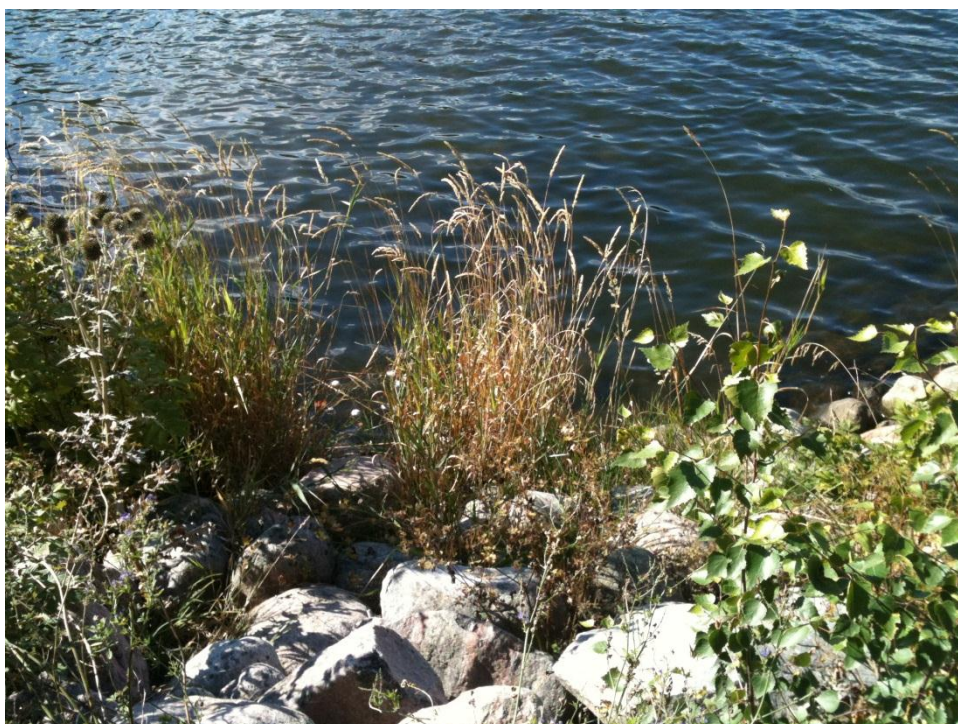


RAPPORT

DANDERYDS KOMMUN

Dagvattenhantering Mörbyviken

Uppdragsnummer 1143466000



Stockholm 2012-04-04

Sweco Environment AB

Sthlm Dagvatten och ytvatten

Granskad av Gudrun Aldheimer

Irina Persson, Uppdragsledare

Agata Banach, Handläggare

Linda Johansson Handläggare

Andrea Eneroth, Handläggande landskapsarkitekt

1 (33)

Sweco

Gjörwellsgatan 22
Box 34044, 100 26 Stockholm
Telefon 08-695 60 00
Telefax 08-695 60 10
www.sweco.se

Sweco Environment AB

Org.nr 556346-0327
säte Stockholm
Ingår i Sweco-koncernen

Irina Persson

Telefon direkt 08-695 63 29
Mobil 0734-12 63 29
irina.persson@sweco.se

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	Inledning	5
1.1	Bakgrund	5
2	Mörbyvikens status	7
3	Lösta fraktioner	7
3.1	Rening och fördelning av lösta fraktioner i dagvattendammar och LOD lösningar	7
4	Gestaltning i kombination med god dagvattenhantering	9
4.1	Allmänt om lokala lösningar	9
4.2	Positiva effekter av gröna gator	11
4.2.1	Gräsyters påverkan på avrinningen	13
4.2.2	Gräsyters påverkan på vattenkvaliteten	14
4.3	LOD-åtgärder inom Mörbyvikens tillrinningsområde	15
4.4	Utformning av skärmbassäng	17
4.5	Förslag på placering av skärmbassäng och gångväg	19
5	Metod för beräkningar	20
5.1	Genomförda beräkningar	20
5.2	Allmänt om modelleringsprogrammet StormTac	22
6	Resultat från beräkningar	23
6.1	Förorenings- och flödesberäkning Fall 1	23
6.2	Skärmbassäng Fall 1	24
6.3	Förorenings- och flödesberäkning Fall 2	25
6.4	Skärmbassäng Fall 2	26
7	Kostnader	29
7.1	Kostnader för småskaliga lösningar	29
7.2	Kostnader per avskilt kg fosfor och kväve	30
7.3	Kostnader för anläggande av dammar	30
8	Diskussion och slutsats	32

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

- Bilaga 1: Inspirationsbilder för dagvattenhantering vid källan
- Bilaga 2: Platsspecifika före och efter LOD bilder
- Bilaga 3: Situationsplan över skärmbassänger och gångstråk
- Bilaga 4: Indata till modellen

Sammanfattning

För att i enlighet med vattendirektivet uppnå en förbättrad kemisk och ekologisk status i Mörbyviken fram till 2015 fordras dagvattenåtgärder inom Mörbyvikens tillrinningsområde. I samband med denna bedömning av åtgärdsbehov har möjligheterna till hållbar dagvattenhantering studerats.

Föroreningsberäkningar som genomförts med dagvatten- och recipientmodellen StormTac har visat att samtliga studerade ämnen utom kväve och nickel idag överskrider de föreslagna riktvärdena för dagvattenutsläpp. Resultaten indikerar att det behöver vidtas åtgärder för rening av dagvattnet för att kunna uppnå en förbättrad status i recipienten.

Vidare beräknades effekten av föreslagna LOD-åtgärder på såväl föroreningsinnehåll som flöden till Mörbyviken, vilket visade att en implementering av småskaliga gröna lösningar sänker andelen föroreningar som når recipienten.

I denna rapport visas en rad exempel på utformning av småskaliga lösningar för dagvattenhantering vilka kan tillämpas för såväl kvartersmark, lokalgator som parkeringsplatser samt hur dessa med hjälp av små förändringar kan införas i befintliga miljöer. Beräkningar påvisade dock att LOD-åtgärder i form av planteringar och regngårdar inte är tillräckliga för att uppnå tillräcklig reningseffekt innan dagvattenutsläpp till viken. Därför har det föreslagits att dessa åtgärder kompletteras med två skärmbassänger i viken, vilka i sin tur kan kombineras med trädäck för ökad gestaltning, tillgänglighet och rekreation. Lokaliseringen av skärmbassängerna styrs av ytbehovet samt var de tre dagvattenledningarna som avvattnar området mynnar i viken. Tillräcklig rening av dagvattnet kan uppnås genom att två skärmbassänger av större dimension anläggs i Mörbyviken alternativt kan en kombination av LOD och två mindre skärmbassänger göras.

Med föreslagna åtgärder kommer föroreningsbelastningen till viken att minska och halterna kommer att underskrida de föreslagna riktvärdena för dagvattenutsläpp. Även om det är svårt att säga om föreslagna åtgärder blir tillräckliga för att uppnå god status enligt Vattendirektivet så kommer de reducerade föroreningarna att ge bättre förhållanden i Mörbyviken.

1 Inledning

I och med vattendirektivet och den nya lagen om allmänna vattentjänster har fokus ökat på dagvattnets påverkan på de lokala recipienterna. I vattendirektivet fastställs att Edsviken ska ha god status till 2021. Den nya VA-lagen har infört att även miljöpåverkan kan utgöra ett behov för att omfattas av den kommunala skyldigheten att ta hand om, och betala för, bortledning och rening av dagvatten från sammanhängande bebyggelse.

På uppdrag av Danderyds kommun har Sweco utfört denna dagvattenutredning med syfte att hitta åtgärder för rening av dagvattnet för att uppnå bättre vattenkvalitet i Mörbyviken. Ett parallellt syfte var att gestalta en gångväg runt Mörbyviken vid Danderyds sjukhus och se om denna går att kombinera med dagvattenhanteringen.

En anledning till den dåliga vattenkvaliteten är att dagvatten från Mörby centrum, kommunala vägar, Danderyds sjukhus och delar av Norrtäljevägen idag går orenat till Mörbyviken. För att förbättra vattenkvaliteten i Mörbyviken krävs att åtgärder för att rena dagvattnet görs. Generellt kan man dela in åtgärder för dagvattenrening i "end of pipe"-lösningar och åtgärder vid källan. Även en kombination av dessa kan göras. "End of pipe"-lösningar är oftast dagvattendammar, skärmbassänger eller större fördröjningsmagasin. Med lösningar vid källan menas öppna lokala system där vattnet tas omhand lokalt (LOD). Öppna lösningar för dagvattenhantering har förutom rening och fördröjning även en positiv effekt på gestaltningen i staden och den biologiska mångfalden.

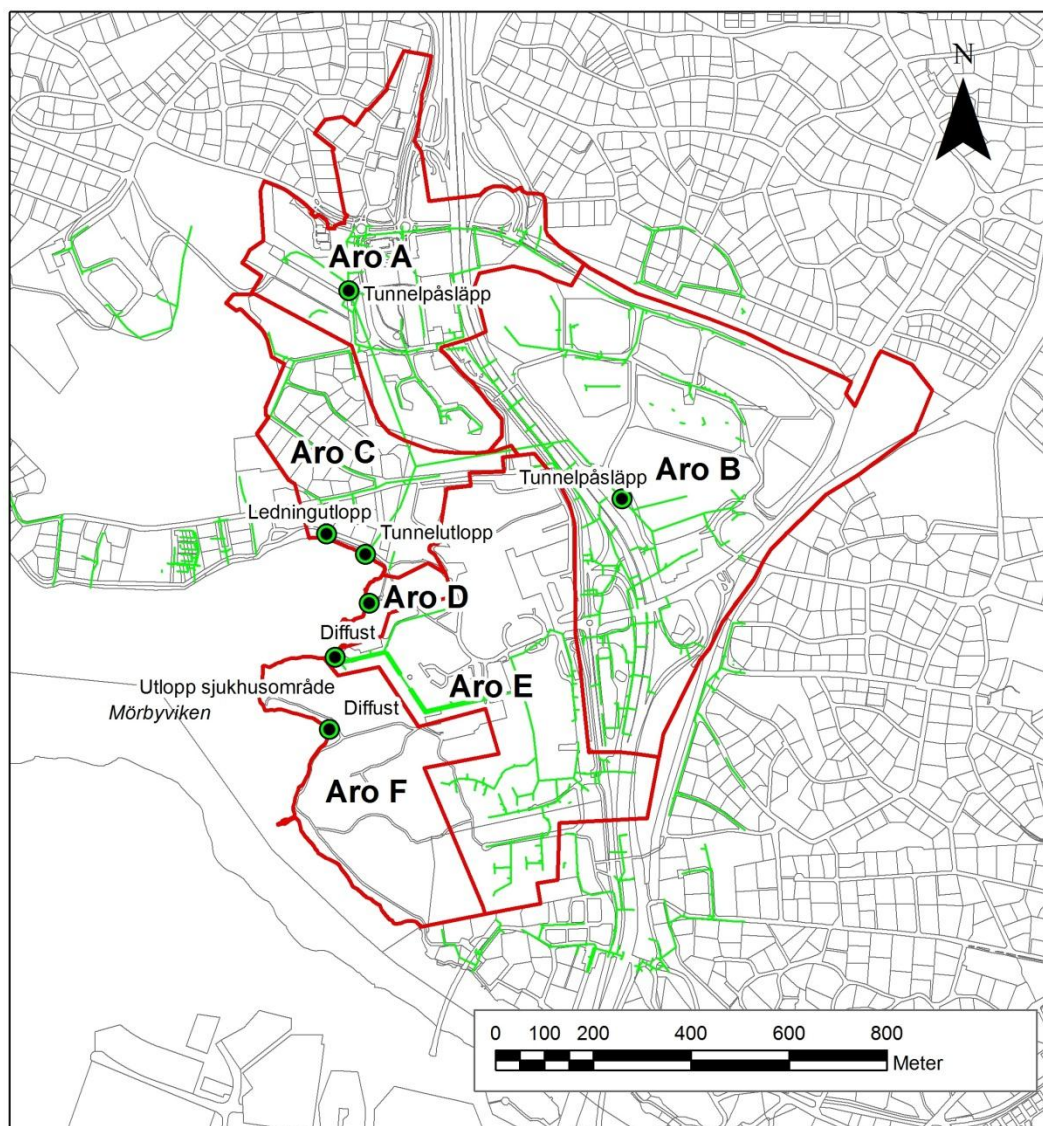
För att uppnå en förbättrad vattenkvalitet i Mörbyviken ges i denna utredning förslag på såväl lokala lösningar som anläggande av skärmbassäng.

Som utgångspunkt till denna utredning utfördes ett fältbesök under hösten 2011 för att identifiera platser där lokalt omhändertagande av dagvatten kan tillämpas. I rapporten visas exempel på hur det kan se ut före och efter åtgärder vid några av platserna. I kombination med detta visas fler inspirationsbilder på lokalt omhändertagande av dagvatten från andra platser i Bilaga 1.

1.1 Bakgrund

Idag avleds stora delar av området runt centrala Mörby centrum, Norrtäljevägen samt Danderyds sjukhus till en dagvattentunnel som mynnar i Mörbyviken. Dagvattnet bedöms vara en stor punktbelastning för recipienten. För att minska belastningen från dagvattnet utreds här hur föroreningar kan renas båda vid källan samt vid utloppet av dagvattentunneln, se Figur 1.

Idag finns inga mätningar av halter eller flöden av dagvatten från området. Detta bedöms vara kostsamt och därför görs en bedömning av föroreningsinnehåll utifrån schablonvärden. Sweco har tidigare utfört två studier i området där man studerat föroreningsinnehåll i dagvattnet samt åtgärdsförslag för rening av dagvattnet i tunneln. Inga av dessa åtgärder är idag genomförda. Dessa studier ligger till grund för detta arbete.



Figur 1: Studerade avrinningsområden

2 Mörbyvikens status

Mörbyviken är en del av vattenförekomsten Edsviken. Enligt vattenmyndigheten klassas den ekologiska statusen som dålig baserat på bottenfauna, växtplankton samt sommarvärden på siktdjup och näringsämnen. Klorofyll-a halten klassas som otillfredsställande. Den kemiska statusen uppnår inte god status baserat på förhöjda koncentrationer av kvicksilver och TBT.

Enligt miljö kvalitetsnormerna för Edsviken ska god ekologisk status uppnås till 2021 och god kemisk ytvattenstatus till 2015 med undantag för TBT som har en tidsfrist till 2021.

Vid sedimentundersökningar i Mörbyviken utförda 2006 av Naturvatten i Roslagen AB konstaterades att sedimenten vid provtagningplatsen är tydligt påverkade av föroreningar (främst PAH, TBT, vissa oljeföroreningar samt i mindre utsträckning koppar och zink). Vidare konstaterades att föroreningspåverkan av TBT och metaller minskat.

3 Lösta fraktioner

Dagvatten är i grunden ett rent vatten som inte utgör något hot ur miljöperspektiv. Däremot kan dagvattnet förorenas och bli ett miljöproblem när det rinner över en hårdgjord och förorenad yta. De föroreningar som transporteras med dagvattnet beskrivs normalt i form av totalhalter där såväl den partikelbundna som den lösta fraktionen ingår.

På senare tid har den lösta fraktionen (de ämnen som passerat ett filter på 0,45 µm) av en förorening hamnat i fokus, inte minst i samband med ikraftträdandet av vattendirektivets miljö kvalitetsnormer för prioriterade ämnen i ytvatten vilka avser lösta fraktioner för tungmetaller. Andelen löst fraktion är av betydelse då det är denna som har hög biotillgänglighet och därför generellt är mer toxisk för biota jämfört med en bunden fraktion. Lösta fraktioner av föroreningar kan renas både i dagvattendammar och i skärmbassänger samt vid LOD-lösningar.

3.1 Rening och fördelning av lösta fraktioner i dagvattendammar och LOD lösningar

I Tabell 1 visas medianvärdena av andelen löst fraktion i dagvatten. Värdena är sammanställda data från totalt 36 referenser, varav 21 utgör vägdagvatten och 15 utgör dagvatten från blandad markanvändning.

Tabell 1. Andel (%) lösta fraktioner av näringsämnen, metaller och PAHer.

Ämne	Median (%) Andel löst av total fraktion	Min (%)	Max (%)
P	42	5	80
N	69	65	100
Pb	10	1	28
Cu	46	20	71
Zn	44	14	95
Cd	50	18	95
Cr	33	10	65
Ni	47	12	78
Hg	85	85	85
PAH₁₆	14	10	15

Bly och PAHer är de ämnena som främst förekommer i partikelbunden form. Andelen löst fraktion för övriga ämnen ligger mellan 30–70 % men kan variera beroende på markanvändning och studerat ämne. Till exempel kan andelen löst kväve och fosfor variera kraftigt. Av tidigare genomförda fallstudier framgår att lösta kvävefraktionen ligger mellan 65-100 % med ett medianvärde på 69 % löst. Den lösta fosforfraktionen varierar mellan 5-80 % med ett medianvärde på 42 %.

Reningseffekten av de lösta fraktionerna är lägre jämfört med den bundna fraktion men avskiljningen är trots det relativt god. De lösta fraktionerna avskiljs genom växtupptag samt genom adsorption till sedimenten. Generellt är reningseffekter i dagvattenanläggningar högre sommartid men är fortfarande god vintertid både vad avser totala samt lösta föroreningar¹.

Vissa metaller är mycket lätttrörliga i vatten och mark då de till stor del förekommer som lösta fraktioner, och till dessa hör bland annat Zn och Cd. För att öka reningseffekten av den lösta fraktionen av föroreningar kan man med fördel använda växter då dessa utgör en del av reningsprocessen. Växter bidrar till ökad rening genom ett flertal processer däribland absorption eller upptag i växten av lösta metaller och näringsämnen samt adsorption där föroreningar binds till ytan på växten. Vidare kan en stor andel växter i en damm eller skärmbassäng även ge upphov till ökad sedimentation genom att minska flödes hastigheten. Växter fyller även en viktig funktion genom att erbjuda yta för mikroorganismer att leva på. På samma gång utgör vegetationen en kolkälla för mikroorganismerna vilket har stor betydelse för nitrifikation- och denitrifikationsprocessen.

För de metaller som förekommer i mer partikelbunden form såsom Pb är sedimentation av större betydelse. I det här fallet kan växtjorden då fungera som ett mekaniskt filter. Växtlighetens rötter ser även till att jorden inte blir helt igensatt utan håller den mer porös så att vatten och syre kan tillföras.

¹ Alm H., Banach A., Larm T.; *Förekomst och rening av prioriterade ämnen, metaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten*; Svenskt Vatten Utveckling Rapport Nr 2010-06.

Fosfatfosfor anger den delen av totalfosforhalten som föreligger i oorganisk form. Denna form av fosfor är direkt tillgänglig och kan snabbt tas upp av växter. I och med dess negativa laddning kan den även binda till positiva joner i marken. Reningseffekten av fosfatfosfor i växtbäddar bedöms bli bättre än i skärmbassänger då både växter och jord får verka. I själva vattenmassan sker ingen reduktion och i dagvattendammar sker endast en reduktion vid uppbindning i sediment och via växtupptag.

I en studie av fem dagvattenanläggningar norr om Stockholm påvisades att fosfathalterna (flödesviktade årsmedelhalter) över lag var låga i både in- och utlopp till dammarna. I inloppen låg halterna på 0,03-0,11 mg/l medan halten i utloppen var 0,01-0,05 mg/l. I de fall då fosfathalten var högre var även halten totalfosfor högre. Andelen fosfatfosfor i inkommande vatten utgjorde i genomsnitt 15 % av totalfosforhalten.

Resultaten av fyra av dessa anläggningar visade på en reningseffekt av fosfatfosfor på 6-54 %, vilket motsvarade 3-28 kg/år. Att reningseffekten kan tyckas vara låg kan bero på att halterna i inkommande vatten var låga. Ju lägre halten av ett ämne är desto svårare blir det att uppnå en god reningseffekt. Samtidigt kan en så kallad maximal uppnåbar reningseffekt i en damm vara uppnådd, vilket innebär att ytterligare rening inte kan erhållas oavsett om anläggningen görs större. I ett sådant fall kan en dammanläggning kompletteras med ytterligare reningssteg så som flytande växtbäddar.

I ovan nämnd studie rekommenderas att resultaten för fosfatfosfor ska användas med försiktighet då analyserna kan ha blivit påverkade då proverna lagrades längre än rekommenderat.

4 Gestaltning i kombination med god dagvattenhantering

4.1 Allmänt om lokala lösningar

Som del av detta projekt genomfördes ett fältbesök i Mörby centrum den 17 augusti 2011. Under fältbesöket identifierades platser där lokala dagvattenlösningar kan vara lämpliga. Lösningarna kräver inte stora ingrepp utan principen är att utnyttja mark som inte används till något annat för dagvattenhantering. Ibland kan det röra sig om släpp i kantsten så att dagvattnet från t.ex. parkeringsytor leds via grönytor till en dräneringsledning eller ut på gatan till befintligt system igen. Andra fall är lösningar som kombinerar trafiksäkerhet och dagvattenhantering. Grundprincipen i rapporten är att smutsigt dagvatten ska ledas mot en grönyta och passera växtlighet och jord innan det infiltreras eller leds vidare i systemet.

Som inspiration för projektet har Portland i staten Oregon, USA, använts. Här arbetar man med åtgärder nära källan och olika typer av småskaliga lösningar har testats. I Portland har man lyckats använda dagvattenhanteringen som en resurs i kommunen samtidigt som en ökad medvetenhet bland invånarna har skapats kring vattenfrågan. Därutöver har man lyckats minska föroreningsbelastningen på slutrecipienten.

I Portland har man beskrivit fyra olika anläggningstyper för lokalt omhändertagande av dagvatten vilka ingår i det så kallade "Green Street"-konceptet. Syftet med de småskaliga gröna lösningarna är att infiltrera och fördröja vatten samt reducera föroreningar. Dessa fyra anläggningstyper har samma funktion men skiljer sig med avseende på skala och utformning. Till dessa hör:

- Planteringar (Planters)
- Diken (Swales)
- Utdragna kantstenar (Curb extensions)
- Regngårdar (Rain garden)

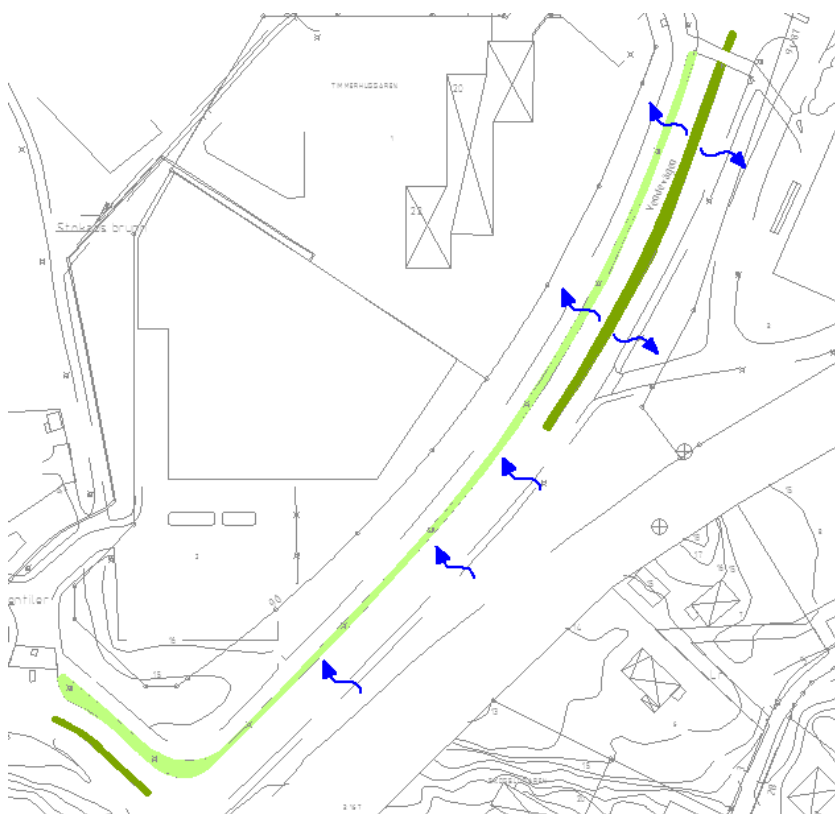
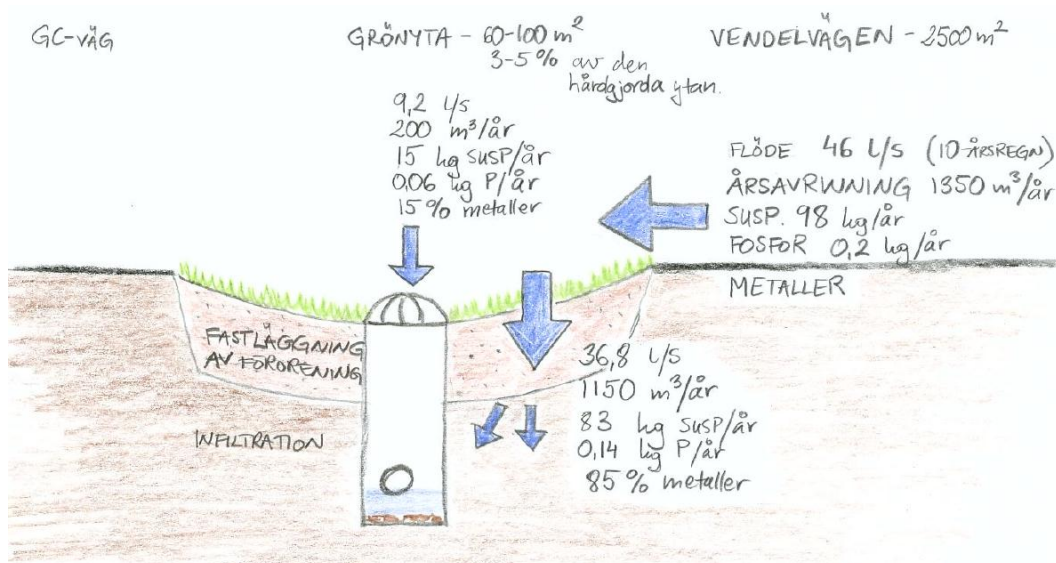
Samtliga anläggningstyperna kan tillämpas för tomtmark, lokalgator och parkeringsplatser och större vägar. I Figur 2 visas exempel på dessa samt även i bilaga 1.



Figur 2. Ovan t.v. visas exempel på en plantering och t.h en utvidgad kantsten. Nedan t.v visas ett dike och t.h en regngård.

4.2 Positiva effekter av gröna gator

Utvärderingar som har genomförts i Portland, USA, visar att LOD-anläggningar med genomsläpplig botten reducerar den årliga avrinningsvolymen med ca 85 % och toppflödena minskas med dryga 80 %. Tungmetaller, suspenderad substans och fosfor får en reningseffekt på mellan 70-85 % med förutsättningen att anläggningens yta utgör 3-5 % av avrinningsområdets hårdgjorda yta. I Figur 3 visas ett exempel från Vendelvägen i Danderyds kommun och vilken effekt de lokala grönytorna skulle ha på dagvattnet om det leddes ut ytligt och tilläts infiltrera i grönytan.



Figur 3 Exempel på flöden och föroreningsbelastning från Vendelvägen och effekten av de lokala grönytorna på dagvattnet om det leds ut över grönytan.

Några positiva effekter med småskaliga gröna lösningar uppströms i ett avrinningsområde är:

- Reduktion av toppflöden (fördröjning via utjämning och trög avledning i öppna system). På så vis erhålls ett mindre och jämnare flöde till föreslagen skärmbassäng vilket i sin tur ökar uppehållstiden i denna och därmed erhålls en ökad reningseffekt.
- Infiltration medför en minskad avrinningsvolym vilket ger en lägre föroreningsbelastning.
- Rening via växtupptag, fastläggning i mark och sedimentering (där mindre vattenspeglar skapas).
- Bibehållen grundvattenyta.
- Ökade estetiska värden och en trivsammare närmiljö.
- Bullerdämpning, förbättrad luftkvalitet genom upptag av CO₂ och partikelreduktion.
- Synliggörande av vattenprocesserna bidrar till ökad förståelse.
- Öppna lösningar utnyttjas i pedagogiska sammanhang.
- Ökad biologisk mångfald, biologisk spridningsväg och länk mellan befintliga och nya grönområden.
- Minskad anläggningskostnad för konventionella dagvattenlösningar.

4.2.1 Gräsytors påverkan på avrinningen

En litteraturstudie om avrinning från vägar och diken, som Swecos Dagvatten- och ytvattengrupp genomförde åt Trafikverket 2011 visade att dikens avrinningskoefficient bör anpassas efter dikets permeabilitet och kan variera mycket. För mer permeabla diken kan uppskattningsvis avrinningskoefficienter på ca 0,05-0,1 vara rimliga. Under vissa omständigheter kan diket ha negativ avrinningskoefficient, vilket innebär att diket (vilket är tänkt) kan ta emot och infiltrera vatten även från vägbanan.

För impermeabla diken (med lerbotten eller dylikt) och där grundvattenytan står i dikesbotten kan den genomsnittliga avrinningskoefficienten få värden kring 0,2-0,3. Sett per avrinningstillfälle är variationen betydligt högre.

En studie av ett svackdike i Luleå påvisade en negativ avrinningskoefficient(dvs infiltration) för varje avrinningstillfälle. I det fallet var vägytan 660 m² och diket 330 m². Andra studier har visat att avrinning från högtrafikerade vägar blir lägre på grund av stänk.

4.2.2 Gräsytors påverkan på vattenkvaliteten

Gräsbeklädda ytor så som diken och svackdiken har ett utbrett användningsområde med syftet att skydda mot förorenat dagvatten. En rad undersökningar av reningseffekter har genomförts för olika dikeslutningar, grästäthet, flöden och partikelhalt i inloppsflödet.

Observationer visar att partikelhalten i dagvattnet sjunker ju längre nedströms i ett dike man kommer och att mindre partiklar transporterades längre än stora. I en annan studie lät man rent vatten rinna i ett dike där det tidigare runnit partikelhaltigt dagvatten. Provtagning av det rena vattnet påvisade en låg partikelbelastning i utflödet (nedströms diket), vilket indikerar att frisläppningen av partiklar är en mindre viktig process än avsättningsmekanismen.

En omfattande litteraturstudie visade på att gräsbeklädda diken har en hög reduktionen av sediment och partikelbundet kväve (ca 35-90 %). Dessa diken har även visat sig ge en reduktion av fosfor, fina partiklar och lösta näringsämnen så som nitrit (14 %) eller ortofosfat (5-50 %).

Flera olika studier av svackdiken och diken längs med högtrafikerade motorvägar påvisade en reduktion av suspenderad substans på 30-98 %. Reningseffekten av COD och zink låg mellan 68-93 % och totalhalten fosfor, kväve samt bly reducerades med 31-61 %. En ytterligare undersökning visade att totalfosfor reducerades med 29-99 % och totalkväve med 14-24 %.

De stora intervallerna visar på hur viktiga olika dimensioneringsparametrar är och att reduktionen styrs av faktorer så som grästyp (grästäthet och bladens tjocklek), dikets längslutning och längd, jordart (infiltrationsförmåga), partikelegenskaper (storlek och densitet) samt regnets egenskaper (intensitet och varaktighet). Troligt är även att det snarare är sedimenteringsprocessen än infiltrationen som påverkade reningsgraden.

Slutsatsen är att det förekommer stora variationer i vägdikens avrinning, infiltrationsförmåga samt reningseffekt och att anläggningarna har en positiv reningseffekt på förorenat dagvatten.

4.3 LOD-åtgärder inom Mörbyvikens tillrinningsområde

I detta kapitel visas en rad exempel på platspecifika LOD-lösningar som med fördel kan anläggas inom avrinningsområdena A-E. Tanken med de föreslagna lösningarna är att, i befintlig miljö införa många småskaliga lösningar. Syftet är att dessa skall reducera så mycket föroreningar så nära källan som möjligt. En enskild plantering eller regngård kommer inte att ge en betydande effekt på föroreningshalten och den vattenmängd som tillförs Mörbyviken. Däremot så kommer den sammanslagna effekten av ett större antal småskaliga åtgärder att ge en betydligt mindre belastning på recipienten.

I Figur 4 visas en parkeringsyta i anslutning till Danderyds sjukhus där ett grönstråk finns anlagt mellan parkeringsraderna. Idag finns här ingen kantsten utan istället används ett lågt trästaket för avgränsning mot gräsraden som idag utgör en upphöjd yta. Genom att göra ytan skålformad och nedsänkt kommer vattnet att kunna avledas till denna på bred front. Den gröna ön blir istället ett dike med fördröjningskapacitet, infiltrations- och reningsförmåga. En kupolbrunn anläggs i nedströmsändan av diket och får fungera som brädd för eventuellt överskottsvatten som sedan ansluts till det befintliga dagvattennätet som avleds till viken.

I Figur 5 visas hur en befintlig infartsväg till en parkering på Svärdsvägen i Mörby centrum skulle kunna kompletteras med en utdragen kantstenslösning där gott om outnyttjat utrymme finns. Genom att bryta upp asfalten kan man komma åt jorden under och låta en del av vattnet infiltrera samtidigt som man gestaltar den annars hårdgjorda ytan. I det här fallet kan befintlig utformning på väg- och gångbana behållas. En plantering med släpp i kantsten omhändertar del av dagvattnet från platsen och bräddning kan ske till den befintliga rännstensbrunnen i gatan.



FORE



EFTER: SVACKDIKE
Upphöjd grönyta sänks, ny kupolbrunn i nedströmsändan ansluts till befintlig ledning.
Parkeringsytan ansvattas på bred front.

Figur 4. Exempel på utformning av svackdike.



FORE

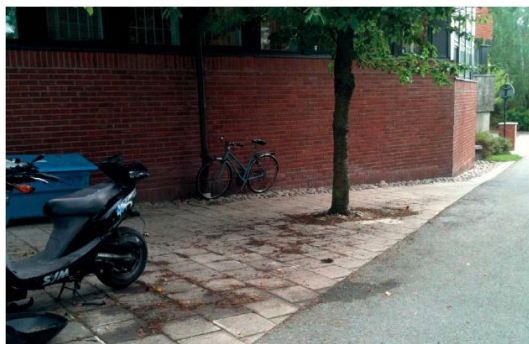


EFTER: UTVIDGAD KANTSTEN
Ärsvattning av p-yta och gångbana vi släpp i kantsten.
Utbopp till befintlig brunn i gata.

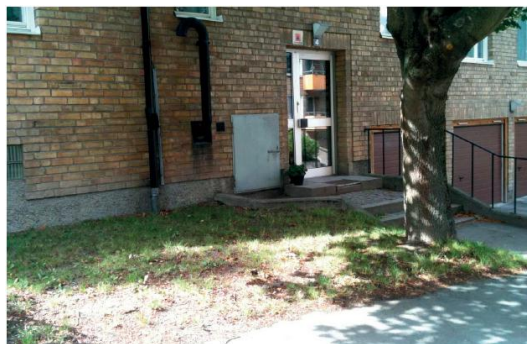
Figur 5. Exempel på utformning av utvidgad kantsten.

I Figur 6 visas hur den idag oanvända hårdgjorda ytan kan omvandlas till en regngård. Även denna utformas med släpp i kantsten och som en nedsänkt plantering. Det befintliga trädet kommer att tillföras mera vatten vilket kommer att öka dess välmående samtidigt som trädet under växtsäsongen kommer att öka upptaget av vatten.

Nedan i Figur 7 visas hur ett stuprör som går direkt på en dagvattenledning kan kopplas bort genom att en utkastare monteras så att infiltration och fördröjning av det rena takdagvattnet kan ske. Vattnet kan sedan avledas via rännalsplattor till en översilningsytan som kan utgöras av den befintliga gräsytan eller utformas som en plantering. Med fördel görs ytan något nedsänkt för att öka fördröjningsvolymen.



FORE



FORE



EFTER: REGNGÅRD Uppbyggnad av asfaltsyta. Regngård med släpp i kansten och bräddning till ny kupaibrunn.

Figur 6. Exempel på utformning av regngård.



EFTER: NEDSÄNKT GRÄS Bortkoppling av stuprör. Utkastare och översilning på nedsänkt gräsyta.

Figur 7. Exempel på bortkoppling av stuprör och avledning till plantering.

Exemplen i figur 4-7 samt ytterligare exempel visas i bilaga 2.

4.4 Utformning av skärmbassäng

För att uppnå en god status i Mörbyviken fordras att det utöver eventuella småskaliga lokala lösningar även anläggs två skärmbassänger vars storlek kommer att styras av andelen LOD-åtgärder uppströms. Skärmbassängerna byggs upp av en flytvägg som delar in viken i två delar där den inre mindre delen får fungera som reningsanläggning. En sådan lösning medför att föroreningar kommer att ansamlas på ett kontrollerat sätt och i en given punkt vilket är fördelaktigt då föroreningar inte sprids i hela viken. Genom att samla upp föroreningarna blir skötseln en punktinsats då anläggningen ska slamsugas.

Skärmbassänger är en vanlig lösning för rening av dagvatten då det saknas plats på land för anläggande av exempelvis dammar eller då befintliga ledningar ligger för djupt under marken. Skärmbassängens vattennivå kommer att kommunicera med nivån i viken. Detta innebär att vatten från viken periodvis kommer att strömma in i anläggningen då tillrinningen via dagvattenledningarna inte blir tillräckligt hög.

Reiningseffekten i skärmbassänger är svårbedömd, men både sedimenterings-, biologiska och fotokemiska processer får verka för reduktionen av föroreningar. Uppehållstiden kommer att variera beroende på flöden från dagvattnet. Till skillnad från dammar och avsättningsmagasin leds allt vatten in i en skärmbassäng och ingen bräddning sker. Därutöver så kräver skärmbassänger inte någon pumpning eller särskild styr- och reglerteknik varpå skötsel- och energibehovet minskas.

En oljeavskiljande funktion i anläggningen erhålls genom att utloppen är sänkta under vattenytan. På så vis kommer olja att stanna kvar på ytan och innanför de flytande skärmväggarna. Är det önskvärt att eventuell olja fångas upp så kan en absorberande oljeläns placeras i nedströmsänden av respektive anläggning. Oljelänsor utgörs av absorberanderullar av varierande längd som flyter på vattenytan och som även motverkar eventuellt oljeskimmer. En oljeläns kan behöva bytas en till två gånger per år beroende på belastning och huruvida en oljespegel skapas eller inte.

Skärmbassängerna utformas som två anläggningar vilket beror på var de befintliga dagvattenutloppen mynnar i viken både för dagsläget (Fall 1) samt ett fall med LOD (Fall 2). Exakt storlek på respektive reningsanläggning anpassas efter tillrinningsområdets area och dagvattnets föroreningsinnehåll. Den totala anläggningsytan som fordras för Fall 1 är 7600 m².

I Fall 2 då LOD tillämpas inom avrinningsområdena kan de två skärmbassängerna göras mindre. Den totala arean bör då ligga på ca 4000 m² fördelat, i rätt proportion, på de två anläggningarna.

4.5 Förslag på placering av skärmbassäng och gångväg

I Figur 8 nedan visas ett förslag på lokalisering av de två skärmbassängerna med dess maximala utbredning i det fall inga LOD-lösningar finns uppströms. Skärmbassängerna kan kombineras med trädäck och rastplatser för promenader samt rekreation. Dessutom ökar de estetiska värdena kring viken. Samtidigt kan framkomlighet och närheten till vattnet möjliggöras för de människor som rör sig i området. Skärmarna kan göras mindre synliga genom att de förankras under trädäcket. Skulle ytterligare rening fordras så kan bassängerna kompletteras med flytande växtbäddar och utökade grundzoner. Se även situationsplanen i Bilaga 3.

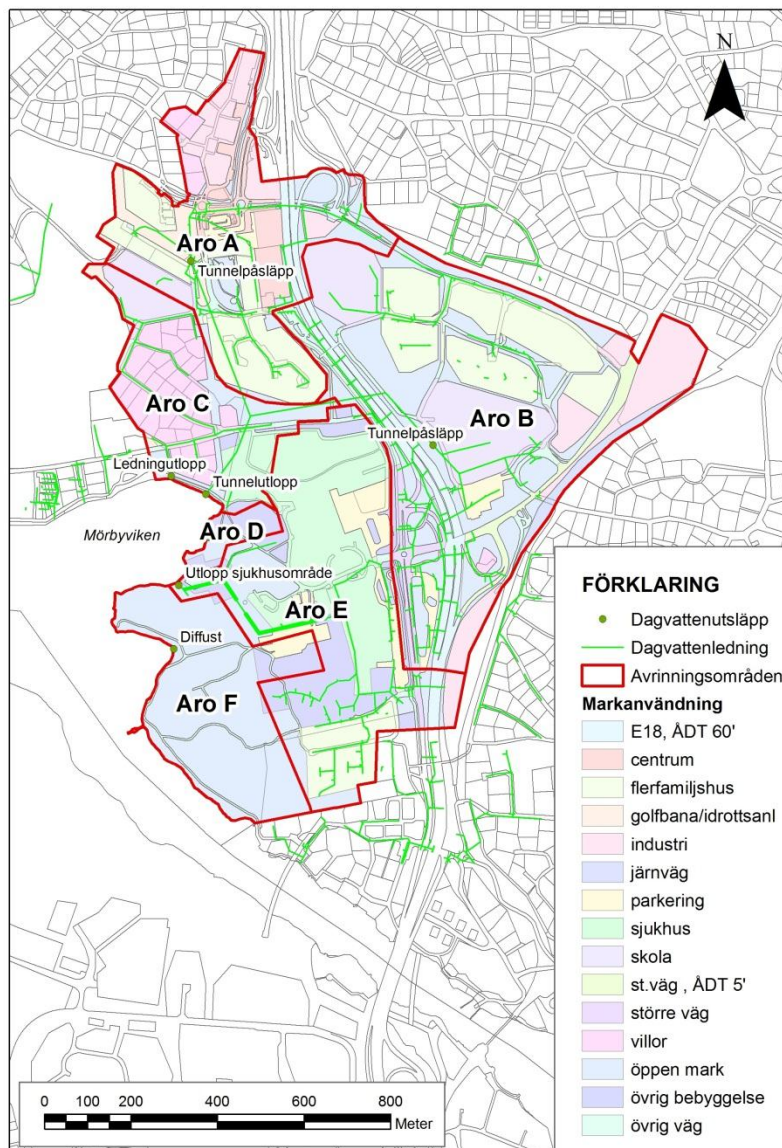


Figur 8. Förslag på lokalisering av trädäck med skärmbassänger. Vid behov av ökad reningseffekt kan bassängerna kompletteras med flytande växtbäddar (nedan t.h.)

5 Metod för beräkningar

5.1 Genomförda beräkningar

I denna studie har en rad olika föroreningsberäkningar genomförts med dagvatten- och recipientmodellen StormTac som beskrivs i ett eget kapitel nedan. Avrinningsområdet som avvattnas mot Mörbyviken delades in i sex stycken delavrinningsområden, Aro A-F utifrån utloppspunkter i viken (se Figur 9). Därefter har en bedömning av respektive områdes markanvändning gjorts, vilket sedan utgjort indata till modellen.



Figur 9. Avrinningsområdena A-E med fördelning på markanvändning.

För respektive delavrinningsområde (Aro A-F) och för avrinningsområdena A-E sammanslaget har föroreningar i form av årsmedelhalter ($\mu\text{g/l}$ eller mg/l) och belastning (kg/år) beräknats för en rad olika ämnen.

Vidare genomfördes en överslagsmässig dimensionering av skärmbassäng i Mörbyviken för avrinningsområdena A-E sammanslaget. Avrinningsområde F exkluderades i dessa beräkningar då avvattningen sker diffust, direkt ut i vikens ytterkant och inte via ledning, vilket gör det svårt att samla upp vattnet och leda det till en eventuell skärmbassäng.

Föreslagen skärmbassäng kan delas upp i två där område A-C leds till den ena och område E till den andra.

Vid uppdelning i två skärmbassängar kommer avrinningsområde D och F inte att avledas till någon av bassängerna. Halterna av samtliga studerade ämnen från dessa avrinningsområden ligger under riktvärdena för dagvattenutsläpp innan rening, vilket innebär att de även fortsättningsvis kan avvattnas direkt till viken utan att medföra negativ påverkan. Den maximala utbredningen på skärmbassäng har beräknats som för en anläggning och har sedan ungefärligt fördelats på två. I ett senare skede behöver respektive bassäng studeras var för sig för att få den exakt erforderade ytan för just område A-C respektive E. Anläggningarna behöver bli i rätt proportion till avrinningsområdets storlek och markanvändning.

Skärmbassängen antogs ha ett permanent vattendjup på 3 m och en 0,5 m bred grundzon, som idag utgör grogrund för vikens växtlighet som består av våtmarksväxter. Parametrar såsom inloppshalt (som beror på markanvändning), vegetationsandel i bassängen samt den hydrauliska effektiviteten (längd/bredd-förhållandet) är andra parametrar som styr anläggningens reningseffekt.

Samtliga ovan beskrivna beräkningar gjordes för ett nuläge – Fall 1 - och för ett alternativ om man inför en rad olika LOD åtgärder inom vissa markanvändningar – Fall 2. För beräkningarna med LOD justerades parametrar så som avrinningskoefficient och schablonhalter. Olika bedömningar gjordes för olika markanvändningar och effekten av LOD har snarare underskattats för att ge beräkningar med god marginal.

Samtliga framräknade årsmedelhalter, både före och efter rening i dimensionerad skärmbassäng, har jämförts med Riktvärdesgruppens, RTK, (2009) föreslagna riktvärden för dagvattenutsläpp. I denna utredning jämfördes halterna med riktvärdena som avser nivå 1M, vilket innebär direktutsläpp (1) till mindre recipient (M). De årsmedelhalter som överskrider de föreslagna riktvärdena gråmarkeras i tabellerna i kapitel 6 och detta indikerar ett åtgärdsbehov.

Följande beräkningar har genomförts:

1. Förorenings- och flödesberäkning för respektive delavrinningsområde (aro A-F) utan LOD och jämförelse med riktvärden för dagvattenutsläpp – Fall 1.
2. Dimensionering av skärmbassänger för aro A-E utan LOD och beräkning av reningseffekt samt jämförelse med riktvärden för dagvattenutsläpp – Fall 1.
3. Förorenings- och flödesberäkning för respektive delavrinningsområde (aro A-F) med LOD och jämförelse med riktvärden för dagvattenutsläpp – Fall 2.
4. Dimensionering av skärmbassänger för aro A-E med LOD och beräkning av reningseffekt samt jämförelse med riktvärden för dagvattenutsläpp – Fall 2.

5.2 Allmänt om modelleringsprogrammet StormTac

I denna utredning genomfördes föroreningsberäkningar och dimensionering av skärmbassäng med dagvatten- och recipientmodellen StormTac², version 2011-09. Som indata till modellen användes kartlagd markanvändning med fördelning på de olika utloppspunkterna och den ackumulerade årliga nederbörden som satts till 636 mm/år³.

Föroreningshalter och belastning beräknades utifrån schablonhalter vilka utgörs av årsmedelhalter och finns framtagna för de olika markanvändningarna. I beräkningarna tas inte hänsyn till att dagvatten från vissa vägar avleds via grönytor. Modellens schablonhalter för väg baseras på att dagvattnet avleds direkt i ledning.

Föroreningsbelastningen beräknades utifrån denna schablonhalt och den årliga ytavrinningen och det basflöde som läcker in i en ledning och som har en lägre föroreningshalt än det ytavrinnande vattnet. Den årliga avrinningen beräknas utifrån $\text{nederbörd} \cdot \text{avrinningskoefficient} \cdot \text{yta}$. Avrinningskoefficienten varierar mellan olika markanvändningar och styrs av andelen hårdgjorda ytor inom en viss typ av markanvändning. Vidare multipliceras schablonhalten med den årliga vattenvolymen som avrinner, vilket ger en viss mängd förorening.

I rapporten redovisas föroreningshalten ($\mu\text{g/l}$ eller mg/l) och föroreningsbelastningen (kg/år). Följande föroreningar har beräknats: fosfor (P), kväve (N), bly (Pb), koppar (Cu), zink (Zn), kadmium (Cd), krom (Cr), nickel (Ni), kvicksilver (Hg) suspenderad substans (SS; partiklar) och oljeindex (olja). För samtliga ämnen avses alltid totalhalter.

Indata till modellen redovisas i bilaga 4.

² www.stormtac.com

³ Uppmätt nederbörd, justerat efter mätförluster med faktor 1,1 i enlighet med SMHI.

6 Resultat från beräkningar

6.1 Förorenings- och flödesberäkning Fall 1

I Tabell 2 redovisas föroreningshalterna i form av årsmedelhalter från respektive avrinningsområde, Aro A-F och för respektive ämne. De halter som har framräknats bedöms genereras från området idag. De halter som överskrider de föreslagna riktvärdena för dagvattenutsläpp nivå 1M har gråmarkerats.

Tabell 2 Föroreningshalter från respektive avrinningsområde idag - Fall 1. Halter som överskrider riktvärdena har gråmarkerats.

Avrinnings- område	P µg/l	N mg/l	Pb µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l	Cr µg/l	Ni µg/l	Hg µg/l	SS mg/l	olja mg/l
Aro A	250	1.7	19	35	180	0.7	13	10	0.04	82	1.0
Aro B	220	1.7	18	37	180	0.6	16	10	0.05	79	0.8
Aro C	200	1.5	10	18	78	0.5	5	6	0.03	53	0.6
Aro D	190	1.5	8	19	63	0.4	5	5	0.02	37	0.5
Aro E	220	1.6	17	25	120	0.7	8	7	0.04	84	1.0
Aro F	170	1.2	6	16	44	0.2	4	2	0.02	36	0.3

Resultatet av föroreningsberäkningen indikerar ett reningsbehov av dagvatten från respektive delområde. Inom Aro A och B överskrider riktvärdena för nio av elva studerade ämnen medan det inom Aro C och E är sju respektive åtta ämnen som ligger på en nivå över riktvärdena. Inom Aro F är det bara fosfor (P) som överskrider.

I Tabell 3 visas nuläget (Fall 1) föroreningsbelastning för fosfor och kväve för respektive avrinningsområde. Den största belastningen genereras från Aro A, B och E. Anledningen till detta är att de till ytan är de största områdena samt beroende på typ av markanvändning inom områdena.

Tabell 3 Föroreningsbelastning från respektive avrinningsområde idag - Fall 1.

Avrinnings- område	P kg/år	N kg/år
Aro A	21	150
Aro B	37	280
Aro C	7	56
Aro D	1	6
Aro E	23	180
Aro F	4	32

I Tabell 4 visas den idag totala årsavrinningen av dagvatten från respektive avrinningsområde.

Tabell 4 Årsavrinning som dagvatten- och basflöde från respektive avrinningsområde idag - Fall 1.

Årsavrinning	Enhet	Aro A	Aro B	Aro C	Aro D	Aro E	Aro F
Dagvatten+basflöde	m ³ /år	85400	163000	36500	4300	109000	26200

6.2 Skärmbassäng Fall 1

För Fall 1 erhöles ett förhållande mellan den permanenta arean i anläggningen och avrinningsområdets reducerade area på 150 vilket är normalt för att uppnå acceptabel rening. Dagvattendammar brukar hamna på ett värde som ligger mellan 70-400 vilket visar att denna skärmbassäng ligger i den lägre delen av intervallet. Detta innebär att bassängen blir av mindre storlek i förhållande till sitt avrinningsområde men ändå får tillräcklig rening. För Fall 1 behövs en bassängarea på 7600 m² vid ett antaget snittdjup på 3 m. Vid antagna släntlutningar på 1:1 ger det en vattenvolym på 20 800 m³, se Tabell 5.

Tabell 5 Dimensioner för skärmbassäng Fall 1.

Parameter	Enhet	
Ap/Ared	m ² /ha	150
Ap - permanent area	m ²	7 600
Vp – permanent volym	m ³	20 800

Vid anläggande av skärmbassäng med ovan angiven storlek erhålls en reduktion av halten för samtliga studerade ämnen. I Tabell 6 redovisas beräknade årsmedelhalter före och efter rening och de halter som överskrider de föreslagna riktvärdena har gråmarkerats.

Tabell 6 Föroreningshalter före och efter rening i skärmbassäng, Aro A-E - Fall 1. Halter som överskrider riktvärdena har gråmarkerats.

	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	olja
	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l
Riktvärde 1M	160	2.0	8	18	75	0.4	10	15	0.03	40	0.4
Före rening	225	1.7	17	31	155	0.6	12	8.5	0.04	78	0.9
Efter rening	122	1.4	7.7	19	74	0.4	5.4	4.7	0.03	31	0.1

Riktvärdet för Cu överskrider trots rening och för att klara riktvärdet så skulle en Ap/Ared på 170 behövas. Förhållandevis skulle detta bli en stor skillnad för att sänka ett ämnets halt med 1 µg/l. Alternativet till en ökad Ap/Ared kan vara att anläggningen kompletteras

med åtgärder så som ökad andel växter i skärmbassängen eller LOD anläggningar i avrinningsområdet.

I Tabell 7 redogörs för belastningen före och efter rening samt den procentuella avskiljningen av respektive ämne. Reduktionen av N är bara 19 % men årsmedelhalten av N från Aro A-E överskrider inte riktvärdet. Däremot är näringshalterna i Mörbyviken under sommaren förhöjda och pga. det kan en reduktion av kväve motiveras. Bortsett från Hg som också förekommer i förhållandevis låga halter och som renas tillräckligt, så sker en reduktion på mellan 40-85 % för övriga ämnen. Det är svårare att uppnå en procentuellt god reningseffekt i dagvattendammar då halten av ett visst ämne i inkommande dagvatten är lågt än om halten är hög.

Tabell 7 Föroreningsbelastning före och efter rening samt reningseffekt i skärmbassäng, Aro A-E - Fall 1. Reningseffekten är beräknad innan värdena är avrundade

	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	olja
Före rening (kg/år)	89	670	7	13	62	0.2	4.7	3.4	0.02	31000	350
Efter rening (kg/år)	50	540	3	8	30	0.15	2.2	1.9	0.01	12000	53
Avskild mängd (kg/år)	39	130	4	5	32	0.05	2.5	1.5	0.01	19000	297
Renings-effekt (%)	44	19	55	40	52	40	54	45	33	61	85

6.3 Förorenings- och flödesberäkning Fall 2

Nedan i Tabell 8 redovisas resultaten av föroreningsberäkningen för Fall 2 då lokala åtgärder för omhändertagande av dagvatten införs. Värdena utgörs av årsmedelhalter och de ämnena som överskrider de föreslagna riktvärdena har gråmarkerats.

Tabell 8 Föroreningshalter från respektive avrinningsområde med framtida LOD - Fall 2. Halter som överskrider riktvärdena har gråmarkerats.

Avrinnings- område	P µg/l	N mg/l	Pb µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l	Cr µg/l	Ni µg/l	Hg µg/l	SS mg/l	olja mg/l
Aro A	220	1.6	17	31	180	0.5	11	9	0.04	68	0.8
Aro B	200	1.7	16	35	180	0.4	14	8	0.05	69	0.7
Aro C	150	1.4	6	13	58	0.3	3	4	0.03	36	0.4
Aro D	150	1.4	5	14	48	0.2	3	4	0.02	25	0.3
Aro E	150	1.4	11	19	95	0.4	6	5	0.04	57	0.6
Aro F	160	1.2	5	15	37	0.2	3	2	0.02	30	0.3

Resultatet visar att dagvatten från samtliga områden utom Aro D och F behöver rening trots LOD. Från Aro A och B överskrider åtta till nio av elva ämnen medan det för Aro E är färre antal jämfört med dagsläget (Fall 1). Beräkningarna visar att färre ämnen överskrider riktvärdena då LOD tillämpas (Fall 2) och att även om halten av ett visst ämne fortfarande ligger över riktvärdet så är halten lägre än för Fall 1.

I Tabell 9 redovisas föroreningsbelastningen av fosfor och kväve från respektive avrinningsområde för Fall 2 där LOD införts. Resultaten visar att det är de till arean största områdena som medför högst belastning av föroreningar i dagvattnet samt att belastningen minskar i och med LOD.

Tabell 9 Föroreningsbelastning från respektive avrinningsområde med framtida LOD - Fall 2.

Avrinnings- område	P	N
	kg/år	kg/år
Aro A	16	120
Aro B	29	240
Aro C	4	41
Aro D	0.5	5
Aro E	14	130
Aro F	4.	29

I Tabell 10 visas den årliga avrinningen och resultatet visar att avrinningen blir mindre för samtliga delområden vid tillämpning av LOD.

Tabell 10 Årsavrinning som dagvatten- och basflöde från respektive avrinningsområde med framtida LOD - Fall 2.

Årsavrinning	Enhet	Aro A	Aro B	Aro C	Aro D	Aro E	Aro F
Dagvatten+basflöde	m ³ /år	71400	142000	30000	3400	89000	25000

Sammanslaget visar beräkningarna av föroreningshalter och belastningar att tillämpning av LOD medför en sänkning av såväl halten som mängden och att det trots LOD kommer att behövas kompletterande rening för att uppnå god dagvattenkvalitet.

6.4 Skärmbassäng Fall 2

För Fall 2 erhålls en skärmbassängsarea på 4000 m² vilket motsvarar en Ap/Ared på 100. Detta innebär att en mindre bassäng behövs än om LOD uteblir. Vid tillämpning av lokala dagvattenåtgärder kan bassängens area minskas med nästan 50 %.

Tabell 11 Dimensioner för skärmbassäng Fall 2.

Parameter	Enhet	
Ap/Ared	m ² /ha	100
Ap - permanent area	m ²	4 000
Vp – permanent volym	m ³	10 500

I Tabell 12 redovisas halterna före och efter rening, vilka visar att samtliga ämnen klarar riktvärdena för dagvattenutsläpp. I Tabell 13 redogörs för belastningen före och efter rening samt den procentuella avskiljningen av respektive ämne.

Tabell 12 Föroreningshalter före och efter rening i skärmbassäng, Aro A-E med LOD- Fall 2. Halter som överskrider riktvärdena har gråmarkerats.

	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	olja
	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l
Riktvärde 1M	160	2.0	8	18	75	0.4	10	15	0.03	40	0.4
Före rening med LOD	190	1.6	14	28	150	0.4	10	7.3	0.04	63	0.7
Efter rening med LOD	120	1.3	7.3	18	75	0.3	5.4	4.5	0.03	28	0.10

Procentuellt är reningseffekten i skärmbassängen för Fall 2 lägre än för Fall 1 vilket beror på att inkommande föroreningshalter blir lägre med LOD än utan och det blir därmed svårare att erhålla samma reningseffekt. Trots detta klaras riktvärdena efter rening och halterna av de flesta ämnena i det renade vattnet är lägre för Fall 2 än för Fall 1. Belastningen i kg/år är dock lägre i Fall 2 än i Fall 1 efter rening för samtliga ämnen.

Tabell 13 Föroreningsbelastning före och efter rening av Aro A-E med LOD samt erhållen reningseffekt i skärmbassäng - Fall 2. Reningseffekten är beräknad innan värdena är avrundade

	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	olja
Före rening med LOD (kg/år)	63	536	4.7	9.3	49	0.15	3	2.5	0.01	21000	220
Efter rening med LOD (kg/år)	39	435	2.4	6.2	25	0.09	2	1.5	0.01	9400	33
Avskiljning (kg/år)	24	101	2.3	3.1	24	0.06	1	1		11600	187
Renings-effekt (%)	38	19	48	34	48	38	48	39	28	55	85

Resultaten av dimensioneringen av skärmbassänger visar att det kommer att behövas en skärmbassäng oavsett om LOD införs eller inte inom Mörbyvikens tillrinningsområde men att denna blir mindre vid tillämpning av LOD. Genom att både ha LOD och skärmbassäng kan halterna efter rening sänkas mer än om man bara renar dagvattnet i skärmbassäng.

Det finns dock en rad fördelar så som infiltration, föroreningsreduktion, fördröjning av dagvatten samt ökad gestaltning, som talar för att LOD-lösningar i befintliga områden är värda att implementeras. Det har även identifierats en rad olika platser inom tillrinningsområdet där man med hjälp av små verktyg och förändringar kan införa LOD-anläggningar i befintligt område.

Vid en översyn av Mörbyviken har det konstaterats att båda fallen, Fall 1 och 2 är tillämpbara då gott om utrymmen för anläggande av skärmbassäng finns.

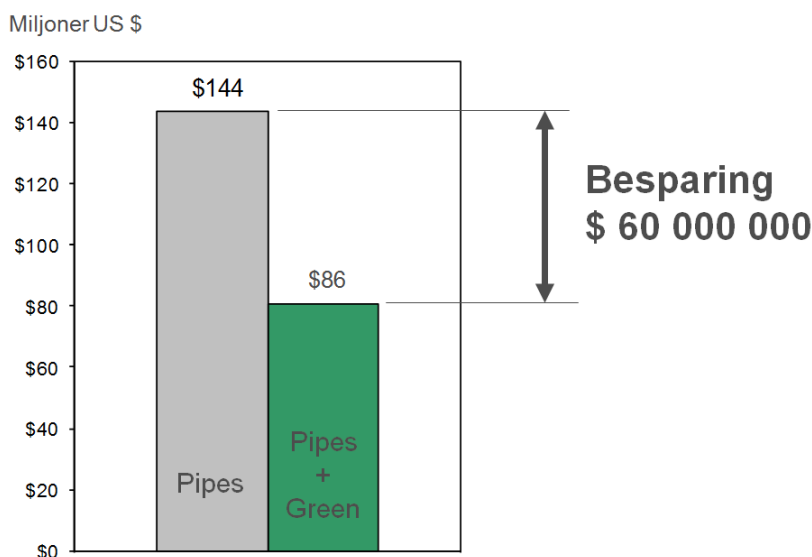
7 Kostnader

I detta kapitel redovisas tidigare beräknade kostnader för dagvattenåtgärder med exempel från Portland, USA och Sverige.

7.1 Kostnader för småskaliga lösningar

I Portland, USA har man framför allt arbetat med att få bort kapacitetsproblemen i det huvudsakligen kombinerade ledningsnätet. Här hade man ett behov av större dimensioner på ledningar för att åtgärda brädd- och översvåmningsproblematiken men insåg att det skulle krävas kostsamma och stora intringar för att åtgärda problemet på ett konventionellt vis. I samband med detta genomfördes en jämförande kalkyl med ett fall där kombinerade ledningar ersattes med nya av större dimension och ett fall där endast vissa områden erhöi nya ledningar i kombination med småskaliga gröna lösningar (green street) för att avlasta existerande nät.

I studien kom man fram till att investeringskostnaden skulle bli betydligt lägre för fallet med en kombination av ledningar och gröna lösningar, se Figur 10. Idag har man kommit en bra bit på vägen med implementeringen av de gröna småskaliga åtgärderna och utöver den minskade flödes- och volymsbelastningar har man även minskat föroreningsproblematiken och fått en bättre vattenkvalitet i den flod som rinner igenom staden. Vattenkvaliteten har förbättrats dels till följd av ett minskat antal bräddningar dels genom att trafikdagvatten renas och infiltreras lokalt.



Figur 10 Kostnader för omläggning av det kombinerade ledningsnätet (grå stapel) samt för viss omläggning av ledningar i kombination med gröna lokala lösningar.

I denna analys kvantifierades inte kostnaden för varje avskilt kg förorening och vilken effekt detta har på recipienten. Utgångspunkten var att alla lösningar ger en positiv effekt på dagvattenkvaliteten. Det bör även poängteras att utöver de ekonomiska fördelarna så har även ekologiska och estetiska värden erhållits, såväl inne i staden som i floden vilka är svåra att värdera.

Utöver ovan nämnda lösningar har man i Portland även arbetat med ekonomiska incitament för bortkoppling av stuprör för att minska vattenmängderna till ledningsnätet. I dagsläget har 56 000 hushåll kopplat bort sina stuprör och utnyttjar istället utkastare som sprider dagvattnet över lokala grönytor. På det här viset har man lyckats uppnå en volymsreduktion på 6 000 000 m³/år och det har gett en incitamentskostnad på \$ 9 000 000. Kostnaden för alternativa lösningar i form av fördröjningsmagasin och större ledningar var \$ 235 000 000.

7.2 Kostnader per avskilt kg fosfor och kväve

Under 2009 genomförde Swecos Dag- och ytvattengrupp en utredning åt Naturvårdsverket om kostnader för dagvattenrening inom ramen för Baltic Sea Action Plan (BSAP). Utredningen baserades på en överslagsmässig beräkning av kostnader för avskiljning av fosfor och kväve räknat på ett befintligt område som byggs om till lokalt omhändertagande av dagvatten.

Anläggningskostnaderna beror på flera faktorer så som konjunktur, geografiskt läge, anläggningstyp, förutsättningar på plats och den enskilda anläggningens utformning. I studien antog man följande anläggningskostnader för studerade lösningar:

- Infiltration av takvatten genom bortkoppling av stuprör 20 kr/m² takyta
- Infiltration av vatten från hårdgjorda ytor 15-400 kr/m² vägyta

7.3 Kostnader för anläggande av dammar

I samma utredning som omnämns i föregående kapitel genomfördes även en kalkyl för anläggningskostnad för dammar. I studien utgick man ifrån de anläggningar som blivit byggda i Stockholmsregionen under de senaste tio åren och man tog även hänsyn till en årlig prisökning på 5 %.

Med en diskonteringsränta på 4 %, och en uppskattad livslängd på 80 år blev den årliga anläggningskostnaden för en damm 17 - 50 kr/m³ våtvolum. Driftkostnaden för en dagvattendamm har uppskattats till 30 000 - 60 000 kr/år. Med ett antagande om en anläggningsstorlek på 3 000 m³ våtvolum, vilket motsvarar en ganska stor medeldamm, erhöles en årlig driftkostnad på 10 - 20 kr/m³ våtvolum. Den totala årskostnaden för en damm beräknades därmed till 27 - 70 kr/m³ våtvolum.

Ovan angivna kostnader är schabloniserade och framtagna i samband med en utredning under 2009 och kostnadsbilden kan ha förändrats sedan dess. Hur mycket en enskild anläggning kostar beror på lokala förutsättningar samt utformning. Olika åtgärder har ofta olika kostnadsbärare. Åtgärder för lokalt omhändertagande av dagvatten i befintlig miljö bekostas ofta av fastighetsägare, en exploatör eller när det gäller befintliga allmänna

gator av skattekollektivet. Anläggningar så som dammar i befintlig miljö bekostas ofta av VA-huvudmannen och finansieras via VA-taxa (VA-kollektivet och inte kommunalskatten), alternativt av huvudmannen för väg eller gata.

8 Diskussion och slutsats

En kombination av lokala lösningar och två nedströms liggande skärmbassänger ger totalt sett en minskad belastning på Mörbyviken jämfört med om endast en "end of pipe"-lösning tillämpas, det vill säga enbart två skärmbassänger. Genom införande av LOD-anläggningar i befintliga områden kan man komma åt föroreningar nära källan innan det sker en haltökning i dagvattnet. LOD-åtgärder har även den positiva effekten att en del av vattnet infiltreras och fördröjs innan vattnet når dagvattenledningarna och på så sätt minskas risken för översvämningar vid kraftiga regn.

Lägre halter av föroreningar från dagvattnet kommer att ge bättre förhållanden i Mörbyviken. Det är svårt att säga om detta är tillräckligt för att uppnå god status enligt vattendirektivet. För att se den faktiska effekten i recipienten är det viktigt att ha regelbunden miljöövervakning. Om reningen av dagvattnet inte är tillräcklig måste man identifiera och åtgärda andra föroreningskällor och eventuellt binda de föroreningarna som idag ligger i sedimenten. Mörbyviken står även i kontakt med utanförliggande Edsviken och ett samlat grepp kring föroreningar i hela avrinningsområdet kan behöva göras.

I tillrinningsområdet har flera platser identifierats där LOD-lösningar kan anläggas utan att störa annan verksamhet. Genom att låta dagvattnet passera grönytor istället för att rinna direkt till brunn uppnås både rening och fördröjning av dagvattnet. LOD-anläggningar rensar både partikelbundna och lösta fraktioner av föroreningar. De lösta fraktioner rensas genom upptag i vegetationen samt reaktioner som sker i marken. Föroreningarna försvinner inte i LOD-anläggningar men blir mindre biotillgängliga då de fastläggs i marken än om de förekommer i vattenfasen.

Det är viktigt att de lokala lösningarna utformas med växtbäddar som får en god förmåga att både snabbt infiltrera dagvattnet och samtidigt ha en vattenhållande förmåga så att växterna kan tillgodose sig vattnet under en längre period.

Vid anläggande av skärmbassänger kommer metaller och fosfor att sedimenteras och i viss mån bindas till partiklar. Föreslagen total yta för skärmbassänger vid Fall 1 är 7600 m² och för Fall 2 4000 m². Sedimenteringshastigheten och hur mycket som kan bindas styrs bland annat av vattnets hastighet och uppehållstid. För att öka reningseffekten i skärmbassängen kan exempelvis flytande växtbäddar anläggas vilka kommer att ha rötterna svävande i vattenmassan. På så vis kommer växtligheten att bromsa upp flödet vilket ökar sedimenteringen av partikelbundna föroreningar samtidigt som den ökade rotytan kommer att öka upptaget av de lösta metallerna. Vidare skapas ytterligare ytor för mikroorganismer som ökar reningen av vissa ämnen.

Växterna har olika reningseffekt beroende på hur förorenat vattnet är. Effektivast upptag i växter erhålls när man har en genomströmning, det vill säga när växterna står i ett rörligt vatten.

Vid uppförande av lokala dagvattenlösningar är det viktigt att olika förvaltningar i kommunen har en gemensam syn kring anläggande och drift. Det är även viktigt att lyfta att endast dagvattenåtgärder inom Mörbyvikens tillrinningsområde inte är tillräckligt för att

uppnå en god status i viken utan det fordras även dagvattenhantering uppströms andra utsläppspunkter vars vatten kommunikerar med Mörbyvikens. Föreslagna lösningar inom Mörbyvikens avrinningsområde är ett steg i rätt riktning och bör ses som en del i ett större åtgärdsperspektiv.

Bilaga 1: Inspirationsbilder för dagvattenhantering vid källan

1.1 Lokalgator

Vid lokalgatorna kan åtgärder för trafiksäkerhet kombineras med åtgärder för dagvattenrening. I Figur 1 visas ett exempel från Portland där man smalnat av vägen i samband med ett övergångsställe genom att utvidga kantstenen. Det har anlagts en växtbädd där dagvattnet från gata och trottoar samlas upp, infiltreras och fördröjs samtidigt som avsättning av föroreningar sker i de översta 30 centimetrarna av markskiktet. Här kombineras dagvattenhanteringen med trafiksäkerhet.



Figur 1 Utvidgad kantsten med plantering för omhändertagande av dagvatten.

Planteringar utformas som nedsänkta lådor där vegetation i form av träd, örter och gräs planteras. Syftet med växtbäddarna är att fördröja, rena och eventuellt infiltrera dagvatten och flera växtbäddar kan kedjekopplas via övertäckta eller öppna dagvattenrännor. På så vis tillåts vattnet svämma över från växtbädd till växtbädd innan anslutning till tät dagvattenledning i gata. Växtbäddar kan även förses med små dämmen i syfte att skapa ytterligare utjämningsvolym och därmed fördröja dagvattnet ytterligare så att mer kan infiltrera vid behov. Det föreslås att de växtbäddar som angränsar till gatan byggs upp med nedsänkningar i kantsten medan angränsningen mot gångbana utförs utan kantsten så att dagvatten får rinna över på bred front.

1.2 Outnyttjade ytor

I stadsmiljöer finns många tomma ytor som kan göras om för att användas för dagvattenhantering. I Figur 2 visas en outnyttjad yta. I ytan anlades en växtbädd som fördröjer och renar vattnet från gatan uppströms samt trottoaren. Detta är ett exempel där lokal dagvattenhantering kan kombineras med gestaltning.



Figur 2 Före (vänster) och efter (höger) åtgärd för dagvattenhantering.

1.3 Tomtmark

Istället för att leda vatten från tak och gårdsmark till dagvattenledning bör man leda det ytligt genom växtmaterial och låta det som är möjligt infiltrera och annars ledas vidare i dränledning till dagvattenledning. I Figur 3 visas ett exempel där varje stuprörsutkastare leds till en växtbädd där vattnet kan stå ett tag innan infiltration. Släppet i kantstenen gör även att vattnet från gårdsmark kan ledas hit. Fördelen med öppna stuprörsutkastare jämfört med nedgrävda är att de inte sätter igen lika lätt. Takvatten kan anses vara rent och behöver inte renas innan infiltration till grundvatten.



Figur 3 Infiltration av takdagvatten.

1.4 Parkeringsplatser

I stället för att vatten från parkeringsplatser leds till brunnar kan man i lågstråk anlägga svackdiken eller växtbäddar där vattnet renas och fördröjs innan det leds till dagvattenledning. Om trafikintensiteten på parkeringsplatsen är hög och föroreningsinnehållet i dagvattnet högt och man vill undvika infiltration så kan de lokala lösningarna förses med tätskikt. På många parkeringsplatser finns redan grönytor fast de kombineras inte med dagvattenhanteringen. Grönytorna är positiva ur både gestaltnings- och trakiksäkerhetsaspekt, se Figur 4.



Figur 4: Parkeringsplatser där dagvattnet leds mot grönytor.

Bilaga 2

Mörbyviken, Danderyd Kommun
Dagvattenhantering



© Copyright Aros Arkitektur 2010 Ett bildtag från Sweco-koncernen www.arosarkitektur.se

FÖRE



EFTER: SVACKDIKE Upphöjd grönyta sänks, ny kupolbrunn i nedströmsändan ansluts till beginnlig ledning.
Parkeringsytan avvattnas på bred front.



© Copyright Aros Arkitektur 2010 Ett bildtag från Sweco-koncernen www.arsitektur.se

FÖRE



Erosionsskydd

EFTER: BEFINTLIG DAGVATTENLEDNING

Uppöppning av befintlig ledning.
Översilning och yttlig avledning.

Mörbyviken Dagvattenhantering

SWECO 



© Copyright Aros Arkitektur 2010 Ett bildtag från Sweco-koncernen www.arosarkitektur.se

FÖRE



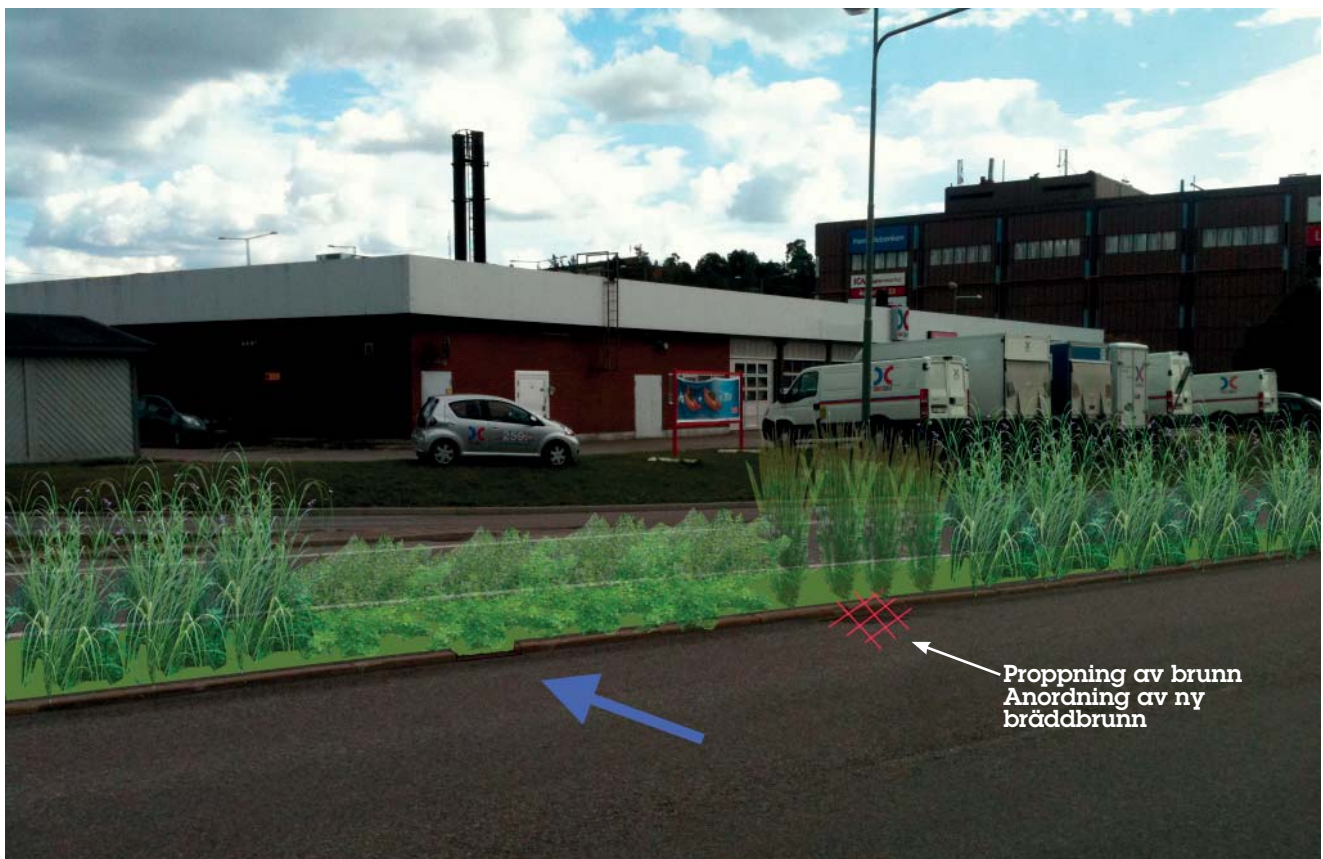
EFTER: UTVIDGAD KANTSTEN

Avvattning av p-yta och gångbana via släpp i kantsten.
Utlöpp till befintlig brunn i gata.



© Copyright Aros Arkitektur 2010. Bild taget från Sweco-koncernen. www.arosarkitektur.se

FÖRE



EFTER: UPPÖPPNING ASFALTSÖ Uppöppning av asfaltsö i mittremsan.
Ersätts med avvattnings av körbana via släpp i kantsten med plantering och dike.



© Copyright Aros Arkitektur 2010 Ett bildtag från Sweco-koncernen www.arsitektur.se

FÖRE

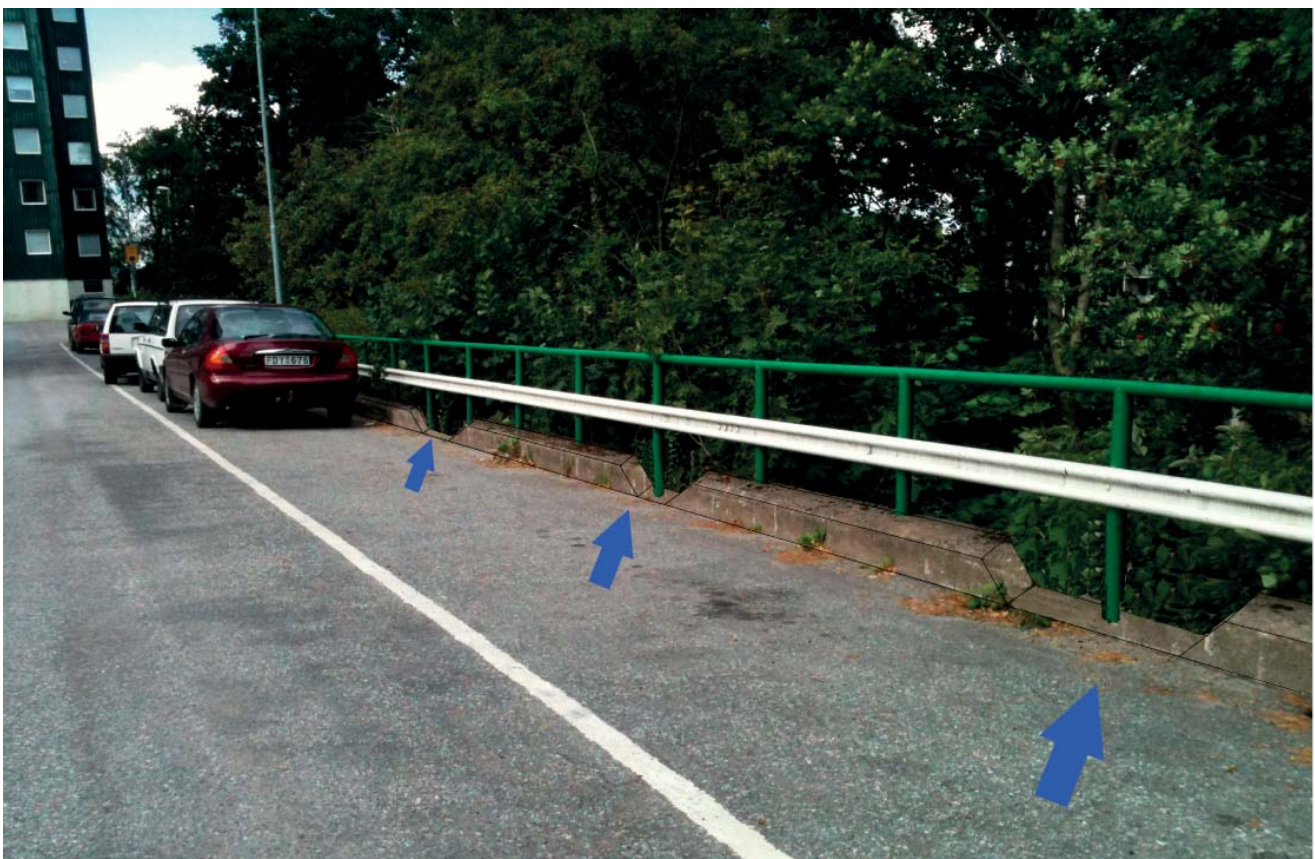


EFTER: REGNGÅRD Befintlig brunn proppas.
Nedsänkt regngård med släpp i kantsten och bräddning till ny kupolbrunn.



© Copyright Aros Arkitektar 2010 Ett bildtag från Sweco-koncernen www.arsarkitekt.se

FÖRE



EFTER: UPPÖPPNING AV MUR Avledning av vatten till skogsparti.



© Copyright Aros Arkitektur 2010 Ett bildtag från Sweco-koncernen www.arosarkitektur.se

FÖRE



EFTER: REGNGÅRD Uppbrytning av asfaltsyta. Regngård med släpp i kantsten och bräddning till ny kupollbrunn.



© Copyright Aros Arkitektur 2010 Ett bildtag from Sweco-koncernen www.arsitektur.se

FÖRE



Rännalsplatta
vid huset

EFTER: NEDSÄNKT GRÄS Bortkoppling av stuprör. Utkastare och översilning på nedsänkt gräsyta.

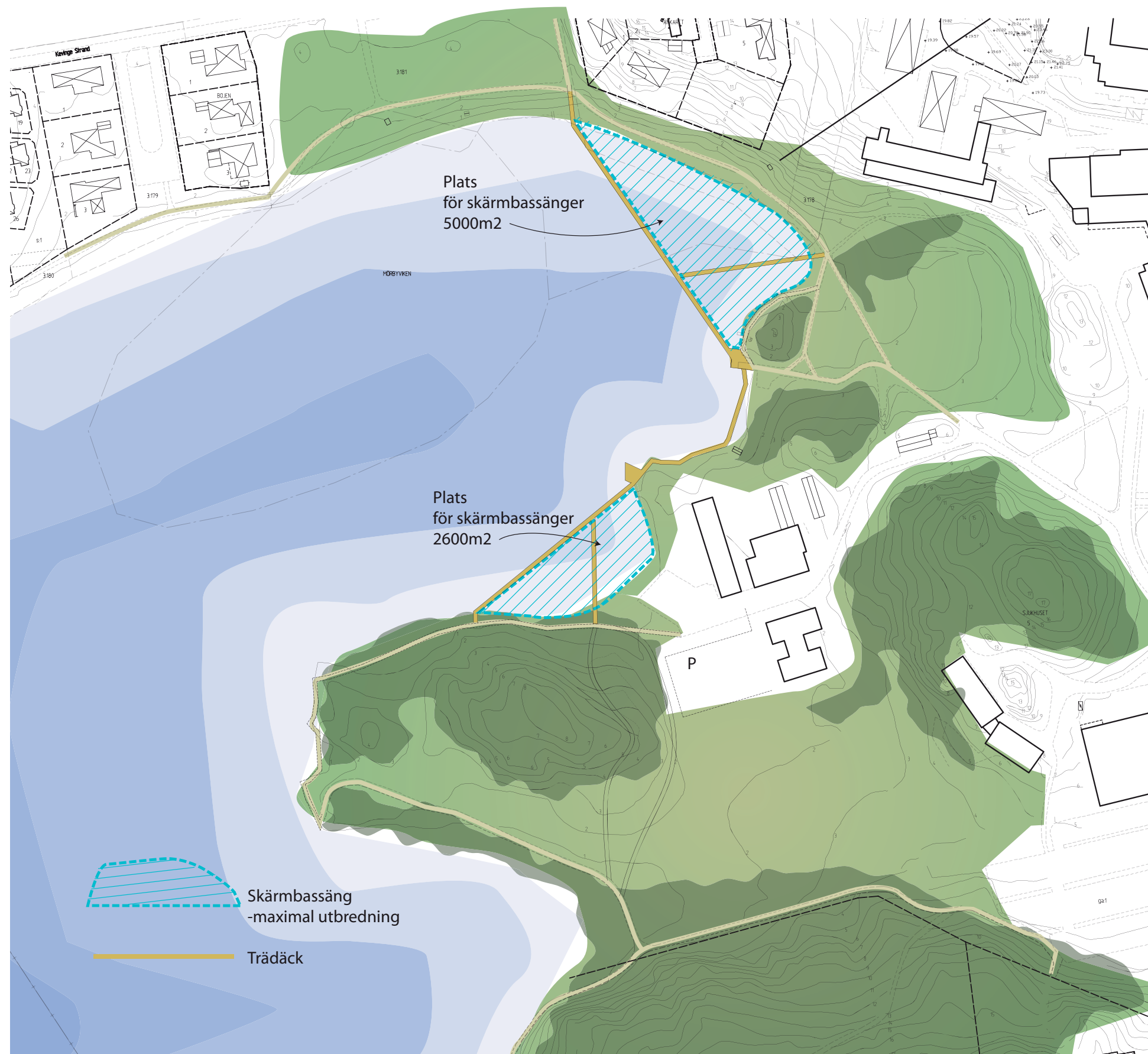


FÖRE



EFTER: NEDSÄNKT REGNGÅRD Uppbrytning av asfaltsyta och släpp i kantsten med en gruspassage.

Mörbyviken, Danderyds Kommun Dagvattenhantering och gångstråk



Situationsplan över området visar maximal utbredning av skärmbassänger omgivna av trädäck.
Skala A3 ca 1:2000

Idag går tre dagvattenledningar orenade ut i Mörbyviken, vilket påverkar vattenkvaliteten negativt.

Rening av dagvattnet kan lösas med hjälp av anläggandet av skärmbassänger. Skärmbassängerna avskiljer dagvattnet från vattnet i viken. Reningsprocessen sker i två steg; Sedimentering av partikelbundna föroreningar och växtupptag av lösta fraktioner.

Utbredningen av skärmbassängerna kan minskas med kompletterande LOD-åtgärder (lokalt omhändertagande av dagvatten).



Sjön Trekanten, Stockholm. Skärmbassäng med flytbryggor som möjliggör passage över viken. Här: Sjön Trekanten, Stockholm



Skärmbassängen kan kompletteras med flytande växtbäddar



Situationsplan över området visar förslaget trädäck och gångväg.
Skala A3 ca 1:2000

Mörbyviken, Danderyds Kommun

Gångstråk

OMRÅDET RUNT MÖRBYVIKEN används idag för rekreation, där finns trevliga gångstigar längs golfbanan och i skogsdungarna i närheten av Danderyds sjukhus. Över viken har man utsikt mot Ulriksdals slott. Men idag är vägen avskuren av en helikopterplatta och fotgängaren måste bege sig in på sjukhusområdet.

GÅNGBRON SOM FÖRESLÅS ihop skärmbassängerna skulle fungera som en länk mellan Mörbyvikens norra strand och området söder om sjukhuset. Den länken skulle förstärkas ytterligare av en ny gångväg som sträcker sig över eller bredvid den skogsbeklädda kullen.

INTRESSE OCH FÖRSTÅELSE FÖR DAGVATTENHANTERING OCH MILJÖ kan skapas med informationsskyltar längs med trädäcket. Skyltarna skulle kunna visa LOD system i området och hur skärmbassängerna och de flytande växtbäddarna fungerar.



En gångbro kombinerad med skärmbassänger och utsiktsplatser.
Här: Trekanten, Stockholm



Ett trädäck längs stranden är gör passagen runt sjukhusområdet möjligt längs hela Mörbyviken.
Här: Nacka



Attraktiva informationsskyltar kan sättas upp längs trädäcket.
Här: Gröntjärnen

Bilaga 4: Indata till modellen

Area per markanvändning togs fram för respektive avrinningsområde med hjälp av GIS. Nedan i Tabell 1 redogörs för indata till samtliga beräkningar för avrinningsområdena A-F. Såväl area per markanvändning som avrinningskoefficient och vissa antaganden redovisas.

Tabell 1. Area per markanvändning och avrinningskoefficienter fördelat på avrinningsområdena A-F samt fall 1 och fall 2.

Mark-användning	Avrinnings-koefficient (ϕ) Fall 1	Antagande för LOD-fallet Fall 2	Aro A (ha)	Aro B (ha)	Aro C (ha)	Aro D (ha)	Aro E (ha)	Aro F (ha)
Väg 1, 60000 ÅDT	0,85	-	1,45	3,22			0,37	
Väg 2, 5000 ÅDT	0,85	-		1,46				
Väg 3, 3000 ÅDT	0,85	lägre schablonhalter		1,56			0,22	
Väg 4, 1000 ÅDT	0,85	lägre schablonhalter	0,66	2,12	0,39	0,09	0,68	0,64
Sjukhus	0,7	$\phi=0,55$ och lägre schablonhalter			1,88	0,01	10,26	
Järnväg	0,5	-		1,06				
Parkering	0,85	$\phi=0,7$ och lägre schablonhalter	0,47	1,36			2,75	0,42
Villaområde	0,25	$\phi=0,15$ och lägre schablonhalter	0,91	0,17	6,25			0,004
Radhusområde	0,32	$\phi=0,18$ och lägre schablonhalter		0,51	0,36	1,16	5,53	0,93
Flerfamiljshus	0,45	$\phi=0,22$ och lägre schablonhalter	7,1	9,35	0,02		3,07	
Skola	0,45	$\phi=0,3$ och lägre schablonhalter	1,06	7,8	1,43		0,001	
Centrum	0,7	$\phi=0,55$, centrum med låg intensitet	3,18	0,001				
Industri	0,6	Industri med låg intensitet	3,29	5,06			0,49	
Golfbana	0,18	-	1,77		0,35			
Ängsmark	0,075	-	3,93	12,5	2,25	0,41	3,96	12,55
Totalt			23,8	46,2	12,9	1,7	27,3	14,5

Av Tabell 2 framgår area per markanvändning som utgör indata till dimensioneringen av de två skärmbassängerna för fall 1 och 2.

Tabell 2. Area per markanvändning för avrinningsområdena A-E sammanslaget.

Markanvändning	Area (ha)
	Avrinningsområde A-E
Väg 1 - 60000 ÅDT	5,0
Väg 2 - 5000 ÅDT	1,5
Väg 3 - 3000 ÅDT	1,8
Väg 4 - 1000 ÅDT	3,9
Sjukhus	12,2
Järnväg	1,1
Parkering	4,6
Villaområde	7,3
Radhusområde	7,6
Flerfamiljshus	19,5
Skola	10,3
Centrum	3,2
Industri	8,8
Golfbana	2,1
Ängsmark	23,0
Totalt	111,9