



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Fakulteten för naturresurser och
jordbruksvetenskap

Tungmetaller i dagvattendammarna – en jämförelse mellan beräknade och uppmätta årsmedelhalter i inkommande dagvatten

Mathias Andersson

Självständigt arbete • 15 hp

Biologi och Miljövetenskap - Kandidatprogram

Uppsala 2019

Tungmetaller i dagvattendammar – en jämförelse mellan beräknade och uppmätta årsmedelhalter i inkommande dagvatten

Mathias Andersson

Handledare:	Jens Fölster, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö
Examinator:	Faruk Djodjic, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö
Omfattning:	15 hp
Nivå och fördjupning:	Grundnivå, G2E
Kurstitel:	Självständigt arbete i Miljövetenskap, G2E
Kursansvarig inst.:	Institutionen för vatten och miljö
Kurskod:	EX0896
Program/utbildning:	Biologi och Miljövetenskap - Kandidatprogram
Utgivningsort:	Uppsala
Utgivningsår:	2019
Elektronisk publicering:	https://stud.epsilon.slu.se
Nyckelord:	Germans formel, StormTac, flödesproportionell vattenprovtagning, tungmetaller, miljökvalitetsnormer, NSE, dagvatten

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap
Institutionen för vatten och miljö

Sammanfattning

Dagvatten som rinner längs hårdgjorda ytor i stadsmiljöer kan föra med sig tungmetaller och andra föroreningar från ytorna. Vanligtvis transporteras det förorenade dagvattnet via ledningsnäten till en recipient där det riskerar att förorena sjöar och vattendrag. För att minska risken för påverkan på recipienten kan dagvattnet ledas till dammar, där vissa föroreningar sedimenterar. Flödesproportionell vattenprovtagning är en vanlig metod vid mätning av föroreningskoncentrationer i det inkommande vattnet. Metoden ger mätvärden som har en hög kvalitet, men är både dyr och tidskrävande. Som ett alternativ har metoder som beräknar årsmedelhalter i dagvatten lyfts upp.

Syftet med den här studien var att undersöka hur väl två teoretiska metoder kan beräkna tungmetallhalter i inkommande dagvatten genom att jämföra beräkningsresultaten med flödesproportionellt uppmätta halter. De teoretiska metoder som undersöktes var omräkning av sedimenthalt till medelhalt i inkommande vatten med Germans formel, samt schablonberäknad medelhalt i inkommande vatten utifrån markanvändning med programmet StormTac.

I studien har beräknade årsmedelhalter för bly, koppar, krom, nickel och zink jämförts med uppmätta halter i fyra dagvattendammar. Resultaten visade att Germans formel beräknade medelhalter med högre precision än StormTac och hade lägre tendens till markant avstickande beräkningsresultat. Beräkningsresultaten varierade för bägge metoderna mellan hög precision och låg precision. För att avgöra hur bra prediktionsförmågan är hos respektive metod har Nash-Sutcliffe effektivitetskoefficient (NSE) beräknats för respektive studerad tungmetall och metod. Analysen indikerar att ingen av metoderna har en bra prediktionsförmåga för samtliga metaller. NSE-värdena bedöms dock ha en stor osäkerhet och därav kan inte en slutsats enbart baseras på denna analys. Den slutliga bedömningen landar i att båda metoderna är användbara, men att lämpliga situationer att använda dessa i, i hög grad är beroende av hur noggranna medelhalter som efterfrågas.

Sedimentens medelkoncentration av bly, koppar och kadmium har jämförts med miljö kvalitetsnormer i de fyra dammarna. Koppar överskred gränsvärdena i tre av dammarna, vilket visar att det finns en risk att obehandlat dagvatten från dessa tillrinningsområden kan förorena recipienten med koppar. Bly och kadmium överskred inte miljö kvalitetsnormerna i någon damm. För en av dammarna har även fluoranten, antracen och TBT jämförts med miljö kvalitetsnormer. Resultatet visade att TBT överskred gränsvärdet.

Nyckelord: Germans formel, StormTac, flödesproportionell vattenprovtagning, tungmetaller, miljö kvalitetsnormer, NSE, dagvatten

Abstract

Stormwater runoff in urban areas can collect heavy metals and other pollutants from impervious surfaces. The polluted water is usually transported through the storm drainage system to the recipient, where it has the potential to pollute lakes and watercourses. In some cases, the stormwater is transported to stormwater ponds, which cleans the water through sedimentation of some of the pollutants. Flow-weighted sampling is a common method to quantify the load of pollutants in stormwater. The method measures with high accuracy, but is expensive and time-consuming. As an alternative, the use of theoretical methods has been discussed such as Germans formula and StormTac, which are based on calculations for mean concentration of the pollutants.

The purpose of this study is to investigate the correlation between incoming stormwater, heavy metal concentration in the sediments and modeled concentrations from the drainage basin through analysis of existing sampling data and sediment sampling and modeling. The objective is to answer how well two theoretical methods can calculate a measured mean concentration. The methods that are studied are Germans formula and StormTac. The study also compares the concentration of pollutants in the sediments with environmental quality standards, to investigate the risk of pollution in the recipient if the stormwater from the drainage basin is untreated.

In this study, calculated mean concentrations for lead, copper, chromium, nickel and zinc has been compared with measured concentrations in four stormwater ponds. The results showed that Germans formula calculated mean concentrations with better precision than StormTac, and had a lower tendency for calculating extreme values. The results for both methods varied between high precision and low precision. To determine the prediction ability for each method, Nash-Sutcliffe coefficient of efficiency (NSE), has been calculated for each metal and method. This analysis indicates that neither of the methods has an ability to predict all values accurately enough. However, the NSE-values are grounded on limited material, and a conclusion can therefore not be based on this analysis alone. The final conclusion of this study is that both methods are useful, but their usability is highly dependent on how accurate the mean concentrations needs to be.

The concentration of lead, copper and cadmium in the sediment has been compared with environmental quality standards in four of the stormwater ponds. Copper exceeded the standards in three ponds, which shows that there is a risk that untreated stormwater from those drainage basins can pollute the recipient with copper. Lead and cadmium did not exceed the standards in any of the ponds. The concentration of fluoranthene, anthracene and TBT in the sediments of one of the ponds was also compared with environmental quality standards. The comparison showed that TBT did exceed the standards.

Keywords: Germans formula, StormTac, flow-weighted water sampling, heavy metals, environmental quality standards, NSE, stormwater

Innehållsförteckning

Förord	5
1 Introduktion	7
1.1 Syfte och frågeställningar	8
1.2 Bakgrund	9
1.2.1 Tungmetaller i dagvatten	9
1.2.2 Germans formel och StormTac	10
1.2.3 Föroreningar i denna studie	11
1.2.4 Vattenstatus och lagstiftning	12
2 Metod och material	13
2.1 Undersökta dagvattendammar	13
2.2 Markkartering av tillrinningsområdet	14
2.3 Sedimentprovtagning	16
2.4 Modellering i StormTac	18
2.5 Undersökning av medelhalternas korrelation mellan flödesproportionell provtagning och de två teoretiska metoderna	18
2.6 Jämförelse med miljökvalitetsnormer	20
3 Resultat	22
3.1 Tillrinningsområdenas markanvändning	22
3.2 Beräknade medelhalter av Germans formel	26
3.3 Beräknade medelhalter av StormTac	27
3.4 Samband mellan de två metodernas beräknade medelhalter och de uppmätta medelhalterna	28
3.5 Jämförelse sedimenthalt och miljökvalitetsnormer i HVMFS 2013:19	33
4 Diskussion	34
4.1 De två teoretiska metodernas beräknade medelhalter	34
4.1.1 Potentiella felkällor	37
4.2 Jämförelse halter i sediment och miljökvalitetsnormer	38
5 Slutsats	39
Referenslista	40
Bilaga A	43
Bilaga B	46

Förord

Denna uppsats är ett kandidatarbete i Miljövetenskap och är skriven för SLU. Uppsatsen är avslutningen på kandidatprogrammet Biologi och miljövetenskap som hålls vid campus Ultuna i Uppsala.

Jag vill börja detta förord med att tacka Uppsala Vatten och Avfall AB som låtit mig bedriva sedimentprovtagning i Kungsängsdammen och finansierat analyskostnader.

Arbetet har genomförts på konsultfirman Water Revival Systems (WRS) i Uppsala. Jag vill tacka personalen på WRS för att ni tagit emot mig väl och fått mig att känna mig välkommen sedan dag ett. Närmare skulle jag vilja tacka Robert Jönsson som varit min kontaktperson hos företaget och stöttat mig i det praktiska arbetet och diskuterat vägar framåt i arbetet. Jag skulle även vilja tacka Jonas Andersson för att hjälpt till under uppstarten av arbetet samt gett synpunkter på uppsatsen. Ytterligare skulle jag vilja tacka Barbro Beck-Friis för hjälp med sedimentprovtagning och Ylva Stenström för introduktion av StormTac.

Ett stort tack riktas även till Jens Fölster på SLU som varit min handledare för arbetet. Jens har funnits tillgänglig under hela arbetsperioden för frågor och välgrundade synpunkter på den skrivna texten.

Avslutningsvis vill jag tacka Faruk Djodjic som ställt upp som examinator och Kristin Beecken som opponerat på arbetet.

Uppsala, juni 2019

Mathias Andersson

1 Introduktion

Avrinnande vatten i stadsmiljö kallas för dagvatten. Dagvattnet bildas oftast av nederbörd eller snösmältning som på naturliga markslag som gräs- och skogsmark infiltrerar ned i marken. I urbana miljöer förhindras detta av hårdbelagda ytor. Istället ansamlas vattnet och bildar flöden som rinner ned i dagvattenbrunnar, och sedan via dagvattenledningsnäten oftast ut till en recipient (Uppsala Vatten, 2016).

Obehandlat dagvatten är ett potentiellt miljöproblem eftersom vattnet tar med föroreningar som ligger längs avrinningsytorna under sin färd mot dagvattenbrunnarna (Andersson, 2009). Dessa ytor är av varierande slag som exempelvis asfalterade markytor i bostadsområden, hustak, stora bilvägar, parkeringar vid centrumhandel med mera.

Som viktiga föroreningstyper i dagvatten kan tungmetaller, näringsämnen och organiska föroreningar lyftas upp (Sylvén, 2004). Dessa föroreningar har varierande ursprung och kan härstamma både från lokala och diffusa spridningskällor. För tungmetaller finns det generellt tre stora spridningskällor; trafik, byggnadsmaterial och markanvändning som industri och avfallsanläggningar (Wiklander, 2017).

Utöver de ovan nämnda faktorerna påverkas även mängden föroreningar av hur högt vattenflödet är. Under avrinningen tar vattnet upp partiklar från markytan och ju kraftigare vattenflöde desto mer föroreningar sköljs med på grund av att vattnet får en högre rörelseenergi (Wiklander, 2017).

Dagvattendammar är en reningsteknik för dagvatten. Reningstekniken bygger till stor del på sedimentation, vilket uppstår när vattnet får ett bromsat vattenflöde när det rinner ut i dammen. När vattnet rör sig långsammare börjar partikeln att sjunka i en hastighet beroende av partikelstorlek och tyngd (Blecken, 2016).

Flödesproportionell vattenprovtagning är en metod som kan användas för att mäta föroreningarnas medelhalter i det inkommande dagvattnet. Metoden ger bra mätresultat, men provtagningen tar lång tid och är dyr (Andersson et al, 2012). Ett intresse för alternativa metoder har därför lyfts upp, men det förutsätter att de nya metoderna är pålitliga. I den här studien kommer därför beräkningsresultaten från två teoretiska metoder – Germans formel och StormTac jämföras med en flödesproportionellt uppmätt årsmedelhalt.

1.1 Syfte och frågeställningar

Syftet med detta arbete är att genom analys av befintliga provtagningsdata, samt med egen sedimentprovtagning och modellering undersöka sambandet mellan metallhalter i dagvattendammars sediment, inkommande dagvatten och modellerade halter utifrån tillrinningsområde. Målsättningen är att utvärdera hur väl StormTac och Germans formel kan beräkna en uppmätt medelhalt. En bra uppskattning skulle indikera att dessa teoretiska metoder är ett alternativ till flödesproportionell vattenprovtagning.

Studien avslutas med en undersökning av föroreningshalterna i sedimenten. Syftet är att undersöka ifall föroreningshalterna i dammarna ligger över eller under de miljö kvalitetsnormer i HVMFS 2013:19 som avser sediment i sjöar. Detta skulle ge en indikation över hur förorenande dagvattnet hade varit ifall det runnit ut i recipienten obehandlat.

I studien ställs följande frågeställningar

- Hur väl kan StormTac och Germans formel prediktera mätvärdena?
- Är någon av de två metoderna att föredra och under vilka förhållanden fungerar de två metoderna bäst?
- Är föroreningshalten i dammarnas sediment över eller under miljö kvalitetsnormerna i HVMFS 2013:19?

1.2 Bakgrund

1.2.1 Tungmetaller i dagvatten

Tungmetaller är en särskild grupp av metaller, och särskiljer sig från övriga metaller genom att deras densitet är högre än 5 g/cm^3 (Eriksson et al, 2011). En del av tungmetallerna är toxiska vid för höga koncentrationer för organismer, men livsnödvändiga i en liten halt. Till exempel koppar som är en viktig beståndsdel för vissa enzyms funktion (Berg et al, 2015) kan orsaka leverskador hos människor vid en långvarigt hög koncentration (Livsmedelsverket, 2019).

Tungmetallerna finns naturligt i ekosystemen och frigörs bland annat genom vittring av markens modernmaterial (Eriksson et al, 2011). Utöver naturliga spridningskällor kan de även tillföras antropogent i och med att de är vanligt förekommande i diverse material som människor använder. De sprids vanligen från trafikrelaterade källor som bromsbelägg och bildäck; byggnadsmaterial och markområden med industri (Wiklander, 2017).

De tungmetaller som vanligtvis brukar studeras i dagvattenstudier är koppar, zink, bly, krom, nickel och kadmium (Wiklander, 2017). Av dessa metaller är kadmium och bly mest toxiska, följt av krom, koppar, zink och nickel (Granström, 2016). Bly och kadmium är giftiga i den grad att de klassas som PRIO-ämnen samt utfasningsämnen av Kemikalieinspektionen (2016a). Detta innebär att kemikalieinspektionen anser att bly, kadmium och föroreningar som innehåller dessa inte bör användas på grund av deras skadlighet för människor och miljön (Kemikalieinspektionen, 2018).

Tungmetaller i dagvatten har potential att påverka miljön negativt i sjöar och vattendrag på ett sätt som strider mot de svenska miljömålen. Utsläpp av toxiska tungmetaller kan försvåra att uppnå miljömålet Giftfri miljö (Wiklander, 2017), samt två preciseringar för miljömålet Levande sjöar och vattendrag – Ekosystemtjänster och Gynnsam bevarandestatus då vissa metaller är toxiska för vattenlevande organismer (HaV, 2019). I de fall det finns miljö kvalitetsnormer för kemisk ytvattenstatus, som exempelvis för kadmium och bly, kan utsläppen även leda till halter i recipienten som överskrider gränsvärdena. Detta strider mot preciseringen god kemisk status hos miljömålet Levande sjöar och vattendrag (Kemikalieinspektionen, 2019).

1.2.2 Germans formel och StormTac

Som tidigare nämnts följer de föroreningar som tas upp av dagvatten flödesvägen genom dräneringsnäten och sedan ut i recipienten (Uppsala Vatten, 2016). Ibland finns behovet av att kvantifiera föroreningshalterna och då kan teoretiska metoder som StormTac och Germans formel användas.

Germans formel är en empiriskt framtagen ekvation som kan användas för att beräkna den inkommande medelhalten av tungmetaller i en dagvattendamm (German & Svensson, 2002 se Andersson et al, 2012). Formeln bygger på sambandet att en medelhalt av en tungmetall i sedimenten kan motsvaras av en viss inkommande årsmedelhalt av samma tungmetall [ekvation 1]. Värt att notera är att Germans formel än så länge inte är fullt utvärderad eller allmänt accepterad.

$$C_v = 0,0001 * C_s^2 + 0,11 * C_s \quad \text{[ekvation 1]}$$

Där

C_v = förväntad årsmedelhalt av tungmetall X i inkommande vatten [$\mu\text{g/l}$].

C_s = medelhalt av tungmetall X i sediment [mg/kg TS]

StormTac är en distribuerad källfördelningsmodell som kan användas för att beräkna föroreningshalter som ett avrinningsområde släpper ut till dagvatten. Till skillnad från Germans formel kan modellen beräkna årsmedelhalter för andra ämnen än tungmetaller (StormTac, 2019).

De beräkningar som StormTac utför bygger på schablonhalter som är kopplade till markanvändning och det årliga vattenflödet i tillrinningsområdet. Den indata som behövs för att köra modellen är korrigerad årsnederbörd och tillrinningsområdets markanvändning i hektar. Exempel på sådana markanvändningar är centrumområde, avfallsanläggning och flerfamiljshusområde. I övrigt är modellen programmerad med standardinställningar som vid önskemål går att ändra (StormTac, 2019).

Schablonhalterna som StormTac använder byggs upp av uppmätta årsmedelhalter från tidigare studier. Provtagningsmetoden är flödesproportionell vattenprovtagning, men även i vissa fall stickprovtagning. Eftersom alla markanvändningstyper och ämnen kopplade till dessa områden inte har lika mycket dataunderlag är resultatets säkerhet beroende av vilka markanvändningstyper som används som indata (StormTac, 2019).

1.2.3 Föroreningar i denna studie

I den här studien kommer fokus ligga på tungmetallerna bly, koppar, krom, nickel och zink. Vid en av frågeställningarna kommer även ämnena kadmium, fluoranten, antracen och tributyltenn att beröras. Nedan följer en kort redogörelse för vissa spridningskällor till dagvatten för respektive ämne.

Fluoranten och antracen är organiska föroreningar som tillhör den kemiska gruppen polyaromatiska kolväten (Kemakta Konsult AB, 2017). Ämnena kan bildas när bränslen av organiskt material så som fossila bränslen förbränns under syrefattiga förhållanden (Kemikalieinspektionen, 2016b). Utsläpp till atmosfären vid förbränning av bensin och sopor är en viktig spridningskälla till dagvatten för båda ämnena. Båda ämnena ingår dessutom i kreosot vilket används som träimpregnering. Vid vattenavrinning från behandlade ytor samt industrier som hanterar produkten kan dessa ämnen läckas ut till dagvattnet (Risbecker, 2009).

Tributyltenn, härafter förkortad TBT, har till skillnad från fluoranten och antracen ingen naturlig spridningskälla utan dess förekomst är helt syntetisk (HSDB, 2001). Från 60-talet till 90-talet användes TBT som biocid i båtbottnfärg (Cato et al, 2007). Trots förbudet står dessa färger fortfarande för utsläpp till dagvattnet enligt en studie av Bengtsson & Wernersson (2012) där en utsläppen från en småbåtshamn undersöktes. Den mest troliga spridningskällan för dessa utsläpp är TBT-rester från gamla båtfärger som läcker ut vid båttvätt. Andra spridningskällor finns dock, så som plastprodukter och träskyddsmedel (Andersson & Lind Magnusson, 2006).

I en studie av Davis et al (2000) har ett antal kända spridningskällor för tungmetaller analyserats. De metaller som studerades var bland annat bly, koppar och zink. Syftet med undersökningen var att uppskatta kvantitet för de årliga metalläckagen till dagvatten från bebyggelse, trafik och deposition. Resultatet visade att bilbromsar, husbebyggelse och deposition är viktiga spridningskällor för koppar, och att partikel-läckage från bildäck och husbebyggelse är viktiga spridningskällor för zink. För bly var deposition och husväggar viktiga spridningskällor. Bly har dock även trafikrelaterade spridningskällor så som bromsbelägg (Bergbäck et al, 2001).

Spridningskällorna till dagvatten för metallerna nickel och krom är relativt lika. Båda ämnena kan läcka ut från rostfri plåt (Wiklander, 2017) men de största utsläppen kommer från trafikrelaterade spridningskällor. För nickel är det främst partikel-slitage från bildäck och bromsbelägg, medan det för krom är bilkorrosion och slitage

av dubbdäck (Tjernqvist, 2018). Även kadmium har trafikrelaterade spridningskällor i form av slitage av vägbanor och bildäck, men kan också frigöras som en biprodukt vid utvinning av zink (Tjernqvist, 2018).

1.2.4 Vattenstatus och lagstiftning

Som tidigare belysts kan många tungmetaller utgöra ett miljöproblem. Ett problem är att tungmetaller är grundämnen som inte kan försvinna från miljön (Naturvårdsverket, 2019). Detta gäller dock inte enbart tungmetaller, utan även andra föroreningar som nämns i dagvattenssammanhang kan ha hög resistens mot nedbrytning – exempelvis organiska (Naturvårdsverket, 2018a). Detta leder till en ackumulation i sedimenten av vissa föroreningar.

Havs- och Vattenmyndigheten leder ett omfattande arbete att klassificera Sveriges ytvatten (HaV, 2016). Denna klassificering omfattar dels ekologisk status och dels kemisk ytvattenstatus. För att ett ytvatten ska anses ha god kemisk status ska ett antal bestämda föroreningshalter vara under de miljökvalitetsnormer som finns listade i föreskriften HVMFS 2013:19.

De flesta värden som är listade med föroreningsgränser i HVMFS 2013:19 är för ytvattnet i sig (HaV, 2016). Kompletterade värden för sediment finns dock för ämnen som lätt kan ackumulera i sedimenten eller de bottenlevande djuren [se tabell 1].

Tabell 1. Miljökvalitetsnormer för halter av koppar, kadmium, bly, fluoranten, antracen och tributyltenn i sediment. All information hämtad ifrån "Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten" (HVMFS 2013:19, konsoliderad utgåva 2018).

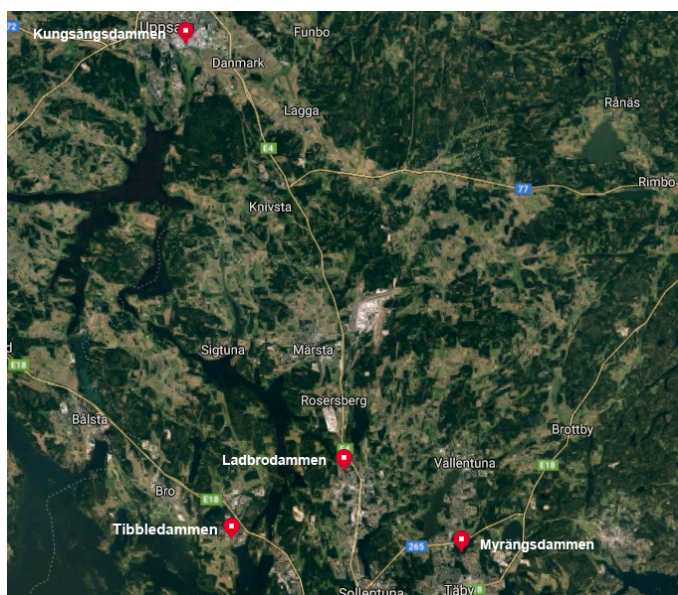
Ämne	Typ av gränsvärde	Föroreningsgräns [$\mu\text{g/kg}$ torr-vikt]
Koppar, kopparföroreningar	Särskilda förorenande ämnen i inlandsytvatten	36 000 ¹
Kadmium, kadmiumföroreningar	Kemisk ytvattenstatus	2 300 ²
Bly, blyföroreningar	Kemisk ytvattenstatus	120 000 ²
Fluoranten	Kemisk ytvattenstatus	2 000 ²
Antracen	Kemisk ytvattenstatus	24 ²
Tributyltenn	Kemisk ytvattenstatus	1,6 ²

¹ Miljökvalitetsnorm från bilaga 7, punkt 2 (HVMFS 2013:19) ² Miljökvalitetsnorm från bilaga 6, punkt 1 (HVMFS 2013:19).

2 Metod och material

2.1 Undersökta dagvattendammar

De mätvärden som analyseras i denna studie kommer från Kungsängsdammen, Ladbrodammen, Myrängsdammen och Tibbledammen. Tre av dammarna ligger i Stockholms län medan en av dammarna ligger i Uppsala län [se figur 1].



Figur 1. Placeringen för respektive damm markerat i rött. © Google maps, 2019. Innehåller bearbetningar av författaren gjorda i programmet Adobe Photoshop CS5.

Ladbrodammen är belägen i tätorten Upplands Väsby i Stockholms län. Dagvattendammen är relativt ny och började användas 2003. Dammens tillrinningsområde är ca 200 ha stort. Efter att dagvattnet runnit ut i dammen rinner det därefter via Väsbyån till Oxundasjön (Andersson et al, 2012).

Myrängsdammen ligger i Täby kommun i Stockholms län. Strax öster om dammen ligger området Gribbbylund. Dammen började användas med en ombyggnation av inloppet 2007 (Persson, 2010). Tillrinningsområdet är det minsta av de fyra studerade dammarna på 44 ha. Vattnet i dammen rinner via diken ut i Vallentunasjön (Andersson et al, 2012).

Tibbledammen är belägen i Upplands-Bro kommun i Stockholms län. Närmare bestämt söder om tätorten Kungsängen. Det är en äldre damm som använts för dagvattenrening sedan mitten av 1970-talet. Dagvattnet uppsamlas från ett cirka 168 ha stort tillrinningsområde, och vattnet rinner därefter ut i Tibbleviken i Mälaren (Andersson et al, 2012).

Kungsängsdammen är till skillnad från de övriga dammarna belägen i Uppsala län, där den ligger sydväst om området Boländerna. Det är den yngsta dammen i denna studie då den blev färdigställd första halvåret under 2010 (WSP 2009 se Arnlund 2014). Tillrinningsområdet är ca 66 ha stort. Dagvattnet mynnar sedan ut i Fyrisån.

2.2 Markkartering av tillrinningsområdet

Arbetet startades med att göra en kartering över markanvändningen i tillrinningsområdena. Avrinningsområdets placering och storlek hämtades från examensarbetet *Utredning av reningsfunktionen hos Kungsängens dagvattendamm – en studie med flödesproportionell provtagning* (Arnlund, 2014) för Kungsängsdammen och i rapporten *NOS-dagvatten – Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem stockholmskommuner* (Andersson et al, 2012) för Ladbrodammen, Myrängsdammen och Tibbledammen.

En karta från Google Satellite öppnades i QGIS med projektionen SWEREF99 18 00 och bilderna på avrinningsområdet lades in via verktyget georefencer. Därefter skapades ett shapefil-lager och gränsen för tillrinningsområdena ritades av.

Den befintliga data som analyserats i denna studie kommer ifrån samma rapporter som ovan. Den data som finns framtagen för Ladbrodammen, Myrängsdammen och Tibbledammen är ifrån 2009 (Andersson et al, 2012) och anpassade efter de markanvändningsförhållanden som var då. Kartan från Google Satellite visar förhållanden idag 2019. Denna tidsskillnad på ett decennium justerades genom att studera detaljplaner för markområdet inom tillrinningsområdets gräns för respektive damm. Detaljplanekartan lades in med georefencer och ett nytt shapefil-lager skapades. Alla detaljplaner som låg inom tillrinningsområdets gräns och var nyare än 2009-

01-01 markerades i rött och karterades efter vad detaljplanen sagt fanns på området innan detaljplanen blev gällande. Övriga områden karterades efter satellitfotot. Kungsängsdammens tillrinningsområde justerades på motsvarande sätt men med datumet 2014-01-01 istället, eftersom datan var nyare än de övriga dammarnas (Arnlund, 2014).

Därefter skapades ett nytt shapefil-lager för respektive markanvändning som fanns representerad i tillrinningsområdet och StormTac. Detta karterades med hjälp av satellitkartan samt Google street för respektive tillrinningsområde.

Inom vissa marktyper i StormTac, så som flerfamiljshusområde, inkluderas utsläppen från trafik som exempelvis biltransporter till byggnaderna (StormTac, 2019). Därför behöver inte alla vägar inom tillrinningsområdet karteras. Transportutsläpp från större vägar inkluderas dock inte i markkategorierna och därför karterades dessa.

I tillrinningsområdet för Kungsängsdammen ligger Rapskatan och Stålgatan vilket är två stora vägar i Uppsalaområdet Boländerna. 2008 var Årsmeldygnstrafiken, här efter förkortad ÅDT, för Stålgatan 12 400 enligt Almström & Pettersson (2009). Strax intill Stålgatan och Rapskatan ligger Kungsängsleden vilket är en väg som slutligen leder ut till E4an och är en av Uppsala tätorts större vägar. Den har ett ÅDT på 20 700 (Almström & Pettersson, 2009).

Ett ÅDT för Rapskatan kunde inte hittas varför denna behöver uppskattas. Då Rapskatan leder till IKEA, Stora Coop, City Gross med Systembolaget samt andra stora handelscentrum antas denna ligga på en högre nivå än Stålgatan, men inte fullt lika hög som Kungsängsleden. Uppskattningsvis är ÅDT-värdet för Rapskatan mitt emellan värdet för Stålgatan och Kungsängsleden och antas vara ca 16 500.

I Myrängsdammens tillrinningsområde finns två stora vägar. I norra delen av området från väst till öst går Furuvägen. Den västra delen av Furuvägen hade 2017 ett ÅDT på 1665 och den västra delen 913 (Trafikverket, 2019). Ett medelvärde på 1289 antogs för vägen som helhet. I sydvästra delen av tillrinningsområdet går en liten bit av Löttingelundsvägen. Årsmeldvärdet för den delen av vägen som passerar tillrinningsområdet var 4781 året 2011.

I Tibbledammens tillrinningsområde finns två stora vägar som korsar varandra, E18 och Granhammarsvägen, samt ett antal avfartsvägar. Enligt Tyréns (2014) hade E18 en ungefärlig vardagsmedeldygnstrafik på 32 000 – 36 000 år 2012. Dessa siffror

antogs gälla även 2009 och ett medelvärde på 34 000 antogs. För att omvandla enheten till ÅDT multiplicerades värdet med 0,8 enligt ett resonemang om att vardagsmedeldygnstrafiken är cirka 20 % större än ÅDT.

Granhammarsvägen har en ungefärlig vardagsmedeldygnstrafik på 10 000 – 14 000 (Tyréns, 2014). På motsvarande sätt som ovan räknades ÅDT till 9 600. Avfarterna till och från de bägge större vägarna räknades på motsvarande sätt.

I mitten av Ladbrodammens tillrinningsområde går Mälarvägen från väst till öst. Den del av Mälarvägen som ligger väster om korsningen mot Dragonvägen och Stallgatan hade 13 300 i vardagsmedeldygnstrafik året 2011, och den del som ligger öster om korsningen hade 16 400 (Upplands Väsby Kommun, 2013). Ett medelvärde på 14 850 antogs för hela vägen. För att omvandla enheten till ÅDT justerades värdet på samma sätt som värdena för Tibbledammen.

2.3 Sedimentprovtagning

För Kungsängsdammen finns data för medelkoncentrationer av metaller i det inkommande vattnet vilket framtagits med flödesproportionell vattenprovtagning (Arnlund, 2014). Dessa kompletterades med egen sedimentprovtagning.

Totalt togs 12 stycken sedimentproppar. Eftersom syftet med provtagningen var att få en helheltig bild över genomsnittlig sedimenthalt för metaller i dammen togs sedimentproverna på tre olika delar i dammen enligt [figur 2]. Därefter mättes mängden sediment i provröret med en tumstock, och sedan blandades allt sediment i en hink och rördes om till en homogen massa. Sedimentblandningen hölls upp i 5 burkar och skickades för analys hos laboratoriet ALS Scandinavia.

Metallerna bly, koppar, krom, nickel, kadmium och zink analyserades med ICP-SFMS enligt metoderna SS EN ISO-17294-1,2 (mod) och EPA-metod 200.8 (mod) (ALS, 2019).

TBT analyserades enligt metoden ISO 23161:2011 med sur extraktion (ALS, 2019).

Antracen och fluoranten analyserades med GC-MS (ALS, 2019).

TOC bestämdes med metoden CSN EN 13137 och CSN ISO 10694 (ALS, 2019).



Figur 2. Kungsängsdammen med markerade punkter där sedimentproppar togs. Punkterna är numrerade efter den ordning propparna togs © Google maps, 2019

Provtagningen skedde med en gravitationshämtare, närmare bestämt en Willnerhämtare. I fördiket kunde provtagning ske med vadarbyxor, men i själva dammen var det för djupt. Därför behövdes en båt för att komma ut tillräckligt långt. En plastbåt [figur 3] med plats för två personer användes.



Figur 3. Plastbåt med Kungsängsdammen i bakgrunden Foto: Mathias Andersson

2.4 Modellering i StormTac

För samtliga dammar modellerades teoretiska metallhalter i det inkommande vattenet. Detta genomfördes i programmet StormTac. StormTac är ett program som bl.a. kan användas till att modellera genomsnittlig inkommande halt till dagvattendammar för vissa utvalda föroreningar (StormTac, 2019). Beräkningarna i programmet bygger på schablonhalter som framtagits empiriskt genom flödesproportionell provtagning.

De indata som användes för att köra modellen var korrigerad årsnederbörd och markanvändning. I övrigt användes de standardinställningar som StormTac har. Dessa är anpassade till svenska förhållanden (StormTac, 2019) och bedömdes vara tillräckligt bra i denna studie.

Den markanvändning som användes för respektive damm är från den markkartering som genomfördes inom denna studie, se avsnitt 3.1 och bilaga A.

Nederbördsmängderna som användes var korrigerade referensnormalvärden mellan 1961 – 1990 (Alexandersson, 2003). För varje damm användes värden från den station som ansågs ligga närmast dammens placering, se [tabell 2].

Tabell 2. De nederbördsmängder som användes som indata för respektive damm.

Damm	Stationsnummer	Korrigerad Årsnederbörd [mm/år]
Kungsängsdammen	9752 Uppsala	597
Ladbrodammen	9739 Arlanda	588
Myrängsdammen	9831 Vallentuna	622
Tibbledammen	9732 Sättra Gård	566

Samtliga värden är hämtade från boken "Korrektion av nederbörd enligt enkel klimatologisk metodik" (Alexandersson, 2003).

2.5 Undersökning av medelhalternas korrelation mellan flödesproportionell provtagning och de två teoretiska metoderna

Vid undersökning av sambandet mellan flödesproportionell vattenprovtagning och de två teoretiska metoderna för respektive metall och damm användes de flödesproportionella värdena beskriva i [tabell 3]. För respektive teoretisk metod användes studiens beräkningsresultat för Germans formel [tabell 5] och StormTac [tabell 6].

Vid beräkning med Germans formel [ekvation 1] användes de sedimenthalter som presenteras i [tabell 3] för respektive damm. Sedimenthalter som användes för Kungsängsdammen var ifrån egen sedimentprovtagning.

De tre metodernas medelhalter för metallerna bly, krom, koppar och nickel lades in i ett diagram för respektive damm. Zink lades in i ett eget diagram eftersom medelhalterna var mycket högre än för övriga metaller.

Tabell 3. Resultat **framtagna i andra studier** för inkommande medelhalt och sedimenthalter för metallerna bly, koppar, krom, nickel och zink för respektive damm. Samt resultaten från den egna sedimentprovtagningen i Kungsängsdammen.

Ämne	Damm	Flödesproportionellt uppmätt medelhalt [µg/l]	Sedimenthalt [mg/kg TS]
Bly	Kungsängsdammen	5,4 ²	43,4
	Ladbrodammen	6,4 ¹	44 ¹
	Myrängsdammen	1,8 ¹	26 ¹
	Tibbledammen	5,7 ¹	32 ¹
Koppar	Kungsängsdammen	23 ²	79,2
	Ladbrodammen	24 ¹	151 ¹
	Myrängsdammen	7,9 ¹	58 ¹
	Tibbledammen	17 ¹	125 ¹
Krom	Kungsängsdammen	5,1 ²	44,9
	Ladbrodammen	7 ¹	56 ¹
	Myrängsdammen	2,7 ¹	52 ¹
	Tibbledammen	6 ¹	41 ¹
Nickel	Kungsängsdammen	7,4 ²	24,8
	Ladbrodammen	5,6 ¹	30 ¹
	Myrängsdammen	2,4 ¹	27 ¹
	Tibbledammen	4,8 ¹	24 ¹
Zink	Kungsängsdammen	160 ²	585
	Ladbrodammen	90 ¹	522 ¹
	Myrängsdammen	116 ¹	650 ¹
	Tibbledammen	99 ¹	600 ¹

¹ värden från "NOS-dagvatten – uppföljning av dagvattenanläggningar i fem Stockholmskommuner" (Andersson et al, 2012) ² värden från "Utredning av reningsfunktionen hos Kungsängens dagvattendamm – en studie med flödesproportionell provtagning" (Arnlund, 2014).

För att analysera modellernas prediktionsförmåga i förhållande till de uppmätta halterna har Nash-Sutcliffe effektivitetskoefficient (NSE) beräknats för bägge metodernas predikteringar av respektive tungmetall. För närmare beskrivning av hur beräkningarna gått till [se bilaga B].

NSE är en statistisk modell som beskriver hur väl modeller presterar mot observerade värden. Dess maximala värde är 1 och dess minsta värde går mot oändligheten (Ewen, 2011). Värdet 0 är en gräns där modellen fungerar lika bra som att använda ett medelvärde av de observerade värdena (Ritter & Muñoz-Carpena, 2013). Detta innebär att vid negativa NSE-värden är det bättre att använda medelvärdet av den observerade datan än modellen i sig och tvärtom vid positiva NSE.

Det saknas bestämda intervall hur värdena från en NSE-analys ska tolkas (Ritter & Muñoz-Carpena, 2013). Därför har i denna studie värdet 0 använts som gränsvärde för när de teoretiska modellerna predikterar medelhalterna på en godkänd nivå.

2.6 Jämförelse med miljökvalitetsnormer

Vid jämförelse av föroreningshalter i sediment och miljökvalitetsnormerna i Havs- och vattenmyndighetens författningssamling (HVMFS 2013:19) användes de sedimenthalter som presenteras i [tabell 4]. Av dessa kommer mätvärdena hos tre av dammarna från tidigare studier. För dessa tre saknades mätvärden för antracen, fluoranten och TBT varför den jämförelsen uteblev för dessa dammar.

Vid jämförelse av föroreningshalterna i Kungsängsdammen användes resultatet från egen sedimentundersökning.

Tabell 4. Halter av valda föroreningar i sedimenten hos de fyra dagvattendammarna

Ämne	Dagvattendamm	Sedimenthalt [$\mu\text{g/kg TS}$]
Bly	Kungsängsdammen	43 400
	Ladbrodammen	44 000 ¹
	Myrängsdammen	26 000 ¹
	Tibbledammen	32 000 ¹
Kadmium	Kungsängsdammen	435
	Ladbrodammen	< 1000 ^{1 *}
	Myrängsdammen	< 1000 ^{1 *}
	Tibbledammen	< 2000 ^{1 *}
Koppar	Kungsängsdammen	79 200
	Ladbrodammen	151 000 ¹
	Myrängsdammen	58 000 ¹
	Tibbledammen	125 000 ¹
Antracen	Kungsängsdammen	28
Fluoranten	Kungsängsdammen	240
Tributyltenn (TBT)	Kungsängsdammen	3,84

¹ värden från "NOS-dagvatten – uppföljning av dagvattenanläggningar i fem Stockholmskommuner" (Andersson et al, 2012) ^{*} värden avlästa i diagram

Samtliga värden utom medelhalten för TBT omvandlades från enheten mg/kg torr-
vikt till µg/kg torrsvikt innan jämförelse genom att multiplicera med 10^3 . Medelhal-
ten för TBT var redan i µg/kg torrsvikt.

Enligt (Andersson et al, 2012) är glödningsförlusten i Ladbrodammens utlopp och
inlopp 15 respektive 9,6% och för Myrängsdammen 13% vid inlopp och 9,6% vid
utloppet. Medelvärde 12,3% antogs för Ladbrodammens sediment och 9,6% för
Myrängsdammen. Dessa glödningsförluster användes som sedimentens organiska
kolhalt. Tibbledammen saknade siffror och den organiska kolhalten antogs därför
vara 5%.

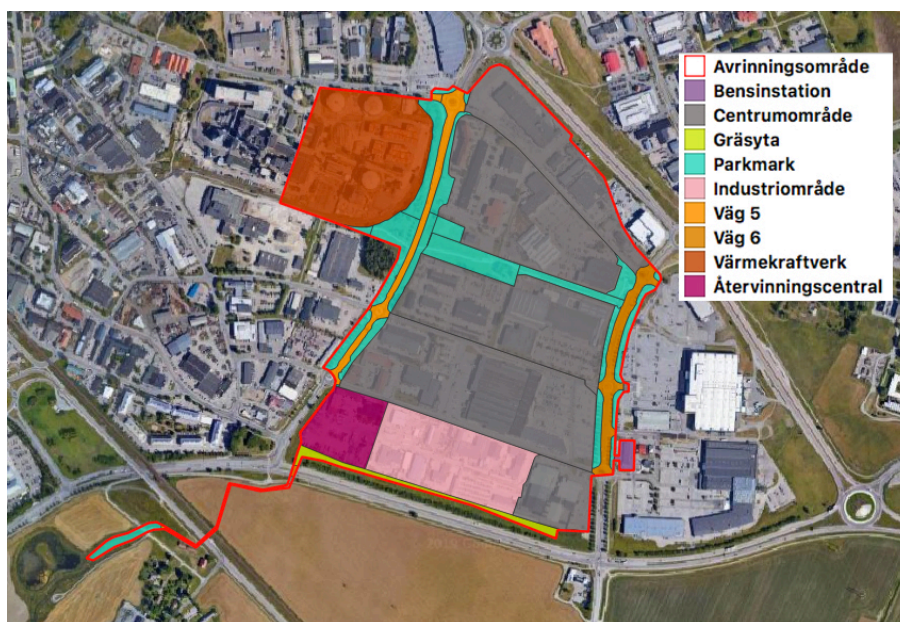
Glödningsförlusten i Kungsängsdammen är enligt sedimentundersökning 8%.

Innan jämförelse med gränsvärdena i HVMFS 2013:19 behövdes medelhalterna för
Kungsängsdammen, Ladbrodammen och Myrängsdammen korrigeras. Detta ef-
tersom gränsvärdena gäller för sediment med en organisk kolhalt på 5%, och jäm-
förelsen kan bli missvisande vid felaktig kolhalt. Dessa dammar har större organisk
kolhalt och halterna multiplicerades därför med $5/\text{organisk kolhalt [\%]}$ enligt in-
struktioner i HVMFS 2013:19. Undantaget är sedimenthalterna för bly och kad-
mium där miljö kvalitetsnormerna inte avser 5% organisk kolhalt.

3 Resultat

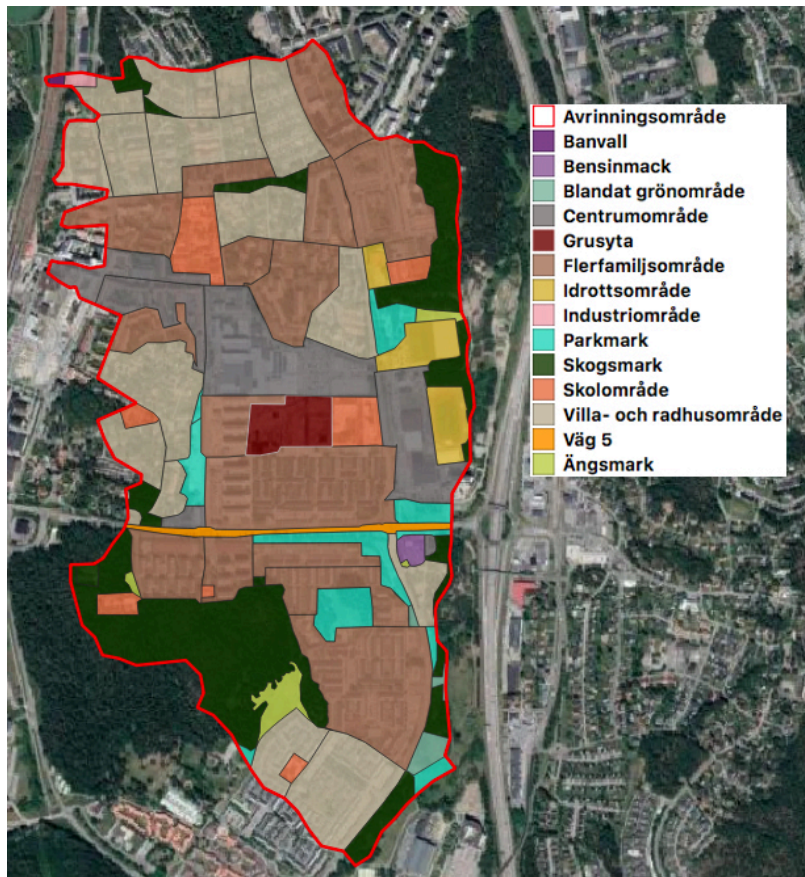
3.1 Tillrinningsområdenas markanvändning

Den dominerande markanvändningen i Kungsängsdammens tillrinningsområde är centrumområden (ca 56 %), värmekraftverk (ca 13 %), industriområde och återvinningscentral (ca 13 %) samt parkytor (ca 11 %). Övriga 7 % utgörs av vägar, gräsytor och bensinstation [figur 4]. För en mer utförlig beskrivning av markanvändningen [se tabell 9] i Bilaga A.



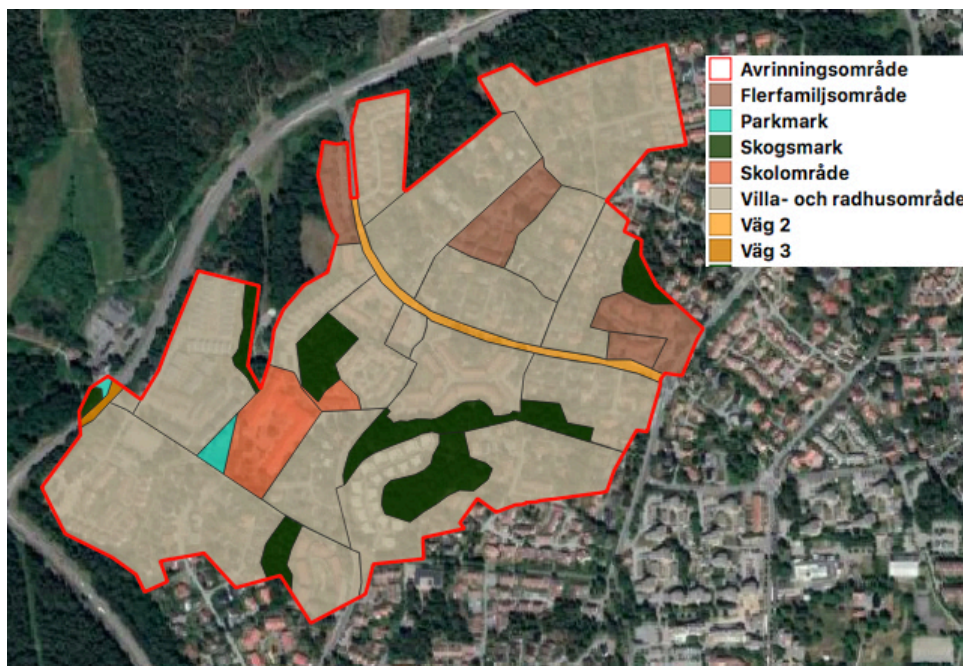
Figur 4. Tillrinningsområdets markanvändning för Kungsängsdammen. Skapad med hjälp av avrinningsgräns hämtad i "Utredning av reningsfunktionen hos Kungsängens dagvattendamm" (Arnlund, 2014) i programmet QGIS. © Google maps, 2019.

I Ladbrodammens tillrinningsområde finns ca 34 % flerfamiljshus, ca 25 % villa- och radhusområde, ca 15 % skogsmark, ca 11 % centrumområde samt ca 4 % park- ytor. Den resterande ytan, som är ca 11 % av tillrinningsområdet, fördelas mellan skolområden, idrottsområden, grusytor, ängsmark, vägar, blandat grönområde, bensinstation, industriområde och banvall [figur 5]. En mer preciserad beskrivning av markanvändningen i området finns i [tabell 10] i Bilaga A.



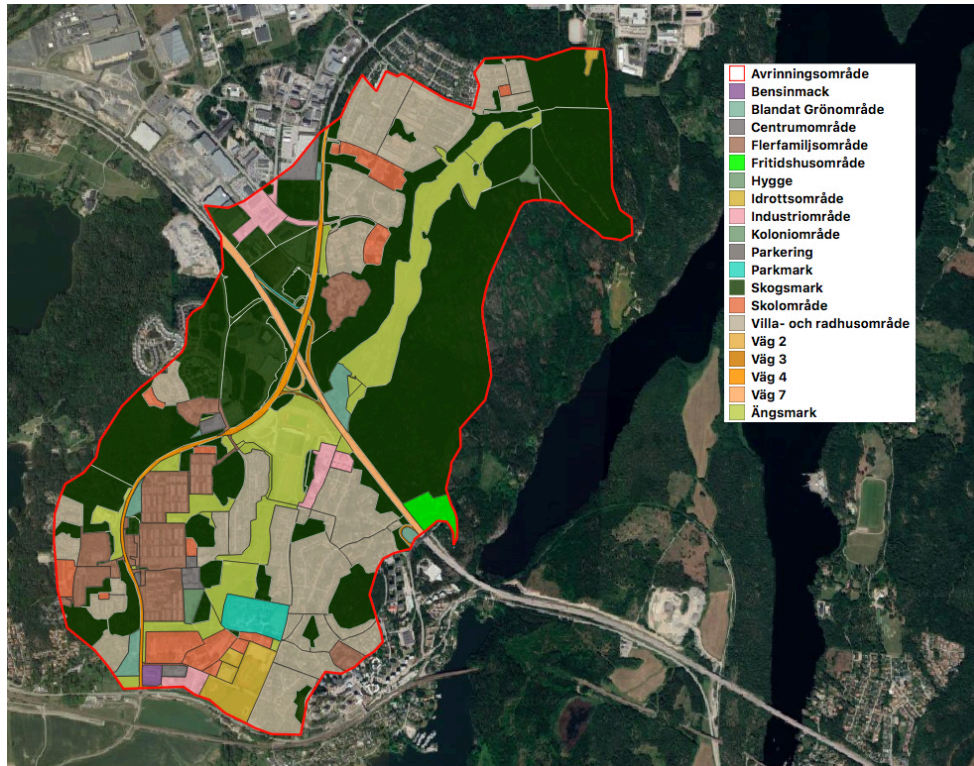
Figur 5. Tillrinningsområdets markanvändning för Ladbrodammen. Skapad med hjälp av avrinningsgräns hämtad i "NOS-dagvatten – Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem Stockholmskommuner" (Andersson et al, 2012) i programmet QGIS. © Google maps, 2019.

Myrängsdammens tillrinningsområde domineras av ca 78 % villa- och radhusområde. Övriga markytan består av ca 9 % skogsmark, ca 7 % flerfamiljshus, ca 4 % skolområde samt ca 2 % som utgörs av vägar och parkmark [Figur 6]. En mer detaljerad fördelning finns i [tabell 11] i bilaga A.



Figur 6. Tillrinningsområdets markanvändning för Myrängsdammen. Skapad med hjälp av avrinningsgräns hämtad i "NOS-dagvatten – Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem Stockholmskommuner" (Andersson et al, 2012) i programmet QGIS. © Google maps, 2019.

Markanvändningen i Tibbledammens tillrinningsområde består av ca 46 % skogsmark, ca 21 % villa- och radhusområde, 11 % ängsmark, 7 % flerfamiljsområde och 4 % skolområde. Övriga ca 11 % fördelas mellan industriområde, idrottsområde, vägar, blandat grönområde, parkytor, centrumområde, fritidshusområde, koloniområden, bensinmack, hygge och parkering [Figur 7]. [Se tabell 12] i Bilaga A för närmare detaljering gällande markanvändningen.



Figur 7. Tillrinningsområdets markanvändning för Tibbledammen. Skapad med hjälp av avrinningsgräns hämtad i "NOS-dagvatten – Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem Stockholmskommuner" (Andersson et al, 2012) i programmet QGIS. © Google maps, 2019.

3.2 Beräknade medelhalter av Germans formel

De årsmedelhalter som Germans formel [ekvation 1] beräknar utifrån tungmetaller-
nas medelhalt i sedimenten redovisas i [tabell 5] för de fyra studerade dagvatten-
dammarna. Beräkningarna baseras på metallhalter i sedimenten som presenteras i
[tabell 3].

Tabell 5. Resultat av omvandlad sedimenthalt till inkommande medelhalt med Germans formel

Ämne	Damm	Inkommande medelhalt C_v , Germans formel [$\mu\text{g/l}$]
Bly	Kungsängsdammen	4,96
	Ladbrodammen	5,03
	Myrängsdammen	2,93
	Tibbledammen	3,62
Koppar	Kungsängsdammen	9,34
	Ladbrodammen	18,89
	Myrängsdammen	6,72
	Tibbledammen	15,31
Krom	Kungsängsdammen	5,14
	Ladbrodammen	6,47
	Myrängsdammen	5,99
	Tibbledammen	4,68
Nickel	Kungsängsdammen	2,79
	Ladbrodammen	3,39
	Myrängsdammen	3,04
	Tibbledammen	2,70
Zink	Kungsängsdammen	98,57
	Ladbrodammen	84,67
	Myrängsdammen	113,75
	Tibbledammen	102

3.3 Beräknade medelhalter av StormTac

Resultaten från modellering med programmet StormTac visas i [tabell 6]. Medelhalterna är teoretiska och motsvarar vad som kan förväntas i dagvattnet baserat på tillrinningsområdets markanvändning, årsnederbörd och StormTacs schablonhalter.

Tabell 6. Resultat av StormTacs simulering

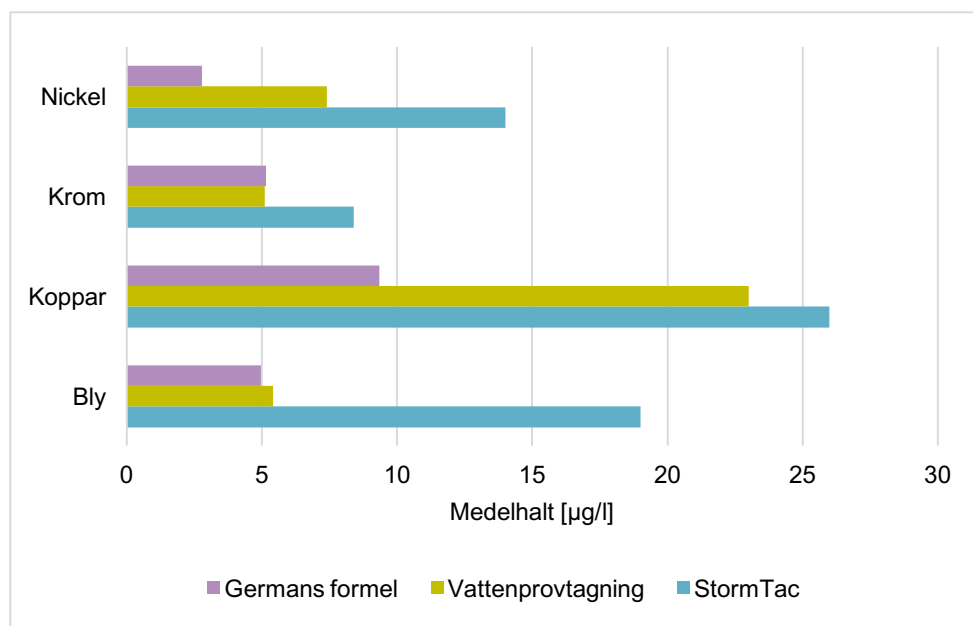
Ämne	Damm	Inkommande medelhalt, StormTac [ug/l]
Bly	Kungsängsdammen	19
	Ladbrodammen	12
	Myrängsdammen	8,5
	Tibbledammen	9,3
Koppar	Kungsängsdammen	26
	Ladbrodammen	22
	Myrängsdammen	19
	Tibbledammen	19
Krom	Kungsängsdammen	8,4
	Ladbrodammen	6,8
	Myrängsdammen	4,8
	Tibbledammen	5,5
Nickel	Kungsängsdammen	14
	Ladbrodammen	6,9
	Myrängsdammen	5,9
	Tibbledammen	5,7
Zink	Kungsängsdammen	140
	Ladbrodammen	85
	Myrängsdammen	67
	Tibbledammen	69

3.4 Samband mellan de två metodernas beräknade medelhalter och de uppmätta medelhalterna

Nedan visas resultatet av jämförelserna mellan Germans formel, StormTac och flödesproportionell vattenprovtagning för respektive dagvattendamm och tungmetall. Jämförelserna grundar sig på mätvärden om uppmätta halter [tabell 3] samt beräkningsresultat från Germans formel [tabell 5] och StormTac [tabell 6].

I Kungsängsdammen uppvisar Germans formel ett näst intill identiskt värde för kromhalten som den uppmätta halten, då differensen mellan halterna är på 0,04 µg/l [figur 8]. Germans formel räknar även fram ett värde i liknande storlek för bly, där differensen är 0,44 µg/l. Större differens hittas dock för nickel och koppar där dessa är 4,61 respektive 13,66 µg/l.

StormTac överskattar samtliga medelhalter med varierande storlek. Krom och koppar har en differens på ca 3 µg/l mot de uppmätta halterna. Differensen för nickel är 6,6 µg/l och för bly 13,6 µg/l.

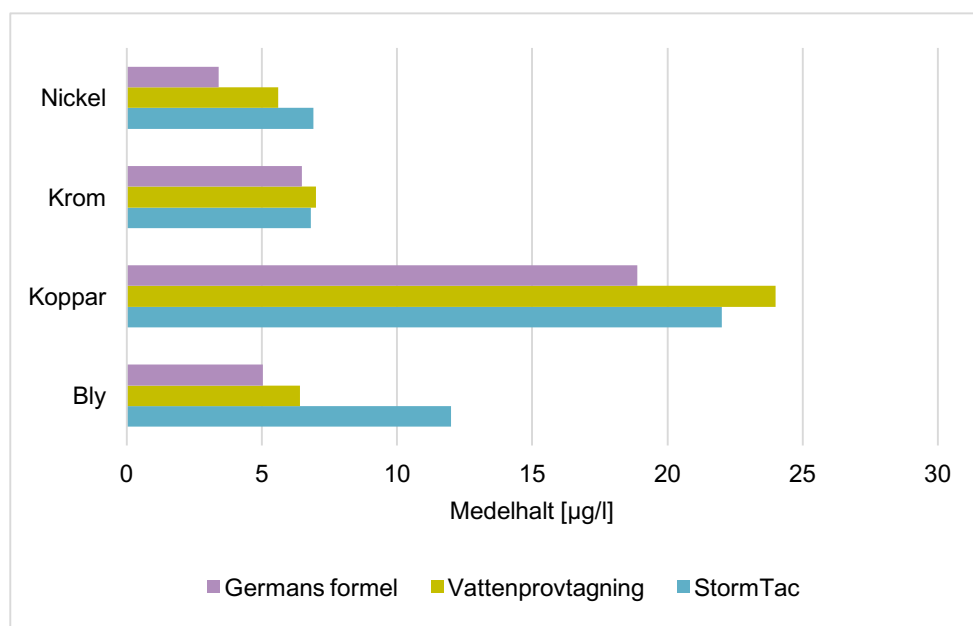


Figur 8. Jämförelse mellan de två teoretiskt framtagna medelhalterna och den flödesproportionella medelhalten för metallerna bly, koppar, krom och nickel i Kungsängsdammen.

Generellt uppvisar de två teoretiska metoderna liknande medelhalter som de uppmätta medelhalterna i Ladbrodammen [figur 9].

StormTac uppvisar liknande halter som de uppmätta för nickel, krom och koppar. Dessa halter har differenser på under 2 µg/l. Blyhaltsdifferensen är dock högre och ligger på 5,6 µg/l vilket är ett cirka 88 % större värde.

Germans formel uppvisar liknande halter som nickel, krom och bly. Minst differens uppvisas för krom och är 0,53 µg/l. Därefter kommer 1,37 µg/l för bly och 2,21 µg/l för nickel. Större skillnad mellan Germans formel och den uppmätta halten finns hos koppar som uppvisade 5,11 µg/l i differens.



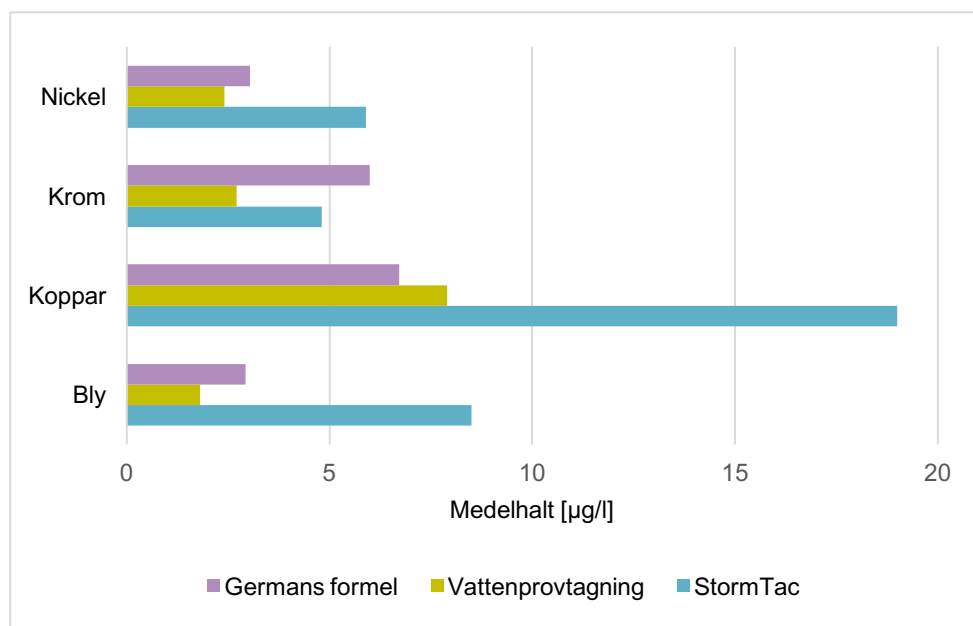
Figur 9. Jämförelse mellan de två teoretiskt framtagna medelhalterna och den flödesproportionella medelhalten för metallerna bly, koppar, krom och nickel i Ladbrodammen.

När de två teoretiska metoderna jämförs med de uppmätta halterna i Myrängsdammen [figur 10] uppvisas intressanta mönster för medelhalterna modellerade i StormTac då flera av medelhalterna är höga.

Tre av StormTacs medelhalter är påtagligt högre än de uppmätta halterna. Kopparhaltens differens är 11,1 µg/l och medelhalterna har en procentuell skillnad på ca 141 %. Ännu större procentuell skillnad hittas för blyhalterna på ca 372 % men med en lägre differens på 6,7 µg/l. Även nickelvärdet har en procentuell skillnad på >100 % men differensen är lägre på 3,5 µg/l.

Den enda medelhalt som StormTac beräknar likvärdigt är kromhalten som har en differens på 2,1 $\mu\text{g/l}$, dock är den procentuella skillnaden ca 78 %.

Germans formel beräknar för flera halter värden med liten skillnad till de uppmätta. För nickel var haltdifferensen 0,64 $\mu\text{g/l}$, för koppar 1,18 $\mu\text{g/l}$ och för bly 1,13 $\mu\text{g/l}$. Sämre korrelation fanns mellan kromhalten där differensen var 3,29 $\mu\text{g/l}$ och en procentuell skillnad på ca 122 %.



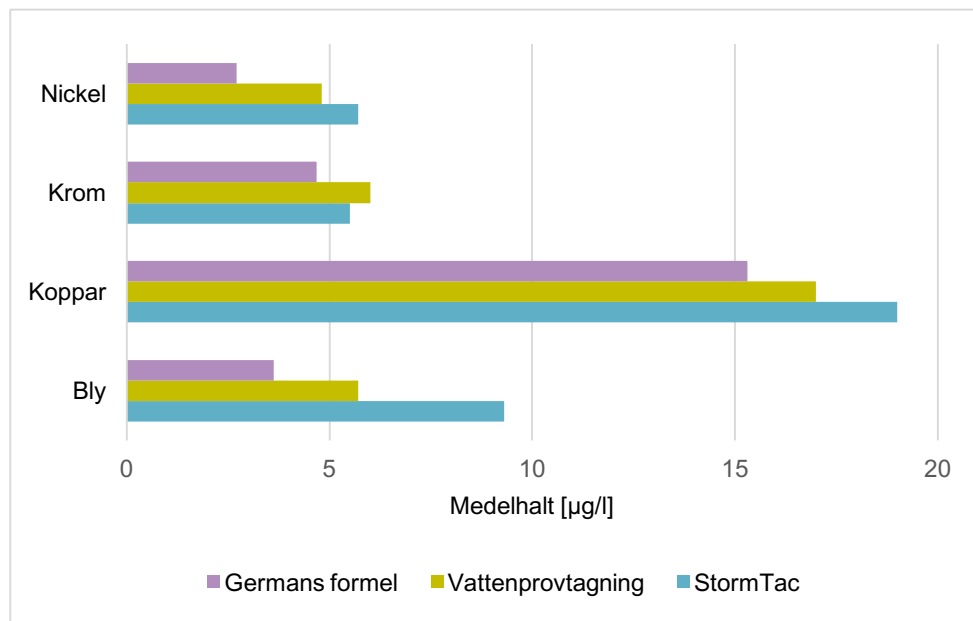
Figur 10. Jämförelse mellan de två teoretiskt framtagna medelhalterna och den flödesproportionella medelhalten för metallerna bly, koppar, krom och nickel i Myrängsdammen.

Det generella mönstret i Tibbledammen är att båda teoretiska metoderna beräknar medelhalter i liknande storleksordning som de uppmätta [figur 11].

Båda metoderna beräknar kromhalten bäst, där differensen för StormTac är 0,5 $\mu\text{g/l}$ och för germans formel 1,32 $\mu\text{g/l}$. Bägge metoderna beräknar även kopparhalten likvärdigt som den uppmätta halten. StormTac visar ett 2 $\mu\text{g/l}$ högre värde, och germans formel ett 1,69 $\mu\text{g/l}$ lägre värde.

StormTac beräknar nickelhalten bra med en differens på 0,9 $\mu\text{g/l}$. Däremot ger beräkningen för bly ett något högt värde med en differens på 3,6 $\mu\text{g/l}$ och en procentuell skillnad på 63 %.

Germans formel uppskattar en något högre nickelhalt än StormTac, med en differens på 2,1 $\mu\text{g/l}$ till det uppmätta värdet. Blyhalten är dock något lägre med en differens på 2,08 $\mu\text{g/l}$.

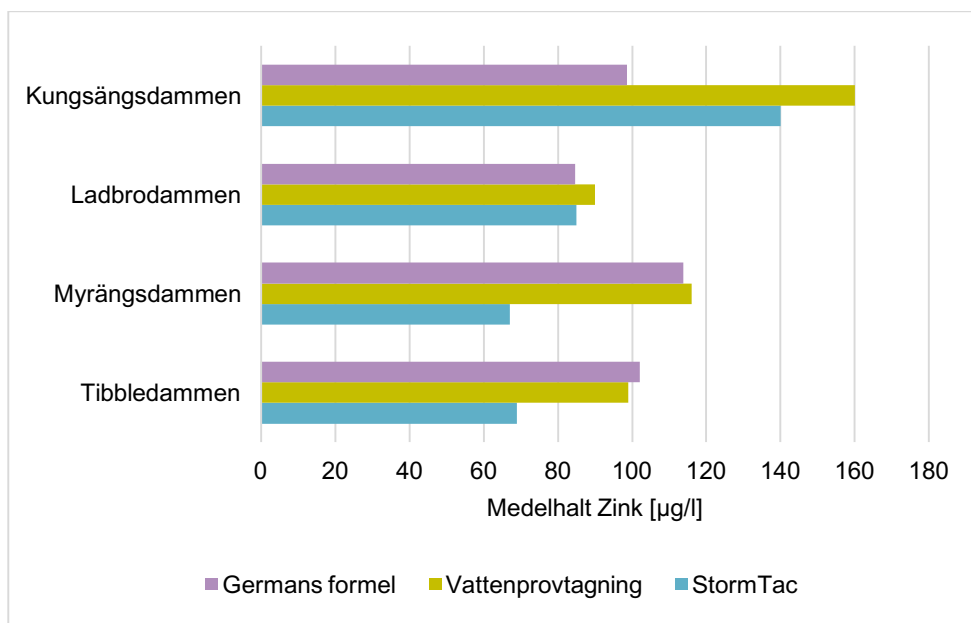


Figur 11. Jämförelse mellan de två teoretiskt framtagna medelhalterna och den flödesproportionella medelhalten för metallerna bly, koppar, krom och nickel i Tibbledammen.

Vid jämförelse av Germans formel, StormTac och de uppmätta medelhalterna av zink visar att Germans formel är mer exakt i sina beräkningar än vad StormTac är, med undantag för Kungsängsdammen [figur 12].

StormTac underskattar de flesta av halterna. Zinkhalten i Tibbledammen har differensen 30 $\mu\text{g/l}$ och i Myrängsdammen är differensen 49 $\mu\text{g/l}$. Även för Kungsängsdammen uppvisas en underskattning på 20 $\mu\text{g/l}$. Bättre uppskattat är zinkhalten för Ladbrodammen, där differensen endast är 5 $\mu\text{g/l}$ och en procentuell skillnad på ca 6 %.

Germans formel uppskattar medelhalter som är i det närmaste identiska för Tibbledammen och Myrängsdammen. I Tibbledammen är medelhaltsdifferensen 3 $\mu\text{g/l}$ (ca 3 % skillnad) och i Myrängsdammen är differensen ännu lägre på 2,25 $\mu\text{g/l}$ (ca 2 % skillnad). Germans formel uppskattar även zinkhalten i Ladbrodammen bra med en differens på 5,33 $\mu\text{g/l}$ (ca 6 % skillnad). I Kungsängsdammen bryts mönstret och differensen 61,43 $\mu\text{g/l}$ uppvisas.



Figur 12. Jämförelse mellan de två teoretiskt framtagna medelhalterna och den flödesproportionella medelhalten för zink i respektive dagvattendamm

3.5 Jämförelse sedimenthalt och miljökvalitetsnormer i HVMFS 2013:19

Vid jämförelse mellan medelhalt i sedimenten och miljökvalitetsnormer överskrider gränsvärden för två av ämnen [tabell 7]. Jämförelsen bygger på de sedimenthalter som presenteras i [tabell 4]. Gränsvärdena är från den 2018 konsoliderade utgåvan av HVMFS 2013:19 [tabell 1]. Halter i sedimenten som överskrider gränsvärdena är markerade i rött.

Samtliga dammar uppvisar höga kopparhalter och tre av dammarna överskrider gränsvärdet. Tibbledammen uppvisar störst överskridande med en halt som är mer än tre gånger högre än gränsvärdet.

Bly och kadmium tycks inte vara ett problem i dammarnas sediment eftersom samtliga dammar visar halter som är mycket lägre än föroreningsgränsen.

Fluoranten och Antracen i Kungsängsdammen visar lägre halter än föroreningsgränsen, medan TBT gränsen överskrids med 0,4 µg/kg torrsvikt.

Tabell 7. Jämförelse sedimenthalter [µg/kg torrsvikt] i dagvattendammarna med miljökvalitetsnormer fastställda i HVMFS 2013:19. Värden som överstiger gränsvärdet är markerade i rött.

Ämne	Föroreningsgräns	Kungsängsdammen	Ladbrodammen	Myrängsdammen	Tibbledammen
Koppar	36 000	49 254	61 382	30 208	125 000
Kadmium	2 300	435	<1000*	<1000*	<2000*
Bly	120 000	43 400	44 000	26 000	32 000
Fluoranten	2 000	149			
Antracen	24	17			
Tributyltenn	1,6	2			

* Värden avlästa i diagram

4 Diskussion

4.1 De två teoretiska metodernas beräknade medelhalter

Syftet med den här studien var att undersöka hur väl två teoretiska metoder kan beräkna tungmetallhalter i inkommande dagvatten genom att jämföra beräkningsresultaten med flödesproportionellt uppmätta halter. De teoretiska metoder som undersöktes var omräkning av sedimenthalt till medelhalt med Germans formel, och schablonberäknad medelhalt i inkommande vatten utifrån markanvändning med programmet StormTac.

I studien jämfördes de beräknade medelhalterna för fem tungmetaller i fyra dammar för respektive teoretisk metod med den faktiskt uppmätta medelhalten. Jämförelserna visade att ingen av metoderna kalkylerar en korrekt medelhalt i samtliga tjugo jämförelser, och att beräkningsresultatens kvalitet varierade.

Germans formel beräknade medelhalter som låg närmare de uppmätta medelhalterna än de som beräknats med StormTac. Beräkning med Germans formel gav medelhalter med en differens lägre än 2,3 µg/l för tretton av analyserna, vilket StormTac förmådde för endast sju av analyserna. I endast två analyser beräknade Germans formel halter med en differens större än 5 µg/l, vilket StormTac gör för hela åtta halter. Jämförs de teoretiska metoderna tycks alltså Germans formel beräkna medelhalterna mest korrekt.

För att analysera kvaliteten hos modellernas beräkningsresultat mot de uppmätta halterna kan Nash-Sutcliffe effektivitetskoefficient (NSE) användas. Denna visar att StormTac och Germans formel endast predikterar godkända medelhalter för en av metallerna [se tabell 8], vilket är bly för Germans formel och koppar för StormTac.

Tabell 8. Resultaten av NSE-analys för respektive metod och tungmetall. Positiva värden är markerade i grönt.

Ämne	NSE Germans formel	NSE StormTac
Bly	0,40	-20,54
Koppar	-0,32	0,15
Krom	-0,27	-0,54
Nickel	-1,40	-3,52
Zink	-0,32	-0,28

Detta ger en indikation att modellerna inte är tillräckligt bra för att ersätta flödesproportionell vattenprovtagning. Det är en rimlig slutsats då metoder endast är ett sätt att beskriva verkliga förhållanden och kan innehålla både systematiska och slumpmässiga felkällor, medan flödesproportionell provtagning är en metod som ger mätvärden av hög kvalitet. Däremot kan även flödesproportionell provtagning inneha felkällor vilket kan ha påverkan på resultatet. En av dessa eventuella felkällor lyfts upp i avsnitt 4.1.1.

Värt att notera är att metodernas felkällor gör att en analys av NSE - med ett så pass litet underlag som fyra mätvärden - har en stor osäkerhet. Denna osäkerhet gör däremot resultaten av NSE-analyserna i [tabell 7] ännu mer intressanta då flera NSE-värden ligger omkring 0. Extra intressanta är koppar, krom och zink för Germans formel, samt koppar och zink för StormTac. Försiktighet bör iakttas vid dragandet av slutsatser av metodernas prediktionsförmåga för dessa tungmetaller på grund av den stora osäkerheten. Därför hade det varit intressant att genomföra beräkningarna på ett större material, dels för att detta skulle ge en mindre osäkerhet, men även för att se ifall något NSE-värde ändras samt i vilken riktning.

En skillnad mellan medelhalterna från StormTac och Germans formel är att StormTac har en större variation för uppskattningarnas kvalitet. Vissa medelhalter beräknas med hög precision, medan andra halter är markant större än de uppmätta. Exempel på sådana avvikande halter för StormTac är kopparhalten i Myrängsdammen och nickelhalten i Kungsängsdammen. Germans formel är mer stabil och visar inte samma storlek på sina avvikande halter.

Detta kan ha sin förklaring i att de teoretiska metoderna är uppbyggda på fundamentalt olika sätt. StormTac-modellen byggs upp av schablonhalter kopplade till markanvändning (StormTac, 2019). Beräkningarna är alltså baserade efter vad som är typiskt för ett tillrinningsområde med en viss markanvändningsfördelning. I verkligheten kan dock samma typ av markanvändning skilja sig åt, vilket gör att de uppmätta halterna både kan bli större och mindre än vad som förväntas av marktypen.

Till exempel ser inte alla industriområden likadana ut, producerar inte samma varor, har olika trafikdensitet och släpper därför förmodligen ut föroreningar i olika kvantiteter. Germans formel [ekvation 1] beräknar istället halterna utifrån platsspecifika förhållanden eftersom tungmetallhalten i sedimenten omvandlas till vad som bör komma in i det inkommande dagvattnet.

Något som har lyfts upp i en rapport inom projektet uppföljning av dagvattenanläggningar i fem norrortskommuner, här efter förkortat NOS-dagvatten (Andersson et al, 2012) är att zinkhalterna i Myrängsdammen är högre än vad som förväntas av marktypen. I denna studie kan detta bekräftas genom att zinkhalten som den platsspecifika beräkningen Germans formel gör är mycket högre än den förväntade medelhalten som StormTac räknar fram. I rapporten NOS-dagvatten lyfts punktkällor fram som en möjlig förklaring till de höga zinkhalterna i Myrängsdammen. Ifall denna teori stämmer skulle det indikera att Germans formel och StormTac kan kombineras för att studera förekomsten av punktkällor i ett tillrinningsområde.

I den här studien användes markanvändning och korrigerad årsnederbörd som manuell indata. Alla andra inställningar var standardinställningar från StormTac. Avrinningskoefficienten, det vill säga den andel av ett område som bidrar till dagvattenavrinningen (Adielsson, 2013) var därför ett standardvärde för respektive markkategori. Detta kan leda till att fel mängd vatten beräknas hamna i dagvattendammen, och att föroreningsberäkningarna därför blir felaktiga.

För att ytterligare öka precisionen på uppskattningarna från StormTac skulle markkategorier som kan variera mycket i utseende, till exempel kategorin villaområde, delas upp efter andel tillgänglig infiltreringsyta. Detta skulle kunna ge en simulering där föroreningshalterna blir mer noggranna. Vid ytterligare utvärderande studier av StormTac skulle platsspecifika inställningar kunna användas för att se om precisionen på uppskattningarna blir bättre. I denna studie fanns dock inte tidsutrymme att genomföra en sådan korrigering i markkarteringen.

Min teori är att StormTac skulle kunna uppskatta halter med högre precision vid platsspecifika inställningar. Detta resonemang kan betyda att StormTac är metoden att föredra vid god lokalkännedom, medan Germans formel är metoden att föredra ifall kunskap om områdena saknas. Ifall StormTac med platsspecifika inställningar skulle estimeras bättre medelhalter än Germans formel kan dock inte sägas utifrån denna studie och bör därför undersökas i framtida studier.

Då modeller endast är ett försök att beskriva verkliga förhållanden kan en viss felmarginal i beräkningarna accepteras. Resultaten är i flera fall i liknande storlek som

de flödesproportionella medelhalterna med en skillnad på under 2,3 µg/l. Däremot indikerar NSE-värdena att modellerna som helhet inte presterar tillräckligt bra mot de uppmätta halterna. NSE-värdena har dock stor osäkerhet i och med få parametrar som förmodligen inte klarar av att ta hänsyn till felmarginal i metodernas beräkningar. Min bedömning är att bägge metoderna som helhet beräknar medelhalter som är tillräckligt lika de uppmätta halterna, och att metoderna därför är användbara. De situationer där teoretiska metoder kan ersätta flödesproportionell vattenprovtagning är dock i hög grad beroende av hur noggranna beräkningar som efterfrågas.

4.1.1 Potentiella felkällor

I Kungsängsdammen finns en stor differens på 61,43 µg/l mellan Germans formel och den uppmätta halten. En förklaring kan vara metoden vid vattenprovtagningen i dammen. Provtagningsperioden var ca tre månader (Arnlund, 2014) vilket troligt är en för kort tid att ge korrekta årsmedelhalter. Dagvattenavrinningen varierar ofta mellan olika säsonger av året, och vattenflödet är som tidigare nämnts en viktig faktor för föroreningshalterna i dagvattnet. Därför skulle differensen möjligen bli mindre om provtagningsperioden pågått i minst ett år. Som jämförelse kan nämnas att de övriga tre dammarna, som stämde mycket bra överens, hade en provtagningsperiod på ca två år (Andersson et al, 2012).

StormTac överskattar blyhalten systematiskt i denna studie. Att StormTac beräknar blyhalt för högt är något som även noterats i en annan studie av Lind (2015) där blyhalten överskattades med 173 %. Enligt Naturvårdsverket (2018b) har luftutsläppen av bly minskat drastiskt i Sverige sedan början av 1990-talet fram till 2017 som följd av ett antal restriktioner och tekniska framsteg. För att undersöka de systematiska felen skulle man kunna undersöka ifall StormTacs blyexponering är anpassad till dagens nivåer. Kanske är schablonhalterna delvis baserade på blyhalter från 80- och 90-talet vilket höjer medelvärdet och ger ett missvisande resultat. Blyhalten kan justeras manuellt i StormTac som indata, men kunskap saknades om vilka ändringar som är lämpliga, varför standardinställningarna användes.

Ytterligare ett mönster som upptäckts är att båda modellerna har tendens till systematisk över- och underskattning. StormTac har en förmåga att överskatta medelhalter medan Germans formel har en förmåga att underskatta. En faktor hos Germans formel som skulle kunna vara föremål för vidare undersökning är sedimentprovtagningens utförande, då både provtagningsutrustning och metodval kan ha inverkan på resultatet. För StormTac skulle det vara intressant att som tidigare nämnts kolla på platsspecifika inställningar för att se ifall beräkningarnas precision ökar.

4.2 Jämförelse halter i sediment och miljökvalitetsnormer

För koppar, kadmium och bly jämfördes sedimenthalterna i samtliga dammar med miljökvalitetsnormerna i HVMFS 2013:19.

Kadmium och blyhalterna är lägre än miljökvalitetsnormerna för samtliga dammar. Orenat dagvatten från tillrinningsområdena har därmed låg risk att ensamt förorena vattendragen med kadmium och bly så att recipientens sediment når upp i halter som överskrider miljökvalitetsnormerna. Blyhalterna är mycket lägre än gränsvärdena, likaså tre av kadmiumhalterna. Tibbledammen har en högre halt av kadmium än de övriga tre dammarna, men fortfarande en bit under gränsvärdet.

För koppar finns en stor föroreningsrisk. I Ladbrodammen och Tibbledammen uppvisas kopparhalter som är mycket högre än miljökvalitetsnormerna. Även i Kungsängsdammen överskrider gränsvärdet. Detta åskådliggör betydelsen av att behandla dagvatten då dessa kopparutsläpp annars skulle hamna i recipienten. Utsläppen skulle kunna försvåra att uppnå miljömålet Levande sjöar och vattendrag, närmare bestämt preciseringarna ekosystemtjänster och gynnsam bevarandestatus (HaV, 2019). Detta eftersom koppar har toxiska egenskaper för vattenlevande organismer vid för höga halter (Naturvårdsverket, 2018c).

I Kungsängsdammen jämfördes även fluoranten, antracen och TBT med respektive miljökvalitetsnorm. Enligt mätvärdena är inte fluoranten och antracen ett problem i dagvattnet eftersom halterna i sedimenten underskrider gränsvärdena. Däremot överskrider miljökvalitetsnormen för TBT. Att TBT påträffats i Kungsängsdammen överensstämmer med resultaten i studien av Bengtsson & Wernersson (2012) att TBT fortfarande sprids till dagvatten. Detta trots att TBT förbjöds att användas i båtbottnfärg i Sverige för drygt 20 år sedan. TBT är mycket toxiskt för vissa vattenlevande organismer och påverkar därför samma preciseringar i miljömålet Levande sjöar och vattendrag som koppar gör. Utöver det hotas preciseringen god kemisk status eftersom miljökvalitetsnormen för TBT är av typen kemisk ytvattenstatus enligt HVMFS 2013:19.

Jämförelsen med miljökvalitetsnormerna visar betydelsen av att behandla dagvatten på ett korrekt sätt för att därmed underlätta för recipienten att uppnå god kemisk status enligt miljökvalitetsnormerna i HVMFS 2013:19 och för att uppnå miljömålet Levande sjöar och vattendrag.

5 Slutsats

I denna studie utvärderades resultatet av Germans formel och StormTacs beräkningar av medelhalter i inkommande dagvatten. De teoretiska medelhalterna jämfördes med flödesproportionellt uppmätta medelhalter för att undersöka ifall metoderna är ett bra alternativ till flödesproportionell vattenprovtagning.

Resultaten visade inget tydligt samband då uppskattningarnas kvalitet för båda metoderna varierade. I många fall var differensen till de flödesproportionella halterna liten, medan skillnaden i andra fall var markant. De avvikande värdena leder till NSE-värden som indikerar att metoderna inte fungerar bra, med undantag för blyhalter hos Germans formel och kopparhalter hos StormTac. NSE-värdena bedömdes ha en stor osäkerhet på grund av det begränsade dataunderlaget, och det faktum att flera NSE-värden ligger runt 0. Detta innebär att fler bedömningsgrunder än NSE-värdena bör tas i beaktning. Den slutliga bedömningen är att metoderna är användbara, men att de situationer det är lämpligt att tillämpa metoderna i är beroende av hur noggranna medelhalter som efterfrågas.

Resultatet från den här studien indikerar att Germans formel är att föredra framför StormTac om modellen körs på standardinställningar. Beräkningar med Germans formel ger oftare halter som ligger närmare de flödesproportionella medelhalterna än vad beräkningar med StormTac gör. För att fullt kunna dra slutsatsen kring vilken metod som är bättre behövs dock vidare studier.

I studien jämfördes sedimenthalter av fem föroreningar med miljökvalitetsnormer i HVMFS 2013:19. Jämförelsen visade en föroreningsrisk för koppar vid obehandlat dagvatten för tre av dammarna, och TBT för Kungsängsdammen. Detta illustrerar miljöfördelarna med att rena dagvatten från städer i dagvattendammar.

Referenslista

- Adielson, S. (2013). *Ordlista med dagvattenrelaterade uttryck*. Tillgänglig: <https://vaguiden.se/2013/01/ordlista-med-dagvattenrelaterade-uttryck/> [2019-05-23]
- Alexandersson, H. (2003). *Korrektion av nederbörd enligt enkel klimatologisk metodik*. SMHI. (Serie Meteorologi nr 111).
- Almström, P. & Pettersson, L. (2009). *Trafikanalys Uppsala ÖP 2030*. WSP Analys & Strategi. Tillgänglig: https://www.uppsala.se/contentassets/025ea7624c804da69851efa289640d51/trafik-analys- uppsala_2030.pdf [2019-05-24]
- Andersson, J., Owenius, S. & Stråe, D. (2012). *NOS-dagvatten – Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem Stockholmskommuner*. Svenskt Vatten Utveckling. (Rapport Nr 2012-02).
- Andersson, M. & Lind Magnusson, V. (2006). *Tennorganiska föreningar – förekomst och användning i Göteborg*. Giftfritt Göteborg. (Rapport Nr 2006:7). Tillgänglig: <https://goteborg.se/wps/wcm/connect/64f7612b-1790-4d11-a6c3-449ac42feced/R+2006-7+Tennorganiska+föreningar.pdf?MOD=AJPERES> [2019-05-22]
- Andersson, R. (2009). *Dagvatten – ökad kunskap och förståelse för dagvattnet som ett miljöproblem*. Länsstyrelsen Västmanlands län. (Rapport 2009:22) Tillgänglig: <http://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:863591/FULLTEXT01.pdf> [2019-05-21].
- Arnlund, J. (2014). *Utredning av reningsfunktionen hos Kungsängens dagvattendamm – en studie med flödesproportionell provtagning*. Uppsala Universitet. Institutionen för geovetenskaper.
- Bengtsson, H. & Wernersson A., (2012): *TBT, koppar, zink och irgarol i dagvatten, slam och mark i småbåtshamnar*. Västra Götalands län 2011. (Rapport nr 2012:16). Tillgänglig: <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.4e0415ee166afb593243f11/1540884863441/2012-16.pdf> [2019-05-23]
- Berg, M. J., Tymoczko, L. J., Gatto, Jr, J. G. & Stryer, L. (2015). *Biochemistry*. 8 uppl. New York: W.H. Freeman and Company.
- Bergbäck, B., Johansson, K. & Mohlander, U. (2001). Urban metal flows – a case study of Stockholm. I: *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*. Volume 1, Issue 3-4. Kluwer Academic Publishers. ss. 3 – 24. Tillgänglig: <https://link.springer.com/article/10.1023/A%3A1017531532576> [2019-05-24].
- Blecken, G. (2016). *Kunskapssammanställning Dagvattenrening*. Bromma: Svenskt Vatten Utveckling (Rapport nr 2016-05). Tillgänglig: https://www.svensktvatten.se/contentassets/979b8e35d47147ff87ef80a1a3c0b999/svu-rapport_2016-05.pdf [2019-05-23].
- Cato, I., Magnusson, M., Granmo, Å. & Borgegren, A. (2007). *Organiska tennföreningar – ett hot mot livet i våra hav*. Havet. Tillgänglig: <https://www.havet.nu/dokument/Havet2007-tbt.pdf> [2019-05-21].

- Davis, P. A., Shokouhian, M. & Ni, S. (2000). *Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources*. I: de Boer, J. & Snyder, S. *Chemosphere* 44, Issue 5. Elsevier Ltd. ss. 997-1009.
- Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I. & Simonsson, M. (2011). *Marklära*. 1. uppl. Lund: Studentlitteratur AB
- Ewen, J. (2011). Hydrograph matching method for measuring model performance. I: Anagnostou, E., Bárdossy, A., Borga, M., Corradini, C., Guo, H., Kitanidis, P. & Syme, G. (red.), *Journal of Hydrology – Volume 408, issues 1-2*. Elsevier B.V. ss. 178-187. Tillgänglig: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S002216941100504X> [2019-06-03]
- Granström, K. (2016). *Introduktion till miljö kemi*. 1 uppl. Lund: Studentlitteratur AB.
- HaV (2016). *Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus. Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19*. Göteborg: Havs- och Vattenmyndigheten. (Rapport nr 2016:26). Tillgänglig: <https://www.havochvatten.se/download/18.6d9c45e9158fa37fe9f57c25/1482143211383/vag-ledn-miljogiftsklassning-hvmfs201319.pdf>
- HaV (2019). *Levande sjöar och vattendrag – fördjupad utvärdering av miljö kvalitetsmålen 2019*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. (Rapport 2019:2). Tillgänglig: <https://www.havochvatten.se/download/18.e8d4e81168852243c24346c/1548679294045/rapport%202019-2-levande-sjoar-och-vattendrag-fordjupad-utvardering.pdf> [2019-06-05]
- HSDB. (2001). TRI-N-BUTYL TIN HYDRIDE. *Hazardous Substances Data Bank*. Tillgänglig: <https://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search2/f?/temp/~YTxs1:1> [2019-05-23].
- HVMFS 2013:19. *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.
- Kemakta Konsult AB. (2017). *Datablad för Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)*. Institutet för Miljömedicin, Karolinska Institutet. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/fororenade-omraden/datablad-pah-20170518.pdf> [2019-05-23]
- Kemikalieinspektionen (2016a). *PRIO-ämnens egenskaper*. Tillgänglig: <https://www.kemi.se/prio-start/kriterier/prio-amnens-egenskaper> [2019-05-22].
- Kemikalieinspektionen (2016b). *Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)*. Tillgänglig: <https://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/polycykliska-aromatiska-kolvaten-pah> [2019-05-22]
- Kemikalieinspektionen (2018). *En hjälp att prioritera*. Tillgänglig: <https://www.kemi.se/prio-start/innan-du-borjar/viktigt-att-veta/en-hjalp-att-prioritera> [2019-05-23].
- Kemikalieinspektionen (2019). *Fördjupad utvärdering av Giftfri miljö 2019. Analys och bedömning av miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö*. Kemikalieinspektionen. (Rapport 2/19). Tillgänglig: <https://www.kemi.se/global/rapporter/2019/rapport-2-19-fordjupad-utvardering-av-giftfri-miljo-2019.pdf> [2019-06-03]
- Lind, J. (2015). *Stormwater modelling tools*. Uppsala Universitet. Institutionen för geovetenskaper. Tillgänglig: <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:803803/FULLTEXT01.pdf> [2019-05-23]
- Livsmedelsverket (2019). *Koppar*. Tillgänglig: <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/naringsamne/salt-och-mineraler1/koppar> [2019-05-22].
- Naturvårdsverket (2018a). *Organiska miljögifter*. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Organiska-miljogifter/> [2019-05-22].
- Naturvårdsverket (2018b). *Utsläpp av bly till luft*. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Bly-till-luft/#> [2019-05-22]
- Naturvårdsverket (2018c). *Fakta om koppar*. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Koppar/> [2019-05-22]

- Naturvårdsverket (2019). *Metaller som miljögift*. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Samar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/> [2019-05-22].
- Persson, A. (2010). *Sedimentprovtagning av dagvattendammar som ett alternativ till flödesproportionell vattenprovtagning*. Sveriges Lantbruksuniversitet. Institutionen för mark och miljö.
- Risbecker, L. (2009). *Organiska miljögifter i Dalälven inledande undersökningar*. Länsstyrelsen Dalarnas Län. (Rapport 2009:22). Tillgänglig: <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.4df86bcd164893b7cd93c985/1535454275113/2009-22%20Organiska%20miljogifter%20i%20Dalälven.pdf> [2019-05-21]
- Ritter, A. & Muñoz-Carpena, R. (2013). Performance evaluation of hydrological models: Statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. I: Anagnostou, E., Bárdossy, A., Borga, M., Corradini, C., Guo, H., Kitanidis, P. & Syme, G. (red.), *Journal of Hydrology – Volume 480*. Elsevier B.V.ss. 33-45. Tillgänglig: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169412010608> [2019-06-04]
- StormTac, (2019). *Guide StormTac Web*. Tillgänglig: http://app.stormtac.com/dwl/Guide_StormTac_Web_Sve.pdf [2019-05-23].
- Sylvén, L. (2004). *Föroreningar som riskerar att hamna i dagvatten*. Mariestad: Mariestads Kommun. (Dnr 2003.74). Tillgänglig: <https://mariestad.se/download/18.7e2db5ad15996c107651605/1485769088265/Föroreningar+som+riskerar+att+hamna+i+dagvatten.pdf>
- Tjernqvist, E. (2018). *PM – Föroreningar dagvatten*. Stockholm: ÅF-Infrastructure AB. Tillgänglig: https://www.habo.se/download/18.5658469c16363e95c2f3f2fc/1526992497651/Dagvattenutredning%20-%20Södra%20delen_föroreningsbelastning.pdf [2019-05-24]
- Trafikverket (2019). *Trafikflödeskartan*. Tillgänglig: <http://vtf.trafikverket.se/SeTrafikinformation#> [2019-05-23]
- Tyréns. (2014). *Trafikutredning Granhammarsvägen*. Stockholm: Tyréns AB. Tillgänglig: <https://www.upplands-bro.se/download/18.236bd51f15c1cbb656392a03/1495528171263/trafikutredning-granhammarsv-2014-02-05.pdf> [2019-05-23]
- Upplands Väsby Kommun (2013). *Trafikplan*. Upplands Väsby Kommun. Tillgänglig: <http://www.stadsbyggnadsdagen.se/download/18.4a3462da15f4d86bb805e1/1508933628256/Trafikplan%202013.pdf> [2019-05-23]
- Uppsala Vatten (2016). *Dagvatten*. Tillgänglig: <https://www.uppsalavatten.se/sv/hushall/vatten-och-avlopp/dagvatten/> [2019-05-23].
- Wiklander, M. (2017). *Föroreningar i dagvatten*. Luleå: Luleå Tekniska Universitet. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2017/dagvattenproblematiken.pdf>

Oppublicerade källor

ALS. (2019). *Rapport T1913490*. Provtagningsprotokoll.

Bilaga A

Nedan visas detaljerade resultat från markkarteringen av respektive tillrinningsområde.

Tabell 9. Markanvändning i Kungsängsdammens tillrinningsområde

Markanvändning	Yta [ha]	Procent [%]
Centrumområde	37,19	56,3
Värmekraftverk	8,86	13,4
Parkmark	7,32	11,1
Industriområde	6	9,1
Återvinningscentral	2,55	3,9
Väg klass 5	1,52	2,3
Väg klass 6	1,51	2,3
Gräsyta	0,86	1,3
Bensinstation	0,26	0,4
TOTALT	66,07	100

Tabell 10. *Markanvändning i Ladbrodammens tillrinningsområde*

Markanvändning	Yta [ha]	Procent [%]
Flerfamiljshusområde	69,04	33,5
Villa- och radhusområde	50,69	24,6
Skogsmark	30,88	15,0
Centrumområde	23,27	11,3
Parkmark	9,09	4,4
Skolområde	7,55	3,7
Idrottsområde	5,45	2,6
Grusyta	3,56	1,7
Ängsmark	2,22	1,1
Väg klass 5	2,0	1,0
Blandat grönområde	1,1	0,5
Bensinstation	0,64	0,3
Industriområde	0,35	0,2
Banvall	0,14	0,1
TOTALT	205,98	100

Tabell 11. *Markanvändning i Myrängsdammens tillrinningsområde*

Markanvändning	Yta [ha]	Procent [%]
Villa- och radhusområde	34,21	78,24
Skogsmark	3,75	8,58
Flerfamiljshusområde	2,95	6,75
Skolområde	1,76	4,03
Väg klass 2	0,7	1,6
Parkmark	0,24	0,55
Väg klass 3	0,11	0,25
TOTALT	43,72	100

Tabell 12. *Markanvändning i Tibbledammens tillrinningsområde*

Markanvändning	Yta [ha]	Procent [%]
Skogsmark	299,80	46,23
Villa- och radhusområde	136,21	21,0
Ängsmark	73,95	11,40
Flerfamiljshusområde	43,46	6,70
Skolområde	22,55	3,48
Industriområde	11,89	1,83
Idrottsområde	11,84	1,83
Parkmark	8,94	1,38
Väg klass 4	8,84	1,36
Blandat grönområde	7,44	1,15
Väg klass 7	7,35	1,13
Centrumområde	6,40	0,99
Fritidshusområde	4,43	0,68
Koloniområde	1,59	0,25
Bensinstation	1,30	0,20
Väg klass 3	0,87	0,13
Hygge	0,74	0,11
Väg klass 2	0,74	0,11
Parkering	0,23	0,04
TOTALT	648,57	100

Bilaga B

Enligt (Ritter & Muñoz-Carpena, 2013) ser formeln för Nash-Sutcliffe coefficient of efficiency enligt [ekvation 2].

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^N (O_i - \bar{O})^2}$$

[ekvation 2]

Där...

NSE = Nash-Sutcliffe coefficient of efficiency

O_i = Observerat värde

P_i = Modellens värde

$\bar{O}$ = Medelvärde av samtliga observerade värden

N = Antal observerade värden

Som de observerade värdena användes de flödesproportionellt uppmätta medelhalterna. Eftersom bägge teoretiska metoderna jämfördes med de uppmätta medelhalterna användes samma observerade medelvärden för beräkningarna.

Det observerade medelvärdet för bly är 4,83 – koppar 17,98 – krom 5,20 – nickel 5,05 och zink 116,25 µg/l.

Beräkningar för NSE-formelns täljare och nämnare för respektive tungmetall visas för StormTac i [tabell 13].

Tabell 13. Beräkning av NSE-formelns täljare och nämnare för respektive tungmetall vid jämförelse av StormTacs predikteringar och de uppmätta halterna

Damm	Ämne	Medelhalt, vat- tenprovtagning	Medelhalt, StormTac	$(O_i - P_i)^2$	$(O_i - \bar{O})^2$
Kungsängsdammen	Bly	5,40	19,00	184,96	0,33
Ladbrodammen	Bly	6,40	12,00	31,36	2,48
Myrängsdammen	Bly	1,80	8,50	44,89	9,15
Tibbledammen	Bly	5,70	9,30	12,96	0,77
Summa				274,17	12,73
Kungsängsdammen	Koppar	23,00	26,00	9,00	25,25
Ladbrodammen	Koppar	24,00	22,00	4,00	36,30
Myrängsdammen	Koppar	7,90	19,00	123,21	101,51
Tibbledammen	Koppar	17,00	19,00	4,00	0,95
Summa				140,21	164,01
Kungsängsdammen	Krom	5,10	8,40	10,89	0,01
Ladbrodammen	Krom	7,00	6,80	0,04	3,24
Myrängsdammen	Krom	2,70	4,80	4,41	6,25
Tibbledammen	Krom	6,00	5,50	0,25	0,64
Summa				15,59	10,14
Kungsängsdammen	Nickel	7,40	14,00	43,56	5,52
Ladbrodammen	Nickel	5,60	6,90	1,69	0,30
Myrängsdammen	Nickel	2,40	5,90	12,25	7,02
Tibbledammen	Nickel	4,80	5,70	0,81	0,06
Summa				58,31	12,91
Kungsängsdammen	Zink	160,00	140,00	400,00	1914,06
Ladbrodammen	Zink	90,00	85,00	25,00	689,06
Myrängsdammen	Zink	116,00	67,00	2401,00	0,06
Tibbledammen	Zink	99,00	69,00	900,00	297,56
Summa				3726,00	2900,75

$$NSE_{\text{StormTac Bly}} = 1 - (274,17 / 12,73) = - 20,54$$

$$NSE_{\text{StormTac Koppar}} = 1 - (140,21 / 164,01) = 0,15$$

$$NSE_{\text{StormTac Krom}} = 1 - (15,59 / 10,14) = - 0,54$$

$$NSE_{\text{StormTac Nickel}} = 1 - (58,31 / 12,91) = - 3,52$$

$$NSE_{\text{StormTac Zink}} = 1 - (3726,00 / 2900,75) = - 0,28$$

Beräkningar för NSE-formelns täljare och nämnare för respektive tungmetall visas för Germans formel i [tabell 14].

Tabell 14. Beräkning av NSE-formelns täljare och nämnare för respektive tungmetall vid jämförelse av Germans formel predikteringar och de uppmätta halterna

Damm	Ämne	Medelhalt, vat- tenprovtagning	Medelhalt, Ger- mans formel	$(O_i - P_i)^2$	$(O_i - \hat{O})^2$
Kungsängsdammen	Bly	5,40	4,96	0,19	0,33
Ladbrodammen	Bly	6,40	5,03	1,88	2,48
Myrängsdammen	Bly	1,80	2,93	1,28	9,15
Tibbledammen	Bly	5,70	3,62	4,33	0,77
Summa				7,67	12,73
Kungsängsdammen	Koppar	23,00	9,34	186,60	25,25
Ladbrodammen	Koppar	24,00	18,89	26,11	36,30
Myrängsdammen	Koppar	7,90	6,72	1,39	101,51
Tibbledammen	Koppar	17,00	15,31	2,86	0,95
Summa				216,96	164,01
Kungsängsdammen	Krom	5,10	5,14	0,00	0,01
Ladbrodammen	Krom	7,00	6,47	0,28	3,24
Myrängsdammen	Krom	2,70	5,99	10,82	6,25
Tibbledammen	Krom	6,00	4,68	1,74	0,64
Summa				12,85	10,14
Kungsängsdammen	Nickel	7,40	2,79	21,25	5,52
Ladbrodammen	Nickel	5,60	3,39	4,88	0,30
Myrängsdammen	Nickel	2,40	3,04	0,41	7,02
Tibbledammen	Nickel	4,80	2,70	4,41	0,06
Summa				30,96	12,91
Kungsängsdammen	Zink	160,00	98,57	3773,64	1914,06
Ladbrodammen	Zink	90,00	84,67	28,41	689,06
Myrängsdammen	Zink	116,00	113,75	5,06	0,06
Tibbledammen	Zink	99,00	102,00	9,00	297,56
Summa				3816,12	2900,75

$$NSE_{\text{Germans Formel Bly}} = 1 - (7,67 / 12,73) = 0,40$$

$$NSE_{\text{Germans Formel Koppar}} = 1 - (216,96 / 164,01) = - 0,32$$

$$NSE_{\text{Germans Formel Krom}} = 1 - (12,85 / 10,14) = - 0,27$$

$$NSE_{\text{Germans Formel Nickel}} = 1 - (30,96 / 12,91) = - 1,40$$

$$NSE_{\text{Germans Formel Zink}} = 1 - (3816,12 / 2900,75) = - 0,32$$