



Lokalt omhändertagande av dagvatten i Västerås
– Möjligheter till ökad användning i
innerstadsområden

Local disposal of storm water in Västerås
– Possibilities for increased use in downtown areas

Emma Matschoss-Falck

Referat

Lokalt omhändertagande av dagvatten i Västerås – Möjligheter till ökad användning i innerstadsområden.

Emma Matschoss-Falck

Vid anläggande av bebyggelse och hårdgjorda ytor ändras den naturliga vattenbalansen. Istället för att nederbörd infiltreras i marken skapas ytavrinning och dagvatten. Dagvatten har kommit att anses som en stor föroreningskälla för sjöar och vattendrag i närheten av städer och tätorter. Rening av dagvatten är centralt i syfte att skydda känsliga recipienter och upprätthålla en hög vattenkvalitet. Dagvatten leds traditionellt genom dagvattenledningar till närmaste recipient. De senaste åren har synen på dagvattenhantering förändrats, dagvattnet ska i första hand omhändertas på plats, genom Lokalt Omhändertagande av Dagvatten, LOD. LOD sker genom en kombination av funktionen hos flera mindre lokala anläggningar och det allmänna dagvattennätet. Inom LOD används tekniker som våta och torra dammar, diken, växtbäddar, infiltrationsytor och gröna tak. Funktionen hos en LOD-anläggning är reduktion, utjämning och fördröjning av dagvattenflöden. Det finns flera fördelar med LOD gentemot traditionell dagvattenhantering. Den naturliga vattenbalansen efterliknas, synliga vattenytor och grönytor upplevs som estetiskt tilltalande, rening av dagvattnet sker och belastningen på ledningsnätet minskas.

Syftet med arbetet var att utreda förutsättningar och strategier till ökad användning av LOD i befintliga områden i Västerås. Detta har gjorts genom att granska två områden i Västerås innerstad och för dessa ge förslag på LOD-lösningar. För varje område har det skiljts på privat mark och allmän mark. LOD-anläggningarna har dimensionerats så att det totala utgående flödet begränsas till 10 l/s,ha. Det har utretts om kraven på utgående flöden från privata fastigheter kan sättas lägre och att flödena minskas genom ytterligare fördröjning på allmän mark eller om det är mer fördelaktigt att fördröja flödena var för sig. För att simulera flöden och magasinvolymerna har programmet StormTac använts.

Under arbetets gång har det visat sig att dagvattenvolymer som ska omhändertas blir betydligt lägre om omhändertagandet sker i ett steg. Tillgängliga gräsytor bör utnyttjas i möjligaste mån, för anläggande av torra dammar, svackdiken eller annan anläggning med infiltration som grund. Genom att utnyttja gräsytor kan stora volymer omhändertas, föroreningar minskas effektivt och åtgärden blir billig. Biobäddar är något dyrare att anlägga men ger en effektiv rening av dagvattnet och är trevligt ur en estetisk synvinkel. Biobäddar bör läggas långsträckta invid vägar eller gågator. Med en sådan utformning kan stora magasinvolymerna skapas samtidigt som omgivande ytor fortfarande kan användas. Perkolationsmagasin måste användas vid LOD i tätbebyggda hårdgjorda områden. I LOD-anläggningar kan föroreningar reduceras så att riktvärden och effektmål i Västerås dagvattenplan nås.

Nyckelord: Lokalt omhändertagande av dagvatten, LOD, centrum, innerstadsområden, hårdgjord yta

Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala, Sverige

Abstract

Local disposal of storm water in Västerås – Possibilities for increased use in downtown areas.

Emma Matschoss-Falck

The construction of buildings and paved surfaces changes the natural water balance. Precipitation generates surface runoff and storm water instead of infiltrating into the soil. Storm water has come to be considered as a major source of pollution in lakes and streams in the vicinity of urban areas. Reduction of pollutants in storm water is a key action in order to protect sensitive recipients and maintain high water quality. Storm water is traditionally transported by storm sewers to the nearest recipient. In recent years the approach to storm water management has changed; storm water should primarily be disposed of on site, through local disposal of storm water, LOD. LOD is created by a combination of the function of several smaller local facilities and the general sewer system. In LOD techniques like wet and dry ponds, ditches, rain gardens, infiltration areas and green roofs are used. The function of a LOD facility is reduction, equalization and delay of storm water flows. There are several advantages of LOD over traditional storm water management. The natural water balance is imitated, exposed water surfaces and green areas are perceived as aesthetically pleasing, a reduction of pollutants occurs and the load on the grid is reduced

The aim of this work was to investigate the conditions and strategies for increased use of LOD in existing urban areas in Västerås. This was done by examining two areas in Västerås city center and by suggesting LOD solutions. Private land and public land has been distinguished between for each area. The LOD plant is dimensioned so that the total outgoing flow is limited to 10 l / s, hectare. It has been investigated if the requirements for outbound flows from private property can be set lower and flows reduced by a further delay on public land or if it is more advantageous to delay the flows individually. To simulate flow and magazine volumes, the program StormTac has been used.

The investigation has shown that storm water volumes to be disposed will be much lower if the disposal is done in one step. Available lawns should be used wherever possible to construct dry ponds, swales or other technics based on infiltration. By using lawns, large volumes can be disposed, pollution is reduced effectively and the arrangement is relatively cheap. Rain gardens are more expensive to construct but provide an efficient cleaning of storm water and are nice from an aesthetic point of view. Rain gardens should be placed lengthwise along roads or pedestrian streets. With such a design, large storage volumes are created while the surrounding areas can still be used. The use of percolation basins are needed when using LOD in urban paved areas. With the use of LOD plants, pollutants are reduced enough to reach the values and goals in Västerås' storm water plan.

Keywords: Local disposal of storm water, LOD, city center, downtown area, paved areas

Förord

Detta examensarbete utgör avslutningen på min civilingenjörsutbildning i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet. Arbetet har utförts på Sweco Environment i Västerås. Frida Nolkrantz på Sweco har varit min handledare.

Jag vill framförallt tacka min handledare Frida för allt stöd och kloka synpunkter jag fått under arbetets gång. Att jag alltid kunnat ställa frågor och diskutera oklarheter utan känslan att störa är en stor anledning till att arbetet förflutit så väl enligt tidsplanen som det gjort. Av samma anledning vill jag också rikta mitt tack till hela Environment-gruppen på Sweco Västerås. Alla har varit mycket hjälpsamma då jag haft frågor eller undringar.

Jag vill även tacka Lena Höglund på Mälarenergi som varit delaktig i projektet och fått ta emot ett antal mejl med frågor om allt möjligt. Och jag vill tacka min ämnesgranskare för rapporten, Roger Herbert vid Institutionen för geovetenskaper på Uppsala universitet. Snabba mejl-svar och relevanta kommentarer på rapporten har underlättat arbetet.

Sist men inte minst vill jag tacka all personal på Sweco Västerås för att ni mottagit mig med öppna armar och fått mig att känna mig som en del av gänget.
Tack!

Emma Matschoss-Falck
Västerås, maj 2013

Copyright © Emma Matschoss-Falck och Institutionen för geovetenskaper, Luft- vatten- och landskapslära, Uppsala universitet.

UPTEC W 13 014, ISSN 1401-5765

Publicerad digitalt hos Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala 2013.

Populärvetenskaplig sammanfattning

Lokalt omhändertagande av dagvatten i Västerås – Möjligheter till ökad användning i innerstadsområden.

Emma Matschoss-Falck

I naturområden infiltrerar den största delen av nederbörden som faller i marken. I och med urbaniseringen det senaste århundrandet och den fortsatta utbyggnaden av stadsområden störs den naturliga vattenbalansen. Nederbörd som faller på tak och gator kan inte infiltrera utan dagvatten skapas. Traditionellt har rännstensbrunnar och ledningsnät anlagts som leder dagvattnet till sjöar och vattendrag i närheten. Krav finns från EU:s regelverk, implementerat i den svenska miljölagstiftningen på att åtgärder ska vidtas för att höja kvaliteten på Svenska vatten. Dagvatten har identifierats som en föroreningskälla och rening av dagvatten är centralt i syfte att skydda känsliga recipienter och upprätthålla en hög vattenkvalitet. Många av Sveriges kommuner har lokala vattenplaner för att förbättra sjöarna och vattendragen i kommunen

Lokalt Omhändertagande av Dagvatten, LOD är en metod för hantering av dagvatten som blivit mer och mer populärt som ett alternativ till traditionella ledningsnät. Inom LOD återfinns tekniker som våta och torra dammar, diken, växtbäddar, infiltrationsytor och gröna tak. Dagvattenhantering enligt LOD sker genom en kombination av funktionen hos flera mindre lokala anläggningar och det allmänna dagvattennätet. Effekterna av lokalt omhändertagande av dagvatten är reduktion, utjämning och fördröjning av dagvattenflöden, föroreningsreduktion i dagvattnet och LOD-anläggningar har ofta också en estetiskt tilltalande utformning.

I examensarbete har två innerstadsområden i centrala Västerås utretts med avseende att ersätta nuvarande dagvattenhantering med LOD. För varje område har det skilt på privat mark och allmän mark och ytorna har undersökts var för sig. Det totala utflödet från områdena får uppgå till 10 liter per sekund och hektar. Det har undersökts om fördröjningen från privat mark ska ske i ett steg eller om det ska ske två steg där vattnet fördröjs ytterligare på allmän mark i det andra steget. Områdena har studerats med avsikt på andel hårdgjord yta, tillgängliga grönområden och hur en LOD-anläggning kan inrättas. Flöden och magasinvolymerna har simulerats med programmet StormTac.

Simuleringarna har visat att dagvattenvolymer som ska omhändertas blir betydligt lägre om omhändertagandet sker i ett steg, på privat och allmän mark åtskilt. Samtidigt blir volymerna som den privata fastighetsägaren måste omhänderta större vid fördröjning i ett steg. För att lätta bördan på privata fastighetsägare är det mer kostnadseffektivt att instifta ett bidrag eller att åtgärden görs i samarbete med lokal VA-huvudman än att fördröja i två steg. Förutsättningarna för en separat dagvattentaxa ska utredas i Västerås. Utredningen har resulterat i slutsatsen att en dagvattentaxa kan inrättas för att få en rättvisare VA-taxa. Som incitament för ökad användning av LOD har en dagvattentaxa mindre betydelse eftersom effekten troligtvis inte blir särskilt stor i förhållande till investeringskostnaden. Generellt skulle inrättandet av en LOD-anläggning dock ha flera positiva egenskaper. Rening av dagvattnet fås så att de riktvärden och mål som satts upp av Västerås stad nås. Och gräsytor och växtbäddar för omhändertagande av dagvatten har en positiv effekt på trivseln i staden.

Innehåll

Referat.....	ii
Abstract.....	iii
Förord.....	iv
Populärvetenskaplig sammanfattning	v
1. Inledning	1
1.1. Bakgrund	1
1.2. Syfte	1
1.2.1. Litteraturstudie	1
1.2.2. LOD-uppdrag	2
1.3. Avgränsningar och felkällor.....	2
2. Litteraturstudie.....	3
2.1. Metod	3
2.2. Definition av LOD	3
2.2.1. Resultat	3
2.2.2. Diskussion och slutsats	4
2.3. Utvecklingen av LOD	5
2.3.1. Resultat	5
2.3.2. Diskussion och slutsats	6
2.4. Juridiska aspekter	7
2.4.1. Resultat	7
2.4.2. Diskussion och slutsats	10
2.5. Föreningar	11
2.5.1. Resultat	11
2.5.2. Diskussion och slutsats	18
2.6. LOD-tekniker	20
2.6.1. Resultat	20
2.6.2. Diskussion och slutsats	32
3. LOD-uppdraget	33
3.1. Uppdraget.....	33
3.2. Bakgrund – Västerås	34
3.3. Metod	36
3.3.1. Val av områden	36
3.3.2. Avståndsmätning.....	37
3.3.3. Storm Tac.....	37
3.3.4. Simuleringar av magasinvolym och föroreningshalter	39

3.3.5.	Dimensionering.....	40
3.3.6.	Riktvärden.....	40
3.3.7.	Föroreningsreduktion.....	40
3.3.8.	Kostnadsuppskattning.....	41
3.4.	Område 1.....	42
3.4.1.	Platsbeskrivning.....	42
3.4.2.	Markanvändning.....	44
3.4.3.	Resultat - StormTac.....	46
3.4.4.	Diskussion - Systemförslag.....	51
3.4.5.	Förslag.....	56
3.5.	Område 2.....	57
3.5.1.	Platsbeskrivning.....	57
3.5.2.	Markanvändning.....	58
3.5.3.	Resultat - StormTac.....	60
3.5.4.	Diskussion - Systemförslag.....	63
3.5.5.	Förslag.....	70
3.6.	Jämförelse och diskussion.....	70
3.7.	Slutsatser.....	72
	Litteraturförteckning.....	74
	Appendix I.....	81
	Appendix II.....	88

1. Inledning

1.1. Bakgrund

Av den nederbörd som faller över områden med naturliga mark- och vegetationsförhållanden infiltrerar den största delen i marken. En del av vattnet i marken avgår till atmosfären, främst genom växternas transpiration och en del rör sig nedåt för att nå grundvattnet och så småningom rinna ut i våra sjöar och hav. Då områden exploateras och naturytor bebyggs skapas hårdgjorda ytor såsom asfalterad mark och hustak. På de hårdgjorda ytorna kan vatten inte infiltrera, ytavrinning skapas och dagvatten i stora mängder bildas. Det traditionella omhändertagandet av dagvatten genom avledning i underjordiska rörsystem till en recipient innebär både att den lokala vattenbalansen störs och att förorenat vatten släpps ut i recipienten. Med denna problematik som grund liksom Miljöbalkens direktiv angående omhändertagande av avloppsvatten (MB, 9 kap 7 §) och EG:s direktiv för vattenpolitik inom unionen (SFS 2004:660) har metoderna för dagvattenhanteringen ändrats de senaste årtiondena. Även om dagvattenhanteringen fortfarande till stor del sker genom rör till närmaste vattendrag finns en vision om att ta hand om dagvattnet på plats, genom metoder såsom infiltration, dammar och gröna tak. Lokalt omhändertagande av dagvatten, LOD, spelar nu en central roll och prioriteras i de flesta av Sveriges kommuners dagvattenstrategier.

I Västerås har det sedan början av 1990-talet funnits drivande krafter för ekologisk dagvattenhantering genom HAD-gruppen (Hantering Av Dagvatten) (Lönngren, 2001) och för tillfället pågår utredningar för att ta fram en ny dagvattenpolicy för staden.

1.2. Syfte

Syftet med detta examensarbete är att utreda förutsättningar och strategier till ökad användning av LOD i befintliga områden i Västerås. Målet är att sammanställa en handlingsplan för förfarandet vid LOD. Handlingsplanen ska innehålla de viktigaste aspekterna att ta hänsyn till samt vilka parametrar valet av metoder kan baseras på. Detta ska utredas med hjälp av en mer allmän litteraturstudie och ett mer specificerat LOD-uppdrag.

1.2.1. Litteraturstudie

Syftet med litteraturstudien är att sammanställa information som kan vara av betydelse i samband med utredningar och anläggningar av LOD. Frågeställningar som ska besvaras explicit är följande:

- Definition av LOD begreppet - Att utreda vad begreppet LOD innebär. Det används mycket och ofta, går det att ta fram en definition av vad som ingår i begreppet?
- Utvecklingen av LOD - När började man använda begreppet, hur har metoder och system utvecklats?
- Juridiska aspekter – Vilka juridiska aspekter reglerar hanteringen av dagvatten och vad bör tas hänsyn till vid anläggande av LOD?
- Föroreningar i dagvatten – Vilka föroreningar förekommer i dagvatten och vilka krav på rening finns?
- Beskrivning av metoder – Vilka metoder finns, vad är grundprinciperna för dimensionering, vilka för- och nackdelar finns och vilka tidigare erfarenheter har gjorts?

I Appendix I beskrivs hur LOD-användandet ser ut i övriga världen. Sammanställningen baseras huvudsakligen på en rapport av Niemczynowicz (1999).

1.2.2. LOD-uppdrag

Syftet med LOD-uppdraget är att ta fram förslag på LOD-lösning för två olika platser i Västerås. I LOD-uppdraget ingår att för respektive område utreda de geologiska förutsättningarna såsom markbeskaffenhet och infiltrationskapacitet, grundvattenyta, befintliga vattendrag och planfrågor. Ett systemförslag för LOD och en kostnadsuppskattning för att utföra åtgärderna ska ges och slutligen ska resultaten jämföras. LOD-anläggningen ska också utformas för att reducera de föroreningar som finns i dagvattnet.

1.3. Avgränsningar och felkällor

Generellt begränsas rapporten till att gälla enbart dagvatten. Lösningar för dränvatten, som också med fördel omhändertas lokalt ingår inte i studien.

Litteraturstudien avgränsas till att gälla mindre anordningar för LOD. Större fördröjnings- eller reningsanläggningar såsom våtmarker eller liknande som ibland innefattas i begreppet behandlas inte.

LOD-uppdraget begränsas till att dimensionera en LOD-anläggning för en yta av kvartersstorlek. Att finna lösningar för LOD i villaområden och nyproducerade områden bereder inga större svårigheter så utredningen avgränsas till att gälla områdena som är bebyggda med flerfamiljshus eller affärslokaler med mycket hårdgjord yta, få grönytor och trafikerade vägar. Utöver Sweco Environment i Västerås är Mälarenergi delaktig i uppdraget, intresset och synpunkter från privata fastighetsägare har dock inte utretts.

I utredningen har de tekniska systemen behandlats övergripligt. Begränsningar hos olika metoder och speciella förutsättningar har inte studerats i detalj. Inte heller marken i området har studerats i detalj. Är marken förorenad eller har andra speciella förutsättningar måste LOD-teknikerna som används anpassas efter givna omständigheten.

Studien har omfattat två områden. Utgående från ett så litet antal objekt är det svårt att dra allmängiltiga slutsatser. Även om de slutsatser som presenteras delvis bygger på information från litteraturstudien och kan uppfattas som logiska med tanke på områdena som studerats hade en undersökning av fler områden givit säkrare resultat.

2. Litteraturstudie

2.1. Metod

Litteraturstudien har skett genom en genomgång av befintlig litteratur inom området. Fakta har sökts på Internet, via olika webbsidor och via rapporter, examensarbeten och andra dokument som finns tillgängliga online. Information har också funnits via tryckta arbeten, böcker och rapporter, från stads- och universitetsbibliotek. Vissa frågeställningar har klarats upp genom samtal med sakkunniga på Sweco och Mälarenergi.

Det finns några studier om LOD gjorda på 1980- och 1990-talet som beskriver och utvärderar de tekniker som då användes. De erfarenheter som gjordes under 1970- och 1980-talen av LOD finns redovisade i bland annat två skrifter från Chalmers tekniska högskola (Berggren m.fl., 1991; Holmstrand, 1980) och där ligger fokus framförallt på infiltration och perkolation av dagvatten.

På 2000-talet har det utgetts några böcker om LOD och examensarbeten har utrett olika frågeställningar kopplade till LOD. Med huvudsakligt syfte att främja och inspirera till hållbara lösningar av dagvattenhantering finns två svenska böcker av Lönngren (2001) och Stahre (2004) att tillgå. Metoderna beskrivs i mer allmänna termer och illustreras med talrika bilder.

En stor del av informationen om hur arbetet med hållbara dagvattenlösningar ser ut i andra länder är hämtat från en forskningsrapport utgiven 1999 (Niemczynowicz, 1999). Relevansen i en så pass gammal rapport kan ifrågasättas men även om teknikerna för LOD förfinats sedan rapporten skrevs ges en inblick i drivkraften bakom LOD och från vilken riktning utvecklingen har skett i olika länder. Informationen om dagvattenhanteringen i andra länder är även kompletterad med fakta från andra källor.

Anvisningar om hur anläggningar för LOD ska dimensioneras på den egna tomten, kan finnas på internet (Linköpings kommun och Tekniska verken i Linköping AB, 2011) och för större anläggningar med syfte att rena vattnet, i till exempel en rapport skriven av Larm (2000).

Eftersom underlaget till litteraturstudien bestod av sju tydliga frågeställningar har dessa organiserats under respektive sju rubriker. Informationen i litteraturstudien är hämtad från flera olika källor. För en mer lättläst struktur har tillgänglig information presenterats under underrubriken ”Resultat” och under underrubriken ”Diskussion och slutsats” har olika uppgifter jämförts och diskuterats och slutsatser inför det fortsatta arbetet redovisats.

2.2. Definition av LOD

2.2.1. Resultat

Begreppet ”lokalt omhändertagande av dagvatten” eller ”LOD” har ingen fastställd definition även om, som Svenska vatten- och avloppsverksföreningen (1983) skriver, begreppet i sig själv ganska väl anger sin egen betydelse. Enligt såväl Länsstyrelsen i Skåne län (Länsstyrelsen i Skåne län, 2009) som flertalet kommuner innebär LOD att dagvattnet tas omhand på ”privat mark”. Tekniska verken i Linköping AB utökar dock begreppet till att LOD även kan omfatta kommunala områden och beskriver att omhändertagandet av dagvattnet ska ske ”på plats, dvs lokalt” (Linköpings kommun och Tekniska verken i Linköping AB, 2011, s. 2). På flera håll anges även att LOD är ett vidare begrepp, till exempel att LOD används som en ”samlande benämning på olika åtgärder för att rena dagvatten och/eller minska eller fördröja dagvattenavrinningen från privat mark innan det tillförs det allmänna dagvattensystemet” (Örebro kommun, 2011). Även i Umeå kommun ses

LOD som ett samlingsnamn för olika åtgärder gällande hantering av dagvatten. Dessa exemplifieras som att minska dagvattenmängden, fördröja avrinningen innan dagvatten från privat mark når det allmänna dagvattensystemet samt att i vissa fall rena dagvatten. Den områdesspecifika, lokala hanteringen anses vara syftet med LOD (Umeva, 2009). Ekvall m.fl. (2002) innefattar även att dagvattnet ska tas omhand på ett sätt som efterliknar naturens eget sätt att hantera regn och snö. Också Nynäshamns kommuns dagvattenpolicy beskriver innebörden av LOD som att ”man i bebyggda områden försöker efterlikna naturens sätt att ta hand om dagvatten på platsen där nederbörden faller” (VA-avdelningen i Nynäshamns kommun, sid. 13. 2009).

Flera tekniker som ingår i LOD innefattas även i uttryck som ”ekologisk dagvattenhantering” (Lönngren, 2001) eller ”hållbar dagvattenhantering” (Stahre, 2004).

2.2.2. Diskussion och slutsats

Det verkar råda en samsyn av vad LOD innebär även om betydelsen av begreppets omfattning inte är definierad. På flera ställen går det att läsa att LOD ska ske på ”privat” mark. Enligt Svenska akademins ordlista definieras privat som ”enskild, inte offentlig, inte statens el. samhällets (...)” (Svenska akademien, 2011). Förutom enligt VA-avdelningen i Nynäshamns kommun (2010) är det inte uppenbart att avsikten med formuleringen ”privat” verkligen innebär att LOD inte kan ske på kommunal mark. Andra aktörer har valt att inte använda begreppet ”privat” utan fokuserat på ”lokalt” och ”på plats” vilket ger utrymme för att LOD även kan ske på kommunala platser. Det verkar även råda en viss enighet om att LOD innebär att dagvattnet från en viss plats ska minskas, fördröjas och renas. Parallellt ges exempel på vilka tekniker som kan användas men dessa anges som medel att nå syftet med LOD och är inte knutna till definitionen. På ett fåtal ställen nämns att LOD ska ske på ett naturtroget sätt men även om ett angivet syfte med LOD är att minska störningar på naturens vattenkretslopp och även om många aktörer inom dagvattenhantering anger att de jobbar med hållbarhet är det naturtrogna omhändertagandet av dagvatten inget generellt mål med LOD. Den naturenliga funktionen hos LOD poängteras även i yttrandet att begreppet LOD ibland enbart används för infiltrations-/perkulationsanläggningar. Påståendet vill framhäva att det är markens förmåga att ta emot vatten som är det viktiga och inte lokaliseringen av anläggningarna (Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, 1983). Innebörden av LOD kan alltså vara såväl att naturtytor skapas, så att all nederbörd över ett område kan infiltrera som det skulle gjort på ett oexploaterat område, likaväl som att all nederbörd över ett område samlas i stora fördröjningsmagasin av plast för att sedan föras vidare till ett kommunalt dagvattensystem eller till en recipient. Generellt ges intrycket av att LOD ska vara en positiv åtgärd för den naturliga vattenbalansen. I de fall LOD innebär en fördröjningsanordning av plastmoduler är det naturenliga omhändertagande mindre i fokus även om effekterna kan jämföras med den naturliga fördröjningen i marklagret.

För att kunna ange en exakt definition av LOD måste några frågor klargöras. Dessa frågor är:

- Gäller LOD både privata och kommunala anläggningar?
- Ska det ingå några krav på minskning och rening av dagvattnet eller är enbart fördröjning tillräckligt?
- Ska LOD efterlikna naturens eget sätt att ta hand om nederbörden och i så fall i vilken grad?

I detta arbete definieras LOD som ”lokalt omhändertagande av dagvatten på privat eller allmän plats med syfte att minska, fördröja och rena vattnet. Om möjligt ska minskning, fördröjning och rening ske till liknande nivåer som fås i det naturliga kretsloppet.”

2.3. Utvecklingen av LOD

2.3.1. Resultat

Fram till 1800-talets mitt avleddes avloppsvatten genom rännsten och träbeklädda diken i Sveriges städer. Avloppsvatten innehåller både dagvatten och spillvatten. Av hygieniska skäl startade anläggningen av underjordiska avloppsrör i städerna under 1800-talets andra halva (Augustinsson, 2003) och dag- och spillvatten avlägsnades tillsammans i kombinerade system. På 1950-talet infördes bruket av duplikata rörsystem där spillvatten respektive dagvatten skildes åt. Spillvattnet fördes till de nybyggda avloppsreningsverken som började växa fram medan dagvattnet fördes ut till närmaste vattendrag (Naturvårdsverket, 1993).

Debatten om dagvattenavledning tog fart under 1970-talet och begreppet LOD infördes. Avsikten med den nya hanteringen av dagvattnet var primärt att minska mängden avrinnande vatten och metoderna som tillämpades var infiltration och perkolation (Lönngren, 2001). Anläggningarna bestod till en början nästan alltid av perkolationsmagasin i marken, invändningar mot denna metod formulerades emellertid och innefattade till exempel igensättning i magasinerna, grundvattenföroreningar och kostsamma installationer (Holmstrand, 1991, ss. 1-6). Trots att problem med den rådande dagvattenhanteringen uppmärksammades och alternativa förfaringsätt introducerades redan på 1970- och 1980-talen vaknade intresset för LOD först i slutet av 1980-talet i större omfattning (Holmstrand & Lind, 1991, s. i).

I slutet av 1980-talet rekommenderas istället att utnyttja de naturliga förutsättningarna och infiltration på bred front som utgångspunkt. De tidiga anläggningarna konstruerades, dimensionerades och förlades dock ofta felaktigt, vilket ledde till att olika sorters problem, till exempel fuktiga husgrunder, uppstod (Lönngren, 2001). Lönngren (2001) hävdar vidare att fokus ändrades på 1980-talet, dagvattnets föroreningsinnehåll uppmärksammades och rening i öppna fördröjningsanläggningar blev den nya metoden. På 1980-talet uppstod även synen på dagvatten som en tillgång, för bland annat bevattning, rekreativ värde och för ökning av den biologiska mångfalden (Lönngren, 2001). Till exempel pekar Rosenqvist (1991) på dagvatten som resurs, både för bevattning och som del i rekreativ anläggningar, han menar att upplevelseaspekten får stor betydelse om andra mål än ren teknisk borttransport ställs för dagvattenhanteringen.

Enligt Holmstrand (1980) är grundtanken bakom LOD att ”bibehålla eller återställa en någorlunda naturlig vattenomsättning i urbana områden ” och han poängterar att ekonomiska och miljömässiga vinster kan uppnås genom att lokalt hålla inne och infiltrera dagvatten i marken. På 1980-talet uppmärksammades problem med sättningar av hus och gator och sänkningen av grundvattenytan definierades som orsak. LOD sågs som en metod för att komma till rätta med problemet (Rodhe, 2013) Berggren (1991) menar att all LOD-teknik bygger på magasinering av dagvatten och där magasinet sedan antingen kan tömmas genom perkolation till omgivande mark eller via ledning. Berggren (1991) talar vidare om två tekniker vid LOD, ett centraliserat omhändertagande samt ett utbrett, decentraliserat omhändertagande. Det centraliserade omhändertagandet innebär en traditionell uppsamling av dagvattnet som sedan avslutas med ett omhändertagande i något sorts magasin. Det decentraliserade omhändertagandet innefattar flera metoder. Till exempel infiltration där vatten leds genom dike, ledning eller dränering för att spridas på bred front över en yta, att takvatten sprids via utkastare på infiltrationsyta, enhetsöverbyggnad, där permeabel asfalt utgör infiltrationsytan och en stor magasinvolym skapas eller magasinering via vanligtvis stenkistor där vattnet delvis perkolerar och delvis behöver tömmas.

Svenska vatten- och avloppsverksföreningen (1983) skriver att det finns fem byggstenar, infiltrationsyta, perkolationsanläggning, dräneringsledning, klen dimensionerad dagvattenledning och fördröjningsmagasin, som en LOD-anläggning kan byggas upp av. De menar dock fortsättningsvis att det bara är de två första byggstenarna som i allmänhet brukar hänföras till LOD, även om de resterande tre är viktiga komplement (Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, 1983).

Lönngren (2001) beskriver flera olika mer nutida metoder för LOD, dessa är bland annat dammar i både större och mindre format, gröna tak och utkast för takvatten. Stahre (2004) nämner liknande metoder men innefattar även svackdiken, genomsläpplig markbeläggning samt uppsamling och återanvändning av takvatten för till exempel wc-spolning. Olika principer för genomsläppliga markbeläggningar redovisas som permeabel asfalt, naturgrus och singel, eventuellt stabiliserat med särskilt rasternät, natursten med genomsläppliga fogar och hålsten av betong. Stahre (2004) redovisar även metoder för att minska eller fördröja avrinningen till det allmänna dagvattennätet. Dessa innefattar bland annat trög avledning i öppna dagvattenkanaler och metoder för fördröjning vid rännstensbrunnar. En i Sverige ännu ej så väl utprövad metod för fördröjning och rening av dagvatten som uppmärksammats senaste tiden är biofilter (Søberg, 2012). Biofilter innebär små installationer där växtlighet på mindre ytor med ett magasin undertill utnyttjas och dessa kan till exempel förläggas som farthinder eller ett grönt inslag längs trottoaren.

Sedan senaste sekelskiftet har intresset för LOD ökat på grund av EU:s vattendirektiv som trädde i kraft år 2000 och som kräver god status för alla vatten (2000/60/EG). LOD är den idag föredragna principen i dagvattenhantering i så gott som samtliga av Sveriges kommuner och nämns i olika städers dagvattenpolicy sedan 1990-talet (Länsstyrelsen i Västmanlands län, 2009). Flera kommuner som har en separat dagvattentaxa erbjuder avgiftsreduktion till fastighetsägare som hanterar sitt dagvatten lokalt och minskar belastningen eller helt avstår från att belasta de kommunala dagvattennäten. Det kan också finnas möjlighet att erhålla bidrag för omställning till lokalt omhändertagande av dagvatten. Sedan 2009 finns efter regeringsinitiativ ett LOVA-bidrag med syfte att minska kväve- och fosforhalterna i Östersjön och Västerhavet (Naturvårdsverket, 2013). Bidraget kan ges till kommuner eller ideella (ej vinstdrivande) sammanslutningar och ges till orsaks- eller symptombehandlande åtgärder.

2.3.2. Diskussion och slutsats

Intresset för att omhänderta dagvatten lokalt har ökat stegvis sedan begreppet LOD introducerades på 1970-talet. Syftet med LOD har utökats från att bara innebära att minska mängden och jämna ut flödet på avrinnande dagvatten till att även fokusera på att bibehålla den naturliga vattenbalansen i ett område, att vid behov även rening av dagvattnet ska ske, samt att använda dagvattnet för att utöka den biologiska mångfalden och skapa en trivsamt miljö. Att minska mängden avrinnande dagvatten kan ses som ett delsyfte i LOD (Banach, 2012). Begreppet LOD har sedan lanseringen snävats in. Metoden som av Berggren (1991) kallas ”centraliserat omhändertagande” innefattas inte längre i LOD utan är snarare en sort av anläggningar som ingår i det allmänna va-systemet (Stahre, 2004).

Det på 1980-talet introducerade synsättet att LOD ska innebära rening av dagvatten liksom vara en resurs för växter, djur och mänskligt välbefinnande i rekreationsanläggningar är fortfarande aktuellt och kombineras ibland. Vattenanläggningarna har traditionellt utformats med runda former och vilda växter, de senaste åren har konstruktionerna utvecklats och utan att ge avkall på dimensionering, vattenrening och biologisk mångfald finns nu en mångfald av fantasifulla lösningar för utformningen (Lönngren, 2001). Lönngren skriver att på 2000-

talet görs anläggningar för dagvattenhantering i samarbete mellan ingenjörer, ekologer och landskapsarkitekter och för att kunna implementeras måste LOD inkluderas i översikts- och detaljplaner för att kunna medräknas i ett tidigt stadium i processen. Samma slutsatser drogs redan på 1980-talets början (Holmstrand, 1980) och förutsättningarna för tidig planering av LOD finns. I så gott som alla kommuner som upprättar en dagvattenpolicy anges idag krav på LOD i de områden som bebyggs.

Magasinering som i LOD-begreppets införandefas i huvudsak var den enda principen för LOD utvecklades snart till att bara vara en del i eller komplement till LOD (Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, 1983). Magasinering för fördröjning innan bortledning eller för perkolation används fortfarande, men som sekundär metod när infiltration över naturytor inte är möjlig. Nya lösningar för perkulationsmagasin har utvecklats och utöver de traditionella stenkistorna finns numera systemlösningar för fördröjnings- och infiltrationsmagasin i till exempel polypropen på marknaden (Pipelife, 2012).

Gröna tak har anor från vikingatiden utöver den minskade takavrinningen har de gröna taken även en isolerande verkan och är brandsäkra (Lönngren, 2001). Gröna tak kan även användas som odlingslotter eller uteplatser (Wrede, 2011) och liksom dammkonstruktioner eller biofilter för dagvattenhantering blir byggnationer av gröna tak även en tillgång för att skapa trivsamma utomhusmiljöer. De senaste åren har intresset och forskningen för att använda små bevuxna ytor för fördröjning och rening av dagvatten ökat.

Hantering av dagvatten har generellt fått ökad uppmärksamhet de senaste årtiondena, till stor del tack vare EU:s vattendirektiv som trädde i kraft år 2000 och kräver god status för alla vatten. Fastighetsägare har fått ekonomiska incitament för att välja LOD i de fall en separat dagvattentaxa tas ut och reduceras vid LOD-åtgärder. Även för kommuner kan LOD innebära en ekonomisk fördel om dagvattennäten belastas mindre eller om ingen draging av dagvattenledningar behövs alls. Kommuner kan också ta del av ekonomiskt bidrag som kan ges till icke-vinstdrivande aktörer när en omställning till lokalt omhändertagande kan ses som en orsaksbehandlande åtgärd för att minska fosfor- och kvävemängder i Östersjön och Västerhavet. Holmstrand & Lind (1991) menar att det är kommunernas skyldighet att redan i platsbeskrivningen av en plats ange om LOD kommer att krävas. Denna åsikt redovisas även av Länsstyrelsen i Skåne län (2009).

2.4. Juridiska aspekter

2.4.1. Resultat

Dagvattenhanteringen i Sverige regleras juridiskt främst genom Miljöbalken, Lagen om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (2004:660) och Lagen om allmänna vattentjänster (2006:412). De lagar som styr förvaltningen av vattnet i Sverige bygger på EU:s ramdirektiv för vatten, 2000/60/EG. Plan- och bygglagen (SFS 2010:900), Boverkets byggregler (BBR 18, BFS 2011:6) respektive Ordninglagen (SFS 1993:1617) innehåller alla bestämmelser som kan vara av betydelse vid en anläggning av LOD.

EG:s ramdirektiv för vatten: Vattendirektivets syfte är att ”upprätta en ram för skyddet av inlandsytvatten, vatten i övergångszonen, kustvatten och grundvatten” (2000/60/EG, Artikel 1). Skyddet ska bland annat gynna en hållbar vattenanvändning, främja en förbättring hos akvatiska ekosystem och av vattenmiljön samt minska föroreningarna av grundvatten (2000/60/EG, Artikel 1). För att uppnå målen ska varje medlemsstat upprätta ett åtgärdsprogram och lämplig myndighet ska identifieras för tillämpning av bestämmelserna (2000/60/EG, Artikel 3). Miljömålet enligt vattendirektivet är att skydda och förbättra yt- och grundvattenförekomster så att tillståndet inte försämras, i syfte att uppnå god ekologisk

potential och god kemisk vattenstatus (2000/60/EG, Artikel 4). God status för yt- och grundvatten innebär i princip att inga eller endast mycket små av människor framkallade förändringar kan ses på fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna och att artsammansättning av plankton, fisk, växtlighet och andra vattenlevande organismer motsvarar de värden som normalt gäller för denna typ av förekomst vid opåverkade förhållanden (2000/60/EG, s. Bilaga V).

Miljöbalken: Miljöbalken inrättades 1999 och ersatte 16 tidigare lagar i en övergripande och skärpt miljölagstiftning. Miljöbalkens syfte är att främja en hållbar utveckling så att nuvarande och framtida generationer får leva i en hälsosam och god miljö (Naturvårdsverket, 2012). Enligt miljöbalkens 9:e kapitel (1 §) definieras utsläpp av avloppsvatten som miljöfarlig verksamhet. Avloppsvatten definieras vidare som ”spillvatten eller annan flytande orenlighet, vatten som använts för kylning, vatten som avleds för sådan avvattning av mark inom detaljplan som inte görs för en viss eller vissa fastigheters räkning (...)” (SFS 1998:808, 9 kap. 2 §). Dessutom ska avloppsvatten avledas och renas eller omhändertas på annat sätt för att undvika att olägenhet för människors hälsa eller miljön uppkommer, lämpliga avloppsanordningar eller andra inrättningar ska utformas för detta ändamål (SFS 1998:808, 9 kap. 7 §). I miljöbalkens 11:e kapitel regleras vattenverksamheter, dessa definieras bland annat som bortledning av grundvatten respektive tillförsel av vatten för att öka grundvattenmängden och utförande av anläggningar för detta (SFS 1998:808, 11 kap. 2 §). Vattenverksamheter får endast bedrivas om dess fördelar överväger kostnaderna, skadorna samt olägenheterna från allmän och enskild synpunkt (SFS 1998:808, 11 kap. 6 §), vattenverksamheter är dessutom i regel tillståndspliktiga, även om inte verksamheten i sig kräver tillstånd, enligt Miljöbalken (SFS 1998:808, 11 kap. 9 §). Sedan 2007 har Länsstyrelsen rätt att göra undantag för mindre vattenverksamhet. Anläggningar som understiger ett visst ytmått eller då vattenföringen understiger en viss mängd per tidsenhet är istället anmälningspliktiga (Länsstyrelsen i Västmanlands län, 2012).

Lag (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön: Sverige är indelat i fem vattendistrikt utgående från avrinningsområde (Tabell 1) och för varje distrikt ska en länsstyrelse vara vattenmyndighet och ansvara för förvaltningen av vattenmiljön (SFS 2004:660, 2 kap. 1-2 §§). Kvalitetskraven för ytvatten bestäms av havs- och vattenmyndigheten medan Sveriges Geologiska Undersökning ansvarar för att fastställa kvalitetskraven för grundvattnet (SFS 2004:660, 4 kap. 8 §). Syftet och målen med lagen om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön är likartad syftet för EU:s ramdirektiv. Vattenmyndigheten ska upprätta ett åtgärdsprogram för att miljökvalitetsnormerna ska uppfyllas, åtgärdsprogrammet ska bland annat innehålla åtgärder mot diffusa utsläpp av föroreningar till vatten samt ”åtgärder för att motverka alla andra betydande negativa konsekvenser för vattenmiljön (...)” (SFS 2004:660, 6 kap. 5 §). Undantag från kvalitetskraven kan beslutas av Vattenmyndigheten om det inte är möjligt av tekniska skäl, om kostnaderna för förbättringarna anses orimliga eller om ingen risk föreligger för att vattenkvaliteten försämras ytterligare. Kvalitetskraven ska då uppnås vid en senare tidpunkt (SFS 2004:660, 4 kap. 9 §).

Tabell 1. Sveriges vattendistrikt. Ett län eller kommun kan tillhöra flera vattendistrikt (efter Vattenmyndigheterna, 2013).

	Bottenviken	Bottenhavet	Norra Östersjön	Södra Östersjön	Västhavet
Areal inklusive kustvatten [m ²]	155 000	147 000	44 000	65 000	73 000
Antal län	2	7	7	10	8
Antal kommuner	28	52	74	91	110
Större städer	Umeå, Luleå, Piteå, Skellefteå	Gävle, Östersund, Falun, Härnösand	Stockholm, Uppsala, Västerås, Örebro	Malmö, Linköping, Jönköping, Visby	Göteborg, Borås, Karlstad, Halmstad
Antal huvud- avrinningsområden	30	23	13	33	18
Antal ytvattenförekomster	6 944	11 166	1 130	1 623	2 555
Antal grundvatten- förekomster	655	781	529	580	478

Lag (2006:412) om allmänna vattentjänster: Syftet med denna lag är att tillförsäkra försörjningen av vatten och avlopp i större sammanhang och som en del av avlopp redovisas bortledande av dagvatten (SFS 2006:412, 1-2 §§). Vidare är kommunen ansvarig för att ordna vattentjänster till befintlig eller blivande bebyggelse (SFS 2006:412, 6 §). Även i lagen om allmänna vattentjänster påpekas det att en VA-anläggning ska anläggas och drivas så att ” den uppfyller de krav som kan ställas med hänsyn till skyddet för människors hälsa och miljön och med hänsyn till intresset av en god hushållning med naturresurser” (SFS 2006:412, 10 §). Enligt 24 – 26 §§ ska fastighetsägaren betala för VA-anläggning och bortledande av vatten och för allmän plats ska den som ansvarar för att marken iordningställs betala för VA-anläggning eller bortledande av vatten (SFS 2006:412, 27 §). 28 § tillägger att avgiften även ska täcka den rening som eventuellt behövs av vattnet men avgifterna får inte vara högre än vad som krävs för att täcka kostnaden för vattentjänsterna (SFS 2006:412, 30 §). Avgiften som erläggs för VA-tjänsten ska vara skälig och rättvist fördelad genom att motsvara fastighetens andel av kostnaden (SFS 2006:412, 31-32 §§). Hur avgifterna för VA-anläggningen ska beräknas ska framgå av en taxa, för vilken kommunen meddelar föreskrifter (SFS 2006:412, 34 §).

Plan- och bygglagen: Plan- och bygglagen (PBL) innehåller föreskrifter om planläggning av mark och vatten samt om byggande. Syftet med PBL är att ”med hänsyn till den enskilda människans frihet, främja en samhällsutveckling med jämlika och goda sociala levnadsförhållanden och en god och långsiktigt hållbar livsmiljö för människorna i dagens samhälle och för kommande generationer” (SFS 2010:900, 1 kap. 1 §). PBL anger att planläggning av användningen av mark och vatten är en kommunal angelägenhet (SFS 2010:900, 1 kap. 2 §) och företräde ska ges åt sådan användning som medför en god hushållning ur allmän synpunkt (SFS 2010:900, 2 kap. 2 §). Varje kommun ska ha en översiktsplan, som dock ej är bindande (SFS 2010:900, 3 kap. 1, 3 §§). Där ska det framgå hur gällande miljö kvalitetsnormer ska följas, hur hänsyn till väsentliga nationella och regionala mål i den fysiska planeringen ska tas och vilka planer finns som är relevanta för en hållbar utveckling inom kommunen (SFS 2010:900, 3 kap. 5 §). Vidare ska planläggning ske med hänsyn till natur- och kulturvärden liksom miljö- och klimataspekter och bland annat ”främja en ändamålsenlig struktur och en estetiskt tilltalande utformning av bebyggelse, grönområden och kommunikationsleder, en från social synpunkt god livsmiljö som är tillgänglig och användbar för alla samhällsgrupper och en långsiktigt god hushållning med

mark, vatten, energi och råvaror samt goda miljöförhållanden i övrigt (...)” (SFS 2010:900, 2 kap. 3 §). På flera ställen i PBL hänvisas det till att miljöbalkens bestämmelser ska gälla men i vissa fall, till exempel i fråga om strandskyddet, har PBL företrädare framfört miljöbalken (SFS 2010:900, 3 kap. 17 §).

Boverkets byggregler och ordningslagen: Föreskrifterna i Boverket byggregler (BBR) gäller för obebyggda tomter som ska bebyggas, vid uppförande av ny byggnad, för tillbyggnad på befintlig byggnad och vid mark- och rivningsarbeten. Installationer för dagvatten ska kunna avleda regn- och smältvatten för att begränsa risken för översvämningar, olycksfall och skador på mark och byggnader. Innehåller dagvattnet ämnen som kan skada eller störa funktionen på installationen, avloppsanläggningen eller recipienten ska omhändertagandet av dagvattnet innefatta en anordning för avskiljning eller behandling av de skadliga ämnena. Om det finns risk för att vattnet innehåller mer än obetydliga mängder av slam, fasta partiklar eller petroleumprodukter ska avskiljare installeras (BFS 2011:6, Avsnitt 6:642). Enligt ordningslagen ska brunnar, bassänger och liknande anordningar vara försedda med säkerhetsanordningar anpassade till anläggningens lokalisering och utformning. Särskilt skyddet mot barnolycksfall ska beaktas (SFS 1993:1617, 3 kap. 5 §). I BBR anges exempel på lämplig skyddsanordning för fasta bassänger, ämnade för bad eller simning och med ett maxdjup om 0,2 m eller mer, som ett tätt staket, minst 0,9 m högt och med grindar som ej kan öppnas av barn eller en skyddstäckning av presenning eller skyddsnät med högst 50 mm maskvidd (BFS 2011:6, Avsnitt 8:951). Som exempel på skyddsanordningar för dammar, fasta brunnar och fasta behållare anges nät som fästs över dammens djupaste del och flacka stränder (BFS 2011:6, Avsnitt 8:952).

2.4.2. Diskussion och slutsats

Enligt EG:s ramdirektiv ska naturliga och konstgjorda vattenförekomster skyddas (2000/60/EG, Artikel 4) vilket i lagen om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (SFS 2004:660, 6 kap. 5 §) specificeras till att hindra bland annat diffusa utsläpp av föroreningar. Då dagvatten kan innehålla föroreningar i varierande halt och sammansättning av ämnen såsom tungmetaller och närämnen samt att dagvatten innebär en risk för översvämningar bör det omfattas av direktivet. Enligt direktivet ska ett åtgärdsprogram upprättas för att miljömålen ska nås och lämpligtvis bör alltså ett åtgärdsprogram för att minska den negativa påverkan på vattenmiljön av dagvatten finnas. BBR innefattar inget åtgärdsprogram men ställer krav på att dagvatten innehållande ämnen som kan vara skadliga för recipienten måste renas (BFS 2011:6, Avsnitt 6:642). Avskiljning av vådliga ämnen kan ske med tekniker inom LOD eller vattnet kan renas separat för att sedan omhändertas lokalt, LOD kan således vara behjälpligt för att uppnå en god vattenkvalitet. Vattenmyndigheten kan tillåta undantag från kvalitetskraven på vattenmiljön om komplicerade tekniska och kostsamma lösningar behövs (SFS 2004:660, 4 kap. 9 §). Lösningar för LOD kan vara kostsamma, i synnerhet om det handlar om befintliga exploaterade eller förorenade ytor. Om vattenmyndigheten tillåter undantag gäller dock att kvalitetskraven ska uppnås vid senare lagd tidpunkt.

Enligt miljöbalken är tillförsel av vatten för att öka grundvattenmängden en tillståndspliktig verksamhet, något som kan vara värt att beakta om dagvattensystemet i befintliga områden förändras. Då LOD implementeras genom bland annat infiltration och perkolation i områden där dagvattnet tidigare avletts via dagvattenledningar kan det finnas risk för förändringar av grundvattenytan varvid hänsyn till miljöbalkens föreskrifter måste tas. LOD har goda förutsättningar att tillfredsställa PBL:s föreskrift att ett estetiskt tilltalande utförande av bebyggelse ska främjas vid planläggning av områden (SFS 2010:900, 2 kap. 3 §), men anläggs dammar eller liknande anläggningar måste ordningslagen och Boverkets byggregler om säkerhetsanordningar, i synnerhet för att hindra barnolycksfall (SFS 1993:1617, 3 kap. 5

§ och BFS 2011:6, Avsnitt 8:952) beaktas och eventuellt anläggas. Även kravet på hänsynstagande till miljö- och klimataspekter i PBL (SFS 2010:900, 2 kap. 3 §) kan tillgodoses med LOD. Lagen om allmänna vattentjänster innehåller bestämmelser om avgifter för VA-anläggningar och/eller bortledning av vatten (SFS 2006:412, 30-34 §§). Flera kommuner har infört separata dagvattentaxor och tydliggör därmed vad som inkluderas i avgiften. Genom att dagvattentaxan för varje enskild fastighet beräknas separat utgående från bland annat yta på fastigheten blir avgiften som betalas av varje fastighetsägare mer rättvist beräknad. Genom att dagvattentaxan betalas separat kan minskningar av avgiften vid minskade utsläpp av dagvatten vara en drivkraft för att fler fastighetsägare använder LOD för att reducera vattenmängderna. Utformningen av avgiftsreduktioner då LOD används för att minska dagvattenmängden ser olika ut för olika kommuner.

Eftersom det är vattenmyndigheten som har ansvar för att upprätta ett åtgärdsprogram för att miljö kvalitetsnormerna ska uppfyllas (SFS 2004:660, 6 kap. 5 §) är det kommunens ansvar att sörja för avledning av dagvatten (SFS 2006:412, 6 §). Då avloppsvatten enligt miljöbalken (9 kap. 1 §) definieras som miljöfarlig verksamhet kan Länsstyrelsen dock vara tillsynsmyndighet (Länsstyrelsen Södermanlands län, 2013). Oberoende av det specifika ansvarsområdet är dock samtliga instanser och invånare i Sverige skyldiga att inrätta sig efter miljöbalkens bestämmelser som säger att avloppsvatten ska omhändertas på ett sätt som inte utsätter människor eller miljön för olägenheter (SFS 1998:808, 9 kap. 7 §).

Incitament för genomförande av LOD kan bland annat finnas i:

- Lagen om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön: Åtgärder mot diffusa utsläpp av föroreningar till vatten och samtliga andra större negativa påverkningar på vattenmiljön (SFS 2004:660, 6 kap. 5 §)
- Miljöbalken: Lämplig inrättning ska utformas så att omhändertagande av avloppsvatten kan ske utan att olägenheter för hälsa eller miljö uppstår (SFS 1998:808, 9 kap. 7 §)
- Plan- och bygglagen: Planläggning ska ske med hänsyn till miljö- och klimataspekter, främja en vacker utformning av bebyggelse och grönområden och främja en långsiktigt god hushållning med mark, vatten samt goda miljöförhållanden i övrigt (SFS 2010:900, 2 kap. 3 §)
- Lag om allmänna vattentjänster: En VA-anläggning ska anläggas och drivas så att krav på hänsyn till skydd av miljö och god hushållning med naturresurser uppfylls (SFS 2006:412, 10 §)
- Lag om allmänna vattentjänster: Enligt bestämmelserna om VA-taxor (SFS 2006:412, 30-34 §§) kan en separat dagvattentaxa användas som minskar om fastighetsägaren använder LOD

2.5. Föroreningar

2.5.1. Resultat

Dagvatten kan innehålla många typer av föroreningar, till exempel närsalter som fosfor och kväve, tungmetaller som zink och koppar eller kemikalier, oljefraktioner och polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Innehållet av föroreningar skiljer sig till ämne och mängd beroende på varifrån vattnet avrunnit men föroreningsgraden är högst i början av kraftiga regnoväder då vattnet spolar med sig stora mängder ämnen som finns i luften eller har legat på vägar och liknande. Enligt Länsstyrelsen i Västmanlands län (2009) är dagvattenföroreningar generellt sett bundna till suspenderat material. Föroreningarna i

dagvattnet kommer dels från så kallade direkta punktutsläpp, som exempelvis en industri kan ge upphov till, dels från mer diffusa källor som luftföroreningar, trafik och ytmaterial på byggnader, lyktstolpar och likande (Stockholms stad, 2012). Diffusa föroreningar är mer problematiska att urskilja och kontrollera än de direkta punktutsläppen. Trafiken som är störst källa till nedsmutsning av dagvattnet, avger till exempel föroreningar genom avgaser, fordonbränsle, smörjmedel, korrosion av metalldelar, slitage av däck och vägar samt halkbekämpning (Stockholms stad, 2012). Halterna i väg dagvattnet förändras i första hand med trafikintensitet, utformning av sidområden, avvattningsystem och med avståndet mellan väg och mätpunkt (Vägverket: vägavdelningen, 2001).

Tabell 2. Huvudsakliga källor till olika föroreningar i dagvatten samt effekter på människor, djur och vattenlevande organismer (efter Larm & Pirard, 2010).

Ämne	Huvudsaklig lokal källa till förorening av dagvatten	Effekt av substansen på människor och miljön.
Bly	<ul style="list-style-type: none"> • Ytbeläggningar, skorstenskragar • Bromsklossar, bromsbelägg, däck, bilbatterier, fordons- och gatutvätt • Asfalt • Atmosfäriskt nedfall 	<ul style="list-style-type: none"> • Mycket giftigt för människor och djur. • Bioackumulativ • Kan påverka fertilitet och foster
Fosfor	<ul style="list-style-type: none"> • Bräddat avloppsvatten, djurspillning och gödsling • Trafikavgaser, erosion av vägbana, fordons- och gatutvätt (tvättmedel) • Skräp och förmultnande växtmaterial • Atmosfäriskt nedfall och sandning 	<ul style="list-style-type: none"> • Eutrofiering, algbloomning och syrebrist i sjöar och hav • Ofta begränsande näringsämne i sjöar
Kadmium	<ul style="list-style-type: none"> • Färgämnen och förorening i zink • Korrosionsprodukt • Erosion av däck och vägbana, fordons- och gatutvätt • Atmosfäriskt nedfall och sandning 	<ul style="list-style-type: none"> • Livsnödvändig i låga halter** • Mycket giftigt för människor och djur
Koppar	<ul style="list-style-type: none"> • Korrosion av byggnadsmaterial (takplåt, stuprör och hängrännor) • Däck, bromsklossar och bromsbelägg, fordons- och gatutvätt • Båtbottenfärg. • Atmosfäriskt nedfall och sandning 	<ul style="list-style-type: none"> • Livsnödvändig i låga halter* • Giftigt för vattenlevande djur och växter
Krom	<ul style="list-style-type: none"> • Byggnader • Däckslitage från dubbar och korrosion från bildelar • Sandning 	<ul style="list-style-type: none"> • Livsnödvändig i låga halter • Cancerogen (framförallt krom(VI)-föreningar) • Kan vara giftigt för vatten- och landdjur.
Kväve	<ul style="list-style-type: none"> • Bräddat avloppsvatten, djurspillning • Trafikavgaser • Atmosfäriskt nedfall och sandning 	<ul style="list-style-type: none"> • Eutrofiering, algbloomning och syrebrist i sjöar och hav • Ofta begränsande näringsämne i hav • Ibland begränsande näringsämne i mer eutrofa (övergödda) sjöar

Kvick-silver	<ul style="list-style-type: none"> • Kvicksilverhaltiga produkter (kasserade termometrar, batterier, lågenergilampor) • Diffus spridning vid avfallshantering, industriutsläpp och kremering • Sandning 	<ul style="list-style-type: none"> • Mycket giftigt för människor, djur och växter.
Nickel	<ul style="list-style-type: none"> • Förbränning av fossila bränslen och avfall • Bilarosser, fordonstvätt, batterier och rostfritt stål • Sandning och fasader 	<ul style="list-style-type: none"> • Livsnödvändig för vissa djurarter, växter och bakterier • Cancerogen för vissa djurarter, växter och bakterier • Bioackumulativ
Olja	<ul style="list-style-type: none"> • Oljeutsläpp, läckage från cisterner, fordon och trafikolyckor • Bensinstationer, erosion av däck och vägbana, fordons- och gatutvätt 	<ul style="list-style-type: none"> • Skadligt för människor, djur och växter • Cancerframkallande
PAH	<ul style="list-style-type: none"> • Bekämpningsmedel • Ofullständig förbränning av främst fossila bränslen • Gummin, plaster och (vattentäta) ytbeläggningar 	<ul style="list-style-type: none"> • Cancerogen för djur och människor • Giftigt för akvatiska organismer • Kan ge skadliga långtidseffekter på vattenmiljön • Bioackumulativ • Har en akut giftig effekt på vattenlevande organismer.
Zink	<ul style="list-style-type: none"> • Korrosion av byggnadsmaterial (takplåt, stuprör, hängrännor, stolpar och räcken) • Bilarosser, bromsklossar, däck, erosion av vägbana, fordons- och gatutvätt • Atmosfäriskt nedfall och sandning 	<ul style="list-style-type: none"> • Livsnödvändig i låga halter* • Giftigt för vattenlevande djur och växter.

* Enligt SOU 2000:53, 2000 ** Enligt Brandt, 2013

Trafiken är, utöver avgasutsläppen källa till flera olika sorters föroreningar. Förslitning av däck, bromsattiraljer, vägbana och tvätt av bilar ger upphov till utsläpp av bland annat närämnen, tungmetaller, olja och PAH (Tabell 2). Flera tungmetaller tillförs även dagvattnet genom atmosfäriskt nedfall, halkbekämpning (sandning) och genom korrosion av byggnadsmaterial eller ytbeläggningar (Tabell 2). Atmosfäriskt nedfall innehåller även näringsämnen fosfor och kväve (Tabell 2). Atmosfäriskt nedfall skapas till stor del genom olika sorters förbränning och kan färdas över stora avstånd. Förbränning, i synnerhet ofullständig, ger även upphov till föroreningar lokalt, bland annat av tungmetaller och PAH (Tabell 2). PAH avges också från bildäck och asfalt tillverkad innan 1970-talet (Stockholms stad, 2012).

Flera av de förorenande ämnena är i normala halter nödvändiga för ekosystemets och/eller vår fortlevnad, men vid förhöjda halter skapas problem. Kväve och fosfor är näringsämnen som behövs av växter och mikroorganismer för att kunna tillväxa. I förhöjda halter i vattendrag, sjöar och hav bidrar de dock till eutrofiering. Kväve stimulerar bladtillväxten hos plantor och träd medan fosfor behövs för att binda solenergi och för knoppsättningen (Odlanu, 2002). Effekterna av eutrofiering kan, förutom algblomning och syrefria bottenar få radikala konsekvenser på hela ekosystemet då snabbväxande och fintrådiga alger breder ut sig i grunda havsvikar, vilka är viktiga uppväxtplatser och födoresurser för ett stort antal

fiskar och kräftdjur (Karlsson & Rosenberg, 2010). Flera metaller är essentiella spårämnen för människor och djur men toxiska i för höga doser. Detta gäller kadmium och krom medan faran med koppar och zink, som också är essentiella för människor, är giftigheten för vattenlevande djur och växter.

Halterna av föroreningar i dagvattnet har Larm och Pirard (2010) utrett genom en litteraturundersökning och konsultation av bland annat Miljöförvaltningen och Stockholm Vatten för att sedan justera data, bland annat med Storm Tac, för att passa förhållandena i Stockholm. Underlagsdata för halterna kommer från kontinuerliga provtagningar och har angetts som årsmedelvärden (Larm & Pirard, Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten, 2012). Dagvatten från naturmarker innehåller lägst halter av samtliga föroreningar (Tabell 3) medan trafikleder med fler än 30 000 fordon/dygn innehåller stora eller störst halter av samtliga föroreningar.

Utsläppen av kväve och kvicksilver (Tabell 3) är höga från vägar men oavhängiga trafikintensiteten, till skillnad från resterande ämnen där halterna ökar med ökad mängd trafik. Den högsta halten av kadmium respektive olja innehåller dagvatten från industrier med miljöfarlig verksamhet. Halterna av olja (Tabell 3) är även höga i dagvatten från områden med tät stadsbebyggelse (stadscentrum) eller gles stadsbebyggelse med flerfamiljshus medan koncentrationen av olja i dagvatten från gles stadsbebyggelse med småhus är mindre än hälften än i de tidigare nämnda områdena, endast dagvatten från naturområden innehåller lägre halter.

Tabell 3. Schablonhalter för föroreningar i dagvatten. Standardvärden för årsmedelhalter av ofilterat prov (efter Larm & Pirard, 2010).

Områdestyp	Naturmark, park-, ängs-, gräs- och skogsmark	Tät stads- bebyggelse	Gles stads- bebyggelse, flerfamiljs- hus	Gles stads- bebyggelse, småhus	Stora parkerings- anläggningar	Genomfarts- väg < 5 000 fordon/dygn	Genomfartsväg 5 000 - 10 000 fordon/dygn	Trafikleder 10 000 - 15 000 fordon/dygn	Trafikleder 15 000 - 30 000 fordon/dygn	Trafikleder > 30 000 fordon/dygn	Industrier med miljöfarlig verksamhet
Fosfor [mg/m ³]	120	350	290	230	120	140	150	170	210	420	300
Kväve [g/m ³]	1,0	1,9	1,7	1,4	1,3	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	1,8
Bly [mg/m ³]	6,0	48	18	11	38	5,3	9,8	14	23	71	30
Koppar [mg/m ³]	12	52	26	23	44	26	34	43	60	149	45
Zink [mg/m ³]	23	176	120	83	176	64	131	198	332	1035	270
Kadmium [mg/m ³]	0,27	1,1	0,85	0,55	0,67	0,29	0,32	0,36	0,43	0,8	1,5
Krom [mg/m ³]	1,8	10	8,5	5,0	17	19	33	40	47	62	14
Nickel [mg/m ³]	1,0	11	8,8	6,5	5,2	5,0	7,0	9,0	13	34	16
Kviksilver [mg/m ³]	0,010	0,11	0,038	0,018	0,11	0,080	0,080	0,080	0,080	0,080	0,070
Suspenderat material [g/m ³]	43	185	85	45	204	70	81	93	116	236	100
Olja [g/m ³]	0,17	1,3	1,1	0,5	0,92	0,78	0,80	0,82	0,86	1,1	2,5
PAH [mg/m ³]	0	0,64	0,6	0,6	1,86	0,22	0,42	0,62	1,0	3,1	1,0

Det finns ytterligare några undersökningar som utreder halterna av olika föroreningar i dagvatten. 2001 publicerade Vägverket ett nytt förslag på schablonhalter för föroreningar i dagvatten från olika områden, förslaget föregicks av en litteraturstudie. Förslaget avslutas med hänvisningen att schablonhalterna bör justeras efter ytterligare några år för att representera den tidens situation, då föroreningshalterna förändras (Vägverket: vägavdelningen, 2001). Förslaget på schablonhalter visar en tydlig skillnad mellan dagvattnet från de tre områden som genererar högst koncentrationer av föroreningar, tät stadsbebyggelse, stadstrafik och industrier samt de tre områdena som genererar lägst koncentrationer, gles stadsbebyggelse och bostadsområden med villor eller flerfamiljshus (Tabell 4). Dagvatten från bostadsområden med villor hade lägst föroreningshalter för samtliga parametrar utom fosfor. Schablonhalterna för fosfor är desamma från samtliga områden.

Tabell 4. Förslag på schablonvärden för föroreningshalter (efter Vägverket: vägavdelningen, 2001).

	Gles stads- bebyggelse	Bostads- område, villor	Bostads- område, flerfamiljshus	Tät stads- bebyggelse	Stads- trafik	Industri
Bly [mg/m ³]	25	15	20	40	40	40
Zink [mg/m ³]	150	120	180	250	240	250
Koppar [mg/m ³]	50	35	50	70	75	70
Kadmium [mg/m ³]	0,5	0,3	0,4	0,5	0,5	0,5
Suspenderat material [g/m ³]	120	70	120	200	200	170
Kväve [g/m ³]	2	1,5	2	2	2	2
Fosfor [mg/m ³]	300	300	300	300	300	300

En kartläggning över föroreningar i dagvatten från olika avrinningsområden i Västerås gjordes 2005 med hjälp av Storm Tac (Waara, 2010). Beräkningarna visar att dagvatten från blandade områden innehåller störst mängd föroreningar medan dagvatten från enbart bostadsområden innehåller en mindre mängd, se Tabell 5 (Waara, 2010).

Tabell 5. Medelvärden över föroreningar i dagvatten från olika områden i Västerås (värden enligt Waara, 2010).

Områdestyp	Områden med bostäder, industrier och större vägar	Områden med bostäder och större vägar	Områden med bostäder
Fosfor [g/år,ha]	780	590	320
Kväve [g/år,ha]	4950	3740	2620
Koppar [g/år,ha]	100	70	40
Zink [g/år,ha]	510	280	120
Nickel [g/år,ha]	20	20	10
Olja [g/år,ha]	2800	2030	710

Enligt Länsstyrelsen i Västmanlands län (2009) är det svårt att bedöma det exakta föroreningsinnehållet i dagvatten. Efter en sammanställning av information från Sveriges kommuner anges istället ett genomsnittsvärde på innehållet av fosfor till 0,3 g/m³ och innehållet av kväve till 2 g/m³. Värdena anges sedan variera med några få g/m³ beroende på områdestyp enligt Tabell 6 (Länsstyrelsen i Västmanlands län, 2009).

Tabell 6. Dagvattnets innehåll av fosfor [mg/m³] och kväve [g/m³] från olika typer av områden (efter Länsstyrelsen i Västmanlands län, 2009).

Områdestyp	Bostadsområde, villor	Bostadsområde, flerfamiljshus	Vägar, gator	Industriområden	Centrumbebyggelse
Fosfor	300	400	300	400	300
Kväve	1,8	2	2	2,3	2

Länsstyrelsen i Skåne län är mindre specifik och anger föroreningsgraden som låg för mindre parkområden och måttlig och/eller hög för resterande områden. De uppger om åtgärder för att minimera specifika föroreningar i dagvatten. Dessa är att undvika material såsom koppar och zink för tak och andra konstruktioner och att planera grönytor och parker så att bruk av bekämpningsmedel undviks. Slutligen anges också åtgärder för att rena vattnet. Vid låg föroreningsgrad anges infiltration över grönytor och vid smutsigare vatten föreslås även svackdiken, dammar och oljeavskiljare (Foltyn m.fl., 2009).

Generellt rekommenderas ingen rening av dagvatten från bostadsområden eller vägar med lättare trafik. Rening rekommenderas av dagvatten från större parkeringsytor och vägar med fler än 30 000 fordon per dygn. Reningskrav på dagvatten utgår från koncentrationen av föroreningar och känsligheten på recipienten enligt Tabell 7 och Tabell 8.

Tabell 7. Föroreningsklassificering i dagvatten (efter Stockholm Stad 2002).

	Låga koncentrationer	Höga koncentrationer
Suspenderat material [g/m ³]	< 50	> 175
Fosfor [mg/m ³]	< 100	> 200
Bly [mg/m ³]	< 3	> 15
Kadmium [mg/m ³]	< 0,3	> 1,5
Koppar [mg/m ³]	< 9	> 45
Zink [mg/m ³]	< 60	> 300
Olja [mg/m ³]	< 0,5	> 1,0

Tabell 8. Reningskrav beroende av föroreningsklassificering och känslighet på recipient (efter Stockholms stad, 2002).

Föroreningshalter	Mycket känslig recipient	Känslig recipient	Mindre känslig recipient
Låga	Ej rening	Ej rening	Ej rening
Måttliga	Viss rening eller avledning till annan recipient	Viss rening eller avledning till annan recipient	Ej rening
Höga	Viss rening eller avledning till annan recipient	Rening	Rening

2009 gav Riktvärdesgruppen, som bestod av medlemmar i det Regionala dagvattennätverket i Stockholms län, ut en rapport innehållande föreslagna riktvärden på föroreningshalter i dagvatten som släpps ut till recipienterna (Tabell 9). Underlag för de föreslagna riktvärdena

hämtades genom provtagning, modellering och litteraturstudier (Riktvärdesgruppen, 2009) och riktvärdena används av flera verksamhetsutövare.

Tabell 9. Riktvärden för tillåtna halter föroreningar i dagvattenutsläpp beroende på recipient. Med sekundärutsläpp avses utsläpp som sker i dike eller liknande för att sedan ledas via rörsystem till recipienten (efter Riktvärdesgruppen, 2009).

	Mindre sjöar och vattendrag		Större sjöar och vattendrag		Verksamhets- utövare
	Direktutsläpp	Sekundärutsläpp	Direktutsläpp	Sekundärutsläpp	
Fosfor [mg/m ³]	160	175	200	250	250
Kväve [g/m ³]	2	2,5	2,5	3	3,5
Bly [mg/m ³]	8	10	10	15	15
Koppar [mg/m ³]	18	30	30	40	40
Zink [mg/m ³]	75	90	90	125	150
Kadmium [mg/ m ³]	0,4	0,5	0,45	0,5	0,5
Krom [mg/m ³]	10	15	15	25	25
Nickel [mg/m ³]	15	30	20	30	30
Kvicksilver [mg/m ³]	0,03	0,07	0,05	0,07	0,1
Suspenderad substans [g/ m ³]	40	60	50	75	100
Olja [g/ m ³]	0,4	0,7	0,5	0,7	0,1

2.5.2. Diskussion och slutsats

Som redovisas i Tabell 5 innehåller dagvatten från bostadsområden en lägre koncentration av föroreningar än dagvatten från blandade områden. Medelvärdena av föroreningar från områden med bostäder, industrier och större vägar respektive områden med bostäder och större bilvägar är beräknade utifrån fyra respektive åtta olika områden. Medelvärdena av föroreningar från områden med enbart bostadsområden är beräknade utifrån bara ett bostadsområde, vilket. Detta gör resultatet känsligare för platsspecifika egenskaper som påverkar föroreningsgraden. Liknande föroreningsförhållanden mellan olika områden kan dock ses i Tabell 3 även om uppdelningen är gjord på ett annat sätt. Större vägar och industriområden har generellt högre utsläpp medan områden med bostäder generellt har lägre utsläpp. Tät stadsbebyggelse sticker dock ut (Tabell 3) med utsläppsnivåer jämförbara med industriområden. Särskilt koncentrationen av bly, kadmium, kvicksilver och olja i dagvatten från tät stadsbebyggelse är höga. Tät stadsbebyggelse innehåller generellt en stor andel hårdgjorda ytor där samtliga föroreningar hamnar för att sedan rinna av med dagvattnet. Källor till bly och kadmium i stadsmiljö är till exempel olika ytbeläggningar och färg (Tabell 2). En tänkbar anledning till de förhöjda halterna av bly och kadmium i tät stadsmiljö är den större andel äldre bebyggelse som ofta finns, det vill säga hus som byggdes innan strängare miljöregler för konstruktionsmaterial infördes och som därför kan utsöndra tungmetaller. Gemensamt ursprung till föroreningarna av de tre metallerna, bly, kadmium och kvicksilver är batterier, även om det inte anges som huvudkälla till samtliga ämnen i Tabell 2. Uppkomsten av höga halter kvicksilver och olja i dagvatten från tät stadsbebyggelse är dock inte helt självklar.

De förhållandevis låga halterna av oljeförorening av dagvatten (Tabell 3) från områden med gles stadsbebyggelse och småhus är något förvånande då biltvätt, som är en källa till

oljeföroreningar (Tabell 2), på garageuppfarter inte är ovanligt. Det hade kunnat antas att oljeföroreningarna åtminstone skulle vara lägre för områden med gles stadsbebyggelse och flerfamiljshus. Utsläppen av kväve och kvicksilver (Tabell 3) är båda höga från vägar, men oavhängiga trafikintensiteten. För kväve anges bland annat avgaser och atmosfäriskt nedfall som källor (Tabell 2) relevanta för vägar. Då det atmosfäriska nedfallet torde fördelas relativt likartat över samtliga områdestyper i en region och inte koncentreras till vägar samtidigt som en större mängd avgaser produceras av fler fordon vilket borde ge högre halter vid högre belastade vägar är det fortfarande oklart vilka de primära källorna till kväveföroreningar från vägar egentligen är. Även härkomsten av kvicksilver i dagvatten från vägar är oklar. De huvudsakliga källorna uppges vara kvicksilverhaltiga produkter (kasserade), diffus spridning vid till exempel avfallshantering och industriutsläpp och sandning enligt Tabell 2. Ingen av dessa är aktuell för vägar men sandning kan vara en delorsak till de höga halterna i tät stadsbebyggelse och på stora parkeringsanläggningar. PAH anges av Larm och Pirard (2010) vara bioackumulativt (Tabell 2) men enligt Perhans (2003) sker ingen bioackumulation då PAH effektivt bryts ner i däggdjur, fåglar, fiskar och i vissa ryggradslösa djur. De högsta halterna av PAH (Tabell 3) finns i dagvatten från de högst belastade vägarna och från stora parkeringsanläggningar. För vägar ökar halterna av PAH ju intensivare trafiken är, vilket bekräftar angivelsen om ofullständig förbränning av fossila bränslen samt slitage av däck och vägbana (Stockholms stad, 2012; Larm & Pirard, 2012) som den huvudsakliga källan.

För föroreningar i dagvatten finns många källor, vissa tydliga medan andra mer diffusa. Kraftigt smutsat vatten kräver naturligtvis extern rening medan lägre halter av föroreningar kan avskiljas genom metoder integrerade i dagvattenhanteringen. En första angreppspunkt vid hantering av förorenat dagvatten är förebyggande åtgärder för att minimera nedsmutsningen av vattnet. Informationen om källor till föroreningarna (Tabell 2) kan då vara behjälplig för att identifiera vad de förebyggande insatserna bör fokuseras på. Olika värden anges i olika undersökningar för koncentrationer av föroreningar i dagvattnet. För att kunna jämföra halterna av föroreningar från olika källor har områdestyperna i de olika undersökningarna fått samma beteckning och ibland ändrats från den ursprungliga. Detta kan ha medfört att områdena med samma beteckning trots allt skiljer sig lite åt. Bedömningen har dock gjorts att de är tillräckligt likartade för att kunna jämföras. Vägverkets (2001) undersökningar av föroreningshalter (Tabell 4) redovisar högre föroreningskoncentrationer av nästan alla ämnen, krom undantaget, jämfört med undersökningen av föroreningshalter i Stockholms dagvatten (Tabell 3). Också Länsstyrelsen i Västmanlands län (2009) angivelse av fosfor- och kvävehalter i dagvatten (Tabell 6) är i de flesta fall högre än de för Stockholm. Värdena har dock ungefär samma storleksordning och ger ett representativt värde för koncentrationerna. En jämförelse mellan värden på föroreningshalter från olika områden i Stockholm (Tabell 3) och riktvärden för halter av föroreningar i dagvatten som får släppas ut till recipienten (Tabell 9) visar att dagvatten från de flesta områden kan kräva rening, beroende på recipient. Värdena som beräknat med hjälp av StormTac för Västerås (Tabell 5) är tyvärr inte jämförbara då de anges i mängden g/år, ha istället för koncentrationen g/m² som resterande. Flera rapporter påpekar att värdena vid tillämpning på mindre områden eller vid krav på säkrare värden på halter bör justeras genom provtagning eller genom undersökning av föroreningskällor på platsen. Att känna till halterna av föroreningar i dagvattnet från den specifika platsen har även betydelse när det kommer till krav på rening, eftersom reningskraven utgår från halterna i vattnet (Tabell 9). Platsspecifika förhållanden kan skapa föroreningar i dagvattnet som avviker från det vanliga och gör att vattnet måste renas. Huruvida rening av dagvattnet krävs avgörs beroende av föroreningshalter och känslighet på recipienten.

2.6. LOD-tekniker

2.6.1. Resultat

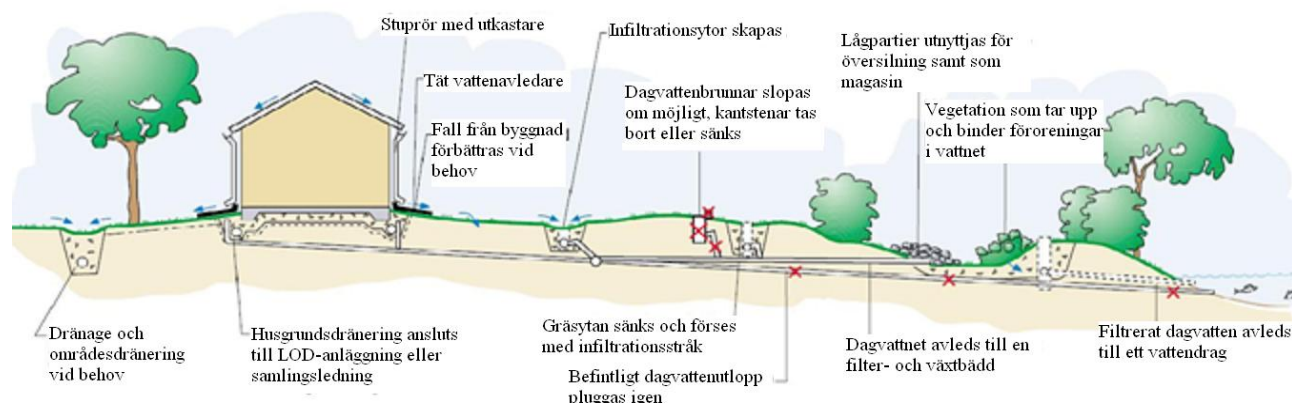
Då ett nytt område planläggs är det fördelaktigt om utformningen av LOD-anläggningen är med i planeringen i ett tidigt skede men även i befintliga områden kan dagvattenhanteringen ställas om till ett lokalt omhändertagande (Linköpings kommun och Tekniska verken i Linköping AB, 2011). Utformningen av LOD måste väljas med hänsyn till markens och områdets förutsättningar i fråga om jordart, grundvattennivå och befintliga vattenvägar. Avståndet till grundvattenytan bör vid infiltration vara minst 1 m. Allmänt gäller att försöka minimera storleken på de hårdgjorda ytorna, undvika hinder för vattenavledning som till exempel kantsten samt att planera bygg- och markarbeten för att undvika körning med tunga fordon och kompaktering av marken som ska användas för infiltration (Linköpings kommun och Tekniska verken i Linköping AB, 2011). Det finns naturligtvis både för- och nackdelar med LOD. Enligt Larm (1994) är dessa:

Fördelar:

- Minskad föroreningsmängd, en del föroreningar adsorberas av marken och stannar lokalt
- Jämnare hydraulisk belastning då flödestoppar utjämnas
- Minskad påverkan på grundvattennivån, mindre risk för sättningsskador
- Mer estetiskt tilltalande utemiljö med synligt vatten
- Bättre förutsättningar för en livskraftig vegetation
- Bättre förutsättningar för fåglar och smådjur
- Lägre kostnader till följd av mindre dimension på ledningar eller inga ledningar

Nackdelar:

- Infiltration av förorenat dagvatten kan innebära försämrade mark- och grundvattenkvalitet
- Stillastående vatten kan orsaka syrebrist och skador på rötterna för växtligheten
- Hög grundvattenyta kan öka risken för skred och tjälskjutning
- Risk för mögel och fukt i källare
- Regelbunden skötsel krävs för bibehållen funktion och eventuell reningseffekt
- Risk för inläckage till spillvattenledning ökar
- Kräver större arealer



Figur 1. Principer för LOD inom befintliga områden (bild från Linköpings kommun och Tekniska verken i Linköping AB, 2011 med tillstånd).

En anläggning för lokalt omhändertagande av dagvatten kan sägas bestå av ett flertal konstruktioner som tillsammans skapar förutsättningar för att nederbörden infiltreras, fördröjs eller på något annat sätt omhändertas på platsen där den faller, se Figur 1. Fortsättningsvis följer en redovisning av de olika teknikerna som används.

Gröna tak: Takytor beläggs med ett vegetationsskikt för att minska vattenflödet. Gröna tak anges ta upp allt vatten från mindre regn. Vid kraftigare nederbörd vattenmätas vegetationsskiktet så småningom och resterande vatten rinner då av, i princip utan någon fördröjning. Totalt, per år, tas ungefär hälften av det vattnet som faller på taket upp (Emilsson, 2008). Gröna tak har även fördelen att de attraherar djurliv, dämpar bullernivåer och har en isolerande verkan. Uppförande av gröna tak kan ske både på nya och befintliga byggnader, förutsättningarna är att taket inte har alltför brant lutning och att det är dimensionerat för belastningen. Gröna tak väger omkring 50 kg/m² vilket är ungefär lika mycket som betongtakpannor. Vanligtvis består vegetationstäckets av en blandning av fetknoppsväxter (sedum), vilka är mycket tåliga för uttorkning, och mossor (Stahre, 2004). Enligt Stahre (2004) kan gröna tak läggas direkt ovanpå takens asfaltspapp men på marknaden finns olika sorters tätskikt att välja mellan och enligt till exempel Garden Aquatica AB bör pappen vara rotsäker och ingen så kallad ”gör det själv-papp”. Ett kantavslut och en fotplåt monteras vid takfoten, kantavslutet för att förhindra att vegetationen eroderar och fotplåten för att överskottsvatten ska kunna rinna ner i hängrännan. Ett dränerande eller fukthållande lager, beroende av takets lutning läggs ovanpå tätskiktet och därpå vegetationstäckets (Garden Aquatica Sweden AB, 2013). Det finns olika åsikter om nödvändigheten av ett rotgenomträngningsskydd vid anläggning av gröna tak men då sedumväxter har ett svagväxande rotsystem är detta inte alltid nödvändigt för sedumväxter (VA-guiden AB, 2013). Ett visst underhåll krävs för gröna tak. Rensning av hängrännor bör ske med samma intervall som för vanliga tak, årligen, och trädgrenar som berör taket ska avlägsnas för att inte nöta bort vegetationen. Om löv och liknande fallit på taken ska detta avlägsnas. Taken kan gödslas mellan tidig vår och sensommar vilket håller vegetationen frodigare och tätare och ökar mängden blommor (Garden Aquatica Sweden AB, 2013). Om inget krav på blomning eller andra växter än sedum och mossa finns behövs ingen gödsling. Om gödsling sker bör långtidsverkande gödsel användas. Av vanlig lättlöslig gödning hamnar dock den största delen i dagvattnet (Emilsson, 2008). En studie gjord 2005 undersöker gröna taks påverkan på avrinnande vatten. Gödsling av taket innebar generellt ett fosforläckage till det avrinnande vattnet medan kväveläckage reducerades. Tungmetallhalten i avrinnande vatten från gröna tak var lägre än från andra hårdgjorda stadsytor men jämfört med halterna i nederbörden sågs ingen påverkan av de gröna taken. Dock visade studien att gröna tak var en källa till kalium och fosforutsläpp i takvattnet (Bengtsson & Berndtsson, 2005). Gröna tak anlagda på platta tak kan få problem med stillastående vatten och att oönskade växter etablerar sig. De vanligaste felen vid etablering av gröna tak är att tätskiktet inte är tätt, detta bör kontrolleras noga innan anläggning eftersom det kan vara svårt att hitta läckan när vegetationen är på plats (VA-guiden AB, 2013). Stahre (2004) hävdar att en vanlig uppfattning skulle vara att gröna tak kan orsaka fuktskador och liknande men att erfarenheter tyder på att så inte är fallet. Han menar vidare att erfarenheterna av gröna tak är goda men att förutsättningen för att lyckas är att tillverkarnas monteringsanvisningar följs noga.

Infiltration av takvatten på gräsytor: Vanligtvis avleds takvatten via hängrännor och stuprör till kommunens dagvattensystem. För LOD kan istället en stuprörutkastare anordnas längst ner på stuprören, därifrån leds vattnet sedan via en rännadal av till exempel natursten till gräsytan där vattnet kan infiltrera, Figur 2. En infiltrationsyta ska enligt Stahre (2004)

schablonmässigt vara en till två gånger så stor som den anslutna takytan. I en dagvattenutredning för Borås stad dimensioneras en infiltrationsyta för regn med två års återkomsttid enligt påståendet att arean av infiltrationsytan ska vara minst hälften så stor som den anslutna hårdgjorda ytan (Adrian, 2008). Rännalen bör luta minst 5 cm/m de första två metrarna från huset för att undvika fuktskador orsakade av att takvatten rinner ned längs husets grundkonstruktion och om materialet under rännalen är erosionsbenäget bör ett filter av till exempel grus eller makadam läggas mellan materialet och rännan (Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, 1983). Utöver detta läggs ibland ett tätskikt i botten av rännalen. För att förhindra ytuppmjukning är det fördelaktigt om rännalen mynnar ut i en rabatt, buskage eller liknande och i andra fall kan grusfyllning, gräsarmeringsplattor eller liknande placeras ut, av ungefärlig storlek 0,5 m² per stuprör och täckas med 5-10 cm matjord där rännan slutar (Linköpings kommun och Tekniska verken i Linköping AB, 2011). Vid nylagda gräsytor måste risken för erosion beaktas och denna risk reduceras om färdiga gräsmattor läggs ut (Stahre, 2004). Skötseln som krävs består av att hålla hängrännor och rännal rena samt att undvika kompaktering av infiltrationsytorna. Åtgärder bör också tas för eventuellt överskottsvatten. I lågpunkter på infiltrationsytan kan till exempel en kupolbrunn kopplad till det kommunala dagvattensystemet placeras.



Figur 2. Till vänster: Stuprörsutkastare med stenlagd rännal. Till höger: Dagvattnet leds genom ett system i dagen till en infiltrationsyta (bild av Emma Matschoss-Falck).

När en infiltrationsanläggning ska konstrueras är enligt Holmstrand (1980) den största svårigheten att bedöma markens infiltrationskapacitet och permeabilitet och det bör arbetas med goda säkerhetsmarginaler. Vintertid finns det stor risk att anläggningen sätts igen av is och på grund av det får nedsatt eller ingen funktion (Bäckström & Viklander, 2008). Adielsson (2012 b) redovisar att flera studier visar att det inte är ovanligt att dagvattenanläggningar, huvudsakligen sådana med infiltration som grundidé, inte fungerar. Problemen som angavs var bland annat felaktigt utförande, erosion, sedimentation och igensättning. Det största problemet var dock bristande underhåll (Adielsson, Dagvattenanläggningars långtidsfunktion. Svenskt Vattens seminarium 13 nov 2012, 2012 b)

Svackdike: Svackdiken används både som infiltrationsyta och som transportsystem för vatten och kan dessutom ha en renande verkan. Dikena är vanligtvis gräsbeklädda och torrlagda och de brukar kunna infiltrera huvuddelen av det avrinnande vattnet (Figur 3). Är de anslutande areorna mycket stora kan en stenfyllning anläggas under svackdikets botten. Stenfyllnaden

utgör ett magasin för vattnet som därifrån kan perkolera ut i omgivande marklager (Stahre, 2004). Svackdickena brukar anläggas längs med ytan som ska avvattnas eftersom vattnet som avrinner till svackdiken ska tillföras längs hela dess sträckning för att undvika erosionsskador. Om svackdiken tillförs vatten från en ledning eller liknande bör utloppet förstärkas med stenbeklädnad eller liknande för att undvika erosion. Släntlutningen bör vara ungefär 2 dm/m (Larm, 2000) och lutningen ska inte vara större än att gräset kan klippas maskinellt (Stahre, 2004). Längslutningen på svackdiket bör enligt Stahre (2004) inte överstiga 2 % för att undvika erosionsskador. Larm (2000) menar att längslutningen på ett svackdike inte bör överstiga 1 % och att längden ska vara minst 60 m. Det maximala vattendjupet i ett svackdike bör inte vara mer än en dm (Larm, 2000) och vid behov kan en kupolbrunn placeras nedströms i svackdiket för att leda eventuellt överskottsvatten till det kommunala dagvattensystemet (Stahre, 2004). Reningsprincipen bygger på att vatten strömmar över en vegetationsbevuxen yta, med låg hastighet och ett grunt flöde. Reningsmekanismerna i ett svackdike är sedimentering, filtrering och upptag av vegetation och ju lägre flödet är desto mer effektivt reduceras föroreningarna (Gustafsson, m.fl., 2002). Skötsel av svackdiken innefattar gräsklippning och skräpplockning (Stahre, 2004).

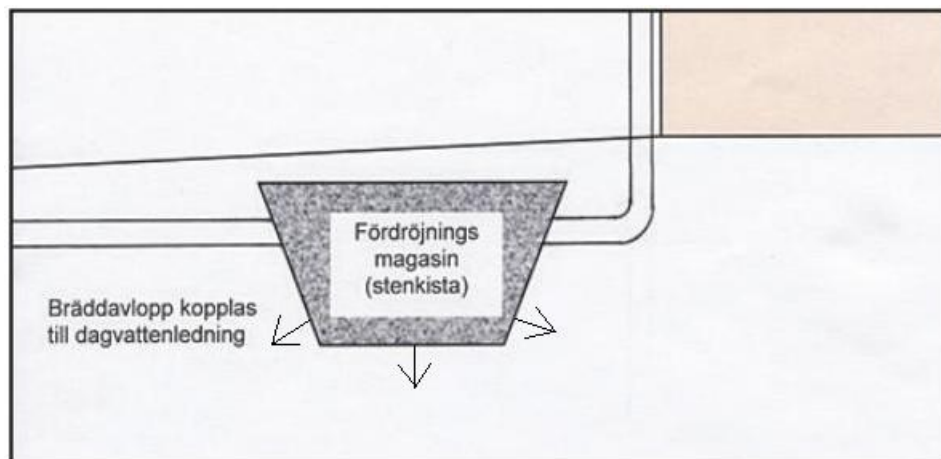


Figur 3. Ett långsträckt svackdike på Öster Mälarstrand i Västerås. Vattnet leds under vägar med smalt dimensionerade rör. Svackdiket är också försett med en upphöjd brunn i en lågpunkt (bild av Emma Matschoss-Falck).

Avledning av smältvatten i svackdiken fungerar väl även om snö ligger kvar i diket, såvida snön inte har packats. Problem som har visat sig uppstå är istället isbildning vid inlopp, utlopp och vägtrummor eller svallisbildning där grundvatten tränger upp i diket. För att förhindra problem med isbildning föreslås att en värmekabel installeras vid kritiska punkter (Bäckström & Viklander, 2008). En del avrinnande vatten infiltrerar vintertid även om infiltrationsförmågan försämras. Också förmågan att reducera föroreningar i dagvatten minskar vintertid liksom de positiva egenskaper som hänger samman med vegetationen. Erosionsrisken ökar då ingen levande växtlighet finns (Bäckström & Viklander, 2008).

Perkolationsmagasin: Utformningen av perkolationsmagasin kan se ut på olika sätt men principen är en utschaktad grop fylld med singel, makadam eller andra grovkorniga material dit vatten förs via en tillloppsledning och sprids med en fördelningsledning. En illustration av

ett perkolationsmagasin ges av Figur 4. Dag- och/eller dränvatten uppehåller sig en viss tid i magasinen och perkolerar sedan ut i omgivande mark. Jordarten där magasinet anläggs bör vara av den mer genomsläppliga sorten, till exempel grus eller grovkornig sand, den hydrauliska konduktiviteten bör inte vara lägre än 10^{-5} m/s (Linköpings kommun och Tekniska verken i Linköping AB, 2011).



Figur 4. Perkolationsmagasin med bräddning. När perkolationsmagasinet är fullt bräddas vattnet till en dagvattenledning (bild efter orebro.se, 2010).

Perkolationsmagasinet ska vara beläget över punkten för den högsta grundvattenytan och minst 15 cm under marken om inga fordon färdas över området (Linköpings kommun och Tekniska verken i Linköping AB, 2011). Perkolationsmagasin som ligger i anslutning till ett hus med källare ska inte placeras närmare än 4 m från byggnaden. Finns det ingen källare kan det placeras närmare (Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, 1983). Storleken på magasinen varierar beroende på storleken på den hårdgjorda ytan som ska anslutas och på jordarten. Hålrumsvolymen för en stenkista är cirka 35 % (PlastInject Watersystem AB, 2013 a). Exempel på dimensioneringar av perkolationsmagasin beroende av storleken på den anslutna hårdgjorda ytan ges i Tabell 10 och beroende av jordart i Tabell 11.

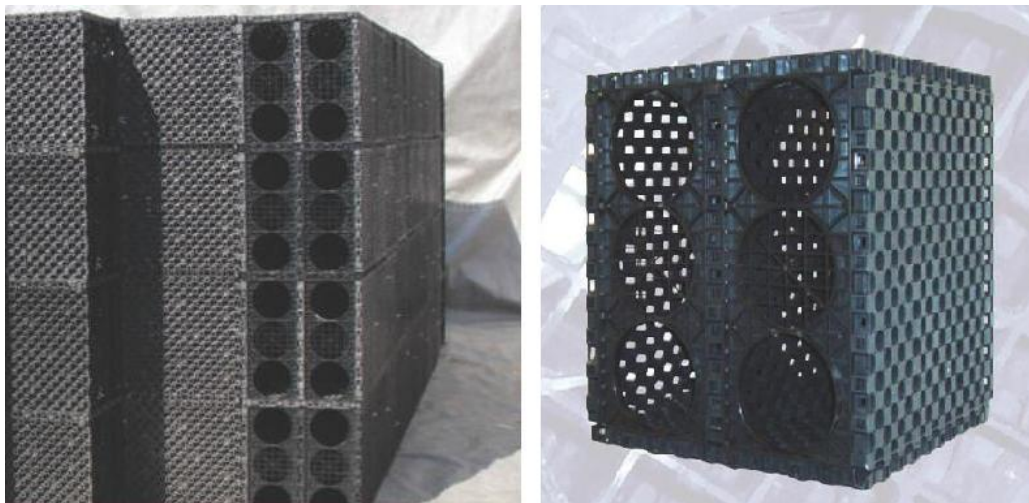
Tabell 10. Dimensionering av perkolationsmagasin beroende på storleken på den anslutna hårdgjorda ytan (efter Adrian, 2008).

Ansluten hårdgjord yta [m ²]	Magasinslängd [m]	Magasinsbredd [m]
100	> 4	1,3
150	>6	1,3
200	>8	1,3

Tabell 11. Dimensionering av perkolationsmagasin beroende av den jordart magasinet är beläget i. Dimensionering för en hårdgjord yta om 150 m² (efter Linköpings kommun och Tekniska verken i Linköping AB, 2011).

Jordart	Magasinslängd [m]	Magasinsbredd [m]	Magasinshöjd [m]
Lerig sand	5	1	1
Sandigt grus	2	1	1

Ett sandfång, intagsfilter och/eller slamavskiljare kan installeras för att minska risken för igensättning av perkolationsmagasinet. Störst belastning och sannolikhet för igensättning blir det på magasinets botten. Därför bör magasinet utformas så att bottenarean blir så liten som möjligt i förhållande till väggarean. Ett långsmalt magasin och/eller ett magasin där väggarna lutar utåt är att föredra. I finkorniga jordar bör en fiberduk användas som skydd för att stenfyllnadsmaterialet sätts igen (Stahre, 2004). Ibland kompletteras magasinen med bräddavlopp för att undvika översvämningar. Bräddavloppet bör dock endast träda i funktion då den dimensionerade tillrinningen överskrids (Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, 1983). Perkolationsmagasin är lämpligt att använda för mindre förorenat dagvatten. Det kan finnas en risk för grundvattenföroreningar, lösta metaller, fosfat och nitrat kan följa med det perkolerande vattnet och följaktligen bör perkolationsmagasin inte anläggas i närheten av vattentäkt (Hogland, 1991). Avskiljningsgraden för föroreningar är okänd men en hög avskiljning av suspenderat material antas. Avskiljningen sker genom fysikalisk eller kemisk fastläggning i magasin och omgivande marklager samt genom mikrobiell nedbrytning (Vatteninformationssystem Sverige, 2013). Enligt orebro.se (2010) uppskattas en stenkistas livslängd till ungefär tio år. Stahre (2004) menar att livslängden uppgår till några decennier. Istället för att använda en stenkista som perkolationsmagasin finns det också moduler av någon sorts plast att tillgå. Modulerna kan sammanfogas till önskad volym, se illustration i Figur 5 och användas både för fördröjning och perkolation. Jämfört med stenkistor är dessa betydligt mer kompakta med en hålrumsvolym om upp till 96 %. Vanligtvis finns det möjlighet till tv-inspektion och rengöring av modulerna via inloppsroret. Skötseln av perkolationsmagasin består annars av att renhålla de ytor vars vatten leds till anläggningen så att onödig belastning, materialtillförsel och därmed igensättning minskar och att kontrollera och rena ledningar, brunnar och andra magasinintag regelbundet (Linköpings kommun och Tekniska verken i Linköping AB, 2011).



Figur 5. Plastmodul för perkolationsmagasin. Storlek: 50•50•55 cm. Volym 0,1375 m³ (bild från PlastInject Watersystem AB, 2013 b).

Tidigare studier visar att funktionen hos perkolationsmagasin vintertid inte påverkas nämnvärt av tjäle i marken. Det rekommenderas dock att markytan ovanför magasinet lämnas oplogad då snö har en isolerande verkan som hindrar tjälnedträngning (Bäckström & Viklander, 2008).

Diken: Då LOD ska användas bör förekomsten av diken, bäckar och andra vattendrag i området undersökas, eftersom dessa eventuellt kan användas för avledning av dagvatten. Om dikena ingår i ett dikningsföretag måste ett särskilt tillstånd från företaget ges innan

anslutningen kan ske, en okontrollerad anslutning kan orsaka marköversvämningar och erosions-skador. Det bör även undersökas om det i äldre tider funnits något öppet dike som kan återskapas och användas för öppen avledning av vattnet (Stahre, 2004). Släntlutningen på ett dike bör vara minst 30 cm/m och längslutningen mellan 0,5-6 %, om lutningen är över 2 % bör åtgärder för att minska vattenhastigheten användas. Bredden på diket får gärna vara stor eftersom det minskar hastigheten. Bottenbredden bör vara 0,5-3 m medan minimumlängden är 60 m. Vattendjupet i ett öppet dike ska vara runt 0,5 m med ett minimumdjup om 0,3 m och ett maximumdjup om 0,9 m och för att undvika erosion i dikena är ett trapetsformat eller paraboliskt tvärsnitt bättre än ett v-format (Larm, 2000).

Våta dammar: Med våta dammar avses dammar med permanent vattenyta (Figur 6) där in- och utflöde sker via ett öppet dike eller dagvattenledning (Gustafsson, Holmgren, Larm, & Linder, 2002). Linköpings kommun och Tekniska verken i Linköping AB beskriver dammar utan utlopp och anger att ett bräddavlopp till en stenkista eller liknande måste finnas. För en våt damm krävs i regel ett basflöde för att upprätthålla en permanent vattenyta som sedan byts ut helt eller delvis mot dagvatten under avrinningstillfällena. För att hålla en permanent vattenyta även under torrperioder kan dammen delvis placeras under grundvattennivån (Larm, 2000). Dammar har en utjämnings- och fördröjningseffekt på vattenflödet och kan, vid rätt dimensionering ge en hög avskiljning av både partikulära och lösta föroreningar. Reduktionen sker genom sedimentation, växtupptag och nedbrytning av mikroorganismer. Dammar utgör dessutom naturliga habitat för växter, djur och insekter i stadsmiljön och har ett estetiskt värde (Gustafsson m.fl., 2002).



Figur 6. Till vänster: En dagvattendamm på Öster Mälarstrand i Västerås (bild av Emma Matschoss-Falck, 2013). Till höger: En dagvattendamm i Malmö (bild från Malmö stad, 2009 med tillstånd).

Enligt Larm (2000) som beskriver dammar som även ska ha en renande effekt, finns en rekommenderad minimumarea om 0,25 ha för våta dammar och en absolut minimumarea om 150 m². Växter som planteras i dammen kan uppta 25-50 % av ytan. Enligt Linköpings kommun och Tekniska verken i Linköping AB (2011) avgörs storleken på dammen av storleken på ytan som ska avvattnas och dammen ska vara ungefär 5 % av den hårdgjorda ytan om det största djupet är 0,5 m och släntlutningen 35 cm/m. Släntlutningen på en damm kan variera, om markens stabilitet tillåter kan den maximalt luta 0,5 m/m men fördelaktigt är en lutning på ner till en dm/m om mycket plats finns. En damm avsedd att ta emot dagvatten och ha en viss reningseffekt bör vara minst två gånger så lång som bred men helst tre gånger längre och medeldjupet ska vara 1,5- 2 m, med ett minimum- respektive maximumdjup om 1,2 och 3,5 m (Larm, 2000). Från inloppet ska bredden expanderas och en konstruktion av till exempel stenar eller en spridningsbank för att sprida vattnet är att rekommendera. Vid

utloppet ska en gradvis kontraktion ske, ett överfall ger en utjämningsseffekt och dimensionen ska tillåta en tömningstid på medelvolymer om 12-24 timmar, så att även rening av nästkommande regn möjliggörs. Vid utloppet är det rekommenderat att ett rensgaller finns. Om utloppet anläggs med en viss uppdämning möjliggörs avskiljning av en eventuell oljefilm. Vid både in- och utlopp kan stentrappor för luftning och syresättning av vattnet anläggas (Larm, 2000). Skötsel av dammar består huvudsakligen av att underhålla in- och utlopp så att de ej sätts igen, vid större dammar ska det finnas plats för fordon som behövs för rengöring. Studier av våta dammar vintertid visar att risken för sedimentflykt eller att föroreningar i sedimentet löstes ut i vattenfasen var låga. Däremot visar undersökningar att mängden löst syre i dammarna minskar vintertid och att det finns risk för skiktning av vattnet på grund av temperaturskillnader. Det visade sig också att mängden lösta metaller i vattenfasen ökade vintertid (Bäckström & Viklander, 2008). Ett problem som visat sig i dammar har varit en okontrollerad alg tillväxt, för att hantera detta anges olika åtgärder. Exempelvis kan dammen förses med bottenventil för att underlätta rensning, tillrinnande vatten kan passera ett filter av vassväxter för att minska näringstillförseln, för bättre vattenomsättning och syresättning kan en pump som pumpar runt vattnet och en fontän monteras och för att minska solinstrålningen kan träd och växter planteras runt dammen samt växtlighet i dammen (Stahre, 2004).

Torra dammar: Med torra dammar avses dammar som vid regntillfällena fylls och får en vattenyta men annars är torrlagda. Dammarna uppförs i lokala försänkningar med ett strypt bottenutlopp så att en succesiv tömningen av dammen sker. Bottenytan på dammen kan vara tät, dränerad eller utformad med ett fördröjningsmagasin under. De torra dammarna är öppna fördröjningsmagasin och kan anläggas lokalt eller nedströms ett område som samlat fördröjningsmagasin. Anläggningarna återfinns ofta i parkmiljö men också på privat mark. Mellan regntillfällena är dammen en grönyta som kan nyttjas som park- eller lekyta (Banach, 2012 a). Dock upplevs torra dammar inte som lika estetiskt tilltalande som till exempel våta eftersom växtligheten inte blir lika frodig vid återkommande torrläggning. Skötseln av en torr damm består av borttagande av sediment. Rensningen sker lätt under torrperioderna och medför en minskad mängd föroreningar i vattnet (Länsstyrelsen i Västmanlands län, 2009)

Genomsläpplig markbeläggning: Genomsläpplig markbeläggning kan bestå av exempelvis singel och naturgrus, natursten med genomsläppliga fogar, hålsten av betong, permeabel asfalt eller ett genomsläppligt material stabiliserat med rasternät. Normalt förses beläggningen med en underbyggnad av ett grövre vattengenomsläppligt material som agerar tillfälligt magasin innan vattnet infiltrerar i underliggande mark (Stahre, 2004). För stabilisering av genomsläppliga material finns ett antal olika sorters rasternät som både kan fyllas med till exempel singel eller besås med gräs. Fördelen med att använda armering är att markytan då tål betydligt högre belastning. En variant är en platta tillverkad av HDPE-plast som tål en belastning om 200 ton/m². Av en annan producent uppges armeringen, fylld med grus eller gräs tåla belastningar på upp till 20 ton/m² och materialets tålighet för belastning även vid lägre temperaturer poängteras (Byggros, 2013 a). Under lagret med gräsarmeringar bör ett rotvänligt bärlager av till exempel en grus-lerjordsblandning läggas så att gräsrötterna kan tränga ner och beroende på jorden bärighet ett eller två geonät. Detta skapar en lager-på-lager-struktur som förhindrar sättningar (Byggros, 2013 a). Hålsten av betong benämns också på många håll som gräsarmering, har samma funktion och kan tack vare hållfastheten med fördel användas på parkeringsplatser (Figur 7).



Figur 7. Hålsten av betong lagd på en parkeringsyta på Öster Mälarstrand, Västerås (bild av Emma Matschoss-Falck).

Permeabel asfalt har förutom den genomsläppliga egenskapen fördelen att buller dämpas och risken för vattenplaning minskas (Byggros, 2013 b). Porös asfalt görs genom att ta bort mellanfraktionen av stenar och sand, som har en diameter om 1-4 mm och därigenom få hålrum mellan stenarna. Högre porositet medför dock lägre hållfasthet och detta ger en gräns för hur porös asfalten kan bli (Ljudlandskap, 2011 a). För att få en bättre hållbarhet, jämnare yta och bättre ljudabsorption kan dubbellagers porös asfalt användas, där läggs ett finare täcklager över ett undre lager med grövre material (Ljudlandskap, 2011 b). Effekten av porös asfalt försämras dock med tiden. Enkellagers asfalt försämras främst av trafik med låga hastigheter då den påstås vara självrensande vid högre hastigheter. Vid användning av permeabel asfalt bör hänsyn tas till att ytemperaturen blir lägre och således ökar risken för isbildning, beläggningen har ett större behov av vinterväghållning som saltning och av rengöring. Tillåts porerna sättas igen för hårt är det i princip omöjligt att återställa ytan igen. Genomsläpplig asfalt bör inte heller användas i rondeller eftersom skarpa svängar innebär en högre belastning vilken den inte är anpassad för (Ljudlandskap, 2011 a). En undersökning gjord vid Luleå universitet utreder hur permeabel asfalt fungerar efter ett antal års användning. Genomsläppligheten på två olika vägar som inte underhållits på något speciellt sätt undersöktes, och var vid anläggning 300-400 mm/s. Vid den ena vägen hade genomsläppligheten minskat till 3-4 mm/s 17 år senare och efter vakuumsugning uppgick den till 7 mm/s (Adielsson, 2012 a). Den andra vägen hade efter 25 år noll genomsläpplighet vilket inte heller förändrades efter vakuumsugning. Den obefintliga genomsläppligheten härleddes till att vägen använts som sandupplag under en period och av det fullständigt täppts igen. Slutsatsen som drogs av försöken var att trots en avsevärd nedsättning av infiltrationsförmågan från den ursprungliga kan permeabel asfalt fortfarande infiltrera vattenmängderna i kraftiga regn och med underhåll såsom vakuumsugning 1-2 gånger per år skulle den fungera mycket bra (Adielsson, 2012 a). Försök på permeabel asfalt visar att både avledningsförmågan och föroreningskontrollen fungerar väl även vintertid. Asfalten har tillräcklig infiltrationskapacitet även under snösmältning för att infiltrera smältvattnet. Därutöver har det visat sig att permeabel asfalt är mer motståndskraftig mot tjälskador jämfört med vanlig asfalt (Bäckström & Viklander, 2008).

Uppsamling för återanvändning: Vatten från hårdgjorda ytor men i synnerhet från takytor kan samlas upp i någon sorts tunna och senare användas för till exempel bevattning, brandsläckning eller toalettspolning. Sådana system blir komplement till kommunal vattenförsörjning eftersom tillgången på vatten inte alltid kan garanteras. Enligt Stahre (2004) försöks gjort ”på kontinenten” med uppsamling av takvatten i underjordiska tankar för att efter avskiljning av större partiklar och löv, användas för wc-spolning (Stahre, 2004). De försök som gjorts har Enligt Stahre (2004) visat sig vara mindre kostnadseffektiva.

Fördröjning: Ibland kan en viss fördröjning av dagvattnet vara fördelaktig, detta kan ske med olika anordningar för dagvattenbrunnar. För lokalt omhändertagande kan dagvattenbrunnarna avleda dagvattnet till perkolationsmagasin, bäckar eller en damm. Uppdämning vid rännstensbrunnar kan ske genom strypning eller upphöjning av brunnen. Vid strypning av brunnen sätts en plåt med ett antal intagshål över brunnen. För att strypning av dagvattenbrunnar ska fungera krävs ett visst ökat gatuunderhåll och boende i området bör involveras. Vid information till de boende om önskade syften med åtgärden har det visat sig att hjälp med att till exempel ta bort tillfälliga igensättningar av stryphålerna fås (Stahre, 2004).



Figur 8. Kupolbrunn (bild från Pipelife, 2013).

Upphöjda dagvattenbrunnar sker genom att intaget på dagvattenbrunnen sätts 10-20 cm över markytan och en viss fördröjning sker innan vattnet rinner ner i brunnen (Lönngren, 2001).

Avlägsnande av kantsten: Vid vägar, uppfarter, parkeringsytor och andra hårdgjorda ytor bör den enkla åtgärden att ta bort gatsten också användas istället förlängs vägöverbyggnaden en bit ut i grönytan och en stödremsa, som gärna är av genomsläppligt material erhålls. Stödremsan innebär både en minskad risk för spårbildning i grönytan och ett skydd mot erosion.

Biofilter, biobäddar, växtbäddar: Biofilter, växtbäddar eller rain garden kan se olika ut beroende på funktion och hur stor plats den får ta i anspråk. Principen är ett växtbevuxet dike där funktionen är fördröjning av dagvatten samt rening genom kemiska, biologiska och mekaniska processer i växtmaterialet. Dagvatten infiltrerar genom en växtbädd ner i fyllningsmassa som både agerar filter och magasin för att slutligen rinna av i en dräneringsledning till dagvattensystemet. Utveckling av lämplig vegetation för skandinaviska förhållanden pågår. Företaget Veg Tech erbjuder färdiga lösningar av rain gardens och använder växter bestående av ängsflora dimensionerade för torrare förhållanden (Thiberg, 2013). Filtermaterialet kan till exempel bestå av organiska material, mineraliska material, sand eller aktivt kol. I biofiltret renas vattnet från fosfor, metaller och partikulära ämnen. För att även få en kvävereduktion av filtret kan ett vattenlås monteras innan dräneringsledningen. Vattenlåset ger en konstant vattenmättnad i filtermaterialet, från botten av fyllningsmagasinet

till höjden av dränaget. I den vattenmättade zonen uppstår syrefria förhållanden, varvid denitrifikation kan ske (Søberg, 2012). Vid dimensionering av växtbäddar antas filtermaterialet ha en porositet på 15 % (Nolkrantz F., 2013 a) och volymen på växtbädden behöver således vara knappt sju gånger större än den nödvändiga magasinvolymen.

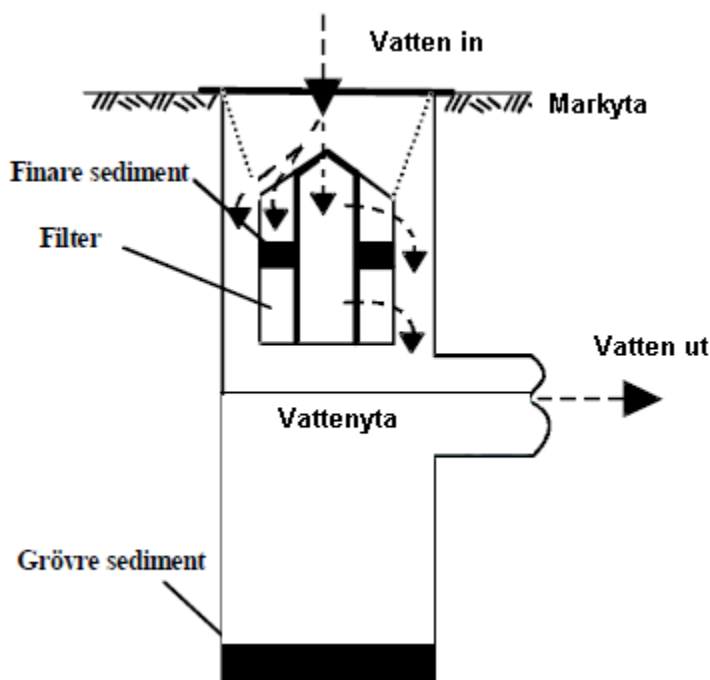


Figur 9. Till vänster: Växtbädd på Vasagatan i Stockholm. En lind och plantering av sommarblomster (bild av Örjan Stål, 2009 med tillstånd). Mitten: Biofilter i form av ett långsträckt bevuxet dike på Öster Mälarstrand i Västerås (bild av Emma Matschoss-Falck, 2013). Till höger: Illustration av principskiss för ett mer kompakt biofilter med vattenlås (bild efter Luleå tekniska universitet, 2012).

Växtbäddar kan också arrangeras som en mer konventionell rabatt med träd i (Figur 9). Reningseffekten i växtbäddar med träd är okänd men antagligen inte av större betydelse, däremot tar träd upp stora mängder vatten ur marken. Vid plantering av träd i stadsmiljö är det viktigt att trädrötterna ges tillräckligt utrymme att växa och att markförhållandena anpassas så att inte syrebrist eller vattenmättnad uppstår i rotzonen. För att skapa bra markförhållanden för träd kan en större växtbädd anläggas som planteras med ytlig växtlighet men skapar utrymme för trädens rötter att breda ut sig. Gropen fylls med så kallad skelettjord och för dagvatteninflödet används en luftbrunn, detta möjliggör en bra dränering och markluft i jorden. Skelettjord består av ett skelett av sorterat makadam och en fyllnad av jord. Luftbrunnar är brunnar på vilka en eller flera av sidorna är perforerade och på det sättet skapar förutsättningar för ett utbyte och påfyllnad av luft i marken (Stockholm stad, 2009).

Skötseln av växtbäddar består huvudsakligen av åtgärder som inte är kopplade till vegetationen utan handlar om att hålla bäddarna rena från skräp och efterhand rensning från sediment som bildats. Beroende av näringsinnehåll i dagvattnet kan växtligheten behöva beskäras med några års intervall. Vid nyetablering kan bevattning krävas om mycket torra förhållanden uppstår. En liten gödselgiva kan vara fördelaktig vid nyetablering men generellt bör ingen gödsling användas på grund av stor risk för utlakning med dagvattnet (Thiberg, 2013). På grund av begränsad användning i Sverige finns dock erfarenheter av funktionen hos biobäddar i nordiskt klimat. Den forskning som gjorts visar att infiltration och rening fungerar sämre på vintern samt att kunskapen om växtarter som är anpassade för vinterförhållanden är liten. Reduktionen av metaller och suspenderat material försämrades inte i låga temperaturer men dock reduktionen av kväve och fosfor. För att biofilter ska kunna användas i kallt klimat föreslogs att grövre fibermaterial skulle användas. Detta ger en högre hastighet på vattnet och minskar risken för att stående vatten fryser. Den ökade hastigheten på vattnet påverkar visserligen reningen negativt men i begränsad omfattning (Adielsson, 2012 c). Sedan några år pågår försök i labbskala som ska utreda hur biofilter kan anpassas för Svenska förhållanden (Søberg, 2012).

Filter i gatubrunnen: Det finns ett flertal olika filter som kan användas i gatubrunnar. Filter finns för att avskilja olja, partikulärt material och lösta föroreningar. Dagvattnet rinner genom ett filter som absorberar föroreningarna. Grövre sediment avlägsnas i den perforerade överdelen medan finare sediment avskiljs av en geotextilduk (se Figur 10). Filtermaterialet kan till exempel bestå av kalkkross, bark, torv, cellulosa, polypropylen eller aktivt kol. Filtren har en kapacitet på runt 0,5-1 liter per sekund och uppskattas avskilja 50-80% av föroreningarna. Det rekommenderas att filtret bytes fyra gånger per år på grund av risken för igensättning. Vid byte av filter avlägsnas även de finare sedimenten som fångats upp medan de grövre sedimenten måste sugas upp (Börjesson m.fl., 1999).



Figur 10. Illustration av principen hos ett brunnsfilter (bilden efter Börjesson m.fl., 1999).

Filter för gatubrunnar uppskattas kunna avskilja 50-80 % av föroreningarna enligt Börjesson, Holmgren, & Larm (1999) och i samma rapport kan läsas att filtrena avskiljer 30-45 % av de grövre sedimenten och en mindre andel föroreningar. Problemen som har varit med filtrena är igensättning och utveckling för att minska igensättning pågår.

Synliga vattenvägar: På vissa platser kan det vara svårt att planera in grönområden, då kan vatten ledas i ytliga kanaler längs gator och gångvägar till den plats där vattnet kan omhändertaras (Figur 2). Synliga vattenvägar kan anläggas för en konstant vattenyta eller oftare som ett något nedsänkt stråk som endast fylls med vatten under regntillfällena. Rännor kan utformas i olika storlekar och anpassas till den aktuella platsen. Skötseln av synliga vattenvägar består av att hålla kanalerna öppna. Kanalerna kräver rensning av löv, skräp och liknande som kan täppa till vattenflödet och relativt frekvent underhåll kan krävas under vissa perioder (Andersson-Sköld m.fl., 2011). Erfarenheter av synliga vattenvägar visar att många människor bli besvikna när det bara rinner vatten igenom dem när det regnar. För att undvika detta är information om hur anläggningen är tänkt att fungera viktig. Det har även uppkommit problem med att papper och skräp kastas i kanalerna, extra skötsel och underhåll behöver planeras för (Stahre, 2004).

Internationella studier visar att reduktionen av föroreningar i dagvatten varierar olika mycket för samma anläggningar från år till år, månad till månad och för likadana anläggningar på olika platser. Många anläggningar anges fungera bra i starten då de fungerar bra som sedimentfällor och därmed fångar upp föroreningar bundna till partiklar. Så småningom finns dock så mycket sediment att det börjar transporteras ut från anläggningen varvid det utgående vattnet blir en källa till föroreningar till recipienten. Även här poängteras vikten av underhåll för dagvattenanläggningar (Adielsson, 2012 c).

2.6.2. Diskussion och slutsats

Som nämnts tidigare är LOD en kombination av tekniker som kompletterar varandra och tillsammans skapar förutsättningar för att reducera, helt eller delvis, vattnet som behöver avledas från ett område. LOD kan också användas tillsammans med det kommunala dagvattennätet med avsikt att minska mängden dagvatten.

Vissa åtgärder kan användas generellt medan andra är mer avhängiga platsspecifika förutsättningar. Gröna tak är till exempel avhängiga konstruktionen och kan inte anläggas på tak med alltför brant lutning. Även vikten om cirka 50 kg/m² kan hindra anläggning av gröna tak om inte takfoten är konstruerad för belastningen. Vikten är ungefär densamma som för taktegel men till exempel plåttak är betydligt lättare. De här diskuterade gröna taken är den vanligaste sorten som återfinns hos många leverantörer och tillhör typen extensiva gröna tak, där ett tunt jordlager läggs på vanlig taktäckning, växtligheten består av torktåliga växter och en ömtålig yta fås. Ett annat alternativ är de så kallade intensiva gröna taken, som kan rymma ett tjockare jordlager med större växter. Dessa kan nyttjas för rekreation och odling, takytan kan beträdas och liknar en normal trädgård (Bengtsson & Berndtsson, 2005).

Att montera en utkastare på stuprören istället för att takvattnet går till dagvattennätet är en enkel åtgärd, här är förutsättningarna dock att den mottagande gräsyta är tillräckligt stor. I litteraturen finns olika uppgifter om hur stor infiltrationsyta som krävs, från hälften till två gånger storleken av den avvattnade ytan, så ett absolut minimumkrav av att infiltrationsarean ska vara hälften av den avvattnade ytans storlek kan antas. Även vid anläggning av ett svackdike måste en tillräckligt stor yta finnas och uppgifterna om hur stor den ytan måste vara går isär. Viktigt att nämna i sammanhanget är att uppgifterna som ges av Stahre (2004) är med fokus på det lokala omhändertagandet av dagvatten medan syftet med uppgifterna som ges av Larm (2000) är en fungerande rening av dagvattnet. Det är naturligtvis fördelaktigt om en viss avskiljning av föroreningar i dagvattnet sker med LOD men beroende på hur förorenat vattnet är i det aktuella området kan större eller mindre hänsyn tas till dimensioneringskraven enligt Larm (2000). Samma resonemang gäller för vanliga diken och våta dammar, det vill säga, att dimensionerna som anges av Larm (2000) syftar till att få en fungerande rening av dagvattnet men att föroreningsgraden och tillgången på yta avgör vilka dimensioner som verkligen ska användas. Våta dammar har inte bara en funktion som omhändertagande av dagvatten utan är också värdefull i egenskap av att bilda naturliga habitat för växter och djur samt som rekreationsanläggning. De anläggningar som har infiltration som grundprincip fick en sämre funktion vintertid men en viss infiltrations-, perkolations- och reningsförmåga finns fortfarande kvar trots tjäle i marken. Under de perioderna då tjäle finns i marken och förmågan till infiltration är försämrad faller dock den största delen av nederbörd som snö och ett minskat behov av infiltrering finns. Även minskad reduktion av föroreningar sågs vintertid, detta kan behövas ta hänsyn till om krav på en viss reduktion finns. Anläggningar för rening av vatten kan behöva dimensioneras för de sämsta förhållanden för att garantera att den reduktion som krävs uppnås.

Att anlägga ett perkolationsmagasin att leda takvatten och liknande till är ett större företag än att låta vattnet infiltrera över en gräsyta. Perkolationsmagasin kan dock vara en bra lösning om det finns brist på gräsytor, exempelvis vid större parkeringar eller liknande. Om perkolationsmagasin anläggs för att fördröja vattnet från till exempel en parkeringsplats, vilket innebär ökade föroreningshalter i vattnet, kan det tänkas att extra hänsyn måste tas till grundvattennivån för att undvika kontaminering av föroreningar. Perkolationsmagasin i form av stenkistor är betydligt billigare att anlägga än sådana av plastmoduler medan effektiviteten hos modulerna är betydligt större än hos stenkistorna. Livslängden på stenkistorna uppges vara ett till att antal decennier, därefter måste ett nytt magasin anläggas eller så måste en annan lösning för dagvattenhanteringen finnas. Även modulerna sätts igen men här finns en möjlighet till tv-inspektion och rengöring av anläggningen. Hur effektiv rengöringen är, vad livslängden i slutändan blir och kostnaden av rengöring är dock oklart.

Genomsläpplig markbeläggning torde vara ett fullgott alternativ till avledning och fördröjning i perkolationsmagasin eller liknande. Generellt är det fördelaktigt att åtgärda problem så tidigt som möjligt i händelsekedjan. Permeabel asfalt har dock problem med igensättning och minskad effekt efter några år så åtminstone på ytor med mindre trafik och lägre hastigheter kan andra material vara att föredra. Stenplattor på uppfarter och gräsytor stabiliserade med armering eller hålbetong på parkeringsytor kan även vara mer estetiskt tilltalande. Växtbäddar eller biofilter finns i olika varianter och med olika funktion. Växtbäddar med planterade träd i fungerar i större utsträckning som magasinering av dagvatten medan biofilter med lägre växtlighet och fördelsvis vattenlås är effektiva reningsanläggningar. Även om begreppen ibland används synonymt kan man skilja på växtbäddar med träd och biobäddar eller biofilter med enbart lägre växtlighet. Strypning av gatubrunnar eller upphöjning av densamma är relativt enkla åtgärder för att fördröja dagvatten. För att åtgärden ska fungera är det dock av vikt att boende i området informeras, vilket nämnts ovan. Om strypning av gatubrunnar sker på trafikerade vägar kan det vara viktigt att utformningen blir rätt så att ingen ökad risk för vattenplaning uppkommer. Lutningen på vägen bör också möjliggöra att vattnet kan rinna nedåt till en brunn som inte är strypt vid väldigt höga vattenflöden. Inom LOD finns också syftet att dagvattnet ska renas. Rening av dagvatten kan kombineras med fördröjning genom att använda exempelvis ett biofilter eller så kan en separat anläggning såsom brunnsfilter för lokal rening installeras. Båda metoderna kräver lite plats även om biofiltret tar en viss yta i anspråk men fördelen med biofilter är å andra sidan att det kan vara ett trevligt inslag i stadsmiljö.

Olika anläggningar har olika funktioner och för att ta hand om allt dagvatten som bildas och reducera föroreningarna däri kan olika anläggningar kombineras för önskad funktion. Till exempel kan takvatten från gröna tak ledas till ett biofilter. Det gröna taket ger en reduktion av kväve men avger fosfor. Fosfor reduceras sedan i biodiket.

Fundamentalt för att få en fungerande LOD-anläggning är att installation och skötsel görs på rätt sätt. Det är också ofta en fördel vid olika sorters installationer att de som berörs av ingreppet upplyses om funktioner och syften därmed, både för en större acceptans och för att minska risk för avsiktlig eller oavsiktlig negativ åverkan på konstruktionen.

3. LOD-uppdraget

3.1. Uppdraget

För två utvalda områden i Västerås ska en lösning för lokal dagvattenhantering utredas. Områdena i fråga är befintliga, med mycket hårdgjorda ytor och har för närvarande ett

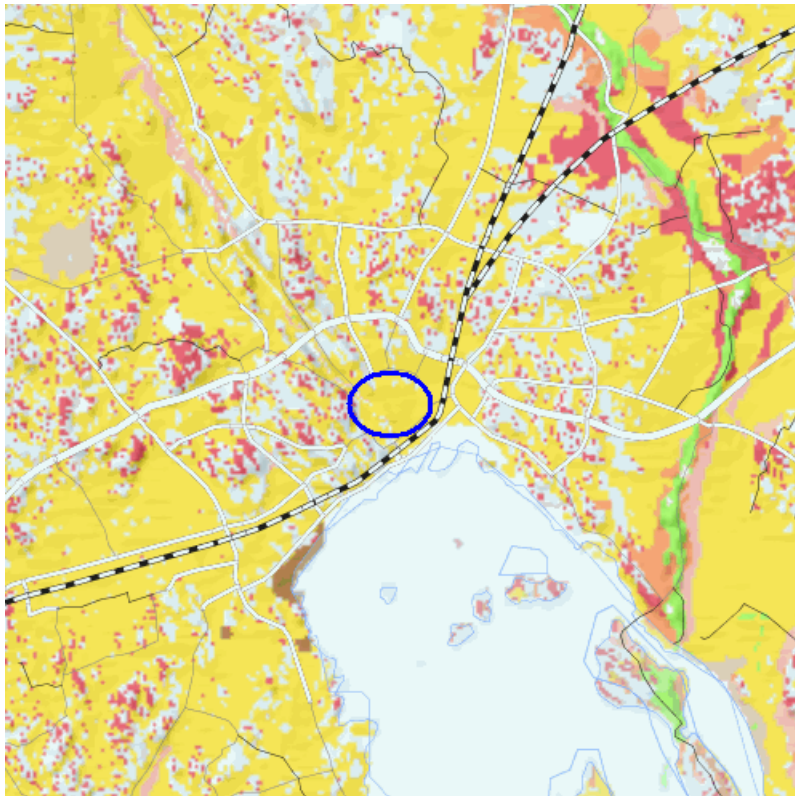
ledningsnät för avledning av dagvatten. Dagvattenanläggningen ska utformas enligt tekniker inom LOD. Förslagen ska dimensioneras för att kunna hantera regn med en återkomsttid om 10 år. Dagvattnet som bildas inom området ska fördröjas så att flödena från området motsvarar flödena från naturmark. I P90 (Svenskt Vatten, 2004, Figur 4.6) anges storleken på maximal avrinning per hektar från ett område beroende på områdets storlek, ju mindre område desto större avrinning per hektar. För områden om cirka 20 ha anges max dimensionerande avrinning i naturmark vara 15 l/s,ha. Därefter minskar dimensionerande avrinning succesivt och för mycket stora områden på runt 1 000 ha är dimensionerande avrinning endast 3 l/s,ha. Flödena i P90 är bedömda efter regn med återkomsttider 5-10 år. Områdena som utreds i Västerås är mycket små delområden av stadskärnan, storleken är på 1,1 ha respektive 1,3 ha. För dimensionering av dagvattensystemen tillåts 15 l/s,ha avrinna från de privata områdena. Från den totala ytan tillåts 10 l/s,ha avrinna. Fördröjningen sker således i två steg. De privata fastigheterna som upptar en mindre yta ska fördröja dagvattnet till 15 l/s,ha medan den allmänna aktören som ansvarar för större ytor ska fördröja sitt dagvatten samt det som tillkommer från privat mark till 10 l/s,ha. Syftet med att minska och utjämna dagvattenflödena är att avlasta ledningsnät för att undvika översvämningar samt att minska belastningen på Mälaren med avseende på flöden och föroreningar. I förslagen för utformningen av LOD-åtgärder ska ta hänsyn till den praktiska och estetiska aspekten i stadsmiljö liksom till vilken rening som sker av dagvattnet samt anläggningskostnaden. Volymerna som ska fördröjas har simulerats på olika sätt med olika ansvarsförhållanden till fördröjningen. Beroende på platsspecifika förhållanden ska det undersökas vilken simuleringsmodell som är fördelaktig.

3.2. Bakgrund – Västerås

Västerås är beläget centralt/sydligt i Sverige längst Mälarens norra strand. Avståndet till Stockholm är cirka 10 mil och till Göteborg är det cirka 35 mil. Kommunen upptar en yta om ungefär 1 100 km² och 2012 var invånarantalet 140 000 (Västerås stad, 2013 a).

Under den förra istiden låg Västerås liksom största delen av Sverige under isen. Sedan issmältningen har området där numera Västerås befinner sig långsamt höjt sig ur vattenmassorna. Mälaren var fram till 1200-talet en havsvik till Östersjön. Fortfarande pågår en landhöjning, relativt Mälarens vattenyta, vid Mälarens norra strand längs vilken Västerås ligger (Dykarna punkt nu AB, 2013). Många av de områden som tidigare var havsbottnar utgörs idag av plana lerslätter. Leran avsattes, tillsammans med silt, på havsbottnarna då dessa var täckta av vatten. Avsättningarna härstammar från både äldre och yngre sediment. Materialet i det äldre glaciala sedimentet kommer från inlandsisen och har transporterats ut av smältvattnet. Det yngre postglaciala sedimentet har avsatts till botten efter att inlandsisen försvunnit från området (Sveriges Geologiska Undersökning, 2013 a).

Jordarten som dominerar i Västerås är lera (Figur 11). På vissa platser består jordarten istället av morän och på vissa högre belägna områden ligger berggrunden i dagen. De områden som ska undersökas med avseende på lokalt omhändertagande av dagvatten ligger mycket centralt i Västerås och som framgår av Figur 11 liksom av mer detaljerade kartor är jordarten där lera.



Figur 11. Jordartskarta över Västerås. Centrumområdet är markerad genom en ring centralt i bilden. Gult: Postglacial och glacial lera. Rött: Berggrund. Vitt: Sandig morän (bild efter Sveriges Geologiska Undersökning 2013 b)

I asfalterade innerstadsområden med underjordiska ledningar och rörsystem ligger ofta fyllnadsmaterial av grus, sand och sten under markytan. Eftersom ingen närmare information angående fyllnadsmassor och jordart på de specifika områdena finns tillgänglig antas marken bestå av jordarten lera. Lera har en hydraulisk konduktivitet på 10^{-9} m/s (Avfall Sverige, 2010), men den kan variera kraftigt beroende på vattenhalt och sprickbildning i leran. Skulle marken istället bestå av en annan jordart eller fyllnadsmaterial blir konsekvensen en större hydraulisk konduktivitet och mer vatten kan infiltreras, om inte marken skulle bestå av berggrund. En berggrund kan i princip inte infiltrera något vatten alls och metoder för omhändertagandet av dagvattnet som använder infiltration kan inte användas. Det finns inga uppgifter om grundvattennivån att tillgå för Västerås innerstad. I områden med mycket bebyggelse läggs ofta dräneringsrör i marken som reglerar grundvattennivån och håller denna lägre än djupet på källarna. Det finns ingen information om på vilket djup dräneringsrören ligger.

Dagvattennätet i Västerås började byggas 1945 och idag utgörs nätet av cirka 500 km dagvattenledning. De tidiga kombinerade systemen håller succesivt på att byggas bort och för närvarande finns det ungefär 42 km kombinerad ledning (Västerås stad och Mälarenergi, 2013). Dagvattenledningarna ligger minst 1,8 m under marknivå (Höglund, 2013). Största delen av dagvattnet från de planlagda områdena rinner ut direkt i Mälaren eller i Svartån som också leder ut i Mälaren. Övergödning är ett problem i alla stadens vattenförekomster, problem med miljögifter finns dessutom både i Mälaren och i Svartån. Dagvattnets bidrag till föroreningar är i första hand tungmetaller (Västerås stad och Mälarenergi, 2013).

Centrumområdet i Västerås är uppvärmt genom underjordiska fjärrvärmeledningar. Ingen snöröjning eller liknande är nödvändig i de centrala delarna. VA-verksamheten i kommunen sköts av det kommunala bolaget Mälarenergi.

År 2012 antogs en ny vattenplan av Västerås kommunfullmäktige (Västerås stad, 2013 b) och 2015/2021 ska allt vatten i Västmanland ha uppnått normen God ekologisk och kemisk status (se sida 7, 2.4.1 Resultat: EG:s ramdirektiv för vatten). I vattenplanen anges att både en dagvattenpolicy och en dagvattenplan håller på att utarbetas av tjänstemännen och ska vara färdig till 2014 (Västerås Stad, 2011). Ett antal mål respektive åtgärder för dagvatten beskrivs i vattenplanen (se Tabell 12).

Tabell 12. Urval av mål och åtgärder för dagvatten enligt Västerås stads vattenplan (Västerås Stad, 2011).

Inriktningsmål:	Mark ska avsättas för ekologiska funktioner såsom omhändertagande av dagvatten
Effektmål:	Fosforbelastningen via dagvatten ska fram till 2021 minska med 20 % jämfört med 2011 års nivå
Effektmål:	Belastningen av metaller och miljögifter från dagvatten ska fram till 2021 minska med 20 % jämfört med 2011 års nivå
Åtgärd:	Provtagningsprogram för påverkan av miljögifter och näringsämnen via dagvatten ska tas fram
Åtgärd:	En handlingsplan för dagvatten ska tas fram. Syftet är att öka reningen och förhindra översvämningsrisker, samt att öka den biologiska mångfalden och estetiska värden
Åtgärd:	Dagvattenanläggningar som har multifunktionella åtgärder ska identifieras. Åtgärden samordnas med arbetet att ta fram en dagvattenplan samt skötselanvisningar för dagvattenanläggningar
Åtgärd:	En dagvattenpolicy ska tas fram
Åtgärd:	En dagvattenplan ska tas fram

Målen som definieras i vattenplanen är främst effektmål vilka reglerar mängder av olika ämnen som släpps ut till vattendragen. Åtgärderna som beskrivs i vattenplanen har två huvudsakliga innebörder. Den första är att reglera hur övervakningen av progressen mot målen sker. Den andra är att ta fram mer detaljerade anvisningar för utgångspunkter och tekniker som ska främja att målen nås. En ytterligare åtgärd som ska utredas är införande av en specifik dagvattentaxa, en sådan kan göra det mer fördelaktigt att använda lokala lösningar för omhändertagandet av dagvatten.

3.3. Metod

LOD-uppdraget består av flera olika delar vilka har lösts genom olika metoder. Det första steget har varit att inspektera och fotografera området i fråga ute i fält. Det har noterats hur området lutar och hur den nuvarande markbeläggningen ser ut. Storleken på området och de olika ytorna har beräknats med hjälp av mätverktyget i Adobe Acrobat Reader. Flöden i området har utretts med hjälp av programmet StormTac.

3.3.1. Val av områden

Valen av områdena som ska granskas gjordes i samarbete med Lena Höglund, VA-ingenjör på Mälarenergi. Att finna LOD-lösningar för tätbebyggda områden med mycket hårdgjord yta och liten andel naturytor är en utmaning och det finns behov av en angreppspunkt att utgå från. Därför valdes två befintliga områden i Västerås innerstad. Områdena är liknande med

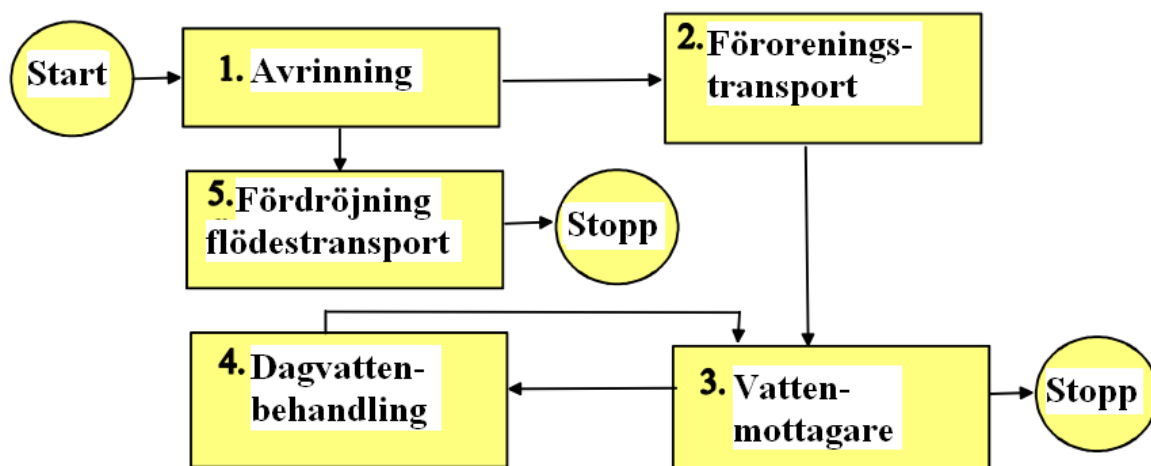
avseende på hårdgjord yta och naturyta, men det ena ligger centralt i stadskärnan där butiker och restauranger huserar medan det andra ligger strax utanför och består av flerfamiljshus.

3.3.2. Avståndsmätning

För att kunna beräkna avrinning och föroreningshalter från ett område krävs vetskap om storlek och typ av den yta som tar emot nederbörden. Kartorna erhöles i pdf-format och det användarvänliga datorprogrammet Adobe Acrobat Reader användes för att behandla filerna. I Adobe Acrobat Reader uppmättes avstånd och ytor. För att dessa ska representera rätt verkliga avstånd och ytor krävs att förhållandet mellan en verklig och en uppmätt sträcka anges. Detta görs genom att manuellt mäta upp en sträcka i området som ska undersökas och sedan relatera denna till storleken på samma sträcka uppmätt i Adobe Acrobat Reader. Referenssträckan bör vara lätt att identifiera i bilden som används i Adobe Acrobat Reader.

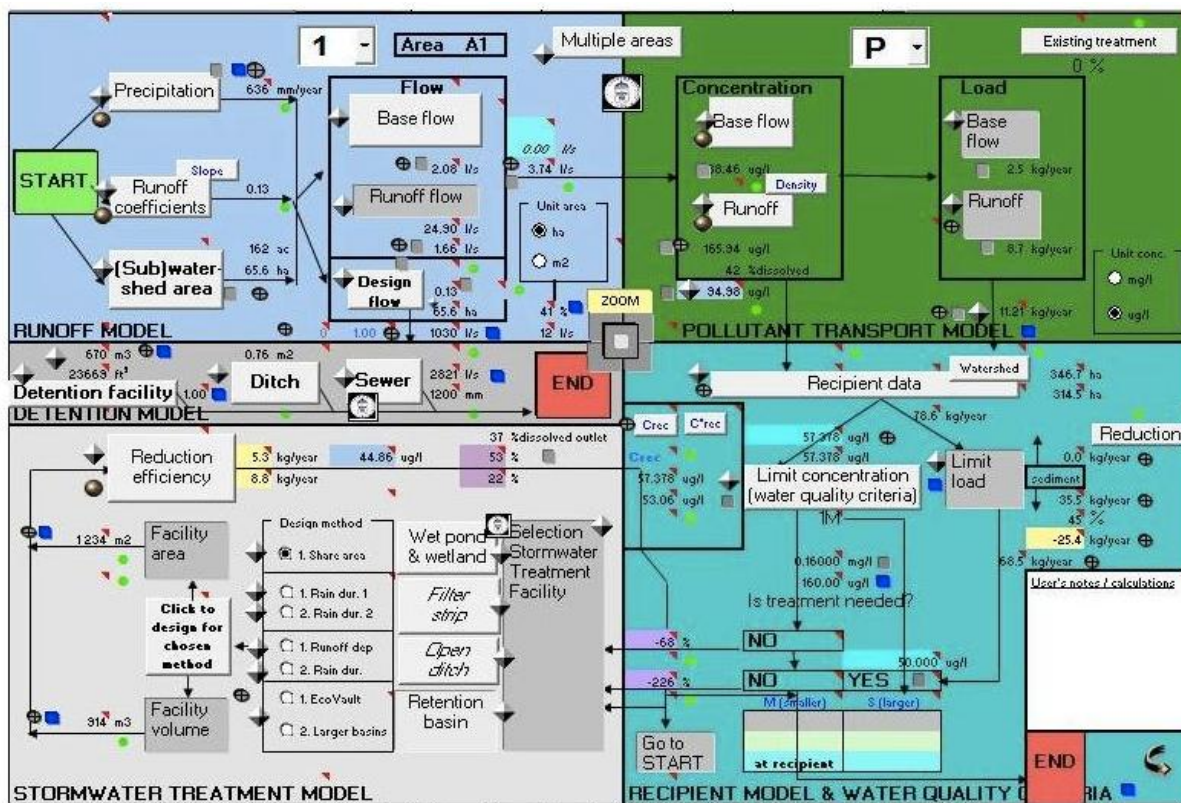
3.3.3. Storm Tac

StormTac är en mjukvarumodell för dagvatten och recipienter baserad på Microsoft Excel. Modellen används som ett verktyg för planering av dagvattenhantering i bebyggda områden och utnyttjas för beräkningar av både flöden och föroreningshalter inom avrinningsområden (StormTac corporation, 2013 a). StormTac utgår från ett flödesschema för beräkningar och integrerar processer för avrinning, transport, recipient, behandling och fördröjning av flöden (Figur 12 och Figur 13).



Figur 12. Förenklad beskrivning av flödesschemat i StormTac (bild efter Larm & Pirard 2011).

I programmet beräknas kapaciteten för olika transportsystem, vilka volymer som krävs för att fördröja ett vattenflöde samt föroreningshalter (StormTac corporation, 2013 b). De indata som krävs av programmet är vilken eller vilka typer av markytor och storleken på dessa som finns i det undersökta området, dessa anges i enheten hektar. Vid simuleringar som ska ge svar på vilka magasinvolymerna som behövs för att omhänderta dagvatten ska tillåtet utflöde från området anges i liter per sekund. Vid beräkning av vilken belastning recipienten i ett område klarar av krävs information om recipientens volym. Fler indata kan läggas till i modellen och i modellen befintliga värden såsom koefficienter och liknande ändras vid behov (Larm & Pirard, 2011). Modellen använder de angivna platsspecifika värden och beräkningarna sker utifrån olika regns återkomsttid och varaktighet. Resultaten redovisas i tabellform samt i olika typer av staplar och diagram.



Figur 13. Flödesschema som visar en översikt över interaktioner och utdata från modellen. Modellen för StormTac är uppdelad i fem delar. Överst till vänster behandlas information om avrinningsområdet och vattenflöden. Överst till höger behandlas föroreningar i flödena. I mitten till vänster finns information om transport i diken eller ledningssystem. Nederst till vänster bearbetas information om behandling av dagvatten i olika system. Nederst till höger innefattas egenskaper för recipienten i modellen (bild från StormTac corporation, 2013 a med tillstånd).

Sambanden mellan de olika faktorerna har bestämts efter analyser av mätdata och befintlig forskning. Relationerna mellan olika faktorer i flödesschemat uppdateras kontinuerligt då nya erfarenheter görs eller när ny forskning blir tillgänglig. I StormTac finns information om vilka avrinningskoefficienter som används för respektive yta baserat på värdena angivna i P90 (Svenskt Vatten, 2004). Samtliga data som används i modellen redovisas i tabellform och kan ändras i bakomliggande excel-ark. Enligt skaparen av StormTac, Thomas Larm, är programmet bäst lämpat för långsiktig, ej dynamisk, modellering. Systemet är avgränsat av naturliga faktorer såsom avrinningsområden istället för administrativt dragna gränser. Flöden av ett stort antal föroreningar i dagvatten beräknas och tyngdpunkten ligger på de ämnen som behandlas inom EG:s ramdirektiv för vatten. Koncentrationerna för föroreningar från olika platser som används i beräkningarna uppdateras kontinuerligt i den takt som nya rön presenteras (Larm & Pirard, 2011). Larm och Pirard beskriver processen för att planera omhändertagandet av dagvatten. Delavrinningsområden ska identifieras och kvantifieras och topografiska kartor samt det befintliga dagvattenledningssystemet ska studeras. Nästa steg sker i StormTac där vattenflöden och föroreningsbelastning beräknas. När den största föroreningskällan är identifierad kan olika behandlingar diskuteras innan vattnet släpps till recipienten. Många olika faktorer kan ändras och prövas i StormTac, till exempel olika sorters markanvändningar inverkan på avrinning, effekten av längden på diken samt effekten av olika sorters anläggningar för omhändertagande av dagvattnet.

Informationen för gröna tak som finns i StormTac anger en avrinningskoefficient på 0,31, vilket är mindre än avrinningskoefficienten från hårdgjorda ytor. Således beräknas i StormTac att avrinningen från gröna tak konstant är lägre än avrinningen från hårdgjorda

ytor. I verkligheten ger gröna tak effekt på vattenflödet vid mindre regn, vid längre och intensivare regn minskas inte avrinningen från taken nämnvärt jämfört med hårdgjorda ytor eftersom det gröna taket då är vattenmättat rinner vattnet direkt av som från en hårdgjord yta. Effekten av gröna taks inverkan på ytavrinningen blir följaktligen för högt beräknad i StormTac (Larm T. , 2013). Detta bör tas hänsyn till vid tillfällena då regn med lång varaktighet behandlas och har stor betydelse för simuleringarna. Ska magasin konstrueras och de dimensionerande regnen har lång varaktighet kan det vara bra att dimensionera volymerna enligt en volym mellan den för hårdgjorda och gröna tak.

3.3.4. Simuleringar av magasinvolym och föroreningshalter

Vid modelleringarna i StormTac angavs för varje område vilken sorts ytor som fanns i området, storleken på dessa samt längsta rinnsträckan för avrinnande vatten. Fyra olika metoder för att modellera flöden och magasinvolym användes. De olika metoderna ska testas, resultaten utvärderas och metoder med icke tillförlitliga resultat eventuellt förkastas. Simuleringarna i StormTac utfördes i flera steg. Det första steget är detsamma i metod 1-3: vattenflöden och magasinvolym på privat mark simuleras och utgående flöde angavs till 15 l/s,ha.

Volym: Metod 1

I ett andra steg beräknades magasinvolymerna på allmän mark. Till den allmänna marken tillförs det utgående flödet från privat mark, om 15 l/s,ha. För hela området, allmän och privat mark adderad, angavs utgående flöde till 10 l/s,ha. Magasinvolymen för allmän mark bestäms.

Volym: Metod 2

Magasinvolymerna för hela området, privat och allmän mark beräknades i det andra steget. Utflödet anges till 10 l/s,ha. För att utreda hur stor magasinvolym som krävs på allmän mark när 15 l/s,ha tillkommer från privat mark och 10 l/s,ha får avgå från hela området subtraheras magasinvolymen som tidigare beräknades för den privata marken från magasinvolymen för hela området. Magasinvolymen för allmän mark bestäms.

Volym: Metod 3

De beräknade dimensionerande flödena för privat mark sparas. Eftersom utgående flöden från den privata marken ej får överstiga 15 l/s,ha ersätts värdena på alla flöden större än detta med värdet 15 l/s,ha. Det dimensionerande flödet från allmän mark simulerades med utflöde 10 l/s,ha och sparades. De båda flödena adderades. Utgående från de dimensionerande flödena beräknades magasinvolymen på allmän mark. Utflödet angavs till 10 l/s,ha för hela området, privat och allmän mark adderad.

Volym: Metod 4

Här undersöktes vilka magasinvolym som krävs om den privata och allmänna marken separeras helt och vardera tillåts ha en avrinning på 10 l/s,ha. Först modellerades magasinvolymen på privat mark, utflödet angavs till 10 l/s,ha. Sedan modellerades magasinvolymerna för allmän mark, utflödet angavs till 10 l/s,ha.

Föroreningar

Två modelleringar av föroreningshalterna gjordes för hela området med privat och allmän mark adderade. Som indata för simulering av föroreningar angavs att nederbörden i Västerås uppgår till 593 mm/år (Alexandersson & Eggertsson Karlström, 2001). Föroreningshalterna simulerades när indatan bestod av området uppdelat baserat på ytanvändning, när hela området angavs som centrumbebyggelse och när ytan angavs som flerfamiljshus (område 2). Vid simulering av föroreningar delades områdena inte upp i privat och allmän mark.

3.3.5. Dimensionering

Förslagen här bör dimensioneras för att kunna hantera regn med en återkomsttid om 10 år. Enligt P90 ska dagvattenledningar i ”ej instängt område inom citybebyggelse” dimensioneras för regn med två års återkomsttid. För ”instängt område inom citybebyggelse” ska dagvattenledningarna dimensioneras för regn med 10 års återkomsttid. Om dagvattenledningarna befinner sig i marknivå ska de också alltid dimensioneras för regn med tio års återkomsttid (Svenskt Vatten, 2004). I detta fall är det inte dagvattenledningar utan dagvattenmagasinen som delvis kommer att befinna sig på samma nivå som marken. Svenskt Vattens anvisningar för dimensionering av dagvattenmagasin är inte helt tydliga. Områdena ifråga är delvis instängda områden inom citybebyggelse och delvis ej instängda. Enligt önskemål av Mälarenergi, det kommunalägda företaget som sköter VA-verksamheten i Västerås, ska dagvattenanläggningar dimensioneras för regn med 10-års återkomsttid (Höglund, 2013). Dimensioneringen av LOD-anläggningar ska även ske så att föroreningar i dagvattnet reduceras. Fullgod rening kommer inte ske när vattenflödena överstiger de dimensionerande flödena. Det ska också beaktas var vattenflöden tar vägen vid regntillfällen där intensiteten överskrider det vid ett regn med 10-års återkomsttid. Vattnet ska ha möjlighet att rinna bort från exempelvis elcentraler och källare medan vägar, parkeringar, parker och liknande får svämmas över. Området ska klara ett 100-års regn utan att egendom skadas.

3.3.6. Riktvärden

Föroreningar i dagvatten kommer att jämföras med de riktvärden som återfinns i Tabell 9, föreslagna av Riktvärdesgruppen (2009). Riktvärdena är framtagna genom provtagning, modellering och litteraturstudier. I tjänstemannaförslaget för vattenpolicy för Västerås stad rekommenderas att värdena enligt Riktvärdesgruppen används som underlag för bedömning av vilka vatten som ska renas (Västerås stad, 2013).

3.3.7. Föroreningsreduktion

Det är generellt svårt att finna data över reduktionseffekten hos olika LOD-anläggningar. Många aspekter påverkar reningsförmågan i olika anläggningar, till exempel har vattnets kvalitet, markens beskaffenhet, temperatur samt placering och utformning av anläggningen betydelse för reningsresultatet. Studier av reduktionseffekter hos olika LOD-tekniker pågår för närvarande i Sverige, bland annat på Luleås tekniska universitet samt på Sweco Stockholm. I StormTac anges reningseffekten av ett flertal olika LOD-tekniker och informationen uppdateras kontinuerligt efterhand nya studier färdigställs. För att beräkna reduktionen av föroreningar genom dagvattenhanteringen kommer schablonvärden som finns i en databas i StormTac version 201303 att användas (Tabell 13). Reningen som fås vid infiltration av regnvatten på gräsytor jämförs här med reduktionseffekten hos en översilningsyta.

Tabell 13. Olika LOD-anläggningars reduktionsförmåga av föroreningar, mätt i % (enligt StormTac version 201303). SS = Suspenderad substans.

	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	olja	PAH
Svackdike	30	35	65	40	35	35	60	35	15	65	80	65
Torr damm	20	25	70	30	35	70	45	60	10	55	75	70
Biofilter (t.ex. infiltrationsdike med växter och makadam)	70	65	85	90	90	70	75	55	50	90	90	85
Översilningsyta	20	25	70	50	50	50	65	60	20	70	80	20

Hur många procent föroreningarna behöver minskas i det avrinnande vattnet ges genom följande ekvation:

$$\text{Reduktion} = \frac{\text{modellerat-värdegränsvärde}}{\text{modellerat värde}} \cdot 100 \quad [\%]$$

Föroreningshalter i dagvattnet har simulerats på två olika sätt för område ett och på tre olika sätt för område två utgående från ytanvändningen i området. För de första fallet har varje ytanvändning som kan identifieras i området angivits för sig i StormTac. För det andra fallet har all yta angivits som gles centrumbebyggelse. I det tredje fallet har all yta angivits som flerfamiljshus. Vid beräkning av vilken procentuell rening som krävs har riktvärdet jämförts med den föroreningshalt som har överskrider riktvärdet mest.

Reningseffekten hos varje LOD-teknik fås från Tabell 13. Beroende på hur stor andel vatten som tas omhand av respektive LOD-anläggning kommer den totala reducerande effektiviteten att variera. Varje LOD-tekniks renande effekt på hela vattenflödet beräknas enligt:

$$\text{Total reningseffek} = \frac{R_{LOD} \cdot V_{LOD}}{V_{tot}}$$

Där R_{LOD} är reningseffekten hos en viss LOD-teknik, V_{LOD} är volymen vatten som omhändertas i samma LOD-teknik och V_{tot} är den totalavolymen vatten som måste omhändertas för området.

Privat och allmän mark separeras och reningseffekten relateras till volymen som behöver magasineras på respektive yta. Således krävs samma reduktionsförmåga hos LOD-anläggningarna på både privat och allmän mark för att riktvärdena ska nås. Reningseffekten kommer även att anges beroende på vilken metod som använts för att simulera magasinvolymerna. Det totala reningsresultatet för varje LOD-teknik presenteras i tabellform. För att magasinera allt dagvatten krävs flera olika anläggningar och den totala reduktionseffekten fås genom att summera reningsgraden hos varje enskild LOD-teknik som används.

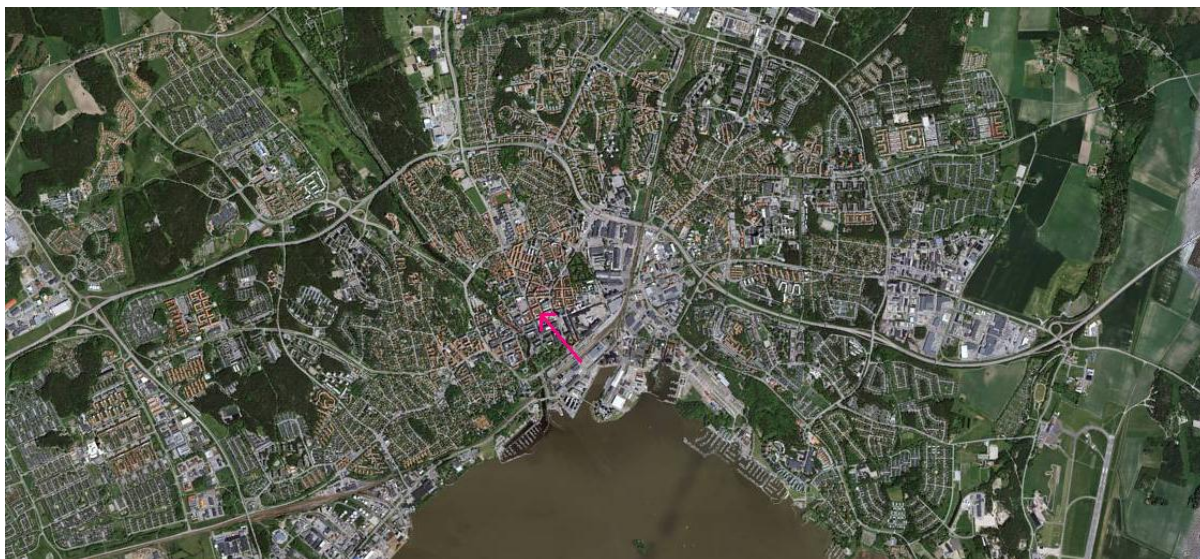
3.3.8. Kostnadsuppskattning

Kostnadsuppskattningen som görs är mycket överslagsmässig. Prisuppgifterna som använts är ofta osäkra med avseende på vad som är inkluderat i beräkningen. Genom att kontakta återförsäljare, söka på internet och använda uppskattningar från andra rapporter har kostnaderna för de olika åtgärderna sammanställts. Beroende på vilken åtgärd som görs och hur ledningsnätet ser ut kan kostnaderna öka. Nya rör eller ytliga vattenvägar kan behöva anläggas för att transportera vattnet till önskad plats. Syftet med kostnadsuppskattningen är att kunna göra en jämförelse mellan de olika åtgärderna och se om någon åtgärd sticker ut, negativt eller positivt, med avseende på pris. En stor del av kostnaden för många LOD-åtgärder består av uppgrävning och bortforsling av jordmassor. En utförlig redovisning av hur kostnadsuppskattningen för varje enskild åtgärd gjorts återfinns i Appendix II.

3.4. Område 1

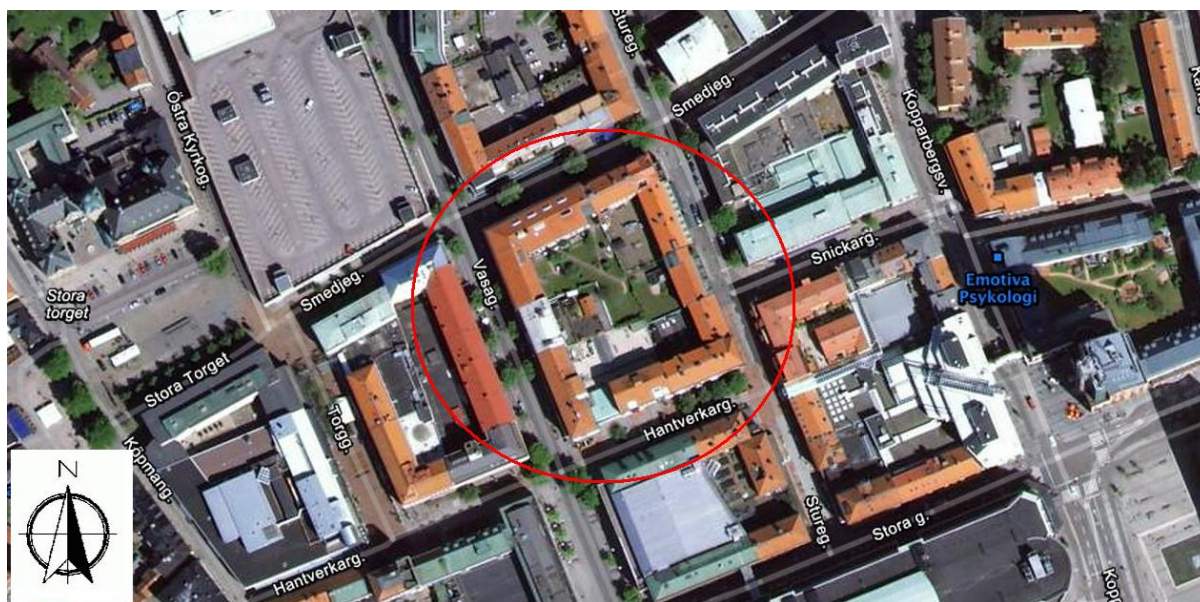
3.4.1. Platsbeskrivning

Område ett för vilket LOD ska utredas, heter Knut och ligger centralt i Västerås (Figur 14).



Figur 14. Centrala Västerås. Kvarteret Knut är markerat med pilen (bild efter Eniro.se, 2013).

Kvarteret är bebyggt av en huskropp i rektangulär form med en innergård i mitten (Figur 15). Ut mot gatan på markplan i huset ligger affärer. In mot gården och på överliggande plan finns både privata hyresgäster och affärsverksamheter.



Figur 15. Kvarteret Knut i Västerås (bild efter Eniro.se, 2013).

Området lutar i sydöstlig riktning. Vasagatan och Sturegatan (Figur 16) har en lutning neråt, från Smedjegatan till Hantverkargatan och Stora gatan (Figur 15).



Figur 16. Till vänster: Vasagatan i Västerås. Kvarteret Knut direkt till vänster. Lutning från Smedjegatan ner mot Hantverkargatan och Stora gatan. Till höger: Sturegatan i Västerås. Kvarteret Knut direkt till höger. Lutning från Smedjegatan ner mot Hantverkargatan och Stora gatan (bild av Emma Matschoss-Falck, 2013).

Smedjegatagatan och Hantverkargatan (Figur 17) har en lutning neråt, från Vasagatan mot Sturegatan (Figur 15). Markbeläggningen på trottoar, vägar och parkeringsplatser är asfalt, plattor eller gatsten. Smedjegatan, Sturegatan och Hantverkargatan har de senaste åren byggts om. Körbanan på Sturegatan har gjorts smalare. Smedjegatan och Hantverkargatan har rensats och delvis fått annan markbeläggning, gatorna har utformats så att de upplevs som bredare och med en ökad rymd.



Figur 17. Till vänster: Smedjegatan i Västerås. Kvarteret Knut direkt till höger. Lutning från Vasagatan ner mot Sturegatan. Till höger: Hantverkargatan i Västerås. Kvarteret Knut direkt till vänster. Lutning från Vasagatan ner mot Sturegatan (bild av Emma Matschoss-Falck, 2013).

Det finns inte mycket växtlighet i området men några träd finns planterade längs vissa gator. Arrangemanget för träden visas i Figur 18. Gallerkonstruktionen runt trädgropen är

genomsläpplig för vatten men upphöjd i förhållande till platsättningen. Dagvattnet kommer således i första hand rinna förbi trädet och till dagvattenbrunnen som syns i Figur 18.



Figur 18. Till vänster och mitten/vänster: Arrangemanget för ett planterat träd längs Smedjegatan samt en avloppsbrunn på samma gata. Till höger och mitten/höger: Arrangemang runt lyktstolpar och skyltar längs Vasagatan (bild av Emma Matschoss-Falck, 2013).

Runt stolpar för gatlampor eller skyltar är sättningen av gatsten (Figur 18) där fogarna är större än för plattorna som utgör markbeläggningen på resten av trottoaren. Detta skulle kunna skapa en viss förutsättning för infiltration men troligtvis är arrangemanget kommet då gatorna gjordes om. Runt stolpar behövs den ursprungliga markbeläggningen.

3.4.2. Markanvändning

Areorna på de olika ytorna i kvarteret Knut räknades genom att använda mätverktyget i programmet Adobe Reader.



Figur 19. Kvarteret Knut i Västerås. De röda linjerna visar hur de olika områdena (takyta, annan hårdgjord yta och gräsyta) avskilts för beräkning av areorna. Den gula linjen visar den uppmätta referenssträckan Posthuset fram till restaurangen Spicy hot (bild efter Mälarenergi, 2013).

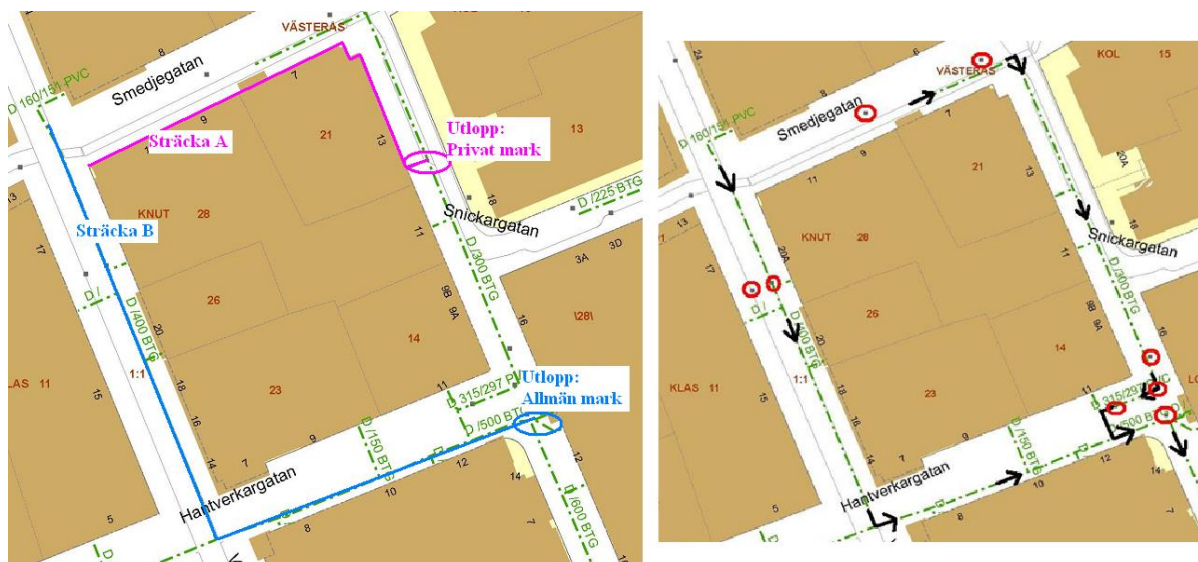
En referenssträcka på 28 m uppmättes längs en tydligt avgränsad fastighet mitt emot Kvarteret Knut (Figur 19). Storleken på de markerade ytorna angavs av Adobe Reader (baserat på referensvärdena) i enheten kvadratmeter (Tabell 14).

Den privata fastigheten upptog ett område om ungefär 7 000 m². Därav var knappt 60 % takyta, cirka 30 % annan hårdgjord yta och drygt 10 % gräsmatta (Tabell 14). Den allmänna ytan uppgick totalt till drygt 6 000 m². Därav var knappt 70 % trottoar samt gång- och cykelvägar och drygt 30 % trafikerade gator (Tabell 14). I den allmänna ytan ingick hela bredden av gång- cykel- eller bilväg. Från fastigheten Knut till intilliggande fastighet för gång- och cykelväg och från fastigheten Knut till trottoaren på andra sidan gatan för bilvägar. För Vasagatan finns uppgiften att trafikintensiteten är cirka 5 000 fordon/dygn (Höglund, 2013). På Vasagatan är privata bilar inte tillåtna, däremot körs många stadsbussar längs gatan och taxitrafik, färdtjänst samt varutransporter sker. Sturegatan är en mindre gata än Vasagatan. Här förs ingen busstrafik däremot tillåts privatbilar och andra fordon köra på gatan. Även för Sturegatan anges trafikintensiteten till 5 000 fordon/dygn

Tabell 14. Sammanställning över de olika ytorna som finns i Kvarteret Knut. Överst det värde som användes som referensvärden i Adobe Reader. Följande ytangivelser är beräknade i Adobe baserat på referensvärdena.

Referensmätning:				
Posthuset fram till restaurangen:	Uppmätt manuellt:	28 m	Uppmätt i Adobe:	27,3 mm
Privat mark:				
Takyta på fyrkantshuset:		3 965 m ²		
Takytor på innergården:		62 m ²		
Annan hårdgjord yta på innergården:		2 093 m ²		
Gräsyta på innergården:		984 m ²		
Total yta:		7 104 m ²		
Allmän mark:				
Gågata:	Smedjegatan:	1 539 m ²	Hantverkargatan:	1 515 m ²
Trottoar:	Vasagatan:	577 m ²	Sturegatan:	648 m ²
Total yta gågator och trottoarer:		4 279 m ²		
Trafikerad gata:	Vasagatan:	1 072 m ²	Sturegatan:	890 m ²
			Varav parkering:	170 m ²
Total yta trafikerad gata:		1 962 m ²		

Ledningsnätet i kvarteret Knut granskades utifrån de ledningskartor som erhållits från Mälarenergi. Det bestämdes i vilken riktning dagvattnet rinner i ledningarna (Figur 20) utgående från dimensionen på ledningarna. Det kan antas att vattnet rinner i riktning från fastigheten i ledningar av lägre dimensioner till ledningar med större dimension som samlar dagvatten från flera områden. De dagvattenbrunnar som finns i området identifierades och är markerade i Figur 20.



Figur 20. Till vänster: Sträcka A och B, för vilka rinnsträckan har uppmäts. Till höger: Det allmänna dagvattennätet i Kvarteret Knut. Den punkt/streckade linjen visar ledningsnätets dragning och pilarna i vilken riktning dagvattnet rinner i ledningarna. Dagvattenbrunnarna är markerade av punkter med en ring runt (bild efter Mälarenergi, 2013).

För att kunna använda programmet Storm Tac för beräkning av vattenflöden krävs uppgifter om längsta rinnsträckan för dagvattnet i det undersökta området (Tabell 15). Mätningar av de längsta sträckorna som dagvattnet måste avrinna på privat respektive allmän mark innan det når utloppspunkten skedde i Adobe Reader (Figur 20).

Tabell 15. De i Adobe Reader uppmätta sträckorna vattnet rinner över markytan respektive i ledningsnätet innan utloppspunkten nås.

Sträcka:	Avstånd [m]:
A	128
B	219

På privat mark sker avrinningen huvudsakligen i hängrännor och stuprör innan det når det allmänna dagvattennätet. På det allmänna området sker avrinningen över asfaltsytor och genom ledningsnätet innan det når utloppspunkten från området. Enligt P90 (Svenskt Vatten, 2004) ska en rinnhastighet om 1,5 m/s antas i ledningar i allmänhet, 1 m/s i tunnlar och större ledningar samt 0,5 m/s i dike och rännsten. I denna utredning har hastigheten 1 m/s använts då vattnet avrinna både på tak, mark och ledningsnät.

3.4.3. Resultat - StormTac

Simuleringar har gjorts för två fall på privat mark, ett fall med hårdgjorda tak och ett fall med gröna tak. Avrinningskoefficienterna som angivits för ytorna (Tabell 16) är, förutom den för väg med 0 fordon/dag, defaultvärdena i StormTac. Defaultvärdena i StormTac är hämtade från P90 eller från provtagningar.

Tabell 16. Indata som använts vid beräkningar i StormTac.

Områdestyp		Storlek [m ²]	Avrinningskoefficient
Privat mark:	Tak	4 027	0,9
	Grönt tak	4 027	0,31
	Parkering	2 093	0,85
	Gräsyta	984	0,18
Allmän mark:	Väg, 0 fordon/dag	4 279	0,7
	Väg, < 5 000 fordon/dag	1 962	0,85

I StormTac anges för varje yta utöver defaultvärdet ett intervall inom vilket avrinningskoefficienten kan befinna sig beroende på platsspecifika egenskaper. Avrinningskoefficienten för vägar med 0 fordon/dag (trottoarer, gångator, cykelvägar) har ändrats från defaultvärdet 0,85, till det lägsta värdet i intervallet som anges i StormTac, 0,7. Sänkningen av avrinningskoefficienten gjordes eftersom gångytorna i Kvarteret Knut är belagda med plattor vilket medger en viss infiltration i fogarna. Flödesberäkningarna för privat mark i StormTac anger att anläggande av gröna tak minskar behovet av magasinvolymerna med cirka 60 % (Tabell 17).

Tabell 17. Resultatet av flödessimuleringar för privat mark i StormTac. För de givna magasinvolymerna anges vid vilka varaktigheter på regnen den största volymen tillika belastningen uppnås. $Q_{ut} = 15$ l/s,ha

	Nödvändig volym för fördröjning (m ³)	Regnets varaktighet (minuter)	Nödvändig volym för fördröjning (m ³)	Regnets varaktighet (minuter)
Privat mark	Vanliga tak:		Gröna tak:	
2-års regn:	58	60	25	30
5-års regn:	87	80	38	40
10-års regn	118	100	53	50

Metod 1

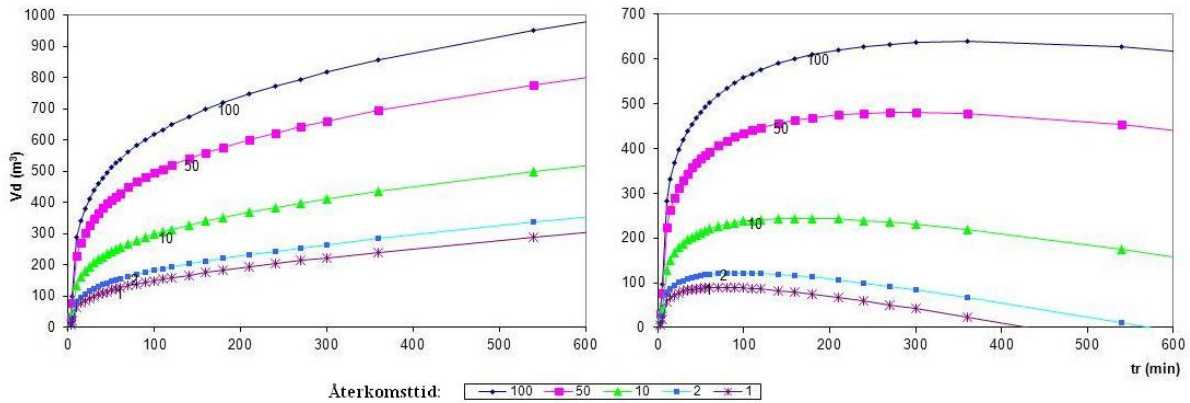
Modelleringen av magasinvolymerna på allmän mark resulterar i att mycket stora volymer för fördröjning krävs (Tabell 18). De stora magasineringvolymerna gavs vid regn med mycket långa varaktigheter, fyra dygn.

Tabell 18. Resultatet av flödessimuleringar för allmän mark med tillskottsflödet 15 l/s,ha från privat mark. För de givna magasinvolymerna anges vid vilka varaktigheter på regnen den största volymen tillika belastningen uppnås. $Q_{ut} = 10$ l/s,ha.

Allmän mark	Nödvändig volym för fördröjning (m ³)	Regnets varaktighet
2-års regn	1 468	5 760 (4 dygn)
5-års regn	1 586	5 760
10-års regn	1 703	5 760

Av Figur 21 (vänster bild) framgår att ingen maximal magasineringvolym uppnås. Resultatet i StormTac som anger en viss magasinvolym vid regn med fyra dygns varaktighet kommer sig av att simuleringar för regn med längre varaktighet inte sker. Figur 21 visar en trend som

innebär att magasinsvolymen kommer fortsätta öka också om simuleringar av regn med längre varaktigheter skulle ske. Situationen uppstår av att det extra inflödet om 10,65 l/s (15 l/s,ha) från privat mark modelleras som kontinuerligt och är stort relativt utflödet på 13 l/s (10 l/s,ha från hela området). Differensen mellan inkommande volym från privat område och utgående volym är enbart 2,7 l/s, detta gör att mycket lite regnvatten kan avrinna. Även om regn med längre varaktigheter har låg intensitet gör den låga avrinningen att en ökad magasineringsvolym hela tiden krävs.



Figur 21. På y-axeln anges magasinsvolymen, Vd, på x-axeln anges varaktigheten på regnet, tr. De olika kurvorna visar regn med olika återkomsttid. Till vänster: Simuleringar för den allmänna marken med ett extra inflöde om 15 l/s,ha från privat mark. Diagrammet visar att magasinsvolymen ökar kontinuerligt med varaktigheten och ingen maximal magasinsvolym finns. Till höger: Simuleringar för den allmänna marken utan extra inflöde från privat mark. Diagrammet visar att magasinsvolymen når ett maximum och sedan avtar och en maximal magasinsvolym finns. (Observera de olika skalorna på y-axeln)

Metod 2

Uppskattningarna resulterade i rimliga magasinsvolymer (Tabell 19) relativt ytan som står till förfogande. Felaktigheten med denna metod uppkommer av att flödestopparna på privat och allmän mark inte uppkommer samtidigt, vilket antas vid tillvägagångssättet. På allmän mark är varaktigheten på dimensionerande regn över en timme längre än varaktigheten på dimensionerande regn för privat mark, jämför Tabell 17 och Tabell 19. Baserat på resultaten av andra simuleringar bör hänsyn tas till regn med mycket långa varaktigheter. Vid dimensionering av fördröjningsåtgärder bör förhållandena vid regntillfällen med mycket långa varaktigheter tas i särskilt beaktande, baserat på resultaten av andra simuleringar (se Tabell 18 och Tabell 20).

Tabell 19. Överst resultatet av flödessimuleringar på allmän och privat mark i StormTac. För de givna magasinvolymerna anges vid vilka varaktigheter på regnen den största volymen tillika belastningen uppnås. $Q_{ut} = 10 \text{ l/s,ha}$. Nederst volymerna att fördröja på allmän mark.

	Att fördröja (m^3)	Regnets varaktighet (minuter)	Att fördröja (m^3)	Regnets varaktighet (minuter)
Allmän och privat mark	Vanliga tak		Gröna tak	
2-års regn	122	100	88	70
5-års regn	182	140	132	100
10-års regn	244	180	178	120
Att fördröja på allmän mark (tidigare beräknad magasinvolym för privat mark subtraherad):				
2-års regn	64		63	
5-års regn	95		94	
10-års regn	126		125	

Metod 3

Resultaten av modelleringarna av magasinvolymerna som baseras på dimensionerande flöden från både privat och allmän mark kan tyckas något stora att hantera på ytan som finns tillgänglig. De största magasinvolymerna ges vid regn med varaktighet på 3-6 timmar. Jämfört med Metod 2 tas här hänsyn till varaktigheterna på regnen.

Tabell 20. Resultatet för simuleringar baserade på dimensionerande flöden i StormTac. Magasinvolymerna som krävs på allmän mark.

Allmän mark	Att fördröja (m^3)	Regnets varaktighet (minuter)
2-års regn	117	180
5-års regn	170	270
10-års regn	227	360

Metod 4

Magasinvolymerna som krävs på privat mark med ett utflöde på 10 l/s,ha är $10\text{-}20 \text{ m}^3$ större jämfört om utflödet är 15 l/s,ha (jämför Tabell 17 och Tabell 21). Volymerna på den privata marken är bara något lägre än resultaten enligt Metod 3, trots att inget extra vatten måste tas hänsyn till. Jämfört med Metod 3 blir magasinvolymerna dock betydligt lägre när inget flöde från den privata marken tillkommer det allmänna området. Tas nederbörden hand om var för sig på privat och allmän mark fås de största vattenvolymerna vid regn med varaktigheten runt 1-2,5 timmar.

Tabell 21. Resultatet av simuleringar där privat och allmän mark modelleras var för sig. $Q_{ut} = 10 \text{ l/s,ha}$.

	Att fördröja (m^3)	Regnets varaktighet (minuter)	Att fördröja (m^3)	Regnets varaktighet (minuter)
Privat mark	Vanliga tak		Gröna tak	
2-års regn:	68	100	30	45
5-års regn:	101	140	45	60
10-års regn	136	160	61	80
Allmän mark				
2-års regn	57	80		
5-års regn	84	120		
10-års regn	113	140		

Föroreningar

Resultatet av simuleringarna när området delades upp och varje yta angavs för sig visar att enbart halterna av suspenderad substans överstiger rekommenderade riktvärden för tillåtna utsläpp (Tabell 22). Dessutom ligger halterna av kvicksilver och olja nära de tillåtna värdena. När hela området angavs som gles centrumbebyggelse däremot översteg koncentrationerna av flera föroreningar det tillåtna värdena.

Tabell 22. I den vänstra kolumnen anges de riktvärden som används för en recipient som Mälaren (Riktvärdesgruppen, 2009). I den mittersta och högra kolumnen anges de simulerade föroreningsmängder som utgående vatten från hela området innehåller. Halter som överskrider riktvärdena är markerade. Mitterst: Området delas upp utgående från ytanvändning. Höger: Området anges som gles centrumområde.

	Riktvärden för direktutsläpp till större sjöar och vattendrag	Modellerade värden	
		Enligt ytanvändningen i området	Som centrumområde
Fosfor [mg/m^3]	200	90	230
Kväve [g/m^3]	2,5	1,98	1,57
Bly [mg/m^3]	10	7,01	15,41
Koppar [mg/m^3]	30	20	18,46
Zink [mg/m^3]	90	52,66	100,38
Kadmium [mg/m^3]	0,45	0,22	0,72
Krom [mg/m^3]	15	5,75	4,19
Nickel [mg/m^3]	20	2,83	6,75
Kvicksilver [mg/m^3]	0,05	0,05	0,05
Suspenderad substans [g/m^3]	50	56,25	70,68
Olja [g/m^3]	0,5	0,47	0,93

Att ange varje yta för sig som indata till programmet kan tyckas motsvara verkligheten bättre. Samtidigt anger flera samstämmiga uppgifter att dagvatten från centrumområden innehåller

höga halter föroreningar och kräver rening. För att få svar på huruvida dagvattnet från området kräver rening bör en provtagning göras.

Slutsats - Beräkningar

Både Metod 1 och Metod 2 innehåller fel vilket medför att resultaten blir oanvändbara. De båda metoderna förkastas och kommer inte användas i det fortsatta arbetet. Metod 3 och Metod 4 har olika utgångspunkter i modellen och ger således olika resultat. I Metod 3 ställs lägre krav på fördröjning av dagvatten av den privata fastigheten och fördröjningen sker i två steg. På det allmänna området fördröjs vatten från hela området. I Metod 4 måste allt dagvatten tas omhand på den privata marken, varje område fördröjer ensamt det dagvatten som skapas därpå. Vid dimensionering av fördröjningsåtgärder kommer båda fallen att granskas utifrån vad som är praktiskt genomförbart. Magasinsvolymerna på allmän mark blev med Metod 3 förhållandevis stora jämfört med den tillgängliga ytan för omhändertagande. Resultaten av Metod 4 gav rimliga magasinvolymerna på allmän mark medan volymerna på privat mark ökade.

Föroreningshalterna i dagvattnet är oklara men halterna suspenderad substans ska reduceras. Det är fördelaktigt om tekniker som medger rening används. Vid utformningen av fördröjningsåtgärder kommer effektiviteten att minska föroreningar i dagvattnet utredas med hänsyn till ämnena som överskrider riktvärdena enligt Tabell 22.

3.4.4. Diskussion - Systemförslag

Förslagen ska här dimensioneras för att kunna hantera regn med en återkomsttid på 10 år. Även magasinvolymerna som krävs för regn med återkomsttiden 5 år redovisas som en jämförelse (Tabell 23). Dimensioneras det lokala omhändertagandet av dagvatten för lägre återkomsttider än 10 år kan systemet kompletteras med avledningar till det allmänna ledningsnätet vid höga vattenflöden.

Tabell 23. Magasinsvolymerna för privat och allmän mark. Dimensionerade för regn med 10 års återkomsttid.

	Metod 3 [m ³]	Metod 4 [m ³]
Privat mark	118	136
Allmän mark	227	113
Total volym	345	249

Volymerna som ska fördröjas har modellerats enligt två olika metoder. Den totala volymen som kräver magasinering blir 115 m³ större om omhändertagandet ska ske enligt Metod 3. Den ökade volymen som krävs enligt Metod 3 är stationerad på de allmänna ytorna. Med simuleringar enligt Metod 4 behövs 18 m³ större volym på privat mark jämfört med Metod 3.

De olika förslagsalternativen redovisas i slutet av respektive avsnitt för privat mark (Tabell 24) och allmän mark (Tabell 25).

Privat mark

Gröna tak: En möjlig åtgärd som simulerats i StormTac är att anlägga gröna tak. Beräkningarna baseras på att all takyta, drygt 4 000 m², beläggs med gröna tak. Detta skulle medföra att magasinvolymerna som krävs för att fördröja dagvattnet minskar till knappt hälften (Tabell 23).

Torr damm: Grönytorna på innergården skulle kunna användas för anläggande av en torr damm. Med ett djup på dammen om 1 m behöver arean vid användning av gröna tak vara

drygt 50 m² och utan gröna tak cirka 120 m². I Figur 22 redovisas hur en placering av torra dammar på innergården skulle kunna se ut, det finns både möjlighet att göra en större torr damm eller att göra två mindre. Görs det två torra dammar istället för en på området kan dammarna få en större ytarea, ett mindre djup och dammsänkan blir inte lika markant. Vid anläggande av torr damm måste det även till ett arrangemang så att dagvatten från hårdgjorda ytor och stuprör via ytliga vattenvägar leds till dammen. Utformningen av torra dammar kan ske så att dammen smälter in i miljön, under våtperioder är de vattenfyllda medan de under torrare tider kan användas som gräsmatta. Skötseln av den torra dammen består av gräsklippning vilket antagligen redan sker av gräset på innergården. Således innebär anläggandet av torra dammar inget extra skötselbehov.



Figur 22. Kvarteret Knut. Till vänster: Ett område om cirka 100 m² är inringat. Till höger: Två områden om vardera cirka 50 m² är inringade (bild efter Mälarenergi, 2013).

Perkolationsmagasin: Ett magasin för dagvattnet kan också göras genom att anlägga ett underjordiskt magasin, stenkista eller av perkolationsmoduler. Stenkistor har en porositet om ungefär 30 %, såvida inte kombinerad med gröna tak krävs mycket stora volymer på stenkistorna. Perkolationsmodulerna har en porositet om ungefär 95 %. Att använda moduler istället för stenkistor är att föredra om underjordiska magasin ska anläggas.

Perkolationsmagasin brukar slamma igen efter hand, plastmodulerna tillåter en viss rengöring medan stenkistor behöver bytas efter 15-20 år.

Våt damm: För tillräcklig volym i en våt damm bör denna dimensioneras till att få en yta som är 5 % av den hårdgjorda ytan om det största djupet är 0,5 och släntlutningen 35 cm/m (Linköpings kommun och Tekniska verken i Linköping AB, 2011). Då den hårdgjorda ytan i detta fall uppgår till drygt 6 000 m² måste dammen ha en ytarea om 306 m². I Figur 22 framgår hur mycket område av innergården 100 m² skulle uppta, en våt damm skulle uppta en tre gånger så stor yta vilket är orimligt stort.

Tabell 24. Förslagsalternativ för omhändertagandet av dagvatten på privat mark.

Förslag	Åtgärd (area)	Volym [m ³]	Placering
1.1	Gröna tak (4 000 m ²)	60	Alla hustak på fastigheten Knut (Figur 22)
1.2	Torr damm (55-140 m ²)	55-140	Innergården fastigheten Knut (Figur 22)
1.3	Perkolationsmagasin	Valbart	Valbart

Allmän mark

Perkolationsmagasin: För att magasinera vatten i en stenkista krävs en volym på stenkistan som är 3,3 gånger så stor som den behövda magasinvolymen. Vid användning av plastmoduler för magasinering behöver volymen av modulerna bara vara 5 % större än den krävda magasinvolymen. Beroende på vilken metod och vilken återkomsttid för regnen som används för dimensionering blir magasinvolymerna olika stora. Att anlägga en stenkista för att magasinera vatten som ges av Metod 3 med återkomsttid 5 eller 10 år (Tabell 23) skulle kräva mycket stora volymer. På den allmänna marken finns det dock tillräckligt mycket plats för att anlägga magasin av moduler oberoende metod och återkomsttid.

Perkolationsmagasinet bör förses med dräneringsledning för att minska risker för översvämningar. Som tidigare nämnts är nackdelen med en stenkista att den har en begränsad livslängd. Plastmodulerna kan få en längre livslängd eftersom det finns möjlighet att rengöra magasinerna, dock krävs underhåll i form av rengöring. Den största nackdelen med perkolationsmagasin är att, i synnerhet vid ytterligare avledning genom ledningar, ingen betydande rening av vattnet sker. Det är fördelaktigt om dagvatten även från vägar med lägre trafikintensitet får genomgå någon sorts rening. För rening av vattnet vid användning av perkolationsmagasin kan istället ett brunnsfilter användas. Filtret monteras i befintliga dagvattenbrunnar och påstås avskilja 50 – 80 % av föroreningarna (Börjesson m.fl., 1999). På grund av igensättning av filtren krävs skötsel i form av byte av filter samt uppsugning av grövre sediment ungefär fyra gånger per år.

Växtbädd, biofilter: Vid dimensionering av växtbäddar antas en genomsnittlig porositet om 15 %. För att öka volymen i en biobädd kan den sänkas ner ett stycke i förhållande till marknivån och på det sättet skapa ett utrymme för vatten att stå i. Vid användning av en nedsänkt växtbädd måste växtligheten däri anpassas så att den tål att stå i vatten under kortare perioder. Utformningen på biofiltret kan anpassas efter tillgång på yta och estetiska värden. Vid användning av växtbäddar för att magasinera hela den givna volymen dagvatten krävs en mycket stor växtbädd. För att minska volymerna men ändå använda biofilter för rening och magasinering av dagvatten kan dessa kombineras med andra tekniker. Till exempel är en kombination av biofilter och perkolationsmagasin tänkbar. För att i sådana fall kunna utnyttja biofiltrets positiva egenskaper så mycket som möjligt kan vattnet först ledas till biofiltret för att därifrån föras till perkolationsmagasinet. En utformning av nedsänkta biofilter enligt Figur 23 skulle uppta 420 m² och med en meters djup magasinera drygt 100 m³ vatten. Återstående volym som krävs för magasinering kan bestå av ett perkolationsmagasin. Används endast områdena längs Smedjegatan och Hantverkargatan för biobäddar magasineras 80 m³ vatten och med en meters djup uppta en yta om 320 m².



Figur 23. Kvarteret Knut. Områdena längs Smedjegatan och Hantverkargatan är vardera 2•80 meter stora. Området längs Vasagatan är 1•100 meter stort. Pilen visar lutningen på området (bild efter Mälarenergi, 2013).

Längs Vasagatan står tre träd planterade med ett arrangemang som gör att dagvattnet rinner bort från trädgröparna. Där kan marknivån sänkas i trädgropen och trottoaren ges en lutning mot träden för att möjliggöra en större infiltration i trädgropen. Alternativt kan en växtbädd anläggas, både för att gynna trädets utbredning och för att åstadkomma ytterligare magasinvolym. Trottoaren bör ha en lutning så att överskottsvattnet rinner vidare till nästa träd och sedan vidare till efterkommande dagvattenbrunn.

Tabell 25. Förslagsalternativ för omhändertagandet av dagvatten på allmän mark.

Förslag	Åtgärd (area)	Volym [m ³]	Placering
1.4	Biobädd (100 m ²)	25	Längs Vasagatan (Figur 23)
1.5	Biobädd (160 m ²)	40	Längs Smedjegatan (Figur 23)
1.6	Biobädd (160 m ²)	40	Längs Hantverkargatan (Figur 23)
1.7	Perkolationsmagasin	Valbart	Valbart

Reduktion av föroreningar

Förslag 1.2 innebär en torr damm på privat mark. Reduktionen av föroreningar är god i dammen (Tabell 26). Med en torr damm större än 75 m³ reduceras samtliga föroreningar till samma, eller lägre nivåer än riktvärdet. Flödena på allmän mark simulerade med Metod 3 går inte att rena med enbart växtbäddar. Beräknas flödena enligt Metod 4 är växtbäddar tillräckligt för att rena dagvattnet (Tabell 26).

Tabell 26. Den totala reduktionen anges i procent för respektive LOD-åtgärd, beroende på om magasinsvolymen dimensioneras enligt resultaten från Metod 3 eller Metod 4. PM = Privat mark, AM = Allmän mark.

	Relativ volym	Fosfor [mg/m ³]	Bly [mg/m ³]	Zink [mg/m ³]	Kadmium [mg/m ³]	Suspenderad substans [g/m ³]	Olja [g/m ³]
Metod 3							
1.1 PM	0,5	0	0	0	0	0	0
1.2 PM	0,5-1	9-20	33-70	17-35	33-70	26-55	35-75
1.3 PM	-	-	-	-	-	-	-
1.4 AM	0,1	8	9	10	8	10	10
1.5 AM	0,2	13	15	16	13	16	16
1.6 AM	0,2	13	15	16	13	16	16
1.7 AM	-	-	-	-	-	-	-
Metod 4							
1.1 PM	0,4	0	0	0	0	0	0
1.2 PM	0,4-1	8-20	28-70	14-35	28-70	22-55	30-75
1.3 PM	-	-	-	-	-	-	-
1.4 AM	0,2	15	19	20	15	20	20
1.5 AM	0,4	25	30	32	25	32	32
1.6 AM	0,4	25	30	32	25	32	32
1.7 AM	-	-	-	-	-	-	-
Nödvändig reduktion [%]		13	35	10	38	30	46

Kostnadsuppskattning

Kostnaden för att anlägga gröna tak enligt åtgärd 1.1 är stor jämfört med kostnaden för andra åtgärder (Tabell 27) och med hänsyn till mängden vatten som fördröjs. Kostnaden för att anlägga perkolationsmagasin har inte angivits som en total summa eftersom ingen storlek på perkolationsmagasin angivits. Priset per kubikmeter perkolationsmagasin är högt jämfört med priset på andra åtgärder (jämför med Metod-prisuppskattning)

Tabell 27. Kostnad för att anlägga respektive åtgärd.

	Åtgärd						
	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7
Kostnad [Kr]	2 880 000	12 500 - 31 500	3 329/m ³	25 500	40 500	40 500	3 329/m ³

Sammanfattning - Privat mark

Gröna tak minskar den nödvändiga magasineringsvolymen med hälften. Gröna tak ger en behaglig inomhusmiljö och minskar värmestrålningen från byggnader. Gröna tak är dock dyra att anlägga (se sid 66, 3.4.4 Diskussion – systemförslag: Kostnadsuppskattning). Behöver taken bytas kan anläggandet av gröna tak diskuteras men att byta ut fungerande tak till gröna tak enbart för att minska avrinningen är kostnadsineffektivt. Perkolationsmagasin tar lite plats och är praktiska om inga ytor för fördröjning finns att tillgå. Installationen av perkolationsmagasin är dock dyr (se sid 66, 3.4.4 Diskussion – systemförslag: Kostnadsuppskattning). En torr damm kan anläggas på innergården så att allt vatten kan

magasineras, oberoende simuleringsmetod. Kostnaden för att anlägga en torr damm är relativt liten och reningen som sker är tillräcklig. Skötselbehovet är litet. Även om anläggandet av en torr damm innebär anläggningsarbete och en ny utformning av grönytorna på innergården behöver sänkan som uppstår i en torr damm inte innebära någon försämring av möjligheten att utnyttja gräsmattorna på gården.

Sammanfattning - Allmän mark

Oavsett vilka åtgärder som används på den allmänna marken (Tabell 25) krävs att ytterligare magasinvolym skapas genom perkolationsmagasin. Nackdelen med sådana magasin är att vattnet i dem inte genomgår någon betydande rening. För att rena dagvattnet vid användning av perkolationsmagasin kan dock brunnsfilter placeras i dagvattenbrunnarna som sedan leder vattnet vidare till perkolationsmagasinet. Nackdelen med brunnsfilter är att dessa kräver en ganska omfattande skötsel med byte av filter och uppsugning av större sedimenterat material ungefär fyra gånger om året. Växtbäddar kräver betydligt mindre skötsel, huvudsakligen består skötseln av att hålla rent från skräp. En annan fördel med växtbäddar är den estetiska aspekten, växtlighet har en förskönande förmåga i stadsmiljöer. Till biofiltret längs Hantverkargatan kan dagvattnet ledas via synliga vattenvägar, lutningen på området (Figur 23) tillåter att vattnet rinner genom självfall. Rännorna genom vilka vattnet färdas kan med fördel bestå av gatsten, en skrovlig yta minskar rinnhastigheten. Gatsten har också förhållandevis stora fogar mellan stenarna vilket tillåter infiltration av vattnet. Till biofiltret längs Smedjegatan måste dagvattnet föras via ett ledningssystem eller liknande. Det gör situationen mer komplicerad när pumpning eller liknande kan krävas. Längs Vasagatan finns begränsat med plats. Anläggs biobäddar längs Vasagatan kommer det bli svårt att rymma cykelställ och liknande. Längs Smedjegatan och Hantverkargatan finns mer utrymme och används Metod 4 för modellering av volymer är reningen som sker i dessa två biobäddarna tillräcklig. I området är det endast Vasagatan som inte är belagd med något genomsläppligt material. Generellt bör genomsläppligt material användas i största möjliga utsträckning och platser som tillåter infiltration, såsom trädgropar, bör placeras lågt i förhållande till marknivå för att möjliggöra en effektiv infiltration. Planterade träd i staden kan med fördel placeras i växtbäddar som anläggs med avsikt att öka trivselen för träden och samtidigt öka vattenupptaget och magasineringsförmågan.

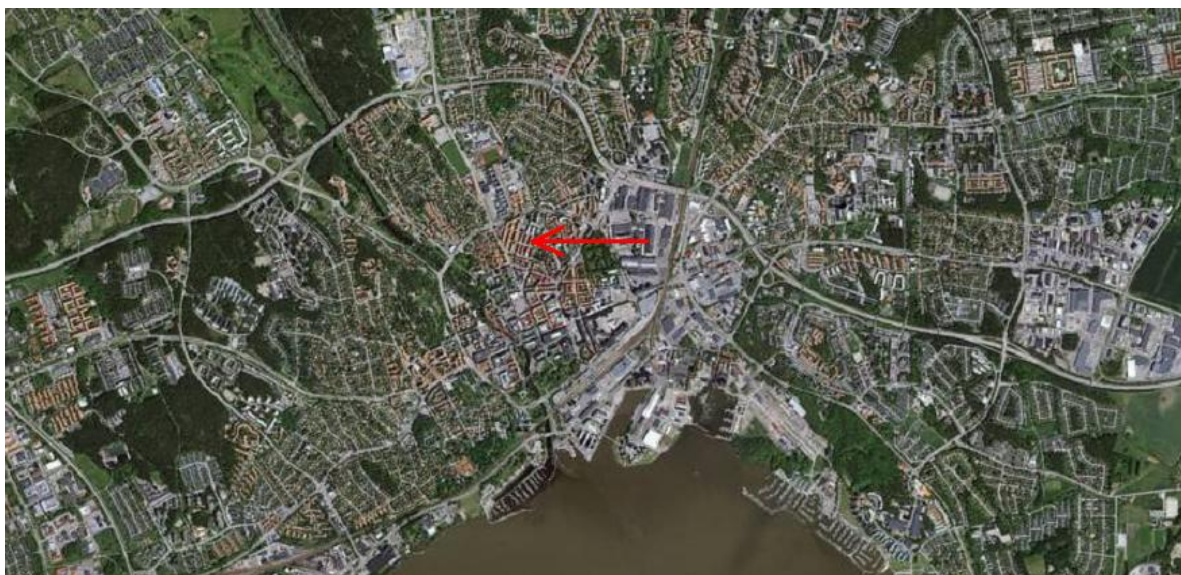
3.4.5. Förslag

Utgående flöden bör reduceras till 10 l/s,ha från privat och allmänt område för sig. Metod 4 används för beräkning av magasinvolym. På privat mark anläggs en torr damm som rymmer en volym av 136 m³. På allmän mark anläggs två biobäddar längs Smedjegatan och Hantverkargatan. Dessa två kan omhänderta 40 m³ vatten vardera. Resterande volym fördröjs i ett perkolationsmagasin som ges en kapacitet på 33 m³ vatten.

3.5. Område 2

3.5.1. Platsbeskrivning

Område två för vilket LOD ska utredas, heter Gudmund och ligger alldeles i utkanten av Västerås centrum (Figur 24). Kvarteret är bebyggt med fyra rektangulära huskroppar, dem emellan ligger innergårdar (Figur 25).



Figur 24. Centrala Västerås. Kvarteret Gudmund är markerat med pilen (bild efter Eniro.se, 2013).



Figur 25. Kvarteret Gudmund i Västerås (bild efter Eniro.se, 2013).

Husen är främst lägenhetskomplex, tre våningar höga, men ett par stycken affärsverksamheter huserar i källarutrymmena i några av byggnaderna. Husen som ligger intill Tessingatan och Engelbrektsgatan (Figur 25) har en mindre gräsmatta mellan husen och

trottoaren. Längs Engelbrektskatan är den privata fastigheten avskild mot trottoaren med en låg häck (Figur 26). På gräsmattorna ut mot Tessingatan är ett antal träd planterade och även på innergårdarna växer ett antal träd. Den mittersta och östra innergården (Figur 25, Figur 26) är delvis gräsbevuxen men rymmer också gångvägar och parkeringar. På innergårdarna finns också bland annat en friggebod, kompost-/sopstationer och cykelparkeringar. Den västra innergården (Figur 25, Figur 26) är i princip helt hårdgjord.



Figur 26. Överst till vänster: Den västra innergården, sedd från Brahegata. Överst i mitten: Den mellersta innergården, sedd från Brahegatan. Överst till höger: Den östra innergården, sedd från Vallingatan. Nere till vänster: Husfasad, gräsyta och träd längs Tessingatan. Nere i mitten: Husfasad, gräsyta och häck, sed från Engelbrektskatan. Nere till höger: Nuvarande dagvattensystem, stuprör direkt anslutet till dagvattennätet (bilder av Emma Matschoss-Falck, 2013).

Runt hela kvarteret går bilvägar och trottoarer. Engelbrektskatan är en större gata än de andra tre vilka huvudsakligen uppbär trafik och parkeringar till de boende i området. Den allmänna marken är i princip helt hårdgjord, förutom en liten plätt gräs med ett träd på i slutet av Vallingatan (Figur 25). Området lutar inte tydligt i någon speciell riktning. Vatten som faller på ytan rinner i första hand åt sidan på gatan mot gatstenen som skiljer av trottoaren, det får antas att vattnet därefter rinner mot dagvattenbrunnarna i området eller mot lokala lågpunkter på gatan (Figur 27).



Figur 27. Till vänster: Brahegatan sedd från Tessingatan med Kvarteret Gudmund till höger. Till höger: Vallingata sedd från Tessingatan med Kvarteret Gudmund till vänster. I det vänstra hörnet av bilden där trottoar och gata möts syns en lokal lågpunkt där vatten samlas vid regntillfällen (bild av Emma Matschoss-Falck, 2013).

3.5.2. Markanvändning

Areorna på de olika ytorna i kvarteret Gudmund beräknades genom att använda mätverktyget i programmet Adobe Reader.



Figur 28. Kvarteret Gudmund i Västerås. Vänstra bilden: De rosa linjerna visar hur de olika områdena (takyta, annan hårdgjord yta och gräsyta) avskilts för beräkning av areorna. Den röda linjen visar den uppmätta referenssträckan Brahegatan: hus två plus innergård. Högra bilden: De röda linjerna visar hur de olika områdena (bilväg, trottoar, parkering och gräsyta) avskilts för beräkning av areorna. Referenssträckan är densamma som i den vänstra bilden (bild efter Mälarenergi, 2013).

En referenssträcka uppmättes längs en tydligt avgränsad sträcka på Brahegatan (Figur 28). Förhållandet mellan referenssträckan och motsvarande avstånd i PDF-filen angavs i Adobe Reader. Takytor och de olika markytorna som kunde identifieras på privat och allmän mark (Figur 19) markerades med mätverktyget. Storleken på de markerade ytorna angavs av Adobe Reader (baserat på referensvärdena) i enheten kvadratmeter (Tabell 14).

Den privata fastigheten upptog ett område om drygt 6 500 m². Därav var cirka 50 % takyta, drygt 35 % annan hårdgjord yta och ungefär 14 % gräsmatta (Tabell 28). Den allmänna ytan uppgick totalt till knappt 4 500 m². Därav var cirka 20 % trottoar, drygt 50 % trafikerade gator, drygt 20 % parkeringar och en liten gräsplätt stod för knappt 3 % av ytan (Tabell 28).

Tabell 28. Sammanställning över de olika ytorna i Kvarteret Gudmund.

Referensmätning:			
Brahegatan: hus två plus innergård	Uppmätt manuellt:	30,3 m	Uppmätt i Adobe: 30,9 mm
Privat mark:			
Takyta på bostadshusen [m ²]:		3 292	
Hårdgjord yta på innergården [m ²]:		2 332	
Gräsyta på innergården [m ²]:		913	
Total yta [m ²]:		6 536	
Allmän mark:			
Parkeringar [m ²]:		1 035	
Trottoar [m ²]:		1 052	
Trafikerad gata [m ²]:		2 405	
Total yta [m ²]:		4 491,7	

Ledningsnätet i kvarteret Gudmund granskades utifrån de ledningskartor som erhöles från Mälarenergi. Det bestämdes i vilken riktning dagvattnet rinner i ledningarna (Figur 29) utgående från dimensionen på ledningarna. Det kan antas att vattnet rinner i riktning från

fastigheten i ledningar av lägre dimensioner till ledningar med större dimension som samlar dagvatten från flera områden. Det kan antas att dagvattenbrunnarna är anslutna till dagvattenledningarna som är markerade i Figur 29 även om det finns en liten risk att de kan vara anslutna till spillvattennätet (Höglund, 2013).



Figur 29. Till vänster: Det allmänna dagvattennätet i Kvarteret Gudmund. Den punkt/streckade linjen visar ledningsnätets dragning och pilarna i vilken riktning dagvattnet rinner i ledningarna. Dagvattenbrunnarna är markerade av punkter med en ring runt. Till höger: Sträcka A och B, för vilka rinnsträckan har uppmätts (bild efter Mälarenergi, 2013).

Den längsta sträckan som vattnet måste rinna innan den når utloppspunkten för området uppmättes i Adobe Acrobat Reader. På privat mark är rinnsträckan relativt kort och avrinningen sker huvudsakligen över takytor eller asfaltsytor. Inga dagvattenbrunnar är utsatta på den privata marken. Den längsta rinnsträckan antas vara från mitten av innergården ut till den allmänna marken (Figur 29). På allmän mark finns flera dagvattenbrunnar längst sträckan och markavrinningen sker över asfalt vilket möjliggör relativt höga hastigheter på vattnet. Den längsta sträckan uppmättes enligt Figur 29.

Tabell 29. De i Adobe Reader uppmätta sträckorna vattnet rinner över markytan och i ledningsnätet.

Sträcka:	Avstånd (m):
A, privat mark	29
B, allmän mark	145

Rinnsträckorna som uppmättes skiljdes inte åt beroende på om vattnet rann i ledningsnätet eller på ytan. På den privata marken antas rinnhastigheten över asfaltsytor och i hänggrännor och stuprör ha ungefär samma hastighet som vatten i ledningsnätet antas ha, 1 m/s. På den allmänna marken är sträckan som vattnet rinner över asfaltsytan också förhållandevis kort och hela sträckan antas ha en medel rinnhastighet om 1 m/s. Måtten på sträckorna redovisas i Tabell 29.

3.5.3. Resultat - StormTac

På privat mark har simuleringar gjorts för två fall. Ett fall som visar flödena om alla takytor består av hårdgjorda ytor och ett fall som visar flödena om de består av gröna tak. Avrinningskoefficienterna som angivits för ytorna (Tabell 30) är samtliga defaultvärdena i StormTac. Defaultvärdena i StormTac är hämtade från provtagningar och korrelerar väl med avrinningskoefficienterna i P90.

Tabell 30. Indata som använts vid beräkningar i StormTac.

Områdestyp		Storlek [m ²]	Avrinningskoefficient
Privat mark:	Tak	3 292	0,9
	Grönt tak	3 292	0,31
	Hårdgjord yta på innergård	2 332	0,85
	Gräsyta	913	0,18
Allmän mark:	Väg, 0 fordon/dag	1 052	0,85
	Väg, < 5 000 fordon/dag	2 405	0,85
	Parkeringar	1 035	0,85

Flödesberäkningarna för privat mark i StormTac anger att anläggande av gröna tak minskar behovet av magasinvolym med cirka 50-60 % (Tabell 31).

Tabell 31. Resultatet av flödessimuleringar för privat mark i StormTac. Till vänster magasinvolymerna vid nuvarande förhållanden. Till höger magasinvolymerna om taken beläggs med gröna tak. För de givna magasinvolymerna anges vid vilka varaktigheter på regnen den största volymen tillika belastningen uppnås. $Q_{ut} = 15 \text{ l/s,ha}$

	Att fördröja (m ³)	Regnets varaktighet	Att fördröja (m ³)	Regnets varaktighet
Privat mark	Vanliga tak:		Gröna tak:	
2-års regn:	53	55	26	30
5-års regn:	79	80	39	45
10-års regn	108	100	54	55

Metod 3

De modellerade magasinvolymerna som baseras på dimensionerande flöden från både privat och allmän mark blir förhållandevis stora (Tabell 32) att hantera relativt ytan som finns tillgänglig. De största magasinvolymerna ges vid regn med varaktighet på 3-6 timmar. Regn med varaktighet på upp mot sex timmar är mindre intensiva än kortare regn. På grund av det låga utflödet jämfört med inflödet, samt på grund av att all yta på den allmänna marken är hårdgjord krävs dock relativt stora magasinvolym.

Tabell 32. Resultatet för simuleringar baserade på dimensionerande flöden i StormTac. Magasinvolym som krävs på allmän mark. $Q_{ut} = 10 \text{ l/s,ha}$.

Allmän mark	Att fördröja (m ³)	Regnets varaktighet (minuter)
2-års regn	99	180
5-års regn	145	270
10-års regn	193	360

Metod 4

Magasinvolymerna som krävs på privat mark då utflödet begränsas till 10 l/s,ha är 10 -20 m³ större jämfört om utflödet tillåts vara 15 l/s,ha (jämför Tabell 31 och Tabell 33).

Magasinvolymerna som krävs på allmän mark blir betydligt lägre när allt vatten som skapas på den privata fastigheten måste fördröjas där. Tas nederbörden hand om var för sig på privat och allmän mark fås de största vattenvolymerna vid regn med varaktigheten runt 1-2,5 timmar.

Tabell 33. Resultatet av simuleringar där privat och allmän mark modelleras var för sig. $Q_{ut} = 10 \text{ l/s,ha}$.

	Att fördröja (m^3)	Regnets varaktighet (minuter)	Att fördröja (m^3)	Regnets varaktighet (minuter)
Privat mark	Vanliga tak		Gröna tak	
2-års regn:	62	100	31	50
5-års regn:	93	140	47	70
10-års regn	125	160	63	90
Allmän mark				
2-års regn	44	100		
5-års regn	66	140		
10-års regn	89	180		

Föroreningar

Resultatet av simuleringarna när området delades upp och varje markanvändning angavs för sig visar att halterna av kvicksilver, suspenderad substans och olja överstiger rekommenderade riktvärden för tillåtna utsläpp (Tabell 34). När hela området angavs som gles centrumbebyggelse däremot översteg koncentrationerna av flera föroreningar det tillåtna värdena. Modelleras området som glest centrumområde eller som flerfamiljshus är kvicksilverhalterna lägre men halterna av fosfor, bly, kadmium och för centrumområde även zink, överstigs.

Tabell 34. I den vänstra kolumnen anges de riktvärden som används för en recipient som Mälaren (Riktvärdesgruppen, 2009). I de mittersta och högra kolumnerna anges de simulerade föroreningsmängder som utgående vatten från hela området innehåller. Halter som överskrider riktvärdena är markerade. Mitterst till vänster: Området delas upp utgående från ytanvändning. Mitterst till höger: Området anges som glest centrumområde. Längst till höger: Området anges som flerfamiljshus.

	Riktvärden för direktutsläpp till större sjöar och vattendrag	Modellerade värden		
		Enligt ytanvändningen i området	Som centrumområde	Som multi family area
Fosfor [mg/m^3]	200	100	230	260
Kväve [g/m^3]	2,5	1,90	1,57	1,56
Bly [mg/m^3]	10	9,98	15,41	12,46
Koppar [mg/m^3]	30	23,76	18,46	25,83
Zink [mg/m^3]	90	65,37	100,38	87,22
Kadmium [mg/m^3]	0,45	0,27	0,72	0,58
Krom [mg/m^3]	15	7,51	4,19	10,08
Nickel [mg/m^3]	20	3,43	6,75	8,21
Kvicksilver [mg/m^3]	0,05	0,06	0,05	0,02
Suspenderad substans [mg/m^3]	50	71,60	70,68	59,90
Olja [g/m^3]	0,5	0,59	0,93	0,59

Slutsats - Beräkningar

Metod 3 och Metod 4 har olika utgångspunkter i modellen och ger således olika resultat. I Metod 3 tillåts mer vatten rinna av från den privata fastigheten, fördröjningen sker i två steg. På det allmänna området fördröjs vatten från hela området. Med Metod 3 blev magasinsvolymerna på allmän mark förhållandevis stora jämfört med den tillgängliga ytan för omhändertagande. I Metod 4 tas allt dagvatten omhand på den privata marken, varje område fördröjer ensamt det dagvatten som skapas därpå. Rimliga magasinsvolymerna på allmän mark gavs med Metod 4 medan volymerna på privat mark ökade. Vid dimensionering av fördröjningsåtgärder kommer båda fallen att granskas utifrån vad som är praktiskt genomförbart.

Föroreningshalterna i dagvattnet är högre än riktvärdena för tillåtna halter och ska reduceras. Effektiviteten att minska föroreningar i dagvattnet av fördröjningsanläggningen kommer att utredas med hänsyn till ämnena som överskrider riktvärdena enligt Tabell 34 (se även sida 40, 3.3.6 Riktvärden).

3.5.4. Diskussion - Systemförslag

En LOD-anläggning som hanterar vattenvolymerna enligt Tabell 35 ska dimensioneras för området. Förslaget ska dimensioneras för 10-års regn.

Tabell 35. Magasinsvolymerna för privat och allmän mark. Till vänster: Dimensionerade för regn med 10 års återkomsttid. Till höger: Dimensionerade för regn med 5 års återkomsttid.

	Metod 3 [m ³]	Metod 4 [m ³]
Privat mark	108	125
Allmän mark	193	89
Total volym	301	214

Samtliga åtgärdsförslag sammanfattas i tabellform i slutet av respektive avsnitt, för privat mark i Tabell 36 och för allmän mark i Tabell 37.

Privat mark

Gröna tak: Fallet att all takyta, drygt 3 300 m², beläggs med gröna tak har simulerats i StormTac. Detta medför att magasinsvolymerna som krävs för att fördröja dagvattnet minskar till knappt hälften (Tabell 35).

Infiltration: Gräsmattorna ut mot trottoarerna kan användas för infiltration av dagvatten. Gräsytorerna mättes i Adobe Reader och befanns vara 190 m² respektive 233 m² stora. En infiltrationsyta dimensionerad för ett 2-års regn bör vara minst hälften så stor som ansluten hårdgjord yta (Adrian, 2008). Simulerade magasinsvolymerna ökar till dubbel storlek vid dimensionering för regn med 10-års återkomsttid istället för två. Därför antas här att infiltrationsytan bör vara lika stor som ansluten takyta. Enligt detta resonemang kan vatten från en hårdgjord yta om 190 m² respektive 233 m² anslutas. Storleken på infiltrationsytan motsvaras av ungefär hälften av de angränsande takytorna (Figur 30). Dagvattnet kan föras från stuprören till gräsmattorna att infiltreras. Vid användning av infiltration krävs att gräsytorerna får en lutning från huset så att vattnet kan rinna undan och inte rinner in mot huset. Om dagvattnet från takytorna (Figur 30) infiltreras minskar den behövda magasinsvolymerna med drygt 12 m³.



Figur 30. Till vänster och mitten: Husen längst ut mot gatan i kvarteret Gudmund. Markerade grösytor kan användas för infiltrering av dagvatten från de markerade takytorna. Till höger: Huset längst ut mot Tessingatan. Markerade ytor kan användas som biobäddar (bilder från Mälarenergi 2013).

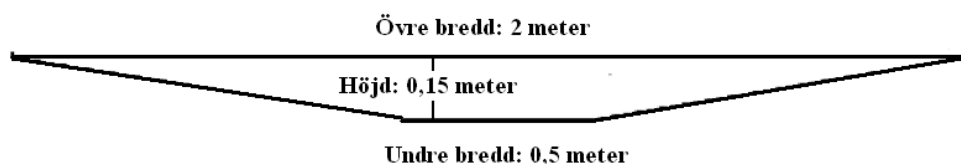
Gräsytor som finns på innergården mellan hus två och tre (Figur 31) är 370 m² stor. Den markerade takytan i Figur 31 är av samma storlek och avrinnande vatten från denna yta eller annan yta med motsvarande storlek kan infiltreras på gräsmattan. Åtta m³ vatten kan fördröjas genom denna åtgärd.



Figur 31. Kvarteret Gudmund. Till vänster: Markerade ytor kan användas som svackdike. Till höger: Markerade grösytor kan användas för infiltrering av dagvatten från den markerade takytan på hus två (bilder från Mälarenergi 2013).

Växtbädd, biofilter: En genomsnittlig porositet om 15 % antas vid dimensionering av växtbäddar. För en ökad volym kan biobädden sänkas ner ett stycke i förhållande till marknivån och på det sättet skapa ett utrymme för vatten att stå i. Växtligheten i en nedsänkt växtbädd måste anpassas så att växterna tål att stå i vatten under kortare perioder. Nedsänkta växtbäddar kan arrangeras längs grönytorna enligt Figur 30 vid båda de yttre husen. Biobäddarna upptar då en yta om 104 m^2 , med 1 meters djup och 0,1 meters nedsänkning kan då 26 m^3 vatten magasineras. Sådana växtbäddar innebär att allt vatten som faller på taken på de yttersta husen fördröjs i anläggningen med infiltration och biobäddar. Även om infiltrationsytan minskar med totalt 104 m^2 innebär volymen av växtbädden att vattnet kan fördröjas där istället. Totalt minskar den behövda magasinvolymen då med knappt 50 m^3 .

Svackdike: För ytterligare magasinering av vatten kan två mindre svackdiken anläggas i området enligt Figur 31. Om diket görs 2 m brett i överkanten och 0,5 m bred i underkanten (Figur 32) bör djupet inte vara mer än 0,15 m (Larm, 2000). Ett 55 m långt dike med dessa dimensioner skapar en magasinvolym på $16,5 \text{ m}^3$.



Figur 32. Utformning av svackdike för beräkning av volym. (Bild av Emma Matschoss-Falck)

Tabell 36. Förslagsalternativ för omhändertagandet av dagvatten på privat mark.

Förslag	Åtgärd (area)	Volym [m^3]	Placering
2.1	Infiltrationsyta (423 m^2)	12	Gräsytor ut mot Tessingatan och Engelbrektskatan (Figur 30)
2.2	Biobädd (104 m^2)	25	Gräsytor ut mot Tessingatan och Engelbrektskatan (Figur 30)
2.3	Infiltrationsyta (370 m^2)	8	Gräsytor på innergården mellan hus två och tre (Figur 31)
2.4	Svackdike ($2 \cdot 110 \text{ m}^2$)	33	Gräsytor på innergården mellan hus ett och två respektive hus tre och fyra (Figur 31)
2.5	Perkolationsmagasin	Valbart	Valbart
2.6	Gröna tak ($3 \cdot 300 \text{ m}^2$)	50	Alla taktytor inom fastigheten Gudmund

Allmän mark

Växtbädd, biofilter: En biobädd med en yta av 120 m^2 kan placeras enligt Figur 33 i hörnet mellan Vallingatan och Engelbrektskatan. Med en meters djup och nedsänkt 0,1 m kan magasinera 30 m^3 vatten. Engelbrektskatan, Vallingatan och Tessingatan är alla tre relativt breda gator, bredden är drygt 7 m. Längs dessa gator finns möjlighet att anlägga biobäddar (Figur 33). Engelbrektskatan och Tessingatan är vardera 75 m långa och Vallingatan 90 m lång. Om biobäddarna görs en meter breda, en meter djupa samt 0,1 m nedsänkta skapas en volym om 19 m^3 vardera längs Engelbrektskatan och Tessingatan. Längs Vallingatan blir volymen $22,5 \text{ m}^3$.



Figur 33. Till vänster: Gräsyta på allmän mark markerad. Ytan ligger i hörnet av kvarteret Gudmund i anslutning till Engelbrektsgatan och Vallingatan och kan användas som växtbädd. Till höger: Markerade ytor längs Engelbrektsgatan, Vallingatan och Tessingata kan användas som växtbäddar (bilder från Mälarenergi 2013).

Perkolationsmagasin: För att magasinera vatten i en stenkista krävs en volym som är 3,3 gånger större än den krävda magasinvolymen, en sådan skulle bli orimligt stor i detta område. En plastmodul måste ha 5 % större volym än den krävda volymen. Perkolationsmagasinet bör förses med dräneringsledning för att undvika översvämning. Livslängden på plastmodulerna kan bli relativt lång eftersom det finns möjlighet att rengöra magasinerna, dock krävs underhåll i form av rengöring. Nackdelen med perkolationsmagasin är att ingen betydande rening av vattnet sker. För rening av vattnet vid användning av perkolationsmagasin kan ett brunnfilter användas. Filtret monteras i befintliga dagvattenbrunnar och påstås avskilja 50 – 80 % av föroreningarna (Börjesson m.fl., 1999). Byte av filter samt uppsugning av grövre sediment bör ske ungefär fyra gånger per år på grund av igensättning av filtren.

Genomsläpplig markbeläggning: Det finns flera olika sorters permeabel markbeläggning som kan användas. Gräsarmering innebär att en stor del av ytan blir genomsläpplig och kan bestå av till exempel hålsten av betong eller rasternät av HDPE-plast. Gräsarmering är inte helt bekvämt att gå på och bör inte användas på gångator, däremot gärna på parkeringsområden. I området består ungefär 1000 m² av parkeringsplatser. Vid användning av gräsarmering minskar avrinningskoefficienten eftersom en del av vattnet tillåts infiltrera och för att ytan blir skrovligare. Simuleringar gjordes med en avrinningskoefficient på 0,6 för parkeringar istället för defaultvärdet 0,85. Resultatet blev att magasinvolymen reduceras med cirka 10 m³.

Tabell 37. Förslagsalternativ för omhändertagandet av dagvatten på allmän mark.

Förslag	Åtgärd (area)	Volym [m ³]	Placering
2.7	Biobädd (120 m ²)	30	Mellan Vallingatan och Engelbrektsgatan (Figur 33)
2.8	Biobädd (75 m ²)	19	Längs Engelbrektsgatan (Figur 33)
2.9	Biobädd (75 m ²)	19	Längs Tessingatan (Figur 33)
2.10	Biobädd (90 m ²)	22,5	Längs Vallingatan (Figur 33)
2.11	Genomsläpplig markbeläggning (1000 m ²)	10	På samtliga parkeringsplatser
2.12	Perkolationsmagasin	Valbart	Valbart

Reduktion av föroreningar

Reduktionen som beräknats för infiltration på gräsytor jämförs med en översilningsyta.

Önskas angiven reduktion uppnås bör infiltrationsanläggningen dimensioneras så att vattnet tillförs över en bred front och får en låg hastighet över gräset. För åtgärd 2.11 (Tabell 37) har ingen reningseffekt angivits. Genomsläpplig markbeläggning i form av gräsyta med stabilisering kan antas fastlägga en del partikulärt material vid infiltration. Ytterligare reningseffekt beror på underliggande material.

Med åtgärd 2.2 (Tabell 37) reduceras en stor del av föroreningarna för flöden beräknat enligt både Metod 3 och Metod 4. För att rena vattnet så att riktvärdena nås krävs ytterligare en åtgärd med renande effekt. Beräknas flödena enligt Metod 3 på allmän mark krävs att samtliga åtgärder innehållande biofilter (åtgärd 2.7-2.10 i Tabell 37)) används för att reducera föroreningshalterna till riktvärdena (Tabell 38). Beräknas flödena istället enligt Metod 4 kan riktvärdena nås genom att använda två eller tre av åtgärderna innehållande biofilter.

Tabell 38. Underliggande rader anger den totala reduktionen i procent för respektive LOD-åtgärd, beroende på om magasinvolymen dimensioneras enligt resultaten från Metod 3 eller Metod 4. PM = Privat mark, AM = Allmän mark.

	Relativ volym	Fosfor [mg/m ³]	Bly [mg/m ³]	Zink [mg/m ³]	Kadmium [mg/m ³]	Kvicksilver [mg/m ³]	Suspenderad substans [g/m ³]	Olja [g/m ³]
Metod 3								
2.1 PM	0,1	2	7	5	5	2	7	8
2.2 PM	0,23	16	20	21	16	11,5	21	21
2.3 PM	0,07	1,4	5	3,5	3,5	1,4	5	5,5
2.4 PM	0,3	9	19,5	10,5	10,5	4,5	19,5	24
2.5 PM	-	0	0	0	0	0	0	0
2.6 PM	0,5	0	0	0	0	0	0	0
2.7 AM	0,2	14	17	18	14	10	18	18
2.8 AM	0,1	7	8,5	9	7	5	9	9
2.9 AM	0,1	7	8,5	9	7	5	9	9
2.10 AM	0,12	8	10	10,5	8	6	10,5	10,5
2.11 AM	0,05	-	-	-	-	-	-	-
2.12 AM	-	0	0	0	0	0	0	0
Metod 4								
2.1 PM	0,1	2	7	5	5	2	7	8
2.2 PM	0,2	14	17	18	14	10	18	18
2.3 PM	0,06	1	4	3	3	1	4	5
2.4 PM	0,3	9	19,5	10,5	10,5	4,5	19,5	24
2.5 PM	-	0	0	0	0	0	0	0
2.6 PM	0,4	0	0	0	0	0	0	0
2.7 AM	0,3	21	25,5	27	21	15	27	27
2.8 AM	0,2	15	18	19	15	10,5	19	19
2.9 AM	0,2	15	18	19	15	10,5	19	19
2.10 AM	0,3	18	21,5	23	18	12,5	23	23
2.11 AM	0,1	-	-	-	-	-	-	-
2.12 AM	-	0	0	0	0	0	0	0
Nödvändig reduktion [%]		23	35	10	38	16	30	46

Kostnadsuppskattning

Kostnaden för att anlägga gröna tak (åtgärd 2.6 i Tabell 36) blir hög jämfört med andra åtgärder (Tabell 39) och jämfört med hur mycket vatten som fördröjs (Tabell 36). Även kostnaden för att anlägga genomsläpplig markbeläggning (åtgärd 2.11 i Tabell 37) blir

mycket hög jämfört med mängden vatten som fördröjs. Åtgärd 2.4 som innebär anläggande av svackdiken blir däremot billig (Tabell 39) relativt volymen som skapas (Tabell 36).

Tabell 39. Kostnad för att anlägga respektive åtgärd.

	Åtgärd					
	2.1	2.2	2.3	2.4	2.5	2.6
Kostnad [Skr]	32 000	26 500	28 000	7 500	3 329/m ³	2 376 000
	Åtgärd					
	2.7	2.8	2.9	2.10	2.11	2.12
Kostnad [Skr]	30 500	19 000	19 000	23 000	275 000	3 329/m ³

Sammanfattning - Privat mark

Även om gröna tak minskar magasineringens volymen med hälften är de dyra att anlägga (Tabell 39). Fördelarna med gröna tak kan motivera att sådana anläggs om de existerande taken ändå behöver bytas men att byta ut fungerande tak till gröna tak enbart för att minska avrinningen är kostnadsineffektivt. Utan gröna tak är det svårt att få ytorna att räcka till för ytligt omhändertagande av dagvattnet. Perkulationsmagasin måste användas för att allt vatten ska kunna fördröjas oavsett modelleringsmetod. Installationen av perkulationsmagasin är dock dyr (Tabell 39). Två svackdiken enligt förslag 2.4 magasineras och renar en stor mängd vatten. En del av parkeringsytan på innergårdarna kommer att tas i anspråk av svackdiken. För närvarande är innergårdarna dock oplanerade och något röriga. Om svackdiken anläggs och innergården planeras mer platseffektivt finns möjlighet att antalet parkeringsplatser kan bibehållas. Även biobäddarna enligt förslag 2.2 (Tabell 36) magasineras och renar en stor del vatten. Modelleras flödena enligt Metod 3 behöver förslag 2.1-2.2 och 2.4 (Tabell 36) användas. För en fullgod rening av flödena modellerade enligt Metod 4 krävs att samtliga förslag 2.1-2.4 (Tabell 36) används. Utan förslag 2.3 (Tabell 36) fås en acceptabel rening, halten kadmium överskrider fortfarande något.

Sammanfattning - Allmän mark

Med flöden beräknade enligt Metod 3 behövs utöver biobäddar ett magasin för att kunna ta hand om allt vatten. Det krävs att biobäddar enligt samtliga förslag 2.7-2.10 (Tabell 37) anläggs för att allt vatten ska renas. Med fyra biofilter i området kommer en stor del av ytan att upptas av LOD-anläggningar. Biobäddarna utgör vackra inslag i asfaltsmiljön men antalet parkeringsplatser och storleken på gång-, cykel- och bilväg kommer att reduceras. Med flöden beräknade enligt Metod 4 kan allt vatten magasineras och renas i biobäddar enligt förslag 2.7-2.10 (Tabell 37). För rening av vattnet räcker dock funktionen av två växtbäddar. Tessingatan och Vallingatan kan tyckas lämpa sig bättre för placering av växtbäddar. Angränsande parkeringsplatser längs de båda gatorna gör att de upplevs som rymligare än Engelbrektsgratan som är mer instängd. Biofiltret i området mellan Vallingatan och Engelbrektsgratan skulle ta en viss del av vändzonen i anspråk men som området är arrangerat idag finns det ändå möjlighet att vända bilen på infarterna till innergårdarna. Genomsläpplig markbeläggning är positivt eftersom problemet angrips vid källan, avrinningen minskas. Kostnaden för att anlägga permeabel markbeläggning är dock för hög (Tabell 39) i jämförelse med volymerna dagvatten som omhändertas för att rekommenderas. Vid ombyggnation av hårdgjorda ytor bör däremot genomsläpplig markbeläggning användas i möjligaste grad.

Perkulationsmagasin kommer att krävas för att magasinera allt vatten i området. Genom att välja enligt vilken metod magasineringen ska ske görs också valet på vilken mark detta ska

ske och om den privata eller allmänna fastighetsägaren ska stå för kostnaden. Med simuleringar enligt Metod 3 måste största delen vatten magasineras på allmän mark. Med simuleringar enligt Metod 4 måste största delen vatten magasineras på privat mark. Enligt Metod 3 blir den totala volymen som måste magasineras nästan 100 m^3 större än om Metod 4 används för att modellera flödena. Sett till den totala kostnaden blir det billigare att dimensionera fördröjningsåtgärderna enligt Metod 4.

3.5.5. Förslag

Utgående flöden bör reduceras till 10 l/s,ha från privat och allmänt område för sig. Metod 4 används för beräkning av magasinvolym. På privat mark anläggs infiltrationsytor och biobäddar ut mot Tessingatan och Engelbrektskatan. På innergårdarna används gräsytan mellan hus två och hus tre för infiltration och ytorna mellan hus ett och två respektive mellan hus tre och fyra för svackdiken. Perkulationsmagasin används för resterande 47 m^3 vatten. På det allmänna området anläggs biofilter längs Tessingatan och Vallingatan och i hörnet mellan Vallingatan och Engelbrektskatan. Perkulationsmagasin används för resterande 18 m^3 vatten.

3.6. Jämförelse och diskussion

De båda områdena som studerats har både likheter och skillnader som påverkar resultaten. Område ett ligger helt i stadens centrum och utöver lägenheter ryms också flera affärsverksamheter i huset på den privata fastigheten. Område två ligger en liten bit utanför centrumområdet och den huvudsakliga användningen av husen består av hyreslägenheter. Användningen av den allmänna marken skiljer sig således åt i de båda områdena. I område ett består hälften av kvarteret av gågator och uteserveringar samsas i kvarteret. I område två används marken i högre grad av de boende i området. Även om många främmande människor går, cyklar eller kör bil genom område två uppehåller de sig inte där på samma sätt som i stadsmiljön i område ett. De båda områdena är dock mycket lika med avseende på förhållandet mellan grönyta och total yta samt förhållandet mellan privat och allmän mark. Den privata fastigheten upptar en något större yta än den allmänna marken och andelen gräsyta är bara runt 8 % av den totala ytan. Varje område har begränsats till att gälla en liten yta på $1\ 000\text{-}1\ 500 \text{ m}^2$. Genom att ha ett bredare perspektiv och studera större områden kan möjligheten för olika typer av lösningar bli större. Studeras till exempel hela centrumområdet kan parker och liknande grönytor utnyttjas för att omhänderta dagvatten.

I litteraturstudien finns det vissa källor som dominerar. Detta har varit en begränsning i arbetet. Vad har dessa studier missat? Även om många påståenden som återgivits bekräftats genom att de återfinns på flera håll kan de ha samma slutgiltiga ursprung. De mätningar och simuleringar som görs i arbetet är behäftad med en viss osäkerhet. Utöver mätosäkerheten både vid den manuella mätningen och sådana som gjorts i datorprogram görs ett flertal antaganden innehållande felkällor, exempelvis regnintensitet, porositet och rinnhastigheter. Det finns alltid en osäkerhet i naturliga system.

Flödena har simulerats på två sätt. Enligt Metod 3 ska fördröjning ske i två steg. Genom att vatten från privata fastigheter fördröjs på allmän mark läggs en del av bördan från privata fastighetsägare över på den allmänna aktören. Enligt Metod 4 sker fördröjningen i ett steg och vattnet ska fördröjas till slutgiltiga nivå 10 l/s,ha på varje plats för sig. Enligt Metod 4 blir den totala magasinvolymen betydligt lägre än enligt Metod 3. Det är lättare att finna lösningar för att anlägga totalt mindre magasinvolym även om volymen på privat mark blir större. Anses det att kraven blir för hårda på privata fastighetsägare att fördröja allt vatten som skapas på fastigheten är det utrymmesmässigt och ekonomiskt mer fördelaktigt att ge ett bidrag för anläggandet av LOD-anläggning. Bidrag kan till exempel ges som en schablonsumma beroende av storleken på området. Med en annan utgångspunkt för bidrag

kan fastighetsägaren stå för kostnaden för att fördröja vatten till ett utflöde om 15 l/s,ha och det allmänna står för resterande kostnad beräknat på volymförhållanden.

Både på privat och på allmän mark är det många mindre ytor som skulle kunna användas för omhändertagande av dagvatten om de var bättre anlagda. Trädgropar, mindre gräsytor och rabatter låg i flera fall upphöjda i förhållande till omgivande mark. En viktig åtgärd är att möjliggöra för dagvattnet att överhuvudtaget nå ytorna. För att få en förbättrad funktion med avseende på infiltration och magasinering av dagvatten kan ytorna ses över i fråga om jordlagrets porositet och infiltrationsförmåga. Trädgropar anläggs ofta med så kallad skelettjord (se även avsnitt 2.6.1 Resultat: Biofilter, växtbäddar), detta gynnar trädets förutsättningar att växa och trädet konsumerar mer markvatten. Stuprören i området leder idag dagvattnet direkt ner till det underjordiska ledningsnätet. Det innebär en enkel åtgärd att koppla ifrån stuprören från ledningsnätet men för en fungerande LOD-anläggning är det viktigt att ytor för infiltration finns tillgängliga och att vattenvägar som leder vattnet till rätt plats anordnas.

Biobäddarna som det givits förslag på är alla utom en smala och långsträckta. De smala långsträckta växtbäddarna är fördelaktiga eftersom de kan läggas längs med gå-, cykel- och bilvägar samtidigt som en stor magasineringsvolym skapas. Växtbäddar kan också gärna anläggas med syfte att få en grönare innerstad. Utöver funktionen att omhänderta dagvatten har växtligheten i biobäddar estetiska värden vilket ökar trivselen. I områden med mindre volymer att magasinera kan flera mindre växtbäddar användas för magasinering och rening av dagvatten. Det finns många mindre ytor och hörn, exempelvis inbuktningar vid busshållplatser, parkeringar och övergångsställen där biobäddar med ytor på någon eller några kvadratmeter skulle kunna placeras.

Åtgärderna på privat mark kostar 30 000-145 000:-. Beroende på vad totalsumma slutar på kan kostnaden bli svår att tjäna in genom reduktion av VA-taxan. Minskning av VA-taxa kan göras med avsikt att få en rättvis avgift men som incitament för att mer vatten ska omhändertas lokalt är den tveksam.

Rening av dagvattnet kan ske så att riktvärdena enligt vattenplanen för Västerås nås (se avsnitt 3.1 Bakgrund - Västerås). Det har inte gjorts någon jämförelse om effektmålen att fosfor- och tungmetallhalterna ska minskas med 20 % uppfyllas (se avsnitt 3.1 Bakgrund - Västerås). Reduktionen av de föroreningar som studerats har dock varit över 20 %. Eftersom LOD-anläggningarnas reningseffekter på de flesta tungmetaller är av liknande storlek (se metod) finns det en stor möjlighet att dagvattenmålen kan nås genom LOD-åtgärder i likhet med de föreslagna. Andelen vatten som måste behandlas i en LOD-anläggning med renande effekt beror på vilka föroreningar som måste reduceras och vilka LOD-åtgärder som används. Oljehalterna i dagvattnet var generellt höga, för en extra rening kan oljeavskiljare användas innan vattnet förs till perkolationsmagasin eller annan LOD-anläggning. I arbetet har allt dagvatten antagits ha samma föroreningshalter och kräver samma grad av rening. En LOD-anläggning skulle kunna effektiviseras med avseende på reningseffekt genom att vatten från olika ytor skils åt. Om det smutsigaste dagvattnet från vägar och parkeringar förs till den LOD-anläggning med effektivast rening och renare dagvatten från takytor och liknande förs till de LOD-anläggningar med sämre rening kan den totala reducerande inverkan på föroreningar ökas.

Förslaget att anlägga gröna tak ansågs för dyr med jämförelse till hur mycket vattenflödena reducerades. Gröna tak anges också ha en bullerdämpande samt isolerande verkan (se även avsnitt 2.6.1 Resultat: Gröna tak). För en mer relevant kostnadsuppskattning bör även dessa

effekter tas hänsyn till. Enligt en tysk studie är kostnaden för gröna tak intjänad inom ett fåtal år genom minskade energikostnader (Miljönytta.se, 2009). Även isolerande effekten gentemot sommarvärme och vad denna kan värderas till i ökad komfort bör uppmärksammas.

Några mindre gräsytor fanns på båda de privata fastigheterna och kunde utnyttjas för omhändertagande av dagvatten. Åtgärder som torra dammar eller svackdiken kan magasinera stora volymer vatten gentemot ytan de upptar, reducerar föroreningar i vattnet effektivt och är billiga att anlägga. En viss planering kan krävas så att åtgärderna blir estetiskt tilltalande, smälter in i området och fortfarande kan utnyttjas. Gräsbeklädda ytor är dock generellt tilltalande i stadsmiljöer. Skötselbehovet är lågt och består huvudsakligen av gräsklippning. När LOD ska användas i ett område bör gräsyterna utnyttjas i möjligaste mån.

Det är svårt att skapa tillräckligt med ytliga anläggningar för dagvattenhantering i tätbebyggda hårdgjorda befintliga områden. Finns det ingen möjlighet att leda bort vattnet för fördröjning måste perkolationsmagasin användas. I område 1 och område 2 används perkolationsmagasin för magasinering av 13 % respektive 30 % av dagvattnet. Perkolationsmagasin kan bestå av stenkistor eller plastmoduler. Plastmoduler är betydligt dyrare men upptar bara en tredjedel så stor markvolym för samma magasineringsvolym. I befintliga hårdgjorda områden krävs att asfalten skärs upp och att områden som används flitigt spärras av vid inrättande av perkolationsmagasin. Perkolationsmagasin konkurrerar däremot inte om yta med andra inrättelser när de väl är anlagda. I miljöer med lite tillgänglig yta kan det vara lättare att använda plastmoduler. Det finns dessutom möjlighet att rengöra plastmoduler till skillnad från stenkistor som har en begränsad livslängd. I vissa områden kan det vara mer effektivt att anlägga ett nytt magasin efter ett antal år när det befintliga inte längre fungerar men detta är inte fallet i tätbebyggd stadsmiljö.

3.7. Slutsatser

Av resultaten i utredningen kan ett antal slutsatser dras. Även om studien var begränsad till enbart två områden bör följande slutsatser uppmärksammas:

- **Föroreningar:** Vid användning av LOD finns det god möjlighet att reducera föroreningshalterna till de riktvärden som föreslås i dagvattenpolicyn för Västerås stad. Det finns även goda förutsättningar nå målen för minskad fosfor- och tungmetallbelastning enligt Västerås stads vattenplan.
- **Metoder:** Utredningen har visat att befintliga gräsytor bör utnyttjas i möjligaste mån för metoder med infiltration som grund. Användningen av gräsytor medger att stora volymer kan hanteras, anläggningen är relativt kostnadseffektiv och rening av vattnet erhålls. Biobäddar kan med fördel användas för vatten med stort reningsbehov. Biobäddar kan göras långsträckta intill gå-, cykel- eller bilvägar för att inte konkurrera om alltför mycket yta. Biobäddar och gräsytor upplevs estetiskt tilltalande i stadsmiljö. Perkolationsmagasin behöver användas i områden med stor andel hårdgjord yta.
- **Fördröjning:** Simuleringar utifrån dimensionerande varaktighet på regnet visar att mycket stora magasinsvolymer krävs vid fördröjning av dagvatten från privat mark i två steg. Vattnet bör omhändertas var för sig från privat och allmän mark.
- **Ekonomi:** Kostnaden för att anlägga LOD i ett område kan variera kraftigt beroende på vilka metoder som används. En sänkning av VA-taxan som incitament för ökad användning av LOD är tveksam eftersom effekten troligtvis inte blir särskilt stor i förhållande till investeringskostnaderna. För att stimulera anläggandet av LOD kan istället ett bidrag instiftas eller så initieras ett samarbete med den lokala VA-huvudmannen.

- **Generellt:** Vid planering av LOD ska tillgängliga ytor, ekonomiska aspekter och önskad effekt av LOD-anläggningen vägas samman innan val av tekniker. Ytliga LOD-anläggningar är fördelaktiga ur ett estetiskt perspektiv. Även andra positiva egenskaper som inte kan värderas i pengar bör uppmärksammas.

Litteraturförteckning

- 2000/60/EG. (u.d.). *Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område*. Hämtat från <http://www.notisum.se/rnp/eu/lag/300L0060.htm> den 28 Januari 2013
- Adielsson, S. (2012 a). *Permeabel asfalt måste underhållas för att behålla sin genomsläpplighet*. Hämtat från dagvattenguiden.se: <http://dagvattenguiden.se/2012/10/30/permeabel-asfalt-maste-underhallas-for-att-behalla-sin-genomslapplighet/> den 19 Februari 2013
- Adielsson, S. (2012 b). *Dagvattenanläggningars långtidsfunktion. Svenskt Vattens seminarium 13 nov 2012*. Hämtat från dagvattenguiden.se: <http://dagvattenguiden.se/biblioteket/1608/> den 19 Februari 2013
- Adielsson, S. (2012 c). *Hantering av föroreningar i dagvatten - Internationella erfarenheter och svenska utmaningar*. Hämtat från [Dagvattenguiden.se](http://dagvattenguiden.se): http://dagvattenguiden.se/wp-content/uploads/2012/12/Referat_Forooreningar-i-dagvatten_121211.pdf den 19 Februaire 2013
- Adopta. (2008). *Qu'est-ce que c' est ?* Hämtat från www.adopta.fr: http://www.adopta.fr/site/index.php?option=com_content&task=view&id=18&Itemid=52 den 5 Mars 2013
- Adrian, M. (2008). *Dagvattenutredning, Borås Stad*. Borås: Borås Stad, Stadsbyggnadskontoret.
- Alexandersson, H., & Eggertsson Karlström, C. (2001). *Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-1990. Referensnormaler - utgåva 2. Nr 99, 2001*. Norrköping: SMHI.
- Andersson-Sköld, Y., Bergman, R., Elliot, A.-L., Fallsvik, J., & Hultén, C. (2011). *Åtgärdsförslag vid ett förändrat klimat i Sverige. Varia 618*. Linköping: Statens geotekniska institut.
- Arras - det urbana samhället. (2013). *Collectors regnvatten*. Hämtat från www.cu-arras.fr: <http://www.cu-arras.fr/index.php/eau/recuperateurs-d-eau-de-pluie> den 5 Mars 2013
- Augustinsson, H. (2003). *Växtnäring från avlopp - historik, kvalitetssäkring och lagar*. Bromma: Naturvårdsverket.
- Avfall Sverige. (2010). *Hydraulisk konduktivitet*. Hämtat från www.avfallsverige.se: <http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/deponering/deponigas/metanoxidation-paa-deponier/gas-paa-deponi/oxidation-av-metan/gynnsamma-bakteriefoerhaallanden/hydraulisk-konduktivitet/> den 15 April 2013
- Banach, A. (2012 a). *Hållbarhetsprogram Storsjö strand*. Hämtat från www.ostersund.se: <http://www.ostersund.se/download/18.417908a113b18f6ea901dd8/1354201530338/Dagvatten.pdf> den 25 januari 2013
- Banach, A. (2012 b). *PM: Hållbarhetsprogram Storsjö strand*. Hämtat från www.ostersund.se: <http://www.ostersund.se/download/18.417908a113b18f6ea901dd8/1354201530338/Dagvatten.pdf> den 22 Mars 2013

- Bengtsson, L., & Berndtsson, J. (2005). *Gröna taks påverkan på vattenkvaliten*. Hämtat från http://www.tidskriftenvatten.se/mag/tidskriftenvatten.se/dircode/docs/48_article_2653.pdf den 18 Februari 2013
- Berggren, H., Bramryd, T., Henrikson, L., Hogland, W., Holmstrand, O., Lind, B., o.a. (1991). *Lokalt omhändertagande av dagvatten - Erfarenheter och kunskapsuppbyggnad under 1970- och 1980-talen*. Göteborg: Geohydrologiska forskningsgruppen. Chalmers tekniska högskola.
- BFS 2011:6. (u.d.). *Boverkets byggregler, BBR 18*. Hämtat från <http://www.boverket.se/Global/Webbokhandel/Dokument/2011/BFS-2011-6-BBR-18.pdf> den 31 Januari 2013
- Brandt, N. (2013). *Metaller*. Hämtat från <http://www.ima.kth.se/im/6d2334/Metaller.pdf> den 8 februari 2013
- Byggros. (2013 a). *PermaGreen Gräsarmering - effektiv infiltration av regnvatten*. Hämtat från <http://www.byggros.com/sv/produkter/park-och-landskap/dagvattenhantering-lod/permeabla-belagningar/permabel-belagning-ecoblock> den 14 Februari 2013
- Byggros. (2013 b). *PermaStone - En bunden permeabel stenytta*. Hämtat från <http://www.byggros.com/sv/produkter/park-och-landskap/dagvattenhantering-lod/permeabla-belagningar/permastone> den 14 Februari 2013
- Bäckström, M., & Viklander, M. (2008). *Alternativ dagvattenhantering i kallt klimat. Svenskt Vatten Utveckling: Rapport Nr 2008-15*. Hämtat från http://vav.griffel.net/filer/Rapport_2008-15.pdf den 18 Februari 2013
- Börjesson, E., Holmgren, A., & Larm, T. (1999). *Platssparande befintliga reningssystem för dagvatten - Förstudie i projekt Tekniktävling för rening av dagvatten*. Stockholm: VBB VIAK.
- Dykarna punkt nu AB . (2013). *Mälaren*. Hämtat från www.dykarna.nu: http://www.dykarna.nu/lexicon/malaren_1699.html den 25 Mars 2013
- Ekvall, J. J., Johansson, T., Thörnelöf, S., & van der Tempel, L. (2002). *Dagvattenstrategi för Stockholms stad*. Hämtat från <http://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/gc/8/Stormwater%20strategy.pdf> den 16 Januari 2013
- Emilsson, T. (2008). *Gröna tak för många behov*. Hämtat från www.slu.se: <http://www.slu.se/sv/samverkan/kunskapsbank/2008/9/grona-tak-for-manga-behov/> den 13 Februari 2013
- Eniro.se. (2013). *Kartor/eniro*. Hämtat från www.eniro.se: <http://kartor.eniro.se/> den 12 Mars 2013
- Florgård, C., & Palm, R. (1980). *Vegetationen i dagvattenhateringen*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Foltyn, A.-M., Gallardo, I., Kallioniemi, K., & Persson, P. (2009). *PlanPM Dagvatten. Rapport 2008:24*. Malmö: Länsstyrelsen i Skåne län.

- Garden Aquatica Sweden AB. (2013). *Sedumtak / gröna tak*. Hämtat från <http://www.gardenaquatica.com/Sedumtak--Grona-Tak.aspx> den 12 Februari 2013
- Gustafsson, G., Holmgren, A., Larm, T., & Linder, M. (2002). *Kartläggning av föroreningsutsläpp med dagvatten till recipienter i Lidingö Stad*. Lidingö: Sweco VBB Viak.
- Hogland, W. (1991). Miljökonsekvenser av dagvattenavledning i tätort genom LOD. i O. Holmstrand, & B. Lind, *Lokalt omhändertagande av dagvatten - Erfarenheter och kunskapsuppbyggnad under 1970- och 1980-talen* (ss. 45-59). Göteborg: Geohydrologiska forskningsgruppen. Chalmers tekniska högskola.
- Holmstrand, O. (1991). Uppdraget. i O. Holmstrand, & B. Lind, *Lokalt omhändertagande av dagvatten - Erfarenheter och kunskapsuppbyggnad under 1970- och 1980-talen* (ss. 1-6). Göteborg: Geohydrologiska forskningsgruppen. Chalmers tekniska högskola.
- Holmstrand, O., & Lind, B. (1991). Förord. i O. Holmstrand, & B. Lind, *Lokalt omhändertagande av dagvatten - Erfarenheter och kunskapsuppbyggnad under 1970- och 1980-talen*. (s. i). Göteborg: Geohydrologiska forskningsgruppen. Chalmers tekniska högskola.
- Karlsson, A., & Rosenberg, K. (2010). *Övergödning - för mycket av det goda*. Hämtat från Miljöportalen: <http://www.miljoportalen.se/vatten/oevergoedning/oevergoedning-2013-foer-mycket-av-det-goda> den 8 Februari 2013
- Københavns Kommune. (2011). *Regnbede*. Köpenhamn: Københavns Kommune.
- Larm, T. (2000). *Utformning och dimensionering av dagvattenreningsanläggningar, VA-FORSK-rapport 2000-10*. Stockholm: VAV AB i samarbete med KTH.
- Larm, T., & Pirard, J. (2011). *A planning tool & a working method when creating a storm water management plan*. Hämtat från www.stormtac.com: http://stormtac.com/admin/Uploads/Paper_watershed%20management_EU%20Water%20Directive.pdf den 20 Mars 2013
- Larm, T., & Pirard, J. (2012). *Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten*. Stockholm: Sweco Environment.
- Linköpings kommun och Tekniska verken i Linköping AB. (2011). *LOD, Lokalt omhändertagande av dagvatten på villatomter och bostadsgårdar. Råd, tips och inspiration*. Hämtat från www.osby.se: <http://www.osby.se/PageFiles/793/Bra%20exempel%20p%C3%A5%20LOD%20fr%C3%A5n%20Link%C3%B6ping.pdf> den 14 Januari 2013
- Ljudlandskap. (2011 a). *Enkellagers, porös asfalt*. Hämtat från http://www.ljudlandskap.acoustics.nu/ljudbok.php?del=anvaendare&kapitel=kapitel_10&rubrik=rubrik2_1 den 14 Februari 2013
- Ljudlandskap. (2011 b). *Dubbellagers, porös asfalt*. Hämtat från http://www.ljudlandskap.acoustics.nu/ljudbok.php?del=anvaendare&kapitel=kapitel_10&rubrik=rubrik2_2 den 14 Februari 2013

- Luleå Tekniska Universitet. (2010). *Rain garden: dagvatten biofiltration*. Hämtat från www.ltu.se: <http://www.ltu.se/research/subjects/VA-teknik/Forskningsprojekt/Rain-Garden/Rain-garden-dagvatten-biofiltration-1.60770> den 14 Maj 2013
- Länsstyrelsen. (2013). www.vattenmyndigheterna.se. Hämtat från <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/om-vattenmyndigheterna/Pages/default.aspx> den 28 Januari 2013
- Länsstyrelsen i Skåne län. (2009). *PlanPM Dagvatten. Rapport 2008:24*. Malmö: Länsstyrelsen i Skåne län.
- Länsstyrelsen i Västmanlands län. (2009). *Dagvatten - Ökad kunskap och förståelse för dagvatten som ett miljöproblem. Rapport 2009:22*. Västerås: Länsstyrelsen.
- Länsstyrelsen i Västmanlands län. (2009). *Dagvatten - Ökad kunskap och förståelse för dagvatten som ett miljöproblem. Rapport 2009:22*. Västerås: Länsstyrelsen i Västmanlands län.
- Länsstyrelsen i Västmanlands län. (2009). *Dagvatten - Ökad kunskap och förståelse för dagvatten som ett miljöproblem. Rapport 2009:22*. Västerås: Länsstyrelsen.
- Länsstyrelsen i Västmanlands län. (2012). *Anmälningspliktiga vattenverksamheter. PM 20120926*. Hämtat den 6 Februari 2013
- Länsstyrelsen Södermanlands län. (2013). *Tillsyn av miljöfarliga verksamheter*. Hämtat från <http://www.lansstyrelsen.se/sodermanland/Sv/miljo-och-klimat/verksamheter-med-miljopaverkan/tillsyn/Pages/index.aspx> den 29 Januari 2013
- Lönngren, G. (2001). *Vatten i dagen - exempel på ekologisk dagvattenhantering*. Alnarp: Movium.
- Miljönytta.se. (2009). *Gröna tak förbättrar stadsmiljön*. Hämtat från Miljönytta.se: <http://miljonytta.se/byggnader/grona-tak-forbattrar-stadsmiljon/> den 23 Maj 2013
- Mohammed, K. (2011). *Dagvattenhanteringsproblematik i södra Kurdistan - hur gör man i Sverige och internationellt*. Alnarp: Statens lantbruks universitet. Fakulteten för landskapsplanering, trädgårds- och jordbruksvetenskap.
- Molnsätra Gård AB. (2013). *Sortiment*. Hämtat från www.molnsatra.se: http://www.molnsatra.se/sortiment/graes--goedning/faerdig-graesmatta.aspx?gclid=CJ-Ez8_amrcCFTN2cAod3CgAXg den 16 Maj 2013
- Mälarenergi. (2013). Kartarkivet.
- Natural Resources Defense Council. (1999). *Stormwater strategies - Community responses to runoff pollution*. Hämtat från www.nrdc.org: <http://www.nrdc.org/water/pollution/storm/chap12.asp> den 4 Mars 2013
- Naturvårdsverket. (2013). *LOVA-bidraget - Lokala vattenvårdsprojekt*. Hämtat från www.lansstyrelsen.se: <http://www.lansstyrelsen.se/upsala/SiteCollectionDocuments/Sv/publikationer/2010/LOVA-broschyr.pdf> den 14 Mars 2013

- Naturvårdsverket. (1993). *Bräddning från avloppsledningar. Kontroll av bräddning och bräddningsmängder. Allmänna råd 93:6*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2012). *www.naturvårdsverket.se*. Hämtat från <http://www.naturvårdsverket.se/sv/Start/Lagar-och-styrning/Lag-och-ratt/Miljobalken/> den 28 Januari 2013
- Niemczynowicz, J. (1999). *Internationell sammanställning av erfarenheter med ekologisk dagvattenhantering. VA-Forsk, rapport nr 1999:1*. Stockholm: VAV AB.
- Odlanu. (2002). *Näringsämnen*. Hämtat från <http://www.odla.nu/artiklar/ute/jord-och-godning/naringsamnen> den 8 Februari 2013
- Ontario's Ministry of the Environment. (2010). *What Stormwater Management Involves*. Hämtat från www.ene.gov.on.ca: http://www.ene.gov.on.ca/environment/en/subject/stormwater_management/STDPROD_076044.html den 7 Mars 2013
- orebro.se. (2010). *Ta hand om dagvattnet - råd till dig som ska bygga*. Hämtat från www.orebro.se/vatten: <http://www.orebro.se/download/18.3c1ef9ae11d4988e18f800011894/Ta+hand+om+dagvattnet+-+r%C3%A5d+till+dig+som+ska+bygga.pdf> den 13 Februari 2013
- Perhans, A. (2003). *Utlakning av polycykliska aromatiska kolväten (PAH) ur asfalt och förorenad mark. IVL-rapport B1532*. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet AB.
- Pipelife. (2012). *Raineo: System för hantering av dagvatten*. Ljung: Pipelife.
- PlastInject Watersystem AB. (2013 a). *Moduler Stenkista*. Hämtat från <http://www.plastinject.se/sv/watersystem/sortiment/tradgard/stenkista/> den 13 Februari 2013
- PlastInject Watersystem AB. (2013 b). *Pluvial Cube*. Hämtat från <http://www.toxicmags.se/clients/plastinject/pluvialcube/> den 13 Februari 2013
- Riktvärdesgruppen. (2009). *Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp*. Stockholm: Regionplane- och trafikkontoret Stockholms läns landsting.
- S:t Eriks AB. (2012). *Gräsarmering Hansa*. Hämtat från www.steriks.se: <http://www.steriks.se/sv/Produktsortiment/Markbelagning/Plattor/Grasarmering-Hansa/> den 15 Maj 2013
- Stahre, P. (2004). *En långsiktig hållbar dagvattenhantering- Planering och exempel*. Malmö: Svenskt Vatten.
- Stockholm stad. (2009). *Växtbäddar i Stockholm stad - En handbok 2009.02.23*. Stockholm: Stockholm stad.
- Stockholms stad. (2012). *Dagvatten*. Hämtat från <http://www.stockholm.se/KlimatMiljo/Vatten/Dagvatten/> den 5 Februari 2013
- StormTac corporation. (2013 a). *About the model*. Hämtat från www.stormtac.com: <http://www.stormtac.com/Model.php> den 20 Mars 2013

- StormTac corporation. (2013 b). *StormTac News*. Hämtat från www.stormtac.com: <http://www.stormtac.com/News.php> den 20 Mars 2013
- Svenska akademien. (2011). *Svenska akademins ordlista över svenska språket*. Stockholm: Nordstedts akademiska förlag.
- Svenska vatten- och avloppsverksföreningen. (1983). *Lokalt omhändertagande av dagvatten - LOD, VAV P46*. Stockholm: Svenska vatten- och avloppsverksföreningen.
- Svenskt Vatten. (2004). *Dimensionering av allmänna avloppsledningar. Publikation P90*. Stockholm: Svenskt Vatten AB.
- Sveriges Geologiska Undersökning. (2013 a). *Från havsbotten till lerslätt*. Hämtat från www.sgu.se: <http://www.sgu.se/sgu/sv/geologi/jord/jordartsbildning/fran-havsbotten-till-lerslatt.html> den 25 Mars 2013
- Sveriges Geologiska Undersökning. (2013 b). *Kartgenerator*. Hämtat från www.sgu.se: http://maps2.sgu.se/kartgenerator/maporder_sv.html den 25 Mars 2013
- Søberg, L. (2012). *Biofilter för dagvattenbehandling*. Hämtat från [Svenskt vatten.se](http://www.svensktvatten.se): http://www.svensktvatten.se/PageFiles/3127/B2%20Biofilter%20f%C3%B6r%20dagvattenbehandling_Godecke%20Blecken_Laila%20Soberg.pdf den 21 Februari 2013
- Umeva. (2009). *LOD - Lokalt omhändertagande av dagvatten*. Hämtat från <http://www.umeva.se/download/18.48b2be28131fe7dd8cf8000902/LOD.pdf> den 17 Januari 2013
- Waara, S. (2010). *Dagvattnets sammansättning i Västerås stad - En kunskapsmanställning. Rapport 2010:11*. Västerås: Länsstyrelsen.
- VA-avdelningen i Nynäshamns kommun. (2010). *Dagvatten i Nynäshamns kommun*. Hämtat från <http://www.nynashamn.se/download/18.7ecb7fff125dc6df8f68000591/Dagvattenpolicy+2010-01-01.pdf> den 17 Januari 2013
- VA-guiden AB. (2013). *Gröna tak - Erfarenhetsutbyte*. Hämtat från <http://dagvattenguiden.se/biblioteket/grona-tak-erfarenhetsutbyte/> den 18 Februari 2013
- Vatteninformationssystem Sverige. (2013). *Åtgärdstyp*. Hämtat från [Viss, vatten:](http://www.vatten7.se) http://vatten7.meridium.se/Measures/EditMeasureType.aspx?measureTypeEUID=VIS_SMEASURETYPE000789 den 13 Februari 2013
- Veg Tech. (2009). *Pelleplatta - markbeläggning*. Hämtat från <http://www.vegtech.se/sv/park--landskap/pelleplatta---markbelaggnng.aspx> den 14 Februari 2013
- Wrede, E. (2011). www.urbio.se. Hämtat från http://www.urbio.se/Bilder_hemsida/Sveriges_Natur_2_2011_lat_taken_leva.pdf den 27 januari 2013
- Vägverket: vägavdelningen. (2001). *Dagvattenbelasning på sjöar och vattendrag i förhållande till andra föroreningskällor. Publ 2001:114*. Borlänge: Vägverket: Vägavdelningen.

Västerås Stad. (2011). *Västerås stads förslag till vattenplan 2011-2021*. Hämtat från www.vasteras.se:
http://www.vasteras.se/Tvarsnittsdokument/Byggnadsn%C3%A4mnd/Vattenplan_f%C3%B6rslag%20uppd7aug.pdf den 8 April 2013

Västerås stad. (2013 a). *Snabbfakta om Västerås*. Hämtat från www.vasteras.se:
<http://www.vasteras.se/omvasteras/statistikochfakta/Sidor/Snabbfaktaomvasteras.aspx> den 17 Juni 2013

Västerås stad. (2013 b). *Vatten*. Hämtat från www.vasteras.se:
<http://www.vasteras.se/omvasteras/miljoochfolkhalsoarbete/Sidor/vatten.aspx> den 8 April 2013

Västerås stad. (2013). *Dagvattenpolicy i Västerås. Förslag till policy version 2013-04-12*. 12: April.

Västerås stad och Mälarenergi. (2013). *Handlingsplan för dagvatten i Västerås - Förslag till handlingsplan version 2013-04-12*. Västerås: Västerås stad.

Örebro kommun. (2011). *LOD (Lokalt omhändertagande av dagvatten)*. Hämtat från <http://www.orebro.se/770.html> den 16 01 2013

Intervjuer

Carlström, Niklas (den 5 Maj 2013). Teknisk säljare på BG Byggros AB. (E. Matschoss-Falck, Intervjuare)

Dahlberg, Johanna (den 7 Maj 2013). Ekotoxikolog på Sweco. (E. Matschoss-Falck, Intervjuare)

Höglund, Lena (den 20 Mars 2013). VA-ingenjör på Mälarenergi. (E. Matschoss-Falck, Intervjuare)

Karlsson, Ulf (den 6 Maj 2013). Innesäljare på Pipelife. (E. Matschoss-Falck, Intervjuare)

Larm, T. (den 22 Mars 2013). Utvecklare av StormTac. (E. Matschoss-Falck, Intervjuare)

Nolkrantz, Frida. (den 12 April 2013 a). Vatten och miljökonsult på Sweco. (E. Matschoss-Falck, Intervjuare)

Nolkrantz, Frida (den 7 Maj 2013 b). Vatten och miljökonsult på Sweco. (E. Matschoss-Falck, Intervjuare)

Olsson, Kjell (den 15 Maj 2013). Intern försäljare Byggros AB. (E. Matschoss-Falck, Intervjuare)

Rodhe, Allan (den 13 Juni 2013). Proffesor i hydrologi vid Uppsala universitet. (E. Matschoss-Falck, Intervjuare)

Thiberg, Johan (den 18 April 2013). Platschef för Stocholmskontoret, Veg Tech. (E. Matschoss-Falck, Intervjuare)

Appendix I

LOD i övriga världen

Resultat

Australien: Förutsättningarna för dagvattenhantering i Australien behandlas av de nationella guidelines för dagvatten (Urban Stormwater Guidelines) vilka utgår från avrinningsområde. För varje avrinningsområde krävs en utvecklingsplan och efter den kan dagvattenhanteringen planeras och designas (Niemczynowicz, 1999). Principer för val av hanteringsmetod utgår från begreppet ”ekologisk hållbarhet” enligt Agenda 21 och varje dagvattenanläggning ses som en del i det större systemet av hela avrinningsområdet. Den statliga vattenmyndigheten i Australien jobbar bland annat med uppsamling och återanvändning av dagvatten och detta är i vissa arida delar av Australien ett av målen för dagvattenhanteringen (Niemczynowicz, 1999).

Danmark: I Danmark har dammar och våtmarker anlagts med avsikt att utjämna och fördröja dagvattenflöden. Infiltrationsdiken har anlagts för att öka infiltrationen och anläggande av sådana har främjats med hjälp av bidrag från staten. Infiltration har uppmärksammats i Danmark då vattenförsörjningen där baseras så gott som enbart på grundvattenresurser. Infiltration förespråkas eftersom den utöver möjligheten till grundvattenpåfyllning också innebär en minskad belastning på reningsverken och lägre flöden till recipienterna. Samtidigt har risken för grundvattenföroreningar observerats och utredning därav förespråkats (Niemczynowicz, 1999).

England: Enligt Niemczynowicz (1999) har metoder för att hantera dagvatten vid källan blivit väletablerade i England. För att begränsa föroreningsutsläpp med dagvatten används torra uppfångningsbrunnar, så kallade ”catch basins” med liknande funktion som vattenlås i de avloppsbrunnar som används inomhus i Sverige, och infiltrationsbrunnar, så kallad ”soakways”, liknande perkolationsmagasin. Tillsammans med gatusopning av hårdgjorda ytor är dessa metoder utbreddt använda. För att rena dagvatten används också konstruerade eller naturliga våtmarker. Undersökningar av permeabel markbeläggning har gjorts i England och utöver den minskade avrinningen har dessa visat sig vara effektiva bioaktiva reaktorer som även kan oskadliggöra större mängder oljespill.

Frankrike: Den franska organisationen Antagna (Föreningen för utveckling och främjande av alternativa, operativa tekniker för regnvatten) anger att alternativ hantering av dagvatten bygger på två principer:

1. Tillfällig lagring av vatten för att reglera flödet och reducera flödes hastigheten
2. Infiltration i marken, och att minska de volymer som strömmar nedströms

Och två följsatser:

3. Omhändertata vattnet nära källan
4. Undvik ytavrinning på grund av risk för föroreningar

Användningen av alternativ hantering av dagvatten i Frankrike gick inledningsvis trögt då teknikerna var nya och obeprövade. På senare år har idéerna dock etablerats i flera städer efter att ha initierats i Bordeaux och Lyon (Adopta, 2008). Fem tekniker beskrivs:

1. Perkolationsmagasin (med dränering)
2. Belagda diken (med dränering)
3. Diken och svackdiken
4. Permeabel markbeläggning med underliggande magasin (avledning till recipient eller perkolation)
5. Gröna tak

Även Niemczynowicz (1999) beskriver att utbyggnaden av ekologisk dagvattenhantering ökat i Frankrike. Särskilt uppmärksammas användandet av permeabel markbeläggning då flera Franska regioner ligger på permeabla områden med stor genomsläpplighet, två typer av system redovisas:

1. Gator och vägar med genomsläppliga strukturer, starka nog att klara av all trafikbelastning
2. Genomsläppliga magasin som kan reducera föroreningar och tillfälligt magasinera vatten

Anläggning av permeabel asfalt på lutande terräng har utvecklats liksom tekniker för att minska igensättningsrisken i permeabla magasin (Niemczynowicz, 1999).

Arras – det urbana samhället, en fransk förening av olika kommuner med syfte att bygga innovativa projekt tillsammans förespråkar uppsamling och återanvändning av dagvatten (främst takvatten). Syftet med att återanvända takvatten är främst en fråga om vattenbesparande åtgärder (Arras - det urbana samhället, 2013).

Japan: Policyn inom dagvattenhantering i Japan fokuserar på att rena vatten så nära källan som möjligt och att infiltrera. Den första lokala reningen sker genom att filter installerats i dagvattenbrunnen. Skötseln av filtren sker manuellt. Infiltrationen sker i Japan genom att så ofta som möjligt använda markinfiltration i varje del av det konventionella dagvattensystemet. Då områden ofta är mycket tätbebyggda anläggs ofta dagvattenmagasin under hus. Därefter renas vattnet genom artificiella vattendrag, diken, dammar, våtmarker. Även permeabel markbeläggning används, på 1980- och 1990-talet anlades till exempel bara i Tokyo 500 000 m² genomsläpplig markbeläggning (Niemczynowicz, 1999).

Kanada: På 1970-talet anlades ett flertal torra dammar för dagvattenhantering i Kanada. Syftet därmed var att kontrollera flödet nedströms vissa större städer men projekten kan ses som punktinsatser utan någon uttalad strategi. Sedan slutet av 1980-talet har dagvattenhanteringen ansetts bestå av två system (Niemczynowicz, 1999):

1. Minor system: Rörsystem och andra konstruktioner utförda av människan, dimensionerat att omhänderta flöden med fem års återkomsttid
2. Major system: Gator, öppna platser, gräsytor samt andra ytor, blir översvämmade vid regn med större återkomsttid än fem år

Bebyggda områden kan planeras så att skador kan minimeras vid de återkommande översvämmade ytorna vid stora flöden. Det finns också möjlighet att planera områdena så att lämpliga avrinningsvägar fås. Försök gjorda med anläggningar av våta och torra dammar har gett dåligt resultat och rätt dimensionering har identifierats som en viktig källa för att få en fungerande damm. Orsaken till de flesta problemen med dagvattenanläggningar i Kanada

anses dock vara bristande underhåll med anledning av att det ej är helt klarlagt vilka som är underhållsansvariga (Niemczynowicz, 1999). Ontario's Ministry of the Environment (MOE) i Kanada är ansvariga för att skydda bland annat Ontario's vattenförekomster för att säkra ett hälsosamt samhälle, skydda ekologiska värden och gynna en hållbar utveckling. MOE (2010) menar att dagvatten behöver tas om hand på grund av två anledningar:

4. Den naturliga vattencykeln, vilken störs av mänsklig aktivitet
5. Föroreningar, vilka samlas i vattnet då det avrinner från hårdgjorda ytor

Vidare hävdas att omhändertagandet av dagvatten sker både vid källan (source control) och genom den konventionella infrastrukturen (conveyance and end-of-pipe treatment). Anlagda våtmarker och dagvattendammar anses tillhöra det konventionella dagvattensystemet medan lösningar för omhändertagande nära källan inkluderar följande tekniker:

- Biofilter
- Gröna tak
- Genomsläpplig markbeläggning
- Uppsamling av dagvatten
- Användning av regnvatten
- Behandlingssystem för återanvändning av regnvatten

Det anges även hur dagvatten omhändertaget nära källan är använt:

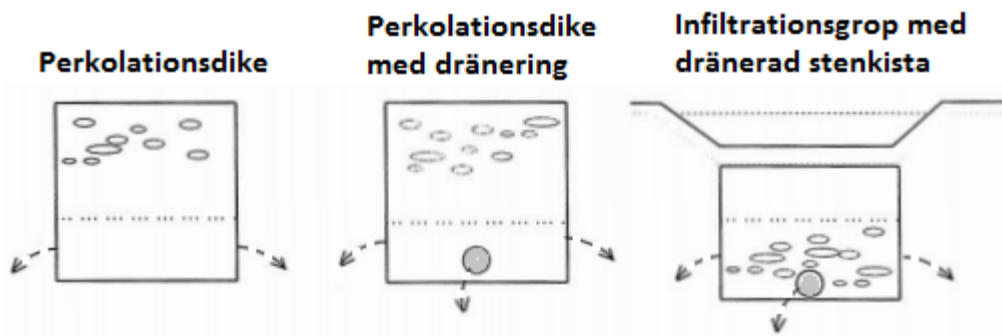
- Bevattning av växtlighet, toalettspolning och liknande
- Infiltrera i marken
- Vaporiserar ut i luften genom evapotranspiration av växter
- Temporär magasinering för att rinna av i ett kontrollerat flöde
- Behandlas för att ge högre kvalitet på vattnet för andra användningsområden (Ontario's Ministry of the Environment, 2010)

Kurdistan: Mohammed (2011) redogör i ett examensarbete över dagvattensituationen i Kurdistan. På grund av bristande kunskap och ointresse är hållbarhetsaspekten helt förbisedd vid anläggningar för omhändertagande av dagvatten. Generellt anläggs öppna dagvattenvägar i städerna, dessa samlar upp och leder bort dagvattnet till öppna eller underjordiska kanaler för att mynna ut i lågpunkter i terrängen. Vattenvägarna är dock undermåligt dimensionerade och anlagda med följd av stora översvämningar vid regn. Plantering av träd och anläggande av grönytor sker men dessa är sällan kopplade till omhändertagandet av dagvatten och tvärtom är de ibland anlagda så att dagvattnet rinner förbi och manuell vattning av växtligheten krävs. I äldre tider fanns i Kurdistan en annan planering vid byggande av områden. Hårdgjorda ytor undveks och varje hus var beläget med en innergård dit vatten kunde ledas vid häftigare regn. Vid nyutbyggnad har dock inte samma hänsyn tagits och med den ökade användningen av vatten och ökning av den allmänna konsumtionen måste andra lösningar till (Mohammed, 2011).

Nederländerna: I Nederländerna sker lokalt omhändertagande av dagvatten i städerna främst genom infiltrationsdiken och på landsbygden genom dammar och våtmarker. Tre typer av infiltrations- och perkolationsdiken (Niemczynowicz, 1999) identifieras (Figur 34):

1. Traditionella perkolationsdiken
2. Infiltrationsdiken med dränering

3. Perkolationsmagasin med magasinering på ytan



Figur 34. Olika perkolationsystem (bild efter Niemczynowicz, 1999).

Tidigare har tveksamhet mot infiltration i områden med låg permeabilitet och hög grundvattenyta förekommit. Bland annat tack vare utveckling av nya beräkningsprogram som säkerställer rätt dimensionering har invändningarna minskat (Niemczynowicz, 1999).

Norge: Enligt Niemczynowicz (1999) kan Norges mål för dagvattenhantering sammanfattas i tre punkter:

1. Föroreningar i vattendrag ska reduceras
2. Dagvattenavrinningen ska hanteras möjligast billigt så att miljöförstörelsen minimeras.
3. Grundvattennivåer, vattendrag och sjöar ska hållas så naturliga som möjligt

På flera håll i Norge används så kallade ”Sandsli system”, efter ett försöksområde för dagvattenhantering. Systemet baseras på blandad hantering med både traditionella dagvattenanläggningar och lokal infiltration. Metoderna som används är underjordiska infiltrations- och perkolationsdiken, infiltrations- och perkolationsdammar och infiltrationsbrunnar. Vattnet som hanteringen avser är takvatten, gårdar och andra så kallade rena områden (Niemczynowicz, 1999).

Schweiz: Att skapa förutsättningar för fortsatt god vattenkvalitet och att förhindra kontaminering av grundvatten är de övergripande målen för dagvattenhantering i Schweiz. Dagvattenhantering anses efter jordbruket vara den största källan till övergödning av sjöar och vattendrag. Lagen om skydd av vatten reglerar dagvattenhanteringen i Schweiz. Niemczynowicz (1999) menar att de tre lagtexter som reglerar dagvattenhanteringen har följande innebörd:

6. Artikel 7: Vatten som inte är förorenat bör infiltreras i marken. Är infiltration inte möjlig kan det efter utjämning släppas ut i recipienten. Vattenkvaliteten hos recipienten avgör om förorenat vatten kan släppas ut
7. Artikel 37: Med motiv att skydda vattendrag eller personlig egendom tillåts konstgjord förstärkning och förbättring av vattendrag. Villkor för förändringen är att vattendragen ska förbli så naturliga som möjligt och att strandbiotoperna bevaras
8. Artikel 43: Grundvattenståndet ska inte förändras i fråga om nivå och kvalitet. Således bör dagvattenflöden utjämnas, infiltration ska inte hindras genom markanvändning och avledning av dagvatten ska inte förändra vattenkvaliteten i vattendragen

Tyskland: Erfarenheter av en ny alternativ dagvattenhantering har i Tyskland utmynnat i många olika tekniker för att reducera dagvattenavrinning över ytor och i dagvattensystemet. Niemzcynowicz (1999) listar den tyska klassificeringen över alternativa metoder:

- Infiltrations- och perkolationsanläggningar utan magasinering på ytan. Genomsläpplig beläggning att användas på olika hårdgjorda ytor
- Infiltrations- och perkolationsanläggningar med magasinering på ytan. Grunda gropar, gärna med genomsläppligt underlag och inlopp från dike och/eller närliggande gräsytor. Djupare bassänger med gräsbevuxna slänter. Inlopp från dike och/eller från dagvattensystemet. Kan vara utrustad med säkerhetsbrunn till dagvattensystemet eller brunn för oljeavskiljning
- Infiltrationsanläggningar med magasineringsförmåga. Djupare gropar med fyllning av genomsläppligt material. Inloppet sker från dagvattensystemet till en centralt liggande infiltrationsbrunn
- Infiltrationsdiken. Täckta diken till hälften fyllda med filtergrus och däröver gräsbevuxen sandjord. Utrustade med infiltrationsbrunn och längsgående infiltrationsrör där storleken på diametern reglerar magasinerings- och fördröjningseffekten. Ytligt inlopp från dike och/eller dagvattensystemet till en central infiltrationsbrunn. Öppna infiltrationsdiken med hel filtergrusfyllning. Ytligt inlopp från intilliggande gräsytor
- Fördröjningsmagasin med infiltrations- och föroreningsreduktion. Grävda dammar liknande svenska dagvattendammar och våtmarker med permanent vattenyta och etablerad biotop. Ytligt inflöde från dike.
- Filtergropar. Grundare gropar med stor kapacitet men utan infiltration. Fyllda med grus och med tätskikt längs botten. Renande effekt genom filtrering och biologisk rening genom aktiv slamprocess. Utloppsvattnet kontrolleras med avseende på volym och kvalitet i en kontrollbrunn
- Torra sedimentationsdammar. Grävd damm, vattenfylld vid nederbörd och vid torrperioder gräsbevuxen. Består av en flödesutjämnare vid inloppet, en gräsbevuxen försedimenteringsbassäng, huvudbassäng och strypningsrör för nivåbegränsning vid utloppet
- Flödesbegränsningsinstallationer från takytor
- Gröna tak
- Reningsanläggningar för dagvatten. Förbehandlingsanläggning byggd på luftning, filtrering och sedimentation i en, eller en serie av brunnar. Eventuellt med extra filtrering genom sand i en grävd grop omkring brunnen. En filtersäck av geotextil kan placeras i brunnen och lyftes för rening. Virvelavskiljare.
- Kombinationsanläggning där flera olika principer kombineras i en anläggning
- Integrerade lösningar. Används vid planeringen för nybyggnation av stadsdelar

- Anläggningar för återanvändning av dagvatten från takytor. Exempel på användningsområden är bevattning, brandvatten, grovrengöring och fordonstvätt

USA: I USA används begreppet Low Impact Developments, LID, om det som i Sverige kallas LOD. Den amerikanska miljörettsföreningen Natural Resources Defense Council (NRDC) beskriver LID som ett högeffektivt och attraktivt tillvägagångssätt att omhänderta dagvatten i urbaniserade områden (Natural Resources Defense Council, 1999). NRDC beskriver att LID baseras på synen att dagvattenhantering inte likställs kvittblivande av vattnet och principerna (Natural Resources Defense Council, 1999) för LID är att:

- Integrera dagvattenhanteringen tidigt i planering av nya områden
- Använda naturliga hydrologiska funktioner som grund till LID-anläggningen
- Fokusera på att förebygga istället för att begränsa
- Föredra enkla, lågteknologiska och billiga metoder
- Omhänderta nära källan
- Använda småskaliga anläggningar fördelade över området
- Förlita sig på naturliga funktioner och processer
- Skapa ett multifunktionellt landskap

Vidare anges tio vanliga tekniker för LID:

1. Biofilter
2. Gröna tak (takträdgårdar)
3. Magasinering vid trottoarkanten
4. Svackdiken, bevarande av växtlighet och träd
5. Bortkoppling av stuprör och stuprörsutkastare för takvatten
6. Uppsamling av regnvatten
7. Permeabel markbeläggning
8. Jordförbättring
9. Minskning av ogenomsläppliga ytor och bortkoppling
10. Föroreningsförebyggande åtgärder och hushållning

Biofilter poängteras som ett bra exempel för vad LID innebär. Vad som ser ut som ett trevligt vegetativt inslag i stadsmiljön är i själva verket ett designat system för magasinering, infiltration och föroreningsreduktion av dagvatten (Natural Resources Defense Council, 1999).

Diskussion och slutsats

Information om dagvattenhanteringen i olika länder är inte helt lätt att finna. Oftast beskrivs arbetet på det lokala språket och återfinns genom sökvägar som inte är självklara för utomstående. Den svenska sammanställning som finns över internationellt arbete med LOD (Niemczynowicz, 1999) omfattar visserligen ett flertal länder och är grundligt utförd men gavs ut 1999 och innehållet är således inte helt aktuellt. Mycket hinner hända på 14 år. Trots detta ligger Niemczynowicz's rapport till grund för en stor del av materialet. Där också nyare information om dagvattenhanteringen har funnits att tillgå ges en bild av utvecklingen för LOD det senaste decenniet. Flera länder, till exempel Australien och Danmark, uppges av Niemczynowicz (1999) arbeta med dagvatten utgående från den hållbara utveckling som förespråkas i Agenda 21. Även i Sverige baserades på 1990-talet en stor del av det miljöfrämjande arbetet på Agenda 21, när metoderna utvecklats har Agenda 21:s roll dock inte längre varit lika framträdande. Liknande kanske kan antas internationellt, att miljöarbetet

blivit mer självständigt gentemot Agenda 21:s program när metoderna utvecklats. I Europa kom år 2000 direktiv från EU att arbetet med vattenhantering inom unionen skulle utgå från avrinningsområde (2000/60/EG), detta förhållningssätt användes redan på 1990-talet i Australien.

Beroende på lokala förutsättningar har fokus på LOD sett lite olika ut för olika länder. På grund av knappa resurser med vatten har ett land som Australien jobbat med bland annat att fånga upp och återanvända regnvatten, något som används i mindre utsträckning i Sverige. I Danmark där grundvatten används som huvudsaklig vattenkälla har tyngdpunkten legat på infiltration och rening av dagvatten. Infiltration ses som en lösning för att öka grundvattenbeståndet och samtidigt har det varit viktigt att undvika kontaminering av grundvattnet genom infiltration av förorenat dagvatten. Från England och Japan redovisas att småskaliga lösningar för rening nära källan och perkolation använts. Det kan antas att betoningen på just småskaliga lösningar krävs när områden som behandlas är tätbebyggda storstäder med mycket hårdgjord yta och liten möjlighet till infiltration på öppna ytor finns. Ökad användning av liknande lösningar kan antas i Sverige när LOD måste implementeras i större skala i tätbebyggda områden för att uppfylla nya miljö kvalitetskrav. Permeabel asfalt används i områden med permeabel markyta i länder som till exempel Frankrike och Japan. Undersökningar i England visar också på effektiv föroreningsreduktion i genomsläpplig markbeläggning. Även i Sverige används permeabel markbeläggning men föroreningsreduktionen kan behöva undersökas vid kallare klimat. I tidigare avsnitt har svenska erfarenheter som poängterar vikten av underhåll för dagvattenanläggningar framförts, liknande erfarenheter har också gjorts i Kanada. I både Schweiz och Norge är en huvudanledning till alternativ hantering av dagvatten att behålla god kvalitet eller förbättra kvaliteten på vattenförekomsterna. I Schweiz inriktas åtgärderna på att minska eutrofieringen medan i Norge avses generella föroreningar. Både Tyskland och USA har kommit långt i arbetet med lokalt omhändertagande av dagvatten och flertalet olika metoder redovisas. En metod som ännu inte slagit igenom stort i Sverige men som uppmärksammas som en exemplarisk LOD-metod i USA är biofilter.

Dagvattenhanteringen i Kurdistan har ännu ingen fokus alls på att hantera dagvattnet lokalt. Det verkar inte heller som att tankar förs över att minska den mänskliga påverkan på vattenresurser varken genom flödestjämnning eller rening av dag- eller annat avloppsvatten.

Uppsamling och återanvändning av regnvatten som förespråkas i flera länder skulle också kunna börja användas i Sverige. Den goda tillgången på yt- och grundvatten i Sverige innebär dock att drivkrafter för liknande metoder saknas.

Generellt ges bilden av att utvecklingen av LOD i i-länderna är likartad den svenska. Liknande erfarenheter som betonar rätt dimensionering och skötsel av anläggningarna är nödvändiga för att de ska fungera har gjorts även i andra länder. Vilka metoder och syften som tyngdpunkten läggs på ser lite olika ut beroende på skiftande förutsättningar gällande klimat, storlek och kvalitet på vattenförekomster, marktyp och vilket utrymme som finns tillgängligt.

Appendix II

Schaktning: Kostnad för uppgrävning av jord kan variera beroende på hur lättillgängligt området som ska grävas upp är och vilken jordtyp det är. Hyra för grävmaskin samt maskinist uppgår till cirka 750:-/tim, kapaciteten är 20 m³/tim och därtill kommer en etableringskostnad på runt 500:- (Dahlberg, 2013). Detta innebär ett pris om drygt 60:-/m³. Kostnaden för bortforsling av jordmassorna beror av avståndet till avlämningsplatsen. I en utredning inför anläggande av en damm av Sweco uppskattades priset för schaktning och bortforsling av jordmassor till 200:-/m³ (Nolkrantz, 2013 b). I det fortsatta arbetet kommer uppgiften 200:-/m³ för schaktning att användas.

Gröna tak: Enligt Ringström (2008) kostar det 500-1 400 :-/m² att anlägga gröna tak. Andra källor uppger priser motsvarande de lägre inom intervallet. Beroende på takets kondition och lutning kan totalsumman för tak, transport och montering börja på 720:-/m² för tak större än 500 m² (Carlström, 2013). Vid beräkningar av kostnader för anläggning av gröna tak kommer summan 720:-/m² att användas.

Växtbäddar: Eftersom användningen av växtbäddar introducerats relativt nyligen på den skandinaviska arenan är uppgifter om kostnader knapphändiga. En dansk studie har utrett anläggningskostnader och driftskostnader för växtbäddar beroende av storleken på hårdgjord yta (Københavns Kommune, 2011). Anläggningen av växtbädden uppges kosta 26-34:-/m² hårdgjord yta och skötseln 10-25:-/m² hårdgjord yta och år. De högre kostnaderna blir för bäddar av mindre storlek medan större bäddar blir billigare per kvadratmeter hårdgjord yta. Eftersom växtbäddarna i arbetet kommer ha ett djup om 1,1 m blir schaktningskostnaderna per 220:-/m². Med kostnaden för växtbädden blir det totala priset 254:-/m².

Perkolationsmagasin – modul: Beroende på storlek och utformning av magasinet varierar priset per kubikmeter. Pipelife's dagvattenkassetter kostar runt 4 000:-/m³ om ett större magasin anläggs, därtill kommer kostnader för fiberduk och schaktning (Karlsson U. , 2013). Kostnaden för fiberduk uppskattades i en utredning av Sweco uppgå till 150:-/m² (Nolkrantz, 2013 b). Beräknat på ett 100 m³ kubiskt magasin är ytarean 129 m² och kostnaden för fiberduk blir 194:-/m³ magasin. Totalt blir kostnaden för att anlägga ett magasin 3 329:-/m³.

Torr damm: Utformningen av en torr damm måste först planeras, anläggningsarbetet består sedan huvudsakligen av utgrävning och bortforsling av jordmassor och därefter av iordningställande av gräsytor. Vattenvägar för att föra avrinnande vatten till dammen måste också eventuellt grävas ut och stensättas eller liknande. Ny gräsmatta beräknas kosta 25:-/m² (Molnsätra Gård AB, 2013). Summan 225:-/m³ kommer att användas vid kostnadsberäkningar på torra dammar.

Svackdike: Ett svackdike innebär i princip ett gräsbeklätt dike med flack lutning av dikeskanterna. Anläggandet innebär schaktning av jordmassor samt iordningställande av gräsytor, likt anläggandet av en torr damm. För kostnadsuppskattningar kommer samma pris som det för en torr damm att användas, 225:-/m³.

Gräsarmering: Kostnaden för hålsten av betong är 142:-/m² (S:t Eriks AB, 2012). För gräsarmering av LDPE-plast (Low Density Polyethylene) är priset 175:-/m² (Olsson, 2013). Det uppskattas att området behöver grävas ut med ett djup på 0,5 m innan anläggning. Utgrävningen innan platsättning uppskattas till samma pris som schaktning. Liknande maskiner krävs och grus kan med fördel läggas under gräsarmeringen för att öka infiltrationen. Totalt används priset 275:-/m².

Infiltrationsyta: Men infiltrationsyta avses en gräsbevuxen yta på vilken vattnet kan infiltrera. Det antas att varje m² infiltrationsyta behöver grävas upp av ett djup på 0,25 m. Detta ger en kostnad på 50:-/m². För gräsytan beräknas en kostnad på 25:-/m². Totalt används priset 75:-/m² för att anlägga en infiltrationsyta.