



UPPSALA
UNIVERSITET

W 14 028

Examensarbete 30 hp
September 2014

Utredning av reningsfunktionen hos Kungsängens dagvattendamm - en studie med flödesproportionell provtagning

Jonathan Arnlund

REFERAT

Utredning av reningsfunktionen hos Kungsängens dagvattendamm – en studie med flödesproportionell provtagning

Jonathan Arnlund

Dagvatten kallas det regn- och smältvatten som rinner av från hårdgjorda ytor i stadsmiljön. Detta vatten för ofta med sig stora mängder av föroreningar som tungmetaller, näringsämnen och oljerelaterade ämnen, vilka kan göra stor skada om de når recipienter. För att rena dagvattnet och därmed minska föroreningsbelastningen byggs det allt fler öppna dagvattensystem som t.ex. våtmarker och dammar. Studier har visat att dessa system har hög reningseffekt och dessutom är de kostnadseffektiva. Kunskapen om hur avskiljningen i dessa system fungerar och om hur de bäst utvärderas är dock begränsad.

Kungsängsdammen utanför Uppsala är en nybyggd dagvattenanläggning som är avsedd att rena och fördröja dagvattnet från industri- och handelsområdet Boländerna. Detta examensarbete syftar till att utreda reningsfunktionen av anläggningen. Framför allt genomfördes flödesproportionell provtagning vid inlopp och utlopp under 8 veckor. Ämnen som analyserades var näringsämnena P och N, suspenderat material, tungmetallerna As, Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, V, Zn och oljekolväten. Vid några tillfällen analyserades också de oljerelaterade organiska föreningarna PAH:er, oktyl- och nonylfenoler samt tributyltenn.

Flödesproportionell provtagning rekommenderas för att säkert avgöra avskiljningseffektiviteten av en damm, men nackdelen är att den tar mycket tid och stora resurser i anspråk. Utöver denna metod genomfördes kompletterande mätningar med sedimentfällor samt en beräkning av föroreningsbelastning vid inloppet med programmet StormTac.

Den flödesproportionella provtagningen visade att Kungsängsdammen fungerar väl som avskiljningsanläggning för föroreningar. Suspenderat material, näringsämnen och tungmetaller avskiljs effektivt och utloppshalterna understiger föreslagna riktvärden för dagvatten. Detta trots att både zink, koppar, kväve och suspenderat material hade inloppshalter som låg över riktvärdena. Flödesberäkningar visade att andelen av flödet som bräddas i bypass-diket förbi dammen är viktig vid bedömning av avskiljningseffektiviteten. För organiska föreningar uppmättes tributyltenn i halter över miljökvalitetsnormen för ytvatten både vid inlopp och vid utlopp. Inloppskoncentrationer framräknade i StormTac gav överensstämmande resultat med den flödesproportionella provtagningen för tungmetaller och näringsämnen. Vidare visade undersökningen av sediment att sedimentationen sker främst i fördiket och i inloppet till dammen. Fördiket är i stort behov av rensning, då sediment riskerar att spolats bort vid höga flöden.

Nyckelord: Flödesproportionell provtagning, dagvatten, dagvattendamm, flödesmätning, tungmetaller, fosfor, kväve, avskiljningseffektivitet, reningseffekt

Institutionen för geovetenskaper; Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala Universitet, Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala. ISSN 1401-5765

ABSTRACT

Investigation of the treatment function of Kungsängens stormwater pond - A study with flow proportional sampling

Jonathan Arnlund

Stormwater is the name for rainwater and snowmelt runoff from impervious surfaces in the urban environment. This water often carries large amounts of pollutants such as heavy metals, nutrients, and oil-related substances, which can cause great damage if they reach the receiving waters. To clean the storm water and thus reduce the pollution load, more and more open storm water systems are being built, such as wetlands and ponds. Studies have shown that these systems have high pollutant removal efficiency and are cost effective. Knowledge of how these systems work and how they best are evaluated is limited.

“Kungsängsdammen” near Uppsala is a newly constructed stormwater facility that is designed to clean and retard stormwater from the industrial and commercial area Boländerna. This thesis aims to investigate the purification function of the facility. Flow proportional sampling was carried out at the inlet and outlet for 8 weeks. Substances that were analyzed were nutrients P and N, suspended solids, heavy metals As, Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, V, Zn and petroleum hydrocarbons. On some occasions, the petroleum-related organic parameters PAHs, octyl and nonylphenols and tributyltin were analyzed. Flow-proportional sampling is recommended to determine the efficiency of a stormwater pond, but the problem is that it takes much time and considerable resources. In addition to this method, additional measurements were carried out with sediment traps, and a calculation of pollution load at the inlet with the program StormTac.

The flow proportional sampling showed that the “Kungsängsdammen” pond-, functions well as a treatment facility for pollutions. Suspended solids, nutrients and heavy metals are separated effectively and the outlet concentrations for these substances were below proposed guideline values. This is observed, despite the fact that zinc, copper, nitrogen and suspended solids had intake concentrations above the guideline values. Flow calculations showed that the bypass flow is important when estimating the pollutant removal efficiency. For organic compounds, tributyltin was measured at concentrations above the Environmental Quality Standards (EQS) for surface water both at the inlet and outlet. The inlet concentrations that were calculated in StormTac were consistent with the results of the flow proportional sampling for heavy metals and nutrients. Moreover, the investigation of sediments showed that sedimentation occurs mainly in the ditch before the pond and at the inlet to the pond. The ditch is in need of cleansing, because of the risk of sediment being washed away during high flows.

Keywords: Flow proportional sampling, stormwater, stormwater pond, flow measurement, heavy metals, phosphorus, nitrogen, pollutant removal efficiency

Department of Earth Sciences; Air, Water and Landscape Sciences, Uppsala University, Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala, Sweden. ISSN 1401-5765

FÖRORD

Detta examensarbete är på 30 hp inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet. Projektet har finansierats och drivits av Uppsala Vatten och planeringssektionen för ledningsnät. Ämnesgranskare har varit Roger Herbert vid Institutionen för geovetenskaper, luft-, vatten- och landskapslära i Uppsala och handledare på Uppsala Vatten har varit Pontus Cronholm. Examinator var Allan Rodhe vid Institutionen för geovetenskaper, luft-, vatten- och landskapslära i Uppsala.

Examensarbetet var en del i Uppsala Vattens egenkontrollprogram för dagvattenanläggningar som bl.a. syftade till att ge underlag för framtida utredningar av dagvattnet i kommunen. Av den flödesproportionella provtagningen redovisas endast 8 veckors provtagning i detta arbete. Provtagningen fortsatte dock kontinuerligt fram till hösten 2014 och Uppsala Vatten avser att redovisa dessa resultat i en sammanfattad rapport längre fram.

Genom projektet har många personer engagerats och till alla dem vill jag säga ett stort tack. Först vill jag tacka min ämnesgranskare Roger Herbert för support och granskning av rapporten. Av medarbetare på Uppsala Vatten vill jag särskilt tacka Andreas Jansson och Joachim Sjöblom för praktisk hjälp med utrustning, Ingunn Olaussen, Jenny Annerstedt och Kaj Andersson för hjälp med provhantering och utrustning samt Elin Jansson för goda råd. Vidare vill jag tacka Sophie Owenius (WRS) för hjälp och lån av sedimentfällor samt Nicklas Bergqvist (MJK Automation) för all hjälp gällande provtagare och Yvonne Wiberg (Vattenfall) för tillhandahållande av uppgifter. Tack även till Jesper Persson (SLU) för medgivandet att använda principskiss för flödesproportionell provtagning.

Sist men inte minst vill jag tacka min handledare Pontus Cronholm för alla inspirerande samtal, engagemang och praktisk hjälp i både solsken, regn och rusk.

Uppsala, augusti 2014

Jonathan Arnlund

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Utredning av reningsfunktionen hos Kungsängens dagvattendamm – en studie med flödesproportionell provtagning

Jonathan Arnlund

Dagvatten kallas det regn- och smältvatten som rinner av från hårdgjorda ytor i stadsmiljön. När städer byggs ut och fler hårdgjorda ytor uppkommer så som t.ex. vägar, parkeringsytor och hustak, ökar kraven på det allmänna ledningsnätet. Eftersom regnvattnet vid dessa ytor inte kan infiltrera ner i jorden som det gör i naturen, samlas det i ledningar och diken och leds vidare till recipienter så som åar, sjöar och vattendrag.

Dagvattnet för ofta med sig stora mängder föroreningar som ansamlas på de hårdgjorda ytorna mellan regntillfällen. Dessa härstammar från t.ex. trafikavgaser, slitage av vägbanor och bildäck. För att hindra föroreningar att nå recipienter, byggs ofta anläggningar som våtmarker och dammar. Dessa har som funktion att uppehålla det inkommande vattnet så att partiklar hinner sedimentera och därigenom rena vattnet. Studier har visat att dessa anläggningar har en hög avskiljning av föroreningar och är dessutom kostnadseffektiva. Trots att dessa anläggningar blir allt vanligare, är kunskapen om hur de fungerar och dess effektivitet i att avskilja föroreningar begränsad. Dessutom är det svårt att utvärdera dagvattendammar genom provtagning, då dagvattenflödet och föroreningsinnehållet varierar mycket med tiden.

I östra delen av Uppsala byggde Uppsala Vatten en dagvattendamm som togs i bruk 2010. Dammen tar emot dagvatten från ett ca 65 hektar stort handels- och industriområde. Tidigare provtagningar av dagvattnet visade på höga halter av tungmetaller från området. Detta bidrog till att dammen byggdes som en åtgärd för att minska föroreningsspridningen till det mottagande vattendraget Fyrisån. Detta examensarbete syftar till att följa upp och utreda reningsfunktionen av anläggningen, då dammens funktion antas ha stabiliserats och därmed kan en utvärdering av systemet göras.

För att utreda den s.k. Kungsängsdammens funktion, användes framför allt flödesproportionell provtagning. Denna metod rekommenderas för att säkert avgöra avskiljningseffektiviteten av en damm, men nackdelen är att den tar mycket tid och stora resurser i anspråk. Flödesproportionell provtagning innebär att inlopps- och utloppsvattnet till dammen provtas av automatiska provtagare. Dessa mäter flödet och när en viss volym vatten har passerat provtagarna, tas ett prov. De prover som samlas under en vecka blir därför proportionella mot det passerade flödet.

Prover togs kontinuerligt i 8 veckor vid inloppet och vid utloppet till dammen. Insamlat vatten skickades på analys ca 1 gång i veckan. Genom att mäta koncentrationer av föroreningar i det uppsamlade vattnet samt genom att räkna ut hur stort flöde som passerat provtagarna för varje vecka, kunde mängder föroreningar räknas ut. Även flödesviktade medelkoncentrationer räknades ut. De ämnen som analyserades var näringsämnena fosfor och kväve, suspenderat material (d.v.s. partikelinnehåll), tungmetallerna arsenik, kadmium, kobolt, krom, koppar, molybden, nickel, bly, vanadin, zink och oljekolväten. Vid några tillfällen analyserades också de oljerelaterade organiska parametrarna PAH:er, oktyl- och nonylfenoler samt tributyltenn.

Utöver denna metod genomfördes kompletterande mätningar med sedimentfällor samt en beräkning av föroreningsinnehållet vid inloppet med programmet StormTac. Sedimentfällorna var tänkta att fånga upp det sedimenterade materialet under provtagningsperioden. Genom att mäta djupet på de uppsamlade sedimenten kunde detta ge en indikation på om det sker rörelse på dammens botten då sedimenterat material flyttas om, dessutom gav det information om hur fördelningen av sedimentationen ser ut i damm-systemet. StormTac är ett beräkningsprogram som använder sig av schablonhalter av föroreningar för olika typer av markanvändningar. Genom att ange storleken på markanvändningarna i avrinningsområdet till dammen, samt att ange data för beräkning av dagvattenflöde från området, kunde de förväntade halterna av utvalda ämnen som kommer in till dammen räknas ut.

För vissa av de undersökta ämnena i provtagningen kunde de uppmätta halterna jämföras med riktvärden för dagvatten och gränsvärden för föroreningshalter fastslagna av Europaparlamentet, s.k. miljökvalitetsnormer. Dessutom jämfördes de uppmätta halterna med beräkningen i StormTac samt med framräknade inloppshalter av tungmetaller utifrån en sedimentprovtagning utförd av konsultföretaget WRS under hösten 2013.

Flödesmätningen visade sig vara det svåraste momentet i projektet, särskilt vid inloppet. De stora flödesvariationerna som förekom vid inloppet gjorde att mätningen fungerade mindre bra särskilt vid låga flöden. Därför behövde en annan metod användas än den tänkta för att räkna ut flödet vid denna punkt. Innan dammen finns ett bräddningsdike som är tänkt att leda vattnet förbi dammen vid intensiva och kraftiga regn. Detta för att undvika att sedimenterat material spolas bort. Storleksordningen på det vatten som bräddade under mätperioden var svår att uppskatta, då ingen flödesmätning skedde vid denna punkt. Detta orsakade osäkerheter vid beräkningen av avskiljningseffektiviteten hos dammen.

Den flödesproportionella provtagningen visade att Kungsängsdammen fungerar väl som avskiljningsanläggning för föroreningar. Suspenderat material, näringsämnen och tungmetaller avskiljs effektivt och utloppshalterna understiger riktvärden för dagvatten. Vid inloppet var dock de flödesviktade koncentrationerna av zink, koppar, kväve och suspenderat material över riktvärdena för dagvatten. Den uppmätta inloppshalten av kväve överskred både beräknad halt i StormTac, riktvärdena för dagvatten samt i jämförelse med liknande dagvattenanläggningar. För organiska föreningar uppmättes tributyltenn, som bl.a. är ett hormonstörande ämne, i halter över miljökvalitetsnormen för ytvatten både vid inlopp och vid utlopp. Ämnets spridningskällor och förekomst i dagvattnet bör utredas närmare. Flödesberäkningarna visade att andelen av flödet som bräddas är viktig vid bedömning av avskiljningseffektiviteten.

De inloppskoncentrationer som räknats fram i StormTac gav överensstämmande resultat med den flödesproportionella provtagningen för tungmetaller och näringsämnen. För de ämnen där schablonhalterna i programmet byggde på osäkra data, var överensstämmelsen inte lika god. Undersökningen av sedimentationsmönster med sedimentfällorna visade att sedimentationen sker främst i fördiket innan dammen och i inloppet till dammen. Fördiket anses vara i stort behov av rensning, då sediment riskerar att spolas bort vid höga flöden.

ORDLISTA

Absolut avskiljning	Den mängd av föroreningar som avskiljs i en dagvattenanläggning mätt i kg/år
Area-/hastighetsgivare	Ett instrument som används för flödesmätning
Avskiljningseffektivitet	En anläggnings förmåga att avskilja föroreningar där minskningen mellan inlopps- och utloppshalter anges i procent
Bräddning	Det bypass-dike som leder inloppsvattnet förbi en damm vid höga flöden eftersom inloppsflödet till dammen är begränsat
Belastning	Mängden av föroreningar som tillkommer mottagande vattendrag
Miljökvalitetsnormer	Halter av vissa föroreningar som ej får överstigas enligt EU:s ramdirektiv för vatten. Halterna anges som årsmedelkoncentrationer eller max-tillåten halt för bl.a. ytvatten (men ej för dagvatten)
Närsalter	Näringsämnena fosfor (P) och kväve (N)
Relativ avskiljning	Andelen av den inkommande halten av ett ämne som avskiljs i en dagvattenanläggning
Riktvärden	Riktvärden för halter av föroreningar för utsläpp av dagvatten framtagna av Riktvärdesgruppen
TBT	Tributyltenn, en tennorganisk förening som är bl.a. hormonstörande och skadlig för nervsystemet

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

REFERAT	i
ABSTRACT	ii
FÖRORD	iii
POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING	iv
ORDLISTA	vi
1 INLEDNING	1
1.2 SYFTE	2
1.3 AVGRÄNSNINGAR	2
2 BAKGRUND	3
2.1 ALLMÄNT OM DAGVATTENOMHÄNDERTAGANDE	3
2.2 EU:S DIREKTIV OCH MILJÖKVALITETSNORMER	3
2.3 PRIORITERADE ÄMNEN I DAGVATTEN	5
2.3.1 Tungmetaller	5
2.3.2 Närsalter	5
2.3.3 Organiska föroreningar	6
2.3.4 Riktvärdesgruppen	6
2.3.5 Studerade ämnen i Kungsängsdammen	7
2.4 DAGVATTENDAMMAR OCH AVSKILJNINGSPROCESSER	9
2.5 UNDERSÖKNINGSMETODER FRÅN TIDIGARE STUDIER	11
2.5.1 Stickprover och tidsstyrd provtagning	11
2.5.2 Flödesproportionell provtagning	11
2.5.3 Sedimentfällor och sedimentproppar	12
2.5.4 Dagvattenmodellering	13
2.6 BAKGRUND TILL UTREDNING AV KUNGSÄNGSDAMMEN	14
2.6.1 Tidigare dagvattenstudier i Uppsala	14
2.6.2 Egenkontrollprogram	14
2.6.3 Förstudie genom underökning av sediment	14
3 MATERIAL OCH METODER	16
3.1 PLATSBESKRIVNING – KUNGSÄNGSDAMMEN	16
3.1.1 Systemets utformning	16
3.1.2 Dammens dimensioner	18
3.1.3 Avrinningsområdet	18

3.2	VATTENBALANS FÖR KUNGSÄNGSDAMMEN.....	19
3.3	FLÖDESPROPORTIONELL PROVTAGNING.....	21
3.3.1	Provtagare ISCO 6712C.....	21
3.3.2	Flödesmätare ISCO 750 modul.....	21
3.3.3	Flödesmätning i delvis fylld ledning.....	22
3.3.4	Installation av provtagare.....	23
3.3.5	Kalibrering av provvolym.....	25
3.3.6	Inställning av provtagare.....	26
3.3.7	Provhantering och analys.....	26
3.3.8	Bearbetning av flödesdata.....	28
3.3.9	Beräkning av massbalans och avskiljning.....	28
3.4	FLYGELMÄTNING.....	30
3.5	NEDERBÖRDSMÄTARE.....	30
3.6	UNDERSÖKNING AV SEDIMENT.....	31
3.6.1	Sedimentfällor.....	31
3.7	BELASTNINGSBERÄKNING MED STORMTAC.....	32
3.7.1	Beskrivning av modellen.....	33
3.7.2	Indata till StormTac.....	33
4	RESULTAT.....	35
4.1	NEDERBÖRD OCH KLIMAT UNDER PROVPERIODEN.....	35
4.2	FLÖDESPROPORTIONELL PROVTAGNING.....	36
4.2.1	Flödesmätning.....	36
4.2.2	Provtagning och uppmätta flöden.....	37
4.2.3	Suspenderat material och näringsämnen.....	39
4.2.4	Tungmetaller.....	40
4.2.5	Organiska ämnen.....	41
4.3	FLYGELMÄTNING.....	44
4.4	SEDIMENTFÄLLOR.....	45
4.5	RESULTAT FRÅN BELSTNINGSBERÄKNING I STORMTAC.....	46
4.6	JÄMFÖRELSE MELLAN UPPMÄTTA VÄRDEN, RIKTVÄRDEN OCH BERÄKNINGEN I STORMTAC.....	47
5	DISKUSSION.....	49
5.1	FLÖDESPROPORTIONELL PROVTAGNING.....	49
5.1.1	Flödesmätning och bräddning.....	49

5.1.2	Uppsamlade volymer.....	51
5.1.3	Suspenderat material	51
5.1.4	Fosfor och kväve	52
5.1.5	Tungmetaller	52
5.1.6	Organiska föreningar.....	53
5.2	BERÄKNING MED STORMTAC	55
5.3	UNDERSÖKNING AV SEDIMENT	56
5.3.1	Sedimentfällor	56
5.3.2	Sedimentprovtagning	56
5.4	SKÖTSEL AV KUNGSÄNGSDAMMEN	56
5.5	PRAKTISKA TIPS OM FLÖDESPROPORTIONELL PROVTAGNING.....	57
6	SLUTSATSER.....	57
7	REFERENSER.....	59

1 INLEDNING

Genom urbanisering och utbyggnad av vägar, bostads- och industriområden ökar hårdgjorda ytor i Sverige, särskilt kring storstäderna. Vid dessa ytor ackumuleras stora mängder föroreningar på bl.a. parkeringsytor, vägar och hustak (Karlsson m.fl., 2009). Vid regntillfällen eller snösmältning spolas dessa ytor av och föroreningarna transporteras till mottagande vattendrag. Under senare år har fokus flyttats allt mer åt problematiken med att fördröja och rena det förorenade vattnet som uppstår i stadsmiljön. Även prognostiserade klimatförändringar med intensivare nederbörd som följd samt ökade kunskaper om recipientpåverkan har gett mer fokus åt denna fråga (Alm & Åström, 2014).

Det regn- och smältvatten som rinner av från ytor och inte infiltrerar marken utan leds vidare via ledningar och diken kallas dagvatten. En viss otydlighet finns i hur detta vatten definieras men i Uppsala Kommun avses ”tillfälliga flöden av exempelvis regnvatten, smältvatten och tillfälligt framträngande grundvatten” (Uppsala Kommun, 2014). Dagvattnet för ofta med sig föroreningar i form av tungmetaller, oljor, näringsämnen och giftiga organiska föreningar som till stor del härstammar från biltrafik och industriprocesser (Alm m.fl., 2010). Flertalet av dessa ämnen är giftiga för vattenlevande organismer och för människan. För att få bukt med problemet med spridning av dessa föroreningar i dagvatten krävs åtgärder både vid spridningsskällan och i det större dagvattensystemet (Larm & Pirard, 2010).

Dammar, våtmarker och öppna diken är exempel på åtgärder som genom naturliga processer minskar föroreningsspridning i naturen. Genom att vattenhastigheten minskar då dagvattnet fördröjs, hinner partiklar i vattnet sedimentera och växtligheten får möjlighet att ta upp näringsämnen (Persson & Pettersson, 2006a). I Sverige har forskningen kring hur man ska dimensionera och sköta dessa anläggningar för att få en så effektiv avskiljning som möjligt ökat markant under de senaste 20 åren (Pramsten, 2010). En viktig del i denna forskning är provtagning och uppföljning av befintliga dagvattenanläggningar. Studier visar dock att uppföljning av sådana anläggningar sällan sker och att där provtagning skett har ofta stora osäkerheter förekommit i provtagningsmetodiken (Persson & Pettersson, 2006a).

I sydöstra Uppsala byggde Uppsala Vatten 2010 en dagvattendamm för att ta emot och rena dagvattnet från industriområdet Boländerna (WSP, 2009). Undersökningar av dagvattnet gjorda på slutet av 90-talet visade på höga halter av tungmetaller, vilket föranledde byggandet av dammen. För att följa upp dammens funktion utfördes flödesproportionella provtagningar under våren 2014. Denna metod anses i dagsläget ge mest tillförlitliga resultat vid provtagning av dagvatten och när metoden fungerar väl kan erhållen data bidra till förståelsen av dagvattnets innehåll och avskiljningseffektiviteten av dagvattenanläggningar (Andersson m.fl., 2012).

1.2 SYFTE

Huvudsyftet med examensarbetet var att genomföra en funktionsutvärdering av dagvattenanläggningen Kungsängsdammen. Med funktionsutvärdering menades att utvärdera hur väl anläggningen fungerar som sedimentations- och avskiljningsanläggning för föroreningar.

För att genomföra funktionsutvärderingen av Kungsängsdammen sattes delmål upp. Dessa delmål var att:

- Skapa förutsättningar och välja metod för flödesproportionerliga provtagningar på ingående och utgående vatten i Kungsängsdammen, samt genomföra sådana mätningar.
- Göra kompletterande mätningar med sedimentfällor för att utvärdera sedimentationsfunktionen i dammen.

Projektet syftade även till att utföra belastningsberäkningar av föroreningar från avrinningsområdet med beräkningsprogrammet StormTac. Detta för att utreda om StormTac-beräkningarna gav jämförbara och överensstämmande resultat med de flödesproportionerliga mätningarna som genomfördes.

Vidare syftade examensarbetet till att skapa underlag inför framtagandet av en strategi för att kartlägga utsläpp till recipient från det kommunala dagvattensystemet. De i examensarbetet valda mätmetoderna och beräkningsmetoderna för föroreningsspredning via dagvatten kommer senare att användas av Uppsala Vatten på strategiskt valda platser i dagvattensystemet. Erfarenheten av beräkningarna kommer att användas för att utvärdera flöden och föroreningsnivåer över större områden, då sådana beräkningar är kostnadsmässigt försvarbara sätt för att få ökade kunskaper om dagvattensystemet.

1.3 AVGRÄNSNINGAR

Denna studie fokuserar på reningsfunktionen av dagvattenanläggningen. Ingen djupare analys av strömningsförhållanden, bräddning eller fördröjningsfunktionen redovisas mer än enklare iakttagelser gjorda under arbetets gång.

Sedimentfällorna användes för att ge en bild av sedimentationen i dammen och som komplement till den flödesproportionella provtagningen. Om problem hade uppstått med provtagningen hade sedimentfällorna kunnat användas i större utsträckning för att utreda reningsfunktionen av Kungsängsdammen.

2 BAKGRUND

I detta kapitel beskrivs översiktligt dagvattnets roll både historiskt och i dag. Viktiga direktiv inom vattenområdet samt gränsvärden, riktvärden och de vanligast förekommande föroreningarna i dagvatten beskrivs också. Kapitlet avslutas med att beskriva avskiljningsprocesser i dagvattenanläggningar, olika metoder för uppföljning av dessa samt bakgrunden till byggandet av Kungsängsdammen.

2.1 ALLMÄNT OM DAGVATTENOMHÄNDERTAGANDE

Dagvatten räknas idag till avloppsvatten tillsammans med dränerings- och spillvatten från hushåll, industri och allmän verksamhet (Lidström, 2012). Fram till ca 1950-talet leddes både spill- och dagvatten direkt ut till recipient via antingen separata ledningar och diken eller så kallade kombinerade ledningar med båda typer av avloppsvatten. Från ca 1950-talet började separata ledningssystem byggas för dagvatten då detta vatten orsakade stora belastningar på reningsverken vid regn. Sedan mitten av 70-talet ändrades inställningen succesivt från att innebära att bli av med dagvattnet så snabbt som möjligt till att också fokusera på vattnets kvalitet och en långsiktigt hållbar utveckling (Lidström, 2012).

Användandet av LOD som betyder ”Lokalt Omhändertagande av Dagvatten” blir allt vanligare. Detta begrepp myntades på 70-talet och innebär att dagvattnet ska hanteras där nederbörden sker innan det släpps ut till det allmänna dagvattennätet. Då dagvattnet fördröjs och renas lokalt minskas flödesvariationerna längre ner i systemet och även förnyelsebehovet av gamla ledningar minskas. Bättre grundvattenbalans, billigare lösningar vid anläggandet, lägre vattenförbrukning samt rikare växt- och naturmiljöer är fler exempel på de positiva effekter användandet av LOD kan medföra (Linköpings kommun och Tekniska verken i Linköping AB, 2011).

En stor utmaning med att hitta långsiktigt hållbara dagvattenlösningar är samverkan mellan olika intressenter. Vid planerandet av nya områden krävs det att man i ett tidigt stadium planerar för t.ex. ytor där vattnet kan översilas vid intensiva regn eller att man ger plats för anläggandet av dammar och andra anläggningar. För att detta ska fungera krävs det att många olika intressenter som t.ex. kommunala VA-huvudmän, stadsmiljöförvaltningar, gatu/trafikkontor, privata exploatörer och allmänheten har en gemensam vision för området (Lidström, 2012). Även ansvarsfördelningen för dagvattenhantering upplevs ofta som otydlig vilket försvårar detta samarbete (Alm & Åström, 2014).

2.2 EU:S DIREKTIV OCH MILJÖKVALITETSNORMER

För att säkra en långsiktig och hållbar användning av vattenresurserna inom EU, inrättades en rättslig ram genom ”ramdirektivet för vatten” (2000/60/EG). Direktivet gäller inlandsytvatten, vatten i övergångszon, kustvatten och grundvatten. För 33 prioriterade ämnen finns gränsvärden som är fastlagda av direktivet. Dessa kallas även miljökvalitetsnormer och om gränsvärden överskrids vid mätningar, måste åtgärder genomföras (VISS, 2014a). Ämnena kännetecknas av att vara persistenta, toxiska, ha en benägenhet att bioackumulera samt ge

upphov till hormonella störningar (Alm m.fl., 2010). Riktvärdena gäller antingen för årsmedelvärden (AA-MKN) eller max tillåten koncentration (MAC-MKN). De två typerna av riktvärden avser att begränsa föroreningsstoppar och minska den årliga föroreningspridningen (Europaparlamentet, 2000).

Alla de 33 prioriterade ämnena enligt vattendirektivet utgör inte ett hot i svenska vattendrag. I en rapport från Naturvårdsverket där övervakningen av dessa prioriterade ämnena utreddes, ansågs bl.a. att kadmium, kvicksilver, nonylfenol, oktylfenol och TBT ha både ett nationellt som regionalt intresse att övervakas och utredas vidare i ytvatten. 19 av de 33 prioriterade ämnena ansågs inte vara av intresse för vidare utredning (Naturvårdsverket, 2008). Miljökvalitetsnormerna för de ämnen som inkluderades i utredningen av Kungsängsdammen sammanfattas i tabell (1).

Tabell 1. Miljökvalitetsnormer för 8 utvalda föroreningar av 33 i ramdirektivet för vatten (Europaparlamentet, 2000). I direktivet räknas naftalen som ett eget ämne och resterande PAH:er räknas som ett ämne.

Ämne	Enhet	AA-MKN	MAC-MKN
		Inlandsytvatten	Inlandsytvatten
Bly och blyföreningar	µg/l	7,2	1,0
Kvicksilver och kvicksilverföreningar	µg/l	0,05	0,07
Nickel och nickelföreningar	µg/l	20	Ej tillämpligt
Nonylfenoler (4-nonylfenol)	µg/l	0,3	2
4-tert oktylfenol	µg/l	0,1	Ej tillämpligt
Tributyltennföreningar	µg/l	0,0002	0,0015
<i>PAH:er:</i>			
Naftalen	µg/l	2,4	Ej tillämpligt
Bens(a)pyren	µg/l	0,05	0,1
Summa benso(b)fluoranten & benso(k)fluoranten	µg/l	0,03	Ej tillämpligt
Summa benso(g,h,i)perylen & Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	0,002	Ej tillämpligt

Fyrisån tar emot dagvatten från större delen av Uppsala. Den ekologiska statusen var måttlig och den kemiska statusen var ”god exklusive kvicksilver” år 2009. Detta innebär att den kemiska statusen med avseende på kvicksilver bör förbättras fram t.o.m 2015 (VISS, 2014b).

Genom bl.a. miljöbalken, förordningar och miljökvalitetsnormer införlivas EU:s ramdirektiv i svensk lagstiftning. Vattenmyndigheter (som finns i vart och ett av de fem vattendistrikten i Sverige) ansvarar för att samordna och sätta krav på länsstyrelser, kommuner och andra myndigheter så att direktivet införlivas (Vattenmyndigheterna, 2014a). En länsstyrelse i varje distrikt är utsedd till vattenmyndighet och ansvarar för beslut och samordning. Övriga länsstyrelser har samordningsroll på regional nivå, medan kommuner och myndigheter ansvarar för tillämpningen (Vattenmyndigheterna, 2014b).

2.3 PRIORITERADE ÄMNEN I DAGVATTEN

Förutom de 33 prioriterade ämnena i EU:s ramdirektiv för vatten finns ett antal grundämnen och föreningar som är särskilt intressanta för dagvatten. Bland dessa är tungmetaller, kolväten och bränsletillsatser särskilt viktiga att studera i dagvatten från urbana områden, då de framförallt härstammar från biltrafik och industriprocesser (Alm m.fl., 2010).

2.3.1 Tungmetaller

Tungmetaller är en grupp grundämnen som per definition har en densitet högre än 5 kg per liter ren metall, men ordet används ofta i betydelsen ”särskilt miljöfarliga metaller” (Sterner, 2003). Bland dessa har bl.a. bly, kadmium och kvicksilver fått särskild uppmärksamhet för deras miljöeffekter (Nationalencyklopedin, 2014). Generellt sett bildar ofta tungmetaller oxider och sulfider som är svårlösliga och dessa tenderar att binda till stabila komplex med organiska och oorganiska partiklar. Tungmetaller kan bl.a. fungera som ett substitut för andra ämnen med viktiga funktioner för cellmetabolismen, de kan penetrera cellmembran och störa enzymsystemet hos levande organismer. En generell tumregel för toxiciteten hos tungmetaller är att de minst toxiska förekommer i störst koncentrationer i vatten, sediment och levande organismer. Tungmetaller som förekommer i ppb-skalan (parts per billion, $1/10^9$) och alltså i extremt låga koncentrationer är kvicksilver, kadmium och silver. Tungmetaller som förekommer i ppm-skalan (parts per million, $1/10^6$) är t.ex. arsenik, kobolt, krom, koppar, molybden, nickel, bly, tenn, vanadin och zink (Bryhn & Håkansson, 2008). Toxiciteten hos tungmetaller beror ofta på kemiska parametrar som pH och redoxpotential. Lösligheten av de flesta tungmetallerna ökar med minskat pH och de som tidigare har varit bundna i relativt harmlösa partikulära former i sedimenten kan resuspendera till vattnet och därmed bli toxiska om pH eller redoxpotentialen ändras (Bryhn & Håkansson, 2008).

2.3.2 Närsalter

Fosfor och kväve kallas närsalter när de befinner sig i löst oorganisk jonform, vilket är den form som de flesta växter enklast tar upp. Fosfor kallas då fosfat och kväve nitrat, nitrit eller ammonium (SMHI, 2012). Tillskott av närsalter till recipient genom dagvatten kan orsaka eutrofiering (övergödning) där det blir ett överskott av näringsämnen som annars är begränsande för tillväxten av alger. När algerna sedan dör bryts de ner och det går åt mycket syre vilket ofta leder till syrebrist med bottendöd som följd. Särskilt grunda vikar med låg omsättning av vatten och därmed låg syretillförsel kan bli hårt drabbade (SMHI, 2012).

Vid låga syrehalter i vatten kan denitrifikation ske, då nitrit och nitrat omvandlas till kvävgas med hjälp av organiskt material. Denitrifikationsprocessen sker främst i sedimenten och är bl.a. temperaturberoende, vilket gör att denitrifikationen hämmas under vinterhalvåret. Detta kan påverka kväveavskiljningen i dagvattendammar med årstidsvariationer som följd (Ingesson, 1996).

2.3.3 Organiska föroreningar

Användandet av fossila bränslen som t.ex. olja ger upphov till en rad organiska föroreningar med negativ inverkan på miljön. I t.ex. asfalt används bindemedlet bitumen som innehåller bl.a. PAH:er (kolväten) som är cancerframkallande och direkt giftiga för akvatiskt liv (Larm & Pirard, 2010). Varje år slits ca 130 000 ton vägbeläggning och 9 000 ton däckmaterial loss från de svenska vägarna och hamnar i dagvattnet som leds vidare till sjöar och vattendrag (Trafikverket, 2011). Exempel på organiska föreningar som är listade i EU:s vattendirektiv är Tributyltenn, 4-nonylfenol och bens(a)pyren (PAH).

Olja som läcker från bilar och som finns i däck och vägbanor är ett stort problem. Detta ämne mäts ofta som oljeindex i dagvatten, vilket innebär att kolväten med kolkedjor från C10 till C40 mäts. Denna metod täcker in de flesta oljekolväten som kan förekomma i verksamheter som fordonstvättar, bensinmackar osv. (Naturvårdsverket, 2007). Dock har analysmetoden flera nackdelar då endast alifatiska ämnen med fler än 10 kolatomer analyseras, och bland dem ingår inte de ämnen som finns i t.ex. bensin, medan kolföreningar såsom humus inkluderas vid analys (Larm & Pirard, 2010).

2.3.4 Riktvärdesgruppen

I dag finns det inga nationellt fastslagna riktvärden för föroreningshalter i dagvatten utan bedömningar görs från fall till fall. År 2009 tog Regionala dagvattennätverket i Stockholms län fram en rapport innehållande riktvärden för dagvattenutsläpp. Målet var att ge en vägledning för framförallt kommuner i stockholmsregionen att göra bedömningar för dagvatten, då det ansågs finnas ett stort behov av rikt/- och jämförelsevärden. De ämnen som omfattades begränsades av mängden tillgänglig och tillförlitlig data (Riktvärdesgruppen, 2009). De föreslagna riktvärdena avser årsmedelhalter och är uppdelade i tre nivåer beroende på var utsläppet sker i ett avrinningsområde. Dessutom är de uppdelade beroende på storleken på recipienten (tabell 2). För Kungsängsdammen är det intressant att titta på riktvärdesnivån 1M (direktutsläpp till recipient, utsläpp till mindre vattendrag) då dammen ligger nära recipienten Fyrisån som här räknas till ett mindre vattendrag. För närsalter och tungmetaller avses totalhalter och inte endast lösta fraktioner (prover filtrerade genom ett 0,45 µm filter).

Tabell 2. Föreslagna riktvärden för dagvattenutsläpp enligt Riktvärdesgruppen (2009). Endast nivåerna 1M (utsläpp direkt till mindre recipient) och 1S (utsläpp direkt till större recipient) finns med. Årsmedelhalter och totala fraktioner för näringsämnen och metaller åsyftas.

	Nivå	Mindre sjöar, vattendrag och havsvikar	Större sjöar och hav
Ämne	enhet	1M	1S
Fosfor (P)	µg/l	160	200
Kväve (N)	mg/l	2,0	2,5
Bly (Pb)	µg/l	8	10
Koppar (Cu)	µg/l	18	30
Zink (Zn)	µg/l	75	90
Kadmium (Cd)	µg/l	0,4	0,45
Krom (Cr)	µg/l	10	15
Nickel (Ni)	µg/l	15	20
Kvicksilver (Hg)	µg/l	0,03	0,05
Suspenderad substans (SS)	mg/l	40	50
Oljeindex (olja)	mg/l	0,4	0,5
Bens(a)pyren (BaP)	µg/l	0,03	0,05

De ovan nämnda riktvärdena i tabell (2) är inte tänkta att användas utan eftertanke. Hänsyn måste tas till t.ex. recipientens egenskaper, vad som tillförs recipienten totalt och mängden föroreningar som tillförs per år. Riktvärdena kan dock utgöra ett underlag för planerad exploatering eller för kontroll av redan utförda åtgärder (Riktvärdesgruppen, 2009).

2.3.5 Studerade ämnen i Kungsängsdammen

Av både ekonomiska och tekniska skäl måste ett urval göras för vilka ämnen som ska analyseras när dagvatten studeras och dagvattenanläggningar utvärderas. Enligt Trafikverkets rådsdokument "Vägdagvatten – råd och rekommendationer för val av miljöåtgärd" är "koncentrationerna av fosfor (P), koppar (Cu) och kadmium (Cd) i vägdagvattnet och recipienten ofta en god indikation på den samlade miljöbelastningen" (Trafikverket, 2011). Eftersom särskilt tungmetaller gärna binder till partiklar kan antaganden utifrån analyser av några utvalda metaller ge en fingervisning om avskiljningen för liknande ämnen i stort (Larm & Pirard, 2010). Det finns ingen standard för vilka ämnen som analyseras i dagvatten och att t.ex. analysera alla de 33 prioriterade ämnena i vattendirektivet är kostsamt (Larm, T., personlig kontakt februari 2014). För att kunna göra de uppmätta föroreningshalterna och mängderna jämförbara undersöktes föroreningar som återfinns i liknande studier för uppföljning av dagvattenkvalité. De utvalda ämnena begränsades till de som finns redovisade från Riktvärdesgruppen och några av de ämnen påträffade i höga halter från WRS sedimentprovtagning av dammen 2013. Utöver dessa analyserades även metallerna arsenik, kobolt, molybden och vanadin, då de ingick i analyspaketet som beställdes för metaller. Alla de analyserade parametrarna förekommer i dagvatten och sprids huvudsakligen via trafik och kan ha stora negativa effekter på levande organismer (tabell 3).

Tabell 3. Spridningskällor och effekter på levande organismer för de studerade ämnena i Kungsängsdammen.

Ämne/ämnegrupp	Spridningskällor	Effekter på levande organismer
Fosfor (P-tot)	Djurspillning och gödsling, trafikavgaser, tvättmedel från fordons- och gatutvätt, växtmaterial, bräddat avloppsvatten ^{1,2} .	Övergödning i sjöar och hav, ger upphov till syrebrist och syrefria bottenar på grund av algblooming ^{1,2} .
Kväve (N-tot)	Bräddat avloppsvatten, djurspillning, atmosfäriskt nedfall, trafikavgaser, sandning, döda växtdelar ^{2,5} .	Övergödning i sjöar och hav, ger upphov till syrebrist ² .
Olja (oljeindex)	Läckage från fordon, trafikolyckor, erosion av däck och vägbana, bensinstationer, biltvättar ² .	Skadligt för människor, djur och växter, cancerframkallande ² .
Arsenik (As)	Insekts- och ogräsbekämpningsmedel, vissa färgämnen ^{1,3} .	Giftig särskilt för vattenlevande organismer, cancerogen, bioackumulerande ^{3,4} .
Kadmium (Cd)	Förbränning av kol och olja, legeringar, batterier och pigment. Erosion av däck och vägbana, fordons- och gatutvätt, sandning ^{2,3} .	Mycket giftig för människor och djur. Cancerframkallande. Hämmar algers tillväxt vid endast 1 µg/l ^{3,4} .
Kobolt (Co)	Färgpigment, katalysatorer, biprodukt vid koppar och nickelframställning ¹ .	Lungskador vid inandning av koboltdamm, även vid hudkontakt. Vissa föreningar är cancerogena och giftiga för vattenlevande organismer ^{1,4} .
Krom (Cr)	Bekämpningsmedel, pigment, slitage av vägbeläggning och däckmaterial. Byggnader och sandning ^{2,4} .	Toxisk och allergiframkallande (vissa kromföreningar). Cancerframkallande, särskilt krom(VI)- ³ .
Koppar (Cu)	Bekämpningsmedel, bromsbelägg, fordons- och gatutvätt, korrosion av byggnadsmaterial ^{2,5} .	Giftig för människan i högre halter. Giftig för vattenlevande växter och djur ³ .
Molybden (Mo)	Smörjmedel, färgpigment och metallindustrier ¹ .	Kan hämma fosforomsättning och upptag av koppar vid höga koncentrationer för växter och djur ¹ .
Nickel (Ni)	Rostfritt stål, karosser, avfallsförbränning, fordonstvätt, batterier, sandning, fasader ^{2,3} .	Kontaktallergi och cancerframkallande, giftig och farlig för miljön (vissa föreningar) ^{1,3} .

Bly (Pb)	Färgämnen, glas, batterier, blyhagel, tillsatts i drivmedel (idag förbjuden), förbränning av fossila bränslen. Bromsklossar, atmosfäriskt nedfall ^{2,3,5} .	Toxisk för allt liv, växter djur och mikroorganismer. Höga halter kan påverka fertilitet och foster. Bioackumuleras ^{2,3} .
Vanadin (V)	Sot och flygaska från fossila bränslen. Biprodukt vid metall och fosforutvinning ¹ .	Giftigt vid höga koncentrationer, skadligt för vattenlevande organismer ^{1,4} .
Zink (Zn)	Korrosion av byggnadsmaterial (t.ex. takplåt och stuprör), bromsklossar, bilarosser, däck, erosion av vägbana, fordons- och gatutvätt, rostskyddsfärger ^{1,2,5} .	Giftigt för vattenlevande djur och organismer ⁴ .
Kvicksilver (Hg)	Bekämpningsmedel, lysrör och lampor, batterier, diffus spridning vid avfallshantering, industriutsläpp ^{2,3} .	Bioackumuleras, skadligt för hjärna, lever njurar och nervsystemet. Mycket giftigt för människor, djur och växter ^{3,4} .
Oktyl- och nonylfenoler (OPN)	Gummi, plast, trafik, skummedel i bransläckare, klottersaneringsmedel, bildäck, isoleringspreparat ² .	Mycket toxisk för vattenlevande organismer, hormonstörande, potentiellt bioackumulerbar ² .
Tributyltenn (TBT)	Båtbottenfärg (bekämpningsmedel), läder, plast, gummi ^{1,2} .	Hormonstörande ämne även vid mycket låga koncentrationer. Skadligt för nervsystemet, immunförsvaret och fortplantningssystemet hos levande organismer ^{1,2} .
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH16)	Fordon, förbränning av fossila bränslen, gummidäck, asfalt, brandsläckningsmedel, färgämnen, bekämpningsmedel ² .	Cancerframkallande, giftig för vattenlevande organismer, akut giftig effekt på akvatiskt liv (bens(a)pyren) ² .
Referenser:	¹ (Nationalencyklopedin, 2014), ² (Larm & Pirard, 2010), ³ (Sternier, 2003), ⁴ (Aylward & Findlay, 2008), ⁵ (Trafikverket, 2011)	

2.4 DAGVATTENDAMMAR OCH AVSKILJNINGSPROCESSER

Det finns många sätt att ta hand om dagvatten. Några vanliga anläggningar som används är våtmarker, infiltrationsytor, makadamfyllda diken, öppna diken, översilningsytor och dammar. Dessa reningstekniker har normalt sett en reningsgrad på 50-80% för ämnen som t.ex. tungmetaller och näringsämnen (Larm m.fl., 1999). Reningseffekten varierar däremot mycket beroende på bl.a. hur anläggningen är utformad och dimensionerad, vilket ämne som studeras och om föroreningarna förekommer i löst eller partikulärt bunden form.

Den huvudsakliga avskiljningsprocessen som används vid dagvattenhantering är sedimentationsprocessen. Det är en enkel och relativt kostnadseffektiv process som innebär att man genom att anlägga t.ex. en damm ökar uppehållstiden för det inkommande vattnet så att partiklar i dagvattnet hinner sedimentera innan det släpps ut till recipient. Eftersom tungmetaller och närsalter ofta binder till partiklarna avskiljs dessa i anläggningen. Den mest grundläggande ekvationen för sedimentation kallas Stokes lag som beskriver tyngdlagens påverkan på en enskild partikel i ett stillastående eller jämnt flöde utan turbulens (ekvation 1).

$$v_s = \frac{g}{18} (\rho_p - \rho_w) \frac{d^2}{\eta} \quad (1)$$

där

v_s = sjunkhastighet [m/s]

ρ_p = partikeldensiteten [kg/m³]

ρ_w = vattendensiteten [kg/m³]

d = partikelstorleken [m]

η = vattnets dynamiska viskositet [kg/m³]

En viktig ekvation för dimensionering av sedimentationsanläggningar är Hazens ytbelastningsteori. Den säger att för att en partikel ska kunna avskiljas måste den falla till botten av sedimentationsbassängen på samma tid som det tar för vattnet att passera bassängen. Detta gäller då inflödet och utflödet är laminärt jämnt fördelat över bassängen. För en partikel med sjunkhastigheten v_s som passerar en sedimenteringsbassäng med ett laminärt och jämnt fördelat inlopps- och utloppsflöde bestäms kvoten mellan flödet och bassängens yta av sjunkhastigheten (ekvation 2). Denna kvot kallas även för ytbelastning (Svenskt Vatten, 2010).

$$v_y = \frac{Q}{A} \quad (2)$$

där

v_y = ytbelastning [m/s]

Q = flödet [m³/s]

A = arean av bassängen, eller brädden multiplicerat med längden [m²]

När man anlägger dammar och våtmarker är det viktigt att dimensionerna av anläggningen skapar förutsättningar för partiklar att sedimentera, samt att hydrauliska förhållanden är så optimala som möjligt. För att utveckla noggrannare modeller för avskiljning, har flera modeller tagits fram som bygger på empiriska data med mätserier (Persson & Pettersson, 2006a). I dessa beskrivs ofta dammens effektivitet som funktion av den effektiva dammvolymen, dammgeometrin (yta och djup) samt dammarean i förhållande till avrinningsområdets yta.

Ibland kan även ett bräddningsdike vara viktigt där vattnet kan ta vägen vid höga flöden. Om detta inte finns riskerar man att det redan sedimenterade materialet i anläggningen spolats bort vid höga flöden (Andersson m.fl., 2012). Växtligheten är också viktig då särskilt närsalter kan tas upp i löst form genom växternas rötter. Uppehållstiden kan även öka då vegetationen bryter ner inflödets virvbildande energi och turbulens (Persson & Pettersson, 2006a).

2.5 UNDERSÖKNINGSMETODER FRÅN TIDIGARE STUDIER

För att bestämma avskiljningseffektiviteten av en dagvattendamm behövs prover på ingående och utgående vatten alternativt sedimentprover. De vanligaste provtagningsmetoderna av dagvatten är stickprover, tidsstyrda prover eller flödesproportionella prover.

2.5.1 Stickprover och tidsstyrd provtagning

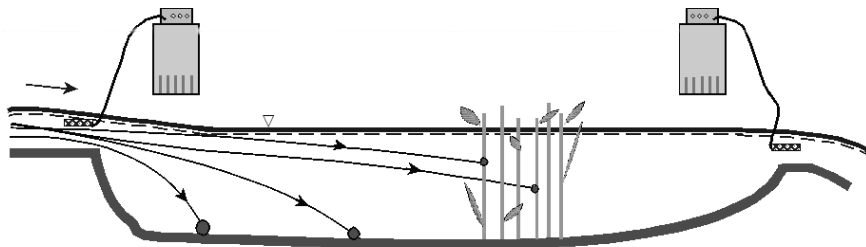
Enligt Larm och Pirard (2010) är det ”generellt vedertaget att stickprov och tidsstyrd provtagning inte är tillräckligt bra provtagningsmetoder i syfte att beräkna årsmedelhalter och årliga mängder i dagvatten”. Detta beror på att föroreningsinnehållet och flödet i dagvatten varierar kraftigt över tid och då ett stickprov tas finns det en stor chans att provet inte speglar årsmedelhalten. På samma sätt är tidsstyrda prover inte heller tillförlitliga då det finns risk att de uppsamlade proverna tas mellan regntillfällen, vilket kan medföra en underskattning av föroreningsinnehållet i dagvattnet, eller att de tas i föroreningstopparna och därmed överskattas föroreningshalten. Dessutom förekommer för vissa ämnen en första smutspuls (”first flush”), medan för andra ämnen kan föroreningstoppen komma senare. Förklaringen till detta tros vara att en del lättlösliga ämnen frisläpps tidigt och andra senare till dagvattnet under ett regntillfälle (Alm m.fl., 2010). Detta bidrar till en felaktig bild av föroreningsinnehållet i dagvattnet vid stickprovtagning och tidsstyrd provtagning. Den provtagningsmetod som framför allt rekommenderas idag är flödesproportionell provtagning, där flödet mäts kontinuerligt och automatiska provtagare samlar prover i förhållande till flödet (Larm & Pirard, 2010).

Olika provtagningsmetoder för dagvatten har undersökts av Persson och Pettersson (2006a) i rapporten ”Svenska dagvattendamm: om provtagning, avskiljning och dammhydraulik”. Enligt inventeringen visade det sig att dagvattenprover hade utförts på 27 dammar i Sverige, varav endast 9 av de undersökta dammarna använde flödesproportionell provtagning vid flera regntillfällen. I de resterande fallen utfördes endast stickprov alternativt saknades flödesmätning. En av slutsatserna från studien var att det är mycket kostsamt att genomföra korrekta provtagningar och att det därför är bättre att samla resurser för att genomföra korrekt flödesproportionell provtagning av färre dammar än att provta fler dammar med bristfälliga metoder och därmed mindre tillförlitliga resultat (Persson & Pettersson, 2006a).

2.5.2 Flödesproportionell provtagning

Principen för flödesproportionell provtagning är att inlopps- och utloppsflödet till en damm mäts kontinuerligt (figur 1). När en viss volym vatten har passerat tas automatiskt ett prov av förutbestämd mängd. Detta innebär att om flödet skulle öka kommer prov tas med tätare

intervall och tvärtom ifall flödet skulle minska. Om provtagningsperioden är t.ex. en vecka visar koncentrationen av den uppsamlade volymen en flödesbaserad medelhalt för vattnet som passerat under veckan. Genom att multiplicera medelhalten med den passerade volymen vatten kan inkommande respektive utgående mängder i vattnet beräknas.



Figur 1. Illustration av flödesproportionell provtagning vid inlopp och utlopp till en damm med automatiska provtagare (Persson & Pettersson, 2006b).

Flödesproportionell provtagning har använts vid flera tillfällen i Sverige och 13 sådana undersökningar från 1995 till 2010 listas av Pramsten (2010). I en av de mest utförliga undersökningarna mättes fem dagvattendammar flödesproportionellt under två år mellan 2007 till 2010 (Andersson m.fl., 2012). Projektet drevs av fem Stockholmskommuner och är känt som "NOS-dagvatten"- projektet. Erfarenheter från projektet visade att flödesproportionell provtagning är resurskrävande men samtidigt ger bra data på föroreningsbelastning och anläggningars effektivitet. Metoden ansågs också motiverad vid uppföljning av anläggningar som förväntas ha höga föroreningshalter samt som kontroll för att identifiera och åtgärda särskilda föroreningskällor (Andersson m.fl., 2012).

2.5.3 Sedimentfällor och sedimentproppar

Genom att samla in sedimentprofiler med rörprovtagare (även kallat sedimentproppar) kan data för den historiska utvecklingen av t.ex. metallbelastningen på ett vattensystem erhållas (Naturvårdsverket, 2012). Sedimenten fungerar alltså som ett arkiv över historisk föroreningsbelastning. Utifrån analyser av föroreningshalter i sediment från dagvattendammar kan slutsatser dras om rensningsbehov, sedimentationsmönster och om hur sediment bör hanteras (Andersson m.fl., 2012).

I en undersökning av German och Svensson (2002) visades att det finns ett samband mellan tungmetallhalter i inkommande vatten och i sediment. En empirisk beräkningsformel anpassades utifrån uppmätta halter i inkommande vatten och sediment (ekvation 3).

$$C_v = 0,0001 \cdot C_s^2 + 0,11 \cdot C_s \quad (3)$$

där C_v är den förväntade årsmedelhalten i inkommande dagvatten ($\mu\text{g/l}$) och C_s är uppmätt medelhalt av respektive tungmetall i sedimenten (mg/kg TS). Med denna formel kan jämförelser göras mellan flödesproportionella provtagningar i inkommande vatten och halter som beräknas från sedimentprovtagningar. Alternativt kan en teoretisk halt i sedimenten beräknas utifrån halter i inkommande vatten. Beräkningsformeln bygger dock på ett begränsat material och den framtagna funktionen är inte helt utvärderad och vedertagen (Andersson m.fl., 2012). I projektet NOS-dagvattendammar visade en jämförelse mellan dessa två

metoder att beräknade halter i många fall fick samma storleksordning som de uppmätta och i flera fall var de identiska. I jämförelsen som innefattade metallerna krom, koppar, nickel, bly och zink, var det störst avvikelse för krom och bly. I studien understryks dock att resultaten inte erhöill ett statistiskt korrekt underlag för att dra några slutsatser. Den empiriska formeln återspeglar även medelhalten av inkommande dagvatten sedan färdigställandet av dammen, vilket vid jämförelsen förutsätter att den uppmätta årsmedelhalten i inkommande vatten är oförändrad över tid.

En annan metod för att räkna ut föroreningsbelastningen för en damm under en tidsperiod är att fånga upp det faktiskt sedimenterade materialet i dammen under perioden och analysera detta. En sådan typ av fälla är "NOS-fällan" som utvecklades av Annika Persson i ett examensarbete 2010 (Persson, 2010). I NOS-projektet kom man fram till att sedimentfällorna "ger en bra bild över om och var interna sedimentomflyttningar sker", förutsatt att de placeras ut jämnt fördelat över hela dagvattenanläggningen och under en period med normal flödesvariation (Andersson m.fl., 2012). Syftet med fällorna i NOS-projektet var också att få en bild av sedimentationshastigheten, men eftersom fördelningen och antalet fällor varierade mellan de olika dagvattenanläggningarna användes resultatet i projektet endast för att utvärdera generella mönster och trender vad gäller sedimentationen.

2.5.4 Dagvattenmodellering

Matematiska modeller används för att öka förståelsen för verkliga system. De används även som ersättning mot att göra experiment eller provtagningar, då dessa ofta är kostsamma och kan kräva stor tidsåtgång. Matematiska modeller byggs ofta upp genom de två grundprinciperna fysikaliskt modellbygge eller empirisk modellering (Glad & Ljung, 2004). Ett fysikaliskt modellbygge använder naturlagar så som t.ex. energibalans, massbalans och Newtons lagar. Empirisk modellering använder observationer och mätningar för att anpassa systemet till modellens egenskaper. Ofta bygger modeller på en kombination av dessa principer.

En skillnad görs också mellan statiska och dynamiska modeller. En dynamisk modell baseras på tid där tidigare händelser påverkar resultatet modellen ger, vilket inte är fallet i en statisk modell (Glad & Ljung, 2004).

För modellering av föroreningshalter, belastning och avskiljning i öppna dagvattensystem, är StormTac som utvecklats av Larm på SWECO VIAK i Stockholm, en av de mest använda modellerna i Sverige. Modellen är statisk och integrerar processer som avrinning, transport, recipientpåverkan, sedimentering och fördröjning (StormTac, 2014a). Modellen har bl.a. använts för att jämföra uppmätta halter av prioriterade ämnen, metaller och PCB i dagvatten med modellerade värden i ett delprojekt av projektet NOS-dagvatten (Alm m.fl., 2010).

2.6 BAKGRUND TILL UTREDNING AV KUNGSÄNGSDAMMEN

Efter tidigare studier av dagvattenkvalitén i Uppsala och en förväntad ökad trend av föroreningar från industriområden började tankar på en dagvattenanläggning att ta form i början av 2000-talet. Uppsala Vattens ansvar att ha ett egenkontrollprogram för dagvattenanläggningar samt förstudier av sediment i Kungsängsdammen ledde fram till föreliggande examensarbete om dagvattensystemets avskiljningseffektivitet.

2.6.1 Tidigare dagvattenstudier i Uppsala

Tidigare provtagningar av dagvattnet från Boländernas industriområde har gjorts 1975 och 1996-1997 (Bexelius, 1999). Vid dagvattenundersökningen från 1975 analyserades halterna av zink, koppar, bly och kadmium, där höga halter zink noterades på 1200 µg/l från Bolandsområdet. Detta område motsvarar dagens avrinningsområde till Kungsängsdammen samt de västra delarna av Boländerna. 1996-1997 provtogs samma dagvatten från samma område flödesproportionellt efter aktivering vid en viss nivå. Detta gjordes vid 6 olika tidpunkter och analyserna visade även här på höga halter av zink (4700 µg/l som mest) (Bexelius, 1999).

Dessa studier samt trenden med förtätning och utbyggnad av hårdgjorda ytor i Boländerna ledde till att man i början av 2000-talet började diskutera att leda en del av dagvattnet från Boländerna via en eller två dammar och senare ut i Fyrisån. Nästan 10 år senare byggdes Kungsängsdammen och 2010 togs dagvattenanläggningen i bruk.

2.6.2 Egenkontrollprogram

Miljökontoret är den tillsynsmyndighet som ansvarar för tillsynen av vattenverksamheter i Uppsala. Sedan Kungsängsdammen byggdes har myndigheten ansvaret att se till att förordningen (1998:901) om verksamhetsutövarers egenkontroll efterföljs. Där står bl.a. att ”verksamhetsutövaren ska ha rutiner för att fortlöpande kontrollera att utrustning m.m. för drift och kontroll hålls i gott skick” samt att ”verksamheten ska fortlöpande och systematiskt undersöka och bedöma riskerna från hälso- och miljösynpunkt” (Sveriges Riksdag, 2014). Uppsala Vatten har som ambition att göra funktionsutvärderingar av alla dagvattenanläggningar som har färdigställts och tagits i bruk. Efter att Kungsängsdammen varit i bruk i 4 år ansågs den tilltänkta reningsfunktionen ha uppnåtts då växtligheten hunnit etablerat sig. Föreliggande rapport är en del i Uppsala Vattens egenkontrollprogram för dagvattenanläggningar.

2.6.3 Förstudie genom underökning av sediment

I november 2013 togs sedimentproppar i Kungsängsdammen av konsultföretaget Water Revival Systems (WRS) på uppdrag åt Uppsala Vatten. Syftet med undersökningen var att identifiera vilka föroreningar som Kungsängsdammen tar emot genom att göra en omfattande screeninganalys av sedimenten samt få en uppfattning av sedimentens rumsliga fördelning och fysikaliska egenskaper (WRS, 2014). Resultatet av undersökningen användes också som

underlag i detta projekt för bestämning av vilka analysparametrar som skulle användas i den flödesproportionella provtagningen.

Ett samlingsprov av sedimentpropparna tagna i dammens fördike och vid inloppet och utloppet till dammen skickades till screeninganalys där ca 80 olika ämnen och föreningar analyserades. Resultatet av de kemiska analyserna visade på höga halter av PAH:er, tributyltenn och nonyl- och oktylfenoler samt påvisade halter av tungmetaller, fosfor och olja. För den flödesproportionella provtagningen i examensarbetet fanns ambitionen att undersöka dessa parametrar närmare i dagvattnet.

Genom att använda en empirisk formel (ekvation 3, avsnitt 2.5.3), kunde tungmetallhalter i inkommande vatten uppskattas utifrån de uppmätta halterna i sedimenten (tabell 4).

Tabell 4. Samband mellan tungmetallhalt i sediment och dagvatten för Kungsängsdammen, uträknat med det empiriska sambandet i Germans formel (WRS, 2013).

Ämne	Uppmätt medelhalt i sediment (mg/kg TS)	Empiriskt beräknad halt i inkommande vatten (µg/l)
Pb	40,2	4,6
Cd	0,42	0,05
Cu	55,2	6,4
Cr	59	6,8
Hg	0,1	0,01
Ni	24	2,7
Zn	391	58

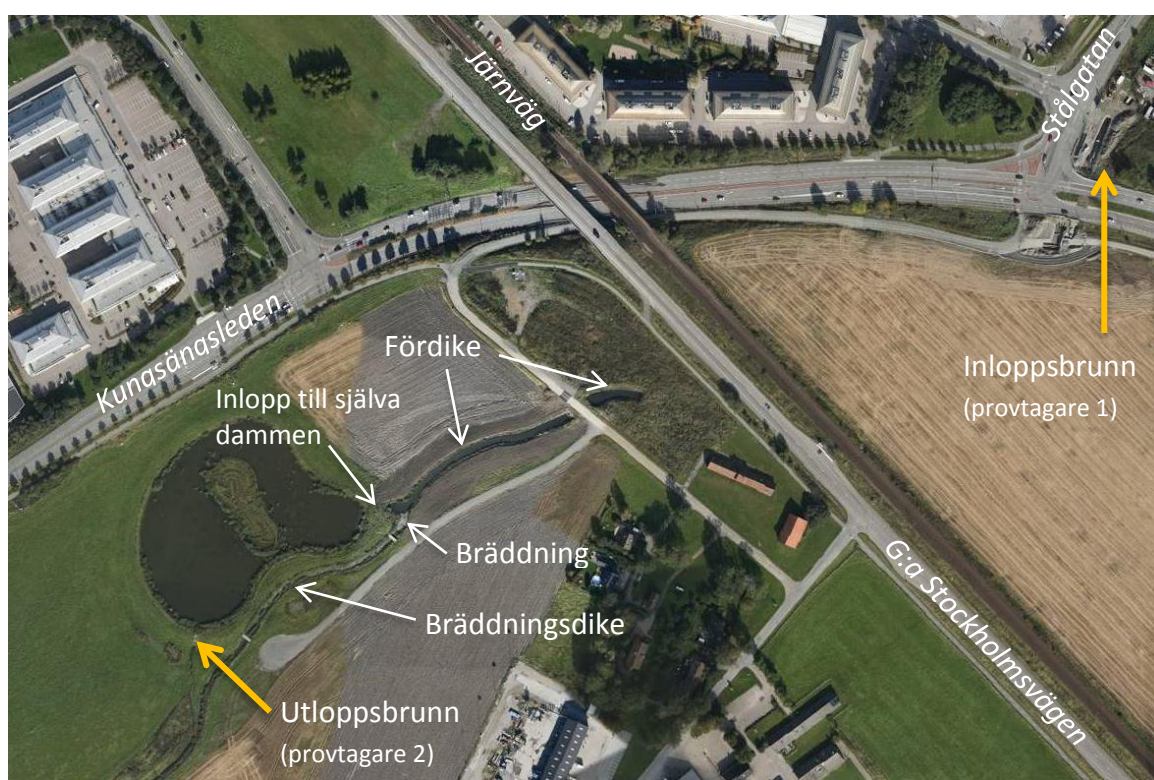
En sedimenttjocklek uppmättes på som mest 30 cm i fördiket till dammen och 8 cm i dammens inloppsdel och utloppsdel. Inget tydligt fördelningsmönster kunde ses i dammens olika delar. På vissa platser hade sediment ansamlats medan botten på många ställen var stenklädd och tycktes sakna sediment (WRS, 2014).

3 MATERIAL OCH METODER

I detta kapitel beskrivs dagvattenssystemet Kungsängsdammen. Avrinningsområdet till dammen samt vattenbalansen för dammen beskrivs översiktligt. Vidare beskrivs metoden flödesproportionell provtagning med utrustning, flödesmätning, analyser och beräkningar. En ytterligare metod för flödesmätning, s.k. flygelmätning beskrivs också tillsammans med sedimentundersökningar och beräkningar med programmet StormTac.

3.1 PLATSBESKRIVNING – KUNGSÄNGSDAMMEN

Strax sydost om centrala Uppsala, i närheten av industriområdet Boländerna, ligger Kungsängens dagvattendamm (figur 2). Dammen började byggas 2009 och blev färdigställd på våren 2010 (WSP, 2009).



Figur 2. Översiktsbild av Kungsängsdammen med inlopp- och utloppsbrunnar samt diken och bräddning utmarkerade. Flygfoto från Uppsala Vatten.

3.1.1 Systemets utformning

Vid korsningen mellan Kungsängsleden och Stålgatan samlas dagvattnet från det ca 66 ha stora avrinningsområdet i Boländerna i en dagvattenledning med dimension 1000 mm. Vattnet leds under Kungsängsleden och fortsätter under åkern till järnvägen, där dykarledningar leder vattnet vidare till en stor kassun på andra sidan järnvägen och G:a Stockholmsvägen. Härifrån leds vattnet vidare ut till ett fördike och sträckan fram till denna punkt från inloppsbrunnen är ca 400 m. Innan dammen finns det 190 meter långa och 6 meter breda öppna diket där botten är fylld med stenkross. Fördiket delas av en grusväg där den nordligaste delen (figur 2) fylls snabbt på med sediment då vattnet för med sig partiklar. I

fördiket ligger ett oljerens vars syfte är att suga upp olja som lagt sig på vattenytan (figur 3). Detta byttes precis innan provtagningsperioden av dammen började, och detta var första gången det byttes (Andersson, J., muntlig kontakt maj 2014).



Figur 3. Oljerens i fördiket som ansluter till Kungsängsdammen. Foto: Jonathan Arnlund.

Vid inloppet till själva dammen finns ett bräddningsdike, där vattnet bräddar vid höga flöden och rinner vidare till Fyrisån. Syftet med detta dike är att förhindra att dammen svämmas över och att partiklar som sedimenterat i dammen ska virvlas upp vid höga flöden. För att förhindra att vattnet passerar dammen via bräddningsdiket vid låga flöden, finns en träspont vid inloppet till diket som bildar ett rektangulärt överfall (figur 4).



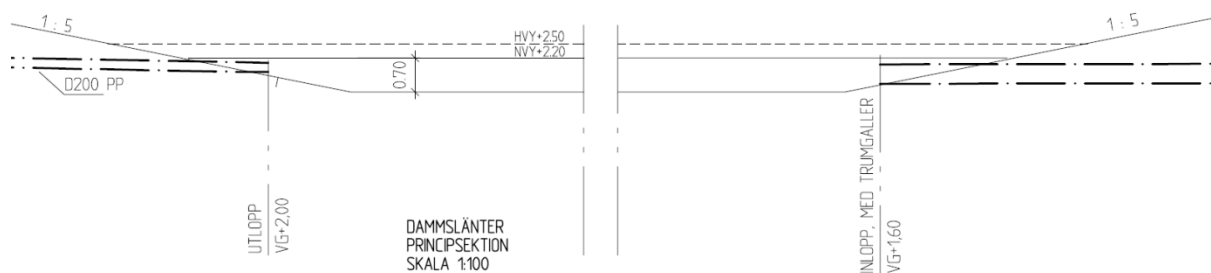
Figur 4. Inloppet till bräddningsdiket vid Kungsängsdammen. Foto: Jonathan Arnlund.

Vattnet flödar in i dammen via ett dräkt rör (dim. 400 mm) som leder till en provtagningsbrunn. Efter brunnen leds det ut vid botten av dammen (figur 2) och strömmar sedan i en båge runt ön som ligger i mitten tills det når utloppet. Mellan ön och den sydöstra

kanten av dammen är det ett litet stråk där vattnet kan passera och detta var under våren 2014 igenväxt med växter som bromsade upp flödet. Under vinterhalvåret och efter rensning av växtlighet kan det tänkas att mycket av vattnet passerar här istället för att följa den tänkta bågen runt ön där partiklar får längre tid att sedimentera. Utloppsroret ligger på höjden +2,0 m (RH2000) och leder vattnet genom ett 200 mm rör till först en reglerbrunn och sedan vidare till en provtagningsbrunn med skibord. Härifrån rinner vattnet i ett öppet dike ca 780 m innan det mynnar ut i Fyrisån. Beroende på vattenståndet i Fyrisån och om det nyligen har regnat kan utloppsdiket däckas upp då området är väldigt flackt med en relativt hög grundvattenyta på djupet ca 50 cm.

3.1.2 Dammens dimensioner

Dammens normaldjup är 0,7 m och vattenspegelns yta är ca 10 200 m² (figur 5). Utifrån dessa värden rymmer dammen ca 7 140 m³. Reglervolymen för dammen är ca 3 060 m³ om den antas vara cylinderformad då vattennivån varierar 30 cm.



Figur 5. Principskiss av Kungsängsdammens profil. Bygghandling från Uppsala Vatten (WSP, 2009).

Jorden vid dammen består av siltig lera med torrskorpekaraktär ner till nivån ca +1 m (RH2000) och leran därunder är sulfidhaltig och ställvis siltig (WSP, 2009). Vid dammens inlopp, mittenparti och utlopp, är botten täckt med stenkross. Resten av dammens botten består av lera (WSP, 2009).

3.1.3 Avrinningsområdet

Avrinningsområdet till dammen begränsas i stort av Stålgatan, Kungsängsleden, Rapsgatan och Tycho Hedéns väg. Huvuddelen av avrinningsområdet består av industri och handelsområden. Mindre stråk av gröna ytor finns men området domineras av hårdgjorda asfalterade ytor där en stor del utgörs av parkeringar (figur 12, avsnitt 3.7.2). En bensinmack i östra delen av avrinningsområdet leder sitt dagvatten till Kungsängsdammen. Mackens brunnar ska dock vara utrustade med oljeavskiljare enligt gällande föreskrifter (Statoil, telefonkontakt maj 2014).

Vattenfalls fjärrvärmeanläggning

I nordvästra hörnet av avrinningsområdet ligger Vattenfalls fjärrvärmeanläggning. Här sker utsläpp av kondensat och processvatten till dagvattnet vid regelbundna tillfällen (Henriksson, 2013). Området är ca 15 ha stort, där ungefär halva områdets dagvatten leds till det sydöstra

hörnet och vidare till Kungsängsdammen. Denna del av anläggningen är också den som bidrar till de största utsläppen av föroreningar i dagvattnet från Vattenfalls område (Henriksson, 2013). Ca 10 % av det förbrukade råvattnet släpps ut i dagvattennätet i form av rejektivatten med förhöjd salthalt då detta används till avsaltning av processvatten. I samråd med miljökontoret i Uppsala har Vattenfall valt att förhålla sig till riktvärdena från Riktvärdesgruppen m.a.p. tungmetaller (totalhalter), totalfosfor, oljeindex och suspenderat material, vilket innebär att de avser att inte släppa ut vatten till dagvattennätet som överstiger dessa halter av föroreningar. Från Vattenfalls område varierar flödet med 1-3 timmars intervall då utsläpp av bl.a. processvatten på ca 30 l/s sker och detta tros bidra till variationer i flödet i inloppsbrunnen till Kungsängsdammen. Den totala volymen processvatten som släpps ut i dagvattennätet som leder till Kungsängsdammen beräknas vara $108\,232\text{ m}^3/\text{år}$ och den totala volymen regnvatten som leds till de två brunnarna som är anslutna till ledningsnätet beräknas vara totalt $34\,467\text{ m}^3/\text{år}$ (Wiberg, Y., personlig kontakt maj 2014). Vattenfall tar stickprover på dagvattnet ca 4 ggr/år och genom medelvärdesuppskattning av dessa koncentrationer samt det uppskattade dagvattenflödet räknas en totalbelastning för föroreningar ut en gång om året. För 2013 översteg koncentrationerna av zink och bly riktvärdena för dagvattnet från Vattenfall och detta tros bero på färgen på de ca 3000 containrarna som används för att förvara torv på området (Jacobsson, 2013).

3.2 VATTENBALANS FÖR KUNGSÄNGSDAMMEN

Vattenbalansen för ett dagvattensystem består i sin enklaste form av ett flöde in och ut ur systemet med en magasineringsändring (ekvation 4).

$$Q_{in} = Q_{ut} + \frac{\Delta S}{\Delta t} \quad (4)$$

När en vattenbalans ställs upp är det viktigt att den avser ett väl avgränsat område under ett bestämt tidsintervall (Hendriks, 2010). För Kungsängsdammen kunde en vattenbalans estimeras med hjälp av denna princip (ekvation 5):

$$Q_{in} + Q_P = Q_{ut} + Q_E + \frac{\Delta S}{\Delta t} + Q_{gv} + Q_{br} \quad (5)$$

där Q_{in} är flödet från ledningsnätet till inloppsbrunnen, Q_P är nederbörden på själva dammen, Q_{ut} är flödet ut genom utloppsbrunnen, Q_E är evaporationen, $\Delta S/\Delta t$ är magasineringen då vattenståndet ändras, Q_{gv} är flödet till grundvattnet och Q_{br} är flödet som passerar dammen genom bräddningsdiket. Den studerade volymen i vattenbalansen utgörs av huvuddammen där fördiket inte är inkluderat (figur 6).

Avdunstningen från vattenytan, grundvattenflödet till och från dammen, samt nederbörden på själva dammen ansågs försumbara för dammens vattenbalans under tiden för studien. Med en potentiell evaporation på 600 mm/år för Uppsala (SMHI, 2010) och då dammens yta är 10200 m^2 , blir den genomsnittliga potentiella avdunstningen per dag 0,2 l/s. Vid ett måttligt regn på 2 mm/dag blir tillskottsflödet 0,2 l/s och vid ett högintensivt regn på 20 mm/dag blir bidraget till flödet i dammen 2,4 l/s. Det senare värdet bör tas i beaktande, men sådan tung nederbörd inträffar bara ett fåtal gånger per år och över den långa tidsperioden som provtagningen

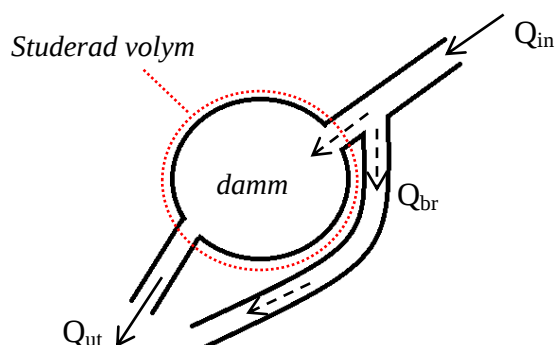
pågick ansågs dessa flöden vara försumbara. Jämförelsevis mättes medelflödet vid inloppsbrunnen till 9,5 l/s under de åtta veckor som provtagningen varade.

Vid Kungsängsdammen finns grundvatten som ligger på flera tiotals meters djup, då dammen ligger ovanpå en sluten akvifär (grundvattenmagasin) som är täckt av så gott som impermeabel postglacial och glacial lera. Det råder alltså artesiska förhållanden vid dammen men att strömning skulle ske mellan akvifären och dammen är inte troligt då leran fungerar som ett slutet ”lock” (Ahlgren, muntlig kontakt, juni 2014). Dock finns det en grundvattennivå i det översta lerlagret som ändras beroende på nederbörd. Då dammens nivå är under grundvattenytan i omgivande mark sker inströmning och när nivån är högre än grundvattenytan sker utströmning. Eftersom dammens botten och sidor består av siltig lera drogs slutsatsen att även grundvattenströmningen var försumbar på grund av lerlagrets låga permeabilitet. Vatten som infiltrerar marken mellan inloppsbrunnen vid korsningen Ståhlgatan/Kungsängsleden och inloppet till själva dammen, antogs inte läcka in i dagvattenledningen då denna är relativt nybyggd och således bör vara tät. Att göra antagandet att försumma dessa flöden är relativt vanligt och detta gjordes t.ex. för samtliga dammar i projektet ”NOS-dagvatten” (Andersson m.fl., 2012).

Med dessa antaganden kan ekvation (5) förenklas vilket även underlättar för beräkningar då särskilt evaporationen och grundvattenflödet är svåra att mäta (ekvation 6). För tidsperioden på 8 veckor antogs även magasineringsändringen $\Delta S/\Delta t$ vara noll. Detta ansågs rimligt då en skillnad i vattenståndet i dammen med 30 cm ger en magasineringsändring på ca 3 060 m³, vilket i sin tur motsvarar ett medelflöde på 0,6 l/s sett över 8 veckor. Eftersom ingen större magasinering kan ske på grund av bräddningen vid höga flöden och på grund av den långa provtagningsperioden, ansågs magasineringseffekten i vattenbalansen vara försumbar.

$$Q_{in} = Q_{ut} + Q_{br} \quad (6)$$

där Q_{in} är flödet vid inloppsbrunnen till själva dammen, Q_{ut} är flödet ut genom utloppsbrunnen och Q_{br} är flödet som passerar dammen genom bräddningsdiket. Dessa flöden illustreras i figur (6).



Figur 6. Schematisk bild över den studerade volymen i vattenbalansen för Kungsängsdammen. Inflödet (Q_{in}), utflödet (Q_{ut}) och det vatten som bräddas förbi dammen via ett bräddningsdike (Q_{br}) är utmarkerat. Bild: Jonathan Arnlund.

3.3 FLÖDESPROPORTIONELL PROVTAGNING

För provtagning av Kungsängsdammens inlopps- och utloppsvatten valdes en metod där prover tas proportionellt mot flödet. Eftersom man vid stickprovstagning och tidsstyrd provtagning riskerar att missa topparna av flödet efter regn, där högre koncentrationer av föroreningar förväntas, ger flödesproportionerlig provtagning ett mycket säkrare resultat.

3.3.1 Provtagare ISCO 6712C

Två automatiska provtagare av typen ISCO 6712 kompakt användes. De 70 cm höga och 46 cm i diameter breda provtagarna lämpar sig väl för att enkelt installeras i nedstigningsbrunnar (Teledyne Isco, 2014). De kan programmeras på flera olika sätt, där tidsstyrd, händelsestyrd eller flödesstyrd provtagning är några av alternativen. Vid aktivering sätter en pump igång att suga upp prov och en vätskedetektor känner av när vätska detekteras och provvolymen mäts (Teledyne Isco, 2012). Provet kan sedan distribueras i olika flaskset med hjälp av en distributionsarm. Denna arm monterades bort från provtagarna eftersom det endast behövdes distribution i en flaska för samlingsprov. Genom att flödet mättes togs prover då en viss volym passerat och dessa prover samlades i en och samma flaska som tömdes mellan varje provperiod.

Provtagaren kan suga upp provvolymen på mellan 50 och 1 000 ml och har en noggrannhet på +/- 10 ml per prov (Teledyne Isco, 2012). Till provtagaren kan man koppla flera olika typer av moduler som aktiverar provtagningen. Till ISCO 6712C användes ISCO 750 flödesmodul för mätning av flödet.

3.3.2 Flödesmätare ISCO 750 modul

För att kunna ta flödesstyrda prover och logga nivåvärden behöver en area/hastighetsgivare kopplas till provtagaren (MJK, 2006). Isco flödesmodul 750 är kompatibel med ISCO 6712C och till denna kopplades en area/hastighetsgivare (A/h-givare) av typ ”lågprofil”. A/h-givaren sänder ut signaler som mäter hastigheten hos partiklarna i vattnet i tre olika nivåer i form av en kon framför givaren. Detta sker i ett antal punkter och sedan räknas ett medelvärde ut av hastigheten hos vattnet som varierar över rörets tvärsnitt (Bergqvist, N., muntlig kontakt feb 2014). Signalerna som sänds ut är i form av ultraljudsvågor och när dessa studsar på partiklar och luftbubblor i vattnet ändras deras frekvens. Skillnaden i utskickad och mottagen frekvens är proportionell mot medelhastigheten av vattenströmmen och detta fenomen kallas dopplereffekten (Teledyne Isco, 2009).

A/h-givaren har även en inbyggd tryckgivare som mäter vattenytans nivå. Minsta djup för hastighetsmätning är 2,5 cm och noggrannheten för nivåmätning är +/- 3mm. Noggrannheten för hastighetsmätning är +/- 0,03 m/s i intervallet -1,5 - + 1,5 m/s och +/-2% av värdet i intervallet 1,5-6 m/s (MJK, 2006).

Flödesmodulen loggar nivåvärden och hastighetsvärden. Med hjälp av nivåvärdet och ledningens dimension kan tvärsnittsarean som vattnet skapar i röret räknas ut. Multiplikeras sedan denna area med hastigheten erhålls flödet (ekvation 7).

$$Q = A \cdot v \quad (7)$$

där Q är flödet, A är tvärsnittsarean och v är vattnets hastighet.

Tvärsnittsarean räknas ut för varje nivåvärde genom de trigonometriska sambanden för arean av ett cirkelsegment (ekvation 8).

$$A = \frac{r^2}{2} \cdot (\varphi - \sin\varphi) \quad (8)$$

$$\varphi = 2 \cdot \arccos\left(1 - \frac{h}{r}\right) \quad (9)$$

där r är radien och h är vattenytans höjd i röret.

A/h-givaren sattes fast i en ”spring ring” av rostfritt stål som placerades på en punkt i röret där flödet hade så måttlig turbulens som möjligt. Om det är mycket turbulens vid mätpunkten riskerar givaren att registrera negativa hastighetsvärden vilket resulterar i ett negativt flöde (Teledyne Isco, 2009).

3.3.3 Flödesmätning i delvis fylld ledning

På grund av problem som uppstod med flödesmätningen vid inloppet med area/-hastighetsmetoden (se avsnitt 3.3.7) användes istället endast nivådata för att räkna ut flödet. Detta är möjligt om energilinjens lutning antas vara parallell med ledningens lutning. Då kan man räkna ut maxflödet i en fylld ledning med Prandtl-Colebrooks samband (ekvation 10).

$$q_{full} = -\frac{\pi \cdot D^2}{2} \cdot \sqrt{2 \cdot g \cdot D \cdot S_0} \cdot \log \left[\frac{2,51 \cdot v}{D \cdot \sqrt{2 \cdot g \cdot D \cdot S_0}} + \frac{k \cdot 10^{-3}}{3,71 \cdot D} \right] \quad (10)$$

där q_{full} är flödet vid maxkapacitet (m^3/s), D är ledningens diameter (m), S_0 är ledningens lutning (-), k är råhetsvärdet (mm) och v är den kinematiska viskositeten (m^2/s). För en ledning i god kondition och av materialet PVC (plast) kan råhetsvärdet antas vara 0,2 mm (Svenskt Vatten, 2004). De indata till ekvation (10) som användes för inloppet återfinns i tabell (5).

Tabell 5. Indata till Prandtl-Colebrooks samband för beräkning av flöde vid inloppet till Kungsängsdammen.

Parameter	Symbol	Värde	Enhet
Innerdiameter	D	0,972	m
Råhetsvärde	k	0,2	mm
Kinematisk viskositet	v	$1,31 \cdot 10^{-6}$	m^2/s
Gravitationsacceleration	g	9,81	m^2/s
Ledningens lutning	S_0	0,019	-

För en delvis fylld ledning kan flödet räknas ut genom Brettings formel, som förutsätter att ingen dämning sker och att strömningen således sker med konstant vattendjup (ekvation 11).

$$\frac{q}{q_{full}} = 0,46 - 0,5 \cos\left(\pi \cdot \frac{y}{D}\right) + 0,04 \cos\left(2\pi \cdot \frac{y}{D}\right) \quad (11)$$

där q är flödet, q_{full} är flödet vid fylld ledning, y är vattendjupet och D är ledningens diameter (Svenskt Vatten, 2004). Med hjälp av dessa två formler räknades flödet ut för varje uppmätt nivå.

3.3.4 Installation av provtagare

Vid inloppsbrunnen monterades A/h-givaren på en ”spring ring” ca 1 m in i den inkommande ledningen till nedstigningsbrunnen (figur 7). Ledningens dimension uppmättes till 972 mm (angiven dimension var 1000 mm) och lutningen på ledningen hittades i Uppsala Vattens databas (tabell 5). Nedströms A/h-givaren placerades insugssilen till provtagaren i mitten av brunnen där vattendjupet var större och flödet mer turbulent. Detta gjordes för att insuget inte skulle gå torrt och att proverna skulle utgöras av så omblandat vatten som möjligt. Några veckor in i provtagningen sattes insugssilen fast med en expanderbult i botten för att den inte skulle riskera att flyta upp och lägga sig på kanten vid höga flöden.



Figur 7. Area/hastighets-givaren vid inloppsbrunnen till Kungsängsdammen. Foto: Jonathan Arnlund.

Själva ISCO-provtagaren placerades ovanpå ett kylskåp i en container intill brunnen.

Vattennivån i röret kalibrerades och den vertikala höjden från insuget till provtagaren mättes till 7,5 m och sugledningens längd till 7,4 m. Sugslangen lades med kontinuerlig lutning hela vägen för att undvika att vatten samlas vid lågpunkter i slangen.

Vid utloppsbrunnen till Kungsängsdammen monterades A/h-givaren fast i en mindre ”spring ring” ca 20 cm in i ett rör som låg mellan reglerbrunnen och provtagningsbrunnen (figur 8). Rörets dimension uppmättes till 180 mm och röret blir ibland fyllt och ibland delvis fullt beroende på vattenståndet i dammen. För att möjliggöra installationen pluggades flödet och

vattnet pumpades ur brunnen tillfälligt. Insuget till provtagaren placerades strax under skibordet i provtagningsbrunnen där flödet var som mest turbulent och omblandat (figur 8). Nivån i röret kalibrerades och den vertikala höjden mellan insuget och provtagaren mättes till 2,6 m och sugslangens längd till 7,4 m.



Figur 8. Till vänster: Installation av area/hastighetsgivare vid utloppsbrunnen till Kungsängsdammen. Till höger: Area/hastighetsgivaren och insugsslang installerade. Foto: Jonathan Arnlund.

Till båda provpunkterna drogs el för att möjliggöra kylning och för att inte behöva byta batterier på provtagaren, då dessa visade sig endast klara av ca 2-4 dygns provtagning. Två kylskåp av dimensionen 50x40x30 cm användes för att kyla de uppsamlade proverna. Dessa höll en temperatur av 4 °C under hela provtagningsperioden vilket rekommenderas vid analyser av dagvatten. Detta gjordes för att undvika att föroreningar byter fas från löst till partikulärt bundet, att de fastläggs eller att organiskt material bryts ner. I kylskåpen samlades proverna i glaskärl enligt standardrekommendation (figur 9) (ALS Scandinavia, 2014a).



Figur 9. Provtagarutrustning för flödesproportionell provtagning av Kungsängsdammen. Foto: Jonathan Arnlund

3.3.5 Kalibrering av provvolym

Provvolymer som ISCO 6712C suger upp vid varje tillfälle kan kalibreras manuellt i provtagaren, vilket gjordes åtskilliga gånger för inloppet och utloppet. Detta resulterade i upptäckten att det var svårt att erhålla rätt provvolym när denna var inställd på under 100 ml. Vid t.ex. provvolym av 50 ml blev felet i genomsnitt +28% för inloppet och +20 % för utloppet. På grund av detta valdes volymen 100 ml/prov genomgående under provtagningsperioden även då volymen i genomsnitt blev något underskattad (tabell 6).

Tabell 6. Resultat av kalibrering av provvolym för ISCO 6712C för provtagare vid inloppet och utloppet till Kungsängsdammen våren 2014.

	Provvolum (ml)	Differens medel (%)	Antal test
Inlopp	50	+ 28	8
	100	– 5,1	8
Utlopp	50	+ 20	6
	100	– 1,6	8

3.3.6 Inställning av provtagare

I samband med att kärnen hämtades gjordes nya inställningar på provtagarna så att dessa ställdes in efter det förväntade dagvattenflödet för kommande provperiod. Eftersom provtagarna ställdes in med en viss provtagningsintensitet (prover togs när en förutbestämd vattenvolym passerat) behövde flödet för kommande provtagningsperiod uppskattas så noggrant som möjligt. Utifrån väderdata med förväntad nederbörd hämtad från SMHI och Norges Meteorologiska institut uppskattades flödet för nästkommande provperiod. I efterhand kalibrerades det uppmätta flödet mot den uppmätta nederbörden från Kungsängsverkes regnmätare och således blev det lättare ju längre tiden gick att göra denna inställning. Uträkningen för inställning av volym som ska passera provtagaren mellan varje provtagning räknades ut genom ekvation (12):

$$V = \frac{Q \cdot t \cdot V_{prov}}{V_{kärn}} \quad (12)$$

där

V = inställd volym passerat vatten mellan varje provtagning (m^3)

Q = beräknat medelflöde för provperioden (m^3/s)

t = tiden för provperioden, normalt 7 dagar (s)

V_{prov} = inställd provvolym, som var 0,1 liter (l)

$V_{kärn}$ = volymen av provkärlet (l)

3.3.7 Provhantering och analys

Med 4-9 dagars intervall hämtades de insamlade vattenproverna vid inloppet och utloppet för att skickas för analys. Proverna skakades om kraftigt och hölldes upp i olika behållare på Uppsala Vattens vattenlab. Därefter skickades proverna till ALS Scandinavia som är ett ackrediterat laboratorium för analys (ALS Scandinavia, 2014b). Av ekonomiska skäl analyserades inte alla utvalda ämnen vid varje tillfälle, men tungmetaller, närsalter, suspenderat material och oljeindex analyserades alltid. De olika ämnena, analysmetoderna, rapporteringsgränserna och mätosäkerheterna återfinns i tabell (7). Med rapporteringsgräns menas den lägsta haltnivå som kan bestämmas kvantitativt med tillfredsställande säkerhet. Denna bestäms som 10 ggr standardavvikelsen för blankprover (ALS Scandinavia, 2014c). Utöver dessa parametrar mättes pH och konduktivitet för samtliga prover.

Tabell 7. Analyserade ämnen och föreningar, analysmetoder samt rapporteringsgränser.

Ämne/ämnegrupp	Analysmetod/beteckning	Rapporteringsgräns	Enhet
Fosfor (P-tot)	CSN EN ISO 6878/15681-1	10	µg/l
Kväve (N-tot)	CSN EN 12260	0,1	mg/l
Suspenderad substans (SS)	SS-EN 872-2	5	mg/l
Olja (oljeindex)	CSN EN ISO 9377- , Z1/TNRCC 1006	50	µg/l
Arsenik (As)	ICP-AES:200.7/ICP-SFMS:200.8	0,5 ¹	µg/l
Kadmium (Cd)	ICP-AES:200.7/ICP-SFMS:200.8	0,05 ²	µg/l
Cobolt (Co)	ICP-AES:200.7/ICP-SFMS:200.8	0,2	µg/l
Krom (Cr)	ICP-AES:200.7/ICP-SFMS:200.8	0,9	µg/l
Koppar (Cu)	ICP-AES:200 7/ICP-SFMS:200.8	1	µg/l
Molybden (Mo)	ICP-AES:200.7/ICP-SFMS:200.8	0,5	µg/l
Nickel (Ni)	ICP-AES:200.7/ICP-SFMS:200.8	0,6	µg/l
Bly (Pb)	ICP-AES:200.7/ICP-SFMS:200.8	0,5	µg/l
Vanadin (V)	ICP-AES:200.7/ICP-SFMS:200.8	0,2	µg/l
Zink (Zn)	ICP-AES:200.7/ICP SFMS:200.8	4	µg/l
Kviksilver (Hg)	Bestämning med AFS enl. SS-EN ISO 17852:2008	0,02	µg/l
Oktyl- och nonylfenoler (OPN)	DIN EN ISO 18857	10-90 ³	ng/l
Tributyltenn (TBT)	DIN ISO 17353 (F13)	0,001	ng/l
PAH16	DIN 38407-F39 (208)	0,001	µg/l

¹Förhöjd rapporteringsgräns upp till 1 µg/l vid höga halter klorid
²Förhöjd rapporteringsgräns vid höga halter molybden
³Rapporteringsgräns på antingen 10 eller 90 ng/l för de ingående oktyl- och nonylfenolföreningarna

Provtagningen pågick i 8 veckor och analysresultaten från dessa veckor inkluderades i examensarbetet (tabell 8). Mätningarna fortsatte dock kontinuerligt även under sommaren på initiativ av Uppsala Vatten men dessa mätningar inrymdes inte i detta projekt. Fyra olika analyspaket analyserades vid olika tillfällen. Analyspaketet ”Dagvatten litet” bestod av tungmetaller, pH, konduktivitet, suspenderad substans, totalfosfor, totalkväve och oljeindex. Paketet ”PAH” bestod av de 16 polycykliska aromatiska kolvätena enligt amerikanska Environmental Protection Agency (EPA) och ”OPN” bestod av oktyl- och nonylfenoler samt ”TBT” innefattade föreningen tributyltenn.

Tabell 8. Provtagningsperioder och utförda analyser för Kungsängsdammen under våren 2014. Paketet dagvatten litet (DL), PAH16 (PAH), oktyl- och nonylfenoler (OPN) och Tributyltenn (TBT) analyserades vid olika tillfällen under den 8 veckor långa perioden.

Provperiod	Datum	Analyser
1	28/3-3/4	DL
2	3/4-9/4	DL
3	9/4-16/4	DL
4	16/4-24/4	DL
5	24/4-29/4	DL
6	29/4-6/5	DL, PAH, OPN, TBT
7	6/5-15/5	DL, PAH, OPN, TBT
8	15/5-19/5	DL, PAH

Flaskorna som samlar upp proven vid provtagarna byttes ut mot nya syradiskade flaskor mellan varje provtagningsperiod enligt rekommendation från ALS Scandinavia (ALS Scandinavia, 2014d).

3.3.8 Bearbetning av flödesdata

All data över nivå och hastighet som loggats i provtagarna behandlades i Matlab. För utloppet användes area/hastighets-metoden för att beräkna flödet (avsnitt 3.3.2). Först ersattes nollvärden och negativa värden i hastighetsvektorn med det senast positiva värdet. På så sätt undveks negativt uppmätta flöden vilka inte är sannolika då det kontinuerligt sker en utströmning från dammen. Flödet räknades sedan ut i en matlabkod som tog hänsyn till om röret var fyllt eller inte. Till slut beräknades medelflödet och volym passerat vatten för varje provtagningsperiod för att kunna räkna ut den totala föroreningsbelastningen.

För inloppet användes endast loggad nivådata för beräkning av flödet med Prandtl-Colebrooks samband och Brettings formel (avsnitt 3.3.3). Loggade hastighetsdata visade sig vara väldigt brusiga med mycket noll- och minusvärden, särskilt vid låga flöden. Detta berodde sannolikt på att basflödet endast gav en nivå kring 2-3 cm i röret vilket ligger på gränsen till det minsta mätdjup som tillverkaren rekommenderar (avsnitt 3.3.2). Vid låga flöden uppstår även turbulens lättare då vattnet pressas över A/h-givaren. Efter att ha testat flera olika metoder att filtrera hastighetsdata användes endast nivån för beräkning av flödet, då flödet in med area/hastighetsmetoderna gav entydigt mindre flöden än flödet ut ur systemet, vilket bedömdes vara orimligt. På samma sätt som för utloppet beräknades medelflödet och volym passerat vatten för varje provtagningsperiod.

3.3.9 Beräkning av massbalans och avskiljning

Mängder av tungmetaller, närsalter, organiska föreningar och suspenderat material beräknades för de 8 provperioderna med massbalansen i ekvation (13):

$$M_{in} = C_{in} \cdot Q_{in} \quad (13)$$

där

M_{in} = inkommande mängd (g/provtagningsperioden)

C_{in} = uppmätt inkommande koncentration för perioden (mg/l)

Q_{in} = uppmätt inkommande flöde för perioden (m³/period)

Mängder i utgående vatten har beräknats på samma sätt. Den flödesviktade medelkoncentrationen för inloppet till dammen under hela 8-veckorsperioden beräknades genom att summera alla de framräknade inkommande mängderna för varje provperiod och sedan dividera detta med det totala flödet för de 8 provtagningsperioderna (ekvation 14).

$$C_{tot,in} = M_{tot,in} / Q_{tot,in} \quad (14)$$

där

$C_{tot,in}$ = inkommande flödesviktad medelkoncentration (mg/l)

$M_{tot,in}$ = inkommande mängd (g/hela 8 veckors provtagningsperiod)

$Q_{tot,in}$ = inkommande flöde för den 8 veckors långa provtagningsperioden (m³)

På samma sätt räknades en flödesviktad medelkoncentration ut för utloppet. Uppskattade mängder som bräddats innan dammen beräknades genom massbalansen i ekvation (15):

$$M_{br} = (Q_{tot,in} - Q_{tot,ut}) \cdot C_{tot,in} / 1000 \quad (15)$$

där

M_{br} = bräddad mängd (g/hela 8 veckors provtagningsperiod)

Q_{tot} = inkommande/utgående flöde för hela den 8 veckors långa provtagningsperioden (m³)

$C_{tot,in}$ = inkommande flödesviktad medelkoncentration (mg/l)

Den relativa avskiljningen för varje förorening räknades ut på två sätt. Det första sättet tar hänsyn till den uppskattade mängden som bräddat och beräknades med ekvation (16):

$$A_1 = ((M_{tot,in} - M_{tot,ut} - M_{br}) / M_{tot,in}) \cdot 100 \quad (16)$$

där

A_1 = Avskild mängd (%)

Den relativa avskiljningen räknades också ut genom beräkning med de flödesviktade medelkoncentrationerna genom ekvation (17):

$$A_2 = (C_{tot,in} - C_{tot,ut}) / C_{tot,in} \cdot 100 \quad (17)$$

där

$A_2 =$ Avskild mängd (%)

Den totala belastningen per år räknades ut genom ekvation (18):

$$M_{tot\ \text{år},in} = (M_{tot,in} \cdot 365) / (t_{tot} \cdot 1000) \quad (18)$$

där

$M_{tot\ \text{år},in}$ = Total belastning (kg/år)

t_{tot} = Tiden för hela provtagningsperioden (dagar)

Skillnaden mellan de två metoderna för beräkning av relativ avskiljning bör tas i beaktande. Avskiljningen med hänsyn till bräddningen (A_1) beräknades utifrån de framräknade mängderna av föroreningar i inkommande, utgående och bräddat vatten. Andelen vatten som bräddats antogs vara Q_{in} minus Q_{ut} och koncentrationen i det bräddade vattnet antogs vara samma som uppmätta halter i det inkommande vattnet (ekvation 15). Avskiljningen utan hänsyn till bräddningen (A_2) beräknades däremot utifrån de framräknade flödesviktade medelkoncentrationerna (ekvation 17). Här förutsätts allt vatten passera utloppet och därmed tas koncentrationer av föroreningar i det vatten som bräddas förbi dammen inte i beaktande.

3.4 FLYGELMÄTNING

Den 19/5 gjordes en flygelmätning vid utloppsdiket till dammen för att kontrollera flödet från ISCO-provtagaren. Flödet var vid detta tillfälle lågt, och mätningen skedde på den plats av diket med djupast och smalast sektion. En flygel med elektromagnetisk sensor användes. Denna typ av strömningshastighetsmätare är robust då den saknar rörliga delar och den behöver inte heller kalibreras i samma utsträckning som propellerströmsmätare (Naturvårdverket, 2008).

Tidpunkten för flygelmätningen antecknades för att senare jämföra med provtagarens uppmätta flöde i utloppsbrunnen. Flödet i utloppsbrunnen och i utloppsdiket förutsattes därför vara samma.

3.5 NEDERBÖRDSMÄTARE

Nederbördsdata hämtades från Uppsala Vattens nederbördsmätare som sitter på Kungsängsverket ca 200 m från dammen och 900 m från avrinningsområdet Boländerna. Mätaren består av en 0,2 mm vippa som töms när den blir full. Antal tömningar per 10 minuter registreras i realtid och dessa data kan laddas ned. I Microsoft Excel summerades nederbörden för de valda provtagningsperioderna.

3.6 UNDERSÖKNING AV SEDIMENT

För att jämföra den flödesproportionella provtagningen med det faktiskt sedimenterade materialet i Kungsängsdammen undersöktes sedimenten med två olika metoder, sedimentproppar och sedimentfällor. Undersökning genom sedimentproppar innebär att prover av sedimenten tas och skickas på analys, vilket visar hur mycket som har sedimenterat under dammens livstid och vilka halter av föroreningar som förekommer. Detta gjordes av WRS under hösten innan att projektet startade. Sedimentfällor sattes ut som var tänkta att fånga upp partiklar som sedimenterat under provtagningsperioden, och att utifrån dem få en bild av föroreningsbelastningen på dammen.

3.6.1 Sedimentfällor

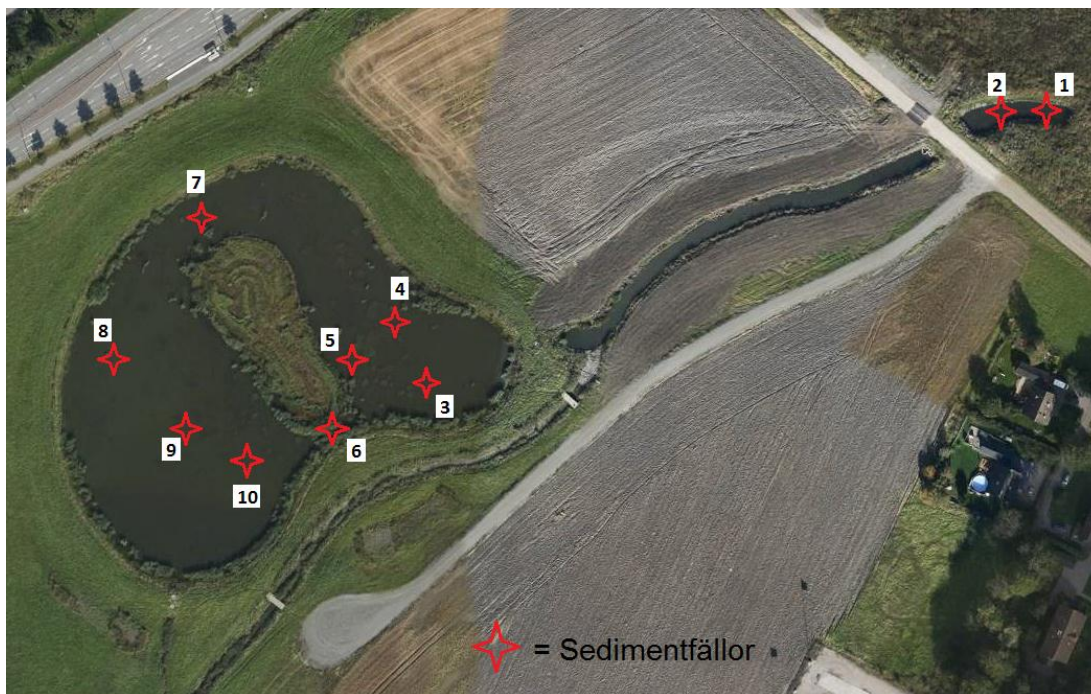
Sedimentfällor konstruerades enligt principen för ”NOS-fällan” som examensarbetaren Annika Persson tog fram (2010) i samarbete med WRS. Principen är att en plasthink av polyeten fästs i en kvadratisk skiva formplywood som har ett färdigkapat hål som passar hinken. I skivan fästs också ett armeringsjärn som sticks ner i sedimenten tills att skivan och hinkens öppning ligger plant på dammens botten (figur 10). För att undvika att uppvirvlat sediment vid utsättningen hamnar i hinken används ett lock som sätts fast i ett flöte som man rycker av en tid efter utsättningen.



Figur 10. Sedimentfälla innan oljerensen vid fördiket till Kungsängsdammen. Vid fototillfället var vattenståndet mycket lågt och därmed låg skivan ovanför vattenytan. Foto: Jonathan Arnlund.

Sammanlagt sattes tio fällor ut i dammen och fördiket den 10 april (figur 11). Några fällor lånades från WRS och några tillverkades. Fällorna placerades så att de täckte upp tre tvärsektioner av dammen. Vid inloppet till dammen var botten täckt med stenkross och fällorna var därför svåra att sätta fast då hinken inte kunde sjunka ner och hamna plant med botten. På vissa ställen i dammen hamnade därför fällan 1-2 decimeter ovanför botten med skivan i ett så horisontellt läge som möjligt. I fördiket placerades två fällor i mitten av diket, en innan oljerensen och en efter. Alla fällor var försedda med lock och flöten som drogs bort en stund efter utplaceringen. Vid ett tillfälle togs en fälla upp igen en stund efter att den hade

placerats ut på grund av att den hade hamnat snett. Det fanns farhågor om att mycket sediment skulle kunna virvla upp och lägga sig på skivan vid utsättningen. När fällan studerades hade dock inget sedimenterat hamnat i hinken eller ovanpå skivan, vilket visade att utsättningen fungerade väl.



Figur 11. Placering av sedimentfällor i Kungsängsdammen. Flygfoto från Uppsala Vatten.

Vid utplacering av fällorna var vattenståndet ca 90 cm i dammen och sedimentdjupet vid dammens inlopp uppskattades till ca 35 cm. Sedimentfälla nr 6 placerades bland mycket vegetation och var tänkt att visa om det passerar mycket vatten och därigenom sker sedimentation i denna del av dammen (figur 11).

Fällorna plockades upp den 26 maj efter att ha legat i dammen 47 dagar (ca 7 veckor). Djupet på det sedimenterade materialet mättes på plattan och i hinken för varje fälla med en tumstock. En jämförelse mellan hur mycket som sedimenterar i respektive utanför hinken kan ge en indikation på om det sker rörelse på dammens botten då sedimenterat material flyttas om.

3.7 BELASTNINGSBERÄKNING MED STORMTAC

För att kvantifiera föroreningstransport i större skala är modellering med hjälp av schablonhalter och beräkningsprogram många gånger att föredra. Genom relativt små medel kan belastningen av föroreningar på en recipient uppskattas och resultatet kan användas som beslutsunderlag då t.ex. flödesproportionell provtagning kräver mycket tid och resurser (Alm m.fl., 2010). Uppsala Vatten avser att utreda fler områden som kan komma att kräva dagvattenrening och som en förberedelse på detta arbete ingick bl.a. detta examensarbete. Genom att jämföra resultat från flödesproportionell provtagning med beräkningar i StormTac,

kan lärdomar fås från båda metoderna. Förhoppningsvis kan en slutsats dras om hur pass väl modellen stämmer överens med verkligheten och med provtagningen.

3.7.1 Beskrivning av modellen

StormTac är en avrinnings-, transport-, recipient- och dagvattenhanteringsmodell som har funnits och utvecklats i över 10 år. Programmet är i nuläget excel-baserat och är bäst lämpat för att prediktera föroreningstransport under lång tid (StormTac, 2014a).

I avrinningsmodellen beräknas årlig avrinning genom att beräkna dagvattenflödet, basflödet och grundvattenflödet utifrån medelnederbörd och avrinningsområdets storlek.

Avrinningskoefficienter används för olika markanvändningar och dessa kan modifieras om så önskas. Föroreningstransport beräknas med hjälp av schablonvärden för olika typer av landanvändning. Dessa värden uppdateras kontinuerligt och bygger på långa serier av flödesproportionell provtagning för basflöden eller dagvattenflöden (Larm, 2005).

Koncentrationer av föroreningar kvantifieras med hjälp av beräknat flöde i avrinningsmodellen. I StormTac finns schablonhalter för över 70 markanvändningar, där all data är angett som mycket säker, osäker och mycket osäker data.

Som indata till modellen krävs endast areorna av avrinningsområdets markanvändningar (StormTac, 2014b). All annan indata som nederbörd, regnintensitet, avrinningskoefficienter och koncentrationer finns som standardvärden i modellen.

I detta arbete används endast avrinnings- och transportmodellen för att beräkna föroreningsbelastning från avrinningsområdet till Kungsängsdammen. Alla halter och belastningar av föroreningar i modellen anges som årsmedelvärden. Det är alltså ingen dynamisk modell där variation över tid beräknas.

3.7.2 Indata till StormTac

Den årliga nederbörden på 636 mm/år som är standardnederbörden i StormTac, utgör den korregerade verkliga nederbörden som gäller för Stockholm. Eftersom Uppsala inte ligger långt från Stockholm och de övriga data är kalibrerade för svenska förhållanden, ansågs det för detta ändamål tillräckligt att använda detta värde för nederbörd. För avrinningskoefficienter, andelen basflöde, dagvattenflöde och regnintensiteter i avrinningsmodellen, användes standardinställningarna i StormTac.

Avrinningsområdets area räknades ut genom att undersöka de olika fastighetsområdena och dagvattennätet i Uppsala Vattens ledningsdatabas. Om dagvattenservisledningarna från fastigheterna var anslutna till det kommunala ledningsnätet som leder till Kungsängsdammen, inkluderades hela dessa fastighetsområden till avrinningsområdet. På vissa gröna ytor undersöktes höjddata för att avgöra vattendelarens läge.

Avrinningsområdet till Kungsängsdammen delades in i 5 markanvändningar: handelsområde, industriområde, väg, bensinmack och parkområde (figur 12). Parkområdet motsvarade all övrig yta som inte definierats som någon av de fyra först nämnda markanvändningarna och hade en area av 9,5 ha. En ännu mer detaljerad uppdelning av markanvändning hade varit

möjlig att göra (genom att t.ex. lägga till parkeringar och hustak), men det är inte säkert att det hade lett till ett säkrare resultat. Då de schablonvärden som används i StormTac är kalibrerade utifrån mätningar på dagvatten ifrån större områden innefattar t.ex. ett handelsområde i dessa mätningar redan parkeringsytor och hustak (Larm, T., personlig kontakt juni 2014). Genom detta resonemang ansågs det tillräckligt att dela upp avrinningsområdet så att endast de två huvudvägarna i området räknades som vägar.



Figur 12. Indata till StormTac för belastningsberäkning av Kungsängsdammens avrinningsområde. All övrig yta som inte definieras i figuren motsvarar parkområde och arean av detta område var 9,5 ha. Kartan tillverkades genom GIS-underlag från Uppsala Kommun i programmet MapInfo.

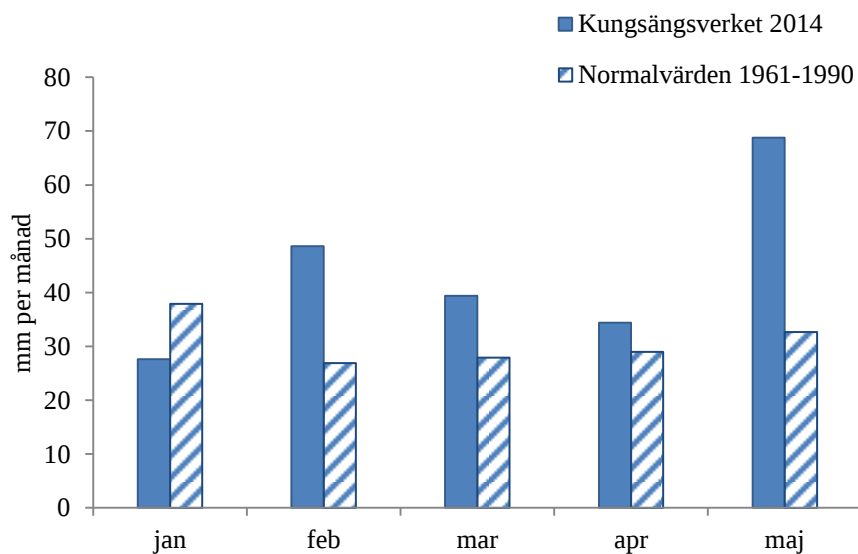
Eftersom Vattenfall kontinuerligt släpper processvatten till dagvattennätet som leder till Kungsängsdammen togs detta med i beräkningen. Detta vatten ger upphov till ett tillskott av ca 3,4 l/s i medelflöde. Eftersom processvattnet endast har förhöjd salthalt och inte innehåller några tungmetaller, bidrog detta endast till en utspädningseffekt i modellen och alltså lägre föroreningskoncentrationer vid inloppet (Wiberg, Y., personlig kontakt maj 2014).

4 RESULTAT

I detta kapitel redovisas resultat av nederbörd, flödesmätningar och provtagning under provtagningsperioden. Belastning och avskiljning redovisas för suspenderat material och näringsämnen, tungmetaller och för organiska föreningar. Vidare visas resultatet från flygelmätningen, försök med sedimentfällor samt beräkningen i StormTac. Till sist jämförs de uppmätta flödesviktade medelkoncentrationerna med beräkningen i StormTac, Riktvärdesgruppens riktvärden och empiriskt beräknade inloppshalter utifrån undersökningen av sediment.

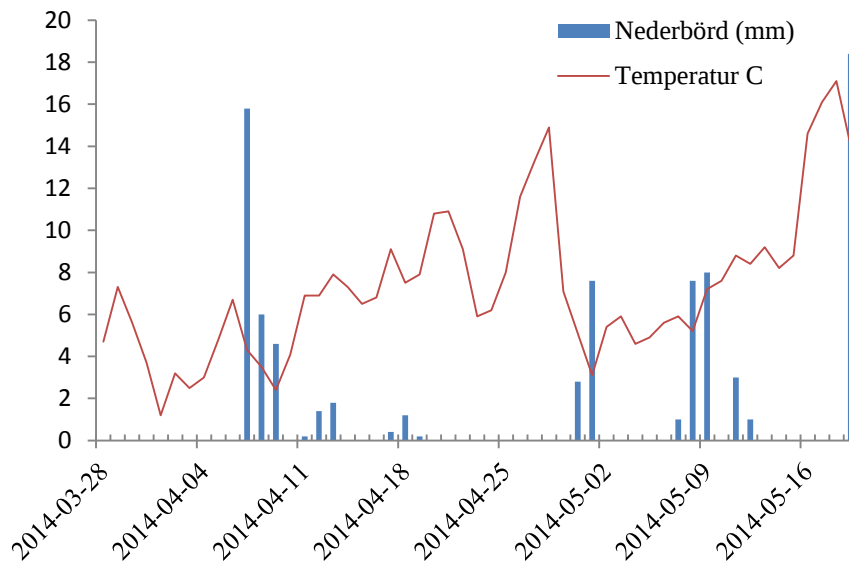
4.1 NEDERBÖRD OCH KLIMAT UNDER PROVPERIODEN

Väderförhållanden är viktiga att studera då variation i klimat och nederbörd kan påverka föroreningsbelastningen och reningseffekten hos dagvattendammar (Andersson m.fl., 2012). I början av februari fanns ett snötäcke som hade smält bort helt redan i mitten av månaden på grund av mildare väder (SMHI, 2014a). Medeltemperaturen i luften under mars månad låg på 4 C° vilket var 5 C° över det normala och även nederbörden var över det normala (Uppsala Universitet, 2014). April liknade mars månad med både högre medeltemperatur (6,9 C°) och nederbörd än det normala. Maj månad hade en medeltemperatur nära det normala (10,9 C°) medan nederbörden var mycket över det normala (figur 13).



Figur 13. Nederbörd från Uppsala Vattens mätstation vid Kungsängsverket jan-maj 2014 samt motsvarande referensnormaler för perioden 1961-1990 från SMHI:s mätstation i Uppsala (SMHI, 2014b).

Den högsta dygnsnederbörden uppmättes till 18,4 mm den 19 maj och maximal intensitet uppmättes till 5 mm/10min den 19 maj kl. 15:10 vid Kungsängsverkets nederbördsmätare (figur 14).

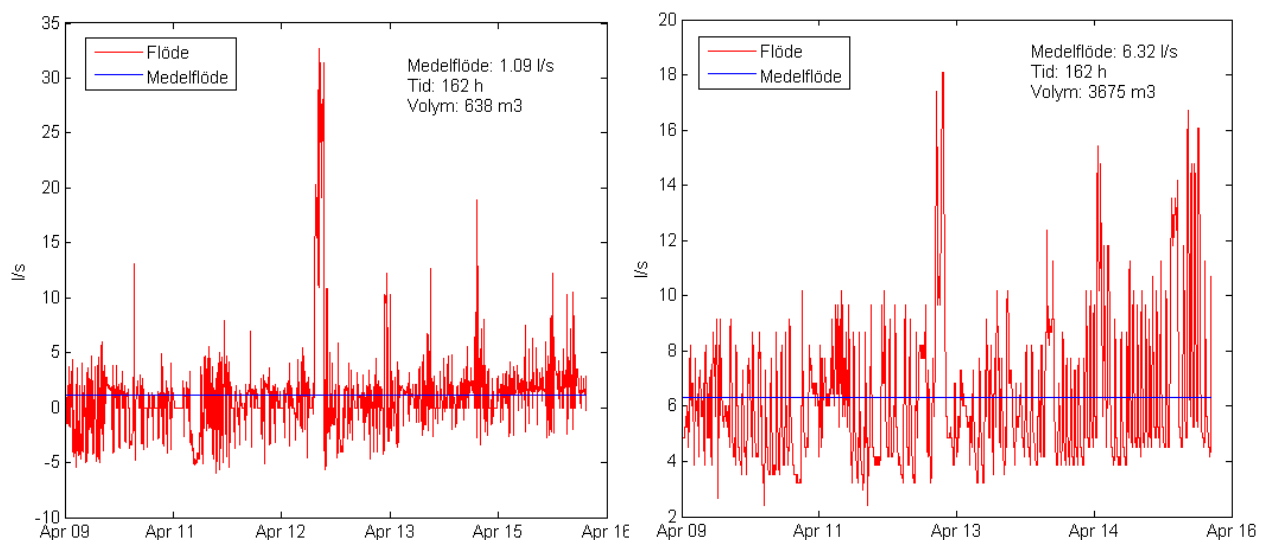


Figur 14. Uppmätt nederbörd och medeltemperatur i luften per dag för provtagningsperioden den 28/3 till 19/5.

4.2 FLÖDESPROPORTIONELL PROVTAGNING

4.2.1 Flödesmätning

Vid inloppet användes Prandtl-Colebrooks samband samt Brettings formel för att räkna ut flödet (avsnitt 3.3.3). Som tidigare nämnts valdes denna metod istället för area-/hastighetsmetoden då mätningar visade en mycket brusig signal för hastighetsmätningar med många negativa- och nollvärden, särskilt vid låga flöden (figur 15). Den valda metoden gav därför ett högre medelflöde än area-/hastighetsmetoden.



Figur 15. Exempel av flöde och medelflöde för inloppet med area/hastighetsmetoden (till vänster) och flöde uträknat med Prandtl-Colebrooks samband och Brettings formel (till höger) för provtagningsperiod 3, den 9/4 till 16/4.

Vid utloppet fungerade flödesmätningen bra under hela perioden. Nollvärden och negativa hastighetsvärden uppmättes även här men inte i lika stor utsträckning som vid inloppet. Därför användes area-/hastighetsmetoden här för uträkning av flödet. Med filtrerade data (där nollvärden och negativa hastighetsvärden tagits bort) antogs flödet på ett tillfredsställande sätt återspegla det passerade flödet.

4.2.2 Provtagning och uppmätta flöden

Den flödesproportionella provtagningen startade den 28 mars då all utrustning var på plats vid både inloppsbrunnen och utloppsbrunnen till Kungsängsdammen. Målet var att skicka uppsamlade prov på analys med 7 dagars intervall, men ibland blev flödet mycket över det förväntade då det kom mer nederbörd än vad som förutsetts i väderleksrapporten (figur 16). Normalt skulle uppsugen volymen inte överstiga volymen på provkärlen då provtagarna sög upp 100 ml per antal kubikmeter passerat vatten. Då flödet var högre än det förväntade som provtagaren var inställd på, byttes flaskan ut och provet skickades på analys tidigare än efter 7 dagar. Ett sådant tillfälle var den 19 maj då det kom 6.8 mm nederbörd i slutet av provtagningsperioden tills att flaskan blev full (tabell 9). På samma dag regnade det 18,4 mm och provtagaren var i detta fall inställd för en vecka utan regn utifrån väderleksrapporterna. Denna provperiod blev därför kortare än vad som var tänkt och hela regntillfället kom alltså inte med i mätningen.

Vissa provtagningsperioder blev längre än 7 dagar på grund av att flödet blev lägre än det som provtagarna ställts in för eller att tömning av provkärlen inte alltid var möjlig den tänkta dagen (tabell 9).

Vid tömning av uppsamlade prover i slutet av en provtagningsperiod var den uppsamlade mängden vatten alltid något under den förväntade (-17% och -13% i genomsnitt för inlopp respektive utlopp under 8 provtagningsperioder). Vid några tillfällen togs inte prover då flödet var för högt för provtagaren att hinna med eller då ingen vätska detekterades. Detta ansågs dock ge en försumbar inverkan på medelkoncentrationerna av proven, då de prov som inte togs endast utgjorde 1,4 % av all prover tagna vid inloppet och 0,9 % av all prover tagna vid utloppet.



Figur 16. Högt flöde vid bräddningen innan inloppet till Kungsängsdammen den 7 april 2014. Vid fototillfället ökade nivån i dammen med 8,5 cm på ett halvt dygn. Foto: Jonathan Arnlund.

Uppmätta flöden och nederbörd, samt längden på provtagningsperioderna som belastningsberäkningarna grundar sig på återfinns i tabell (9). Skillnaden mellan inlopps- och utloppsflödet för hela perioden var 3,79 l/s. Eftersom bräddningen sker efter flödesmätningen vid inloppet (se figur 2) antogs att 40 % av vattnet bräddas genom bräddningsdiket (tabell 9).

Tabell 9. Provtagningsstillfällen med uppmätt nederbörd (Uppsala Vatten, 2014) under perioden samt medelflöden för inlopp och utlopp.

Provperiod	Datum	Tid (dagar)	Nederbörd (mm)	Medelflöde (l/s)	
				Inlopp	Utlopp
1	28/3-3/4	5,8	0	5,79	3,52
2	3/4-9/4	6,1	26,4	7,19	5,83
3	9/4-16/4	6,7	3,4	6,32	9,43
4	16/4-24/4	8,1	1,8	9,25	3,86
5	24/4-29/4	5,0	0	11,5	2,92
6	29/4-6/5	7,0	10,4	11,8	4,09
7	6/5-15/5	8,7	20,6	14,7	6,55
8	15/5-19/5	4,2	6,8	9,09	9,03
Medelflöde för hela perioden (l/s):				9,45	5,65
Differens (l/s)					3,79
Andel bräddat av inloppsflöde (%):					40

För de provperioder där det förekom mycket nederbörd kunde en tydlig visuell skillnad ses mellan inlopps- och utloppsvattnet, men för de perioder då det kom lite nederbörd syntes inte lika stor skillnad (figur 17).



Figur 17. Till vänster: inlopps- och utloppsvatten för den måttligt regniga provperioden nr 6. Till höger: inlopps- och utloppsvatten för provperiod 7 där det förekom mycket nederbörd. Foto: Jonathan Arnlund.

4.2.3 Suspenderat material och näringsämnen

Suspenderat material, fosfor och kväve analyserades i alla de 8 flödesproportionella provperioderna. Provtagningen visade på stora skillnader i halten av suspenderat material mellan inlopp och utlopp och därmed erhöles en hög avskiljning på i snitt 54-93% (tabell 10). För totalfosfor visade resultatet också på stora skillnader, med en avskiljning på i snitt 44-77%. Totalkväve visade däremot en något lägre skillnad mellan flödesviktade medelkoncentrationer och en avskiljning på i snitt 30-52%.

Tabell 10. Inkommande och utgående flödesviktade medelkoncentrationer av suspenderat material, fosfor och kväve. Belastning och relativ avskiljning som visas med och utan hänsyn till bräddningen i dammen.

	Flödesviktad medelkoncentration		Belastning 28/3-19/5 (kg)	Belastning (kg/år)	Avskilt ¹ (%)	Avskilt med bräddning ² (%)
	Inlopp	Utlopp				
SS (mg/l)	114	7,7	4930	34900	93	54
P-tot (µg/l)	157	36	6,8	48	77	44
N-tot (mg/l)	4,0	1,9	170	1200	52	30

¹Värden baserade på flödesviktade medelkoncentrationer.

²Värden baserade på mängder med hänsyn till bräddning.

Mätosäkerheter från analysen av näringsämnen och suspenderat material varierade i intervallet ± 15 - 30 % och endast halten av suspenderad substans låg under rapporteringsgränsen vid två tillfällen för utloppet (tabell 11). För dessa två analysresultat sattes halten till hälften av rapporteringsgränsen då de flödesviktade medelkoncentrationerna och belastning räknades ut. Detta gjordes enligt förekommande praxis (Swedling, E. O., personlig kontakt maj 2014).

Tabell 11. Variation i mätosäkerheter och medelvärden av dessa samt antal gånger ämnen rapporterats under rapporteringsgränsen vid analys av ALS Scandinavia.

Ämne/ämnegrupp	Variation i mätosäkerhet ¹ (%)	Medelvärde av mätosäkerhet (%)	Antal ggr under rapporteringsgräns	
			Inlopp	Utlopp
Fosfor (P-tot)	±19-21	±20	0	0
Kväve (N-tot)	±30	±30	0	0
Suspenderad substans (SS)	±15-18	-	0	2

¹Värden hämtade från 16 analysrapporter av ALS Scandinavia utfärdade för 8 provtagningsperioder av Kungsängsdammen.

4.2.4 Tungmetaller

Tungmetaller analyserades i alla de 8 provperioderna. Metallerna kadmium, koppar, bly, vanadin och zink visade stora skillnader i medelkoncentrationer mellan inlopp och utlopp och därmed en hög avskiljning, >80% utan hänsyn till bräddning (tabell 12). Resultatet för molybden visade inte någon större skillnad av medelkoncentrationer mellan inlopp och utlopp (3,3-5,7 % avskilt). Medelkoncentrationen för kvicksilver var relativt låg (11-19 %).

Tabell 12. Inkommande och utgående flödesviktade medelkoncentrationer av metaller. Belastning vid inloppet och absolut avskiljning samt relativ avskiljning som visas med och utan hänsyn till bräddningen i dammen.

	Flödesviktade medelkoncentration (µg/l)		Belastning 28/3-19/5 (kg)	Belastning (kg/år)	Avskilt ¹ (%)	Avskilt med bräddning ² (%)
	Inlopp	Utlopp				
As	1,4	0,61	0,059	0,42	56	32
Cd	0,21	0,036	0,0092	0,065	83	48
Co	1,7	0,40	0,071	0,51	76	44
Cr	5,1	1,7	0,22	1,6	67	39
Cu	23	3,9	1,0	7,2	83	48
Mo	5,6	5,3	0,24	1,7	5,7	3,3
Ni	7,4	1,6	0,32	2,3	78	45
Pb	5,4	0,48	0,23	1,7	91	53
V	7,7	1,3	0,33	2,4	83	48
Zn	160	19	6,9	49	88	51
Hg ³	0,012	0,010	0,0005	0,0038	19	11

¹Värden baserade på flödesviktade medelkoncentrationer.

²Värden baserade på mängder med hänsyn till bräddning.

³Detekterades endast 2 ggr över rapporteringsgränsen för inloppet och 0 ggr för utloppet.

Mätosäkerheter från analyser av tungmetaller visade på stora osäkerheter för särskilt arsenik (tabell 13). Ämnet hade en osäkerhet där medelvärdet var ±66 %. Halten av arsenik låg, tillsammans med kadmium, krom, bly och kvicksilver, flera gånger under rapporteringsgränsen. Kviksilver rapporterades bara två ggr över rapporteringsgränsen

(tabell 13). För dessa ämnen sattes halten till hälften av rapporteringsgränsen då flödesviktade medelkoncentrationer och belastning räknades ut. Detta enligt förekommande praxis (Swedling, E. O., personlig kontakt maj 2014).

Tabell 13. Variation i mätosäkerheter och medelvärden av dessa samt antal gånger ämnen rapporterats under rapporteringsgränsen vid analys av ALS Scandinavia.

Ämne/ämnegrupp	Variation i mätosäkerhet ¹ (%)	Medelvärde av mätosäkerhet (%)	Antal ggr under rapporteringsgräns	
			Inlopp	Utlopp
Arsenik (As)	±34-129	±66	2	6
Kadmium (Cd)	±15-67	±35	2	6
Kobolt (Co)	±18-51	±34	0	0
Krom (Cr)	±18-40	±23	0	6
Koppar (Cu)	±18-39	±26	0	0
Molybden (Mo)	±21-44	±26	0	0
Nickel (Ni)	±19-67	±31	0	0
Bly (Pb)	±17-39	±23	0	5
Vanadin (V)	±17-30	±22	0	0
Zink (Zn)	±18-85	±29	0	0
Kvicksilver (Hg)	±36-41	±39	6	8

¹Värden hämtade från 16 analysrapporter av ALS Scandinavia utfärdade för 8 provtagningsperioder av Kungsängsdammen.

4.2.5 Organiska ämnen

Oljekolväten analyserades under hela provtagningsperioden (8 veckor) medan PAH:er analyserades i de 3 sista provperioderna. Tributyltenn och oktyl- och nonylfenoler analyserades i två provperioder (tabell 8, avsnitt 3.3.7).

Oljekolväten och tributyltenn

Oljeindex som beskriver summan av de ingående kolvätena, visade en stor skillnad i flödesviktad medelkoncentration mellan inlopp och utlopp (tabell 14). Därmed erhöles en hög avskiljning på 45-77%. De uppmätta medelkoncentrationerna för tributyltenn låg över miljö kvalitetsnormen för ytvatten både vid inlopp och utlopp (tabell 14). Avskiljningen beräknades till 27-47 %. Det bör finnas med i åtanke att beräkningarna för TBT endast bygger på analyser från två provperioder.

Tabell 14. Inkommande och utgående flödesviktade medelkoncentrationer av oljekolväten (oljeindex) och tributyltenn. Belastning och absolut avskiljning samt relativ avskiljning som visas med och utan hänsyn till bräddningen i dammen.

	Flödesviktad medelkoncentration		Belastning 28/3-19/5 (kg)	Belastning (kg/år)	Avskilt ¹ (%)	Avskilt med bräddning ² (%)	AA-MKN inlands- ytvatten ³
	Inlopp	Utlopp					
Oljeindex (µg/l)	110	25	4.8	34	77	45	
Tributyltenn (ng/l)	2,4	1,2	0,00010	0,00072	47	27	0,2

¹ Värden baserade på flödesviktade medelkoncentrationer.

² Värden baserade på mängder med hänsyn till bräddning.

³ Årsmedelvärden av miljö kvalitetsnormer för lösta halter i ytvatten (Europeiska gemenskapen, 2008).

Mätosäkerheter från analyser av variabeln oljeindex visade på nästan ingen variation (tabell 15). Oljeindex förekom över rapporteringsgränsen 5 gånger vid inloppet och ingen gång vid utloppet. Av de ingående kolvätena var det särskilt fraktionen >C35-<C40 som sällan låg över rapporteringsgränsen. För de analysresultat där den uppmätta halten var under rapporteringsgränsen sattes halten till hälften av rapporteringsvärdet vid beräkningar av flödesviktade medelkoncentrationer och belastning (tabell 15), detta enligt förekommande praxis (Swedling, E. O., personlig kontakt maj 2014).

Tributyltenn analyserades i provperioderna 6 och 7 (tabell 8, avsnitt 3.3.7) och halten var under rapporteringsgränsen vid ett tillfälle, vilket var vid inloppet i uppsamlat prov från period 6 (tabell 15). Även här användes halten av halva rapporteringsgränsen för denna analys.

Tabell 15. Variation i mätosäkerheter och medelvärden av dessa samt antal gånger ämnen rapporterats under rapporteringsgränsen vid analys av ALS Scandinavia.

Ämne/ämnegrupp	Variation i mätosäkerhet ¹ (%)	Medelvärde (%)	Antal ggr under rapporteringsgräns	
			Inlopp	Utlopp
Olja (oljeindex)	±29-30	±30	3	8
fraktion >C10-C12	±30	±30	3	7
fraktion >C12-C16	±30	±30	2	6
fraktion >C16-C35	±30	±30	2	7
fraktion >C35-<C40	±30	±30	6	8
Tributyltenn (TBT)	±14	±14	1 ²	0 ²

¹ Värden hämtade från analysrapporter av ALS Scandinavia.

² Tributyltenn analyserades endast i två provtagningsperioder

PAH:er och oktyl- och nonylfenoler

För de två provperioder då oktyl- och nonylfenoler analyserades förekom de ingående föreningarna endast ett fåtal gånger över rapporteringsgränsen vid inloppet (tabell 16). Ingen rapportering av dessa ämnen gjordes vid utloppet och med så få data och lite samband gjordes ingen avskiljnings- och belastningsberäkning. En rapportering av 4-nonylfenoler (teknisk blandning) vid inloppet var dock i närheten av miljökvalitetsnormen för inlandsytvatten, AA-MKN.

För PAH:er gjordes heller inga belastningsberäkningar på grund av osäker data och få uppmätta halter av ingående föreningar. Vid inloppet detekterades naftalen, fluoranten, pyren och krysen över rapporteringsgränsen vid alla tre analyser. Benso(ghi)perylen och indeno(123cd)pyren detekterades med en halt över miljökvalitetsnormen för inlandsytvatten, AA-MKN. Vid utloppet detekterades endast 4 föreningar (totalt 6 detektioner över rapporteringsgränsen).

Tabell 16. Förekomster av oktyl- och nonylfenoler för de två provtagningsperioderna och av PAH:er som analyserades i tre provperioder. Blanka celler innebär att uppmätt halt var under rapporteringsgränsen. Högsta uppmätta halt av respektive oktyl-/nonylfenol och PAH i provtaget vatten samt gränsvärden för god kemisk status för inlandsytvatten (miljökvalitetsnormer för vatten).

	Enhet	Antal prov med uppmätt förekomst		Rapporteringsgräns	Högsta uppmätta halt	AA-MKN inlandsyt-vatten ¹
		Inlopp	Utlopp			
Oktyl- och nonylfenoler:²						
4-tert-oktylfenol	ng/l	1		10	48	100
4-tert-OF-monoetoxylat	ng/l			10		
4-tert-OF-dietoxylat	ng/l	1		10	25	
4-nonylfenoler (tekn blandning)	ng/l	1		100	290	300
4-n-nonylfenol	ng/l			10		
4-NF-monoetoxylat	ng/l	1		100	233	
4-NF-dietoxylat	ng/l	1		100	342	
4-NF ekvivalenter, summa	ngNFekv/l	1		127	726	
PAH:er³						
naftalen	µg/l	3		0,001	0,033	2,4
acenaftylen	µg/l			0,001		
acenaften	µg/l	1	1	0,001	0,0031 ⁶	
fluoren	µg/l			0,001		
fenantren	µg/l	2		0,001	0,035	
antracen	µg/l			0,001		0,1
fluoranten	µg/l	3	2	0,001	0,043 ⁶	0,1
pyren	µg/l	3	2	0,001	0,046 ⁶	
bens(a)antracen	µg/l	2		0,001	0,011	
krysen	µg/l	3	1	0,001	0,013 ⁶	
bens(b)fluoranten	µg/l	2		0,001	0,014	
bens(k)fluoranten	µg/l	1		0,001	0,0025	

summa 2 PAHer (1) ⁴	µg/l	2	0,001	0,014	0,03
bens(a)pyren	µg/l	1	0,001	0,0034	0,05
dibenso(ah)antracen	µg/l	1	0,001	0,01	
benso(ghi)perylene	µg/l	2	0,001	0,015	
indeno(123cd)pyren	µg/l	2	0,001	0,014	
summa 2 PAHer (2) ⁵	µg/l	2	0,001	0,029	0,002

¹Årsmedelvärden av miljö kvalitetsnormer för lösta halter i ytvatten (Europeiska gemenskapen, 2008).

²Analys av två flödesproportionella provtagningsperioder.

³Analys av tre flödesproportionella provtagningsperioder.

⁴Avser summan av bens(b)fluoranten och bens(k)fluoranten.

⁵Avser summan av benso(ghi)perylene och indeno(123cd)pyren.

⁶Max-halt uppmätt vid inloppet.

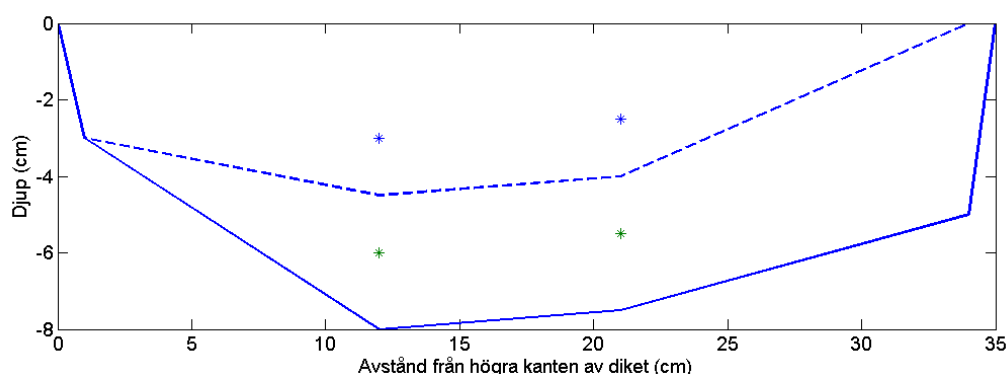
4.3 FLYGELMÄTNING

Det uppmätta flödet vid utloppet kl 10:55 den 19/5, som gjordes av provtagaren ISCO 6712C var 3,1 l/s. Vid samma tidpunkt gjordes fyra vattenhastighetsmätningar med flygel i diket nedströms utloppsbrunnen till Kungsängsdammen (tabell 17). För varje mätning erhöles ett medelvärde på vattnets hastighet under 30 sekunder.

Tabell 17. Uppmätta hastigheter och standardavvikelser för flygelmätningen den 19/5 i utloppsdiket.

Mätpunkt	Avstånd från botten (cm)	Avstånd från kant (cm)	Uppmätt hastighet (m/s)	Standardavvikelse
1	5	12	0,233	0,009
2	5	21	0,176	0,007
3	2	12	0,191	0,011
4	2	21	0,173	0,013

Genom att dela upp tvärsektionen i två sektioner (figur 18), räknades arean för de två ytorna ut i Matlab och dessa multiplicerades med medelhastigheten av de två uppmätta värdena för respektive sektion.



Figur 18. Tvärsektionen av utloppsdiket till Kungsängsdammen där en flygelmätning gjordes den 19 maj. Heldragen linje visar dikets botten och streckad linje visar hur sektionen delades upp i två ytor för uträkning av flödet. Hastighetsmätningar 5 cm från botten

Den totala arean av diket var 215,5 cm² och flödet beräknades till 4,2 l/s (tabell 18).

Tabell 18. Uppmätt area och medelhastighet i utloppsdiket till Kungsängsdammen med flygelmätning. Resultat av framräknat flöde den 19/5 samt motsvarande flöde uppmätt med ISCO-provtagaren.

	Area (cm ²)	Medelhastighet (m/s)	Flöde (l/s)
Sektion 1	107	0,205	2,19
Sektion 2	108,5	0,182	1,97
Totalt	215,5	-	4,16
ISCO 6712C			3,1

4.4 SEDIMENTFÄLLOR

Sedimentfällorna var utplacerade ca 7 veckor mellan den 10 april till den 26 maj.

Utplaceringen verkade ha fungerat väl för fällorna 3-10, medan nr 1 och 2 hade ibland varit torrlagda vid lågt vattenstånd och vid upptagandet var de helt täckta med sediment och dessutom ovanför vattenytan. I nästan samtliga fall uppmättes mer sediment i hinken än på plattan (tabell 19) vilket antyder att sediment kan ha flyttats runt på grund av hög strömning i vattnet. Vid upptaget av fällorna fanns det dock en risk att sedimenten på plattan spolades bort, men detta tros inte ha skett i någon större omfattning då det sedimenterade materialet ofta satt fast hårt på plattan.

Tabell 19. Uppmätt sedimentdjup som sedimentfällor fångat upp under våren 2014 i Kungsängsdammen.

Fälla nr	Sedimentdjup på plattan (cm)	Sedimentdjup i hinken (cm)
1	2,1	11
2	6,5	18
3	0,2	1
4	0,7	1,5
5	0,7	0,5
6	0,2	0,3
7	0,5	2
8	0	0,1
9	0,1	0,3
10	0	0,2

Sedimentdjupet i hinkarna mättes en stund efter att fällorna plockats upp. Tanken var att sedimenten skulle hinna lägga sig och växtdelar och alger lättare skulle kunna urskiljas. I fälla nr 8 och 10 som låg nära utloppet (figur 11, avsnitt 3.6.1) var hinkarna mest fyllda med alger och växtdelar. Fällorna nr 4 och 7 var täckta med en hel del sjögräs där organiskt material tillsammans med sediment ansamlats i hinken. När fälla nr 7 hade fått stå en stund sågs en tydlig hinna med olja på ytan i hinken. På plattorna till fälla nr 3, 5, 6, 7 och 9 var det en mer

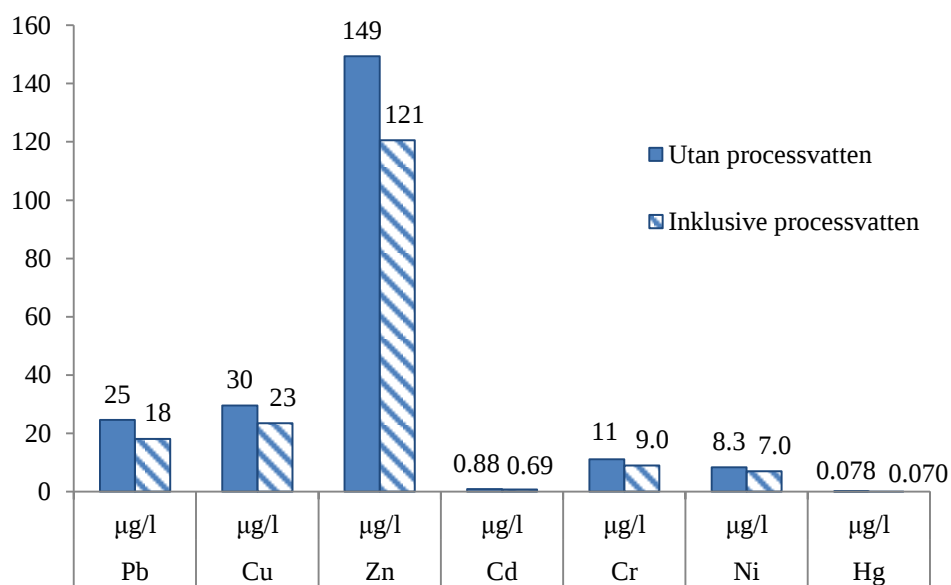
eller mindre fläckvis fördelning av sediment (figur 19). För att kompensera för detta togs ett medelvärde av de på plattan uppmätta sedimentdjupen (tabell 19).



Figur 19. Upptag av sedimentfälla nr 7 den 26/5 där sedimenten var fläckvist fördelade på plattan. Foto: Jonathan Arnlund.

4.5 RESULTAT FRÅN BELSTNINGSBERÄKNING I STORMTAC

Utifrån markanvändningen presenterad i avsnitt 3.7.2 och standardnederbörden på 636 mm/år, gav beräkningen i StormTac ett totalt dagvattenflöde på 9,04 l/s varav ett basflöde på 1,09 l/s. Då Vattenfall släpper ut ca 3,43 l/s av processvatten i dagvattennätet, lades detta flöde till i beräkningen vilket gav ett totalt flöde på 12,73 l/s. Denna skillnad gjorde att koncentrationerna i modellen sjönk på grund av utspädning (figur 20).



Figur 20. Koncentrationer för tungmetaller från Kungsängsdammens avrinningsområde framräknat i StormTac. De helfärgade staplarna visar inloppskoncentrationer utan processvatten från Vattenfalls

fjärrvärmeanläggning och de mönstrade staplarna visar koncentrationen där processvattnet är inkluderat.

Massflödet av föroreningar blev lika stort oberoende om hänsyn togs till processvattenflödet från Vattenfall. Eftersom tillskottsvattnet antogs vara helt fritt från tungmetaller och organiska föreningar påverkades inte detta massflöde (Wiberg, Y., personlig kontakt maj 2014). Nio ämnen och föreningar översteg enligt beräkningen Riktvärdesgruppens riktvärden för dagvattenutsläpp till mindre recipient (tabell 20).

Tabell 20. Medelkoncentration och massflöden för föroreningar beräknade i StormTac för Kungsängsdammen. Värden markerade med fet stil överstiger riktvärden för dagvattenutsläpp direkt till liten recipient (1M) enligt Riktvärdesgruppen.

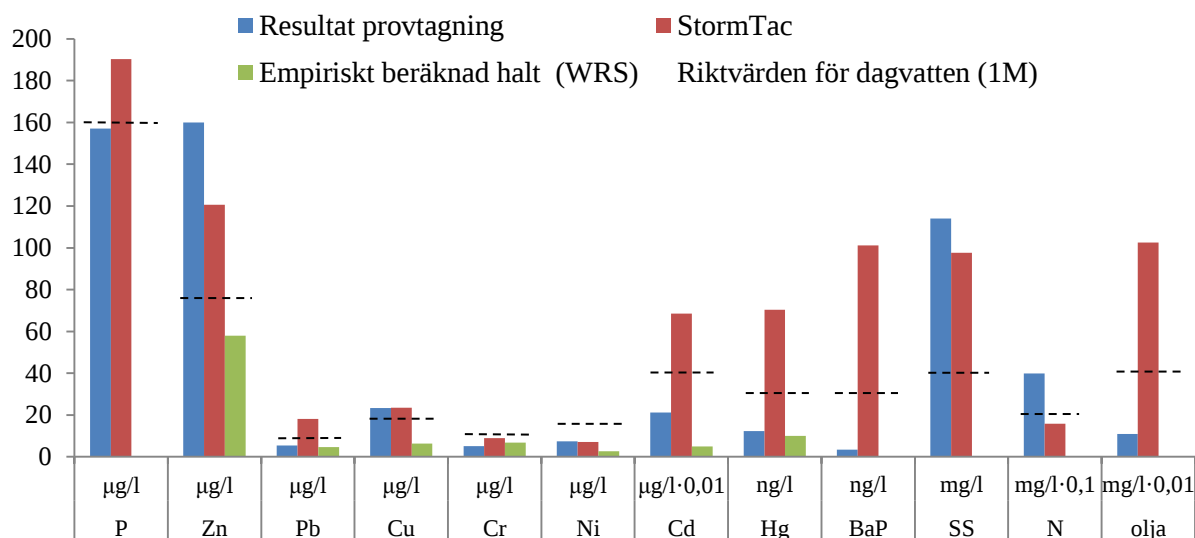
Ämne	Medelkoncentration per år		Massflöde per år		Riktvärden för dagvatten (1M), Riktvärdesgruppen	
		enhet		enhet		enhet
P	190	µg/l	76	kg/år	160	µg/l
N	1,6	mg/l	633	kg/år	2,0	mg/l
Pb	18	µg/l	7,3	kg/år	8,0	µg/l
Cu	23	µg/l	9,4	kg/år	18	µg/l
Zn	121	µg/l	48	kg/år	75	µg/l
Cd	0,69	µg/l	0,28	kg/år	0,40	µg/l
Cr	9,0	µg/l	3,6	kg/år	10	µg/l
Ni	7,0	µg/l	2,8	kg/år	15	µg/l
Hg	0,070	µg/l	0,028	kg/år	0,030	µg/l
SS	98	mg/l	39	ton/år	40	mg/l
oil	1,0	mg/l	412	kg/år	0,40	mg/l
PAH	1,05	µg/l	0,42	kg/år	-	µg/l
BaP	0,10	µg/l	0,041	kg/år	0,030	µg/l

4.6 JÄMFÖRELSE MELLAN UPPMÄTTA VÄRDEN, RIKTVÄRDEN OCH BERÄKNINGEN I STORMTAC

De flödesviktade medelkoncentrationerna vid inloppet från den flödesproportionella provtagningen jämfördes med de medelhalter av föroreningar som beräknats i StormTac och med de halter som tidigare räknats fram i WRS sedimentprovtagning med Germans formel (WRS, 2014). Halterna jämfördes även med Riktvärdesgruppens riktvärden för dagvattenutsläpp direkt till mindre vattendrag (figur 21). För jämförelse av bens(a)pyren används den uppmätta inloppshalten vid provtagningen.

De uppmätta halterna och de erhållna värdena från StormTac stämde väl överens för ämnena fosfor, zink, koppar, nickel och suspenderat material (avvikelse <25%). För krom, kadmium, bly, kvicksilver, olja och bens(a)pyren var den beräknade halten i StormTac mycket högre än

den uppmätta (med avvikelse i stigande ordning från krom, 75%, till bens(a)pyren, 2 873%). Den beräknade halten av kväve i StormTac var knappt hälften så stor som den uppmätta.



Figur 21. Jämförelse mellan flödesproportionell provtagning vid inloppet, belastningsberäkning i StormTac, empiriskt framräknade halter från WRS sedimentprovtagning för Kungsängsdammen samt riktvärden för dagvattenutsläpp till mindre vattendrag (1M). Halterna av Cd, N och olja har multiplicerats med 100, 10 respektive 100 för att möjliggöra jämförelsen i samma diagram.

De empiriskt beräknade halterna i inkommande dagvatten från WRS sedimentprovtagning jämfört med de uppmätta var genomgående lägre för bly, kvicksilver, nickel, zink, koppar och kadmium (15-76% lägre halter i fallande ordning). För krom var dock den empiriskt beräknade halten högre (32 %).

Resultatet från provtagningen visade på högre halter av zink, koppar, suspenderat material och kväve vid inloppet än riktvärdena enligt Riktvärdesgruppen (1M).

5 DISKUSSION

I det här kapitlet diskuteras de erhållna resultaten av den flödesproportionella provtagningen, beräkningen i StormTac och undersökningen av sediment var för sig. I slutet av kapitlet kommenteras observationer angående skötsel av dammen och några praktiska tips ges för arbete med flödesproportionell provtagning.

5.1 FLÖDESPROPORTIONELL PROVTAGNING

Den flödesproportionella provtagningen fungerade bra i sin helhet och gav resultat, varför det inte blev lika nödvändigt att använda sig av t.ex. provtagningen med sedimentfällorna. Provtagningsperioden som var på 8 veckor och genererade 16 analysprotokoll för tungmetaller, suspenderat material, oljeindex och näringsämnen ansågs vara tillräckligt med data för att kunna säga något om reningsfunktionen hos dammen. Övriga organiska ämnen analyserades endast i 2 provperioder (3 perioder för PAH:er) och därför dras endast slutsatser om huruvida de förekommer i dagvattnet och inte i vilka mängder och halter de förekommer. För de ämnen där ingen detektion skett vid utloppet anses resultatet ändå vara användbart då halterna i förekommande fall är under rapporteringsgränsen för analysmetoden och därmed visar på låga utsläpp från dammen.

Provtagningsresultatet återspeglar vår- och sommarklimat eftersom snösmältningen redan hade skett samt att temperaturerna under mars-maj låg över det normala. Perioden kan även anses återspegla en regnig period, då maj månad bjöd på nästan dubbelt så mycket nederbörd som under ett normalår (figur 13). När avskiljningseffektivitet och halter av föroreningar från denna undersökning jämförs med data som bygger på årsmedelvärden bör detta tas i beaktning. I idealfallet förespråkas provtagning under årets alla årstider.

5.1.1 Flödesmätning och bräddning

Utloppet

Vid utloppet ansågs flödesmätningen fungera relativt bra. Signalen från hastighetsgivaren var dock ibland brusig. Detta tros bero på turbulens i vattnet kring givaren då det inkommande vattnet leddes ut i en mer eller mindre fylld brunn. Särskilt vid mycket nederbörd kan vattenståndet i utloppsdiket påverka flödet då detta dämmer upp till brunnen och röret där givaren var placerad.

Vid utloppet utfördes även en flygelmätning för att kontrollera A/h-givaren. Det uppmätta flödet var av samma storleksordning som registrerat flöde av ISCO-provtagaren vid samma tidpunkt (4,2 respektive 3,1 l/s). Det var stora osäkerheter i flygelmätningen då det inte gick att göra hastighetsmätningar på fler än fyra punkter eftersom dikets dimensioner var små. Resultatet antyder att flödesmätningen med A/h-givaren vid utloppet underskattade det egentliga flödet. Eftersom hastigheten är mindre längs med kanterna och nära botten i en ström kan det också tänkas att flygelmätningen gav en orimligt hög vattenföring. Detta togs nämligen inte i beaktande vid uträkningen där endast den uppmätta hastigheten kring mitten

av tvärsektionen användes för hela ytan. Man skulle kunna göra fler mätningar vid olika flöden, men detta hade krävt mer tid och resurser.

Inloppet

Vid inloppet fungerade flödesmätningen med A/h-givaren mindre bra och därför valdes en annan metod för att beräkna flödet i efterhand. Provtagaren var dock fortfarande inställd på att ta prover enligt area-/hastighetsmetoden då det underlättade för att göra inställningarna för det förväntade flödet kommande vecka. I mätperiod 3 var det uppmätta inflödet mindre än utflödet (tabell 9, avsnitt 4.2.2). Detta tros bero på att det regnade mycket under den föregående veckan och därmed magasinerades mycket vatten i dammen, vilket bidrog till ett högre flöde vid utloppet följande vecka, då nivån sjönk successivt.

Bräddning

Skillnaden mellan de uppmätta flödena vid inloppet och utloppet visade att 40 % av inloppsflödet bräddas (tabell 9, avsnitt 4.2.2). Att mäta andelen vatten som bräddas har visat sig vara viktigare än förväntat, då bräddningsflödet kan få stora konsekvenser för avskiljningseffektiviteten hos dammen. I resultatet redovisas två avskiljningseffektiviteter för varje ämne, där den ena tar hänsyn till andelen bräddat vatten. Den egentliga avskiljningseffektiviteten bedöms vara någonstans mellan dessa två värden. De två olika metoder som användes för att räkna ut flödet vid inlopp respektive utlopp anses ge trovärdiga beräkningar av flödet och därmed blir resultatet av belastningsberäkningar och flödesviktade medelkoncentrationer för föroreningar säkrare. Detta i jämförelse med att man t.ex. hade använt endast utloppsflödet vid dessa beräkningar. Andelen som bräddats tros dock vara överskattad beroende på följande faktorer:

- Flygelmätningen gav en antydning om att flödet vid utloppet var underskattat, vilket också är rimligt då det är vanligt att en A/h-givare ger en brusig signal för hastighetsmätningar och därmed registreras ett lägre flöde. Även om negativa värden och nollvärden filtrerades bort vid uträkningen av flödet verkar svaga signaler och turbulens i vattnet ge upphov till låga hastighetsmätningar.
- Vid inloppet användes Prandtl-Colebrooks samband samt Brettings formel för beräkning av flödet. Inparametrarna till dessa formler innehåller osäkerheter, där t.ex. en ändring av värdet på råheten "k" för röret från 0,2 mm (PVC) till 1 mm (betong) och en ändring av ledningens lutning "S₀" från 19 ‰ till 10 ‰, ger en minskning av flödet på 40 % vid en nivå i röret på 3 cm (ekvation 10, avsnitt 3.3.3). Formlerna förutsätter dessutom att ingen dämning sker nedströms beräkningspunkten samt att flödet är laminärt. Detta leder till misstankar om att flödet vid inloppet kan vara överskattat. Skillnaden mellan inlopps- och utloppsflödet blir alltså större, vilket resulterar i att andelen bräddat vatten också ökar.

Intentionen under examensarbetet var att sätta en nivågivare vid bräddningsdiket för att räkna ut i vilken storleksordning vattnet bräddar vid höga flöden. Detta var dock inte möjligt då Uppsala Vattens tryckgivare visade sig vara ur funktion under provtagningsperioden. För att undersöka tillförlitligheten i flödesmätningen vid inlopp och utlopp hade man kunnat

installera kompletterande area-hastighetsgivare. Detta gjordes t.ex. i projektet NOS-dagvatten där problem också uppstod med stora uppmätta skillnader mellan inlopps- och utloppsflöden (Andersson m.fl., 2012).

En annan viktig orsak till att vara kritisk mot de beräknade avskiljningseffektiviteterna med hänsyn till bräddning är att i uträkningen antas halten i bräddat vatten vara densamma som halten i inkommande vatten (ekvation 15, avsnitt 3.3.9). För att säkert veta hur detta förhåller sig måste man ta prover på det bräddade vattnet. Eftersom särskilt större partiklar sedimenterar mycket i fördiket som ligger innan bräddningen, bör denna halt vara mindre än inloppshalten av föroreningar. Med detta resonemang är alltså avskiljningseffektiviteten med hänsyn till bräddat vatten troligen underskattad.

5.1.2 Uppsamlade volymer

Det var svårt att göra något åt felet i uppsamlade volymer, där uppsamlat vatten i kärnen alltid var mindre än förväntat (avsnitt 4.2.2). Med antagandet att alla uppsugna prover hade ungefär lika stort fel, blev den totala uppsamlade volymen ändå representativ i förhållande till flödet. Tänkbara felkällor kan vara tryckskillnader p.g.a. skillnad i vattenstånd eller smutsigt vatten.

5.1.3 Suspenderat material

Studier visar att halten suspenderat material är viktig för en damms avskiljningsförmåga. En högre SS-halt genererar en högre avskiljning. Detta gäller dock endast upp till en viss gräns, då avskiljningen vid en högre SS-halt än 100 mg/l helt styrs av sedimenteringstiden (Pramsten, 2010). Den flödesviktade medelhalten av inkommande suspenderat material uppmättes till 114 mg/l under provtagningen, vilket kan jämföras med t.ex. inloppet till Ladbrodammen i projektet NOS-dagvatten som hade en flödesviktad medelhalt av 112 mg/l (Andersson m.fl., 2012). Halten steg markant under de veckor med mycket regn och låg väldigt nära utloppshalten de veckor det inte regnade alls. Detta är i linje med tidigare forskning och vad som förväntas i dagvatten. Kungsängsdammen avskiljer mycket suspenderat material (54-93 %), i förhållande till utloppet från själva dammen. Det är dock troligt att en viss andel bräddas innan dammen, men avskiljningseffektiviteten bör ligga över 54 %, då det är känt att en stor andel av uppmätt SS-halt utgörs av större partiklar som sedimenterar tidigt i systemet och därmed kan sedimentera i fördiket innan bräddningen (Andersson m.fl., 2012).

Den flödesviktade utloppshalten uppmättes till 7,7 mg/l, vilket är under riktvärdet för dagvattenutsläpp direkt till mindre recipient (1M) på 40 mg/l (tabell 2, avsnitt 2.3.4). Kungsängsdammens avskiljningseffektivitet för suspenderat material anses alltså vara mycket god, vilket tyder på att avskiljningen av föroreningar också är mycket god. Den visuella skillnaden som syntes mellan uppsamlat vatten från inlopp och utlopp (figur 17) indikerar också att avskiljning av partiklar sker. I maj var vissa prover vid inloppet troligen påverkade av pollen som kan ha bidragit till missfärgningen av vattnet.

5.1.4 Fosfor och kväve

Fosforhalten låg nära riktvärdet för dagvatten vid inloppet (tabell 10). Med den uppmätta avskiljningseffektiviteten visade sig dock utloppshalterna ligga klart under riktvärdet (tabell 2, avsnitt 2.3.4). Avskiljningen på 44-77 % var relativt hög jämfört med dammarna i NOS-projektet där avskiljningen av fosfor varierade mellan 6-66 % (Andersson m.fl., 2012). Den höga avskiljningen kan förklaras av den inkommande halten suspenderad substans som avskiljs effektivt. Då en stor del av fosfor i dagvatten antas vara partikulärt bundet blir avskiljningen därmed hög.

Den inkommande kvävehalten låg högt över riktvärdet (1M) för dagvatten (figur 21). Jämfört med det beräknade värdet i StormTac var halten mer än dubbelt så stor. Halterna uppmätta i NOS-projektet som varierade mellan 1,3-3,5 mg/l, var även de lägre än uppmätt halt vid inloppet som var på 4,0 mg/l (Andersson m.fl., 2012).

Utloppshalten av kväve som uppmättes till 1,9 mg/l tangerade riktvärdet på 2,0 mg/l. Eftersom denitrifikationen där nitrit och nitrat omvandlas till kvävgas hämmas av låga temperaturer, är det möjligt att detta påverkade avskiljningen i dammen under provperioden. De höga inloppshalterna är dock svåra att förklara, då kväve till stor del härstammar från liknande spridningskällor som fosfor och den uppmätta fosforhalten inte var anmärkningsvärt hög. Avskiljningen återspeglar dock den som uppmätts i liknande anläggningar, där NOS-dammarna visade en relativ avskiljning på 5-47 % gentemot Kungsängsdammen som visade en avskiljning på 30-52 % (Andersson m.fl., 2012).

5.1.5 Tungmetaller

Avskiljning

Generellt sett var den uppmätta avskiljningen av tungmetaller hög (tabell 12). Undantaget var kvicksilver och molybden. Eftersom kvicksilver endast detekterades över rapporteringsgränsen vid två tillfällen och dessa vid inloppet, kan inga slutsatser dras om avskiljningseffektiviteten av ämnet (tabell 13). Däremot visar resultatet att kvicksilver inte förekommer i höga halter och att halterna varken överskrider riktvärdet för dagvatten (1M) eller EU:s miljökvalitetsnormer för ytvatten (tabell 1, avsnitt 2.2).

Den låga relativa avskiljningen av molybden kan tyda på att ämnet inte förekommer i höga halter i inkommande vatten, att de uppmätta halterna vid utloppet är bakgrundshalter från omgivande mark eller en kombination av dessa. Det finns inte mycket dagvattenstudier där molybden lyfts fram och därför lite jämförelsedata.

Arsenik, kvicksilver och kadmium hade höga mätosäkerheter (tabell 13). Detta tros bero på att de uppmätta halterna av dessa ämnen ofta låg nära rapporteringsgränsen. Den förhöjda rapporteringsgränsen för arsenik kan bero på klorid i vattnet och kadmium kan ha fått högre rapporteringsgräns på grund av halten av molybden (tabell 7, avsnitt 3.3.6). Att det förekommer höga halter klorid i dagvattnet förklaras av Vattenfalls processvatten som har en förhöjd salthalt.

Arsenik var den tungmetall som hade högst mätosäkerhet och halten låg sällan över rapporteringsgränsen (tabell 13). På grund av detta bör osäkerheten i den framräknade avskiljningen av ämnet tas i beaktande när data tolkas. Detta gäller även för kvicksilver som endast detekterades två gånger och då vid inloppet (tabell 13).

För de övriga metallerna var avskiljningen på mellan 67-91 %, jämfört med NOS-projektet där avskiljningen var som högst kring 70 % för bly, krom och zink vid några anläggningar (Andersson m.fl., 2012). Med bräddningen inräknad var avskiljningen däremot lägre, mellan 39 och 53 % för dessa metaller (tabell 12). Eftersom bräddningsflödet tros vara överskattat och sedimentation troligen sker innan bräddningen, bör avskiljningen för metallerna ligga över dessa värden. Detta innebär att oavsett hur nära den egentliga avskiljningen ligger värdena beräknade utan hänsyn till bräddningen, visar undersökningen att det sker en markant avskiljning för totalhalter av tungmetaller.

Riktvärden

Riktvärdena från Riktvärdesgruppen för tungmetaller, näringsämnen, suspenderad substans och olja valdes vid jämförelse till 1M. Detta är en subjektiv bedömning och jämförelsevärden hade också kunnat väljas för utsläpp till större recipient (1S). Ingen av tungmetallerna överstiger riktvärdena för 1M vid utloppet medan både zink och koppar överstiger riktvärdena vid inloppet. En orsak till höga halter av särskilt zink, förutom biltrafik, kan vara färgen från de containrar som står lagrade på Vattenfalls fjärrvärmeanläggning. En förklaring till kopparhalterna kan vara korrosion av tak som innehåller koppar, men om det förekommer sådana tak i avrinningsområdet har inte undersökts i projektet. Även för koppar antas biltrafik utgöra en stor föroreningskälla.

5.1.6 Organiska föreningar

Oljekolväten

Rapporteringsgränsen för olja var på 0,05 mg/l för de ingående kolkedjorna, vilket var lägre än vad Andersson m.fl. (2012) rekommenderar i rapporten NOS-dagvatten. Trots detta detekterades endast oljeindex i 5 prover vid inloppet (tabell 15). Den flödesviktade inloppskoncentrationen av olja var på 110 µg/l, vilket är klart under riktvärdet (1M) på 400 µg/l (tabell 14). Den uppmätta halten var även långt under den beräknade inloppshalten i StormTac. Under projektet observerades dock mycket oljeskimmer vid fördiket till dammen och sedimenten luktade olja. Detta kan förklaras av att även vid mycket små koncentrationer kan ett oljeskimmer synas (Andersson m.fl., 2012). Insugssilen, där prover sugs upp till provtagaren, var vid inloppet placerad på botten av nedstigningsbrunnen. Eftersom olja lägger sig vid ytan i vatten, kan även placering av silen orsaka att olja inte sögs upp på grund av att vattnet inte var totalt omblandat.

Vid utloppet detekterades inte oljeindex någon gång under provtagningen (tabell 15). En förklaring kan vara att avskiljningen fungerar bra, eller att mycket olja bräddas ut i bräddningsdiket då det lägger sig på ytan. För att förhindra detta är det viktigt att underhålla oljerenset i fördiket och se till att adsorptionen fungerar.

PAH:er

Resultatet visade att PAH:er förekommer i dagvattnet, särskilt vid inloppet. Vid utloppet detekterades ämnena över rapporteringsgränsen endast vid ett fåtal tillfällen (tabell 16). Det vore däremot önskvärt att ha ännu fler provtagningsperioder av PAH:er och om möjligt lägre rapporteringsgränser för att lättare kunna se trender i avskiljningseffektiviteten av föreningarna.

TBT

Tributyltenn mättes i två provperioder, period 6 och 7 som var mycket regniga (tabell 9). Både inlopps- och utloppshalterna av ämnet översteg miljökvalitetsnormen för inlandsytvatten (AA-MKN) (tabell 14). Eftersom mätperioden var mycket regnig med en hög avrinning till dammen, finns det en chans att årsmedelhalten av ämnet är lägre än den redovisade. Dessutom bör man ha i åtanke att miljökvalitetsnormen gäller för just ytvatten och att dessa gränsvärden är strängare än vad som bör krävas för dagvatten, samt att miljökvalitetsnormen åsyftar löst koncentration.

Den beräknade avskiljningen på 47 % bygger på få mätresultat och analyser bör ske över en längre tid för att kunna dra slutsatser om reningseffektiviteten av ämnet. Eftersom den flödesviktade inloppshalten låg över miljökvalitetsnormerna för både max- och medelkoncentration i ytvatten bör ämnet undersökas närmre (Europaparlamentet, 2000). Det vore intressant att utforska om t.ex. båtar tidigare har lagrats i avrinningsområdet, då föreningen bl.a. sprids genom båtbottnfärg.

Inloppshalten på 2,4 ng/l och utloppshalten på 1,2 ng/l ligger dock inte långt ifrån halterna i Ladbrodammen och Tibbledammen, med 1,2-2 ng/l och <1-2,6 ng/l uppmätt i inlopp respektive utlopp (Alm m.fl., 2012).

Oktyl- och nonylfenoler

De höga halter av oktyl- och nonylfenoler som påträffades i WRS screeninganalys (2014) av sedimenten i Kungsängsdammen, återfanns inte i samma grad i provtagningen av dagvattnet (tabell 16). Vissa av de ingående ämnena påträffades över rapporteringsgränsen för inloppet, men ämnena påträffades ej vid utloppet. Resultatet tyder på att en viss rening sker, men fler och längre provtagningsperioder skulle behövas för att fastställa ämnenas förekomst och avskiljning.

Om detektionsgränsen (3 standardavvikelser från blankprov) hade använts istället för rapporteringsgränsen (10 standardavvikelser från blankprov), skulle man eventuellt kunna dra fler slutsatser kring avskiljningseffektiviteten av olja, PAH:er och oktyl- och nonylfenoler. Halterna ovan detektionsgränsen fanns dock inte redovisade i resultaten från ALS Scandinavia. För att kunna dra fler slutsatser kring avskiljningseffektiviteten av organiska föreningar, hade fler prover behövts.

5.2 BERÄKNING MED STORMTAC

Resultatet av belastningsberäkningen med StormTac gav för många ämnen överensstämmande resultat med provtagningen. Medelflödet i StormTac beräknades till 9 l/s utan processvatten från Vattenfalls anläggning och 12,7 l/s med processvattnet. Flödesmätningen vid inloppet under perioden gav ett medelflöde på 9,5 l/s vilket överensstämmer väl med StormTac. Eftersom provtagningen pågick under mars-maj som vanligtvis är relativt torra månader på året och eftersom snösmältningen redan hade ägt rum, är det troligt att det uppmätta medelflödet var något lägre än medelflödet per år in till dammen. Eftersom avrinningsområdet till stor del består av hårdgjorda ytor, bör andelen grundvatten som magasinerats och bidrar till avrinningen under våren ge en marginell inverkan på flödet.

Beräkningen visar att det är viktigt att ha med tillskottsvatten (i detta fall bestående av processvatten från Vattenfall) med i indatat för att ge en rättvis bild av förväntade föroreningskoncentrationer i dagvattnet. Utan tillskottsvattnet medräknat skulle de flesta föroreningskoncentrationerna vara ca 20-30 % högre (figur 20).

För de individuella föreningarna och ämnena var det särskilt bens(a)pyren, olja och kvicksilver som avvek mycket från de uppmätta halterna (>400%). Ämnet bens(a)pyren analyserades endast i 3 av de 8 veckoproverna och detekterades över rapporteringsgränsen endast en gång vid inloppet (tabell 16). Medelhalten för provtagningen hade därför kunnat vara ännu lägre, eftersom vid jämförelsen med StormTac användes den uppmätta koncentrationen vid den provperiod då ämnet detekterats. Detta antyder att halten beräknad i StormTac är mycket överestimerad. I schablonvärdena för de olika markanvändningarna i StormTac bedöms dock halterna för bens(a)pyren härstamma från ”mycket osäker data”, vilket kan förklara denna skillnad.

Halterna för oljeindex härstammar från ”osäker” till ”mycket osäker data” i StormTac och kvicksilver härstammar endast från ”mycket osäker data” för de valda markanvändningarna i avrinningsområdet. Detta tros vara den största anledningen till skillnaden i inloppshalter gentemot provtagningen.

För de resterande ämnena P, N, Zn, Pb, Cr, Cu, Ni, Cd och SS i jämförelsen (figur 21) stämde inloppshalterna bättre överens. Koppar stämde bäst överens med 0 % skillnad, följt av nickel med 5 % skillnad. Alla dessa ämnen härstammade från schablonvärden med ”mycket säker data” och i viss mån ”osäker” och ”mycket osäker data” i StormTac. Programmet kan utifrån dessa resultat användas för att få en ungefärlig bild av föroreningskoncentrationer och belastning av föroreningar i dagvatten.

5.3 UNDERSÖKNING AV SEDIMENT

5.3.1 Sedimentfällor

Resultatet från sedimentfällorna visade att mycket sedimentation sker i fördiket. Dock var omfattningen av sedimentationen svår att säkert konstatera då vattenståndet ibland låg under fällorna. Att det skulle ha skett sedimentation med ett 11-18 cm tjockt sedimentlager under dessa veckor verkar inte rimligt (tabell 19). Troligen har sedimenten i fördiket förflyttat sig under perioden vid höga flöden och lagt sig ovanpå fällorna.

För övriga fällor går det inte att säkert veta om sediment kan ha sköljts av från plattorna vid upptagningen, då många fällor var fläckvis täckta av sediment. Misstankar finns att vissa fällor inte var helt horisontellt placerade mot botten under hela provperioden. Detta kan ha orsakat att sediment återsuspenderat i en högre grad. Resultatet visade ändå att sedimentation sker framför allt i dammens främre del och vid provpunkt 7, i passagen i den nordvästra delen av dammen (figur 11, avsnitt 3.6.1).

Det vore intressant att utforma en fälla som med tyngder sänks ner på botten och därför med större säkerhet kan antas vara horisontell. Nedstickningen av armeringsjärnet med ”NOS-fällan” var ett kritiskt moment, särskilt då botten ibland var stenig och båten lätt drev åt sidan vid utplaceringen. Det var även svårt att göra en noggrann mätning av sedimentdjupet på plattorna då det sedimenterade materialet ofta var fläckvist utspritt. Även sedimentdjupet i hinkarna var svårt att mäta då det ibland var löst och blandat med organiskt material.

Det vore också intressant att analysera de uppsamlade sedimenten för att jämföra med den flödesproportionella provtagningen. Detta hade dock varit problematiskt då vissa fällor samlat upp väldigt lite sediment.

5.3.2 Sedimentprovtagning

De empiriskt beräknade halterna av tungmetallerna Pb, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni och Zn från WRS sedimentprovtagning (WRS, 2014), stämde förvånansvärt väl överens med de uppmätta inloppshalterna. T.ex. stämde halten bly, krom och kvicksilver överens inom 30 % (figur 21). De analyserade sedimentpropparna bestod av material som hade sedimenterat i dammen sedan den byggdes, medan vattenprovtagningen skedde under en begränsad period. Det kan därför tänkas att sedimentpropparna ger en indikation av hur den inkommande medelhalten av föroreningar ser ut. Samtidigt bedöms osäkerheten i Germans formel (German & Svensson, 2002) vara så stor att inga slutsatser av detta resonemang bör dras.

5.4 SKÖTSEL AV KUNGSÄNGSDAMMEN

Från de observationer som gjorts under arbetet kan slutsatsen dras att fördiket är i stort behov av rensning. I nuläget riskerar det redan sedimenterade materialet i diket att spolats bort vid höga flöden och därför bör det sedimenterade materialet grävas upp och föras till deponi.

Rensning av utlopps- och bräddningsdiket bör ske inom en snar framtid för att förbättra hydrauliken så att ingen dämning sker uppströms. Som tidigare nämnts behöver bräddningsflödet utredas och mätas för att man ska få veta omfattningen av detta flöde och kunna bedöma risken för att stora mängder föroreningar passerar dammen vid höga flöden. Det kan även utredas om det vore bra att öka dimensionen på inloppsröret till själva dammen för att få mer vatten att passera där. Då behöver möjligen även utloppsrörets dimension ökas alternativt att vattnet kan brädda även här vid höga nivåer.

5.5 PRAKTISKA TIPS OM FLÖDESPROPORTIONELL PROVTAGNING

Flödesproportionell provtagningen är, som tidigare undersökningar visat, en resurskrävande provtagningsmetod. Krav på kompetens för flödesmätning, provhantering och beräkningsmetoder är viktiga vid sådan provtagning.

Förslagsvis är det bra att tidigt ta reda på vilka ämnen som ska analyseras och hur stora provvolymerna dessa kräver för analys. Detta avgör vilket typ av kärl som behövs och vilka volymintervall dessa ska klara av. Om för stora volymer samlas in kan arbetet att tömma dessa och blanda om proverna bli tungt. Vid för små volymer på kärnen riskerar man att dessa överfylls då marginalen av inställningen för provtagningsintervallet blir liten.

Om provtagning ska pågå under en längre tid, är det en fördel om el dras till mätplatsen för att provtagningspersonalen inte ska behöva byta batterier till provtagaren, vilket är omständigt och tidskrävande. Eventuell kylning av uppsamlade prover kräver också el.

Vid nybyggnation av dagvattendammar kan framtida provtagningar underlättas om det i ett tidigt stadium görs lösningar som möjliggör provtagning av både inlopps- och utloppsvatten.

6 SLUTSATSER

Den flödesproportionella provtagningen visade att Kungsängsdammen fungerar väl som avskiljningsanläggning för föroreningar. Suspenderat material, näringsämnen och tungmetaller avskiljs effektivt. Vidare visade undersökningen att:

- Flödesmätningen är det svåraste momentet vid flödesproportionell provtagning. Att mäta och uppskatta andelen vatten som bräddas vid höga flöden i en dagvattenanläggning är viktigt för bedömning av avskiljningseffektiviteten.
- De uppmätta inloppshalterna för zink, koppar, kväve och suspenderat material översteg riktvärdena för dagvattenutsläpp direkt till mindre recipient (1M). Utloppshalterna för dessa ämnen låg under riktvärdena.

- Den uppmätta inloppshalten av kväve överskred både beräknad halt i StormTac, riktvärdena för dagvatten (1M) och värden från mätningar i liknande dagvattenanläggningar.
- För organiska föreningar uppmättes tributyltenn över miljökvalitetsnormerna för ytvatten både vid inloppet och utloppet till dammen. Spridningskällan för föroreningen i avrinningsområdet bör undersökas.
- Inloppskoncentrationer framräknade i programmet StormTac gav överensstämmande resultat med den flödesproportionella provtagningen. Detta gällde särskilt för de ämnen som i programmet baserats på ”mycket säker data”. För att jämföra storleksordningen och göra en rimlighetsbedömning av uppmätta halter fungerar programmet väl.
- Utsättning av sedimentfällor visade att sedimentationen sker främst i fördiket och i inloppet till dammen. Fördiket är i stort behov av rensning, då sediment riskerar att spolats bort vid höga flöden.
- Erfarenheter från det genomförda projektet med mät- och beräkningsmetoder har gett Uppsala Vatten ökade kunskaper som kan användas vid utvärdering och provtagning av andra dagvattenanläggningar. Således uppfylldes syftet med att ge underlag för Uppsala Vatten att kartlägga föroreningsutsläpp i dagvattnet i hela Uppsala.

7 REFERENSER

- Alm, H., Åström, A., (2014). *Kommunal dagvattenhantering – juridiska och finansiella aspekter*. Svenskt Vatten Utveckling, Rapport nr 2014-07.
- Alm, H., Banach, A., Larm, T., (2010). *Förekomst och rening av prioriterade ämnen, metaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten*. Svenskt Vatten Utveckling, Rapport nr 2010-06.
- ALS Scandinavia, (2014a). Vägledning för provhantering – Vatten. [online] Tillgänglig via: <http://www.alsglobal.se/website/var/assets/media-se/pdf/provhantering_vatten.pdf> [Hämtad 2014-06-02].
- ALS Scandinavia, (2014b). Om ALS – Ackreditering. [online] Tillgänglig via: <<http://www.alsglobal.se/als-scandinavia/om-als>> [Hämtad 2014-06-16]
- ALS Scandinavia, (2014c). Provhanteringsinstruktioner – Metaller. [pdf] Tillgänglig via: <http://www.alsglobal.se/website/var/assets/media-se/pdf/provhantering_metaller_111018.pdf> [Hämtad 2014-06-26].
- ALS Scandinavia, (2014d). Kvalitet. Om detektionsgränser och rapporteringsgränser. [pdf] Tillgänglig via: <http://www.alsglobal.se/website/var/assets/media-se/pdf/kvalitet_120528.pdf> [Hämtad 2014-06-26].
- Andersson, J., Owenius, S., Stråe, D., (2012). *NOS-dagvatten. Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem Stockholmskommuner*. Svenskt Vatten Utveckling, Rapport nr 2012-02.
- Aylward, G., Findlay, T., (2008). *SI Chemical Data*, 6th ed., John Wiley & Sons Australia, Milton.
- Bexelius, A., (1999). Sammanställning av provtagning på dagvattenledningsnätet samt teoretisk beräkning av föroreningstransporter från dagvattnet i Uppsala. [rapport] Uppsala: Tekniska kontoret VA-avdelningen.
- Bryhn, A., Håkansson, L., (2008). *Water Pollution – Methods and criteria to rank, model and remediate chemical threats to aquatic ecosystems*. Uppsala: Geotryckeriet.
- Europaparlamentet, (2000). Europaparlamentets och Rådets direktiv 2000/60/EG. [online] Tillgänglig via: <<http://eur-lex.europa.eu/homepage.html>> [Hämtad 2014-04-15].
- Europeiska gemenskapen, (2008). Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105/EG av den 16 december 2008. [pdf] Tillgänglig via: <<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:348:0084:0097:SV:PDF>> [Hämtad 2014-06-26].
- German, J., Svensson, G., (2002). *The relation between stormwater and sediment quality in stormwater ponds*. ASCE, Portland, USA.

Glad, T., Ljung, L., (2004). *Modellbygge och simulering*. Upplaga 2:5. Lund: Studentlitteratur AB

Hendriks, M., (2010). *Introduction to Physical Hydrology*. Oxford: Oxford University Press.

Henriksson, L., (2013). Renare dagvatten från kvarteret Brännugnen. Uppsala Universitet. Tillgänglig via: <uu.diva-portal.org/smash/get/diva2:642800/FULLTEXT01.pdf> [Hämtad 2014-02-17].

Ingesson, U., (1996). Denitrifikationsprocessen - en litteraturstudie. [pdf] Tillgänglig via: <http://www.vaxteko.nu/html/sll/slu/tekn_rapp_vattenvardslara/TRV24/TRV24.HTM> [Hämtad 2014-06-16].

Jacobsson, G., (2013). Rapport 1002615867:1, Dagvattenrapport för 2013, Uppsala: Vattenfall Heat Generation Uppsala.

Karlsson, K., Viklander, M., Scholes, L., Revitt, M., (2009). *Heavy metal concentrations and toxicity in water and sediment from stormwater ponds and sedimentation tanks*. Journal of Hazardous Materials, 178, pp.612-618.

Larm, T., Börjesson, E., Holmgren, A., (1999). Platsbesparande befintliga reningssystem för dagvatten – förstudie i projekt tekniktävling för rening av dagvatten. [pdf] Tillgänglig via: <http://www.stockholmvatten.se/commondata/rapporter/avlopp/dagvatten/rening_av_dagvatten_ext_webb.pdf> [Hämtad 2014-06-23].

Larm, T., (2005). 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. [pdf] Tillgänglig via: <<http://stormtac.com/admin/Uploads/Equations.pdf>> [Hämtad 2014-06-12].

Larm, T., Pirard, J., (2010). *Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten*. Rapport nr 04s2010-05-18.

Lidström, V., (2012). *Vårt vatten. Grundläggande lärobok i vatten- och avloppsteknik*. Svenskt Vatten AB, ISSN nr: 1645-5117

Linköpings kommun och Tekniska verken i Linköping AB, (2011). LOD, Lokalt omhändertagande av dagvatten på villatomter och bostadsgårdar. [pdf] Tillgänglig via: <<http://www.osby.se/PageFiles/793/Bra%20exempel%20p%C3%A5%20LOD%20fr%C3%A5n%20Link%C3%B6ping.pdf>> [Hämtad 2014-06-23].

MJK, (2006). Flödesmodul 750 för provtagare 6712. [pdf] MJK Automation AB. Tillgänglig via: <http://www.mjk.se/fileadmin/datablad/d_isco750.pdf> [Hämtad 2014-05-14].

Nationalencyklopedin, (2014). Föreningens namn – biologisk roll. [online]. Tillgänglig via: <<http://www.ne.se/lang/tenn>> (för t.ex. tenn). [Hämtad 05-06-2014].

Naturvårdsverket, (2007). Oljeavskiljare, fakta 8283, februari 2007. ISBN 91-620-8283-3.

Naturvårdsverket, (2008). Vattenföringsbestämningar inom miljöövervakningen 1 Version 2:1b : 2008-10-03. [pdf] Tillgänglig via: <http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/miljoovervakning/Handledning/Metoder/Undersokningstyper/jordbruksmark/vattenf_v2_1.pdf> [Hämtad 2014-05-19].

Naturvårdsverket, (2008). Övervakning av prioriterade miljöfarliga ämnen listade i Ramdirektivet för vatten. [pdf] Tillgänglig via: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5801-2.pdf> [Hämtad 2014-05-04].

Naturvårdsverket, (2012). Metaller i sediment, Version 1:1, 2012-08-06. [online] Tillgänglig via: <http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/miljoovervakning/Handledning/Metoder/Undersokningstyper/sotvatten/met_sedm_20120806.pdf> [Hämtad 2014-06-13].

Persson, J., Pettersson, T. (2006a). *Svenska dagvattendammar: om provtagning, avskiljning och dammhydraulik*. Publikation 2006:115. Borlänge: Vägverket.

Persson, J., Pettersson, T. (2006b). *Svenska dagvattendammar: om provtagning, avskiljning och dammhydraulik*. [figur 4.1] Publikation 2006:115. Borlänge: Vägverket. [Medgivande att användas 2014-08-12].

Persson, A., (2010). Sedimentprovtagning av dagvattendammar som ett alternativ till flödesproportionell vattenprovtagning. Uppsala Universitet. Tillgänglig via: <www.diva-portal.org/smash/get/diva2:314017/FULLTEXT01.pdf> [Hämtad 2014-02-05].

Pramsten, J., (2010). *Avskiljningsförmåga hos dagvattendammar i relation till dammvolym, bräddflöde och inkommande föroreningshalt*. Vatten 66:99-111. Lund 2010. [online] Tillgänglig via: <http://www.tidskriftenvatten.se/mag/tidskriftenvatten.se/dircode/docs/48_article_4255.pdf> [Hämtad 2014-08-04].

Riktvärdesgruppen, (2009). Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp. [pdf] Tillgänglig via: <http://stormtac.com/admin/Uploads/Riktvarder_dagvatten_feb_2009.pdf> [Hämtad 2014-06-03].

SMHI, (2010). Årlig potentiell avdunstning medelvärde 1961-1990. [online] Tillgänglig via: <<http://www.smhi.se/klimatdata/hydrologi/vattenstand/1.4098>> [Hämtad 2014-03-15].

SMHI, (2012). Närsalter i svenska hav, faktablad nr 55, augusti 2012. [pdf] Tillgänglig via: <http://www.smhi.se/polopoly_fs/1.22460!/wFaktablad_55.pdf> [Hämtad 2014-06-16].

SMHI, (2014a). Februari 2014 – Snösmältning och stigande flöden i södra Sverige. [online] Tillgänglig via: <<http://www.smhi.se/klimatdata/Manadens-vader-och-vatten/Sverige/Laget-i-Sveriges-sjoar-och-vattendrag/februari-2014-snosmaltning-och-stigande-floden-i-sodra-sverige-1.35990>> [Hämtad 2014-06-24].

SMHI, (2014b). Dataserier med normalvärden för perioden 1961-1990. Normalvärden för nederbörd. [online] Tillgänglig via:
<<http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/temperatur/dataserier-med-normalvärden-1.7354>> [Hämtad 2014-06-23].

Sterner, O., (2003). *Förgiftningar och Miljöhot*. Studentlitteratur. Lund.

StormTac, (2014a). About the model: StormTac model description. [online] Tillgänglig via:
<<http://www.stormtac.com/Model.php>> [Hämtad 2012-06-04].

StormTac, (2014b). StormTac – Stormwater solutions, Overview. [online] Tillgänglig via:
<<http://www.stormtac.com/>> [Hämtad 2014-06-12].

Sveriges Riksdag, (2014). Svensk författningssamling 1998:901: Förordning om verksamhetsutövares egenkontroll §5 och §6. [online] Tillgänglig via:
<http://www.riksdagen.se/sv/Dokument-Lagar/Lagar/Svenskforfattningssamling/Forordning-1998901-om-verks_sfs-1998-901/> [Hämtad 2014-06-04].

Svenskt Vatten, 2004. *Dimensionering av allmänna avloppsledningar, Publikation P90, mars 2004*. ISS nr 1651-4947.

Svenskt Vatten, (2010). *Dricksvattenteknik 3: Ytvatten, Publikation U8, december 2010*. ISS nr 1654-5117.

Teledyne Isco, (2009). 750 Area Velocity Module – Installation and Operation Guide. [pdf] Teledyne Isco. Tillgänglig via:
<<http://teledyneisco.com/pcfiles/PartPDF/SL000004/UP0013VS.pdf>> [Hämtad 2014-01-25].

Teledyne Isco, (2012). 6712 Portable Samplers – Installation and Operation Guide. [pdf] Tillgänglig via: <<http://www.isco.com/pcfiles/PartPDF/SL000005/UP001ART.pdf>> [Hämtad 25-01-2014].

Teledyne Isco, (2014). 6712C Compact Portable Sampler. [online] Tillgänglig via:
<<http://www.isco.com/products/products3.asp?PL=201101020>> [Hämtad 14-05-2014].

Trafikverket, (2011). *Vägdagvatten – Råd och rekommendationer för val av miljöåtgärd*. Borlänge 2011. ISBN: 978-91-7467-179-7.

Uppsala Kommun, (2014). Dagvattenprogram för Uppsala kommun. Antaget av kommunfullmäktige 27 januari 2014. Uppsala Vatten & Uppsala Kommun 2014.

Uppsala Universitet, (2014). Celsius: Månadsrapporter – tabeller. [online - databas] Tillgänglig via: <<http://celsius.met.uu.se/rapport/default.aspx?meny=1>> [Hämtad 2014-06-24].

Uppsala Vatten, (2014). Nederbördsmätare Kungsängsverket, regndata 0,2 mm. [databas] Rådata bearbetad av Jonathan Arnlund.

Vattenmyndigheterna, (2014a). Om vattenmyndigheterna. [online] Tillgänglig via: <<http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/om-vattenmyndigheterna/Pages/default.aspx>> [Hämtad 2014-05-04].

Vattenmyndigheterna, (2014b). Om vattenmyndigheterna: organisation. [online] Tillgänglig via: <<http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/om-vattenmyndigheterna/organisation/Pages/default.aspx>> [Hämtad 2014-05-04].

VISS, (2014a). Vatteninformationsystem Sverige, VISS-hjälp, Kemisk status. [online] Tillgänglig via: <http://projektwebbar.lansstyrelsen.se/viss/Sv/detta-beskrivs-i-viss/statusklassning/kemisk-status/Pages/default.aspx> [Hämtad 2014-05-23].

VISS, (2014b). Vatteninformationsystem Sverige, Fyrsån: Jumkilsån - Sävjaån. [online] Tillgänglig via: <http://www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE663992-160212> [Hämtad 2014-05-23].

Water Revival Systems, (2014). Provtagning av sediment i dagvattenanläggningen Kungsängsdammen. Uppsala: WRS.

WSP, (2009). Dagvattendamm Kungsängen, Uppsala – Bygghandling. [pdf] Internt dokument, Uppsala Vatten.

MUNTliga KÄLLOR

Alhgren, Sven, (2014). Avdelningschef, Uppsala Vatten. *Samtal om hydrologiska förhållanden vid Kungsängsdammen*. [Muntlig kontakt] (Personlig kontakt, 4 maj 2014).

Andersson, Jansson, (2014). Tekniker, Uppsala Vatten. *Samtal om driften av Kungsängsdammen*. [Muntlig kontakt] (Personlig kontakt, 9 maj 2014).

Bergqvist, Niclas, (2014). Sälj och support, MJK Automation. *Samtal om A/h-givares tekniska funktion*. [telefonsamtal] (Personlig kontakt, 27 feb 2014)

Larm, Thomas, (2014). Tekn. Dr. & Ingenjör, StormTac. *Diskussion om viktiga ämnen att analysera i dagvatten*. [e-post] (Personlig kontakt, 11 februari 2014).

Larm, Thomas, (2014). Tekn. Dr. & Ingenjör, StormTac. *Samtal om markindelning i StormTac*. [e-post] (Personlig kontakt, 10 juni 2014).

Statoil, (2014). Butiksbiträde, Statoil Rapskatan Uppsala. *Frågor till butiksbiträde*. [Muntlig kontakt] (Telefonkontakt, 13 maj 2014)

Swedling, Ernst Olof, (2014). Utredningsingenjör, Uppsala Vatten. *Samtal om detektionsgränser*. [Muntlig kontakt] (Personlig kontakt, 15 maj 2014)

Wiberg, Yvonne, (2014). Utredningsingenjör, Vattenfall AB Värme, Uppsala. *Sammanställning av analysresultat från dagvatten* [e-post] (Personlig kontakt, 8 maj 2014).