



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 15057

Examensarbete 30 hp
februari 2016

Föroreningar från gata till å

Utvärdering av beräkningsmetod för förorenings-
belastning från dagvatten genom en fallstudie i Uppsala

Johan Karlsson och Hannes Öckerman

REFERAT

Föroreningar från gata till å - Utvärdering av beräkningsmetod för föroreningsbelastning från dagvatten genom en fallstudie i Uppsala

Johan Karlsson och Hannes Öckerman

Vi lever i ett samhälle med pågående urbanisering. Nyexploateringar och förtätningar i stadsmiljöer bidrar till minskad infiltration och evapotranspiration samt ökad ytavrinning av regn- och smältvatten; så kallat dagvatten. Det är viktigt att kvantifiera denna diffusa föroreningskälla i urbana miljöer då bland annat näringsämnen och tungmetaller transporteras med dagvattnet, vilket bidrar till försämrad status i recipienter. En föroreningsbelastningsmodell för näringsämnen i dagvatten på nationell nivå används av Svenska miljöemissionsdata (SMED). Beräkningsmetoden använder empiriskt framtagna avrinningskoefficienter och belastningsschabloner som varierar beroende på markanvändningsslag.

Flödesproportionell provtagning av totalhalter kväve, fosfor, bly, koppar, zink, kadmium och suspenderad substans genomfördes under nio veckor i ett av Uppsalas största dagvattenavrinningsområden. Syftet var att kvantifiera områdets föroreningsbelastning för att utvärdera och föreslå förbättringar till SMED:s beräkningsmetod som enligt tidigare studier har stora osäkerheter, men även för att ge underlag till placering av eventuella reningsåtgärder i området. Provtagningen kompletterades med en modellutvärdering där beräkningsmetodens känslighet med avseende på markanvändning och inkludering av basflöde testades. Även en mer fysikaliskt förankrad modell för näringsämnestransport i naturliga avrinningsområden användes i modellutvärderingen.

Resultaten visade att bly, koppar och zink transporteras till Fyrisån i koncentrationer som överskrider föreslagna regionala riktvärden för dagvatten. För koppar och zink är även den totala belastningen på recipient högre än tidigare modellerade värden. Då tungmetaller, men även fosfor, till stor del transporteras i partikulär form bör en eventuell reningsåtgärd i avrinningsområdet fokusera på att avskilja partikulärt material. Åtgärden bör även placeras uppströms industrin GE Healthcare Bio-Sciences AB där föroreningskoncentrationerna späds ut genom att stora volymer kyl- och regenereringsvatten tillförs dagvattennätet.

Vidare visade modellutvärderingen att när SMED:s beräkningsmetod applicerades på det studerade avrinningsområdet överskattades volymavrinningen från dagvattnet jämfört med provtagningsresultaten medan medelkoncentrationen för kväve underskattades. För fosfor gav provtagningsresultaten och beräkningsmetoden samstämmiga svar. Sammantaget överskattade modellen fosforbelastningen något men underskattade kvävebelastningen. För kväve har basflödet visat sig stå för en betydande del av belastningen och bör därför i framtiden inkluderas i SMED:s beräkningsmetod. Även den markanvändningskarta som används i metoden bör bytas ut på grund av dess inaktualitet samt att modellutvärderingen visade relativt stora känsligheter i resultaten för ändring i markanvändning.

Nyckelord: *Dagvatten, SMED, modell, StormTac, basflöde, flödesproportionell provtagning, flödesmätning, tungmetaller, näringsämnen, suspenderade ämnen, regnintensitet, regndjup, osäkerhet*

*Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet
Lennart Hjelmns väg 9, SE-756 51, Uppsala. ISSN 1401-5765.*

ABSTRACT

Pollutants from Road to River - Evaluation of Computational Method for Pollution Load from Storm Water through a Case Study in Uppsala, Sweden

Johan Karlsson and Hannes Öckerman

We live in a society with an ongoing urbanization. New development projects and densifications in urban areas contribute to reduced infiltration and evapotranspiration and an increased surface runoff from rain and melt water, i.e. stormwater. It is essential to quantify this diffuse source of pollution in urban environments since nutrients, heavy metals and other pollutants, are transported by the stormwater and contribute to recipient degradation. A nutrient pollution load model in stormwater is used by Swedish environmental emission data (SMED) on a national level. The SMED computational method utilizes empirical runoff coefficients and standard concentrations, which vary depending on the catchment land-use.

Flow proportional sampling of total concentrations of nitrogen, phosphorus, lead, copper, zinc, cadmium and suspended solids was conducted during nine weeks in one of the largest stormwater catchments in Uppsala city, Sweden. The study aimed at quantifying the pollution load of the catchment in order to evaluate and suggest improvements to the SMED computational method, which contains large uncertainties according to previous studies. Furthermore, the study aimed at providing a basis for potential treatment measures in the catchment. The sampling was complemented with a model evaluation where the sensitivity of the computational method was tested with respect to land-use input and the inclusion of baseflow. The model evaluation also included a comparison with a more physically based model for nutrient transport in natural catchments.

The results revealed that lead, copper and zinc are discharged into the Fyris River in concentrations exceeding proposed regional guideline values. For copper and zinc the total pollution loads on the recipient are higher than previously modeled values. As heavy metals and phosphorus are transported largely in particulate form the potential treatment measure should have the ability to effectively separate particulate matter from the stormwater matrix. Due to emissions of large volumes of cooling and regeneration water from the industry GE Healthcare Bio-Sciences AB, the stormwater pollutants are diluted. The treatment measure should therefore be placed upstream from the industry.

When applying the SMED computational method on the studied catchment, the model overestimated the runoff volume from stormwater compared to the sampling results, while the average nitrogen concentration was underestimated. Regarding phosphorus concentrations, the model and the sampling results concurred relatively well. This resulted in a higher phosphorus, but lower nitrogen, pollution load predicted by the model. It can partly be attributed the fact that baseflow transport of nitrogen is a significant part of the total pollution load, and should thus be included in the SMED computational method in future calculations. Another model improvement would be to replace the outdated land-use map currently being used in the method as the model evaluation indicated a relatively large sensitivity in the results with regards to alterations in the land-use type input.

Keywords: *Stormwater, SMED, model, StormTac, baseflow, flow-proportional sampling, flow measurement, nutrients, heavy metals, suspended solids, rainfall intensity, rainfall depth, uncertainty*

*Department of Aquatic Sciences and Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences
Lennart Hjelm's väg 9, SE-756 51, Uppsala, Sweden. ISSN 1401-6765.*

FÖRORD

Nu är det slut. Detta examensarbete på 30 hp markerar slutet på tiden som civilingenjörstudent inom miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och början på något nytt. Studien har möjliggjorts genom ett samarbete mellan IVL Svenska Miljöinstitutet AB och Uppsala Vatten och Avfall AB. Uppsala Vatten har även finansierat provtagningen som skett inom arbetet. Vi lyckades med konststycket att få handledas av tre skickliga yrkesmänniskor; Mikael Olshammar på IVL Svenska Miljöinstitutet, Jonathan Arnlund, Swedavia AB (tidigare på Uppsala Vatten) samt Brita Stenvall, Uppsala Vatten. Elin Widén Nilsson på institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, var dedikerad ämnesgranskare. Examinator var Fritjof Fagerlund på institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.

Utöver ovan nämnda vill vi även tacka Andreas Jansson och Joachim Sjöblom vid Uppsala Vatten för all hjälp med det praktiska runt provtagning och flödesmätning; Caroline Holm vid Uppsala Vatten för att hon hjälpt oss att få fram information om vattentillskottet från GE Healthcare Bio-Sciences AB och för hennes kemikunskaper; Lars-Erik Lindblad vid GE för att han skakat fram ytterligare information om industrins utsläpp till dagvattennätet; Johanna Tengdelius Brunell, SMHI, för hjälp med data och modellförståelse för S-HYPE; Anders Ljung, Stockholm-Roslagens Järnvägars museiförening, och Börje Frank, Uppsala Kommun, för upplåtelse av mark till vår provtagningsutrustning; Bengt Persson, Permafastigheter, och David Ljungberg, WSP, för att de gav oss möjlighet att få elförsörjning till våra automatiska provtagare; Nicklas Bergqvist, MJK Automation, för hans engagemang när provtagningsutrustningen krånglade. Vi vill också tacka Erik Cato och andra på Kungsängsverket för hjälp med att få fram kylskåp och annan utrustning vi behövde. Janne Jansson vill vi tacka för den fina flygbilden över Salabacke. Slutligen vill vi också tacka Ingunn Olaussen vid Uppsala Vattens vattenlaboratorium och Anna-Karin Revell vid ALS Scandinavia AB för hjälp i samband med de kemiska analyserna.

Uppsala, januari 2016

Johan Karlsson och Hannes Öckerman

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Föroreningar från gata till å - Utvärdering av beräkningsmetod för föroreningsbelastning från dagvatten genom en fallstudie i Uppsala

Johan Karlsson och Hannes Öckerman

I naturen infiltrerar regn- och smältvatten genom markytan för att sippra ner till grundvattnet, och transporteras sedan vidare till vattendrag och sjöar. Då städer breder ut sig ersätts den naturliga marken med hårdgjorda ytor, som asfalterade vägar och hustak, vilka förhindrar infiltration. Vattnet tvingas då rinna längs markytan och vidare genom diken eller underjordiska ledningsnät till vattendrag och sjöar. Detta vatten kallas dagvatten.

I en stadsmiljö finns många källor till föroreningar. Byggnadsmaterial som koppartak och förzinkade lyktstolpar läcker tungmetaller. Bilar rostar och material från bromsskivor slits bort vid inbromsningar och hamnar på vägytan. När det regnar kan dagvattnet transportera dessa föroreningar och kan bidra till försämrad vattenkvalitet i naturliga vattenförekomster.

En typ av föroreningar som kan härstamma från dagvattnet är näringsämnena kväve och fosfor. Dessa bidrar till övergödning av naturliga vatten och kan i förlängningen leda till syrefria bottenar. På en nationell nivå bidrar dagvatten med förhållandevis lite näringsämnen jämfört med exempelvis jordbruket, men det har visats att tätbebyggda områden kan stå för en betydande näringsämnesbelastning per ytenhet. Källorna till näringsämnena i urbana områden är exempelvis djurspillning, gödningsmedel, avloppsvatten, växtmaterial och pollen. Näringsämnena kan också komma från bilavgaser eller mer långväga utsläpp via atmosfärisk deposition.

För att uppskatta storleken av Sveriges totala utsläpp av näringsämnena till haven har ett samarbete mellan IVL Svenska Miljöinstitutet, SCB, Sveriges lantbruksuniversitet och SMHI inletts under namnet SMED (Svenska miljöemissionsdata). SMED har tagit fram en modell där den totala belastningen av näringsämnena beräknas. En del av denna modell är att beräkna utsläppen från tätbebyggda områden, och man har sett att det finns stora osäkerheter i resultaten från denna delmodell varför det är av intresse att utvärdera modellen mot mätdata och studera modellens ingående processer för att kunna förbättra modellens prediktioner. Resultaten från SMED:s arbete presenteras i PLC-rapporter (*Pollution Load Compilations*) vilka får stor spridning. Det är därför viktigt att utvärdera och utveckla metoderna bakom beräkningarna för att ge resultaten större trovärdighet.

Beräkningsmetoden som används för dagvatten inom SMED bygger på schablonvärden, där olika typer av markanvändning ger olika föroreningskoncentrationer i det avrinnande dagvattnet. Genom att skapa en markanvändningskarta över det modellerade området och förse modellen med den totala mängden nederbörd som faller i området under ett år kan mängden föroreningar som kommer från området beräknas.

För att utvärdera SMED:s beräkningsmetod för dagvatten har ett stort avrinningsområde i Uppsala provtagits under drygt två månader. Även andra modeller har använts som jämförelse för att förstå hur SMED:s beräkningsmetod kan förbättras. Studien utfördes genom IVL Svenska Miljöinstitutet AB tillsammans med Uppsala Vatten och Avfall AB, som är ansvariga för dagvattenhanteringen i Uppsala. Då det framöver kan bli nödvändigt att bygga om delar av dagvattensystemet i området är resultaten från studien intressanta för att strategiskt kunna planera eventuella reningsåtgärder som behöver vidtas för att minska risken för negativa miljökonsekvenser.

I studien har, utöver näringsämnen, även tungmetallerna bly, kadmium, koppar och zink samt mängden partiklar i dagvattnet analyserats. Dessa ämnen indikerar ofta dagvattenkvaliteten och kan orsaka skador på miljön om de släpps ut i för stora mängder.

Provtagningen utfördes vid två olika punkter för att kunna se skillnader i föroreningsbelastning från olika delar av området. Den ena punkten fångar ett område som mestadels består av bostäder samt ett fåtal högttrafikerade vägar. Den andra punkten var belägen nära områdets utlopp till Fyrisån och fångar hela avrinningsområdet inklusive ett stort industriområde nedströms den första punkten. För att på bästa sätt uppskatta mängden föroreningar som kommer från området utfördes provtagningen med två automatiska provtagare som tog prover flödesproportionellt. Detta innebär att provtagaren hela tiden mäter vattenflödet och tar ett prov efter att en viss mängd vatten har passerat. På detta sätt fångas dynamiken och de höga halter föroreningar som kan sköljas ut vid kraftiga regn fås med.

Resultaten från studien indikerade att tungmetallerna bly, koppar och zink släpps ut i Fyrisån i halter som överskrider föreslagna regionala riktvärden. Samtliga analyserade föroreningar med undantag för kväve släpps också ut i högre halter än vad som finns i Fyrisån. Det finns därför en risk att utsläppen från området försämrar Fyrisåns miljöstatus. Troligen härstammar en stor del av föroreningarna från trafik på de större vägarna, men även byggnadsmaterial som används inom området kan vara en källa. De föroreningar som kan orsaka problem ofta är associerade till partiklar i vattnet. Eventuella reningsåtgärder bör därför fokusera på att avskilja dessa partiklar.

Vid utvärdering av SMED:s beräkningsmetod upptäcktes att markanvändningskartan som används i modellen inte stämde överens med en mer lokalanpassad markanvändningskarta som Uppsala Vatten har tagit fram. Då markanvändningskartan inte heller uppdateras finns det en risk att felet kan bli ännu större i framtiden, då städer som Uppsala ständigt växer och nya områden exploateras. Modellen tar inte heller hänsyn till basflödet, som är det vatten som transporteras i dagvattennätet under perioder utan regn. Detta vatten kan exempelvis komma från husgrundsdräneringar eller grundvatten som tränger in i ledningsnätet. Studien visade att en betydande del av den totala kvävebelastningen kommer via basflödet. Detta är därför något som bör tas med i modellen för att beräkningarna inte skall underskatta mängden kväve som kommer från urbana områden.

Jämfört med flödesmätningar som gjordes under provtagningen överskattades den totala volymen dagvatten som beräknades av modellen. Detta kan bero på att modellen är anpassad för att beräkna flöde under ett helt år medan provtagningen endast pågick i nio veckor. Det var dessutom ovanligt torrt under perioden som provtagningen pågick. Studien visade även att olika regn med samma nederbördsmängd kan ge upphov till olika mängder dagvatten. Detta beror på att regnets intensitet varierar; vid regn med låg intensitet blir förlusterna stora och mindre mängd vatten blir till dagvatten och vid högintensiva regn gäller det motsatta. Detta kan vara viktigt då den genomsnittliga regnintensiteten varierar geografiskt över landet vilket leder till att modellen kanske inte är representativ för alla svenska städer.

ARBETSFÖRDELNING

Då detta examensarbete har två författare definieras här vilka avsnitt som respektive författare huvudsakligen har haft ansvar för. Båda författare har korrekturläst och kommit med synpunkter på samtliga avsnitt i examensarbetet och vissa avsnitt skrevs tillsammans.

Avsnitt	Hannes	Johan
0 Referat och Abstract	X	
0 Förord	X	X
0 Populärvetenskaplig sammanfattning		X
1 Inledning	X	
1.1, 1.2 Syften och Mål, Avgränsningar	X	X
2 Bakgrund	X	
2.1 Dagvatten		X
2.2 Dagvatten i Uppsala		X
2.3 Dagvattenkvalitet	X	
2.4 Flödesmätning		X
2.5 Provtagning och belastningsberäkning		X
2.6 Modellering av dagvattenkvalitet		X
2.6.1 StormTac	X	
2.6.2 SMED:s beräkningsmetod för dagvatten	X	
2.6.3 S-HYPE och SMED-HYPE		X
2.6.4 Geografiskt kartverktyg – Q-GIS	X	
3 Metod	X	
3.1 Fallstudieområde		X
3.1.1 Uppdelning i delavrinningsområdena norra och södra		X
3.1.2 Markanvändning	X	
3.2 Flödesmätning	X	X
3.3 Provtagning	X	X
3.4 Analys av dagvattnets föroreningsinnehåll	X	
3.5 Beräkning av parametrar från provtagningen	X	
3.5.1 Nederbörd	X	
3.5.2 Koncentrations- och belastningsberäkningar (C och L)		X
3.5.3 Separering av hydrograf i bas- och dagvattenflöde (%bf)		X
3.5.4 Avrinningskoefficienter (φ och φ_{tot})		X
3.5.5 Kvantifiering av osäkerheter		X
3.6 Modellering och beräkningsmetoder	X	
3.6.1 Modell A: SMED:s beräkningsmetod	X	
3.6.2 Modell B: StormTac	X	
3.6.3 Modell C: S-HYPE		X
3.6.4 Utvärdering och modelljämförelser		X
4 Resultat	X	
4.1 Provtagning	X	
4.2 Modellering		X
5 Diskussion	X	
5.1 Provtagning	X	
5.2 Modellering		X
6 Slutsatser	X	X

Även arbetet med de praktiska momenten inom examensarbetet fördelades. Vissa moment utfördes tillsammans medan andra huvudsakligen utfördes av en av författarna.

Praktiskt moment	Hannes	Johan
Provtagning	X	X
Framtagning av markanvändningskartor (Q-GIS)	X	
Viktning av nederbördsdata (Thiessens polygonmetod, Q-GIS)	X	
Framtagning av översiktskarta (Q-GIS)		X
Huvudansvar för illustrationer i rapporten		X
Modellering med Modell A och B (MS Excel)	X	
Bearbetning av data från Modell C (MATLAB)		X
Bearbetning av data från provtagning och flödesmätning (MATLAB)		X

ORDLISTA

Akkumulerings- och bortspolningsmodell	Modell för föroreningsbelastning där föroreningar antas ackumuleras på avrinningsområdets yta under torra perioder för att sedan sköljas ut vid nederbördsepisoder.
Avrinningskoefficient (ϕ)	Andelen nederbörd som bidrar till dagvattenavrinning vid ett givet nederbördstillfälle.
Avrinningskoefficient, total (ϕ_{tot})	Andelen nederbörd som bidrar till den totala avrinningen (inklusive basflöde).
Basflöde	I dagvattensammanhang det flöde som rinner i dagvattenledningsnätet mellan regntillfällen. Härstammar från husgrundsdräneringar, inträngande grundvatten och ytvattenförekomster anslutna till dagvattenledningsnätet.
Belastningsschablon (C)	Den halt av en förorening som kan förväntas finnas i dagvattnet från ett visst markanvändningsslag.
CV-värde	<i>Coefficient of Variation</i> är en normaliserad standardavvikelse för att kunna jämföra olika datamängder. $C_v = \sigma / \mu $
Dagvatten	Regn-, smält- och tillfälligt framträngande grundvatten som rinner av från ytor inom tätorter och på vägar.
EMC	Event Mean Concentration. Medelvärde av en förorenings koncentration under ett nederbördstillfälle.
First flush	Teori som säger att koncentrationsmaximum föregår flödesmaximum under en avrinningsepisod och att en stor del av föroreningarna därmed sköljs ut i början av avrinningsepisoden.
HELCOM	Helsingforskommissionen. Ett internationellt styrande organ i norra Europa med målet att skydda Östersjöns marina miljö från föroreningar.
PLC	Pollution Load Compilation. Årligen rapporteras belastning av näringsämnen baserat på mätningar i flodmynningar till HELCOM i PLC Annual. PLC Periodical rapportering sker mer sällan och redovisar näringsämnenas källfördelning.
Regenereringsvatten	Vatten mättat med saltlösning (NaCl) som används för att återställa funktionen hos avhärdningsfilter.
Regndjup (r_d)	Den totala mängden regn under ett givet nederbördstillfälle. Mäts i mm.
Regnintensitet (I)	Regndjupet per tidsenhet. Den genomsnittliga regnintensiteten vid ett nederbördstillfälle är regndjupet delat på regnets varaktighet. Mäts exempelvis i $L s^{-1} ha^{-1}$.
S-HYPE	En hydrologisk modell för hela Sverige framtagen av SMHI för att beräkna vattenflöden samt transport och omsättning av näringsämnen.
SMD	Svenska marktäckedata. En karta i rasterformat där varje rastercell har information om markanvändningsslaget. Används inom SMED för att beskriva markanvändningen inom tätort.
SMED	Svenska miljöemissionsdata. Ett samarbete mellan IVL Svenska Miljöinstitutet, SCB, SLU och SMHI som förser Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten med underlag för Sveriges internationella rapportering av utsläpp till luft och vatten.

SMED-HYPE	En version av S-HYPE där näringsläckagegenereringar är borttagna. Läckageschabloner och typhalter används istället tillsammans med S-HYPE:s flöden för att beräkna näringsämnesretention. Belastningen från exempelvis dagvatten och reningsverk läggs in som punktkällor i modellen.
SMED:s beräkningsmetod	Hänvisar till den beräkningsmetod som används av SMED för att beräkna belastningen av näringsämnen från urbana områden, som del av rapporteringen till PLC Periodical rapporterna. Metoden använder bland annat markanvändningsdata från SMD samt avrinningskoefficienter och belastningsschabloner från StormTac.
Spillvatten	Det förorenade vatten som kommer från hushåll, industrier, serviceanläggningar och dylikt (Bäckman m.fl., 1997). Exempelvis det vatten som spolats ut från toaletter, bad, dusch, tvätt och diskning.
StormTac	Dagvattenmodell för beräkning av flöden, belastning och rening. Modellen bygger på empiriska data för avrinningskoefficienter och belastningsschabloner för olika markanvändningsklasser.
Tungmetall	Innefattar alla metaller eller legeringar med densitet högre än 5 g cm^{-3} . I denna rapport syftar tungmetaller på bly (Pb), koppar (Cu), zink (Zn) och kadmium (Cd).
Vattenförekomst	En avgränsad och betydande förekomst av grund- eller ytvatten som till exempel en sjö, ett grundvattenmagasin, en å, flod, kanal, eller en kustvattensträcka (VISS, 2016). Ett enskilt vattendrag eller en enskild sjö kan bestå av en eller flera vattenförekomster.
Årsmedeldygnstrafik (ÅDT)	Det årliga antal fordon som i snitt under ett dygn passerar en punkt på en väg, eller ett vägsegment, i båda riktningarna (Forsman och Bring, 2013).

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	Inledning	1
1.1	Syften och mål	3
1.2	Avgränsningar	3
2	Bakgrund	4
2.1	Dagvatten	4
2.1.1	Regndjup och regnintensitet	5
2.1.2	Basflöde	6
2.2	Dagvatten i Uppsala	6
2.3	Dagvattenkvalitet	7
2.3.1	Näringsämnen (N och P)	7
2.3.2	Tungmetaller (Pb, Cu, Zn och Cd)	8
2.3.3	Suspenderad substans (SS)	9
2.3.4	Riktvärden för dagvattenföroreningar	10
2.3.5	Årstidsvariationer	11
2.4	Flödesmätning	12
2.5	Provtagning och belastningsberäkning	13
2.6	Modellering av dagvattenkvalitet	14
2.6.1	StormTac	15
2.6.2	SMED:s beräkningsmetod för dagvatten	18
2.6.3	S-HYPE och SMED-HYPE	21
3	Metod	22
3.1	Fallstudieområde	22
3.1.1	Uppdelning i delavrinningsområdena norra och södra	23
3.1.2	Markanvändning	23
3.2	Flödesmätning	26
3.2.1	Primär flödesmätning	26
3.2.2	Sekundär flödesmätning	27
3.3	Provtagning	30
3.3.1	Installation av provtagare	30
3.3.2	Programmering av provtagare	30
3.4	Analys av dagvattnets föroreningsinnehåll	33
3.5	Beräkning av parametrar från provtagningen	33
3.5.1	Nederbörd	34
3.5.2	Koncentrations- och belastningsberäkningar (C och L)	35
3.5.3	Separering av hydrograf i bas- och dagvattenflöde (%bf)	37
3.5.4	Avrinningskoefficienter (ϕ och ϕ_{tot})	37
3.5.5	Kvantifiering av osäkerheter	38
3.6	Modellering och beräkningsmetoder	38
3.6.1	Modell A: SMED:s beräkningsmetod	39
3.6.2	Modell B: StormTac	40
3.6.3	Modell C: S-HYPE	41
3.6.4	Modelljämförelser	43
4	Resultat	44
4.1	Provtagning	44
4.1.1	Nederbördsförhållanden	44
4.1.2	Utvärdering av provtagning	44
4.1.3	Veckovis volymavrinning, nederbörd och föroreningshalter	46
4.1.4	Bidrag från GE Healthcare Bio-Sciences AB	47

4.1.5	<i>E. Coli</i> - eventuell påverkan av felkopplat spillvatten.....	48
4.1.6	Föroreningskoncentrationer och specifika belastningar	48
4.2	Modellutvärdering	50
4.2.1	Avrinning och avrinningskoefficienter.....	50
4.2.2	Föroreningskoncentrationer.....	52
4.2.3	Föroreningsbelastning	54
4.2.4	Föroreningsbelastning via basflöde.....	56
5	Diskussion	58
5.1	Provtagning.....	58
5.1.1	Representativitet	58
5.1.2	Utvärdering av provtagning.....	58
5.1.3	Bidrag till dagvattennätet.....	60
5.1.4	Föroreningskoncentrationer och -belastningar.....	61
5.1.5	Heterogenitet i avrinningsområdet	63
5.1.6	Underlag för reningsåtgärd	64
5.2	Modellutvärdering	65
5.2.1	Avrinning och avrinningskoefficienter.....	65
5.2.2	Föroreningskoncentrationer.....	67
5.2.3	Föroreningsbelastning	67
5.2.4	Föroreningsbelastning via basflöde.....	68
5.3	Förslag till vidare studier	69
6	Slutsatser	70
	Referenser	72
	Bilaga I	78

1 INLEDNING

Vi lever i ett samhälle med pågående urbanisering. Framförallt de senaste 40 åren har urbana områden i Sverige expanderat och i dag bor cirka 85 % av invånarna i tätorter (Semadeni-Davies m.fl., 2008; Svanström, 2015). Här finns mindre vegetation än på landsbygden och istället en större andel hårdgjorda ytor, exempelvis asfalterade vägar, parkeringsplatser och hustak, där naturlig infiltration av vatten förhindras. Dagvatten (Figur 1) definieras som det regnvatten, smältvatten och tillfälligt framträngande grundvatten som rinner av från ytor inom tätorter och på vägar (Ryegård m.fl., 2007; Uppsala kommun, 2014).



Figur 1. En dagvattenbrunn (t.v.) samt dagvatten på vägytor (t.h.) i Uppsala, december 2015. Foto: Johan Karlsson.

Parallellt med urbaniseringen pågår en förändring av det globala klimatet. Nederbörden och antalet kraftiga nederbördstillfällen kommer att öka det kommande seklet (IPCC, 2013), vilket leder till större volymer dagvatten som måste omhändertas (Madsen och Willcox, 2012). Då dagvattenavrinningen ökar med ökad andel hårdgjord yta förväntas bland annat översvämningar att påverka människor i tätorter mer frekvent i framtiden (Huang m.fl., 2008; Perry och Nawaz, 2008). Dagvatten från urbana avrinningsområden kan även försämra vattenkvaliteten i sjöar och vattendrag, där det kan påverka både fisk, djurliv och ekosystem (Steinman m.fl., 2015). Vanliga kontaminerande ämnen associerade med dagvatten är bland andra tungmetaller, pesticider, vägsalt, näringsämnen, petroleumföreningar och organiskt material (Obropta och Kardos, 2007; Marklund, 2014; Steinman m.fl., 2015). Alberti m.fl. (2007) har påvisat ett samband mellan andelen hårdgjorda ytor och degradering av akvatiska ekosystem inom ett avrinningsområde.

Huvudmålet för Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område, allmänt känt som vattendirektivet, är att alla vattenförekomster i EU ska uppnå god ekologisk och kemisk status till år 2015¹. Direktivet och implementeringen av detta i svensk lag nämner inte dagvatten explicit men ställer ändå krav på dagvattenhantering genom principen om icke-försämring av vattenförekomster (Söderberg, 2011).

¹ För vissa vattenförekomster har tidsfristen förlängts till år 2021 eller 2027.

Att minska föroreningsbelastningen från dagvatten är även en viktig komponent för att uppfylla flertalet av de av riksdagen antagna miljömålen. Exempelvis fastslår målet ”ingen övergödning” att halterna av kväve och fosfor i vatten inte ska påverka människors hälsa eller biologisk mångfald negativt (Naturvårdsverket, 2015a). ”Giftfri miljö” ämnar hålla naturligt förekommande ämnen nära bakgrunds nivåer och koncentrationer av antropogena ämnen nära noll för att inte hota människors och ekosystems hälsa (Naturvårdsverket, 2015b).

Med ovanstående förutsättningar är det viktigt att kvantifiera och begränsa föroreningsbelastningen från den diffusa källa som dagvatten är (Obropta och Kardos, 2007). För att effektivisera planeringen av reningsåtgärder krävs modeller för dagvattenföroreningar som svarar på ändrade förutsättningar gällande nederbörd, markanvändning och andra variabler. En kvantitativ beräkningsmetod för Sveriges utsläpp av näringsämnen via dagvatten till recipienter, och i förlängningen till haven, har utarbetats av Svenska miljöemissionsdata (SMED). Metoden skattar kväve- och fosforbelastningen från dagvatten i tätorter genom att bland annat använda data för nederbörd och markanvändning. SMED är ett samarbete mellan IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Statistiska centralbyrån (SCB), Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) och Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI). Syftet är att förbättra den svenska kompetensen inom emissionsstatistik och att förse Naturvårdsverket samt Havs- och vattenmyndigheten (HaV) med underlag för Sveriges internationella rapportering av utsläpp till luft och vatten (Ryegård m.fl., 2007). Resultaten från SMED:s arbete får ofta stor spridning, vilket gör det viktigt att utveckla och utvärdera beräkningsmetoderna som används. Bland andra har Widén-Nilsson m.fl. (2010) påvisat stora osäkerheter i SMED:s belastningsberäkningar för dagvatten vilket gör det önskvärt att utvärdera modellen i en fallstudie.

Ett lämpligt fallstudieområde är ett av Uppsala stads största avrinningsområden för dagvatten som innefattar hela Sala backe stadsdel, större delar av Fålhagen och Årsta samt mindre områden i Boländerna och Kungsängen. Områdets heterogenitet lämpar sig väl för att jämföra provtagningsresultat med modellerad dagvattenbelastning genom SMED:s beräkningsmetod. Avrinningsområdet är även strategiskt intressant att undersöka då flera nybyggnationer pågår inom området, vilket troligen påverkar dagvattnets föroreningsbelastning både kvantitativt och kvalitativt². Fallstudieområdets utlopp är placerad i södra delen av Tullgarnsparken, med Fyrisån som recipient (Ekholm, 2014). Då det finns planer att bygga en ny bro vid utloppsplatsen, och därmed även bygga om avrinningsområdets utlopp², kan provtagningsresultat även indikera eventuella reningsåtgärder som behöver sättas in.

² J. Arnlund, Uppsala Vatten och Avfall AB, personlig kommunikation, 21 aug 2015.

1.1 SYFTEN OCH MÅL

Syftet med detta examensarbete var

- 1) att kvantifiera dagvattnets föroreningsbelastning av totalhalter av kväve (N), fosfor (P), suspenderad substans (SS), koppar (Cu), bly (Pb), zink (Zn) och kadmium (Cd) från ett av Uppsalas största avrinningsområden för dagvatten. Målet var att med hjälp av dessa resultat utreda vilket delavrinningsområde som bidrar med mest föroreningsspridning, för att ge underlag till var eventuella åtgärder skulle vara mest effektiva.
- 2) att utifrån provtagningen, jämförande modellering och en litteraturstudie utvärdera SMED:s beräkningsmetod. Målet var att identifiera osäkerheter i metoden och vilka konsekvenser dessa har på beräkningen av Sveriges totala föroreningsbelastning via dagvatten, samt föreslå möjliga metodförbättringar.

1.2 AVGRÄNSNINGAR

Studien avgränsades till att analysera totalhalter av sju föroreningar (N, P, SS, Cu, Pb, Zn och Cd) i ett avrinningsområde för dagvatten i Uppsala. Ämnenas lösta, suspenderade eller biotillgängliga halter har inte analyserats. Provtagningsperioden begränsades till nio veckor för att ge tid till bearbetning och sammanställning av data. Eventuella tekniska åtgärder för rening av dagvattnet undersöktes inte. Ett ledningstekniskt avrinningsområde utgjorde den geografiska avgränsningen vid modellering.

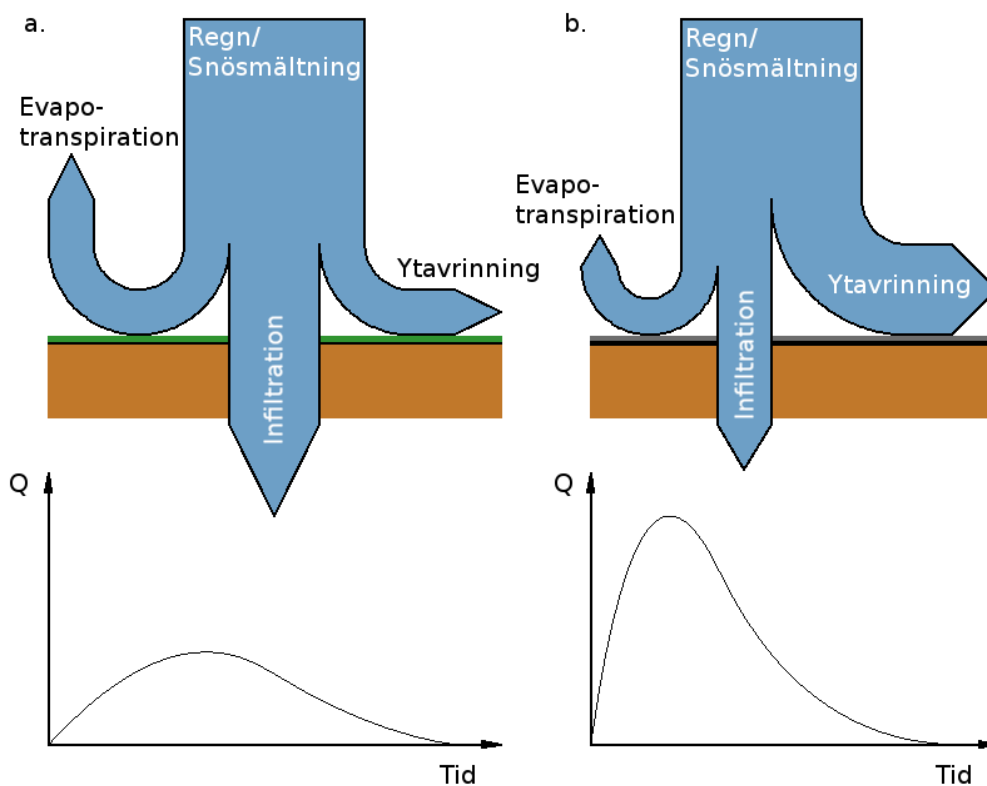
Med hänsyn till avrinningsområdets geografiska plats bestod litteratururvalet till stor del, men inte uteslutande, av studier från Sverige. Även litteratur från Australien, Kina, Storbritannien, Tyskland och USA studerades. Resultat från utländska studier överensstämde ofta väl med de från svenska förhållanden gällande dagvattenkvalitet och ingen betydande skillnad mellan svensk och utländsk litteratur har identifierats.

2 BAKGRUND

Historiskt sett har fokus för dagvattenfrågor i Sverige länge varit kvantiteten, men sedan slutet av 90-talet har dagvattenkvalitet gradvis givits mer prioritet (Ohlsson m.fl., 2011). Processer för avrinningsbildning samt källor till, och transport av, dagvattenföroreningar kartläggs för att utarbeta kvantitativa och kvalitativa modeller som baseras på både fysikaliska samband och empiriska data.

2.1 DAGVATTEN

I och med urbanisering förändras den naturliga vattenbalansen. Regn- och smältvatten som tidigare infiltrerat marken till grundvattnet stoppas av hårdgjorda ytor och bildar istället ytavrinning. Evapotranspirationen blir lägre till följd av minskad växtlighet. Även transporten av vattnet förändras och svarstiden mellan regn och flöde förkortas (Butler och Davies, 2010). Detta leder till att hydrografen, som visar flödets variation över tid, för urbana avrinningsområden (Figur 2b) ofta har en snabb stigning och hög flödestopp jämfört med avrinningsområden med naturmark (Figur 2a). Detta innebär i sin tur att de är känsliga även för små förändringar i nederbörd (Semadeni-Davies m.fl., 2008).



Figur 2. Skillnad i hydrologi (a) före och (b) efter urbanisering med ökad andel hårdgjorda ytor. Evapotranspiration och infiltration minskar medan ytavrinningen ökar vid urbanisering. Graferna visar hur dessa förändringar påverkar hydrografen, där Q är vattenföringen i avrinningsområdet. Illustration modifierad från Butler och Davies (2010).

Övergången från regn- eller smältvatten till dagvatten sker principiellt i två steg. Det första är förluster till följd av interception, lagring i ytojämnheter, evapotranspiration och infiltration. Dessa förluster leder till att den totala avrunna volymen alltid understiger volymen regn- eller smältvatten som tillförts avrinningsområdet. Därefter sker en transport av vattnet över ytan i det urbana området, ner i dagvattenbrunnar, genom ledningsnätet och ut till recipient (Butler och Davies, 2010).

Interception

Interception avser vatten som görs otillgängligt genom att det fångas (intercepteras) av vegetationens grenar, stammar och lövverk. Vid ett regntillfälle är interceptionen stor initialt, men efterhand som möjliga interceptionsytor mättas avtar effekten. För kraftigt urbaniserade avrinningsområden är effekterna av interception små men för avrinningsområden med större grönområden är interceptionen av större betydelse (Butler och Davies, 2010).

Lagring på markytan

Då dagvatten rinner längs en yta kommer delar av flödet fastna i ytojämnheter och sänkor i markytan och därmed inte bidra till flödet vid avrinningsområdets utlopp. Denna effekt syns till exempel som vattenpölar som blir kvar efter att det regnat. När vattnet väl har fastnat försvinner det efter hand från systemet genom infiltration eller evaporation. Markytans förmåga att lagra vatten i ytojämnheter påverkas av markytans typ och lutning (Butler och Davies, 2010).

Evapotranspiration

Evapotranspiration är de sammanlagda förlusterna till följd av evaporation från mark- och vattenytor och växtlighetens transpiration via klyvöppningar i löv och barr. Vid korta intensiva regn är ofta evapotranspirationen försumbar men över längre tidsperioder är den av större vikt (Butler och Davies, 2010).

Infiltration

Infiltration är processen då regn- och smältvatten tränger genom markytan för att, via porer i marken, transporteras till grundvattnet. Infiltrationskapaciteten hos en mark beror bland annat på jordens typ och struktur, markytans typ och mätnadsgraden hos jorden (Butler och Davies, 2010).

En kraftigt förenklad modell för att beräkna avrinningen som uppstår från ett visst nederbördstillfälle används såväl i Sverige som internationellt (Svenskt Vatten, 2004; Butler och Davies, 2010). Modellen tar hänsyn samtliga ovan beskrivna förluster genom att använda en dimensionslös avrinningskoefficient, φ [-], som beskriver förhållandet mellan nederbörden, P [mm], och den effektiva nederbörden, P_{eff} [mm], som ger upphov till avrinning (ekvation 1).

$$P_{eff} = \varphi \cdot P \quad (1)$$

Värdet på avrinningskoefficienten varierar beroende på markanvändning, marktyp och växtlighet men är vanligen mellan 0,70 – 0,95 för hårdgjorda ytor och 0,05 – 0,35 för permeabla ytor (Butler och Davies, 2010).

2.1.1 Regndjup och regnintensitet

Avrinningskoefficienten för varje enskilt nederbördstillfälle kan dock variera beroende på bland annat regndjup, regnintensitet och tid sedan föregående nederbördstillfälle. Regndjupet definieras som vattendjupet för avrinnande regnvatten, det vill säga den mängd regn som kommer vid ett definierat regntillfälle. Vid ett regntillfälle krävs ett minsta regndjup för att bilda ytvattenavrinning på grund av initiala förluster till interception, ytvattenlagring och infiltration (Larm, 2001). Den initiala förlusten blir större om regntillfället har föregåtts av en längre tid utan nederbörd. Därför ökar avrinningskoefficienten med ett nederbördstillfälles regndjup (Li m.fl., 2014) samt med minskad tid sedan föregående nederbördstillfälle.

Nederbördsdata från 1984 till 2006 för Stockholm har visat att drygt 85 % av årsnederbörden består av mindre regntillfällesvolym (< 10 mm), samt att merparten faller under regntillfällena som varar mer än sju timmar³ (Andersson och Granath, 2014). Medelregndjupet i Sverige ligger generellt mellan 7 och 9 mm, i Stockholm är den 7,3 mm (Larm, 2014). Större delen av volymnederbörden under ett år faller alltså under lågintensiva nederbördstillfällen, där avrinningskoefficienten är lägre än vid högintensiva regn (Li m.fl., 2014).

2.1.2 Basflöde

Basflöde i dagvattenledningsnätet är det vatten som flödar mellan regntillfällena. Det härstammar från grundvatten som läcker in i rörledningssystemet, ytvattenförekomster anslutna till dagvattenledningsnätet (Janke m.fl., 2013) och anslutna husgrundsdräneringar⁴. Basflödet faller inte inom definitionen för dagvatten men kan stå för en betydande del av den totala årliga avrinningen via dagvattennätet, i vissa fall uppemot 70 % (Janke m.fl., 2013).

2.2 DAGVATTEN I UPPSALA

Uppsala kommun förtätas och växer i snabb takt. Detta leder till en ökad andel hårdgjorda ytor och större mängder dagvatten som måste omhändertas (Uppsala kommun, 2014). Även förväntade klimatförändringar med ökad årsnederbörd, högre frekvens av kraftiga nederbördstillfällen och kortare perioder med snötäcke i länet (Persson m.fl., 2013) kommer att ställa nya krav på dagvattenhanteringen i Uppsala.

Uppsala är beläget i ett flackt slättlandskap vilket skapar problem med bortledning av dagvatten till följd av den svaga lutningen. Infiltration av dagvatten är också problematiskt. Stora delar av Uppsala ligger på ett mäktigt lerlager med dålig infiltrationskapacitet. Genom Uppsala stäcker sig även Uppsalaåsen som är dricksvattentäkt för stora delar av kommunen och infiltration av dagvatten är inte tillåten inom det inre skyddsområdet för dricksvattentäkten (Uppsala kommun, 2014). Den största recipienten för dagvatten i Uppsala är Fyrisån med ett 60-tal dagvattenutlopp som mynnar i ån (Ekholm, 2014). Enligt Länsstyrelserna (2015) har Fyrisån måttlig ekologisk status och uppnår ej god kemisk ytvattenstatus. Till följd av att kostnaderna för att uppnå god ekologisk status i Fyrisån till år 2015 har bedömts som orimliga har vattenförekomsten fått en tidsfrist till år 2027 för att uppnå god status.

I Uppsala leds spillvatten och dagvatten i separata rörledningssystem, ett så kallat duplikatsystem. Medan spillvattnet genomgår mekanisk, kemisk och biologisk rening i ett reningsverk leds en stor del av dagvattnet direkt ut till recipient⁵. För att minimera de negativa effekterna, och ta till vara på de positiva effekterna, av dagvatten, exempelvis genom att använda dagvatten vid gestaltning, har Uppsala kommun tagit fram ett dagvattenprogram (Uppsala kommun, 2014). I programmet framgår att kommunen eftersträvar att ta hänsyn till dagvattnets recipienter och så långt som möjligt bibehålla en naturlig vattenbalans. Recipienthänsyn innebär att föroreningskällor i såväl befintliga som nya exploateringar skall identifieras och åtgärdas. Detta uppnås företrädesvis genom lokalt omhändertagande nära källan, men även genom reningsåtgärder längre nedströms innan dagvattnet släpps ut till recipienten. Uppsala Vatten och Avfall AB ansvarar för skötsel och utbyggnad av det kommunala dagvattenledningsnätet, för fördröjning av dagvatten i vissa fall, samt för att ställa

³ Enligt en definition som tillåter regnuppehåll på upp till två timmar.

⁴ J. Arnlund, Uppsala Vatten och Avfall AB, personlig kommunikation, 18 september 2015.

⁵ J. Arnlund, Uppsala Vatten och Avfall AB, personlig kommunikation, 28 september 2015

krav på fastighetsägare och kommun att förbättra reningen av dagvatten om så behövs med hänsyn till recipienten (Uppsala kommun, 2014).

2.3 DAGVATTENKVALITET

I dagvatten finns det risk att både näringsämnen, tungmetaller och andra förorenande ämnen förekommer i skadliga halter. En indikation på den totala miljöbelastningen i dagvatten från vägytor ges ofta av koncentrationerna P, Cu och Cd (Trafikverket, 2011). Att ta fram schablonvärden av föroreningskoncentrationer för olika markanvändningsslag försvåras ofta av att dagvattnets sammansättning kan variera kraftigt. Sammansättningen beror bland annat på trafikintensitet, atmosfärisk deposition, nederbörd, byggnadsmaterial som används och djurspillning (Olvik och Nimfeldt, 2001).

Ett högentensivt regn ger dessutom generellt en större föroreningsbelastning än ett jämförbart regn med lägre intensitet. Inom ett regntillfälle kan föroreningshalterna också variera kraftigt och vara flera gånger högre i början av en avrinningsepisod än i slutet av avrinningen. (Malmqvist m.fl., 1994). Magnituden av detta *first flush*-fenomen⁶ kan dock variera kraftigt (Charbeneau och Barrett, 1998). Teorin har länge varit omdebatterad men har nu blivit mer allmänt vedertagen även om den antagligen inte gäller under alla omständigheter och inte heller för alla föroreningsämnen (Khwonboonbumpen, 2006).

2.3.1 Näringsämnen (N och P)

Läckage av näringsämnena N och P från urbana avrinningsområden ökar i Sverige och bidrar till övergödning av både sötvatten och Östersjön. Idag överskrider läckagen per ytenhet från urbana avrinningsområden de från skogsområden och är i vissa fall lika stora som läckagen från jordbruksmark (Janke m.fl., 2013).

Det finns flertalet källor till kväveläckage genom dagvatten. N kan härstamma från trafikavgaser, bräddat avloppsvatten och djurspillning men framför allt från atmosfäriskt nedfall, som står för 80-85 % av halterna i dagvatten (Malmqvist m.fl., 1994; Olvik och Nimfeldt, 2001; Larm och Pirard, 2010). Nedfallet av kväve med nederbörden har inte visat på några statistiskt säkerställda förändringar mellan 1990-2010 trots minskade utsläpp både i Sverige och i Europa (Pihl Karlsson m.fl., 2012).

Källor till fosforläckage är mer svåridentifierade då lokala aktiviteter ofta spelar stor roll och därför kan huvudkällor variera geografiskt (Olvik och Nimfeldt, 2001). Förutom att ha samma källor som kväve kan möjliga huvudkällor för P även vara gödslingsmedel, nedslitning av vägbana, pollen eller förmultnande växt- och djurförna (Knulst, 2001; Khwanboonbumpen, 2006; Larm och Pirard, 2010). Olika källors kvantitativa bidrag till fosforläckaget är svårbestämda men en studie uppskattar trafikavgasers bidrag till 10-15 % medan djurspillning kan stå för alltifrån 10-50 % av den totala belastningen (Olvik och Nimfeldt, 2001).

Halterna av näringsämnen i dagvatten styrs primärt av markanvändningen (Ryegård m.fl., 2007). En studie av Janke m.fl. (2013) har visat att vägnätsdensitet och förhållandet mellan vägnät och trädkronor kunde förklara både fosfor- och kvävehalter med relativt höga förklaringsgrader. Ett regntillfälles djup och intensitet är också av betydelse för näringsämnesläckage. Miguntanna m.fl. (2013) har funnit att både kväve- och fosforhalter är som högst i början av ett nederbördstillfälle och klingar sedan av, vilket stödjer teorin om *first flush*.

⁶ Bertrand-Krajewski m.fl. (1998) föreslår en definition på *first flush* som när minst 80 % av föroreningsmassa transporteras i de första 30 % av avrinningens volym.

Transporten från avrinningsområdet till recipienten skiljer sig åt för de olika näringsämnen. Kväve transporteras framför allt till recipient i löst och organisk form (Miguntanna m.fl., 2013; Marklund, 2014). Under högintensiva regn ökar dock proportionen av partikulärt kväve i dagvatten (Taylor m.fl., 2005; Rosenzweig m.fl., 2011). Fosfor befinner sig däremot primärt i partikulär form, bundet till metaller och partiklar (Miguntanna m.fl., 2013; Marklund, 2014).

Innebörden av respektive näringsämnes fördelning mellan löst och partikulär form är att kväve är källbegränsad medan fosfor är transportbegränsad. Det innebär att det är massan kväve på en yta som styr mängden som avrinner vid ett nederbördstillfälle, medan det är vattnets transportförmåga som begränsar fosforläckaget. Koncentrationen kväve är därmed som högst vid lågintensiva regn, men lägre vid regn med hög intensitet på grund av utspädning. För fosfor gäller motsatt förhållande då högintensiva regn har kapacitet att transportera större mängder partikulärt material, och därmed även fosfor, jämfört med lågintensiva regn (Miguntanna m.fl., 2013).

Skillnaden i vad som begränsar belastningen av respektive näringsämne är även applicerbart på de slutsatser Janke m.fl. (2013) drar. Studien fann högre koncentrationer av fosfor i högvattenflöden från kraftigare nederbördstillfällen än i basflöden. För kväve fanns dock inga tydliga koncentrationsskillnader. Detta gör basflödet till en betydande komponent i beräkningar för kvävebelastning, men inte nödvändigtvis försumbart för fosfor. Under den varmare halvan av året (maj-oktober) stod basflödet för 31-68 % av kvävebelastningen i dagvattennätet och 7-32 % av fosforbelastningen i de sex fallstudieområdena (Janke m.fl., 2013).

2.3.2 Tungmetaller (Pb, Cu, Zn och Cd)

Det är angeläget att studera tungmetaller i dagvattenavrinning på grund av toxiciteten och det faktum att metaller inte kan transformeras kemiskt eller förstöras (Davis m.fl., 2001). Föroreningsbelastningen av tungmetaller kommer övervägande i partikulär form från antropogena aktiviteter (Yu m.fl., 2014). Fyra vanliga tungmetaller i dagvattnet är Pb, Cu, Zn och Cd.

Bly (Pb)

Halterna Pb i vatten har minskat kraftigt sedan blyberikat fordonsbränsle avskaffades (Olvik och Nimfeldt, 2001; Ejhed m.fl., 2010) men trafik (bromsbelägg, bromsklossar, däck, bilbatterier och asfalt) är fortfarande den största föroreningskällan med upp till 97 % av den totala belastningen (Göbel m.fl., 2007; Larm och Pirard, 2010; Shorshani m.fl., 2013). Blyföroreningar kan även härstamma från infrastruktur som blymönjade broar, skorstenskragar, fordons- och gatutvätt och från atmosfäriskt nedfall (Larm och Pirard, 2010). Huvuddelen av Pb i dagvatten (80-90 %) är bundet till partikulärt material (Persson och Pettersson, 2006), dock ökar andelen Pb i lös form med en vägs årsmedeldygnstrafik (ÅDT) (Borris, 2015).

Koppar (Cu)

För kopparföroreningar i dagvatten är däremot trafiken en mindre källa (Olvik och Nimfeldt, 2001), framför allt då kopparhalten i nyproducerade bromsklossar och bromsbelägg har minskat kraftigt (Larm och Pirard, 2010). Korrosion av byggnadsmaterial som takplåt, stuprör och hängrännor står för upp till 75 % av dagvattnets kopparkoncentration (Olvik och Nimfeldt, 2001; Larm och Pirard, 2010). Där koppar inte används som byggmaterial är oftast atmosfärisk deposition huvudkällan (Olvik och Nimfeldt, 2001). Andra möjliga källor inkluderar fordons- och gatutvätt samt båtbottnfärg (Larm och Pirard, 2010). pH och syrehalt

påverkar koppars associationsgrad till partiklar. Därför kan kopparsammansättningen ibland domineras av den lösta fasen (Persson och Pettersson, 2006).

Zink (Zn)

För Zn är atmosfärisk deposition och korrosion huvudkällorna (Malmqvist m.fl., 1994; Olvik och Nimfeldt, 2001). Mellan en och två tredjedelar av zinkkoncentrationen i dagvatten kan härstamma från atmosfäriskt nedfall medan korrosion, framför allt av byggnadsmaterial som takplåt, stuprör, hänggrännor, stolpar och räcken, kan stå för en fjärdedel av belastningen (Olvik och Nimfeldt, 2001; Larm och Pirard, 2010). Områden med hög trafikintensitet kan stå för upp till 40 % av föroreningsbelastningen av Zn (Olvik och Nimfeldt, 2001). Bilar, bromsklossar, däck och nedslitning av vägbanan bidrar till detta (Göbel m.fl., 2007; Larm och Pirard, 2010).

Kadmium (Cd)

I allmänhet förekommer Cd i lägre koncentrationer än de andra tre tungmetallerna men ökar generellt med urbanisering (Davis m.fl., 2001; Riktvärdesgruppen, 2009; Yu m.fl., 2014). Cd är en väldigt toxisk korrosionsprodukt vars källa kan vara byggnaders väggar och tak men kan även härstamma från trafik genom slitage av däck, bromsbelägg och vägbanor samt genom bränsleförbränning (Davis m.fl., 2001; Olvik och Nimfeldt, 2001; Larm och Pirard, 2010). Olvik och Nimfeldt (2001) antar inte en ökad kadmiumbelastning i dagvatten med ökad trafikintensitet men flertalet andra studier drar slutsatsen att trafik är en betydande källa till kadmiumförorening och att hög trafikintensitet leder till högre kadmiumhalter (Göbel m.fl., 2007; Riktvärdesgruppen, 2009; Larm och Pirard, 2010; Shorshani m.fl., 2013). Deposition av Cd har minskat på senare år (Olvik och Nimfeldt, 2001) men är fortfarande en betydande källa till dagvattenförorening (Larm och Pirard, 2010; Yu m.fl., 2014). Uppskattningsvis en tredjedel av totalbelastningen kan härstamma från atmosfärisk deposition (Davis m.fl., 2001).

Även snus och röktaobak innehåller Cd som kan nå dagvattnet om det slängs på gatan. I ett teoretiskt *worst case scenario* kan bidraget från dessa produkter vara i storleksordningen en tredjedel av bidraget från luftdepositionen (Norén m.fl., 2013).

2.3.3 Suspenderad substans (SS)

SS är en viktig dagvattenindikator som mäter partikulärt material eller uppslammande ämnen i vattenmatrisen med diameter större än 0,45 µm (Alm m.fl., 2010; Larm och Pirard, 2010). Partiklar transporterar betydande mängder av framför allt metaller, organiska föreningar och fosfor som binds eller adsorberas mestadels till de mindre suspenderade partiklarna (Göbel m.fl., 2007; Riktvärdesgruppen, 2009; Larm och Pirard, 2010; Marklund, 2014). Starka korrelationer mellan SS och P, Pb, Cu, Zn respektive Cd finns framför allt i avrinningen från ett *first flush* tillfälle (Berndtsson, 2014). De suspenderade partiklarna består till stor del av icke-reaktiva ämnen och bryts därför inte ned i någon större utsträckning. Däremot har försök visat att en betydande del av SS går att avskilja genom sedimentering i dagvattendammar (Andersson m.fl., 2012).

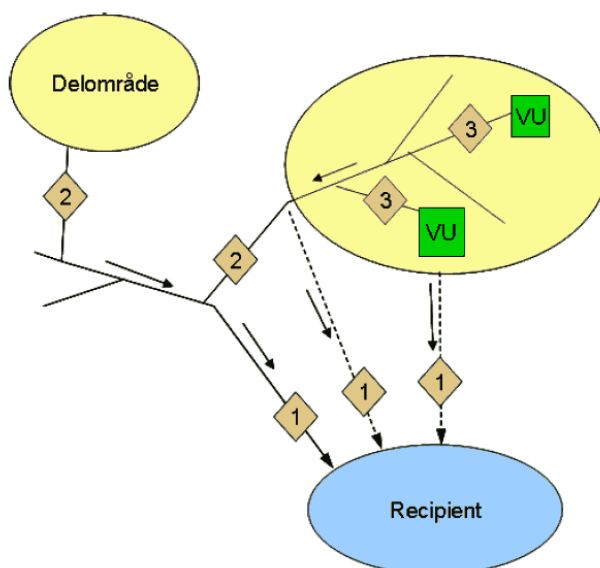
Halten SS ökar generellt med exploateringsgraden i ett urbant avrinningsområde (Galfi, 2014). Enligt Malmqvist m.fl. (1994) samt Larm och Pirard (2010) finns en positiv korrelation mellan dagvattens koncentration av SS och en vägs trafikintensitet då de huvudsakliga källorna är erosion av däck och vägbeläggning samt fordons- och gatutvätt. I kallare klimat härstammar även en del SS från salt och grus som appliceras på vägar vid vinterväglag (Galfi, 2014). Partiklar når även dagvattnet genom atmosfäriskt nedfall,

korrosion, samt genom utsläpp från industrier och förbränningsanläggningar (Marklund, 2014). Ett nederbördstillfälles regndjup och -intensitet är de två viktigaste parametrarna som förklarar dagvattenbelastningen av SS (Brezonik och Stadelmann, 2002; Borris m.fl., 2014).

2.3.4 Riktvärden för dagvattenföroreningar

Det finns idag inga riktvärden för dagvatten som är rättsligt bindande eller applicerbara på nationell nivå. Istället genomförs bedömningar av föroreningsbelastningar från fall till fall (Riktvärdesgruppen, 2009). De varierande lokala förutsättningarna har skapat olika tillvägagångssätt runtom i landet. Göteborgs stads riktlinjer och riktvärden baseras till stor del på föroreningars påverkan på ytvattenkvalitet i förhållande till miljökvalitetsnormer och grundar sig på Naturvårdsverkets rapport *"Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag"* (1999). Riktvärdena (Tabell 1) gäller utsläppspunkt och riktar sig framför allt mot verksamhetsutövare (Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2013).

Riktvärdesgruppen på det Regionala dagvattennätverket i Stockholms län har istället tagit fram olika riktvärden för varje förorening beroende på recipientens karaktär samt var i avrinningsområdet föroreningshalten mäts. Riktvärden varierar beroende på om utsläpp sker direkt till recipient (nivå 1), på delområdesnivå (nivå 2) eller av verksamhetsutövare uppströms utsläppspunkt till recipient (nivå 3) (Figur 3), samt om recipienten är en mindre sjö, vattendrag eller havsvik (M) eller en större sjö eller hav (S). De flesta av Riktvärdesgruppens riktvärden är högre än de som appliceras av Göteborgs stad, med undantag för vissa värden av Pb och Cd (Tabell 1). Riktvärdesgruppens riktvärden är jämförda mot schablonhalter för ett villaområde med tanken att dagvattnet (inklusive basflödet) från ett sådant område normalt inte ska behöva renas⁷. Målgruppen för rapporten är framför allt kommuner i stockholmsregionen (Riktvärdesgruppen, 2009).



Figur 3. Schematisk skiss över strukturen för nivå 1 (direktutsläpp), 2 (delområde) och 3 (verksamhetsutövare) i ett avrinningsområde som används av Riktvärdesgruppen för att ta fram riktvärden för dagvatten. VU = verksamhetsutövare. Källa: Riktvärdesgruppen (2009: s. 8).

Riktvärden för utsläpp som sker direkt till en mindre vattenförekomst (1M), exempelvis Fyrisån, är lägre än riktvärdena för utsläpp från en enskild verksamhetsutövare (3VU) längre uppströms i dagvattennätets avrinningsområde (Tabell 1). Om utsläpp sker av en

⁷ T. Larm, StormTac AB, personlig kommunikation, 11 november 2015.

verksamhetsutövare direkt till en mindre recipient skall däremot riktvärdena 1M tillämpas. Dock är de tänkta som en vägledning och därför måste lokala faktorer, som recipientens karaktär och total föroreningsbelastning från andra källor, samt årstidsvariationer, alltid tas hänsyn till (Riktvärdesgruppen, 2009).

Tabell 1. Sammanställning av riktvärden för dagvatten som årsmedelhalter. Riktvärden enligt Miljöförvaltningen Göteborgs Stad (2013: s. 7); för direktutsläpp (1M) och utsläpp på delområdesnivå uppströms utsläppspunkt (2M) till mindre sjöar, vattendrag och havsvikar, samt för utsläpp av verksamhetsutövare som inte är direkt till recipient (3VU) enligt Riktvärdesgruppen (2009: s. 11).

	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	SS
Gränsvärde	[mg L ⁻¹]	[mg L ⁻¹]	[µg L ⁻¹]	[µg L ⁻¹]	[µg L ⁻¹]	[µg L ⁻¹]	[mg L ⁻¹]
Göteborg	0,050	1,25	14	10	30	0,4	25
1M	0,160	2,0	8	18	75	0,4	40
2M	0,175	2,5	10	30	90	0,5	60
3VU	0,250	3,5	15	40	150	0,5	100

Uppsala kommun har inga officiella riktvärden som tillämpas specifikt för dagvatten. Riktlinjer för dagvatten finns i "Dagvattenprogram för Uppsala kommun" (Uppsala kommun, 2014) men dokumentet saknar riktvärden. I "Riktlinjer för utsläpp av avloppsvatten från industrier och andra verksamheter" (Uppsala Vatten m.fl., 2010) anges begränsningsvärden av tungmetaller för exempelvis verksamhetsutövare. Värdena är framtagna med hänsyn till reningsprocesser och slamkvalitet vid utsläpp till spillvattennätet och kan därför inte ses som direkt tillämpbara på dagvatten. För näringsämnen och suspenderad substans anges inga begränsningsvärden.

2.3.5 Årstidsvariationer

Det finns begränsat med studier att tillgå som undersöker variationer i föroreningsbelastning under året. Blyföroreningar ökar med upp till 40 % under vinterhalvåret på grund av användande av choke och dubbdäck (Olvik och Nimfeldt, 2001). Få bilar i trafik idag använder dock choke. Samtidigt minskar korrosionen under kalla månader vilket troligen begränsar Zn- och Cu-halterna i dagvattnet. N och P uppvisar däremot små årstidsvariationer (Malmqvist m.fl., 1994; Olvik och Nimfeldt, 2001; Aldheimer m.fl., 2006), även om Knulst (2001) påpekar att fosfordeposition ofta är högre under sommarmånaderna, bland annat beroende på pollen.

I fallstudier med kallare klimat har snöackumulering visat sig bidra till kraftiga årstidsvariationer. Flödesproportionell provtagning i Östersund har uppmätt betydligt högre koncentrationer av Pb och SS under snösmältningsepisoder jämfört med regntillfällen, framför allt i centrumområden. Cu-halter var något högre under snösmältningen och visade även något högre koncentrationer under vår/sommar jämfört med höst (Österlund, 2015). I Luleå har koncentrationerna av SS visat sig var mångdubbelt högre i dagvatten som härstammar från snösmältning än från regntillfällen. Även halter Cd, Cu, Pb och Zn var signifikant högre under snösmältningen (Westerlund, 2007). Mätningar i mellersta Sverige (nära Mariestad och Linköping) har också uppmätt signifikant högre koncentrationer av metaller i dagvattenavrinning under vintern. För både Cd, Cu, Pb och Zn beräknades vinterperioden stå för över 50 % av respektive metalls årliga masstransport (Bäckström m.fl., 2003). Detta beror framför allt på att partiklar ackumuleras under vintern i snöhögar som sedan smälter och avrinner vid snösmältning (Galfi, 2014).

2.4 FLÖDESMÄTNING

Dagvatten transporteras oftast i öppna flödessystem; öppna diken eller rörledningar under mark som ej är trycksatta (Walkowiak, 2006). För att mäta flödet i ett öppet system finns ett flertal metoder.

Bestämmande sektion

En vanlig metod för flödesmätning är att använda en bestämmande sektion; ett överfall eller avsmalning av vattenfåran. Vid en bestämmande sektion tvingas flödet att passera det kritiska flödet, där vattnets hastighet är lika stor som utbredningshastigheten hos vågor på vattenytan. Detta ger ett entydigt förhållande mellan vattenståndet (h) uppströms den bestämmande sektionen och vattenflödet (Q) (Hendriks, 2010). På så vis räcker det att endast mäta vattenståndet för att uppskatta flödet. Förhållandet mellan Q och h kallas avbördningskurva och för bestämmande sektioner med väldefinierad geometri finns teoretiska formler. I praktiken behövs dock ofta en kalibrering av avbördningskurvan mot flöde uppmätt med en annan metod. En generell ekvation för avbördningskurvan inkluderar parametrarna a och b , som behöver kalibreras, och h_0 som är vattenståndet då $Q = 0$ (ekvation 2).

$$Q = a(h - h_0)^b \quad (2)$$

En typ av bestämmande sektion är ett rektangulärt överfallsvärn. Här leds vattnet över ett rakt, horisontellt värn med definierad bredd. Då kan Polenis formel (ekvation 3) användas för att beräkna flödet Q [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$] med hjälp av krönbredden på värnet b [m], gravitationskoefficienten g [$9,81 \text{ m s}^{-2}$], höjdskillnaden mellan värnets krön och den opåverkade vattenytan uppströms värnet h [m] och utströmningskoefficienten μ [-]. μ är en produkt av en friktionskoefficient och en kontraktionskoefficient och behöver bestämmas experimentellt. För rektangulära överfallsvärn är μ oftast 0,60-0,65 (Andersson, 2012).

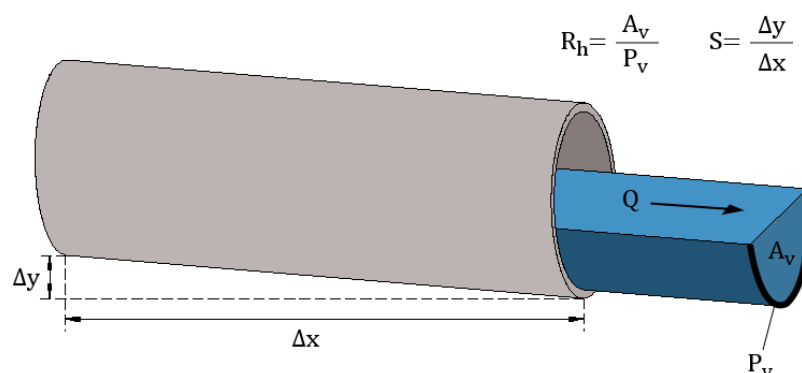
$$Q = \frac{2}{3} \cdot b \cdot \mu \cdot h^{3/2} \sqrt{2g} \quad (3)$$

Mannings formel

Där en bestämmande sektion saknas kan flödet uppskattas med hjälp av lutningen hos den hydrauliska gradienten och friktionsförluster. En empirisk formel för att uppskatta flödet med denna metod togs fram av Robert Manning i slutet av 1800-talet (ekvation 4). Denna metod kan tillämpas då ledningen har uniformt tvärsnitt, lutning och skrovlighet. Det får inte heller förekomma dämningar eller forsar som gör att flödet inte är uniformt (Walkowiak, 2006).

$$Q = A_v \cdot M \cdot R_h^{2/3} \cdot \sqrt{S} \quad (4)$$

A_v är den våta tvärsnittsarean [m^2], M är Mannings tal [$\text{m}^{1/3} \text{s}^{-1}$] (ett mått på ledningens friktionsmotstånd), R_h är den hydrauliska radien [m] och S är lutningen hos den hydrauliska gradienten [-] (Figur 4). Vid uniformt flöde är vattendjupet lika stort längs hela ledningen och lutningen hos den hydrauliska gradienten sammanfaller med rörledningens lutning (Walkowiak, 2006).

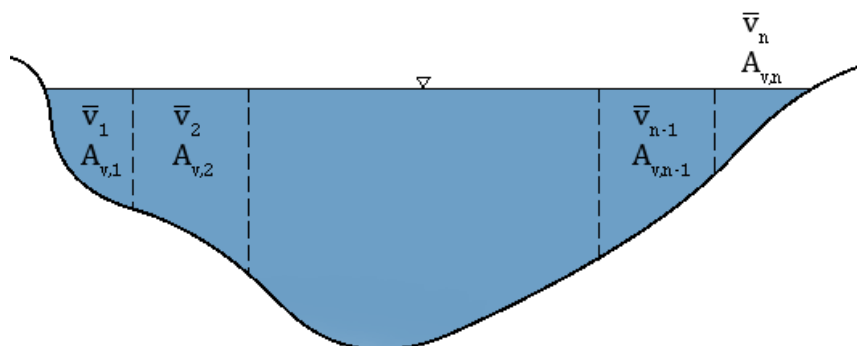


Figur 4. Illustration av parametrar som används i Mannings formel vid uniformt flöde. Modifierad från Walkowiak (2006).

Area/hastighets-metoden

Genom att dela upp vattenflödet i flera vertikala tvärsnittssegment (Figur 5) och mäta vattnets medelhastighet i dessa segment kan flödet beräknas genom att multiplicera vattenhastigheten med den våta tvärsnittsarean för respektive segment och summera dessa över hela tvärsnittet (ekvation 5) (Hendriks, 2010). I och med mätteknologiska framsteg har Mannings formel idag till stor del ersatts av automatiska area-hastighetsmätare (A/V-mätare) för att mäta flöde där bestämmande sektioner saknas (Walkowiak, 2006).

$$Q = \sum_{i=1}^n (\bar{v}_i \cdot A_{v,i}) \quad (5)$$



Figur 5. Exempel på uppdelning av tvärsnitt i vertikala tvärsnittssegment. $\bar{v}_i$ är medelhastigheten i tvärsnittssegment i och $A_{v,i}$ är tvärsnittssegmentets area. Modifierad från Hendriks (2010).

2.5 PROVTAGNING OCH BELASTNINGSBERÄKNING

Belastningen av en viss förorening via dagvatten är den totala mängden av föroreningen som transporteras av dagvattnet över en viss tidsperiod. Belastningen, L [g] blir då en integral av koncentrationen som funktion av tiden, $C(t)$ [g m⁻³], och flödet som funktion av tiden, $Q(t)$ [m³ s⁻¹] (ekvation 6) (Abtew och Powell, 2004).

$$L = \int_{t_0}^t C(t)Q(t)dt \quad (6)$$

Eftersom både flöde och koncentration varierar över tid och att det är praktiskt omöjligt att kontinuerligt mäta föroreningskoncentrationen krävs en strategi för att ta diskreta prov som så väl som möjligt fångar variationerna i flöde och koncentration. En sådan strategi är flödesproportionell provtagning. Metoden bygger på att kontinuerligt övervaka vattenflödet och beräkna den framrunna volymen. Efter att en förutbestämd volym har passerat skickas en

signal till en automatisk provtagare som tar ett vattenprov. Proverna samlas till ett samlingsprov vilket, efter en förutbestämd provtagningstid, analyseras för föroreningskoncentrationer. På detta vis kommer föroreningskoncentrationen i samlingsprovet motsvara den genomsnittliga koncentrationen i den totala passerade volymen under provtagningsperioden. Belastningen under tidsperioden kan då beräknas (ekvation 7), där V_{tot} är den totala framrunna volymen [m^3] under provtagningstiden och C_{fp} är koncentrationen [$g\ m^{-3}$] i det flödesproportionella samlingsprovet (Abtew och Powell, 2004).

$$L = V_{tot} \cdot C_{fp} \quad (7)$$

Vid jämförelse med tidsproportionell provtagning, där prover tas med jämna tidsintervall, och manuell provtagning, har flödesproportionell provtagning visat sig var den strategi som producerar prov som bäst fångar den verkliga belastningen (Abtew och Powell, 2004; Schleppi m.fl., 2006; Jordan m.fl., 2013). För att få en representativ bild av belastningen i ett avrinningsområde krävs dock att flödesproportionell provtagning utförs under en relativt lång tidsperiod. Provtagning under minst åtta stycken avrinningstillfällen under olika årsperioder rekommenderas, fler om variationen i mätdata visar sig bli stor (Larm och Pirard, 2010).

2.6 MODELLERING AV DAGVATTENKVALITET

Modellering av dagvattenkvalitet innehåller många komplexa processer med stora osäkerheter. Dagvatten eroderar, transporterar och deponerar föroreningar i både partikulär och löst form. Dessutom kan föroreningar reagera och förändras genom mikrobiell aktivitet i ledningsnätet innan de når recipienten (Obropta och Kardos, 2007). Det finns ett stort antal dagvattenkvalitetsmodeller, med varierande komplexitet och datakrav. Gemensamt för de allra flesta modeller är att de är beroende av en god uppskattning av dagvattenkvantiteten; om flödet av dagvatten inte är modellerat på ett tillförlitligt sätt kommer inte heller kvalitetsberäkningarna vara tillförlitliga (Obropta och Kardos, 2007).

En av de enklare modellerna att använda är en så kallad Event Mean Concentration (EMC) som beskriver en viss förorenings genomsnittliga koncentration under en flödesepisod. EMC (ekvation 8) definieras som den totala massan (M) som transporteras under flödesepisoden delat med den totala avrunna volymen (V).

$$EMC = \frac{M}{V} \quad (8)$$

Genom provtagning av ett flertal flödesepisoder spridda över året kan ett EMC-värde som väl representerar föroreningsens årliga medelkoncentration erhållas. När EMC för ett specifikt avrinningsområde har fastställts kan den årliga belastningen beräknas genom att multiplicera EMC med den totala årliga avrinningen (Charbeneau och Barrett, 1998). Det har även gjorts försök att korrelera EMC till avrinningsområdets markanvändning (Brezonik och Stadelmann, 2002) eller trafikintensitet (Larm och Pirard, 2010) för att kunna simulera föroreningsbelastningen från avrinningsområden där provtagningar saknas. StormTac-modellen och SMED:s beräkningsmetod för dagvatten (se avsnitt 2.6.1 och 2.6.2) är exempel på modeller som använder denna metod.

En mer komplex och till viss del fysikaliskt förankrad modell för dagvattenkvalitet är ackumulerings- och bortspolningsmodellen (*Buildup and washoff model*). Denna modell bygger på att föroreningar antas ackumulera på avrinningsområdets yta under torrt väder för att sedan helt eller delvis spolas bort med avrinningen vid ett nederbördstillfälle. Hur stor ackumuleringen är inom ett visst avrinningsområde beror av flera faktorer som markanvänd-

ning, trafikintensitet, säsong med mera. Bortspolningen kan i sin tur bero på faktorer som regnintensitet och hur föroreningen binder till markytan. Ackumuleringen beskrivs vanligen som en exponentiell funktion av tiden (ekvation 9) och bortspolningen som en exponentiell funktion av avrinningen (ekvation 10) (Charbeneau och Barrett, 1998).

$$L_t = L_0(1 - e^{-k_1 t}) \quad (9)$$

$$L = L_1(1 - e^{-k_2 V_T}) \quad (10)$$

I ovan ekvationer är

L_t = Ackumulerad belastning på avrinningsområdet efter t torra dagar [kg]

L_0 = Maximal belastning som kan ackumuleras på avrinningsområdet [kg]

k_1 = Ackumuleringskoefficient [d^{-1}]

t = Antal torra dagar [d]

L = Total belastning som spolas bort vid nederbördstillfället [kg]

L_1 = Initial ackumulerad belastning på avrinningsområdet innan nederbördstillfället [kg]

k_2 = Bortspolningskoefficient [mm^{-1}]

V_T = Total avrinning vid nederbördstillfället [mm]

Vidare i detta kapitel beskrivs de specifika modeller som använts i detta examensarbete närmare. Störst fokus ges SMED:s beräkningsmetod för dagvatten samt den dagvattenmodell som metoden till viss del bygger på: StormTac. Även HYPE-modellen presenteras då det finns förslag att i framtiden inkludera denna i SMED:s beräkningsmetod.

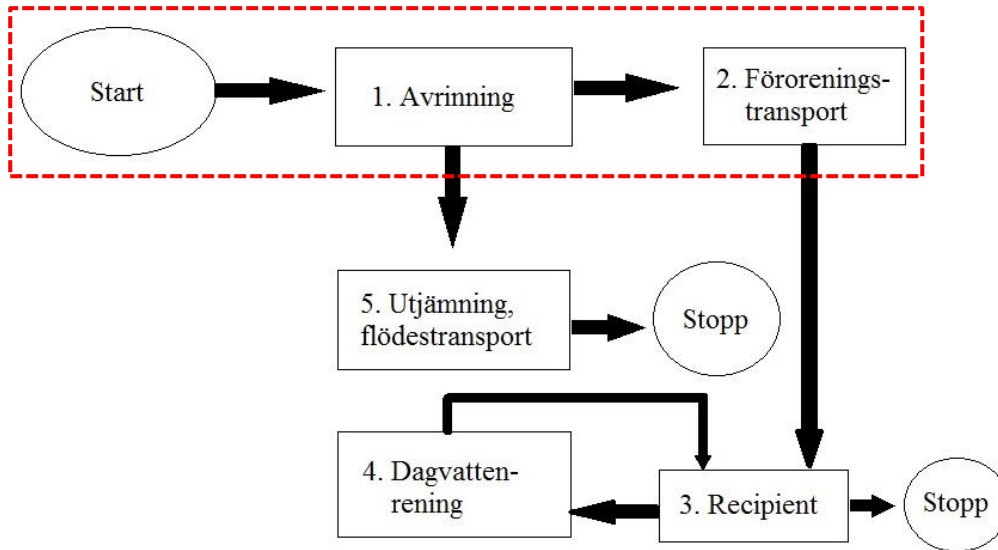
2.6.1 StormTac

StormTac är framtagen för att modellera dagvattenflöden, föroreningsbelastningar, avskiljning i och dimensionering av dagvattenreningsobjekt samt samlad påverkan på recipient. Modellen är relativt lättanvänd, kräver lite indata och exekveras i Microsoft Excel⁸ (Larm, 2003).

Modellbeskrivning

StormTac är en statisk modell som exempelvis beräknar årsvärden av avrinning och föroreningsbelastningar. Den består av fem delmodeller (Figur 6): avrinning, föroreningstransport, recipient, dagvattenrening samt utjämning och flödestransport (Larm, 2005). Med endast markanvändningsarealer och årsmedelnederbörd som indata kan modellens två första delmodeller, avrinning och föroreningstransport, modellera de massor av föroreningar som transporteras av dagvatten. Då fokus ligger på just föroreningsbelastning i denna studie presenteras dessa två delmodeller mer ingående nedan.

⁸ Modellen finns tillgänglig som en webbapplikation sedan februari 2015 och Excel-versionen kommer att upphöra i början av 2016 (T. Larm, StormTac AB, personlig kommunikation, 14 december 2015).



Figur 6. En schematisk skiss över hur de fem delmodellerna i StormTac kan integreras när modellen exekveras. Röd streckad linje markerar de delmodeller som används inom denna studie. Modifierad från Larm (2005).

Avrinningsmodell

StormTacs första delmodell baseras på en tillämpning av rationella metoden (Lyngfelt, 1981); en överslagsmetod som ofta används för att beräkna dimensionerande flöden för dagvatten (Östlind, 2012). Volymen årlig dagvattenavrinning, $V_{dv,i}$ [m^3], i avrinningsområdet beräknas för varje markanvändningsslag i (ekvation 11) med hjälp av avrinningskoefficienter, φ_i , och areor, A_i [ha], samt årsnederbörd, P [mm] (modifierat från Larm, 2000). Även den totala avrinningsvolymen för dagvatten, V_{dv} [m^3], beräknas (ekvation 12). Avrinningskoefficienter för varje markanvändningsslag är framtaga från empiriska data av andelen nederbörd som skapar avrinning. I modellen finns även minimum- och maximumvärden för avrinningskoefficienterna för att kunna kalibreras in för att bättre överensstämma med områdets topografi eller år med mer eller mindre snösmältning (Larm, 2000).

$$V_{dv,i} = 10 \cdot P \cdot \varphi_i \cdot A_i \quad (11)$$

$$V_{dv} = 10 \cdot P \cdot \sum_{i=1}^n (\varphi_i \cdot A_i) \quad (12)$$

Basflöde kan utgöra en betydande del av det totala flödet som belastar recipienten (Janke m.fl., 2013). Detta tar StormTac hänsyn till genom att beräkna volymen avrunnet basflöde, V_{bf} [m^3] (ekvation 13). V_{bf} är en funktion av K_{inf} , andelen årlig nederbörd som perkolerar och bildar grundvatten (Larm, 2005), samt K_x , andelen av den infiltrerade nederbörden som når dagvattensystemet (dike eller ledning) och bildar basflöde. K_x har standardvärdet 0,7 men kan justeras inom minimum- och maximumvärden⁹. K_{inf} (ekvation 14) är i sin tur en funktion av aktuell avrinningskoefficient och årlig nederbörd samt verklig evapotranspiration, E [mm] (Stenvall, 2004).

$$V_{bf} = 10 \cdot P \cdot K_x \cdot \sum_{i=1}^n (K_{inf,i} \cdot A_i) \quad (13)$$

$$K_{inf,i} = \frac{P - P \cdot \varphi_i - E}{P} \quad (14)$$

⁹ T. Larm, StormTac AB, personlig kommunikation, 14 december 2015.

Den totala avrinningen V_{tot} [m³] är summan av avrinning från dagvattenflöde samt basflöde (ekvation 15). I områden med högre avrinningskoefficient blir andelen avrinning via basflödet mindre än i områden med lägre avrinningskoefficienter där mer vatten antas infiltrera.

$$V_{tot} = V_{dv} + V_{bf} \quad (15)$$

Föroreningstransportmodell

I föroreningstransportmodellen beräknas det totala massflödet av en förorening x från dagvatten och basflöde (Larm, 2000). Den totala avrunna volymen från dagvatten och basflöde multipliceras med belastningsschablonhalter, C [mg L⁻¹], specifika för varje förorening, markanvändning och typ av flöde (Larm, 2005). Totalbelastningen (ekvation 18) är summan av massflödet från dagvatten, L_{dv} [kg] (ekvation 16), och massflödet från basflöde, L_{bf} [kg] (ekvation 17) (Feltelius, 2015).

$$L_{dv,x} = \frac{\sum_{i=1}^n (V_{dv,i} \cdot C_{dv,i,x})}{1000} \quad (16)$$

$$L_{bf,x} = \frac{\sum_{i=1}^n (V_{bf,i} \cdot C_{bf,i,x})}{1000} \quad (17)$$

$$L_{tot,x} = L_{dv,x} + L_{bf,x} \quad (18)$$

Belastningsschabloner finns för drygt 70 ämnen och parametrar som indikerar dagvattenkvalitet (StormTac, 2015). Modellen uppdateras kontinuerligt med nya schablonvärden som baseras på empiriska data från fallstudier med långvarig flödesproportionerlig provtagning, oftast i flera år, ibland i några månader (Larm, 2005, 2008). Källor till studierna uppdateras i det öppna dokumentet "*Data base of standard concentrations and reduction efficiencies*" (StormTac, 2015). Belastningsschabloner presenteras som minimum-, maximum-, standard- samt basflödesvärden för att kunna anpassas efter rådande lokala förhållanden, exempelvis om bostadsområden har koppartak eller är tätbebyggda (Larm, 2008). Standardvärdena inte är medel- eller medianvärden utan bygger på en samlad bedömning av statistiska data, tidstrender och kalibreringar utifrån fallstudier med heterogen markanvändning (Larm och Pirard, 2010).

Begränsningar och osäkerheter

Som statisk modell har StormTac en låg tidsmässig upplösning och ingen variation över tid kan modelleras. Tillämpbarheten på tidsperioder kortare än ett år är troligen låg eftersom modellens schabloner är årsmedelvärden. I en jämförelse av tio dagvattenmodeller av Elliott och Trowsdale (2007) konstateras att StormTac lämpar sig för översiktlig regional dagvattenplanering men inte för detaljerad design av dagvattenledningssystem samt att den saknar en rutin för flodvågsfortplantning. Kalibrering av modellens schabloner har tidigare mestadels baserats på svenska fallstudier (Larm, 2008) men i senare versioner av modellen har den gjorts mer tillämpbar även internationellt¹⁰.

För avrinningskoefficienter och belastningsschabloner anges värdena som "säkra", "medelsäkra" eller "osäkra" (StormTac, 2015). Osäkerheten baseras på antalet fallstudier som schablonerna bygger på samt CV-värdet eller R²-värdet för respektive schablon (Larm och Pirard, 2010). StormTac tillhandahåller schablonvärden för 24 markanvändningsslag med mer säkra data samt för ytterligare 72 markanvändningsslag där data är mer osäkra (StormTac,

¹⁰ T. Larm, StormTac AB, personlig kommunikation, 14 januari 2016.

2015). Sammanfattningsvis anges att osäkerheten i modellen är som lägst för markanvändningskategorierna bostadsområden och genomfartsvägar samt för tungmetaller (undantaget kvicksilver), näringsämnen och suspenderade ämnen (Larm, 2008; Larm och Pirard, 2010).

För vägar används linjära regressioner för de flesta schablonvärden, där de beskrivs som en funktion av ÅDT (Larm och Pirard, 2010: s. 33–35). EMC-värden för tungmetaller ökar generellt med ÅDT, med det gör även variationen. Vissa studier menar därför att inga entydiga linjära samband kan antas mellan föroreningshalter och ÅDT (Kayhanian m.fl., 2007; Crabtree m.fl., 2008). Enligt Kayhanian m.fl. (2003) kan ÅDT förklara dagvattensammansättningen först när andra faktorer som längd på torrperiod innan nederbördstillfälle, nederbördsmängd, nederbördsintensitet, samt det kringliggande avrinningsområdets area och markanvändning, beaktas.

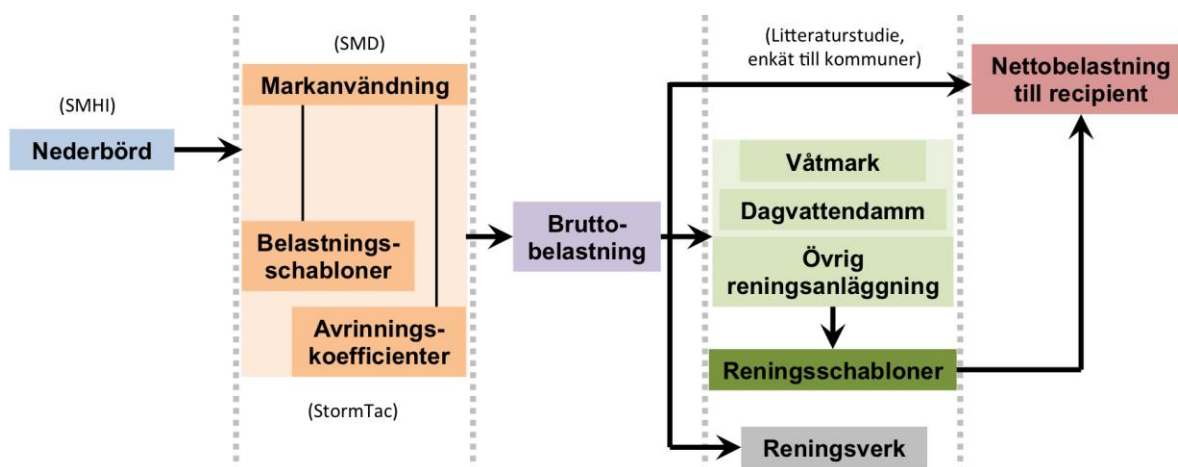
Känslighets- och osäkerhetsanalyser har utförts av Stenvall (2004) på StormTacs tre första delmodeller: avrinning, föroreningstransport och recipient. Osäkerhetsanalysen indikerade störst osäkerhet för avrinningskoefficienten för skogsmark, samt för nederbördsdata. I känslighetsanalysen drogs slutsatsen att modellresultatet för flödet är känsligast för fel i nederbördsdata. Belastningen av P, N och Cu var känsligast för avrinningskoefficienter, markanvändningsslagens areor, samt belastningsschabloner för villaområde och skogsmark.

2.6.2 SMED:s beräkningsmetod för dagvatten

Som del i Sveriges rapportering till Helsingforskommissionen (HELCOM) tillhandahåller SMED data om fosfor- och kvävetransport till havet. HELCOM är ett internationellt styrande organ i norra Europa med målet att skydda Östersjöns marina miljö från föroreningar (HELCOM, 2015). Data och beräkningar sammanställs i så kallade Pollution Load Compilations (PLC). Årligen rapporteras totalbelastningen av näringsämnen från Sverige baserat på mätningar i flodmynningarna i PLC Annual. Ungefär vart femte år genomförs PLC Periodical som är omfattande beräkningar av näringsämnenas källfördelning (Gustavsson m.fl., 2012). Då redovisas utsläppsdata från både punktkällor och diffusa källor, som exempelvis dagvatten (Vattenmyndigheterna, 2015). Nästa svenska rapport till PLC Periodical (PLC6) beräknas vara klar i mars 2016 och använder 2014 som referensår.

Metodbeskrivning

Beräkningsmetoden som används för att tillhandahålla data om dagvattnets kväve- och fosforbelastning i tätort till PLC6 (Figur 7) är relativt generell och appliceras på hela Sverige. Metoden som beskrivs nedan bygger på en rapport från Ryegård m.fl. (2007) om inget annat anges. Den är inte nödvändigtvis begränsad till näringsämnen utan har även tidigare använts för att beräkna dagvattenbelastning av metaller (Ejhed m.fl., 2010).



Figur 7. En principiell illustration över beräkningsmetoden för föroreningsbelastning från dagvatten inom tätort. Färgade boxar visar indata och utdata i metoden, inom parentes står källorna till indata i varje steg. Modifierad från Ryegård m.fl. (2007).

Månadsmedelvärden för nederbörd insamlas från SMHI för en tjugårsperiod (1994-2013) och summeras till årsmedelnederbörd för varje av de drygt 23 000 vattenförekomstsområden i Sverige som används i PLC6-rapporteringen¹¹. Tätorters utbredning bestäms utifrån SCBs tätortskarta (2010) och markanvändningsdata inom tätorten erhålls från Naturvårdsverkets Svenska MarktäckeData (SMD). SMD är en rikstäckande marktäcke- och markanvändningskartering baserad på CORINE (*Coordination of information on the environment*) Land Cover; en databas startad av EU:s miljöbyrå. Kartan är ursprungligen en visuell tolkning av satellitdata med referensår 2000 med en minsta karteringsenhet på 1, 2, 5 eller 25 hektar (ha) beroende på markanvändningsklass. För markanvändningen ”tät stadsstruktur” är exempelvis karteringsenheten 2 ha (Naturvårdsverket, 2014a).

Dessa data överlagras sedan med Jordbruksverkets blockdata (2010) och vattenytors utbredning enligt Lantmäteriets vägkarta (2012). Om jordbruk eller vattenytor överlappar med tätorters utbredning klipps denna area bort från tätorten¹². Det slutgiltiga lagret översätts sedan till de markanvändningsklasser som används i StormTac. Då markanvändningsklasserna skiljer sig mellan SMD och StormTac finns det ingen exakt sanning i hur översättningen ska ske. Dock finns det utarbetade mallar, som den i Ryegård m.fl. (2007: s. 31–32).

I SMED:s beräkningsmetod används sedan vissa ekvationer från StormTacs avrinnings- och föroreningstransportsmodeller för att beräkna den avrunna volymen dagvatten för varje markanvändningsslag (ekvation 19) samt bruttobelastningen L_{dv} [kg] för kväve ($x = N$) och fosfor ($x = P$) (ekvation 20). Avrinningskoefficienter (φ) och belastningsschabloner, $C_{dv,x}$ [mg L^{-1}], erhålls även de från StormTacs databas (2015). Den avrunna volymen inkluderar inte basflöde såsom dräneringsvatten och inläckande grundvatten.

$$V_{dv,i} = 10 \cdot P \cdot \varphi_i \cdot A_i \quad (19)$$

$$L_{dv,x} = \frac{\sum_{i=1}^n (V_{dv,i} \cdot C_{dv,i,x})}{1000} \quad (20)$$

Metoden beräknar därefter nettobelastningen till lokal recipient från dagvatten, $L_{dv,n}$ [kg], för varje förorening x (ekvation 21). Detta steg innefattar enkätsvar från kommuner som anger hur stor andel av dagvattnet som leds direkt till recipient (r_r) samt vilka andelar som leds till

¹¹ M. Olshammar, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, personlig kommunikation, 7 oktober 2015 och 13 januari 2016.

¹² E. Widén-Nilsson, SLU, personlig kommunikation, 3 november 2015.

reningsverk, damm (r_d), våtmark (r_v) eller annan reningsåtgärd i de 22 största kommunerna i Sverige (Olshammar m.fl., 2015). En litteraturstudie har även genererat reningsschabloner för dammar (d_d) och våtmarker (d_v).

$$L_{dv,n,x} = L_{dv,x} \cdot r_r + L_{dv,x} \cdot r_d \cdot d_{d,x} + L_{dv,x} \cdot r_v \cdot d_{v,x} \quad (21)$$

SMED:s beräkningsmetod innefattar slutligen även en geografisk justering av kvävebelastning då i snitt 85 % av kvävet i dagvatten härstammar från atmosfäriskt nedfall. Kvävedepositionen varierar över landet; den är högre söderut och lägre i norra Sverige, varför 85 % av bruttobelastningen kväve multipliceras med en kvävedepositionsfaktor (Ekstrand m.fl., 2003). Faktorn tas fram för varje vattenförekomstområde med SMHI:s atmosfäriska spridnings- och kemimodell MATCH (*Multi-scale Atmospheric Transport and Chemistry*) (SMHI, 2014a). För Stockholm sätts faktorn till 1, söder om Stockholm är den högre än 1 och norr om Stockholm lägre än 1.

Osäkerheter kring metoden

Även om dagvatten är en förhållandevis liten källa gällande belastning av näringsämnen på havet finns det utrymme till förbättringar i SMED:s beräkningsmetod (Olshammar m.fl., 2015). Det är önskvärt att både bättre kvantifiera dagvattenbelastningen av näringsämnen, samt att fylla kunskapsluckor kring modeller, antaganden och schablonvärden som ligger till grund för beräkningsmetoden. Känslighetsanalyser har visat att dagvatten är en av de parametrar i PLC-rapporterna som bidrar till den största variationen i kväveläckage (Widén-Nilsson m.fl., 2010). Osäkerhetsanalyser har även indikerat att bruttobelastningen av näringsämnen är större än de som rapporteras i PLC-rapporterna (Widén-Nilsson m.fl., 2010; Widén-Nilsson och Westerberg, 2013). De flesta analyser har utförts på kväveläckage men osäkerheten i indata kring fosforläckage antas vara ännu större (Widén-Nilsson m.fl., 2010).

Den hydrauliska modellen i SMED:s beräkningsmetod bygger på den rationella metoden som traditionellt används för beräkning av dimensionerande flöden. Metoden är lämplig att använda för områden mindre än 50 hektar som är nära rektangulärformade med liknande rinntider från olika delområden (Lyngfelt, 1981; Svenskt Vatten, 2004). Avrinningskoefficienterna hämtade från StormTac är dock anpassade till årsnederbörd och beräkning av föroreningsbelastning, så kallade volymavrinningskoefficienter¹³. Vid beräkning av avrinningsvolym kan dock en underskattning ske då SMED:s beräkningsmetod exkluderar transport av näringsämnen genom basflöde (Widén-Nilsson m.fl., 2010).

Osäkerheten i metoden härstammar också från den översättning av markanvändningsklasser som sker mellan SMD och StormTac (Widén-Nilsson m.fl., 2010), även om osäkerheten i sig är svåruppskattad (Ryegård m.fl., 2007). Aktualiteten för markanvändningskartan från SMD kan också ifrågasättas då den är 16 år gammal. Det finns heller inga planer på att uppdatera den (Naturvårdsverket, 2014a). Ytterligare osäkerhet i metoden tillkommer genom enkätuppgifterna från kommunerna. Andelen dagvatten som leds till rening är ofta en uppskattning och dess föroreningsbelastning okänd. SMED:s beräkningsmetod antar medelvärden av föroreningshalter i det dagvatten som leds till en reningsåtgärd¹⁴.

Dock finns troligen belastningsberäkningarnas största osäkerhet i de avrinningskoefficienter och belastningsschabloner som erhålls från StormTac (Widén-Nilsson m.fl., 2010) där det även saknas information om osäkerhetsfördelningen (Widén-Nilsson och Westerberg, 2013). Data för framtagning av avrinningskoefficienter och belastningsschabloner i StormTac

¹³ T. Larm, StormTac AB, personlig kommunikation, 14 januari 2016.

¹⁴ M. Olshammar, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, personlig kommunikation, 13 januari 2016.

baserades tidigare till stor del på studier utförda i Stockholmsområdet, vilket har missgynnat representativiteten för hela landet (Ryegård m.fl., 2007). I senare versioner av modellen har dock fler svenska och internationella data inkluderats¹⁵.

2.6.3 S-HYPE och SMED-HYPE

HYPE (*Hydrological Predictions for the Environment*) är en hydrologisk modell framtagen av SMHI. Modellen beräknar vattenflöden samt transport och omsättning av näringsämnen kväve och fosfor. I modellen delas det modellerade området in i en eller flera delavrinningsområden som kan kopplas samman via vattendrag och/eller ett regionalt grundvattenflöde. Varje delavrinningsområde delas i sin tur in i olika klasser. En markklass är exempelvis en viss kombination av jordart, markanvändning och altitud, men kan också utgöras av en sjö. Klasserna i ett delavrinningsområde utgår inte från en geografisk position utan är definierade som en andel av delavrinningsområdets area (Lindström m.fl., 2010).

Indata till HYPE-modellen (Tabell 2) består bland annat av markanvändning, jordart, altitud och jordbruksmetoder för att karaktärisera de olika klasserna, samt drivdata i form av nederbörd och temperatur.

Tabell 2. Indata till HYPE-modellen efter Lindström m.fl. (2010).

Typ av indata	Beskrivning
Klimatdata	Nederbörd och temperatur, dagligt medelvärde för varje delavrinningsområde.
Geografiska data	Delavrinningsområdets areor, jordart, markanvändning, höjd och lutning.
Sjödata	Djup, reglering och avbördningskurva.
Vattenkvalitet	Initiala näringsämnespooler i jorden.
Jordbruksmetoder	Tillsatser av näringsämnen och gödsel, mängder och timing. Odlingsteknik och typ av grödor. Sådd och skörd.
Övriga källor till näringsämnen	Enskilda avlopp, industrier, avloppsreningsverk och atmosfärisk deposition.

SMHI gjorde en första uppställning av HYPE-modellen för hela Sverige år 2009 och kallade denna för S-HYPE (SMHI, 2014b). Inom SMED används en version av S-HYPE där modellens ursprungliga näringsläckageberäkningar är borttagna. Istället används läckageschabloner och typhalter, exempelvis för olika jord- och skogsbruksslag, som multipliceras med de flöden som HYPE modellerar. Belastningen från dagvatten samt övriga källor, exempelvis reningsverk, läggs sedan in som punktkällor i modellen som kallas för SMED-HYPE (Tengdelius Brunell m.fl., 2013).

Det finns tankar på att beräkna volymavrinningen i SMED:s beräkningsmetod för dagvatten med hjälp av SMED-HYPE i framtiden istället för med StormTacs avrinningskoefficienter¹⁶. HYPE-modellen är dock primärt framtagen för att simulera vattenflöden och näringsämnes-transport från natur- och jordbruksmarker och är inte anpassad för de speciella förutsättningar som råder i urbana miljöer. Det kan därför finnas skäl att ifrågasätta hur tillämpningsbar denna modell är för att prediktera flöden och näringsämnes-transport i dagvatten.

¹⁵ T. Larm, StormTac AB, personlig kommunikation, 14 januari 2016.

¹⁶ M. Olshammar, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, personlig kommunikation, 7 oktober 2015.

3 METOD

I detta arbete valdes ett fallstudieområde i Uppsala stad där provtagning av dagvattenbelastning pågick under nio veckor. Mätningar av flödet pågick kontinuerligt under provtagningsperioden och flödesproportionell provtagning utfördes med veckovisa samlingsprover. Proverna analyserades avseende halter av näringsämnen, fyra tungmetaller samt suspenderad substans. Provtagningsresultaten användes för att analysera föroreningsituationen i det studerade området samt för att, tillsammans med modellkörningar exekverade i StormTac och S-HYPE, utvärdera SMED:s belastningsberäkningsmetod.

3.1 FALLSTUDIEOMRÅDE

Området som användes i studien är ett av Uppsalas största avrinningsområden för dagvatten. Det omfattar ca 408 ha och är beläget i den östra delen av Uppsalas tätort (Figur 9). Området valdes på grund av dess heterogena markanvändning vilket ansågs vara en fördel vid utvärdering av SMED:s beräkningsmetod. Vidare var området föremål för flertalet nyexploateringar under tiden för detta examensarbete. Den största var en utbyggnad av östra Sala backe, längs Fyrislundsgatan (Figur 8), där ett tidigare kraftledningsstråk utnyttjades för att ge plats för bostäder (Eriksson, 2013). Detta förväntas leda till att delar av dagvattenhanteringen behöver byggas om, varför Uppsala Vatten var intresserade av att provta föroreningsbelastningen från området.



Figur 8. Flygbild över nyexploatering i området Sala backe. Ett tidigare kraftledningsstråk mellan Fyrislundsgatan och Johannesbäcksgatan utnyttjas för bostadsbyggande. Foto taget i sydvästlig riktning där Gröna gatan kommer ut vid exploateringsområdets sydvästra hörn. Bildnamn: "Gröna gatan/Sala backe". Foto: Janne Jansson.

3.1.1 Uppdelning i delavrinningsområdena norra och södra

Området delades in i två delavrinningsområden, ett i norr och ett i söder (Figur 9). Det norra delavrinningsområdet innefattar Brillinge, Sala backe, Årsta och Fålhagen i sina 355 ha. Området karakteriseras av bostadsområden och tämligen stora grönområden. Det finns även vissa inslag av industri och kontorsområden. Det södra området är 53 ha stort och inrymmer delar av Boländerna samt Kungsängen där områdets utlopp till Fyrisån är beläget. Detta delavrinningsområde består i huvudsak av industriområden och andelen grönområden är låg. Avrinningsområdet är flackt och höjdskillnaden längs den drygt 4 km långa sträckan från Brillinge i norr till utloppet i söder är endast 24 m. Avgränsningen av avrinningsområdet är ledningsteknisk och inte topografisk. En ledningsteknisk avgränsning görs genom att analysera kartmaterial över dagvattenledningsnätet och till detta anslutna fastigheter, med antagandet att varje fastighets totala avrinning leds till fastighetens anslutningspunkt till dagvattenledningsnätet. Avgränsningen av huvudavrinningsområdet är gjord av Uppsala Vatten medan indelningen i delavrinningsområden gjordes inom detta examensarbete.

Innan dagvattnet släpps ut till Fyrisån passerar det en oljeavskiljare. Avskiljaren består av ett magasin där vattenhastigheten reduceras och skärmar som skall förhindra att olja på vattnets yta släpps ut i Fyrisån. Efter oljeavskiljaren rinner vattnet över ett överfallsvärn vilket skapar en dämning som fortplantar sig långt upp i dagvattenledningsnätet.

För att ge en uppfattning om skillnader i föroreningsbelastning från det södra jämfört med det norra delavrinningsområdet utfördes flödesproportionell provtagning i två punkter. Den södra provtagningspunkten var belägen cirka 180 m uppströms utloppet till Fyrisån och den norra var belägen vid gränsen mellan det norra och södra delavrinningsområdet. Flöde mättes även i två punkter, en flödesmätare placerades cirka 250 m uppströms södra provtagningspunkten och en placerades vid den norra provtagningspunkten. Två lokala nederbördsräknare användes för att beräkna nederbörden över avrinningsområdet (Figur 9).

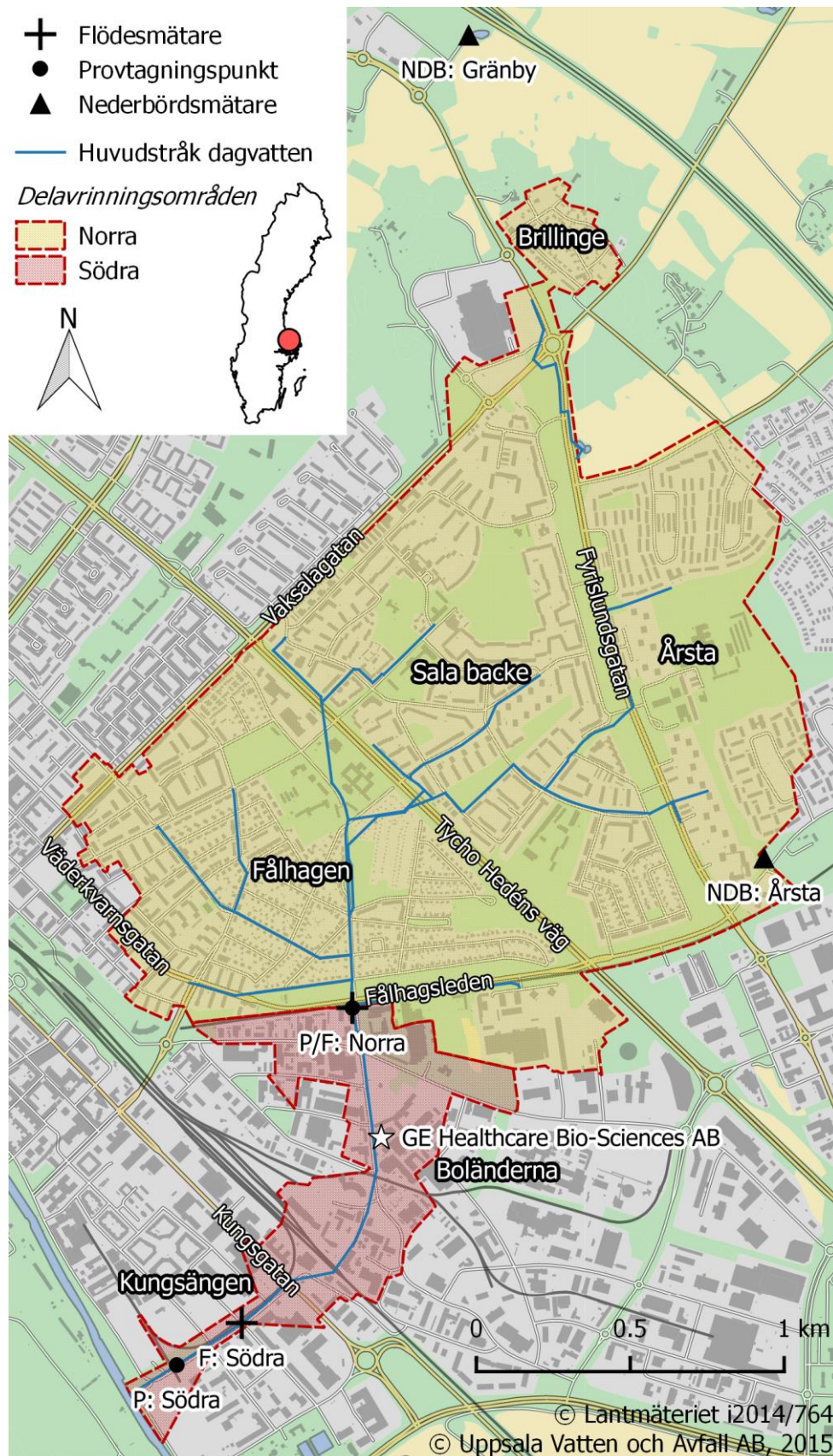
Utöver dagvatten mottar även ledningsnätet kyl- och regenereringsvatten från GE Healthcare Bio-Sciences AB (GE), vilket tillkommer nedströms den norra provtagningspunkten (Dagberg, 2013). Detta tillskottsvatten beskrivs närmare i avsnitt 3.5.2.

3.1.2 Markanvändning

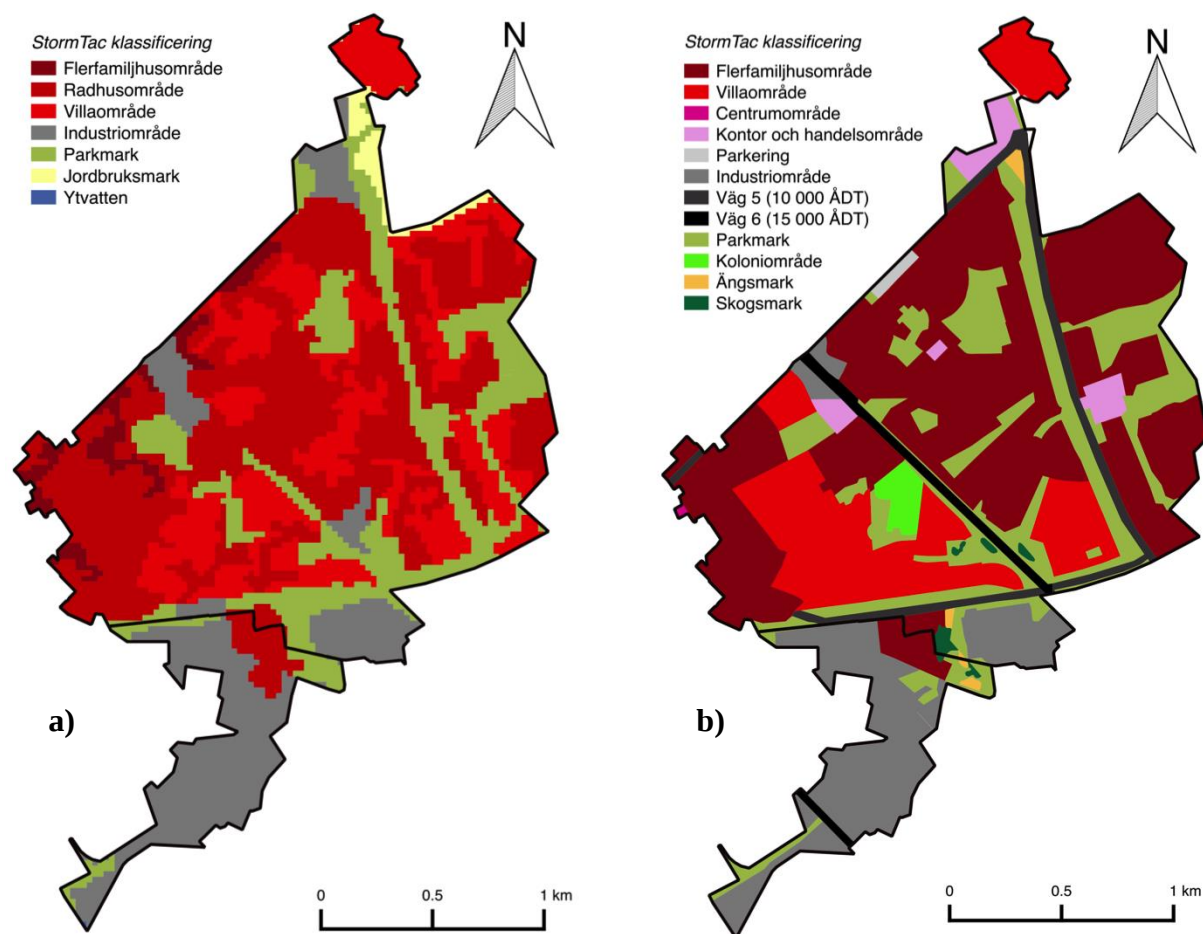
Två olika markanvändningskarteringar för fallstudieområdet användes i denna studie; en från SMED:s beräkningsmetod, som bygger på SMD, en annan som har utförts av Uppsala Vatten. En vektoriserad rasterprodukt av SMD med attribut som SMD-koder och SMD-klasser i text inhämtades (Naturvårdsverket, 2014b). Vektorfilen behandlades med geobehandlingsverktyget ”klipp” i QGIS och en polygonfil med avrinningsområdets gränser. Arean för varje markanvändningsslag beräknades. Markanvändningsklasserna översattes sedan från SMD-klasser till StormTac-klasser (se Bilaga I) med hjälp av Ryegård m.fl. (2007: Bilaga 4, s. 31).

Mer lokalt anpassade vektorfiler över markanvändning erhöles från Uppsala Vatten. Dessa har tagits fram manuellt genom att skapa polygoner för markanvändning utifrån visuell tolkning av mer aktuella ortografiska fotografier från exempelvis Uppsala kommun (2016), Eniro Sverige AB (2016) och Hittapunkt.se AB (2016)¹⁷. På samma sätt som för SMD-filen klipptes dessa filer för det aktuella avrinningsområdet och respektive area beräknades. Vektorfilerna var redan klassade enligt StormTacs klassificering för markanvändning.

¹⁷ J. Arnlund, Uppsala Vatten och Avfall AB, personlig kommunikation, 7 oktober 2015



Figur 9. Fallstudieområdet med delavrinningsområdena och positioner för flödesmätning (F), provtagning (P) och nederbörds-mätning (NDB) markerade. Dagvattenledningsnätets huvudstråk samt ungefärlig plats för GE Healthcare Bio-Sciences AB finns också markerat. © Copyright Uppsala kommun. Kommunens upphovsrätt omfattar även licenstagarens bearbetning av materialet. Kopiering, digitalisering eller avritning av materialet är inte tillåten.



Figur 10. Markanvändning i det studerande avrinningsområdet enligt (a) SMED:s beräkningsmetod, baserad på SMD (Naturvårdsverket, 2014b), och enligt (b) Uppsala Vatten, där markanvändningsslag har bestämts utifrån ortografiska fotografier. © Copyright Uppsala kommun. Kommunens upphovsrätt omfattar även licenstagarens bearbetning av materialet. Kopiering, digitalisering eller avritning av materialet är inte tillåten.

Tabell 3. StormTacs markanvändningsklasser för hela fallstudieområdet, samt i norra och södra delavrinningsområdena enligt SMED:s beräkningsmetod, baserad på SMD (Naturvårdsverket, 2014b) och Uppsala Vatten (UVA).

Avrinningsområde (area [ha])	Hela (408,4)		Södra (52,9)		Norra (355,5)	
StormTac-klass	SMED	UVA	SMED	UVA	SMED	UVA
Väg 5 (10 000 ÅDT)	-	3,9 %	-	0,1 %	-	4,4 %
Väg 6 (15 000 ÅDT)	-	1,8 %	-	2,2 %	-	1,7 %
Parkering	-	0,3 %	-	-	-	0,4 %
Villaområde	22,2 %	15,7 %	-	-	25,5 %	18,0 %
Radhusområde	38,8 %	-	11,4 %	-	42,8 %	-
Flerfamiljhusområde	2,9 %	42,2 %	-	8,8 %	3,3 %	47,2 %
Koloniområde	-	1,1 %	-	-	-	1,3 %
Centrumområde	-	0,07 %	-	0,02 %	-	0,08 %
Industriområde	16,3 %	13,2 %	81,0 %	76,3 %	6,9 %	3,8 %
Kontor och handelsområde	-	2,3 %	-	-	-	2,7 %
Parkmark	18,2 %	18,5 %	7,4 %	11,2 %	19,8 %	19,6 %
Skogsmark	-	0,5 %	-	0,6 %	-	0,5 %
Jordbruksmark	1,5 %	-	0,09 %	-	1,8 %	-
Ängsmark	-	0,4 %	-	0,9 %	-	0,3 %
Ytvatten	0,01 %	-	0,08 %	-	-	-

Enligt SMED:s markanvändning (Figur 10a och Tabell 3) domineras det norra avrinningsområdet av bostäder, främst radhusområden, med en del parkmark. Den södra delen består till stor del av industriområden. I markanvändningen enligt Uppsala Vatten (Figur 10b och Tabell 3) upptar den största delen av avrinningsområdets norra del av flerfamiljhusområden medan den södra delen fortfarande domineras av industriområden.

SMD:s markanvändningsklassificering består av sju olika klasser och har en lägre upplösning än den utförd av Uppsala Vatten, där tolv markanvändningsklasser finns inom avrinningsområdet. Tätortsbebyggelse har mestadels klassats som "radhusområde" i SMD medan samma områden generellt har beskrivits som "flerfamiljhusområde" av Uppsala Vatten. Klassificering av vägar utgår från Trafikverkets data om ÅDT på respektive väg. Om vägen exempelvis har en beräknad ÅDT mellan 7 500 och 12 500 anges det som "10 000 ÅDT".

3.2 FLÖDESMÄTNING

Flöde mättes vid två punkter i dagvattennätverket med två oberoende mätinstrument; ett primärt, för att beräkna total avrinning, och ett sekundärt, för att förse provtagarna med flödesdata för den flödesproportionella provtagningen.

3.2.1 Primär flödesmätning

De primära flödesmätarna som användes var av typen Mainstream sensorer, vilka är A/V-mätare. Vattenhastigheten uppskattas med hjälp av ultraljud och den våta tvärsnittsarean med hjälp av en tryckgivare som kalibreras för att ge nivån från vattenledningens botten. Noggrannheten på flödesmätningen vanligtvis bättre än $\pm 5\%$ då vattenhastigheten överstiger 50 mm s^{-1} , nivån är högre än 50 mm och vid uniformt flöde (Mainstream Measurements Ltd, 2013). Mainstream-mätaren gör även en kontinuerlig självkontroll genom att beräkna hur stor andel av ultraljudssignalerna som har kunnat översättas till verifierad hastighetsdata. Andelen ökar med halten partikulärt material i vattenmatrisen som kan reflektera mätarens ultraljud och uttrycks som en signalkvalitet i procent. Flödesmätningen är helt pålitlig då signalkvaliteten överskrider 75 %, men även en signalkvalitet på 50 % anses ge godtagbara data¹⁸.

Södra provtagningspunkten

På grund av dämning från oljeavskiljaren och ansamling av sediment vid den södra provtagningspunkten var det praktiskt svårt att placera den primära flödesmätaren där. Denna placerades därför i en annan nedstigningsbrunn ca 250 m uppströms (Figur 9). Dagvatten som tillkommer nedströms denna punkt fångas därför inte av denna flödesmätare. Delen av avrinningsområdet nedströms flödesmätaren utgjorde ca 1,3 % av det totala avrinningsområdet vilket ansågs försumbart. Därför antogs det uppmätta flödet representera flödet från hela avrinningsområdet.

Mainstream-mätaren fästes på en monteringsring som sköts in i dagvattenröret precis uppströms nedstigningsbrunnen och fixerades med hjälp av en saxmekanism (Figur 11). Nivåmätaren kalibrerades mot uppmätt vattennivån i röret.

¹⁸ A. Jansson, Uppsala Vatten och Avfall AB, personlig kommunikation, 19 oktober 2015.

Norra provtagningspunkten

Den primära flödesmätaren installerades här tillsammans med den sekundära flödesmätaren i röret precis uppströms provtagningsbrunnen. Installationen gjordes på motsvarande sätt som vid den södra provtagningspunkten (Figur 11).



Figur 11. Installation av flödesmätare vid den norra provtagningspunkten. Mainstream och Isco-givaren är den primära respektive sekundära flödesmätaren. Flödesriktningen är inåt i bilden. Rörets diameter är 1400 mm. Högst upp i bilden syns saxmekanismen som håller monteringsringen på plats och mitt i bilden syns en steg som leder upp från nedstigningsbrunnen. I den södra provtagningspunkten installerades Mainstream-mätaren också på en monteringsring, men Isco-givaren fästes istället på en bräda (se avsnitt 3.2.2). Foto: Hannes Öckerman.

3.2.2 Sekundär flödesmätning

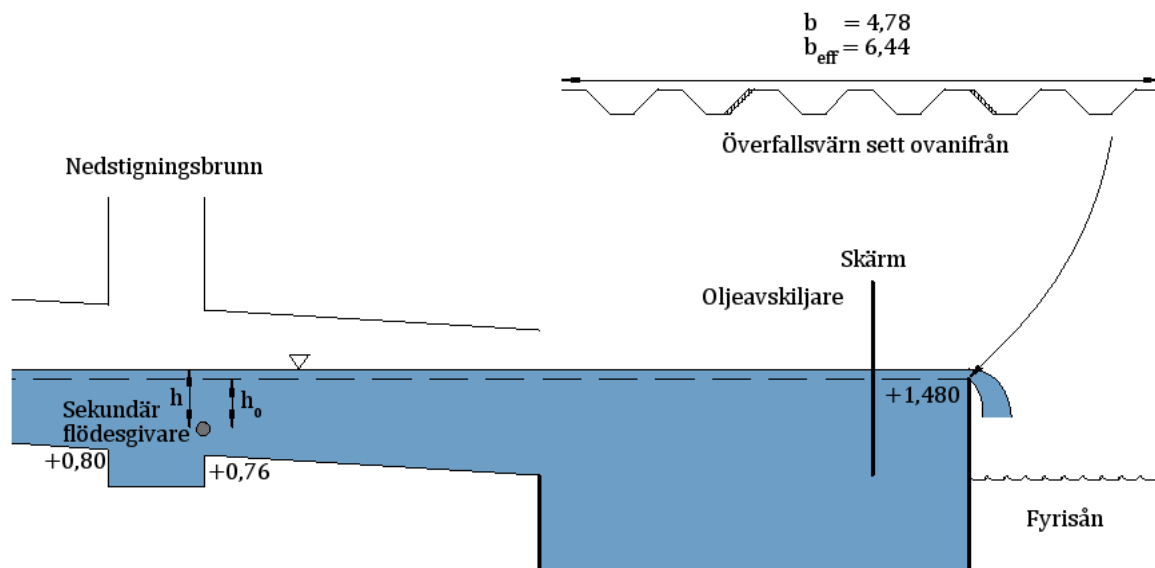
Utöver Mainstream-mätarna användes även flödesmätare av typen Isco 750 Area Velocity Module. Dessa installerades i provtagningspunkterna för att förse provtagarna med flödesdata för den flödesproportionella provtagningen. Uppsala Vatten har i tidigare projekt upplevt att hastighetsmätningen från dessa mätare var opålitliga varför endast nivåmätningen användes för att beräkna flödet. Metoden för konvertering av nivå till flöde skiljer sig mellan de två provtagningspunkterna och beskrivs närmare nedan. Noggrannheten på Isco 750s vattennivåmätning är $\pm 0,8 \%$ (Teledyne Isco, 2013).

Södra provtagningspunkten

Den sekundära flödesmätaren fästes på en bräda som i sin tur skruvades fast i sidan på nedstigningsbrunnen med expanderbultar och fixerades i botten mot kanten av sandfånget som fanns i denna brunn. Givaren placerades så att den även vid låga flöden skulle vara helt täckt av vatten (Figur 12).

Det var önskvärt att kalibrera nivåmätningen på Isco-givaren för att visa vattnets nivå över överfallsvärnet ($h-h_0$). Därför mättes höjden för överfallsvärnet samt för vattengången in och ut ur provtagningsbrunnen enligt RH2000 med hjälp av ett avvägningsinstrument och en närbelägen fixpunkt (Figur 12). På grund av svårigheter vid inmätningen, och överfallsvärnets skrovliga kant och ojämna höjd, uppstod för stora osäkerheter vid mätningen och nivågivaren kalibrerades i slutändan mot vattennivån vid överfallet uppmätt med en tumstock. Efter kraftiga regnfall under provtagningsvecka 5 uppmätte den sekundära flödesmätaren periodvis nollflöden. Detta ansågs orimligt då det enligt den primära flödesmätaren alltid var ett flöde i ledningen. Därför justerades den sekundära flödesmätarens nivå ($h-h_0$) upp med 6 mm inför provtagningsvecka 6.

Som flödeskonverteringsmetod för den sekundära flödesmätaren användes Polenis formel för ett rektangulärt överfallsvärn (ekvation 3). Krönbredden på värnet var svårkvantifierad då den inte var avsedd att användas för flödesberäkningar (Figur 12). Krönbredden (b) på värnet mättes till 4,78 m och den sammanlagda längden inklusive böjarna (b_{eff}) uppmättes till 6,44 m. Utifrån mätningarna och jämförelse mot flödesdata från den primära flödesmätaren sattes krönbredden till 6,44 m. Utströmningskoefficienten (μ) var förutbestämd i Isco-provtagaren till 0,6224.



Figur 12. Schematisk skiss över damningen som fortplantar sig från avrinningsområdets utlopp vid oljeavskiljaren och överfallsvärnet, genom den södra provtagningspunkten och uppströms. Avståndet mellan utlopp till Fyrisån och nedstigningsbrunn (södra provtagningspunkten) är ca 180 m. Den sekundära flödesgivaren (Isco) är fäst på en plank i nedstigningsbrunnen. Höjder för överfallsvärnet, samt nedstigningsbrunnens in- och utlopp anges i RH2000. h_0 och h är överfallsvärnets höjd respektive vattenytans höjd över Isco-givaren. En skiss över det rektangulära överfallet sett ovanifrån visar skillnaden i krönbredd (b) och effektiv krönbredd (b_{eff}).

Norra provtagningspunkten

Vid provtagningsens början flödade dagvatten obehindrat i denna punkt utan dämning i ett rakt dagvattenrör med en diameter på 1400 mm. Därför ansågs Mannings formel vara tillämplig (ekvation 4). Mannings skovlighetskoefficient, n , för raka avloppsrör av betong med brunnar är mellan 0,013 och 0,017 med ett normalvärde på $0,015 \text{ s} \cdot \text{m}^{-1/3}$ (Walkowiak, 2006: s. 121). Normalvärdet valdes vilket innebär att Mannings koefficient $M = n^{-1}$ sattes till $66,7 \text{ m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$. Lutningen hos den hydrauliska gradienten var 0,26 % ($0,0026 \text{ m m}^{-1}$) enligt Uppsala Vattens ritningar över ledningsnätet.

I början av provtagningsperioden var flödet i brunnen lågt då det inte hade regnat på över tio dygn. Den primära flödesmätaren visade väldigt brusiga flöden då den periodvis knappt var täckt av vatten. Därför kalibrerades istället den sekundära flödesmätaren in för att ge ett rimligt flöde genom att mäta den aktuella nivån röret.

Inför provtagningsvecka 4 byggdes en 45 mm hög fördämning av en tillrundad träplanka, fastsatt med expanderbultar i dagvattenledningens botten. Fördämningen placerades ca 5 dm nedströms flödesgivarna (Figur 13). Detta för att säkerställa att givarna samt insugningsslangen för resten av provtagningsperioden befann sig under vattenytan. Efter konstruktionen av fördämningen gjordes en ny kalibrering av den sekundära flödesmätarens nivå och Mannings tal för flödeskonverteringen. Mannings tal kalibrerades in utifrån uppmätta flöden med den primära flödesmätaren och sattes till $125 \text{ m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$.



Figur 13. Placering av fördämning i norra provtagningspunkten. En 45 mm hög bräda fästes (högst upp i bild) i dagvattenledningens botten nedströms (från vänster till höger) den primära flödesmätaren, insugningsslangen och den sekundära flödesmätaren för att säkerställa att dessa tre alltid befann sig under vattenytan. Foto: Johan Karlsson.

3.3 PROVTAGNING

I de två provpunkterna utfördes flödesproportionell provtagning med hjälp av två stycken automatiska provtagare av märket Isco 6712C. Under nio veckor samlades dagvattenprover från respektive provpunkt in. Vattenproverna analyserades sedan för föroreningskoncentrationer.

3.3.1 Installation av provtagare

För att skydda provtagarna placerades dessa i låsbara containrar vid provtagningsplatserna. Containrarna förseddes med kupévärmare som slogs på manuellt när väderleksprognoserna förutspådde minusgrader. Provtagarna ställdes in att ta prov varje gång en förutbestämd vattenvolym passerat provpunkten. Provvolymer pumpades upp genom en sugledning av plast försedd med en metallsil för att förhindra igenslamning. I den södra provtagningspunkten mättes den vertikala höjden från insuget till provtagare till 4,1 m och sugledningens längd till 7,1 m. Motsvarande siffor för den norra provtagningspunkten var 5,6 m respektive 10,9 m.

Från provtagarna leddes sedan vattnet ned i ett kylskåp med ett 10 L glaskärl där vattenproverna samlades (Figur 14). Det rekommenderas att hålla proverna kylda runt 4°C för att undvika nedbrytning av organiskt material eller att föroreningar byter fas eller fastläggs (Arnlund, 2014). Kylskåpens temperatur varierade under provtagningsperioden mestadels mellan 0°C och 6°C beroende på yttre temperatur med ett medelvärde i båda provtagningspunkterna på 3°C. Den 23 november (vecka 7) var det minusgrader i båda kylskåpen och vattenproverna hade frusit till is.



Figur 14. Installation av provtagare. T.v. Containern vid södra provtagningspunkten. Sugledningen och Isco-givarens sladd syns komma in i containern. T.h. Provtagningsslangen leder vattenprovet från provtagaren ned till ett 10 L glaskärl inne i ett kylskåp. På kylskåpet står även det 500 mL mätglas som användes för att kalibrera in provvolymen. Foto: Hannes Öckerman.

3.3.2 Programmering av provtagare

För att genomföra flödesproportionella provtagningar krävs en uppskattning av den förväntade avrunna volymen inför varje provtagningsperiod. Därför inhämtades prognostiserade nederbördsmängder för Uppsala från SMHI (2015) och NRK og

Meteorologisk institutt (2015). Medelvärde av de två källornas nederbörd användes som kommande provtagningsperiods totala nederbörds mängd, I_{prog} [mm].

Inför provtagningsvecka 1 hade flödesmätningar pågått i fyra dagar, och ingen nederbörd fallit på tio dagar. Det föll inte heller någon nederbörd under provtagningsvecka 1 eller 2. Därför antogs medelflödet under dessa 18 dagar vara representativt för det basflöde som rinner i dagvattenledningarna. Medelbasflödet multiplicerades med den planerade provtagnings tiden för att få volymavrinningen från basflödet, V_{bf} [m³].

För varje delavrinningsområde användes sedan en viktad avrinningskoefficient, φ_{kor} (ekvation 22). Den beräknades enligt Uppsala Vattens markanvändning (Figur 10b) där avrinningskoefficienter för varje markanvändningsslag, φ_i , viktades med markanvändningsslagets area, A_i [ha], och delavrinningsområdets totala area, A [ha].

$$\varphi_{kor} = \frac{\sum_{i=1}^n (\varphi_i \cdot A_i)}{A} \quad (22)$$

Därefter beräknades kommande veckas prognostiserade totala avrunna volym, V_{prog} [m³] (ekvation 23). Efterhand som provtagningen pågick korregerades φ_{kor} för att överensstämja med den viktade avrinningskoefficient som beräknades utifrån empiriskt uppmätta avrunna volymer.

$$V_{prog} = V_{bf} + A \cdot I_{prog} \cdot \varphi_{kor} \cdot 10 \quad (23)$$

Efter att ha beräknat kommande veckas förväntade avrunna volym programmerades provtagaren att ta flödesproportionella prover för att uppnå en total provvolym på 6,2 L. Det ansågs som en lämplig målvolym då det krävdes att den uppsamlade provvolymen låg mellan den minimala volymen som behövdes för analyser (2,375 L) och provkärlets totala volym (10 L). Intervallet mellan provtagningar för kommande period, V_{int} [m³], beräknades (ekvation 24), där V_{prov} [L] är den inställda volymen för varje enskilt prov.

$$V_{int} = \frac{V_{prog} \cdot V_{prov}}{6,2 L} \quad (24)$$

Idealt är att välja så små provvolymer som möjligt för att kunna samla upp vattenprover med så korta intervall som möjligt. Provtagaren kan programmeras att suga upp provvolymer mellan 50 och 1000 mL med en noggrannhet på det största värdet av ± 10 mL eller ± 10 % (Teledyne Isco, 2015). Tidigare studier har visat att noggrannheten kan variera stort vid en provvolym på 50 mL (Arnlund, 2014). Därför valdes V_{prov} till 100 mL i den södra provtagningspunkten (Tabell 4). Volymen kalibrerades in med provtagarens inbyggda kalibreringsfunktion samt ett 100 mL mätglas.

I den norra provtagningspunkten var vattennivån ofta låg vid torra perioder då ledningen inte var dämnd som vid den södra provtagningspunkten. Provtagaren hade svårt att kalibreras för att ta 100 mL prover vid varje provtagningsstillfälle under de tre första veckorna. Istället användes en programmerad provvolym på 200 mL som provtagaren bättre kunde samla in. Vid väldigt låga vattennivåer låg dock sugledningen delvis ovanför vattenytan och insamlade därför provvolymer som var mindre än programmerat. Detta syns tydligt då den totala uppsamlade volymen är lägre än antalet prov multiplicerat med förinställd provvolymen vecka 2 och 3 (Tabell 4). Från och med den fjärde provtagningsveckan innebar dock fördämningen (Figur 13) att sugledningen låg under vattenytan och därefter kunde den kalibreras in att samla upp 100 mL per provtagningsstillfälle.

Tabell 4. Provtagningsprotokoll för samtliga provtagningsveckor. Varje vecka motsvarar ett samlingsprov per provpunkt som skickats till analys. Passerad volym är beräknad enligt sekundär flödesmätning från Isco-givaren då provtagaren använder denna volym för att bestämma provtagningsstillfällena. V_{int} är den volym som passerar mellan varje provtagningsstillfälle och V_{prov} den volym som programmerades att samlas upp vid varje tillfälle. Provvolum kan skilja från faktisk insamlad volym på grund av provtagarens noggrannhet och betingelser på provtagningsplatserna som försvårade uppsugning av vatten, exempelvis låg vattennivå.

Prov-vecka	Prov-punkt	Provtagnings-period	Passerad volym [m ³]	Antal prov	V_{int} [m ³]	V_{prov} [mL]	Total uppsamlad provvolym [L]
1	Södra	05 okt 12:12 - 12 okt 10:42	10 200	53	191,4	100	ca 4,8
	Norra	05 okt 16:12 - 12 okt 10:12	530	35	15	200	ca 4,0 ¹
2	Södra	12 okt 11:14 - 19 okt 15:25	18 400	110	166	100	ca 9,8
	Norra	12 okt 10:29 - 19 okt 15:00	482	73	5	200	ca 3,2 ¹
3	Södra	19 okt 15:33 - 26 okt 14:50	17 000	72	341	100	ca 7,2
	Norra	19 okt 15:08 - 26 okt 13:54	355	148	2,4	200	ca 11 ^{1,2}
4	Södra	26 okt 13:57 - 03 nov 09:39	15 900	82	257	100	ca 8,0
	Norra	29 okt 10:54 - 03 nov 09:09	145	66	2,34	100	ca 5,6
5	Södra	03 nov 09:51 - 10 nov 11:21	24 600	90	271	100	ca 8,7
	Norra	03 nov 09:29 - 08 nov 03:52	> 2 600 ³	238 ³	11,0	100	10 ³
6	Södra	10 nov 12:36 - 17 nov 11:35	15 300	46	333	100	ca 4,5
	Norra	Utebliven provtagning ⁴					
7	Södra	17 nov 12:46 - 24 nov 12:40	10 700	41	240	100	ca 3,4
	Norra	19 nov 14:22 - 24 nov 12:12	782	41	20,0 / 5,0 ⁵	100	ca 3,4
8	Södra	24 nov 12:57 - 30 nov 12:58	17 670	63	285	100	ca 5,8
	Norra	24 nov 12:28 - 30 nov 03:46	6 100	100	98	100	ca 9,5
9	Södra	30 nov 13:13 - 07 dec 11:03	34 200	97	350	100	ca 8,9
	Norra	30 nov 12:42 - 04 dec 16:16	20 000	100	200	100	ca 8,9

¹ Uppsamlad provvolym mindre än förväntat till följd av att provtagnings silen inte var helt under vattnet.

² Två provkärl användes.

³ Pump till provtagare gick sönder. Viss oklarhet kring hur många fullständiga prov som togs. Provkärlat överfylldes.

⁴ Ingen provtagning utförd på grund av trasig provtagningspump.

⁵ Provtagningsintervall justerades under provtagningsveckan för att samla in en tillräckligt stor provvolym för analys.

3.4 ANALYS AV DAGVATTNETS FÖRORENINGSSINNEHÅLL

Vid varje provtagningsperiods slut hämtades samlingsproverna från den södra och norra provtagningspunkten för att skickas på analys till SWEDAC-ackrediterade ALS Scandinavia AB. ALS utför analyser för ett flertal branscher däribland miljö (ALS Scandinavia AB, 2015a). Innan proverna skickades för analys säkerställdes god omblandning av samlingsproverna genom att provkärlen skakades kraftigt varefter provet hälldes upp i fyra provkärl för de olika analyserna (1 L glasflaska, 1 L plastflaska, 250 mL plastflaska och 125 mL plastflaska). Totalt behövdes 2,375 L prov från vardera av de två provtagningspunkterna för att utföra samtliga analyser. Det analyspaket som användes var ”Dagvatten litet” där 17 olika parametrar relevanta för dagvattenkvalitet analyserades. Sju av dessa var inom studiens begränsning (P, N, Cu, Cd, Zn, Pb, SS) (Tabell 5) medan resultaten för de andra tio parametrarna (pH, konduktivitet, oljeindex, arsenik, kobolt, krom, kvicksilver, molybden, nickel och vanadin) noterades men användes inte för ytterligare analyser.

E. Coli

För att få en indikation om eventuella övriga bidrag till dagvattennätet, förutom den från GE redan kända, genomfördes även stickprover av indikatorparametern *Escherichia coli* (*E. coli*). *E. coli* finns i avföringen från varmblodiga djur, inklusive människor, hundar och katter (Ohlsson m.fl., 2011). En naturlig halt av *E. coli* kan förväntas i dagvatten som härstammar från djurs avföring. En förhöjd halt kan dock indikera att spillvattenledningar är felkopplade till dagvattennätet och eventuellt bidrar till belastningen av näringsämnen. Ett stickprov från vardera norra och södra provtagningspunkten togs under torra förhållanden som antogs representera ett basflöde i dagvattennätet¹⁹. De analyserades av Uppsala Vattens eget laboratorium enligt Colilert-18-metoden för antalet cfu (*colony-forming units*) av *E. coli* per 100 mL (Tabell 5).

Tabell 5. Rapporteringsgränser och analysmetod för de sju föroreningsämnena inom studiens avgränsning. Samtliga analyser är ackrediterade av SWEDAC (ALS Scandinavia AB, 2015b).

Ämne		Rapporteringsgräns	Analysmetod
Fosfor, total	P	0,01 mg L ⁻¹	CSN EN ISO 6878/15681-1
Kväve, total	N	0,1 mg L ⁻¹	CSN EN 12260
Bly	Pb	0,5 µg L ⁻¹	ICP-SFMS: SS EN ISO 17294-
Koppar	Cu	1 µg L ⁻¹	1,2 (mod) & EPA-200.8 (mod).
Zink	Zn	4 µg L ⁻¹	ICP-AES: SS EN ISO 11885
Kadmium ²⁰	Cd	0,05 µg L ⁻¹	(mod) & EPA-200.7 (mod).
Suspenderad substans	SS	5 mg L ⁻¹	SS EN 872-2
<i>E. Coli</i>			SS-EN ISO 9308-2:2014

3.5 BERÄKNING AV PARAMETRAR FRÅN PROVTAGNINGEN

För att kunna jämföra provtagningen mot de studerade modellerna bearbetades data från provtagningen på flera sätt. Den totala belastningen, L [g], av respektive förorening och den totala volymen, V_{tot} [m³], beräknades för att jämföra mot modellresultaten. Andelen basflöde (%bf) och avrinningskoefficienter exklusive (ϕ) och inklusive (ϕ_{tot}) basflödet beräknades för att jämföra mot motsvarande parametrar i modellerna. Även den totala flödesviktade koncentrationen, C [g m⁻³], som kan jämföras med belastningsschabloner i StormTac beräknades.

¹⁹ Prover tagna den 23 november 2015 kl. 11:30 (Södra), kl. 11:45 (Norra) och lämnade för analys kl. 12:15.

²⁰ För prover med höga halter molybden kan rapporteringsgränsen bli förhöjd (ALS Scandinavia AB, 2015b).

3.5.1 Nederbörd

Nederbörden under provtagningsperioden erhöles från Uppsala Vattens lokala nederbördsstationer i Gränby och Årsta (Figur 9). Nederbördsstationerna är utrustade med automatiska vippmekanismer som skickar en puls per kalibrerad nederbördsmängd som fyller en mätsked (MJK Automation AB, 2008). Denna nederbördsmängd är mätstationens upplösning: 0,1 mm för Gränby och 0,2 mm för Årsta²¹. Tidsupplösningen är 10 minuter för båda stationerna.

Nederbördsdata från respektive station viktades med hjälp av Thiessens polygonmetod. I QGIS drogs en rak linje mellan nederbördsstationerna. Linjen tudelades på mitten med en ny linje, vinkelrät mot den förra. Denna linje tillsammans med avrinningsområdets gränser skapade Voronoipolygoner (Figur 15) som omger varje nederbördsstation (US Department of Commerce, 2015). Arealen av respektive Voronoipolygon i relation till avrinningsområdets totala area anger viktningen av respektive nederbördsstation (Fetter, 2001). Dessa beräknades till 0,925 och 0,075 för Årsta respektive Gränby.



Figur 15. Viktning av Uppsala Vattens nederbördsstationer (trianglar) enligt Thiessen polygonmetod resulterade i 0,075 för Gränby (mörkgrå) och 0,925 för Årsta (ljusgrå) baserat på areorna av Voronoipolygonerna i förhållande till avrinningsområdets totala area. © Copyright Uppsala kommun. Kommunens upphovsrätt omfattar även licenstagarens bearbetning av materialet. Kopiering, digitalisering eller avritning av materialet är inte tillåten.

Utifrån viktad nederbördsdata beräknades den totala nederbörden under provtagningsperioden, P_{pt} [mm]. Regndjupet, r_d [mm], och regnintensiteten, I [$L s^{-1} ha^{-1}$], beräknades även för varje enskilt regntillfälle under provtagningsperioden. Ett nederbördstillfälle definierades som ett sammanhängande regn där maximalt 2 timmars uppehåll tilläts inom ett och samma nederbördstillfälle. Start (t_1) och stopp (t_2) sattes till tidpunkterna för första respektive sista nederbördsregistreringen under nederbördstillfallet. Nederbördstillfällen med $r_d \leq 0,2$ mm exkluderades. r_d beräknades genom att summera nederbörden under hela nederbördstillfallet och I beräknades genom att dividera r_d med regnets varaktighet ($t_2 - t_1$).

²¹ A. Jansson, Uppsala Vatten och Avfall AB, personlig kommunikation, 30 september 2015.

3.5.2 Koncentrations- och belastningsberäkningar (C och L)

Den genomsnittliga koncentrationen av respektive förorening, x , för hela provtagningsperioden, C_x [g m^{-3}], beräknades genom att vikta dagvattnets uppmätta koncentration, $C_{fp,x,v}$ [g m^{-3}], varje vecka med den veckovisa totala avrunna volymen, $V_{tot,v}$ [m^3] (ekvation 25). För att ekvationen skall vara giltig krävs att C_{fp} motsvarar koncentrationen hos ett flödesproportionellt samlingsprov. $V_{tot,v}$ beräknades genom numerisk integrering av flödet över hela provtagningsveckan. Innan integreringen filtrerades all flödesdata där signalkvalitet understeg 40 % bort. Därefter beräknades medelflödet med 15 minuters intervaller. Linjär interpolation användes för perioder som saknade data med signalkvalitet över 40 %. Vid den norra provtagningspunkten var vattennivån för låg under de tre första provtagningsveckorna för att flödesmätaren skulle registrera ett flöde under torra perioder. För att uppskatta basflödet vid denna punkt gjordes enstaka nivåmätningar och flödet uppskattades utifrån dessa med hjälp av Mannings formel till $0,4 \text{ L s}^{-1}$. Den primära flödesmätaren vid södra provtagningspunkten visade under stora delar av vecka 8 och slutet av vecka 9 orimligt höga flöden vilket bekräftades av den sekundära flödesmätaren som för samma period inte visade höga flöden. För dessa två tidsperioder användes istället data från den sekundära flödesmätaren för beräkningarna.

$$C_x = \frac{\sum_{v=1}^9 (V_{tot,v} \cdot C_{fp,x,v})}{\sum_{v=1}^9 V_{tot,v}} \quad (25)$$

Den totala bruttobelastningen, $L_{b,x}$ [g], beräknades sedan för den 63 dagar långa provtagningsperioden (ekvation 26).

$$L_{b,x} = V_{tot} \cdot C_x \quad (26)$$

Tillskottsvatten från GE Healthcare Bio-Sciences AB i södra provtagningspunkten

Belastningsberäkningarna i den södra provtagningspunkten försvårades av att GE tillför stora vattenvolymer till det kommunala dagvattenätet. Detta kan ses som ett punktutsläpp som består av industrins egna dagvatten, men även kylvatten och regenereringsvatten från avhärdningsfilter (Koertge och Lundström, 2015). Punktutsläpp utöver det från GE har ej kunnat identifieras, men det är inte uteslutet att det kan förekomma ytterligare utsläpp till dagvattenätet inom avrinningsområdet. Bedömningen är dock att majoriteten av tillskottsvatten härstammar från GE. Utsläppet till dagvattenätet mäts ej utan industrin debiteras månatligt enligt en schablonvolym som baseras på summan av GE:s kommunala och egna vattenuttag²². Utsläppet till dagvattenätet uppskattas till storleksordningen $800\,000 \text{ m}^3$ årligen ($V_{GE,\text{år}}$)²³. Det egna uttaget sker från en brunn på industrins område som innehåller förhållandevis hårt vatten²⁴. Volymuttaget från egen brunn är i snitt 8 % (2013-2014) av det totala vattenuttaget och resterande volym är kommunalt renvatten (Koertge och Lundström, 2015).

Vart femte år mäter GE ett antal parametrar i dagvattenbrunnar på industrins område uppströms utsläppet till det kommunala dagvattenätet²⁴. Den senaste mätningen utfördes under hösten 2012 med en längre kontinuerlig provtagning (33 dagar) i en brunn, kortare kontinuerlig provtagning (7 dagar) i fyra brunnar, samt med stickprov i en brunn. Resultaten

²² E. Andersson, Uppsala Vatten och Avfall AB, personlig kommunikation, 2 november 2015.

²³ L-E. Lindblad, GE Healthcare Bio-Sciences AB, personlig kommunikation, 29 oktober 2015.

²⁴ C. Holm, Uppsala Vatten och Avfall AB, personlig kommunikation, 28 oktober 2015.

visade på höga koncentrationer av framförallt koppar och zink där riktvärden 3VU överskreds i två brunnar respektive en brunn (Dagberg, 2013). De höga kopparhalter kan bero på korrosion av ledningar som orsakas av hårt vatten medan höga zinkhalter kan härstamma från utrustning och ytor som finns i industrins fabriker²⁴. Vattnet som tillförs dagvattenledningsnätet är även varmt efter kylprocessen (Dagberg, 2013).

För att uppskatta föroreningskoncentrationerna i det tillskottsvatten som bedöms komma från GE:s kyl- och regenereringsvatten användes provtagningsveckorna 1, 2 och 4. Dessa veckor saknade nederbörd och flödet i den södra provtagningspunkten utgjordes i stort sett uteslutande av vatten från GE. Dagvatten- och basflödesbidraget från det södra delavrinningsområdet ansågs därför försumbart och föroreningskoncentrationerna, $C_{GE,x}$, för samtliga sju analyserade föroreningar, x , kunde uppskattas (ekvation 3). $V_{tot,v}$ och $V_{N,v}$ är den passerade volymen i södra respektive norra provtagningspunkten vecka v . $C_{tot,v,x}$ och $C_{N,v,x}$ är den uppmätta koncentrationen av förorening x under provtagningsvecka v i södra respektive norra provtagningspunkten.

$$C_{GE,x} = \frac{\sum_v^{1,2,4} (V_{tot,v} C_{tot,v,x} - V_{N,v} C_{N,v,x})}{\sum_v^{1,2,4} (V_{tot,v} - V_{N,v})} \quad (27)$$

Den totala belastningen från GE för varje förorening, $L_{GE,x}$ [g], för hela provperioden beräknades sedan utifrån de erhållna koncentrationerna och uppgifter om GE:s totala årliga utsläppsvolym till dagvattennätet (ekvation 28). Belastningen skalades sedan ner till provtagningsperiodens längd, t_{pt} [min].

$$L_{GE,x} = C_{GE,x} \cdot V_{GE,\text{år}} \cdot \frac{t_{pt}}{t_{\text{år}}} \quad (28)$$

Slutligen beräknades nettobelastningen, L_x [g], i den södra provtagningspunkten genom att subtrahera bidraget från GE från den uppmätta bruttobelastningen (ekvation 29). I den norra provtagningspunkten identifierades inga punktutsläpp och därför antogs nettobelastningen vara lika med bruttobelastningen.

$$L_x = L_{b,x} - L_{GE,x} \quad (29)$$

Uppskalning av provtagningsresultat

För att jämföra resultaten från provtagningen med modellresultat var det nödvändigt att skala upp provtagningsresultaten för att motsvara V_{tot} och L för ett helt år. Detta gjordes genom att vikta den totala nederbörden under provtagningsperioden enligt Uppsala Vattens lokala nederbördsstationer, P_{pt} [mm], mot normalnederbörden för 1994-2013 i Uppsala enligt SMHI, $P_{\text{år}} = 620,2$ mm (ekvation 30 och 31).

$$V_{tot,\text{år}} = \frac{V_{tot,pt}}{P_{pt}} P_{\text{år}} \quad (30)$$

$$L_{\text{år}} = \frac{L_{pt}}{V_{tot,pt}} V_{tot,\text{år}} \quad (31)$$

3.5.3 Separering av hydrograf i bas- och dagvattenflöde (%bf)

I den norra provtagningspunkten separerades basflödet, Q_{bf} [$m^3 s^{-1}$] från dagvattenflödet, Q_{dv} [$m^3 s^{-1}$], med en metod föreslagen av Natahan och McMahon (1990). Metoden bygger på att använda ett rekursivt digitalt filter ursprungligen framtaget för signalbehandling (ekvation 32).

$$Q_{bf(k+1)} = Q_{(k+1)} - \alpha \cdot Q_{dv(k)} - \frac{1 + \alpha}{2} [Q_{(k+1)} - Q_{(k)}] + \beta \quad (32)$$

Vid starten av provtagningsperioden bestod flödet uteslutande av basflöde varför $Q_{bf} = Q$ ansattes som startvärde. Basflödet beräknades i varje tidssteg, k , och för att undvika negativt basflöde eller basflöde som överskrider det totala flödet, justerades det enligt reglerna:

$$\text{om } Q_{bf} < 0 \rightarrow Q_{bf} = 0 \text{ och om } Q_{bf} > Q \rightarrow Q_{bf} = Q$$

Dagvattenflödet beräknades som skillnaden mellan basflödet och det totala flödet. Parametern α föreslås ligga inom intervallet 0,9 – 0,95 (Natahan och McMahon, 1990) men då dessa värden framtagits för naturliga avrinningsområden var det nödvändigt att manuellt kalibrera α för att kunna applicera metoden på ett urbant avrinningsområde med en mycket snabbare hydrograf. Parametern β [$m^3 s^{-1}$] användes inte av Natahan och McMahon (1990) utan lades till på grund av att originalmetoden tenderade att kraftigt underskatta basflödet under episoder med lågt flöde. α och β kalibrerades till 0,9997 respektive $5 \cdot 10^{-5} m^3 s^{-1}$ genom att visuellt kontrollera att de nederbördsperioder i hydrografen då dagvattenflöde antogs ha förekommit också resulterade i en separering.

I den södra provtagningspunkten var det inte möjligt att separera bas- och dagvattenflöde på grund av GE:s utsläpp. Efter separeringen beräknades andelen basflöde (%bf) för varje provtagningsvecka samt för hela provtagningsperioden (ekvation 33).

$$\%bf = \frac{\int_{t_0}^t Q_{bf}(t) dt}{\int_{t_0}^t Q_{tot}(t) dt} \cdot 100 = \frac{V_{bf}}{V_{tot}} \cdot 100 \quad (33)$$

3.5.4 Avrinningskoefficienter (φ och φ_{tot})

Avrinningskoefficienten (φ) beräknades för det norra delavrinningsområdet (ekvation 34)

$$\varphi = \frac{V_{dv}}{P \cdot A_N \cdot 10} \quad (34)$$

där P är den totala nederbördsvolymen under provtagningsperioden [mm] och A_N är det norra delavrinningsområdets area [ha]. För södra och norra delavrinningsområdet samt hela avrinningsområdet beräknades den totala avrinningskoefficienten (φ_{tot}) vilken även inkluderar bidraget från basflödet (ekvation 35).

$$\varphi_{tot} = \frac{V_n}{P \cdot A \cdot 10} \quad (35)$$

V_n är den avrunna nettovolymen från respektive avrinningsområde [m^3], det vill säga summan av dagvatten (V_{dv}) och basflöde (V_{bf}) men exklusive volymbidrag från GE.

3.5.5 Kvantifiering av osäkerheter

Osäkerheterna i de beräknade storheterna C och L för hela, södra och norra delavrinningsområdena samt för GE:s utsläpp beräknades i enlighet med GUM (*Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement*) utifrån en beskrivning av Persson (2015). För att beräkna den sammanlagda standardosäkerheten (u_c) hos en storhet (y) som beräknats ur flera separata mätningar (x) (ekvation 36) tillämpades lagen om medelfelets fortplantning (ekvation 37).

$$y = f(x_1, \dots, x_n) \quad (36)$$

$$u_c^2(y) = c_1^2 u^2(x_1) + \dots + c_i^2 u^2(x_i) + \dots + c_n^2 u^2(x_n) \quad (37)$$

c_i är respektive mätningens känslighetsfaktor och $u(x_i)$ är mätningens standardosäkerhet. Känslighetsfaktorn definieras som en partiell derivata vilken löstes för varje mätvariabel genom numerisk derivering (ekvation 38).

$$c_i = \frac{\partial y}{\partial x_i} \approx \frac{f(x_1, \dots, [x_i + u(x_i)], \dots, x_n) - f(x_1, \dots, [x_i - u(x_i)], \dots, x_n)}{2u(x_i)} \quad (38)$$

För varje mätvariabel identifierades en standardosäkerhet (Tabell 6) varefter den sammanlagda standardosäkerheten för storheterna beräknades. För uppmätta volymer användes en osäkerhet på $\pm 5\%$ enligt flödesmätarens manual (Mainstream Measurements Ltd, 2013). Standardosäkerheten för volymen som bedöms komma från GE uppskattades till $\pm 10\%$. För samtliga kemiska analyser med undantag för totalkväve fanns standardosäkerheterna angivna i analysrapporterna (ALS Scandinavia AB, 2015b). Den metod som användes av ALS för att bestämma totalkvävehalten summerade Kjeldahl-N och nitrit-/nitrat-N. Analysen för Kjeldahl-N har den största osäkerheten och utgör också ofta den största fraktionen av totalkväve i dagvatten²⁵ varför standardosäkerheten för Kjeldahl-N användes. För alla koncentrationer (C) är standardosäkerheterna givna med täckningsgrad 1, motsvarande ett konfidensintervall på ca 67 %. För volymer (V) är konfidensintervallet okänt.

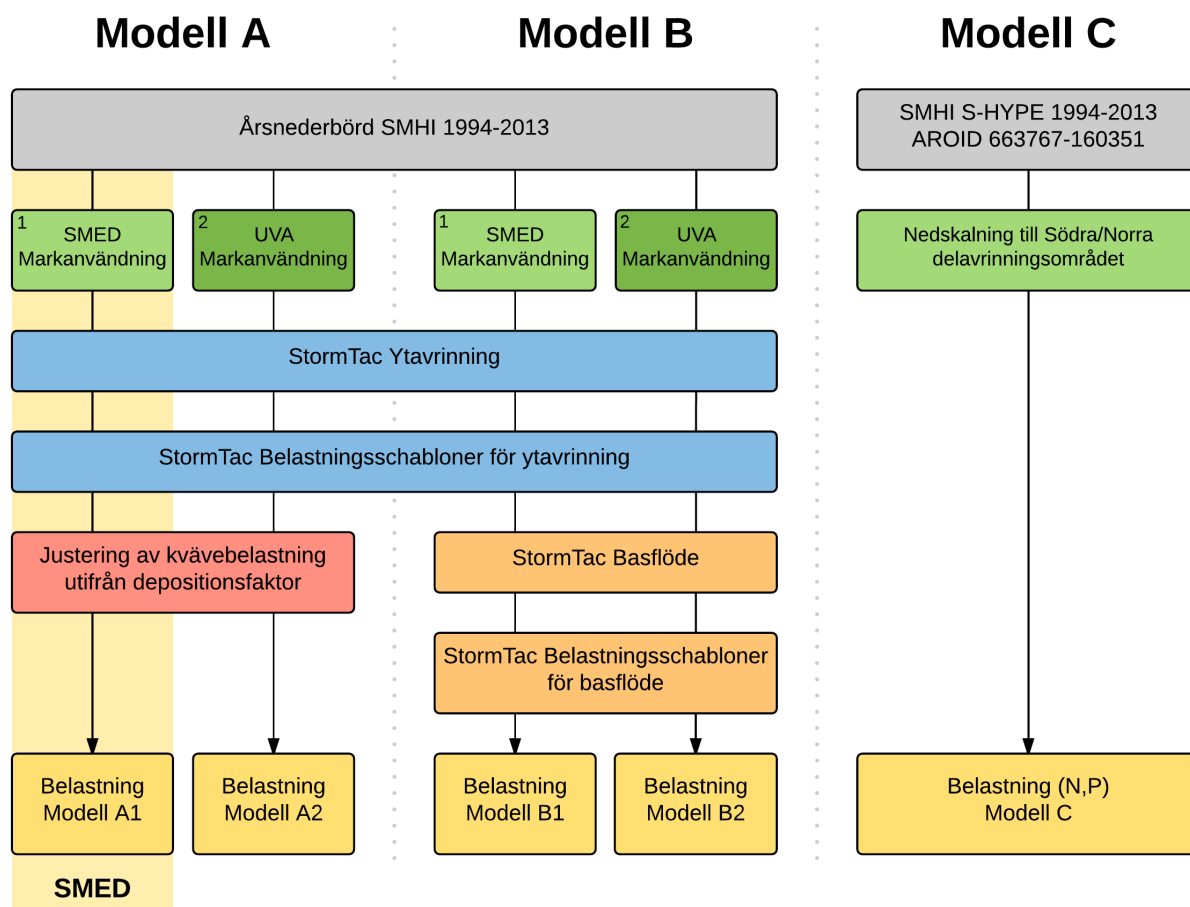
Tabell 6. Standardosäkerheter i mätvariabler som användes vid beräkning av de sammanlagda standardosäkerheterna i beräknade föroreningskoncentrationer och belastningar.

Mätvariabel (x)	Standardosäkerhet (u)
V	$\pm 5\%$ (Mainstream Measurements Ltd, 2013)
V _{GE}	$\pm 10\%$ (egen uppskattning)
C _{P,Pb,Cu,Zn,Cd,SS}	Enligt analysrapport (ALS Scandinavia AB, 2015b)
C _N	$\pm 15\%$ (osäkerhet Kjeldahl-N) ²⁵

3.6 MODELLERING OCH BERÄKNINGSMETODER

Totalt gjordes fem modellkörningar (Figur 16), där de fyra första (A1, A2, B1 och B2) är varianter på StormTac-modellen. Modell C avviker från de övriga modellerna då den är en mer fysikaliskt förankrad modell (S-HYPE) med processer för evapotranspiration, marklager samt omsättning av näringsämnen i marken. För all geografisk bearbetning användes programmet QGIS (QGIS Development Team, 2015) med referenssystemet SWEREF99 TM.

²⁵ A-K. Revell, ALS Scandinavia AB, personlig kommunikation, 14 december 2015.



Figur 16. Flödesschema för att illustrera de olika modellkörningarna A1, A2, B1, B2 och C. Kolumnen längst till vänster (A1) motsvarar SMED:s beräkningsmetod för dagvatten som den används inom PLC Periodical rapporterna.

3.6.1 Modell A: SMED:s beräkningsmetod

SMED:s beräkningsmetod för dagvatten (Figur 7) applicerades på det studerade avrinningsområdet. Förutom de två näringsämnena genomfördes belastningsberäkningar även för Pb, Cu, Zn, Cd och SS då belastningsschabloner finns för dessa sju dagvattenparametrar i StormTac. Normalnederbörden från SMHI för 1994-2013 interpolerat för det aktuella avrinningsområdet användes som indata; $P_{\text{år}} = 620,2 \text{ mm}$.

Två olika källor av markanvändningsdata användes för modell A1 och A2 för att utvärdera beräkningsmetodens känslighet gällande dessa indata. För modell A1 erhöles markanvändningsdata enligt SMED:s beräkningsmetodik från SMD (Naturvårdsverket, 2014b) medan mer lokalt framtagna vektorfiler (Figur 10) erhöles från Uppsala Vatten som indata till modell A2.

Belastningsschabloner och avrinningskoefficienter för dagvatten

De schablonvärden för dagvattenavrinning i modell A1 och A2 som har använts för respektive markanvändningsslag erhöles från StormTac version 2014-01 (Larm, 2014; Tabell 7), då dessa även används i PLC6-rapporten. För de fem klasser som står för 94 % av markanvändningen i fallstudieområdet (villaområde, radhusområde, flerfamiljsområde, industriområde och parkmark) anges data för avrinningskoefficienter och belastningsschabloner för P, N, Cu, Zn, Pb, Cd och SS som "säker" i 26 fall, "medelsäker" i åtta fall samt "osäker" i sex fall (Tabell 7).

Tabell 7. För dagvattenflöde anges avrinningskoefficienter och belastningsschabloner från StormTac v. 2014-01 (Larm, 2014) för de markanvändningsslag som finns i fallstudieområdet. För ytvatten antas all belastning härstamma från atmosfärisk deposition. Grön färg indikerar att schablonvärdet är "säkert" ur datakvalitetssynpunkt, gul betyder "medelsäkert" och röd "osäker" enligt den klassificering som finns i StormTac (se avsnitt 2.6.2 – Begränsningar och osäkerheter).

StormTac-klass	ϕ [-]	P mg L ⁻¹	N mg L ⁻¹	Pb µg L ⁻¹	Cu µg L ⁻¹	Zn µg L ⁻¹	Cd µg L ⁻¹	SS mg L ⁻¹
Väg 5 (10 000 ÅDT)	0,85	0,18	2,4	12	38	160	0,34	87
Väg 6 (15 000 ÅDT)	0,85	0,20	2,4	17	47	230	0,38	98
Parkering	0,85	0,10	1,1	30	40	140	0,45	140
Villaområde	0,25	0,20	1,4	10	20	80	0,50	45
Radhusområde	0,32	0,25	1,5	12	25	85	0,60	45
Flerfamiljhusområde	0,45	0,30	1,6	15	30	100	0,70	70
Koloniområde	0,20	0,20	5,0	5,0	15	50	0,20	38
Centrumområde	0,70	0,28	1,9	20	22	140	1,0	100
Industriområde	0,50	0,30	1,8	30	45	270	1,5	100
Kontor och handelsområde	0,70	0,25	1,5	30	30	140	0,90	100
Parkmark	0,18	0,12	1,2	6,0	15	25	0,30	49
Skogsmark	0,05	0,035	0,75	6,0	6,5	15	0,20	34
Jordbruksmark	0,11	0,22	5,3	9,0	14	20	0,10	100
Ängsmark	0,08	0,20	2,0	6,0	15	30	0,30	45
Ytvatten (atmosfärisk dep.)	1,0	0,032	1,8	1,4	2,3	8,5	0,090	0

Kvävedepositionskorrigerig och dagvattenrening

I modell A korrigerades även kvävebelastningen för att ta hänsyn till den geografiska variationen. Kvävedepositionsfaktorn är 0,93 för fallstudieområdet²⁶. Avrinningsområdets dagvatten leds direkt till recipient; inget vatten leds till reningsverk eller till någon damm, våtmark eller annan reningsanläggning. Därför sattes $r_d = r_v = 0$ (ekvation 21) och bruttobelastningen lika med nettobelastningen till lokal recipient.

3.6.2 Modell B: StormTac

StormTac är en kommersiell dagvattenmodell som Uppsala Vatten har införskaffat. Två körningar, B1 och B2, exekverades i StormTac version 2014-01 (Larm, 2014). De två första delmodellerna, avrinning och föroreningstransport, användes för att generera belastningsresultat för N, P, Pb, Cu, Zn, Cd, och SS. Samma nederbörd och markanvändningsdata användes som i modell A; det vill säga modell B1 använde markanvändning enligt SMED:s beräkningsmetod (baserat på SMD), medan modell B2 använde Uppsala Vattens markanvändningskartering. Precis som modell A används sedan avrinningskoefficienter och belastningsschabloner för att beräkna föroreningsbelastning för dagvattenflödet. Modell B skiljer dock från modell A i två avseenden:

1. Den tar inte hänsyn till någon geografisk kvävedepositionskorrigerig.
2. Den beräknar en avrinning (ekvation 13 och 14, avsnitt 2.6.1 - *Avrinningsmodell*) och föroreningsbelastning (ekvation 17, avsnitt 2.6.1 - *Föroreningstransportmodell*) från basflödet som adderas till dagvattenbelastningen.

²⁶ M. Olshammar, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, personlig kommunikation, 7 oktober 2015.

Basflöde

I StormTac presenteras volymavrinningen och föroreningsbelastningen från basflöde separat. Andelen av den totala belastningen som härstammar från basflödet för respektive förorening har därför beräknats för modell B1 och B2. Volymen basflöde som modelleras beror indirekt av samma avrinningskoefficienter, ϕ_i , som modellerar dagvattenavrinning (ekvation 13 och 14, avsnitt 2.6.1 - *Avrinningsmodell*) men belastningsschabloner för basflöde (Tabell 8) skiljer sig från de för dagvatten (Tabell 7). I snitt är basflödesschabloner för P, Cu, Zn och SS i spannet 31-40 % av värdet för motsvarande dagvattenschabloner. För Pb och Cd är siffrorna 16 % respektive 11 %, medan basflödesschabloner (Tabell 8) för N har nästan samma värde som dagvattenschablonerna (89 %).

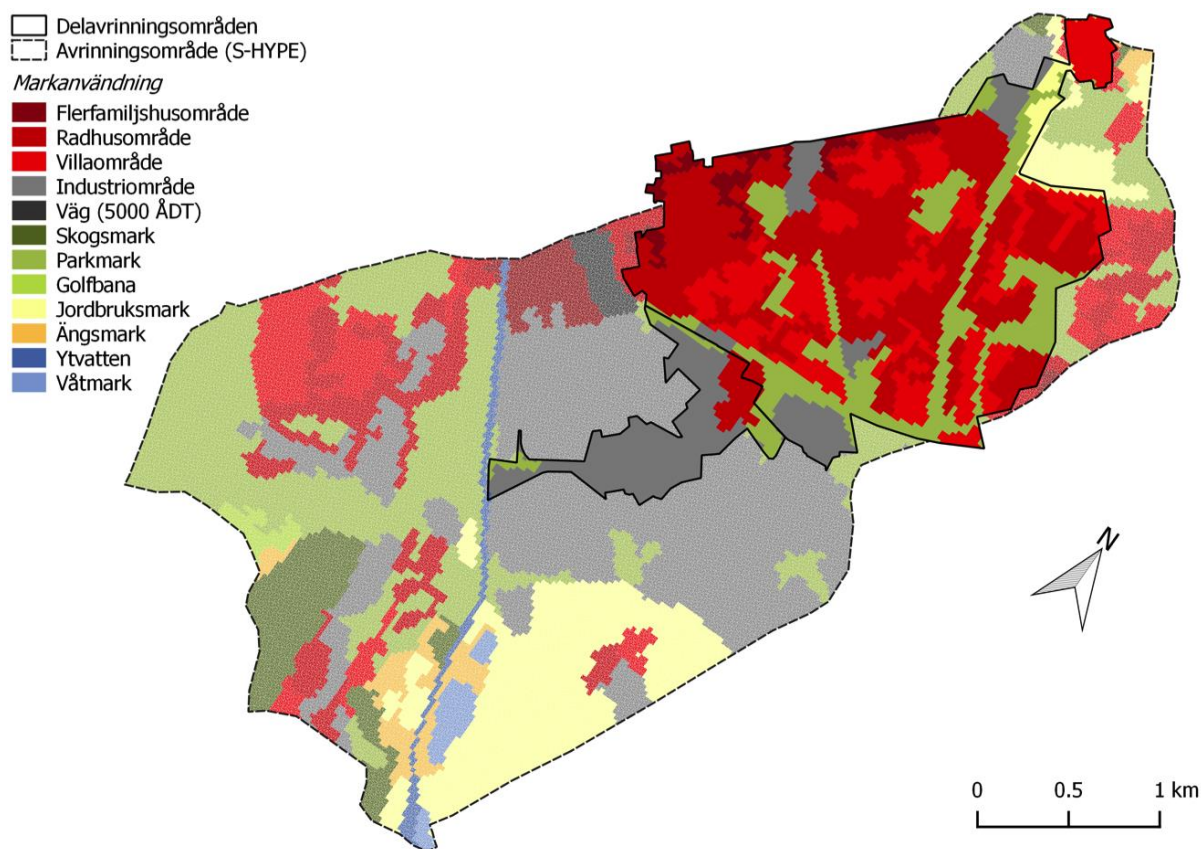
Tabell 8. För basflöde anges belastningsschabloner från StormTac v. 2014-01 (Larm, 2014) för de markanvändningsslag som finns i fallstudieområdet. För basflödesschablonerna anges i StormTac inte hur "säkra" eller "osäkra" de är som för dagvattenschablonerna (Tabell 7).

StormTac-klass	P mg L ⁻¹	N mg L ⁻¹	Pb µg L ⁻¹	Cu µg L ⁻¹	Zn µg L ⁻¹	Cd µg L ⁻¹	SS mg L ⁻¹
Vägar	0,052	2,1	2,0	13	77	0,034	25
Parkering	0,029	1,0	3,6	11	47	0,041	35
Villaområde	0,058	1,2	1,2	5,5	27	0,045	11
Radhusområde	0,073	1,3	1,4	6,9	28	0,054	11
Flerfamiljhusområde	0,087	1,4	1,8	8,3	33	0,064	17
Koloniområde	0,058	4,4	0,60	4,1	17	0,018	9,5
Centrumområde	0,081	1,6	2,4	6,1	47	0,091	25
Industriområde	0,087	1,6	3,6	12	90	0,14	25
Kontor och handelsområde	0,073	1,3	3,6	8,3	47	0,082	25
Parkmark	0,035	1,1	0,72	4,1	8,4	0,027	12
Skogsmark	0,030	0,70	0,80	4,0	10	0,030	1,5
Jordbruksmark	0,22	5,3	9,0	14	20	0,10	100
Ängsmark	0,17	0,93	0,80	9,2	20	0,045	2,0
Ytvatten (atmosfärisk dep.)	-	-	-	-	-	-	-

3.6.3 Modell C: S-HYPE

En tidsserie med dygnsvis specifik avrinning, q [mm d⁻¹], och nederbörd, P [mm d⁻¹] för S-HYPE delavrinningsområde AROID 663767-160351 erhöles för 20-årsperioden 1994-2013 från SMHI²⁷. Den specifika avrinningen var uppdelad i ytvattenavrinning, avrinning via dräneringsrör (på jordbruksmark) och avrinning i tre skikt av grundvatten. Vid beräkning av andel basflöde i modell C antogs ytvattenavrinningen motsvara dagvattenflöde och övriga avrinningskomponenter motsvara basflödet. Avrinningsområdet var det i S-HYPE-modellen som bäst representerade avrinningsområdet i denna studie. Data från S-HYPE skalades sedan utifrån area för att erhålla resultat för fallstudieområdet. Ingen hänsyn togs till skillnader i markanvändning mellan S-HYPE:s avrinningsområde och fallstudiens avrinningsområde (Figur 17 och Tabell 9).

²⁷ J. Tengdelius Brunell, SMHI, personlig kommunikation, 26 oktober 2015.



Figur 17. Jämförelse mellan avrinningsområde i S-HYPE (AROID 663767-160351) och avrinningsområdet för fallstudien. Streckad linje visar avrinningsområde i S-HYPE (SMHI, 2015b) och heldragna linjer visar södra och norra delavrinningsområdena. Markanvändning enligt SMD (Naturvårdsverket, 2014b) översatt till StormTac-klasser enligt Ryegård m.fl., (2007: Bilaga 4, s.31) visas endast för att illustrera skillnader i markanvändning hos de olika delavrinningsområdena. © Copyright Uppsala kommun. Kommunens upphovsrätt omfattar även licenstagarens bearbetning av materialet. Kopiering, digitalisering eller avritning av materialet är inte tillåten.

Tabell 9. StormTacs markanvändningsklasser för hela fallstudieområdet samt avrinningsområdet i S-HYPE översatt enligt SMED:s beräkningsmetod (Ryegård m.fl., 2007).

Avrinningsområde (area [ha])	Fallstudie- område (408,4)	S-HYPE (1 245)	Avvikelse (Hela - S-HYPE)
StormTac-klass			
Väg 5 (5 000 ÅDT)	-	0,7 %	- 0,7 %
Villaområde	21,9 %	11,8 %	+ 10,0 %
Radhusområde	38,9 %	18,6 %	+ 20,3 %
Flerfamiljshusområde	3,4 %	2,0 %	+ 1,4 %
Industriområde	16,3 %	25,7 %	- 9,4 %
Parkmark	18,1 %	23,1 %	- 5,0 %
Golfbana	-	0,5 %	- 0,5 %
Skogsmark	-	3,6 %	- 3,6 %
Jordbruksmark	1,4 %	10,3 %	- 8,9 %
Ängsmark	-	1,8 %	- 1,8 %
Ytvatten	-	1,0 %	- 1,0 %
Våtmark	-	0,9 %	- 0,9 %

Dygnsnederbörden summerades till årsnederbörd, och ett medelvärde för de 20 åren beräknades till 619,8 mm. För varje år summerades även den specifika avrinningen till en total årlig specifik avrinning enligt S-HYPE. Den årliga avrinningen, V_{tot} [m³] uppskattades i fallstudieområdet genom att anta att den specifika avrinningen i S-HYPE:s avrinningsområde är representativt för studiens delavrinningsområde (ekvation 39), där A är fallstudieområdets area [ha].

$$V_{tot} = \frac{\sum_{1994}^{2013}(q)}{20} \cdot A \cdot 10 \quad (39)$$

Den genomsnittliga kväve- och fosforkoncentrationen från S-HYPE:s delavrinningsområde erhöles för perioden 1999-2013 (SMHI, 2015c). Här antogs halterna näringsämnen i S-HYPE:s delavrinningsområde även vara representativa för fallstudieområdet.

3.6.4 Modelljämförelser

Känsligheten i SMED:s beräkningsmetod (modell A) för förändringar i markanvändningsindata testades genom att använda två olika markanvändningskartor. Den ena, SMD, är ett rikstäckande raster och används i nuläget för beräkningarna (modell A1) medan en nyare och mer lokalanpassad markanvändningskarta erhöles från Uppsala Vatten (modell A2). Två modellkörningar där StormTacs basflödesmodell inkluderats utfördes också (modell B1 och B2) för att undersöka hur viktigt basflödet är för belastningsberäkningarna. SMED:s beräkningsmetod jämfördes även mot en mer fysikalisk modell (modell C).

Resultaten för avrinning (V_{tot}) och föroreningsbelastning (L) jämfördes mellan de olika modellkörningarna (A1, A2, B1, B2 och C) samt med provtagningen uppskalad på ett år (PT). Jämförelser gjordes för hela det studerade avrinningsområdet (inkl. och exkl. bidraget från GE) samt för det norra delavrinningsområdet. Utifrån resultaten diskuteras även modellernas ingående parametrar och indata med fokus på markanvändning, avrinningskoefficienter inklusive (ϕ_{tot}) och exklusive basflöde (ϕ), belastningsschabloner (C) och andelen av den totala volymen som utgjordes av basflöde (%bf). Dessa parametrar jämfördes mot motsvarande empiriska parametrar framtagna från provtagningen.

För det norra delavrinningsområdet undersöktes även avrinningskoefficientens känslighet för variationer i nederbördsintensitet och regndjup för att belysa osäkerheter i den staticitet som antas för avrinningskoefficienten i SMED:s beräkningsmetod.

4 RESULTAT

Resultaten från denna studie har delats upp på två fokusområden. Det första området är provtagningen i avrinningsområdet i Uppsala. Här utvärderas provtagningens representativitet, flödesproportionalitet, uppmätta halter föroreningar, avrinning, nederbörd, samt bidraget från GE. I det andra fokusområdet används provtagningen tillsammans med modellkörningar för att utvärdera SMED:s beräkningsmetod.

4.1 PROVTAGNING

Flödesproportionell provtagning i södra och norra provtagningspunkterna pågick från 5 oktober till och med 7 december 2015 i totalt 62 dygn och 23 timmar. I den södra punkten var provtagningen kontinuerlig medan den totala provtagningstiden i den norra punkten blev förkortad på grund av diverse problem och hinder (se avsnitt 5.1.2 – *Praktiska problem och lösningar*).

4.1.1 Nederbördsförhållanden

Den totala nederbörden under hela provtagningsperioden var 85,7 mm jämfört med 109,9 mm som är medelnederbörden för 1994-2013²⁸ för samma period (SMHI, 2015d). Mellan 30 november och 2 december låg ett 2 cm tjock snötäcke som smälte under provtagningsvecka 9 (SMHI, 2015e).

Att nederbörden var mindre än normalt under provtagningen beror framförallt på att Uppsala hade sin torraste oktobermånad sedan mätningar startade 1836 (Östberg, 2015). Det föll endast 2,2 mm regn under provtagningens första 32 dagar, mellan 5 oktober och 6 november. Innan provtagningsperioden började hade det dessutom varit nederbördsfritt i tio dagar. November hade sedan nederbördsmängder i paritet med normalvärden från 1994-2013, medan de sju dagarna i december var något nederbördsrikare än vanligt.

4.1.2 Utvärdering av provtagning

Då två olika flödesmätare användes uppstod en viss diskrepans mellan provtagning och flödesmätning under några provtagningsveckor. En statistisk jämförelse gjordes genom att gruppera respektive veckas provtagningar i två grupper; en med prover tagna vid högre flöde än veckans medianflöde och en grupp där proverna var tagna vid lägre flöden. Ett Wilcoxon rangsummetest användes sedan för att undersöka om det fanns någon signifikant skillnad mellan grupperna med avseende på den passerade volymen mellan varje prov (provtagningsintervallet). Om en av grupperna hade signifikant lägre provtagningsintervall tyder detta på att den gruppen är överrepresenterad i samlingsprovet. Testet visade att vattenprover tagna under flöden högre än medianflödet var överrepresenterade under en provtagningsvecka i respektive provtagningspunkt. Låga flöden, det vill säga flöden under veckans medianflöde, var överrepresenterade i samlingsproven för fyra respektive två veckor i norra respektive södra provtagningspunkten (Tabell 10).

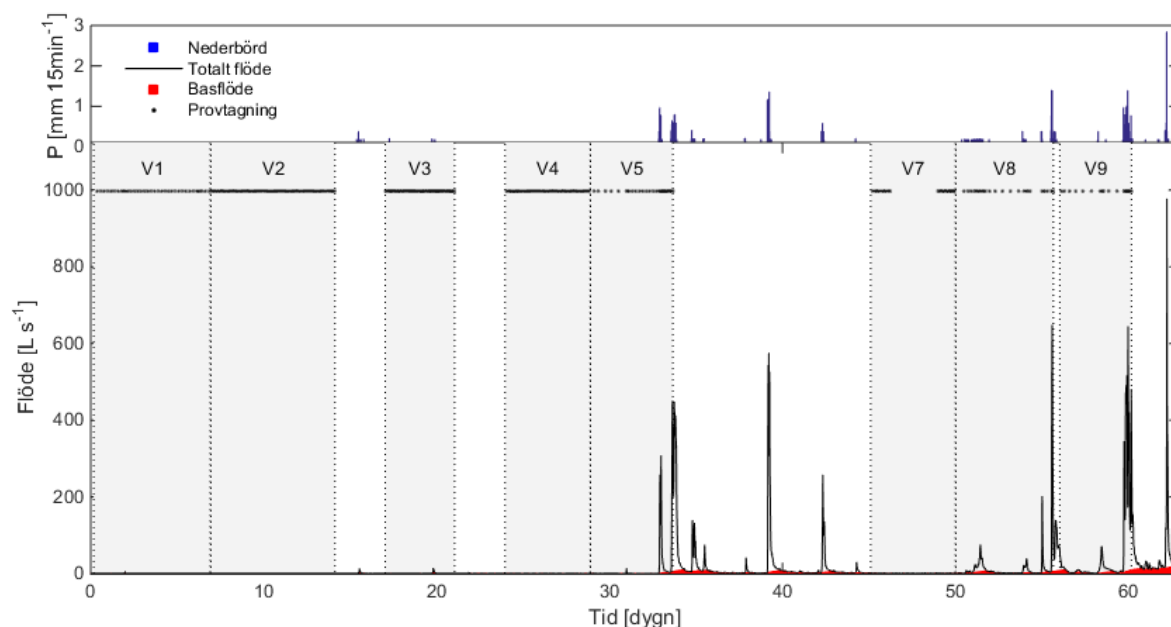
²⁸ Siffra beräknad utifrån medelnederbörd för oktober, november och december, viktad med antalet dagar i respektive månad som provtagning pågick.

Tabell 10. Avvikelser i provtagningsintervall mellan prover tagna vid flöden högre än medianflödet och prover tagna vid flöden lägre än medianflödet för respektive provtagningsvecka. ”+” indikerar att höga flöden är överrepresenterade i samlingsprovet, ”-” indikerar att låga flöden är överrepresenterade och ”0” visar att ingen signifikant ($p > 0,05$) skillnad kunde påvisas mellan de båda grupperna. Gruppjämförelsen gjordes med ett tvåsidigt Wilcoxon rangsummetest.

Provtagningsvecka	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Norra	-	0	0	-	-		0	+	-
Södra	0	0	0	-	+	0	0	-	0

Norra provtagningspunkten

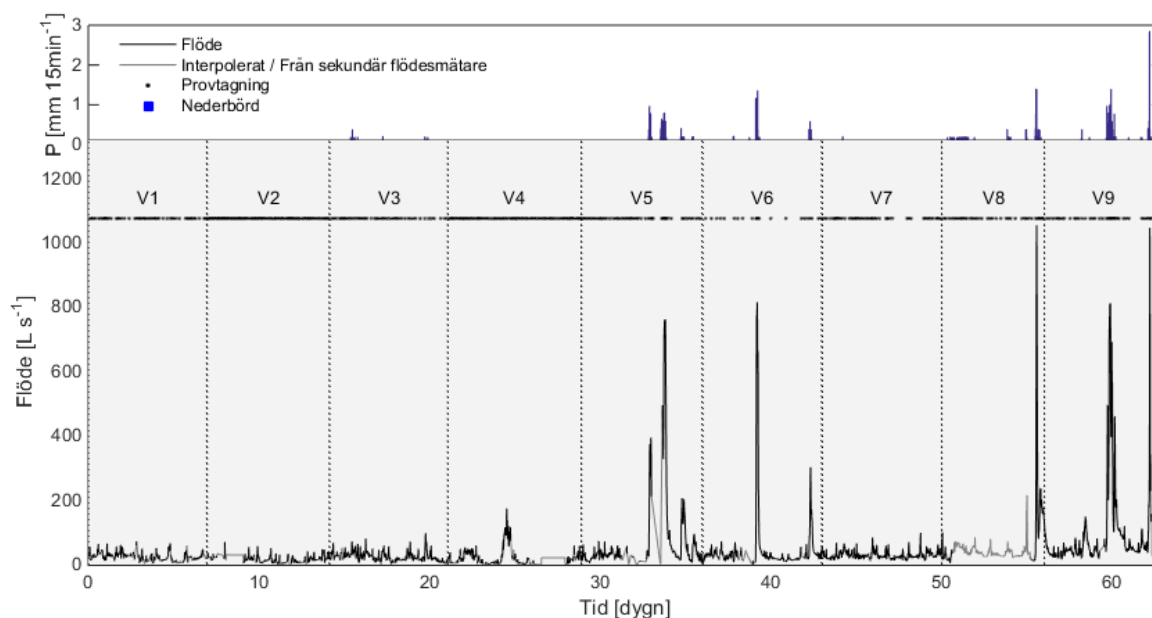
Sammanlagt provtogs dagvattnet i den norra provtagningspunkten under 42 dygn och 8 timmar (Figur 18), som innefattade 46,3 mm nederbörd. Vecka 3 blev förkortad på grund av att inställningarna till provtagaren uppskattades fel. Vecka 4 förkortades då provtagarens area-hastighets modul användes för att mäta det sekundära flödet under de första tre dygnen men saknade signal på grund av låga flöden. Under vecka 5 gick pumpen till provtagaren sönder och lagades först inför vecka 7 då provtagningen återupptogs. Under vecka 7 uteblev vissa prover på grund av isbildning i insugningsslangen mellan brunn och provtagare. Vecka 8 och 9 blev något kortare än planerat då det föll mer nederbörd än prognostiserat och provtagning avbröts då provkärlet blev fullt.



Figur 18. Totalt flöde, basflöde, nederbörd och tidpunkter för varje enskilt provtagningsfall i norra provtagningspunkten under hela provtagningsperioden. Gråa ytor markerar provtagningsveckorna.

Södra provtagningspunkten

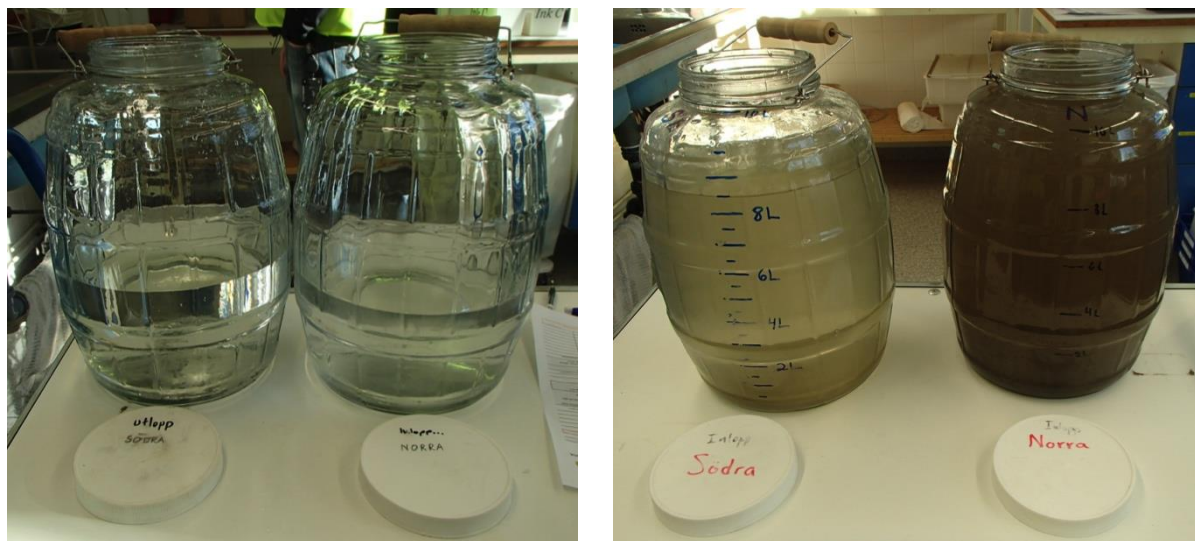
Provtagning i den södra provtagningspunkten utfördes i sammanlagt 62 dygn och 19 timmar (Figur 19), och pågick under tiden som all nederbörd (85,7 mm) under provtagningsperioden föll. Endast kortare uppehåll på mellan 20 och 60 minuter förekom mellan provtagningsveckorna för att byta provtagningskärl och ändra provtagningsinställningar.



Figur 19. Totalt flöde (inklusive linjärt interpolerade flödesvärden och värden från sekundär flödesmätare – se avsnitt 3.5.2), nederbörd och tidpunkter för varje enskilt provtagningsstillfälle i södra provtagningspunkten under hela provtagningsperioden. Gråa ytor markerar provtagningsveckorna.

4.1.3 Veckovis volymavrinning, nederbörd och föroreningshalter

De första fyra veckorna under provtagningen var mycket torra och saknade helt nederbörd, med undantag för två små regntillfällen med ca 1 mm nederbörd vardera under vecka 3. Ett förhållandevis kraftigt regn kom sedan under helgen vecka 5 vilket resulterade i extremt höga halter av samtliga föroreningar förutom N i norra provtagningspunkten, samt koncentrationer av Pb, Cu och Zn som överskred riktvärden 1M mångdubbelt i södra provtagningspunkten (Tabell 11). Skillnaden i vattenkvaliteten var uppenbar även visuellt, där de insamlade vattenproverna under regniga veckor var betydligt grumligare än prover tagna under torra veckor (Figur 20).



Figur 20. Visuell skillnad på samlingsprover mellan en vecka utan nederbörd (vecka 1, t.v.) och en vecka med mycket nederbörd (vecka 5, t.h.). Till vänster i varje bild är provet från södra provtagningspunkten, till höger den från norra. Vecka 5 syns en tydlig utspädningsseffekt då södra provtagningspunkten även inkluderar GE:s kyl- och regenereringsvatten. Foto: Hannes Öckerman.

Avrinningen vecka 5 gav en tydlig föroreningsstopp, då efterföljande veckor med motsvarande nederbörds mängder och -intensitet inte skapade samma höga föroreningshalter i någon provtagningspunkt. Framför allt Pb, Zn och SS tenderade att förekomma i betydligt högre halter under nederbördsrika veckor. Även koncentrationerna Cu, Cd och P var förhöjda under blötare veckor men inte lika markant. N-halter däremot tenderade att minska något under veckor med mycket nederbörd. Det fanns även en generell trend att föroreningshalterna under samma vecka oftast var högre i norra provtagningspunkten än i den södra då vattnet späds ut i södra. Detta gällde dock inte för Cu som under alla veckor förutom vecka 5 förekommer i högre koncentrationer i södra provtagningspunkten (Tabell 11).

I norra provtagningspunkten var volymavrinningen endast ett par hundra kubikmeter i veckan under torra perioder medan den låg på 12 000 till 16 000 m³ i den södra provtagningspunkten; en volym som till stor del antogs härstamma från GE. Under veckor med nederbörd ökade avrinningen i båda punkterna. Allra störst avrinning i förhållande till veckonederbörden skedde vecka 9, då även nederbörds mängden var som störst (Tabell 11).

Tabell 11. Tid som provtagning pågick (t), volymen avrinning från dagvatten och basflöde enligt primär flödesmätning (V), nederbörd (Ndb), samt uppmätta koncentrationer i de veckovisa samlingsproverna av de sju föroreningsämnen (P, N, Pb, Cu, Zn, Cd, SS) för varje provtagningsvecka i norra respektive södra provtagningspunkten (pp). Nederbördsdata är viktad från Uppsala Vattens lokala nederbörds mätare i Årsta och Kungsängsverket enligt Thiessens polygonmetod (Figur 15). Skillnader i nederbörd mellan norra och södra provtagningspunkten beror på att längden på provtagningsveckorna i vissa fall var kortare i den norra provtagningspunkten. Koncentrationer under detektionsgränsen är markerade i grått.

		t	V	Ndb	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	SS
		tim	m ³	mm	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	mg L ⁻¹
Norra pp	V1	162	252	0,0	0,063	3,6	< 0,5	7,7	48	0,052	2,2
	V2	173	248	0,0	0,052	4,6	< 0,5	18	59	0,073	3,7
	V3	97	231	1,0	0,11	2,4	2,3	12	120	0,12	14
	V4	118	111	0,0	0,079	4,0	< 0,5	7,0	31	< 0,05	2,2
	V5	114	4 730	10,5	0,38	2,4	170	370	3000	2,7	130
	V6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	V7	118	390	0,2	0,036	2,2	< 0,5	4,4	20	< 0,05	7,1
	V8	135	7 460	16,4	0,14	1,6	8,3	23	170	0,14	130
	V9	100	15 100	18,2	0,16	2,2	8,1	25	150	0,091	150
Södra pp	V1	167	14 800	0,0	0,014	1,6	< 0,5	21	< 4,0	< 0,05	< 2
	V2	172	11 700	0,0	0,012	2,1	< 0,5	24	4,7	< 0,05	< 2,5
	V3	167	14 900	2,2	0,077	2,2	< 0,5	22	11	< 0,05	< 2,5
	V4	188	14 200	0,0	0,028	2,2	< 0,5	27	6,7	< 0,05	< 2,4
	V5	170	41 200	23,0	0,088	1,5	30	240	860	< 0,5	15
	V6	167	25 200	14,2	0,15	3,0	9,1	37	200	0,13	140
	V7	168	17 900	0,8	0,059	1,7	< 0,5	15	11	< 0,05	< 5
	V8	144	29 000	19,7	0,11	2,1	5,1	32	130	0,064	85
	V9	166	53 200	25,9	0,19	2,4	10	37	170	0,14	180

4.1.4 Bidrag från GE Healthcare Bio-Sciences AB

Den totala volymen vatten som antogs komma från utsläpp av GE:s kyl- och regenereringsvatten beräknades till 138 000 m³ för hela provperioden. De beräknade koncentrationerna i GE:s kyl- och regenereringsvatten (Tabell 12) visade förhöjda halter Cu, men som ändå låg under riktvärde 3VU. Detta överensstämmer med resultaten från GE:s egen

provtagning 2012 (Dagberg, 2013). Resultaten visade dock inte några förhöjda halter Zn vilket var fallet i GE:s egen provtagning.

Jämfört med den totala belastningen som uppmättes i den södra provtagningspunkten, beräknades GE stå för 54 % av kvävebelastningen (Tabell 12). Halten N i GE:s kyl- och regenereringsvatten är jämförbar med halter uppmätta i det kommunala dricksvattnet vilka hade ett medianvärde 2014 på 1,9 mg NO₃-N L⁻¹ (Uppsala Vatten, 2014). Även för P och Cu antogs GE bidra med en icke försumbar del av den totala belastningen. Kopparbelastningen är rimlig med tanke på resultaten från egenprovtagningen (Dagberg, 2013) medan det var omöjligt att med säkerhet avgöra om de uppmätta fosforhalterna vid den södra provtagningspunkten härstammade från GE:s utsläpp eller om andra punktutsläpp förekommer, då inga mätningar på dricksvattnets fosforinnehåll fanns att tillgå. GE:s bidrag av Zn i princip är försumbart i jämförelse med belastningen från dagvatten och basflöde (Tabell 12). Pb, Cd och SS förekom i halter under detektionsgränsen de nederbördsfria veckorna. Halva detektionsgränsen användes här vid beräkningarna men resultaten för dessa föroreningar anses osäkra. Antagligen är dock GE:s belastningsbidrag för dessa föroreningar liten eller försumbar.

Tabell 12. Beräknad volym och beräknade koncentrationer i kyl- och regenereringsvatten som bedöms komma från GE samt GE:s totala volym/belastning för hela provperioden som andel av total volym/belastning i södra provtagningspunkten. Gråmarkerade siffror för koncentrationer är beräknade utifrån analyser där föroreningen förekom i halter under detektionsgränsen. Halva detektionsgränsen användes men resultaten är att betrakta som osäkra. Osäkerhetsintervall för koncentrationer är givna med täckningsfaktor 1, det vill säga ett konfidensintervall på ca 67 %.

	V	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	SS
	m ³	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	mg L ⁻¹
Riktvärde 3VU	-	0,250	3,5	15	40	150	0,5	100
Volym/koncentration	138 000 ±13 800	0,030 ±0,0023	1,8 ±0,15	0,25 ±0,076	21 ±1,0	5,7 ±0,68	0,025 ±0,0076	1,4 ±0,53
Andel av total volym/belastning	63 %	18 %	54 %	1,6 %	19 %	1,5 %	14 %	1,2 %

4.1.5 *E. Coli* - eventuell påverkan av felkopplat spillvatten

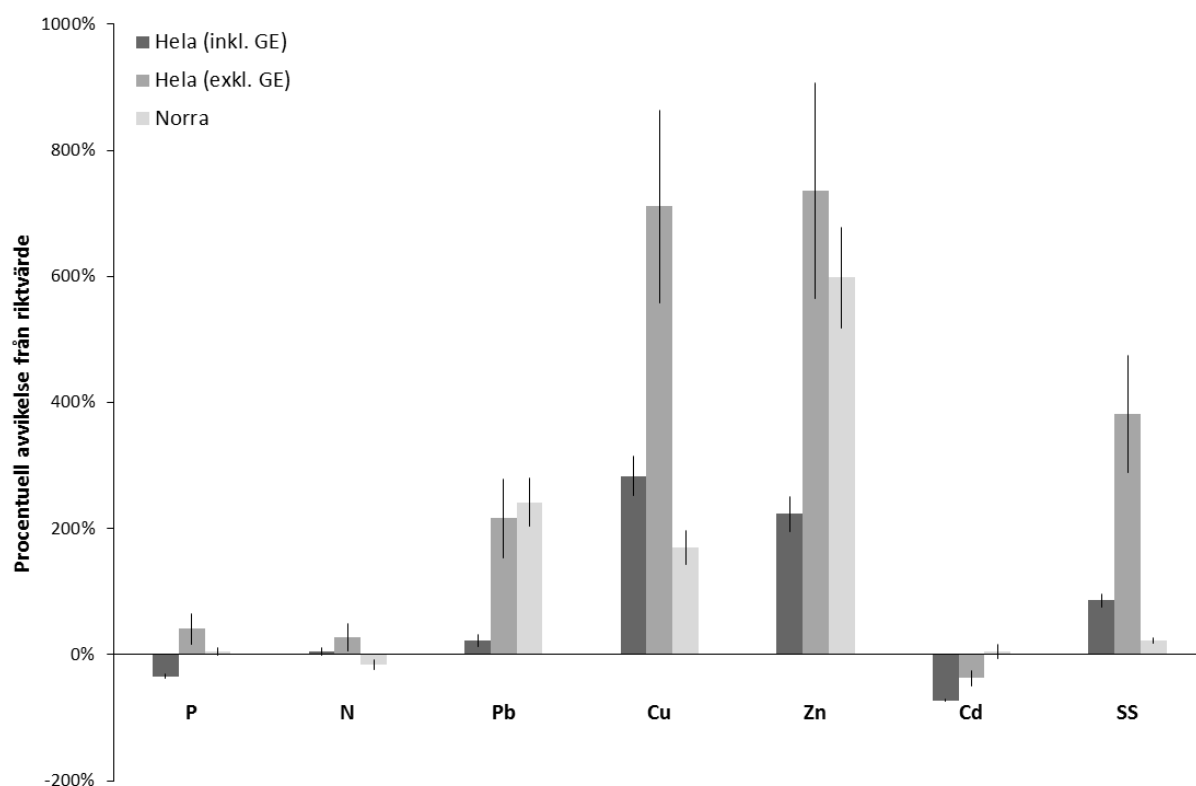
E. coli-analysen visade på 1 046 och 2 420 cfu 100mL⁻¹ i norra respektive södra provtagningspunkten. Halterna kan jämföras med gränsen för otjänligt badvatten för enstaka prov som ligger på 1 000 (Arnerdal, 2007); medianvärdet på drygt 1 000 för dagvatten opåverkat av spillvatten (Österlund, 2015) och medelvärde på 3 100 för dagvatten som möjligen är påverkat av spillvatten (Galfi m.fl., 2014), som härstammar från regntillfällena i centrala Östersund; uppmätta halter vid inloppet till en dagvattendamm i Göteborg på mellan 4 000 och 9 000 vid tre nederbördsstillfällena (Younis Hussein, 2009); samt medianvärdet för inkommande dagvatten till fyra dagvattendammar i Halmstad på 5 000 (Ohlsson m.fl., 2011).

4.1.6 Föroreningskoncentrationer och specifika belastningar

Alla flödesviktade föroreningskoncentrationer för norra delavrinningsområdet under provtagningsperioden överskred riktvärde 2M förutom kvävekoncentrationen. För Pb, Cu, Zn och SS var de mer än det dubbla. Hela avrinningsområdet bidrar med föroreningskoncentrationer högre än riktvärde 1M med undantag för Cd. Med GE:s kyl- och regenereringsvatten inkluderat når även P Fyrisån i halter som underskrider riktvärden (Tabell 13). N, Pb och SS överskrider föreslagna riktvärden med 5 - 85 % medan Cu och Zn förekommer i halter mångdubbelt högre än riktvärden, vilket även syns visuellt (Figur 21). Jämfört med uppmätta halter i Fyrisån innehåller dagvattnet, inklusive GE:s utspädning, högre halter av alla föroreningar förutom N (Tabell 13).

Tabell 13. Flödesviktade koncentrationer för hela provtagningsperioden och samtliga sju analyserade föroreningar. Värden för hela avrinningsområdet inklusive GE och norra delavrinningsområdet utgörs av uppmätt data. Värden för hela avrinningsområdet exklusive GE är beräknade genom att subtrahera GE:s bidrag (Tabell 12). Värden från södra delavrinningsområdet är beräknade genom att subtrahera bidragen från GE och från det norra delavrinningsområdet. Rödmarkerade koncentrationer markerar värden över Riktvärdesgruppens (2009) riktvärde 1M (för hela) eller 2M (för norra). Uppmätta medianhalter i Fyrisån (Flottsund) presenteras för perioden 2011-2014 (SLU, 2015). Osäkerhetsintervall är givna med täckningsfaktor 1, det vill säga ett konfidensintervall på ca 67 %. Koncentrationer för södra avrinningsområdet (ljusgrå bakgrund) jämförs inte mot några riktvärden på grund av de stora osäkerhetsintervallen.

	P [mg L ⁻¹]	N [mg L ⁻¹]	Pb [µg L ⁻¹]	Cu [µg L ⁻¹]	Zn [µg L ⁻¹]	Cd [µg L ⁻¹]	SS [mg L ⁻¹]
Fyrisån, Flottsund	0,061	2,2	0,56	2,9	6,0	0,03	-
Riktvärde 1M	0,160	2,0	8	18	75	0,4	40
Hela (inkl. GE)	0,10 ±0,0057	2,1 ±0,13	10 ±0,72	69 ±5,6	240 ±21	0,11 ±0,0061	74 ±3,9
Hela (exkl. GE)	0,23 ±0,040	2,5 ±0,43	25 ±5,0	150 ±28	630 ±130	0,25 ±0,047	190 ±37
Södra	0,36 ±0,26	3,9 ±2,7	-2,7 ±50	350 ±330	620 ±580	-0,62 ±1,3	380 ±310
Riktvärde 2M	0,175	2,5	10	30	90	0,5	60
Norra	0,18 ±0,012	2,1 ±0,20	34 ±3,8	81 ±8,2	630 ±72	0,53 ±0,058	130 ±4,2



Figur 21. Procentuell avvikelse av genomsnittliga föroreningskoncentrationer för provtagningsperioden jämfört med riktvärden 1M (för hela avrinningsområdet) och 2M (för norra delavrinningsområdet). Osäkerhetsintervall är givna med täckningsgrad 1, det vill säga ett konfidensintervall på ca 67 %.

De stora osäkerhetsintervallen i det södra avrinningsområdet gör resultaten svårtolkade. Dock tyder de på att det södra delavrinningsområdet står för en större specifik belastning än det norra med avseende på flertalet dagvattenparametrar, bland annat för näringsämnen, Cu, Zn och SS (Tabell 14). För Pb och Cd har negativa belastningar beräknats för södra delavrinningsområdet vilket betraktas som orimligt.

Tabell 14. Flödesviktade specifika belastningar för hela provtagningsperioden och samtliga sju analyserade föroreningar. Värden för hela avrinningsområdet inklusive GE och norra delavrinningsområdet utgörs av uppmätt data. Värden för hela avrinningsområdet exklusive GE är beräknade genom att subtrahera GE:s bidrag (Tabell 12). Värden från södra delavrinningsområdet (ljusgrå bakgrund på grund av stora osäkerhetsintervall och vissa orimliga resultat) är beräknade genom att subtrahera bidragen från norra delavrinningsområdet och GE. Osäkerhetsintervall är givna med täckningsfaktor 1, det vill säga ett konfidensintervall på ca 67 %.

Specifik belastning	P kg ha ⁻¹	N kg ha ⁻¹	Pb g ha ⁻¹	Cu g ha ⁻¹	Zn g ha ⁻¹	Cd g ha ⁻¹	SS kg ha ⁻¹
Hela (inkl. GE)	0,057 ±0,0031	1,2 ±0,068	5,4 ±0,39	38 ±3,1	130 ±12	0,061 ±0,0033	41 ±2,1
Hela (exkl. GE)	0,047 ±0,0082	0,53 ±0,089	5,3 ±1,0	30 ±5,7	130 ±27	0,052 ±0,0097	40 ±7,7
Södra	0,14 ±0,10	1,5 ±1,1	-1,1 ±19	140 ±130	240 ±220	-0,24 ±0,51	150 ±120
Norra	0,033 ±0,0021	0,39 ±0,036	6,2 ±0,69	15 ±1,5	110 ±13	0,10 ±0,010	24 ±0,77

4.2 MODELLUTVÄRDERING

Modell A1 (SMED:s beräkningsmetod) utvärderades genom jämförelse mot provtagningsresultat uppskalade till ett år (PT), samt mot modell A2, B1, B2 och C. Modelljämförelsen gjordes med avseende på modellerade/uppmätta avrinningsvolym (V), koncentrationer (C) och belastningar (L). För att vidare förstå skillnader i modellerna har processer i dagvattenavrinning och föroreningstransport, såsom avrinningskoefficienter och basflöde studerats. För alla modelljämförelser har GE:s bidrag exkluderats.

4.2.1 Avrinning och avrinningskoefficienter

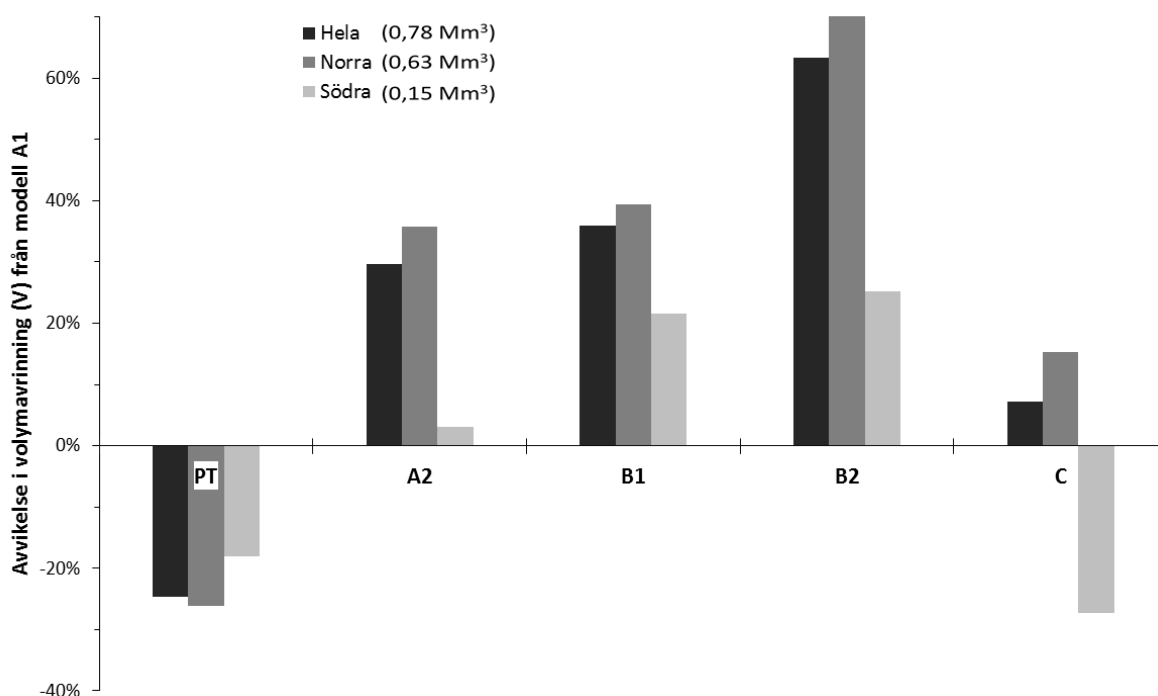
Modelljämförelsen visade att den totala avrinningsvolymen (inklusive basflöde) som andel av nederbörden, här kallat φ_{tot} ²⁹, varierar kraftigt mellan modellerna. För norra delavrinningsområdet och hela avrinningsområdet (som till 87 % består av norra) skiljer sig de två markanvändningskartorna markant (Figur 10 och Tabell 3). Den mer lokalt anpassade markanvändningen framtagen av Uppsala Vatten i modell A2 och B2 gav högre φ_{tot} jämfört med markanvändningen enligt SMD som användes i modell A1 och B1. För södra delavrinningsområdet skiljer sig de två olika markanvändningarna inte lika mycket och istället erhöles olika φ_{tot} beroende på om basflöde inkluderas (modell B) eller inte (modell A), eller om modellen mer baseras på fysikaliska samband (modell C). Modell B har en högre φ_{tot} än modell A eftersom den inkluderar basflöde. I modell C togs ingen hänsyn till skillnader i markanvändning i de olika delavrinningsområdena och samma φ_{tot} erhöles därmed för båda delavrinningsområdena (Tabell 15).

²⁹ Observera skillnaden mot avrinningskoefficienten φ , som endast beskriver andelen av nederbörden som bildar dagvattenavrinning, medan φ_{tot} även inkluderar avrinning från basflöde.

Tabell 15. φ_{tot} (den totala avrinningen, inklusive basflöde, som andel av den totala nederbörden) enligt modell A1, A2, B1, B2 och C samt för provtagningsperioden (PT) för hela (exkl. GE), norra och södra avrinningsområdena. För modell A1 och A2 är $\varphi_{\text{tot}} = \varphi$ då dessa modeller inte inkluderar ett basflöde.

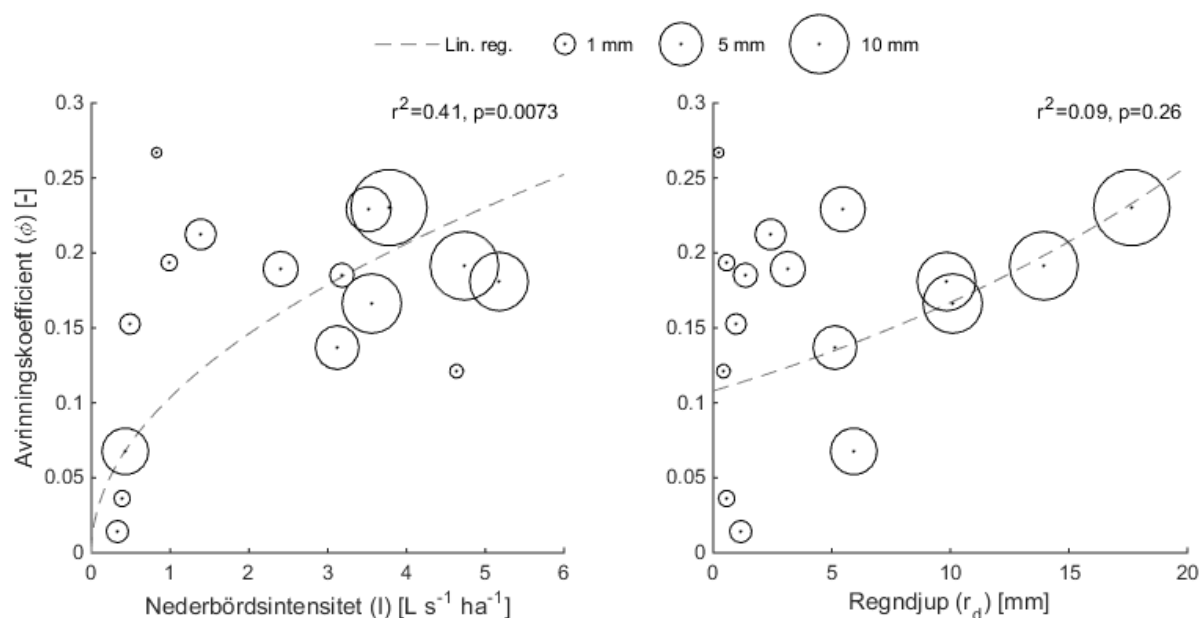
	PT	A1	A2	B1	B2	C
<i>Hela</i>	0,23	0,31	0,40	0,44	0,52	0,33
<i>Norra</i>	0,21	0,29	0,39	0,41	0,50	0,33
<i>Södra</i>	0,37	0,46	0,46	0,63	0,63	0,33

φ_{tot} var högre i alla modeller än empiriska data med undantag för modell C i det södra delavrinningsområdet, där den var lägre (Tabell 15). Detta genererade även högre modellerade avrinningsvolymen jämfört med PT. Modell A2, B1 och B2 gav alla högre volymer än modell A1. Bland modellerna gav endast modell C för södra delavrinningsområdet en lägre volym än motsvarande för A1 (Figur 22).



Figur 22. Total årlig volymavrinning för modeller A2, B1, B2 och C, samt för provtagningen (PT) jämfört med modell A1 (SMED:s beräkningsmetod). Staplar representerar avvikelse (%) från modell A1 för hela (exkl. GE), norra och södra avrinningsområdena. Volymavrinningen modellerad enligt A1 står inom parantes i teckenförklaringen.

Avrinningskoefficienten (φ), regndjupet, r_d [mm], samt nederbördsintensiteten, I [$L s^{-1} ha^{-1}$], beräknades för det norra delavrinningsområdet vid varje identifierat nederbördstillfälle. Totalt identifierades 16 nederbördstillfällen som tillsammans gav ett signifikant ($p < 0,05$) samband mellan I och φ . En ökad nederbördsintensitet ger en högre avrinningskoefficient enligt en logaritmisk funktion (Figur 23a). r_d hade däremot en mindre inverkan på φ och ett signifikant samband kunde inte påvisas mellan dessa variabler (Figur 23b). Genomsnittlig regnintensitet och regndjup för samtliga identifierade nederbördstillfällen var $2,4 L s^{-1} ha^{-1}$ respektive 4,9 mm.

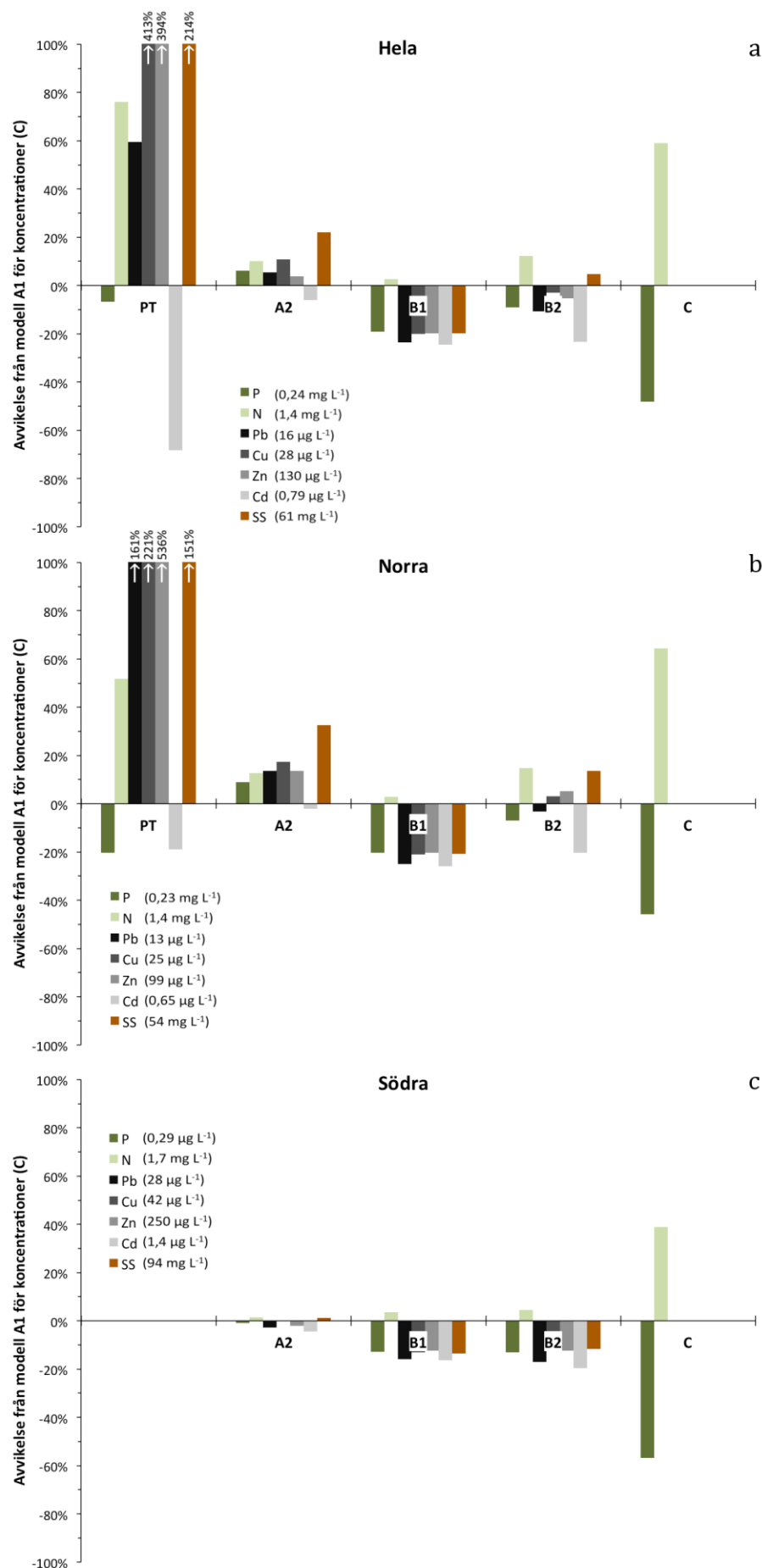


Figur 23. Avrinningskoefficienten (ϕ) för norra delavrinningsområdet som funktion av (a) nederbördsintensiteten och (b) regndjupet (r_d) vid 16 nederbördstillfällen. Linjära regressioner, $\ln(\phi) = k \cdot \ln(I) + m$ (a) och $\ln(\phi) = k \cdot r_d + m$ (b), anpassades till datapunkterna och Pearson r^2 - samt p-värden beräknades. Cirkulärernas radier är proportionella mot r_d vid respektive nederbördstillfälle. Den genomsnittliga intensiteten för alla regntillfällen var $2,4 \text{ L s}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ och det genomsnittliga regndjupet var 4,9 mm.

4.2.2 Föroreningskoncentrationer

Modellerad genomsnittlig koncentration enligt modell A1 jämförs mot övriga modeller och den flödesviktade medelkoncentrationen enligt PT. Samtliga resultat är uttryckta som en procentuell avvikelse från de modellerade värdena enligt modell A1. På grund av stora osäkerheter i den flödesviktade medelkoncentrationen i södra delavrinningsområdet ansågs en jämförelse mellan modeller och PT i detta fall inte vara givande och har exkluderats.

Modellering med en mer uppdaterad och lokalanpassad markanvändning (A2 och B2) gav i hela och norra delavrinningsområdet högre koncentrationer för samtliga föroreningar med undantag för Cd (Figur 24a och b). I det södra delavrinningsområdet var skillnaderna små mellan de två markanvändningskartorna (Figur 24c). Modell C modellerar högre halter N men lägre halter P än de övriga modellerna. Inkludering av basflöde i modellen (B1 och B2) gav lägre koncentrationer av samtliga föroreningar med undantag för N. I jämförelse med PT underskattade de StormTac-baserade modellerna (A1, A2, B1 och B2) koncentrationen N, medan modell C gav resultat jämförbara med PT (Figur 24a och b). Fosforkoncentrationen överskattades jämfört med PT i de modeller som exkluderar basflöde (A1 och A2) medan modell B1 och B2 gav resultat närmare PT. Samtliga modeller underskattade halterna Pb, Cu, Zn och SS jämfört med PT.

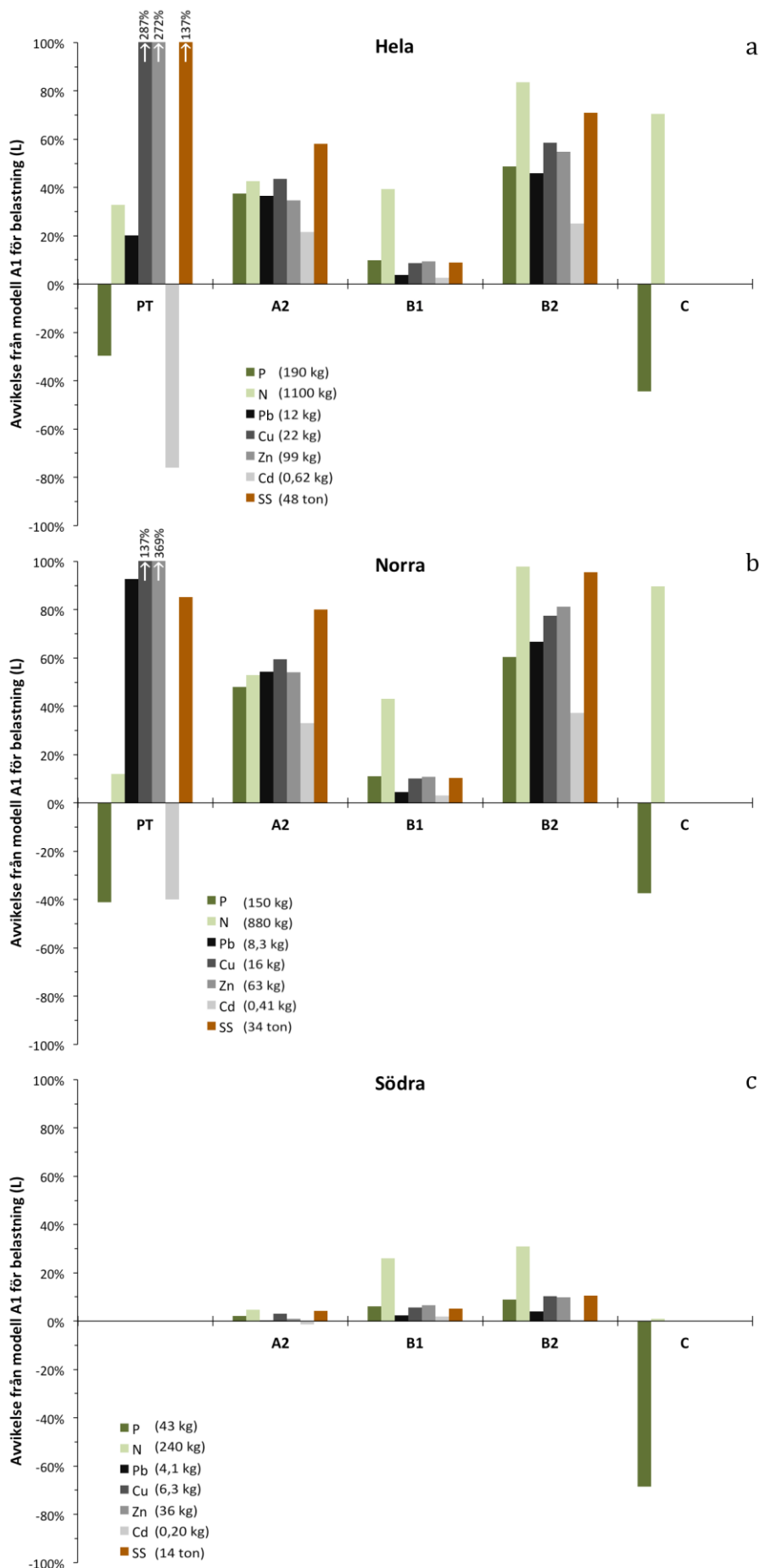


Figur 24. Modellerade koncentrationer i (a) hela, (b) norra och (c) södra avrinningsområdena för modell A2, B1, B2 och C, samt uppmätta flödesviktade koncentrationer för provtagningen (PT) jämfört med modell A1 (SMED:s beräkningsmetod). Staplar representerar avvikelse (%) från modell A1. Modellerad koncentration enligt A1 står inom parentes i teckenförklaringen. Pilar indikerar avvikelser >100 %. På grund av stora osäkerheter görs ingen jämförelse av modeller mot PT i södra delavrinningsområdet.

4.2.3 Föroreningsbelastning

Modellerad årlig belastning enligt modell A1 jämförs mot övriga modeller och belastningen enligt PT uppskalad till att representera ett helt år. Samtliga resultat är uttryckta som en procentuell avvikelse från de modellerade värdena enligt modell A1. På grund av stora osäkerheter i de beräknade flödesviktade koncentrationerna i södra delavrinningsområdet ansågs en jämförelse mellan modeller och PT i detta fall inte vara givande och har exkluderats.

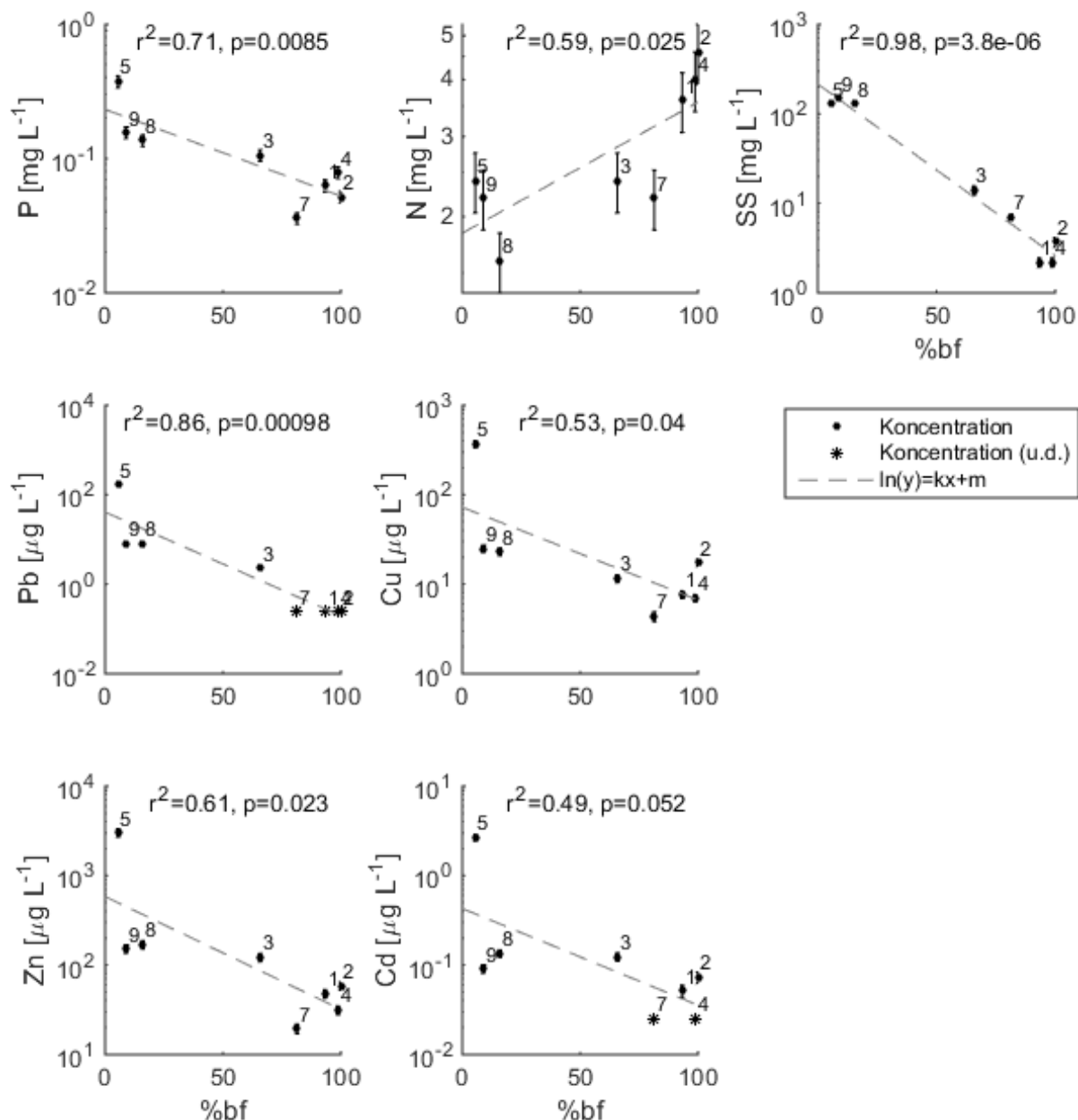
Såväl introduktionen av en lokalanpassad markanvändningskarta som inkludering av basflöde i modellerna resulterade i högre belastning av samtliga föroreningar jämfört med modell A1. Modell B2 gav de högsta belastningarna (Figur 25a, b och c). Inkludering av basflöde hade störst inverkan på kvävebelastningen medan belastningen av Pb och Cd inte påverkades nämnvärt. Modell C gav höga kvävebelastningar och låga fosforbelastningar jämfört med övriga modeller. Jämfört med PT överskattar samtliga modeller med undantag för modell C fosforbelastningen och kvävebelastningen överskattas i samtliga modeller förutom A1. Belastningen Cu och Zn underskattas av samtliga modeller jämfört med PT medan Pb-belastningen underskattas för det norra delavrinningsområdet. SS-belastningen underskattas av modellerna för hela avrinningsområdet men för det norra delavrinningsområdet genererade modell A2 och B2 resultat jämförbara med PT.



Figur 25. Total årlig belastning i (a) hela, (b) norra och (c) södra avrinningsområdena för modell A2, B1, B2 och C, samt för provtagningen (PT) jämfört med modell A1 (SMED:s beräkningsmetod). Staplar representerar avvikelse (%) från modell A1. Belastning beräknad enligt A1 står inom parentes i teckenförklaringen. Pilar indikerar avvikelser >100 %. På grund av stora osäkerheter görs ingen jämförelse av modeller mot PT i södra delavrinningsområdet.

4.2.4 Föroreningsbelastning via basflöde

Andelen basflöde (%bf) i den norra provtagningspunkten varierade kraftigt mellan de olika provtagningsveckorna. Under de torra veckorna i början av provtagningsperioden (1, 2 och 4) var %bf nära 100 % medan mellan 5 och 16 % av volymavrinningen utgjordes av basflöde under provtagningsveckorna 5, 8 och 9. För att undersöka hur viktigt basflödet var för transporten av respektive förorening plottades koncentrationerna för varje provtagningsvecka mot andelen basflöde (Figur 26).



Figur 26. Koncentration av de sju analyserade föroreningarna varje provtagningsvecka (siffra bredvid respektive punkt) som funktion av andelen basflöde (%bf). Linjära regressioner ($\ln(C) = k \cdot \%bf + m$) anpassades till datapunkterna och Pearson r^2 - samt p-värden beräknades. Punkter markerade med * representerar koncentrationer som var under analysens detektionsgräns, halva detektionsgränsen användes då vid regressionerna. Staplarna indikerar osäkerheten i analysen med en täckningsgrad, det vill säga ett konfidensintervall på ca 67 %.

Koncentrationen av samtliga analyserade föroreningar med undantag för kväve och kadmium påvisade en signifikant negativ korrelation ($p < 0,05$) med %bf där en högre andel basflöde ger lägre koncentrationer enligt en exponentiell funktion. Kväve påvisade en signifikant positiv korrelation med %bf. För samtliga tungmetaller var koncentrationerna kraftigt förhöjda i samlingsprovet från vecka 5 som var den första veckan med ett större nederbördstillfälle efter en lång period med torra förhållanden. Detta kan även i mindre utsträckning ses i fosforkoncentrationen, medan N och SS inte påvisade några nämnvärt högre halter vecka 5 jämfört med andra veckor med motsvarande andel dagvattenavrinning.

I den norra provtagningspunkten beräknades den totala volymen från basflöde under provtagningsperioden till 17 % av den totala avrunna volymen. Detta är något lägre än i de två modellkörningarna i StormTac (B1 och B2) men ändå i samma storleksordning (Tabell 16). Andelen basflöde i modell C var betydligt högre än i övriga modeller och PT. Enligt StormTac står basflöde för en relativt stor del av kvävebelastningen men en mindre del av fosforbelastningen i fallstudieområdet och dess delområden. Enligt provtagningen står basflödet för en ännu större andel av kvävebelastningen, då basflödet beräknades stå för 29 % av N-belastningen i det norra delavrinningsområdet. Däremot var motsvarande siffra endast 4,8 % för P-belastningen (Tabell 16).

Enligt modellerna spelar basflödet ungefär lika stor roll för belastningen av SS, Cu och Zn som för P men väldigt liten roll när det kommer till Pb och Cd. Under provtagningen beräknades basflödets inverkan för transport av dessa fem parametrar (Pb, Cu, Zn, Cd och SS) som lägre än i modellerna och i princip försumbara (Tabell 16).

Tabell 16. Basflödets andel av den totala avrunna volymen (V), samt av den totala belastningen av P, N, Pb, Cu, Zn, Cd och SS i hela avrinningsområdet samt i norra och södra delavrinningsområdena. Siffrorna är uttryckta som procent av den totala volymen/belastningen enligt modellerna (B1, B2 och C) och provtagningen (PT). Modell A inkluderar inte basflöde och återfinns därmed inte i tabellen.

		V	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	SS
B1	Hela	26 %	9,0 %	24 %	3,7 %	8,1 %	8,5 %	2,6 %	8,1 %
	Norra	28 %	9,9 %	26 %	4,4 %	9,1 %	9,8 %	3,1 %	9,4 %
	Södra	18 %	5,7 %	16 %	2,4 %	5,3 %	6,2 %	1,8 %	4,9 %
B2	Hela	21 %	6,4 %	17 %	2,5 %	5,6 %	6,1 %	2,0 %	5,3 %
	Norra	21 %	6,6 %	18 %	2,5 %	5,7 %	6,1 %	2,1 %	5,4 %
	Södra	18 %	5,6 %	15 %	2,3 %	5,1 %	5,9 %	1,8 %	4,7 %
C	Hela	97 %	-	-	-	-	-	-	-
	Norra	97 %	-	-	-	-	-	-	-
	Södra	97 %	-	-	-	-	-	-	-
PT	Norra	17 %	4,8 %	29 %	0,1 %	1,4 %	0,9 %	1,1 %	0,3 %

5 DISKUSSION

I kapitlets första del diskuteras den flödesproportionella provtagningen utifrån resultat, rimlighet och representativitet med hänsyn till osäkerheter och antaganden. I det andra avsnittet behandlas SMED:s beräkningsmetod i förhållande till provtagningen, indata till modellerna, samt skillnader gentemot StormTac och S-HYPE.

5.1 PROVTAGNING

Provtagningsperioden på nio veckor gav upphov till många lärdomar och användbara resultat. En torr första hälft gjorde att både GE:s bidrag till dagvattennätet och föroreningshalter i basflödet kunde kvantifieras relativt väl. En våtare andra hälft innebar betydligt högre föroreningshalter av framför allt tungmetaller som sköljdes ut efter en längre tids ackumulering.

5.1.1 Representativitet

Sett över hela provtagningsperioden var nederbörds mängden mindre än vanligt och reflekterade inte nederbörden under ett normalår vid samma tid. Den första halvan av provtagningsperioden var ovanligt torr vilket troligen reducerade mängden avrunnet dagvatten och basflöde jämfört med normala vattenvolymer i oktober månad. Den omättade markzonen i avrinningsområdet var väldigt torr och de två regntillfällena i oktober månad resulterade i kraftigt reducerade avrinningskoefficienter. En mycket större del av regnet infiltrerades antagligen än i normala fall.

Avsaknaden av nederbörd innebar troligen även att alla föroreningar med undantag för kväve ackumulerades på ytor inom området och sköljdes ut i höga koncentrationer i dagvattnet när det kom flera regn vecka 5 med större regnintensitet (Tabell 11). En liten del av nederbörden föll som snö, som smälte under vecka nio. Dock var snödjupet litet och varade endast i tre dygn, varför inga tydliga ackumulerings effekter syns från detta.

5.1.2 Utvärdering av provtagning

Till följd av att en metod användes för att mäta flödet för belastningsberäkningar och en annan för att styra provtagarna uppstod vissa problem med att samlingsprovet i vissa fall överrepresenterade höga eller låga flöden (Tabell 10). I jämförelse med felen som uppstår vid tidsstyrd eller manuell provtagning anses dessa dock små, och provtagningen är troligen mer representativ för det den verkliga föroreningsbelastningen än den hade varit vid andra provtagningsalternativ.

Det som antas vara den största felkällan är att den norra provtagningspunkten inte provtogs kontinuerligt och fångade därför inte in alla nederbördstillfällen. Provtagning skedde totalt under 54 % av den nederbörds mängd som föll under hela provtagningsperioden. Detta berodde framför allt på att vattenföringen varierade kraftigt mellan höga dagvattenflöden och basflöde. Under bland annat vecka 5, 8 och 9 fångades inte hela episoder av avrinningstillfällen som härstammade från nederbörd. Det kan möjligen betyda att föroreningshalterna av tungmetaller, SS och P i dessa prover är något högre än vad som är representativt för hela avrinningsepisoden enligt *first flush*-teorin (Malmqvist m.fl., 1994; Bertrand-Krajewski m.fl., 1998; Charbeneau och Barrett, 1998).

Just vecka 5 uppvisar extremt höga föroreningshalter i norra provtagningspunkten (Tabell 11). Samlingskärlet hade under denna vecka översvämmats då fler än 200 prov à 100 mL togs. Provtagaren var inställd på att inför varje prov genomföra en sköljning. Därför är det troligt att vatten från samlingskärlet pumpades baklänges under sköljningen innan ett nytt vattenprov pumpades upp. Med antagandet att en del partikulärt material hann sedimentera mellan provtagningsstillfällena kan en uppkoncentrering av samlingsprovet ha skett, framför allt för föroreningar associerade med suspenderade ämnen, såsom tungmetaller och fosfor. Halterna SS är dock inte högre vecka 5 jämfört med vecka 8 och 9 varför det är troligt att uppkoncentreringen varit liten. Samlingsprovet fångade även bara upp en första stor flödestopp samt början av en andra flödestopp innan provtagaren gick sönder, totalt ca 30 % av den volymavrinning som var önskvärd att provta. Hade provtagningen pågått lika länge som i södra provtagningspunkten hade antagligen föroreningskoncentrationen varit lägre med tanke på *first flush*-teorin. Det finns därför skäl att ifrågasätta representativiteten i uppmätta koncentrationer för norra provtagningspunkten vecka 5. Dock uppvisar den södra provtagningspunkten också höga föroreningshalter. De är inte lika extrema som i norra men det kan förklaras av en utspädningseffekt från GE:s kyl- och regenereringsvatten. Då en justering av halterna på vetenskaplig grund var omöjlig återstod valet att exkludera resultaten helt från norra vecka 5 eller behålla dem i nuvarande form. Valet blev att behålla dem med insikten att resultaten är osäkra för denna vecka, för att påvisa de höga föroreningshalter som förekommer vid avrinning efter en längre torrperiod.

Praktiska problem och lösningar

Några av de problem som uppstod under provtagningen listas nedan, samt hur de löstes, kan lösas och hur de kan ha påverkat resultaten. Varje punkt som hade gått att undvika hade till viss del förbättrat provtagningsproceduren och minskat dess osäkerhet.

- En oundviklig utmaning med flödesproportionell provtagning är att försöka uppskatta avrinningsvolymen utifrån prognosticerad nederbörd. Två osäkerheter infinner sig:
 - 1) Den verkliga nederbörden kan skilja sig kraftigt jämfört med prognoser.
 - 2) Avrinningskoefficienten för varje nederbördstillfälle kan variera beroende på intensitet och skapa olika stora avrinningsvolymen per millimeter nederbörd (Figur 23a).

Detta blev tydligt när det kom flera kraftigare regn i slutet av vecka 5. Både nederbördsmängd och avrinningskoefficient underskattades vilket resulterade i att provtagaren i norra provtagningspunkten överhettades och delar av pumphuset smälte. I väntan på reservdelar kunde inge provtagning ske. Ett eller fler tillvägagångssätt kan användas för att undvika dessa problem:

- i) Genomföra flödesmätning i ett flertal veckor innan provtagning, där flertalet nederbördstillfällen med varierande regndjup och -intensitet fångas för att få en tydlig bild över avrinningskoefficienten i området.
- ii) Ställa in provtagaren så att ett samlingsprov representerar en viss avrunnen volym istället för en viss tidsperiod. På så sätt kan ett konstant provtagningsintervall användas. Om denna metod används krävs dock en kontinuerlig övervakning av flödet för att veta när önskad provvolym har insamlats. Vid torra perioder kan det därför ta veckor innan önska provvolym har insamlats medan det vid blötare perioder kan handla om några få dagar.
- iii) Använda ett större provkärl.

- Under några dygn med minusgrader bildades isproppar i den del av insugningsslangen som låg utomhus mellan container och provtagningsbrunn, vilket gjorde att provtagaren inte kunde ta några vattenprover. I drygt 2,5 dygn mellan 20 och 23 november uteblev 21 prover i norra provtagningspunkten. I södra provtagningspunkten uteblev endast tre prover då vattnet i dagvattenledningen var varmare (på grund av GE:s utsläpp av kyl- och regenereringsvatten) och slangen någorlunda isolerad under ett lager med förna. Uteblivna prover skedde uteslutande under nederbördsfria dygn. Ispropparna tinades sedan med en kupévärmare samtidigt som vädret blev varmare. För att undvika isproppar kan avståndet från provtagningsbrunn till provtagare minskas, insugningsslangen isoleras. Det bör även säkerställas att slangen har ett konstant fall vid montering för att undvika att vätska ansamlas i slangen mellan varje prov.
- Efter det första stora regnet vecka 5 igenslammades insugningssilen i den norra provtagningspunkten av grus och lera, vilket omöjliggjorde uppsugning av vatten för provtagaren. Det kan vara svårt att undvika men möjligen kan en sil med större insugningshål användas. Det underlättar även att montera insugningssilen lättåtkomlig för att kunna rengöra om den täpps igen.
- I början av vecka 4 användes den primära flödesmätarens (Isco flödesmodul 750) hastighetsmodul för att förse provtagaren med flödesdata. Precis som tidigare erfarenheter på Uppsala Vatten indikerade var dock denna opålitlig och tappade signal, varpå provtagning inte skedde under tre dygn. Under denna period var det endast basflöde i dagvattenledningen och möjligen innehöll vattnet för få partiklar för att förse modulen med signal.
- Fram till vecka 4 var det även såpass låga flöden i norra provtagningspunkten att den uppsugna volymen i varje prov var betydligt lägre än inställningen. Detta berodde på att insugningssilen delvis låg över vattenytan. Därför installerades en fördämning bakom silen (Figur 13) för att säkerställa att den låg konstant under vatten.
- Då två olika flödesmätningar användes var det önskvärt att dessa överensstämde så väl som möjligt. Det försvårades i södra provtagningspunkten på grund av fördämningen från utloppet, vilket även gjorde att de primära och sekundära flödesmätarna placerades i olika nedstigningsbrunnar. Trots veckor med högupplösta flödesdata kunde ingen avbördningskurva kalibreras in då det inte fanns någon korrelation mellan den sekundära mätarens flöde (Q) och den primära mätarens nivå (h).
- Slutligen försvårades även provtagningen av tillfällen då batteriet tog slut i den primära flödesmätaren. Då detta skedde under basflödesepisoder kunde ändå flödet uppskattas väl genom interpolering. Ett par gånger gick även mätarens interface sönder, vilket gjorde att online-registrering av data försvann, men dessa data kunde hämtas från flödesmätarens logger i efterhand.

5.1.3 Bidrag till dagvattennätet

Utsläppet av kyl- och regenereringsvatten från GE till dagvattennätet var synligt med blotta ögat. Under torra perioder sågs vatten flöda konstant i den södra provtagningspunkten trots att det samtidigt i den norra punkten var väldigt lågt flöde. Medan GE:s utsläpp är identifierat och till viss del kvantifierat kan även ytterligare bidrag finnas som ej är identifierade.

Kyl- och regenereringsvatten från GE Healthcare Bio-Sciences AB

Beräkningarna av bidraget från GE innehåller flertalet osäkerheter och antaganden. Varken volymutsläppen av kyl- och regenereringsvatten eller dess föroreningsinnehåll har mätts vid utsläppspunkten. För beräkningar inom studien användes $15\,300\text{ m}^3$ som en veckovis uppskattad volymtillförsel³⁰. Den sanna volymtillförseln varierar säkerligen från vecka till vecka men uppskattningen blir antagligen bättre ju längre tidsspann som används. Under provtagningsperiodens tre nederbördsfria veckor (1, 2 och 4) var volymavrinningen i snitt $13\,000\text{ m}^3\text{ vecka}^{-1}$ i den södra provtagningspunkten samtidigt som avrinningen i norra var en bråkdel av denna siffra. Uppskattningen var i samma storleksordning och ter sig därför rimlig.

Tillskotten av kyl- och regenereringsvatten från GE är stort i förhållande till det dagvatten (inklusive basflöde) som avrinningsområdet bidrar med. Enligt de uppskalade provtagningsresultaten står GE för 63 % av den totala volymavrinningen. Detta innebär en utspädningseffekt av dagvattnet på vägen till recipient, då alla föroreningskoncentrationer är högre i dagvattnet än i GE:s kyl- och regenereringsvatten. Alla föroreningshalter i GE:s tillskottsvatten ligger även under riktvärde 3VU (Riktvärdesgruppen, 2009: s. 11). Kvävekoncentrationen är ändå i paritet med de halter som uppmätts i dagvattnet och då volymtillskottet är stort står GE för en betydande kvävebelastning (Tabell 12). Denna belastning härstammar troligen direkt från de halter som uppmätts i det kommunala dricksvattennätet. Även för fosfor och koppar bedöms GE bidra med icke-försumbara mängder som transporteras till Fyrisån på grund av magnituden på vattenutsläppet. För fosfor är det dock omöjligt att utesluta att föroreningsbelastningen kan härstamma från andra icke identifierade punktutsläpp.

***E. coli* – eventuellt felkopplat spillvatten**

I norra provtagningspunkten kan säkerligen *E. coli* halterna härstamma från avrinnande dagvatten och basflöde. I den södra provtagningspunkten är dock *E. coli* halten anmärkningsvärt hög med tanke på att den uppmättes under en torr period då majoriteten av vattenflödet (uppskattningsvis över 90 %) bestod av kyl- och regenereringsvatten från GE, som inte bör innehålla *E. coli*. Därför kan *E. coli*-halten i dagvattnet ligga i storleksordningen $24\,000\text{ cfu }100\text{mL}^{-1}$. Det tyder på att det kan finnas spillvatten som felaktigt har kopplats på dagvattennätet. Om så är fallet, ökar detta belastningen av näringsämnen till Fyrisån som recipient då spillvattnet inte genomgår den rening det skulle ha genomgått i ett reningsverk.

5.1.4 Föroreningskoncentrationer och -belastningar

Gällande uppmätta koncentrationer och belastningar i avrinningsområdet är värden för det norra avrinningsområdet samt för hela avrinningsområdet inklusive GE:s utsläpp minst osäkra, då värdena baseras på mätdata av vattenflöde och föroreningskoncentrationer. För hela avrinningsområdet exklusive GE:s tillskott tillkommer en svåruppskattad osäkerhet i de volymer och föroreningshalter som GE bidrar med (se avsnitt 5.1.3). För att beräkna motsvarande värden för endast det södra delavrinningsområdet tillkommer ytterligare en osäkerhet då beräkningar har skett ”baklänges” genom att subtrahera bidragen från både GE och det norra delavrinningsområdet. Osäkerhetsintervallen är därför stora och dessa resultat bör tolkas med insikten att provtagning och flödesmätning har skett under något olika betingelser, samt under delvis olika tidsperioder i de två provtagningspunkterna.

³⁰ L-E. Lindblad, GE Healthcare Bio-Sciences AB, personlig kommunikation, 29 oktober 2015.

Näringsämnen

Kvävekoncentrationen i fallstudieområdet ter sig lägre i det norra avrinningsområdet, där en flödesviktad koncentration på $2,1 \text{ mg L}^{-1}$ har uppmätts. Troligen bidrar det södra avrinningsområdet med en högre koncentration samt en högre specifik belastning (Tabell 14), men i och med utspädningen med kyl- och regenereringsvatten från GE når dagvattnet Fyrisån med en kvävehalt på $2,1 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabell 13). Gällande fosfor överskrider aktuella riktvärden för det norra avrinningsområdet, samt för hela området (Tabell 13). Med utspädningen från GE når ändå vattnet recipient i halter under riktvärdet. Emellertid är fosforhalten högre än uppmätta halter i Fyrisån. Detta bör tas i beaktan med tanke på principen om icke-försämring i EU:s ramvattendirektiv (Söderberg, 2011), samt att fosfor ofta är det begränsade näringsämnet i limnologiska system (Schindler m.fl., 2008).

Resultaten överensstämmer även med litteraturen (Janke m.fl., 2013; Miguntanna m.fl., 2013) då kvävehalter är högre under torra veckor än under nederbördsrika perioder. Kvävet transporteras till stor del i löst form i dagvatten och späds troligen ut vid större avrinningsvolym. Däremot visar resultaten (Tabell 11) att fosforhalterna ökar under blöta provtagningsveckor. Detta då fosfor är transportbegränsad och starkt associerad med partikulärt material som sköljs av ytor nederbördsepisoder.

Trots att stickprover av *E. coli* antydde att det möjligen finns ytterligare bidrag från exempelvis spillvatten visar provtagningsresultaten av dagvattenparametrar inga tydliga indikationer på detta. Halterna av kväve och fosfor är i paritet med förväntade och modellerade koncentrationer. Någon större inverkan från orenat spillvatten är därför inte trolig.

Tungmetaller och suspenderade ämnen

Halterna av partikulärt material är genomgående höga och överskrider riktvärde 1M vid utloppet trots utspädning av GE:s kyl- och regenereringsvatten. Troligen finns en korrelation med de höga halterna tungmetaller som till stor del transporteras med suspenderade ämnen. Pb, men framför allt Cu och Zn har flödesviktade koncentrationer som överskrider riktvärden med flera hundra procent (Figur 21). Även inklusive GE:s utspädning når dessa ämnen recipient i höga halter. Cd förekommer i höga halter i norra avrinningsområdet men överskrider inte riktvärdet vid utloppet (Tabell 13). Dock når alla tungmetaller Fyrisån i halter betydligt högre än de uppmätta i ån och skulle kunna bidra med en försämring av vattenkvaliteten med avseende på EU:s ramvattendirektiv. En volymjämförelse och recipientpåverkansmodell krävs dock för att avgöra magnituden av denna försämring.

Det är vanskligt att ge en entydig förklaring till de höga halterna av bly, koppar och zink i provtagningen men i litteraturen återkommer två stora föroreningskällor: trafik och korrosion. Trafik kan bidra med en betydande belastning av Pb men även av Zn (Olvik och Nimfeldt, 2001; Larm och Pirard, 2010; Shorshani m.fl., 2013). I det norra delavrinningsområdet finns tre större bilvägar med en ÅDT på 10 000 till 15 000 (Tycho Hedéns väg, Fyrislundsgatan och Fålhagsleden) som tillsammans utgör drygt 6 % av ytan (Tabell 3). Vägarna har flertalet större korsningar med rödljus och är vältrafikerade under rusningstider. En studie i Trelleborg har visat att oljeföroreningar inte bara ökar med trafikintensitet utan även med trafikens uppehållstid, som påverkas av bland annat rödljus och inbromsningar (Berndtsson, 2014). Möjligen kan samma samband gälla för tungmetallföroreningar. För att förbättra dagvattenkvaliteten kan det därför vara önskvärt att minska årsmedeldygnstrafiken och även förbättra trafikgenomströmningen. Då resten av avrinningsområdet mestadels består av bostadshus ter det sig rimligast att tungmetallbelastningen till stor del härstammar från

trafikrelaterade utsläpp. Det södra avrinningsområdet genomskärs av en större väg (Kungsgatan) med en ÅDT på 15 000. Då området även består till stor del av industriområden är källor till tungmetallutsläpp svåridentifierade då utsläpp från olika industrier kan skilja sig väsentligt.

I litteraturen framkommer korrosion som den stora källan till kopparföreningar, och till viss del även för zink (Malmqvist m.fl., 1994; Olvik och Nimfeldt, 2001; Larm och Pirard, 2010). För att minska halterna krävs antagligen en inventering av byggnadsmaterial i området och utbyte av exempelvis kopparkit och byggnadsmaterial innehållandes zink till mer hållbara lösningar. Bland annat har gröna tak visat sig minska både volymavrinningen och belastning av de flesta föroreningsämnen i jämförelse med ogenomträngliga tak (Gregoire och Clausen, 2011; Gnecco m.fl., 2013). I detta specifika fall bidrar antagligen även det varma kyl- och regenereringsvatten från GE (Dagberg, 2013) med en kopparbelastning härstammande från korrosion av vattenledningar och värmeväxlare.

En intressant jämförelse mellan uppmätta koncentrationer i södra provtagningspunkten vecka 5 och 6 uppenbarar möjliga transportskillnader för suspenderade ämnen. Halterna av Pb, Cu och Zn var väldigt höga vecka 5 samtidigt som SS halten var relativt moderat. Trots att koncentrationen SS nästan tiodubblades vecka 6 uppmättes betydligt lägre halter av alla tre tungmetaller (Tabell 11). Troligen hade tungmetallföreningarna ackumulerats på ytor under den torra perioden som föregick vecka 5 och adsorberats eller bundits in till de mindre partikelfraktionerna (Marklund, 2014), som i sig inte bidrog med någon större massa SS vid avrinning. Under vecka 6 kan sedan större partikelfraktioner ha sköljts med dagvattnet och på så sätt ökat koncentrationen SS samtidigt som tungmetallerna inte förekom i samma halter.

Övriga föroreningar

Även om det ligger utanför studiens avgränsningar bör det nämnas att koncentrationer av andra föroreningar i enstaka samlingsprov har uppmätts i halter högre än jämförbara riktvärden av Riktvärdesgruppen (2009) (oljeindex, krom, nickel, bens(a)pyren) och Miljöförvaltningen Göteborgs Stad (2013) (arsenik), samt högre än miljökvalitetsnormer satta i ramvattendirektivet (PAH). Endast kvicksilver överskred aldrig riktvärden där dessa fanns. Flertalet andra metaller (kobolt, molybden, vanadin) uppmättes i mångdubbelt högre koncentrationer under nederbördsrika veckor men riktvärden saknas i litteraturen för att kunna göra en kvalitativ bedömning av föroreningshalten.

5.1.5 Heterogenitet i avrinningsområdet

I många avseenden avviker provtagningsresultaten från modellerade resultat. Uppsala Vatten har tidigare modellerat hela fallstudieområdets belastning i StormTac med lokala markanvändningsdata. Dessa resultat är i princip desamma som de som erhöles för modell B2³¹. Belastningen av SS, Cu och Zn har visat sig vara betydligt högre i provtagningen än modellerade belastningar. Däremot överskattar modell B2 belastningen av Pb och N något jämfört med provtagningen, men framför allt belastningen P och Cd (Figur 25). Överskattningen beror på att modellerade avrinningsvolymerna är större än volymerna från den uppskalade provtagningen (Figur 22). I hela avrinningsområdet är därför föroreningskoncentrationerna i provtagningen högre för alla ämnen jämfört med modell B2 med undantag för Cd (Figur 24).

³¹ Resultaten från Uppsala Vattens modell och modell B2 skiljer sig marginellt eftersom några avrinningskoefficienter och belastningsschabloner för mindre utbredda markanvändningsslag skiljer sig mellan modellerna då olika versioner av StormTac har använts. I Modell B2 användes SMHI:s årsmedelvärden 1994–2013 för nederbörd i Uppsala (620,2 mm) medan Uppsala Vatten använde StormTacs standardnederbörd för Stockholm (636 mm).

Då provtagningsperioden var väldigt torr och troligen inte representativ för ett helt år (se avsnitt 5.1.1) är det möjligt att motsvarande nederbörds mängd som föll under provtagningsperioden skulle resultera i en större volymavrinning i snitt under resten av året. Därför kan avrinningsvolymen för provtagningsperioden vara underskattad. Samtidigt är det svårt att utröna ackumulerings effekterna från den långa torrperioden som resulterade i höga föroreningshalter vecka 5. Troligen förekommer inte föroreningshalter i dessa storleksordningar ofta. Sammanfattningsvis är det dock troligt att den verkliga belastningen av suspenderade ämnen, koppar och zink är högre än modellerade värden då halterna av dessa ämnen var betydligt högre i provtagningen än i modell B2. Om avrinningen under året är högre än den uppskalade avrinningen från provtagningsperioden är det möjligt att även föroreningsbelastningar av P, Pb och Cd är högre än de modellerade i B2.

Enligt teori och modeller (Davis m.fl., 2001; Olvik och Nimfeldt, 2001; Alberti m.fl., 2007; Ryegård m.fl., 2007; Larm och Pirard, 2010; Janke m.fl., 2013; Galfi, 2014; Larm, 2014) bör den specifika föroreningsbelastningen i det södra delavrinningsområdet vara större än i det norra, då det södra området till stor del består av industriområde medan det norra domineras av bostäder. På grund av osäkerheter och antaganden i provtagningen är det dock svårt att dra den slutsatsen. Dessutom kan industriområden vara heterogena och föroreningsbelastningen skilja sig väsentligt inom området. Troligen har enskilda industriverksamheter större påverkan på föroreningssituationen i området än markanvändningsslaget "industriområde" i sig. Detta reflekteras även i StormTacs belastningsschabloner för tungmetaller i industriområden som alla anses som "osäkra" (). För att fastställa föroreningssituationen i det södra avrinningsområdet och identifiera utsläppspunkter krävs därför provtagning i utgående dagvatten från enskilda industriverksamheter. Då GE står för en stor volymbelastning i dagvattennätet är det även lämpligt att de genomför flödesmätningar tillsammans med egenkontrollerna av dagvattenkvalitet som sker vart femte år. I två av GE:s provtagningsbrunnar överskreds 2012 riktvärden 3VU för Cu och Zn (Dagberg, 2013), men utan flödesdata går det inte att fastställa hur dessa halter bidrar till bruttobelastningen.

5.1.6 Underlag för reningsåtgärd

Oljeavskiljaren vid Tullgarnsparken kommer troligen att behöva ersättas vid ombyggnation av avrinningsområdets utlopp³². Avskiljarens funktionalitet har inte undersökts inom ramarna för denna studie men icke redovisade resultat från provtagningen har indikerat att det under nederbördstillfällen förekommer höga koncentrationer av oljeindex. Markanvändningen visar även att flertalet högttrafikerade vägar finns inom avrinningsområdet. Därför rekommenderas att oljeavskiljaren dimensioneras för att klara framtida intensiva regn med stort regndjup, samt att den underhålls regelbundet.

Då provtagningen har visat höga föroreningshalter av framför allt tungmetaller bör minst en reningsåtgärd i avrinningsområdet eftersträvas. Reningsåtgärden bör prioritera att ha kapacitet att rena den första avrinningsvolymen under ett nederbördstillfälle, *first flush*, som troligen innehåller de högsta föroreningshalterna av tungmetaller och fosfor. Dessa föroreningar, möjligen med vissa undantag för koppar, transporteras i stor utsträckning adsorberade eller bundna till partiklar, varför åtgärden effektivt bör kunna avskilja dagvattnets suspenderade ämnen. Regelbundet underhåll krävs även för att reningseffekten ska upprätthållas.

Med hänsyn till GE:s tillskottsvatten och dess utspädningseffekt bör det vara effektivast att placera reningsåtgärden uppströms verksamhetsutövaren. Med tanke på de volymer kyl- och

³² E. Jansson, Uppsala Vatten och Avfall AB, personlig kommunikation, 16 december 2015.

regenereringsvatten som tillförs dagvattenledningsnätet i fallstudieområdet är det även relevant att reflektera över om riktvärden för föroreningskoncentrationer eller specifik belastning är mest önskvärt, alternativt en kombination av båda. För exempelvis fosfor underskreds riktvärden vid utlopp till recipient på grund av utspädningseffekten från GE. Dock transporteras en större mängd fosfor till Fyrisån årligen jämfört med ett scenario utan kyl- och regenereringsvatten från GE. I litteraturen finns exempel på riktvärden framtagna för dagvatten (Riktvärdesgruppen, 2009; Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2013). Dessa är dock anpassade för de lokala förutsättningar som råder där de tagits fram. Förslagsvis bör riktvärden för dagvatten, samt riktlinjer för hur dessa ska tillämpas, tas fram lokalt i Uppsala i brist på nationella riktvärden.

5.2 MODELLUTVÄRDERING

För att jämföra resultat från provtagningens 63 dagar med modellkörningarna var det nödvändigt att skala upp resultaten för att representera ett helt år. Detta gjordes utifrån nederbörd och ingen hänsyn till årstidsvariationer i koncentrationer togs. Detta kan leda till att halterna koppar och zink överskattas medan blyhalten underskattas till följd av skillnader i belastning mellan vintern och övriga delar av året (Malmqvist m.fl., 1994; Olvik och Nimfeldt, 2001; Aldheimer m.fl., 2006). Belastningen av näringsämnen har i tidigare studier påvisat små årstidsvariationer varför en uppskalning här bör generera mindre fel. Ingen hänsyn togs heller till årstidsvariationer i evapotranspiration, regndjup och regnintensitet. Nederbörd under sommarhalvåret faller ofta i kortare mer intensiva regntillfällen jämfört med under hösten vilket leder till att avrinningskoefficienten troligen är högre under sommarhalvåret. Den provtagna perioden påvisade förhållandevis lågintensiva regn med små regndjup. Det är svårt att kvantifiera hur stor inverkan detta har men troligen underskattas den uppskalade volymavrinningen något jämfört med den sanna avrinningen under ett helt år.

5.2.1 Avrinning och avrinningskoefficienter

Avrinningskoefficienterna och därmed avrinningen var högre i samtliga modeller jämfört med resultat från provtagningen (Tabell 15 och Figur 22). Detta kan bero på en viss underskattning av ϕ_{tot} från provtagningen till följd av en förhållandevis kort tidsperiod som inte nödvändigtvis är representativ för ett helt år. Dock finns det även anledning att ifrågasätta användandet av den rationella metoden för beräkning av total årlig avrinning från stora avrinningsområden. Metoden är lämplig att använda för beräkning av dimensionerande flöden i små avrinningsområden utifrån regn med en given återkomsttid och med en varaktighet som överensstämmer med områdets koncentrationstid³³ (Lyngfelt, 1981). En alternativ modell för att beskriva den årliga avrinningen skulle kunna vara att använda en vattenbalans där ytaavrinningen beror av årlig nederbörd och förluster genom evapotranspiration.

Det södra delavrinningsområdet bestod huvudsakligen av industriområde vilket fick samma klass i båda markanvändningskartorna och endast små skillnader kunde ses i de modellerade resultaten från detta delavrinningsområde. Den ökade avrinningen vid användning av den uppdaterade och lokalanpassade markanvändningskartan från Uppsala Vatten härrör framförallt från att stora områden i norra delavrinningsområdet klassades som radhusområden i SMED:s beräkningsmetod istället klassats som flerfamiljshusområden i den lokalanpassade kartan (Figur 10 och Tabell 3). Orsaken är troligen osäkerheter i översättningen mellan SMD-klasser och StormTac-klasser och inte att en övergång från radhus till flerfamiljshus skett under senare år. Dessa områden är till största delen gamla exploateringar som fanns på platsen

³³ Tiden som åtgår från början av ett nederbördstillfälle tills att hela avrinningsområdet bidrar med avrinning.

även vid SMD:s karteringsår (2000). Under tiden för studien pågick det däremot stora exploateringar av marker idag klassade som parkmark vilket inom några år kommer leda till större skillnader mellan SMD-kartan och den verkliga markanvändningen. Denna trend är troligen applicerbar på många expansiva svenska städer där tidigare park-, skogs-, och jordbruksmarker får ge plats för bostads-, industri- och handelsområden.

Mot bakgrund av detta är det viktigt att se över användandet av den allt mer daterade SMD-kartan och undersöka möjligheter att ta in andra mer uppdaterade kartor för klassning av markanvändning. Ett möjligt alternativ är Lantmäteriets GSD-Fastighetskarta som innehåller ytskikt med heltäckande markdata som inom tätort är uppdelat på klasserna låg bebyggelse, hög bebyggelse, sluten bebyggelse, industriområde samt torg (Lantmäteriet, 2015). Dessa klasser är något grövre än de som återfinns i SMD men eventuellt kan användningsområdet för enskilda hus (ex. friliggande hus, radhus, flerfamiljshus etc.) som även finns definierat i GSD-Fastighetskartan användas för att producera markanvändningsdata med högre upplösning. GSD-Fastighetskartan uppdateras kontinuerligt och har därmed förutsättning att få med förändringar inom tätbebyggda områden, vilket markanvändningskartan som används idag inte får med.

Att inkludera basflöde i modellerna gav högre avrinning på grund av att detta bidrag helt exkluderats i SMED:s beräkningsmetod. En betydande del av den totala årliga avrinningen i det norra delavrinningsområdet har visats komma från basflödet både i modeller och också i provtagning, vilket även tidigare studier i andra avrinningsområden har visat (Janke m.fl., 2013). Den primära källan till basflöde i det norra delavrinningsområdet tros vara husgrundsdräneringar men viss inträngning av grundvatten kan också ha förekommit. I området finns endast en mindre dagvattendamm ansluten till dagvattenledningsnätet varför bidraget från ytvattenförekomster till basflödet antagligen är litet. Analysen av *E. coli* gav inte heller någon indikation på att felkopplat spillvatten tillförs ledningsnätet uppströms norra provtagningspunkten.

Uppdelningen som finns i modell C mellan ytvatten- och grundvattenavrinning visade sig inte kunna representera den verkliga uppdelningen mellan dagvatten- och basflöde i ett urbant avrinningsområde (Tabell 16). Denna modell är primärt framtagen för natur- och jordbruksmarker där ytvattenavrinning utgör en mycket liten del av den totala årliga avrinningen och modellresultaten visade på en mycket stor andel basflöde även för detta urbana avrinningsområde.

Avrinningskoefficienten (ϕ) har i denna studie visats bero av nederbördens intensitet (Figur 23) och i tidigare studier av både intensiteten och regndjupet (Li m.fl., 2014). Detta beror på att en stor del av det totala regndjupet förloras genom interception, lagring i markytan eller infiltration vid lågintensiva nederbördstillfällen. Vid regn med högre intensitet överskrids kapaciteten hos dessa förluster snabbt och ϕ blir högre. Under provtagningsperioden var det genomsnittliga regndjupet lägre än svenska årsmedelvärden (Larm, 2014). Något årsmedelvärde för regnintensitet har inte kunnat hittas i litteraturen och därmed inte kunnat jämföras mot regnintensiteten under provtagningsperioden, men troligen har regnen under provtagningsperioden varit förhållandevis lågintensiva. Detta leder till att avrinningskoefficienterna som beräknats från provtagningen troligen underskattats något jämfört med koefficienter som hade erhållits från en längre provtagningsperiod.

Dahlström (2006) har visat att regnintensiteten för regn av olika återkomsttid varierar geografiskt i Sverige. Att avrinningskoefficienten sedan beror av nederbördens intensitet leder till slutsatsen att dessa geografiska variationer i regnintensiteten bör tas i beaktan vid modellering av dagvattenflöden på en rikstäckande skala.

5.2.2 Föroreningskoncentrationer

Samtliga modellerade föroreningskoncentrationer (Figur 24) med undantag för kväve blir lägre då basflöde inkluderas i modellen och störst blir skillnaden i områden med lägre andel hårdgjorda ytor. Detta följer av att kväve transporteras primärt i löst form som kan följa det perkolerande vattnet och sköljas ut via basflödet medan tungmetaller och fosfor primärt transporteras bundet till partiklar som sköljs av ytor vid nederbördstillfällen. För dessa föroreningar ger basflödet en utspädande effekt och koncentrationerna blir lägre då detta bidrag inkluderas.

Vid övergång från SMED:s markanvändningskarta till Uppsala Vattens lokalanpassade karta blev de modellerade föroreningskoncentrationerna högre i det norra delavrinningsområdet medan skillnaderna var små för det södra delavrinningsområdet. Detta följer samma resonemang som för skillnaderna i avrinning då belastningsschablonerna är högre för flerfamiljhusområden jämfört med radhusområden.

Under provtagningsvecka 5 var halterna av samtliga analyserade tungmetaller kraftigt förhöjda jämfört med andra veckor med jämförbara regndjup och andelar dagvattenavrinning (Tabell 11). Vecka 5 var den första veckan med ett större nederbördstillfälle efter en lång period med torra förhållanden. Detta resultat indikerar att transporten av tungmetaller följer ackumulerings- och bortspolningsmodellen där föroreningar ackumuleras på avrinningsområdets yta under torra perioder för att sedan spolas bort då det regnar (Charbeneau och Barrett, 1998). Enligt denna modell är föroreningsbelastningen till stor del en ren funktion av tiden och hur snabbt en viss förorening ackumuleras, och inte en direkt funktion av de avrinningsvolymen och schablonkoncentrationer som StormTac och SMED:s beräkningsmetod använder. Det finns därmed skäl att ifrågasätta hur applicerbara dessa modeller är för att beräkna belastningen av tungmetaller, framför allt för kortare tidsperioder som uppvisar stor variation i föroreningshalter. För P, N och SS syns inte denna ackumuleringsseffekt lika tydligt och att använda avrinningsvolymen för att beräkna belastningen är därför mer motiverat för dessa föroreningar. Som tidigare har diskuterat finns det dock en risk att de uppmätta halterna vecka 5 överskattats på grund av *first flush*-effekten.

5.2.3 Föroreningsbelastning

De slutgiltiga belastningarna (Figur 25) påverkades mycket av den förändrade markanvändningen. För det norra området ökade föroreningsbelastningen med i storleksordningen 50 % vid introduktion av den lokalanpassade markanvändningskartan. Motsvarande siffra för hela avrinningsområdet var runt 40 % medan förändringarna var små för det södra delavrinningsområdet. Inkludering av basflöde resulterade inte i samma tydliga förändring i belastning med undantag för kvävebelastningen som till stor del transporteras via basflödet. SMED:s beräkningsmetod tycks därmed vara känslig för hur markanvändningen i avrinningsområdet klassificeras. Denna klassificering har visats skilja sig jämfört med en lokalanpassad markanvändningsklassning, speciellt för det stora heterogena bostadsområdet i norra delavrinningsområdet medan skillnaderna var små i det södra industridominerade delavrinningsområdet.

Resultaten från modell C (S-HYPE) visar en hög N-belastning men en lägre P-belastning jämfört med övriga modeller. Jämfört med PT var modell C den modell som bäst beskrev P-belastningen medan N-belastningen överskattades. Denna modell skiljer sig i hög grad från de övriga modellerna och en direkt jämförelse är svår. En viktig skillnad att poängtera är att modell C beräknar den totala avrinningen som delavrinningsområdet bidrar med, vilket även inkluderar det direkta bidraget från grundvatten till vattendragen. Detta bidrag exkluderas i

övriga modeller som endast tar hänsyn till vatten som avleds via dagvattenledningsnätet. SMED:s beräkningsmetod missar därmed belastningen från grundvatten som skapas inom tätorter men rinner ut direkt i naturliga vattendrag. En annan skillnad är upplösningen i markanvändningsklassificeringen. I modell C används endast en markanvändningsklass, ”urbant”, inom tätbebyggda områden (SMHI, 2014). Med denna grova klassificering är det omöjligt att beskriva skillnaderna i belastning inom och mellan olika städer.

I det studerade området bedömdes GE stå för en majoritet av den totala avrinningen och kvävebelastningen. Detta utsläpp är inte registrerat i den senaste PLC-rapporten³⁴. Det är svårt att dra några slutsatser huruvida detta är ett utbrett fel i PLC-beräkningarna eller ej endast utifrån en studie. En vidare studie i vilka punktkällor som registreras i PLC-rapporterna och på vilka kriterier bör utföras. Resultaten visar dock att om denna typ av punktutsläpp exkluderas kan det leda till underskattningar av den totala näringsämnesbelastningen.

5.2.4 Föroreningsbelastning via basflöde

En betydande del av den totala årliga avrinningen har visats komma via basflödet enligt modellerna (Tabell 16). Det norra delavrinningsområdet påvisade högre andelar basflöde i avrinningen. Även de olika markanvändningskartorna spelade in och den lokalanpassade kartan genererade mindre andelar basflöde till följd av att markanvändningsklasser med större andelar hårdgjorda ytor var mer utbredda i denna karta. Andelen basflöde i det norra delavrinningsområdet var enligt flödesmätningarna lägre än samtliga modeller. Detta kan vara en effekt av de mycket torra förhållandena innan och i början av provtagningsperioden. Osäkerheter finns också i metoden som användes för separering av det totala flödet i bas- och dagvattenflöde. Det finns även stora osäkerheter i det modellerade basflödet då schablonvärden används för att beräkna hur stor del av nederbörden som bildar basflöde i dagvattenledningsnätet. Sammantaget visar modelleringen och provtagningen dock att, i storleksordningen 17-28 % av den totala årliga avrunna volymen utgörs av basflöde i det studerade området.

Resultaten från provtagningen visar att halterna av samtliga analyserade föroreningar med undantag för kväve är starkt knutna till dagvattenavrinningen (Figur 26). Även resultaten från modellerna där basflöde inkluderas visar att kväve är den förorening som i störst utsträckning transporteras via basflödet. Modellerna visade generellt att en större del av tungmetallbelastningen kommer via basflödet jämfört med resultaten från provtagningen.

Samtantaget leder detta till slutsatsen att bidraget från basflöde på den totala belastningen är litet för samtliga analyserade ämnen förutom kväve där en betydande del av belastningen kommer via basflödet. Att inkludera basflöde i SMED:s beräkningsmodell för dagvatten är därför viktigt för att den totala kvävebelastningen inte skall underskattas. Det är troligen inte av samma vikt att inkludera basflödets fosforbelastning.

³⁴ E. Widén Nilsson, SLU, personlig kommunikation, 1 december 2015.

5.3 FÖRSLAG TILL VIDARE STUDIER

Provtagningen inom denna studie pågick under drygt två månader, vilka inte nödvändigtvis var representativa för den årliga belastningen. För att få en bättre uppfattning om belastningen från avrinningsområdet krävs en längre provtagningsperiod, alternativt flera kortare provtagningsperioder utspridda över året för att fånga säsongsvariationer. Det skulle även vara intressant att undersöka källorna till de höga halterna av framförallt Cu och Zn, vilka kraftigt underskattas av modellerna. Är trafiken, byggnadsmaterial eller något annat i avrinningsområdet den främsta källan till de höga halterna?

Denna studie har även visat att framförallt Cu och Zn, men även Pb, tycks ackumuleras på avrinningsområdets ytor för att sedan spolas bort vid nederbördstillfällen. De EMC-baserade modellerna som användes inom denna studie kunde inte väl prediktera dessa tungmetallhalter. Är detta en effekt av den korta provtagningsperioden eller skulle en ackumulerings- och bortspolningsmodell vara mer lämpad? Denna frågeställning bör undersökas med hjälp av långa dataserier med flödesproportionell provtagning under minst ett år i olika delar av landet.

Markanvändningskartan och översättningen till StormTac-klasser som används i SMED:s beräkningsmetod för dagvatten har visats producera resultat som avviker från en mer lokalanpassad markanvändningskarta. Den använda markanvändningskartan uppdateras inte heller och fångar därför inte pågående exploateringar och förtätning av urbana områden. En vidare studie som undersöker vilka alternativa kartmaterial som finns att tillgå är önskvärd. Ett alternativ föreslaget i denna studie är Lantmäteriets GSD-Fastighetskartan. En metod för att översätta den tillgängliga datan i detta kartmaterial till StormTac-klasser behöver då utarbetas. Denna metod bör även kalibreras mot lokalanpassade markanvändningskartor liknande den som användes inom denna studie.

Det saknas idag nationella riktvärden som reglerar föroreningshalter i dagvatten och de lokala riktvärden som finns kan avvika kraftigt från varandra. Vidare studier som syftar till att ta fram riktvärden applicerbara på en rikstäckande skala är önskvärdt. Framtagandet av riktvärden bör ta hänsyn till de negativa inverkningsföroreningarna har på recipienten och besvara frågeställningar som: Bör riktvärden avse totala halter, lösta halter eller biotillgängliga halter? Bör riktvärden fokusera på föroreningsstoppar eller genomsnittlig årlig koncentration? Att svara på dessa frågeställningar är viktigt dels för att ge gemensamma mål för dagvattenhanteringen i hela Sverige, men också för att forskning om olika reningsåtgärder skall kunna fokusera på de parametrar som är av intresse ur ett recipientpåverkansperspektiv.

6 SLUTSATSER

Utifrån syftet att kvantifiera dagvattnets föroreningsbelastning av de sju analyserade föroreningarna samt ge underlag till var eventuella reningsåtgärder skulle vara mest effektiva har följande slutsatser dragits.

- De genomsnittliga koncentrationerna av Pb, Cu, Zn och SS vid avrinningsområdets utlopp är högre än riktvärden även inklusive utspädning med kyl- och regenereringsvatten från GE. Källan till dessa föroreningar tros framförallt vara trafik och korrosion av byggnadsmaterial. Även halten N är något högre än riktvärdet.
- Alla föroreningar med undantag för kväve når recipienten i högre koncentrationer än uppmätta halter i Fyrisån.
- Vid kraftig nederbörd och framförallt efter längre perioder med torrt väder kan tungmetallkoncentrationerna bli mycket höga.
- Den totala belastningen av Cu, Zn och SS från hela avrinningsområdet har beräknats vara betydligt högre än tidigare modellerad belastning gjord av Uppsala Vatten³⁵.
- På grund av osäkerheter var det omöjligt att med tillräcklig noggrannhet kvantifiera den specifika belastningen från det södra delavrinningsområdet varför det är svårt att dra några slutsatser om fördelningen i belastning mellan de två delavrinningsområdena.
- Eventuella reningsåtgärder bör sättas in uppströms GE då en betydande volym av förhållandevis rent vatten tillkommer här. Åtgärden bör fokusera på att avskilja partikulärt material då transport av tungmetaller och fosfor till stor del sker bundet eller adsorberat till mindre partiklar.

Vidare har följande slutsatser dragits gällande syftet att utvärdera SMED:s beräkningsmetod och föreslå förbättringar till denna.

- Jämfört med provtagningen överskattas P-belastningen i SMED:s beräkningsmetod medan N-belastningen underskattas. Metodens belastningsschabloner stämmer relativt väl överens med provtagningskoncentrationer för P men är låga för N, samtidigt som den beräknade volymavrinningen är högre än resultaten från provtagningen.
- Basflöde har visats stå för en betydande del av den totala kvävebelastningen i det studerade området. Att inkludera detta i de nationella beräkningarna är därför viktigt för att undvika underskattning av kvävebelastningen. Basflödet har däremot mindre inverkan på fosforbelastningen.
- I PLC-rapporteringen exkluderas ett punktutsläpp från GE i det studerade avrinningsområdet som står för majoriteten av områdets kvävebelastning från dagvattnet. Detta leder till en underskattning av den totala näringsämnesbelastningen. Kriterier för vilka punktutsläpp som inkluderas bör därför ses över.
- Underlaget för markanvändningskarteringen i SMED:s beräkningsmetod behöver uppdateras. En övergång till ett kartmaterial med regelbundna uppdateringar bör ske. Osäkerheter i översättningen från nuvarande markanvändningskarta till StormTac-klasser har även påvisats. Ett möjligt substitut till den nuvarande markanvändningskartan är Lantmäteriets GSD-Fastighetskartan.

³⁵ Motsvarande modell B2 med vissa mindre skillnader.

- En övergång till att använda S-HYPE för beräkning av avrinning och belastning anses olämplig på grund av allt för låg upplösning i markanvändningsklasserna som används inom tätbebyggt område i denna modell. S-HYPE:s uppdelning av flöde i grund- och ytvattenavrinning har även visats vara för osäker inom tätbebyggda områden för att använda S-HYPE:s avrinningsmodell tillsammans med belastningsschabloner från StormTac.
- Regnintensiteten har visats påverka hur stor del av den totala nederbörden som bidrar till avrinning. Detta är något som bör tas i beaktande vid modellering på en rikstäckande skala där den genomsnittliga intensiteten kan skilja sig geografiskt.
- Resultaten från provtagningen har visat att mängden tungmetaller som ackumulerats på avrinningsområdet innan ett nederbördstillfälle spelar stor roll för mängden som sedan sköljs ut. Det finns därför skäl att ifrågasätta hur väl tungmetallbelastningen kan beskrivas av enbart avrinningsvolymen utan även ackumuleringshastigheten bör tas i beaktande. Samma slutsats kan däremot ej dras när det gäller näringsämnen och det är därmed mer motiverat att beskriva belastningen av dessa som en funktion av avrinningsvolymen.

REFERENSER

- ABTEW, W. och POWELL, B., 2004. Water Quality Sampling Schemes for Variable Flow Canals at Remote Sites. *Journal of the American Water Resources Association*, Vol. 40, Nr. 5, s. 1197–1204.
- ALBERTI, M., BOOTH, D., HILL, K., COBURN, B., AVOLIO, C., COE, S., och SPIRANDELLI, D., 2007. The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: An empirical analysis in Puget lowland sub-basins. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 80, Nr. 4, s. 345–361.
- ALDHEIMER, G., LINDER, M., LARM, T., och STENVALL, B., 2006. *Sorbus - Reningsanläggning för dagvatten*. Stockholm: Stockholm Vatten AB, SWECO VIAK och Vägverket, Nr. 12 2006.
- ALM, H., BANACH, A., och LARM, T., 2010. *Förekomst och rening av prioriterade ämnen, metaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten*. Stockholm: Svenskt Vatten AB, Nr. 2010-06.
- ALS SCANDINAVIA AB, 2015a. Om ALS [internet]. *ALS Scandinavia*. Tillgängligt: <http://www.alsglobal.se/als-scandinavia/om-als> [Hämtad 2015-10-21].
- ALS SCANDINAVIA AB, 2015b. Offert OF151244 REV1 - Dagvatten - Uppsala Vatten och Avfall AB Jonathan Arnlund.
- ANDERSSON, J. och GRANATH, M., 2014. *PM Dagvatten - Fördjupad dagvattenutredning för Trädgårdsstaden i Bro*. Uppsala: Riksbyggen, WRS Uppsala AB, Nr. 2014-0756-A.
- ANDERSSON, J., OWENIUS, S., och STRÅE, D., 2012. *NOS-dagvatten – Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem Stockholmskommuner*. Stockholm: Svenskt Vatten AB, Nr. 2012-02.
- ANDERSSON, S., 2012. *Avbördningsekvationer för sjöar utan vattenföringsmätningar*. Uppsala: Institutionen för Geovetenskaper, Uppsala universitet.
- ARNERDAL, A., 2007. *Handlingsplan Badvatten - Handlingsplan för fler badplatser med bra badvattenkvalitet i Stockholms stad*. Stockholm: Miljöförvaltningen, Stockholms stad.
- ARNLUND, J., 2014. *Utredning av reningsfunktionen hos Kungsängens dagvattendamm - en studie med flödesproportionell provtagning*. Uppsala: Institutionen för Geovetenskaper, Uppsala universitet.
- BERNDTSSON, J.C., 2014. Storm water quality of first flush urban runoff in relation to different traffic characteristics. *Urban Water Journal*, Vol. 11, Nr. 4, s. 284–296.
- BERTRAND-KRAJEWSKI, J.-L., CHEBBO, G., och SAGET, A., 1998. Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Water Research*, Vol. 32, Nr. 8, s. 2341–2356.
- BORRIS, M., 2015. *Bidrag av tungmetaller från stora partiklar på vägar till dagvatten*. Stockholm: Luleås Tekniska Universitet, opublicerad.
- BORRIS, M., VIKLANDER, M., GUSTAFSSON, A.-M., och MARSALEK, J., 2014. Modelling the effects of changes in rainfall event characteristics on TSS loads in urban runoff. *Hydrological Processes*, Vol. 28, Nr. 4, s. 1787–1796.
- BREZONIK, P.L. och STADELMANN, T.H., 2002. Analysis and predictive models of stormwater runoff volumes, loads, and pollutant concentrations from watersheds in the Twin Cities metropolitan area, Minnesota, USA. *Water Research*, Vol. 36, Nr. 7, s. 1743–1757.
- BUTLER, D. och DAVIES, J., 2010. *Urban Drainage*. 3:e uppl. Hoboken: Taylor and Francis.
- BÄCKMAN, H., HELLSTRÖM, B.G., JARYD, A., och JONSSON, Å., 1997. *Läck- och dräneringsvatten i spillvattensystem*. Stockholm: VAV AB, Nr. 1997-15.
- BÄCKSTRÖM, M., NILSSON, U., HÅKANSSON, K., ALLARD, B., och KARLSSON, S., 2003. Speciation of Heavy Metals in Road Runoff and Roadside Total Deposition. *Water, Air, and Soil Pollution*, Vol. 147, Nr. 1-4, s. 343–366.
- CHARBENEAU, R.J. och BARRETT, M.E., 1998. Evaluation of Methods for Estimating Stormwater Pollutant Loads. *Water Environment Research*, Vol. 70, Nr. 7, s. 1295–1302.
- CRABTREE, B., DEMPSEY, P., JOHNSON, I., och WHITEHEAD, M., 2008. The Development of a Risk Assessment Approach to Manage Pollution from Highway Runoff. Framlagd under 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK.
- DAGBERG, Å., 2013. *Minnesanteckningar från tillsynsmöte avseende tillsyn av GE Healthcare Bio-Sciences AB 2013-03-06 med Miljökontoret, Uppsala kommun*. Uppsala: GE Healthcare Biosciences AB.
- DAHLSTRÖM, B., 2006. *Regnintensitet i Sverige - en klimatologisk analys*. Stockholm: SMHI, Svenskt Vatten AB, Nr. 2006-26.
- DAVIS, A.P., SHOKOUHIAN, M., och NI, S., 2001. Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere*, Vol. 44, Nr. 5, s. 997–1009.

- EJHED, H., LILJEBERG, M., OLSHAMMAR, M., WALLIN, M., RÖNNBACK, P., och STENSTRÖM, A., 2010. *Bruttbelastning på vatten av metaller från punktkällor och diffusa källor - slutrapport*. Norrköping: SMHI. SMED, Nr. 41.
- EKHOLM, K., 2014. Fyrisån som recipient för dagvatten [internet]. *Dagvattenhantering-lösningar som fungerar*. Tillgängligt: http://www.elmia.se/Global/VA-massan/dokument/seminarier/onsdag-formiddag/dagvattenhantering-losningar-som-fungerar/Kristina%20Ekholm%20-%20VA%20m%C3%A4ssan_Fyris%C3%A5n%20som%20recipient_141001_KE.pptx [Hämtad 2014-9-14].
- EKSTRAND, S., ERIKSSON, M., OLSHAMMAR, M., MAHLANDER, C., LINDGREN, C., och ZAKRISSON, J., 2003. *Slutrapport: Beräkningsmetodik för mindre punktkällor*. Norrköping: SMHI. SMED, Nr. 17.
- ELLIOTT, A.H. och TROWSDALE, S.A., 2007. A review of models for low impact urban stormwater drainage. *Environmental Modelling & Software*, Vol. 22, Nr. 3, s. 394–405.
- ENIRO SVERIGE AB, 2016. Eniro kartor [internet]. (c) Eniro/Krak., Karttakeskus, Mapy Navigo, Lantmäteriet/Metria. Tillgängligt: <http://kartor.eniro.se> [Hämtad 2016-1-6].
- ERIKSSON, M., 2013. *Dagvattenutredning Östra Salabacke: Etapp 1*. Ramböll, Nr. 61381252063.
- EUROPAPARLAMENTET OCH RÅDET, 2000. Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område [internet]. *EUR-Lex*. Tillgängligt: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/HTML/?uri=CELEX:02000L0060-20130913&from=EN> [Hämtad 2015-9-9].
- FELTELIUS, V., 2015. *Dagvattenutredning för Hamrebäcken : Utredning av föroreningsbelastning och framtagande av åtgärdsförslag för att förbättra vattenkvaliteten*.
- FETTER, C.W., 2001. *Applied hydrogeology*. 4. ed. Upper Saddle River: Prentice Hall.
- FORSMAN, G. och BRING, J., 2013. *Gemensam Nordisk definition av ÅDT*. Stockholm: Statisticon AB, Nr. TRV_4532.
- GALFI, H., 2014. *Suspended Solids and Indicator Bacteria in Stormwater Runoff: Sources of Bias in Field Measurements*. Luleå: Luleå tekniska universitet.
- GALFI, H., NORDQVIST, K., SUNDELIN, M., BLECKEN, G.-T., MARSALEK, J., och VIKLANDER, M., 2014. Comparison of Indicator Bacteria Concentrations Obtained by Automated and Manual Sampling of Urban Storm-Water Runoff. *Water, Air, & Soil Pollution*, Vol. 225, Nr. 9, s. 1–12.
- GNECCO, I., PALLA, A., LANZA, L.G., och BARBERA, P.L., 2013. The Role of Green Roofs as a Source/sink of Pollutants in Storm Water Outflows. *Water Resources Management*, Vol. 27, Nr. 14, s. 4715–4730.
- GREGOIRE, B.G. och CLAUSEN, J.C., 2011. Effect of a modular extensive green roof on stormwater runoff and water quality. *Ecological Engineering*, Vol. 37, Nr. 6, s. 963–969.
- GUSTAVSSON, H., WESTERBERG, I., och WIDÉN-NILSSON, E., 2012. *Osäkerhetsanalys av kväveretention i HBV-NP-modellen*. Norrköping: SMHI. SMED, Nr. 101.
- GUZINSKI, R., KASS, S., HUBER, S., BAUER-GOTTWEIN, P., JENSEN, I.H., NAEIMI, V., DOUBKOVA, M., WALLI, A., och TOTTRUP, C., 2014. Enabling the Use of Earth Observation Data for Integrated Water Resource Management in Africa with the Water Observation and Information System. *Remote Sensing*, Vol. 6, Nr. 8, s. 7819–7839.
- GÖBEL, P., DIERKES, C., och COLDEWEY, W.G., 2007. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 91, Nr. 1–2, s. 26–42.
- HELCOM, 2015. About us [internet]. *HELCOM*. Tillgängligt: <http://www.helcom.fi/about-us> [Hämtad 2015-9-24].
- HENDRIKS, M.R., 2010. *Introduction to physical hydrology*. 1:a uppl. Oxford; New York: Oxford University Press.
- HITTAPUNKTSE AB, 2016. Kartan [internet]. (c) Lantmäteriet/Metria. Tillgängligt: <http://www.hitta.se/kartan> [Hämtad 2016-1-6].
- HUANG, H., CHENG, S., WEN, J., och LEE, J., 2008. Effect of growing watershed imperviousness on hydrograph parameters and peak discharge. *Hydrological Processes*, Vol. 22, Nr. 13, s. 2075–2085.
- IPCC, 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- JANKE, B.D., FINLAY, J.C., HOBBIE, S.E., BAKER, L.A., STERNER, R.W., NIDZGORSKI, D., och WILSON, B.N., 2013. Contrasting influences of stormflow and baseflow pathways on nitrogen and phosphorus export from an urban watershed. *Biogeochemistry*, Vol. 121, Nr. 1, s. 209–228.

- JORDAN, P., CASSIDY, R., MACINTOSH, K.A., och ARNSCHIEDT, J., 2013. Field and Laboratory Tests of Flow-Proportional Passive Samplers for Determining Average Phosphorus and Nitrogen Concentration in Rivers. *Environmental Science & Technology*, Vol. 47, Nr. 5, s. 2331–2338.
- KAYHANIAN, M., SINGH, A., SUVERKROPP, C., och BORROUM, S., 2003. Impact of Annual Average Daily Traffic on Highway Runoff Pollutant Concentrations. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 129, Nr. 11, s. 975.
- KAYHANIAN, M., SUVERKROPP, C., RUBY, A., och TSAY, K., 2007. Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration. *Journal of Environmental Management*, Vol. 85, Nr. 2, s. 279–295.
- KHWANBOONBUMPEN, S., 2006. Sources of Nitrogen and Phosphorus in Stormwater Drainage from Established Residential Areas and Options for Improved Management. *Faculty of Computing, Health and Science, Edith Cowan University - Theses: Doctorates and Masters*.
- KNULST, J.C., 2001. *Fosfor i nederbörd – Resultat från mätningar under 1990-talet*. Aneboda: IVL Svenska Miljöinstitutet, Nr. B1442.
- KOERTGE, J. och LUNDSTRÖM, B., 2015. *Miljörapport enligt NFS 2006:9 - GE Healthcare Bio-Sciences AB - Anläggningarna i Boländerna, Uppsala - Verksamhetsåret 2014*. Uppsala: Environment, Health & Safety (EHS).
- LANTMÄTERIET, 2015. Produktbeskrivning: GSD-Fastighetskartan, vektor.
- LARM, T., 2000. Watershed-based design of stormwater treatment facilities - model development and applications.
- LARM, T., 2001. *Utforming och dimensionering av dagvattenanläggningar*. Stockholm: KTH, VBB VIAK, VA-forsk, Nr. 2000-10.
- LARM, T., 2003. *StormTac - Produktspecifikation*. Stockholm: StormTac.
- LARM, T., 2005. *StormTac v. 2005-03 - An operative watershed management model for estimating actual and acceptable pollutant loads on receiving waters and for the design of the corresponding required treatment facilities*. Stockholm: StormTac.
- LARM, T., 2008. *PM. Referenser till StormTacs schablonhalter för dagvatten*. Stockholm: Sweco.
- LARM, T., 2014. *StormTac*. Microsoft Excel. Stockholm: StormTac corporation.
- LARM, T. och PIRARD, J., 2010. *Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten*. Stockholm: Sweco, Nr. 04s2010-05-18.
- LINDSTRÖM, G., PERS, C., ROSBERG, J., STRÖMQVIST, J., och ARHEIMER, B., 2010. Development and testing of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) water quality model for different spatial scales. *Hydrology Research*, Vol. 41, Nr. 3-4, s. 295.
- LI, Y., LI, X., och LI, G., 2014. Runoff coefficient characteristics and its dominant influence factors of the riparian *Myricaria squamosa* Desv. shrubs over Qinghai Lake basin, NE Qinghai-Tibet Plateau. *Arabian Journal of Geosciences*, Vol. 8, Nr. 9, s. 6655–6666.
- LYNGFELT, S., 1981. *Dimensionering av dagvattensystem - Rationella metoden*. Göteborg: Chalmers Tekniska Högskola, Rapport Nr. 56.
- LÄNSSTYRELSENA, 2015. Fyrisån Jumkilsån - Sävjaån [internet]. VISS - VattenInformationssystem för Sverige. Tillgängligt: <http://www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE663992-160212#pagemodule15> [Hämtad 2015-9-23].
- MADSEN, T. och WILLCOX, N., 2012. *When It Rains, It Pours: Global Warming and the Increase in Extreme Precipitation from 1948 to 2011*. Ann Arbor: Environment Michigan Research & Policy Center.
- MAINSTREAM MEASUREMENTS LTD, 2013. User Manual: Velocity Transmitter; Flow Transmitter; Compact Fixed AV-Flowmeter; Premier Fixed AV-Flowmeter; Portable AV-Flowmeter.
- MALMQVIST, P.-A., SVENSSON, G., och FJELLSTRÖM, C., 1994. *Dagvattnets sammansättning*. Stockholm: Svenska vatten- och avloppsföreningen, VAV, Nr. 1994:11.
- MARKLUND, S., 2014. *Dagvattenkvalitet och dagvattenflöden i byggd miljö - kallt klimats säsongspåverkan*. Luleå: Institutionen för samhällsbyggnad och naturresurser, Luleå tekniska universitet, Nr. 2014:06.
- MIGUNTANNA, N.P., LIU, A., EGODAWATTA, P., och GOONETILLEKE, A., 2013. Characterising nutrients wash-off for effective urban stormwater treatment design. *Journal of Environmental Management*, Vol. 120, s. 61–67.
- MILJÖFÖRVALTNINGEN GÖTEBORGS STAD, 2013. *Miljöförvaltningens riktlinjer och riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till recipient och dagvatten - reviderad 2013*. Göteborg, Nr. R 2013:10.

- MJK AUTOMATION AB, 2008. *Nederbördsräknare (regn och snö)*. Säffle.
- NATAHAN, R.J. och MCMAHON, T.A., 1990. Evaluation of automated techniques for baseflow and recession analyses. *Water Resources Research*, Vol. 26, Nr. 7, s. 1465–1473.
- NATURVÅRDSVERKET, 1999. *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag*. Stockholm, Nr. 4913.
- NATURVÅRDSVERKET, 2014a. *Svenska Marktäckedata: Produktbeskrivning*. Stockholm: Utgåva 1.2.
- NATURVÅRDSVERKET, 2014b. Marktäcke, Uppsala län [internet]. *INSPIRE nedladdningstjänst för temen bilaga/annex 2*. Tillgängligt: <http://gis-services.metria.se/nvfeed/atom/annex2.xml> [Hämtad 2015-10-6].
- NATURVÅRDSVERKET, 2015a. Ingen övergödning [internet]. *Miljömålen*. Tillgängligt: <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/7-Ingen-overgodning/> [Hämtad 2015-9-9].
- NATURVÅRDSVERKET, 2015b. Giftfri miljö [internet]. *Miljömålen*. Tillgängligt: <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/4-Giftfri-miljo/> [Hämtad 2015-9-9].
- NORÉN, K., MAGNUSSON, K., och NORÉN, F., 2013. *Uppföljning och utvärdering av miljötillståndet till följd av slängda tobaksprodukter*. Lysekil: IVL Svenska Miljöinstitutet, Nr. B2084.
- NRK OG METEOROLOGISK INSTITUTT, 2015. Langtidsvarsel for Uppsala [internet]. *yr.no*. Tillgängligt: <http://www.yr.no/sted/Sverige/Uppsala/Uppsala> [Hämtad 2015-10-21].
- OBROPTA, C.C. och KARDOS, J.S., 2007. Review of Urban Stormwater Quality Models: Deterministic, Stochastic, and Hybrid Approaches. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, Vol. 43, Nr. 6, s. 1508–1523.
- OHLSSON, L., KARLSSON, D., och GUSTAFSSON, L.-G., 2011. *Tätorters inverkan på recipienters bakteriella status*. Stockholm: Svenskt Vatten AB, Nr. 2011-08.
- OLSHAMMAR, M., MIETALA, J., och EK, M., 2015. *Underlagsrapport för C-anläggningar och dagvatten till FUT-rapporteringen 2011*. Stockholm: SMED, Nr. 165.
- OLVIK, G. och NIMFELDT, J., 2001. *Dagvattenbelastning på sjöar och vattendrag i förhållande till andra föroreningskällor*. Borlänge: Vägverket, Nr. 2001:114.
- PERRY, T. och NAWAZ, R., 2008. An investigation into the extent and impacts of hard surfacing of domestic gardens in an area of Leeds, United Kingdom. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 86, Nr. 1, s. 1–13.
- PERSSON, C.-G., 2015. Sammanlagd mätosäkerhet – kvantitativa metoder [internet]. Tillgängligt: <http://www.lantmateriet.se/globalassets/om-lantmateriet/var-samverkan-med-andra/handbok-mat--och-kartfragor/hmk/kvalitet/gumkvant.pdf> [Hämtad 2015-12-9].
- PERSSON, G., SJÖKVIST, E., NYLÉN, L., ANDERSSON, M., PERSSON, H., SJÖGREN, J., och HALLBERG, K., 2013. *Klimatanalys för Uppsala län*. Norrköping: SMHI, Nr. 2013-9.
- PERSSON, J. och PETTERSSON, T.J.R., 2006. *Svenska dagvattendammar - om provtagning, avskiljning och dammhydraulik*. Borlänge: Vägverket, Nr. 2006:115.
- PIHL KARLSSON, G., HELLSTEN, S., AKSELSSON, C., KARLSSON, P.E., och FERM, M., 2012. *Kvävedepositionen till Sverige : jämförelse av depositionsdata från Krondroppsnätet, Luft- och nederbörds kemiska nätet samt EMEP*. Göteborg: IVL Swedish Environmental Research Institute, Rapport Nr. B2030.
- QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2015. *QGIS*. Version 2.8.3-Wien, Macintosh OS 10.10. Brighton.
- RIKTVÄRDESGRUPPEN, 2009. *Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp*. Stockholm: Regionplane- och trafikkontoret, Stockholms läns landsting, Regionala dagvattennätverket i Stockholms län.
- ROSENZWEIG, B.R., SMITH, J.A., BAECK, M.L., och JAFFÉ, P.R., 2011. Monitoring nitrogen loading and retention in an urban stormwater detention pond. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 40, Nr. 2, s. 598–609.
- RYEGÅRD, A., OLSHAMMAR, M., MALANDER, M., och ROSLUND, M., 2007. *Förbättring av dagvattenberäkningar*. Norrköping: SMHI. SMED, Nr. 2007-8.
- SCHINDLER, D.W., HECKY, R.E., FINDLAY, D.L., STANTON, M.P., PARKER, B.R., PATERSON, M.J., BEATY, K.G., LYNG, M., och KASIAN, S.E.M., 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol. 105, Nr. 32, s. 11254–11258.
- SCHLEPPI, P., WALDNER, P.A., och STÄHLI, M., 2006. Errors of flux integration methods for solutes in grab samples of runoff water, as compared to flow-proportional sampling. *Journal of Hydrology*, Vol. 319, Nr. 1–4, s. 266–281.
- SEMADENI-DAVIES, A., HERNEBRING, C., SVENSSON, G., och GUSTAFSSON, L.-G., 2008. The impacts of climate change and urbanisation on drainage in Helsingborg, Sweden: Suburban stormwater. *Journal of Hydrology*, Vol. 350, Nr. 1–2, s. 114–125.

- SHORSHANI, M.F., BONHOMME, C., PETRUCCI, G., ANDRÉ, M., och SEIGNEUR, C., 2013. Road traffic impact on urban water quality: a step towards integrated traffic, air and stormwater modelling. *Environmental Science and Pollution Research*, Vol. 21, Nr. 8, s. 5297–5310.
- SLU, 2015. Miljödata MVM [internet]. v.1.09.00. Tillgängligt: <http://miljodata.slu.se/mvm/> [Hämtad 2015-12-10].
- SMHI, 2014a. Spridningsmodellen MATCH [internet]. *Forskning*. Tillgängligt: <http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/luftmiljo/spridningsmodellen-match-1.601> [Hämtad 2016-1-13].
- SMHI, 2014b. Referensguide till SMHI Vattenwebb [internet]. *SMHI Professionella tjänster*. Tillgängligt: <http://www.smhi.se/professionella-tjanster/professionella-tjanster/miljo-och-klimat/vattenmiljo/referensguide-till-smhi-vattenwebb-1.22742> [Hämtad 2015-10-13].
- SMHI, 2015a. Ortsprognoser: Uppsala [internet]. *Vädret*. Tillgängligt: <http://www.smhi.se/vadret/ortsprognoser#ort=2666199,Uppsala,Uppsala,Sverige,59.85/17.633333;flik=0> [Hämtad 2015-10-21].
- SMHI, 2015b. Ladda ner data från Svenskt Vattenarkiv [internet]. Tillgängligt: <http://www.smhi.se/klimatdata/hydrologi/ladda-ner-data-fran-svenskt-vattenarkiv-1.20127> [Hämtad 2015-11-27].
- SMHI, 2015c. Modelldata per område [internet]. *SMHI Vattenwebb*. Tillgängligt: <http://vattenwebb.smhi.se/modelarea/> [Hämtad 2015-11-27].
- SMHI, 2015d. Meteorologiska observationer: Uppsala Aut [internet]. *SMHI Öppna data*. Tillgängligt: <http://opendata-download-metobs.smhi.se/explore/> [Hämtad 2015-10-5].
- SMHI, 2015e. Snödjupsobservationer [internet]. *Data*. Tillgängligt: <http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/sno/snodjupsobservationer> [Hämtad 2015-12-8].
- STEINMAN, A.D., ISELY, E.S., och THOMPSON, K., 2015. Stormwater runoff to an impaired lake: impacts and solutions. *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 187, Nr. 9, s. 1–14.
- STENVALL, B., 2004. *Känslighets- och osäkerhetsanalys av parametrar och indata i dagvatten- och recipientmodellen StormTac*. Institutionen för geovetenskaper.
- STORMTAC, 2015. Data [internet]. *StormTac - Storm water solutions*. Tillgängligt: <http://stormtac.com/StormTacData.php> [Hämtad 2015-9-23].
- SVANSTRÖM, S., 2015. Urbanisering – från land till stad [internet]. *Statistiska Centralbyrån*. Tillgängligt: http://www.scb.se/sv/_Hitta-statistik/Artiklar/Urbanisering--fran-land-till-stad/ [Hämtad 2015-9-9].
- SVENSKT VATTEN, 2004. *Dimensionering av allmänna avloppsledningar*. Bromma, Nr. P90.
- SÖDERBERG, J., 2011. EU:s ramdirektiv för vatten och dagvattenförorening - Klarar Sverige kraven? *Nordisk Miljörättslig Tidskrift/Nordic Environmental Law Journal*, Vol. 2011, Nr. 1.
- TAYLOR, G.D., FLETCHER, T.D., WONG, T.H.F., BREEN, P.F., och DUNCAN, H.P., 2005. Nitrogen composition in urban runoff—implications for stormwater management. *Water Research*, Vol. 39, Nr. 10, s. 1982–1989.
- TELEDYNE ISCO, 2013. *Isco 750 Area Velocity Module: Installation and Operation Guide*. Lincoln, Nebraska.
- TELEDYNE ISCO, 2015. *6712 Portable Samplers: Installation and Operation Guide*. Lincoln, Nebraska.
- TENGDELIUS BRUNELL, J., PERSON, H., NILSSON, J., BLOMBÄCK, K., och JOHNSSON, H., 2013. *Anpassning av HYPE-modellen för läckage-koefficienter och typhalter - för att möjliggöra användandet av läckagekoefficienter och typhal-ter från jordbruk, hyggen, skog, myr, fjäll och öppen mark i HYPE-modellen*. Norrköping: SMHI. SMED, Nr. 114.
- TRAFIKVERKET, 2011. *TRV rådsdokument- Väg dagvatten – Råd och rekommendationer för val av miljöåtgärd*. Borlänge: Trafikverket, Nr. 2011:112.
- UPPSALA KOMMUN, 2014. *Dagvattenprogram för Uppsala kommun - Antaget av kommunfullmäktige 27 januari 2014*. Uppsala: Uppsala kommun och Uppsala Vatten och Avfall AB.
- UPPSALA KOMMUN, 2016. Uppsala kommuns kartverktyg [internet]. *SpatialMap v. 3.7.1*. Tillgängligt: <http://kartan.upsala.se/> [Hämtad 2016-1-6].
- UPPSALA VATTEN, 2014. *Dricksvattenkvalitet i Uppsala 2014*. Uppsala.
- UPPSALA VATTEN, ESKILSTUNA ENERGI & MILJÖ, GÄSTRIKE VATTEN, KARLSTADS KOMMUN, MÄLARENERGI, NORRKÖPINGS VATTEN, TEKNISKA VERKEN, och ÖREBRO KOMMUN, 2010. *Riktlinjer för utsläpp av avloppsvatten från industrier och andra verksamheter*. Uppsala.

- US DEPARTMENT OF COMMERCE, 2015. Precipitation Measurements [internet]. *National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA)*. Tillgängligt: http://www.srh.noaa.gov/abr/c/?n=map#thiessen_polygon [Hämtad 2015-10-5].
- VATTENMYNDIGHETERNA, 2015. Förklaring av termer och begrepp [internet]. *Vattenmyndigheten Bottenhavet*. Tillgängligt: <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/bottenhavet/beslut-ap/forklaring-av-termer-och-begrepp/Pages/index.aspx> [Hämtad 2015-9-23].
- VISS, 2016. Ordlista - Y [internet]. *VISS - Hjälp*. Tillgängligt: <http://projektwebbar.lansstyrelsen.se/viss/Sv/ordlista/Pages/ordlistay.aspx> [Hämtad 2016-1-11].
- WALKOWIAK, D.K., 2006. *Isco open channel flow measurement handbook*. 6:e uppl. Lincoln: Teledyne Isco.
- WESTERLUND, C., 2007. *Road runoff quality in cold climates*. Doctoral thesis. Luleå: Luleå University of Technology.
- WIDÉN-NILSSON, E. och WESTERBERG, I., 2013. *Osäkerhetsanalys av kvävenettobelastning (PLC5)*. Norrköping: SMHI. SMED, Nr. 112.
- WIDÉN-NILSSON, E., WESTERBERG, I., WALLIN, M., BRANDT, M., BRÄNVALL, G., DJODJIC, F., LÖFGREN, S., MÄRTENSSON, K., NISELL, J., OLSHAMMAR, M., och ORBACK, C., 2010. *Osäkerhetsanalys av bruttobelastning (PLC5) till följd av osäkerhet i indata - En inledande studie av kväveförlusterna i delar av Örsundaån, Lagan och Helge å*. Naturvårdsverket. SMED (Avtal: 308 0904).
- YOUNIS HUSSEIN, M., 2009. *Sources of human pathogens in urban waters*. Hamstad: Sektionen för Ekonomi och Teknik, Högskolan i Halmstad.
- YU, J., YU, H., FANG, H., LEI, M., LI, S., och CHI, J., 2014. Pollution characteristics of lead, zinc, arsenic, and cadmium in short-term storm water roof runoff in a suburban area. *Toxicological & Environmental Chemistry*, Vol. 96, Nr. 7, s. 1034–1046.
- ÖSTBERG, R., 2015. Oktober blev rekordtorr [internet]. *UNT*. Tillgängligt: <http://www.unt.se/uppland/uppsala/oktober-blev-rekordtorr-3955899.aspx> [Hämtad 2015-12-3].
- ÖSTERLUND, H., 2015. *Dagvattnets innehåll - Exempel från forskningen inom Dag&Nät*. Stockholm: Luleå Tekniska Universitet, opublicerad.
- ÖSTLIND, J., 2012. *Sammanvägda avrinningskoefficienter i rationella metoden - en jämförelse mellan idag och 1970-talet*. Uppsala: Institutionen för Geovetenskaper, Uppsala universitet.

BILAGA I

Översättning av markanvändningsslag från SMD-klasser till StormTac-klasser enligt Ryegård m.fl. (2007: Bilaga 4, s. 31) för de klasser som finns i det studerade avrinningsområdet samt i S-HYPE:s delavrinningsområde.

SMD-kod	SMD-klass	StormTac-klass
111	Tät stadsstruktur	Flerfamiljhusområde
11211	Orter med mer än 200 invånare och med mindre områden av trädgårdar och grönområden	Radhusområde
11212	Orter med mer än 200 invånare och med större områden av trädgårdar och grönområden	Villaområde
121	Industri, handelsenheter, offentlig service och militära förläggningar	Industriområde
122	Väg- och järnvägsnät med kringområden	Väg 4 (5000 ÅDT)
141	Urbana grönområden	Parkmark
1421	Idrottsanläggning, skjutbana, motorbana samt hästsportanläggning och hundkapplöpningsbana	
1424	Golfbana	Golfbana
211	Åkermark	Jordbruksmark
231	Betesmarker	Ängsmark
3111	Lövskog ej på myr eller berg i dagen	Skogsmark
312121	Barrskog ej på lavmark 7-15 meter	
312122	Barrskog ej på lavmark >15 meter	
3131	Blandskog ej på myr eller berg i dagen	
3243	Ungskog	Våtmark
4122	Övrig myr	
511	Vattendrag	Ytvatten

Bilaga I. För de markanvändningsslag som enligt SMD finns i fallstudieområdet och S-HYPE:s delavrinningsområde anges SMD-kod och -klass, samt det markanvändningsslag som den översätts till enligt StormTacs klassificering. Översättning enligt Ryegård m.fl. (2007: Bilaga 4, s. 31).