



UPPSALA
UNIVERSITET



W 15012

Examensarbete 30 hp
April 2015

Dagvattenutredning för Hamrebäcken

Utredning av föroreningsbelastning och framtagande
av åtgärdsförslag för att förbättra vattenkvaliteten

Vilhelm Feltelius

REFERAT

Dagvattenutredning för Hamrebäcken – Utredning av föroreningsbelastning och framtagande av åtgärdsförslag för att förbättra vattenkvaliteten

Vilhelm Feltelius

Hamrebäcken rinner genom östra delen av Västerås och har Mälaren som recipient. Under bäckens flödesväg tillkommer dagvatten och föroreningar i form av näringsämnen och tungmetaller från dess avrinningsområde. Bäckens utgör ett av de mest prioriterade vattendragen i Västerås gällande utsläpp av dagvatten. Detta examensarbete har utförts med syftet att utreda föroreningssituationen för Hamrebäcken och hur dess recipient Mälaren påverkas. Examensarbetet syftade även till att undersöka reningseffekten för en befintlig dagvattendamm samt att utifrån ett kostnads- och reningssperspektiv beskriva ett antal åtgärdsförslag för att uppnå en förbättring av bäckens ekologiska och kemiska status. Utvärdering av Hamrebäckens föroreningsbelastning samt reningseffekt för befintlig dagvattendamm och åtgärdsförslag utfördes med hjälp av den Excelbaserade dagvatten- och recipientmodellen StormTac.

Resultatet från studien visade att den modellerade belastningen från flera av bäckens delavrinningsområden överskrider föreslagna riktvärden för mindre vattendrag. Den totala belastningen från Hamrebäckens avrinningsområde överskrider i fallet för föroreningarna bly och suspenderat material även föreslagna riktvärden för Mälaren. Modellering av den befintliga dammen indikerar att anläggningen är underdimensionerad i förhållande till dess belastningsyta. Dammens reningseffekt uppnår inte heller effektmålen i Västerås stads handlingsplan för dagvatten. Ett förslag om utbyggnation av dammen har tagits fram utifrån litteraturstudie och tillgänglig yta för åtgärden. Den simulerade ombyggnationen uppnådde inte uppsatta effektmål men gav en betydande ökning i reningseffekt. Åtgärder som syftar till att öka dammens avskiljningsförmåga bör därför utredas ytterligare.

Fyra ytterligare åtgärdsförslag togs fram och reningseffekten av dessa modellerades i StormTac. Detta inkluderade två olika placeringar av dagvattendammar, en skärmbassäng med flytande våtmark, samt en konstruerad våtmark. Från genomförd modellering rekommenderas vidare utredning av åtgärdsförslagen inkluderande ett anläggande av en skärmbassäng med flytande våtmark, alternativt en konstruerad våtmark. Detta då dessa åtgärdsförslag uppnådde effektmålen för rening enligt Västerås stads handlingsplan för dagvatten. Åtgärdsförslagen skilde sig något åt gällande kostnadseffektivitet. Detta ansågs dock inte ensamt vara argument nog för att motivera anläggning av något åtgärdsförslag till följd av osäkerheter i det beräknade resultatet. Att en skärmbassäng kan utföras i närtid och inte kräver några ingrepp i avrinningsområdet kan anses som ytterligare argument för installation av anläggningen. En konstruerad våtmark kan i sin tur motiveras med att anläggningen bidrar till att höja det estetiska och ekologiska värdet av området. Dessa argument bör beaktas i valet av metod och det fortsatta arbetet med att minska områdets föroreningsbelastning och förbättra bäckens ekologiska och kemiska status.

Nyckelord: dagvatten, föroreningsbelastning, Hamrebäcken, Västerås, dagvattendamm, StormTac, reningseffektivitet, skärmbassäng, flytande våtmark

Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, Lennart Hjelm's väg 9, SE-750 07 Uppsala

ABSTRACT

Stormwater pollution of the Hamrebacken stream – Investigating the pollutant load in order to develop measures to increase the ecological and chemical status of the stream

Vilhelm Feltelius

Hamrebacken is a small stream in Västerås, which flows through the eastern part of the city. Along its course to Lake Mälaren, the stream receives polluted stormwater containing such as heavy metals and nutrients. The primary objective of this master thesis was to investigate the level of pollutants in Hamrebacken. A secondary objective was to study the reduction efficiency of an existing wet stormwater treatment pond in the area, and propose ways in which to achieve a higher ecological and chemical status for the stream. The stormwater and recipient software model StormTac was used to estimate the level of pollutants and to investigate the reduction efficiencies of different stormwater treatment facilities.

The study revealed that pollutant levels were too high for several of the subwatersheds, based on the recommended guidance for small streams. The pollutant load for the total watershed exceeded the guidance levels for Lake Mälaren for lead and suspended solids. Modelling the reduction efficiency of the existing wet pond indicated that the pond's size was inadequate to cater for the quantity of incoming stormwater in need of treatment. Subsequently, the pollution reduction efficiency of the pond was not meeting those objectives set out in the Stormwater Action Plan developed by Västerås municipality. A proposal for rebuilding the pond was therefore developed, taking into account the existing conditions of the area and using recommendations from literature. When modeled in StormTac, the modified pond showed a substantial increase in reduction efficiency compared to that of the existing pond. Despite not reaching the objectives of the Action Plan, this suggested that it would be beneficial to investigate measures that increase the reduction efficiency of the existing wet pond further. As a result, an additional four alternatives for reducing the pollutant load of Hamrebacken were developed using StormTac. These consisted of two wet stormwater treatment ponds at different locations within the watershed, a screen basin with floating treatment wetlands, and a constructed wetland.

The modeling revealed that the most feasible of the investigated measures was an installation of either a screen basin with floating treatment wetlands or a constructed wetland, both measures adjacent to the outlet of Hamrebacken. This was mainly due to the modeled reduction capacity of these measures where the reduction objectives of the Action Plan were reached. A difference in cost effectiveness was found between the different measures. This was however not considered to solely be argument to justify the implementation of a certain measure due to uncertainties in the modelled result. The fact that a screen basin can be installed in the near future and without occupying space in the watershed are additional arguments for the use of this measure. A constructed wetland can in return be motivated by a potential increase in esthetic and ecological value of the area. These arguments should be considered in the continued investigation of choosing a measure for reducing the pollutant load of Hamrebacken and to achieve a higher ecological and chemical status for the stream.

Keywords: stormwater, pollutant load, Hamrebacken, Västerås, wet stormwater treatment pond, StormTac, reduction efficiency, screen basin, floating treatment wetland

Aquatic Sciences and Assessment; Geochemistry and hydrology, Swedish University of Agricultural Sciences. Lennart Hjelm's väg 9 SE-750 07 Uppsala Sweden

Förord

Detta examensarbete har genomförts inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet och motsvarar 30 högskolepoäng. Det utfördes under delar av hösten 2014 och våren 2015 vid Sweco Environment AB i Västerås och i samarbete med Mälarenergi AB.

Handledare för arbetet var Stina Welander vid Sweco Environment AB. Jens Fölster vid Institutionen för vatten och miljö vid Sveriges Lantbruksuniversitet var ämnesgranskare. Examinator var Allan Rodhe vid Institutionen för geovetenskaper, luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala Universitet.

Jag vill börja med att tacka Stina Welander och Jens Fölster för värdefull feedback och hjälp under arbetets gång. Jag vill även passa på att tacka hela Sweco Environment i Västerås för möjligheten att få genomföra mitt examensarbete hos er. Tack även till Lena Höglund och Frida Nolkrantz vid Mälarenergi för idé till projektet, framtagande av värdefullt underlagsmaterial och återkoppling under arbetets gång. Ett särskilt tack också till Philip Karlsson vid Sweco Environment i Uppsala och Thomas Larm, StormTac AB för mycket uppskattad hjälp med modelleringsarbetet. Landskapsarkitekt Anna Feltelius vid Täby kommun och Kieran Over, landskapsarkitekt vid ÅF ska båda ha ett varmt tack för hjälp med illustrationer.

Slutligen vill jag tacka min familj och mina vänner för uppmuntran under arbetets gång och för att ni har stått ut med mina filosofiska funderingar kring dagvatten, reningsdammar och andra djupa ämnen.

Uppsala, april 2015

Vilhelm Feltelius

Copyright © Vilhelm Feltelius och Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet

UPTEC W 15 012, ISSN 1401-5765

Digitalt publicerad vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet, Uppsala 2015

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Dagvattenutredning för Hamrebäcken – Utredning av föroreningsbelastning och framtagande av åtgärdsförslag för att förbättra vattenkvaliteten

Vilhelm Feltelius

Dagvatten uppstår när vatten från regn och snösmältning avrinner på markytan. En ökad urbanisering med fler hårdgjorda ytor i form av exempelvis vägar, parkeringar och byggnader innebär att en mindre volym vatten har möjlighet att infiltrera marken och på så sätt tas om hand naturligt. Istället kommer en större volym vatten att rinna på ytan och genom ledningssystem och diken nå recipienter såsom bäckar och sjöar. Med dagvattnet följer samtidigt en rad olika föroreningar såsom tungmetaller och olja som kommer från till exempel vägslitage och industri. Ofta rinner dagvattnet ut i små känsliga vattendrag och kan där genom sitt innehåll av föroreningar orsaka långsiktiga skador. För att minimera risken för negativa effekter i recipienten är det därför viktigt att dagvatten omhändertas och renas i så stor utsträckning som möjligt.

Hamrebäcken är ett vattendrag som rinner genom de östra delarna av Västerås. Avrinningsområdet är omkring 1230 hektar stort med varierade markanvändning och bäcken har sitt utlopp i Mälaren. På sin väg till recipienten förorenas bäcken av näringsläckage och av förorenat dagvatten från hårdgjorda ytor och trafik. En befintlig dagvattendamm byggdes år 2001 och är belägen ungefär halvvägs mellan bäckens ursprung och dess utlopp. Syftet med dammen är att rena och fördröja Hamrebäckens vatten innan det når Mälaren.

Detta examensarbete inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik har syftat till att undersöka föroreningssituationen för Hamrebäcken samt hur bäcken och dess avrinningsområde påverkar recipienten Mälaren. Studien syftade även till att utifrån ett kostnad- och reningsperspektiv ta fram ett antal åtgärdsförslag för att uppnå en minskad mängd föroreningar i bäcken, samt att ange hur åtgärderna påverkar särskilda effektmål för dagvatten som Västerås kommun har tagit fram.

Tre metoder användes i examensarbetet. För det första studerades relevant litteratur med fokus på tidigare utredningar av Hamrebäckens föroreningssituation samt olika anläggningar för rening av dagvatten. För andra genomfördes en inventering av Hamrebäcken i syfte att erhålla en ökad kunskap om bäckens flödesväg och den befintliga dagvattendammen. För det tredje genomfördes modellering av Hamrebäckens föroreningsbelastning, reningseffekt hos befintlig dagvattendamm samt av reningseffekt av olika åtgärdsförslag. Detta gjordes med hjälp av den Excelbaserade dagvatten- och recipientmodellen StormTac. Indata till modellen bestod av årlig nederbördsdata samt area för olika markanvändningar inom Hamrebäckens avrinningsområde. Genom modellens schablonhalter av föroreningar baserade på flödesproportionell provtagning kunde sedan en föroreningsbelastning beräknas och jämföras med föreslagna riktvärden för mindre vattendrag och riktvärden för Mälaren. Föroreningsbelastningen beräknades dels för det totala avrinningsområdet, dels för mindre delavrinningsområden. Uppdelningen i mindre områden gjordes utifrån att åtgärder då kunde prioriteras för de områden som bidrar med störst mängd föroreningar till Hamrebäcken.

Examensarbetets resultat visade på att belastningen från flera av bäckens delavrinningsområden överskrider föreslagna riktvärden för mindre vattendrag. Den totala belastningen från avrinningsområdet överskrider i fallet med föroreningarna bly och suspenderat material även riktvärdena för Mälaren. Modellering av den befintliga dammens

reningseffekt visade på att dammen är underdimensionerad i förhållande till avrinningsområdet som bidrar med dagvatten till anläggningen. Dammen uppnår inte heller Västerås stads effektmål eftersom reningen för samtliga undersökta föroreningar understeg 10 procent. Ett åtgärdsförslag om utbyggnation togs därför fram utifrån litteraturstudien och den uppskattade tillgänglig ytan för åtgärden. Den modellerade ombyggnationen uppnådde dock inte uppsatta effektmål för det totala avrinningsområdet men gav ändå en betydande ökning i avskiljningsförmåga jämfört med den befintliga dammen. Åtgärder i syfte att öka dammens reningseffekt bör därför utredas ytterligare.

Utöver ombyggnationen av den befintliga dammen togs ytterligare fyra åtgärdsförslag fram i syfte att reducera Hamreäckens föroreningsbelastning. Detta inkluderade två dagvattendammar med olika placering inom bäckens avrinningsområde, en skärmbassäng med flytande våtmark vid bäckens utlopp samt en konstruerad våtmark i anslutning till utloppet. Den beräknade reningseffekten för åtgärdsförslagen var störst för den konstruerade våtmarken följt av skärmbassängen med flytande våtmark. Dessa två åtgärdsförslag uppnådde effektmålen i Västerås stads handlingsplan för dagvatten och det rekommenderas därför att dessa åtgärder utreds vidare.

Åtgärdsförslagen skilde sig något åt gällande kostnadseffektivitet men detta ansågs inte ensamt vara argument nog för att motivera anläggandet av något åtgärdsförslag till följd av osäkerheter i det beräknade resultatet. Att förslaget med skärmbassäng och flytande våtmark kan utföras i närtid och inte kräver några ingrepp i avrinningsområdet anses som ytterligare argument för valet av anläggning. En konstruerad våtmark bidrar i sin tur med att öka områdets ekologiska och estetiska värde. Hänsyn bör därför också tas till dessa argument i det fortsatta arbetet med att välja en metod för att minska områdets föroreningsbelastning och förbättra Hamreäckens ekologiska och kemiska status.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	1
1.1	SYFTE	1
1.2	AVGRÄNSNINGAR	2
2	DIREKTIV OCH VERKTYG I ARBETET MED DAGVATTEN	3
2.1	EU:s ramdirektiv för vatten	3
2.2	De nationella miljökvalitetsmålen	4
2.3	Allmänt om dagvatten i Västerås	4
2.4	Västerås stads vatten- och handlingsplan samt dagvattenpolicy	4
3	FÖRORENINGAR I DAGVATTEN	5
3.1	Tungmetaller	5
3.2	Näringsämnen	6
3.3	Suspenderat material	6
3.4	Organiska föreningar	6
3.5	Riktvärden för dagvatten	7
4	ETT URVAL AV DAGVATTENANLÄGGNINGAR	8
4.1	Allmänt om dagvattenhantering	8
4.2	Reningsprocesser i dagvattenanläggningar	9
4.3	Exempel på reningsanläggningar	10
4.3.1	Dammar	10
4.3.2	Våtmarker	11
4.3.3	Flytande våtmarker	12
4.3.4	Skärmbassänger	13
5	MODELLERING AV DAGVATTENFLÖDEN OCH FÖRORENINGAR	14
5.1	Allmänt om modeller för dagvatten	14
5.2	Dagvatten- och recipientmodellen StormTac	15
5.2.1	Delmodeller i StormTac	16
6	OMRÅDESBESKRIVNING	21
6.1	Hamrebäcken och dess avrinningsområde	21
6.2	Befintlig dagvattendamm vid Hamrebäcken	23
6.3	Tidigare utredningar Hamrebäckens föroreningsbelastning	23
7	METOD	26
7.1	Inventering	26
7.2	Modellering	26
7.2.1	Avrinningsområde och markanvändning	26
7.2.2	Föroreningsbelastning	28
7.2.3	Framtagande av åtgärdsförslag	29

8	RESULTAT	33
8.1	Föroreningsbelastning Hamrebäcken	33
8.2	Reningseffekt befintlig dagvattendamm	34
8.2.1	Åtgärdsförslag	35
8.2.2	Åtgärdsförslag 1 – ombyggnation av befintlig dagvattendamm	36
8.2.3	Åtgärdsförslag 2 – dagvattendamm vid Stockholmsvägen	38
8.2.4	Åtgärdsförslag 3 – dagvattendamm vid Väderleksgatan.....	40
8.2.5	Åtgärdsförslag 4 – våtmark vid Hamrebäckens utlopp	43
8.2.6	Åtgärdsförslag 5 – skärmbassäng och flytande våtmark vid bäckens utlopp	45
8.2.7	Sammanställning av föroreningsreduktion för samtliga åtgärdsförslag.....	47
9	DISKUSSION	49
9.1	Föroreningsbelastning Hamrebäckens avrinningsområde	49
9.2	Reningseffekt för befintlig damm	49
9.3	Framtagande av åtgärdsförslag.....	50
9.3.1	Åtgärdsförslag 1	50
9.3.2	Åtgärdsförslag 2	51
9.3.3	Åtgärdsförslag 3	51
9.3.4	Åtgärdsförslag 4	52
9.3.5	Åtgärdsförslag 5	52
9.4	Val av modell	53
9.5	Uppföljning och vidare undersökningar.....	55
10	SLUTSATSER	56
11	REFERENSER.....	57
12	BILAGOR	65

1 INLEDNING

Dagvatten definieras som tillfälligt regn- spol- och smältvatten som avrinner på markytan till recipienter i form av sjöar och vattendrag (Larm, 2000a). Den kemiska sammansättningen av dagvattnet avgörs av vilken typ av yta avrinningen sker på samt vilka antropogena och naturliga processer som pågår i avrinningsområdet (Eriksson m.fl., 2007). En ökad urbanisering med fler hårdgjorda ytor som följd leder till en försämrade infiltrationsförmåga och att mer dagvatten istället rinner av på markytan. Dessa ökade flöden orsakar i sin tur en ökad föroreningstransport med dagvattnet till recipienten (Urbonas & Stahre, 1993; Eriksson, m.fl., 2007). Urbana miljöer bidrar på så sätt till att öka koncentrationen av föroreningar såsom näringsämnen, suspenderat material (SS), polyaromatiska kolväten (PAH) samt tungmetaller såsom koppar (Cu), krom (Cr), kadmium (Cd) och zink (Zn) i dagvatten (Characklis & Weisner, 1997). Ofta rinner dagvattnet ut i små, känsliga vattendrag och kan där orsaka långsiktiga skador genom sitt innehåll av föroreningar. Dagvattnets miljömässiga påverkan avgörs av föroreningsbelastningen i relation till flödet och omsättningen hos recipienten. För att kunna uppskatta mängden föroreningar som ett urbaniserat område bidrar med och för att föreslå förebyggande åtgärder är det därför viktigt att känna till föroreningskällorna (Malmqvist, 1983; Alm m.fl., 2010).

Föroreningshalterna i dagvatten varierar under varje regntillfälle och mellan olika regnintensiteter (Riktvärdesgruppen, 2009). Ofta är dock halterna större i början av ett regn jämfört med senare i samma nederbördstillfälle. Denna effekt definieras som ”first flush” och beror på att det sker en ansamling av ämnen i atmosfären och på markytan under torrt väder som sedan sköljs ut i stora mängder vid regnets initiala skede. Allt eftersom sjunker sedan föroreningshalterna (Eriksson, 2002). Den ökade kunskapen om dagvattnets recipientpåverkan i kombination med prognostiserade klimatförändringar i form av högre nederbördsintensitet har bidragit till ökat fokus på hanteringen av dagvatten (Semadeni-Davies m.fl., 2008; Sharma m.fl., 2011; Alm & Åström, 2014).

Införandet av EU:s ramdirektiv för vatten har inneburit ett ökat ansvar för Sveriges myndigheter och kommuner att minska sin påverkan på vattenmiljöerna. Detta ansvar inkluderar att kommunerna är ansvariga för att se till att miljö kvalitetsnormerna för vatten uppnås och inte överskrids (Västerås stad, 2012). Genom att utarbeta olika dagvattenstrategier och dagvattenpolicys strävar svenska kommuner därför efter att finna olika lösningar på hur dagvattnet kan tas om hand (Waara, 2010).

1.1 SYFTE

Hamrebäcken är ett av de vattendrag som rinner genom Västerås stad. Under bäckens väg från sitt ursprung i Badelundaåsen till recipienten Mälaren förorenas bäcken av näringsläckage från åkermark och av förorenat dagvatten från hårdgjorda ytor och trafik.

Detta examensarbete har utförts med syftet att utreda föroreningssituationen för Hamrebäcken och hur bäcken påverkar recipienten Mälaren. Examensarbetet syftade även till att utifrån ett kostnads- och reningsperspektiv upprätta olika åtgärdsförslag för att uppnå en förbättring av bäckens ekologiska och kemiska status. Examensarbetet skall även ange hur föreslagna åtgärder påverkar relevanta mål i Västerås stads handlingsplan för dagvatten och ska kunna användas som ett steg för fortsatt arbete med att förbättra Hamrebäckens vattenkvalitet. Följande frågeställningar har legat till grund för examensarbetet:

- Hur stor är föroreningsbelastningen från dagvatten på Hamrebäcken?
- Vilken eller vilka befintliga dagvattenanläggningar finns för att rena Hamrebäckens vatten och vilken reningseffekt uppnår denna eller dessa?
- Skiljer sig den beräknade föroreningsbelastningen på Hamrebäcken från tidigare utförda utredningar?
- Vilken eller vilka framtida åtgärder är utifrån ett kostnads- och reningsperspektiv mest lämplig att implementera för att uppnå en så god kemisk och ekologisk status för Hamrebäcken som möjligt och reducera belastningen på dess recipient?

1.2 AVGRÄNSNINGAR

Studien omfattar föroreningsbelastning från dagvatten på Hamrebäcken och dess recipient. Ingen utredning av höga flöden eller risken för översvämning av bäcken har genomförts.

Övriga avgränsningar anges under respektive avsnitt i rapporten där även en kortare förklaring över avsnittets innehåll ges.

2 DIREKTIV OCH VERKTYG I ARBETET MED DAGVATTEN

Detta avsnitt ger en bakgrund till styrande direktiv och svenska miljömål som är av vikt vid arbetet med dagvatten. En allmän bakgrund ges till den allmänna dagvattensituationen i Västerås samt hur staden verkar för att uppnå en förbättrad dagvattenhantering.

2.1 EU:s ramdirektiv för vatten

EU:s ramdirektiv för vatten har införts i syfte att uppnå en hållbar vattenresursanvändning och minska utsläppet av föroreningar och näringsämnen till vattenmiljön (EC, 2000). Direktivet har sedan utvecklats genom fastställandet av lagligt bindande miljökvalitetsnormer för ytvattenförekomster (Larm & Pirard, 2010). Miljökvalitetsnormerna anger i sin tur vilken status ett vattenområde ska ha vid en viss tidpunkt (Michanek & Zetterberg, 2007). Statusen definieras som avvikelse från ett referensvärde och kategoriseras i ”hög” (motsvarande vattenområdets ”naturliga” tillstånd), ”god”, ”måttlig”, ”otillfredsställande” eller ”dålig”. Målet med direktivet är att alla vatten ska uppnå bästa möjliga status och att ingen fortsatt försämring av en vattenförekomst får ske. Vattnets ekologiska status omfattar förekomsten av vattenlevande organismer, de hydromorfologiska förhållandena i vattenmiljön samt vattnets fysikalisk-kemiska tillstånd. Den sistnämnda kvalitetsfaktorn inkluderar faktorer såsom näringsstatus, syresättning, salthalt och förurningssstatus i vattenmiljön (EC, 2000). Den kemiska statusen bedöms i sin tur utifrån vattnets innehåll av förorenade ämnen där klasserna ”god” eller ”uppnår ej god” används (Naturvårdsverket, 2007). Enligt direktivet ska allt ytvatten delas in i vattenförekomster och att dessa karakteriseras efter bland annat typ av vattenförekomst, dess storlek och vattendjup (EC, 2000). Vissa gränser har satts upp rörande vad som kan klassas som en vattenförekomst. För sjöar gäller till exempel att arean är större än 1 kvadratkilometer och vattendrag ska vara längre än 15 kilometer för att klassas som en vattenförekomst (Västerås stad, 2012).

Till följd av att vatten anses vara en knapp naturresurs är det viktigt att dess kvalitet bevaras, förvaltas, skyddas och behandlas på rätt sätt. Direktivet syftar därför till att bidra till en successiv minskning av utsläppen av farliga ämnen till vattenförekomster. Med farliga ämnen avses ämnen eller grupper av ämnen som är beständiga, toxiska och har benägenhet att bioackumuleras. Ett av direktivets mål är att koncentrationerna av sådana ämnen i den marina miljön ligger så nära ursprungsnivåerna som möjligt av naturligt förekommande vatten. Detta, samtidigt som att all förorening av prioriterade farliga ämnen upphör fullständigt. I direktivet har 33 prioriterade ämnen valts utifrån den betydande risken för eller via vattenmiljön de utgör. Till dessa hör bland annat bly, nickel, och polyaromatiska kolväten såsom benso(a)pyren (BaP) (Naturvårdsverket, 2007). De prioriterade ämnena har tagits fram utifrån olika riskbedömningar samt faktorer såsom det berörda ämnets akvatiska toxicitet, humantoxicitet via akvatiska exponeringsvägar samt produktions- och användningsområde (EC, 2000).

Vattendirektivet har också inneburit att arbetet med dagvatten utgår från avrinningsområden och vattendistrikt. Av de fem vattendistrikt som Sverige är indelat i, och som ligger till grund för förvaltningen av vatten, ligger Västerås inom Norra Östersjöns vattendistrikt (Västerås stad, 2014).

2.2 De nationella miljö kvalitetsmålen

Av de 16 nationella miljö kvalitetsmålen utgör i synnerhet fem av dessa verktyg för planeringsarbetet med omhändertagande och rening av dagvatten (Viklander & Boström, 2008).

- Bara naturlig försurning – Dagvatten kan i vissa fall ha ett lågt eller mycket lågt pH, i synnerhet under vårens snösmältning.
- Giftfri miljö – Genom innehållet av tungmetaller, polyaromatiska kolväten, ftalater och andra ämnen kan dagvatten orsaka skador på människors hälsa och miljö.
- Ingen övergödning – Med dagvattnet följer näringsämnen såsom fosfor och kväve som i slutändan kan bidra med eutrofiering i recipienten.
- Grundvatten av god kvalitet – Dagvatten innehållande lösta tungmetaller och andra föroreningar som på konstgjord eller naturlig väg kan infiltrera marken och bidra till att förorena grundvattnet.
- Myllrande våtmarker – Genom att introducera våtmarker kan, förutom rening och fördröjning av dagvatten, en ökad biologisk mångfald erhållas.
- God bebyggd miljö – Innefattar både estetiska och hygieniska aspekter av dagvattenhantering. En ökad estetisk utformning i städer kan uppnås genom implementering av till exempel dagvattendammar och våtmarker. Hygieniska risker med dagvatten kan till exempel vara innehållet av spillning från fåglar och andra djur.

2.3 Allmänt om dagvatten i Västerås

I Västerås kommun rinner omkring 13 miljoner kubikmeter dagvatten ut årligen till recipient (Anderson, 2009). Västeråsfjärden är recipient för allt dagvatten från Västerås stad där stora koncentrationer föroreningar följer med dagvattnet. Detta har i sin tur stor påverkan på vattenkvaliteten, i synnerhet i Västerås hamnområde, där flera vattendrag rinner ut (Ryegård m.fl., 2007). Utbyggnaden av ett ledningssystem i Västerås för dagvatten påbörjades redan 1945 och det finns idag uppskattningsvis 500 kilometer dagvattenledning i staden. Under slutet av 90-talet påbörjades arbetet med att rena och fördröja dagvatten med hjälp av anläggningar såsom dagvattendammar. Förutom dammar ingår även cirka 30 kilometer dike i det allmänna dagvattensystemet (Västerås stad, 2014).

2.4 Västerås stads vatten- och handlingsplan samt dagvattenpolicy

För att reducera den transporterade föroreningsmängden i dagvatten och att minska risken för stora flöden har olika dagvattenstrategier eller policys tagits fram av kommuner runt om i Sverige. Målet är ofta att omhänderta dagvattnet lokalt eftersom sådana åtgärder bevarar vattenbalansen. När flödet reduceras, minskar också transporten av föroreningar i och med att dessa istället fastläggs lokalt eller genom att tas upp av växter (Riktvärdesgruppen, 2009).

För att underlätta arbetet med dagvatten har även en allmän vattenplan för dagvatten tagits fram av Västerås stad. Vattenplanen utgör en beskrivning av vilka de största vattenrelaterade miljöproblemen är och hur en bättre vattenkvalitet kan ska kunna åstadkommas. Planen syftar även till att finna ett sätt att skydda och utveckla de befintliga vattenresurserna och uppfylla de svenska miljömålen och miljö kvalitetsnormerna för vatten. En stor del av vattenplanen utgår från EU:s vattendirektiv (Västerås stad, 2012).

Västerås stad har utifrån vattenplanen sedan utvecklat en handlingsplan och dagvattenpolicy där syftet är att ta fram strategier för hur dagvatten ska hanteras på ett miljömässigt och

kostnadseffektivt sätt. Elva övergripande mål redovisas i dagvattenpolicyn (Västerås stad, 2014):

- Dagvattenflöden till Mälaren minimeras.
- Grundvattenbalansen upprätthållas.
- Övergödning och föroreningar orsakade av dagvatten minimeras i grundvatten, sjöar och vattendrag.
- Dagvatten ses som en resurs vid utbyggnad av staden.
- Skador orsakade av dagvatten förebyggs och minimeras på fastigheter och anläggningar.
- Staden arbetar för en hållbar dagvattenhantering inom egna verksamheter och agerar som god förebild för privata aktörer.
- Kunskapen om dagvatten ökar.
- Dagvatten ska renas och fördröjas så nära källan som möjligt. I första hand ska tröga system användas.
- Förorenaren betalar.
- Dagvatten ska göras synligt och vara en del av gestaltningen.
- Dagvatten ska utredas i alla planer.

Handlingsplanen för dagvatten i Västerås har utvecklats utifrån vattenplanen i syfte att för dagvatten uppnå en minskad föroreningsnivå i sjöar och vattendrag och att minimera risken för översvämningar. Arbetet med dagvattenfrågor ska även underlättas och målen i dagvattenpolicyn uppnås. Handlingsplanen innehåller fyra effektmål för att uppnå detta (Västerås stad, 2014):

1. Till år 2021 ska mängden fosfor via dagvattnet ha reducerats med 20 % jämfört med utsläppen år 2011.
2. Belastningen av metaller och miljögifter från dagvattnet ska till år 2021 ha reducerats med 20 % jämfört med utsläppen år 2011.
3. Antalet fastigheter inom befintliga detaljplaneområden som bidrar till dagvattenflöden till naturmark ska ha begränsats till 30 %.
4. Nya detaljplaneområden ska inte bidra till högre dagvattenflöden än vad motsvarande naturmark bidrar med.

3 FÖRORENINGAR I DAGVATTEN

Avsnittet syftar till att ge en övergripande beskrivning om vilka typer av föroreningar som finns i dagvatten samt dess källor. Även riktvärden för föroreningar i dagvatten tas upp i detta avsnitt.

3.1 Tungmetaller

Metaller med en atomdensitet större än fem gram per kubikcentimeter definieras som tungmetaller (Kiss & Osipenko, 1994; Garbarino m.fl., 1995; Hawkes, 1997). Det är tungmetallernas kemiska egenskaper och koncentration som avgör om miljö och levande organismer påverkas negativt (Duruibe m.fl., 2007; Nagajyoti m.fl., 2010). Ett högre oxidationsnummer innebär en kemisk egenskap som generellt hos tungmetaller innebär ökad toxicitet. Exempelvis är CrO_4^- mer toxiskt än Cr^{3+} . För vissa tungmetaller som är bundna till

andra ämnen, såsom sulfider eller organiska komplex, kan toxiska effekten istället reduceras (Bryhn & Håkansson, 2008). För andra metaller såsom kvicksilver, ökar toxiciteten om det är organiskt bundet (Naturvårdsverket, 2006). Toxiciteten avgörs också av de kemiska egenskaperna hos sediment och vatten. Ett lägre pH i omgivningen innebär till exempel en ökad löslighet hos majoriteten av metaller och dessa kan då gå ifrån att vara i en mindre skadlig partikulärt bunden form till en mer skadlig löst form (Bryhn & Håkansson, 2008). Störst benägenhet att binda till partiklar har bland annat tungmetallerna krom, bly, zink och koppar. Generellt är kadmium och nickel mer lösliga (Andersson m.fl., 2012).

Tungmetaller tillförs dagvatten både från naturliga och antropogena källor (Manta m.fl., 2002). Antropogena källor är exempelvis avrinning från vägar, vägslitage, industriella aktiviteter, biltvättar och korrosion från metalltak (Sörme & Lagerkvist, 2002; Brown & Peake, 2005). Koncentrationen tungmetaller som hittas i dagvatten är ofta hög men varierar från olika platser och tidpunkter beroende på klimat, nederbörd, markanvändning och urban miljö. Metallerna kan förekomma i såväl an- som katjonform samt löst eller bundna till partiklar (Eriksson, 2002). Av särskilt vikt anses tungmetallerna koppar (Cu), bly (Pb) och zink (Zn) vara på grund av deras frekventa förekomst, persistens i miljön samt toxicitet för akvatiska organismer (Walker m.fl., 1999). Det finns också mycket tillgänglig data för framför allt Cu och Zn vilket gör att dessa metaller ofta används som mått på vattenkvalitet och vid utformning av dagvattenanläggningar (Larm & Alm 2014). Andra tungmetaller i dagvatten som studerats ur vattenkvalitetssynpunkt innefattar kvicksilver (Hg), kadmium (Cd), krom (Cr) och nickel (Ni) (Larm, 2000b; Färm, 2003; Jacobson m.fl., 2006).

3.2 Näringsämnen

Mängden näringsämnen kan användas för utvärdering av potentiella miljöproblem såsom övergödning, syrebrist och metalltoxicitet i recipienten (Eriksson m.fl., 2007). Jordbruks- och skogsmark samt urbana områden är alla källor till dessa ämnen (Burton & Pitt, 2001). Övergödningen i svenska vatten orsakas till största del av fosfor men även till viss del kväve där en ökad urbanisering resulterar i höjda utsläpp från exempelvis avloppsreningsverk och dagvattenledningar (Malmqvist, 1983). Andra källor är atmosfäriskt nedfall, trafikavgaser, djurspillning och gödselmedel (Västerås stad, 2014).

3.3 Suspenderat material

Den största källan till suspenderat material i dagvatten är partiklar från vägslitage. En ökad halt suspenderat material kan bidra till att grumligheten ökar och ljusförhållandena i recipienten därför minskar. Detta kan i sin tur leda till en ökad dödlighet bland flertalet djurarter. Föroreningar och i synnerhet metaller är dessutom ofta bundna till små fraktioner av suspenderat material, ett faktum som kan indikera för närvaron av andra föroreningar i dagvatten (Riktvärdesgruppen, 2009).

3.4 Organiska föreningar

Olja, polyaromatiska kolväten, icke-aromatiska kolväten, bensener, och ftalater är alla exempel på organiska opolära föreningar som förekommer som föroreningar i dagvatten (Larm, 2000b; Jacobson m.fl., 2006; Waara, 2010). Olja tillkommer vattenmiljön genom bland annat oljeutsläpp, läckage från fordon, fordons och gatutvätt samt erosion av däck och vägbana (Larm & Pirard, 2010). Polyaromatiska kolväten förekommer i olika typer av kol- och oljeprodukter och är både bioackumulerande, cancerframkallande och persistenta. Det är genom ofullständig förbränning från fordonstrafik samt väg- och däckslitage som

polyaromatiska kolväten tillförs luft och urbana miljöer. Dessa kan sedan nå vattenmiljön genom bindning till partiklar och deposition för att sedan slutligen lagras i sedimenten. Polyaromatiska kolväten är starkt hydrofoba och förekommer därför nästan enbart bundna till partiklar i dagvattnet (Pettersson & Persson, 2006).

3.5 Riktvärden för dagvatten

Genom att använda riktvärden för olika föroreningar i dagvatten är det möjligt att bedöma behovet av rening av dagvatten från ett specifikt delområde. Nationella riktvärden och ett nationellt tillvägagångssätt för att ta fram platsspecifika riktvärden saknas dock i nuläget (Alm m.fl., 2010). År 2009 togs dock ett förslag till riktvärden fram för dagvattenutsläpp av Riktvärdesgruppen i Stockholm (tabell 1). Riktvärdena är i form av årsmedelhalter på grund av den stora haltvariationen av föroreningar i dagvatten och har erhållits genom att använda flödesproportionell provtagning eller olika modelleringsverktyg. Ett överskridande av riktvärden indikerar att reningsåtgärder är nödvändiga (Riktvärdesgruppen, 2009).

Tabell 1. Föreslagna riktvärden för dagvattenutsläpp givna i årsmedelhalt (Riktvärdesgruppen, 2009).

Ämne	Enhet	Mindre sjöar, vattendrag		Mälaren		Verksamhets- utövare
		Nivå 1	Nivå 2	Nivå 1	Nivå 2	VU
Fosfor (P)	µg/l	160	175	200	250	250
Benso(a)pyren (BaP) ¹	µg/l	2,0	2,5	0,05	0,07	0,1
Bly (Pb)	µg/l	8	10	10	15	15
Koppar (Cu)	µg/l	18	30	30	40	40
Zink (Zn)	µg/l	75	90	90	125	150
Kadmium (Cd)	µg/l	0,4	0,5	0,45	0,5	0,5
Krom (Cr)	µg/l	10	15	15	25	25
Nickel (Ni)	µg/l	15	30	20	30	30
Kvicksilver (Hg)	µg/l	0,03	0,07	0,05	0,07	0,1
Subspenderad substans (SS)	mg/l	40	60	50	75	100
Olja	mg/l	0,4	0,7	0,5	0,7	1,0
Kväve (N)	mg/l	2,0	2,5	2,5	3,0	3,5

¹) BaP representerar i tabellen alla polyaromatiska kolväten i dagvatten.

Nivå 1 och 2 i tabell 1 avser utsläpp direkt till recipient respektive utsläpp till delavrinningsområde uppströms utsläppspunkt i recipient. VU syftar på riktvärden för verksamhetsutövare i en förbindelsepunkt till ett dagvattensystem (Riktvärdesgruppen, 2009).

Larm (2011) har föreslagit en metodik för hur föreslagna riktvärden kan användas vid utvärdering av föroreningsbelastning från dagvatten. Initialt beräknas eller mäts totala årsmedelhalter med hjälp av flödesproportionell provtagning i utsläppen. Denna typ av provtagning baseras på uppmätta årsmedelhalter som viktas mot uppsamlad volym vatten (Larm & Pirard, 2010). Det är vid beräkning av totala årsmedelhalter då viktigt att inkludera både dagvattenflöde och basflöde. Detta eftersom det totala flödet som belastar en recipient från ett dike eller ledning även innefattar anslutning eller inläckage av grundvatten och dräneringsvatten vilket motsvaras av basflödet. Genom att sedan ta fram riktvärden för

dagvattenutsläpp och undersöka huruvida dessa överskrider för någon förorening, kan åtgärder som syftar till att reducera halterna tas fram. Dessa åtgärder, som ofta är i form av någon typ av dagvattenanläggning projekteras och dimensioneras sedan för att uppnå en tillräcklig reduktion av den aktuella föroreningen (Larm, 2011).

Om studerad föroreningsbelastning är mycket liten i relation till recipients storlek kan det vara svårt att utreda reduktionsbehovet eftersom områdets belastning då inte får någon större betydelse för recipienten i det stora hela. Det kan dock enligt resonemanget ”många bäckar små” ändå vara motiverat att reducera belastningen på recipienten från flera mindre föroreningskällor då det i ett längre perspektiv innebär att mätbara effekter i recipienten uppnås (Larm, 2011).

Förutom att använda riktvärden i form av halter är det även viktigt att utvärdera föroreningsbelastningen i form av mängder. Detta beror på att det i ett långsiktigt perspektiv är mängden utsläppta föroreningar som har den största betydelsen för effekten på recipienten. Exempelvis kan belastningen på recipienten bli liten trots en relativt hög halt, om det belastande området är litet. På motsvarande sätt kan en högre belastning erhållas vid en lägre halt om området istället är stort till ytan (Larm, 2011).

4 ETT URVAL AV DAGVATTENANLÄGGNINGAR

Avsnittet behandlar ett urval av förekommande anläggningar för rening och omhändertagande av dagvatten. Initialt ges en allmän introduktion till dagvattenhantering. Avgränsningar har gjorts genom endast beskriva dagvattenanläggningar som har varit aktuella inom ramen för detta examensarbete.

4.1 Allmänt om dagvattenhantering

Det finns generellt fyra tillvägagångssätt för att uppnå en minskad tillförsel av föroreningar från dagvatten till recipient. Det går antingen att åtgärda källorna till dessa föroreningar, installera någon form av reningsanläggning, använda infiltration i mark eller att avleda dagvattnet till reningsverk (Stockholm vatten, 2000). Dagvatten ska i största mån inte ledas till avloppsreningsverk då detta kan leda till överbelastning och försämrad reningsgrad hos reningsverket. Följden kan bli att orenat avloppsvatten behöver släppas ut till recipient. En större mängd föroreningar i avloppsslammet kan också leda till minskad möjlighet att använda slammet som gödsel (Anderson, 2009). Valet av åtgärd för rening beror annars på en rad olika faktorer såsom utrymme i avrinningsområdet, rådande markförhållanden och källan till föroreningarna (Stockholm vatten, 2000).

Flera olika definitioner av metoder för hantering av flöden och innehåll av föroreningar i dagvatten förekommer i litteraturen. Exempel på internationella begrepp är ”Structural best management practices” och ”Sustainable urban drainage systems” (Eriksson m.fl., 2007). Nationellt förekommer definitionen lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD). LOD syftar till att uppnå en reducerad föroreningsbelastning för dagvatten och en god hydrologisk balans med jämna vattenflöden. Det syftar även till att minska behovet av slutna dagvattensystem för uppsamling och bortledning till recipient samt att skapa en rikare närmiljö (Svensson m.fl., 2002; Andersson m.fl., 2004).

Begreppet LOD uppkom under 1970-talet och delas in i kategorierna fördröjning nära källan, trög avledning samt samlad fördröjning av dagvatten (Berggren m.fl., 1991; Falk, 2007).

Fördröjning används vid tillfällen då marken på grund av täta jordarter eller högt grundvattenstånd inte kan tillgodogöra sig vatten. Möjligheten för marken att tillgodogöra sig vatten varierar beroende på jordartens finkornighet och genomsläpplighet, grundvattenytans nivå, nederbördssituationen och tidpunkt på året. En LOD-anläggning innebär ofta också minskat behov av ledningskapacitet och dagvattenledning. LOD möjliggör även en naturlig avledning av vatten på marken eller via diken eller mindre vattendrag (Berggren m.fl., 1991). Även om tillförseln av dagvatten från varje enskild fastighet inte behöver vara så stor kan den sammantagna effekten från samtliga fastigheter få konsekvenser för dagvattnets volym och kvalitet. Det är därför LOD ska användas i så stor utsträckning som möjligt. (Västerås stad, 2014).

4.2 Reningsprocesser i dagvattenanläggningar

Föroreningarna i dagvatten förekommer i stor utsträckning bundna till suspenderat material. Undantag finns i form av till exempel tungmetaller som kadmium och zink, som i högre grad förekommer i löst form. Detta gör att det ibland inte är tillräckligt med endast konventionell sedimenteringsteknik för att uppnå tillräcklig rening av dagvattnet (Stockholm vatten, 2000). Rening av föroreningar i dagvattenanläggningar kan därför ske med hjälp av en kombination av kemiska, fysiologiska och biologiska processer. Några av de viktigaste reningsprocesserna har sammanfattats av Scholes m.fl. (2005):

- Sedimentation – Avskiljning av suspenderat material, partikelbundna föroreningar och näringsämnen såsom tungmetaller, organiska miljögifter och fosfor. Processen kräver en låg vattenhastighet i anläggningen för att partiklar ska hinna sjunka till botten (Andersson m.fl., 2013).
- Adsorption – Fastläggande av partikulära eller lösta ämnen på en yta av suspenderat material, vegetation eller annan typ av fast yta (Scholes m.fl., 2005; Gustafsson m.fl., 2008).
- Filtrering – Definitionen gäller både filtration av dagvatten genom vegetation och genom ett poröst medium såsom en genomsläpplig asfaltsyta så att fastläggning av partiklar och associerade föroreningar kan ske. Filtrering genom vegetation innebär en reduktion av vattenhastigheten och på så sätt en ökad potential för sedimentation. (Scholes m.fl., 2005)
- Upptag av växter – Närings- eller föroreningsupptag av växter kan ske direkt från vattenmassan eller från sedimenten (Andersson m.fl., (2013).
- Mikrobiella processer – Nitrifikation, denitrifikation, nedbrytning av organiskt material samt bindning av metaller är exempel på processer som utförs av anaeroba och aeroba mikroorganismer såsom svampar och bakterier (Scholes m.fl., 2005).
- Utfällning – Genom att olösliga utfällningar bildas och sedan sedimenterar kan föroreningar avlägsnas från vattenmassan. Utfällningen beror på faktorer såsom vattnets hårdhet och pH (Scholes m.fl., 2005).
- Fotokemiska processer – Ett ämne utsätts för ljus varvid en kemisk reaktion äger rum. Processen är främst viktig vid rening av föroreningar på ytan av vattnet (Scholes m.fl., 2005).

Förutom de ovan nämnda reningsprocesserna påverkas reningsgraden av dagvattenanläggningens vattenomsättning och rådande strömningsförhållande (Andersson m.fl., 2013). Problem kan till exempel uppstå om vattenflödet hindras på grund av för hög växtlighet. Samtidigt finns det en risk att avskiljningen blir mindre bra om vattenhastigheten blir för hög, något som kan ske om flödet kanaliseras i anläggningen. Den ökade

vattenhastigheten riskerar att leda till att uppehållstiden i anläggningen blir för kort och att partiklar inte hinner sedimentera. Vid en dålig omsättning av vattenmassan under sommaren riskerar dessutom uppvärmt inkommande dagvatten att enbart röra sig på vattenytan och därmed inte delta i pågående reningsprocesser djupare ner. Syrefattigt och stillastående vatten kan då uppstå i de djupare delarna av anläggningen.

4.3 Exempel på reningsanläggningar

Flertalet olika typer av anläggningar för rening av dagvatten förekommer och dessa har i litteraturen studerats i olika hög utsträckning. Nedan förklaras ett urval av dessa mer utförligt.

4.3.1 Dammar

Den vanligaste reningsanläggningen för dagvatten är dammar. Dessa anses vara ett kostnadseffektivt alternativ som lämpligen används för omhändertagande av dagvatten från bostadsområden och dagvatten från vägar (Anderson, 2009). Dammarna anläggs i syfte att utjämna dagvattenflödet, reducera dess innehåll av föroreningar samt att minska belastningen på recipient i samband med ökad exploatering i avrinningsområdet. Även det estiska värdet av dammar fyller ofta en viktig funktion (Falk, 2007).

Olika processer i dagvattendammen bidrar till att avskilja föroreningar från dagvattnet. Avskiljningen sker främst genom sedimentation av partiklar och associerade föreningar men också genom kemisk omlagring av lösta föroreningar i dagvattnet till bottensediment. Även vegetationsupptag bidrar till avskiljningen. Olika faktorer styr vid dimensionering och den geometriska utformningen av en dagvattendamm. Exempel på sådana faktorer är vattnets uppehållstid i dammen, de lokala geotekniska förhållandena, dammens hydrauliska effektivitet samt tillgänglig yta (Persson & Pettersson, 2006). Den sistnämnda faktorn har i flertalet studier angetts som avgörande för erhållen reningsgrad där en till ytan större damm generellt resulterar i en bättre rening (Vikström m.fl., 2004; Falk, 2007; Färm & Waara, 2005). Orsaken till detta är bland annat att små partiklar kräver lång tid för att hinna sedimentera och ju större damm, desto längre uppehållstid i dammen (Anderson, 2009).

Den hydrauliska effektiviteten är ett mått på hur väl inflödande vatten fördelas över hela dammens yta. Detta avgörs i sin tur av dammens geometriska utformning och placering av in- och utlopp. Enligt Pettersson m.fl. (1999) är en långsmal utformning ett bra exempel på hur en damm kan utformas för att ena uppnå en god hydraulisk effektivitet i dammen. Närvaron av vegetation har visat sig ha en positiv effekt på reningsgraden, i synnerhet vattenlevande makrofyter. Förutom att bidra till en reducerad föroreningshalt innebär närvaron av vegetation en ökad syresättning av inkommande vatten och en högre mängd organiskt material i bottensediment när växterna dör och bryts ned (Mallin m.fl., 2002). Detta bidrar i sin tur till att en ökad mängd tungmetaller kan lagras i bottensedimenten (Weiss m.fl., 2006).

Dagvattendammar kan delas in i torra och våta dammar. De torra dammarna utformas så att de fortlöpande kan torrläggas så att föroreningar som lagrats i sedimentet kan avlägsnas. Till följd av en permanent vattenspiegel och en rikare växtlighet anses våta dammar som mer estetiskt tilltalande i jämförelse med torrläggingsdammar. Genom den permanenta vattenytan skapas också goda förutsättningar för ett rikt växt- och djurliv. För att säkerställa att inte dammen översvämmas vid höga flöden och för att reducera risken för slamflykt, bör bräddning av vatten också vara möjligt (Anderson, 2009).

De våta dammarnas reduktion av näringsämnen och metaller är mellan 35 till 80 procent respektive 50 till 80 procent. Motsvarande procentuella reduktion är för torra dammar omkring 25 till 40 procent för näringsämnen och 50 till 80 procent för tungmetaller (Larm m.fl., 1999). En trolig orsak till den effektiva reningen av tungmetaller i dagvattendammar är att majoriteten av dessa är bundna till partiklar och därför relativt enkelt avlägsnas genom sedimentation (Pitt, 1996).

Pettersson (1999), studerade avskiljningsförmågan för dagvattendammar som utgjorde mellan 0,4 och 2,4 procent av det hårdgjorda avrinningsområdet. För de undersökta dammarna med lägst belastning var avskiljningen för suspenderat material 84 procent och för tungmetaller mellan 75 och 88 procent. Motsvarande avskiljning för de högst belastade dammarna var 70 procent för suspenderat material respektive mellan 30 och 50 procent för tungmetaller. Belastningen på dammen har således en effekt på dammens avskiljningsförmåga. Enligt Pettersson (1999) ökar dock inte avskiljningsförmågan mer än marginellt om dagvattendammens storlek utgör mer än 2,5 procent av den hårdgjorda andelen av avrinningsområdet.

En studie av Andersson m.fl., (2012) där fem dagvattendammars avskiljningsförmåga undersöktes, visade att även högbelastade dammar (mindre än 0,76 procent av det hårdgjorda avrinningsområdet) klarar att avskilja stora mängder suspenderat material och därmed en stor andel tungmetaller. Dammar med förbiledning bedöms av författarna endast motiverat vid risk för höga flöden och att sedimenten då riskerar att rivas upp. I annat fall kan dammen ha en sämre avskiljningsförmåga eftersom lättsedimenterbara föroreningar istället transporteras förbi dammen vid höga flöden. Författarna anser att dagvatten bör behandlas i så koncentrerad grad som det är möjligt och att en hög inkommande halt ger en hög relativ avskiljning.

Vid dimensionering av en våt damm rekommenderas att dammens djup är 1,5 till 2 meter med en släntlutning som är större än 1:3 (Larm, 2000a). För att uppnå en god hydraulisk effektivitet bör förhållandet mellan dammens längd och bredd vara minst 3:1 med ett inlopp till dammen konstruerat på ett sådant sätt att det inkommande vattnet sprids jämnt. En meandrande form på dammen kan med fördel användas, då det både höjer dammens estetiska värde och bidrar till en ökad reningseffektivitet. Om dammen har en grund växtzon runt om ökar dels reningseffektiviteten, dels bidrar det till ökad säkerhet runt dammen. Rekommenderad uppehållstid för dagvattendammar är omkring ett dygn.

4.3.2 Våtmarker

Våtmarker har liksom våta dammar ett natur- och rekreationsvärde och kan vara antingen naturliga eller konstruerade. Hydrologiskt och hydrauliskt skiljer sig dock våtmarker något från dammar. Våtmarker har ofta större fluktuationer i vattennivå i jämförelse med dammar. Hos dammar är vegetationen ofta begränsad till dammens sidor och slänter på grund av vattendjupet. Konstruerade våtmarker är grunda dagvattensystem med en utbredd vegetation (Persson m.fl., 1999). De kräver ett kontinuerligt flöde och tämligen stora arealer för att fungera bra ur reningssynpunkt. Det är inte ovanligt att våtmarken kombineras med en för- och eftersedimenteringsdamm i syfte att uppnå ett jämnare flöde till och från våtmarken samt att höja reningsgraden (Anderson, 2009). Den främsta reningsprocessen av flera tungmetaller i våtmarker är sedimentation. Dock har andra processer såsom adsorption, filtration och biologiskt upptag visat sig ha viktig inverkan på reduktion av vissa metaller i sediment (Walker & Hurl, 2002). Kväve kan reduceras genom nitrifikation- och denitrifikationsprocesser och fosfor genom upptag av växter, utfällning och adsorption (Vymazal m.fl., 1998). Avskiljningsgraden för våtmarker är för kväve cirka 60 procent, för

fosfor 20 procent och metaller 50 och 80 procent. Motsvarande reningseffekt för suspenderat material är omkring 80 procent (Västerås stad, 2014).

Vid utformning och dimensionering av en konstruerad våtmark är det rekommenderat att använda sig av en avlång våtmark där inlopp och utlopp placeras på motsatta kortsidor (Larm, 2000a). Vattendjupet bör anpassas efter vad våtmarken syftar till att uppnå. För att fosfor och fint sediment ska hinna sedimentera till botten av våtmarken är det tillräckligt med ett djup på endast ett par decimeter (Feuerbach, 2014). Om djupet understiger 0,5 meter ges även goda förutsättningar för etablering av en tät vegetation som dels bidrar med att filtrera och dels fördelar vattnet i våtmarken. Dessutom ökar mängden ytor där mikroorganismer kan växa till och som sedan kan bidra till en ökad avskiljning. Ett mindre djup innebär också en högre vattentemperatur som påskyndar biologiska reningsprocesser (Andersson m.fl., 2013). Uppehållstiden för en konstruerad våtmark rekommenderas av Larm (2000) till mellan 3 och 7 dygn.

4.3.3 Flytande våtmarker

Flytande våtmarker är en metod som relativt nyligen introducerats inom svensk dagvattenrening. Metoden innebär en rening av vatten med hjälp av våtmarksväxter som etablerat sig på någon form av flytande struktur och därför inte är förankrade i bottensedimenten, som i traditionella våtmarker. Växternas stam och blad befinner sig ovanför vattenytan medan ett nätverk av rötter växer till under vattenytan och på så sätt tar upp näring direkt från vattnet. Mikroorganismer bildar sedan en biologisk aktiv yta där biokemiska reningseffekter sker (Headley & Tanner, 2008).

Reningen sker genom nedbrytning med hjälp av dessa mikroorganismer, fysiskt infångande och sedimentation av partiklar och till viss del växtupptag. (Headley & Tanner, 2008). Huvudmålet är att maximera kontakten mellan det förorenade vattnet och nätverket uppbyggt av rötter och biofilm. Flera anledningar motiverar implementering av flytande våtmarker för rening av dagvatten. Med sin flytande vegetation är våtmarkerna mer toleranta mot fluktuationer i vattennivå i jämförelse med konventionella våtmarker, där vegetationen är rotad i sedimenten. Upptaget av näringsämnen och metaller är också sannolikt större än i konventionella våtmarker eftersom rotsystemet är i direktkontakt med dagvattnet som ska renas. Genom att implementera flytande våtmarker i dagvattendammar kan man förutom att förbättra anläggningens reningseffektivitet även öka dess estetiska värde, dels genom närvaron av olika typer av växter, dels genom dammens funktion som habitat för olika fågelarter.

Metoden kräver inte heller att någon ny mark i avrinningsområdet behöver tas i anspråk för rening av dagvatten. Anläggningen kräver också ytterst liten skötsel för att behålla sin funktion (Vegtech, 2014).

Flertalet internationella studier har undersökt reningseffektiviteten för flytande våtmarker. Ladislav m.fl. (2014), studerade lämpligheten att använda flytande våtmarker i en fördröjningsdamm i syfte att reducera koncentrationen av Cd, Ni och Zn i löst form. Resultatet av studien visade att samtliga undersökta metaller återfanns i biofilmen på rötterna. Våtmarkerna visade utöver metallupptag även en tendens att filtrera partiklar.

I en studie med två parallella dagvattendammar undersöktes reduktionen av suspenderat material samt partikelbundet Zn och Cu, där en av de två dammarna kompletterades med en flytande våtmark. Studien visade en högre reduktion av suspenderat material, partikulärt Zn och partikulärt Cu i dammen med flytande våtmark och en ökning i reduktionseffektivitet

motsvarande 41 procent (SS), 40 procent (Zn) och 39 procent (Cu). Den mest betydande reningsprocessen var enligt studien att partikulära föroreningar fastnade på rötternas biofilm. (Borne m.fl., 2013).

I Sverige har flytande våtmarker tillämpats för rening av dagvatten ibland annat Haninge kommun, Danderyds kommun och Täby kommun. I Haninge anlades 2014 två flytande våtmarker i en damm i Albybergs naturparksområde med areor på 81 respektive 126 kvadratmeter stora (Hanninge kommun, 2015). I Täby kommun ersattes under 2013 reningsverket för dagvatten vid Rönningesjön med en flytande våtmark. Den flytande våtmarken utgörs av en skärmbassäng med 28 öar med en sammanlagd yta på omkring 150 kvadratmeter (Täby kommun, 2013). Utöver denna våtmark har under 2014 även en skärmbassäng (se avsnitt 4.3.4) med flytande våtmark installerats i hamnen i Stora Värtan (Vegtech, 2014).

Danderyds kommun anlade under 2012 flytande våtmarker vid Mörbyvikens strand. Önskvärd effekt var att främst reducera mängden fosfor. Argument som nämndes för anläggning av flytande våtmark var att växtbädden gav ett tillskott till den biologiska mångfalden, ett förhöjt estetisk värde samt att våtmarken kunde utgöra en biotop för reproduktion av Edsvikens fiskbestånd. Åtgärden ansågs även kunna utföras i närtid jämfört med en ombyggnation uppströms, något som ansågs skulle ta längre tid om detta skulle ske kostnadseffektivt (Danderyds kommun, 2013).

Ytterst få vetenskapliga studier på flytande våtmarkers reningseffekt har genomförts i Sverige. Istället sker dimensionering av dessa genom en beräkningsmodell. De anlagda flytande våtmarkerna som tillämpats i Rönningesjön i Täby kommun har dock undersökts närmare i ett examensarbete av Dunér (2014). I arbetet undersöktes reningseffekten av flytande våtmarker och skärmbassänger av fosfor mellan anläggningens inlopp och utlopp. Resultatet av studien som undersökte reduktionen av fosfor, visade på en måttlig reduktion av den totala fosforhalten på 9,4 procent. Orsaker till den måttliga reduktionen som anges av författaren var sjöns låga fosforhalter under provperioden samt att anläggningens inte varit i drift under särskilt lång tid. Dunér (2014) anser ändå att användningen av flytande våtmarker för rening av dagvatten ska uppmuntras på grund av metodens många fördelar.

4.3.4 Skärmbassänger

Ett sätt att minska föroreningsbelastningen på en recipient är att använda så kallade skärmbassänger. En anläggningstyp som bygger på samma reningstekniker som en djup dagvattendamm. Metoden går ut på avgränsa en del av en sjö, vattendrag eller havsvik med skärmväggar i form av exempelvis presenningsväv som sedan förankras på vattenförekomstens naturliga botten. Någon form av flytanordning agerar samtidigt fästpunkt för väggarna på vattenytan. Det är fördelaktigt att vid konstruktion av en skärmbassäng dela upp anläggningen i flera sektioner med hjälp av dukväggar. Det leder till en längre uppehållstid för dagvatten i anläggningen och att därmed en större mängd partiklar och föroreningar hinner sedimentera (Andersson m.fl., 2013). Reningen sker genom sedimentering, fotokemiska effekter samt biologiska processer. En skärmbassäng kombinerad med flytande våtmarker är ett sätt att öka upptaget av lösta metaller och näringsämnen. (Uppsala vatten, 2014). Figur 1 förevisar den anlagda skärmbassängen vid Stora Värtan i Täby kommun.



Figur 1. Ett exempel på utformning av skärmbassäng med flytande våtmark i Stora Värtan i Täby kommun. Foto: Mona Kilström

Skärmbassänger rensas lämpligen på sediment med ett par års mellanrum. Vid en sådan åtgärd är det viktigt att kunna stänga till anläggningens utlopp för att inte riskera att grumligt vatten ska sprida sig ut i recipienten (Andersson m.fl., 2013). Avskiljningsgraden för anläggningen kan vara hög, i synnerhet om sedimenterat slam pumpas bort. Det beror på att bortpumpning av slam medför en minskad risk för anaeroba förhållanden och därmed en mindre andel tungmetaller i löst form i anläggningen som i mindre grad avskiljs genom sedimentation (Stockholm vatten, 2000).

5 MODELLERING AV DAGVATTENFLÖDEN OCH FÖRORENINGAR

I detta avsnitt ges en allmän beskrivning av olika modeller för dagvatten samt en utförlig redovisning av dagvatten- och recipientmodellen StormTac. Avgränsningar har gjorts i form av att mer utförligt förklara tre av StormTacs totalt fem delmodeller. Åtgärder för fördröjning av dagvatten har inte ingått i detta examensarbete och delmodellen för utjämning och fördröjning i StormTac förklaras därför inte närmare. Denna avgränsning har gjorts eftersom det inte föreligger någon omedelbar risk för översvämning av Hamrebäcken (Höglund, L., muntlig kontakt, oktober 2014). Delmodellen Recipient nämns kort men förklaras inte närmare då Hamrebäckens föroreningsflöden inte kan sättas i relation till recipientens Mälarens volym. De ekvationer som ansetts viktiga för förståelsen av den genomförda modelleringen anges i detta avsnitt. Endast en dimensioneringsmetod för dagvattendammar och våtmarker beskrivs utförligt då föreslagna anläggningar inom examensarbetet är i initialt planeringsstadium. Ekvationer för samtliga delmodeller redovisas i Larm (2005).

5.1 Allmänt om modeller för dagvatten

Dagvattnets negativa effekt på recipienten i kombination med höga kostnader och svårigheter med att få fram relevant mätdata har lett till utveckling av prediktiva modeller för föroreningar i dagvatten. Dessa modeller kan vara mycket användbara för att uppskatta mängder och halter föroreningar i avrinningsområden (Brezonik & Stadelmann, 2002).

Antalet modeller för att beskriva dagvattenkvalitet- och kvantitet uppgår till flera hundra och är av varierande komplexitet. Generellt innehåller en dagvattenmodell tre grundläggande modellkomponenter: nederbörd, regn/avrinning och dagvattnets transport. Delkomponenten regn/avrinning beskriver uppkomsten av avrinningen på ytan från överskotts-nederbörd samt bortspolning och ackumulering av föroreningar från hårda ytor med olika markanvändning. Dagvattenmodellens transportkomponent beskriver i sin tur transportvägen för vattenflöden och föroreningar genom öppna diken, ledningsnät och magasin (Zoppou, 2001).

För att uppskatta mängder och halter föroreningar i dagvatten använder sig vissa modeller av schablonhalter för olika föroreningar (Larm, 2008). Åsikterna kring schablonhalternas förmåga att beskriva dagvattnets föroreningsinnehåll är dock inte helt entydiga. Enligt Junestedt m.fl. (2007) är det ett antal faktorer som påverkar innehållet i ett dagvattenprov och som behöver beaktas för att kunna ge en korrekt beskrivning av dagvattnets verkliga föroreningsinnehåll. Varierande nederbördsintensitet, typ av aktivitet på ytan under torrperiod mellan nederbördstillfällen och geografiska skillnader anges som exempel på faktorer som enligt författarna visar på brister med schablonvärden och behovet av mätdata. Larm & Pirard (2010) anger dock att ett användande av schablonhalter för specifik markanvändning är motiverat vid beräkning av årsmedelhalter och mängder eftersom schablonhalterna bygger på långvarig flödesproportionell provtagning som annars är tidskrävande och kostsam att genomföra. Att istället använda stickprov eller tidsstyrd provtagning av dagvatten rekommenderas generellt inte eftersom det enligt Larm & Pirard (2010) resulterar i en under- eller överskattning av föroreningshalterna på grund av variationer i flöde och koncentration under avrinningstillfällen. Detta har också tydliggjorts i en studie av Andersson m.fl. (2006) där genomförd flödesproportionell provtagning resulterade i högre fosforbelastning och avskiljning för en konstruerad våtmark än då tidsstyrd provtagning användes.

Olika nederbördintensitet och andelen hårdgjord yta avgör storleken på dagvattenflödet inom ett avrinningsområde (Junestedt m.fl., 2007). För att kunna ge en korrekt beskrivning av flödet måste hänsyn tas till hur stor del av nederbörden som avrinner på ytan efter förluster genom avdunstning, infiltration, adsorption av vegetation eller genom magasinering i ojämnheter i markytan. Detta uppnås genom att multiplicera ytarean med nederbörd samt en avrinningskoefficient. Avrinningskoefficienten beror, förutom markanvändningen, även på markytans lutning och nederbördsintensitet (Svenskt Vatten, 2004). Koefficienten ges ett värde mellan 0 och 1, där 1 innebär att allt vatten från nederbörd avrinner på ytan (Junestedt m.fl., 2007).

5.2 Dagvatten- och recipientmodellen StormTac

Dagvatten- och recipientmodellen StormTac använder en begränsad mängd indata för att beräkna dagvattenflöden, koncentrationer och mängder av föroreningar vid utsläppspunkter för olika markanvändning. Modellen kan även uppskatta acceptabla föroreningsbelastningar på recipienten och vilken föroreningsreduktion som krävs för att uppnå en sådan acceptabel belastning. Andra användningsområden inkluderar utformning och dimensionering av anläggningar för rening och utjämning av dagvatten, såsom dagvattendammar, översilningsytor, konstruerade våtmarker och öppna diken. Den dimensionerade reningsanläggningens effektivitet kan sedan uppskattas med hjälp av modellen (Larm & Pirard, 2013).

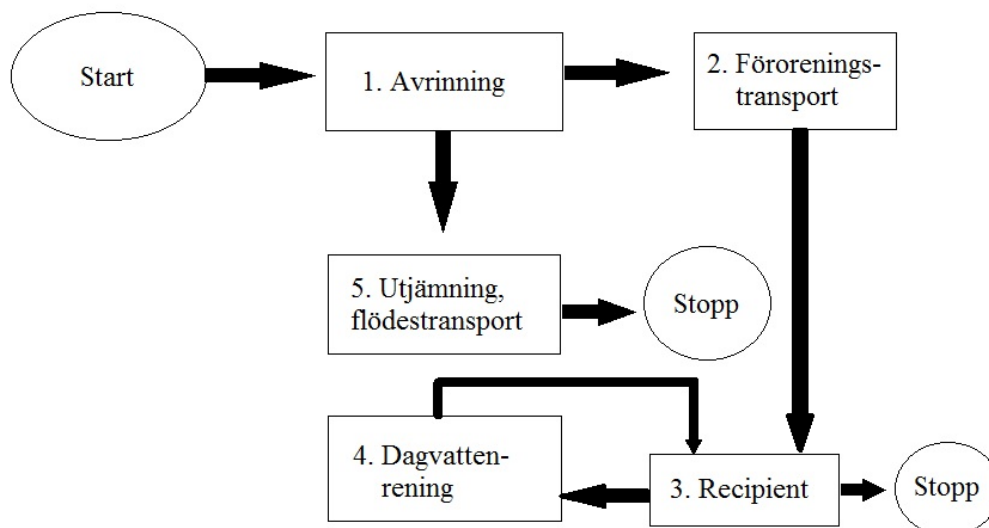
Modellen inkluderar över 70 olika substanser där flertalet inkluderas i EU:s vattendirektiv (StormTac, 2015a). Nödvändig indata är markanvändning och årlig nederbörd för det aktuella

området. Om syftet är att beräkna accepterad belastning till recipient krävs även kunskap om recipientens area och volym.

Till beräkningarna i StormTac används också schablonhalter av föroreningar baserade på flödesproportionell provtagning från främst svenska studier men i viss mån även internationella studier. Detta gör modellen också mest applicerbar på svenska förhållanden. Tillförlitligheten hos modellen är störst för markanvändningskategorierna bostadsområden och genomfartsvägar samt för ämnen i form av suspenderade partiklar och metaller, med undantag för kvicksilver. Modellen använder funktioner mellan standard-, min och maxvärden över både schablonhalter och avrinningskoefficienter. Det går därför att erhålla mer platsspecifika förhållanden genom att modifiera schablonhalterna. I modellen finns det även funktioner som beskriver förhållandet mellan halter och trafikintensitet (Larm, 2008).

5.2.1 Delmodeller i StormTac

StormTac kan delas upp i följande fem delmodeller: avrinning, föroreningstransport, recipient, dagvattenrening samt utjämning och flödestransport (figur 2), där delmodellerna 1,2 och 4 har använts för examensarbetets syfte.



Figur 2. Schematisk figur över dagvatten- och recipientmodellen StormTac (Larm, 2005).

Avrinningsmodell

Generellt bestäms dagvattnets avrinningsstorlek i en punkt i ett avrinningsområde av nederbördsintensitet samt arealen, markanvändningen och lutningen för de ytor som avvattnas till denna punkt. Även avrinningsområdets form har betydelse. (Svenskt Vatten, 2004). Genom att använda avrinningskoefficienter, empirisk nederbördsdata samt markanvändning inom avrinningsområdet kan årlig avrinning till recipient från dagvatten och basflöde/grundvatten beräknas med hjälp av StormTac (Larm, 2005). Figur 4 beskriver schematiskt avrinningsmodellen i StormTac med nödvändig indata, parametrar och utdata.

Enligt Larm (2000) beräknas dagvattenflödet (Q) i millimeter per år enligt ekvation 1.

$$Q = 10p \sum_{i=1}^n (\varphi_i A_i) \quad (1)$$

p = nederbörd, (snö+regn)(mm/år)

φ_i = avrinningskoefficient per markanvändning

A_i = area (ha) per markanvändning $i=1,2,\dots,n$

Det är inte tillräckligt att endast använda dagvattenflödet vid beräkning av totala årsmedelhalter i utsläppen. Detta beror på att det totala flödet som belastar en recipient också omfattar anslutande grundvatten och dräneringsvatten (Larm, 2011). Detta inkluderas i det så kallade basflödet (Q_b) och beräknas enligt ekvation 2 (Larm, 2005).

$$Q_b = 10pK_x \sum_{i=1}^n (K_{inf} A_i) \quad (2)$$

K_{inf} = andel av årlig nederbörd som bildar grundvatten

K_x = andel av K_{inf} som når basflöde

Den årliga nederbörden som infiltrerar markytan (K_{inf}) beräknas enligt ekvation 3 (Larm, 2005).

$$K_{inf} = \frac{p - (p\varphi) - E}{p} \quad (3)$$

E = evapotranspiration (mm/år).

Ekvation 4 och 5 antas gälla för all typ av markanvändning med undantag av skog då istället ekvation 6 antas gälla (Larm, 2005).

För $\varphi \leq 0,90$:

$$E = 1000(0,50 - 0,55\varphi) \quad (4)$$

För $\varphi > 0,90$:

$$E = 0 \quad (5)$$

$$E_{skog} = 445 \quad (6)$$

E_{skog} = evapotranspiration för skog (mm/år)

I syfte att erhålla en mer platsspecifik beräkning av föroreningsflöden i StormTac kan två huvudsakliga nederbördsparametrar ändras. Den ena parametern betecknas korrigerad nederbörd (millimeter per år) och används i ekvation 1-3. Den korrigerade nederbörden beräknas genom multiplikation av den direkt uppmätta nederbörden med en faktor 1,15. På detta sätt korrigerar modellen för systematiska underskott i nederbörd på omkring 15 procent som registrerande nederbördsinstrument visar. Därmed kan en underestimering vid

dimensionering undvikas (Dahlström, 2006). Den andra parametern definieras som årligt medelnederbördsdjup (r_{da} , millimeter) och används vid dimensionering av magasiniserande anläggningar och indikerar den mängd nederbörd som behöver tas om hand för att 90 procent av den årliga nederbörden ska tas om hand (Larm, 2000b). Parametern r_{da} används vid dimensionering av dagvattenanläggningar som bygger på reduktionseffektivitet som funktion av förhållande mellan permanent anläggningsvolym och avrinningsvolym (Larm, 2005).

Förorenings transportsmodell

Beräkning av föroreningsbelastning från dagvattenflöde, basflöde och atmosfärisk deposition på recipient beräknas med indata i form av standardiserade schablonhalter för olika markanvändning (Larm, 2000b).

Det totala massflödet (L_j) i kilogram per år presenteras i ekvation 7 enligt Larm (2000b).

$$L_j = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i C_{i,j})}{1000} \quad (7)$$

C_{ij} = schablonhalt per markanvändning och förorening (mg/l)

i = markanvändning, $i=1,2,\dots,n$

j = förorening, $j=1,2,\dots,n$

Föroreningsbelastningen ($L_{b,j}$) i kilogram per år från bas/grundvattenflöde beräknas enligt ekvation 8 (Larm, 2005).

$$L_{b,j} = \frac{C_{b,j}^* \sum_{i=1}^n (Q_{b,i})}{1000} \quad (8)$$

$C_{b,j}^*$ = uppmätt föroreningskoncentration i bas/grundvattenflöde (mg/l). Om uppmätta koncentrationer inte finns att tillgå används istället empiriska schablonkoncentrationer, ($\sum C_{b,i,j}$) (Larm, 2005).

Modell för dagvattenhantering

Det finns generellt två huvudmetoder i StormTacs delmodell för dagvattenrening och som kan användas för att beräkna våta dammar och våtmarkers reningseffektivitet. Valet av metod beror dels på tillgänglig indata, dels på om dagvattenutredningen är i ett planeringskede eller om en mer detaljerad beräkning krävs. I ett detaljerat skede av dimensionering av en dagvattendamm eller våtmark kan en empirisk metod där önskad reduktionseffektivitet beräknas som funktion av relationen mellan permanent vattenvolym och avrinningsvolym användas. Metoden kallas volymmetoden och beskrivs inte mer utförligt i denna studie (Larm, 2005).

Huvudmetoden i StormTac kallas Areametoden och kan vara lämplig att använda då dimensionering av en dagvattenanläggning befinner sig i ett initialt planeringsskede.

Arean för den permanenta vattenytan (A_p) som krävs för ett avrinningsområde beräknas initialt enligt ekvation 9. Ekvationen beskriver den optimala damm- eller våtmarksytan i förhållande till den reducerade arean ($\phi^* A = A_{red}$), det vill säga den del av arean som bidrar till avrinning (Larm, 2000b).

Areal för den permanenta vattenytan (A_p) beräknas enligt ekvation 9 (Larm och Alm, 2014).

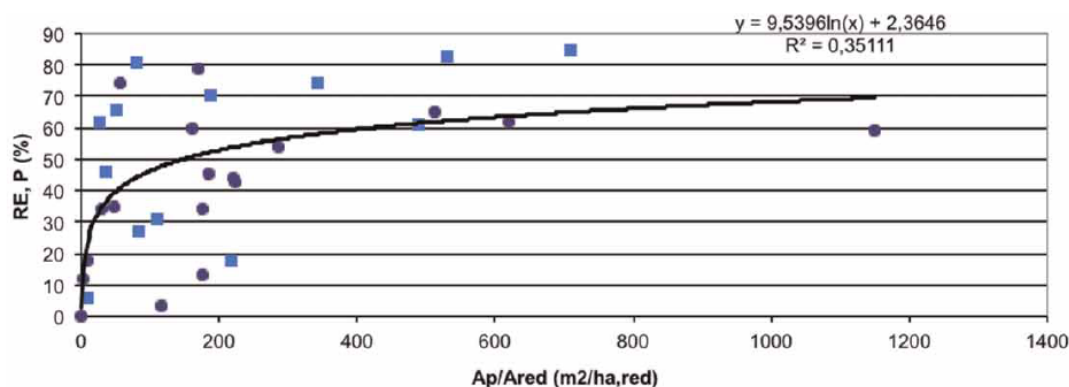
$$A_p = \varphi \cdot A \cdot K_{A\varphi} \quad (9)$$

A = area avrinningsområde (m^2)

φ = avrinningskoefficient för A , medelvärde viktad per delarea

$K_{A\varphi}$ = konstant

Konstanten $K_{A\varphi}$ motsvarar kvoten mellan den permanenta vattenytan hos anläggningen och det reducerade avrinningsområdet. Konstanten beror av dagvattenanläggningens reningseffekt och erhålls utifrån en funktion i modellens databas. Konstanten sätts vanligtvis till 150 kvadratmeter per reducerad hektar för dammar respektive 300 för våtmarker. Värdet på $K_{A\varphi}$ kan dock varieras mellan 70-400 (damm) och 100-1000 (våtmarker) om särskilda reningskrav finns definierade. Ett högre värde anges därför vid strängare reningskrav (Larm, 2012). I figur 3 förevisas ett diagram över reningseffekten för fosfor som funktion av $K_{A\varphi}$ utifrån mätdata från ett antal svenska och internationella studier.



Figur 3. Reningseffekt för fosfor (P) i StormTac (heldragen linje) jämfört med mätdata från tidigare studerade dagvattenanläggningar. Blå fyrkanter representerar skandinaviska reningsanläggningar, svarta prickar visar amerikanska anläggningar samt en irländsk anläggning (Larm & Alm, 2014)

Uppnådd reduktionseffektiviteten (RE) beräknas enligt ekvation 10 (Larm och Alm, 2014). I syfte att få en mer platsspecifik design är det vid beräkningen av en dagvattenanläggnings reningseffekt önskvärt att anpassa beräkningen till fler parametrar än endast ett areasamband. Ekvation 10 tar hänsyn till en rad sådana faktorer som förklaras nedan.

$$RE = \left[k_1 \cdot \ln \left(\frac{A_p}{A_\varphi} \right) + k_2 \right] \cdot f_{Cin} \cdot f_{veg} \cdot f_{bypass} \cdot f_{Vd} \cdot f_{Cirr} \cdot f_{temp} \cdot f_{shape} \quad (10)$$

k_1, k_2 = regressionskoefficienter för respektive förorening

f = faktor

C_{in} = koncentration vid inlopp

veg = vegetation

$bypass$ = förbiledning

V_d = fördröjningsvolym

C_{irr} = oreducerbar koncentration

$temp$ = temperatur

$shape$ = form på dagvattenanläggning

Effekten av koncentrationen vid dammen eller våtmarkens inlopp beskrivs av faktorn som anger föroreningskoncentrationen vid inlopp vid en damm eller våtmark (C_{in}). Inverkan av C_{in} har av Larm & Alm (2014) utretts för bland annat suspenderade partiklar genom att studera relationen mellan reningseffekten för olika dagvattenanläggningar och faktorn C_{in} . Resultat av utredningen visade att en reduktionseffektivitet på mer än 80 procent kunde erhållas för SS i anläggningar där C_{in} var högre än 100 milligram per liter.

Närvaron av vegetation i en dagvattendamm eller våtmark har visat sig ha en positiv effekt på reningsgraden i en dagvattendamm (Mallin m.fl., 2002). Enligt studien av Larm och Alm (2014) påverkar vegetationsfaktorn (f_{veg}) erhållen reningseffekt för Cu, Zn och SS. Faktorn (f_{bypass}) i ekvation (10) anger hur mycket av den totala årliga avrinningen som inte renas i en dagvattenanläggning på grund av att en viss andel av flödet breddar förbi anläggningen. Detta är aktuellt vid till exempel höga flöden eller om anläggningen översvämmas.

Att inkludera en faktor som beskriver fördröjningsvolymen i en dagvattenanläggning (V_d), kan vara av särskilt vikt då anläggningar med både ett renande och fördröjande syfte ska beskrivas. Ett begränsande av utflödet resulterar i en ökad uppehållstid och därmed en ökad tid för sedimentation (Larm & Alm, 2014).

Genom att beräkningen av RE även omfattar en temperaturfaktor (f_{temp}) kan hänsyn tas till avdunstningsförhållanden som är mer specifika för kallare regioner. Detta inkluderar avdunstning från sjöar och vattendrag uppströms dagvattenanläggningen (Larm & Alm, 2014).

Inverkan av formen på en damm eller våtmark anges av parametern form på dagvattenanläggning (f_{shape}) och hänvisar till anläggningens längd:bredd-förhållande. Indata utgörs av ett uppskattat längd:bredd förhållande och utdata erhålls i form av en faktor som minskar RE vid ett mindre förhållande (Larm & Alm, 2014).

Genom att använda parametern (C_{irr}) tas hänsyn till den minsta halt som är möjlig att uppnå i en viss dagvattenanläggning. Parametern beror av inkommande halt av föroreningar samt olika processer i anläggningen såsom utläckage från botten, frigörelse av organiskt material vid nedbrytning och sediment- och vattenprocesser. Genom parametern C_{irr} är det möjligt att simulera en lägre utloppshalt genom att ytterligare reningssteg tillämpas, såsom filter eller en specifik typ av växtlighet (Larm & Alm, 2014).

6 OMRÅDESBESKRIVNING

I avsnittet ges en allmän områdesbeskrivning av Hamrebackens sträckning och avrinningsområde. Här redovisas också beräknad markanvändning och större dagvattenanläggningar som finns inom avrinningsområdet. Avgränsningar har gjorts genom att inte beakta de oljeavskiljare som finns i området, med den tänkta funktionen att avskilja oljeförorenat dagvatten från Hälla industriområde och väg dagvatten från E18. Tidigare genomförda studier gällande Hamrebackens föroreningsbelastning tas också upp i avsnittet.

6.1 Hamrebacken och dess avrinningsområde

Hamrebacken ligger i östra delen av Västerås och rinner genom områden med varierad markanvändning (tabell 1). Avrinningsområdet är cirka 1230 hektar stort och bäcken har Västeråsfjärden, Mälaren som recipient (figur 4). Utloppet ligger i en skyddszon för dricksvattentäkt. Bäcken är Västerås tredje mest prioriterade vattendrag gällande utsläpp av dagvatten (Höglund, L., muntlig kontakt, oktober 2014).



Figur 4. Hamrebackens avrinningsområde framtaget i Esri ArcMap (2014). Karta: (© Lantmäteriet [License No 12014/00601.]).

Utgångspunkten för Hamrebacken är Badelundaåsen och bäcken rinner initialt genom jordbruksmark. Därefter fortsätter bäcken under Bjurhovdägen och förbi ett område med fotbollsplaner och ett mindre område med kolonilotter. Bäcken fortsätter längs Hälla golfklubb och sedan vidare under Stockholmsvägen genom två stora vägtrummor. Här rinner dagvatten från Hamre-Hälla industriområde i form av parkeringsplatser och köpcentra. Bäcken rinner sedan under E18 för att fortsätta förbi Hälla koloniområde och under Väderleksgatan till Hamre IP, där en dagvattendamm har anlagts i syfte att rena bäckens vatten. Efter att ha passerat dagvattendammen rinner bäcken i ett korrugerat plåtdike under cirka 0,7 kilometer (figur 5) innan den kort därefter rinner i en 500 meter lång kulverterad ledning fram till ledningens slut vid Björnövägen. Vattnet rinner sedan förbi ett koloniområde vid Tegelludsvägen för att slutligen mynna ut i Västeråsfjärden (figur 6). Den totala

flödessträckan är omkring sju kilometer. Detta innebär också att bäcken inte klassas som en vattenförekomst enligt kriterierna i Vattendirektivet.



Figur 5. Hamrebacken vid det korrugerade plåtdiket vid Väderlekgatan. Foto: Vilhelm Feltelius



Figur 6. Hamrebacken vid koloniområdet vid Tegeluddsvägen. Foto: Vilhelm Feltelius

I tabell 2 visas att den största delen av den beräknade markanvändningen i Hamrebackens avrinningsområde utgörs av skogs- och åkermark, villaområde, industri och grönområde.

Tabell 2. Markanvändning inom Hamrebackens avrinningsområde framtagen i ArcMap. (ÅDT = årsdygnstrafik)
Avrinningskoefficienter enligt dagvatten- och recipientmodellen StormTac (StormTac, 2015b)

Markanvändning	Area (ha)	Andel av totalt avrinningsområde (%)	Avrinningskoefficient (ϕ)
Grönområde (Park + Idrott)	82,4	6,7	0,18
Köpcentrum	30,3	2,5	0,7
Bensinstation	0,8	0,1	0,8
Golfbana	14,2	1,2	0,18
Industri	106,7	8,7	0,6
Koloniområde	18,0	1,5	0,2
Kontorsområde	3,0	0,2	0,7
Skolområde	7,7	0,6	0,45
Flerfamiljshus	33,0	2,7	0,45
Parkering	8,3	0,7	0,85
Radhusområde	69,2	5,6	0,32
Villaområde	185,4	15,1	0,25
Gårdsområde	40,3	3,3	0,25
Åkermark	258,2	21,0	0,26
Skogsmark	321,3	26,1	0,05
2000 ÅDT	14,3	1,2	0,85
5000 ÅDT	8,8	0,7	0,85
9000 ÅDT	6,6	0,5	0,85
15000 ÅDT	9,3	0,8	0,85
31000 ÅDT (E18)	7,0	0,6	0,85
Motorvägsdike	2,0	0,2	0,1
Totalt	1227	100	-

6.2 Befintlig dagvattendamm vid Hamrebäcken

Vid Väderleksgatan och Hamre IP anlades år 2001 en dagvattendamm för rening och fördröjning av Hamrebäckens vatten. Dammen har en permanent area på 4200 kvadratmeter och ett bräddningsdike. Inlopp och utlopp består av betongrör med en innerdiameter på 300 millimeter. Dammens släntlutningar är 1:6 respektive 1:4 meter där halva delen av släntlutningen och dammens botten är försedda med en duk i geotextil och ett 0,2 meter tjockt makadamlager. Dammen är enligt konstruktionsritningen cirka 0,5 meter djup men ackumulation av sediment har troligen skett sedan dammen anlades. Andelen vegetation i dammen är mycket begränsad. Figur 8 förevisar hur dammen vid Hamre IP ser ut.



Figur 8. Den befintliga dagvattendammen vid Hamre IP. Foto: Vilhelm Feltelius

6.3 Tidigare utredningar Hamrebäckens föroreningsbelastning

Kartläggning av dagvattnets föroreningsbelastning från Västerås stad har utförts i två studier av Sweco (Sweco Viak, 2005; Sweco Environment, 2011). Västerås stad delades upp i 13 olika delavrinningsområden varpå flöden och föroreningar beräknades i dagvatten- och recipientmodellen StormTac. Den senare studien inkluderade, förutom en uppdaterad markanvändning, även effekten av befintliga renings- och fördröjningsanläggningar på halter och mängder av föroreningar. Två av de 13 delavrinningsområdena i studien (definierade som område 7 och område 8) utgjorde tillsammans det totala avrinningsområdet för Hamrebäcken. Föroreningshalterna beräknades även av Sweco Environment (2009) där utredd föroreningsbelastning och område 7 och 8 från 2005 års utredning låg till grund för beräkningarna. Även denna gång genomfördes beräkningen av föroreningsbelastning i StormTac. Föroreningshalter och årsmängder för 2009 och 2011 års utredningar av Sweco Environment redovisas i tabell 3 tillsammans med föreslagna riktvärden för direktutsläpp till liten sjö eller vattendrag (Riktvärdesgruppen, 2009). Skillnader i halter och mängder av föroreningar mellan studierna beror enligt författarna på att schablonhalter för föroreningar för olika markanvändning har uppdaterats mellan olika versioner av dagvatten- och recipientmodellen StormTac.

Tabell 3. Beräknade föroreningshalter och mängder i Hamrebäckens avrinningsområde (Sweco Environment, 2011).

Ämne	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS
Sweco 2009 mängder (kg/år)	573	5252	33	54	236	1,3	13	17	227221
Sweco 2011 mängder (kg/år)	450	3850	27	47	210	1,19	14	14	142000
Sweco 2009 halter (µg/l)	200	1,8	12	19	83	0,47	4,7	5,8	80
Sweco 2011 halter (µg/l)	197	2,5	10	19	79	0,43	5,3	5,1	74
Riktvärde nivå 1 (µg/l) ¹	160	2,0	8	18	75	0,40	10	15	40

¹ Riktvärde avser direkt utsläpp till mindre vattendrag (N1)

På uppdrag av Mälarenergi utförde Ramböll (2011) en inventering och utredning av föroreningsbelastningen på Hamrebäcken. Föroreningshalter och mängder för Hamrebäcken beräknades i StormTac och visade enligt författarna att åtgärder var nödvändiga för att reducera halterna av bly, fosfor, kväve, olja, suspenderat material och polycykliska aromatiska kolväten i bäcken, då halterna för dessa ämnen överskred eller tangerade föreslagna riktvärden.

Den genomförda inventeringen av bäcken resulterade i en rad olika åtgärdsförslag. Enligt Ramböll, (2011) fanns det flertalet enklare och mindre kostsamma åtgärder som kunde vidtas men att den största reningseffekten troligen skulle uppnås vid mer omfattande åtgärder. Två av de mer omfattande åtgärderna var en våtmark i anslutning till bäckens utlopp samt en dagvattendamm i anslutning till Stockholmsvägen. Våtmarken ska enligt Ramböll (2011) resultera i en ökad rening av bäckens vatten innan vattnet rinner ut i Mälaren. Inga beräkningar över erhållen reduktion genomfördes dock för nämnda åtgärdsförslag. Enligt Lena Höglund på Mälarenergi (muntligt, oktober 2014) är den föreslagna placeringen av damm inget alternativ på grund av förekommande fornlämningar.

Reningseffekten av den våta dammen i Hälla-Hamre beräknades i kartläggningen av dagvattnets föroreningsbelastning i Västerås stad av Sweco (Sweco Environment, 2011) och redovisas i tabell 4. Det beräknade resultatet från studien visar att dammen klarar samtliga riktvärden med undantag för Cd. Författarna benämner dock överskridandet som marginellt om hänsyn tas till osäkerhet i beräkningarna. Vid beräkningarna användes en belastningsyta för dammen på cirka 20 hektar.

Tabell 4. Beräknad reningseffekt för den våta dagvattendammen i Hälla-Hamre (Sweco Environment, 2011)

Ämne	Före rening	Efter rening	Reduktion (%)
P (mg/l)	0,42	0,10	75
N (mg/l)	2,0	1,5	28
Pb (µg/l)	37	4,3	88
Cu (µg/l)	35	14	61
Zn (µg/l)	226	52	77
Cd (µg/l)	1,3	0,57	56
Cr (µg/l)	10	2,2	78
Ni (µg/l)	12	3,6	71
Hg (µg/l)	0,05	0,02	52
SS (mg/l)	366	18	95
Olja (mg/l)	1,6	0,2	85

7 METOD

I examensarbetet har olika verktyg använts för att besvara examensarbetets frågeställningar. En inventering genomfördes av Hamrebäckens flödesväg och av dagvattendammen vid Hamre IP. Uppskattning av bäckens avrinningsområde och markanvändning gjordes med hjälp av Esri ArcGIS. Därefter skedde modellering av avrinningsområdets föroreningsbelastning med den dagvatten- och recipientmodellen StormTac. Även reningseffekten för dagvattendammen vid Hamre IP utvärderades i StormTac. Utifrån modelleringen i StormTac togs sedan fem åtgärdsförslag fram i syfte att minska belastningen på recipienten Mälaren. Förekommande avgränsningar redovisas under respektive metod.

7.1 Inventering

Hamrebäcken inventerades vid tre tillfällen med syftet att främst erhålla kunskap om bäckens flödesväg samt att undersöka den befintliga dagvattendammen vid Hamre IP. Inventeringen avgränsades till att omfatta bäckens flödesväg från Bjurhovdagatan till och med utloppet i Mälaren, en total sträcka om cirka sex kilometer. Ingen inventering genomfördes för Hamrebäcken norr om Bjurhovdagatan. Denna avgränsning gjordes då bäcken initialt rinner främst genom åkermark och därför inte ryms inom Mälarenergis ansvarsområde enligt Lena Höglund på Mälarenergi (muntligt, oktober 2014). Inte heller den kulverterade delen av Hamrebäcken undersöktes närmare.

Under det första inventeringstillfället undersöktes bäckens sträckning från Bjurhovdagatan fram till och med Väderleksgatan. Därefter studerades den befintliga dagvattendammen vid Hamre IP närmare under inventeringstillfälle två, tillsammans med bäckens flödesväg fram till och med utloppet i Mälaren. Under det tredje inventeringstillfället undersöktes de platser vid vilka åtgärdsförslag för rening av Hamrebäckens togs fram.

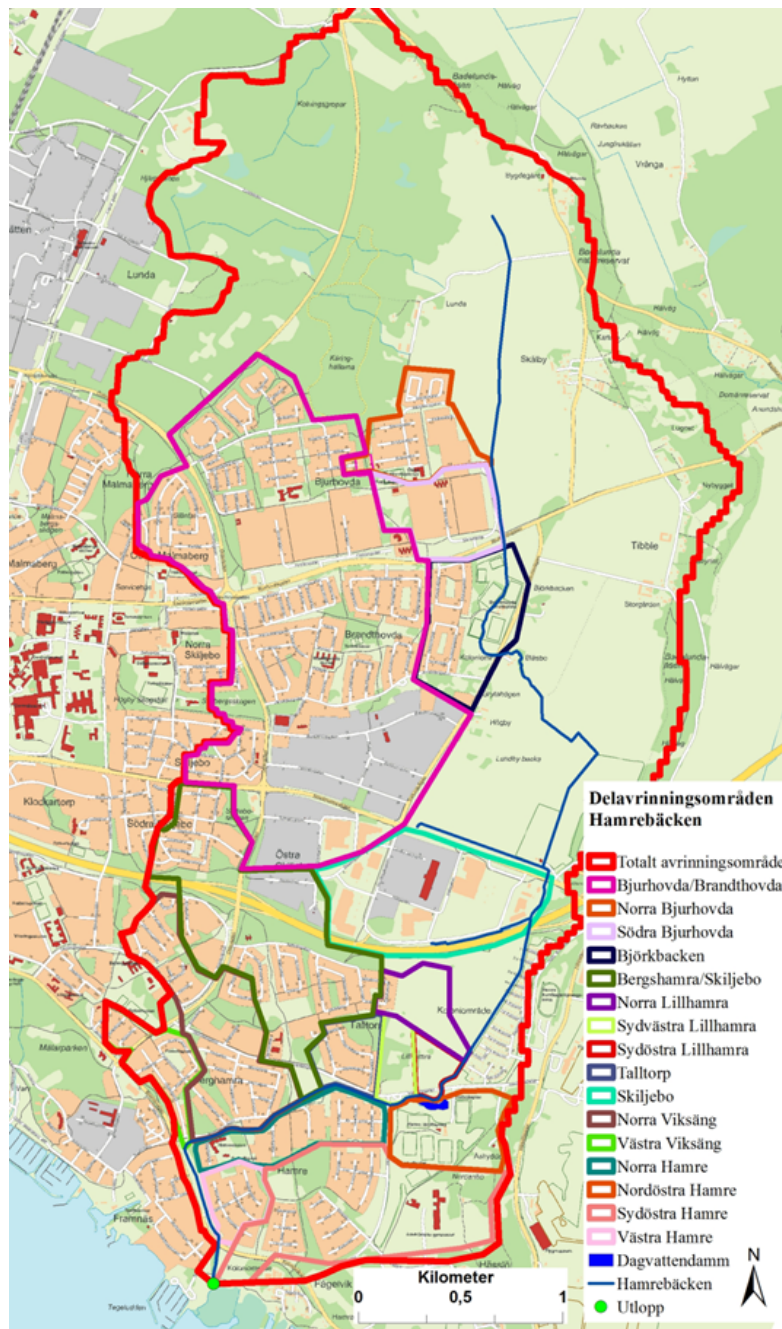
7.2 Modellering

I avsnittet redogörs för de modellerings- och beräkningsverktyg som använts för att ta fram Hamrebäckens avrinningsområde, markanvändning, föroreningsbelastning samt åtgärdsförslag. De två sistnämnda parametrarna har tagits fram med hjälp av dagvatten- och recipientmodellen StormTac (StormTac, 2015a). De parametrar som använts och legat till grund för beräkning av föroreningsbelastning och reningseffektivitet redovisas. Avgränsningar har gjorts genom att endast redovisa parametrar som har ändrats för en mer platsspecifik modellering. För respektive åtgärdsförslag redovisas dimensionerande data och anläggningsdata.

7.2.1 Avrinningsområde och markanvändning

Fastställande av avrinningsområde för Hamrebäcken samt områdets markanvändning utfördes i Esri ArcGIS i en av programmets komponenter för dataanalys, ArcMap 10.1. Underlag bestod av höjddata, viss kvartersmarksdata, ledningsnät samt ortofoto över det aktuella området. All information erhöles från Mälarenergi. Avrinningsområdet fastställdes dels genom att utgå från erhållen höjddata och att manuellt rita ut områdets gränser, dels genom att använda det i ArcMap inbyggda verktyget ”Watershed”. För att möjliggöra användandet av ”Watershed” krävdes initialt att utifrån erhållen höjddata bestämma ytvattnets flödesriktning genom verktygen ”Flow direction” och ”Flow accumulation”. Avrinningsområdets rimlighet granskades kontinuerligt genom att studera avrinningsområdet framtaget i tidigare utredning av Sweco (Sweco Environment, 2011). I ett försök att underlätta arbetet med framtagande av åtgärdsförslag för områdets dagvatten delades avrinningsområdet därefter upp i mindre

delavrinningsområden, där erhållet ledningsnät låg till grund för indelningen. Framtaget totalt avrinningsområde och delavrinningsområden redovisas i figur 9.



Figur 9. Delavrinningsområden för Hamrebacken enligt befintligt ledningsnät för dagvatten Källa bakgrundskarta: © Lantmäteriet [License No I2014/00601.]

Erhållen markanvändning från Mälarenergi var initialt indelad i fyra kategorier: kvartersmark, industri, idrott och kommunikation. Eftersom antalet kategorier inte ansågs tillräckligt för att uppnå en korrekt beräkning av områdets föroreningsbelastning utökades antalet markanvändningskategorier till totalt 20. Dessa ritades sedan ut manuellt i form av polygoner på erhållet ortofoto (bilaga 1). Utökningen av kategorier gjordes genom att studera avrinningsområdet närmare med hjälp av kartor från Google mapsTM (2014).

Årsdygnstrafik (ÅDT) för bilvägar inom det definierade avrinningsområdet erhöles från Västerås kommun med undantag för E18 där information togs fram från Trafikverkets hemsida (Trafikverket, 2013). Samtliga större vägar, närmare bestämt vägar som inte inkluderats inom någon form av markanvändning, definierades efter erhållen ÅDT. För vägar inom avrinningsområdet där information om ÅDT saknades gjordes ett antagande utifrån närliggande redan definierade vägar. Vägdiken preciserades endast för den del av E18 som går igenom avrinningsområdet efter konsultation med Thomas Larm på StormTac AB (muntligt, december 2014)

Efter att markanvändning och vägar definierats användes verktyget ”Tabulate Area” i ArcMap för att beräkna den totala arean av respektive markanvändningskategori. Därefter implementerades resultatet i dagvatten- och recipientmodellen StormTac för beräkning av föroreningsbelastning från respektive delavrinningsområde samt Hamrebackens totala avrinningsområde.

I en ansats att avgöra den del av Hamrebackens avrinningsområde som i modelleringen rann till den befintliga dammen, definierades i ArcMap en utloppspunkt i anslutning till dammen varefter verktyget ”Watershed” återigen användes. Den erhållna avrinningsytan och markanvändningen användes sedan för att beräkna dammens reningseffekt i StormTac.

7.2.2 Föroreningsbelastning

För att utreda föroreningssituationen i Hamrebacken och ta fram potentiella åtgärdsförslag för att minska föroreningsbelastningen på bäcken användes dagvatten- och recipientmodellen StormTac, version 2014-11. Avgränsningar gjordes genom att inte utvärdera halter eller mängder gällande kvicksilver, olja och bens(a)pyren. Detta eftersom halterna för kvicksilver och bens(a)pyren härstammar från ”mycket osäker data” för samtliga definierade markanvändningskategorier i StormTac. Halterna för olja beaktades inte eftersom beräkningarna i StormTac inte kunnat ta hänsyn till effekten av befintliga oljeavskiljare i avrinningsområdet. Följande indata modifierades vid modellering i StormTac:

Markanvändning

Den i ArcMap framtagna markanvändningen applicerades i StormTac för att beräkna föroreningsbelastning från respektive delavrinningsområde samt reningseffekt av befintlig dagvattendamm och åtgärdsförslag. Markanvändningen ”gårdsområde” (tabell 2) fanns inte definierat som en egen kategori i StormTac och inkluderades därför i markanvändningskategorin ”åkermark”.

Nederbörd

Nederbördsdata från SMHI för Västerås användes vid modellering i StormTac. Det använda nederbördsvärdet 539 mm (för perioden 1961-90) korrigerades initialt med faktorn 1,15 för att kompensera för mätförluster (SMHI, 2014). Ingen korrektion för klimatförändringar eller medelregndjup (r_{da}) gjordes efter konsultation med Thomas Larm på StormTac AB (muntligt, januari, 2015)

Avrinningskoefficienter och schablonhalter

I StormTac användes modellens redan definierade schablonhalter i form medelvärden samt avrinningskoefficienter (StormTac, 2015b). För varje delavrinningsområde beräknades i modellen en total volymavrinningskoefficient (ϕ_v) viktad per delarea enligt ekvation 11 (Larm, 2000b). Denna användes sedan av modellen för att beräkna föroreningshalter och mängder.

$$\varphi_v = \frac{\varphi_1 A_1 + \varphi_2 A_2 + \dots + \varphi_n A_n}{A} \quad (11)$$

φ_n = avrinningskoefficient för specifik markanvändning

A_n = area för specifik markanvändning

A = avrinningsområdets totala area ($A = A_1 + A_2 + \dots + A_n$)

n = antalet markanvändningar

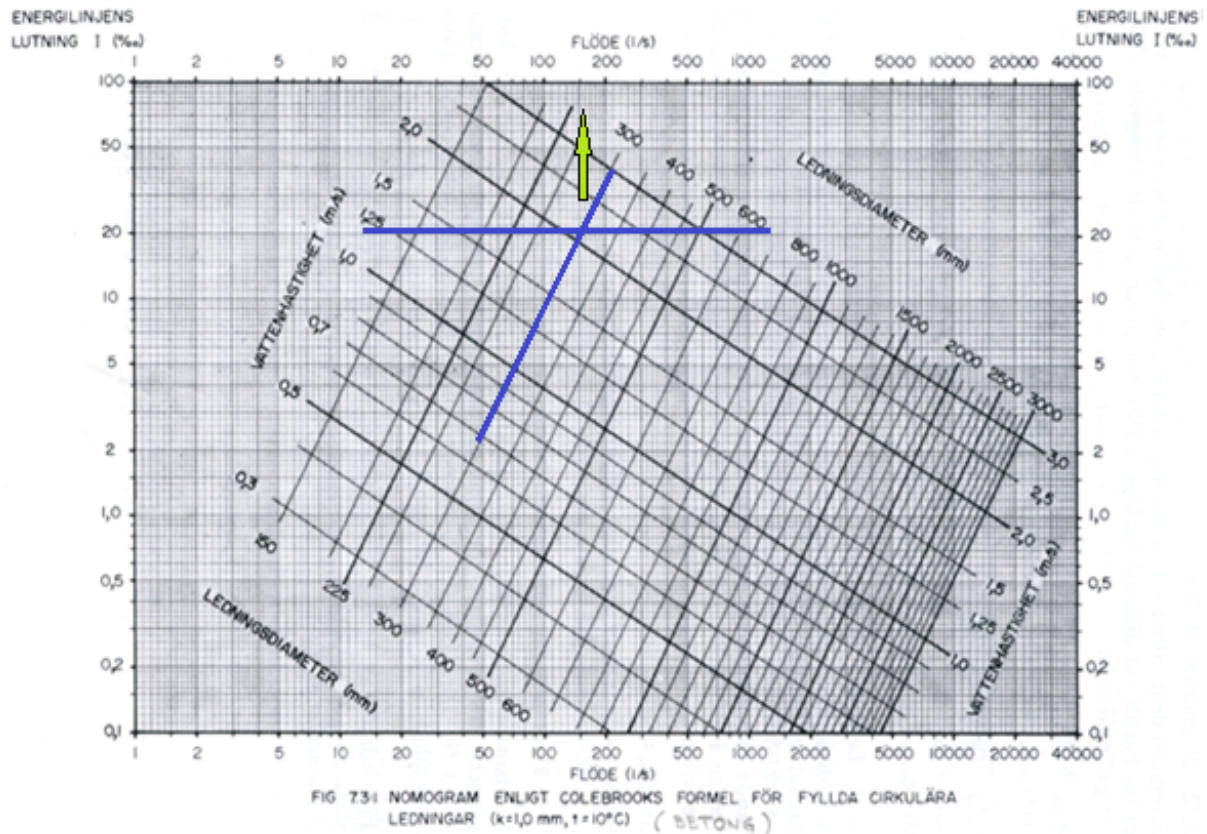
7.2.3 Framtagande av åtgärdsförslag

För att reducera Hamrebackens föroreningsbelastning på Mälaren togs fem åtgärdsförslag fram. Åtgärdsförslag 1 innebär en utbyggnation av den befintliga dagvattendammen vid Hamre IP. Åtgärdsförslag 2 och 3 innebär två olika placeringar av en ny dagvattendamm. Åtgärdsförslag 4 motsvarar en konstruerad våtmark och åtgärdsförslag 5 innebär en skärmbassäng med flytande våtmark. Förutom litteraturstudie och inventering låg beräknade föroreningshalter och mängder samt reningskapacitet hos befintlig damm till grund för dessa förslags utformning. Huvudsyftet var att översiktligt beskriva de olika åtgärdernas placering och funktion samt att göra en uppskattning av kostnader för att implementera dessa. Avgränsningar har gjorts genom att fokusera på att reducera föroreningsbelastningen från de delavrinningsområden som enligt modelleringen i StormTac bidrar med största halter föroreningar till Hamrebacken och som överstiger de riktvärden som tagits fram av Riktvärdesgruppen (2009). En gräns för total kostnad gällande åtgärdsförslagen har satts till 5 miljoner kronor (Höglund, L., muntlig kontakt, oktober 2014).

Metoder för uppskattning av åtgärdsförslagets kostnader och anläggningsdata redovisas nedan. Dimensionerande data för åtgärdsförslagen redovisas i bilaga 2 och framtagna anläggningsdata redovisas i bilaga 3. Den beräknade kostnaden för respektive anläggning samt kostnad per avskild kilogram förorening redovisas under resultat (avsnitt 9.2.1).

Anläggningsdata för befintlig dagvattendamm och åtgärdsförslag

Från Mälarenergi erhöles planritning över den befintliga dammens utformning som användes för att beräkna reningseffekten hos anläggningen. Andelen av flödet som rinner in till dammen kunde uppskattas med hjälp av inloppsrörets innerdiameter och lutning samt utifrån redovisat Colebrook-diagram för betong (figur 10). Genom verktyget "Q_{study}" i StormTac kunde sedan en uppskattning göras av hur stor del andel av årsmedelflödet som togs om hand av anläggningen. Detta verktyg användes även till de åtgärdsförslag som inte beräknades ta emot hela flödet från ett avrinningsområde (åtgärdsförslag 1 och 3).



Figur 10. Colebrook-diagram för betong som användes för att bestämma inloppsrörets flöde. Exemplet visar uppskattat flöde 158 l/s (grön pil indikerar avläsningspunkt på flödesaxel), då innerdiametern är 300 mm och med energilutningen 2,3 procent (StormTac, 2014 version 11-01).

Beräknad kostnad för avskiljning av föroreningar

I syfte att uppskatta kostnaden för respektive anläggning användes beräkningsmetodik beskriven av Andersson m.fl., (2012). Enligt metodiken beräknas initialt index för kapitalkostnad i dagens penningvärde (I_{kapital}). På detta sätt kan investeringskostnaden för en redan anlagd åtgärd uppskattas efter rådande penningvärde. Eftersom ingen av de föreslagna åtgärderna ännu har realiserats sattes I_{kapital} till 1.

Den årliga kostnaden beräknades sedan enligt ekvation 12:

$$K_{\text{kapital}+\text{drift}} = \left(\frac{K_{\text{anl}} \cdot I_{\text{kapital}}}{A} \cdot R \right) + K_{\text{drift}} \quad (12)$$

K_{kapital} = kapitalkostnad (kr/år)

K_{anl} = kostnad för anläggandet av åtgärd (kr)

I_{kapital} = index för kapitalkostnad i dagens penningvärde

A = avskrivningstid (20 år)

R = räntesats (5 %)

K_{drift} = driftkostnad åtgärd (kr/år)

Värden för avskrivningstid och räntesats som angivits av Andersson m.fl. (2012) användes i beräkningarna för samtliga åtgärdsförslag. Detta motsvarade 20 års avskrivningstid respektive 5 procent i räntesats. En investeringskostnad för dagvattendammar erhöles från Ekvall (2001)

motsvarande 300 kronor per kubikmeter och användes för åtgärdsförslag 1-3. Driftkostnaden för dessa åtgärdsförslag sattes till 20 000 kronor enligt Andersson m.fl. (2012). För åtgärdsförslag 4 användes kostnader för konstruerad våtmark enligt VISS (2014) och Schueler m.fl., (1992). Detta innebar en investeringskostnad på 3,75 miljoner kronor per hektar och en driftkostnad motsvarande 4 procent av investeringskostnaden. För åtgärdsförslag 5 användes en kostnadsuppgift för flytande våtmark erhållen från Vegtech AB på 3750 kronor per kvadratmeter och en driftkostnad på 0 kronor (Givovich, W., muntlig kontakt, januari 2015). Investeringskostnad respektive driftkostnad för skärmbassäng sattes till 35 kronor per kubikmeter samt en årlig driftkostnad på 10 000 kronor (Stockholm Vatten, 2010)

Kostnaden per reducerat kilogram förorening beräknades sedan med hjälp av ekvation 13 (Andersson m.fl., 2012):

$$K_{RF} = \frac{K_{kapital} + K_{drift}}{R_F} \quad (13)$$

K_{RF} = Kostnad per reducerat kilogram förorening (kr/kg)

R_F = Antalet reducerade kilogram förorening (kg/år)

Anläggningsdata

Den befintliga dammen vid Hamre IP har i StormTac dimensionerats utifrån uppgifter från tidigare utredningar (Ramböll, 2011; Sweco Environment, 2011) samt konsultation med Mälarenergi (Höglund, L., muntlig kontakt, oktober 2014). Detta inkluderar dammens permanenta vattenyta, släntlutningar, vattendjup, längd-breddförhållande och andel växtlighet i anläggningen. Konstanten $K_{A\phi}$ (A_p/A_{red}) anpassades i StormTac för att motsvara dammens permanenta vattenyta. Dammens permanenta vattenvolym och andel av årsmedelflödet erhöles direkt i modellen.

Den permanenta vattenytan för framtagna åtgärdsförslag dimensionerades utifrån tillgänglig yta i avrinningsområdet. Konstanten $K_{A\phi}$ (A_p/A_{red}) för respektive förslag anpassades för att motsvara den permanenta vattenytan. Övriga dimensioner som använts har tagits fram utifrån rekommenderade värden i litteraturen (Larm, 2000b). Detta inkluderar samtliga parametrar i tabell 6 med undantag för åtgärdsförslag 5 där den flytande våtmarkens area (800 kvadratmeter) har erhållits av Vegtech AB utifrån företagets egen beräkningsmodell. Modellen använder vid beräkning parametrar såsom avrinningsområde, vattenflöde, inkommande näringshalter och önskad reduktion (Givovich, W., muntlig kontakt, januari 2015).

I en ansats att uppskatta rimligheten i genomförd dimensionering har den teoretiska uppehållstiden (t_n) för varje åtgärdsförslag beräknats utifrån uppskattad anläggningsvolym och storleken på inflödet enligt ekvation 14 (Persson & Pettersson, 2006). En rimlighetsbedömning gjordes sedan utifrån i litteraturen rekommenderad uppehållstid för respektive anläggning.

$$t_n = \frac{V}{Q} \quad (14)$$

V = anläggningens volym (m^3)

Q = inflödets storlek (m^3/s)

Beräkning av total reningseffekt

I syfte att få en uppfattning om hur två dagvattenanläggningar efter varandra påverkar den totala reduktionen användes en särskild metodik i StormTac-modellen som erhöles från Thomas Larm (muntlig kontakt, februari 2015). Metodiken innebar att markanvändningen för ett delavrinningsområde först implementerades i StormTac och föroreningsbelastningen sedan beräknades. Därefter dimensionerades en dagvattenanläggning för rening i StormTac. Den beräknade utgående halten från anläggningen definierades som en ny markanvändningskategori under modellens databas med schablonvärden vilket även gjordes för schablonhalter för basflöde. En total volymsavrinningskoefficient viktad per delarea definierades för den nya haltbaserade markanvändningen innan den tillämpades som en ny markanvändning i nästkommande aktuella delavrinningsområde. Därefter kunde reningsanläggning två nedströms anläggning ett dimensioneras och utvärderas. På detta sätt var det möjligt att erhålla en reningseffekt för det totala avrinningsområdet med befintlig damm i kombination med respektive åtgärdsförslag.

8 RESULTAT

Avsnittet redogör för examensarbetets resultat i form av redovisning av beräknad föroreningsbelastning för Hamrebäcken, den befintliga dammens reningseffekt samt framtagna åtgärdsförslag. Avgränsningar har gjorts genom att endast redovisa halter för den beräknade föroreningsbelastningen från Hamrebäckens totala avrinningsområde och framtagna delavrinningsområden. För övriga beräkningar redovisas föroreningar i mängd och resultaten utgår från angivna effektmål i Västerås stads handlingsplan (Västerås stad, 2014).

8.1 Föroreningsbelastning Hamrebäcken

De beräknade föroreningshalterna och mängderna för Hamrebäckens totala avrinningsområde visar att föreslagna riktvärden för utsläpp till mindre vattendrag (N1) överskrids för samtliga ämnen med undantag för Cr, Ni och Hg. Vid jämförelse med beräknade föroreningshalter och riktvärden för utsläpp till Mälaren (Nivå 1) överskrids halterna för bly och suspenderat material (tabell 5).

Tabell 5. Beräkning av föroreningshalter och mängder för Hamrebäckens totala avrinningsområde. Halter i fetstil indikerar ett överskridande av föreslaget riktvärde och värden i kursiv ett överskridande av riktvärden för Mälaren (Riktvärdesgruppen, 2009).

Ämne	Halt	Riktvärde (N1)	Riktvärde (N1)	Mängd (kg/år)
		mindre vattendrag	Mälaren	
P (mg/l)	0,18	0,16	0,2	540
N (mg/l)	2,4	2,0	2,5	7108
Pb (µg/l)	12	8,0	10	35,5
Cu (µg/l)	21,2	18	30	62,4
Zn (µg/l)	87,5	75	90	258
Cd (µg/l)	0,44	0,4	0,45	1,3
Cr (µg/l)	5,4	10	15	16
Ni (µg/l)	5,3	15	20	15,5
SS (mg/l)	66	40	50	194537

Enligt beräkningen av föroreningshalter för definierade delavrinningsområden visar resultatet att riktvärden överskrids för störst antal ämnen i delavrinningsområdena Bjurhovda/Brandthovda (6 föroreningar), Östra Skiljebo (7), och Bergshamra/Skiljebo (5) (tabell 6). (avsnitt 8.2.1, figur 10 för definierade delavrinningsområden).

Tabell 6. Föroreningshalter beräknade i StormTac för definierade delavrinningsområden inom Hamrebackens totala avrinningsområde. Värden i fetstil indikerar halter som överskrider föreslagna riktvärden (Riktvärdesgruppen, 2009)

Ämne	P mg/l	N mg/l	Pb µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l	Cr µg/l	Ni µg/l	SS µg/l
Badelundaåsen	0,18	3,7	9,0	15,4	46,7	0,23	2,5	2,3	74,6
Bjurhov./Brandt.	0,20	1,6	15,6	27,5	132	0,68	8,2	8,4	64,5
Nor. Bjurhovda	0,17	1,4	7,9	17,3	63,1	0,38	3,9	5,3	37,2
Södra Bjurhovda	0,17	1,6	13,3	25,1	81,3	0,41	8,8	5,4	72,3
Norra Lillhamra	0,20	2,3	8,9	18,1	57,2	0,36	3,6	4,6	51,4
Sydöst. Lillhamra	0,22	2,4	9,8	19,7	59,5	0,39	5,0	5,0	58,5
Sydv. Lillhamra	0,19	1,4	8,6	19,2	65,4	0,42	4,5	5,6	35,8
Östra Skiljebo	0,20	1,9	17,2	29,9	130	0,63	10,4	7,5	81,1
Björkbacken	0,14	1,9	6,7	15,1	47,7	0,27	3,4	3,4	45,7
Bergsh./Skiljebo	0,18	1,5	12,1	25,1	119	0,49	6,7	7,2	52,9
Sydöst. Talltorp	0,13	1,5	6,3	16,3	60,4	0,29	3,8	4,5	38,3
Norra Hamre	0,17	1,3	8,1	17,7	61,1	0,39	4,4	5,3	38,0
Sydöstra Hamre	0,17	1,7	12,0	21,3	105	0,58	5,5	6,8	52,1
Nordöst. Hamre	0,08	1,1	3,7	9,9	18,9	0,18	1,8	1,6	30,6
Västra Hamre	0,14	1,3	6,8	14,6	57,8	0,33	2,8	4,7	33,3
Norra Viksäng	0,15	1,4	7,2	17,0	62,8	0,34	3,8	4,9	36,9
Västra Viksäng	0,18	1,4	8,4	18,4	70,7	0,40	4,8	5,8	42,0
Riktvärde (N1)	0,16	2,0	8,0	18,0	75,0	0,40	10,0	15,0	40,0

8.2 Reningseffekt befintlig dagvattendamm

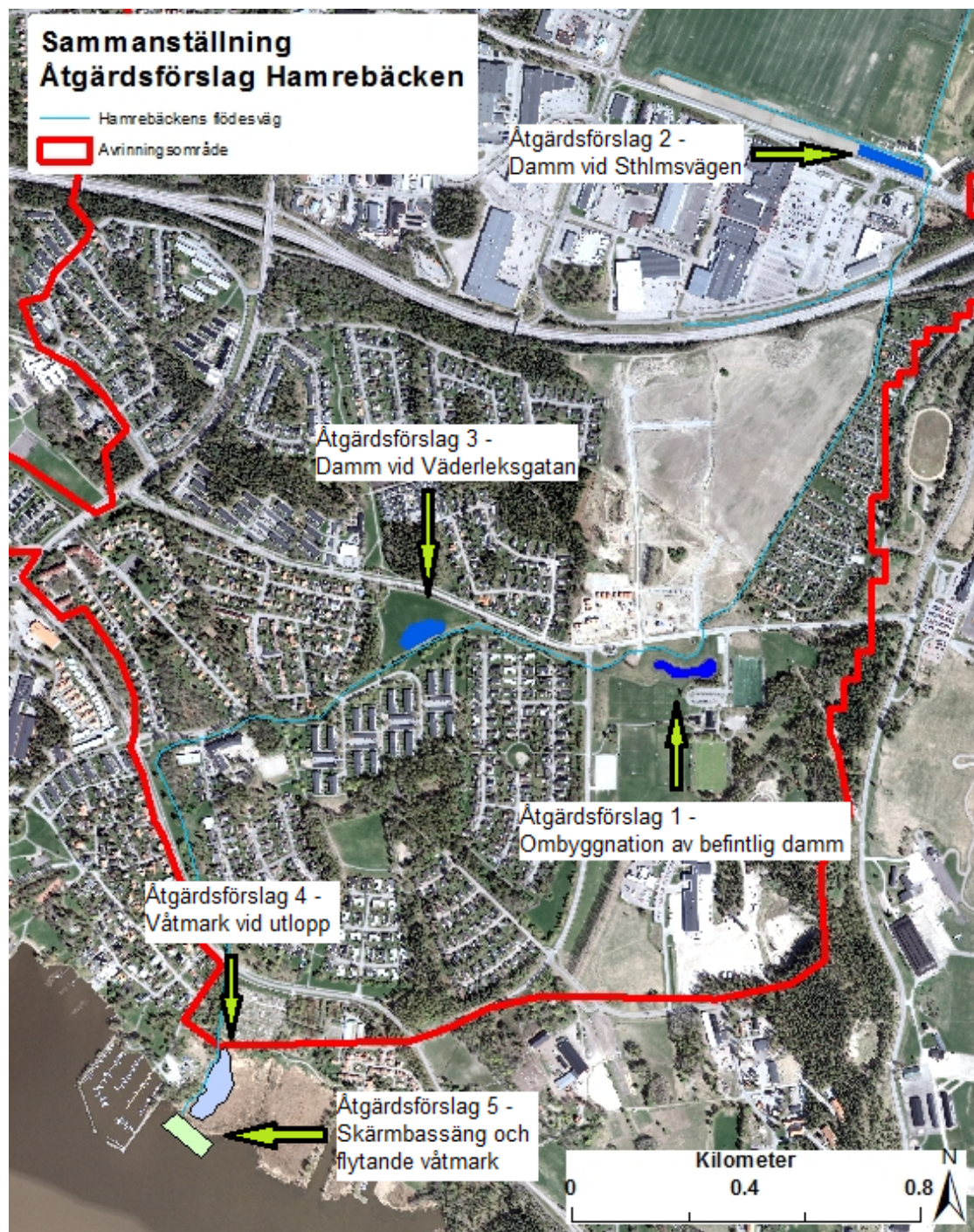
I tabell 7 redovisas den befintliga dagvattendammens beräknade reningseffekt utifrån uppskattad belastningsyta på 959,2 hektar och att dammen mottar 20 procent av det årliga medelflödet. Resultatet visar på en rening som understiger 10 procent för samtliga ämnen och att dammen därmed är underdimensionerad och inte uppfyller dess reningssyfte. Detta resultat förstärks av observationer under inventering av dammen, då flödet i bräddningsdiket var betydande.

Tabell 7. Beräknad reningseffekt hos befintlig dagvattendamm vid Hamre IP.

Ämne	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS
Före (kg/år)	435	6037	29,0	48,9	200	1,0	12,5	11,7	162551
Efter (kg/år)	406	5828	26,3	45,7	184	0,97	11,4	11,2	14624
Rening (%)	6,4	3,5	9,3	6,7	7,9	5,4	8,7	4,4	9,7

8.2.1 Åtgärdsförslag

Nedan redovisas de åtgärdsförslag som tagits fram i syfte att uppnå en förbättring av bäckens ekologiska status. En allmän beskrivning av varje åtgärdsförslag ges tillsammans med den beräknade reningseffekten i form av reducerad mängd för respektive delavrinningsområde. En sammanställning av förslagens reningseffekt på Hamrebäckens totala föroreningsbelastning på Mälaren ges också i avsnitt 9.3.6. I figur 11 visas en översiktlig placering av samtliga åtgärdsförslag i förhållande till Hamrebäckens avrinningsområde och bäckens flödesväg.

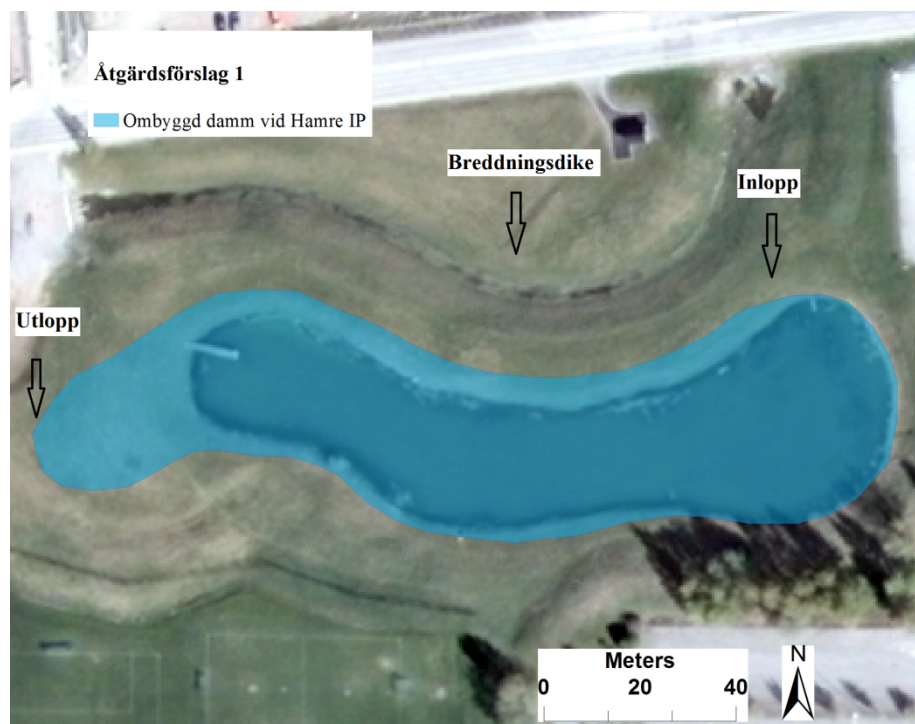


Figur 11. Sammanställning av samtliga föreslagna åtgärder i Hamrebäckens avrinningsområde. Bakgrundsbild: Mälarenergi (2014)

8.2.2 Åtgärdsförslag 1 – ombyggnation av befintlig dagvattendamm

Allmän beskrivning av åtgärdsförslag 1

För den befintliga dammen vid Hamre IP föreslås en ombyggnation med en utökning av dammens permanenta vattenyta från 4200 till 6000 kvadratmeter. Utöver detta sker en fördjupning av dammen från 0,5 till 1,2 meter. En ökning av innerdiametern på dammens inlopps- och utloppsrör från 300 mm till 700 mm föreslås även. Detta resulterar i att 73 procent av årsmedelflödet tas om hand i dammen istället för som tidigare 20 procent. Belastningsytan för dammen är 959 hektar. Andelen våtmarksväxter ökas för att ytterligare höja dammens reningseffekt, från en uppskattad 10 procent till 45 procent. Figur 12 redogör för ett förslag hur utbyggnation kan tänkas se ut.



Figur 12. En tänkbar ombyggnation av befintlig damm vid Hamre IP. Bakgrundsbild: Mälarenergi (2014)

Beräknad kostnad för åtgärdsförslag 1

Den beräknade årliga kostnaden för åtgärdsförslag 1 redovisas i tabell 8 och har legat till grund för beräknad kostnad per kilogram avskild förorening. Den årliga kostnaden har uppskattats till 114 500 kronor.

Tabell 8. Framtagna kostnader för åtgärdsförslag 1

Kostnader	kr
Investeringskostnad	1 800 000
Driftkostnad	20 000
Årlig kostnad	114 500

Beräknad reningseffekt för åtgärdsförslag 1

Den beräknade reningseffekten för åtgärdsförslag 1 redovisas i tabell 9 tillsammans med beräknad kostnad per reducerat kilogram. Resultatet visar på en reduktion

som uppfyller effektmålen för rening av dagvatten i Västerås stads handlingsplan (Västerås stad, 2014) för samtliga ämnen utom kväve. Störst kostnad per reducerat kilogram för de ämnen där reningen uppfyller effektmålen kan noteras för avskiljning av kadmium (520 000 kronor). Lägst kostnad har erhållits för fosfor (930 kronor).

Tabell 9. Beräknad reningseffekt för åtgärdsförslag 1. Procentenheter i fetstil representerar reningseffekt som uppfyller effektmål i Västerås handlingsplan (Västerås stad, 2014)

Ämne	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS
Före (kg/år)	435	6037	29,0	48,9	200	1,0	12,5	11,7	162551
Efter (kg/år)	312	5130	17,5	34,6	130	0,78	7,7	9,1	94556
Rening (%)	28,3	15,2	29,2	35,0	34,9	24,1	38,5	22,2	41,8
Avskilt (tkr/kg)	0,93	0,13	10	8	1,6	520	24	44	0,002

8.2.3 Åtgärdsförslag 2 – dagvattendamm vid Stockholmsvägen

Allmän beskrivning av åtgärdsförslag 2

På ett område mellan Stockholmsvägen och Hälla Golfklubb föreslås att en damm med 3400 kvadratmeter stor permanent vattenyta anläggs. Dammens primära syfte är att rena dagvattnet från delavrinningsområdet Bjurhovda/Brandthovda (figur 10, avsnitt 8.2.1) som är cirka 232 hektar stort och att minska den redan höga belastningen på den befintliga dammen vid Hamre IP. Från den nya dammen ansluter sedan det renade dagvattnet från Bjurhovda/Brandthovda till den befintliga bäcken. I figur 13 redovisas den föreslagna placeringen av åtgärdsförslag 2 i förhållande till Stockholmsvägen och Hälla Golfklubb.



Figur 13. Föreslagen placering av åtgärdsförslag 2, ny damm vid Stockholmsvägen. Källa bakgrundsbild: Mälarenergi (2014)

Den beräknade årliga kostnaden för åtgärdsförslag 2 redovisas i tabell 10 och har legat till grund för beräknad kostnad per kilogram avskild förorening. Den årliga kostnaden för åtgärdsförslaget har beräknats till 54 000 kronor.

Tabell 10. Framtagna kostnader för åtgärdsförslag 2.

Kostnader	kr
Investeringskostnad	1 020 000
Driftkostnad	20 000
Årlig kostnad	54 000

I figur 14 redovisas en illustration över en möjlig utformning av åtgärdsförslag 2.



Figur 14. En illustration av åtgärdsförslag 2, ny dagvattendamm vid Stockholmsvägen och Hälla Golfklubb. Källa bakgrundsbild: Google MapsTM. Hämtad den 7 mars 2015. Illustration: Anna Feltelius och Vilhelm Feltelius

Beräknad reningseffekt för åtgärdsförslag 2

Den beräknade reningseffekten för åtgärdsförslag 2 redovisas i tabell 11 tillsammans med en beräknad kostnad per avskild kilogram förorening. Resultatet visar på en reduktion som uppfyller effektmålen för rening av dagvatten i Västerås stads handlingsplan (Västerås stad, 2014) för samtliga ämnen för det aktuella delavrinningsområdet.

Tabell 11. Den beräknade reningseffekten för delavrinningsområde Bjurhovda/Brandthovda i kg/år för åtgärdsförslag 2 samt kostnad per reducerad kg. Procentenheter i fetstil representerar reningseffekt som uppfyller effektmål i Västerås handlingsplan (Västerås stad, 2014)

Ämne	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS
Före (kg/år)	138	1105	10,8	19,1	91,7	0,5	5,7	5,8	44840
Efter (kg/år)	74,4	846,1	3,6	9,1	35,9	0,3	1,9	3,3	13703
Rening (%)	46,3	23,4	66,9	52,5	60,9	43,3	66,9	44,3	69,4
Avskilt (tkr/kg)	0,84	0,21	7,4	5,4	0,96	268	14,1	26,8	0,002

8.2.4 Åtgärdsförslag 3 – dagvattendamm vid Väderleksgatan

Allmän beskrivning av åtgärdsförslag 3

På det öppna fältet vid Väderleksgatan i delavrinningsområdet Bergshamra/Skiljebo föreslås att en damm med permanent vattenyta på 4200 kvadratmeter anläggs. Det primära syftet är att rena dagvattnet från det nämnda delavrinningsområdet (1033 hektar) samt att bidra till ökad rening av det dagvatten som vid höga flöden riskerar att bredda förbi den befintliga dammen vid Hamre IP. Dammens föreslagna placering strävar även efter att höja fältets estetiska värde och göra dagvattnet synligt och en del av gestaltningen. I figur 15 redogörs för placering av åtgärdsförslag 3 i förhållande till Väderleksgatan och Hamrebäckens flödesväg.



Figur 15. Föreslagen placering av åtgärdsförslag 3, en ny damm på det öppna fältet vid Väderleksgatan. Bakgrundsbild: Mälarenergi (2014).

I figur 16 redovisas en illustration av en tänkbar utformning av åtgärdsförslag 3 kan se ut.



Figur 16. Illustration av ny dagvattendamm vid Väderleksgatan/Sportfiskargatan. Bakgrundsbild: Google Maps™. Hämtad den 7 mars 2015. Illustration: Kieran Over och Vilhelm Feltelius

Beräknade kostnader för åtgärdsförslag 3 anges i tabell 12 där den årliga kostnaden ligger till grund för den angivna kostnaden per avskild kilogram av respektive förorening. Den årliga kostnaden har uppskattats till 61 500 kronor.

Tabell 12. Framtagna kostnader för åtgärdsförslag 3

Kostnader	kr
Investeringskostnad	1 170 000
Driftkostnad	20 000
Årlig kostnad	61 500

Beräknad reningseffekt för åtgärdsförslag 3

Den beräknade reningseffekten för åtgärdsförslag 3 i serie med befintlig damm uppströms redovisas i tabell 13 tillsammans med beräknad kostnad per reducerad kilogram. Resultatet visar på en reduktion för det aktuella delavrinningsområdet som uppfyller effektmålen för rening av dagvatten i Västerås stads handlingsplan (Västerås handlingsplan, 2014) med undantag för kadmium, nickel och kväve.

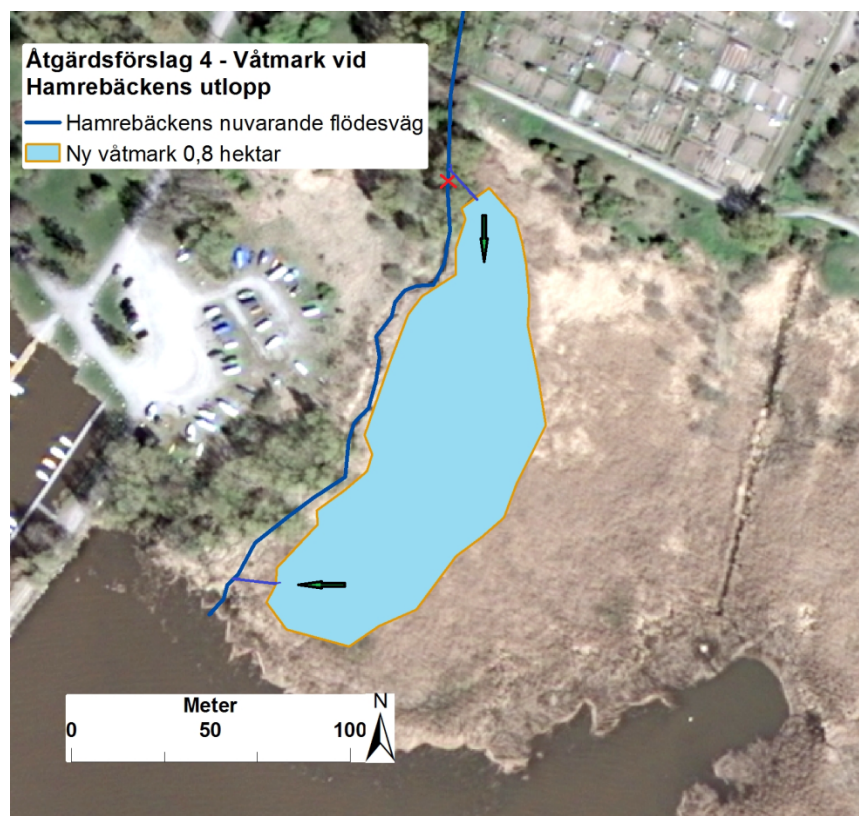
Tabell 13. Beräknad reningseffekt för åtgärdsförslag 3 i serie med befintlig damm uppströms. . Procentenheter i fetstil representerar reningseffekt som uppfyller effektmål i Västerås handlingsplan (Västerås stad, 2014)

Ämne	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS
Före (kg/år)	436	6051	28,4	49,9	205	1,0	12,6	12,4	155746
Efter (kg/år)	337	5305	19,2	36,6	142	0,8	8,7	9,9	104105
Rening (%)	22,4	12,1	34,0	25,2	29,2	19,1	30,4	15,3	36,0
Kostnad per red. kg (tkr)	0,62	0,08	6,7	4,6	0,96	307	15,8	24,6	0,001

8.2.5 Åtgärdsförslag 4 – våtmark vid Hamrebäckens utlopp

Allmän beskrivning av åtgärdsförslag 4

Ett utledande av Hamrebäckens vatten i en våtmark på cirka 8000 kvadratmeter i anslutning till bäckens utlopp i Mälaren föreslås. Åtgärden har nämnts i tidigare utredning av Ramböll (2011). Med hjälp av våtmarkens naturliga reningsprocesser kan bäckens föroreningsbelastning på Mälaren minskas. En estimerad utformning av den konstruerade våtmarken kan ses i figur 17. Åtgärden avser rena dagvatten från Hamrebäckens totala avrinningsområde motsvarande cirka 1230 hektar.



Figur 17. Föreslagen placering av åtgärdsförslag 4, utledning av Hamrebäcken i befintlig våtmark. Rött kryss i figuren anger ett exempel på var bäckens vatten kan avledas. Bakgrundsbild: Mälarenergi (2014)

Beräknade kostnader för åtgärdsförslag 4 anges i tabell 14 där den årliga kostnaden ligger till grund för den angivna kostnaden per avskild kilogram av respektive förorening.

Tabell 14. Framtagna kostnader för åtgärdsförslag 3

Kostnader	kr
Investeringskostnad	3 750 000
Driftkostnad per år	150 000
Årlig kostnad	312 000

Beräknad reningseffekt för anläggning 4

Den beräknade reningseffekten för åtgärdsförslag 1 redovisas i tabell 15 tillsammans med beräknad kostnad per reducerat kilogram. Resultatet visar på en reduktion för det totala avrinningsområdet som uppfyller effektmålen för rening av dagvatten i Västerås stads vattenplan (Västerås stad, 2014) för samtliga ämnen.

Tabell 15. Beräknad reningseffekt för åtgärdsförslag 4, inledande av Hamrebäckens vatten i befintligt våtmarksområde. .
Procentenheter i fetstil representerar reningseffekt som uppfyller effektmål i Västerås handlingsplan (Västerås stad, 2014)

Reningseffekt	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS
Före (kg/år)	540	7108	35,5	62,4	258	1,3	16,0	15,5	162551
Efter (kg/år)	313	5432	13,7	32,5	115	0,80	7,1	10,3	67997
Rening (%)	42,0	23,6	61,5	48,0	55,4	38,6	55,6	33,9	65,0
Kostnad per red. kg (tkr)	1,4	0,19	14,3	10,4	2,2	623	34,9	60,0	0,003

8.2.6 Åtgärdsförslag 5 – skärmbassäng och flytande våtmark vid bäckens utlopp

Allmän beskrivning av åtgärdsförslag 5

Vid Hamrebäckens utlopp i Mälaren föreslås en skärmbassäng med en yta på omkring 5300 kvadratmeter. Anläggningens primära syfte är att rena Hamrebäckens vatten och har en belastningsyta motsvarande bäckens totala avrinningsområde (1230 hektar). I en ansats att ytterligare öka anläggningens reningseffekt föreslås att i skärmbassängen, implementera cirka 800 kvadratmeter flytande våtmark. I figur 18 redovisas en föreslagen placering av åtgärdsförslag 5 i förhållande till Hamrebäckens utlopp i Mälaren.



Figur 18. Föreslagen placering av åtgärdsförslag 5, en skärmbassäng med flytande våtmark i anslutning till Hamrebäckens utlopp i Mälaren. Bakgrundsbild: Mälarenergi (2014)

Beräknade kostnader för åtgärdsförslag 5 anges i tabell 16 där den årliga kostnaden ligger till grund för den angivna kostnaden per avskilt kilogram av respektive förorening. Den årliga kostnaden har beräknats till 182 000 kronor.

Tabell 16. Framtagna kostnader för åtgärdsförslag 3

Kostnader	kr
Investeringskostnad	3 300 000
Driftkostnad per år	10 000
Årlig kostnad	182 000

Beräknad reningseffekt för anläggning 5

Den beräknade reningseffekten för åtgärdsförslag 5 redovisas i tabell 17 tillsammans med kostnad per reducerad kilogram. Reningseffekten för åtgärdsförslag 5 är beräknad på det totala avrinningsområdets föroreningsbelastning och i serie med befintlig damm. Resultatet visar på en reduktion för det totala avrinningsområdet (1227 ha) som uppfyller effektmålen för rening av dagvatten i Västerås stads handlingsplan (Västerås stad, 2014) för samtliga ämnen utom kväve.

Tabell 17. Beräknad reningseffekt för åtgärdsförslag 5, skärmbassäng och flytande våtmark i anslutning till Hamrebäckens utlopp i Mälaren.

Reningseffekt	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS
Före (kg/år)	540	7108	35,5	62,4	258	1,3	16,0	15,5	162551
Efter (kg/år)	357	5740	17,3	37,6	116	0,91	8,8	11,9	89202
Rening (%)	33,9	19,2	51,4	39,8	45,1	30,1	44,6	23,7	54,1
Kostnad per red. kg (tkr)	0,99	0,13	10,0	7,3	1,3	467	25,3	50,6	0,002

8.2.7 Sammanställning av föroreningsreduktion för samtliga åtgärdsförslag

Beräknad reduktion av föroreningsbelastning för Hamrebäckens totala avrinningsområde sammanfattas för befintlig damm och samtliga åtgärdsförslag i tabell 18 och 19. Tabellerna redovisar reducerad mängd i kilogram per år respektive reduktionen i procent i förhållande till den totala belastningen av respektive ämne. För åtgärdsförslag 2 till 5 redovisas den totala beräknade reduktionen för befintlig damm i kombination med respektive åtgärdsförslag. Erhållet resultat visar att störst reduktion för samtliga ämnen erhålls med åtgärd 4, det vill säga inledande av bäcken i en våtmark. För samtliga ämnen är reduktionen högre än uppsatta effektmål. Detta är också sant för åtgärdsförslag 5, det vill säga skärmbassäng med flytande våtmark, med undantag för kväve. Lågst reningseffekt erhålls med den befintliga dammen.

Tabell 18. Sammanställning av beräknad reduktion i kilogram per år för befintlig damm och de fem åtgärdsförslagen för Hamrebäckens totala avrinningsområde. Åtgärdsförslag 2-5 redovisar total reduktion för befintlig damm i kombination med respektive åtgärdsförslag. Mängder i fetstil representerar högst erhållen rening för respektive ämne.

Reduktion (kg/år)	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS
Bef. damm	26,2	197	2,5	3,1	14,9	0,05	1,0	0,48	14801
Åtgärdsf. 1	97,5	733	9,9	12,4	58,4	0,20	3,8	1,8	58446
Åtgärdsf. 2	74,2	351	7,6	10,0	53,9	0,2	3,8	2,3	36083
Åtgärdsf. 3	94,2	709	9,3	12,1	57,7	0,19	3,7	1,8	53164
Åtgärdsf. 4	226	1676	21,8	30,0	143	0.50	8,8	5,3	126540
Åtgärdsf. 5	183	1368	18,3	24,8	116	0,39	7,1	3,7	105335

Tabell 19. Sammanställning av beräknad reduktion i procent för befintlig damm och de fem åtgärdsförslagen. För åtgärdsförslag 2-5 redovisas total reduktion för befintlig damm i kombination med respektive åtgärdsförslag Hamrebäckens totala avrinningsområde. Procentsiffror i fetstil representerar högst erhållen rening för respektive ämne.

Reduktion (%)	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS
Bef. damm	4,9	2,8	7,2	5,0	5,8	3,9	6,4	3,1	7,6
Åtgärdsf. 1	18,1	10,3	27,8	19,8	22,7	15,0	23,9	11,6	30,0
Åtgärdsf. 2	13,7	4,9	21,4	16,1	20,9	15,3	23,6	15,0	18,6
Åtgärdsf. 3	17,5	10,0	26,2	19,4	22,4	14,8	22,4	11,5	27,3
Åtgärdsf. 4	42,0	23,6	61,5	48,0	55,4	38,6	55,5	33,9	65,0
Åtgärdsf. 5	33,9	19,2	51,4	39,8	45,1	30,1	44,6	23,7	54,1

Den beräknade kostnaden per reducerat kilogram är högst för åtgärdsförslag 4 gällande samtliga studerade ämnen med undantag för krom där åtgärdsförslag 5 innebär en högre kostnad per reducerat kilogram ämne (tabell 20).

Tabell 10. Sammanställning av kostnad per reducerat kilogram för samtliga åtgärdsförslag.

Ämne (tkr/kg)	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS
Åtgärdsf. 1	0,93	0,13	10	8	1,6	520	24	44	0,002
Åtgärdsf. 2	0,84	0,21	7,4	5,4	0,96	268	14,1	26,8	0,002
Åtgärdsf. 3	0,62	0,08	6,7	4,6	0,96	307	15,8	24,6	0,001
Åtgärdsf. 4	1,4	0,19	14,3	10,4	2,2	623	34,9	60,0	0,003
Åtgärdsf. 5	0,99	0,13	10,0	7,3	1,3	467	25,3	50,6	0,002

9 DISKUSSION

9.1 Föroreningsbelastning Hamrebäckens avrinningsområde

Beräknad föroreningsbelastning i tabell 5 för Hamrebäckens totala avrinningsområde skiljer sig något vid jämförelse med tidigare genomförda utredningar från 2009 och 2011 av Sweco Environment (tabell 3). Examensarbetets föroreningsbelastning i kilogram per år var högre för samtliga undersökta tungmetaller med undantag av nickel. Den högre mängden beror troligen till stor del på den högre ÅDT som använts för E18 i modelleringen och det faktum att tungmetaller frekvent förekommer i vägdragvatten. Den beräknade mängden kväve var också högre i examensarbetet, sannolikt för att en större yta inom avrinningsområdet definierats som åkermark med ett högre modellerat näringsläckage som följd. Mängden beräknat fosfor var högre i examensarbetet jämfört med Sweco Environment (2011) men samtidigt lägre i förhållande till Sweco Environment (2009). Skillnaden mellan de två utredningarna kan möjligen bero på att utredningen från 2011 tagit hänsyn till den beräknade reningseffekten av den befintliga dammen. Detta har dock inte kunnat fastställas.

9.2 Reningseffekt för befintlig damm

Den beräknade effekten för den befintliga dammen tyder på att dammen inte uppfyller sin funktion då reningseffekten inte överstiger 10 procent för någon av de studerade föroreningarna (tabell 7). Tidigare utredning av Sweco Environment (2011) visade på en hög avskiljning för samtliga föroreningar. Det kan dock vara vanskligt att direkt jämföra resultaten eftersom gjorda antaganden i de båda studierna skiljer sig åt i så pass hög grad. Belastningsytan för den befintliga dammen sattes i examensarbetet till 940 hektar. Detta kan jämföras med den belastningsyta på 20 hektar som användes i utredningen av Sweco Environment (2011). Enligt författarna skapades det för dammen en egen belastningsyta med markanvändning som var i analogi med motsvarande avrinningsområde. Orsaken till detta var att det sedan skulle vara möjligt att vikta halten av föroreningar mot flödet och på så sätt få ut en totalhalt för hela avrinningsområdet. Det har i examensarbetet dock tolkats som att det redovisade resultatet från Sweco Environment (2011) endast avser reningseffekten för belastningsytan på 20 hektar och inte för den befintliga dammens totala belastande yta.

En annan skillnad mellan studierna är att examensarbetet vid beräkning av reningseffekt har tagit hänsyn till innerdiameter och lutning för den befintliga dammens inloppsrör. På så sätt har hänsyn tagits till bräddning förbi dammen. Resultatet enligt modellen blev därför att endast 20 procent av flödet från det belastande avrinningsområdet renades i dammen. En stor andel av lättsedimenterbara föroreningar kommer troligen därför att transporteras förbi dammen utan att renas, något som också påpekats i utredningen av Ramböll (2011). Under inventeringstillfälle 2 var flödet i bräddningsdiket betydande, något som ytterligare stärker denna teori. Enligt Pramsten (2010) är det vid bedömning av avskiljningsförmågan viktigt att ta hänsyn till den volym vatten som bräddas förbi en dagvattendamm. Även den inkommande halten av suspenderat material betraktas som en betydelsefull parameter där avskiljningsförmågan relativt sett ökar med en högre inkommande halt suspenderat material. Det faktum att föroreningar och i synnerhet tungmetaller ofta är bundna till suspenderat material medför att en högre avskild halt suspenderat material också ökar avskiljningsgraden för andra föroreningar (Riktvärdesgruppen, 2009). Ett mindre andel av flödet som bräddas förbi den befintliga dammen vore således eftersträvänsvärt.

Enligt Pettersson m.fl. (1999) är den optimala storleken för en dagvattendamm ur reningssynpunkt cirka 250 kvadratmeter per hektar, det vill säga att dammen motsvarar omkring 2,5 procent av det belastande avrinningsområdets yta. Detta indikerar att den befintliga dammen är underdimensionerad i relation till dess belastande avrinningsområde eftersom dammen motsvarar endast 0,045 procent av belastningsytan. Konstanten $K_{a\phi}$ som användes i modelleringen fick sättas till 16 kvadratmeter per reducerad hektar för att motsvara dammens permanenta area på 4200 kvadratmeter. Detta är ytterligare en indikation på dammens underdimensionering eftersom rekommenderat modelleringsvärde i StormTac för dagvattendammar är omkring 150 (70-400) kvadratmeter per reducerad hektar (Larm & Pirard, 2013).

Endast hur en ökning i inloppsdiameter påverkar inflödet till dammen har beaktats i examensarbetet och lutningen hölls under modelleringen därför konstant (2,3 procent). Detta gjordes utifrån att den grova uppskattningen av lutningen ansågs som en osäkerhetsfaktor. Rörets estimerade lutning förefaller dock som rimlig då lutningen för en ledning med innerdiameter på mellan 300 till 800 millimeter bör vara omkring 1,5 till 3 procent (Dahl, 2012).

9.3 Framtagande av åtgärdsförslag

I synnerhet tre faktorer har varit avgörande vid framtagande av åtgärdsförslagen i examensarbetet. Dels har storleken på Hamreäckens avrinningsområde inneburit att mer omfattande åtgärder prioriterats. Dels har den begränsade tillgängliga ytan för åtgärder i avrinningsområdet varit en betydande faktor, något som också påvisats i litteraturen. I en studie av Falk (2007), där nio kommunala dagvattendammar utvärderades, kunde det konstateras att valet av plats för anläggningarna främst styrts av tillgången på mark. Slutligen har även den modellerade föroreningsbelastningen för respektive delavrinningsområde haft en betydelse för framtagande av åtgärdsförslagen, eftersom åtgärder för dessa områden antagits ge den största reduktionen av föroreningsbelastning på Hamreäcken, och i slutändan recipienten Mälaren.

Föreslagna riktvärden för Mälaren enligt Riktvärdesgruppen (2009) överskreds endast marginellt för föroreningarna bly och suspenderat material (tabell 5). Det kan dock ändå vara motiverat att reducera belastningen på recipienten från mindre föroreningskällor, enligt den tidigare nämnda principen ”många bäckar små” (Larm, 2011).

9.3.1 Åtgärdsförslag 1

Det erhållna resultatet för åtgärdsförslag 1 visar att den befintliga dammens reningseffekt skulle kunna förbättras och nå uppsatta effektmål i Västerås stads handlingsplan (Västerås stad, 2014) med föreslagna åtgärder, med undantag för kväve (tabell 9). Resultatet gäller dock endast dammens belastningsyta och inte den totala föroreningsbelastningen.

Trots att den permanenta dammytan i modelleringen utökades till 6000 kvadratmeter utgjorde dammen alltså endast 0,06 procent av det belastande avrinningsområdets yta och var alltså enligt litteraturen fortfarande underdimensionerad. Endast en ökning i permanent dammareal resulterade därför inte i tillräcklig reningseffekt. Istället skedde den största ökningen i avskiljning då inloppsrörets innerdiameter ändrades från 300 till 700 millimeter. Enligt Thomas Larm (muntlig kontakt, februari 2015) är det ur reningssynpunkt optimalt om en dagvattendamm mottar ett flöde som motsvarar omkring 80 till 90 procent av den totala

årsvolymen dagvatten. För en innerdiameter på 700 millimeter beräknade StormTac att 73 procent av det årliga flödet går till dammen och en tillräcklig reningsgrad erhöles för att uppfylla effektmålen för det belastande området med undantag för mängden kväve. Reningseffekten för det totala avrinningsområdet blir dock inte tillräcklig om endast en ombyggnation av den befintliga dammen utförs (tabell 18 och 19) och det kan därför vara rekommenderat att komplettera åtgärdsförslag 1 med något av de övriga åtgärdsförslagen, om tillgänglig budget tillåter.

En ytterligare åtgärd i förslaget var att utföra en fördjupning av dammen för att på så sätt öka dess volym från cirka 1700 till 5200 kubikmeter. Förutom att bidra till en ökad avskiljning av föroreningar kan en fördjupning även motiveras med att dammen sannolikt behöver tömmas på sediment efter drygt 14 år i drift. Enligt Andersson m.fl. (2013) är det lämpligt att rensa en damm med några års mellanrum.

9.3.2 Åtgärdsförslag 2

Genom att anlägga en ny dagvattendamm vid Hälla Golfklubb och Stockholmsvägen skulle en minskning uppnås av andelen markyta inom Hamrebackens totala avrinningsområde som belastar den befintliga dammen. Detta förutsätter att allt inkommande dagvatten renas i dammen. Den nya dammens mer östliga placering i förhållande till föreslagen åtgärd i utredningen av Ramböll (2011) innebär att den tillgängliga ytan för åtgärden blir betydligt mindre. Detta har i sin tur en negativ inverkan på vilken reningseffekt som kan erhållas. Åtgärdsförslaget kan ändå motiveras utifrån att dammen uppnår effektmålen i Västerås stads handlingsplan (2014) för det aktuella delavrinningsområdet Bjurhovda/Branthovda. Detta område bidrar med en hög föroreningsbelastning relativt övriga delavrinningsområden (tabell 6).

Att det i Västerås dagvattenpolicy (2014) också eftersträvas att göra dagvatten mer synligt och en del av den urbana gestaltningen, kan ytterligare motivera den föreslagna placeringen av dammen. Dock får detta anses som ett sekundärt syfte med tanke på dammens placering precis intill den trafikerade Stockholmsvägen.

9.3.3 Åtgärdsförslag 3

År 2010 fattade Västerås stad beslut om byggnation av ett nytt bostadsområde, som i examensarbetet motsvarar delavrinningsområdena norra, sydöstra och sydvästra Lillhamra (figur 9, avsnitt 8.2.1). Föroreningsbelastningen från området kommer enligt utredningen av Ramböll (2011) innebära att dagvatten från Lillhamra når den befintliga dammen innan mer förorenat dagvatten från det uppströms liggande området Östra Skiljebo. Detta mer förorenade dagvattenflödet riskerar då istället att bredda förbi dammen vid höga flöden. Syftet med en ny dagvattendamm på grönområdet vid Väderleksgatan skulle således vara att i viss utsträckning avlasta den befintliga dammen och samtidigt rena dagvatten från delavrinningsområdet Bergshamra/Skiljebo.

Modelleringen av anläggningen har skett utifrån antagandet att det i den nyanlagda dammen inte är nödvändigt att behandla den totala volymen av årsmedelflödet från uppströms liggande områden, eftersom viss avskiljning redan skett i den befintliga dammen. Vid dimensionering användes därför samma inloppsdimension och lutning för inloppsröret som vid framtagande av åtgärdsförslag 1.

Det är inte heller lämpligt att utnyttja hela grönområdet för anläggning av åtgärdsförslag 3. Dels eftersom en ökad hydraulisk effektivitet inte nödvändigtvis uppnås med en större damm, dels för att grönområdet i fortsättningen även ska kunna användas som rekreativsområde. Eftersom åtgärden inte uppfyller uppsatta effektmål kan inte enbart reningseffekten motivera en implementation av förslaget. Ett starkare skäl är i sådant fall den förhöjning av grönområdets estetiska värde som förslaget kan bidra till.

9.3.4 Åtgärdsförslag 4

Ett anläggande av en våtmark i anslutning till Hamrebäckens utlopp förefaller att ur reningssynpunkt vara det lämpligaste alternativet av åtgärdsförslagen utifrån erhållet resultat. Den höga avskiljningsförmågan beror sannolikt till stor del på att det är den åtgärd som dimensionerats utifrån störst tillgänglig yta. Den höga andelen vegetation som användes i modelleringen hade, som tidigare nämnts, troligen en mindre inverkan på att den beräknade reningseffekten blev högre för anläggningen jämfört med övriga åtgärdsförslag.

Placering av en anläggning i anslutningen till bäckens utlopp kan förutom reningseffekten motiveras med att samtliga delavrinningsområden inkluderas i reningsåtgärden. Genomförd inventering indikerade dessutom att området redan förefaller ha en viss våtmarkskaraktär på grund av den rika växtligheten. Detta har också framhållits i utredningen av Ramböll (2011) som föreslog en uppdämning av bäckens flödesväg och ett utledande i området för rening. Om inte vattnet fördelas ut över områdets yta finns det dock en risk för kanalbildning och därmed en försämrad reningseffekt som följd. Det bör därför vara mer rimligt att utföra en mer omfattande åtgärd för området. Ett kontrollerat utlopp i anläggningen medför också att reningseffekten kan kontrolleras och utvärderas på ett bra sätt.

Ett anläggande av en våtmark kan också motiveras med ett potentiellt höjt ekologiskt värde. Våtmarker kan exempelvis utgöra häckningsplatser för fåglar samt en plats för skydd och föda (Feuerbach, 2014). Samtidigt kan även en våtmark öka det estetiska värdet för området (VISS, 2014).

Den beräknade teoretiska uppehållstiden på 0,5 dygn får anses som mycket kort i jämförelse med rekommenderade värden och kan indikera att tillflödet är för stort i relation till våtmarkens yta och att en stor ursköljning av sediment då riskerar att inträffa. Enligt Malmgren (2008) kan en sådan damm, trots en viss urskiljning, vara kostnadseffektiv under förutsättning att belastningen av näringsämnen är stor i det vatten som inkommer till våtmarken. Upphållstiden kan också vara missvisande eftersom beräkningen inte tar hänsyn till vegetationens effekt på vattenhastigheten.

9.3.5 Åtgärdsförslag 5

Beräkning av skärmbassäng med flytande våtmark skedde i StormTac utifrån att åtgärdsförslaget modellerades som en dagvattendamm. Antagandet gjordes till följd av att skärmbassänger ännu inte finns representerade som reningsanläggning i modellen. Modelleringen har ändå bedömts som rimlig då en skärmbassängs funktion motsvarar den hos en djup dagvattendamm (Andersson m.fl., 2013). Den beräknade reningseffekten för åtgärdsförslag 5 var tillräckligt hög för att uppfylla definierade effektmål i Västerås handlingsplan (Västerås stad, 2014) med undantag för kväve. Sannolikhet uppfylls även målet för kväve om effekten av den flytande våtmarken skulle vara möjlig att modellera korrekt. Valet att ändå inkludera flytande våtmark i åtgärdsförslaget har gjorts utifrån den

ökade reningseffekt som konstaterats i litteraturen och att tekniken redan har implementerats i flera svenska kommuner. Anläggande av en skärmbassäng och flytande våtmark kan även motiveras med att anläggningen kan utföras i närtid och inte kräver några ingrepp i Hamrebackens avrinningsområde.

9.4 Val av modell

Valet att använda dagvatten- och recipientmodellen StormTac som metod för examensarbetets syfte bör belysas. Det är i praktiken omöjligt att med en modell på ett helt korrekt sätt beskriva biologiska, kemiska och fysiologiska processer på grund av den höga komplexiteten hos dessa processer. Beskrivandet av dessa processer förenklas därför genom användandet av parametrar baserade på litteratur och kan variera mycket på grund av naturens heterogenitet. Det erhållna resultatet från en modell beror på dess struktur, indata och de initiala förutsättningarna. En komplicerad modell kräver information om hur osäkerheten hos modellens utdata beror av indata (Bärlund & Tattari, 2001). Generellt förekommer fyra källor till osäkerhet när det gäller deterministiska hydrologiska modeller (Butts m.fl., 2004):

1. Slumpvisa eller systematiska fel i modellens indata (exempelvis nederbörd, recipientarea)
2. Slumpvis eller systematiska fel i erhållen utdata som används till kalibrering (exempelvis otillräckligt långa tidsserier eller för få mätstationer)
3. Osäkerhet till följd av att ej optimala parametervärden i modellen
4. Osäkerhet till följd av en ofullständig modellstruktur

Känslighet och osäkerhet i dagvatten- och recipientmodellen Stormtac undersöktes i en studie av Stenvall (2004). Tre metoder för analys av känslighet och osäkerhet (Monte Carlo) applicerades i en fallstudie på tre av StormTacs delmodeller för avrinning, föroreningstransport och recipient. Studiens känslighetsanalys visade att modellresultatet för basflöde och dagvattenflöde visade störst känslighet för fel i nederbördsdata. Modellering av föroreningsmängder av fosfor, kväve och koppar uppvisade enligt studien störst känslighet för avrinningskoefficienter, markanvändningsspecifika areor samt dagvattenkoncentrationer angivna för markanvändningarna villaområde och skog. Uppskattningen av dessa parametrar bör därför enligt Stenvall (2004) ske med försiktighet.

Analys med Monte Carlo av modellerat dagvattenflöde visade enligt Stenvall (2004) störst osäkerhet för avrinningskoefficienten för markanvändningen skog samt nederbördsdata. Studien rekommenderade även en ändring av intervall för några av modellens koefficienter. Detta inkluderade ett ändrat intervall för avrinningskoefficient för markanvändningen skog, villaområde samt sedimentationskoefficienten för koppar.

Osäkerheten kring hur reningseffekten i modellen påverkas av andelen vegetation har konstaterats av Larm och Alm (2013). Författarna anger parametern (f_{veg}) som osäker och framhåller att ytterligare studier krävs för att fastställa dess inverkan. Testkörningar av modellen gjordes i examensarbetet där andelen vegetation ökades successivt för att utvärdera parametrarnas inverkan på reningseffekten. Endast en marginell ökning i reningseffekt erhöles då parametern ändrades, även vid relativt stora skillnader i andel vegetation. Växtlighetens positiva inverkan på reningsgraden i dagvattenanläggningar har påvisats i litteraturen (Mallin m.fl., 2002; Weiss m.fl., 2006). En trolig följd av en osäker vegetationsparameter blir då att den beräknade reningseffekten blir lägre än vad den faktiska effekten skulle vara. Detta gäller framför allt åtgärdsförslag 4 och 5, där anläggningarna dimensionerats med en hög andel vegetation (tabell 6).

Litteraturen har även visat på en rad andra modeller som i flera aspekter är mer avancerade än StormTac. Modellen ingick som en av totalt 10 dagvattenmodeller som undersöktes i en studie av Elliot & Trowsdale (2007). Författarna fann bland annat att StormTac i jämförelse med övriga modeller hade ett mer begränsat antal användningsområden, färre inkluderade föroreningar samt färre dagvattenanläggningar som kan inkluderas. Den tidsmässiga upplösningen för StormTac var inte heller lika hög i förhållande till andra modeller.

Det bör även nämnas att använda schablonvärden från vissa typer av markanvändning, exempelvis industrier, är osäkra (Riktvärdesgruppen, 2009). Detta kan i sin tur ha påverkat det slutgiltiga resultatet i form av för hög eller för låg föroreningsbelastning från delavrinningsområden med hög andel industri. Osäkerheten med att beskriva föroreningsbelastningen från dagvatten med schablonhalter har också tidigare påpekats av Junestedt m.fl. (2007). För att erhålla en korrekt beskrivning av områdets föroreningsbelastning rekommenderas därför att modellering med schablonvärden kompletteras med provtagning om detta är möjligt ur kostnads- och tidssynpunkt.

Nämnda osäkerhetsfaktorer gör det sannolikt att en mer exakt återgivning av föroreningsbelastning för Hamrebacken och dess avrinningsområde hade kunnat erhållas om en annan metod använts. Att StormTac trots allt valdes är främst på grund av två orsaker. Dels är StormTac en modell som frekvent används för modellering av dagvatten och beräkning av föroreningsbelastning inom den svenska konsultbranschen. Detta har tolkats som en indikation på modellens funktionalitet och användarvänlighet. Dels har också tidigare utredningar som berört Hamrebackens föroreningssituation använt StormTac för modellering. För att kunna göra en relevant jämförelse mellan dessa studier och examensarbetet ansågs valet av modellen därför motiverat.

Enligt Larm (2005) är modellens mål inte heller att beräkna exakta mängder, reduktionseffekter av dagvattenanläggningar och effekter på recipient. Istället ska StormTac fungera som ett användarvänligt och kostnadseffektivt verktyg som kombinerar avrinningsområdets egenskaper med föroreningsberäkningar, viktiga processer i recipienten och dimensionering av dagvattenanläggningar.

Det avrinningsområde som tagits fram och som legat till grund för beräkningar av föroreningsbelastning i studien skiljde sig till ytan jämfört med tidigare utredningar av Sweco Environment (2009) och Ramböll (2011). Detta gällde skillnader både till total area för avrinningsområdet och till antalet hektar för respektive markanvändningskategori. Det i examensarbetet använda avrinningsområdet var omkring 71 hektar större, något som troligen beror på att man i tidigare utredningar uppskattat avrinningsområdet mer grovt. Använd ÅDT för E18 var betydligt högre i examensarbetet jämfört med Sweco Environment, (2009) (31 000 ÅDT jämfört med 21 000 ÅDT). För övrig markanvändning noterades den största skillnaden för markanvändningskategorin villaområde där antal hektar i examensarbetet uppskattades till 185 hektar jämfört med 336 hektar enligt Sweco Environment (2009).

Viss osäkerhet finns också gällande den definierade markanvändningen i examensarbetet. Ett exempel var att befintliga grönområden inom avrinningsområdet i StormTac definierades enligt kategorin ”parkområde” istället för kategorin ”ängsmark”. Detta kan i sin tur ha medfört att något felaktiga halter av vissa föroreningar användes i den slutliga beräknade föroreningsbelastningen för avrinningsområdet. För kategorin parkområde var till exempel schablonhalterna något högre för föroreningarna krom och nickel jämfört med ängsmark (StormTac, 2015b).

9.5 Uppföljning och vidare undersökningar

En uppföljning rekommenderas gällande kapaciteten för den befintliga dammen. Flödesproportionell provtagning av in- och utloppshalter samt mätning av flöden bör utföras för att säkerställa dammens avskiljningsförmåga. Kompletterande mätningar av föroreningshalter bör också genomföras innan ytterligare investering sker i åtgärder för att säkerställa att de verkliga halterna ligger i närheten av de modellerade. Provtagningen kan till exempel ske i anslutning till bäckens utlopp i Mälaren eller i utsläppspunkter för de mest förorenade delavrinningsområdena. Vid vidare utredning av åtgärdsförslag 1-5 bör utredningen fördjupas till att omfatta även geotekniska förhållanden för de aktuella områdena och mätningar av grundvattennivån.

10 SLUTSATSER

Föroreningshalter och mängder för Hamrebäcken har modellerats i dagvatten- och recipientmodellen StormTac. Resultatet visar att belastningen från flera av bäckens delavrinningsområden överskrider föreslagna riktvärden för mindre vattendrag. Den totala belastningen från avrinningsområdet överskrider i fallet för halterna bly och suspenderat material även föreslagna riktvärden för Mälaren.

Den befintliga dammen vid Hamre IP är underdimensionerad i förhållande till dess belastningsyta och anläggningens reningseffekt uppnår inte angivna effektmål i Västerås stads handlingsplan (2014). Ett förslag om utbyggnad har tagits fram utifrån rekommenderade värden från genomförd litteraturstudie samt uppskattad tillgänglig yta. Den positiva effekten av en ökad inloppsrördimension på den befintliga dammens avskiljningsförmåga har modellerats i StormTac. Den simulerade ombyggnationen uppnådde inte uppsatta reduktionsmål för alla undersökta föroreningar men gav en betydande ökning i avskiljningsförmåga jämfört med den befintliga dammen. Åtgärder för att öka dammens reningseffekt bör därför utredas ytterligare.

Utöver utbyggnation av befintlig damm togs fyra åtgärdsförslag fram i syfte att reducera Hamrebäckens föroreningsbelastning på recipienten Mälaren och uppnå effektmålen i handlingsplanen. Från genomförd modellering rekommenderas att åtgärder som inkluderar ett anläggande av en skärmbassäng med flytande våtmark alternativt en konstruerad våtmark utreds vidare. Valet av rekommenderade åtgärdsförslag gjordes utifrån att dessa två uppnådde effektmålen för rening enligt Västerås stads Handlingsplan för dagvatten. Åtgärdsförslagen skilde sig något åt gällande kostnadseffektivitet men detta ansågs inte ensamt vara argument nog för att motivera anläggandet av något åtgärdsförslag till följd av osäkerheter i det beräknade resultatet.

Att en skärmbassäng kan utföras i närtid och inte kräver några ingrepp i avrinningsområdet kan anses som ytterligare argument för installation av en sådan anläggning. Samtidigt kan en konstruerad våtmark innebära att det ekologiska och estetiska värdet av området ökar. Dessa argument bör beaktas i valet av metod och det fortsatta arbetet med att minska områdets föroreningsbelastning och förbättra Hamrebäckens ekologiska och kemiska status.

11 REFERENSER

- Andersson, J., Eickhoff, E., Hammarström, J., Edin, J., Sylvén, Rask, C-H., Olsson, J., Lind, L. (2004). Dagvatten – teknik, lagstiftning och underlag för policy. Miljösamverkan Västra Götaland. [pdf] Tillgänglig via: <<http://www.miljosamverkanvg.se/miljosamverkanvastragotaland/SiteCollectionDocuments/Projekt%20och%20rapporter/Vatten/Dagvatten%202003-2004/dagvattenvagledning-2004.pdf>> [Hämtad 2015-11-13]
- Andersson, J., Wedding, B., Tonderski, K. (2006). Näravskiljning i anlagda våtmarker – Region och metodjämförelser. [pdf] Tillgänglig via: <http://www.wrs.se/wp-content/uploads/2014/03/Andersson_mfl_2006_Naringsavskiljning-i-anl-vm.pdf> [Hämtad 2015-02-06].
- Anderson, R. (2009). Dagvatten – Ökad kunskap och förståelse för dagvattnet som ett miljöproblem. Miljöenheten, Länsstyrelsen i Västmanlands Län.[pdf] Tillgänglig via: <http://www.lansstyrelsen.se/vastmanland/SiteCollectionDocuments/Sv/publikationer/rapportserie/2009/Rapport2009-22-Dagvattenrapport.pdf> [Hämtad 2015-02-06]
- Andersson, J; Owenius, S; Stråe, D. (2012). NOS-dagvatten - Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem Stockholmskommuner. Svenskt Vatten Utveckling Rapport Nr. 2012-02
- Andersson, J; Stråe, D; Byström, Y; van der Nat, D; Granath, M. (2013). Skötsel av dagvattendammar - en handbok. WRS Uppsala [pdf] Tillgänglig via: <http://www.oxunda.se/files/contentFiles/dokument/dagvatten/skotsel_av_dagvattendammar/Skotsel_av_dagvattendammar__en_handbok.pdf> [Hämtad 2015-02-15]
- Alm, H., Banach, A., & Larm, T. (2010). Förekomst och rening av prioriterade ämnen, metaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten. Svenskt Vatten Utveckling, Rapport: 2010-06.
- Alm, H., Åström, A. (2014). Kommunal dagvattenhantering – juridiska och finansiella aspekter. Stockholm, Svenskt Vatten AB.
- Bärlund, I. and Tattari, S., (2001). "Ranking of parameters on the basis of their contribution to model uncertainty". *Ecological Modelling*, 142(1) ss. 11-23.
- Berggren, H., Bramryd, T., Henrikson, L., Hogland, W., Holmstrand, O., Lind, B., Stenmark, C. (1991). Lokalt omhändertagande av dagvatten-Erfarenheter och kunskapsbyggnad under 1970-och 1980-talen. Chalmers University of Technology.
- Bergström, T., Falk J., Kihlberg K., Mattsson, Å., Stahre, P., Säfwenbergs, U. (1983). Lokalt omhändertagande av dagvatten: LOD anvisningar och kommentarer. VA-Forsk. VA-Forsk, rapport nr 46:1983
- Borne, K. E., Fassman, E. A., & Tanner, C. C. (2013). Floating treatment wetland retrofit to improve stormwater pond performance for suspended solids, copper and zinc. *Ecological engineering*, 54, 173-182.
- Brezonik, P. L., & Stadelmann, T. H. (2002). "Analysis and predictive models of stormwater runoff volumes, loads, and pollutant concentrations from watersheds in the Twin Cities metropolitan area, Minnesota, USA". *Water Research*, 36(7), 1743-1757.

- Brown, J. N., & Peake, B. M. (2006). "Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff". *Science of the total environment*, 359(1), 145-155.
- Bryhn, A. Håkansson, L., (2008). Water Pollution – Methods and criteria to rank, model and remediate chemical threats to aquatic ecosystems. Uppsala: Geotryckeriet.
- Burton Jr, G. A., & Pitt, R. (2001). *Stormwater effects handbook: A toolbox for watershed managers, scientists, and engineers*. CRC Press.
- Butts, M. B., Payne, J. T., Kristensen, M. and Madsen, H. (2004). "An evaluation of the impact of model structure on hydrological modelling uncertainty for streamflow simulation". *Journal of Hydrology*, 298(1), 242-266.
- Characklis, G. W., & Wiesner, M. R. (1997). Particles, metals, and water quality in runoff from large urban watershed. *Journal of Environmental Engineering*, 123(8), 753-759.
- Dahlström B. (2006) Regnintensitet i Sverige – en klimatologisk analys. VA-Forsk, Rapport Nr: 2006-26
- Dunér, V. (2014). Flytande våtmark för dagvattenhantering i Rönningesjön, Täby kommun: Reningseffekt och framtidsutsikter. Tillgänglig via: <<http://kth.diva-portal.org/smash/get/diva2:743508/FULLTEXT01.pdf>> [Hämtad 2014-01-26]
- Danderyds kommun. (2013). Dagvattenrening i Mörbyviken. [online] Tillgänglig via: <<http://www.danderyd.se/Documents/Tekniska%20n%C3%A4mnden/2013/2013-06-12/Dagordning/Tjut%203%20Dagvattenrening%20M%C3%B6rbyviken%20Juni.pdf>> [Hämtad 2015-10-30]
- Duruibe, J. O., Ogwuegbu, M. O. C., & Egwurugwu, J. N. (2007). "Heavy metal pollution and human biotoxic effects". *International Journal of Physical Sciences*, 2(5), 112-118.
- Elliott, A. H., & Trowsdale, S. A. (2007). A review of models for low impact urban stormwater drainage. *Environmental Modelling & Software*, 22(3), ss. 394-405.
- Ekvall, J (2001). Kostnader i samband med dagvattenrening. Bilaga 3a-b, Stockholm Vatten [pdf] Tillgänglig via: <http://www.stockholmvatten.se/commondata/rapporter/avlopp/Dagvatten/Renrapp_bilagor.pdf> [Hämtad 2015-03-03]
- Eriksson, E. (2002). Potential and problems related to reuse of water in households. Ph. D. Thesis. Technical University of Denmark, Department of Environmental Science and Engineering Institut for Miljøteknologi.
- Eriksson, E., Baun, A., Scholes, L., Ledin, A., Ahlman, S., Revitt, M., Mikkelsen, P. S. (2007). "Selected stormwater priority pollutants - a European perspective". *Science of the total environment*, 383(1), 41-51.
- EC. (2000). Europaparlamentets och Rådets Direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. Europeiska gemenskapernas officiella tidning L-327, 22, 2000.
- Falk, J (2007). Erfarenheter av kommunala Dagvattendammar. Stockholm, Svenskt Vatten Rapport Nr. 2007-14

Feuerbach, P., 2014. Praktisk handbok för våtmarksbyggare Hushållningssällskapet Halland. [pdf] Tillgänglig via: http://www.wetlands.se/pdf/praktiskhandbok_3_upplaga.pdf [Hämtad 2015-03-06]

Färm, C. (2003). Rening av dagvatten genom filtrering och sedimentation. VA-FORSK Rapport, (16).

Färm, C., & Waara, S. (2005). "Treatment of stormwater using a detention pond and constructed filters". *Urban Water Journal*, 2(1), 51-58.

Garbarino, J R; Hayes , H C; Roth, D A; Antweiler , R C; Brinton , T I; Taylor, H E. (1996) "Heavy metals in the Mississippi River". *US Geological Survey Circular*, 53-72.

Gustafsson, J.P., Jacks, G., Simonsson, M., Nilsson, I. (2008). Mark- och vattenkemi, Teori. Laborations – och övningskompendium.

Hawkes, S.J. (1997). "What is a "Heavy Metal"?" *Journal of Chemical Education*, 74(11) 1374

Haninge kommun, (2014). Flytande våtmark i Albyberg. [online] Tillgänglig via: <http://www.haninge.se/sv/Bygga-bo-och-miljo/Byggprojekt/Albyberg-etapp-1/Flytande-vatmark-i-Albyberg/#>> [Hämtad 2014-10-30]

Headley, T. R., Tanner, C. C. (2008). Floating Treatment Wetlands: an Innovative Option for Stormwater Quality Applications. 11th International Conference on Wetland System for Water Pollution Control.

Jacobson, H., Forsberg, Å., Odelström T. (2006). Dagvattenkvaliteten i anslutning till hamnområdet i Västerås. Vatten, 62, 149-159

Junestedt, C., Bergström, R., Larsson, H-O, M., Furusjö, E., Rahmberg, M., (2007). Dagvatten i Urban Miljö, IVL Svenska Miljöinstitutet AB. [pdf] Tillgänglig via: <<http://www.kunskap.ivl.se/webdav/files/B-rapporter/B1699.pdf>> [Hämtad 2015-02-06].

Järven Ecotech. (2012). Flexibel dagvattenrening – med naturens hjälp [online] Tillgänglig via: <<http://www.jarven.se/lib/documents/ecotech/sve-jarven-ecotech-folder-mail.pdf>> [Hämtad 2015-01-26]

Kiss, T., & Osipenko, O. N. (1994). Toxic effects of heavy metals on ionic channels. *Pharmacological reviews*, 46(3), 245-267.

Ladislav, S., Gérente, C., Chazarenc, F., Brisson, J., & Andrès, Y. (2014). Floating treatment wetlands for heavy metal removal in highway stormwater ponds. *Ecological Engineering*. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.09.115

Larm, T. (2000a). Utformning och dimensionering av dagvattenreningsanläggningar. VA-Forsk rapport 2000-10.

Larm, T. (2000b). Watershed-based design of stormwater treatment facilities: model development and application, Division of Water Resources Engineering, Department of Civil and Environmental Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm.

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 2014-11-12].

Larm, T. (2011). Förslag till dagvattenklassning och riktlinjer för rening av dagvatten. Sweco Environment, Dagvatten och ytvatten. [pdf] Tillgänglig via
<http://stormtac.com/admin/Uploads/PM%202011_Dagvattenklassning%20och%20kriterier%20for%20rening.pdf> [Hämtad den 2014-10-28]

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 2015-01-22].

Larm, T., & Pirard, J. (2010). Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms Dagvatten. Stockholm Vatten [pdf] Tillgänglig via <
http://www.stockholmvatten.se/commondata/rapporter/avlopp/Dagvatten/RA_F%c3%96RORENINGSINNEH%c3%85LL_STOCKHOLM.pdf> [Hämtad 2015-03-02]

Larm, T. (2012). Dimensionering av dammar och våtmarker för rening och utjämning av dagvatten. Sweco Environment AB. Stockholm

Larm, T., Pirard, J. (2013). Using a planning tool and the software StormTac for the development of stormwater management plans. Sweco Environment and StormTac publication. [pdf] Tillgänglig via
<http://stormtac.com/admin/Uploads/Paper%202013_Watershed%20planning%20with%20StormTac.pdf> [Hämtad 2014-10-28]

Larm, T., Alm, H. (2014). “Revised design criteria for stormwater facilities to meet pollution reduction and flow control requirements, also considering predicted climate effects”. *Water Practice & Technology* 9(1), 9-19

Lind, B. B., & Karro, E. (1995).” Stormwater infiltration and accumulation of heavy metals in roadside green areas in Göteborg, Sweden”. *Ecological Engineering*, 5(4), 533-539.

Mallin, M. A., Ensign, S. H., Wheeler, T. L., & Mayes, D. B. (2002). “Pollutant removal efficacy of three wet detention ponds”. *Journal of Environmental Quality*, 31(2), 654-660.

Malmqvist, P. A. (1983). Urban stormwater pollutant sources-an analysis of inflows and outflows of nitrogen, phosphorus, lead, zinc and copper in urban areas. Chalmers University of Technology.

Malmgren, J., 2008. Våtmarker i Värmlands odlingslandskap - Planeringsunderlag och strategier för att skapa fler, mångsidigare och mer ändamålsenliga våtmarker, Karlstad: Länstyrelsen Värmland [pdf] Tillgänglig via:
<http://www.lansstyrelsen.se/varmland/SiteCollectionDocuments/sv/publikationer/2008/Vatmarker_uppdaterat_webb_2009.pdf> [Hämtad 2015-03-04]

Manta, D. S., Angelone, M., Bellanca, A., Neri, R., & Sprovieri, M. (2002). "Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy". *Science of the Total Environment*, 300(1), 229-243.

Michanek, G., & Zetterberg, C. (2012). *Den svenska miljörätten*. Uppsala: Iustus Förlag

Nagajyoti, P. C., Lee, K. D., & Sreekanth, T. V. M. (2010). "Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review". *Environmental Chemistry Letters*, 8(3), 199-216.

Naturvårdsverket. (2006). Förbättrad riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment [online] Tillgänglig via
<<http://www.naturvardsverket.se/Nerladdningssida/?fileType=pdf&downloadUrl=/documents/publikationer/620-5629-8.pdf>> [Hämtad 2015-03-03]

Naturvårdsverket. (2007). Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon – En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. [pdf] Tillgänglig via
<<http://www.naturvardsverket.se/Nerladdningssida/?fileType=pdf&downloadUrl=/Document/publikationer/620-0147-6.pdf>> [Hämtad 2015-02-27]

Persson, J., Somes, N. L. G., Wong, T. H. F. (1999). "Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds". *Water Science Technology*, 40(3), 291-300

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

Petersson, G. (2006). *Kemisk Miljövetenskap, 6: e upplagan*. Chalmers University of Technology.

Pitt, R. E. (1996). *Groundwater contamination from stormwater infiltration*. CRC Press.

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 2015-03-01].

Ramböll (2011). Hamrebäcken Dagvattenutredning – Inventering, utvärdering och förslag till åtgärder. Västerås Ramböll Sverige AB.

Riktvärdesgruppen, (2009). Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp. [pdf] Tillgänglig via:
< http://stormtac.com/admin/Uploads/Riktvarden_dagvatten_feb_2009.pdf > [Hämtad 2014-10-28].

Ryegård, A., Olshammar, M., Malander, M., Roslund, M. (2007). Förbättring av dagvattenberäkningar. Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut: Norrköping

Scholes, L., Revitt DM., Ellis, JB. (2005)., The fate of stormwater priority pollutants in BMPs. Middlesex University. Tillgänglig via <<https://leesu.univ-paris-est.fr/daywater/REPORT/D5-3-BMP-Benchmark-2005-04-07.pdf>> [Hämtad 2014-11-13]

Semadeni-Davies, A., Hernebring, C., Svensson, G., & Gustafsson, L. G. (2008). "The impacts of climate change and urbanisation on drainage in Helsingborg, Sweden: Suburban stormwater". *Journal of hydrology*, 350(1), 114-125.

Sharma, A. K., Vezzaro, L., Birch, H., Arnbjerg-Nielsen, K., & Mikkelsen, P. S. (2011). Effect of climate change on stormwater characteristics and treatment efficiencies of stormwater retention ponds. In Proceedings of 12th International Conference on Urban Drainage.

Schueler, T. R., Kumble, P. A., & Heraty, M. A. (1992). A current assessment of urban best management practices. Washington, DC: Metropolitan Washington Council of Governments (MWCOC).

SMHI (2014), Nederbörd, solsken och strålning – Året 2014 [pdf] Tillgänglig via <http://data.smhi.se/met/climate/time_series/year/vov_pdf/SMHI_vov_precipitation_sunshine_14.pdf> [Hämtad 2015-02-11]

Starzec, P., Lind, B. B., Lanngren, A., Lindgren, Å., & Svenson, T. (2005). "Technical and environmental functioning of detention ponds for the treatment of highway and road runoff". *Water, air, and soil pollution*, 163(1-4), 153-167.

Stenvall, B. (2004). Känslighets- och osäkerhetsanalys av parametrar och indata i dagvatten- och recipientmodellen StormTac. Tillgänglig via: <<http://www.divaportal.org/smash/get/diva2:159172/FULLTEXT01.pdf>> [Hämtad 2015-02-17]

Stockholm Vatten. (2000). Rening av dagvatten – Exempel på åtgärder och kostnadsberäkningar. [pdf] Tillgänglig via http://www.stockholm.vatten.se/commodata/rapporter/avlopp/dagvatten/rening_av_dagvatten_ext_webb.pdf [Hämtad 2015-02-02]

Stockholm Vatten. (2010). B 151 Flaten – rening av dagvatten. Slutrapport för projekt Miljömiljarden, Stockholms stad. Stockholm Vatten. [pdf] Tillgänglig via <http://dagvattenguiden.se/wp-content/uploads/2012/08/Flaten_rening_dagvatten_2010.pdf> [Hämtad 2015-02-02]

StormTac 2015a (2015) About the model – StormTac model description (including required input data). [online] Tillgänglig via: <<http://www.stormtac.com/Model.php>> [Hämtad 2015-03-04]

StormTac 2015b (2015) Latest files - Updated data base for standard concentrations for stormwater, baseflow and facility reduction efficiencies. Feb 2015. Tillgänglig via: <<http://www.stormtac.com/Downloads.php>> [Hämtad 2015-03-04]

Svensson, J., Fleischer, S., Rosenqvist, T., Stibe, L., Pansar, J. (2002)., Ekologisk dagvattenhantering i Halmstad. VA-Forsk Rapport nr 2002:7

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

Sweco Environment. (2009) PM - Uppdatering av föroreningshalter från Hamrebackens avrinningsområde.

Sweco Environment. (2011), Föroreningsberäkningar Västerås – Kartläggning av dagvattnets föroreningsbelastning från Västerås stads avrinningsområden. Uppdragsnummer: 11862180000

Sweco Viak. (2005) Kartläggning av dagvattnets föroreningsbelastning från Västerås Stads avrinningsområden. Uppdragsnummer: 1133170000

Sörme, L., & Lagerkvist, R. (2002). "Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm". *Science of the Total Environment*, 298(1), 131-145.

Trafikverket (2013). Trafikverket – Välkommen till Vägtrafikflödeskartan. [online] Tillgänglig via: <<http://vtf.trafikverket.se/SeTrafikinformation#>> [Hämtad 2014-11-20]

Täby kommun. (2013). Flytande våtmarker renar dagvatten i Täby. [online] Tillgänglig via: <<http://www.taby.se/Bygga-bo-och-miljo/Nyheter/Flytande-vatmarker-ny-metod-att-rena-dagvattnet-i-Taby/>> [Hämtad 2015-10-30]

Urbanas, B., & Stahre, P. (1993). *Stormwater: best management practices and detention for water quality, drainage, and CSO management*. Prentice Hall, New Jersey.

Uppsala Vatten, (2014). Dagvattenhantering – En exempelsamling.[pdf] Tillgänglig via: <<http://www.uppsalavatten.se/Documents/Vatten/Dagvattenhantering%20exempelsamling%202014.pdf>> [Hämtad 2014-01-22]

Vegtech, (2014). Flytande våtmark – Ger en naturlig våtmarkseffekt. [online] Tillgänglig via: <http://www.vegtech.se/upload/files/PDF/Vegtech_flytandevatmark.pdf> [Hämtad 2015-10-30]

Vikström, M., Gustafsson, L. G., German, J., & Svensson, G. (2004). Dagvattendammars avskiljningsförmåga påverkande faktorer och metodik för bedömning. VA-FORSK Rapport, (11).

Viklander, M., Bäcklund., Magnus., (2008). Alternativ dagvattenhantering i kallt klimat. Svenskt Vatten Utveckling, Rapport nr 2008-15

VISS (2014) Vatteninformationssystem Sverige, Artificiell våtmark [online] Tillgänglig via: <http://www.viss.lansstyrelsen.se/Measures/EditMeasureType.aspx?measureTypeEUID=VIS_SMEASURETYPE000786> [Hämtad 2015-03-04]

Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. F., Haberl, R., Perfler, R., & Laber, J. (1998). Removal mechanisms and types of constructed wetlands. *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*, 17-66.

Västerås stad, 2012. Västerås stads vattenplan 2012-2021, Västerås. Västerås stad.

Västerås stad, 2014. Dagvattenpolicy i Västerås, Västerås. Västerås stad.

Västerås stad, 2014. Handlingsplan för dagvatten i Västerås, Västerås. Västerås stad.

Waara, S. (2010). Dagvattnets sammansättning i Västerås stad - En kunskapssammanställning.

Walker, D. J., & Hurl, S. (2002). "The reduction of heavy metals in a stormwater wetland". *Ecological Engineering*, 18(4), 407-414.

Walker, W. J., McNutt, R. P., & Maslanka, C. K. (1999). "The potential contribution of urban runoff to surface sediments of the Passaic River: sources and chemical characteristics". *Chemosphere*, 38(2), 363-377.

Weiss, J. D., Hondzo, M., & Semmens, M. (2006). Storm water detention ponds: Modeling heavy metal removal by plant species and sediments. "Journal of Environmental Engineering", 132(9), 1034-1042.

Zoppou, C. (2001). "Review of urban storm water models". *Environmental Modelling & Software*, 16(3), 195-231.

Muntliga referenser

Givovich, Wladimir. (2015). Agronom M.Sc Vegtech AB. *Samtal om flytande våtmarker* [epost] (Personlig kontakt, 28 januari 2015)

Höglund, Lena. (2014). VA-ingenjör, Mälarenergi AB. *Samtal om utformning av examensarbetet*. [Muntlig kontakt] (Personlig kontakt, 16 oktober 2014)

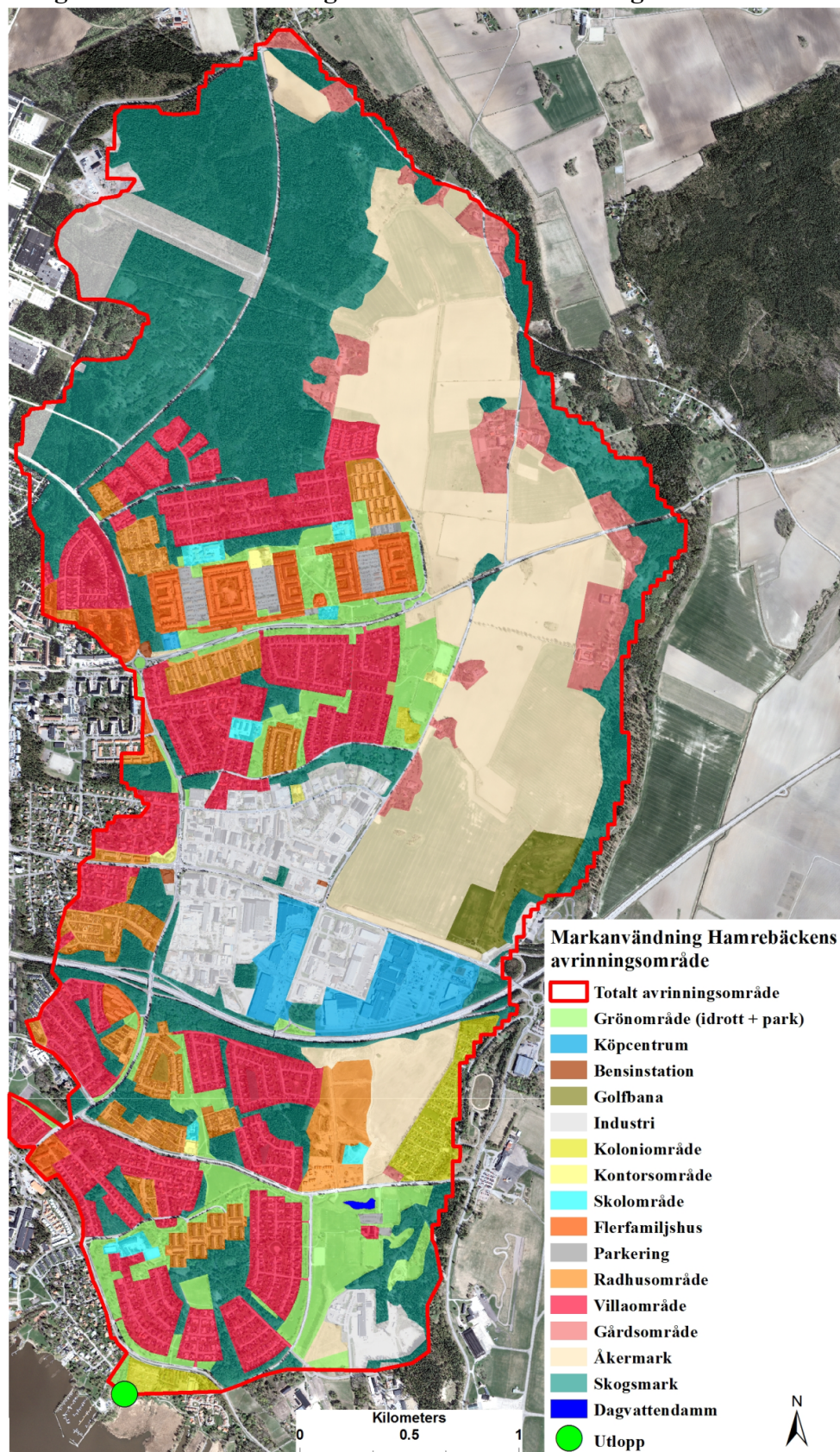
Larm, Thomas. (2014). Dag, och ytvattenexpert, StormTac AB. *Samtal om modellering i StormTac*. [epost] (Personlig kontakt, 11 december 2014)

Larm, Thomas. (2015). Dag, och ytvattenexpert, StormTac AB. *Samtal om modellering i StormTac*. [epost] (Personlig kontakt, 22 januari 2014)

Larm, Thomas (2015). Dag, och ytvattenexpert, StormTac AB. *Samtal om modellering i StormTac*. [Muntlig kontakt] (Personlig kontakt, 4 februari 2015)

12 BILAGOR

Bilaga 1 – Markanvändning Hamrebackens avrinningsområde



Figur 1. Markanvändning för Hamrebackens avrinningsområde framtaget i Esri, ArcMap.

Bilaga 2 - Dimensionerande data för befintlig damm och åtgärdsförslag

I tabell 1 redovisas de dimensionerande data som beräknats i StormTac utifrån den dimensionerande markanvändningen för den befintliga dammen och respektive åtgärdsförslag och nederbördsdata.

Tabell 1. Dimensionerande data för befintlig damm vid Hamre IP och åtgärdsförslag 1-5.

Anläggning	Bef. damm	Åtgärdsf. 1	Åtgärdsf. 2	Åtgärdsf. 3	Åtgärdsf. 4	Åtgärdsf. 5
Avrinningsområde (ha)	959,2	959,2	232	1033	1227	1227
Volymsavrinningskoefficient (ϕ_v)	0,27	0,27	0,38	0,27	0,38	0,38
Årsmedelflöde (l/s)	72,3	72,3	22,0	78,3	92,7	92,7
Dagvattenflöde årsmedel (l/s)	51,8	51,8	17,2	55,1	65,1	65,1
Basflöde årsmedel (l/s)	21,4	21,4	4,8	23,2	27,6	27,6

Bilaga 3 – Anläggningsdata för befintlig damm och åtgärdsförslag

I tabell 2 redovisas framtagna anläggningsdata för den befintliga dammen vid Hamre IP och respektive åtgärdsförslag.

Tabell 2. Anläggningsdata för befintlig damm och respektive åtgärdsförslag. Beteckningen (-) innebär antagandet att allt vatten renas i anläggningen. Beteckningen (+) innebär att ingen flytande våtmark har dimensionerats för anläggningen.

Anläggning	Bef. damm	Åtgärdsf. 1	Åtgärdsf. 2	Åtgärdsf. 3	Åtgärdsf. 4	Åtgärdsf. 5
Andel av delavrinningsområde (%)	0,04	0,06	0,43	0,04	0,06	0,06
Ap/Ared (m ² /red ha)	16	23	39	15	25	23
Permanent vattenyta (m ²)	4200	6000	3400	4200	8300	5300
Släntlutningar (m)	1:6, 1:4	1:6, 1:4	1:3	1:3	1:3	1:0
Vattendjup (m)	0,5	1,2	1,2	1,2	0,5	1,5
Permanent vattenvolym (m ³)	1700	5200	3100	3900	3700	7950
Längd:bredd-förhållande (-)	3:1	5:1	6:1	3:1	5:1	3:1
Andel växtlighet (%)	10	45	40	45	75	85
Uppehållstid årsmedelflöde (d)	1,3	1,1	1,6	1,1	0,5	1,1
Inkommande ledningskapacitet (l/s)	158	1474	-	1474	-	-
In- och utloppsledning ledning (mm)	D300	D700	-	D700	-	-
Lutning inloppsledning	0,023	0,023	-	0,023	-	-
Andel av årsmedelflöde till anläggning (%)	20	73	100	73	100	100
Flytande våtmark (m ²)	+	+	+	+	+	800