameter, så verdien kan være misvisende hvis slengere i datasettet er til stede (Wilcox 2012). I tillegg er det viktig å huske at korrelasjon ikke automatisk betyr årsakssammenheng. Det vil si at en korrelasjon blant to variabler ikke nødvendigvis betyr at den ene forårsaker den andre.

Det ble vurdert at denne metoden var passende for en første tilnærming til årsaksforholdet mellom fremmedvann og de nevnte faktorene utrykte som hypoteser (nedbørsvolum, andel SP, alder til nettet, andel tette flater, krysninger mellom ledninger og lukkede bekker eller vassdrag). Korrelasjon blant faktorene er undersøkt for to grunner. Først kan det forklare om to variabler er sterk korrelert ( $r$  ligger nær til 1), så en av dem kan utelukkes fra studien (de er statistisk avhengige og en av dem bidrar ikke med mer informasjon). Den andre er at det ønskes å finne ut om en av dem virkelig har kausale relasjoner med fremmedvann, eller bare at det er korrelert med en andre faktor som har kausalitet.

De seks nevnte hovedhypotesene har blitt formulert som kvantitative parametere, som kan uttrykkes med numeriske verdier. Systemets alder har vært beregnet som gjennomsnitt år siden ledningene har vært lagt eller renovert. Gjennomsnittet er vektet etter ledningens lengde. Andel separatsystemer i nettet er regnet etter prosent av spillvannsledninger som bare transporterer spillvann og ikke overvann. Gjennomsnittet er også vektet etter ledningslengde. Andel tette flater er uttrykket som prosent av totalt areal som veier og bygninger representerer. Variasjon i nedbør vises som totalt volum for simulerings periode og et relativt standardavvik av gjennomsnittlig nedbør over sju år. Krysninger mellom avløpssystemet og bekker eller vannveier er beregnet som antall krysninger per kilometer ledning.

For å beregne hvilke hovedprosesser som hadde en direkte innflytelse på fremmedvannet (og dets komponenter) ble det laget flere korrelasjonsmatriser. Disse matrisene er tabeller hvor

variablene er representert i den første kolonnen og den første raden. Hver tabellcelle viser en korrelasjonskoeffisient mellom to variabler.

## 2.5.4 DETALJERT STUDIE AV FELTETS PARAMETER OG FREMMEDVANN

Hypotesene ble igjen testet og korrelasjonene representert på en grafisk måte.

Ledningsalder og prosent SP ble uttrykket på den samme måte som i den forrige analyse. Det ble også testet andre indikatorer, som gjennomsnittlig alder til kummene og stikkledningene. De ulike metodene for utregning av alder førte ikke til noen signifikante forskjeller. Til slutt ble forholdet mellom prosent av tette flater, materiell av ledningene, diameter av ledningene og antall kryssninger mellom nettet og lukkede bekker og overflatevann analysert.

Andel tette flater ble beregnet som prosent av feltets areal som er dekket av veier og bygninger. Antageligvis er den virkelige verdi av tette flater litt høyere enn dette, fordi arealet av andre impermeable flater, som for eksempel parkeringsplasser, ble ikke tatt hensyn til. Bare en del av alle tette flater renner imidlertid av til avløpssystemet. Denne andelen er oppnådd gjennom kalibreringsprosessen, og det har alltid vært mindre enn det beregnet arealet på kartet. Antageligvis vil AF ha nesten 100 % av tette flater tilkoblet til systemet, mens i SP blir det nær 0 %.

Forholdet mellom nedbør og fremmedvannvolum ble testet, både for totalt nedbørsvolum og for nedbørsintensitet. Det ble undersøkt hvordan avløpsvolum og fremmedvannkomponenter varierer som følge av variasjon i nedbørsmengde fra år til år. Årets nedbørsintensitet ble uttrykt som antall dager i måleperioden med mer en 10 mm nedbør. Systemets hurtige respons til høy nedbørsintensitet ble testet gjennom simulering av avløpsvannføring under en tilfeldig valgt nedbørshendelse med stor volum. Skybruddet ble registrert av Blindern meteorologiskstasjon den 30. september 2006 etter en tørrperiode på to uker. Hendelsen ble simulert i alle feltene, og resultatene viser vannføringens inndeling mellom kl. 12.20 og 13.00.

Fremmedvannvolum ble vurdert sammen med det mest representative rørmaterialet i hvert felt. Resultatene gir ikke entydige resultater (det finnes mange typer materialer, mange ledninger mangler registrering av materiell i databasen og heterogenitet i materialtype i hvert felt er stor). Derfor ble analysen begrenset til forhold mellom fremmedvannvolum og andel ledningslengde som er laget med plast (PVC, PE, GUP, etc.)

Gjennomsnittlige diameter av ledningsnettet ble sammenlignet med fremmedvannvolum, hvor representativiteten av hvert rør var avhengige av rørets lengde.

Disse nevnte analysene ble gjennomført ved å plote parameterne to og to på et spredningsdiagram. I nesten alle ble det utført en lineær regresjon hvor fremmedvannvolum ble ansett som avhengig variabel ( $Y$ ) og avløpsfeltets egenskaper ble ansett som en forklaringsvariabel ( $X$ ). Regresjonen er vanligvis vurdert med hjelp av determinasjonskoeffisient ( $R_2$ ). Denne statistiske parameteren evaluerer tilpasning av punktene i spredningsdiagram til den

lineære regresjonen. Verdiene kan variere fra 0 til 1, hvor 1 betyr at alle punktene ligger på regresjonsvektoren. Krause et al. (2005) påpeker at  $R_2$  kan produsere gode verdier (nær 1) ved tilstedeværelse av systematiske feil (kontinuerlig under eller over estimering). Dette anses som en akseptabel risiko i denne studien.

### 3 RESULTATER

#### 3.1 SONEINDELING

Studien hadde som utgangspunktet 75 vannføringsmålinger som ga opphav til 75 avløpsfelter. Tabell 1 viser navnene gitt til sonene, nummer til kummene hvor målingene ble utført og vassdragene de tilhører til.

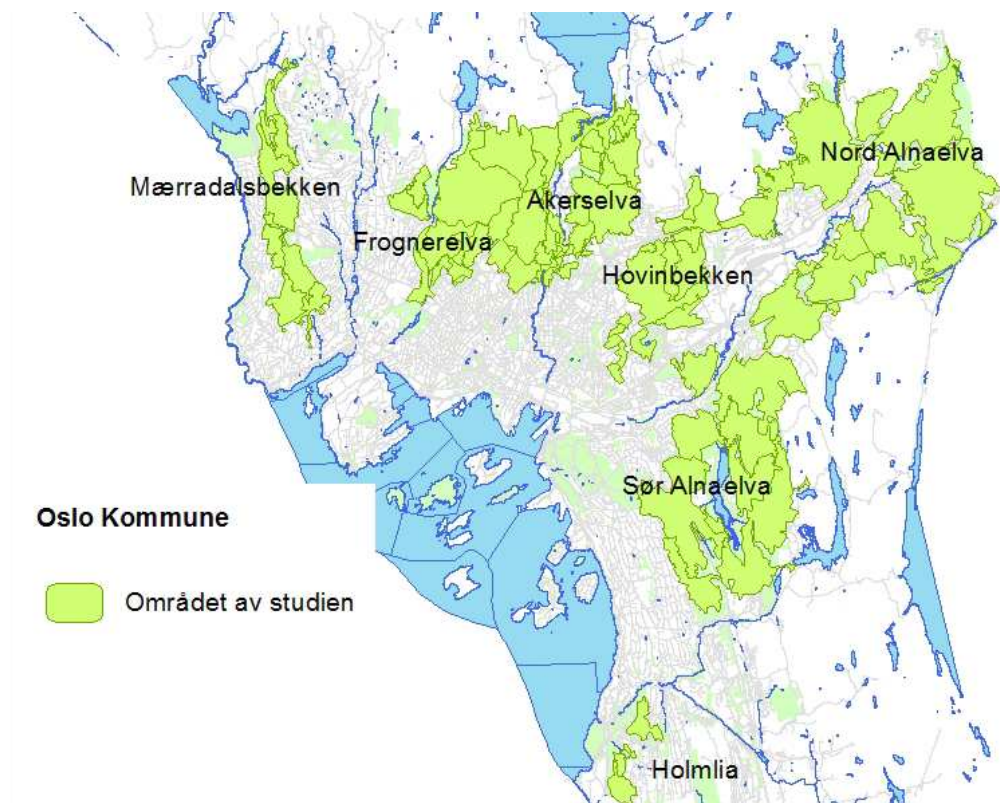
Tabell 1. Sonene som ble definert oppstrøms vannføringsmålinger med navn, nummer til kum hvor målingsutstyret ble plassert og navnet til vassdraget hvor sonen ligger.

Sone	Kumnummer	Vassdrag	Sone	Kumnummer	Vassdrag
ØGrB10	182279	Alna	ØSak7_S7	243789	Akerselva
ØGrB11a	249170	Alna	ØSak7_S8	310920	Akerselva
ØGrB11b	253672	Alna	ØSak7_S9	218962	Akerselva
ØGrB12	170648	Alna	ØSak8	183691	Akerselva
ØGrB13	314332	Alna	VMaL3_S1	145953	Mærradalbekken
ØGrB14	276256	Alna	VMaL3_S2	311147	Mærradalbekken
ØGrB15	275380	Alna	VMaL3_S3	63527	Mærradalbekken
ØGrB16	275345	Alna	VMaL3_S4	37511	Mærradalbekken
ØGrB4	186792	Alna	VMaL3_S5	76070	Mærradalbekken
ØGrB5a	176558	Alna	VMaL3_S6	37491	Mærradalbekken
ØGrB5b	176562	Alna	VMaL3_S7	266712	Mærradalbekken
ØGrB6	358435	Alna	VMaL3_S8	266698	Mærradalbekken
ØGrB7	160690	Alna	VMaL8_S1	150502	Frognerelva
ØGrB8	358517	Alna	VMaL8_S2	150588	Frognerelva
ØGrB9	198079	Alna	VMaL9_S1	149379	Frognerelva
ØHoB7_S1	45998	Holmlia	VMaL9_S2	232207	Frognerelva
ØHoB7_S2	45697	Holmlia	VMaL9_S3	232123	Frognerelva
ØHoB8	46875	Holmlia	VMaL9_S4	232385	Frognerelva
ØSak_S3	221276	Hovinbekken	VMaL9_S5	232387	Frognerelva
ØSak2_S1	197315	Hovinbekken	VToM1_S1	149195	Frognerelva
ØSak2_S2	209110	Hovinbekken	VToM1_S2	149468	Frognerelva
ØSak3_S1	221304	Hovinbekken	VToM1_S3	249060	Frognerelva
ØSak3_S10	246509	Hovinbekken	VToM3_S1	167318	Akerselva
ØSak3_S11	217848	Hovinbekken	VToM3_S2	167261	Akerselva
ØSak3_S2	221294	Hovinbekken	VToM3_S3	172883	Akerselva
ØSak3_S3	221287	Hovinbekken	VToM3_S4	256389	Akerselva



ØSak3_S4	230965	Hovinbekken	VToM3_S5	256486	Akerselva
ØSak3_S5	231018	Hovinbekken	VToM4_S1	166986	Akerselva
ØSak3_S6	245656	Hovinbekken	VToM4_S2	172781	Akerselva
ØSak3_S7	235404	Hovinbekken	VToM4_S3	184057	Akerselva
ØSak3_S8	231088	Hovinbekken	VToM4_S4	211470	Akerselva
ØSak3_S9	246148	Hovinbekken	VToM4_S5	184068	Akerselva
ØSak7_S2	189995	Akerselva	VToM4_S6	183813	Akerselva
ØSak7_S3	239410	Akerselva	VToM4_S7	200147	Akerselva
ØSak7_S4	239389	Akerselva	VToM5_S1	167049	Akerselva
ØSak7_S5	161151	Akerselva	VToM5_S2	184010	Akerselva
ØSak7_S6	161143	Akerselva	VToM5_S3	358376	Akerselva
			VToM5_S4	183873	Akerselva

Figur 16 viser kartet over Oslo kommune hvor alle 75 feltene fra Tabell 1 er tegnet. Samme området er representert i Figur 16 med navnene til alle vassdragene hvor sonene er inkludert. I vedlegget finnes en mer detaljert kart over disse syv områdene.



Figur 16. Området i Oslo kommune som er dekket av de definerte avløpssonene og navnene til vassdragene hvor de ligger.

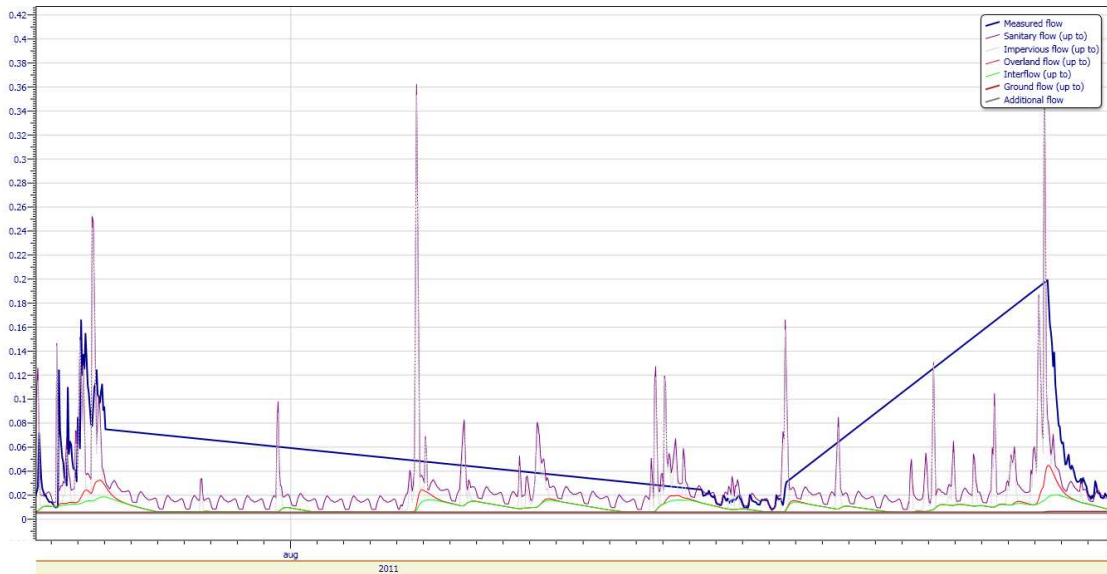
## 3.2 PROGRAMSIMULERING

### 3.2.1 KALIBRERING

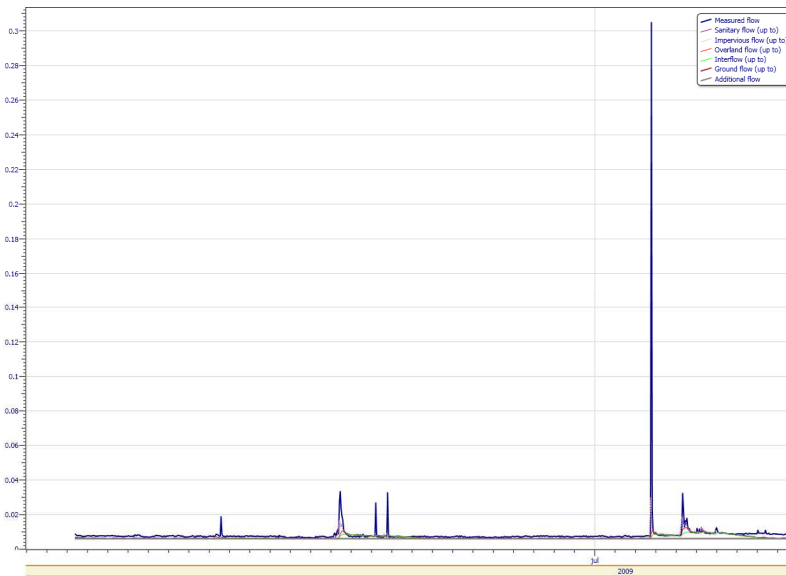
Kalibreringsprosessen viste seg å være tidkrevende. Optimalisering av parameterne ble gjort gjennom prøve- og feilmetoden. Faktorene som kompliserte kalibreringsprosessen var:

1. Vannføringstidsserier med lange mellomliggende perioder med manglende data. Det vises et eksempel i Figur 17. Årsaken er tekniske feil i måleutstyret.
2. Vannføringstidsserier med usystematisk data, som antageligvis stemmer med virkelighet, men kan ikke simuleres med modellen. Det skyldes plutselig øking i vannføring på grunn av lekkasjer, varierende produksjon av store mengder spillvann, overløp fra en annen sone, etc. (Figur 18).
3. Vannføringstidsserier med urimelige data, som antageligvis ikke stemmer med virkelighet. Problemet er sannsynligvis også en feil med måleutstyret. (Figur 19).
4. Tilknyttede soner. Når en soners utløp renner inn i en annen sone, ble det gjort en separasjonsprosess hvor vannføringen fra sonen oppstrøms ble trukket fra vannføringen nedstrøms. På denne måten ble det oppnådd en tredje vannføring som bare tilsvarte sonen nedstrøms. Denne prosessen ble gjort i 15 soner med veldig ulike resultater. Når en av de to opprinnelige tidsseriene hadde dårlig data eller data som viste seg vanskelig å kalibrere, forplantet dette problemet seg til den tredje nye vannføringen, og gjorde den ubrukelig. Av og til forekommer det at den periodevise vannføringen registrert oppstrøms er større enn den registrert nedstrøms. Dette gir uakseptable resultater. Figur 20 viser et eksempel på dette, når den beregnede vannføringen er kaotisk, med lenge perioder uten strøm.

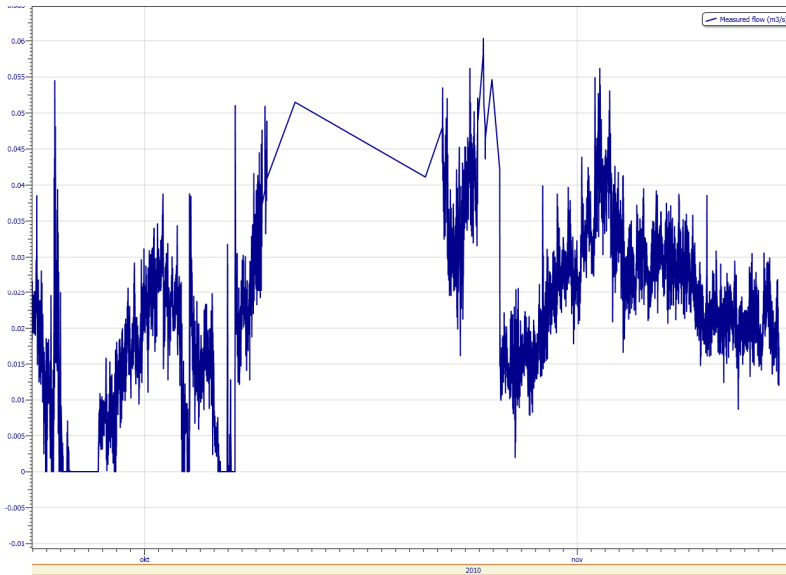
Tilpasningskvalitet mellom den observerte vannføringen og den kalibrerte vannføringen varierte mye fra sone til sone. Det er selvsagt at sonene som viste dårlig tilpasning i kalibreringsprosessen også gir et dårlig resultat i simuleringsprosessen.



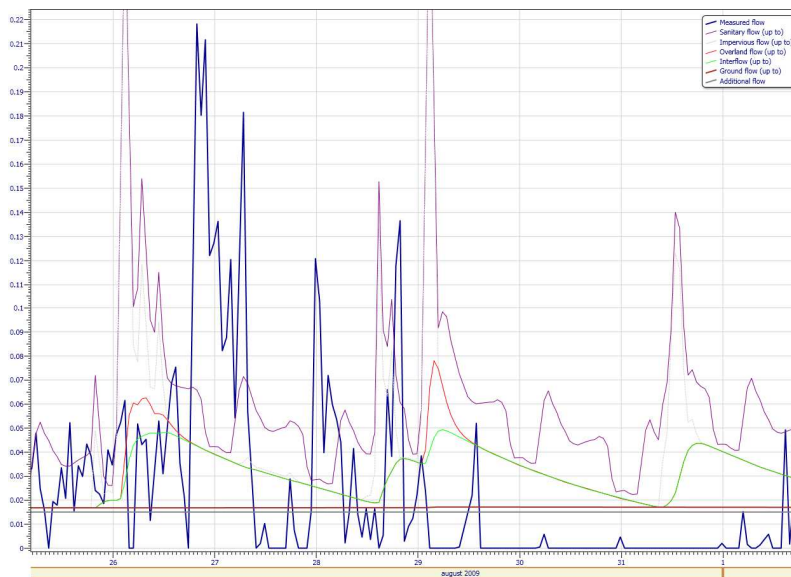
Figur 17. Eksempel på vannføringsmålinger som presenterer lange perioder uten registrert data. Den blå linjen er observert data (interpolerings linjer dekker perioder uten registreringer), og den rosa linjen er simulert vannføring.



Figur 18. Eksempel av plutselig økning i vannføringsmålinger som programmet ikke kan simulere. I denne tilfelle den målte vannføringen registrert en dag i juli tilsvarer 30 ganger en vanlig vannføring.



Figur 19. Eksempel av vannføring som har en ulogisk oppførsel.

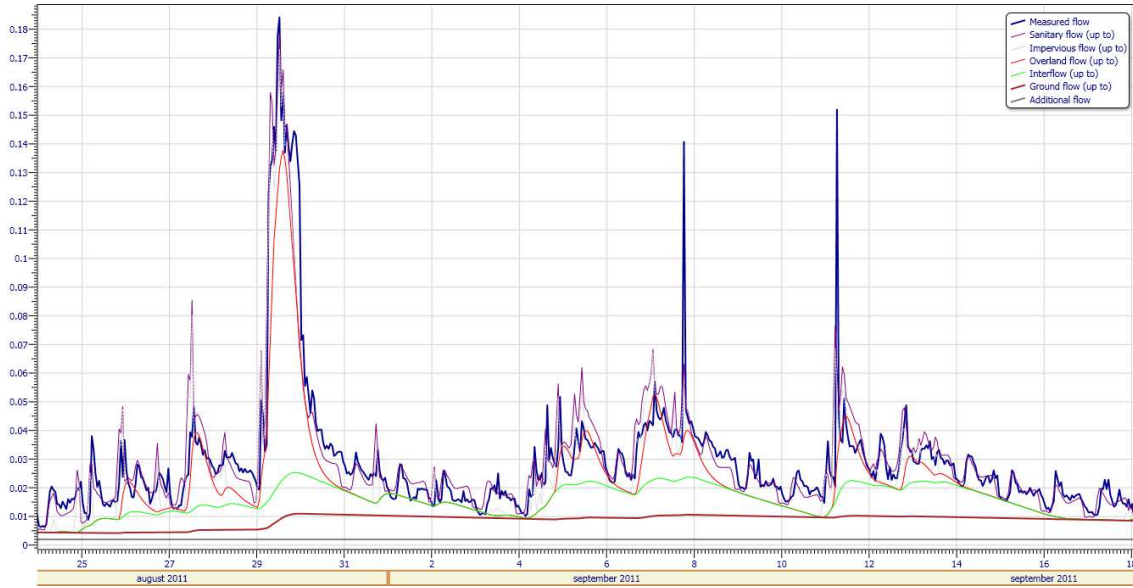


Figur 20. Den blå linjen representerer en beregnet vannføring etter å subtrahere en målt vannføring fra en annen.

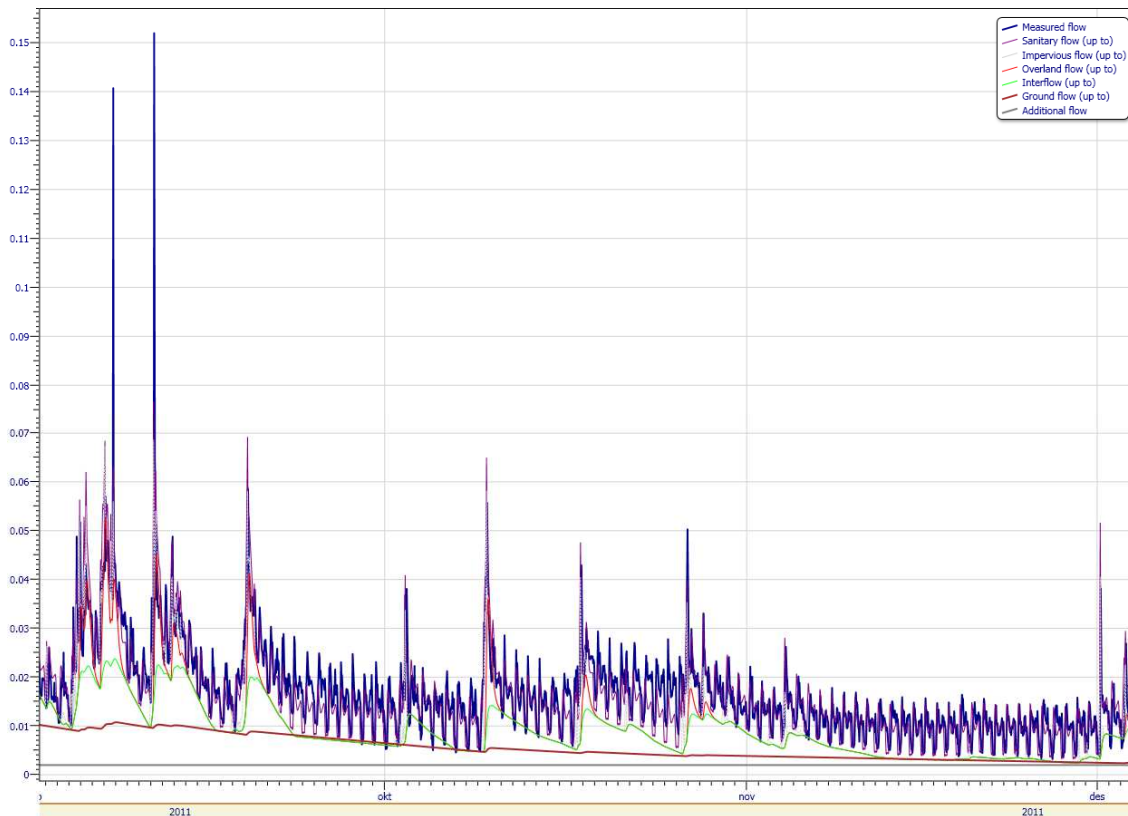
### 3.2.2 VALIDERING

Som det ble forklart i metodeavsnittet, ble en visuell vurdering av tilpasning eller «goodness of fit» mellom målte vannføringer og simulerte vannføringer ikke ansett som tilstrekkelig. Mange soner viste tydelig gode resultater (Figur 21 og Figur 22), men i andre hvor resultatene ikke var så gode, ble det vanskelig å vurdere om tilpasningene var gode nok på en objektiv måte. Da ble to statistiske parametre brukt for å bestemme i hvilke soner modellen klarte å simulere

vannføringen tilstrekkelig. Disse parameterne er  $E$  (*Nash-Sutcliffe effektivitetskriterium*), og  $E_{rel}$  (*Relative Nash-Sutcliffe effektivitetskriterium*). Resultatene for begge dem kan variere fra minus uendelig til 1. I tillegg ble det beregnet forhold mellom totalt akkumulert vannføring målt og simulert. Tabell 2 viser resultatene.



Figur 21. Eksempel på en god simulering. Den blå linjen representerer observert vannføring og den rosa simulert vannføring (fra kalibreringsperioden). Området mellom den rosa og den røde linjen er avrenning fra tette flater, den røde linjen representerer avrenning fra ikke tette flater og raskt drensvann. Den grønne linjen representer sakt drensvann, den brune grunnvann og den grå tilleggsvannføring (INF).



Figur 22. Eksempel på en god simulering. Den blå linjen representerer målt vannføring og den rosa simulert vannføring (utenom kalibreringsperioden). Området mellom den rosa og den røde linjen er avrenning fra tette flater, den røde linjen representerer avrenning fra ikke tette flater og raskt drens vann. Den grønne linjen representerer sakt drens vann, den brune grunnvann og den grå tillegsvannføring (INF).

Det ble nødvendig å sette en subjektiv grense for de tre brukte parameterne for å bestemme hvilke soner som skulle bli med i analysen. De valgte betingelser var å ha en  $E$  og en  $E_{rel}$  høyere en 0,3, og prosent av det totale beregnede volumet måtte være mellom 80 % og 120 % av det totale målte volumet. Imidlertid, den visuelle vurderingen ble også tatt i betraktning.

Etter denne reglen ble det gjort tre unntak. Selv om sonene ØHoB7\_S1 og ØHoB7\_S2 ikke oppfylte de nevnte kriteriene, ble kalibreringsresultatene vurdert som akseptable (Figur 23 og Figur 24). Grunnen for at verdiene for  $E$  og  $E_{rel}$  var så lave var at disse er relativt nye soner, med 100 % SP og relativt lite fremmedvann. Dette gjør at vannføringen er ganske konstant, uten store topper. Samtidig, daglig variasjoner er vanskelig å simulere fordi spillvannsproduksjonen er ganske variabel (de har ikke et klart mønster dagene imellom). I disse sonene er  $E$  og  $E_{rel}$  mindre enn null, noe som impliserer at gjennomsnittet av alle de målte verdiene i perioden er en bedre prediktor enn modellen. Men simulering er ikke nødvendigvis dårlig av den grunn.

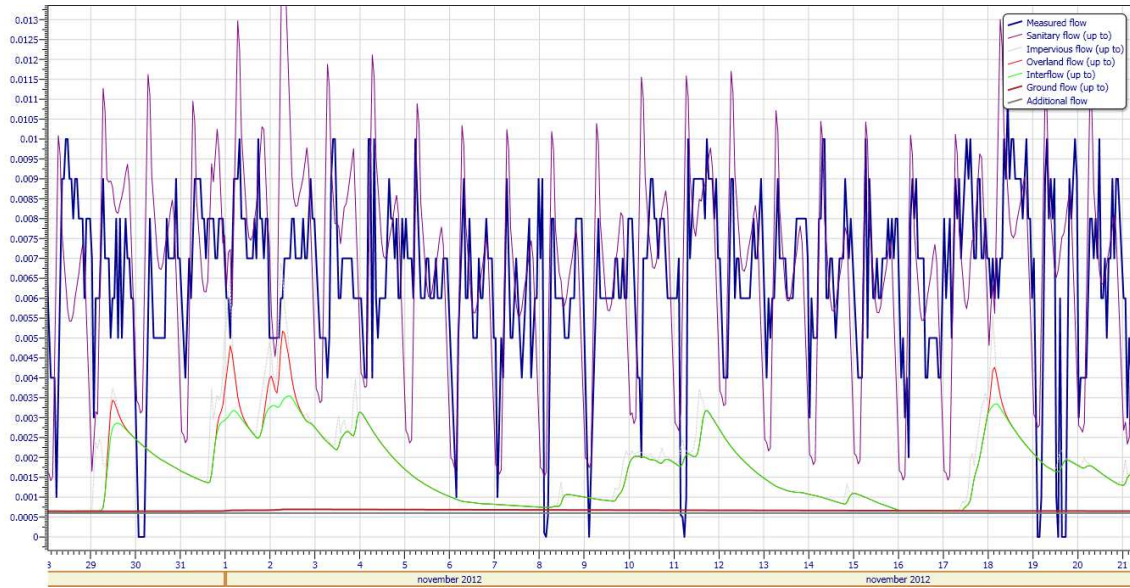
På den annen side, sonen VToM3\_S1 skulle vært valgt i følge de nevnte kriteriene, men det ble bestemt å forkaste den på grunn av en dårlig visuell tilpasning og sin lave representativitet (den ble bare kalibrert over en periode på 53 dager).

Tabell 2. Alle 75 soner som ble definert og kalibrert. *E* er *Nash-Sutcliffe effektivitetskriterium* og *E<sub>rel</sub>* er *Relative Nash-Sutcliffe effektivitetskriterium*. Det vises også det totale simulerte volumet som en prosent av det totale observerte volumet (prosent av observasjonene.). De valgte sonene for videre analyse er markert i grå farge.

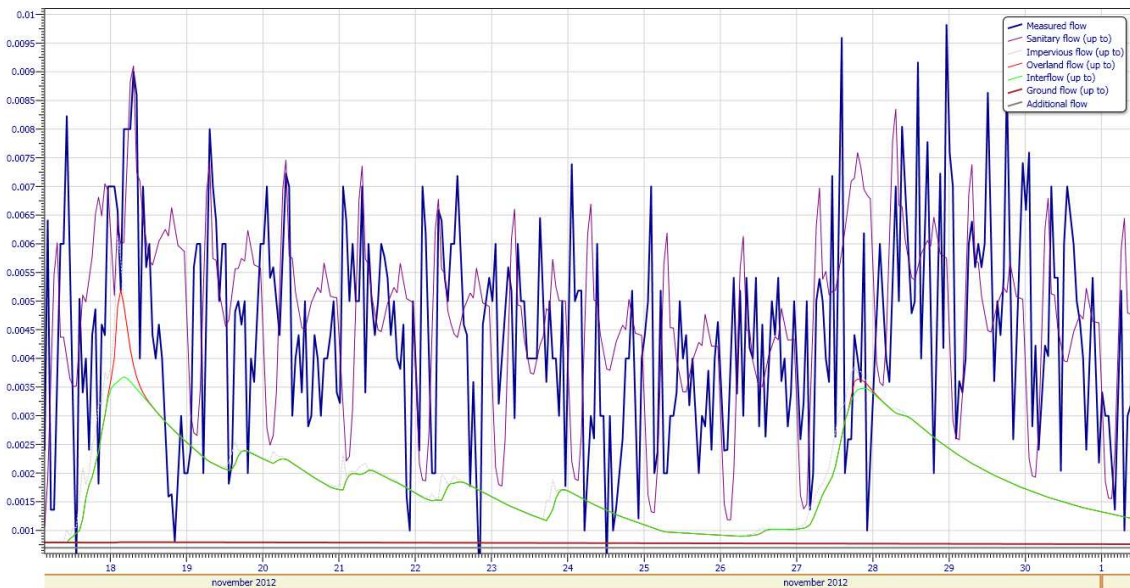
Sone	E	E <sub>rel</sub>	% av obs.	Sone	E	E <sub>rel</sub>	% av obs.
ØGrB10	0.12	-0.44	113.49	ØSak7_S8	0.78	0.90	87.43
ØGrB11a	0.32	-0.98	111.05	ØSak7_S9	0.87	0.92	94.20
ØGrB11b	0.46	0.50	106.13	ØSak8	0.73	0.79	102.25
ØGrB12	0.23	0.13	96.89	VMaL3_S1	-0.19	0.03	79.22
ØGrB13	0.53	0.75	100.84	VMaL3_S2	0.91	0.93	99.28
ØGrB14	-0.07	-0.18	103.19	VMaL3_S3	0.18	-0.18	115.26
ØGrB15	0.78	0.87	97.00	VMaL3_S4	0.51	-1.20	111.74
ØGrB16	0.40	0.40	99.61	VMaL3_S5	0.61	0.45	103.59
ØGrB4	0.72	0.72	103.91	VMaL3_S6	0.85	0.85	95.00
ØGrB5a	0.60	0.87	89.04	VMaL3_S7	0.78	0.77	98.61
ØGrB5b	0.65	0.72	96.47	VMaL3_S8	0.52	0.82	94.51
ØGrB6	0.73	0.89	95.85	VMaL8_S1	-0.78	< -10	112.12
ØGrB7	0.66	0.61	114.15	VMaL8_S2	0.73	0.74	93.99
ØGrB8	0.73	0.84	94.37	VMaL9_S1	0.83	0.85	95.95
ØGrB9	-0.01	-1.58	109.17	VMaL9_S2	0.03	0.54	76.15
ØHoB7_S1	-0.61	< -10	109.03	VMaL9_S3	-2.32	< -10	138.18
ØHoB7_S2	-0.44	< -10	99.87	VMaL9_S4	0.12	-0.07	91.30
ØHoB8	0.35	0.45	100.12	VMaL9_S5	0.69	0.84	85.69
ØSak_S3	0.70	0.90	89.18	VToM1_S1	0.55	0.15	84.71
ØSak2_S1	-0.05	0.59	61.63	VToM1_S2	-2.45	-1.46	39.39
ØSak2_S2	0.10	0.47	71.97	VToM1_S3	0.77	0.85	96.22
ØSak3_S1	0.62	0.69	91.98	VToM3_S1	0.51	0.63	83.80
ØSak3_S10	0.43	-0.35	88.89	VToM3_S2	0.79	0.85	88.03
ØSak3_S11	0.24	0.48	78.04	VToM3_S3	0.36	< -10	111.12
ØSak3_S2	0.56	0.65	119.10	VToM3_S4	0.76	0.70	95.10
ØSak3_S3	0.70	0.64	94.86	VToM3_S5	0.01	-0.53	92.55
ØSak3_S4	0.40	0.58	103.04	VToM4_S1	-0.90	-1.11	94.01
ØSak3_S5	-1.20	< -10	119.15	VToM4_S2	< -10	< -10	117.10
ØSak3_S6	0.51	0.67	85.82	VToM4_S3	-1.03	-1.20	102.14
ØSak3_S7	0.66	-0.02	109.96	VToM4_S4	-0.22	-0.63	96.50
ØSak3_S8	0.61	0.09	76.32	VToM4_S5	0.04	0.03	99.40
ØSak3_S9	-0.65	< -10	77.35	VToM4_S6	-1.72	-1.48	88.32
ØSak7_S2	-0.34	-0.38	98.93	VToM4_S7	-0.87	-1.43	96.64
ØSak7_S3	0.00	-1.25	109.06	VToM5_S1	0.03	0.27	114.91
ØSak7_S4	0.43	0.89	89.15	VToM5_S2	0.59	0.58	101.45

ØSak7_S5	0.88	0.86	102.40
ØSak7_S6	-2.42	< -10	-200.00
ØSak7_S7	0.61	< -10	112.78

VToM5_S3	-0.39	-0.36	83.78
VToM5_S4	0.79	0.79	97.98

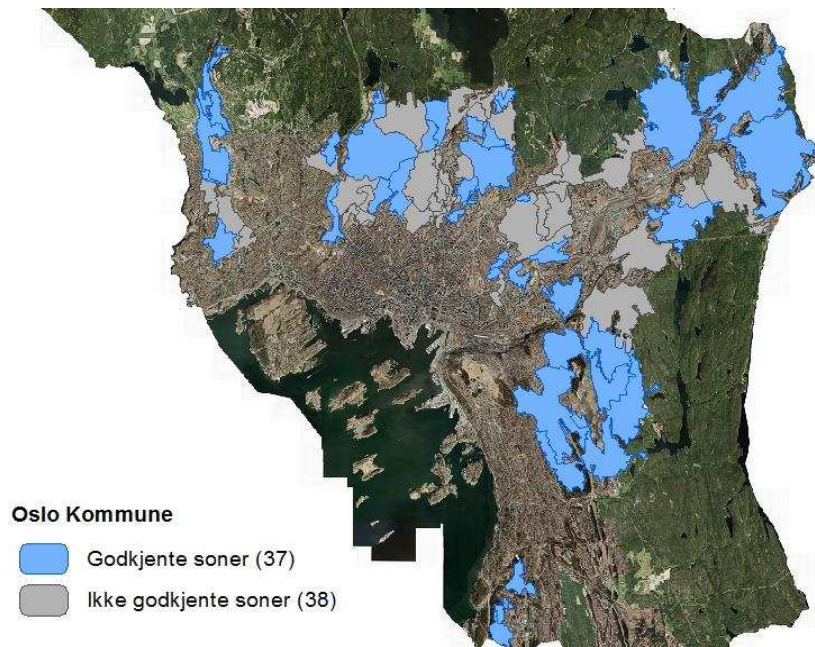


Figur 23. Eksempel av modellens simulering for sone ØHoB7\_S1 (utenom kalibreringsperioden).



Figur 24. Eksempel av modellens simulering for sone ØHoB7\_S2 (utenom kalibreringsperioden).

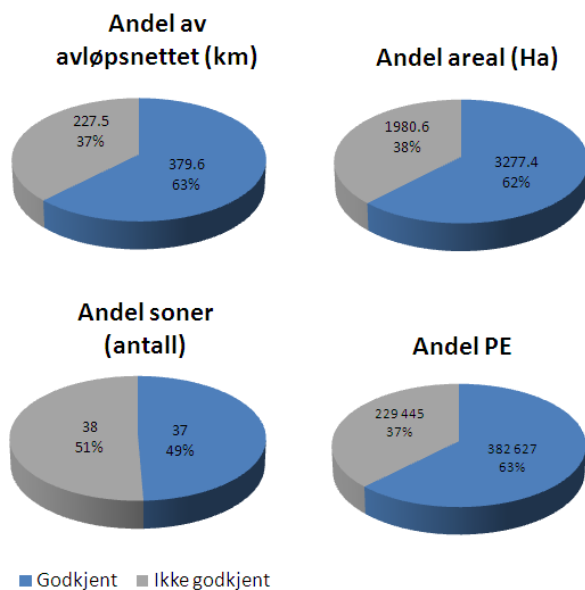




Figur 25. Kart over Oslo med de valgte sonene markert i blå og de forkastede soner markert i grå.

På kartet (Figur 25) er det mulig å se at de ikke godkjente sonene er grupperte. Dette er ikke tilfeldig. I mesteparten av sakene (og spesielt i Hovinbekken og Akerselva), er dette en konsekvens av å trekke ifra en dårlig sone som renner inn i andre soner. Da blir begge sonene ubrukelige. Dette kan da skje i en kaskadeeffekt, og flere sonene blir ubrukelig i det samme området.

I sektordiagrammene i Figur 26 vises det at selv om de ikke godkjente sonene er flest, representerer de bare 37 % av de opprinnelig studerte nettet, 38 % av arealet og 37 % av personenehetene.



Figur 26. Andel soner som ble valgt for videre analyser uttrykket ifølge forskjellige egenskaper.

### 3.2.3 EGENSKAPER TIL DE VALGTE SONENE

Tabell 3 viser noen egenskaper til de valgte sonene som ble brukt i analysen. Arealet til sonene varierer fra 5 til nesten 400 Ha. Andel tette flater fra 20 til 50 %, antall registrerte innbyggere fra 16 til 21 000 og antall PE fra 200 til 51 000. Den avløpssonen med høyest gjennomsnitt alder er 85 år, mens den laveste er 27 år. Med hensyn til felles- eller separatsystemer, varierer nettene fra 100 % felles til 100 % separat.

Tabell 3. Alle de valgte soner og noen egenskaper.

Sone	Areal (Ha)	Prosent av arealet som er tette flater	Antall registrerte innbyggere (p)	Antall person enheter (PE)	Gjennomsnittlig ledningsalder (2013)	Andel av nettet som er separat system (%SP)
VMaL3_S6	110	20%	5020	6795	45	52%
ØHoB7_S2	15	25%	1451	1481	31	96%
ØHoB7_S1	33	26%	2731	2751	31	100%
ØHoB8	35	31%	2739	2832	33	100%
VMaL3_S5	6	37%	433	720	65	24%
VMaL9_S1	39	26%	1525	3646	75	20%
VMaL8_S2	25	22%	710	763	75	15%
ØGrB7	361	26%	21016	24111	37	97%
ØSak7_S5	26	30%	1265	1298	42	0%
VToM3_S2	68	29%	1738	9346	68	30%
ØGrB5a	96	27%	4136	4513	41	57%

ØGrB5b	105	28%	8316	8979	43	81%
ØSak8	145	29%	6150	7384	66	15%
VToM5_S4	28	41%	4258	4913	61	26%
VToM5_S2	10	52%	2022	2199	86	1%
ØGrB4	91	29%	4114	4984	51	44%
ØSak7_S9	16	27%	589	599	51	44%
ØSak_S3	22	33%	2048	2910	54	48%
ØSak3_S3	6	39%	110	238	74	11%
ØSak3_S2	6	29%	479	708	62	0%
ØSak3_S1	8	29%	904	1154	50	0%
ØSak3_S4	38	48%	16	933	53	70%
VMaL9_S5	35	26%	1761	1935	54	11%
ØSak7_S4	21	26%	706	767	36	14%
ØSak3_S6	5	24%	202	202	75	0%
VToM1_S3	281	25%	8656	50944	39	50%
ØGrB11b	143	32%	7979	10224	41	94%
VToM3_S4	53	24%	2043	2074	52	16%
VMaL3_S8	41	26%	3030	3412	27	71%
VMaL3_S7	32	26%	966	1012	34	100%
ØGrB16	316	25%	20450	24524	44	91%
ØGrB15	392	27%	18037	19532	46	69%
ØSak7_S8	6	24%	341	341	53	0%
VMaL3_S2	53	24%	2549	2948	47	55%
ØGrB13	294	25%	14344	18082	41	65%
ØGrB6	249	24%	11955	13794	43	54%
ØGrB8	66	34%	3095	4876	50	87%

### 3.3 SIMULERING AV TOTAL FREMMEDVANNVOLUM

Den kalibrerte modellen for hver av de godkjente sonene (37 stk.) ble brukt for å gjøre en vannføringssimulering med meteorologisk data fra perioden mellom 1. juni og 1. desember i årene fra 2005 til og med 2011. Her vises resultatene for denne perioden, gjennomsnittlig fremmedvannprosent og volum av 7 år. Det også vises resultatene fra den statistiske analysen som utforsker forholdet mellom noen feltegenskaper og fremmedvannvolum.

#### 3.3.1 FREMMEDVANNVOLUM

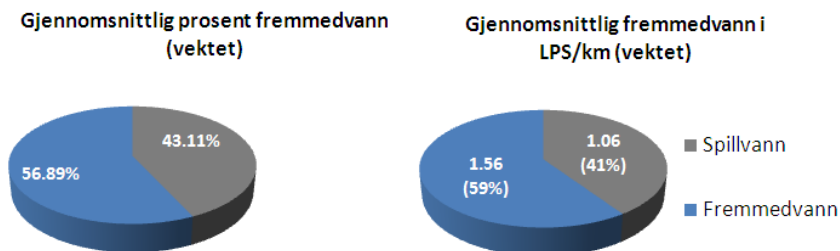
Fremmedvannmengden ble beregnet på to måter: i prosent av totalt vannføring og i liter per sekund per kilometer ledning (LPS/km). Gjennomsnittlig fremmedvann for alle årene blant alle sonene er 58,7 %, eller 1,84 LPS/km. Et mer nøyaktig gjennomsnitt ble beregnet med å vekte

verdien beregnet for hver sone med lengden av sitt avløpsnett, slik at de største sonene hadde en større representasjon i gjennomsnittet. Ledningslendevektede gjennomsnittlige resultater ble da 56,1 %, eller 1,56 LPS/km.

Den verste sonen var ØSak3\_S6, med 86,2 % fremmedvann, eller 5,07 LPS/km. Den beste var ØHoB7\_S1, med 18,9 % fremmedvann, eller 0,53 LPS/km.

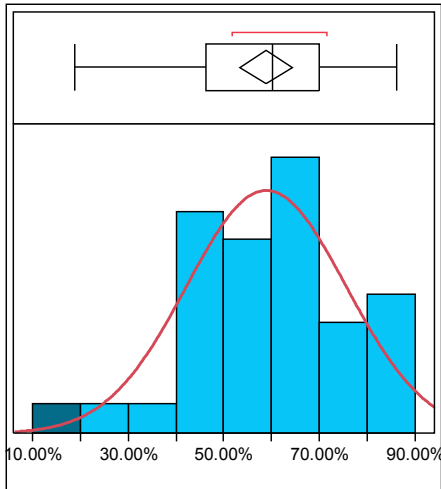
Tabell 4. Beregnet fremmedvann for de simulerte soner. Volumet er presentert som prosent av total vannføring og som liter per sekund per kilometer ledning (LPS/km).

Sone	% fremmedvann i totalt volum	Fremmedvann (LPS/km)	Sone	% fremmedvann i totalt volum	Fremmedvann (LPS/km)
ØGrB11b	28.3 %	0.54	ØSak7_S4	71.6 %	1.53
ØGrB13	47.2 %	0.89	ØSak7_S5	66.6 %	2.55
ØGrB15	60.2 %	1.25	ØSak7_S8	62.9 %	3.08
ØGrB16	59.4 %	3.26	ØSak7_S9	82.3 %	3.36
ØGrB4	68.9 %	1.74	ØSak8	77.0 %	3.06
ØGrB5a	60.8 %	0.98	VMaL3_S2	66.7 %	1.79
ØGrB5b	42.3 %	0.85	VMaL3_S5	41.5 %	1.24
ØGrB6	52.7 %	0.89	VMaL3_S6	70.7 %	2.06
ØGrB7	40.1 %	0.71	VMaL3_S7	61.7 %	1.22
ØGrB8	56.8 %	1.25	VMaL3_S8	40.9 %	0.87
ØHoB7_S1	18.9 %	0.53	VMaL8_S2	83.8 %	4.34
ØHoB7_S2	31.9 %	0.92	VMaL9_S1	48.7 %	1.05
ØHoB8	45.4 %	1.29	VMaL9_S5	78.9 %	3.43
ØSak_S3	54.1 %	1.80	VToM1_S3	66.5 %	1.76
ØSak3_S1	51.7 %	0.98	VToM3_S2	66.8 %	1.47
ØSak3_S2	40.2 %	0.59	VToM3_S4	84.1 %	2.01
ØSak3_S3	66.9 %	1.56	VToM5_S2	53.2 %	2.12
ØSak3_S4	81.8 %	3.37	VToM5_S4	53.8 %	2.64
ØSak3_S6	86.2 %	5.07			



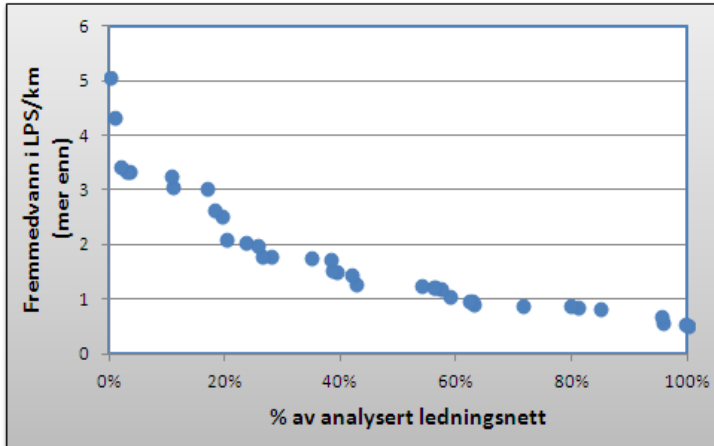
Figur 27. Gjennomsnittlige verdier av fremmedvann som prosent av vannføring.

Det har vært testet hypotesen at prosent fremmedvann har en normal fordeling. Ifølge *Shapiro-Wilk W Testen* kan ikke hypotesen forkastes (med en konfidens intervall av 95 %). Derfor antar vi at variabelen er normalt distribuert. Fordelingen har et gjennomsnitt av 58,7 % og en standard avvik av 16,7 %. Dette vil si at det finnes en 95 % sannsynlighet at andel fremmedvann i en tilfeldig valgt sone ligger mellom 25,3 % og 82,1 %.

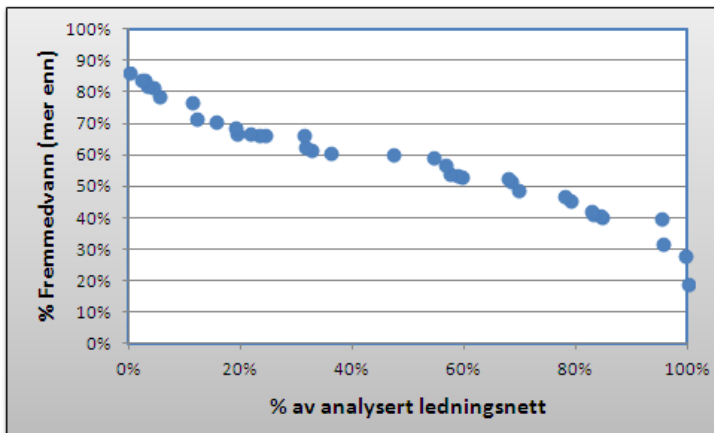


Figur 28. Grupperte verdier av fremmedvann fra de 37 studerte soner. Fordelingen sammenlignes med normalt fordeling med samme gjennomsnitt og standardavvik som den beregnet data.

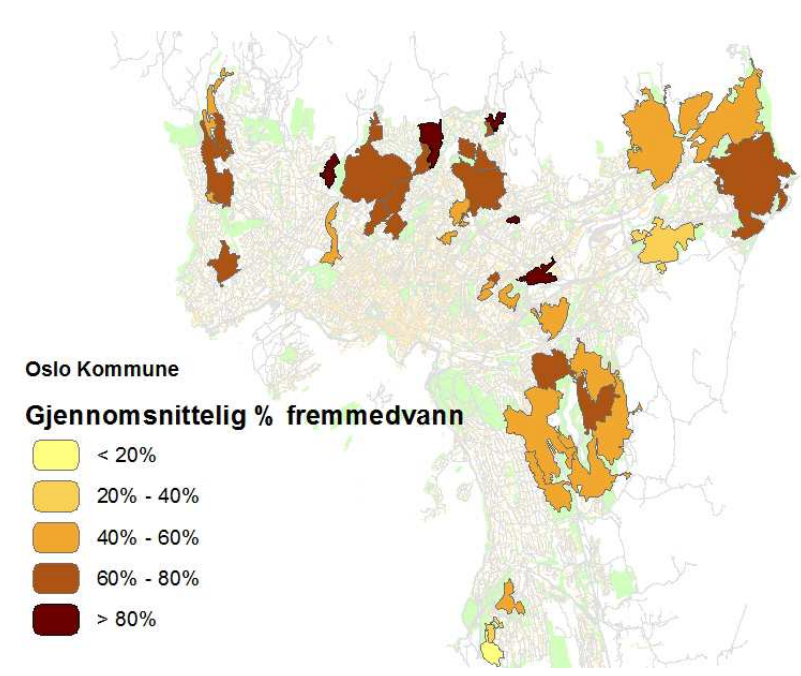
Data i Figur 29 og Figur 30 er representert på en akkumulert måte. Figur 29 kunne tolkes slik at 60 % av alt det analyserte ledningsnettet har gjennomsnittlig spesifikk fremmedvannvannføring større enn 1 liter per sekund og kilometer. Figur 30 kunne tolkes slik at 70 % av alt det analyserte ledningsnettet har mer enn 50 % fremmedvann.



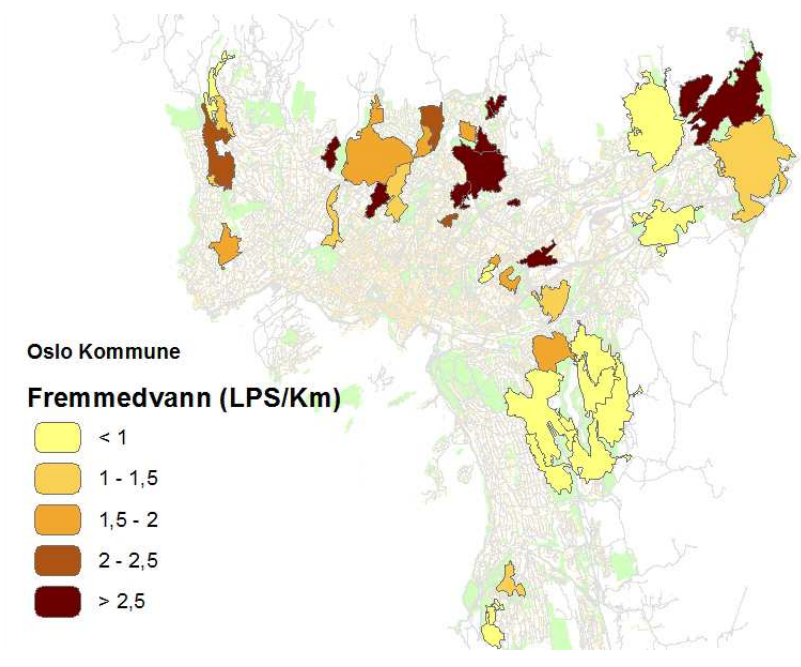
Figur 29. Akkumulert verdier av spesifikk innlekking av fremmedvann.



Figur 30. Akkumulert verdier av fremmedvann i prosent av totalt vannføring.



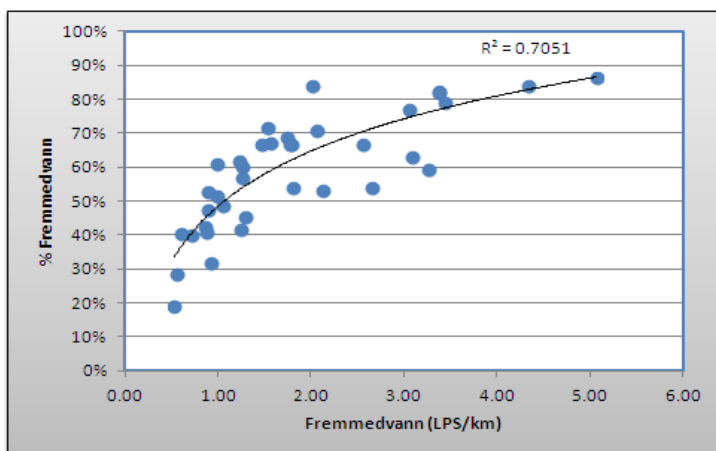
Figur 31. Fremmedvann i prosent av total vannføring i de studerte sonene.



Figur 32. Spesifikk innlekking av fremmedvann i de studerte sonene.

### 3.3.2 HVORDAN UTTRYKKE FREMMEDVANNMENGDEN

Mesteparten av de norske artikler om fremmedvann uttrykker fremmedvann som en prosent av total vannføring. Noen andre gjør det som et volum per tid per lengde av ledninger, vanligvis i liter per sekund per kilometer ledning. Figur 33 viser at disse to metoder er ikke ekvivalente.



Figur 33. Forhold mellom fremmedvannvolum uttrykket som liter per sekund og kilometer og som prosent fremmedvann.

Det ble laget en korrelasjonsmatrise med *JMP* statistikkprogramvare til å finne forholdene mellom spesifikk fremmedvann innlekking (LPS/km), volum spillvann (LPS/km) og befolkningstetthet (personer per hektar) (Tabell 5).

Tabell 5. Pearsons korrelasjonsmatrise. Beregningene er vektet ifølge størrelse til avløpsnett i hver sone.

	Fremmedvann (LPS/Km)	Spillvann (LPS/Km)	Befolkningstetthet (p/Ha)	Fremmedvann (%)
Fremmedvann (LPS/Km)	1.0000	-0.0482	-0.1781	0.7700
Spillvann (LPS/Km)	-0.0482	1.0000	0.6695	-0.5866
Befolkningstetthet (p/Ha)	-0.1781	0.6695	1.0000	-0.4879
Fremmedvann (%)	0.7700	-0.5866	-0.4879	1.0000

Prosent fremmedvann har bare en korrelasjon av 0,77 med det samme volumet målt i LPS/km. Det vil si at de kan gjelde veldig forskjellige resultater. Samtidig har prosent fremmedvann et negativt forhold med mengde spillvann. Det var forventet siden mer spillvann minker prosent fremmedvann i totalt volum. Det samme gjelder for befolkningstetthet (med mer tetthet, mer spillvann per kilometer ledning). Korrelasjon mellom mengde fremmedvann i LPS/km og spillvann er nesten null. Det betyr at det er bedre å uttrykke fremmedvann i LPS/km om man vil unngå partiske resultater.

### 3.3.3 PRINSIPALE FAKTORER SOM HAR BETYDNING FOR TOTALT FREMMEVANN SVOLUM



Tabell 6 viser korrelasjon blant noen felts egenskaper (befolkningstetthet, andel tette flater, alder av ledningene, prosent av separatsystemer og variasjon av nedbør fra år til år) og mengde fremmedvann.

Tabell 6. Pearsons korrelasjonsmatrise. Befolkningstetthet er uttrykket som personer per hektar, tette flater som prosent av sonens totale areal, alder av ledningene som gjennomsnittlig alder i 2013, andel nettet som er separat system i prosent (% SP) og variasjon av fremmedvann volum fra år til år som relativt standard avvik (RDS). Beregningene er vektet ifølge størrelse til avløpsnett i hver sone.

	<b>Fremmedvann (LPS/Km)</b>	<b>Befolknin gstetthet (p/Ha)</b>	<b>Tette flater (%)</b>	<b>Alder av ledningene</b>	<b>% SP</b>	<b>RSD Fremmedvann</b>
<b>Fremmedvann (LPS/Km)</b>	1.0000	-0.0171	0.1228	0.4961	-0.4164	0.1562
<b>Befolkningstett het (p/Ha)</b>	-0.0171	1.0000	0.4504	0.0930	0.0832	-0.3978
<b>Tette flater (%)</b>	0.1228	0.4504	1.0000	0.4489	-0.1670	-0.1349
<b>Alder av ledningene</b>	0.4961	0.0930	0.4489	1.0000	-0.7082	0.1194
<b>% SP</b>	-0.4164	0.0832	-0.1670	-0.7082	1.0000	-0.4218
<b>RSD Fremmedvann</b>	0.1562	-0.3978	-0.1349	0.1194	-0.4218	1.0000

Det sterkeste forholdet finnes mellom gjennomsnitt alder til ledningen og fremmedvannmengden. Det er også bemerkningsverdig (det negative) forholdet mellom % SP og spesifikk fremmedvannmengde. Imidlertid kan vi se at alder og % SP er også sterk korrelert, og det vil si at det er mulig at avløpsnett med en større andel SP har mindre fremmedvann delvis fordi det er nyere. Det er også interessant å se at det ikke finnes noe klart forhold mellom mer tette flater og mer fremmedvannmengde. Sist, det er også verdt å nevne at sonene med mer variasjon i nedbørsvolum fra år til år ikke har mye mer fremmedvann. Det er et vist forhold mellom mer % SP og mindre variasjon (0,42), men dette resulterer ikke i mye mer fremmedvann.

### 3.4 KOMPONENTER AV FREMMEDVANN

Som forklart i avsnittet om metode, er fordelingen av totalt vannføring fordelt i modellen på den følgende måten:

Sanitary flow: Spillvann volum.

Impervious flow: Avrenning fra tette flater (en del av DiNF).

Overland flow: Avrenning fra permeable flater og raskt drens vann (en del av DiNF og en del av InNF).

Interflow: Treg drens vann (en del av InNF).

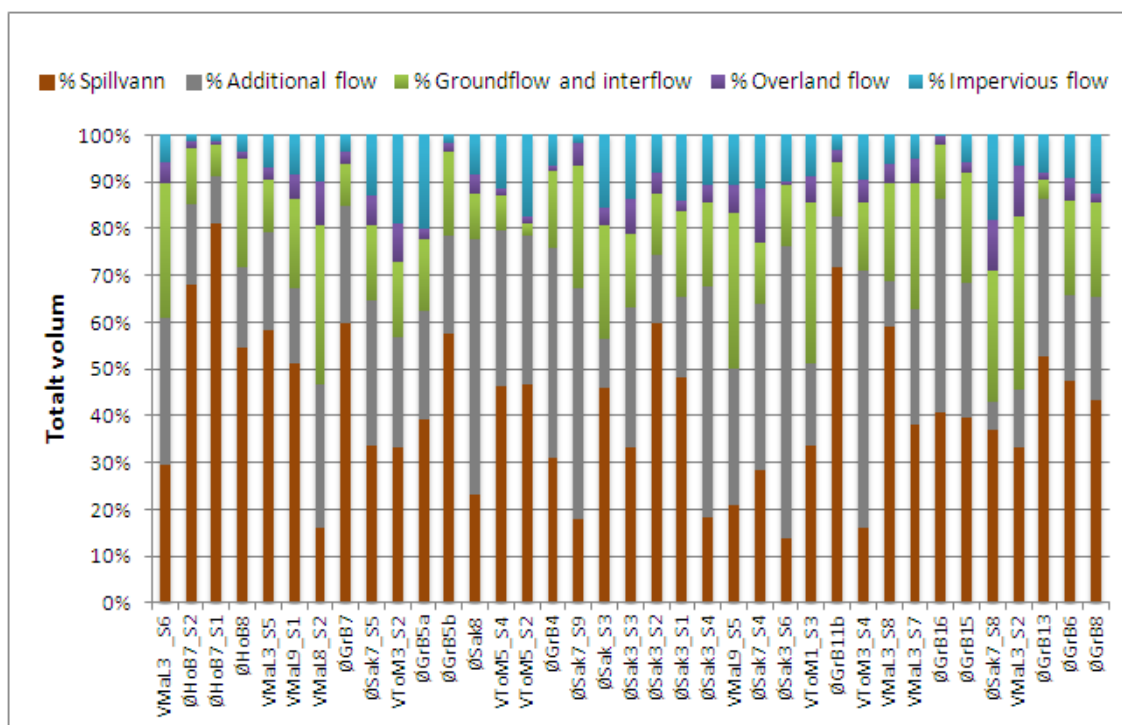
Groundflow: Variable grunnvann (en del av InNF).

Additional flow: Ikke nedbørbetinget fremmedvann (INF).

I noen av resultatene er groundflow og interflow slått sammen. Grunnen er at programmet selv aggregere dem når brukeren velger å få en sammenfattet versjon av resultater. Til en vist grad er det naturlig å presentere disse to komponenter sammen, fordi begge er en del av InNF. Resten av InNF skulle være mesteparten av overland flow.

### 3.4.1 BIDRAG AV HVER KOMPONENT TIL TOTALT FREMMEDEVANNVOLUMET.

Figur 34 viser oppdeling av avløpsvannvolumet i de 37 studerte soner. Det observeres en stor variasjon blant sonene, som er også representert i Figur 35.

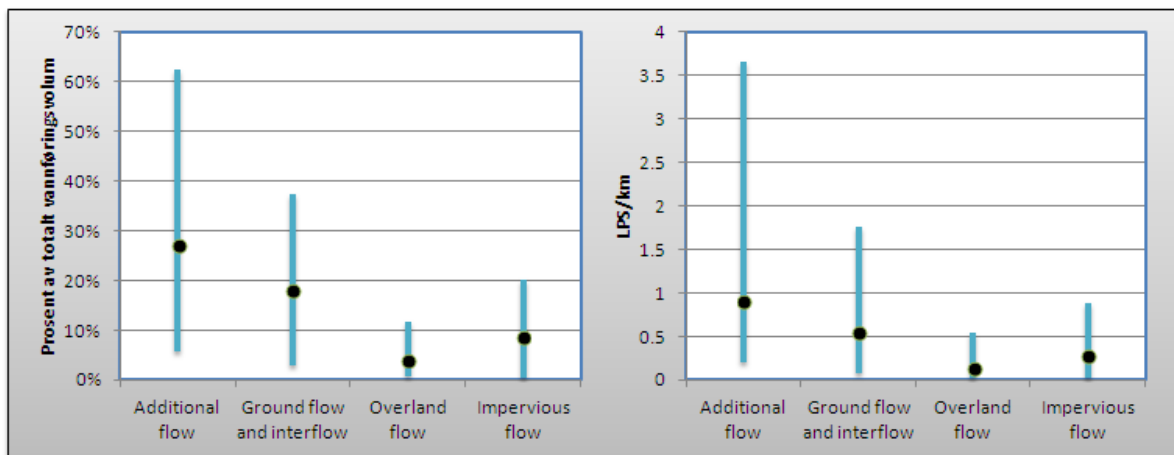


Figur 34. Oppdeling av vannføringsvolum i alle simulerte sonene (37).

Ikke nedbørbetinget fremmedvann (additional flow) er den mest variable (i absolutte tall) og gjennomsnittlig størst. Drensvann som infiltrerer i nettet er den nest største og den nest mest variable komponenten. Overflateavrenning, representert som «impervious flow» og en del av «overland flow» bidrar med mindre enn 20 % av totalt vannføringsvolum (Tabell 7 og Figur 35).

Tabell 7. Komponentene av fremmedvann ifølge modellens klassifisering. Viser gjennomsnittlig volum for alle soner i liter per sekund og kilometer, standardavvik og relative standardavvik (standardavvik uttrykt som prosent av gjennomsnitt). Verdiene er ikke vektet.

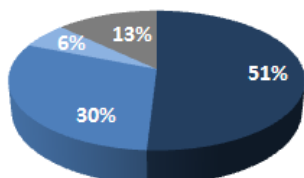
	Gjennomsnitt (LPS/km)	Standardavvik	Relativt standardavvik
Fremmedvann	1.84	1.12	61%
Additional flow	0.89	0.78	87%
Impervious flow	0.27	0.21	77%
Overland flow	0.13	0.12	94%
Ground flow og interflow	0.55	0.39	70%



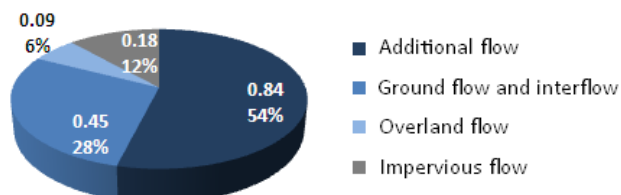
Figur 35. Variasjon av alle komponentene av fremmedvann for de 37 studerte feltene. Barene representerer variasjonsområdet. De svarte punktene representerer gjennomsnittlige verdier. Verdiene er ikke vektet.

Figur 36 viser oppdeling av fremmedvannvolumet i sine komponenter. De to brukte metodene for å uttrykke volumene viser lignende resultater (51 og 54 %). For additional flow (INF) tilsvarer dette volumet litt over halvparten av alt fremmedvannmengden mens den nedbørbetingete delen er litt mindre enn halvparten. Avrenning fra tette flater (impervious flow) er ca. 13 %, mens avrenning fra ikke tette flater og raskt drensvann (overland flow) gjør 6 %. Vann som infiltrerer i avløpssystemet fra drenering og variabelt grunnvann utgjør ca. 30 % av det totale fremmedvannvolumet.

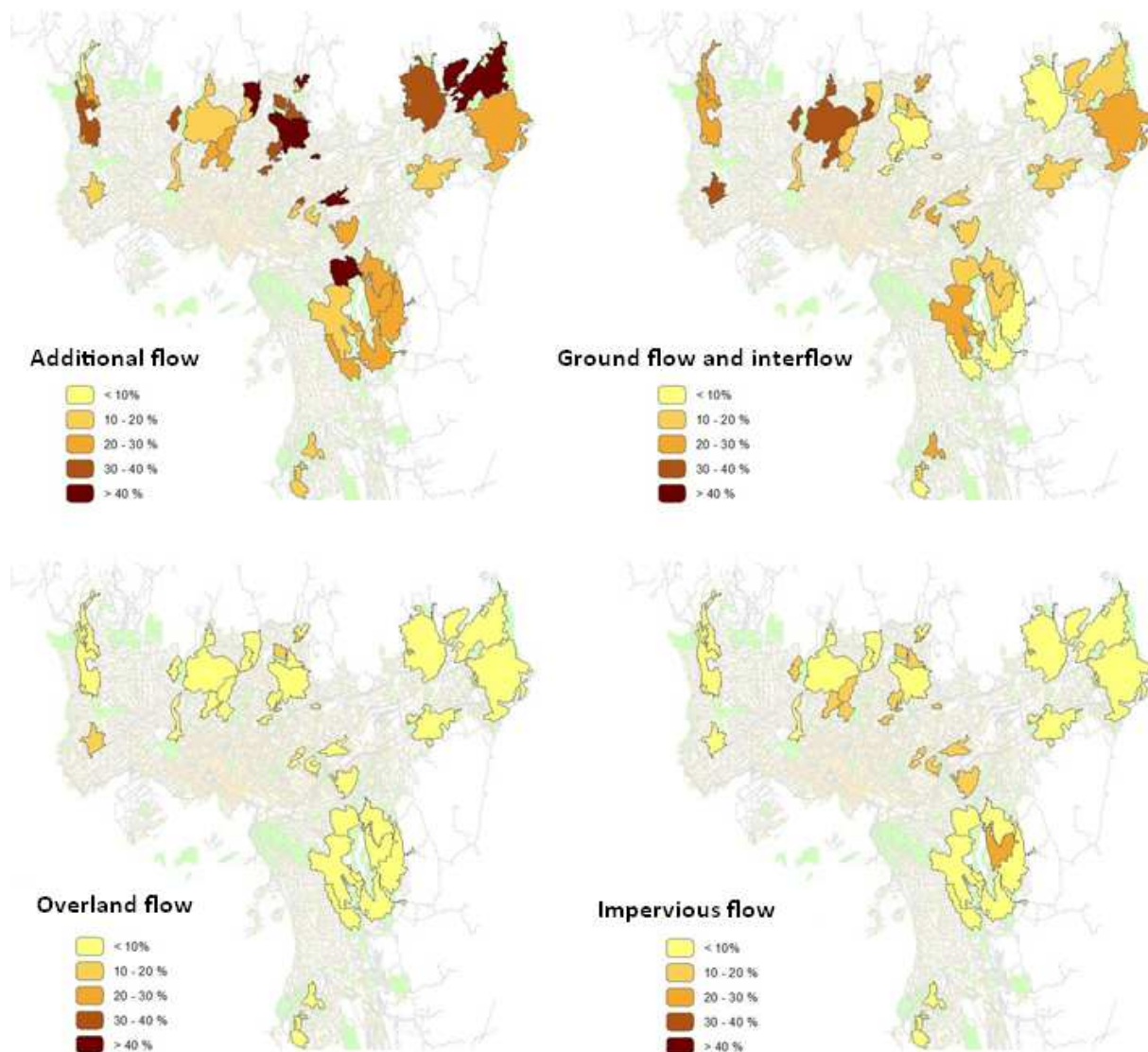
Gjennomsnittlig prosent av kilder i fremmedvann (vektet)



Gjennomsnittlig LPS/km av kilder i fremmedvann (vektet)



Figur 36. Gjennomsnittlig oppdeling av fremmedvannvolum i den simulerte perioden.



Figur 37. Prosentvis bidrag til totalt fremmedvannvolum av sine komponenter i de 37 studerte soner.

Tabell 8 viser en korrelasjonsmatrise som gir en indikasjon på forhold mellom variasjon i fremmedvannvolum, fremmedvannets komponenter og variasjon i fremmedvann fra år til år på grunn av meteorologi. Den komponenten som bestemmer mest total mengden av fremmedvann

er additional flow (INF), med en korrelasjonsfaktor nær 1. Impervious flow er faktoren som har den minste innflytelsen (0,38). Ground flow og interflow er sterkt korrelert med overland flow (0,7). Dette er forventet siden disse vannføringer utgjør indirekte nedbørbetinget fremmedvann. Imidlertid, korrelasjon av impervious flow med overland flow er ikke så sterk (0,5), og svak med ground flow and interflow (0,25). Ground flow og interflow vises som det mest ansvarlige for variasjon av fremmedvann fra år til år (det vil si, variasjon av fremmedvann på grunn av meteorologi) (0,74). Etterpå kommer overland flow (0,64) og så impervious flow (0,4). Additional flow viser en negativ korrelasjon med fremmedvanns RDS. Dette er logisk, fordi INF er beregnet modellen ut fra et konstant bidrag. I årene når det regner mest har fremmedvann en større andel av NF, og derfor andelen av INF minker.

Tabell 8. Pearsons korrelasjonsmatrise blant fremmedvannvolum, fremmedvannets komponenter og årlig variasjon av fremmedvann. Alle er uttrykt som liter per sekund og kilometer ledning (LPS/km) og variasjon av fremmedvannvolum fra år til år som relativt standard avvik (RDS). Beregningene er vektet etter lengden til avløpsnett i hver sone.

	<b>Fremmedvann (LPS/Km)</b>	<b>Additional flow (LPS/Km)</b>	<b>Impervious flow (LPS/Km)</b>	<b>Ground flow and interflow (LPS/Km)</b>	<b>Overland flow (LPS/Km)</b>	<b>RSD Fremmedvann</b>
<b>Fremmedvann (LPS/Km)</b>	1.0000	0.8992	0.3813	0.6128	0.6120	0.1562
<b>Additional flow (LPS/Km)</b>	0.8992	1.0000	0.1387	0.2532	0.2878	-0.2538
<b>Impervious flow (LPS/Km)</b>	0.3813	0.1387	1.0000	0.2480	0.5055	0.4088
<b>Ground flow and interflow (LPS/Km)</b>	0.6128	0.2532	0.2480	1.0000	0.7221	0.7430
<b>Overland flow (LPS/Km)</b>	0.6120	0.2878	0.5055	0.7221	1.0000	0.6396
<b>RSD Fremmedvann</b>	0.1562	-0.2538	0.4088	0.7430	0.6396	1.0000

### 3.4.2 FORHOLD MELLOM FREMMEDVANN KOMPONENTER OG FELTETS PARAMETER.

Variasjon i volumet til fremmedvannkomponentene ble sammenlignet med variasjon i noen egenskaper fra feltene. Det ble gjort med hjelp av korrelasjonsmatriser.

#### ADDITIONAL FLOW

Resultatene viser at, blant alle de studerte parameterne, INF bare har en vist korrelasjon (0,42) med ledningsnettets alder. Det finnes en svak negativ korrelasjon mellom INF og andel SP (0,22). Imidlertid er grunnen til det at sonene med minst SP har eldre rør (disse to parameterne er negativt korrelert med 0,71). Det finnes ingen forhold mellom antall ganger nettet krysser en bekk eller overflatevann.

Tabell 9. Pearsons korrelasjonsmatrise mellom additional flow (INF) og noen egenskaper fra de studerte sonene. Additional flow (INF) er uttrykket som liter per sekund og kilometer. Befolkningstetthet er uttrykket som personer per hektar, tette flater som prosent av totalt nettets lengde, alder av ledningene som gjennomsnittlig alder i 2013, andel separatsystem i prosent (% SP) og krysninger mellom nettet og bekker eller overflatevann som antall krysser per kilometer ledning. Beregningene er vektet ifølge størrelse til avløpsnettet i hver sone.

	<b>Additional flow (LPS/km)</b>	<b>Befolknin gstetthet (p/Ha)</b>	<b>Tette flater (%)</b>	<b>Lednings netts alder</b>	<b>SP(%)</b>	<b>Bekkekr ysninger per km</b>	<b>Krysninger med overflatevann per km</b>
<b>Additional flow (LPS/km)</b>	1.0000	0.0841	0.1314	0.4207	-0.2219	0.0427	0.0324
<b>Befolkningstett het (p/Ha)</b>	0.0841	1.0000	0.4504	0.0930	0.0832	-0.0777	0.0008
<b>Tette flater (%)</b>	0.1314	0.4504	1.0000	0.4489	-0.1670	-0.3224	-0.4012
<b>Ledningsnetts alder</b>	0.4207	0.0930	0.4489	1.0000	-0.7082	-0.1443	-0.3103
<b>SP(%)</b>	-0.2219	0.0832	-0.1670	-0.7082	1.0000	-0.1034	0.1808
<b>Bekkekrysning er per km</b>	0.0427	-0.0777	-0.3224	-0.1443	-0.1034	1.0000	0.4775
<b>Krysninger med overflatevann per km</b>	0.0324	0.0008	-0.4012	-0.3103	0.1808	0.4775	1.0000

## IMPERVIOUS FLOW

Som forventet har avrenning fra tette flater en sterk korrelasjon med andel av nettet som har separatsystemer (-0,77). Imidlertid er ikke forhold mellom dette volumet og prosent tette flater så sterkt som det kunne forventes (0,5). Ledningsnettets alder ser ut til å være en viktig faktor (korrelasjon 0,64), men det er mest sannsynlig at dette er et resultat av at de nyeste nettene har mer separatsystemer. Det er bemerkelsesverdig at befolkningstetthet viser ingen forhold med dette volumet.

Tabell 10. Pearsons korrelasjon matrise mellom impervious flow og noen egenskaper fra de studerte sonene. Impervious flow (avrenning fra tette flater) er uttrykket som liter per sekund og kilometer. Befolkningstetthet er uttrykket som personer per hektar, tette flater som prosent av totalt nettets lengde, alder av ledningene som gjennomsnittlig alder i 2013 og andel nettet som er separatsystem som prosent (% SP). Beregningene er vektet ifølge størrelse til avløpsnett i hver sone.

	<b>Impervious flow (LPS/km)</b>	<b>Befolkningstetthet (p/Ha)</b>	<b>Tette flater (%)</b>	<b>Ledningsnetts alder</b>	<b>SP(%)</b>
<b>Impervious flow (LPS/km)</b>	1.0000	0.0859	0.4970	0.6413	-0.7741
<b>Befolkningstetthet (p/Ha)</b>	0.0859	1.0000	0.4504	0.0930	0.0832
<b>Tette flater (%)</b>	0.4970	0.4504	1.0000	0.4489	-0.1670
<b>Ledningsnetts alder</b>	0.6413	0.0930	0.4489	1.0000	-0.7082
<b>SP(%)</b>	-0.7741	0.0832	-0.1670	-0.7082	1.0000

## GROUND FLOW AND INTERFLOW

Fra de studerte parameterne er RSD av fremmedvannvolum fra år til år den som har det sterkeste sammenhengen med ground flow og interflow volumet, med en korrelasjon av 0,74. Det vil si at mengde nedbør er mest avgjørende for totalt ground flow og interflow volum. Prosent av avløpsnett med separatsystemer har en svak (negativ) korrelasjon med dette volumet. Årsaken er antageligvis at fellessystemer i større grad transporterer treg drens vann. De andre faktorene ser ikke til å spille en stor rolle.

Tabell 11. Pearsons korrelasjonsmatrise mellom ground flow and interflow og noen egenskaper fra de studerte sonene. Ground flow and interflow (som tilsvarer mesteparten av InNF) er uttrykket som liter per sekund og kilometer. Befolkningstetthet er uttrykket som personer per hektar, tette flater som prosent av totalt nettets lengde, alder av ledningene som gjennomsnittlig alder i 2013 og andel nettet som er separatsystem som prosent (% SP). Beregningene er vektet etter størrelse til avløpsnett i hver sone.

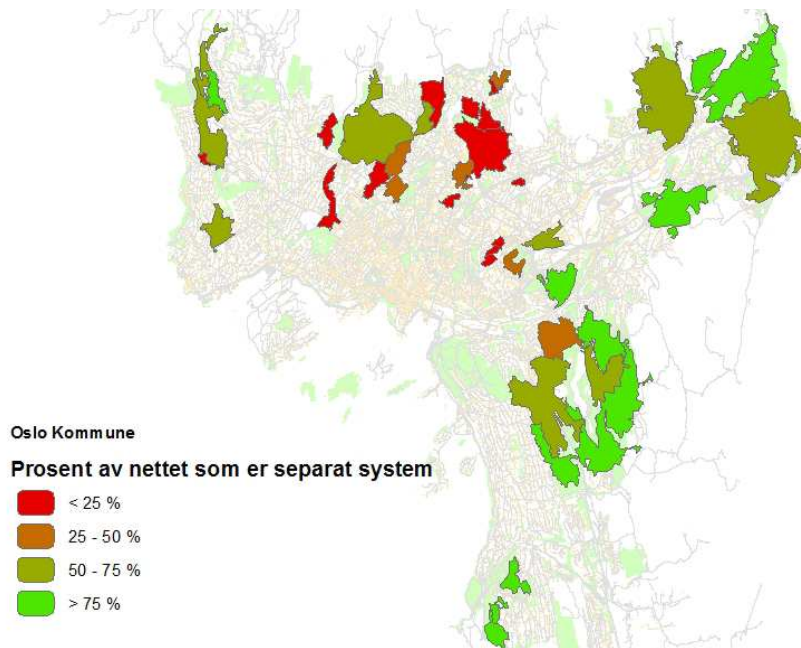
	Ground flow and interflow (LPS/km)	Befolkningstetthet (p/Ha)	Tette flater (%)	Ledningsnetts alder	SP (%)	Bekkekryssninger per km	Kryss med overflatevann per km	RSD Fremmedvann
Ground flow and interflow (LPS/km)	1.0000	-0.2277	-0.1548	0.1276	-0.2575	0.0164	-0.1960	0.7430
Befolkningstetthet (p/Ha)	-0.2277	1.0000	0.4504	0.0930	0.0832	-0.0777	0.0008	-0.3978
Tette flater (%)	-0.1548	0.4504	1.0000	0.4489	-0.1670	-0.3224	-0.4012	-0.1349
Ledningsnetts alder	0.1276	0.0930	0.4489	1.0000	-0.7082	-0.1443	-0.3103	0.1194
SP(%)	-0.2575	0.0832	-0.1670	-0.7082	1.0000	-0.1034	0.1808	-0.4218
Bekkekryssninger per km	0.0164	-0.0777	-0.3224	-0.1443	-0.1034	1.0000	0.4775	0.0234
Kryss med overflatevann per km	-0.1960	0.0008	-0.4012	-0.3103	0.1808	0.4775	1.0000	-0.3464
RSD Fremmedvann	0.7430	-0.3978	-0.1349	0.1194	-0.4218	0.0234	-0.3464	1.0000



### 3.5 DETALJERT STUDIE AV FELTETS PARAMETER OG FREMMEDVANN VOLUM

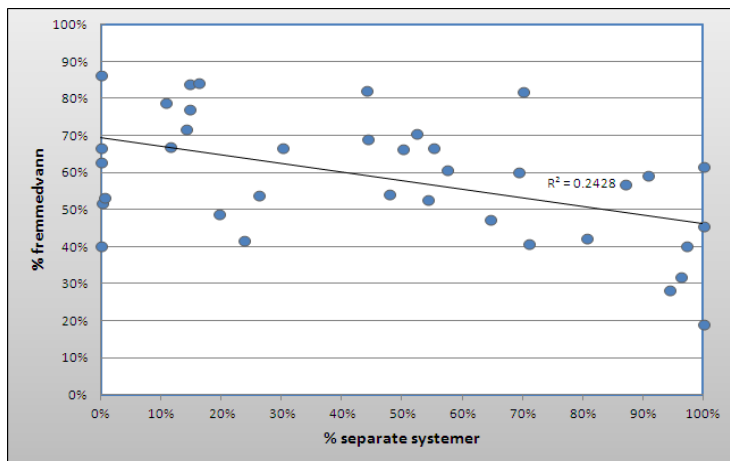
Her vises en detaljert studie av sammenhengene mellom egenskapene til de studerte sonene og simulerte volumer av fremmedvann og fremmedvannkomponenter.

#### 3.5.1 TYPE SYSTEM (FELLES ELLER SEPARAT)

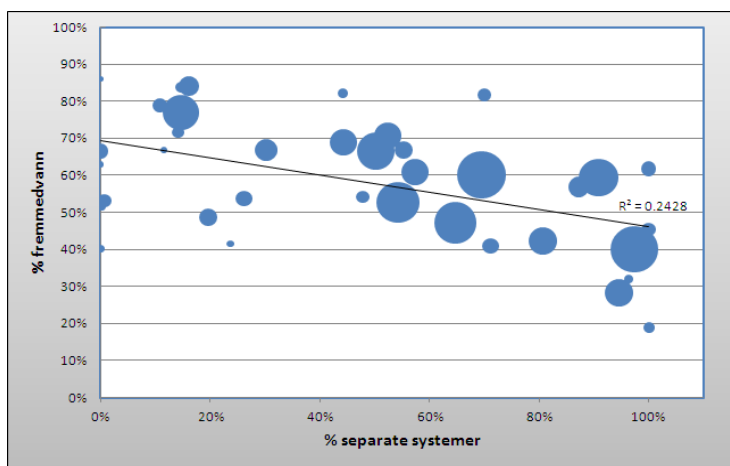


Figur 38. Kart over Oslo kommune som viser prosent av ledningsnett som er separatsystem i hver av de 37 studerte sonene.

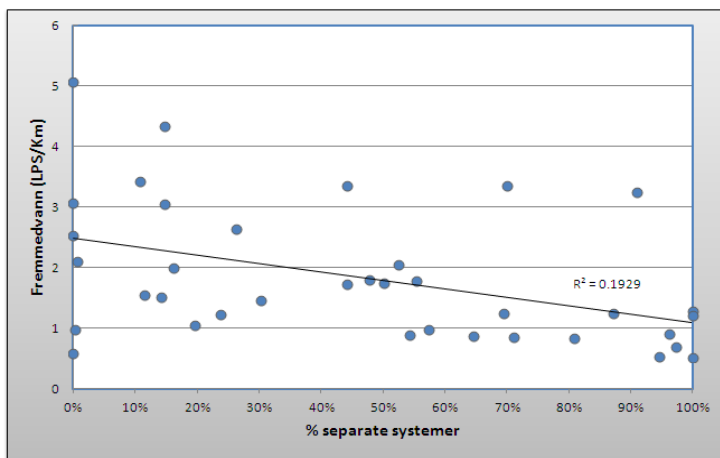
Forhold mellom prosent separatsystemer og prosent fremmedvann har en  $R^2$  på 0,24. Figur 39 viser at hvis vi neglisjerer de største sonene kunne det være mulig å få en bedre korrelasjon. Figur 41 og Figur 42 viser at % SP kan forklare mindre av variasjonen i fremmedvann som LPS/km. Årsaken kan være at i denne representasjon har vi flere avvikende punkter. Fremmedvannvolum viser seg å være mer variabelt blant sonene når de har en større andel av AF.



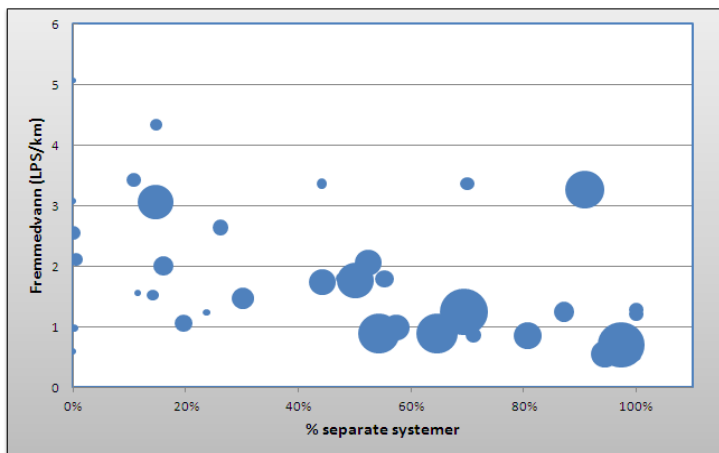
Figur 39. Prosent av fremmedvann plottet mot prosent av nettet som har separatsystemer i de studerte sonene (37). En lineær regresjon viser en  $R^2$  på 0,24.



Figur 40. Prosent av fremmedvann plottet mot prosent av nettet som har separatsystemer i de studerte sonene (37). Størrelse til punktene er avhengig av antall km ledning i hver sone.

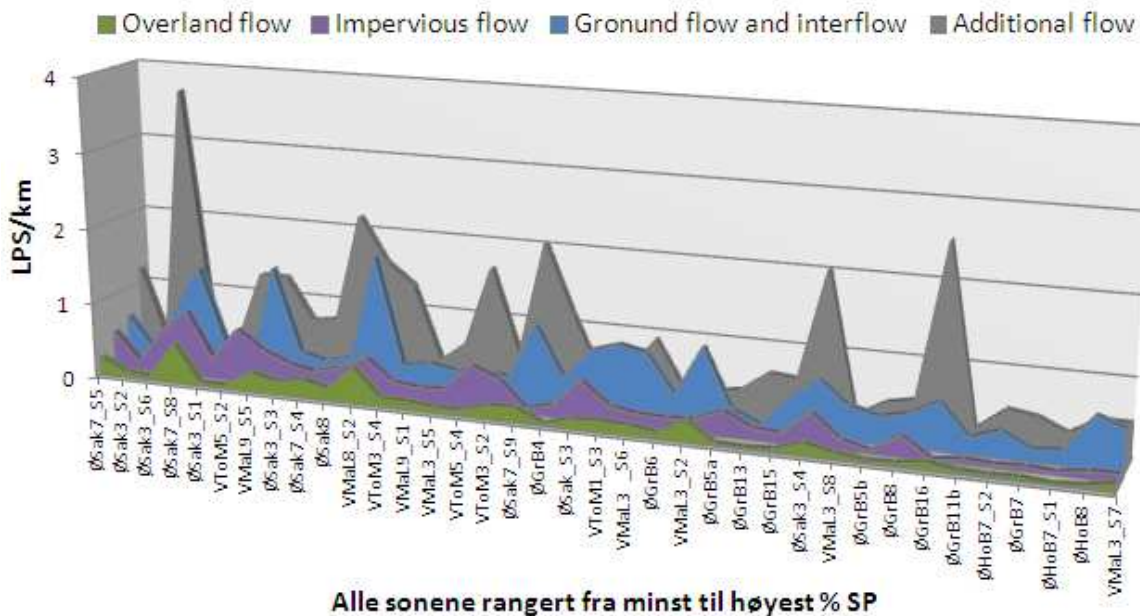


Figur 41. Mengde fremmedvann i liter per sekund og kilometer plottet mot prosent av nettet som har separatsystemer i de studerte sonene (37). En lineær regresjon viser en  $R^2$  av 0,19.

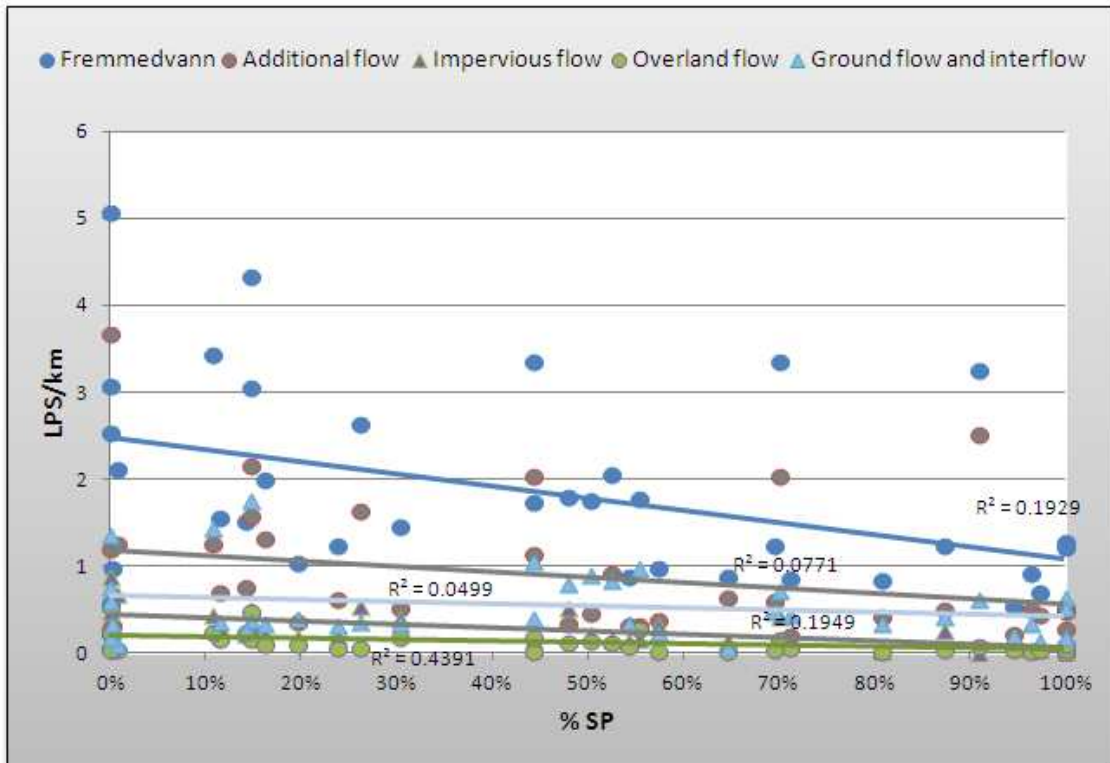


Figur 42. Mengede fremmedvann i liter per sekund og kilometer plottet mot prosent av nettet som har separatsystemer i de studerte sonene (37). Størrelse til punktene er avhengig av antall kilometer ledning i hver sone.

Enda en gang tyder resultatene på at additional flow (INF) er en fremmedvannkomponent som oppfører seg på en svært variabel måte (Figur 43 og Figur 44). Dette volumet er vesentlig større enn de andre, og bidrar til at totalt fremmedvannvolum blir veldig variabel. Ground flow og interflow volum har på sin side enda mindre korrelasjon med % SP. Mens det er tilfellet at de andre nedbørbedingede komponentene av fremmedvann reduserer sitt bidrag i separatsystemer. Denne reduksjon er ikke så stor som det kunne forventes.

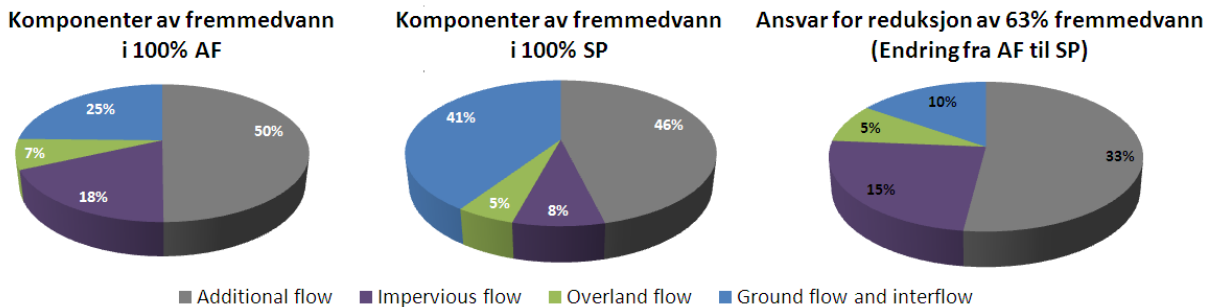


Figur 43. Volumer av fremmedvannkomponentene i hver av de studerte sonene. Sonene er rangert fra venstra til høyre fra 0 % av separatsystemer til 100 % av separatsystemer.



Figur 44. Korrelasjon mellom prosent av separatsystemer i de studerte sonene og volum av de fremmedvannkomponentene uttrykket i liter per sekund og kilometer (LPS/km).

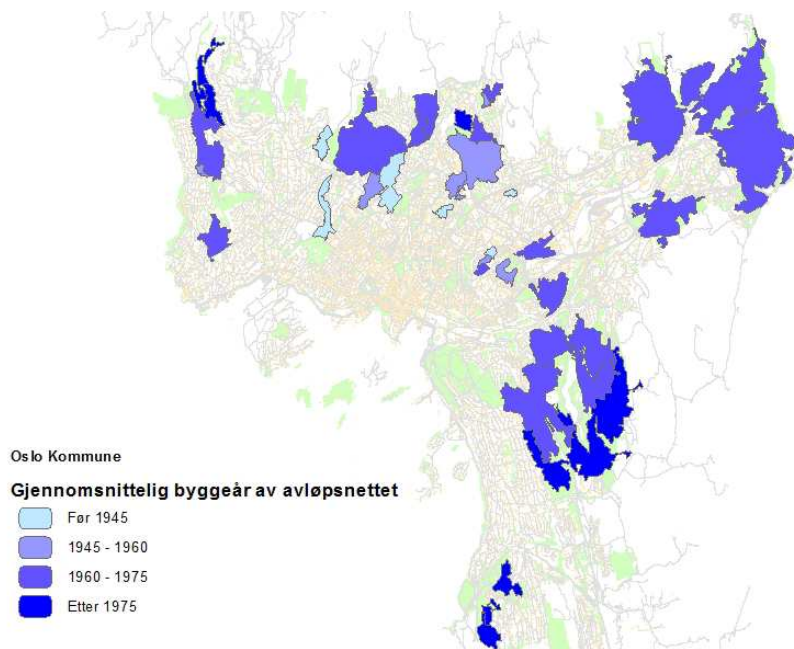
De lineære regresjonene for fremmedvannkomponentene beregnet i Figur 44 ble brukt for å beskrive en hypotetisk fremmedvannfordeling som representerer en sone med 100 % fellessystem og en annen sone med 100 % separatsystem. Det ble også undersøkt hvor mye hver type vannføring ville bidra med til total fremmedvannvolumreduksjon i en hypotetisk gjennomgang fra 100 % AF til 100 % SP (Figur 45). Fra et gjennomsnittlig 100 % AF til et gjennomsnittlig 100 % SP ble fremmedvannvolumet redusert med 63 % (fra omtrent 2,5 LPS/km til omtrent 1 LPS/km). Grafene viser at i både AF og SP er additional flow omtrent halvparten av fremmedvannvolumet. På vei fra AF til SP skyldes ca. halvparten av forandringen (33 % av 63 %) reduksjon av dette volumet.



Figur 45. Hypotetisk fordeling av fremmedvann i sine komponenter for avløpsfellessystem (første til venstre) og separatsystem (andre til venstre). Fordelingen er basert på de lineære regresjonene vist i figur. Kakediagrammet til høyre viser fordelingen av fremmedvannkomponentene som har ansvar for 63 % reduksjon av fremmedvannvolum fra AF til SP.

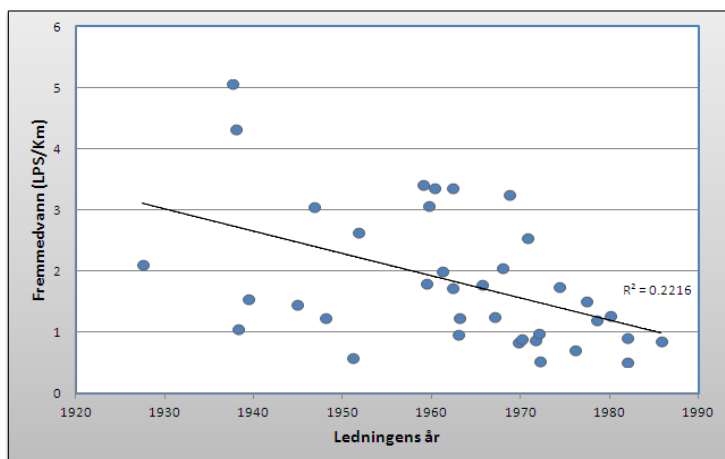
### 3.5.2 SYSTEMETS ALDER

Figur 46 viser gjennomsnittlig år når ledningene ble lagt eller renoverert i hver sone. Verdiene samsvarer med tidspunktet for utbygging av forskjellige deler av byen. Det er mulig å se at sonene som ligger nærmere bykjernen er gjennomsnittlig eldre.



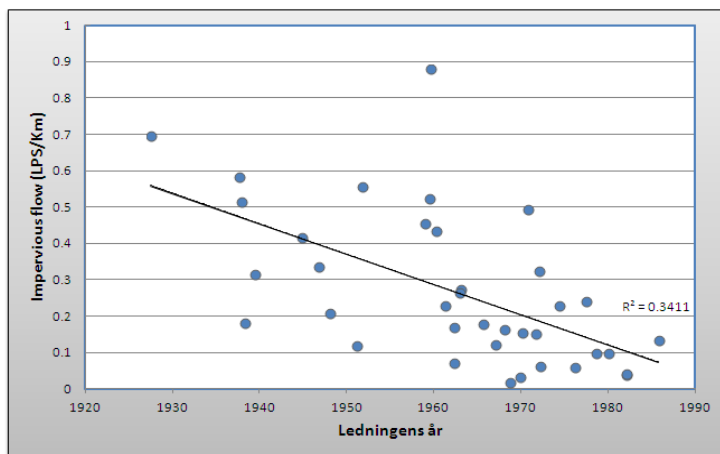
Figur 46. Kart over Oslo kommune hvor det vises gjennomsnittlig år for legging eller renovering av ledningene i hver av de studerte sonene.

Det vises en korrelasjon mellom totalt mengde fremmedvann og ledningens konstruksjons- eller renoveringsår (Figur 47). Sonene med de gjennomsnittlige eldre rørene har en større spredning fra den lineære regresjonen. Dette fenomenet kalles heteroskedastisitet, og det betyr at variansen i fremmedvannmengden ikke er konstant for alle årene. Man kunne argumentere at jo eldre rørene er, desto mer varierende rørkvalitet blant dem, eller at sonene som er gjennomsnittlig eldre er mer heterogene (de har en større variasjon i alder blant sine ledninger). Imidlertid kan det også argumenteres at i nyere systemer konvergerer en serie faktorer som gjør fremmedvanninntak mindre sannsynlig, som for eksempel mindre andel av separatsystemer, bedre materialer og skjøter, gummipakning, bedre konstruksjon teknikk etc.

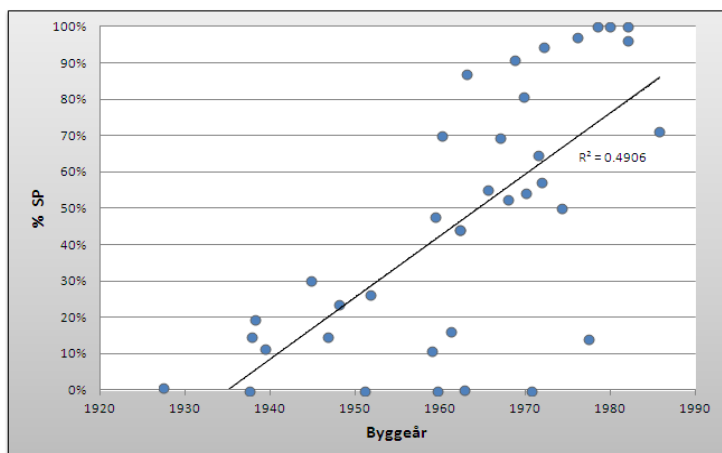


Figur 47. Korrelasjon mellom gjennomsnittlig år når ledningene i hver sone har vært lagt eller renoveret (vektet etter ledningslengde) og innlekking av fremmedvann i liter per sekund og kilometer ledning.

I Figur 48 kan man se at forholdet mellom ledningsalder og avrenning fra tette flater er litt sterkere. Det er usannsynlig at det finnes en årsak for at eldre rør mottar mer overflate avrenning bare på grunn av å være eldre. I Figur 49 vises en klar korrelasjon mellom systemets alder og prosent av systemet som er separat. Derfor er det mulig å konkludere at nye rør mottar mindre fremmedvann delvis på grunn at de har mer separatsystemer, og ikke bare fordi de er i dårligere stand. Samme tankemåte kan benyttes motsatt for å argumentere at separatsystemer har mindre fremmedvann, ikke bare fordi de er separate, men også delvis fordi de er yngre.

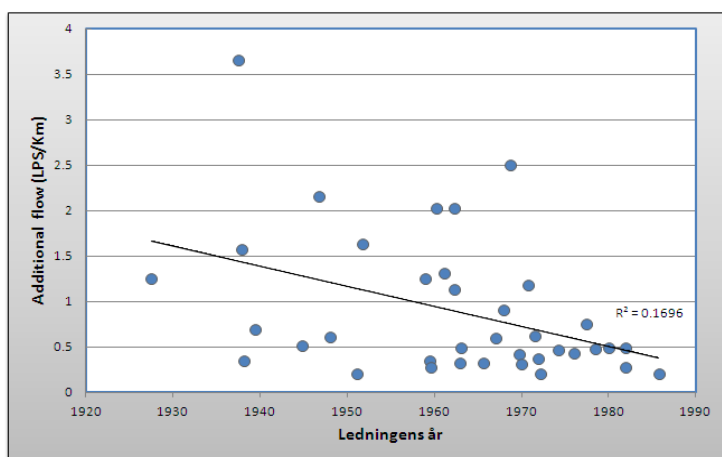


Figur 48. Korrelasjon mellom gjennomsnittlig år når ledningene i hver sone har vært lagt eller renoveret (vektet etter ledningslengde) og volum av impervious flow (avrenning fra tette flater) i liter per sekund og kilometer ledning.

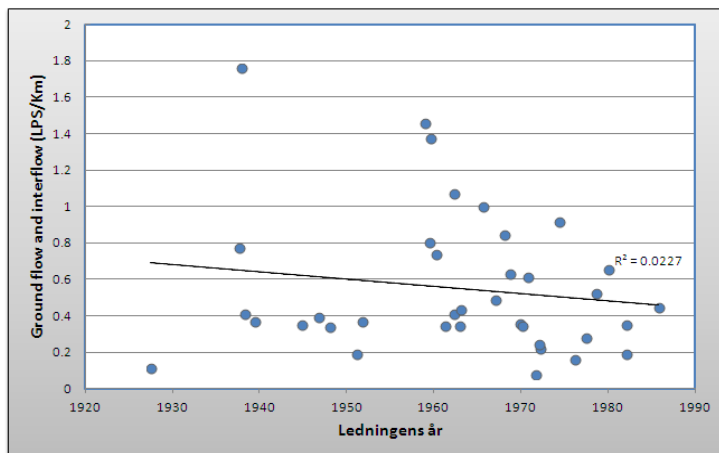


Figur 49. Korrelasjon mellom gjennomsnittlig år når ledningene i hver sone har vært lagt eller renoveret (vektet etter ledningslengde) og prosent av nettet som har separatsystem (vektet etter ledningslengde).

Ikke nedbørbetinget fremmedvann og indirekte nedbørbetinget fremmedvann (treg infiltrasjon i avløpssystemet) ser også til å ha en vist korrelasjon med ledningens alder (Figur 50 og Figur 51). Sammenhengen er svakere enn forventet, spesielt for InNF, hvor det er nesten ineksisterende. Figur 51 viser at ground flow og interflow er høy for ledningene som ble lagt på 60 og 70 tallet. Imidlertid har sonene med ledningene som ble lagt mellom 40 og 60 tallet et mye lavere volum. Dette fenomenet kan indikere at byggeteknikk og/eller materialer bruk mellom 1960 og 1980 har en stor innflytelse i fremmedvannvolum.



Figur 50. Korrelasjon mellom gjennomsnittlig år når ledningene i hver sone har vært lagt eller renoveret (vektet etter ledningslengde) og volum av additional flow (ikke nedbørbetinget fremmedvann) i liter per sekund og kilometer ledning.



Figur 51. Korrelasjon mellom gjennomsnittlig år når ledningene i hver sone har vært lagt eller renoveret (vektet etter ledningslengde) og volum av ground flow og interflow (indirekte nedbørbetinget fremmedvann) i liter per sekund og kilometer ledning.

### 3.5.3 NEDBØR

Den formulerte hypotesen var at i de årene med mer nedbørsintensitet eller mer nedbørvolum var fremmedvannvolum større.

#### NEDBØRSVOLUM

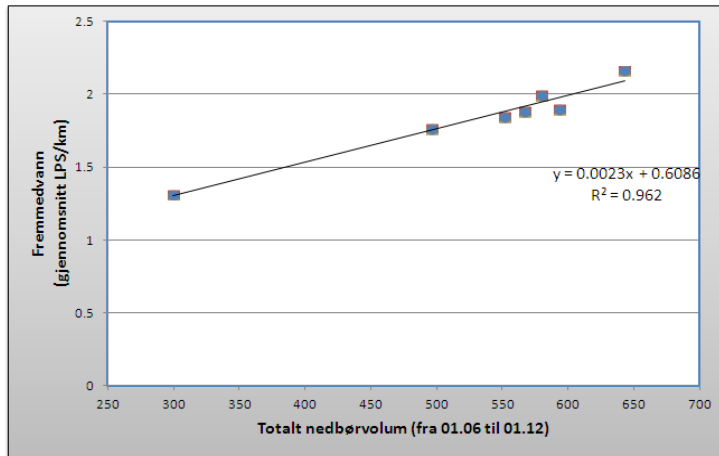
De periodene brukt for simulering var tidsrommet fra 1. juni til 1. desember i årene fra 2005 til 2011 (sju år). Tabell 12 oppsummerer totalt nedbørvolumet for hvert år. Der er det mulig å se en stor variasjon, hvor året med det minste volumet er 2005 (300 millimeter regn), mens året 2008 registrerte mer et dobbelt volum (ca. 640 millimeter). Det vises også antall dager med mer enn 10 mm nedbør. De varierer fra 12 til 24.

Tabell 12. Total nedbørvolum for de 7 årene (2005 – 2007) som ble brukt for simulering av vannføring i perioden fra 1. juni til 1. desember. Det vises også antall dager i perioden med mer enn 10 mm nedbørvolum.

År	Totalt nedbørvolum (mm)	Antall dager med mer enn 10mm nedbør
	Fra 01.06 til 01.12	
2005	299.6	13
2006	579.3	24
2007	496.2	12
2008	642.8	17
2009	566.7	18
2010	551.8	19
2011	592.9	16

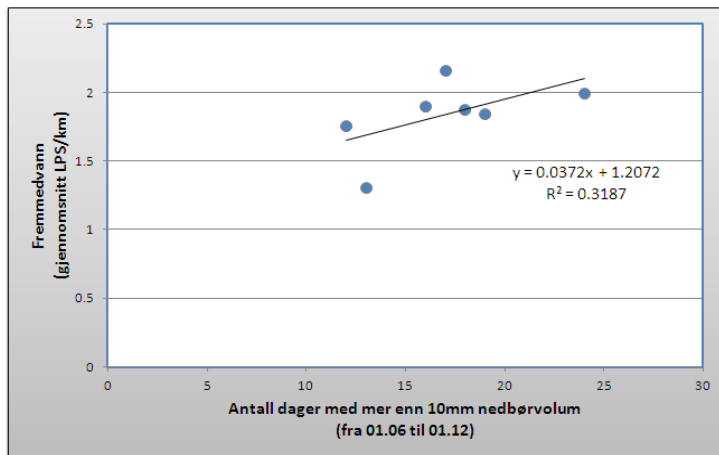


Hypotesen at årene med større nedbørsvolum utgjør mer fremmedvann i avløpssystemet støttes av data presentert i Figur 52. Hvis det antas at det finnes et lineært forhold mellom disse to variablene, kan ligningen, som definerer denne korrelasjonen, fortolkes som at for hver 100 mm mer med nedbør i den studerte perioden, øker gjennomsnittlig fremmedvann med 0,23 liter per sekund og kilometer ledning. Figuren viser at 100 % mer nedbør (fra 300 til 600 mm) betyr 53 % mer fremmedvannsvolum.



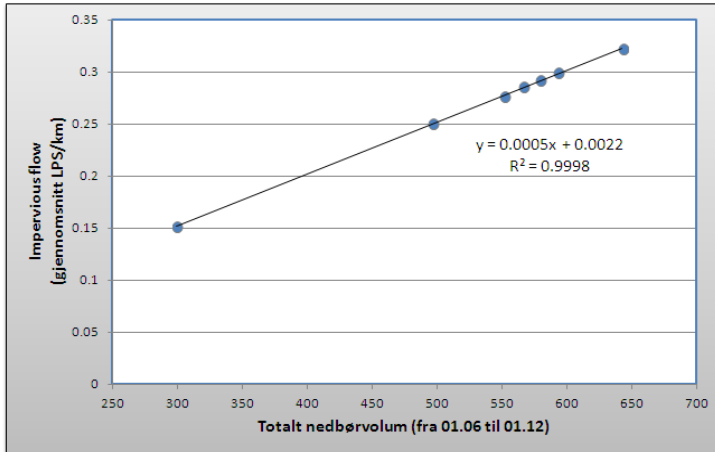
Figur 52. Forhold mellom totalt nedbørsvolum (i perioden fra 01.06 til 01.12 for hvert år fra 2005 til og med 2011) og gjennomsnitt fremmedvannsvolum for hvert år (i liter per sekund og kilometer ledning).

Hypotesen at årene med et større antall dager med kraftig nedbør (Figur 53) viser ikke en så klar korrelasjon som det tidligere tilfellet. Likevel, har disse to variabler en  $R^2$  av 0,3. Det er mulig at denne korrelasjonen bare skyldes at årene med mer nedbørsvolum også har flere dager med mer enn 10 mm nedbør.



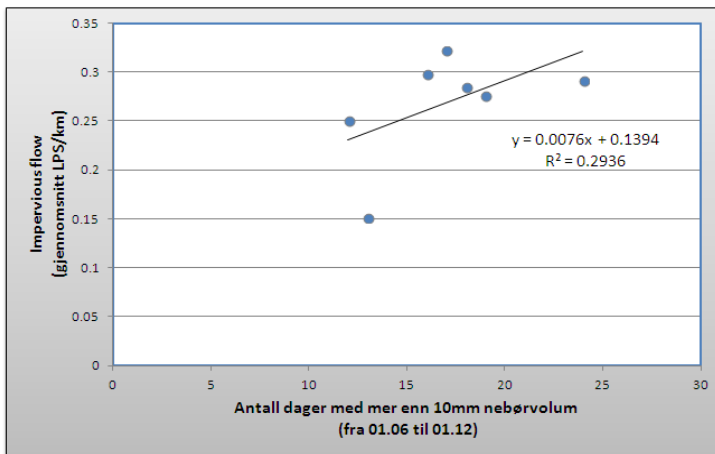
Figur 53. Forhold mellom antall dager med mer enn 10 millimeter regn (i perioden fra 01.06 til 01.12 for hvert år fra 2005 til og med 2011) og gjennomsnitt fremmedvannsvolum for hvert år (i liter per sekund og kilometer ledning).

Om man ser på variasjon av avrenning fra tette flater som følge av nedbørsvolum (Figur 54), finnes det perfekt korrelasjon. Selv om det tyder på at mer nedbør fører til mer avrenning fra tette flater, er dette volumet en ikke stor del av den totale økningen. Det kan estimeres at 100 mm mer nedbør i perioden resulterer i 0,05 LPS/km mer av denne type avrenning, som tilsvarer ca. 22 % av forventet økning i totalt fremmedvannsvolum. Dette betyr at de andre nedbørbetingete volumene av fremmedvann har et mye større ansvar for fremmedvannsoøkningen i våte år.



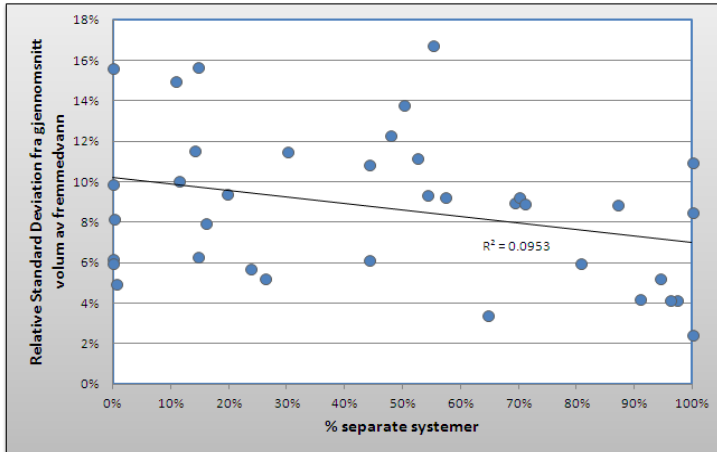
Figur 54. Forhold mellom totalt nedbørvolum (i perioden fra 01.06 til 01.12 for hvert år fra 2005 til og med 2011) og gjennomsnitt overflate avrenningsvolum for hvert år (i liter per sekund og kilometer ledning).

Likt som for total fremmedvannvolum, har avrenning fra tette flater et ikke så klart forhold med antall dager i perioden som har mer enn 10 mm regn (Figur 55).



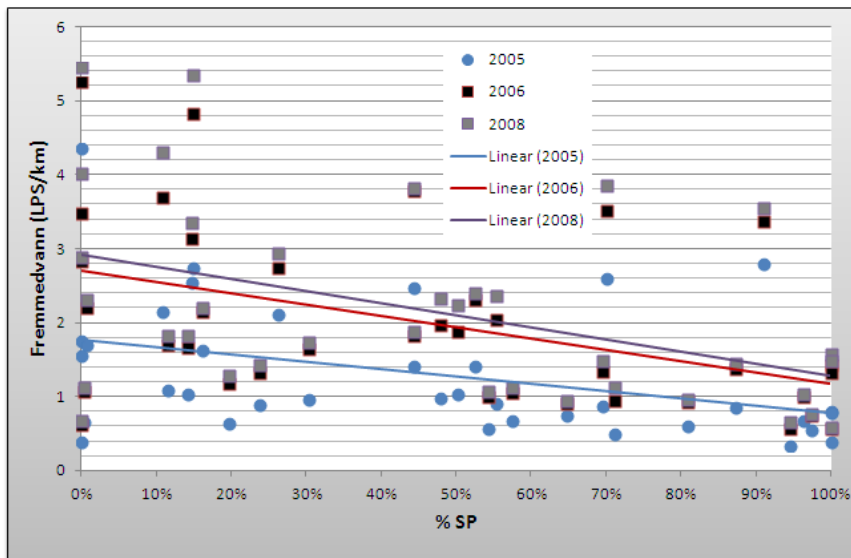
Figur 55. Forhold mellom antall dager med mer enn 10 millimeter regn (i perioden fra 01.06 til 01.12 for hvert år fra 2005 til og med 2011) og gjennomsnittlig fremmedvannvolum for hvert år (i liter per sekund og kilometer ledning).

Figur 56 viser forholdet mellom andel separatsystemer og den gjennomsnittlige variasjonen av fremmedvannvolum fra år til år (RDS). Resultatene viser ikke en klar tendens, men det er mulig at SP systemer har omtrent den samme prosentvise variasjon som AF systemer.



Figur 56. Forhold mellom andel separatsystemer (som prosent av ledningslengde) og relativ standard avvik fra fremmedvannvolum (gjennomsnittlig avvik i prosent fra gjennomsnittlig fremmedvann volum i de sju studerte årene).

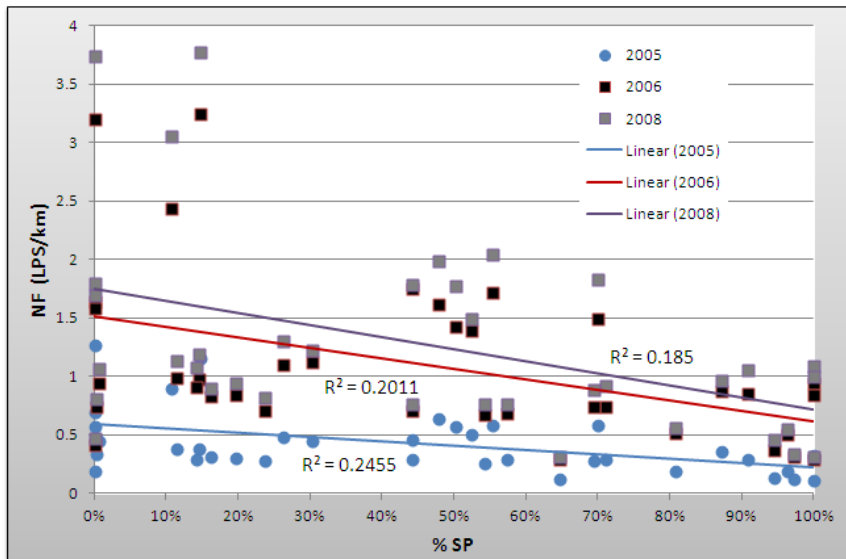
Figur 57 viser en dårlig korrelasjon mellom % SP og fremmedvann i tre forskjellige år. Likevel ser trendlinjene for disse årene ut til å vise at SP systemer har mindre fremmedvann uansett nedbørsvolum og i SP øker fremmedvann mindre enn i AF med mer nedbørsvolum. Nedbørsvolumet for perioden i 2008 er mer enn dobbelt så mye som i 2005. Videre vil i et hypotetisk 100 % AF system ha 60 % mer fremmedvannvolum i 2008 i forhold til 2005. I et rent SP system, vil forskjellen være på 50 %. Sett sammen med tidligere analyser, så er det ganske sannsynlig at volumet i AF øker mer enn i SP, delvis fordi avløpsnett med mer AF er også gjennomsnittlig eldre, og antageligvis på grunn av andre faktorer.



Figur 57. Forhold mellom % SP og totalt fremmedvannvolum i tre forskjellige år. 2008 er året med mest nedbørsvolum (643mm), mens 2005 har minst (300mm). 2006 er året med flest antall dager med mer en 10 mm nedbør (24), mens 2005 har bare 13.

Volumet fremmedvann inneholder en stor del av ikke nedbørbetinget fremmedvann. Dette volumet viste seg å være ganske tilfeldig. Derfor ble det valgt å repetere den forrige analysen bare med nedbørbetinget fremmedvann. Resultatet vist i Figur 58 har fortsatt en stor varians, men

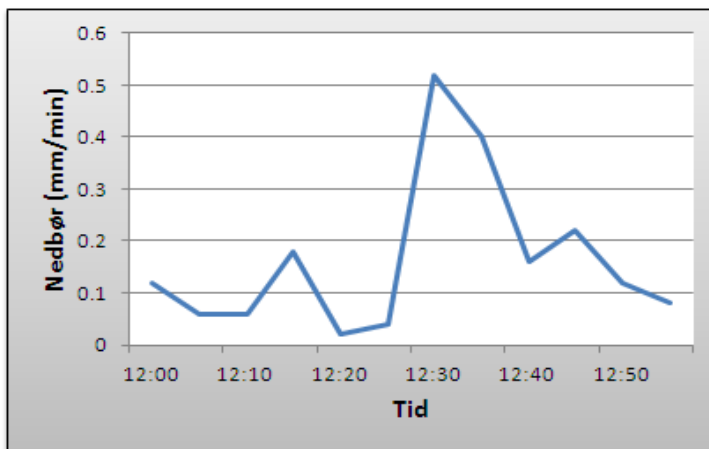
holder den samme tendensen. Ifølge de hypotetiske trendlinjene, uansett type system, med 100 % øking i nedbør vil NF øke ca. 200 %.



Figur 58. Forhold mellom % SP og totalt nedbørbetinget fremmedvann (NF) i tre forskjellige år. 2008 er året med mest nedbørvolum (643mm), mens 2005 har minst (300mm). 2006 er året med mest antall dager med mer en 10 mm nedbør (24) mens 2005 har bare 13.

## NEDBØRSINTENSITET

Nedbørsdata fra stormen registrert 30. september 2006 av Blindern meteorologisk stasjon ble brukt for å simulere avløpsvannføring i alle feltene. Figur 59 viser regnhydrografen for perioden av maksimalt intensitet, mellom kl. 12.00 og kl. 13.00.

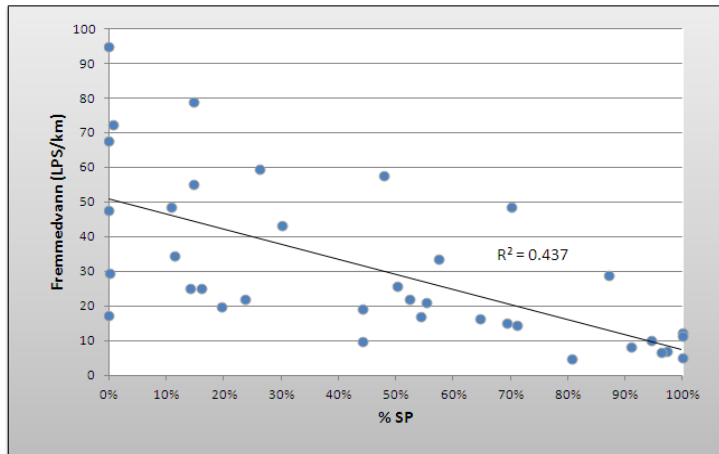


Figur 59. Regnhydrograf for en storm registrert i Blindern meteorologiskstasjon 30. september 2006, mellom kl. 12 og kl. 13.

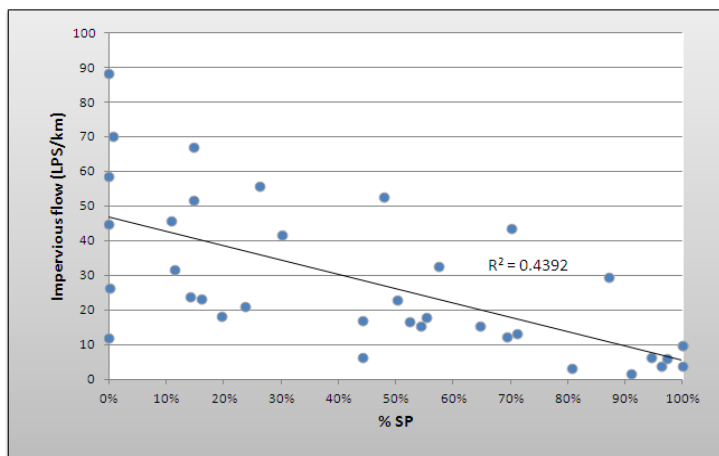
Fremmedvannvolum for hver felt i tidsrommet mellom kl. 12.20 og 13.00 er representert i Figur 60 ifølge % SP. Det vises en korrelasjon ( $R^2 = 0,437$ ) mellom disse to parameterne med mer heteroskedastisitet for soner med mer AF. Volumer for 100 % AF varierer fra dobbelt til nesten ti ganger så mye som volumer for 100 % SP. Den beregnede tidsperioden begynner etter to ukers tørrvær og slutter mindre enn en time etter begynnelsen av regnvannhendelsen. Derfor forventes

det at dette fremmedvannet ikke inneholder indirekte nedbørbetinget fremmedvann. Figur 61 viser en lignende graf hvor bare avrenning fra tette flater er representert. Volumene er nesten den samme, hva betyr at nesten alt fremmedvann i løpet av stormperioden er avrenning fra tette flater.

Forrige analyser viste at avrenning fra tette flater ikke var betydelig i forhold til totalt fremmedvannvolum i lange perioder. Imidlertid, Figur 61 viser at fremmedvann fra tette flater kan medføre store volumer i korte perioder under intens nedbør. Disse volumene er mye større og variable i avløpsnett med mye AF.



Figur 60. Forhold mellom fremmedvann volum under en enkel storm av 40 minutter (i liter per sekund og kilometer ledning) og prosent av separatsystemer i avløpsfeltet.

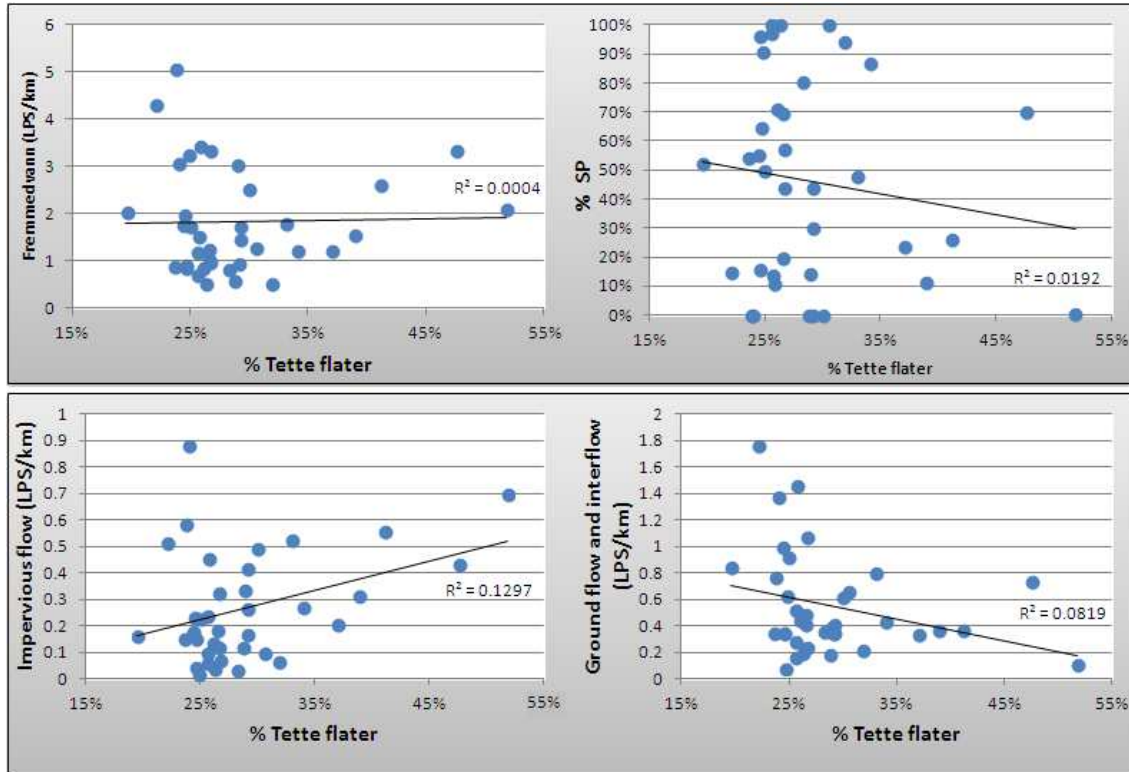


Figur 61. Forhold mellom avrenningsvolum fra tette flater under en enkel storm av 40 minutter (i liter per sekund og kilometer ledning) og prosent av separatsystemer i avløpsfeltet.

### 3.5.4 TETTE FLATER

Det ble vurdert hypotesen at mer tette flater fører til mer fremmedvann i avløpsnett. Motsatt av hva som var forventet, viser Figur 62 ingen klar sammenheng mellom tette flater og fremmedvann. Det kunne tenkes at dette skyldes at i områder med mer tette flater er det mer separatsystemer, og disse, som det viste før, har mindre fremmedvann. Men dette er ikke tilfellet. Det finnes heller ikke et klart forhold mellom % SP og % tette flater (Tabell 6).

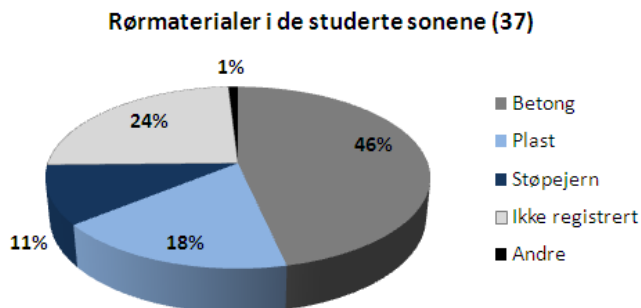
På den annen siden, og som forventet, det er en vist tendens til å øke impervious flow i områder med mer tette flater. Allikevel er dette volumet en mindre del av totalt fremmedvannvolumet. Infiltrasjon på nettet fra grunnvann og trege drens vann har en svak tendens til å minke når andel tette flater er større. Dette skyldes trolig mindre infiltrasjon.



Figur 62. Det vises prosent av tette flatter for alle de studerte feltene i forhold til fremmedvannvolum, impervious flow volum og ground flow og interflow volum (alle som liter per sekund og kilometer ledning). Det finnes også forhold mellom med andel separatsystemer på nettet.

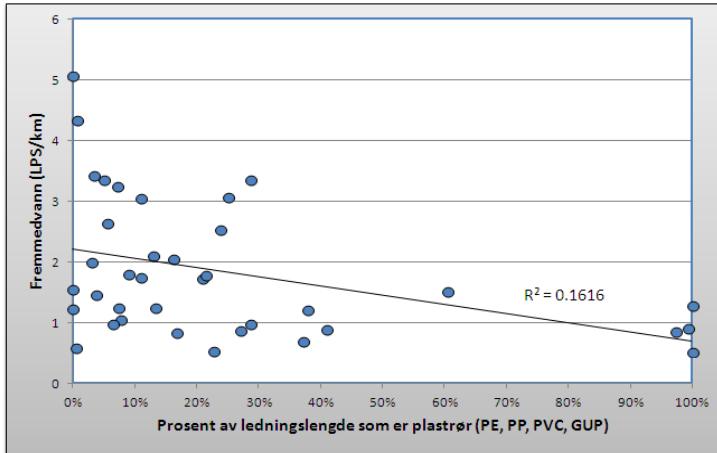
### 3.5.5 MATERIAL

Figur 63 viser fordeling av rørmaterialer i de studerte sonene vektet etter lengde av ledningsnett. Nesten 50 % av alle spillvannsledninger er konstruert med betong, cirka 18 % med plast og cirka 11 % støpejern.

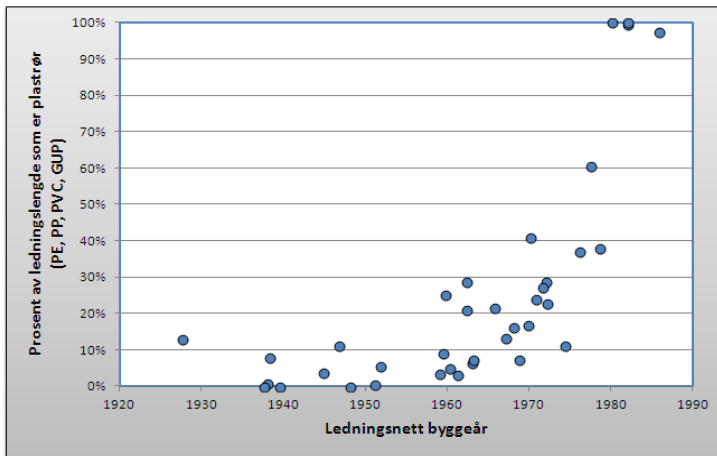


Figur 63. Rørmaterialer i de studerte sonene.

Den sterkeste korrelasjon mellom fremmedvann og material vises i Figur 64, hvor totalt fremmedvannvolum er sammenlignet med prosent av ledningene som er laget med plast. Korrelasjon er ganske svak og ser ut til å vise at avløpssystemer med mer plast har mindre fremmedvann. Imidlertid er ikke tilrådelig å tiltrekke noen konklusjon fra dette fordi rørene med mer plast er også nyere (Figur 65) og har en større andel av separatsystemer.



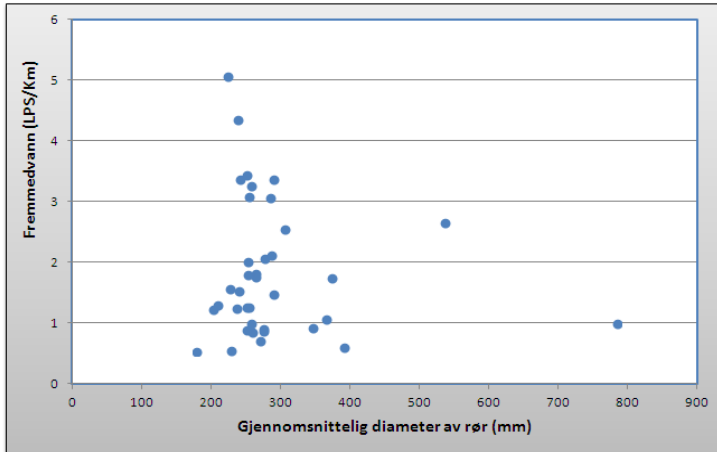
Figur 64. Forhold mellom prosent av plastrør i avløpsnettet og fremmedvannvolum.



Figur 65. Forhold mellom ledningsnettets gjennomsnittlige byggeår og prosent av ledningene som er laget med plast (vekt etter ledningslengde).

### 3.5.6 DIAMETER AV RØR

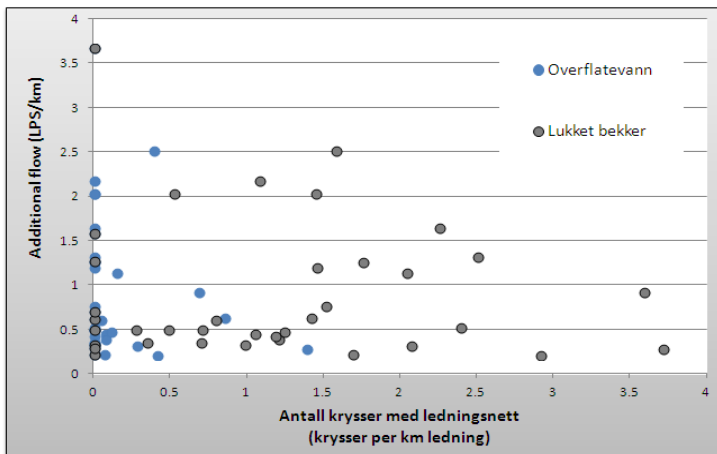
Når det plottes gjennomsnittlig rørdiameter for hvert sone mot spesifikk fremmedvann, vises det ingen klar korrelasjon (Figur 66). Imidlertid er variasjon av rørdiameter stor inne hver sone og aggregert data gir ikke en god representasjon av virkeligheten i dette tilfellet. Derfor er det fortsatt mulig at det finnes en korrelasjon mellom disse to parameterne, men det kreves mer representativ data eller en studie i mindre skala.



Figur 66. Forhold mellom gjennomsnittlig ledningsdiameter (vektet etter ledningslengde for hver sone) og fremmedvannvolum (i liter per sekund og kilometer ledning).

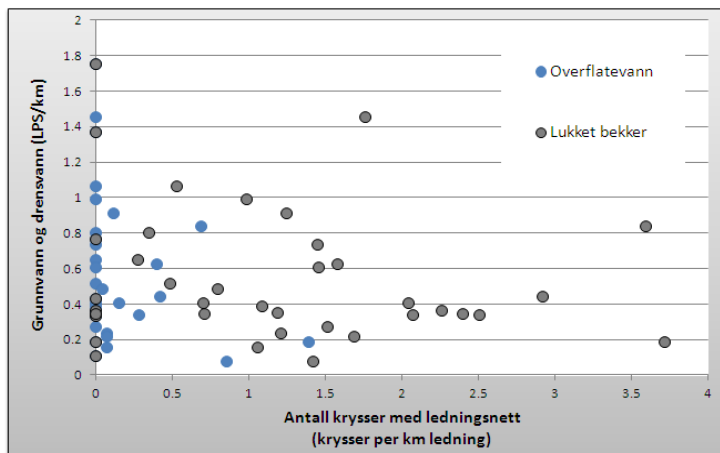
### 3.5.7 KRYSNINGER MED OVERFLATEVANN OG LUKKETE BEKKER

Inntak fra bekker eller infiltrasjonsvann i rørene som ligger under bekker og elver er en potensiell kilde til fremmedvann. Det ble undersøkt hvor mange kryssninger mellom ledningsnettet og overflatevann eller lukkede bekker var i hver sone. Denne variabelen, uttrykt som kryssninger per kilometer ledning, ble sammenlignet først med INF (Figur 67) og InNF (Figur 68). Det er ikke mulig å se en korrelasjon blant disse parameterne. Imidlertid, dette utelukker ikke at for noen steder kan dette være en stor fremmedvannkilde.



Figur 67. Forhold mellom gjennomsnittlig antall av kryssninger mellom ledningsnettet og overflatevann og lukket bekker og additional flow (i liter per sekund og kilometer ledning).





Figur 68. Forhold mellom gjennomsnittlig antall av kryssinger mellom ledningsnettet og overflatevann og lukket bekker og grunnvann og drens vann (i liter per sekund og kilometer ledning).

## 4 DISKUSJON

---

Avløpsnett er komplekse og kostbare infrastrukturer av kolossale dimensjoner. De betjener millioner av mennesker ved å garantere sanitær sikkerhet, ved å transportere forurensing og ved å forhindre alvorlig økonomiske skader på grunn av intense nedbør. RIF (2010) hevder at de norske avløpsnettene er i en såpass dårlig stand at funksjonaliteten er truet. Samtidig er prognosene negative, og RIF mener at tilstanden skal forverres i de årene som kommer. I tillegg regnes det med at et klima i endring (med mer intense nedbør) og fortetting i byene skal øke presset på denne infrastrukturen. Disse tre omstendighetene vil antageligvis øke avløpsvannføringen i nettet. Allerede per dags dato er avløpsvannføringen i enkelte avløpsledninger større en det som er ønskelig. Dette medføres store forurensingsutslipp (gjennom overløp og høyere utslipp på renseanlegg) og økt risiko for økonomisk skader (forårsaket av flom, kjelleroversvømmelser og generell degenerering av infrastrukturen ). Det vil si at alt vann i avløpsnettets som ikke er spillvann medfører økt sanitære, miljømessige og økonomiske risikoer. Dette tilleggsvolumet er hva her kalles fremmedvann.

Sannsynligvis er fremmedvann det største problemet for avløpsnettets i Norge (Vråle 2011). I et brev fra Fylkesmannen i Oslo og Akershus (2012) oppfordres kommunene i fylkene til å gjøre nødvendige tiltak for å takle problemet. Imidlertid vises dette å være en komplisert oppgave.

Fremmedvann er et komplekst fenomen. Hovedårsaken er at dette begrepet omfatter vann som kommer fra ulike kilder. Derfor kan fremmedvann deles i flere komponenter. De kommer til nettet gjennom sammensatte prosesser, avhengige av mange faktorer, som er vanskelige å forutsi. Per i dag finnes ingen metode som kan evaluere produksjonen av fremmedvann på en pålitelig og rimelige måte. Det finnes enkle metoder, som for eksempel fosforfortynning i avløpsvannet, men det er bare estimeringer av fremmedvannvolum i stor skala, og avslører ikke hvor fremmedvann trer i nettet eller hvilke kilder det har. På den andre siden finnes komplekse urbanhydrologiske modeller, som kan beregne fremmedvannvolum på en mer presis og pålitelig måte, men dette er tidkrevende, dyrt og krever spesiell kunnskap (som nesten alle kommuner mangler i Norge). I denne oppgaven ble det benyttet en simplifisert urbanhydrologisk modell som har fokuset på simulering av fremmedvann og dets fordeling i komponenter. Utvalgte deler av avløpsnettets i Oslo ble brukt som casefelt for å vurdere modellens anvendbarhet og brukervennlighet. Resultatene ble brukt for å estimere fremmedvannmengden for hver felt. Til slutt ble variasjonene i fremmedvannvolum og dets komponenter for feltene sammenlignet med noen felter egenskaper, for å finne hvilke målbare parameter som har den største innflytelse på fremmedvannproduksjon.

## 4.1 URBANHYDROLOGISK MODELL

I dette avsnittet er alle fasene av modellbruken beskrevet. Disse fasene er: datainnsamling, kalibrering av modellen for hvert felt, validering av kalibreringsresultater og simulering av vannføring.

### 4.1.1 DATAINNSAMLING

Modellen viste seg å være lite krevende med hensyn til inputdata. Den trenger ingen informasjon om avløpsfeltets topografi eller nettets utforming. Ledningsnettets er betraktet som en svart boks. Det eneste som trengs er en estimering av antall personenheter (*PE*), spillvannproduksjon per *PE*, arealet til nedbørsfeltet, arealet til veier og arealet til bygninger. Disse verdiene må ikke være helt presise og kan til en viss grad korrigeres i kalibreringsprosessen. En fordel er at denne informasjonen er vanligvis lett tilgjengelig i de fleste norske kommunene. I tillegg krever programmet meteorologiske data (nedbør-, temperatur- og fordampningstidsserier) og vannføringsmålinger (som er brukt for kalibrering). Vannføringsmålinger er dyre, og de må gjennomføres over lange tidsperioder (minst flere måneder). Nøyaktige nedbørmålinger må gjennomføres for de samme tidsperiodene, og de må være representative for de studerte arealene. Å skaffe seg disse hydrauliske og meteorologiske målingene er sannsynligvis den største utfordringen ved metoden.

Denne studien gjennomførte fremmedvannsimuleringer for en periode fra 1. juni til 1. desember. Grunnen for å velge akkurat denne perioden var å unngå deler av året med nedbør i form av snø eller snøsmelting. Dette ville antageligvis komplisere analysen i en stor grad (selv om modellen i teorien har mulighet til å håndtere disse fenomenene).

Målepunktene er de opprinnelige referansene for å definere avløpssonene. Dette er vanligvis en enkel prosess, men i gamle deler av avløpsnettets med mange fordelingskummer (kummer med flere utløp), er det vanskelig å finne vannskillet. Noen ganger var det behov for å befare kummene for å finne ut hvor vannet vanligvis renner. I denne oppgaven var målingene spredt geografisk i kommunen og hadde en varighet på minst fem måneder.

Som det ble forklart i avsnittet om metode, var flere av de definerte sonene sammenkoblede. Dette vil si at en sone mottar avløpsvann fra en annen sone oppstrøms. Den beskrevne separeringsprosessen av sammenkoblede soner ga utilstrekkelig resultater i de fleste tilfellene. Dette skyldes at den beregnede vannføringen, som i teorien inneholder vann bare fra sonen nedstrøm, var i mange tilfeller ikke realistisk, med for eksempel lange perioder med negativ eller ingen vannføring. Dette var årsaken at mange av de opprinnelige sonene måtte forkastes for videre analyse. Selv om det i noen tilfeller var mulig å separere vannføring fra sammenkoblede soner med gode resultater, bør dette unngås. Sonene bør ikke være sammenkoblet på noen måte.

### 4.1.2 KALIBRERING

I kalibreringsprosessen er ikke bare det simulerte totale vannføringsvolumet tilpasset til den observerte, men det er også delt blant spillvann og alle fremmedvannkomponentene. Fremmedvannsoppdelingen er basert på totalvannføringsvariasjon påvirket av nedbør. En rekke antagelser er tatt (beskrevet i avsnittet om metode) og oppdelingen forventes å være riktig så lenge antagelsene er riktige. Kalibrering er en tidskrevende oppgave og parameterne som må justeres kan virke abstrakte. For å oppnå en mer optimal kalibrering og korrekt tolkning av resultatene er det nødvendig med forståelse av både modellens oppbygging og antagelser den er basert på.

Det finnes mange årsaker for at kalibreringsprosessen mislykkes og modellen kan ikke brukes for å produsere pålitelige simuleringer:

- Dårlig vannføringsdata: Dårlig plassering av måleutstyret (instrumentet krever noen spesifikke forhold), tekniske feil ved instrumentet, dårlig ettersyn, usystematisk spillvannproduksjon, etc. (ROSIM 2011). Alle disse årsakene gjør at vannføringsmålinger ofte er unøyaktige (USEPA 2008).
- Dårlig nedbørsdata: Dårlig plassering av måleutstyret (nedbørsmåler er plassert for langt ifra avløpssonen og produserer ikke data representative for sonen), tekniske feil ved instrumentet, etc.
- Unøyaktig avgrensning av avløpssoner: menneskelig feil ved avgrensning av avløpssonene, feil i kartgrunnlag, feil fortolkning av fordelingskummer, variasjon i vannføringsretning ved stor vannføring, overløp, etc.
- Uppresis kalibrering: usystematisk variasjon av spillvannsvannføring som er umulig å forutsi, plutselig økninger i fremmedvannvolum (antageligvis som konsekvens av store drikkevannsløkkasjer), ikke optimal justering av parameterne fra operatorens side, etc.

### 4.1.3 VALIDERING

Alle sonene i oppgaven ble kalibrert, men de basert på dårlige vannføringsmålinger ble utelatt fra videre analyser. *Nash-Sutcliffe* og *relative Nash-Sutcliffe effektivitetskriterium* ble her brukt for å kvalitetssikre resultatene. Det ble funnet ut at den første produserte en overrepresentasjon av modellens feil ved store vannføringer, mens feil ved lave vannføringene ble underrepresentert. Den andre gjorde det motsatte. Derfor ble begge to brukt sammen med forholdet mellom simulert og observert totalvolum. Fordelen med den valideringsmetoden er at diskriminere mellom akseptable og ikke akseptabel simuleringer er gjort på en objektiv måte. Ulemper er at verdiene som etableres som nedre grense er fortsatt bestemt etter en subjektiv vurdering basert på en visuell inspeksjon av kurver fra observerte og simulerte vannføringer. En annen svakhet med denne metoden er at noen gode simuleringer med tilnærmet konstant vannføring har en

tendens til å bli vurdert som dårlige og de må ”reddes” for en videre analyse. Et sett med 37 av de 75 originale soner ble valgt for videre simulering.

Valideringsprosessen ble gjort over alle tilgjengelige observerte vannføringer. Denne metoden er ikke teoretisk riktig. Det korrekte hadde vært at en del av observasjonsdata skulle være brukt for kalibrering og resten spart for validering. I praksis ble metoden ansett som akseptabel, siden den analyserte perioden (hele perioden dekket av vannføringsmålinger) var mye større enn de korte periodene brukt for kalibrering.

Basert på simuleringene av de godkjente feltene kan det fastslås at modellen er i stand til å produsere overraskende gode prediksjoner når gode vannføringsmålinger og nedbørmålinger finnes. Man må ikke glemme at modellen ikke tar direkte hensyn til feltets topografi eller nettets distribusjon.

#### **4.1.4 SIMULERING**

De meteorologiske dataene brukt for simulering dekker perioden 2005 – 2011 (fra 1. juni til 1. desember). Det var positivt at disse årene hadde en sterk variasjon av totalt nedbørvolum og intensitet. For eksempel, regnet det mer enn dobbelt så mye i 2008 som i 2005. Denne variasjonen gjør at de gjennomsnittlig fremmedvannresultatene er mer representative for et langt perspektiv og gjør det mulig å studere variasjon av fremmedvann i år med forskjellig regnvannvolum.

Modellen muliggjør simulering av vannføring med en tidsoppløsning bestemt av brukeren. Programmet har imidlertid utfordringer med å beregne i tidssteger mindre enn 10 minutter på vanlige datamaskiner.

En svakhet med modellen er at den bare simulerer vannføring i målepunktet. Resultatene kan derfor ikke brukes for å lokalisere fremmedvannkildene nærmere enn inndelingen av målefelt.

## **4.2 ESTIMERING AV FREMMEDVANN**

### **4.2.1 ENHETER**

Fremmedvann mengden kan uttrykkes på flere måter. Det kan gjøres som prosent av totalt avløpsvannføringsvolum, som prosent av total spillvann, som liter per person og døgn, eller som totalt volum eller som vannføring. I denne studien ble det funnet ut at de to vanligste metodene (som prosent av totalt avløpsvannføringsvolum og som vannføring) ikke gir samme resultater. Grunnen på det er at prosent av fremmedvann er avhengige om spillvannmengde. For eksempel kan fremmedvann tilsvare ca. 100 % av totalt avløpsvannføring midt på natten i en tørrværsperiode, fordi spillvannsproduksjon i dette tidspunktet er lav. Et annet eksempel er at en relativ moderat mengde fremmedvann kan tilsvare en høy prosent av total vannføring i et område med lav befolkningstetthet, mens samme fremmedvannmengde kan tilsvare en lavere

prosent i bykjernen med høy befolkningstetthet. Det vil si at denne måten å uttrykke fremmedvann på ikke gir et klart bilde av størrelse på problemet. På den annen side er fremmedvannmengde uttrykt som liter per sekund per kilometer ledning uavhengig av størrelse til nettet og mengde spillvann.

Fylkesmannen i Oslo og Akershus (2012) oppfordret kommunene å redusere fremmedvannvolumet i avløpsnettene til et nivå under 30 % av totalt volum. Dette målet er subjektivt og sier ingenting om hvor mye fremmedvannvolum som må reduseres. Konsekvensen er at det må gjøres større innsats i noen soner enn i andre for å redusere fremmedvann uten noen økonomisk eller teknisk grunn. Ironisk nok, i noen tilfeller vil målet nås ved befolkningsvekst eller etablering av ny industri.

#### **4.2.2 FREMMEDVANNMENGDEN**

Gjennomsnittlig fremmedvannmengden uttrykket som prosent av totalt avløpsvannføringsvolum for alle de 37 soner var 58,7 %. Som spesifikk vannføring ble gjennomsnittet 1,84 LPS/km. Det fantes en stor variasjon blant sonene. Minste verdi var 18,9 % (0,53 LPS/km) og største verdi var 86,2 % (5,07 LPS/km). Analysene viser at det kan antas en normalfordeling for prosent av fremmedvann. Standard avvik er 16,7 % og det er mulig å si at i 95 % av tilfellene vil fremmedvann for en tilfeldig valgt avløpszone ligge mellom 25,2 % og 82,1 %.

Sonene varierer i størrelse (fra 5 til 400 Ha). Derfor ble det vurdert hensiktsmessig å beregne et vektet gjennomsnitt, hvor representativitet av hver sone var ifølge sin størrelse (lengden av sitt avløpsnett). Gjennomsnittet ble da litt lavere enn tidligere: 56,1 % og 1,56 LPS/km.

En analyse av akkumulerte verdier viser at 55 % av den studerte ledningsnettslengden har minst 60 % eller mer enn 1 LPS/km ledning fremmedvann. Dette samsvarer med verdiene som Ødegaard et al. (2009) estimerte for eldre ledningsnett.

Gjennomsnittlig prosent av fremmedvann som ble beregnet i denne studien er litt lavere enn den antatt av Lindholm et al. (2012) og Skoglund (2012). De estimerer at norske renseanlegg har typiske verdier av fremmedvann litt under 70 %. Likevel anses det som logisk at prosent fremmedvann på innløpet til renseanlegg er høyere, fordi spillvannvolumet øker i mindre grad enn fremmedvannvolumet på vei fra utløpet til feltene til renseanlegget.

#### **4.2.3 FREMMEDVANNSKOMPONENTER**

Som tidligere nevnt er fremmedvann et komplisert fenomen. Det er et volum som består av flere forskjellige komponenter. Fordelingen kan være avhengig av dets kilder, nedbørstype, hydrauliske egenskaper, etc. I denne studien er det foreslått en fordeling basert på volumets fordeling fra nedbør: ikke nedbørbetinget fremmedvann (INF), direkte nedbørbetinget fremmedvann (DiNF) og indirekte nedbørbetinget fremmedvann (InNF). Årsaken til å bruke denne fordelingen er at komponentene kan identifiseres på en grov måte med tiden de bruker på

å trenge inn i avløpssystemet. Dessverre bruker modelleringsprogrammet en litt annerledes måte til å klassifisere fremmedvann. Denne fordelingen passer seg best til å klassifisere vannvolumet etter sitt hydrauliske oppførsel, men det er litt forvirrende når man må forklare hvor vannet kommer fra. I denne studien har begge fordelinger vært brukt om hverandre. Dette er sett på som en ulempe da det blir forvirrende for leseren. Imidlertid anses det at å bruke klassifiseringer om hverandre ikke fører til en reduksjon i gyldighetene av resultatene.

Gjennomsnittlige verdier (vektet etter ledningslengde for hver sone) viser at INF tilsvareer omtrent 50 % av totalt fremmedvannvolum, mens InNF tilsvareer litt mer enn 30 % og DiNF litt mindre en 20 %. INF har det desidert største standardavviket, og kan representere fra 7 % til 77 % av alt fremmedvannvolum. De andre to komponentene varierer i mindre grad og de er klart avhengige av nedbørsvolum. Fordeling av NF i DiNF og InNF viste seg avhengige av sonens egenskaper. Avrenning fra tette flater kan variere fra 0,05 % av fremmedvannvolum opp til 33 % avhengig av om sonen har separat- eller fellesavløpssystem, med et gjennomsnitt på 13 %.

Men hvor mye av dette fremmedvannvolumet er vann som kan fjernes fra fellessystem om vi kun transformerer det til et 100 % separatsystem? Dette er et spørsmål som det ikke er lett å svare på. I prinsippet kan man tenke at dette volumet tilsvareer DiNF, som inneholder avrenning fra tette flater, avrenning fra ikke tette flater når de er vannmettet og raskt drensvann. Imidlertid, en god del av det vannet som skal ledes til overvannsledning i separatsystemer, kommer fra trege drens-systemer som bidrar til InNF. I tillegg pleier ikke separatsystemer å fungere helt som forventet, og det kan regnes med at en del overvann og drensvann havner i spillvannsledningene på grunn av feilkoblinger. Konklusjonen er at dette volumet som bør sendes til overvannsledningene tilsvareer hva modelleringsprogrammet kalles “impervious flow” og “overland flow”. I gjennomsnitt utgjør “Impervious flow” og “overland flow” til sammen mindre enn 20 % av totalt fremmedvannvolum i AF. Disse resultatene stemmer med svenske kilder (Bäckman et al. 1997; Stockholm Vatten 2011), hvor det regnes med at overvannvolum i AF bare representerer en liten andel av det totale avløpsvolumet. Skoglund (2012) sier at det er typisk i norske renseanlegg at overvann og drensvann representerer til sammen omtrent en firedel av totalt fremmedvannvolum. Lindholm et al. (1999) mener at avrenning kan forårsake kortvarig problemer på grunn av kraftige regnskyll, men representerer kun en liten andel av totalt avløpsvolum i lange perioder.

Kort sagt kan vi oppsummere at INF er den viktigste komponenten av fremmedvann. Denne er veldig variabel fra sone til sone og gjør fremmedvann også veldig variabel. Det ble ikke funnet et klart forhold mellom dette volumet og noen av de studerte egenskapene til feltene. Det vil si at dette volumet virker vanskelig å forutsi. Som forventet er NF avhengig av nedbør, og mengden øker i årene når det regner mest. DiNF er veldig avhengige av type system (AF eller SP). Imidlertid representerer dette volumet en liten andel av totalt fremmedvann. InNF øker mye mer når det regner mer, og har i prinsippet veldig lite korrelasjon med type systemer.

#### 4.2.4 FORHOLD MELLOM FREMMEDVANN VOLUM OG ANDRE MÅLBARE PARAMETER

Flere hypoteser ble testet for å avsløre hvilke feltegenskaper som hadde en innflytelse over fremmedvannmengden. Forholdene ble analysert ved å sammenligne hver enkel variabel med fremmedvannvolum, og vurdere korrelasjonen med *Pearsons koeffisienten*.

En hypotese var at eldre avløpssystemer hadde mer fremmedvann. Alder til systemet ble beregnet som et gjennomsnitt av året ledningen ble lagt eller renovert vektet etter ledningenes lengde. Pearsons koeffisient blir 0,5 mellom andel fremmedvann og alder. Det finnes en klar tendens at fremmedvannvolum i nyere systemer er lavere, men årsaken for den dårlige korrelasjonen er trolig at mengden fremmedvann i eldre nett varierer mye. En videre analyse av fremmedvannkomponenter og alder viser at korrelasjonen mellom alder og InNF er tilnærmet null, korrelasjon mellom alder og INF er svak (mindre en 0,5) og korrelasjon mellom alder og DiNF er det sterkeste (0,64). Den siste kan fortolkes som at eldre ledninger har mer fremmedvann delvis fordi de har mer avløpsfellessystemer. Ledningsalder varierer i takten med andel SP (korrelasjon av 0,71). Den brukte statistiskanalysen tillater ikke å si om det er alder eller type system som øker fremmedvannmengden. Det at InNF er nesten eksklusive av AF og at dette representerer mindre en 20 % av totalt fremmedvannvolum, tyder imidlertid på at det er ledningsalder som har mest ansvar for fremmedvannøkning.

Grunnen til at analysen ikke viser noen sterk korrelasjon, er antageligvis at ledningsalder varierer mye inne i hver sone. Det er mulig at en sone har mange gamle ledninger (eldre en 100 år) og at noen er nylig renovert. Dette gjør gjennomsnittlig alder lite representativ. Et interessant fenomen er at gjennomsnittlig fremmedvann for sonene med gjennomsnittlig alder fra 1940 – 1960 er mindre enn i soner fra 1960 – 1970. Dette skyldes ifølge Ødegaard (2012) og Sægrov (1992) dårlig kvalitet på materialer og utført arbeid på 60-tallet.

Det ble antatt at soner med større andel separatsystemer hadde mindre fremmedvannmengde. Resultatene støtter denne hypotesen til en viss grad, med en korrelasjon på 0,42 mellom % SP og fremmedvannvolum. INF og InNF er mindre i ledningsnett med mye separatsystemer, men korrelasjon mellom denne egenskapen og totalt fremmedvann er dårlig. Imidlertid er DiNF fremmedvann sterk korrelert (0,74).

Etter å sammenligne en teoretisk sone med bare fellessystemer med en teoretisk sone med bare separatsystem, viste det seg at totalt fremmedvannvolum i den første var 2,5 LPS/km og i den andre 1,1 LPS/km. Samtidig var overvann i den første bare 25 % av totalt fremmedvannvolum mens i den andre tilsvarte overvann en andel på 13 %. Dette tilsvarer en forskjell fra 0,6 LPS/km til 0,15 LPS/km av fremmedvann. Som sagt, det er veldig sannsynlig at denne reduksjon i overvann er i en større grad en konsekvens at SP systemer er yngre en AF systemer. Denne hypotesen støttes av at INF står for mesteparten av reduksjonen (omtrent 50 %, det vil si, fra 1,2 til 0,6 LPS/km).



En annen hypotese var at soner med mye tette flater ville ha store mengder fremmedvann. Det fantes svært lite forhold mellom andel tette flater og totalt volum av fremmedvann. Korrelasjonskoeffisienten mellom disse to variablene var svært lav (0,12). INF og InNF hadde tilnærmet lik koeffisient, mens avrenning fra tette flater hadde 0,5. Imidlertid var bidraget fra denne komponenten til totalt fremmedvannvolum lav.

Nedbørsvolum har en klart innflytelse på fremmedvannvolumet. Simuleringer tyder på at en dobling i total nedbørsvolum fra et tørrår til et våtår (i perioden fra 1. juni til 1. desember) medfører en økning på ca. 50 % i totalt fremmedvannvolum. Imidlertid tilsvarer bidraget fra overvann mindre enn 15 %, mens ca. 35 % er konsekvens av en økning i de andre komponentene av NF ("ground flow" og "interflow"). Dette gjelder både for AF og SP. Derfor er det mulig å konkludere at for å redusere totalvolum av fremmedvann er det sannsynligvis mer effektivt (og billigere) å fortette avløpssystemet enn å skifte AF til SP.

Selv om avrenning fra tette flater ikke er et viktig bidrag til fremmedvann med hensyn til totalt volum over lange perioder, kan det produsere store vannføring i korte perioder. Dette kan gi alvorlige konsekvenser (oversvømmelser, overløp, skader i infrastrukturen, etc.). En studie av en storm av 7 millimeter regn og 40 minutters varighet viste store forskjeller i fremmedvannvolum blant sonene. Soner med bare SP registrerte en neglisjerbar økning i fremmedvannvolum, mens soner som hadde en høy andel av AF registrerte en svært høy volumøkning. Men dette varierer mye fra sone til sone. I løpet av stormen registrert soner med 100 % AF i gjennomsnitt 50 LPS/km fremmedvann (vanlig verdi er 2,5 LPS/km), med verdier som rangerte fra 18 til 95 LPS/km. Bare soner med mer en 90 % SP hadde spesifikk vannføring under 10 LPS/km. Soner med 100 % SP nådde en toppverdi av 8 LPS/km (vanlig verdi er mindre enn 1 LPS/km). All økningen fra de nevnte vanlige verdiene til de spesifikke vannføringene registrerte under stormen skyldes avrenning fra tette flater.

Dominerende rørmateriell og gjennomsnittlig rørdiameter for hver felt har også vært sammenlignet med fremmedvannvariasjon blant feltene. Analysen klarte ikke å finne noe klare sammenhenger. Data fra hver sone har store avvik (mange ledninger med mange ulike verdier). Det vil si at gjennomsnittet fra en stor sone ikke er en god representasjon av sonen. Med hensyn til materialtype var nesten 25 % av ledningene uregistrerte. Mesteparten av de registrerte ledningene var laget av betong, mens det nest mest brukte materialet var en plasttype (PVC, PE, GUP, etc.). Det må poengteres at det fantes en svak reduksjon i fremmedvann når antall plastrør økte, men årsaken til dette er mest sannsynlig at nyere rør fra SP systemer er vanligvis laget av et plastmateriale.

Den siste studerte variabelen var antall ganger en vannvei eller en lukket bekk krysset ledningsnett. Det var ikke mulig å finne en korrelasjon med fremmedvann for denne variabelen. Det bør allikevel ikke avvises at det i noen tilfeller vil disse krysninger føre til store mengder fremmedvann, men når man gjør et gjennomsnitt over en stor avløpssone vil denne situasjonen ikke være statistisk relevant.

#### 4.2.5 FORVENTET UTVIKLING AV FREMMEDVANN VOLUM

Man kan si at en god del av det totale fremmedvannvolumet skyldes den dårlige forfatningen til avløpsnettene. Høye volumer av INF og InNF indikerer at nettet ikke er tett, og selv soner med de nyeste rørene erfarer den typen infiltrasjon. Som det ble sagt i innledningen, er det dårlig perspektiver med hensyn til avløpsnettets forbedring. Grunnen er at flesteparten av de norske kommunene renoverer sine systemer i en for langsom takt. Oslo kommune er et eksemplarisk tilfelle, men man må gjøre enda større innsats i årene som kommer for å oppgradere avløpsnettene.

I denne studien har variasjonen av fremmedvann i avløpssoner med varierende andel tette flater vært studert. Analysen fant ingen sterk korrelasjon mellom variablene. Dette resultatet er motsatt av forventningene. En mulig årsak er at en høy andel tette flater begrenser infiltrasjon. Nedbør renner direkte til åpne bekker i stedet for å infiltrere og bidra til en økning av grunnvannsspeilet. Det finnes en viss korrelasjon mellom fremmedvann fra overflate avrenning og andel tette flater. Imidlertid er dette volumet lite i forhold til totalt fremmedvann. De analyserte sonene hadde mellom 17 og 48 % tette flater. Soner i bykjernen har antageligvis mer enn 50 %. Derfor kan det ikke garanteres at resultatene i denne studie i denne forstand er gyldige for et bysentrum.

Resultatene tyder på at en økning i nedbør vil ha store konsekvenser for fremmedvannvolumet. Analysen viser at totalt volum nedbør og totalt fremmedvannvolum har en tydelig positiv korrelasjon. En 100 mm økning i nedbør i den studerte perioden (1. juni – 1. desember) fører til en gjennomsnittlig økning i spesifikk fremmedvannmengde på 0,23 LPS/km. I år 2008 ble det registrert omtrent dobbelt så mye nedbør som i år 2005. Fremmedvannvolumet i 2008 var ca. 50 % større enn i 2005. Videre kan en økning i nedbørsintensitet også ha alvorlige konsekvenser. En simulert storm av 7 mm med 40 minutter varighet produserte vannføringer som varierte fra 5 til 95 LPS/km avhengig av blant annet type system (SP eller AF). Disse mengdene er veldig store hvis man ser dem i sammenheng med den gjennomsnittlige fremmedvannvannføringen (omtrent 1,5 LPS/km).

#### 4.3 TILTAK FOR Å REDUSERE FREMMEDVANNVOLUM

En reduksjon av fremmedvann kan gjøres på tre ulike måter: reduksjon av overvann, reduksjon av innlekking av grunnvann og reduksjon av tilkobling fra andre kilder.

RIF (2010) mener at overvann er en viktig kilde til fremmedvann, og erstatning av AF for SP er et tiltak som må prioriteres. De oppnådde resultatene i denne studien viser at SP-systemer også vil ha betydelige mengder fremmedvann når man ser over lange perioder. Vannføring fra overvann er kun stor i et kort tidsrom etter nedbør. AF-systemer viste seg sårbare under regn med høy intensitet. I disse situasjoner kan det sannsynligvis føre til oversvømmelser og overløpsutslipp. Men disse store mengdene fremmedvann i AF-systemene kan forhindres ved å gjennomføre lokal overvannsdisponering (LOD). Disse typene tiltak har som mål å infiltrere, forsinke og sikre trygge flomveier for de største nedbørsvolumene. Den største fordel de har

er at de ikke leder vann til avløpssystemet eller de gjør det med lave vannføringer. I tillegg kan noen LOD-tiltak redusere forurensningsbelastning ved sedimentering i dammer eller ved infiltrasjon i løsmasser. LOD-tiltak gjør også at vann kan brukes som et element i det urbane landskapet. Kort sagt kan ideen om LOD oppsummeres i å herme de preurbanisering hydrauliske funksjoner (Dietz 2007).

Infiltrasjon av grunnvann til avløpsnett er den viktigste årsaken for fremmedvann. For å redusere dette volumet man kan tette avløpsnett eller redusere den tilgjengelige mengden av vann i grøften. Det er klart at deler av ledningsnett er utett. Men det er ikke lett å lokalisere de mest utette ledningene som må utskiftes. Mer forskning på en mindre skala trengs for å avklare forholdene mellom rørets alder, materiell og dimensjon med fremmedvann. Imens bør kommunen holde en renoveringstakt som garanterer et bærekraftig vedlikehold av nettet, det vil si at den gjennomsnittlige tilstanden forverres ikke fra år til år.

En stor del av det tilgjengelige volumet for innlekking er vann som kommer fra drikkevannettet. Volumet tapt i drikkevannslekkasjene tilsvarer ca. 44 % av den produserte drikkevannsmengden i Norge (Ødegaard 2012), og i Oslo representerer drikkevannslekkasjene minst 20 % av drikkevannsproduksjonen (SSB 2013). I Norge ligger drikkevann- og avløpsledninger i den samme grøften og det er vanlig at de deler kummer. Dette gjelder spesielt i AF-systemer. Drikkevannslekkasjene vannmettet grøftmassene, og utette avløpsledninger fungerer som dreneringsrør. Derfor er reduksjon av drikkevannslekkasjer et av de mest nyttige tiltakene, hvor man kan løse to problemer på en gang.

Frakobling av andre fremmedvannkilder er ifølge noen studier kostnadseffektive tiltak (Myking 2012). Disse tilkoblinger er av og til unødvendige eller ikke planlagt. Her snakker vi for eksempel om taknedløp eller feilaktige overvanntilkoblinger til spillvannsledninger i SP-systemer. I noen tilfeller kan disse kilder håndteres lokalt og i andre tilfeller kan de tilkobles eksisterende overvannsledninger.

#### **4.3.1 HVILKE TILTAKER MÅ PRIORITERES?**

Det er mulig at en kommune med mye fremmedvann erfarer veldig få problemer på grunn av det, og derfor er et reduksjonsprogram ikke økonomisk forsvarlig. På den andre siden, et avløpsnett kan være veldig sårbart i noen punkter, og fremmedvannet må reduseres umiddelbart selv om volumet er lavt. Derfor er det ikke interessant å snakke om prosent fremmedvann i avløpsnett. En 20 % fremmedvann kan forårsake store utfordringer i noen nett og ingen i andre.

Analysen av ledningsnettets sårbarhet for fremmedvann må inkludere en vurdering av sannsynlighet for flom, overløpsutslipp og skader på nettet. Videre må det gjøres en økonomisk vurdering av flomskader, pumpekostnader, renskostnader og vurdering av forurensingsutslipp fra overløp og rensanlegg som skyldes fremmedvann. Deretter kan man begynne å vurdere om de akseptable volumene av fremmedvann er overskredet eller om de forventes å forekomme i framtiden. Studien skal belyse hvor det er mest nødvendig å redusere fremmedvann, og om det

trenges å redusere totalt fremmedvannvolum eller bare store volumer som kommer under nedbør med høy intensitet. Da kan man gjøre en lokaliseringsstudie av fremmedvannvolum og bestemme hvilke tiltak som er mest økonomisk gunstige i de mest sårbare punkter.

#### 4.4 HVORDAN KUNNE DENNE STUDIEN FORBEDRES?

Flere aspekter om metoden kan forandres for å simplifisere prosessen og forbedre robustheten av resultatene.

Avløpsvannføringsmålinger er nøkkelen til denne type studie. Det må sørges for at de brukte dataene har en godkjent kvalitet: revidere rapporter fra målingene når det finnes, gjøre en inspeksjon av tidsserier og sjekke at de ikke inneholder lange perioder uten målinger, se at data representerer logiske verdier, etc. Å forkaste dårlige målinger i en tidlig fase kan spare tid ved å begrense kalibrering av ubrukelige soner. I tillegg må data som gir opprinnelse til soner som er sammenkoblede forkastes. Dette oppdages ikke før avløpssonene er definert og avgrenset. Da må det velges kun å kalibrere den sonen som har de beste vannføringsdataene av de som er tilknyttede. De andre forkastes.

Sonene bør være små og med homogene egenskaper innenfor sine grenser. Små sonene er mer oversiktlige og det er lettere å få et klart bilde av som foregår i området: hva slags spillvannproduksjon vi har (bolig, industri, skoler, etc.), en bedre kontroll av fordeling av overflateavrenning (hva skjer med overvann, om det er ledet til åpne bekker, infiltreres eller går til avløpsystemet) etc. Soner med lite standard avvik i sine egenskaper (100 % AF eller 100 % SP, like alder for alle ledningene, homogen andel tette flater, like materiell, etc.) gjør det lettere å etablere et forhold mellom disse egenskapene og fremmedvann.

Denne studien presenterer bare en innledende statistisk analyse av fremmedvann og dets forhold med feltenes egenskaper. Det vil si, en utforskende analyse for å finne potensielle forhold og mønstre i dataene. Mer homogene soner vil tillate en mer avansert statistisk analyse. Først må den nevnte problemet av avhengighet av feltets parameter (AF og alder, for eksempel) løses gjennom en *prinsipiell komponent analyse* (PCA). På den måten kan man begrense de studerte variablene bare til de som er mest relevante. Disse studeres videre gjennom flere regresjonsmodeller (ikke bare lineære), validering av regresjonsmodeller og utvalg av den beste modellen basert på *Akaike informasjonskriterium* (AIC) eller *p-verdi*.

Den metoden foreslått her svarer ikke på to viktige spørsmål. Det første spørsmålet er hvordan er fremmedvannets oppførsel om vinteren og våren. Kompliserte prosesser som snølagring, snøsmelting og infiltrasjon med frost i bakken er vanskelig å modellere og falt derfor ut av rammene til denne studien. I tillegg er det ikke vanlig å ta vannføringsmålinger i disse periodene, og tilgang til data er derfor begrenset. Det andre spørsmålet er hvor mye fremmedvann som kommer fra stikkledninger. Private tilkoblinger til avløpsnett har ikke vært tatt i betraktning i denne studien, selv om de tilsvarer en stor del av nettet. For eksempel anslår Jacobsen (2013) at i Stavanger kommune er den samlede lengden stikkledninger lik lengden til det offentlige

avløpsnett. Merrill og Lukas (2003) studerte resultatene fra 12 forskjellige fremmedvannreduksjonsprosjekter gjennomført i USA. De konkluderte med at de prosjektene som ikke inkluderer rehabilitering av private stikkledninger og kun fokuserer på den offentlige delen av nettet oppnår lave reduksjoner av NF.

Dette prosjektet har heller ikke tatt hensyn til utlekking av avløpsvann fra ledningsnett. De oppnådde resultater her bekrefter at avløpsnett ikke er tett og det er forventet at en viss avløpsmengde lekker ut. Folkehelseinstituttet (2012) nevner dette volumet som en av de viktigste årsakene for forurensing av drikkevann. Imidlertid finnes det ikke foreløpig i Norge noen grundig studie av dette fenomenet. Internasjonale publikasjoner viser en klar uenighet når de prøver å kvantifisere dette volumet, men Rutsch et al. (2008) gjorde en vitenskapelig vurdering omkring temaet, hvor typiske verdier fluktuerer under 10 % av tørrværsvannføring. På den annen side snakker Amick og Burgess (2000) om ekstreme verdier for utlekking på over 50 % av tørrværsavrenning. Det er mulig at store avløpslekkasjer kan skjule større innlekkasjer enn de som er beregnet her.

#### **4.5 MULIGE FREMTIDIG STUDIER**

Her er det foreslått mulige fremtidig studier som kan klassifiseres i tre ulike retninger: studier som fokuserer på forholdet mellom fremmedvannvolum og avløpsfeltens egenskaper, studier som handler om konsekvenser av fremmedvann og studier som fokuserer på effektivitet av fremmedvannreduksjonstiltak.

Studier som tar sikte på å finne et forhold mellom feltens egenskaper og fremmedvann bør utforske andre viktige parameter som ikke ble tatt i betraktning i denne studien: topografianalyse, fordeling av overvann, grunnvannsnivå, geologi og løsmasser, byggeteknikk, belastninger, drikkevannlekkasjer, etc. Her kunne det også være interessant å gjøre studier hvor norske forhold er sammenlignet med utenlandske byer hvor fremmedvannmengden er lavere.

Konsekvensene av fremmedvann er per i dag ikke vel definert. Her snakker vi om økonomiske, funksjonelle, miljømessige, sanitære og samfunnsmessige konsekvenser. De er trolig avhengige av lokale forhold, nettets egenskaper, type renseanlegg og gjennomsnittlig og maksimale fremmedvannvolum. Disse forhold er grunnlaget for å lage reduksjonsplaner.

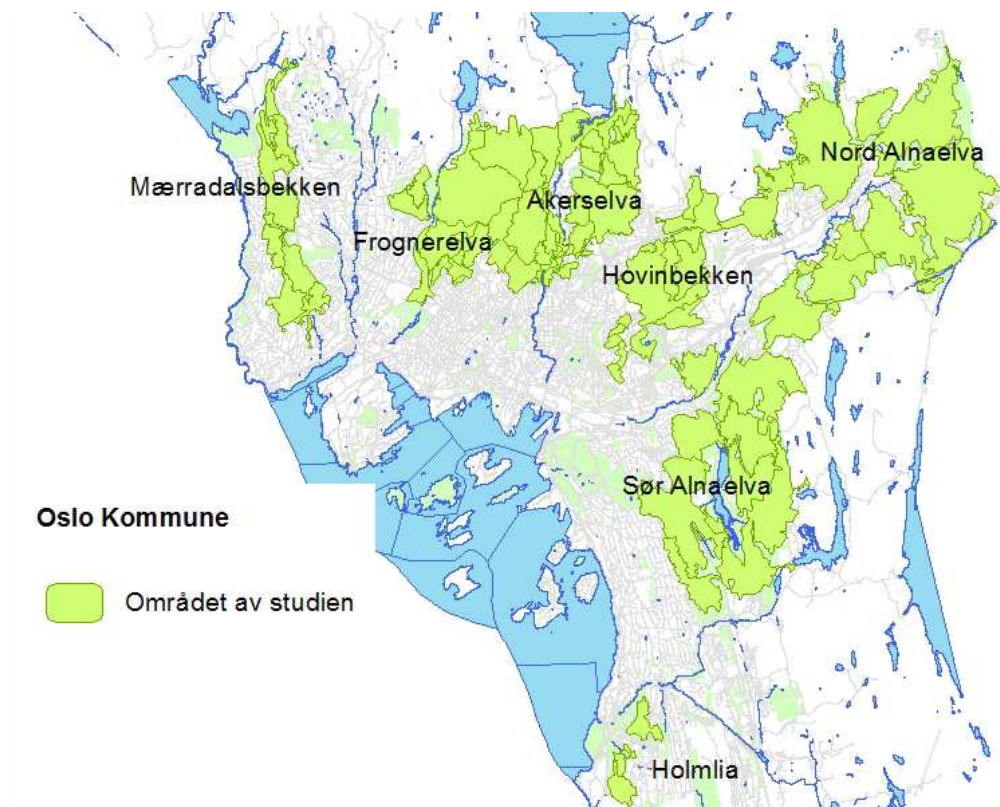
Den presise effektiviteten til de individuelle fremmedvannreduksjonstiltak er ikke kjent. Dette kan utforskes gjennom studier som sammenligner fremmedvannvolum før og etter tiltak, som for eksempel LOD, reovering av ledninger og kummer, frakobling av påslipp etc.

En kombinasjon av de to nevnte studiene kan gi opphav til verdifulle kost-nytte-analyser, som danner grunnlag for samfunnsøkonomiske riktig investeringer.

## 5 VEDLEGG

---

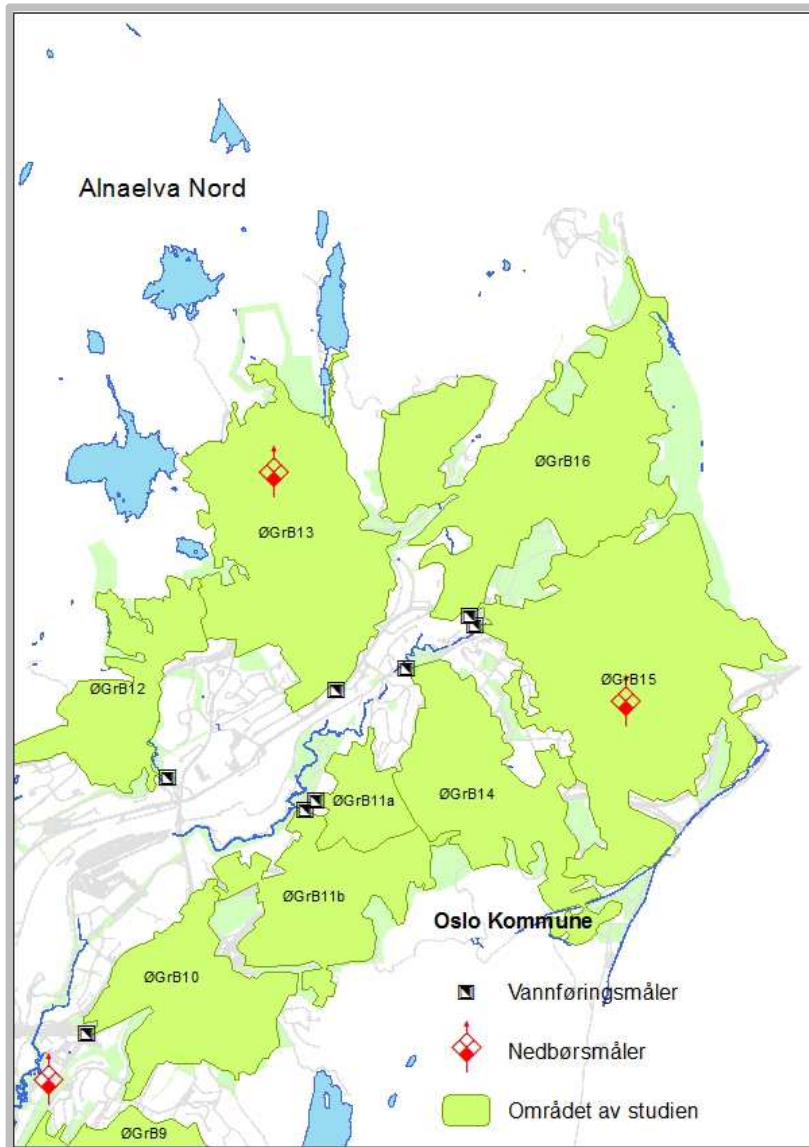
### 5.1 DETALJERTE KART OVER DE STUDERTE SONENE.



Figur 69. Området i Oslo kommune som er dekket av de definerte avløpssonene og navnene til vassdragene hvor de ligger.



Figur 70. Akerselva området inneholder 16 felt med 5 nedbørsmåler.

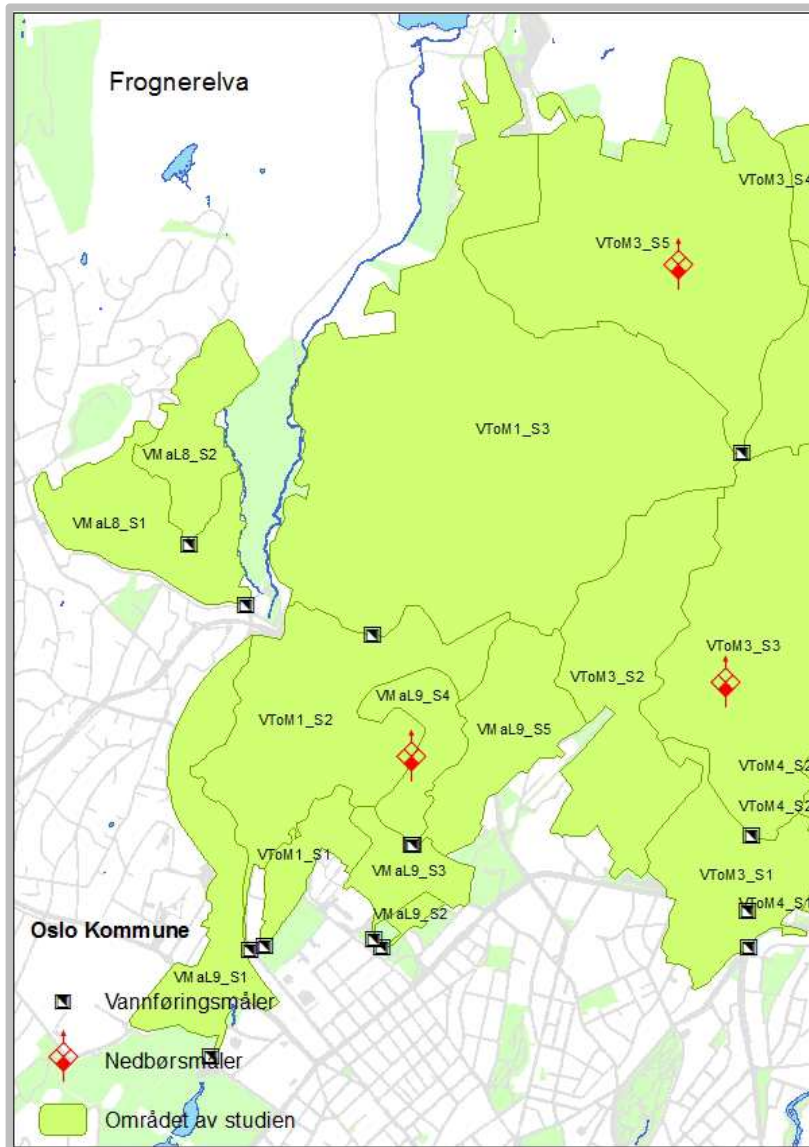


Figur 71. Alnaelva-nord området inneholder 8 felt med 2 nedbørsmåler.

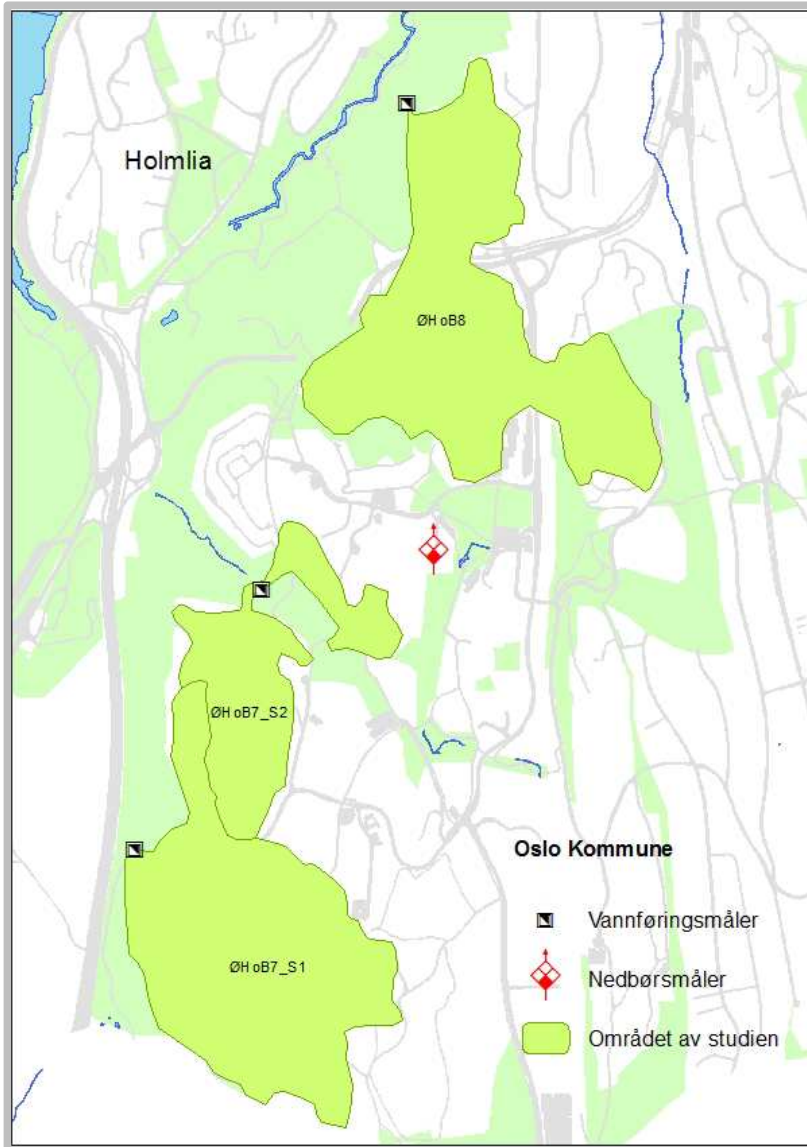




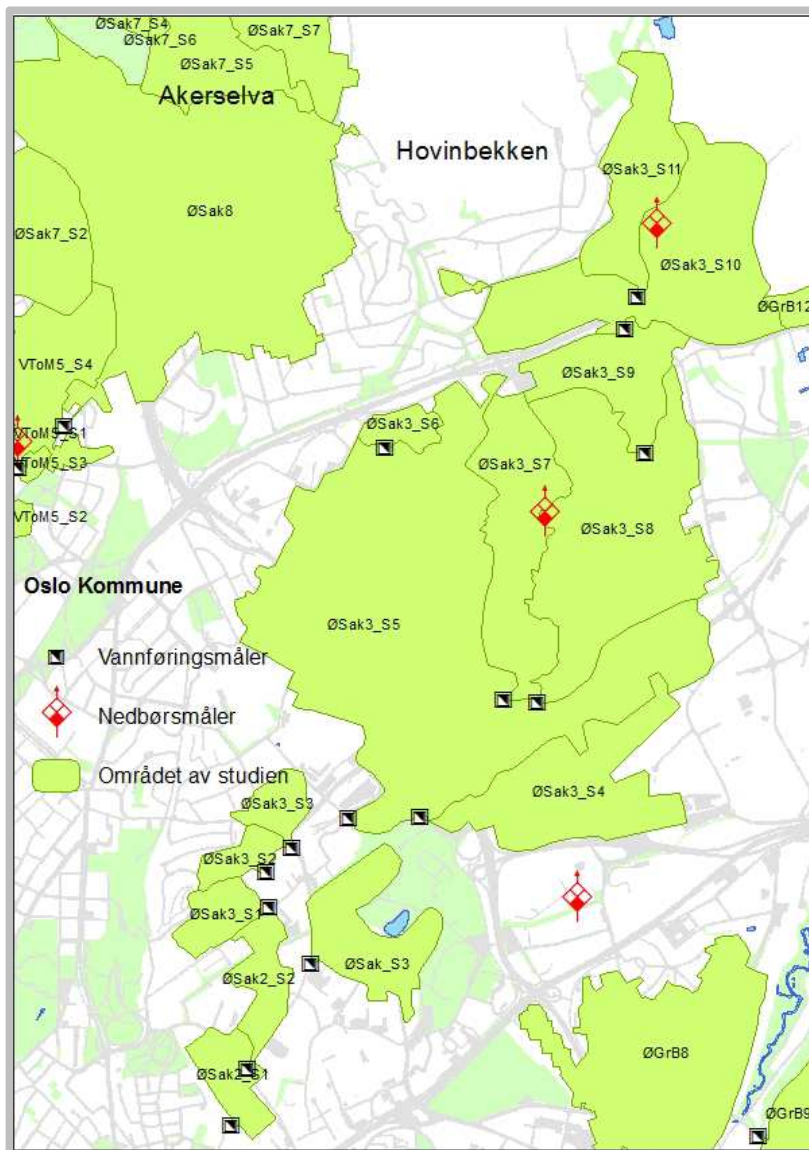
Figur 72. Alnaelva-syd området inneholder 7 felt med 2 nedbørsmål.



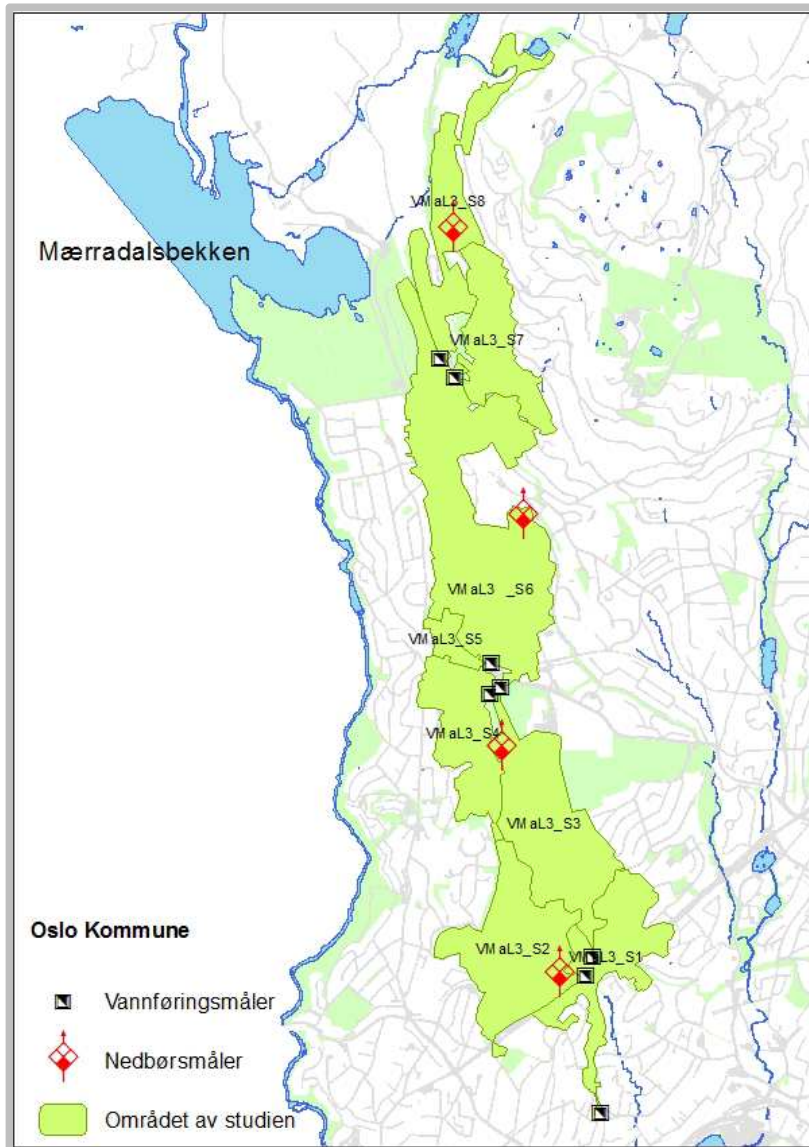
Figur 73. Frognerelva området inneholder 10 felt med 1 nedbørsmåler.



Figur 74. Holmlia området inneholder 3 felt med 1 nedbørsmåler.



Figur 75. Hovinbekken området inneholder 14 felt med 3 nedbørsmåler.



Figur 76. Mærradalsbekken området inneholder 8 felt med 4 nedbørmåler.

## 5.2 PROGRAMMER I PYTHON

### 5.2.1 SONER I TILKNYTTING

Dataprogram skrevet for å separere vannføringer fra tilknyttede soner.

```
'''
Created on 30 Oct 2012
@author: Manuel Franco
'''
import datetime
dates = {}
values = {}

def make_dict(file_name, timedelay):
    # makes a dictionary (values) where the key is the name of the file,
    # and the result a dictionary of values
    vals = open_file(file_name, timedelay)
    values[file_name] = vals

def open_file(file_name, timedelay):
    # makes a dictionary of each file vals[moddedDate]=value
    infile = open(file_name, 'r')
    lines = infile.readlines()
    infile.close()
    vals = {}
    for line in lines[1:]:
        words = line.split()
        year = int(words[0])
        month = int(words[1])
        day = int(words[2])
        hour = int(words[3])
        minute = int(words[4])
        second = int(words[5])
        date = datetime.datetime(year, month, day, hour, minute, second)
        moddedDate = date + datetime.timedelta(seconds=timedelay)
        value = float(words[6])
        vals[moddedDate] = value
    return vals

#ask for how may catchment we have to open
catchments = int(raw_input('Give the number of catchments:'))
first_flow = raw_input('Give file upstream: ')
last_flow = raw_input('Give file downstream: ')
catch_numb = 1 # start value for catch
dc = 1 # increment for catch in loop
while catch_numb <= catchments:
    if catch_numb == 1:
        delay = raw_input('How many minutes of delay between flows?: ')
        timedelay = int(delay)*60; #NUMBER OF SECONDS THAT THE FLOW IS
DELAYED
        filename = first_flow #FLOW UPSTREAMS (RED)
    else:
        timedelay = 0;
        filename = last_flow #FLOW DOWNSTREAMS (BLUE)
    make_dict(filename, timedelay)
    catch_numb = catch_numb + dc
```

```

# Creates new lists for the new calculated values
new_dates = [];
new_values = [];
for key in sorted(values[last_flow].iterkeys()):
    if key in values[first_flow]:
        if values[last_flow][key]<= values[first_flow][key]:
            new_values.append(0)
            new_dates.append(key)
        else:
            new = values[last_flow][key]- values[first_flow][key]
            new_values.append(new)
            new_dates.append(key)

# Creates new lists for the old values (with time delay)
dates_up = [];
values_up = [];
for key in sorted(values[last_flow].iterkeys()):
    if key in values[first_flow]:
        new_up = values[first_flow][key]
        values_up.append(new_up)
        dates_up.append(key)
dates_down = [];
values_down = [];
for key in sorted(values[last_flow].iterkeys()):
    if key in values[first_flow]:
        new_down = values[last_flow][key]
        values_down.append(new_down)
        dates_down.append(key)

# Creates output file
new_file = raw_input('Give a name for the new file: ')
outfile = open(new_file, "w");
for date,i in zip(new_dates, new_values):
    outfile.write("%4d %02d %02d %02d %02d %02d %10.6f \n" %
(float(date.year), float(date.month), float(date.day), float(date.hour),
float(date.minute), float(date.second),i))
outfile.close();

#PLOTTING
import matplotlib.pyplot as plt
plt.plot(dates_up,values_up,"r-")
plt.plot(dates_down,values_down,"b-")
plt.plot(new_dates,new_values,"g-")
plt.legend(["Maalt vannfoering i 1", "Maalt vannfoering i 2", "Beregnet
vannfoering i 2"])
plt.xlabel("Dato")
plt.ylabel("Vannfoering (m3/s)")
plt.show()

```

## 5.2.2 NASH-SUTCLIFF KRITERIUM

Dataprogram skrevet for å utføre Nash – Sutcliff test for simuleringsresultater.

```
'''
Created on 30 Jan 2012
@author: Manuel Franco
'''

# Input of filenames; simulation and observation
simulated = raw_input('Give file of simulated flow: ')
observed = raw_input('Give file of observed flow: ')

import datetime
import time
import math as m

dates = {}
values = {}

def make_dict_sim(file_name_s):
    # makes a dictionary (values) where the key is the name of the file,
    # and the result a dictionary of values
    vals = open_file_simulation(file_name_s)
    values[file_name_s] = vals

def open_file_simulation(file_name_s):
    # makes a dictionary of each simulation file vals_s[date_sim] =
    total_volume_sim
    infile = open(file_name_s, 'r')
    lines = infile.readlines()
    infile.close()
    vals_s = {}
    vals_day_s = {}
    first_line = lines[1].split()
    first_time = first_line[1].split(":")
    sim_minute = int(first_time[1])
    sim_second = int(first_time[2])
    dates_sim = []
    list_days_s = []
    for line in lines[1:]:
        words = line.split()
        raw_date = (words[0])
        components_raw_date = raw_date.split(".")
        day = int(components_raw_date[0])
        month = int(components_raw_date[1])
        year = int(components_raw_date[2])
        raw_time = (words[1])
        components_raw_time = raw_time.split(":")
        hour = int(components_raw_time[0])
        minute = int(components_raw_time[1])
        second = int(components_raw_time[2])
        additional = float(words[2].replace(",","."))
        ground = float(words[3].replace(",","."))
        interflow = float(words[4].replace(",","."))
        overland = float(words[5].replace(",","."))
        impervious = float(words[6].replace(",","."))
        sanitary = float(words[7].replace(",","."))
        total_volume_sim = additional + ground + interflow + overland +
        impervious + sanitary
        date = datetime.datetime(year,month,day,hour,minute,second)
```



```

        # transform date to seconds
        date_sim = time.mktime(date.timetuple())
        dates_sim.append(date_sim)
        vals_s[date_sim] = total_volume_sim
        #days
        day_s =
time.mktime(datetime.datetime(year,month,day,0,0,0).timetuple())
        if day_s not in list_days_s:
            list_days_s.append(day_s)
        #Add values in days
        for d in list_days_s:
            list_for_day = []
            for date in dates_sim:
                if (date - d) >= 0. and (date - d) < (24*60*60):
                    list_for_day.append(vals_s[date])
            value_day = sum(list_for_day)/len(list_for_day)
            vals_day_s[d]= value_day
        return vals_day_s

def make_dict_obs(file_name_o):
    # makes a dictionary (values) where the key is the name of the file, and
    the result a dictionnary of values
    vals_o = open_file_obs(file_name_o)
    values[file_name_o] = vals_o

def open_file_obs(file_name_o):
    # makes a dictionary of each simulation file vals_o[date_obs] = value
    infile = open(file_name_o, 'r')
    lines = infile.readlines()
    infile.close()
    vals_o = {}
    vals_day_o = {}
    dates_obs = []
    list_days_o = []
    for line in lines[1:]:
        words = line.split()
        year = int(words[0])
        month = int(words[1])
        day = int(words[2])
        hour = int(words[3])
        minute = int(words[4])
        second = int(words[5])
        # transform date to seconds
        date = datetime.datetime(year,month,day,hour,minute,second)
        date_obs = time.mktime(date.timetuple())
        dates_obs.append(date_obs)
        value = float(words[6])
        vals_o[date_obs] = value
        #days
        day_o =
time.mktime(datetime.datetime(year,month,day,0,0,0).timetuple())
        if day_o not in list_days_o:
            list_days_o.append(day_o)
        #Add values in days
        for d in list_days_o:
            list_for_day = []
            for date in dates_obs:
                if (date - d) >= 0. and (date - d) < (24*60*60):
                    list_for_day.append(vals_o[date])
            value_day = sum(list_for_day)/len(list_for_day)
            vals_day_o[d]= value_day

```

```

    return vals_day_o

#make_dict_sim(simulated)
vals_day_s = open_file_simulation(simulated)
#make_dict_obs(observed)
vals_day_o = open_file_obs(observed)

# New dictionary that gives observation value of the obs date closest to
simulation date with sim date
days_o = vals_day_o.keys()
new_obs = {}
for i in sorted(vals_day_s.keys()):
    if i in days_o:
        new_obs[i]= vals_day_o[i]

# Calculation of Nash-Sutcliffe efficiency E
avg_obs = sum(new_obs.values())/float((len(new_obs.values())))
events_up = []
# goes through all observations that are less than one hour away from
simulations
for key in sorted(new_obs.iterkeys()):
    dif_sqr = (new_obs[key] - vals_day_s[key])**2
    events_up.append(dif_sqr)
events_down = []
for key in sorted(new_obs.iterkeys()):
    dif_sqr = (new_obs[key] - avg_obs)**2
    events_down.append(dif_sqr)
E = 1.0 - (float(sum(events_up))/float(sum(events_down)))
print "E is %.4f" % E

# Calculation of E_rel
events_up = []
# goes through all observations that are less than one our away from
simulations
for key in sorted(new_obs.iterkeys()):
    if new_obs[key]!= 0.:
        dif_sqr = ((new_obs[key] - vals_day_s[key])/(new_obs[key]))**2
        events_up.append(dif_sqr)
events_down = []
for key in sorted(new_obs.iterkeys()):
    if new_obs[key]!= 0.:
        dif_sqr = ((new_obs[key] - avg_obs)/(avg_obs))**2
        events_down.append(dif_sqr)
E_rel = 1.0 - (float(sum(events_up))/float(sum(events_down)))
print "E_rel is %.4f" % E_rel

# Total difference in volume for the whole period
Sum_obs = sum(new_obs.values())
no_holes_sim = []
for key in sorted(new_obs.iterkeys()):
    simul = vals_day_s[key]
    no_holes_sim.append(simul)
Sum_sim = sum(no_holes_sim)
Percentage = (Sum_sim/Sum_obs)*100.
print "The simulated volume represents %.2f percent of the observed volume"
% (Percentage)

#PLOTTING
# Measured vs observed values
import matplotlib.pyplot as plt
xs = []

```

```

ys = []
xo = []
yo = []
for k, v in sorted(new_obs.iteritems()):
    xs.append(datetime.datetime.fromtimestamp(k))
    ys.append(vals_day_s[k])
    xo.append(datetime.datetime.fromtimestamp(k))
    yo.append(new_obs[k])
plt.xlabel("Date")
plt.ylabel("Volume m3/s")
plt.title("Maalepunkt %s med E = %.4f og E_rel = %.4f \nThe simulated
volume in relation to the observed volume is %.2f " % (simulated[:5], E,
E_rel, Percentage))
plt.plot(xs, ys, "r-")
plt.plot(xo, yo, "b-")
plt.legend(("Simulated values", "Observed values"), 'upper right',
shadow=True, fancybox=True)
plt.show()

'''

```

### 5.3 FELTETS EGENSKAPER

Sone	Vassdrag	% Fremmedvann	% Impervious flow	% Additional flow	% Ground-flow and interflow	% Overland flow	Fremmedvann (LPS/Km)	Area (Ha)
ØGrB11b	Alna	28.3%	3%	11%	11%	3%	0.54	143.2
ØGrB13	Alna	47.2%	8%	34%	4%	1%	0.89	294.2
ØGrB15	Alna	60.2%	6%	29%	23%	2%	1.25	391.6
ØGrB16	Alna	59.4%	0%	46%	11%	2%	3.26	316.5
ØGrB4	Alna	68.9%	7%	45%	16%	1%	1.74	91.3
ØGrB5a	Alna	60.8%	20%	23%	15%	2%	0.98	95.9
ØGrB5b	Alna	42.3%	2%	21%	18%	2%	0.85	105.2
ØGrB6	Alna	52.7%	9%	19%	20%	5%	0.89	249.3
ØGrB7	Alna	40.1%	3%	25%	9%	3%	0.71	360.7
ØGrB8	Alna	56.8%	12%	22%	20%	2%	1.25	66.0
ØHoB7_S1	Homlia	18.9%	1%	10%	7%	1%	0.53	33.2
ØHoB7_S2	Homlia	31.9%	1%	17%	12%	1%	0.92	14.7
ØHoB8	Homlia	45.4%	3%	17%	23%	2%	1.29	35.2
ØSak_S3	Hovinbekken	54.1%	16%	10%	24%	4%	1.80	22.4
ØSak3_S1	Hovinbekken	51.7%	14%	17%	18%	2%	0.98	8.4
ØSak3_S2	Hovinbekken	40.2%	8%	15%	13%	5%	0.59	5.7
ØSak3_S3	Hovinbekken	66.9%	14%	30%	16%	7%	1.56	6.4
ØSak3_S4	Hovinbekken	81.8%	11%	49%	18%	4%	3.37	37.5
ØSak3_S6	Hovinbekken	86.2%	10%	62%	13%	1%	5.07	5.3
ØSak7_S4	Akerselva	71.6%	11%	36%	13%	12%	1.53	21.0
ØSak7_S5	Akerselva	66.6%	13%	31%	16%	6%	2.55	26.1
ØSak7_S8	Akerselva	62.9%	18%	6%	28%	11%	3.08	5.7
ØSak7_S9	Akerselva	82.3%	2%	50%	26%	5%	3.36	15.7
ØSak8	Akerselva	77.0%	8%	55%	10%	4%	3.06	145.1
VMaL3_S2	Mærradalbekken	66.7%	7%	12%	37%	11%	1.79	53.2
VMaL3_S5	Mærradalbekken	41.5%	7%	21%	11%	2%	1.24	6.5
VMaL3_S6	Mærradalbekken	70.7%	6%	31%	29%	4%	2.06	109.8
VMaL3_S7	Mærradalbekken	61.7%	5%	25%	27%	5%	1.22	31.7
VMaL3_S8	Mærradalbekken	40.9%	6%	10%	21%	4%	0.87	40.9
VMaL8_S2	Frognerelva	83.8%	10%	31%	34%	9%	4.34	24.9
VMaL9_S1	Frognerelva	48.7%	8%	16%	19%	5%	1.05	39.0
VMaL9_S5	Frognerelva	78.9%	11%	29%	34%	6%	3.43	34.9
VToM1_S3	Frognerelva	66.5%	9%	18%	35%	6%	1.76	280.6
VToM3_S2	Akerselva	66.8%	19%	24%	16%	8%	1.47	67.9
VToM3_S4	Akerselva	84.1%	10%	55%	15%	5%	2.01	53.3
VToM5_S2	Akerselva	53.2%	18%	32%	3%	1%	2.12	10.5
VToM5_S4	Akerselva	53.8%	11%	33%	8%	1%	2.64	28.0

Sone	Fremmedvann (LPS/Km)	Persone r	Befolkningstetthet (pers./ha)	Persone n Ekviv. (PE)	% Tette flater	Ledningene s år	% SP	Krysninnger bekk/km	krysninnger overflatevann/km
ØGrB11b	0.54	7979	55.7	2245	32%	1972	94%	1.69	0.07
ØGrB13	0.89	14344	48.8	3738	25%	1972	65%	1.42	0.85
ØGrB15	1.25	18037	46.1	1495	27%	1967	69%	0.80	0.05
ØGrB16	3.26	20450	64.6	4074	25%	1969	91%	1.58	0.39
ØGrB4	1.74	4114	45.0	870	29%	1962	44%	2.04	0.15
ØGrB5a	0.98	4136	43.2	377	27%	1972	57%	1.21	0.08
ØGrB5b	0.85	8316	79.1	663	28%	1970	81%	1.19	0.00
ØGrB6	0.89	11955	48.0	1839	24%	1970	54%	2.07	0.28
ØGrB7	0.71	21016	58.3	3095	26%	1976	97%	1.05	0.07
ØGrB8	1.25	3095	46.9	1781	34%	1963	87%	0.00	0.00
ØHoB7_S1	0.53	2731	82.4	20	26%	1982	100%	3.72	1.39
ØHoB7_S2	0.92	1451	98.5	30	25%	1982	96%	0.71	0.00
ØHoB8	1.29	2739	77.9	93	31%	1980	100%	0.27	0.00
ØSak_S3	1.80	2048	91.4	862	33%	1959	48%	0.35	0.00
ØSak3_S1	0.98	904	108.1	250	29%	1963	0%	0.00	0.00
ØSak3_S2	0.59	479	84.0	229	29%	1951	0%	0.00	0.00
ØSak3_S3	1.56	110	17.1	128	39%	1939	11%	0.00	0.00
ØSak3_S4	3.37	16	0.4	917	48%	1960	70%	1.45	0.00
ØSak3_S6	5.07	202	38.4	0	24%	1938	0%	0.00	0.00
ØSak7_S4	1.53	706	33.6	61	26%	1977	14%	1.52	0.00
ØSak7_S5	2.55	1265	48.5	33	30%	1971	0%	1.46	0.00
ØSak7_S8	3.08	341	59.7	0	24%	1960	0%	0.00	0.00
ØSak7_S9	3.36	589	37.5	10	27%	1962	44%	0.53	0.00
ØSak8	3.06	6150	42.4	1234	29%	1947	15%	1.08	0.00
VMaL3_S2	1.79	2549	48.0	399	24%	1966	55%	0.98	0.00
VMaL3_S5	1.24	433	66.6	287	37%	1948	24%	0.00	0.00
VMaL3_S6	2.06	5020	45.7	1775	20%	1968	52%	3.59	0.69
VMaL3_S7	1.22	966	30.5	46	26%	1979	100%	0.49	0.00
VMaL3_S8	0.87	3030	74.0	382	26%	1986	71%	2.92	0.42
VMaL8_S2	4.34	710	28.5	53	22%	1938	15%	0.00	0.00
VMaL9_S1	1.05	1525	39.1	2121	26%	1938	20%	0.70	0.00
VMaL9_S5	3.43	1761	50.5	174	26%	1959	11%	1.76	0.00
VToM1_S3	1.76	8656	30.8	42288	25%	1974	50%	1.25	0.12
VToM3_S2	1.47	1738	25.6	7608	29%	1945	30%	2.40	0.00
VToM3_S4	2.01	2043	38.4	31	24%	1961	16%	2.50	0.00
VToM5_S2	2.12	2022	193.0	177	52%	1927	1%	0.00	0.00
VToM5_S4	2.64	4258	152.3	655	41%	1952	26%	2.26	0.00

## 6 ORDFORKLARINGER/DEFINISJONER

---

I dette avsnittet beskrives noen begreper benyttet i oppgaven. Det er mulig at de samme begrepene er brukt med forskjellige meninger i andre studier.

**Additional flow:** Ikke nedbørbetinget fremmedvann. Består av drikkevannlekkasjer og innlekkasjer av grunnvann som permanent dekker noen deler av avløpssystemet.

**Avløpsvann:** Alt vann transportert i avløpssystemer, det vil si, spillvann og fremmedvann.

**Direkte nedbørbetinget (DiNF):** Vannvolum som kommer raskt til systemet etter nedbørhendelsene har begynt. Denne komponenten inneholder avrenning fra tette flatter som lett finner tilgang til systemet (fra gatesluk, taknedløp og garasjenedfarter i AF, feil tilkoblinger i SP, utette kumløkk, osv.).

**Drensvann:** Vann som ledes bort fra grunnen under terrengoverflaten. (Norsk Vann 2013).

**Fellessystem (AF):** Avløpssystem hvor spillvann, overvann, drensvann og evt. takvann ledes bort i felles ledning. (Norsk Vann 2013).

**Ground flow:** Grunnvann som infiltrerer avløpssystemet. Her representerer ground flow bare innlekkasjer fra grunnvann som ikke permanent dekker noen deler av avløpssystemet.

**Grunnvann:** Vann i den grunnens mettede sonen

**Heteroskedastisitet:** En sett av tilfeldige variabler som følger en regresjon er heteroskedastisk hvis det finnes to eller flere subpopulasjoner som har en markant forskjell i avvik fra regresjonen.

**Ikke nedbørbetinget fremmedvann (INF):** Vannvolum som infiltrerer systemet kontinuerlig og er uavhengig av nedbør.

**Impervious flow:** Regnvannavrenning fra tette flater som er ledet til avløpssystemer i AF, eller som infiltrerer gjennom utette komponenter i AF eller SP. Denne vannføringen begynner akkurat etter starten av nedbørhendelsen og avslutter rett etter at nedbørsepisoden er over.

**Indirekte nedbørbetinget fremmedvann (InNF):** Vannvolum som kommer til nettet i lange perioder etter nedbørhendelsen er slutt (mellom flere timer og flere dager). Den inneholder vanligvis vann fra drenssystemer til bygninger, og vann som langsomt infiltrerer nettet fra omkringliggende masser. Dette er vann som perkolerer i den umettete sonen og grunnvann hvor grunnvannsspeilet har steget som resultat av regn.

**Interflow:** Regnvannvolum som beveger seg i den øvre del av grunnens umettete sone før det infiltrerer avløpssystemet. Det representerer også tregt drensvann.

**KOF (Kjemiske Oksygen Forbruk):** Biokjemiske test som brukes til å indirekte måle mengden av organiske forbindelser i vann, det vil si, forurensing. Det uttrykkes som milligram per liter eller deler per million.

**Lukket bekk:** Vannledning (rør, kulvert eller tunell) som transporterer vann fra et tidligere åpent vassdrag.

**Nedbørbetinget fremmedvann (NF):** Regnvann som infiltrerer avløpssystemet etter en viss tid en nedbørshendelse har startet.

**Overland flow:** Avrenning fra ikke tette flater og raskt drensvann. Begynner litt før ”impervious flow” og avslutter litt etterpå.

**Overløp:** Arrangement for avlastning og beskyttelse av nedenforliggende ledning, pumpestasjon eller renseanlegg ved store avløpsmengder eller driftsfeil. Overløp kan deles i nødoverløp og regnoverløp.

**Overvann:** Overflateavrenning (regn, smeltevann) fra gårdsplasser, gater, takflater osv. som avledes på overflaten, i overvannsledning (separatsystem) eller sammen med spillvann (fellessystem). (Norsk Vann 2013).

**Personenhet (PE):** Summen av reelle personer og personekvivalenter i et visst område.

**Personekvivalent (Pe):** Spesifikk belastning eller forbruk pr. person med hensyn til vannvolum og/eller forurensningsmengde pr. døgn, målt som BOF, fosfor eller nitrogen. Benyttes i VA-teknikken for omregning av belastninger fra f.eks. sykehus, restauranter og industri til ekvivalent befolkningsmengde. (Norsk Vann 2013).

**Sanitary flow:** Spillvannsvannføring.

**Separatsystem (SP):** Avløpssystem med to ledninger, en for spillvann og en for overvann, drensvann og takvann. Spillvannet føres vanligvis til renseanlegg, mens overvann m.v. vanligvis ledes direkte til vannforekomst. (Norsk Vann 2013).

**Slenger:** I en statistisk analyse er slengere verdier som avviker vesentlig fra de andre verdier i et datasett.

**Spillvann:** Alt vann som er slippet ut til avløpsnett fra husholdninger, næringsvirksomhet og industri. Inkluderer ikke evakuerte regnvann.

**Stikkledning:** Forbindelsesledning mellom en bygning og hovedavløpssystem for området (Norsk Vann 2013).

## 7 REFERANSER

---

- Amick, R. S. & Burgess, E. H. (2000). *Exfiltration in sewer systems*: US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Risk Management Research Laboratory.
- Berge, G. & Mellem, K. B. (2012). Kommunale avløp. Ressursinnsats, utslipp, rensing og slamdisponering 2011. I: Sentralbyrå, S. (red.).
- Bjerkholt, J. & Lindholm, O. (2010). Hva blir konsekvensene av klimaendringene for dagens avløpssystem? *Norsk Vannforening*, 45 (2): 265 - 277.
- Boller, M. (2004). Towards sustainable urban stormwater management. *WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY-WATER SUPPLY*, 4 (1): 55-66.
- Boyer, C., Chaumont, D., Chartier, I. & Roy, A. G. (2010). Impact of climate change on the hydrology of St. Lawrence tributaries. *Journal of Hydrology*, 384 (1): 65-83.
- Burian, S. J., Nix, S. J., Durrans, S. R., Pitt, R. E., Fan, C.-Y. & Field, R. (1999). Historical development of wet-weather flow management. *Journal of water resources planning and management*, 125 (1): 3-13.
- Bäckman, H., Marklund, B., Olsson, R., Peterson, B.-L. & Wästlin, T. (1993). Indirekt nederbördspåverkan i spillvattensystem. I: VA-FORSK (red.).
- Bäckman, H., Hellström, B. G., Jaryd, A. & Jonsson, Å. (1997). Läck- och dreneringsvatte i spillvattensystem. Stockholm: VA-Forsk.
- Clark, C. (1945). Storage and the unit hydrograph. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 110 (1): 1419-1446.
- DHI. (2000). MOUSE RDII - User Guide. I: DHI (red.). *Water & Environment*. Hørsholm, Denmark.
- DHI. (2013). MIKE URBAN. I: Institut, D. H. (red.). Tilgjengelig fra: <http://www.mikebydhi.com/>.
- Dietz, M. E. (2007). Low impact development practices: A review of current research and recommendations for future directions. *Water, Air, & Soil Pollution*, 186 (1): 351-363.
- Eckhardt, K. & Arnold, J. G. (2001). Automatic calibration of a distributed catchment model. *Journal of Hydrology*, 251 (1-2): 103-109.
- Eriksson, E., Baun, A., Scholes, L., Ledin, A., Ahlman, S., Revitt, M., Noutsopoulos, C. & Mikkelsen, P. S. (2007). Selected stormwater priority pollutants — a European perspective. *Science of The Total Environment*, 383 (1-3): 41-51.
- Fagrådet. (2010). Strategiplan 2010. I: Oslofjord, F. f. v.-o. a. s. i. I. (red.).
- Folkhelseinstituttet. (2012). Vannforsyningens ABC.
- Fylkesmannen i Oslo og Akershus. (2011). Klima i endring - Kommunene bør arbeide med klimatilpasninger innenfor avløpssektoren. I: Miljøvernavdelingen (red.).
- Fylkesmannen i Oslo og Akershus. (2012). Fremmedvann i kommunale avløpssystemer. I: Miljøvernavdelingen (red.).



- Gustafsson, L., Hernebring, C. & Hammarlund, H. (1999). *Continuous modelling of inflow/infiltration in sewers with MouseNAM-10 years of experience*. Third DHI Software Conference.
- Jacobsen, B. Z. (2013). Seksjonsleder i Vann- og avløpsverket. Stavanger kommune. Personlig kommunikasjon.
- Johansen, T. A. (2001). *Under byens gater: Oslos vann- og avløpshistorie*. Oslo kommune Vann- og avløpsetaten.
- Johansen, T. A. (2004). *Det viktige vannet: Norske vann-og avløpshistorie*. Interconsult ASA.
- KLIF. (2009). *Kommuner mangler kontroll på kloakkutslipp*. I: direktoratet, K.-o. f. (red.). Tilgjengelig fra: <http://www.klif.no/Aktuelt/Nyheter/2009/Januar-2009/Kommuner-mangler-kontroll-pa-kloakkutslipp/>.
- Krause, P., Boyle, D. & Bäse, F. (2005). Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Advances in Geosciences*, 5: 89-97.
- Kuichling, E. (1889). The relation between the rainfall and the discharge of sewers in populous districts. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 20 (1): 1-56.
- Lindholm, G. J., Nordeidet, B., Ratnaweera, H. & Aasgaard, G. (1999). Renseanlegg og system for avløp Integret modellering og beregning av totalutslipp I: Norsk institutt for vannforskning (NIVA) (red.).
- Lindholm, O. (2011). Regnvannsoverløp. Status, krav og dokumentasjon av utslipp. *Norsk Vannforening*, 46 (1): 83-90.
- Lindholm, O. G., Bjerkholt, J. T. & Lien, O. (2012). Fremmedvann i nordiske avløpsledningsnett. *Norsk Vannforening* 1(47).
- Lindström, G., Johansson, B., Persson, M., Gardelin, M. & Bergström, S. (1997). Development and test of the distributed HBV-96 hydrological model. *Journal of Hydrology*, 201 (1-4): 272-288.
- Merrill, M. S. & Lukas, A. (2003). Reducing Peak Rainfall-Derived Inflow and Infiltration Flow Rates: Case Studies and Protocol. I: WERF, W. E. R. F. (red.), 1843396521: International Water Assn.
- Miljøverndepartementet. (1995). *Forskrift om kommunale vann- og avløpsgebyrer*.
- Miljøverndepartementet. (2006). *Forskrift om begrensning i bruk av helse- og miljøfarlige kjemikalier og andre produkter (produktforskriften)*.
- Milly, P., Julio, B., Malin, F., Robert, M., Zbigniew, W., Dennis, P. & Ronald, J. (2008). Stationarity is dead. *Science, American Association for the Advancement of Science*, 319: 573-574.
- Muleta, M. K. & Boulos, P. F. (2008). *Analysis and calibration of RDII and design of sewer collection systems*. The World Environmental & Water Resources Congress. 642 s.
- Myking, J. S. E. (2012). *Analyse av klimatilpasningstiltak - En casestudie av avløpsnettet i Veumdal, Fredrikstad Kommune*. Universitetet for Miljø- og Biovitenskap, Institutt for Matematiske Real-fag og Teknologi.
- Norsk Vann. (2013). *Vann og avløp ordbok*.
- Norsk Vannforening. (2011). Oljepenger og VA-ledninger. *Norsk Vannforening*, 46 (3): 285-286.

- NOU. (2010). Tilpassing til eit klima i endring. I: Informasjonsforvaltning, S. f. d. (red.). Noregs offentlege utgreiingar,.
- Oslo Kommune. (2012). Byrådets årsberetning 2011.
- Oslo Kommune. (2013). *Folkemengdens størrelse og sammensetning*, 112.
- RIF. (2010). State of the Nation. I: Rådgivende Ingeniørers Forening (red.). Oslo.
- ROSIM. (2011). Modellerings av Muusøya Rensedistrikt. I: Drammen Kommune (red.).
- Rossman, L. A. (2010). *Storm water management model user's manual, version 5.0*: National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency.
- Rutsch, M., Rieckermann, J., Cullmann, J., Ellis, J. B., Vollertsen, J. & Krebs, P. (2008). Towards a better understanding of sewer exfiltration. *Water Research*, 42 (10–11): 2385-2394.
- Shelton, J. M., Kim, L., Fang, J., Ray, C. & Yan, T. (2011). Assessing the severity of rainfall-derived infiltration and inflow and sewer deterioration based on the flux stability of sewage markers. *Environmental science & technology*, 45 (20): 8683-8690.
- Skoglund, S. (2012). Kan framtidig utbygging av renseanleggene VEAS, Bekkelaget og Nordre Follo utsettes ved å redusere fremmedvannmengdene? I: Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord (red.).
- SSB. (2013). *Kommunalt avløp - KOSTRA*. I: Statistisk Sentralbyrå (red.). Tilgjengelig fra: [http://statbank.ssb.no/statistikkbanken/Default\\_FR.asp?PXSid=0&nvl=true&PLanguage=0&ti side=selecttable/hovedtabellHjem.asp&KortnavnWeb=var\\_kostr](http://statbank.ssb.no/statistikkbanken/Default_FR.asp?PXSid=0&nvl=true&PLanguage=0&ti side=selecttable/hovedtabellHjem.asp&KortnavnWeb=var_kostr) (lest 15.02.13).
- Stockholm Vatten. (2011). Miljørapport 2010.
- Sægrov, S. (1992). Tilstand og tilstandsending for betongavløpsledninger. *IVB*. Institutt for vann- og miljøteknikk: NTNU
- Thompson, D. B. (2007). The Rational Method. I: Engineering, R. O. A. (red.). Minden, Nevada, U.S.
- USEPA. (2008). Review of Sewer Design Criteria and RDII Prediction Methods. Cincinnati, OH: National Risk Management Research Laboratory.
- USEPA. (2013). *Storm Water Management Model (SWMM)*. I: Agency, U. S. E. P. (red.). Tilgjengelig fra: <http://www.epa.gov/nrmrl/wswrd/wq/models/swmm/>.
- VAV. (1998). Avløpshistorikk. I: Vann- og avløpsetaten, O. K. (red.). *Hovedplan Avløp*.
- VAV. (2012a). Vannforbruksmålinger i boliger. I: Vann- og avløpsetaten, O. K. (red.). *HOVEDPLAN VANN*.
- VAV. (2012b). Årsberetning 2011. I: Kommune, O. (red.). Vann- og avløpsetaten,.
- Vråle, L. (1985). Kritisk analyse av spesifikke forureningsmålinger fra Sydskogen-feltet og ANØ-området. *VA-rapport* 85 (2).
- Vråle, L. (1993). Konsekvenser av inntak av fremmedvann i avløpsledninger: Statens forureningsstilsyn, SFT.

- Vråle, L. (2011). Fremmedvann – Et stort problem for norske ledningsnett og renseanlegg *Vann (Norsk Vannforening)*, 46 (3): 408-418.
- Wilcox, R. R. (2012). *Introduction to robust estimation and hypothesis testing*. Academic Press.
- Ødegaard, H., Rusten, B., Storhayg, R. & Paulsrud, B. (2009). Veilidening for dimensjonering av avløpsrenseanlegg. I: Vann, N. (red.).
- Ødegaard, H. (2012). *Vann- og avløpsteknikk*. Hamar: Norsk Vann. 704 s. : ill. s.
- Ødegård, J., Persson, M. & Mathiesen, T. B. (2013). Investeringsbehov i vann- og avløpssektoren. I: Vann, N. (red.).