

# Metodik för beräkning av anslutna hårdgjorda ytor till spillvattennätet

Techniques for calculation of impervious  
surfaces connected to the sewer system

---

Johan Larsson

# REFERAT

## Metodik för beräkning av anslutna hårdgjorda ytor till spillvattennätet

*Johan Larsson*

Sveriges avloppsledningsnät förnyas och utvidgas kontinuerligt. Idag finns ett flertal datorprogram för hydraulisk modellering av flöden och uppdämningsnivåer i spill- och dagvattennät. Modellerna kan även användas som planeringsverktyg för att bedöma effekter av planerade åtgärder samt för uppföljning av utförda åtgärder. Vid uppbyggnaden av en modell krävs beräkningsresultat från en hydrologisk avrinningsmodell som indata. Det största arbetet vid modelluppbyggandet ligger just i beskrivningen av hydrologin. För att kunna simulera avrinningsförlopp i samband med nederbörd på ett verklighetsliknande sätt är kännedom om storleken på och fördelningen av anslutna hårdgjorda ytor till ledningsnätet med snabb nederbördsavrinning väsentligt.

Till kalibreringen och valideringen av avloppsmodellen krävs mätdata. Flödesmätningar är dyra att genomföra vilket har skapat ett intresse att hitta metoder som säkert beräknar de anslutna hårdgjorda ytorna redan från de uppgifter som finns på kartor och i databaser. Svenska riktlinjer för beräkning av hårdgjorda ytor tillhandahålls av branschorganisationen Svenskt Vatten som företräder VA-verken och VA-bolagen i Sverige. Beräkningar med dessa riktlinjer ger dock inte alltid den korrekta storleken på de hårdgjorda ytorna. Syftet med examensarbetet har varit att undersöka olika metoder att beräkna anslutna hårdgjorda ytor till spillvattennätet samt att undersöka huruvida det finns ett samband mellan de avrinningsområden där beräkningarna av de hårdgjorda ytorna inte stämmer. Nio befintliga modeller framtagna i modelleringsverktyget MIKE URBAN användes vid undersökningen. Sex av dessa modeller användes till kalibrering och tre modeller användes till validering.

Undersökningen visade inget samband mellan ytavrinning (reduktionsfaktor) och lutning. Fördelningen av mätpunkter mellan olika jordartskategorier var väldigt ojämn vilket gjorde det svårt att studera huruvida det finns ett samband mellan avrinning och jordart. Resultatet från undersökningen visar att avrinningskoefficienter bör delas upp efter typ av ledningsnät i avrinningsområdet. Metoden med olika avrinningskoefficienter för olika typer av ytor visar på bra resultat för tätbebyggda områden. Metoden med sammanvägda avrinningskoefficienter för olika bebyggelse typer visar relativt bra resultat med tanke på att det är en överslagsberäkningsmetod.

För tätbebyggda områden bedöms metoden med avrinningskoefficienter för olika typer av ytor fungera bra. Vid mindre tätbebyggda områden ökar osäkerheten. Metoden med sammanvägda avrinningskoefficienter för olika bebyggelse typer bedöms fungera väl för överslagsberäkningar då den är mindre tidskrävande än den andra metoden. Ingen av de undersökta metoderna bedöms kunna ersätta flödesmätningar.

**Nyckelord:** hårdgjorda ytor, avrinningskoefficient, dagvatten, MIKE URBAN, avrinning, avloppssystem

Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala universitet  
Geocentrum, Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala  
ISSN 1401 5765

## ABSTRACT

### Techniques for calculation of impervious surfaces connected to the sewer system

*Johan Larsson*

Sweden's sewage systems are continuously being maintained and expanded. Several computer programs are today available for hydraulic modeling in sewage and storm water systems. The models can also be used as a planning tool to evaluate effects of planned interventions and to follow up performed interventions. Input data from a runoff model is required at the model build-up. Most of the work in model build-up lies at the description of the hydrology. In order to simulate runoff processes in connection with precipitation, understanding of the size and distribution of impervious surfaces with fast response runoff are essential.

Measurements are required for the calibration and validity check of the model. Unfortunately, flow measurements are expensive to perform. This has created an interest to find methods that safely calculate the connected impervious surfaces already from the information that can be found in maps and in databases. The Swedish guidelines for calculation of impervious surfaces are provided by the Swedish Water and Wastewater Association. Calculations with these guidelines do not always give the true size of the impervious surfaces. The aim of this master thesis was to examine various methods to calculate impervious surfaces connected to the sewage system and whether there is a correlation between drainage areas where the calculations do not agree. Nine existing models developed in the computer program MIKE URBAN were used in this study. Six of these models were used in the calibration and three models were used in the validity check of the methods.

The study did not show any correlation between runoff (reduction factor) and slope. The distribution of datum points between different soil types varied so much that it made it difficult to study whether there was correlation between runoff and soil type. The result from the study showed that the runoff coefficients should be divided after type of sewage system in the drainage area. The method with runoff coefficients for different types of surfaces showed fairly good results for highly urbanized areas. The method with weighted runoff coefficients for different types of habitations showed relatively good results considering that it is a method for rough calculations.

The method with runoff coefficients for different types of surfaces is considered well-functioning for highly urbanized areas. In less urbanized areas, this method showed shorter results. The method with weighted runoff coefficients for different types of habitations is considered well for rough calculations when it is less time consuming than the other method. None of the examined methods are considered able to replace flow measurements.

**Key words:** impervious surface, runoff coefficient, storm water, MIKE URBAN, runoff, sewage system

Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape Sciences,  
Uppsala University  
Geocentrum, Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala  
ISSN 1401-5765

## FÖRORD

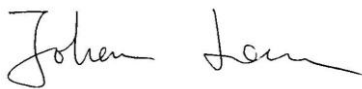
Detta är ett examensarbete om 30 högskolepoäng för civilingenjörsprogrammet i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Examensarbetet har utförts på uppdrag av SWECO Environment i Stockholm med handledning av Hans Hammarlund och Alf Olsson. Ämnesgranskare har varit Hanna Ridefelt vid institutionen för geovetenskaper, luft-, vatten- och landskapslära.

Jag vill tacka mina handledare Hans Hammarlund och Alf Olsson för all hjälp under arbetets gång. Vidare vill jag tacka alla medarbetare på grupp 1134 på SWECO för trevligt sällskap och svar på många frågor.

Jag vill rikta ett stort tack till min ämnesgranskare Hanna Ridefelt för all hjälp och alla råd angående rapportskrivningen. Speciellt dina snabba svar har varit till stor hjälp.

Avslutningsvis vill jag tacka Sten Blomgren på DHI för studentlicensen av modelleringsverktyget MIKE URBAN.

Uppsala, december 2009



Johan Larsson

Copyright © Johan Larsson och Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala universitet. UPTEC W 10 011, ISSN 1401-5765  
Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala, 2010

# POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

## Metodik för beräkning av anslutna hårdgjorda ytor till spillvattennätet.

*Johan Larsson*

Urbaniseringen som sker i världen påverkar de hydrologiska processerna. Den process som främst påverkas är avrinning och det till följd av hårdgjorda ytor och onaturlig dränering (Jones, 1997). Hårdgjorda ytor minskar markens infiltrationskapacitet och lagringsförmåga. Detta resulterar i högre flödestoppar och ökar risken för översvämningar (Davis & McCuen, 2005).

Avloppsledningsnätet fyller en viktig funktion i samhället. Genom att avleda spill- och dagvatten på ett betryggande sätt upprätthåller avloppsledningsnätet god miljö och goda hygieniska förhållanden. I och med att avloppsledningsnätet förnyas och utvidgas kontinuerligt är det viktigt att ha tillgång till tillförlitliga verktyg som kan användas för planering och uppföljning av utförda åtgärder.

I Sverige finns i huvudsak två typer av avloppssystem, kombinerade och separerade (Stahre, 2004). I det kombinerade systemet avleds spill-, dag- och dräneringsvatten tillsammans i samma ledning till ett reningsverk. I det separerade system avleds inte spill- och dagvatten tillsammans. Oftast avleds dagvattnet orenat till recipient. Enligt Stahre (2004) byggdes enbart kombinerade system i Sverige fram till 1950-talet, då det separerade systemet började byggas. Från 1960-talet byggdes nästan uteslutande separerade system. En följd av denna systemförändring är att Sveriges större städer idag har kombinerade system i de äldre centrala delarna och separerade system i de senare byggda ytterområdena (Stahre, 2004). Det finns för- och nackdelar med kombinerade system. Den största nackdelen är att kombinerade system kan få kapacitetsproblem vid kraftig nederbörd eller snösmältning (Stahre, 2004). När nätet överbelastas kan det orsaka översvämningar, upptryckningar av avloppsvatten i fastigheter eller att orenat avloppsvatten bräddas ut till en recipient.

Nederbördspåverkan på ett avloppssystem kan delas in i direkt nederbördspåverkan (DNE) och indirekt nederbördspåverkan (INE) (Bäckman m.fl., 1993). DNE åsyftar flöden som härrör från direkt anslutna hårdgjorda ytor såsom tak- och vägytor. Svenskt Vatten tillhandahåller svenska riktlinjer för val av avrinningskoefficienter vid beräkning av hårdgjorda ytor. Syftet med föreliggande examensarbete är att utvärdera olika metoder att beräkna anslutna hårdgjorda ytor till spillvattennätet. Faktorer som kan tänkas påverka beräkningarna av hårdgjorda ytor har även undersökts. Målsättningen var att hitta en beräkningsmetod som ger så pass säkra resultat att flödesmätningar inte behöver genomföras för kalibrering av de anslutna hårdgjorda ytorna.

Undersökningen utgår från nio befintliga modeller framtagna i modelleringsverktyget MIKE URBAN. Sex av dessa modeller användes för att kalibrera metoderna och de resterande tre användes för validering. De kalibrerade ytorna antas vara den korrekta storleken på de hårdgjorda ytorna. Flödesmätningar genomfördes därför inte i denna undersökning utan endast beräkningar utifrån redan kalibrerade värden.

Resultatet från undersökningen visade inget samband mellan ytavrinning (reduktionsfaktor) och lutning. Fördelningen av mätpunkter mellan olika

jordartskategorier var väldigt ojämn vilket gjorde det svårt att studera huruvida det finns ett samband mellan reduktionsfaktor och jordart.

Vidare visar resultatet från undersökningen att avrinningskoefficienter bör delas upp efter typ av ledningsnät i studerat avrinningsområde. Med typ av ledningsnät avses om dagvattennät är utbyggt eller inte. Metoden med olika avrinningskoefficienter för olika typer av ytor visar bra resultat för tätbebyggda områden. Vid mindre tätbebyggda områden ökar osäkerheten. Metoden med sammanvägda avrinningskoefficienter för olika bebyggelse typer visar relativt bra resultat för olika typer av områden.

De slutsatser som kan dras av undersökningen är att ingen av de studerade metoderna kan ersätta flödesmätningar. För att kunna dra säkrare slutsatser borde fler mätpunkter ha använts. Metoden med olika avrinningskoefficienter för olika typer av ytor bedöms fungera bra för tätbebyggda områden. Metoden med sammanvägda avrinningskoefficienter för olika bebyggelse typer bedöms fungera väl för överslagsberäkningar.

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>REFERAT .....</b>	<b>II</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>III</b>
<b>FÖRORD .....</b>	<b>IV</b>
<b>POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING .....</b>	<b>V</b>
<b>1 INLEDNING .....</b>	<b>1</b>
1.1 BAKGRUND .....	1
1.2 SYFTE OCH AVGRÄNSNING.....	1
1.3 FRÅGESTÄLLNINGAR .....	2
<b>2 TEORI .....</b>	<b>3</b>
2.1 GRUNDLÄGGANDE BEGREPP .....	3
2.1.1 Hårdgjorda ytor .....	3
2.1.2 Dagvatten.....	3
2.1.3 Avrinningskoefficient.....	3
2.1.4 Spillvatten.....	3
2.1.5 Dräneringsvatten.....	3
2.1.6 Avrinningsområde för ledningsnät .....	4
2.2 AVRINNING .....	4
2.2.1 Avrinning i urban miljö .....	5
2.3 AVLOPPSSYSTEM.....	6
2.3.1 Kombinerade avloppssystem.....	6
2.3.2 Separerade avloppssystem.....	8
2.3.3 Delvis separerade avloppssystem .....	8
2.3.4 Lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD) .....	9
2.4 DATORMODELLER FÖR AVLOPPSSYSTEM.....	9
2.5 GENERELL MODELLUPPBÄGGNAD.....	11
2.5.1 Mätdata .....	11
2.5.2 Avrinningsområden .....	12
2.5.3 Hårdgjorda ytor .....	13
2.5.4 Kalibrering och validering.....	13
2.6 SVENSKA RIKTLINJER VID BERÄKNING AV HÅRDGJORDA YTOR....	14
<b>3 MATERIAL .....</b>	<b>16</b>
3.1 STUDERADE MODELLER OCH OMRÅDEN.....	16
3.1.1 Beräkningsmetod med avseende på hårdgjorda ytor .....	16
3.1.2 Köping .....	18
3.1.3 Stockholm.....	19
3.1.4 Nynäshamn .....	20
3.1.5 Skultuna.....	21
3.2 MODELLERINGSVERKTYG .....	21
<b>4 METODER .....</b>	<b>24</b>
4.1 ÖVERSIKTLIGT UTFÖRANDE .....	24
4.2 ANTAGANDEN .....	24
4.3 UNDERSÖKTA PARAMETRAR OCH BERÄKNINGSMETODER.....	24
4.4 UNDERLAGSDATA.....	25
4.4.1 Bearbetning av vektordata.....	25

4.4.2	Bearbetning av avrinningsområden .....	25
4.4.3	Övriga underlagsdata .....	26
4.5	UTFÖRANDE .....	26
4.5.1	Kalibrering .....	27
4.5.2	Validering .....	33
<b>5</b>	<b>RESULTAT OCH OBSERVATIONER .....</b>	<b>34</b>
5.1	KALIBRERING .....	34
5.2	VALIDERING .....	38
<b>6</b>	<b>DISKUSSION .....</b>	<b>41</b>
6.1	LUTNING .....	41
6.2	JORDART .....	41
6.3	TID PÅ ÅRET FLÖDESMÄTNINGARNA VAR UTFÖRDA .....	42
6.4	METOD 1 .....	42
6.5	METOD 2 .....	43
6.6	JÄMFÖRELSE MELLAN METOD 1 OCH 2.....	45
<b>7</b>	<b>SLUTSATSER .....</b>	<b>46</b>
<b>8</b>	<b>REFERENSER .....</b>	<b>47</b>
	<b>BILAGA 1 .....</b>	<b>A</b>





# 1 INLEDNING

## 1.1 BAKGRUND

Hydrauliska datormodeller används vanligtvis vid analys av spill- och dagvattennät. Åtgärdsplanering där syftet bland annat är att förbättra avloppssystemets hydrauliska funktion och minimera omfattningen av översvämningar och bräddning av orenat avloppsvatten bygger ofta på resultat från modellberäkningar (Granlund och Nilsson 2000). Det krävs två typer av indata för att kunna modellera det hydrauliska förloppet i ett avloppsledningssystem. Den ena typen är fysiska indata om avloppssystemets uppbyggnad såsom ledningsdimensioner, pumpstationsdata och nivåer, den andra typen är indata som beskriver egenskaper i anslutna avrinningsområden (Granlund och Nilsson, 2000). Dessa egenskaper kan vara storleken på hårdgjorda ytor, parametrar som beskriver omfattningen av snabb respektive långsam nederbördspåverkan på avrinningen till systemet och uppgifter om spillvattenflödets storlek och dygnsvariation.

Det största arbetet vid modelluppbyggnaden ligger vid beskrivningen av hydrologin. För att kunna simulera avrinningsförlopp i samband med nederbörd på ett verklighetsliknande sätt är kännedom om storleken på och fördelningen av anslutna hårdgjorda ytor med snabb nederbördsavrinning väsentligt (Granlund & Andréasson, 1997). Till kalibreringen och valideringen av avloppsmodellen krävs mätdata. Lokalt registrerad nederbördsdata krävs för samma period som flödesmätningarna är gjorda under för att kunna utvärdera nederbördspåverkan (Granlund & Nilsson, 2000). Modellens trovärdighet ökar med fler mätpunkter men det gör också kostnaden för mätutrustning, datainsamling, databearbetning, kalibrerings- och valideringsarbetet.

Svenskt Vatten (2004) tillhandahåller svenska riktlinjer för val av avrinningskoefficienter vid beräkning av hårdgjorda ytor. Dessa avrinningskoefficienter anses dock inte stämma för alla typer av områden (Hammarlund, 2009b). Det innebär att flödesmätningar måste genomföras för analys och åtgärdsplanering av ledningsnätet. Att genomföra flödesmätningar för kalibrering av modellerna är ofta kostsamt och det finns därför intresse av att hitta metoder för att säkrare beräkna de anslutna hårdgjorda ytorna redan från de uppgifter som finns på kartor och i databaser (Hammarlund 2009). Parametrar som kan påverka andelen anslutna hårdgjorda ytor till ledningsnätet är enligt Hammarlund (2009) bland annat dagvattennät, dagvattentaxa och områdets karaktär (ålder, bebyggelse, täthet på bebyggelsen med mera).

## 1.2 SYFTE OCH AVGRÄNSNING

Syftet med examensarbetet var att undersöka olika metoder för att beräkna anslutna hårdgjorda ytor till spillvattennätet samt att undersöka om det finns ett samband mellan avrinningsområden i befintliga modeller där beräkningarna av de hårdgjorda ytorna inte stämmer. Målsättningen var att finna den bästa metoden. Utvärderingen av metoderna utfördes genom att ytor som beräknats med olika metoder jämfördes med de ytor som erhållits genom kalibrering av modellerna vid tidigare studier. Krav på metoderna var att de ska vara enkla att applicera, inte vara för tidskrävande och fungera på olika typer av områden.

Detta examensarbete avgränsades till att behandla hur dagvatten uppkommer, dess påverkan på avloppsledningssystemet samt hur mängden dagvatten kan beräknas. Den

största fokuseringen är lagd på beräkningen av storleken på de hårdgjorda ytorna som genererar dagvatten.

### **1.3 FRÅGESTÄLLNINGAR**

Frågor som undersöktes var:

- Finns det några gemensamma egenskaper hos de avrinningsområden där beräkningarna av de hårdgjorda ytorna inte överensstämmer med storleken på de kalibrerade hårdgjorda ytorna?
- Är uppdelning av avrinningskoefficienter efter typ av ledningsnät befogat?
- Är områdets karaktär av betydelse (bebyggelse, byggnadsålder, täthet på bebyggelsen)?

## **2 TEORI**

### **2.1 GRUNDLÄGGANDE BEGREPP**

#### **2.1.1 Hårdgjorda ytor**

Ytor där vatten inte kan infiltrera marken benämns hårdgjorda ytor och exempel på sådana är gator, vägar, hustak och parkeringsplatser (Shaw, 1983). Det finns naturligt hårdgjorda ytor såsom berg i dagen men de flesta är konstruerade av människan.

#### **2.1.2 Dagvatten**

Dagvatten är tillfälligt förekommande ytvatten. Dagvatten uppkommer när nederbörd och/eller smältvatten inte kan infiltrera marken. Det är främst de hårdgjorda ytorna som skapar dagvatten. Hårdgjorda ytor skapade av människan har ersatt gröna ytor där vattnet tidigare kunde infiltrera marken (Junestedt m.fl., 2007). Ytor som är infiltrerbara men som redan är vattenmättade ger också upphov till dagvatten när nederbörd faller. Utbyggnad av städer resulterar i mer hårdgjorda ytor vilket i sin tur ger en större mängd dagvatten (Stahre, 2004). Avrinning från hårdgjorda ytor sker snabbare än avrinning från infiltrerbara ytor (Davis & McCuen, 2005). Detta ger upphov till högre flödestoppar och kan skapa problem i form av översvämningar (Davis & McCuen, 2005). Då vattnet rinner av hårdgjorda ytor kan det förorenas av miljöfarliga ämnen som tungmetaller och oljor. Typ av föroreningar och dess koncentration är bland annat beroende av vilken sorts yta dagvattnet runnit över (Åberg, 2007).

#### **2.1.3 Avrinningskoefficient**

Dagvattenflödet i ett avrinningsområde är beroende av nederbördsmängd, nederbördsintensitet och andel hårdgjord yta. Enligt definition uttrycker avrinningskoefficienten förhållandet mellan total avrunnen volym och total nederbördsmängd (VAV, 1976). Avrinningskoefficienten är ett mått på den maximala andel av en yta som kan bidra till avrinning. Den varierar därmed mellan 0 och 100 procent (Svenskt Vatten, 2004). Den resterande andel som inte bidrar till avrinning beskriver vatten som infiltrerar, evaporerar och fastnar i ytans porer. Förutom regnintensitet och exploateringsgrad varierar avrinningskoefficienten mellan olika ytor beroende på material, lutning, porstorlek med mera (Svenskt Vatten, 2004).

#### **2.1.4 Spillvatten**

Spillvatten kan delas upp i tre huvudtyper; hushållspillvatten, industrispillvatten samt tillskottsvatten (Naturvårdsverket, 2008). Hushållspillvatten består av klosett-, bad-, disk- och tvättvatten. Industrispillvatten kommer bland annat från biltvättar, industrier och laboratorier (Frimodt, 2008). Enligt Svenskt Vatten (2004) kommer större delen av allt dricksvatten som leverats till abonnent att bilda spillvatten. Avvikelser kan förekomma om dricksvatten används för bevattning eller om verksamheter och industrier har egna vattentäkter eller egen rening av processvatten (Svenskt Vatten, 2004). Tillskottsvatten kan bestå av dagvatten, dräneringsvatten samt inläckande regn-, grund- och dricksvatten (Bäckman m.fl., 1997). Enligt Bäckman m.fl. (1997) kan tillskottsvatten stå för en betydande del av det spillvatten som reningsverk tar emot.

#### **2.1.5 Dräneringsvatten**

Dräneringsvatten är vatten som avleds när mark dräneras för att bli torrare. Det dräneringsvatten som leds till ledningsnät är oftast från husgrundsdränering, vilket oftast är en nödvändighet vid nybyggnation (Svenskt Vatten, 2004).

### 2.1.6 Avrinningsområde för ledningsnät

Till skillnad från grundvattenflöde behöver inte flödet i avloppsledningsnät följa topografin. Riktningen är beroende av hur ledningsnätet är nedgrävt och påverkan från pumpar. Dagvattennätets avrinningsområden behöver inte vara detsamma som spillvattennätets avrinningsområden. Som utgångspunkt för indelning i avrinningsområden för ledningsnät används ofta följande kriterier (Meyer, 2008):

- Avrinningsområden avdelas vid varje mätpunkt, magasin, pumpstation, bräddavlopp eller annan anordning som reglerar vidare flöde
- Avrinningsområden avdelas där det finns en tydlig skillnad mellan områden med eller utan utbyggt dagvattennät

Då avrinningsområden för ledningsnät är den enda typ av avrinningsområde som behandlas i denna studie så benämns det enbart avrinningsområde. Delområden i ett avrinningsområde benämns delavrinningsområde.

## 2.2 AVRINNING

Avrinning kan skapas på olika sätt. Basflöden härstammar mestadels från grundvatten medan källan till flödestoppar kan förutom grundvatten bestå av ytavrinning (Jones, 1997). Ytavrinning kan dels bildas när regnets och/eller snösmältningens intensitet överskrider markens infiltrationskapacitet och dels när nederbörd och/eller snösmältning sker på grundvattenmättad mark (Jones, 1997). Vatten kan endast förekomma fritt på mättad eller impermeabel mark. Ytavrinningen påverkas av tidigare hydrologiska händelser, ”hydrologiskt minne”. Om ett regn har föregåtts av nederbördsrika perioder istället för en torrperiod så resulterar det sannolikt i högre maxflöden och längre avklingningsperiod (Bäckman m.fl., 1993).

De faktorer som bestämmer markens infiltrationskapacitet är vattenhalt, mättad konduktivitet, lagringsmöjligheter och skiktning (Grip & Rodhe, 1994). Med infiltrationskapacitet åsyftas den största infiltration som kan ske i marken. Tryckkrafter och gravitation samverkar vid infiltration. Den drivande tryckgradienten och infiltrationskapaciteten avtar allteftersom infiltrationen fortskrider (Grip & Rodhe, 1994). Infiltrationskapaciteten avtar tills den når ett konstant värde i närheten av den mättade hydrauliska konduktiviteten. Den mättade hydrauliska konduktiviteten beror i sin tur av porstorleken i marken. Markens porstorleksfördelning beror av mineralkornens form och storlek (Grip & Rodhe, 1994). Olika jordarter har därmed olika hydraulisk konduktivitet eller permeabilitet som den också kallas. Tabell 1 visar uppskattade värden på den mättade hydrauliska konduktiviteten för olika jordarter. När marken är tjälad minskar den hydrauliska konduktiviteten på grund av att en del av porvolymen är fylld av is och därmed inte kan delta i strömningen. Vattenhalten i marken innan den fryser är alltså av stor vikt för hur mycket den hydrauliska konduktiviteten kommer minska. Marken luckras dock upp av tjäle vilket ökar infiltrationskapaciteten under den tjälfria delen av året. I en skiktad mark beror infiltrationskapaciteten till stor del av det tätaste skiktets konduktivitet.

**Tabell 1.** Uppskattad mättad hydraulisk konduktivitet för olika jordarter.

Jordart		Mättad hydraulisk konduktivitet (m/s)
Fingrus		$10^{-1}$ - $10^{-3}$
Grovsand		$10^{-2}$ - $10^{-4}$
Mellansand		$10^{-3}$ - $10^{-5}$
Grovmo		$10^{-4}$ - $10^{-6}$
Finmo	Grusig morän	$10^{-5}$ - $10^{-7}$
	Sandig morän	$10^{-6}$ - $10^{-8}$
Mjåla	Moig morän	$10^{-7}$ - $10^{-9}$
	Lerig morän	$10^{-8}$ - $10^{-10}$
Lera	Moränlera	$<10^{-9}$

Källa: Grip och Rodhe, 1994.

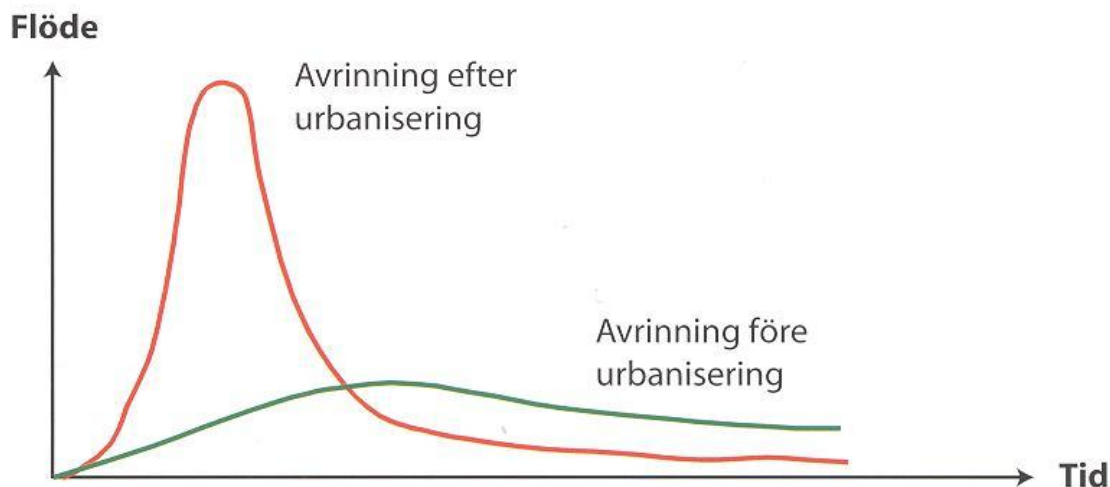
Enligt Grip & Rodhe (1994) är det lämpligt att särskilja två typer av ytavrinning; Hortonsk ytavrinning och mättad ytavrinning. Hortonsk ytavrinning inträffar när nederbördsintensiteten och/eller snösmältningsintensiteten överskrider infiltrationskapaciteten. Det överst mättade skiktet är tunt, därmed finns en omättad zon mellan detta skikt och grundvattenytan.

Mättad ytavrinning skapas i områden där grundvattenytan når upp till markytan. Ingen infiltration kan ske eftersom marken är mättad så ytavrinning skapas när nederbörd faller eller snö smälter på den mättade marken. Mättad ytavrinning förekommer främst nederst i sluttningar samt i strandkanter, det vill säga vid grundvattnets utströmningsområden. Mättad ytavrinning skiljer sig från Hortonsk ytavrinning genom att marken mätts underifrån, medan den vid Hortonsk ytavrinning mätts ovanifrån (nederbörd) (Chow m.fl., 1988).

### 2.2.1 Avrinning i urban miljö

Urbana områdens största påverkan på hydrologiska processer sker inom avrinning till följd av hårdgjorda ytor och onaturlig dränering (Jones, 1997). Hårdgjorda ytor minskar markens infiltrationskapacitet och är oftast mindre ojämn än naturliga ytor, detta minskar markens lagringsförmåga och kan öka avrinningshastigheten. Markens minskade lagringsförmåga leder till en ökad avrinningsvolym än hos obebyggda områden (Davis & McCuen, 2005). Rinntiden för flödet mellan två punkter i avrinningsområdet minskar i urbana områden jämfört med obebyggda områden till följd av minskad ojämnhet på ytan (Davis & McCuen, 2005). När både avrinningsområdets lagringsförmåga och rinntid minskar så resulterar det i högre flödestoppar för avrinningen inom urbana områden (Figur 1) (Davis & McCuen, 2005). Detta ökar risken för översvämningar och erosion. Enligt Jones (1997) kan flödestopparna bli två till åtta gånger högre och responstiden upp till tio gånger kortare inom urbana områden jämfört med obebyggda områden. Permeabla ytor kan också bidra till avrinning. Vid frusen mark och vid stora nederbördsvolymerna kan bidraget bli avsevärt (Svenskt Vatten, 2004). I en studie i Harlow New Town, England observerades att avrinningen från alla regn inte påverkas lika av urbanisering (Jones, 1997). För mindre regnintensiteter ökade flödets månadsmaximum åtföljt av snabbare flödesrespons, minskad tid till flödestopp och minskad flödesvaraktighet. Vissa sommarflöden var upp till tolv gånger större än tidigare. Större översvämningar med återkomsttider över 20 år blev dock inte fler. Detta kan bero på att permeabel yta i obebyggda områden beter sig som impermeabel yta vid

väldigt kraftiga regn, kontrasten mellan bebyggt och obebyggt område blir alltså liten (Jones, 1997).



**Figur 1.** Schematisk figur över hur utbyggnad av bebyggelseområden ger ett förändrat avrinningsförlopp. Källa: Stahre, 2004.

Generellt minskar snötäcket i mängd och varaktighet inom urbana områden (Jones, 1997). Anledningen till detta är snöröjning och att snö smälter i kontakt med varma ytor (Jones, 1997). Enligt Jones (1997) är det dokumenterat att Lund vid ett tillfälle hade 40 procent fler snöklädda tak i utkanten av staden än i centrum. Detta borde innebära färre översvämningar till följd av snösmältning inom urbana områden, men snöröjning kan också ha en inverkan. Att temperaturen tenderar att vara högre i urbana områden jämfört med på landsbygden kallas ”urban värmeö” (Jones, 1997). Framförallt gäller temperaturskillnaden på sena eftermiddagar och nätter.

## 2.3 AVLOPPSSYSTEM

Det vatten som flödar i ledningsnäten kan delas in i dagvatten, spillvatten och dräneringsvatten (Svenskt Vatten, 2004). Ledningsnätet kan bestå av olika system; kombinerade system, separerade system eller delvis separerade system. Ledningar till fastigheter från huvudledningsnätet kallas servisledning. En fastighet kan ha både avloppsservis och dagvattenservis beroende på typ av ledningssystem. Enligt Svenskt Vatten (2004) är de allmänna avloppsledningarnas främsta uppgifter att upprätthålla en god miljö och goda hygieniska förhållanden inom samhället genom att avleda spill- och dagvatten på ett betryggande sätt.

### 2.3.1 Kombinerade avloppssystem

I det kombinerade systemet leds dagvattnet, spillvattnet och dräneringsvattnet bort tillsammans i samma ledning till ett reningsverk (Stahre, 2004). Enligt Stahre byggdes enbart kombinerade system i Sverige fram till 1950-talet, då det separerade systemet började byggas. Från 1960-talet byggdes nästan uteslutande separerade system. En följd av denna systemförändring är att Sveriges större städer idag har kombinerade system i de äldre centrala delarna och separerade system i de senare byggda ytterområdena (Stahre, 2004).

Det finns för- och nackdelar med kombinerade system. Den största nackdelen är att kombinerade system kan få kapacitetsproblem vid kraftig nederbörd eller snösmältning

(Stahre, 2004). När nätet överbelastas kan det orsaka översvämningar, upptryckningar av avloppsvatten i fastigheter eller att orenat avloppsvatten bräddas ut till en recipient. Ett generellt funktionskrav har etablerats beträffande källaröversvämningar. Detta krav säger att dagvattenförande avloppsnät ingående i allmän VA-anläggning med avseende på risk för källaröversvämning ska anordnas och skötas så att de mest utsatta fastigheterna statistiskt sett inte löper risk att drabbas av översvämningar med kortare återkomsttid än tio år (Tabell 2) (Svenskt Vatten, 2004). Om trycklinjen i ledningen in till husen vid dimensionerande regn inte överstiger lägsta källargolv oftare än återkomsttiden tio år är funktionskravet uppfyllt (Svenskt Vatten, 2004).

**Tabell 2.** Återkomsttider (år) för regn vid dimensionering av avloppssystem. Instängt område definieras som ett område varifrån dagvatten ytledes inte kan avledas med självfall. Med citybebyggelse avses högt exploaterade områden där översvämningar får stora konsekvenser.

Typ av område	Dimensionering för fylld ledning		Återkomsttid för trycklinje i	
	Dagvatten- ledning (år)	Kombinerad ledning (år)	Marknivå för dagvattenledning (år)	Källarnivå för kombinerad ledning (år)
Ej instängt område utanför citybebyggelse	1	5	10	10
Ej instängt område inom citybebyggelse	2	5	10	10
Instängt område utanför citybebyggelse	5	10	10	10
Instängt område inom citybebyggelse	10	10	10	10

Källa: Svenskt Vatten, 2004.

Bräddavloppens funktion är att avlasta ledningssystemen vid kapacitetsproblem. Vid överbelastning i ledningsnätet leds mer eller mindre utspätt spillvatten från systemet till en näraliggande recipient, detta kallas för bräddning. Tillförsel av dels dagvatten från hårdgjorda ytor vid kraftig nederbörd och dels snösmältning är de främsta orsakerna till bräddning (Naturvårdsverket, 1993). Bräddning av spillvatten undviks helst då det innehåller höga halter näringsämnen, tungmetaller samt organiska miljöföroreningar. Bräddningssituationen kan ändras med tiden beroende på nybebyggelse, ombyggnation, skador, sedimentering med mera (Naturvårdsverket, 1993).

En annan nackdel med kombinerade system är att processerna i ett avloppsreningsverk är mest effektiv vid ett konstant flöde av avloppsvatten. Vid kraftig nederbörd eller snösmältning kan flödet öka markant i ledningsnätet och processerna i reningsverket blir därmed mindre effektiv (Jiverö & Torstensson, 2006). Ett sätt att försöka minska påverkan från nederbörd på ledningsnäten är att använda olika tekniker för lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD) som beskrivs längre fram i avsnitt 2.3.4.

Fördelen med kombinerade system är framförallt att det är billigare än ett separerat system i skötsel och läggning. Det är i många fall även billigare att förbättra ett



befintligt kombinerat system än att byta ut det mot ett separerat system (Jiverö & Torstensson, 2006).

### **2.3.2 Separerade avloppssystem**

I det separerade systemet avleds inte spillvatten och dagvatten tillsammans i samma ledning som i det kombinerade systemet. Det separerade systemet delas enklast in i duplikatsystem och separatsystem (Svenskt Vatten, 2004). Båda systemen leder spillvatten i ledningar till reningsverk, skillnaden är avledningen av dagvatten. I duplikatsystemet avleds dagvattnet i ledning till recipient medan ett separatsystem avleder dagvatten i öppna diken till vattendrag eller infiltration (Svenskt Vatten, 2004). I båda systemen avleds dagvattnet orenat till recipient. Bräddavlopp finns även i separerade system men är inte lika vanligt förekommande (Naturvårdsverket, 1993). Med ett separerat ledningssystem minskar risken för översvämningar och bräddning av spillvatten eftersom spillvatten och dagvatten inte avleds i samma ledning. Spillvattensystemet är lättare att dimensionera när nederbörd inte behöver beaktas. Vid dimensionering av spillvattenledning kan kommunernas uppgifter över fastigheters vattenanvändning användas eller så beräknas fastigheternas vattenanvändning med hjälp av standardvärden (Svenskt Vatten, 2004). Störningar i ledningsnätet som kan orsaka översvämningar och bräddning är otäta ledningar, inkoppling av dräneringsledningar, felkopplingar och sedimentavlagringar (Svenskt Vatten, 2004).

Att dagvatten har separata ledningar är bra ur översvämnings- och bräddningssynpunkt av spillvatten. Dagvattensystem dimensioneras för att klara avledning av regn från hårdgjorda ytor med en viss återkomsttid. Om dimensioneringsregnet överskrids sker dämning. Fastigheter kan då skadas om dräneringsledningar har anslutits till dagvattennätet och källarna är belägna under högsta dämningnivå (Bäckman m.fl., 1993). Vatten kommer därmed att bli stående mot husgrunden och om denna inte är tät kan vattnet leta sig in i källaren. Om husgrunden är tät så kan det ändå bli skador i form av fukt- och mögelskador (Bäckman m.fl., 1993).

Dagvatten kan beroende på typ av avrinningsområde, innehålla föroreningar som gör vattnet olämpligt att leda ut i en känslig recipient. Den största föroreningskällan för dagvattnet är trafiken (Stockholm Vatten, 2009a). Föroreningarna kan komma från bilavgaser, slitage av däck och vägar, drivmedel, smörjmedel och halkbekämpningsmedel. Ibland kan dagvattnet från starkt trafikerade vägar vara så förorenat att det behöver renas innan det leds till recipient eller reningsverk. Metalltytor på byggnader och andra konstruktioner som till exempel tak, utsätts för korrosion genom kemisk påverkan och slitage vilket medför att en del av metallerna frigörs och hamnar i dagvattnet (Stockholm Vatten, 2009a). Oavsett om dagvattnet leds till recipient eller reningsverk så kan det skapa problem. Vid reningsverk kan slammet bli så förorenat av dagvattnet att det klassas som oanvändbart för spridning på åkermark enligt Statens naturvårdsverks författningssamling (SNFS) 1994:2. I SNFS 1994:2 anges gränsvärden för vissa metaller som måste uppfyllas för att slammet ska få spridas på åkermark. De metaller som har gränsvärden i SNFS 1994:2 är bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink.

### **2.3.3 Delvis separerade avloppssystem**

Växlingen i byggnation mellan kombinerade system och separerade system som skedde vid 1950- till 1960-talet leder till att det i vissa områden finns en blandning av

systemen. I vissa av dessa områden mynnar de separerade systemen ut i en kombinerad ledning vilket tar bort funktionen av separerade system (Jiverö & Torstensson, 2006).

### **2.3.4 Lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD)**

Dagvattenhanteringen i Sverige har förändrats med tiden. Naturligt har dagvatten avletts i diken och bäckar men sedan 1960-talet avleddes det övervägande i slutna ledningar (Svenskt Vatten, 2004). Dessa ledningar anordnas så att vattnet leds bort från bebyggelsen så snabbt som möjligt. Lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD) är ett begrepp som började användas på 1970-talet och är den största förändring som skett inom avloppssystem de senaste 20 åren (Svenskt Vatten, 2004). LOD innebär att dagvattnet tas om hand i anslutning till den plats där det uppstått genom infiltration eller fördröjning (Åberg, 2007). Om denna metod används inom ett område minskar risken att vatten måste bräddas från ledningsnätet och dagvattennätet kan ha mindre dimensioner vilket är ekonomiskt fördelaktigt.

Den traditionella lösningen på överbelastade ledningsnät har varit att öka ledningarnas transportförmåga. Detta kan ske genom att bygga ut nya transportledningar med större kapacitet, bygga in magasin i ledningsnätet för tillfällig fördröjning av flödestoppar i avrinningen eller att bygga om kombinerade system till separerade system (Stahre, 2004). Planeringen går till så att systemet optimeras utifrån tekniska och ekonomiska värderingar. För lägsta möjliga kostnad av anläggning, drift och underhåll ska de uppställda målen över önskad avrinningsstandard tillgodoses (Stahre, 2004).

Ett alternativ till att bygga om ledningsnätet är att utnyttja de möjligheter som finns att bromsa upp tillförseln av dagvatten till systemet. Detta kan ske genom olika former av lokal fördröjning av dagvattnet innan det når ledningsnätet (Stahre, 2004). Dessa lösningar är oftast mindre kostnadskrävande än åtgärder som ökar ledningsnätets kapacitet. Det råder inget motsatsförhållande mellan de olika alternativen, förutsättningarna skiljer sig mellan olika områden och de kan användas för att komplettera varandra. Läsare som är intresserade av tekniska lösningar för fördröjning av dagvatten hänvisas till Stahre (2004).

## **2.4 DATORMODELLER FÖR AVLOPPSSYSTEM**

Universitet och högskolor i flera länder utvecklade datormodeller för avloppssystem under 1970-talet. Först efter 1985 började dock VA-ingenjörer använda datormodellerna som hjälpmedel (Granlund & Andréasson, 1997). Utredningar i samband med översvämningssärenden och omfattningen av bräddning från ledningsnätet är vanliga tillämpningsområden för modellberäkningar (Granlund & Nilsson, 2000). Modellerna kan även användas som planeringsverktyg för att bedöma effekter av planerade åtgärder samt för uppföljning av utförda åtgärder. Det finns ett flertal datorprogram för hydraulisk modellering av flöden och uppdämningsnivåer i spill- och dagvattennät. MIKE URBAN från Danish Hydraulic Institute (DHI) är det program som används mest i Sverige (Frimodt, 2008).

En datormodell är ett förenklat sätt att beskriva den oftast komplicerade verkligheten. Fördelen med en modell är att komplicerade förlopp förenklas och därmed blir överblickbar. Underlag till funktionsanalys och dimensionering av ledningsnät kan erhållas av en avloppsmodell trots att den är en förenkling av verkligheten (Granlund & Nilsson, 2000). Det krävs två typer av indata för att kunna modellera det hydrauliska förloppet i ett avloppsledningssystem. Den ena typen är fysiska indata om

avloppssystemets uppbyggnad såsom ledningsdimensioner, pumpstationsdata och nivåer, den andra typen är indata som beskriver egenskaper i anslutna avrinningsområden (Granlund och Nilsson, 2000). Dessa egenskaper kan vara storleken på hårdgjorda ytor, parametrar som beskriver omfattningen av snabb respektive långsam nederbördspåverkan på avrinningen till systemet samt uppgifter om spillvattenflödets storlek och dygnsvariation. Modellen kommer med all sannolikhet aldrig att överensstämma med verkligheten i alla punkter och situationer. Detta beror på att hänsyn inte kan tas till alla händelser som kan inträffa i ett avloppssystem. Sådana händelser kan vara inträngning av dagvatten, sedimentation i ledningsrör och driftavbrott i pumpstationer (Granlund & Nilsson, 2000).

Avrinningsmodeller har utvecklats för ett flertal olika användningsområden och beskriver därför hydrologin med olika detaljnivå. Användningsområden är bland annat hjälpmedel vid dimensionering av dammar, design av vattenförsörjningssystem och realtidskontroll av reglerade vattenflöden (Jones, 1997). Modellernas utdata varierar, det kan vara förutsägelser om flödestoppar, total volym under ett regntillfälle, distributionen av flöde över tid vid ett enskilt regntillfälle eller kontinuerligt. Det största arbetet vid modelluppbyggnaden ligger som tidigare nämnts vid beskrivningen av hydrologin. För att kunna simulera avrinningsförlopp inom urbana områden i samband med nederbörd på ett verklighetsliknande sätt är kännedom om storleken på och fördelningen av anslutna hårdgjorda ytor till ledningsnätet med snabb nederbördsavrinning väsentligt (Granlund & Andréasson, 1997).

Nederbördspåverkan på ett avloppssystem kan delas in i direkt nederbördspåverkan (DNE) och indirekt nederbördspåverkan (INE) (Bäckman m.fl., 1993). DNE åsyftar flöden som härrör från direkt anslutna hårdgjorda ytor såsom tak- och vägytor. Med INE åsyftas flödesökningar som överstiger det flöde som kan förklaras med direkt anslutna hårdgjorda ytor i samband med nederbörd (Bäckman m.fl., 1993). INE kan uppkomma genom relativt snabb grundvattenbildning som via dräneringsledningar avleds till spillvattennätet eller att överläckning sker mellan otäta spillvatten- och dagvattenledningar (Bäckman m.fl., 1993). De avrinningsmodeller som är anpassade till urbana avrinningsområden är konstruerade till att hantera DNE, spillvattenflöde och dräneringsvatten (Bäckman m.fl., 1993). Urbana avrinningsmodeller beräknar alltså ytavrinning och inte flöden under markytan. Då simuleringstiden för DNE ofta inte är större än några timmar och tidssteget inte är större än några minuter hanteras spillvattenflödet och dräneringsvattnet ofta som konstanter under simuleringstiden (Bäckman m.fl., 1993). Hydrograferna från de urbana avrinningsmodellerna är alltså inte kontinuerliga. Flödet startar som ett resultat av ett nederbördstillfälle och minskar sedan till noll efter att regnet avtagit. Dessa avrinningsmodeller är därför inte så lämpliga att använda i landsbygdsområden eller långtidsanalyser med flera regntillfällen.

Mätdata i form av flöden och trycknivåer i avloppssystemet, nederbördsdata samt registrering i bräddavlopp krävs dels vid uppbyggnaden av modellen, dels vid valideringen av modellen. En modell begränsas av kvalitén och omfattningen på mätdata som använts. Det aktuella avloppssystemets mätdata är därför av stor vikt för beräkningarnas giltighet och användbarhet, speciellt nederbördsdatas representativitet är viktig (Granlund & Nilsson, 2000). Modellen baseras alltså på uppgifter som kan fås ur kartor, ritningar, ledningsdatabaser, mätresultat och fältinventeringar. Den förutsätter att pumparna ger de flöden som antagits och att ledningarnas transportkapacitet inte är

nedsatt av sedimentation och rötter. Mätdata av god kvalitet beskriver däremot ledningsnätets verkliga funktion (Granlund & Nilsson, 2000).

Vid kalibrering anpassas modellen till uppmätta data, ofta nivå och hastighet hos flödet (Granlund & Nilsson, 2000). När en så god överensstämmelse som möjligt erhållits ska modellen valideras för att bedöma dess trovärdighet. Vid validering jämförs modellen mot uppmätta data som inte användes vid kalibreringen.

## **2.5 GENERELL MODELLUPPBYGGNAD**

För beräkning av flöde och tryck i ett ledningsnät upprättas en ledningsnätmodell som beskriver ledningar, brunnar, magasin, pumpstationer, bräddavlopp med mera. Oftast kan indata till modellen såsom nivåer, dimensioner, koordinater, rörmaterial med mera inhämtas från digitala ledningskartor. Som indata krävs också beräkningsresultat från en hydrologisk avrinningsmodell (Svenskt Vatten, 2004).

Tillrinningen från ett avrinningsområde kan beräknas med ett flertal avrinningsmodeller med olika noggrannhet. Vanligtvis används en enkel ytavrinningsmodell som inte kräver mycket indata (Svenskt Vatten, 2004). En enkel ytavrinningsmodell som ofta används är tid/area-metoden. Den kräver indata i form av avrinningsområdets totala yta, andelen hårdgjord yta, nederbörd, rinntid, tid/area-kurva och basflöde (Svenskt Vatten, 2004). Basflöde är flöden som inte beräknas av ytavrinningsmodellen. Det kan bestå av spill- och dräneringsvatten. Flöde som överstiger basflödet benämns tillskottsvatten.

### **2.5.1 Mätdata**

Till kalibreringen och valideringen av avloppsmodeller krävs mätdata. Syftet med de mätningar som beskrivs här är att registrera nederbördspåverkan under ett antal regntillfällen för beräkning av den anslutna hårdgjorda ytan. Ytan används senare som indata i avrinningsmodellen. Lokalt registrerad nederbördsdata krävs för samma period som flödesmätningarna är gjorda för att kunna utvärdera nederbördspåverkan (Granlund & Nilsson, 2000). Modellens trovärdighet ökar med fler mätpunkter men det gör också kostnaden för mätutrustning, datainsamling, databearbetning, kalibrerings- och valideringsarbetet.

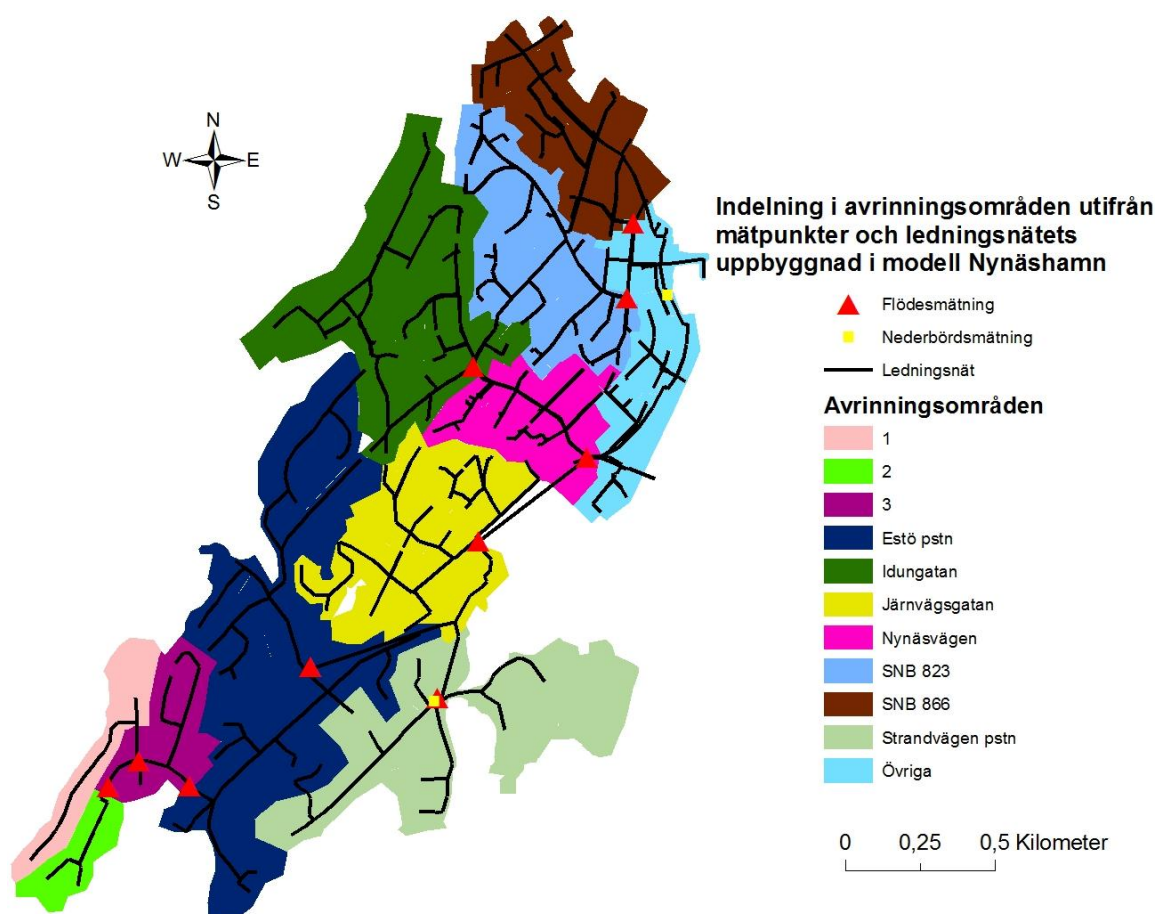
Översvämningar och bräddningar sker ofta vid höga flöden, för att kunna beräkna avrinning och studera flödesvariationer i sådana situationer krävs en hög upplösning hos nederbördsdata (Granlund & Nilsson, 2000). Nederbördsdatas representativitet för avrinningsområdet är av stor vikt vilket ger att lokalt utplacerade regnmätare för endast detta ändamål ofta används. Inom ett avrinningsområde kan nederbörden variera kraftigt i tid och rum, speciellt vid intensiva åskregn. Det är viktigt att förstå att data från en nederbördsdata beskriver situationen på just den positionen. Beroende på antalet mätplatser kan en mätplats representera ett antal utvalda delavrinningsområden medan andra mätplatser representerar andra områden. Avrinningsområdets storlek, topografi och projektets syfte är exempel på parametrar som måste vägas in vid bedömningen av antalet mätplatser och dess placering (Granlund & Nilsson, 2000).

Vid flödesmätningar i avloppsnät finns olika mätplatser att välja mellan som till exempel brunnar, pumpstationer och bräddavlopp. I de flesta avloppsreningsverk finns fast installerade flödesmätare som kan användas. Det är ofta svårt att hitta optimala mätplatser i avloppsnätet, kompromisser får ofta göras (Granlund & Nilsson, 2000). En plats med så goda hydrauliska förhållande som möjligt är önskvärt. Med goda

hydrauliska förhållanden menas att vattnet rinner med jämn strömning genom mätsektionen. Kravet innebär vidare att det inte finns sediment eller sten i ledningen nära mätsektionen, ingen näraliggande ledningsanslutning med mera. Val av mätplats är inte lika flexibelt för flödesmätningar som för nederbörds­mätningar. Här måste hänsyn tas till vilka punkter på lednings­nätet som det finns behov av att ha mätvärden för. Eftersom det är dyrt med mätningar gäller det att vara strategisk vid val av mätplatser för validering modellen (Granlund & Nilsson, 2000).

### 2.5.2 Avrinningsområden

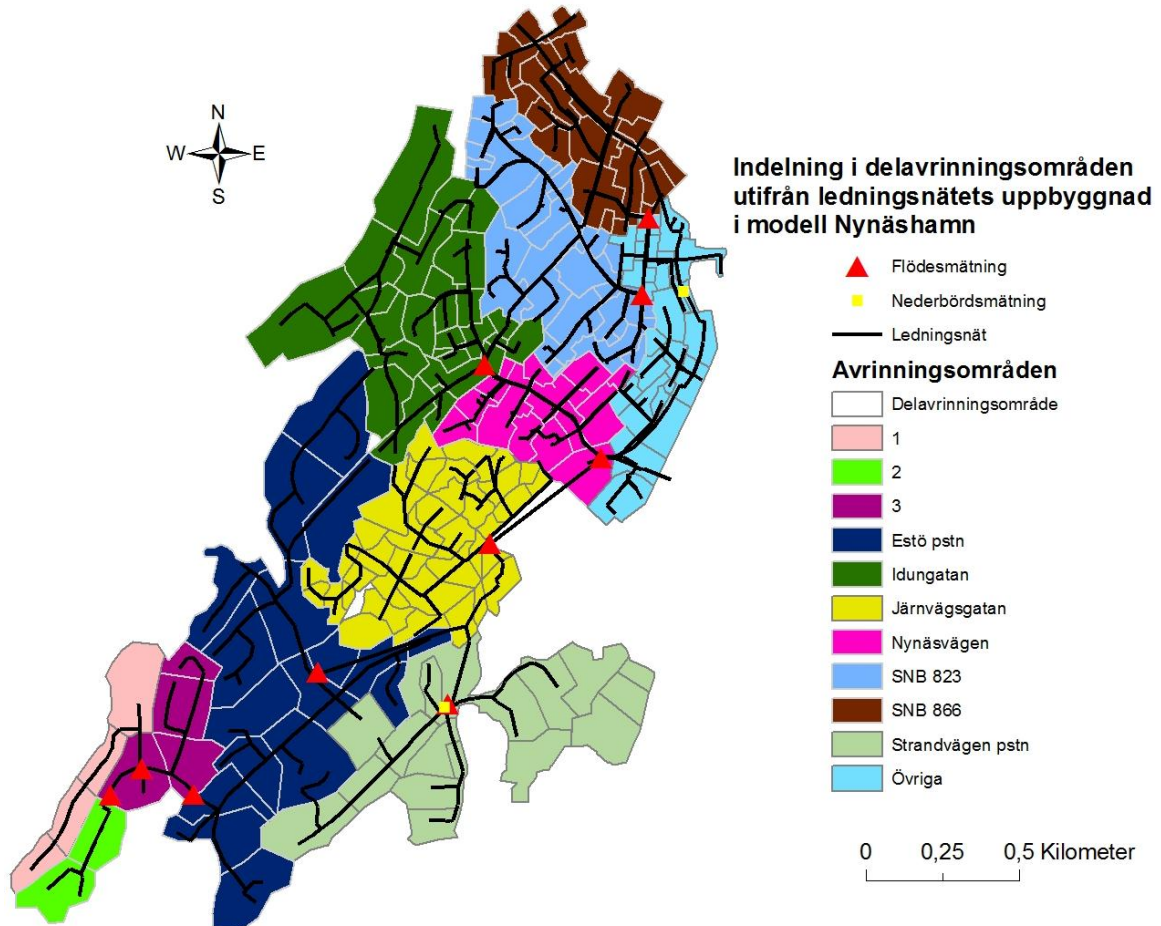
Efter att lednings­nätet är skapat i modellen och mätpunkter är valda sker en indelning i avrinnings­områden utifrån lednings­nätets uppbyggnad och mätpunkter (Figur 2). Figur 2 visar indelning i avrinnings­områden för den undersökta modellen Nynäshamn, alla undersökta modeller beskrivs i avsnitt 3.1.



**Figur 2.** Indelning av avrinnings­områden utifrån mätpunkter och lednings­nätets uppbyggnad i modell Nynäshamn.

När avrinnings­områden avdelas efter mätpunkt blir avrinnings­områdesstorleken ofta stor. Som tidigare nämnts beror detta på att det är dyrt att genomföra flödes­mätningar. Som beskrivet i avsnitt 2.1.6 bör avrinnings­områden dels avdelas vid varje mätpunkt, magasin, pumpstation, bräddavlopp eller annan anordning som reglerar vidare flöde, dels avdelas där det finns en tydlig skillnad mellan områden med eller utan utbyggt dagvattennät. För att avdela vid olika typer av lednings­nät krävs ofta indelning i delavrinnings­områden. Om både spillvattennätet och dagvattennätet skall studeras i ett område ritas separata avrinnings­områden för de båda systemen, annars ritas bara

avrinningsområden för det studerade systemet. Dagvattennätets avrinningsområden behöver inte vara detsamma som spillvattennätets avrinningsområden. Om till exempel en dagvattenledning ansluter till en spillvattenledning läggs dagvattenledningens avrinningsområden också till i modellen för spillvattennätet. I Figur 3 kan indelning i delavrinningsområden utifrån ledningsnätets uppbyggnad för modell Nynäshamn ses.



**Figur 3.** Avrinningsområden indelade i delavrinningsområden utifrån ledningsnätets uppbyggnad i modell Nynäshamn.

### 2.5.3 Hårdgjorda ytor

För beräkning av hårdgjorda ytor krävs digitalisering av vägar, hustak, parkeringsplatser med mera till vektordata. De olika typerna av hårdgjorda ytor digitaliseras i enskilda lager för enklare vidareanvändning. Digitalisering av hårdgjorda ytor utförs oftast manuellt med hjälp av ortofoto som bakgrund. Det finns ett flertal andra metoder att kartera hårdgjorda ytor än manuellt. Dessa kan enligt Chabaeva m.fl. (2009) delas in i huvudkategorierna tolkande detektering, spektralt mönsterigenkännande och statistisk och matematisk modellering. Läsare med vidare intresse för metoder att automatiskt kartera hårdgjorda ytor hänvisas till Chabaeva m.fl. (2009).

### 2.5.4 Kalibrering och validering

Ansluten hårdgjord yta inom varje delavrinningsområde uppskattas inledningsvis från digitaliserade kartuppgifter. Uppskattningen kan till exempel ske genom simulering av vektordata med funktionen Catchment Processing i modelleringsverktyget MIKE URBAN (avsnitt 3.2). När nederbörds- och flödesmätningar genomförts kan den

”korrekta” anslutna hårdgjorda ytan till ledningsnätet beräknas genom kalibrering. Kalibreringen utförs genom att tillskottsvattnet i ledningsnätet under ett regn jämförs med nederbördsvolymen. Tillskottsvattnet är som tidigare nämnts det flöde som överstiger basflödet. Kalibreringen visar motsvarande hårdgjord yta som krävs för att generera den uppmätta mängden tillskottsvatten med den uppmätta nederbördsserien (Hammarlund & Wårdell, 2007). Denna hårdgjorda yta benämns härefter som kalibrerad ekvivalent hårdgjord yta. Den simulerade anslutna hårdgjorda ytan jämförs sedan med de kalibrerade ytorna. Vid behov justeras storleken på de simulerade hårdgjorda ytorna och koncentrationstiden med mera i modellen tills en överensstämmelse uppnåts. Den faktor som varje delavrinningsområde justeras med för att uppnå överensstämmelse i storlek på de hårdgjorda ytorna benämns i denna studie för reduktionsfaktor (R-faktor).

$$R = \frac{Y}{X} \quad (1)$$

Där:

$R$  = reduktionsfaktor (-)

$Y$  = kalibrerad ekvivalent hårdgjord yta (m<sup>2</sup>)

$X$  = simulerad ekvivalent hårdgjord yta (m<sup>2</sup>)

Flera delavrinningsområden kalibreras mot samma mätpunkt (Figur 3). Flera delavrinningsområden betraktas alltså som ett större vid kalibreringen, en total hårdgjord yta för alla delavrinningsområden ovanför varje mätpunkt är således det som kalibreras fram. Alla delavrinningsområden ovan en mätpunkt får därmed samma reduktionsfaktor. De får dock inte samma mängd hårdgjord yta eftersom reduktionsfaktorn justerar den från kartuppgifter simulerade hårdgjorda ytan i varje delavrinningsområde. Efter justering anses modellen ge en korrekt och trovärdig bild av flödesförhållanden i ledningsnätet i samband med nederbörd.

## 2.6 SVENSKA RIKTLINJER VID BERÄKNING AV HÅRDGJORDA YTOR

Enligt Svenskt Vatten (2004) bör avrinningskoefficienter för olika typer av ytor väljas enligt Tabell 3 om inget annat kan visas riktigare. Avrinningskoefficienten är definierad och beskriven under avsnitt 2.1.3. Avrinningskoefficienterna i Tabell 3 gäller för dimensionerande nederbördsintensitet samt för områden med måttlig lutning (Svenskt Vatten, 2004).

**Tabell 3.** Avrinningskoefficienter för olika typer av ytor.

Typ av yta	Avrinningskoefficient
Tak	0,90
Betong- och asfaltyta, berg i dagen i stark lutning	0,80
Stensatt yta med grusfogar	0,70
Grusväg, starkt lutande bergigt parkområde utan nämnvärd vegetation	0,40
Berg i dagen i inte alltför stark lutning	0,30
Grusplan och grusad gång, obebyggd kvartersmark	0,20
Park med rik vegetation samt kuperad bergig skogsmark	0,10
Odlad mark, gräsyta, ängsmark med mera.	0,00-0,10
Flack tätbevuxen skogsmark	0,00-0,10

Källa: Svenskt Vatten, 2004.

För beräkning av hårdgjord yta med avrinningskoefficienter (Tabell 3) måste alla delar räknas var för sig. I det studerade avrinningsområdet måste först andel area för alla typer av ytor i Tabell 3 beräknas. Ekvivalent hårdgjord yta kan sedan beräknas inom avrinningsområdet enligt ekvation 2.

$$X = \sum_{i=1}^n A \times \varphi_i \times a_i \quad (2)$$

Där:

$X$  = simulerad ekvivalent hårdgjord yta (m<sup>2</sup>)

$A$  = avrinningsområdets area (m<sup>2</sup>)

$\varphi$  = avrinningskoefficient (-)

$a$  = andel area (-)

$i$  = beräkningsindex

När ett område består av flera delområden med olika avrinningskoefficienter kan en sammanvägd avrinningskoefficient beräknas enligt ekvation 3 (Svenskt Vatten, 2004).

$$\varphi = (A_1 \times \varphi_1 + A_2 \times \varphi_2 + \dots + A_i \times \varphi_i) / (A_1 + A_2 + \dots + A_i) \quad (3)$$

Där:

$\varphi$  = avrinningskoefficient (-)

$A$  = area (m<sup>2</sup>)

Enligt Svenskt Vatten (2004) kan sammanvägda avrinningskoefficienter (Tabell 4) användas för överslagsberäkningar. Överslagsmässigt kan avrinningskoefficienterna sättas lika med andel hårdgjord yta för bebyggda områden (Svenskt Vatten, 2004).

**Tabell 4.** Sammanvägda avrinningskoefficienter för olika typer av bebyggelse och lutning.

Bebyggelsetyp	Avrinningskoefficient	
	Flackt	Kuperat
Slutet byggnadssätt, ingen vegetation	0,70	0,90
Slutet byggnadssätt med planterade gårdar, industri- och skolområden	0,50	0,70
Öppet byggnadssätt (flerfamiljshus)	0,40	0,60
Radhus, kedjehus	0,40	0,60
Villor, tomter < 1 000 m <sup>2</sup>	0,25	0,35
Villor, tomter > 1 000 m <sup>2</sup>	0,15	0,25

Källa: Svenskt Vatten, 2004.

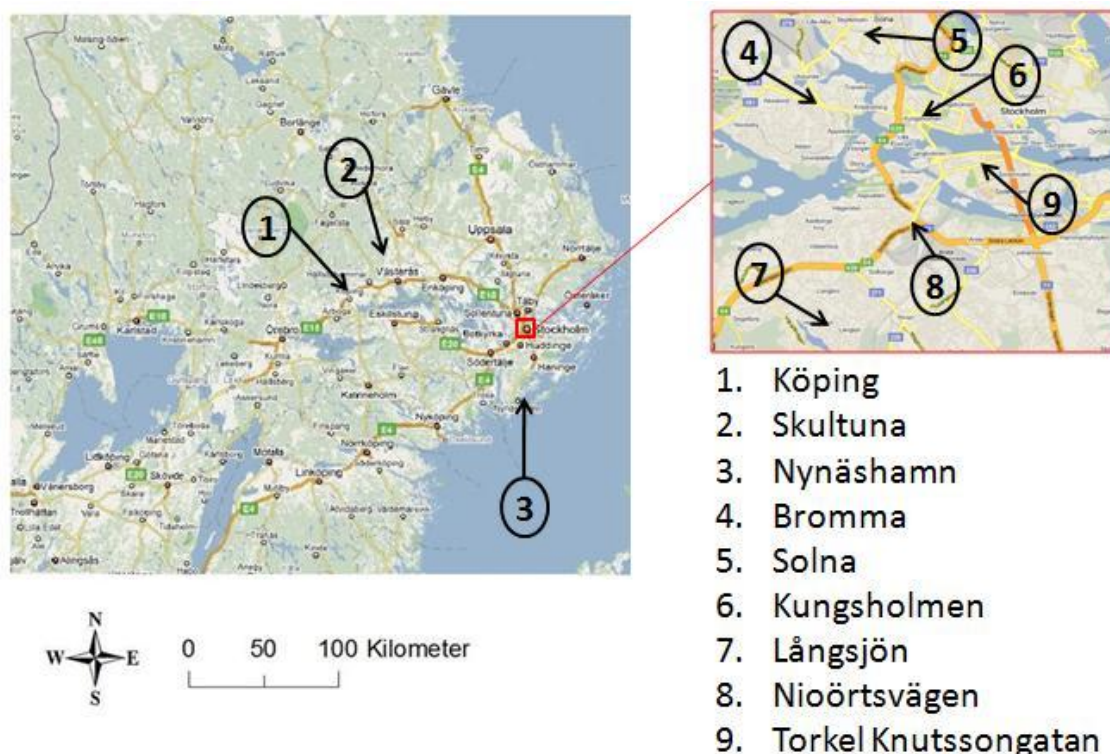


### 3 MATERIAL

Examensarbetet bygger på resultat från befintliga modeller framtagna i modelleringsverktyget MIKE URBAN. Inga nya modeller skapades och inga nya flödesmätningar eller nederbördsdata utfördes i examensarbetet. I detta kapitel beskrivs de befintliga modellernas ursprung, modelleringsverktyget MIKE URBAN samt den beräkningsmetod som använts med avseende på hårdgjorda ytor i dessa befintliga modeller.

#### 3.1 STUDERADE MODELLER OCH OMRÅDEN

I denna studie undersöktes befintliga datormodeller över nio områden. Områdena som modellerna täckte var Bromma, Kungsholmen, Köping, Långsjön (Huddinge), Nioörtsvägen (Hägersten), Nynäshamn, Skultuna, Solna och Torkel Knutssongatan (Södermalm). Figur 4 visar områdenas placering i Sverige. Antalet punkter som flödesmätningar var utförda i varierade mellan två och tio i dessa områden vilket gav att modellerna var kalibrerade mot olika antal mätpunkter. Reduktionsfaktorn som beräknats vid respektive mätpunkt skiljde sig mycket mellan olika mätpunkter inom samma område. Detta var fallet för alla nio studerade områden och var en av anledningarna till varför just dessa områden valdes. Den andra anledningen var att områdena har olika karaktär. Med karaktär menas till exempel bebyggelse, byggnadsålder och täthet på bebyggelsen.



**Figur 4.** De studerade områdenas lokalisering i Sverige.  
Källa: Google Maps (2009-11-29).

##### 3.1.1 Beräkningsmetod med avseende på hårdgjorda ytor

Avrinningsområdena i de studerade modellerna var indelade i tre olika typområden som är fördefinierade i MIKE URBAN. Typområdena är stormwater, wastewater och combined. Indelningen baseras på ledningsnätets uppbyggnad i varje avrinningsområde

(Tabell 5). Stormwater definieras som områden där både dagvattenledningar och dagvattenserviser finns utbyggda. I wastewater finns dagvattenledningar utbyggda men inte dagvattenserviser. I combined är varken dagvattenledningar eller dagvattenserviser utbyggda.

**Tabell 5.** Klassificering av avrinningsområden utifrån ledningsnätets uppbyggnad (typområde).

	Indelning av avrinningsområden i typområde		
	Combined	Wastewater	Stormwater
Dagvattenledning utbyggd	Nej	Ja	Ja
Dagvattenservis utbyggd	Nej	Nej	Ja

Källa: Hammarlund, 2009a.

Avrinningskoefficienterna som använts i de studerade modellerna utgår från Svenskt Vattens riktlinjer i Tabell 3 men är vidareuppdelad efter avrinningsområdenas typområden (Tabell 6). Uppdelningen efter avrinningsområdenas typområden ger att olika anslutningsgrad till spillvattennätet används (Hammarlund & Wårdell, 2008). Takytor var uppdelade i villor, flerfamiljshus, industri och kolonilott. Svenskt Vattens avrinningskoefficienter har antagits gälla för typområde combined i spillvattennätet. Villors taktytor har antagits vara ledningsansluten i mindre grad än flerfamiljshus- och industritak, hälften av villorna antas ha någon form av LOD-lösning (Hammarlund, 2009b). I typområde wastewater antas att hustaken är anslutna till spillvattennätet i samma grad som hos combined, skillnaden är att vägar ej antas vara anslutna och att hälften av övriga hårdgjorda ytor antas vara anslutna. I typområde stormwater där både dagvattenledningar och dagvattenserviser är utbyggda antas att vägar, grusad yta och övriga hårdgjorda ytor inte är anslutna till spillvattennätet. Hustak borde inte heller vara anslutna till spillvattennätet när dagvattenledningar och dagvattenserviser är utbyggda men ett visst mått av felkopplingar har antagits. Tjugo procent av flerfamiljshusen och industrierna har antagits vara felkopplade. Tio procent av villorna har antagits vara felkopplade.

**Tabell 6.** Avrinningskoefficienter för olika typer av ytor vid anslutning till spillvattenledning, indelning efter typområden.

Kategori	Typområde		
	Combined	Wastewater	Stormwater
Kolonilottsområde (tak)	0,00	0,00	0,00
Villa, fritidshus (tak)	0,45	0,45	0,09
Flerfamiljshus (tak)	0,90	0,90	0,18
Industri, övrigt (tak)	0,90	0,90	0,18
Hårdgjord yta (övrigt)	0,80	0,40	0,00
Grusad yta	0,20	0,10	0,00
Gatuyta	0,80	0,00	0,00

Källa: Hammarlund, 2009a.

Simulerad ekvivalent hårdgjord yta inom varje delavrinningsområde var beräknad enligt ekvation 4 (Hammarlund, 2009b). Andel hårdgjord yta var simulerad med funktionen Catchment Processing i modelleringsverktyget MIKE URBAN (avsnitt 3.2). Även delavrinningsområdets area erhöles genom beräkningar i MIKE URBAN.

$$X = A \times Z \quad (4)$$

Där:

$X$  = simulerad ekvivalent hårdgjord yta ( $\text{m}^2$ )

$A$  = delavrinningsområdets area ( $\text{m}^2$ )

$Z$  = andel hårdgjord yta (-)

Kalibrerad ekvivalent hårdgjord yta inom avrinningsområdet ovanför varje mätpunkt var beräknad utifrån flödes- och nederbördsräkningar enligt avsnitt 2.5.4. Den kalibrerade ekvivalenta hårdgjorda ytan jämfördes sedan med den simulerade ekvivalenta hårdgjorda ytan i samma område. Eftersom den simulerade ekvivalenta hårdgjorda ytan var uppdelad i delavrinningsområden i samma område måste dessa summeras. En reduktionsfaktor var beräknad som kvoten mellan den kalibrerade ekvivalenta hårdgjorda ytan och den simulerade ekvivalenta hårdgjorda ytan enligt ekvation 5 (Hammarlund, 2009b).

$$R = \frac{Y}{X} \quad (5)$$

Där:

$R$  = reduktionsfaktor (-)

$Y$  = kalibrerad ekvivalent hårdgjord yta ( $\text{m}^2$ )

$X$  = simulerad ekvivalent hårdgjord yta ( $\text{m}^2$ )

Avrinningsområdet ovanför varje mätpunkt var alla indelat i mindre delavrinningsområden. Ekvivalent hårdgjord yta var simulerad för alla dessa delavrinningsområden men de kalibrerades mot samma mätpunkt. Alla delavrinningsområden ovanför respektive mätpunkt fick därmed samma reduktionsfaktor. Kalibrerad ekvivalent hårdgjord yta för varje enskilt delavrinningsområde var beräknad enligt ekvation 6.

$$Y_i = R \times X_i \quad (6)$$

Där:

$Y_i$  = kalibrerad ekvivalent hårdgjord yta i delavrinningsområdet ( $\text{m}^2$ )

$R$  = reduktionsfaktor (-)

$X_i$  = simulerad ekvivalent hårdgjord yta i delavrinningsområdet ( $\text{m}^2$ )

$i$  = beräkningsindex

### 3.1.2 Köping

Översvämningar inträffade i ett antal fastigheter i Köping i samband med kraftig nederbörd under sommaren 2005 (Hammarlund, 2006). För att klargöra om orsaken kunde vara kapacitetsbrist i kommunens ledningsnät anlätades ett konsultföretag att utreda orsaken till inträffade översvämningar. Även nederbördens påverkan på ledningsnätet skulle studeras. Flödesräkningar genomfördes i fyra punkter på ledningsnätet och nederbördsräkningar på tre platser i Köping. En modell byggdes upp i MIKE URBANs tidigare version MOUSE utifrån kommunens ledningskarta. Resultatet från modellkalibreringen med avseende på hårdgjorda ytor kan ses i Tabell 7. Modellen överskattade storleken på de hårdgjorda ytorna i avrinningsområdet till tre av mätpunkterna och underskattade till en. Modellen användes efter kalibrering till att

utreda om ledningsnätet uppfyllde gällande krav avseende risken för källaröversvämningar (Hammarlund, 2006).

**Tabell 7.** Kalibreringsresultat med avseende på anslutna hårdgjorda ytor i MIKE URBAN-modellen över Köping.

<b>Mätpunkt</b>	<b>Simulerad ekvivalent hårdgjord yta (ha)</b>	<b>Kalibrerad ekvivalent hårdgjord yta (ha)</b>	<b>Reduktionsfaktor (-)</b>
Hagavägen	2,53	2,33	0,92
Elund	0,68	1,08	1,60
Åkerbovägen	1,72	1,11	0,65
Östanågatan	4,55	3,25	0,71

### 3.1.3 Stockholm

Sex delmodeller i Stockholmsområdet har undersökts. Dessa är Bromma, Kungsholmen, Långsjön (Huddinge), Nioörtsvägen (Hägersten), Solna och Torkel Knutssongatan (Södermalm). Många detaljerade datormodeller på delar av Stockholm Vattens ledningsnät har definierats de senaste 20 åren (Meyer, 2008). De framtagna modellerna omfattar områden där problem uppstått men täcker inte hela avloppsnätet. Eftersom Stockholm Vattens avloppsledningsnät förnyas och utvidgas kontinuerligt är det viktigt att ha kunskaper om den hydrauliska funktionen av det befintliga ledningsnätet för att kunna planera och ta beslut om åtgärder för förnyelse och utveckling. I ett samarbete mellan Stockholm Vatten, SWECO och DHI skapades en modell över hela avloppsnätet under åren 2003-2007. Modellen upprättades ursprungligen i MOUSE men överfördes till MIKE URBAN under slutet av 2005 och början av 2006 där modellarbetet senare fortsattes (Meyer, 2008). Till kalibreringen fanns en nederbördsserie som täcker åren 1982 – 2007, flödesdata fanns till viss del tillgänglig och där data saknades genomfördes flödesmätningar. Resultaten från respektive modells kalibrering med avseende på hårdgjorda ytor kan ses i Tabell 8.

**Tabell 8.** Kalibreringsresultat med avseende på anslutna hårdgjorda ytor för de studerade modellerna i Stockholmsområdet.

	<b>Simulerad ekvivalent hårdgjord yta (ha)</b>	<b>Kalibrerad ekvivalent hårdgjord yta (ha)</b>	<b>Reduktions- faktor (-)</b>
<b>Bromma</b>			
ANB 63037	4,53	2,72	0,60
Alvik 1	25,68	10,27	0,40
Alvik 2	43,01	32,68	0,76
Alviksmagasinet från öster	17,16	8,58	0,50
Direktanslutning Alviksmagasinet	6,90	6,90	1,00
Forstenavägen	0,11	0,22	2,00
<b>Kungsholmen</b>			
30602	0,00	0,00	0,89
30606	0,00	0,00	0,60
32925	0,00	0,00	0,90
<b>Långsjön</b>			
Herrängen 1	2,09	0,80	0,38
Herrängen 2	6,36	2,99	0,47
Långsjön 1	1,46	1,70	1,17
Långsjön 2	5,28	1,32	0,25
<b>Nioörtsvägen</b>			
Östra	2,34	2,34	1,00
Västra	2,42	3,38	1,40
<b>Solna</b>			
10301	5,30	5,24	0,99
10435	1,92	1,38	0,72
10613	13,36	12,02	0,90
12145	1,27	0,71	0,56
9152	3,71	2,22	0,60
Utlopp	10,17	2,95	0,29
<b>Torkel Knutssongatan</b>			
ANB34978	1,21	2,42	2,00
ANB35604	0,40	0,30	0,75
ANB36968	0,06	0,15	2,50

### 3.1.4 Nynäshamn

Ett antal fastigheter i Nynäshamn blev under ett kraftigt regn sommaren 2005 drabbade av källaröversvämningar (Hammarlund & Wårdell, 2008). Ett konsultföretag anlätades för att undersöka om ledningsnätet hade tillräcklig kapacitet för att avleda dimensionerande regn samt uppfyllde funktionskraven enligt Svenskt Vattens publikation P90. Flödesmätningar genomfördes i tio punkter på spillvattennätet och nederbörds-mätningar på tre platser i Nynäshamn. En MOUSE-modell byggdes upp baserat på kommunens ledningskarta. Resultatet från kalibreringen av modellen med avseende på de hårdgjorda ytorna kan ses i Tabell 9.

**Tabell 9.** Kalibreringsresultat med avseende på anslutna hårdgjorda ytor i MIKE URBAN-modellen över Nynäshamn.

Mätpunkt	Simulerad ekvivalent hårdgjord yta (ha)	Kalibrerad ekvivalent hårdgjord yta (ha)	Reduktionsfaktor (-)
1	0,09	0,13	1,40
2	0,09	0,02	0,20
3	0,15	0,23	1,50
Estö	0,78	0,70	0,90
Idungatan	3,94	0,56	0,14
Järnvägsgatan	3,14	2,82	0,90
Nynäsvägen	0,93	0,66	0,70
SNBH 823	3,97	1,06	0,27
SNBH 866	3,34	1,34	0,40
Strandvägen	1,01	0,91	0,90

### 3.1.5 Skultuna

Under sommaren 2006 drabbades fastigheter i Skultuna av översvämningar (Hammarlund & Wårdell, 2007). Ungefär hälften av de översvämmade fastigheterna bedömdes ha orsakats av dagvatten och den andra hälften av spillvatten. För att bedöma ledningsnätets kapacitet samt dess nederbördspåverkan anlätades ett konsultföretag för utredning. Nederbörd mättes i en punkt i Skultuna och flödesmätningar utfördes på sex punkter i ledningsnätet. Resultatet av kalibreringen med avseende på hårdgjorda ytor kan ses i Tabell 10.

**Tabell 10.** Kalibreringsresultat med avseende på anslutna hårdgjorda ytor i MIKE URBAN-modellen över Skultuna.

Mätpunkt	Simulerad ekvivalent hårdgjord yta (ha)	Kalibrerad ekvivalent hårdgjord yta (ha)	Reduktionsfaktor (-)
Vallonvägen	0,89	0,11	0,12
Prästgårdsgatan	1,96	1,37	0,70
Bruksgratan	12,09	1,28	0,11
SNB 5139	0,74	0,74	1,00

## 3.2 MODELLERINGSVERKTYG

I denna studie användes MIKE URBAN som är DHI:s modelleringsverktyg inom avloppsteknik och vattenförsörjning. Anledningen till att just detta verktyg användes är att de befintliga datormodellerna som undersöktes var framtagna i antingen MIKE URBAN eller dess tidigare version MOUSE. DHI är en global oberoende forsknings- och konsultorganisation som har specialiserat sig på utvecklandet av modelleringsverktyg inom hela den hydrologiska cykeln. Verksamhetsområdena är uppdelade i avloppsteknik och vattenförsörjning, vattenresurser samt kust och hav. MIKE är samlingsnamnet på DHI:s serie av modelleringsverktyg.

MIKE URBAN består av två huvudmoduler: MIKE URBAN Collection System (CS) för avloppsberäkningar och MIKE URBAN Water Distribution (WD) för vattenledningsberäkningar. MIKE URBAN CS, är den modul som användes i denna studie. Den har bland annat dessa tillämpningar:

- Analys av ledningssystemets kapacitet
  - Dimensionering och test av åtgärder
  - Beräkning av bräddning, volym och frekvens
  - Långtidssimulering med påverkan av hydrologiska förlopp
  - Planering och stöd för strategiska beslut
- (DHI, 2009)

MIKE URBAN CS har två beräkningsmotorer: MOUSE (Modeling of Urban Sewers) och SWMM5 (Storm Water Management Model) (MIKE URBAN Collection System, 2008). Det var MOUSE-motorn som användes i denna studie när simuleringar genomförs i MIKE URBAN. Studier av översvämningar i kombinerade avloppssystem (CSO), komplex realtidskontroll (RTC), nybyggnadsdesign samt analys och diagnostisering av befintliga ledningsnät är typiska applikationer för modellering i MOUSE (MIKE URBAN Collection System, 2008).

I MOUSE finns ett brett utbud av verktyg och beräkningsmodeller med syftet att modellera ytvattenavrinning och infiltration i urbana och semi-urbana avrinningsområden. MOUSE har två åtskilda klasser av ytavrinningsmodeller, kontinuerliga hydrologiska modeller och ytavrinningsmodeller (MIKE URBAN Collection System, 2008). Kontinuerliga hydrologiska modeller behandlar nederbördsvolymen utan uppdelning. Avrinningen är uppdelad i komponenterna ytavrinning och flöden under markytan (MIKE URBAN Collection System, 2008). Ytavrinningsmodellerna beräknar enbart ytavrinning och inte flöden under markytan. Ytavrinningsmodellerna är lämpligast att använda för urbana avrinningsområden där den största delen avrunnet vatten härrör från hårdgjorda ytor (MIKE URBAN Collection System, 2008).

I MOUSE finns fyra metoder att simulera ytavrinning (MIKE URBAN Collection System, 2008). Dessa är tid-area, kinematisk våg, linjär reservoar och enhetshydrograf. De olika ytavrinningsmetoderna kräver varierande mängd indata. Det är ofta mängden indata som avgör vilken ytavrinningsmetod som används.

Tid-areametoden används ofta då den inte kräver mycket indata (Svenskt Vatten, 2004). Tid-area metoden kan ses som en vidareutveckling och förbättring av den rationella metoden (Shaw, 1983). Den rationella metoden är en av två metoder att beräkna ytavrinning som beskrivs i Svenskt Vattens publikation P90. Den andra metoden som beskrivs är regnvelopemetoden. Enligt Svenskt Vatten (2004) krävs det att ett antal villkor uppfylls för att den rationella metoden ska ge rätt värde. Avrinningsområdet bör vara rektangulärt och jämnt exploaterat. Inom avrinningsområdet får inte rinntiden variera i för hög grad. Rationella metoden beräknar det dimensionerande flödet enligt ekvation 7 (Svenskt Vatten, 2004).

$$q_{d \text{ dim}} = A \times \varphi \times i(t_r) \quad (7)$$

Där:

$q_{d \text{ dim}}$  = dimensionerande flöde (m<sup>3</sup>/s)

$A$  = avrinningsområdets area (m<sup>2</sup>)

$\varphi$  = avrinningskoefficient (-)

$i(t_r)$  = dimensionerande nederbördsintensitet (m<sup>3</sup>/s×m<sup>2</sup>)

$t_r$  = regnets varaktighet, som i rationella metoden är lika med områdets rinntid,  $t_c$

Läsare med vidare intresse för den rationella metoden hänvisas till Svenskt Vatten (2004).

Tid-area metoden är en grafisk metod där isokroner ritas upp i avrinningsområdet för att bestämma deltagande area för olika rinntider. Isokroner är linjer där rinntiden är samma till den plats där flödet beräknas (Shaw, 1983). En fördel med denna metod jämfört med de andra ytavrinningsmetoderna är att hänsyn tas till att olika delar av avrinningsområdet bidrar vid olika tidpunkter till flödet vid beräkningspunkten. Flödet i beräkningspunkten beräknas enligt ekvation 8 (Holmberg, 2005).

$$Q_p = A \times \varphi \times i \quad (8)$$

Där:

$Q_p$  = maxflöde (m<sup>3</sup>/s)

$\varphi$  = avrinningskoefficient (-)

$i$  = regnintensitet vid tiden när det delområde som ligger längs bort bidrar till flödet (m/s)

$A$  = avrinningsområdets area (m<sup>2</sup>)

Även om tid-area metoden är en enkel avrinningsmodell så kräver den andel hårdgjord yta inom varje delavrinningsområde som indata. Funktionen Catchment Processing i MOUSE kan användas till att beräkna delavrinningsområdesarea, andel hårdgjord yta och andra hydrologiska parametrar som senare kan användas i ytavrinningsmodellerna (MIKE URBAN Model Manager, 2008). Vid beräkning av hårdgjord yta kan dels en konstant avrinningskoefficient väljas för varje delavrinningsområde, dels kan olika avrinningskoefficienter väljas för olika lager av hårdgjorda ytor såsom vägar och hustak. Vektordata med olika typer av ytor som är definierade av användaren kan alltså beräknas med olika avrinningskoefficienter. Ordningen i vilken de olika lagren placeras i beräkningsverktyget är viktig. Om delar av lager överlappar varandra så beräknas enbart det lager som är placerat högst upp i den överlappande delen (MIKE URBAN Model Manager, 2008).



## 4 METODER

Examensarbetet bygger som tidigare nämnts på resultat från befintliga modeller framtagna i modelleringsverktyget MIKE URBAN. I avsnitt 4.1 beskrivs examensarbetets utförande översiktligt.

### 4.1 ÖVERSIKTLIGT UTFÖRANDE

1. Hårdgjorda ytor digitaliserades till vektordata. Avrinningsområden klassificerades utifrån ledningsnätstyp, bebyggelsestyp, lutning och jordart (avsnitt 4.4).
2. Ekvivalent hårdgjord yta simulerades utifrån vektordata, avrinningsområdesklassificeringar och avrinningskoefficienter med funktionen Catchment Processing i modelleringsverktyget MIKE URBAN.
3. Simulerad ekvivalent hårdgjord yta jämfördes med tidigare framkalibrerad ekvivalent hårdgjord yta (avsnitt 3.1.1). En reduktionsfaktor beräknades som kvoten mellan den kalibrerade ekvivalenta hårdgjorda ytan och den simulerade ekvivalenta hårdgjorda ytan .
4. Reduktionsfaktorernas variation analyserades.

### 4.2 ANTAGANDEN

Det vore önskvärt att hitta en beräkningsmetod där reduktionsfaktorer inte behöver användas. En reduktionsfaktor på 1 är optimalt. Hela kalibreringsprocessen (flödesmätningar, nederbörds-mätningar och beräkningar) av de hårdgjorda ytorna i de studerade modellerna antas ha en osäkerhet på  $\pm 30$  procent (Hammarlund, 2009b). Osäkerheten ger ett önskat kriterium på reduktionsfaktorn, ett intervall från 0.7 – 1.3 (Hammarlund, 2009b).

Huruvida det är mest relevant att erhålla ett bra medelvärde på reduktionsfaktorn för alla mätpunkter i en modell eller om det är mest relevant att ha så många mätpunkter som möjligt inom det satta kriteriet på reduktionsfaktorn är något som varit en central frågeställning. Då det är önskvärt att vara på den säkra sidan vid dimensionering av ledningsnät har det beslutats att medelreduktionsfaktorn för alla mätpunkter i en modell bör vara under 1 för denna undersökning. Målet är därmed att så få mätpunkters reduktionsfaktor som möjligt ska ligga utanför det satta kriteriet men att medelreduktionsfaktorn för alla mätpunkter i en modell ska vara under 1. Det är alltså bättre att mätpunkters reduktionsfaktor ligger under kriteriet än över.

### 4.3 UNDERSÖKTA PARAMETRAR OCH BERÄKNINGSMETODER

Krav på metoderna för att beräkna de anslutna hårdgjorda ytorna till spillvattennätet är att de ska vara enkla att tillämpa, inte vara för tidskrävande och de ska fungera för olika typer av områden.

De parametrar som ansågs kunna påverka reduktionsfaktorernas storlek i de studerade modellerna är:

- Lutning i respektive avrinningsområde
- Jordart i respektive avrinningsområde
- När på året flödesmätningarna som användes vid kalibrering av respektive modell var utförda

Två metoder för att beräkna anslutna hårdgjorda ytor till spillvattennätet undersöktes. Den metod som användes vid beräkning av hårdgjorda ytor i de studerade modellerna (Tabell 6) kan ses som en vidareutveckling av den metod Svenskt Vattens förordar (Tabell 3). I denna metod används olika avrinningskoefficienter för olika typer av ytor. Vektordata med olika typer av ytor såsom hustak och vägar samt en funktion som kan beräkna hårdgjorda ytor utifrån flera lager vektordata är nödvändigt för denna metod. Denna metod bedömdes relevant att studera vidare och benämns härefter som metod 1. Metod 1 utgår alltså från den beräkningsmetod som de undersökta modellerna är beräknade med (avsnitt 3.1.1).

Den andra metoden som undersöktes var den metod som Svenskt Vatten anser kunna användas till överslagsberäkningar (Tabell 4). Enligt Svenskt Vatten (2004) kan avrinningskoefficienterna i denna metod sättas lika med andel hårdgjord yta för bebyggda områden. Vid beräkning med denna metod behövs alltså varken vektordata eller en funktion som kan beräkna hårdgjorda ytor utifrån flera lager. Det som behövs för beräkning av hårdgjorda ytor med denna metod är avrinningsområdets area samt att avrinningsområdet är klassificerat utifrån de bebyggelse typer som finns i Tabell 4. Denna metod benämns härefter som metod 2. Metod 2 utgår alltså från Svenskt Vattens metod för bebyggelse typ (avsnitt 2.6).

#### **4.4 UNDERLAGSDATA**

All databearbetning har utförts i programpaketet ArcGIS (© 2009 ESRI). De programmoduler som användes i ArcGIS var ArcMap och ArcCatalog.

##### **4.4.1 Bearbetning av vektordata**

Då undersökningen genomfördes med befintliga modeller fanns mycket data tillgängligt som underlag. De digitaliserade data (vektordata) som fanns till förfogande och som använts för varje undersökt modell var ledningsnätets uppbyggnad, vägar, hustak och övriga hårdgjorda ytor. Lagren med vägar, hustak och övriga hårdgjorda ytor som fanns till förfogande var dock i varierande kvalitet och omfattning. Där data ansågs saknad för dessa lager har digitalisering utförts utifrån ortofoton (1:10 000, 2007-2008). Tak har utifrån byggnadstyp olika avrinningskoefficienter. En uppdelning av tak i egna lager har därför genomförts utifrån Tabell 5. Tak har därmed delats upp i lagren villa, kolonilott, flerfamilj och industri. Då det skulle vara väldigt tidskrävande att klassificera varje hustak i kategorier har det i vissa områden använts en förenkling vid uppdelningen. Tak med en area mindre än 300 m<sup>2</sup> har klassificerats som villa och tak med en area större eller lika med 300 m<sup>2</sup> har klassificerats som flerfamilj och industri. Förenklingen har enbart använts i de områden där det varit stor blandning mellan tak i olika kategorier.

##### **4.4.2 Bearbetning av avrinningsområden**

Avrinningsområden för ledningsnätet finns utritade för alla modeller utom Nynäshamnsmodellen. Den var skapad i MOUSE, MIKE URBANs tidigare version. I MOUSE ritades inte avrinningsområden ut geografiskt för hand som i MIKE URBAN. Avrinningsområden för Nynäshamnsmodellen ritades därför ut utifrån kriterierna som beskrivs i avsnitt 2.1.6. I de modeller där avrinningsområden redan var utritade har en del justeringar utförts. I de studerade modellerna har den hårdgjorda ytan enbart beräknats utifrån vektordata före denna undersökning. Detta innebär att avrinningsområden som ligger i ytterkanterna av bebyggelse kan ritas en bit utanför bebyggelsen utan att det påverkar mängden hårdgjord yta. I metod 2 påverkar det däremot mängden hårdgjord yta. I de fall där avrinningsområden inte följer bebyggelsen

har därför justeringar utförts. I metod 2 var det viktigt att avrinningsområden inte innehöll alltför stora skillnader i bebyggelsestyp. Justeringar i delavrinningsområden till mätpunkternas avrinningsområden var därför nödvändigt. De studerade modellerna har täckt relativt små områden vilket har gett att en detaljerad studie av ledningsnätets utbyggnad har kunnat genomföras. I en del fall har tidigare klassificering av avrinningsområden utifrån ledningsnätets utbyggnad ändrats.

#### **4.4.3 Övriga underlagsdata**

En del data fanns inte att tillgå utan har fått hämtas in. Det gäller data som ortofoton, jordartskartor och höjddata. Ortofoton och höjddata har hämtats från Digitala kartbiblioteket. Jordartskartor har erhållits från SGU. De olika kartorna som hämtats in var i varierande koordinatsystem vilket gjorde att transformering av kartorna var nödvändigt.

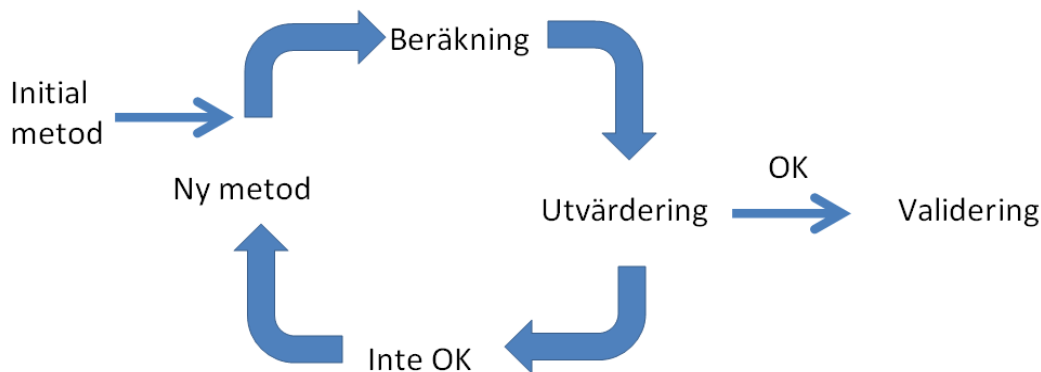
Jordartskartorna hämtades från SGU:s karttjänst. Kartvisaren som användes var Jordartsinformation – detaljerad. Denna karttjänst täcker de områden där SGU har mer detaljerad jordartsinformation. Informationen i tjänsten är anpassad för skalan 1:50 000. De områden som täcks av de studerade modellerna ligger alla inom områden där SGU har mer detaljerad jordartsinformation. Kartorna importerades till ArcMap för bearbetning. Med hjälp av funktionen Zonal Statistics beräknades den jordart som ytmässigt var i majoritet i varje mätpunkts avrinningsområde.

Höjddata levererades som rasterdata med  $50 \times 50$  meter upplösning. Varje cell i rutnätet har ett visst värde som beskriver medelhöjd över havet i den cellen. Funktionen Slope i ArcMap användes till att beräkna lutning utifrån höjddata i rasterlagren. Funktionen Zonal Statistics användes för att beräkna medellutning i avrinningsområdet till varje mätpunkt.

#### **4.5 UTFÖRANDE**

Undersökningen utfördes i ett kalibreringssteg och ett valideringssteg. I kalibreringssteget undersöktes först olika parametrar såsom lutning och jordart. Avrinningskoefficienter anpassades sedan utifrån undersökta parametrar. När den bästa anpassningen av avrinningskoefficienterna var uppnådd för de två metoderna validerades de mot icke använda data. Sex modeller användes i kalibreringssteget. De var Köping, Långsjön, Nioörtsvägen, Nynäshamn, Skultuna och Torkel Knutssongatan. Detta innebär att modellerna Bromma, Kungsholmen och Solna användes vid valideringssteget.

Arbetsgången för de två metoderna har varit iterativ. En iterativ arbetsgång är en cyklisk arbetsgång (Figur 5). Först kommer ett initialt antagande. Simulering sker med antagna värden. Efter simulering utvärderas resultatet. Är resultaten godkända tas metoden ur loop och går till validering. Om resultaten inte är godkända genomförs en förändring i de antagna värdena och en ny beräkning och utvärdering följer (iteration). Iterationer genomförs till önskat eller bästa resultat är uppnått.



**Figur 5.** Iterativ arbetsgång.

De studerade modellerna var framtagna av ett flertal personer på tre olika företag. Den kalibrerade ekvivalenta hårdgjorda ytan antogs vara beräknad på samma sätt enligt avsnitt 2.5.4 i alla modeller. Justeringar genomfördes i bakgrundsdata, se avsnitt 4.4. Det var nödvändigt att de reduktionsfaktorer som jämfördes i undersökningen var beräknade på samma sätt. Simulering genomfördes med avrinningskoefficienter enligt Tabell 6 för alla studerade modeller. Resultaten från denna simulering användes till att räkna om den simulerade ekvivalenta hårdgjorda ytan för alla mätpunkter. En reduktionsfaktor för alla mätpunkter beräknades därefter enligt ekvation 6. Denna reduktionsfaktor benämns härefter som kalibrerad reduktionsfaktor.

#### 4.5.1 Kalibrering

##### Lutning

I Svenskt Vattens riktlinjer för avrinningskoefficient nämns lutning som påverkande parameter, se avsnitt 2.6. Höjddata ( $50 \times 50$  meter) erhöles från Digitala kartbiblioteket (© Lantmäteriet Gävle 2009. Medgivande I 2008/1962) utifrån vilken lutning beräknades enligt avsnitt 4.4.3. Den kalibrerade reduktionsfaktorn plottades sedan mot medellutningen för varje mätpunkts avrinningsområde.

##### Jordart

Ytavrinning påverkas bland annat av markens infiltrationskapacitet som beskrivits i avsnitt 2.2. Markens infiltrationskapacitet skiljer sig mellan olika jordarter. Det är därmed möjligt att ytavrinningen skiljer sig mellan olika jordarter. Jordartskartor erhöles från Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) (© Sveriges Geologiska Undersökning) och bearbetades enligt avsnitt 4.4.3. Den jordart som ytmässigt var i majoritet i respektive avrinningsområde till alla mätpunkter sattes till att representera hela avrinningsområdet. Kalibrerad reduktionsfaktor jämfördes sedan mellan olika jordarter.

##### Tid på året flödesmätningarna var utförda

De undersökta modellerna var framtagna på uppdrag av kund (avsnitt 3.1). För varje modell fanns därmed en uppdragsrapport. I respektive uppdragsrapport fanns bland annat plats och tidpunkt för flödesmätningar beskrivna. Det intervall som flödesmätningarna var genomförda i var ofta upp till sex månader, ibland mer. Det ansågs därmed inte möjligt att kunna urskilja ett samband mellan reduktionsfaktor och tidpunkt för flödesmätning.

## Metod 1

De studerade modellerna täcker områden med olika karaktär såsom byggnadstyp, byggnadsålder och täthet på bebyggelsen. I Tabell 11 kan deskriptiv statistik på den kalibrerade reduktionsfaktorn för respektive modell ses.

**Tabell 11.** Medelvärde, max- och minvärde samt standardavvikelse över den kalibrerade reduktionsfaktorn för respektive modell.

Studerad modell	Medelvärde R-faktor	Maxvärde R-faktor	Minvärde R-faktor	Standardavvikelse R-faktor
Köping	0,85	1,37	0,53	0,37
Långsjön	0,79	1,75	0,34	0,65
Nioörtsvägen	1,39	1,64	1,14	0,35
Nynäshamn	0,69	2,01	0,15	0,56
Skultuna	0,48	1,00	0,11	0,44
Torkel Knutssongatan	1,26	1,81	0,90	0,49

I Tabell 11 observeras att modellerna Nioörtsvägen och Torkel Knutssongatan visar en medelreduktionsfaktor på 1.39 respektive 1.26. Modellerna underskattar alltså den hårdgjorda ytan i dessa områden. Torkel Knutssongatan är ett innerstadsområde i Stockholm med stor andel hårdgjorda ytor. Nioörtsvägen är ett förortsområde med höghus i Stockholm som delvis också har stor andel hårdgjorda ytor. Modellerna Köping och Långsjön har en liknande reduktionsfaktor. Köping är en relativt stor tätort. I det område som den studerade modellen täcker består bebyggelsen i stort sett av villor och radhus. Långsjön är ett förortsområde i Stockholm där bebyggelsen enbart består av villor. Nynäshamnsmodellen uppvisar en medelreduktionsfaktor som ligger något lägre än Köping och Långsjön. Nynäshamnsmodellen täcker i stort sett hela tätorten Nynäshamn. Det finns ingen generell byggnadstyp, det är en blandning av villaområden, mindre industriområden samt flerfamiljshusområden. Bebyggelsen är, förutom i Skultuna, generellt mindre tätbebyggd än områden som täcks av de övriga modellerna. Skultunamodellen har den lägsta medelreduktionsfaktorn av de modeller som studeras. Skultuna är en liten ort med blandad bebyggelse liknande Nynäshamn.

Områdets karaktär verkar därmed vara av betydelse vid beräkningarna. För att undvika att antalet uppdelningar blev för många och metoden därmed krånglig placerades respektive modell in i någon av de tre kategorierna: Innerstad/Höghusförort, Villaförort/Villaområde i mindre ort och Övriga områden. Modell Nioörtsvägen och Torkel Knutssongatan placerades i Innerstad/Höghusförort, Köping och Långsjön placerades i Villaförort/Villaområde i mindre ort och Nynäshamn och Skultuna placerades i Övriga områden. Deskriptiv statistik över kalibrerad reduktionsfaktor för respektive områdestyp kan ses i Tabell 12.

**Tabell 12.** Deskriptiv statistik över kalibrerad reduktionsfaktor för respektive områdestyp.

	<b>Innerstad/Höghusförort</b>	<b>Villaförort/Villaområde i mindre ort</b>	<b>Övriga områden</b>
Medelvärde R-faktor	1,31	0,82	0,63
Maxvärde R-faktor	1,81	1,75	2,01
Minvärde R-faktor	0,90	0,34	0,11
Standardavvikelse R-faktor	0,39	0,49	0,52
Antal mätpunkter	5	8	14
Antal mätpunkter med R-faktor under 0,70	0	4	9
Antal mätpunkter med R-faktor över 1,3	2	2	1

Med indelning i områdestyp visar Tabell 12 att de använda avrinningskoefficienterna i Tabell 6 är för låga för områdestyp Innerstad/Höghusförort. Två mätpunkter ligger över det satta kriteriet medan ingen ligger under. Villaförort/Villaområde i mindre ort har en medelreduktionsfaktor inom kriteriet men sex mätpunkters reduktionsfaktor ligger utanför kriteriet och på olika sidor. För områdestyp Övriga områden är det tydligt att de använda avrinningskoefficienterna i Tabell 6 är för höga.

I Tabell 13 visas huvudsaklig typ av ledningsnät i respektive avrinningsområde till de mätpunkter som är angivna i Tabell 12. Mätpunkterna är indelade efter områdestyp och reduktionsfaktorers förhållande till det satta kriteriet. För Innerstad/Höghusförort kan observeras att typområde combined verkar ha för låga avrinningskoefficienter. I Villaförort/Villaområde i mindre ort kan det observeras att samma typområden är representerade på båda sidor om kriteriet. För Övriga områden kan det observeras att alla typområden verkar ha för höga avrinningskoefficienter.

**Tabell 13.** Typområde i respektive avrinningsområde till de angivna mätpunkterna i Tabell 12. Mätpunkterna är indelade efter områdestyp och reduktionsfaktorers förhållande till det satta kriteriet. R = reduktionsfaktor, Co = combined, Ww = wastewater och Sw = stormwater.

<b>Innerstad/Höghusförort (5 mätpunkter)</b>			<b>Villaförort/Villaområde i mindre ort (8 mätpunkter)</b>			<b>Övriga områden (14 mätpunkter)</b>		
<b>R</b>	<b>R rätt</b>	<b>R</b>	<b>R</b>	<b>R rätt</b>	<b>R</b>	<b>R</b>	<b>R rätt</b>	<b>R</b>
<b>≤ 0,70</b>		<b>≥ 1,30</b>	<b>≤ 0,70</b>		<b>≥ 1,30</b>	<b>≤ 0,70</b>		<b>≥ 1,30</b>
	Co	Co	Co	Co/Sw	Co	Sw	Co/Ww/Sw	Sw
	Co	Co	Co	Sw	Ww	Sw	Sw	
	Co		Co			Sw	Sw	
			Co/Ww			Sw	Sw	
						Co		
						Co/Ww/Sw		
						Co/Sw		
						Ww		
						Sw		

Istället för att ändra alla avrinningskoefficienter i en områdestyp med samma faktor tyder Tabell 13 på att avrinningskoefficienterna bör ändras efter typområde. Optimering av avrinningskoefficienterna genomfördes med iterativ arbetsgång. Utgångspunkten vid

arbetsgången var att ha så få mätpunkters reduktionsfaktor som möjligt utanför det satta kriteriet samtidigt som medelreduktionsfaktorn ska vara under 1. I Tabell 14 kan de optimerade avrinningskoefficienterna ses. Catchment är en tillagd kategori i Tabell 14 som beskriver hårdgjorda ytor i tätbebyggda områden som har förbisetts vid digitalisering. Observera att avrinningskoefficienterna för områdestyp Villaförort/Villaområde i mindre ort inte har ändrats. Förutom att områdestypen redan har en medelreduktionsfaktor inom kriteriet är anledningen till detta att samma typområden är representerade på båda sidor om kriteriet (Tabell 13). Simulering genomfördes sedan med avrinningskoefficienter enligt Tabell 14.

**Tabell 14.** Optimerade avrinningskoefficienter utifrån områdestyp och typområde. Co = combined, Ww = wastewater och Sw = stormwater.

Kategori	Innerstad/Höghus-förort			Villaförort/Villaområde i mindre ort			Övriga områden		
	Co	Ww	Sw	Co	Ww	Sw	Co	Ww	Sw
Kolonilottsområde	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Villa, fritidshus	0,90	0,90	0,09	0,45	0,45	0,09	0,32	0,27	0,06
Flerfamiljshus	0,90	0,90	0,18	0,90	0,90	0,18	0,63	0,54	0,12
Industri, övrigt	0,90	0,90	0,18	0,90	0,90	0,18	0,63	0,54	0,12
Hårdgjord yta	0,90	0,40	0,00	0,80	0,40	0,00	0,56	0,24	0,00
Grusad yta	0,20	0,10	0,00	0,20	0,10	0,00	0,14	0,06	0,00
Gatuyta	0,90	0,80	0,00	0,80	0,00	0,00	0,56	0,00	0,00
Catchment	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

## Metod 2

Justeringar utfördes i Svenskt Vattens (2004) tabell för sammanvägda avrinningskoefficienter (Tabell 4). Park, gräsyta i bebyggelsemiljö har lagts till som kategori under bebyggelsestyp och lutningens påverkan på avrinningskoefficienten kommer inte att betraktas. Vidare har avrinningskoefficienterna delats upp efter typområden. De avrinningskoefficienter som i Svenskt Vattens (2004) riktlinje beskrev flacka avrinningsområden har antagits gälla för typområde combined. Vid uppdelningen uppskattades att avrinningskoefficienterna för typområde wastewater är i storleken 45 procent av avrinningskoefficienterna för typområde combined (Hammarlund, 2009b). Avrinningskoefficienterna för typområde stormwater uppskattades vara sju procent av avrinningskoefficienterna för typområde combined (Hammarlund, 2009b).

**Tabell 15.** Justerade sammanvägda avrinningskoefficienter för metod 2.

Bebyggelsestyp	Avrinningskoefficient för typområde		
	Combined	Wastewater	Stormwater
Slutet byggnadssätt, ingen vegetation	0,70	0,32	0,049
Slutet byggnadssätt med planterade gårdar, industri- och skolområden	0,50	0,23	0,035
Öppet byggnadssätt (flerfamiljshus)	0,40	0,18	0,028
Radhus, kedjehus	0,40	0,18	0,028
Villor, tomter < 1000 m <sup>2</sup>	0,25	0,11	0,018
Villor, tomter > 1000 m <sup>2</sup>	0,15	0,068	0,011
Park, gräsyta med mera	0,050	0,00	0,00

Med avrinningskoefficienter enligt Tabell 15 kan deskriptiv statistik över beräknad reduktionsfaktor ses i Tabell 16.

**Tabell 16.** Medelvärde, max- och minvärde samt standardavvikelse över reduktionsfaktor för respektive modell med metod 2.

<b>Studerad modell</b>	<b>Medelvärde R-faktor</b>	<b>Maxvärde R-faktor</b>	<b>Minvärde R-faktor</b>	<b>Standardavvikelse R-faktor</b>
Köping	0,58	0,97	0,33	0,28
Långsjön	0,45	0,76	0,25	0,22
Nioörtsvägen	1,08	1,22	0,94	0,20
Nynäshamn	0,45	1,05	0,14	0,29
Skultuna	0,48	0,68	0,079	0,29
Torkel Knutssongatan	0,96	1,30	0,55	0,38

I Tabell 16 observeras att modellerna Nioörtsvägen och Torkel Knutssongatan har en medelreduktionsfaktor som är mycket högre än de övriga och i närheten av 1. Modellerna Långsjön, Nioörtsvägen och Nynäshamn visar i stort sett samma medelreduktionsfaktor. Medelreduktionsfaktorn för modell Köping ligger lite över de tre tidigare nämnda. Modellerna Nioörtsvägen och Torkel Knutssongatan placerades som i metod 1 in i en områdestyp Innerstad/Höghusförort. Tidigare delades de fyra återstående modellerna in i områdestyperna Villaförort/Villaområde i mindre ort och Övriga områden. Den uppdelningen verkar inte vara relevant med denna metod. Modellerna Köping, Långsjön, Nynäshamn och Skultuna placerades därför in i samma områdestyp Övriga områden.

**Tabell 17.** Deskriptiv statistik över reduktionsfaktorn för respektive områdestyp med metod 2.

	<b>Innerstad/Höghusförort</b>	<b>Övriga områden</b>
Medelvärde R-faktor	1,01	0,46
Maxvärde R-faktor	1,30	1,05
Minvärde R-faktor	0,55	0,079
Standardavvikelse R-faktor	0,30	0,27
Antal mätpunkter	5	22
Antal mätpunkter med R-faktor under 0,70	1	18
Antal mätpunkter med R-faktor över 1,3	0	0

Med indelning i områdestyp visar Tabell 17 att de använda avrinningskoefficienterna i Tabell 15 ungefär är i rätt intervall för områdestyp Innerstad/Höghusförort. En mätpunkt har reduktionsfaktor under det satta kriteriet medan ingen ligger över. För områdestyp Övriga områden är det tydligt att de använda avrinningskoefficienterna i Tabell 15 är för höga. 18 mätpunkter har en reduktionsfaktor som ligger under kriteriet medan ingen har reduktionsfaktor över kriteriet.

I Tabell 18 visas huvudsaklig typ av ledningsnät i respektive avrinningsområde till de mätpunkter som är angivna i Tabell 17. Mätpunkterna är indelade efter områdestyp och reduktionsfaktorns förhållande till det satta kriteriet. För Innerstad/Höghusförort kan observeras att enbart en mätpunkts reduktionsfaktor är utanför det satta kriteriet. För Övriga områden kan det observeras att alla typområden verkar ha för höga avrinningskoefficienter.



**Tabell 18.** Typområde i respektive avrinningsområde till de angivna mätpunkterna i Tabell 17. Mätpunkterna är indelade efter områdestyp och reduktionsfaktorns förhållande till det satta kriteriet. R = reduktionsfaktor, Co = combined, Ww = wastewater och Sw = stormwater.

Innerstad/Höghusförort (5 mätpunkter)			Övriga områden (22 mätpunkter)		
R ≤ 0,70	R rätt	R ≥ 1,30	R ≤ 0,70	R rätt	R ≥ 1,30
Co	Co		Co	Co	
	Co		Co	Ww	
	Co		Co	Sw	
	Co		Co	Sw	
			Co/Ww		
			Co/Ww/Sw		
			Co/Ww/Sw		
			Co/Sw		
			Co/Sw		
			Ww		
			Sw		
			Sw		
			Sw		
			Sw		
			Sw		
			Sw		
			Sw		
			Sw		
			Sw		

I Tabell 18 är alla typområden till antalet inte lika mycket representerade. Detta tyder på att alla avrinningskoefficienter i en områdestyp inte bör ändras med samma faktor. Avrinningskoefficienterna bör istället ändras efter typområde. Optimering av avrinningskoefficienterna genomfördes med iterativ arbetsgång. Utgångspunkten vid arbetsgången var att ha så få mätpunkters reduktionsfaktor som möjligt utanför det satta kriteriet samtidigt som medelreduktionsfaktorn ska vara under 1. I Tabell 19 kan de optimerade avrinningskoefficienterna ses. Beräkning genomfördes sedan med avrinningskoefficienter enligt Tabell 19.

**Tabell 19.** Optimerade avrinningskoefficienter utifrån områdestyp och typområde. Co = combined, Ww = wastewater och Sw = stormwater.

Bebyggelsestyp	Innerstad/Höghusförort			Övriga områden		
	Co	Ww	Sw	Co	Ww	Sw
Slutet byggnadssätt, ingen vegetation	0,74	0,33	0,052	0,28	0,21	0,028
Slutet byggnadssätt med planterade gårdar, industri- och skolområden	0,53	0,24	0,037	0,20	0,15	0,020
Öppet byggnadssätt (flerfamiljshus)	0,42	0,19	0,030	0,16	0,12	0,016
Radhus, kedjehus	0,42	0,19	0,030	0,16	0,12	0,016
Villor, tomter < 1000 m <sup>2</sup>	0,26	0,12	0,019	0,10	0,075	0,010
Villor, tomter > 1000 m <sup>2</sup>	0,16	0,072	0,011	0,06	0,045	0,0060
Park, gräsyta med mera.	0,053	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00

#### 4.5.2 Validering

När kalibreringssteget var klart för metod 1 och 2 följde valideringssteget. Simulering utfördes med metodernas optimerade avrinningskoefficienter för modellerna Bromma, Kungsholmen och Solna. Området som Brommamodellen innefattar är ett förortsområde där bebyggelsen i stort sett består av villor. I metod 1 placerade modell Bromma i områdestyp Villaförort/Villaområde i mindre ort. I metod 2 placerades modell Bromma i områdestyp Övriga områden. Modell Kungsholmen betraktas som ett innerstadsområde och placerades följaktligen i områdestyp Innerstad/Höghusförort i båda metoderna. Modell Solna täcker både höghusförortsområden och villaförortsområden vilket innebär att modellen kan betraktas som två skilda modeller. Avrinningsområdena till tre mätpunkter bedömdes vara höghusförortsområden och lika många bedömdes vara villaförortsområden. Tre mätpunkters avrinningsområden beräknades alltså som områdestyp Innerstad/Höghusförort i båda metoderna. De tre resterande mätpunkterna beräknades som områdestyp Villaförort/Villaområde i mindre ort för metod 1. För metod 2 beräknades de som områdestyp Övriga områden.

## 5 RESULTAT OCH OBSERVATIONER

### 5.1 KALIBRERING

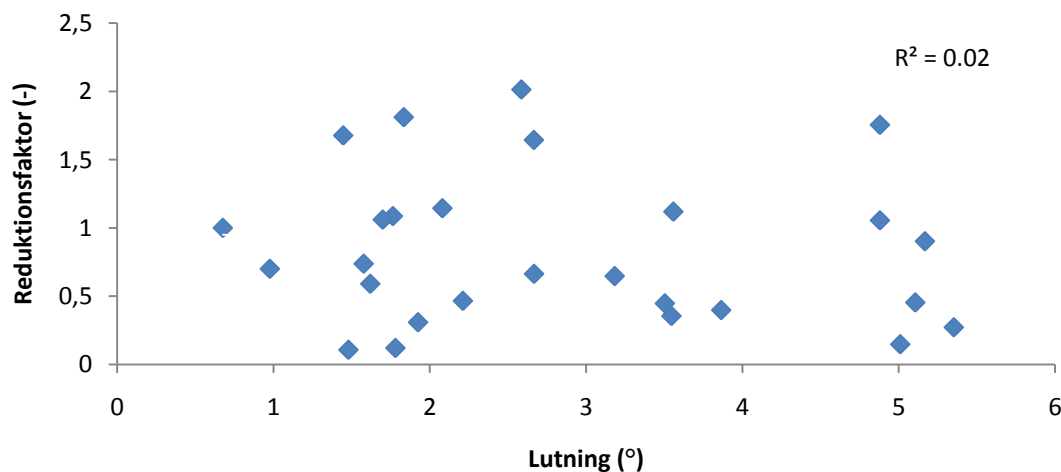
De studerade modellerna var framtagna av olika personer vid tre olika företag. Justeringar genomfördes i vektordata och avrinningsområden enligt avsnitt 4.4. En simulering av hårdgjorda ytor med samma metod för alla modeller var därmed nödvändig. Simulering av hårdgjorda ytor med avrinningskoefficienter enligt Tabell 6 genomfördes och resultatet kan ses i Tabell 20. De reduktionsfaktorer som kan ses i Tabell 20 benämns kalibrerad reduktionsfaktor.

**Tabell 20.** Resultat vid simulering med avrinningskoefficienter enligt Tabell 6.

	Simulerad ekvivalent hårdgjord yta (ha)	Kalibrerad ekvivalent hårdgjord yta (ha)	Reduktions- faktor (-)
<b>Modell Bromma</b>			
ANB 63037	0,45	0,27	0,60
Alvik 1	2,57	1,03	0,40
Alvik 2	4,30	3,27	0,76
Alviksmagasin från öster	1,72	0,86	0,50
Direktanslutning	0,69	0,69	1,00
Alviksmagasinet			
Forstenavägen	0,011	0,022	2,00
<b>Modell Köping</b>			
Åkerbovägen	1,83	2,51	1,37
Elund	1,33	1,08	0,81
Haga	2,11	1,11	0,53
Östanå	4,35	3,06	0,70
<b>Modell Kungsholmen</b>			
30602	6,97	8,07	1,16
30606	0,48	0,45	0,94
32925	1,51	1,43	0,95
<b>Modell Långsjön</b>			
Herrängen 1	1,66	0,80	0,48
Herrängen 2	5,07	2,99	0,59
Långsjön 1	5,06	1,70	0,34
Långsjön 2	0,75	1,32	1,75
<b>Modell Nioörtsvägen</b>			
Västra	2,06	3,38	1,64
Östra	2,04	2,34	1,14
<b>Modell Nynäshamn</b>			
1	0,12	0,13	1,06
2	0,07	0,02	0,27
3	0,11	0,23	2,01
Estö	1,55	0,70	0,45
Idungatan	3,80	0,56	0,15
Järnvägsgatan	2,55	2,82	1,11
Nynäsvägen	0,99	0,66	0,66

SNB 823	3,00	1,06	0,35
SNB 866	2,99	1,34	0,45
Strandvägen	2,28	0,91	0,40
<b>Modell Skultuna</b>			
Bruksgatan	12,09	1,28	0,11
Prästgårdsgatan	1,96	1,37	0,70
SNB 5139	0,74	0,74	1,00
Vallonvägen	0,89	0,11	0,12
<b>Solna</b>			
10301	5,30	5,24	0,99
10435	1,92	1,38	0,72
10613	13,36	12,02	0,90
12145	1,27	0,71	0,56
9152	3,71	2,22	0,60
Utlopp	10,17	2,95	0,29
<b>Modell Torkel</b>			
<b>Knutssongatan</b>			
ANB34978	1,33	2,42	1,81
ANB35604	0,33	0,30	0,90
ANB36968	0,14	0,15	1,06

I Figur 6 är alla mätpunkters reduktionsfaktor plottad mot medellutning i respektive avrinningsområde.  $R^2$ -värdet för linjär regression i Figur 6 tyder på att inget samband finns mellan avrinningsområdets reduktionsfaktor och medellutning. I bilaga 1 kan grafer över respektive modells reduktionsfaktorer plottad mot medellutning ses. Något samband kan inte urskiljas mellan reduktionsfaktor och lutning när de olika modellernas mätpunkter plottas var för sig. Lutningen undersöktes därmed inte vidare. Lutningens påverkan i de andra metoderna kommer inte heller att betraktas.



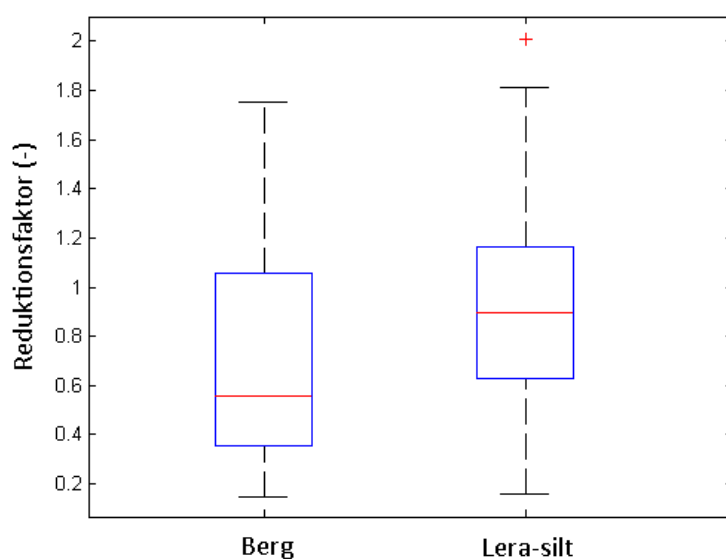
**Figur 6.** Alla mätpunkters reduktionsfaktor plottad mot medellutningen i respektive avrinningsområde.

Fördelningen av mätpunkter mellan de olika jordartskategorierna var väldigt ojämn (Tabell 21). Jordarterna sand-grus och morän förekommer bara som jordart i majoritet i två respektive en mätpunkts avrinningsområde. Den ojämn fördelningen av mätpunkter

gör det svårt att studera huruvida det finns ett samband mellan reduktionsfaktor och jordart. I Figur 7 visas ett lådagram för jordarterna berg och lera-silt.

**Tabell 21.** Reduktionsfaktorns påverkan av jordart.

Jordart	Antal mätpunkter	Medelvärde R-faktor	Maxvärde R-faktor	Minvärde R-faktor	Standardavvikelse R-faktor
Berg	10	0,71	1,75	0,15	0,50
Lera-silt	14	0,95	2,01	0,11	0,57
Morän	1	0,12	0,12	0,12	-
Sand-grus	2	1,05	1,64	0,45	0,85



**Figur 7.** Lådagram över reduktionsfaktorns spridning för jordarterna berg och lera-silt. Den övre och undre delen av boxarna markerar 75 procent kvartilen respektive 25 procent kvartilen. Strecket i respektive box representerar medianvärdet. Extremvärden (outliers) markeras med ett plustecken.

Optimering av avrinningskoefficienterna genomfördes med iterativ arbetsgång (avsnitt 4.5). Utgångspunkten vid arbetsgången var att ha så få mätpunkters reduktionsfaktor som möjligt utanför det satta kriteriet samtidigt som medelreduktionsfaktorn ska vara under. I Tabell 14 kan de optimerade avrinningskoefficienterna för metod 1 ses. Resultatet av simulering med optimerade avrinningskoefficienter för metod 1 kan ses i Tabell 22. Skillnaden i max- och minvärde på reduktionsfaktorn för respektive områdestyp varierade stort. Antalet mätpunkter med reduktionsfaktor utanför det satta kriteriet för respektive områdestyp varierade också stort.

**Tabell 22.** Simuleringsresultat med optimerade avrinningskoefficienter för respektive områdestyp.

	Innerstad/Höghusförort	Villaförort/Villaområde i mindre ort	Övriga områden
Medelvärde R-faktor	0,99	0,82	0,96
Maxvärde R-faktor	1,43	1,75	3,00
Minvärde R-faktor	0,56	0,34	0,17
Standardavvikelse R-faktor	0,32	0,49	0,77
Antal mätpunkter	5	8	14
Antal mätpunkter med R-faktor under 0,70	1	4	6
Antal mätpunkter med R-faktor över 1,3	1	2	4

I Tabell 23 visas huvudsaklig typ av ledningsnät i respektive avrinningsområde till de mätpunkter som är angivna i Tabell 22, mätpunkterna är indelade efter områdestyp och reduktionsfaktorns förhållande till det satta kriteriet. Samma typ av ledningsnät är nu representerade på båda sidor av kriteriet. Fler mätpunkters reduktionsfaktor är representerad under än över det satta kriteriet.

**Tabell 23.** Typområde i respektive avrinningsområde till de angivna mätpunkterna i Tabell 22. Mätpunkterna är indelade efter områdestyp och reduktionsfaktorns förhållande till det satta kriteriet. R = reduktionsfaktor, Co = combined, Ww = wastewater och Sw = stormwater.

Innerstad/Höghusförort (5 mätpunkter)			Villaförort/Villaförort i mindre orter (8 mätpunkter)			Övriga områden (14 mätpunkter)		
R ≤ 0,70	R rätt	R ≥ 1,30	R ≤ 0,70	R rätt	R ≥ 1,30	R ≤ 0,70	R rätt	R ≥ 1,30
Co	Co	Co	Co	Co/Sw	Co	Co/Sw	Co	Co/Ww/ Sw
	Co		Co	Sw	Ww	Ww	Co/Ww/Sw	Sw
	Co		Co			Sw	Sw	Sw
			Co/Ww			Sw	Sw	Sw
						Sw		
						Sw		

Optimering av avrinningskoefficienterna för metod 2 genomfördes med iterativ arbetsgång (avsnitt 4.5). Utgångspunkten vid arbetsgången var att ha så få mätpunkters reduktionsfaktor som möjligt utanför det satta kriteriet samt deskriptiv statistik som medelvärde, maxvärde, minvärde och standardavvikelse på reduktionsfaktorn. Medelreduktionsfaktorn för respektive områdestyp hölls under 1. Till skillnad från metod 1 antydde metod 2 att en uppdelning i två områdestyper, Innerstad/Höghusförort och Övriga områden var att föredra. I Tabell 19 kan de optimerade avrinningskoefficienterna för metod 2 ses. Resultatet av beräkning med optimerade avrinningskoefficienter för metod 2 kan ses i Tabell 24. Skillnaden i max- och minvärde på reduktionsfaktorn för de två områdestyperna varierade stort. Antalet mätpunkter med reduktionsfaktor utanför kriteriet varierade också stort mellan de två områdestyperna.

**Tabell 24.** Beräkningsresultat med optimerade avrinningskoefficienter för metod 2.

	Innerstad/Höghusförort	Övriga områden
Medelvärde R-faktor	0,95	0,93
Maxvärde R-faktor	1,23	2,23
Minvärde R-faktor	0,52	0,16
Standardavvikelse R-faktor	0,28	0,53
Antal mätpunkter	5	22
Antal mätpunkter med R-faktor under 0,70	1	7
Antal mätpunkter med R-faktor över 1,3	0	4

I Tabell 25 visas huvudsaklig typ av ledningsnät i respektive avrinningsområde till de mätpunkter som är angivna i Tabell 24, mätpunkterna är indelade efter områdestyp och reduktionsfaktorns förhållande till det satta kriteriet. Fler mätpunkters reduktionsfaktor är representerad under än över kriteriet.

**Tabell 25.** Typområde i respektive avrinningsområde till de angivna mätpunkterna i Tabell 24. Mätpunkterna är indelade efter områdestyp och reduktionsfaktorns förhållande till det satta kriteriet. R = reduktionsfaktor, Co = combined, Ww = wastewater och Sw = stormwater.

Innerstad/Höghusförort (5 mätpunkter)			Övriga områden (22 mätpunkter)		
R ≤ 0,70	R rätt	R ≥ 1,30	R ≤ 0,70	R rätt	R ≥ 1,30
Co	Co		Co/Ww	Co	Co
	Co		Co/Ww/Sw	Co	Sw
	Co		Ww	Co	Sw
	Co		Sw	Co	Sw
			Sw	Co/Ww/Sw	
			Sw	Co/Sw	
			Sw	Co/Sw	
				Ww	
				Sw	
				Sw	
				Sw	

## 5.2 VALIDERING

Validering av optimerade avrinningskoefficienter för de båda metoderna genomfördes med modellerna Bromma, Kungsholmen och Solna. Resultatet vid validering med modell Bromma kan ses i Tabell 26. Lägga märke till skillnaderna i medel-, max- och minvärde på reduktionsfaktorn mellan de två metoderna.

**Tabell 26.** Resultat för modell Bromma med optimerade avrinningskoefficienter för metod 1 och metod 2.

<b>Modell Bromma</b>	<b>Metod 1</b>	<b>Metod 2</b>
Medelvärde R-faktor	0,57	0,94
Maxvärde R-faktor	1,03	1,71
Minvärde R-faktor	0,20	0,62
Standardavvikelse R-faktor	0,29	0,42
Antal mätpunkter	6	6
Antal mätpunkter med R-faktor under 0,70	4	2
Antal mätpunkter med R-faktor över 1,3	0	1

Resultatet vid validering med modell Kungsholmen kan ses i Tabell 27. Ingen anmärkningsvärd skillnad i resultat finns mellan de två metoderna.

**Tabell 27.** Resultat för modell Kungsholmen med optimerade avrinningskoefficienter för metod 1 och metod 2.

<b>Modell Kungsholmen</b>	<b>Metod 1</b>	<b>Metod 2</b>
Medelvärde R-faktor	0,72	0,62
Maxvärde R-faktor	0,82	0,80
Minvärde R-faktor	0,64	0,52
Standardavvikelse R-faktor	0,090	0,16
Antal mätpunkter	3	3
Antal mätpunkter med R-faktor under 0,70	1	2
Antal mätpunkter med R-faktor över 1,3	0	0

Modell Solna behandlades som beskrivet i avsnitt 4.5.2 som två skilda modeller. Totalt innehåller modell Solna sex mätpunkter. Tre beräknades som områdestyp Innerstad/Höghusförort. De resterande tre beräknades som Villaförort/Villaområde i mindre ort för metod 1 och Övriga områden för metod 2. Resultatet vid validering med områdestyp Innerstad/Höghusförort kan ses i Tabell 28. Ingen anmärkningsvärd skillnad i resultat finns mellan de två metoderna.

**Tabell 28.** Resultat för områdestyp Innerstad/Höghusförort i modell Solna med optimerade avrinningskoefficienter för metod 1 och metod 2.

<b>Modell Solna (Innerstad/Höghusförort)</b>	<b>Metod 1</b>	<b>Metod 2</b>
Medelvärde R-faktor	0,72	0,75
Maxvärde R-faktor	0,81	0,85
Minvärde R-faktor	0,64	0,60
Standardavvikelse R-faktor	0,08	0,13
Antal mätpunkter	3	3
Antal mätpunkter med R-faktor under 0,70	1	1
Antal mätpunkter med R-faktor över 1,3	0	0

Resultatet vid validering med områdestyp Villaförort/Villaområde i mindre ort för metod 1 och områdestyp Övriga områden kan ses i Tabell 29. Metod 2 visar en



betydligt högre medelreduktionsfaktor än metod 1. Båda metoderna har flertalet av mätpunkterna utanför det satta kriteriet för reduktionsfaktorn.

**Tabell 29.** Resultat för områdestyp Villaförort/Villaområde i mindre ort i modell Solna med optimerade avrinningskoefficienter för metod 1 och metod 2.

<b>Modell Solna (Villaförort/Villaområde i mindre ort respektive Övriga områden)</b>	<b>Metod 1</b>	<b>Metod 2</b>
Medelvärde R-faktor	0,49	0,70
Maxvärde R-faktor	0,60	1,16
Minvärde R-faktor	0,29	0,28
Standardavvikelse R-faktor	0,17	0,44
Antal mätpunkter	3	3
Antal mätpunkter med R-faktor under 0,70	3	2
Antal mätpunkter med R-faktor över 1,3	0	0

## 6 DISKUSSION

### 6.1 LUTNING

Figur 6 visar inget samband mellan avrinningsområdets medellutning och tillhörande reduktionsfaktor. När respektive modell plottas var för sig i Bilaga 1 kan heller inget samband uttydas (Figur I – Figur VI). Svenska riktlinjer över val av avrinningskoefficienter (avsnitt 2.6) uttrycker lutningens påverkan på avrinningskoefficienten. Anledningen till att denna undersökning inte visar något samband mellan reduktionsfaktor och lutning tros vara avrinningsområdenas storlek och bebyggelse. Ju större ett avrinningsområde är desto större är sannolikheten att lutningen varierar. De flesta avrinningsområden som undersöks i denna studie är i storleken 5 – 50 hektar. I denna undersökning används en medellutning för avrinningsområdet ovan varje mätpunkt. Även om medellutningen är hög kan avrinningsområdet innehålla svackor där vattnet i högre grad infiltrerar marken. Enligt Grip och Rodhe (1994) är markens infiltrationskapacitet sällan för liten för infiltration. Detta kan förklara varför lutningen inte visar något samband med reduktionsfaktorerna. Främst borde det gälla de områden som är mindre tätbebyggda. I de mer tätbebyggda områdena finns mindre mark för vattnet att infiltrera. Av de modeller som användes i kalibreringssteget kan två anses vara tätbebyggda, Nioörtsvägen och Torkel Knutssongatan. Modell Nioörtsvägen visar en ökande reduktionsfaktor med ökad lutning (Figur III, bilaga 1). Tyvärr består modell Nioörtsvägen bara av två mätpunkter vilket inte är tillräckligt för att fastställa ett samband. Modell Torkel Knutssongatan visar inte ökad reduktionsfaktor med ökad lutning (Figur VI, bilaga 1). Den består av tre mätpunkter vilket är för få för att tillbakavisa ett samband. Upplösning på höjddata är också av betydelse (Erdal, 2009). De höjddata som använts har ett medelfel i höjd på 2.5 meter (Lantmäteriet, 2007). Detta i samband med upplösningen på 50 \* 50 meter ger undersökningen hög osäkerhet.

Troligtvis påverkar inte lutningen avrinningskoefficienten vid stora ytor och vid mindre tät bebyggelse. Vid mer tätbebyggda områden kan lutningen vara en påverkande faktor. Vid större avrinningsområden verkar dock effekten av lutningen avta. Troligtvis skulle lutning visa sig vara en påverkande faktor vid en undersökning på ett litet område med stor andel hårdjord yta.

### 6.2 JORDART

Fördelningen av mätpunkter mellan de olika jordartskategorierna var väldigt ojämn (Tabell 21). Den ojämna fördelningen av mätpunkter gör det svårt att studera huruvida det finns ett samband mellan reduktionsfaktor och jordart. Figur 7 visar ett lådagran för jordarterna berg och lera-silt. Lera-silt har ett högre värde på medianreduktionsfaktor och 25- respektive 75-procent kvartilerna. Det kan tyckas att berg borde visa högre reduktionsfaktorer än lera-silt då berg är en impermeabel yta. Berg innehåller dock oftast sprickor. Sprickorna kan vara stora och djupa vilket leder till att den ytavrinning som genereras rinner ner i sprickorna. Lera-silt består av väldigt små mineralkorn. Markens permeabilitet är bland annat beroende av porstorleken i marken (avsnitt 2.2). Markens porstorleksfördelning beror i sin tur av mineralkornens form och storlek. Jordarten lera-silt består av väldigt små mineralkorn vilket leder till låg permeabilitet (Tabell 1).

Det måste dock diskuteras huruvida den jordart som är i majoritet i ett avrinningsområde kan representera hela avrinningsområdet. De flesta

avrinningsområden som undersöks i denna studie är i storleken 5 – 50 hektar. Det innebär att stora ytor kan bestå av andra jordarter än den som är i majoritet. Respektive jordarts påverkan på ytavrinningen kan då jämnas ut. Om ett område med jordart lera-silt följs av ett område med till exempel sand-grus så kommer troligtvis inte området med lera-silt ha någon påverkan på ytavrinningen. Den ytavrinning som bildas på det svårinfiltrerade lera-silt området kan infiltrera det mer lättinfiltrerbara området bestående av sand-grus. För att studera olika jordarters påverkan på avrinningen bör avrinningsområden ritas utifrån jordart istället. Resultaten från denna undersökning anses inte vara tillräckliga för att studera huruvida det finns ett samband mellan reduktionsfaktor och jordart.

### **6.3 TID PÅ ÅRET FLÖDESMÄTNINGARNA VAR UTFÖRDA**

Det intervall som flödesmätningarna var genomförda i var ofta upp till sex månader, ibland mer. Det ansågs därmed inte möjligt att kunna urskilja ett samband mellan reduktionsfaktor och tid på året för flödesmätning.

### **6.4 METOD 1**

Vid undersökningen av avrinningskoefficienter för metod 1 genomfördes uppdelning i områdestyperna Innerstad/Höghusförort, Villaförort/Villaområde i mindre ort och Övriga områden. Var och en av dessa områdestyper blev sedan uppdelade efter typområde. Med typområde menas huvudsaklig typ av ledningsnät i respektive avrinningsområde. Optimering av avrinningskoefficienter för respektive områdestyp utfördes därefter enligt avsnitt 4.5.

Resultatet för valideringsmodell Bromma kan ses i Tabell 26. Medelreduktionsfaktorn för metod 1 ligger under det satta kriteriet för reduktionsfaktorn. Maxvärdet på reduktionsfaktorn är 1.03 vilket innebär att modellen inte underskattar mängden hårdgjord yta nämnvärt i någon mätpunkt. Minvärdet 0.2 på reduktionsfaktorn innebär att modellen överskattar mängden hårdgjord yta rejält i den mätpunkten. Osäkerheten på kalibreringsprocessen är uppskattad till  $\pm 30$  procent. Det innebär att en standardavvikelse på 0.29 är ganska bra. Fyra av sex mätpunkter har en reduktionsfaktor utanför det satta kriteriet. Dessa fyra mätpunkters reduktionsfaktor ligger under kriteriet. Resultatet från valideringsmodell Bromma kan inte jämföras med resultatet från kalibreringen av samma modell då avrinningskoefficienterna inte är ändrade, se avsnitt 4.5.1. Resultaten är alltså samma.

Resultaten för valideringsmodell Kungsholmen kan ses i Tabell 27. Medelreduktionsfaktorn för metod 1 är 0.72 och ligger därmed knappt innanför det satta kriteriet. Maxvärdet på reduktionsfaktorn är 0.82. Minvärdet på reduktionsfaktorn är 0.64. Detta ger en låg standardavvikelse på 0.09. Av tre mätpunkter är en mätpunkts reduktionsfaktor utanför kriteriet. Den mätpunkt som är utanför ligger under kriteriet. 0.64 är dock inte långt ifrån den undre gränsen på 0.70 i kriteriet. Antalet mätpunkter är bara tre för modell Kungsholmen. Det innebär att resultatet är mer osäkert än för modell Bromma. Resultatet från valideringsmodell Kungsholmen kan jämföras med resultaten från kalibreringen av modellen. I Tabell I (Bilaga 1) finns deskriptiv statistik över kalibreringsresultatet för valideringsmodell Kungsholmen. Tabell I visar en medelreduktionsfaktor på 1.02, ett maxvärde på 1.16 och ett minvärde på 0.94. Resultatet från kalibreringen är därmed bättre än resultaten från valideringen. Dock så hade det varit bättre om alla mätpunkters reduktionsfaktor hade varit under 1 som i valideringsresultatet.

Resultaten för områdestyp Innerstad/Höghusförort i Solnamodellen kan ses i Tabell 28. Resultaten är i stort sett lika som resultaten för modell Kungsholmen (Tabell 27). Att resultaten är så pass lika anses vara en slump. Medelreduktionsfaktorn för metod 1 är 0.72 och ligger därmed knappt innanför det satta kriteriet. Maxvärdet på reduktionsfaktorn är 0.81. Minvärdet på reduktionsfaktorn är 0.64. Detta ger en låg standardavvikelse på 0.08. En av tre mätpunkters reduktionsfaktor är utanför kriteriet. Resultaten för områdestyp Innerstad/Höghusförort i Solnamodellen kan jämföras med resultaten från kalibreringen av samma områdestyp. I Tabell I (Bilaga 1) finns deskriptiv statistik över kalibreringsresultatet för områdestyp Innerstad/Höghusförort i valideringsmodell Solna. Tabell I visar en medelreduktionsfaktor på 0.87, ett maxvärde på 0.99 och ett minvärde på 0.72. Resultatet från kalibreringen är även för denna modell bättre än resultaten från valideringen.

Resultaten för områdestyp Villaförort/Villaområde i mindre ort i Solnamodellen kan ses i Tabell 29. Medelreduktionsfaktorn ligger precis som för Brommamodellen en bit under det satta kriteriet, 0.49. Max- och minvärdet på reduktionsfaktorn ligger på 0.60 respektive 0.29. Detta ger en låg standardavvikelse på 0.17 men samtidigt ligger alla tre mätpunkters reduktionsfaktor under kriteriet. Resultatet från Solnamodellen för områdestyp Villaförort/Villaområde i mindre ort kan inte jämföras med resultatet från kalibreringen av samma modell då avrinningskoefficienterna inte är ändrade. Resultaten är alltså samma.

Metod 1 visar bättre resultat för modell Kungsholmen och Solnamodellen med områdestyp Innerstad/Höghusförort än för modell Bromma och Solnamodellen med områdestyp Villaförort/Villaområde i mindre ort. Metoden visar alltså bättre resultat för mer tätbebyggda områden. För områdestyp Innerstad/Höghusförort som kan jämföras med kalibreringsresultat är resultatet bättre från kalibreringen än från optimerade avrinningskoefficienter. Kalibreringsresultaten har reduktionsfaktorer närmare 1 för både modell Kungsholmen och modell Solna. Anledningen till att kalibreringsresultaten är bättre än resultaten från de optimerade avrinningskoefficienterna anses bero på skillnader i reduktionsfaktor hos de mätpunkter som användes till kalibrering respektive validering. I Tabell 20 kan reduktionsfaktorerna jämföras för de modeller som användes vid kalibreringssteget (Nioörtsvägen och Torkel Knutssongatan) respektive valideringssteget (Kungsholmen och Solna) för områdestyp Innerstad/Höghusförort. De två mätpunkter med högst reduktionsfaktor vid kalibreringssteget hade värdet 1.81 och 1.64. Motsvarande vid valideringssteget var 1.16 och 0.99. Det krävdes alltså höga avrinningskoefficienter för att få en medelreduktionsfaktor under 1 för kalibreringsmodellerna. Det gav att resultatet med optimerade avrinningskoefficienter för valideringsmodellerna blev sämre än kalibreringsresultatet.

Vidare fanns ingen modell tillgänglig för validering av områdestyp Övriga områden. Det bedöms dock i efterhand som att områdestyperna Villaförort/Villaområde i mindre ort och Övriga områden kan slås ihop till samma områdestyp. Skillnaden mellan områdestyperna känns i efterhand diffus.

## **6.5 METOD 2**

Om metod 2 skulle fungera bättre eller lika bra som metod 1 är denna metod att föredra. Anledningen till det är att den är mindre tidskrävande. Den kräver inga bakgrundsdata i form av vektordata och den behöver ingen funktion som beräknar hårdgjord yta utifrån

flera lager såsom Catchment Processing I MIKE URBAN. Det som behövs vid beräkning av hårdgjord yta med denna metod är avrinningsområdets area samt att avrinningsområdet är klassificerat utifrån de bebyggelsestyper som finns i Tabell 4. Till skillnad från metod 1 tydde kalibreringssteget på uppdelning i två områdestyper, Innerstad/Höghusförort och Övriga områden. Områdestyperna blev i sin tur uppdelade efter typområde. Med typområde menas huvudsaklig typ av ledningsnät i respektive avrinningsområde. Optimering av avrinningskoefficienter för respektive områdestyp utfördes därefter enligt avsnitt 4.5.

Resultaten för valideringsmodell Bromma kan ses i Tabell 26. Medelreduktionsfaktorn på 0.94 är inom kriteriet. Max- och minvärde ligger på 1.71 respektive 0.62. Maxvärdet innebär att modellen underskattar mängden hårdgjord yta med 71 procent i den mätpunkten vilket inte är bra. Att tre av sex mätpunkter har en reduktionsfaktor utanför det satta kriteriet är mindre bra. Om inte en av mätpunkternas reduktionsfaktor hade varit 1.71 hade resultaten sammantaget varit bra.

I Tabell 27 ses resultaten för valideringsmodell Kungsholmen. Medelreduktionsfaktorn på 0.62 är under det satta kriteriet. Max- och minvärdet på 0.80 respektive 0.52 ger en låg standardavvikelse på 0.16. Två av tre mätpunkter har en reduktionsfaktor utanför kriteriet. Detta är inte bra men fördelen är att båda är under kriteriet.

Resultaten för områdestyp Innerstad/Höghusförort i Solnamodellen kan ses i Tabell 28. Medelreduktionsfaktorn på 0.75 ligger knappt inom det satta kriteriet. Maxvärdet är 0.85 medan minvärdet ligger på 0.60. Modellen visar en låg standardavvikelse på 0.13. En av tre mätpunkter är utanför kriteriet.

Resultaten för områdestyp Övriga områden i Solnamodellen kan ses i Tabell 29. Medelreduktionsfaktorn ligger precis på gränsen till det satta kriteriet, 0.70. Max- och minvärdet på reduktionsfaktorn ligger på 1.16 respektive 0.28. Detta ger en ganska hög standardavvikelse på 0.44. Två av tre mätpunkter ligger under kriteriet.

Valideringsresultatet för metod 2 kan inte jämföras med kalibreringsresultatet för samma modeller då de är beräknade med en annan metod. Däremot kan valideringsresultatet jämföras med resultatet när avrinningskoefficienter enligt Svenskt Vattens riktlinjer för bebyggelsestyp används (Tabell 4). Det som kan studeras med denna jämförelse är om uppdelning av avrinningskoefficienter efter typområde (ledningsnät) är befogat. I Tabell II ses deskriptiv statistik över reduktionsfaktorn för alla valideringsmodeller när avrinningskoefficienter för bebyggelsestyp enligt Svenskt Vattens riktlinjer (Tabell 4) användes. I Tabell II är medelreduktionsfaktorn för Brommamodellen 0.31, för modell Kungsholmen 0.36, för Solnamodellen Innerstad/Höghusförort 0.06 och för Solnamodellen Övriga områden 0.03. En uppdelning av avrinningskoefficienter efter typområde (ledningsnät) anses därmed befogat. Varför det är så stor skillnad i medelreduktionsfaktor mellan Brommamodellen och modell Kungsholmen jämfört med Solnamodellen i Tabell II är oklart.

Denna metod ger ingen entydig skillnad i resultat mellan områdestyp Innerstad/Höghusförort och Övriga områden. Skillnaderna i standardavvikelse mellan de två områdestyperna bör dock observeras (Tabell 26 – Tabell 29). Valideringsmodellerna med områdestyp Innerstad/Höghusförort har standardavvikelse på 0.16 och 0.13 (Kungsholmen respektive Solna). Valideringsmodellerna med

områdestyp Övriga områden har standardavvikelse på 0.42 och 0.44 (Bromma respektive Solna). Det är därmed större spridning på reduktionsfaktorn i områden som är mindre tätbebyggda. Metod 2 får anses fungera väl för överslagsberäkningar. Metoden anses ha förbättrats från Svenskt Vattens riktlinjer (Tabell 4).

## 6.6 JÄMFÖRELSE MELLAN METOD 1 OCH 2

De två modellerna jämförs utifrån resultaten från valideringsmodellerna Bromma (Tabell 26), Kungsholmen (Tabell 27) och Solna (Tabell 28 och Tabell 29). Observera att valideringsmodell Solna är uppdelad i två valideringsområden. I valideringsmodell Bromma visar metod 2 en bättre medelreduktionsfaktor, 0.94 mot 0.57. Att det är en så stor skillnad beror delvis på att en mätpunkts reduktionsfaktor har värdet 1.71 i metod 2. Om mätpunkter är utanför det satta kriteriet är det i denna studie bättre att de är på den undre delen. Minvärdet i metod 2 är betydligt bättre än minvärdet i metod 1, 0.62 respektive 0.20. Metod 1 har två av sex mätpunkters reduktionsfaktor inom kriteriet medan metod 2 har tre mätpunkters reduktionsfaktor inom kriteriet. Det är mindre bra resultat för båda metoder. Det är svårt att avgöra vilken av metoderna som ger bäst resultat för modell Bromma. Metod 2 ger egentligen bättre resultat men samtidigt har den en mätpunkt med reduktionsfaktor på 1.71 vilket inte är bra.

I valideringsmodell Kungsholmen uppfyller metod 1 det satta kriteriet men inte metod 2 (Tabell 27). Medelreduktionsfaktorn för metod 1 är 0.72 medan den för metod 2 är 0.62. Metod 1 visar också en bättre standardavvikelse än metod 2, 0.09 mot 0.16. Metod 1 har två av tre mätpunkters reduktionsfaktor inom det satta kriteriet medan metod 2 har en mätpunkts reduktionsfaktor inom kriteriet.

För valideringsmodell Solna (Innerstad/Höghusförort) är resultatet mellan de två metoderna i stort sett lika (Tabell 28). Båda metoderna visar ett bra resultat. Resultatet för denna valideringsmodell bedöms vara lika bra för båda metoder.

I valideringsmodell Solna (Villaförort/Villaområde i mindre ort respektive Övriga områden) uppfyller metod 2 det satta kriteriet men inte metod 1 (Tabell 29). Medelreduktionsfaktorn för metod 2 är 0.70 medan 0.49 för metod 1.

Sammanfattningsvis anses metod 1 ge bättre resultat än metod 2 för områdestyp Innerstad/Höghusförort. Metod 1 anses alltså ge bättre resultat för mer tätbebyggda områden. För mindre tätbebyggda områden är det svårare att bedöma vilken metod som är bäst. Metod 2 uppfyller det satta kriteriet för reduktionsfaktorn för båda valideringsmodellerna medan metod 1 inte uppfyller någon. Dock så har metod 2 även högre standardavvikelse. Framförallt har metod 1 ingen mätpunkt med reduktionsfaktor över det satta kriteriet. Är det viktigast att vara på den säkra sidan vid dimensionering är metod 1 att föredra. Metod 2 anses kunna användas om en högre osäkerhet är acceptabel.

## 7 SLUTSATSER

Resultaten antyder att lutning inte påverkar avrinningskoefficienten vid stora ytor och vid mindre tät bebyggelse.

Den ojämna fördelningen av mätpunkter mellan olika jordarter gör det svårt att studera huruvida det finns ett samband mellan reduktionsfaktor och jordart. Det bedöms att jordart inte påverkar beräkningen av hårdjord yta i den avrinningsområdesstorlek som undersöks i denna studie.

Metod 1 anses fungera väl för tätbebyggda områden. Resultaten är på den säkra sidan vilket innebär att lägre avrinningskoefficienter kan användas om en högre osäkerhet är acceptabel. För mindre tätbebyggda områden är resultaten mer osäkra.

Metod 2 anses fungera väl för överslagsberäkningar. Metoden anses ha förbättrats från den metod som beskrivs i Svenskt Vattens publikation P90. Undersökningen visar att uppdelning av avrinningskoefficienter efter typ av ledningsnät i avrinningsområdet är befogat.

Områdets karaktär verkar ha viss betydelse vid beräkningarna. Framförallt särskiljer sig mycket tätbebyggda områden från mindre tätbebyggda områden.

Vissa mätpunkter visar oförklarligt höga eller låga reduktionsfaktorer. Detta ger metoderna högre osäkerhet. För att säkrare kunna bedöma resultaten hade fler mätpunkter behövts. Ingen av de undersökta metoderna anses kunna ersätta flödesmätningar.

## 8 REFERENSER

Bäckman, H., Marklund, B., Olsson, R., Peterson, B.-L., Wästlin, T. (1993), *Indirekt nederbördspåverkan i spillvattensystem*, VA-FORSK rapport 1993-08, VAV AB  
ISBN: 91-88392-52-X

Bäckman, H., Hellström, B.-G., Jaryd, A., Jonsson Å. (1997), *Läck- och dräneringsvatten i spillvattensystem*, VA-FORSK rapport 1997-15, VAV AB  
ISBN: 91-88392-41-4

Chabaeva, A., Civco, D.L., Hurd, J.D. (2009), *Assessment of Impervious Surface Estimation Techniques*, Journal of Hydrologic Engineering, Vol. 14, No. 4, 377-387.

Chow, V.T., Maidment, D.R., Mays, L.W. (1988), *Applied Hydrology*, McGraw-Hill, Singapore  
ISBN: 0-07-010810-2

Davis, A.P., McCuen, R.H. (2005), *Stormwater management for smart growth*, Springer Science, E-bok  
ISBN-10: 0-387-27593-2

DHI (2009), *MIKE URBAN – Avloppsteknik och Vattenförsörjning*, tillgänglig 2009-09-10  
<http://www.dhi.se/DHISoftware/AvloppsteknikOchVattenforsorjning/MIKEURBAN.aspx>

Erdal, D. (2009), *Översvämningsrisker för Lidköping – betydelsen hos upplösningen av höjddata*, Examensarbete 2009, Institutionen för geovetenskaper, luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala Universitet  
ISSN 1401-5765

Frimodt, K.O. (2008), *Användarvänlighet hos programverktyg för beräkningar av flöden och dämningnivåer i avloppsnät*, Examensarbete 2008, Institutionen för geovetenskaper, luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala Universitet  
ISSN: 1401-5765

Granolund, B., Andréasson, M. (1997), *Analys av avloppssystem med datormodeller – Tillämpningsexempel med MOUSE-systemet*, VA-FORSK rapport 1997-9, VAV AB  
ISBN: 91-88392-29-5

Granolund, B., Nilsson D. (2000), *Mätningar i avloppsnät samt principer för verifiering av avloppsmodeller*, VA-FORSK rapport 2000-7, VAV AB  
ISBN: 91-89182-44-8

Grip, H., Rodhe, A. (1994), *Vattnets väg från regn till bäck*, Hallgren & Fallgren Studieförlag AB, Uppsala  
ISBN: 91-7382-724

Hammarlund, H. (2006), *Kapacitetskontroll Östanås*, Uppdragsnummer 1145688, Uppdragsrapport SWECO



Hammarlund, H. (2009a), *Metodik för bedömning av anslutna hårdgjorda ytor: Nyttan av kalibrering*, Rapport, SWECO

Hammarlund H. (2009b), handledare SWECO, kontaktad muntligen  
[Hans.hammarlund@SWECO.se](mailto:Hans.hammarlund@SWECO.se)

Hammarlund, H., Wårdell, N. (2007), *Kapacitetsberäkning Skultuna*, Uppdragsnummer 1145788, Uppdragsrapport SWECO

Hammarlund, H., Wårdell, N. (2008), *Kapacitetsberäkning Nynäshamn*, Uppdragsnummer 1145737, Uppdragsrapport SWECO

Holmberg, J. (2005), *Dagvattenhantering i Djupbäckens avrinningsområde – nu och i framtiden*, Examensarbete 2005, Institutionen för Mark- och vattenteknik, Kungliga Tekniska Högskolan  
ISSN: 1651-064X

Jiverö, S., Torstensson, F. (2006), *Kvalitetsstyrning av bräddavlopp – exemplifierat på Krokängsparken, Göteborg*, Examensarbete 2006, Institutionen för Bygg- och miljöteknik, Chalmers Tekniska Högskola

Jones, J.A.A. (1997), *Global Hydrology – Processes, resources and environmental management*, Addison Wesley Longman Limited  
ISBN: 0-582-09861-0

Junestedt, C., Bergström, R., Larsson, K., Marcus, H.O., Furusjö, E., Rahmberg, M. (2007), *Dagvatten i Urban Miljö*. IVL Rapport B1699

Lantmäteriet (2009), *GSD-Höjddata – Basens uppbyggnad*, tillgänglig 2009-11-23  
[http://www.lantmateriet.se/templates/LMV\\_Page.aspx?id=1377](http://www.lantmateriet.se/templates/LMV_Page.aspx?id=1377)

Meyer, A. (2008), *Framtagning och uppbyggnad av hydrauliska modeller på huvudavloppsnätet*, Uppdragsnummer 1445677, Uppdragsrapport SWECO och Stockholm Vatten

MIKE URBAN Collection System. (2008), *Manual för MIKE URBAN CS*.  
Kan beställas från: [www.dhigroup.com](http://www.dhigroup.com)

MIKE URBAN Model Manager. (2008), *Användarhandbok för MIKE URBAN*.  
Kan beställas från: [www.dhigroup.com](http://www.dhigroup.com)

Naturvårdsverket (1993), *Bräddning från avloppsledningar; Kontroll av bräddning och bräddningsmängder*  
ISBN: 91-620-0076-4

Naturvårdsverket (2008), *Avloppsvatten*, tillgänglig 2009-07-23  
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Avlopp/Nagra-vanliga-avloppstermer/>

Shaw, E.M. (1983), *Hydrology in practice*, Van Nostrand Reinhold Co, UK

ISBN: 0-442-30565-6

Stahre, P. (2004), *En långsiktigt hållbar dagvattenhantering: Planering och exempel*, Svenskt vatten  
ISBN: 91-85159-17-4

Stockholm Vatten (2009a), *Dagvatten: källor till föroreningar*, tillgänglig 2009-08-04  
[http://www.stockholmvatten.se/Stockholmvatten/Vattnets-  
vag/Avloppsvatten/Dagvatten/fororeningar/](http://www.stockholmvatten.se/Stockholmvatten/Vattnetsvag/Avloppsvatten/Dagvatten/fororeningar/)

Stockholm Vatten (2009b), *Dagvatten*, tillgänglig 2009-08-04  
[http://www.stockholmvatten.se/Stockholmvatten/Vattnets-  
vag/Avloppsvatten/Dagvatten/](http://www.stockholmvatten.se/Stockholmvatten/Vattnetsvag/Avloppsvatten/Dagvatten/)

Svenskt Vatten (2004), *Publikation P90: Dimensionering av allmänna avloppsledningar*  
ISSN: 1651-4947

Svenskt Vatten (2009), *Certifieringssystem för slam: REVAQ – Återvunnen växtnäring*  
[http://www.svensktvatten.se/web/Certifieringssystem\\_for\\_slam.aspx](http://www.svensktvatten.se/web/Certifieringssystem_for_slam.aspx)

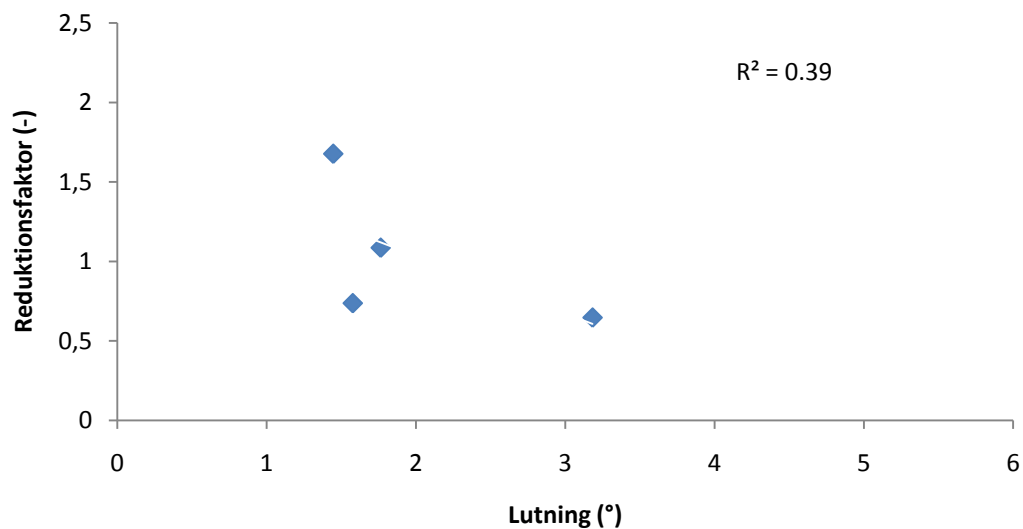
VAV (1976), *P31: Utjämningsmagasin i avloppsnät*, Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, VAV

Åberg, T. (2007), *Öppen dagvattenhantering i urbana miljöer*, Examensarbete 2007, Institutionen för landskapsplanering, SLU  
ISSN: 1652-8152

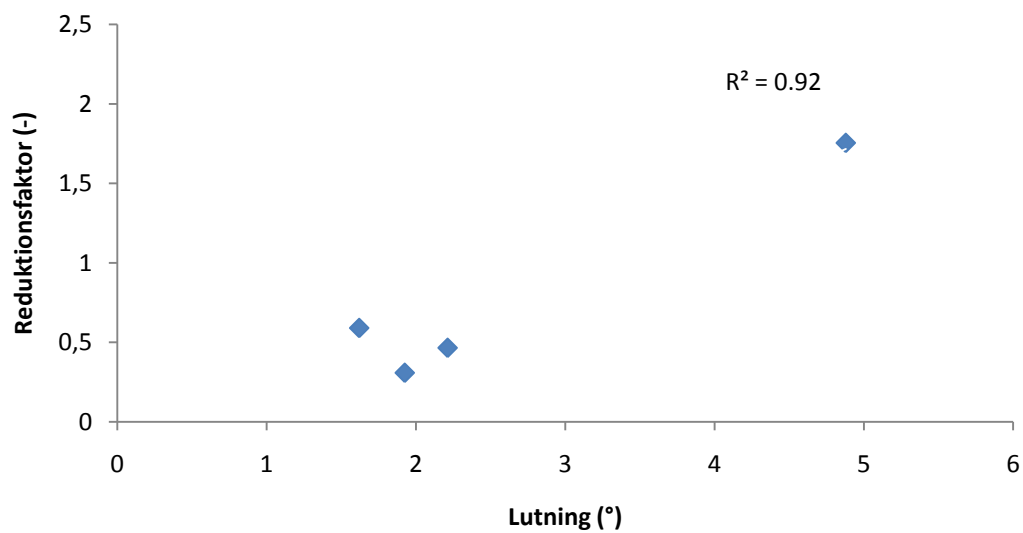
## BILAGA 1

### Lutningsgrafer

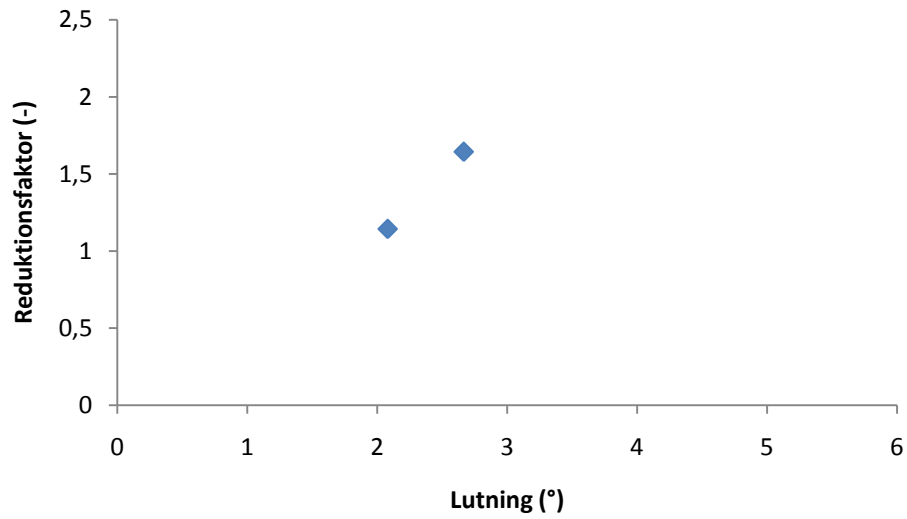
Figur I – Figur VI visar mätpunkternas reduktionsfaktor plottad mot lutning för respektive modell i kalibreringssteget.



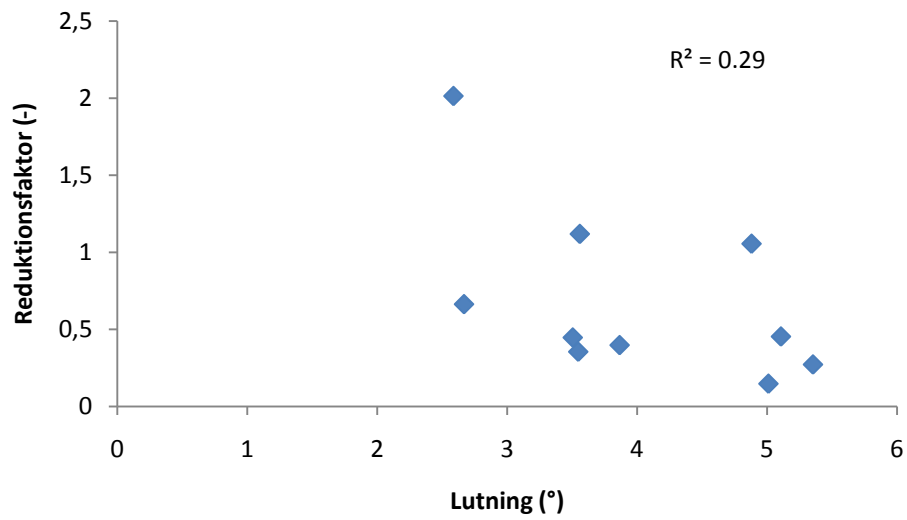
**Figur I.** Mätpunkternas reduktionsfaktor plottad mot medellutningen i respektive delavrinningsområde i modell Köping.



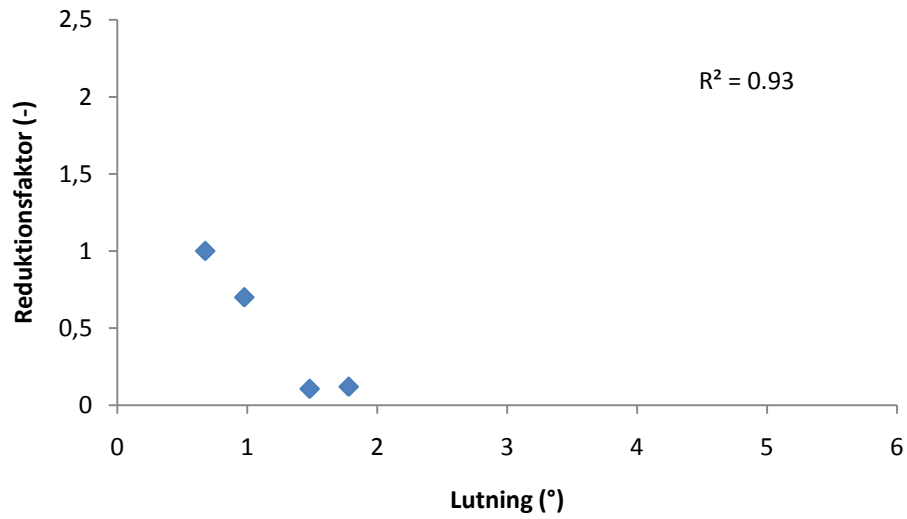
**Figur II.** Mätpunkternas reduktionsfaktor plottad mot medellutningen i respektive delavrinningsområde i modell Långsjön.



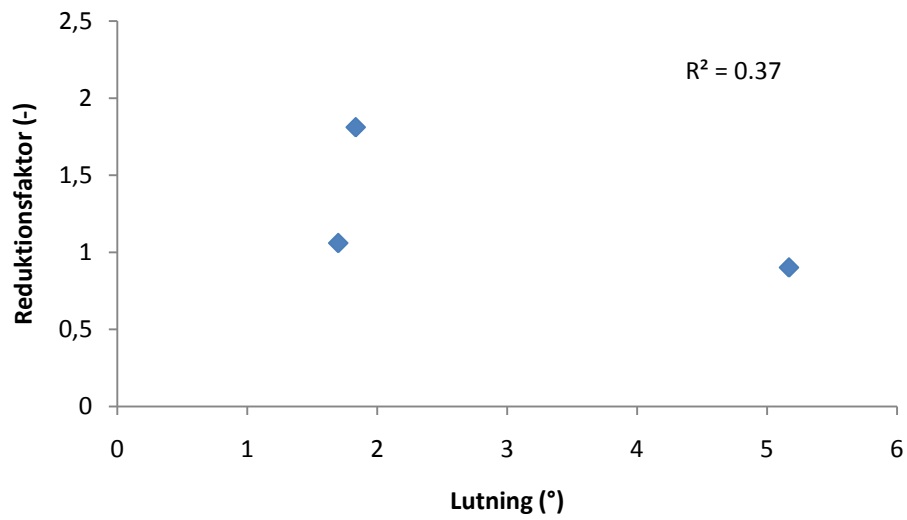
**Figur III.** Mätpunkternas reduktionsfaktor plottad mot medellutningen i respektive delavrinningsområde i modell Nioörtsvägen.



**Figur IV.** Mätpunkternas reduktionsfaktor plottad mot medellutningen i respektive delavrinningsområde i modell Nynäshamn.



**Figur V.** Mätpunkternas reduktionsfaktor plottad mot medellutningen i respektive delavrinningsområde i modell Skultuna.



**Figur VI.** Mätpunkternas reduktionsfaktor plottad mot medellutningen i respektive delavrinningsområde i modell Torkel Knutssongatan.

## Deskriptiv statistik över valideringsmodeller

**Tabell I.** Deskriptiv statistik över den kalibrerade reduktionsfaktorn för valideringsmodellerna Kungsholmen och Solna.

	Kungsholmen	Solna (Innerstad/Höghusföret)
Medelvärde R-faktor	1,02	0,87
Maxvärde R-faktor	1,16	0,99
Minvärde R-faktor	0,94	0,72
Standardavvikelse R-faktor	0,12	0,14
Antal mätpunkter	3	3
Antal mätpunkter med R-faktor under 0,70	0	0
Antal mätpunkter med R-faktor över 1,3	0	0

**Tabell II.** Deskriptiv statistik över reduktionsfaktorn för alla valideringsmodeller när avrinningskoefficienter för bebyggelsestyp enligt Svenskt Vattens riktlinjer (Tabell 4) användes.

	Bromma	Kungsholmen	Solna (Innerstad/ Höghusföret)	Solna (Övriga områden)
Medelvärde R-faktor	0,31	0,36	0,06	0,03
Maxvärde R-faktor	0,68	0,52	0,08	0,05
Minvärde R-faktor	0,10	0,22	0,05	0,02
Standardavvikelse R-faktor	0,20	0,15	0,02	0,01
Antal mätpunkter	6	3	3	3
Antal mätpunkter med R-faktor under 0,70	6	3	3	3
Antal mätpunkter med R-faktor över 1,3	0	0	0	0