



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 21024

Examensarbete 30 hp
Juni 2021

Jämförelse och utvärdering av kommuners strategier för hantering av dagvattenflöden och medförande föroreningar i kvartersmark.

Ellen Lidström

Referat

Jämförelse och utvärdering av kommuners strategier för hantering av dagvattenflöden och medförande föroreningar i kvartersmark.

Ellen Lidström

Hantering av dagvatten är nödvändigt för att undvika översvämningar och föroreningar som kan spridas vidare och skada kringliggande miljö. De lagar och regler som finns angående hantering av dagvatten kan vara svårtolkade. Det finns ingen färdig VA-lag som följs, vilket gör att frågan kring hantering av dagvatten och medförande föroreningar är komplicerad. Syftet med arbetet var att undersöka de beslutsunderlag som finns kring dagvattenhantering idag, för att sedan jämföra hur olika kommuner arbetar med dagvattenhantering, främst med fokus på föroreningar i kvartersmark. Detta för att se hur eventuella skillnader i dagvattenhantering kan påverka utsläpp av föroreningar.

För att analysera och utvärdera hur hanteringen av dagvatten fungerar i svenska kommuner valdes Region Gotland, Sundsvalls kommun och Göteborgs Stad ut, efter storleksvariation och geografisk spridning, för att undersökas djupare. De tre kommunernas dagvattenstrategier undersöktes och deras eventuella val av åtgärder med avseende på föroreningsutsläpp jämfördes och utvärderades. En teoretisk modellering genomfördes för att undersöka hur kommunernas eventuella val av åtgärder hade kunnat påverka föroreningsspridningen från ett specifikt område till dess recipient. Området som undersöktes valdes ut av PE Teknik och Arkitektur AB och modelleringen genomfördes med användning av verktygen CAD och StormTac.

Efter genomförd undersökning konstaterades det att det kan vara svårt att tolka de bestämmelser som finns kring hantering av dagvatten. Eftersom det inte finns någon färdig VA-lag kan kommunerna ta egna beslut kring dagvattenhantering i sitt eget verksamhetsområde. Kommunernas dagvattenstrategier och val av åtgärder för hantering av föroreningsutsläpp skiljer sig därmed mellan varandra. Modelleringen visade på att samtliga kommuners val av åtgärder vid hantering av föroreningar skulle reducera utsläppen jämfört med en planerad situation utan någon eventuell rening. Resultaten visade också på att den procentuella minskningen av föroreningar skulle skilja sig med respektive kommuns val av åtgärd efter tolkning av deras dagvattenstrategier. Kommunernas val av reningsåtgärder verkade inte tillräckliga för att inte riskera en försämring av statusen i recipienten. Trots det verkade Göteborgs val av åtgärder ge bäst resultat i just detta fall. Generellt är det svårt att avgöra vilken kommun som har den bästa dagvattenstrategin. Mer analysering och information om områdets förutsättningar och recipientens mående behöver tas i beaktande för att kunna ta ett beslut. Resultatet visar dock på att en tydligare lagstiftning angående dagvattenhantering bör införas för att samtliga kommuner i Sverige ska arbeta mot samma mål och uppnå lika resultat.

Nyckelord: Dagvatten, förorening, föroreningshalt, föroreningsmängd, recipient, dagvattenstrategi, reningsåtgärd, reningsgrad, kommun, utvärdering, modellering, StormTac, CAD.

Abstract

Comparison and evaluation of municipalities' strategies for stormwater management.

Ellen Lidström

Stormwater management is necessary to avoid flooding and pollutants that can spread further with the water and damage the environment. The legislation that regulates the management of stormwater can be difficult and complicated to interpret.

The purpose of this project was to investigate the strategies and decision materials that exist today regarding municipalities' stormwater management. That was investigated to understand how the legislation works today, whose responsibility it is to manage stormwater and whether there are any specific emission requirements for pollutants.

In order to analyse and evaluate how the management of stormwater works in Swedish municipalities, Gotland, Sundsvall and Gothenburg were selected to be investigated, according to size variation and geographical spread. The stormwater strategies of the three municipalities were examined and their possible choice of measures were compared and evaluated. A theoretical modelling was made to investigate how the choices of measures could have affected the spread of pollutants from a specific area with a specific recipient. The area that was examined was selected by the company and the modelling was made using the tools CAD and StormTac.

When the investigation was conducted, it was found that it can be difficult to interpret the regulations that exist. The municipalities' stormwater strategies and their choice of measures to manage pollution discharges would differ between the municipalities. The modelling showed that all choices of pollutant reduction measures would reduce pollutants compared to a situation without any treatment at all. The results also showed that the percentage reduction in pollutants would differ with the different choice of measure. The municipalities' have different pollution requirements in different situations, which makes it difficult to interpret their strategy and choice of measures. Despite this, Gothenburg's choice of method seemed to give the best results in this case.

In general, it is difficult to determine which municipality is considered to have the best stormwater strategy. More analysis and information about the area's conditions and the recipient's well-being needs to be taken into account in order to be able to make a decision. This project shows that clearer legislation regarding stormwater management should be introduced in order for all municipalities in Sweden to work towards the same goals and achieve equal results.

Department of soil and environment, Swedish University of Agricultural Sciences, Lennart Hjelm's väg 9, Box 7014, SE-750 07 Uppsala, Sweden. ISSN 1401-5765.

Förord

Denna rapport är ett examensarbete omfattande 30 högskolepoäng som har utförts under våren 2021 inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Arbetet har utförts hos PE Teknik & Arkitektur AB i Uppsala.Handledare under detta projekt var Robin Stenborg, konsult hos PE Teknik & Arkitektur AB. Ämnesgranskare var Dan Berggren Kleja, professor i markkemi vid institutionen för mark och miljö på Sveriges lantbruksuniversitet.

Jag vill tacka Robin Stenborg för handledning och upplärning av verktyg och program som användes under projektet. Jag vill även tacka Robin, tillsammans med sektionschef Per Löfström, för vägledning och engagemang vid utformning och uppstart av ett intressant projekt. Jag vill tacka Dan Berggren Kleja för råd och återkoppling på rapporten under terminens gång. Utöver det vill jag tacka ansvariga över kursen på Uppsala universitet för en lärorik och rolig termin.

Ellen Lidström
Uppsala juni 2021

Populärvetenskaplig sammanfattning

Allt det regn som hamnar på marken och som rinner ut över olika ytor kallas för dagvatten. När dagvattnet rinner över ytor kan det dra med sig föroreningar. Dessa föroreningar kan flöda vidare tillsammans med dagvattnet en lång sträcka och på så sätt sprida sig ut i miljön. Det dagvatten som flödar vidare och som innehåller föroreningar kan skada människor, djur och miljö om det inte fångas upp och renas. Det är viktigt med en miljö fri från föroreningar för att människor, djur och växter ska kunna leva och må bra.

Hur dagvattnet ska fångas upp och renas är inte helt enkelt att veta. Det finns olika lagar och regler som talar om hur det ska och kan göras, men det är ibland otydligt och därmed inte alltid så lätt att tolka och förstå. Otydligheten gör det svårt för ansvariga personer att planera och genomföra hanteringen av dagvattnet på bästa sätt.

I det här arbetet skulle det därför undersökas vad det finns för regler, beslutsunderlag och strategier för hur dagvattnet ska omhändertas. Syftet med rapporten var att undersöka hur olika svenska kommuner har valt att göra detta, där fokus var på medförande föroreningar. För att undersöka om det skulle bli några skillnader vid utsläpp av föroreningar mellan olika svenska kommuner undersöktes och analyserades Region Gotland, Sundsvalls kommun och Göteborgs Stads strategier för hantering av dagvatten.

Kommunernas syn på hantering av dagvatten undersöktes och analyserades. Därefter gjordes ett test för att se vad de olika kommunerna hade kunnat släppa ut för föroreningar om kommunerna själva hade fått bestämma hur de ville ta hand om dagvattnet. Efter undersökningen och testet visade det sig att det finns vissa regler som kommuner måste följa enligt lag. Utöver det kan kommuner göra mycket egna bestämmelser och ta egna beslut inom

sitt eget område. Detta gör att kommunernas dagvattenhantering och val av metoder kan skilja sig mellan varandra. Skillnaderna gör att det skulle kunna flöda olika mycket och olika typer av föroreningar i dagvattnet på olika platser i olika kommuner.

Reningen av föroreningarna skulle kunna bli annorlunda beroende på vilken kommun det är som är ansvarig. I just detta test tolkades det som att reningen inte var tillräckliga hos någon kommun för att vara säkra på att uppnå de kraven som finns. Däremot visade denna undersökningen att Göteborg verkade ha bäst metod för att ta hand om föroreningarna, men det är svårt att säga om det alltid är så eller om det beror på vilka föroreningar det är som undersöks.

Att det skiljer sig mellan olika kommuner kan bero på att det inte finns så tydliga lagar och det gör att kommunerna kan välja att hantera dagvattnet på sitt eget sätt. Det är därför svårt att säga vilken kommun som gör på bästa sätt. För att kommunerna ska få så lika resultat som möjligt och kunna arbeta mot samma mål borde det finnas tydligare lagar, regler och mål att följa.

Förkortningar

VA - vatten och avlopp

PAH - polycykliska aromatiska kolväten

LAV - lagen om allmänna vattentjänster

PBL - plan och bygglagen

KL - kommunallagen

ABVA - allmänna bestämmelser VA

MB - miljöbalken

MKN - miljö kvalitetsnorm

LOD - lokalt omhändertagande av dagvatten

CAD - computer aided design

CV - variationskoefficient

Ordlista

Recipient - mottagande vatten

Översilning - vatten rinner över markyta

Ackumulering - samla ihop (i detta fall föroreningar)

Standardavvikelse - mått på hur mycket ett värde avviker från medelvärdet

Inledning	1
1.1 Syfte och frågeställningar	1
1.2 Avgränsningar	2
Bakgrund	2
2.1 Beskrivning av dagvatten	2
2.2 Föroreningar i dagvatten	2
2.2.1 Näringsämnen	3
2.2.2 Partikulärt material	3
2.2.3 Tungmetaller	3
2.2.4 Organiska föroreningar	4
2.3 Juridik kring dagvattenhantering	4
2.3.1 Miljökvalitetsnormer	4
2.3.2 "Icke-försämringsprincipen"	5
2.4 Beslutsunderlag	6
2.4.1 Översiktsplan	6
2.4.2 VA-policy	6
2.4.3 VA-plan	7
2.4.4 Detaljplan	7
2.4.5 Allmänna bestämmelser VA	7
2.4.6 Ansvarsfördelning	7
2.5 Lokalt omhändertagande av dagvatten	8
2.6 Reningsmetoder	8
2.6.1 Infiltration och översilning	9
2.6.2 Dammar	9
2.6.3 Gräsklädda diken	9
2.6.4 Makadamdiken	9
2.6.5 Underjordiska magasin	10
2.6.6 Filter	10
2.7 Modelleringsverktyg	10
2.7.1 Computer aided design	10
2.7.2 StormTac	11
2.8 Avrinningskoefficienter	13
Metod	14
3.1 Val av kommuner	14
3.2 Beskrivning av fastighet	14
3.3 Beskrivning av recipient	15
3.4 Dagvattenstrategier	15
3.4.1 Gotlands dagvattenstrategi	15
3.4.2 Sundsvalls dagvattenstrategi	17
3.4.3 Göteborgs dagvattenstrategi	19

3.5	Modelleringsgenomförande	20
3.6	Flödesschema över modellering	21
3.7	Modellering före och efter planerad byggnation	22
Resultat		24
4.1	Föroreningsspridning från utvalt område	24
4.2	Gotlands reningsåtgärder	24
4.3	Sundsvalls reningsåtgärder	26
4.4	Göteborgs reningsåtgärder	27
4.5	Sammanställning av föroreningsmängder	28
4.6	Sammanställning av föroreningshalter	29
Diskussion		30
5.1	Frågeställningar	30
5.1.1	Hur fungerar lagstiftningen gällande hantering av dagvatten och medförande föroreningar till recipienten?	30
5.1.2	Finns det några specifika utsläppskrav av föroreningar som måste följas?	31
5.1.3	Vems ansvar är det att hantera dagvattnet och de medförande föroreningarna?	31
5.1.4	Hur ser dagvattenhanteringen ut i utvalda kommuner i Sverige?	32
5.1.4.1	Region Gotland	32
5.1.4.2	Sundsvalls kommun	32
5.1.4.3	Göteborgs Stad	33
5.1.5	Hur skulle utsläppsresultaten till en recipient kunna bli efter tolkning och modellering av olika kommuners dagvattenstrategier?	33
5.2	Utvärdering av StormTac	34
5.3	Felkällor och sammanställning	35
Slutsatser		35
Referenser		35
Appendix		39
A1	StormTac - Föroreningsspridning befintlig situation	40
A2	StormTac - Föroreningsspridning planerad situation	43
A3	StormTac - Reningsgrader	47

Inledning

På grund av den ökade förståelsen och insikten om hur mycket dagvattnets medförande föroreningar kan komma att påverka recipienten har frågan om dagvattenhantering fått allt mer uppmärksamhet. Det förändrade klimatet medför en ökad mängd nederbörd och därmed även en ökad mängd dagvatten, vilket innebär att en effektiv dagvattenhantering i kommuner är nödvändigt. Idag innebär det ett stort ansvar att planera och genomföra dagvattenhanteringen, vilket betyder att det krävs kunskap om dagvatten och om lagstiftningen rörande detta. I dagsläget finns det lagar, praxis och regler angående dagvattenhanteringen men en del av detta är otydligt. Det råder därför oklarheter om vad som bör ligga till grund vid olika beslut angående hanteringen. Denna otydlighet gör att det kan vara svårt att planera dagvattenlösningar för olika kommuner. Detta projekt har därför konstruerats för att undersöka och utvärdera kommuners dagvattenstrategier, framförallt med avseende på föroreningar som förs med dagvattenflöden till recipienten.

Studier som handlar om juridik och beslutsunderlag kring dagvatten har tidigare genomförts och analyserats. Det saknas dock undersökningar kring huruvida dagvattenhanteringen genomförs i praktiken och hur eventuella skillnader i beslutsfattande i olika kommuner kan komma att påverka utsläppen av föroreningar. Svar på detta skulle kunna bli en lärdom för kommuner, konsulter, företag och andra delaktiga i dagvattenhanteringen.

I denna rapport har lagar, regler och beslutsunderlag analyserats och därefter har tre stycken olika kommuners syn på ansvar och deras dagvattenstrategier undersökts, jämförts och utvärderats. En teoretisk modellering angående kommunernas åtgärder för föroreningsreducering har genomförts för att undersöka eventuella skillnader i föroreningsutsläpp från ett utvalt område.

1.1 Syfte och frågeställningar

Syftet med arbetet var att undersöka de strategier och beslutsunderlag som finns kring dagvattenhantering idag, för att sedan jämföra och utvärdera hur olika kommuner arbetar med dagvattenhantering, främst med fokus på medförande föroreningar i kvartersmark. Hypotesen innan påbörjad undersökning var att olika kommuner i Sverige hanterar dagvattnet på olika sätt, vilket bör medföra att resultaten av föroreningsutsläpp från ett område till dess recipient skulle variera beroende på vilken kommun som är ansvarig.

Frågeställningarna som besvaras i denna rapport är;

- Hur fungerar lagstiftningen gällande hantering av dagvatten och medförande föroreningar till recipienten?
- Finns det några specifika utsläppskrav av föroreningar som måste följas?
- Vems ansvar är det att hantera dagvattnet och de medförande föroreningarna?
- Hur ser dagvattenhanteringen ut i utvalda kommuner i Sverige?
- Hur skulle utsläppsresultaten till en recipient kunna bli efter tolkning och modellering av olika kommuners dagvattenåtgärder?

1.2 Avgränsningar

Denna rapport har endast berört dagvattenhantering i kvartersmark, vilket innebär den mark inom ett planområde som inte är en allmän plats eller ett vattenområde (Boverket, 2020a). Rapporten behandlar kommuners arbete och syn på dagvattenhantering där fokus ligger på medförande föroreningar till recipienten. De föroreningar som har undersökts i detta projekt valdes ut efter eget intresse. För att begränsa rapportens och arbetets storlek har tre stycken olika svenska kommuner valts ut, efter variation i kommunstorlek och geografisk position, och jämförts mer ingående. Modelleringen genomfördes på dessa tre kommuner.

Bakgrund

I kommande kapitel ges en beskrivning av dagvatten samt utvalda föroreningar som kan föras med dagvattenflödet. Lagstiftning, beslutsunderlag och krav angående dagvattenhantering tas upp och förslag på åtgärder för hantering av dagvatten och föroreningar presenteras. Verktygen som användes för modelleringen beskrivs.

2.1 Beskrivning av dagvatten

Begreppet dagvatten finns inte skrivet i någon lag utan definieras och beskrivs på olika sätt i olika källor. Enligt naturvårdsverket definieras dagvatten som nederbörd och smältvatten som rinner på och sköljer av hårdgjorda ytor (Naturvårdsverket, 2020a). Hårdgjorda ytor kan exempelvis bestå av asfalt, sten, plattor, grus eller tak. När dagvatten rinner över dessa ytor kan föroreningar dras med och färdas en lång sträcka och på så sätt komma att skada recipienten eller andra områden (ibid). Under naturliga förhållanden, utan stora hårdgjorda ytor, sker det naturligt upptagande och rening av dagvatten via växter, mark och vattendrag innan det når fram till recipienten (ibid). Problemet är att detta naturliga upptagande inte kan ske i tillräckligt stor utsträckning, framförallt i städer med stor exploatering (Stockholm vatten och avfall, 2017a). I städer rinner istället dagvattnet av från de hårdgjorda ytorna, innan det hinner ske naturlig upptagning och rening (ibid). För att förebygga och undvika stora flöden dagvatten och medförande föroreningar behöver det därför ske bra omhändertagande och rening av dagvatten.

2.2 Föroreningar i dagvatten

De föroreningar som sprids via dagvattenflöden i kvartersmark kan variera, bland annat beroende på vilken yta dagvattnet rinner på (Naturvårdsverket, 2020a). Det vatten som rinner över stora, hårdgjorda ytor innehåller vanligtvis mer föroreningar än det vatten som rinner över ytor med mer infiltration (ibid). På grund av den konstant ökade exploateringen i städer och tätbebyggda områden är det oundvikligt att anlägga dessa hårdgjorda ytor. Det betyder att en ökad föroreningsspridning via dagvatten och en ökad belastning på hela dagvattensystemet också är oundvikligt.

En tidigare studie har visat att det finns ca 600 olika föroreningar som kan flöda med dagvattnet i urban miljö (Björklund, 2016). Där några av de vanligaste föroreningarna som sprids med dagvatten är näringsämnen, partikulärt material, tungmetaller och organiska föreningar (ibid). Därför är det några av dessa nämnda föroreningar som valdes ut för att undersökas närmare i detta projekt.

2.2.1 Näringsämnen

Vanligtvis är det kväve och fosfor som är de näringsämnen som undersöks och det är framförallt ytor bestående av jordbruksmark som innehåller större mängder av dessa (Jordbruksverket, 2020). När dagvattnet rinner över ytan eller tränger ner och flödar genom marken kan näringsämnen följa med. Vanligtvis tas den största delen näringsämnen upp naturligt av olika växter och grödor som finns på området, men en del näringsämnen flödar vidare via diken eller grundvattnet till en recipient (ibid). Problemet med ett överflöd av näringsämnen är att det kan bidra till algbloomning och övergödning i vatten. Detta kan leda till en förändrad balans mellan arter, där vissa gynnas av den ökade näringen medan andra missgynnas (ibid).

2.2.2 Partikulärt material

Partikulärt material är partiklar som färdas med dagvattenflödet (Naturvårdsverket, 2017a). Det partikulära materialet kan delas in i grupperna större partiklar, suspenderat material och lösta ämnen (ibid). Storleken på partiklarna påverkar hur materialet kommer färdas med dagvattnet och föras vidare till recipienten. De större partiklarna är oftast tunga och sjunker snabbare genom vattnet än mindre partiklar. Detta gör att transporten oftast sker längs med botten (ibid). De suspenderade partiklarna färdas istället i vattenfasen och sedimenterar främst vid stilla vatten och kan på så sätt färdas en längre sträcka och nå fram till recipienten, vilket också är en anledning till att dessa ofta undersöks vid dagvattenhantering (ibid). De lösta ämnena är upplösta partiklar som färdas i vattnet.

2.2.3 Tungmetaller

Metaller är grundämnen som förekommer naturligt i berggrund, luft, mark och vatten (Naturvårdsverket, 2020b). Små mängder av metaller är livsnödvändigt för att organismer ska fungera, men för höga halter kan vara giftigt och påverka människor, djur och natur negativt (ibid). Tungmetaller är toxiska metaller som inte kan brytas ner naturligt, vilket också är en anledning till att just dessa metaller vanligtvis undersöks vid dagvattenutredning (Aryal et al. 2010). Det finns olika definitioner kring vad tungmetaller är. De kan definieras efter dess densitet, atomvikt eller efter toxicitet och kemiska egenskaper (ibid). I dagvatten i urban miljö tolkas tungmetaller vanligtvis som metaller som har bildats efter mänsklig aktivitet (ibid.). Tungmetaller bildas främst genom användning av bland annat trafik, industrier och förbränning (Naturvårdsverket, 2020b). Vilka tungmetaller som finns tillgängligt i området varierar och beror på bland annat på markanvändning, regnintensitet och säsong (Aryal et al. 2010).

Tidigare studier som genomförts har visat att det kan finnas flera olika typer av metaller som flödar i dagvatten, där de vanligaste är tungmetallerna bly, koppar, zink, kadmium, krom, nickel och kvicksilver (Eriksson et al. 2007). Därför har dessa undersökts i detta projekt.

2.2.4 Organiska föroreningar

Hittills har det mestadels forskats om föroreningar som inte är organiska (Björklund, 2016). Det kan bero på att det finns en lägre kunskap om förekomsten av organiska föroreningar från mänskliga källor (ibid). Dessutom kan organiska föroreningar brytas ner naturligt i miljön, vilket gör att provtagningar och analyser angående organiska föroreningars egenskaper och dess spridning i miljön blir svårare och mer tidskrävande att genomföra (ibid). De organiska föroreningar som det finns mest kunskap kring gällande dagvatten är polycykliska aromatiska kolväten, PAH:er (ibid). Dessa bildas då organiskt material, uppbyggda av väte och kol, förbränns eller hettas upp (Livsmedelsverket, 2021). Organiska föroreningar kan vara toxiska och kommer framförallt från mänskliga källor såsom utsläpp av olja, bränsle, industriavgaser, samt från erosion eller deposition (Björklund, 2016). Den vanligaste av PAH:er som undersöks i dagvatten är benso(a)pyren, BaP (Naturvårdsverket, 2017a). Det beror på att det är en av de vanligast förekommande PAH:erna, vilken också är cancerframkallande (ibid).

2.3 Juridik kring dagvattenhantering

De rådande omständigheterna med ett förändrat klimat bidrar till en ökad mängd nederbörd. Under det senaste decenniet har dagvattenfrågan fått större uppmärksamhet på grund av ökade antal kraftiga skyfall som bidragit till konsekvenser för allmänheten (Svenskt vatten, 2016a). Det är viktigt med en bra och långsiktig dagvattenplanering och fokus på juridiken angående detta har därför ökat (Havs- och vattenmyndigheten, 2015).

Dagens lagar och regler kring dagvattenhantering är komplicerade och det finns ingen färdig VA-lag som följs. De mest centrala författningarna inom dagvattenfrågan är miljöbalken, MB, plan- och bygglagen, PBL, och lagen om allmänna vattentjänster, LAV, som beslutas av regeringen (Havs- och vattenmyndigheten, 2015). Det är endast regeringen som har rätt att inrätta fasta lagar, men länsstyrelser, statliga verk och kommuner kan ta vissa egna beslut inom ett eget verksamhetsområde (Alm & Åström, 2014). Detta innebär att en eventuell bestämmelse från någon av dessa inte är giltig om det säger emot någon av regeringens lagar.

2.3.1 Miljökvalitetsnormer

Miljökvalitetsnormer, MKN, infördes i MB år 1999 och används som ett juridiskt styrmedel vid föroreningsutsläpp (Havs- och vattenmyndigheten, 2015). Enligt 5 kap. 1 § i MB ska MKN finnas för recipienter för att skydda miljö och hälsa (SFS 2020:1174). Enligt 5 kap. 2 § i MB ska MKN ange;

“1. föroreningsnivåer eller störningsnivåer som människor kan utsättas för utan fara för olägenheter av betydelse eller som miljön eller naturen kan belastas med utan fara för påtagliga olägenheter och som inte får överskridas eller underskridas efter en viss angiven tidpunkt eller under en eller flera angivna tidsperioder;

2. föroreningsnivåer eller störningsnivåer som skall eftersträvas eller som inte bör överskridas eller underskridas efter en viss angiven tidpunkt eller under en eller flera angivna tidsperioder;

3. högsta eller lägsta förekomst i yt- och grundvatten av organismer som kan tjäna till ledning för bedömning av tillståndet i miljön, eller

4. de krav i övrigt på kvaliteten på miljön som följer av Sveriges medlemskap i Europeiska unionen.”

Det finns inga nationella riktvärden för dagvatten i Sverige, vilket gör att riktvärden baserade på lokala recipientförhållanden är ett sätt att kunna reglera föroreningsnivåer vid dagvattenutsläpp (Naturvårdsverket, 2017b). Det är vattenmyndigheterna som ställer krav på att alla vattenförekomster måste vara statusklassificerade och ha MKN (Havs- och vattenmyndigheten, 2019). MKN ska omfatta ett visst område och uttrycker den kvalitet som området ska uppnå vid en viss tidpunkt (Svenskt vatten, 2016a).

För sjöar, vattendrag och kustvatten är det den ekologiska och kemiska statusen som bedöms och för grundvatten är det den kemiska och kvantitativa statusen som bedöms (Länsstyrelsen VISS, u.å.a). Där;

Ekologisk status - Bestäms utifrån kvalitetsfaktorer som består av utvalda parametrar kopplade till dessa, vilka tas fram efter recipientens förutsättningar (Länsstyrelsen VISS, u.å.b). Exempel på ekologiska kvalitetsfaktorer är försurning och övergödning som exempelvis kan påverkas av parametrarna kväve och fosfor (ibid). Bedömningen av den ekologiska statusen utgår från en femgradig skala bestående av; Hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig status (ibid).

Kemisk status - Bestäms utifrån halterna av prioriterade giftiga ämnen (Länsstyrelsen VISS, u.å.c). Dessa är exempelvis Pb, Cu, Zn, Cd, Cr, Ni och Hg (ibid). Halterna får enligt lag inte vara högre än de föreskrifter som finns om MKN. Den kemiska statusen i en recipient kan uppnå statusen god eller ej god (ibid).

Kvantitativ status - Beror på grundvattenförrådet och de ekosystem som påverkas av detta (Länsstyrelsen VISS, u.å.d). Statusen anses god då vattenuttagen i recipienten är i balans med nybildningen av grundvatten (ibid). Den kvantitativa statusen kan uppnå statusen god eller otillfredsställande (ibid).

Enligt 5 kap. i MB är det kommuner och myndigheter som har ansvar att se till att MKN följs (SFS 2020:1174). Detta innebär att en verksamhet inte får tillåtas om det skulle kunna leda till att vattenmiljön i recipienten uppnår sämre status än MKN. Enligt 5 kap. i MB ska regeringen eller ansvarig myndighet eller kommun föreslå ett åtgärdsprogram om det krävs för att MKN ska kunna uppnås (ibid).

2.3.2 “Icke-försämringsprincipen”

Enligt vattenförvaltningsförordningen 4 kap. 2 § finns det ett krav på “icke-försämring” av status i recipienten, som samtliga kommuner är skyldiga att följa (SFS 2018:2103). Enligt domstol får inte tillstånd ges till verksamheter där det finns en medförande risk att det sker en försämring av recipientens status (Havs- och vattenmyndigheten, 2016). Enligt Havs- och vattenmyndigheten finns det ingen skyldighet för verksamhetsutövaren att genomföra precisa kontroller på recipienten för att säkerställa vilken status den har. Däremot måste verksamhetsutövaren känna till vissa kvalitetsfaktorer i recipienten för att kunna reglera verksamheten efter detta. Innan år 2015 tolkades begreppet “icke-försämring” som att det inte var okej att sänka statusen i recipienten med en eller flera klasser, exempelvis att den

ekologiska statusen gick ner från god till måttlig (Svenskt vatten, 2016b). Med detta innebar det att det kunde vara okej att vissa kvalitetsfaktorer eller parametrar försämrades, så länge den totala statusen i recipienten inte försämrades.

År 2015 infördes den så kallade Weserdomen i Sverige och vid detta konstaterade domstolen att; *“försämring av statusen ska tolkas på så sätt att det sker en försämring så snart statusen hos minst en kvalitetsfaktor blir försämrad med en klass. Exempelvis om statusen ändras från god till måttlig eller från måttlig till otillfredsställande. Detta gäller även om det inte leder till att den sammanlagda statusen försämras. Denna princip gäller alltså på kvalitetsfaktornivå. Om en kvalitetsfaktor redan klassas som dålig är ingen försämring tillåten ens på parameternivå”* (Havs- och vattenmyndigheten, 2016).

Detta innebär att samtliga kommuner och myndigheter sedan år 2015 har ett större ansvar att se till och kontrollera kvalitetsfaktorer och parametrar hos recipienten än tidigare.

2.4 Beslutsunderlag

Enligt kommunallagen, KL, 2 kap. 1 § ska Sveriges kommuner själva ta hand om angelägenheter som är av allmänt intresse (SFS 2017:725). Då LAV anser att dagvattenhantering är ett allmänt intresse är det alltså kommunens ansvar att hantera dagvattnet (SFS 2006:412). För att underlätta kommunernas arbete finns en rad olika beslutsunderlag att använda, några tas upp nedan.

2.4.1 Översiktsplan

Enligt PBL 3 kap. är kommunerna skyldiga att erhålla en aktuell översiktsplan (PBL 2010:900). Översiktsplanen ska omfatta hela kommunen och bland annat redovisa en långsiktig plan för kommande användning av mark och vatten (ibid). Enligt PBL är planen inte juridiskt bindande, men den ska uppvisa hur kommunen planerar att tillgodose allmänna intressen och riksintressen, hur MKN ska uppfyllas och hur kommunens egna mål ska uppnås.

2.4.2 VA-policy

Förutom översiktsplan kan kommunen välja att ta fram en egen policy specifikt för dagvattenhanteringen (Havs- och vattenmyndigheten, 2015). Syftet med denna är att beskriva och förtydliga kommunens mål så att samtliga delaktiga inom kommunen på så sätt ska kunna arbeta mot en gemensam målbild (Länsstyrelsen Stockholm, 2009). Här ska det beskrivas hur dagvatten bör hanteras med hänsyn till flöden, föroreningar, bebyggelse, förhållanden till recipienten, topografi, geohydrologi, extrema väderhändelser och klimatförändringar (Svenskt vatten, 2016a). Det ska finnas en tydlig ansvarsfördelning och förslag på rimliga tekniska lösningar (Länsstyrelsen Stockholm, 2009). Dokumentets innehåll kan variera och beror på kommunens förutsättningar, mål och intressen. VA-policyn är inte rättsligt bindande, däremot ligger den ofta till grund för kommande beslut och planering gällande mark och vatten (Svenskt vatten, 2016a).

2.4.3 VA-plan

Det är inte obligatoriskt för kommunerna att upprätta en kommunal VA-plan (Havs- och vattenmyndigheten, 2014). Däremot kan det vara ett styrdokument som beskriver hur VA-försörjningen i kommunen kan lösas. VA-planen bildas efter vad som ingår i kommunens översiktsplan och VA-policy och kan därför variera mellan olika kommuner och olika VA-områden, beroende på vilka frågor som har ett behov av planering (Länsstyrelsen Stockholm, 2009). I VA-planen kan det ingå dokument som är mer inriktade till specifika VA-områden, exempelvis dagvatten, genom mer detaljerade dagvattenhandböcker.

2.4.4 Detaljplan

När kommunen har beslutat vad ett mark- eller vattenområde ska användas till konstrueras en detaljplan, som regleras efter PBL (Boverket, 2014a). Detaljplanen är ett juridiskt bindande dokument som upprättas efter områdets förutsättningar och som måste finnas för att bygglov ska vara möjligt (ibid). Enligt boverket är detaljplanen ett sätt för kommunen att se till att målen som beskrivs och tas upp i översiktsplanen, VA-policyn och VA-planen följs upp. Enligt PBL 4 kap. 12 § får kommunen besluta om eventuella åtgärder för att motverka markföroreningar och översvämningar som kan komma att medföra skada. Det finns däremot ingen lag som stärker att kommunen har rätt att besluta om åtgärder som reglerar specifika vattenflöden, om det inte handlar om åtgärder som beslutas av säkerhetsskäl (Miljösamverkan, 2014).

2.4.5 Allmänna bestämmelser VA

Eftersom det enligt LAV är kommunen som är ansvarig och som ska planera mark- och vatten innebär det att det är kommunen som är VA-huvudman (Alm & Åström, 2014). Det är VA-huvudmannen som har ansvar över den allmänna VA-anläggningen, vilket innebär att det är kommunens ansvar att vid behov etablera ett verksamhetsområde och upprätta en VA-anläggning (ibid). Kommunen får, efter regeringens överlåtande, ange hur den allmänna VA-anläggningen för dagvatten ska användas (Svenskt vatten, 2019a).

Kommunens bestämmelser ska skrivas i Allmänna bestämmelser VA, ABVA, där det bland annat ska finnas dokument innehållande vilka skyldigheter och rättigheter de som nyttjar den allmänna VA-anläggningen har (Miljösamverkan, 2014). Bestämmelserna för användandet av den allmänna VA-anläggningen görs enbart av kommunen, vilket innebär att kommunens bestämmelser blir bindande, utan att det krävs något godkännande av fastighetsägare som nyttjar VA-anläggningen (Svenskt vatten, 2019a). I ABVA kan det också finnas bestämmelser som bland annat beskriver tillåtna föroreningar i den allmänna VA-anläggningen samt hur dagvattnet bör omhändertas på olika områden (ibid).

2.4.6 Ansvarsfördelning

Fastighetsägare har ansvar över sin egen mark och är skyldig att följa regeringens lagar och kommunens bestämmelser. Därför ska fastighetsägaren betala en avgift, som kommunen bestämmer, om det finns ett behov av användning av den allmänna VA-anläggningen (Miljösamverkan, 2014). Då kommunerna har rätt att ställa krav på det dagvatten som leds från fastighetsägarens mark till den allmänna VA-anläggningen kan kommunen ställa krav på att

fastighetsägaren ska fördröja eller rena dagvattnet innan påkoppling sker (ibid). Med detta tillkommer ansvar för VA-huvudmannen att se till och kontrollera att verksamhetsutövaren utför tillräckliga åtgärder för att uppnå kommunens krav. Förutom VA-huvudmannens skyldighet att kontrollera, är den som bedriver verksamheten också skyldig att kunna uppvisa för kommunen eller annan ansvarig myndighet, att kraven följs (Svenskt vatten, 2016c).

2.5 Lokalt omhändertagande av dagvatten

Små mängder föroreningar i dagvatten är svårt att rena och reningen bör därför genomföras tidigt i processen för att få bra resultat (Svenskt vatten, 2016a). Under 2000-talet har begreppet "hållbar dagvattenhantering" blivit allt vanligare och mer populärt (ibid). Detta begrepp innebär att dagvattenhanteringen ska försöka hållas naturlig genom att efterlikna naturens egna förhållanden (ibid).

Inom dagvattenhantering förespråkas dessutom att hanteringen bör ske naturligt och lokalt, exempelvis genom att använda fördröjningsmagasin eller infiltration på området innan anslutning till den allmänna VA-anläggningen sker (Alm & Åström, 2014). Vid lokalt omhändertagande av dagvatten, LOD, krävs mindre anläggningar jämfört med om dagvattnet skulle hanteras närmare recipienten, då anläggningen i så fall skulle behöva klara av att hantera hela avrinningsområdets flöden (Miljösamverkan, 2014). De lokala metoderna bygger därmed på att dagvattenanläggningarna har möjlighet att fördröja dagvattnet och att bryta ner eller omhänderta föroreningar lokalt.

Anledningen till att LOD är användbart och eftersträvas är bland annat för att uppehållstiden för dagvattnet ökar, vilket gör att flödet i den allmänna VA-anläggningen kan minska (Miljösamverkan, 2014). Med ett minskat flöde kommer sedimentation av partikulärt material öka, vilket gör att det kommer ske en mindre transport av både dagvatten och föroreningar genom ledningarna.

Trots att LOD är vanligt förekommande saknas det juridiska stöd för att kommunen ska kunna kräva att fastighetsägaren genomför lokala åtgärder (Havs- och vattenmyndigheten, 2015). Däremot, som nämnt tidigare, får kommunerna ställa krav på det dagvatten som kommer in till den allmänna VA-anläggningen. Det gör att dessa lokala åtgärder kan ses som "indirekta" krav, som måste följas för att få nyttja den allmänna VA-anläggningen. Kommunernas egna strategier, planer eller policys kan innefatta hållbar dagvattenhantering och lokalt omhändertagande av dagvatten, vilket innebär att det ingår i kommunens framtida mark- och vattenplanering (ibid). På så sätt kan LOD komma att bli juridiskt bindande vid upprättelse av en detaljplan.

2.6 Reningsmetoder

Idag finns det flera olika metoder för hantering av dagvatten och reducering av medföljande föroreningar. Några metoder beskrivs nedan.

2.6.1 Infiltration och översilning

Genom att använda sig utav infiltration och översilning genom och över grönytor kan dagvatten fördröjas, avledas och renas (Stockholm vatten och avfall, 2017b). Genom att anlägga ytor med vegetation kan dagvattenflödet spridas ut över hela området istället för att samlas vid en specifik punkt (Larm, 2000). Reningen uppstår naturligt i marken genom att dagvattnet infiltrerar genom naturliga eller uppbyggda jordlager (Larm & Blecken, 2019). På grund av detta är det denna typ av reningsmetod som mest liknar naturliga förhållanden (Färm, C., 2003). Vid infiltrationen fångar marken upp sediment och en större andel av lösta föroreningar eller förorenade partiklar (Larm & Blecken, 2019). Infiltration och översilning används därmed både för fördröjning och för rening. Förutom detta hjälper infiltration och översilning att upprätthålla grundvattenbildningen genom att vattnet kan flöda ner genom marken och vidare ner mot grundvattnet (Färm, C., 2003).

2.6.2 Dammar

Torra dammar är torrlagda, gröna, nedsänkta ytor (Larm & Blecken, 2019). Vid kraftig nederbörd som medför höga dagvattenflöden fylls dammarna upp med vatten (ibid). Dammarna är utformade med bottenutlopp för att på så sätt fördröja och minska dagvattenflöden nedströms (ibid). Syftet med torra dagvattendammar är i huvudsak att minska vattenflödet, men dammarna kan även erhålla viss reningseffekt genom sedimentation (ibid).

Våta dammar är konstant fyllda med vatten och har därmed en permanent vattenspegel (Larm, 2000). De våta dammarna används främst för att rena dagvattnet från större partiklar som ackumulerar och faller till botten (ibid). Detta gör att våta dammar behöver en större yta än torra dammar då för små våtdammar kan leda till att sediment samlas i hög på botten, vilket skulle göra att reningseffekten i dammen skulle minska med tiden (Larm & Blecken, 2019). Eftersom våta dammar främst används vid rening av större partiklar som kan ackumuleras innebär det att ytterligare rening kan behöva tilläggas för rening av lösta föroreningar (ibid).

2.6.3 Gräsklädda diken

Diken täckta med gräs är öppna och branta och huvudsyftet är att transportera dagvatten från källan (Larm & Blecken, 2019). Viss fördröjning och rening av dagvatten sker genom att vattnet infiltrerar genom gräsytan längs flödesvägen (ibid). En typ av diken är svackdiken, vilka istället är svagt sluttande. Dessa ger lägre flödes hastigheter och därmed kan en större reningseffekt uppnås (Larm, 2000).

2.6.4 Makadamdiken

Makadamdiken är öppna diken fyllda med stenkrosset makadam (Larm & Blecken, 2019). Syftet med makadamdiken är framförallt att fördröja och avleda vatten för att undvika översvämningar (ibid). När vattnet flödar över makadamdiket infiltrerar det ner genom makadamen, vilket gör att dagvattnet fördröjs innan det avleds till den allmänna VA-anläggningen. Beroende på porvolymen som uppkommer av makadamen i diket kommer en viss mängd vatten kunna hållas och en viss rening av partiklar kommer kunna uppnås genom sedimentation (ibid).

2.6.5 Underjordiska magasin

Underjordiska makadammagasin är magasin fyllda med stenkrosset makadam (Larm & Blecken, 2019). Underjordiska makadammagasin används främst vid brist på utrymme för öppna lösningar, men fungerar likt öppna makadamdiken med fördröjning och sedimentation (ibid). Ett underjordiskt perkolationsmagasin innebär att magasinet har en öppen botten (ibid). Detta gör att dagvattenflödet kan perkolera ner och flöda under magasinet, genom marken (ibid). Likt makadammagasinet kan dagvattnet fördröjas innan det flödar vidare till den allmänna VA-anläggningen (ibid).

2.6.6 Filter

Biofilter innebär växtbevuxna infiltrationsbäddar eller nedsänkta regnbäddar dit dagvattnet flödar och infiltreras genom lager av organiskt material (Larm & Blecken, 2019). Då vattnet infiltrerar ner i bäddarna renas det av växter och filtermaterial genom att mikroorganismer hjälper till att bryta ner oönskade föroreningar (Brinkmann et al., 2016). Då dagvattnet infiltrerar genom filtren uppkommer det en avskiljning mellan föroreningspartiklar och lösta föroreningar (ibid). Olika biofilter är användbara vid olika förutsättningar och rätt filtermaterial är avgörande för att få en effektiv rening (ibid). Vilket filtermaterial som används beror på områdets förutsättningar och vilka föroreningar som ska reduceras. När dagvattnet passerar genom filtret hamnar det i ett underliggande lager, ofta bestående av makadam, vilket innebär att biofilter även kan användas för fördröjning (ibid). Därefter leds dagvattnet bort till den allmänna VA-anläggningen.

Vertikala filter liknar biofilter och renar och fördröjer på samma sätt (Larm & Blecken, 2019). Däremot har inte vertikala filter någon vegetation och förlorar därmed växternas reningskapacitet (ibid). Fördelen med vertikala filter är att de kräver mindre yta än biofilter och kan anläggas under mark i tätbebyggda områden (ibid).

2.7 Modelleringsverktyg

I detta avsnitt presenteras programmet CAD och modellen StormTac, vilka är verktyg som bland annat används vid beräkning av dagvatten- och föroreningstransport från ett utvalt område. Dessa verktyg användes i modelleringen som genomfördes i detta projekt. Beskrivning av modelleringsgenomförandet presenteras under avsnittet "Metod".

2.7.1 Computer aided design

CAD är ett datorprogram som står för computer aided design, vilket på svenska betyder datorstödd konstruktion (Nationalencyklopedin, u.å.). CAD används mestadels av företag för att genomföra digitalt konstruktions- och ritarbete samt projektering. Detta genom att skapa konstruktions- och arkitekturritningar samt kartor (ibid). Dessa kan användas vid stadsplanering eller planering av olika former av ledningsnät, som exempelvis vatten- och avlopp. Arbeten i CAD kan utföras i två eller tre dimensioner (ibid).

2.7.2 StormTac

StormTac är en webbaserad datormodell som bland används vid beräkning av flödes- och föroreningstransport från ett visst område till recipienten, samt för dimensionering av dagvattenanläggningar (StormTac, 2020). Recipientmodellen kan användas som ett verktyg vid planering av exempelvis fördröjnings- och reningsåtgärder vid hantering av dagvatten, framförallt i urbana miljöer (ibid). StormTac är en känd modell som idag används av bland annat konsult- och byggföretag, universitet och kommuner. Modellen är deterministisk och statisk, vilket betyder att den är beroende av indata och att den tidsmässiga upplösningen är låg (Wu et al., 2021). Det innebär att modellen inte tar hänsyn till eventuella förändringar som skulle kunna uppstå över tid och ger därmed en överblick över verkligheten (ibid).

Modellen är uppbyggd av fyra stycken moduler bestående av avrinningsmodulen, föroreningstransportsmodulen, dagvattenhanteringsmodulen och recipientmodulen (StormTac, 2020). Dessa moduler innehåller förprogrammerade “undermodeller” och ekvationer som StormTac använder vid beräkning (ibid).

De grundläggande parametrar som påverkar hur mycket dagvatten och föroreningar som flödar från ett visst område och vidare till recipienten är mängden nederbörd som faller på området samt områdets markanvändning (Svenskt vatten, 2016a). I avrinningsmodulen beräknas hur stor avrinningen är från området som undersöks. För att beskriva hur markytorna i området påverkar dagvattenflöden används avrinningskoefficienter, ϕ , som är anpassade för de olika markytorna (ibid). Dessa koefficienter multipliceras med respektive area, A , för de olika markytorna för att beräkna den reducerade arean, A_{red} , vilken beskriver hur stor andel av respektive markyta som kommer bidra till avrinningen på området, se ekvation 1. Det innebär att en större avrinningskoefficient kommer ge en större reducerad area och därmed en större avrinning på området.

$$A_{red} = \phi \times A \quad (1)$$

Genom att summera de reducerade areorna från alla olika markytor i området kan det i avrinningsmodulen undersökas hur stor andel av det totala områdets area som kommer bidra till avrinningen, $A_{red, tot}$, se ekvation 2.

$$A_{red, tot} = \sum A_{red} \quad (2)$$

Detta resultat används sedan i föroreningstransportsmodulen för att beräkna förväntad föroreningsspridning från det undersökta området. I föroreningstransportsmodulen använder modellen redan befintlig ingångsdata om föroreningar som sammanställts från genomförda fallstudier (StormTac, 2020). Dessa värden har tagits fram genom provtagningar och vattenanalyser, vilka genomförts under en tid på från några månader upp till några år. Parametrarna som modellen använder uppdateras kontinuerligt för att kunna generera tillförlitliga resultat (ibid).

I dagvattenhanteringsmodulen kan en eller flera dagvattenanläggningar läggas till i modellen för att simulera förväntad fördröjning och/eller reducering av föroreningar (Wu et al., 2021). Här kan specifik information om den tillagda dagvattenanläggningen föras in i StormTac om så önskas. Om det inte görs använder StormTac egen sammanställd information om anläggningarna för att simulera den förväntade fördröjningen av dagvattenflödet och/eller reningen av föroreningar (ibid). Respektive reningsmetod som kan läggas till för reducering av föroreningar har förbestämda reningsgrader som sammanställts i ett exceldokument (StormTac, 2020). Exempel på reningsmetoder att föra in i modellen är de reningsmetoder som presenterades under avsnitt 2.6.

Vid beräkningar har användaren av modellen två alternativ. Antingen kan modellen användas genom att användaren manuellt för in platsspecifik data från området (Wu et al., 2021). Annars kan enklare modellering utföras genom att modelleringen bygger på den redan befintliga ingångsdaten som StormTac sammanställt (StormTac, 2020). Alternativet att både kunna använda egen platsspecifik data och att kunna använda StormTacs befintliga ingångsdata gör att användaren kan genomföra både enklare och mer avancerade modelleringar. Vid användning av StormTacs data krävs det inte mycket ny information, utan det som krävs för att ta fram flödes- och föroreningsinformation från ett specifikt område är den förväntade nederbördsmängden per år, den totala arean på området samt områdets markanvändning (StormTac, 2020).

Från den införda datan kan StormTac generera färdiga rapporter med information om flödes- och förorenings spridning från ett utvalt område till dess recipient.

I modulerna kan det uppstå osäkerheter vid beräkning. För att undersöka osäkerheten använder StormTac variationskoefficienten, CV . (Pitt, 2001). Denna beräknas genom att ta standardavvikelsen, ρ , och dividera det med medelvärdet, n , se ekvation 3.

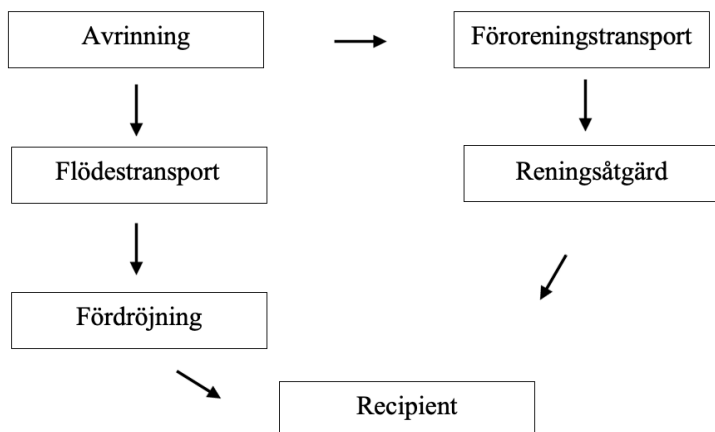
$$CV = \frac{\rho}{n} \quad (3)$$

Modellen har färdiga klassificeringar av denna osäkerhet. Värden under 0,5 klassas som låg osäkerhet, värden mellan 0,5 och 1,25 klassas som medelhög osäkerhet och värden över 1,25 klassas som hög osäkerhet (ibid). I de färdiga rapporterna som StormTac genererar presenteras de olika osäkerheterna i färgkoderna grön, gul respektive röd, vilket gör att användaren får en tydlig överblick över osäkerheten i den modellering som genomförts, se Tabell 1 (StormTac 2020). Även StormTacs egna reningsgrader vid modellering med dagvattenåtgärder presenteras med denna färgkodning.

Tabell 1: StormTacs osäkerhet vid beräkning av förorenings spridning (StormTac, 2020).

Osäkerhet	CV
Hög	>1,25
Medelhög	0,5 - 1,25
Låg	<0,5

StormTac använder alltså all den information som förs in i de förprogrammerade ekvationerna för att generera rapporter med förväntat resultat om flödes- och förorenings-spridning. Se Figur 1 nedan för en sammanställning av modellens uppbyggnad.



Figur 1: Beskrivning av StormTacs uppbyggnad. Modifierad från Wu et al.

2.8 Avrinningskoefficienter

Avrinningskoefficienterna som användes för att beräkna den reducerade arean för respektive yta i detta projekt är hämtade från Svenskt vattens publikation P110, vilka är de avrinningskoefficienter som PE Teknik & Arkitektur vanligtvis använder vid projektering. Se Tabell 2.

Tabell 2: Avrinningskoefficienter för olika ytor (Svenskt vatten, 2016a).

Yta	Avrinningskoefficient
Ängsmark	0,1
Skogsmark	0,1
Plantering	0,1
Konstgräs	0,1
Sand	0,1
Trätrall	0,1
Stenmjöl	0,4
Markplattor	0,7
Asfalt	0,8
Tak	0,9

Metod

I kommande avsnitt motiveras valet av de kommuner som undersöktes i detta projekt och vidare beskrivs dessa kommuners dagvattenstrategier. Fastigheten och dess recipient som användes i modelleringen presenteras. Genomförandet av modelleringen beskrivs.

3.1 Val av kommuner

För att kunna göra en jämförelse och utvärdering angående kommuners strategier för dagvattenhantering skickades ett frågeformulär med relevanta frågor ut till 35 slumpvist utvalda kommuner i Sverige. Av kommunerna var det 28 stycken som valde att svara på frågorna. Av dessa var det 19 stycken kommuner som hade någon typ av färdig dagvattenstrategi, medan nio stycken inte hade någon specifik plan för hantering av dagvatten. Av de 19 som hade en färdig dagvattenstrategi valdes tre stycken kommuner ut för att undersökas närmare. De kommuner som valdes ut för att undersökas var Region Gotland, Sundsvalls kommun och Göteborgs Stad. Dessa kommuner valdes ut för att få variation i kommunstorlek samt för att få en geografisk spridning i Sverige.

För att få information om kommunernas arbete med avseende på dagvattenhantering och medförande föroreningar kontaktades respektive kommun med kompletterande frågor angående deras dagvattenstrategier. Utöver frågor hämtades relevant information från kommunernas egna dagvattendokument som fanns som offentlig information på kommunernas egna hemsidor. Informationen kunde sedan analyseras och kommunernas strategier kunde jämföras och utvärderas.

För att undersöka huruvida olika kommuners dagvattenstrategier kan komma att påverka utsläppsresultaten från ett område genomfördes en analys av ovan nämnda kommuners dagvattenstrategier. Detta genom en teoretisk modellering med användning av verktygen CAD och StormTac, som presenterats i avsnitt 2.7.1 samt 2.7.2. Modelleringen genomfördes med avseende på en verklig fastighet med tillhörande recipient, som valdes ut efter företagets intresse.

3.2 Beskrivning av fastighet

Fastigheten som undersöktes i modelleringen ligger i Huddinge kommun i Stockholms län. Området har en total area på 7041 m² och består i dagsläget av 1530 m² skog och 5511 m² ängsmark. På området planeras det att byggas en förskola med tillhörande gårdsplan. Området valdes ut för att undersökas efter företagets intresse då denna typ av område och planerat objekt är vanligt förekommande projekt inom företaget.

3.3 Beskrivning av recipient

Recipienten till området som undersöktes är sjön Drevviken. Klassificering och information om sjön har hämtats från VISS. Sjön har en area på ca 5 km² och klassas som naturlig, då sjön inte anses vara konstgjord eller kraftigt modifierad (VISS, 2017). Förutom Huddinge kommun har recipienten även Haninge kommun, Tyresö kommun och Stockholms kommun som avrinningsområde, vilka ligger i Stockholms län. Eftersom recipienten är en sjö är det den ekologiska och kemiska statusen som observeras (Svenskt vatten, 2021). Enligt VISS klassas den ekologiska statusen som otillfredsställande där den största orsaken till detta är på grund av kvalitetsfaktorerna övergödning och försurning som orsakats av parametrarna fosfor och kväve. Den kemiska statusen i recipienten uppnår ej god och beror framförallt på halten kvicksilver. Se Tabell 3 nedan för sammanställning av Drevvikens statusklassificering.

Tabell 3: *Drevvikens statusklassificering (VISS, 2017).*

Kvalitetsfaktor/ämne	Klassificering
Försurning	Hög
Övergödning	Otillfredsställande
Pb	God
Cu	God
Zn	God
Cd	God
Cr	God
Ni	God
Hg	Ej god
BaP	Ej klassad

3.4 Dagvattenstrategier

I detta kapitel presenteras de utvalda kommunernas dagvattenstrategier. Informationen som beskrivs användes vid modelleringen och för utvärderingen.

3.4.1 Gotlands dagvattenstrategi

Gotland strävar efter att uppnå en hållbar dagvattenhantering där fokus ligger på att efterlikna naturens egna sätt att hantera nederbörd och föroreningar (Region Gotland, 2018). Omhändertagande av dagvatten ska i första hand ske lokalt genom att fördröjas nära utsläppskällan och vid behov ska ytterligare hantering av dagvatten genomföras innan utsläpp till recipienten sker (ibid). Enligt Gotlands dagvattenhandbok ska 20 mm dagvatten från hårdgjorda ytor i kvartermark kunna fördröjas innan påkoppling till den allmänna VA-anläggningen.

För att uppnå kraven på MKN i recipienten har regionen konstruerat olika reningsnivåer. Vilken reningsnivå som bör användas bestäms utifrån vilken skyddsklass recipienten har samt efter markområdets förväntade utsläpp av föroreningshalter, se Tabell 4.

Tabell 4: *Gotlands reningsnivåer vid olika recipienter och olika markområden (Region Gotland, 2018).*

Skyddsklass recipient	Reningsnivå Låg föroreningshalt	Reningsnivå Medel föroreningshalt	Reningsnivå Hög föroreningshalt
Låg	Ingen rening	Viss rening	Hög rening
Medel	Ingen rening	Viss rening	Hög rening
Hög	Viss rening	Hög rening	Utsläpp olämpligt

I Gotlands dagvattenhandbok beskrivs de ovan nämnda föroreningshalterna;

Låg föroreningshalt - Flerfamiljshus, villaområden, lågtrafikerade vägar, parker och naturmark.

Medel föroreningshalt - Industriområden, centrum, lokalgator, flerfamiljshus, villaområden, medeltrafikerade vägar och snötippor.

Hög föroreningshalt - Industriområden, centrum, parkeringsytor, högtrafikerade vägar och snötippor.

De reningsnivåer som finns enligt Gotlands dagvattenhandbok är;

Ingen rening - Inga krav.

Viss rening - Enklare rening i form av exempelvis infiltration, dagvattendamm eller översilning.

Hög rening - Komplex rening med både infiltration och sedimentation eller filtrering.

Utsläpp olämpligt - Dagvatten ska inte avledas till recipienten.

Kommunen förtydligar i det utskickade frågeformuläret att lokala och öppna dagvattenlösningar såsom diken, växtbäddar och dammar förespråkas (Region Gotland, 2021).

För att kunna göra en bedömning av recipientens skyddsklass använder Region Gotland sig utav information angående recipientens vattenstatus (V), sårbarhetsstatus (S) och naturvärdesstatus (N), vilka beskrivs i Tabell 5.

Tabell 5: Gotlands bedömning av recipientens skyddsklass (Region Gotland, 2018).

Låg skyddsklass	Medel skyddsklass	Hög skyddsklass
V: Normal skyddsnivå	V: Hög skyddsnivå Vattenskyddsområde Områdeskrav	V: Primärt skydd Vattenskyddsområde Områdeskrav
S: Låg	S: Medel	S: Hög
N: Låg	N: Medel - Hög Badplats	N: Hög Badplats Natura 2000

Kommunen kan ställa krav vid gränsen mellan fastighetsägarens ledningar och påkoppling till kommunens allmänna VA-anläggning (Region Gotland, 2021). Förutom att det är krav på att MKN ska följas och att statusen i recipienten inte får försämrats finns det idag inga specifika riktvärden eller gränsvärden att förhålla sig till vid utsläpp av föroreningar från ett område (ibid).

Enligt Region Gotland görs det idag uppföljningar av en förvaltningsövergripande grupp bestående av representanter från regionens olika avdelningar efter utsläpp av dagvatten skett. På nationell nivå följs arbetet upp av länsstyrelsen varje år.

3.4.2 Sundsvalls dagvattenstrategi

Sundsvalls kommun strävar efter en hållbar, naturlig och långsiktig dagvattenhantering (Sundsvalls kommun, 2020). Kommunens mål är att uppnå kraven på MKN och hur reningen behöver se ut varierar och beror på recipientens status och vilka föroreningar som påverkar området (ibid). Sundsvall har likt Region Gotland olika reningsnivåer. Dessa är; "Enklare rening", "Rening" och "Omfattande rening". För vissa utvalda ämnen har Sundsvalls kommun tagit fram egna reningsmål i form av reningsgrader att utgå från för respektive reningsnivå. Dessa presenteras i Tabell 6.

Tabell 6: Sundsvalls framtagna reningsgrader för olika reningsnivåer (Sundsvalls kommun, 2020).

Förorening	Enklare rening [%]	Rening [%]	Omfattande rening [%]
P	40	65	70
N	30	40	50
Cu	30	60	70
Zn	50	70	85
SS	65	75	85

I kommunens dagvattenplan finns en tabell med riktlinjer att följa för att avgöra vilken reningsnivå som är mest lämplig vid olika markanvändningar och olika recipienter, dessa presenteras i Tabell 7.

Tabell 7: Sundsvalls kommuns riktlinjer vid val av reningsnivå (Sundsvalls kommun, 2020).

Recipient	Hårt belastad yta	Medel belastad yta	Mindre belastad yta
Grundvatten Markvatten	Rening	Enklare rening	-
Bäck Mindre vattendrag	Bedömning görs	Rening och infiltration/översilning	Enklare rening och fördröjning/översilning
Sjö, Å, Större vattendrag	Omfattande rening	Rening	Enklare rening
Grundområde i sjö eller hav	Omfattande rening	Rening och infiltration/översilning	Enklare rening och infiltration/översilning
Hav	Rening	Enklare rening	-
Dike	Rening/Fördröjning	Enklare rening/Fördröjning	Fördröjning
Dagvattennät inom verksamhetsområde	Rening och fördröjning/Fördröjning	Enklare rening och fördröjning/Fördröjning	Fördröjning

Sundsvalls kommun har beskrivit de olika belastningsytorna;

Mindre belastad yta - mindre vägar, mindre parkeringsplatser, torg, villaområden och gång- och cykelbanor.

Medel belastad yta - mindre vägar, mindre/medel parkeringsplatser, flerfamiljsområde, kontorsområde och centrumområde.

Hårt belastad yta - trafikerade vägar, industriområden, miljöfarliga verksamheter och stora parkeringsplatser.

Enligt Sundsvalls dagvattenplanering är exempel på lösningar vid enklare rening; översilning och gräsdike, torra dammar eller magasin. Exempel på lösningar vid rening är; infiltrationsdiken, krossdiken, våta dammar eller perkolationsmagasin med makadam. Några exempel på lösningar vid omfattande rening är; vertikala filter och biofilter.

Kommunen har inga egna riktvärden eller krav som följs utöver att MKN ska uppnås och att statusen i recipienten inte får försämrats (Sundsvalls kommun, 2021). Däremot arbetar kommunen just nu med att ta fram riktvärden som ska finnas i kommunens ABVA (ibid). Enligt kommunen finns det inte några specifika krav på att en fastighet ska klara av att omhänderta eller fördröja en viss regnintensitet, utan detta beslutas från fall till fall beroende på områdets omständigheter och förutsättningar. I dagsläget finns det heller inga krav på tillåtna flöden eller föroreningar i den allmänna VA-anläggningen (ibid).

Kommunen förklarar i det skriftliga dokumentet att det är komplext och resurskrävande att göra uppföljningar på dagvatten och därför görs det inte idag. I framtiden kan det bli VA-huvudmannen som ansvarar för uppföljningar i recipienten, men vid lokala dagvattenlösningar inne på fastighetsområdet bör det vara fastighetsägaren som är ansvarig (ibid).

3.4.3 Göteborgs dagvattenstrategi

Även Göteborgs Stad strävar efter en hållbar och naturlig dagvattenhantering genom användning av lokala åtgärder (Göteborgs Stad, 2021).

I Göteborg finns det framtagna riktvärden som bör följas vid utsläpp av dagvatten, se Tabell 8 (Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2020). Göteborgs Stad skriver att riktvärdena som används är generella värden och kan därför användas på både större och mindre verksamheter. Riktvärdena tas fram av kommunen, men är inte juridiskt bindande förrän miljöförvaltningen godkänt att dessa ska följas vid en viss fastighet (ibid). Detta innebär att riktvärdena kan komma att skilja sig något på olika platser beroende på områdets förutsättningar och verksamhetens utformning.

Tabell 8: Göteborgs Stads riktvärden (Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2020).

Ämne	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	BaP
Riktvärde [ug/l]	50	1250	28	10	30	0,9	7	68	0,07	25 000	0,27

Förutom riktvärden som används vid vissa tillfällen har Göteborg även tagit fram reningsnivåerna; “Enklare rening”, “Rening” och “Omfattande rening”. För utvalda ämnen har Göteborgs Stad, likt Sundsvalls kommun, tagit fram reningsmål i form av reningsgrader, för vissa ämnen, för respektive reningsnivå. Dessa presenteras i Tabell 9.

Tabell 9: Göteborgs framtagna reningsgrader för olika reningsnivåer (Göteborgs Stad, 2017).

Förorening	Enklare rening [%]	Rening [%]	Omfattande rening [%]
P	65	80	80
N	50	50	50
Cu	55	75	80
Zn	55	80	90

Enligt Göteborgs Stad innefattar enklare rening någon typ av partikelavskiljning som medför sänkta föroreningshalter. Det kan vara åtgärder som fördröjningsmagasin, översilning eller gräsdiken. När det krävs mer rening behövs både partikelavskiljning och någon typ av filtrering. Då är det framförallt biofilter eller makadamdiken som används (Göteborgs Stad, 2017). Göteborgs Stad skriver att det vid omfattande rening krävs anläggningar som kan hantera stora reningsgrader, exempel kan vara underjordiska magasin eller våtdammar.

En tabell från Göteborgs dagvattenhandbok används för att avgöra vilken reningsnivå som är mest lämplig vid olika markanvändningar och olika recipienter, dessa presenteras i Tabell 10.

Tabell 10: Göteborgs riktlinjer kring val av reningsnivå (Göteborgs Stad, 2017).

Recipient	Hårt belastad yta	Medel belastad yta	Mindre belastad yta
Mycket känslig	Omfattande rening	Rening	Enklare rening
Känslig	Rening	Enklare rening	Fördröjning
Mindre känslig	Rening	Enklare rening	Fördröjning

Där belastningsytorna beskrivs;

Mindre belastad yta - villaområden, torg, vägar med en årsmedeldygnstrafik på mindre än 2000 fordon.

Medel belastad yta - Parkering, flerfamiljsområde, kontorsområde, centrum, skola/förskola, vägar med en årsmedeldygnstrafik mellan 2000 och 8000 fordon.

Hårt belastad yta - Industri, vägar med en årsmedeldygnstrafik på mer än 8000 fordon.

Göteborgs statusklassificering av recipienten utgår från en äldre ekvation från 2003, se ekvation 4. I ekvationen innebär schablonhalter innehållet av de föroreningar som kommer från en viss yta och toxicitet innebär ämnets giftighet (VA-verket, 2003).

$$\text{föroreningsbelastning} = \frac{\text{dagvattenbelastning} \times (\text{schablonhalter} \times \text{toxicitet} \times \sum \frac{A \text{ hårdgjord yta}}{A \text{ total hårdgjord yta}})}{\text{basflöde}}$$

(4)

Även i Göteborg får inte en recipients status försämrats vid nybyggnation eller ombyggnation på ett område (Göteborgs Stad, 2010). Vid kontakt med kommunen bekräftar de att det inte är okej att göra en försämring i recipienten med avseende på MKN då det är beslutat i lag. Inte heller en ökning av flödesmängd bör ske efter byggnation på området, vilket är kommunens egna mål. Kommunen kan ställa krav på att det ska ske en fördröjning på 10 mm per kvadratmeter hårdgjord yta i kvartersmark, resterande flöde är kommunens ansvar (Göteborgs Stad, 2021). Efter förändring på området är det ett vattenråd som kontrollerar att de åtgärder som beslutats att användas fungerar som det var tänkt (Göteborgs Stad, 2010). Uppföljningar på recipienten görs varje år genom provtagning (Göteborgs Stad, 2021).

3.5 Modelleringsgenomförande

För att undersöka hur resultatet av föroreningsreducering skulle kunna bli efter tolkning av kommunernas olika dagvattenstrategier och val av reningsåtgärder genomfördes en teoretisk modellering på ett utvalt område. Modelleringen påbörjades genom att det utvalda området undersöktes i dagsläget för att få en klar bild av hur dagvattenflöden och föroreningsutsläpp ser ut på området idag, se avsnitt 3.2 och 3.3 för beskrivning. Genom att föra in områdets areor för dess olika marktyper, dess avrinningskoefficienter samt områdets förväntade nederbörd, kunde en rapport om dagens föroreningsutsläpp tas fram i StormTac. Den nederbördsmängd som

användes vid modelleringen var den förväntade nederbörden som StormTac anser att Stockholmsområdet har, vilket är 740 mm/år (StormTac, 2020).

Därefter undersöktes området efter planerad byggnation. Områdets planerade byggnation ritades upp skalentligt i CAD av en landskapsarkitekt på företaget. Därefter kunde områdets olika planerade marktytor mätas upp för att få ut exakta planerade areor. De planerade areorna med respektive avrinningskoefficient, tillsammans med tidigare nämnd nederbörd, fördes in i StormTac och en ny rapport om föroreningsutsläpp kunde skapas, se Appendix. Därefter analyserades och jämfördes föroreningsutsläppen för dagens situation med de förväntade föroreningsutsläppen för den planerade situationen.

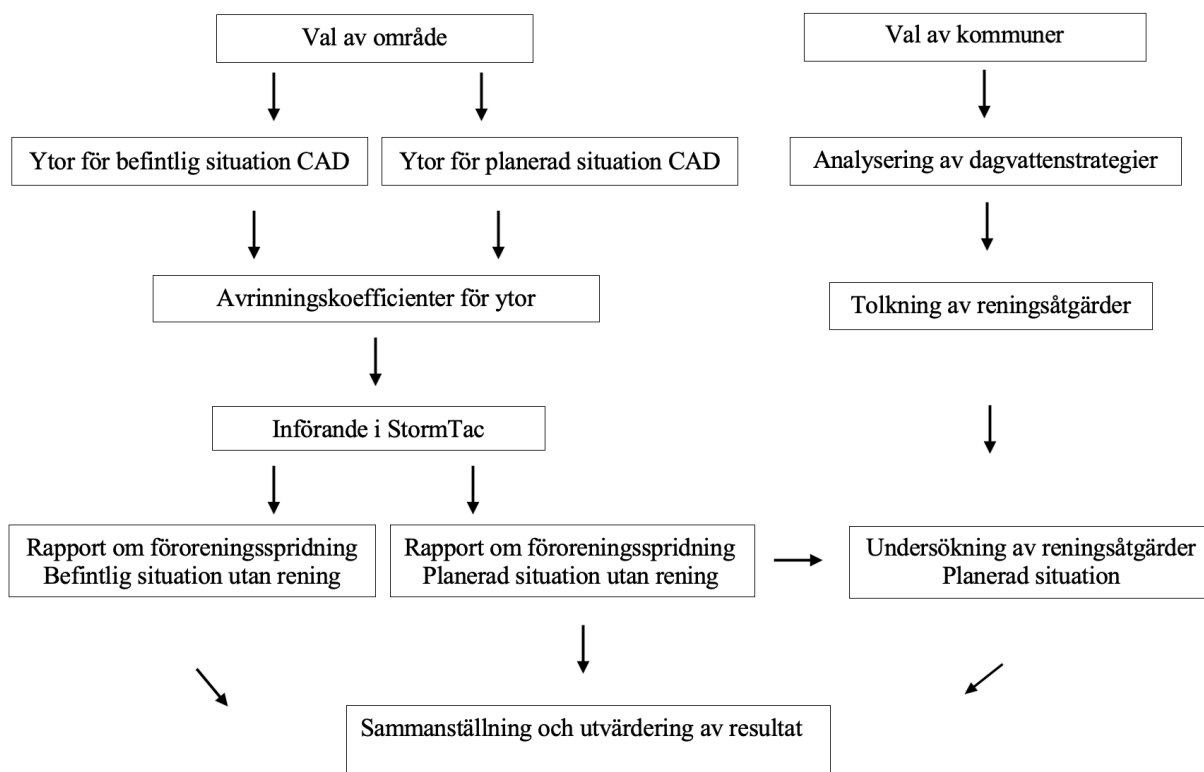
För att kunna utvärdera effekten av olika kommuners eventuella val av reningsåtgärder på det utvalda området jämfördes kommunernas reningsåtgärder genom en teoretisk modellering på den planerade situationen. För att beräkna de förväntade föroreningsutsläppen efter tolkning av respektive kommuns val av reningsåtgärd användes formeln i ekvation 5.

$$\text{Förorening efter rening} = (1 - \text{reningsgrad}) * \text{förorening innan rening} \quad (5)$$

Från detta kunde förväntat resultat efter rening observeras och kommunernas strategier och val av reningsåtgärder kunde jämföras och utvärderas.

3.6 Flödesschema över modellering

I Figur 2 nedan presenteras ett sammanfattande flödesschema över modelleringsgenomförandet som beskrivits mer ingående i tidigare avsnitt 3.5.



Figur 2: Sammanställning av modelleringsgenomförande.

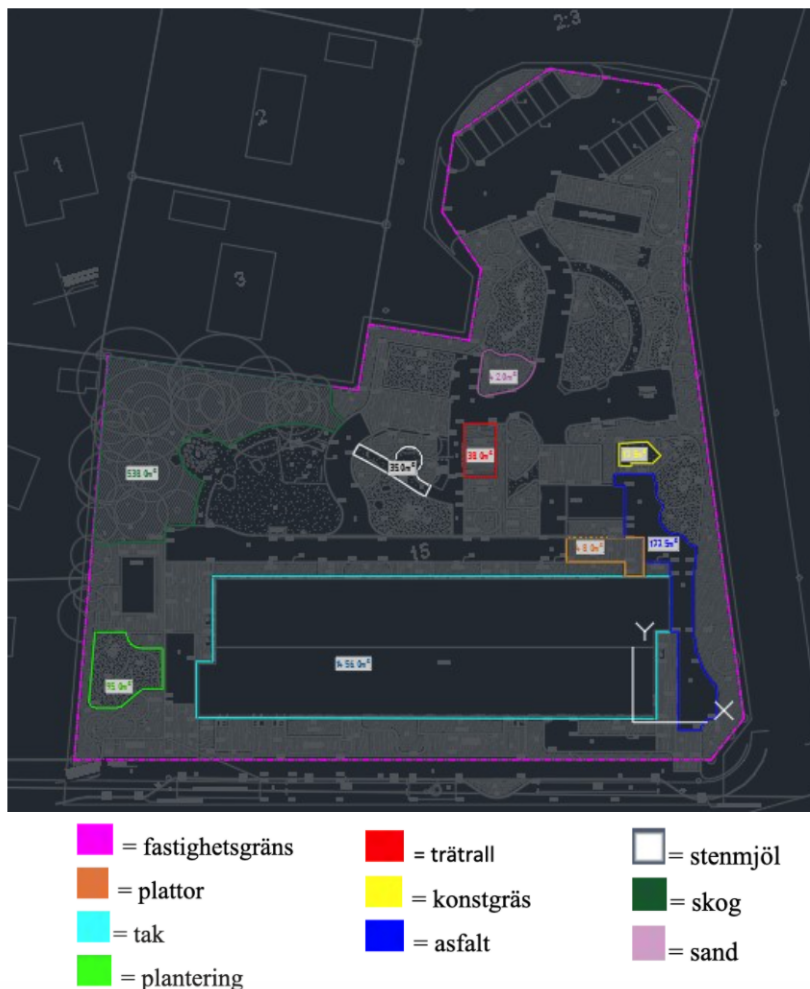
3.7 Modellering före och efter planerad byggnation

De olika marktyperna för området i dagsläget var kända och består av skogsmark och ängsmark, se avsnitt 3.2. Områdets areor, dess avrinningskoefficienter, som hämtats ur Svenskt vattens publikation P110, samt de reducerade areorna presenteras i Tabell 11.

Tabell 11: Områdetsituation i dagsläget.

Yta	Area [m ²]	Avrinningskoefficient	Reducerad Area [m ²]
Skogsmark	1530	0,1	153
Ängsmark	5511	0,1	551
Totalt	7041	0,1	704

De olika marktyperna efter planerad byggnation mättes upp i landskapsritningen i CAD för att få fram exakta areor för de olika marktyperna. Exempel på hur ytorna mättes upp kan ses i Figur 3. Detta genomfördes inom hela fastighetsområdet.



Figur 3: Uppmätta marktyper i landskapsritningen för planerad situation.

Ytorna för den planerade situationen, som mättes upp i CAD, dess avrinningskoefficienter, som hämtats ur Svenskt vattens publikation P110, samt de reducerade areorna presenteras i Tabell 12.

Tabell 12: Områdessituation efter planerad byggnation.

Yta	Area [m ²]	Avrinningskoefficient	Reducerad Area [m ²]
Skog	545	0,1	55
Plantering	1815	0,1	182
Konstgräs	337	0,1	34
Asfalt	1568	0,8	1254
Tak	1550	0,9	1395
Sand	53	0,1	5
Markplattor	887	0,7	621
Stenmjöl	186	0,4	74
Trätrall	100	0,1	10
Totalt	7041	0,52	3630

Den förväntade regnintensiteten, vilken är 740 mm/år, samt de olika marktypernas areor med respektive avrinningskoefficient för den befintliga situationen fördes in i StormTac, se Figur 4.

Land use	Runoff Coeff.	Land use	Area	Unit
Forest	0.10	Forest	0.1530	ha
Meadow	0.10	Meadow	0.5511	ha

Figur 4: Parametrar för befintlig situation införda i StormTac.

Lika gjordes för den planerade situationen. Sand, stenmjöl och trätrall slogs ihop som en egen kategori, "grus", då de tre nämnda marktyperna inte fanns givna i StormTac, se Figur 5. För att få rätt avrinning och förväntad flödesmängd användes deras gemensamma avrinningskoefficient. Denna beräknades till 0,27 genom att använda känd information i ekvation 6 nedan.

$$\text{Avrinningskoefficient} = \sum \frac{\text{Reducerad Area}}{\text{Area}} \quad (6)$$

Land use	Area	Unit	Land use	Runoff Coeff.
Forest	0.0545	ha	Forest	0.10
Roof	0.1550	ha	Gravel	0.27
Mixed green area	0.1815	ha	Roof	0.90
Gravel	0.0339	ha	Mixed green area	0.10
Pavers	0.0887	ha	Pavers	0.70
Artificial turf field	0.0337	ha	Artificial turf field	0.10
Asphalt surface	0.1568	ha	Asphalt surface	0.80

Figur 5: Parametrar för planerad situation införda i StormTac.

Med ovan nämnd information kunde rapporter med information om förorenings spridning tas fram i StormTac. Informationen utvärderades, jämfördes och analyserades.

Resultat



I kommande kapitel presenteras tolkningarna av kommunernas dagvattenstrategier. Resultatet från modelleringen på det utvalda området och dess recipient, som utgick från dessa tolkningar, redovisas.

4.1 Föroreningsspridning från utvalt område

Resultaten för befintlig situation respektive för planerad situation med avseende på föroreningshalter och föroreningsmängder som beräknats i StormTac presenteras i Tabell 13.

Tabell 13: Förväntade föroreningshalter och föroreningsmängder för befintlig situation respektive för planerad situation, utan någon reningsåtgärd.

Ämne	Befintlig situation [ug/l]	Planerad situation [ug/l]	Befintlig situation [kg/år]	Planerad situation [kg/år]
P	60	94	0,096	0,32
N	810	1400	1,3	4,8
Pb	2,5	2,5	0,0040	0,0083
Cu	8,7	12	0,014	0,039
Zn	21	24	0,033	0,080
Cd	0,14	0,36	0,00023	0,0012
Cr	1,9	3,7	0,0031	0,012
Ni	1,6	3,1	0,0025	0,011
Hg	0,006	0,02	0,0000032	0,000066
SS	15 000	15 000	24	51
BaP	0,0039	0,013	0,0000063	0,000044

-  - Lägre värde än befintlig situation
-  - Högre värde än befintlig situation

Resultatet visar på att utsläppen av föroreningshalter och föroreningsmängder från det undersökta området bör öka efter planerad byggnation.

4.2 Gotlands reningsåtgärder

Region Gotland har inga förbestämda reningsgrader att förhålla sig till vid planering av reningsåtgärder. Efter undersökning och analysering av Gotlands reningsnivåer och metod för recipientklassificering samt beskrivning av olika markanvändningar tolkades det som att det skulle krävas "Viss rening" på det planerade området med Drevviken som recipient. Detta innebär enklare reningsåtgärder i form av exempelvis infiltration, dagvattendamm eller översilning (Region Gotland, 2018).

Eftersom Gotland förespråkar lokala och öppna åtgärder tolkades det som att rimliga alternativ för dagvattenåtgärder var att använda våtdamm, översilningsyta eller gräsdike. För att kunna avgöra vilken åtgärd Region Gotland skulle kunna välja att använda med avseende på föroreningsreducering jämfördes StormTacs reningsgrader för ovan nämnda dagvattenåtgärder. Enligt StormTac skulle våtdamm totalt sett ge den bästa möjliga reningsgraden, vilket därmed är det som använts vid denna modellering (Se appendix för sammanställning av reningsgrader). Genom att använda ekvation 4, som beskrivits i avsnitt 3.5, kunde föroreningshalter och föroreningsmängder beräknas efter planerad situation med användning av de förväntade reningsgraderna för våtdamm, se Tabell 14.

Tabell 14: Sammanställning av föroreningar före och efter planerad situation utan rening samt efter planerad situation med rening, efter tolkning av Gotlands val av reningsåtgärd.

Ämne	Befintlig situation [ug/l]	Planerad situation [ug/l]	Befintlig situation [kg/år]	Planerad situation [kg/år]	Rening [%]	Planerad situation med rening [ug/l]	Planerad situation med rening [kg/år]
P	60	94	0,096	0,32	55	42,3	0,144
N	810	1400	1,3	4,8	35	910	3,12
Pb	2,5	2,5	0,0040	0,0083	75	0,625	0,002075
Cu	8,7	12	0,014	0,039	60	4,8	0,0156
Zn	21	24	0,033	0,080	60	9,6	0,032
Cd	0,14	0,36	0,00023	0,0012	50	0,18	0,0006
Cr	1,9	3,7	0,0031	0,012	75	0,925	0,003
Ni	1,6	3,1	0,0025	0,011	50	1,55	0,0055
Hg	0,006	0,02	0,0000032	0,000066	45	0,011	0,0000363
SS	15 000	15 000	24	51	80	3000	10,2
BaP	0,0039	0,013	0,0000063	0,000044	75	0,00325	0,000011

- - Lägre värde än befintlig situation
- - Högre värde än befintlig situation

Efter tolkning av Gotlands eventuella val av åtgärd visar resultatet på att det skulle ske en reduktion av halterna fosfor, bly, koppar, zink, krom, nickel, suspenderad substans och benso(a)pyren samt en reduktion av mängderna bly, zink, krom, suspenderad substans och benso(a)pyren. Både halterna och mängderna kväve, kadmium och kvicksilver skulle öka efter planerad byggnation, trots användning av reningsåtgärder.



4.3 Sundsvalls reningsåtgärder

Enligt Sundsvalls kommun bör området genomgå "Rening" då recipienten är en sjö och området efter planerad byggnation anses vara en "Medel belastad yta". Kommunen har angett egna reningsmål i form av reningsgrader för de utvalda ämnena fosfor, kväve, koppar, zink och suspenderad substans. Dessa reningsgrader valdes därför att användas direkt vid beräkning av föroreningsreducering av dessa ämnen på området efter planerad byggnation.

För de ämnen där kommunen inte hade framtagna reningsgrader jämfördes StormTacs reningsgrader för infiltrationsdiken, krossdiken, våta dammar och perkolationsmagasin, då dessa är vanliga åtgärder enligt Sundsvalls kommun. Bäst rening skulle fås genom att använda makadamdike. StormTacs reningsgrader för makadamdike användes därför på de ämnen som inte hade färdiga reningsgrader som Sundsvalls kommun själva tagit fram. Genom att använda ekvation 4 kunde föroreningshalter och föroreningsmängder beräknas efter planerad situation med Sundsvalls förväntade val av reningsåtgärd, se Tabell 15.

Tabell 15: Sammanställning av föroreningar före och efter planerad situation utan rening samt efter planerad situation med rening, efter tolkning av Sundsvalls val av reningsåtgärd.

Ämne	Befintlig situation [ug/l]	Planerad situation [ug/l]	Befintlig situation [kg/år]	Planerad situation [kg/år]	Rening [%]	Planerad situation med rening [ug/l]	Planerad situation med rening [kg/år]
P	60	94	0,096	0,32	65	32,9	0,112
N	810	1400	1,3	4,8	40	840	2,88
Pb	2,5	2,5	0,0040	0,0083	80	0,5	0,00166
Cu	8,7	12	0,014	0,039	60	4,8	0,0156
Zn	21	24	0,033	0,080	70	7,2	0,024
Cd	0,14	0,36	0,00023	0,0012	85	0,054	0,00018
Cr	1,9	3,7	0,0031	0,012	55	1,665	0,0054
Ni	1,6	3,1	0,0025	0,011	65	1,085	0,00385
Hg	0,006	0,02	0,0000032	0,000066	45	0,011	0,0000363
SS	15 000	15 000	24	51	75	3750	12,75
BaP	0,0039	0,013	0,0000063	0,000044	60	0,0052	0,0000176

 - Lägre värde än befintlig situation
 - Högre värde än befintlig situation

Efter tolkning av Sundsvalls eventuella val av åtgärd visar resultatet på att det skulle ske en reducering av halterna fosfor, bly, koppar, zink, kadmium, krom, nickel och suspenderad substans samt en reducering av mängderna bly, zink, kadmium och suspenderad substans. Både halterna och mängderna kväve, kvicksilver och benso(a)pyren skulle öka efter planerad byggnation, trots användning av reningsåtgärder.

4.4 Göteborgs reningsåtgärder

Efter tolkning av Göteborgs Stads information bör området genomgå "rening". Detta då recipienten Drevviken uppskattas vara "mycket känslig" efter att ha jämfört information om Drevvikens status på VISS med tidigare recipientklassificeringar som genomförts på recipienter belägna i Göteborg. Området efter planerad byggnation tolkas av informationen som en "Medel belastad yta". Kommunen har angett reningsmål i form av reningsgrader för de utvalda ämnena fosfor, kväve, koppar och zink. Dessa reningsgrader valdes därför att användas direkt vid beräkning av föroreningsreducering av dessa ämnen.

För de föroreningar som inte hade några specifika reningsgrader undersöktes StormTacs reningsgrader för biofilter och makadamdiken, då det är de vanligaste åtgärderna vid "rening", enligt Göteborgs Stad. Enligt StormTac visar biofilter generellt på högre rening än makadamdiken och användes därför vid modelleringen (Se appendix för sammanställning av reningsgrader). Genom att använda ekvation 4 kunde föroreningsutsläpp beräknas efter planerad situation med Göteborgs förväntade val av reningsåtgärd, se Tabell 16.

Tabell 16: Sammanställning av föroreningar före och efter planerad situation utan rening samt efter planerad situation med rening enligt Göteborgs reningsåtgärder.

Ämne	Befintlig situation [ug/l]	Planerad situation [ug/l]	Befintlig situation [kg/år]	Planerad situation [kg/år]	Rening [%]	Riktvärde [ug/l]	Planerad situation med rening [ug/l]	Planerad situation med rening [kg/år]
P	60	94	0,096	0,32	80	50	18,8	0,064
N	810	1400	1,3	4,8	50	1250	700	2,4
Pb	2,5	2,5	0,0040	0,0083	80	28	0,5	0,00166
Cu	8,7	12	0,014	0,039	75	10	3	0,00975
Zn	21	24	0,033	0,080	80	30	4,8	0,016
Cd	0,14	0,36	0,00023	0,0012	85	0,9	0,054	0,00018
Cr	1,9	3,7	0,0031	0,012	55	7	1,665	0,0054
Ni	1,6	3,1	0,0025	0,011	75	68	0,775	0,00275
Hg	0,006	0,02	0,0000032	0,000066	80	0,07	0,004	0,0000132
SS	15 000	15 000	24	51	80	25 000	3000	10,2
BaP	0,0039	0,013	0,0000063	0,000044	85	0,27	0,00195	0,0000066

- - Lägre värde än befintlig situation
- - Högre värde än befintlig situation

Efter tolkning av Göteborgs eventuella val av åtgärd visar resultatet på att det skulle ske en reducering av samtliga halter jämfört med befintlig situation samt en reducering av mängderna bly, kadmium och suspenderad substans. Resterande mängder skulle öka efter planerad byggnation, trots rening.

4.5 Sammanställning av föroreningsmängder

Gotland skulle nå lägre föroreningsmängder av bly, zink, krom, suspenderad substans och benso(a)pyren vid rening med våtdamm jämfört med befintlig situation.


Sundsvall skulle nå lägre föroreningsmängder av bly, zink, kadmium och suspenderad substans. Detta vid rening med deras egna framtagna reningsgrader för fosfor, kväve, koppar, zink och suspenderad substans samt med StormTacs reningsgrader vid användning av makadamdike på övriga ämnen.


Göteborg skulle nå lägre föroreningsmängder av bly, koppar, zink, kadmium och suspenderad substans. Detta vid rening med deras egna framtagna reningsgrader för fosfor, kväve, koppar och zink samt med StormTacs reningsgrader för biofilter på övriga ämnen.

Se Tabell 17 för sammanställning av föroreningsmängder för befintlig situation samt för planerad situation utan och med tolkning av kommunernas val av reningsåtgärder.

Tabell 17: Sammanställning av föroreningsmängder med kommunernas val av reningsåtgärder.

Ämne	Befintlig situation utan rening [kg/år]	Planerad situation utan rening [kg/år]	Planerad situation Gotland med rening [kg/år]	Planerad situation Sundsvall med rening [kg/år]	Planerad situation Göteborg med rening [kg/år]
P	0,096	0,32	0,144	0,112	0,064
N	1,3	4,8	3,12	2,88	2,4
Pb	0,0040	0,0083	0,002075	0,00166	0,00166
Cu	0,014	0,039	0,0156	0,0156	0,00975
Zn	0,033	0,080	0,032	0,024	0,016
Cd	0,00023	0,0012	0,0006	0,00018	0,00018
Cr	0,0031	0,012	0,003	0,0054	0,0054
Ni	0,0025	0,011	0,0055	0,00385	0,00275
Hg	0,0000032	0,000066	0,0000363	0,0000363	0,0000132
SS	24	51	10,2	12,75	10,2
BaP	0,0000063	0,000044	0,000011	0,0000176	0,0000066

 - Lägre värde än befintlig situation

 - Högre värde än befintlig situation

Det som därmed går att utläsa från resultatet är att samtliga kommuner bör ha bättre rening av flera ämnen för att inte riskera att försämra recipientens status. De reningsåtgärder som det tolkades att kommunerna skulle använda var inte tillräckliga för att inte riskera att försämra statusen. Detta framförallt med avseende på fosfor, kväve och kvicksilver, då dessa hade störst påverkan på Drevviken. Kviksilver får inte försämrats alls enligt Weserdomen.

4.6 Sammanställning av föroreningshalter

Gotland skulle nå lägre föroreningshalter av fosfor, bly, koppar, zink, krom, nickel, suspenderad substans och benso(a)pyren vid användning av våtdamm. Halterna för kväve, kadmium och kvicksilver skulle vara högre än för befintlig situation.



Sundsvall skulle nå lägre föroreningshalter av fosfor, bly, koppar, zink, kadmium, krom, nickel och suspenderad substans. Halterna för kväve, kvicksilver och benso(a)pyren skulle vara högre än för befintlig situation. Detta vid rening med deras egna framtagna reningsgrader för fosfor, kväve, koppar, zink och suspenderad substans samt med StormTacs reningsgrader för makadamdike på övriga ämnen.

Göteborg skulle nå lägre föroreningshalter av samtliga föroreningar vid användning av deras egna framtagna reningsgrader för fosfor, kväve, koppar och zink samt med StormTacs reningsgrader för biofilter på övriga ämnen.

Trots överskridande av halter för vissa ämnen med Gotlands och Sundsvalls reningsåtgärder kommer samtliga kommuners halter ligga under Göteborgs egna riktvärden efter rening. Se Tabell 18 för sammanställning.

Tabell 18: Sammanställning av resultat med kommunernas reningsåtgärder.

Ämne	Befintlig situation utan rening [ug/l]	Planerad situation utan rening [ug/l]	Planerad situation med rening Gotland [ug/l]	Planerad situation med rening Sundsvall [ug/l]	Planerad situation med rening Göteborg [ug/l]	Riktvärden Göteborg [ug/l]
P	60	94	42,3	32,9	18,8	50
N	810	1400	910	840	700	1250
Pb	2,5	2,5	0,625	0,5	0,5	28
Cu	8,7	12	4,8	4,8	3	10
Zn	21	24	9,6	7,2	4,8	30
Cd	0,14	0,36	0,18	0,054	0,054	0,9
Cr	1,9	3,7	0,925	1,665	1,665	7
Ni	1,6	3,1	1,55	1,085	0,775	68
Hg	0,006	0,02	0,011	0,011	0,004	0,07
SS	15 000	15 000	3000	3750	3000	25 000
BaP	0,0039	0,013	0,00325	0,0052	0,00195	0,27

 - Lägre värde än befintlig situation
 - Högre värde än befintlig situation

Resultatet visar på att kommunernas åtgärder för reducering av halterna bör förbättras för vissa ämnen för att inte riskera en försämring av Drevvikens status. Med avseende på halterna fosfor, kväve och kvicksilver är reningen tillräcklig för fosfor hos samtliga kommuner medan halterna kväve och kvicksilver endast reduceras tillräckligt med användning av Göteborgs åtgärder.

Vid jämförelse mellan halterna som beräknats efter planerad situation utan rening med Göteborgs riktvärden går det att se att endast fosfor, kväve och koppar skulle ligga över riktvärdena. Detta betyder att det endast är dessa ämnen som skulle behöva genomgå någon typ av rening om Göteborgs riktvärden skulle vara styrande vid val av reningsåtgärd.

Diskussion

5.1 Frågeställningar

Frågeställningarna som beskrivits under avsnitt 1.1 har besvarats löpande i rapporten. I kommande kapitel diskuteras och sammanställs dessa. Utvärdering av modelleringsverktyget StormTac presenteras och felkällor tas upp.

5.1.1 Hur fungerar lagstiftningen gällande hantering av dagvatten och medförande föroreningar till recipienten?

Enligt PBL ska alla kommuner erhålla en översiktsplan där långsiktig planering av användande av mark och vatten ska ingå. Förutom det finns det inga krav på att kommuner ska ha något mer ingående dokument för hantering av dagvatten och föroreningar, men det rekommenderas för att försöka uppnå tydlighet vid planering. Detta gör att kommunernas strategier kan skilja sig mellan varandra. Eftersom det inte finns någon tydlig VA-lag som följs och inte heller några tydliga krav som kommunerna måste följa så är det svårt att tolka, förstå och analysera den information som finns. Tolkningen som görs utifrån de dokument som finns angående kommunernas dagvattenstrategier görs personligen, vilket gör att val av åtgärd kan skilja sig beroende på vem som analyserar och tar beslut angående dagvattenplanering. Det kan därför vara värt att undersöka om det bör införas tydligare regler och lagar kring dagvattenhanteringen och kommunernas ansvar för att samtliga kommuner och dagvattenutredare ska kunna arbeta mot samma mål.

Det bör understrykas att de kommuner som valdes ut för att undersökas djupare i detta projekt hade någon typ av färdig dagvattenstrategi. Det innebär att kommuner utan färdiga strategier helt uteslöts ur undersökningen. Hur tolkning av dessa kommuners val av åtgärder och hur deras eventuella utsläppsresultat hade kunnat bli går alltså inte att utvärdera eller diskutera i denna rapport. Det är dock ett ämne som skulle kunna vara intressant att undersöka i ett projekt i framtiden.

5.1.2 Finns det några specifika utsläppskrav av föroreningar som måste följas?

Krav finns att alla recipienter ska vara statusklassificerade och ha MKN, vilka kommunerna måste följa vid föroreningsutsläpp. Sedan Weserdomen infördes år 2015 finns den "nya" icke-försämringsprincipen som ska följas enligt lag (SFS 2018:2103). Det finns dock ingen information om att regelbundna kontroller angående detta görs eller är obligatoriska. Eftersom Weserdomen infördes år 2015 skulle det i så fall finns risk att kommuner med äldre dagvattendokument än år 2015 arbetar mot de äldre målen som fanns innan dess. Detta skulle kunna göra att kommuner arbetar med olika krav och mot olika mål, trots samma recipient.

Hos de kommuner som undersöktes mer djupgående fanns det ingen tydlig information skriven om denna bestämmelse i de dokument som användes som underlag vid beslut av åtgärd. Kanske är det underförstått inom kommunerna att detta följs, men om så inte är fallet bör det förtydligas i dokumenten för att inte skapa missförstånd vid planering av dagvattenhantering. För att se till att icke-försämringsprincipen följs bör det regleras i lag att uppföljningar på recipienten ska göras vid ombyggnation på ett markområde. Detta för att kunna säkerställa att det inte finns utsläpp från vissa områden i kommunen som kan komma att påverka recipientens status.

Utöver detta finns inga specifika utsläppskrav att följa enligt lag. Andra eventuella bestämmelser om exempelvis tillåtna föroreningar i den allmänna VA-anläggningen bestäms och skrivs enbart av kommunen i deras ABVA, vilket gör att dessa kan skilja sig mellan områden och kommuner.

5.1.3 Vems ansvar är det att hantera dagvattnet och de medförande föroreningarna?

Gemensamt för alla de kommuner som undersöktes närmare var att det är kommunen som är VA-huvudman och som har ansvar över mark- och vattenområden. Därmed är det kommunen som ansvarar över den allmänna VA-anläggningen. Detta var väntat då det är beslutat av LAV (SFS 2006:412). Eftersom kommunen är VA-huvudman är det rimligt att fastighetsägare ska betala en viss VA-taxa för att få använda den allmänna VA-anläggningen då det är en hanteringskostnad som kommunerna behöver stå för.

Samtliga kommuner som undersöktes strävar efter lokala, naturliga och hållbara lösningar, som ska fungera både på kort och lång sikt. Det som går att diskutera i detta fall är huruvida det anses okej att kommuner har möjlighet att indirekt kräva att fastighetsägare själva ska bekosta och använda sig utav lokalt omhändertagande av dagvatten för att kunna uppnå de krav som kommunerna har, då detta inte finns skrivet i någon lag. Att kommunerna dessutom kan ställa olika krav, både på reningsgrader, flödesmängder och tillåtna föroreningar, beroende på vad deras egna intressen är och beroende på vad deras kapacitet i den allmänna VA-anläggningen är kan kännas underligt. Regler kring detta borde specificeras mer och bör utgå från recipientens och den kringliggande miljöns behov.

5.1.4 Hur ser dagvattenhanteringen ut i utvalda kommuner i Sverige?

Samtliga kommuners strategier för klassificering av recipient som används för att kunna ta beslut angående val av reningsåtgärd skiljer sig åt. Även kommunernas reningsgrader för olika reningsnivåer skiljer sig åt. Detta innebär att betydelsen av klassificering av en recipient kan skilja sig mellan kommunerna och att ett visst krav på rening kan ha olika reningsgrader för olika ämnen i olika kommuner. Kanske skulle det vara enklare för kommuner och projektörer att besluta om åtgärder vid hantering av dagvatten om det fanns en "standard" att gå efter vad det gäller detta. Hur detta skulle kunna genomföras skulle vara ett intressant ämne att undersöka.

5.1.4.1 Region Gotland

Region Gotland har olika reningskrav vid olika markanvändningar och beroende på vilken status recipienten har. I dagvattenhandboken finns förslag på lösningar beroende på den reningsnivå som ansågs behövas. Det som kan diskuteras är att Gotland inte har några riktvärden eller procentuella reningsgrader att utgå från. Detta gör att resultaten av utsläppen skulle kunna skilja sig åt beroende på vem som ansvarar över området som ska hanteras. Även ifall samma typ av reningsåtgärd skulle väljas är det inte säkert att reningsresultaten hade blivit lika då exempelvis val av dike, val av översilningsyta eller storlek på våtdamm kan ha en betydande roll för reningen och flödesutsläppen.

Gotland har ett krav på att 20 mm av dagvattnet behöver fördröjas på fastigheten, men det finns inga krav angående vad som får flöda i den allmänna VA-anläggningen eller hur mycket föroreningar vattnet får innehålla i kommunens ABVA. Det innebär att flöden och föroreningar som förs till den allmänna VA-anläggningen skulle kunna skilja sig mellan olika områden, trots samma kommun.

5.1.4.2 Sundsvalls kommun

Sundsvalls kommun har olika reningsgrader för respektive reningsnivå för vissa ämnen. Detta bör göra det lättare att kontrollera att metoden som blir vald på området uppnår de riktlinjer som finns. Även fast de olika reningsgraderna inte är bindande eller behöver vara ett krav att uppnå så ger det en anvisning kring hur ansvariga aktörer inom kommunen arbetar. Att ha reningsgrader att följa kan göra det lättare att arbeta mot samma mål, även om den lösningen som tillslut blir vald på ett område inte ger det bästa möjliga resultatet jämfört med en annan potentiell lösning. Sundsvall har inga föroreningskrav eller krav på att en viss mängd vatten måste omhändertas innan påkoppling på den allmänna VA-anläggningen. Det skulle då kunna ifrågasättas vad det är som ligger till grund för beslut angående tillåten flödesmängd och tillåtna föroreningar vid olika områden i kommunen. Vad det gäller recipienten tolkas det som att Sundsvall har riktlinjer efter vilken typ av recipient dagvattnet rinner till, snarare än att fokusera på vilken status en recipient har, vilket kan verka underligt.

5.1.4.3 Göteborgs Stad

Göteborgs Stad har egna riktvärden att kunna förhålla sig till. Även fast riktvärdena inte alltid är juridiskt bindande är det ändå värden som kommunen i allmänhet siktar på att följa. Förutom riktvärden finns det olika reningsgrader för respektive reningsnivå för vissa ämnen. Detta gör att det finns flera olika riktvärden och metoder att förhålla sig till. Detta kan vara bra då olika reningsgrader kan jämföras med olika riktvärden och på så sätt kan olika metoder användas beroende på situation. Men att det finns både förslag på lösningar, riktvärden och reningsgrader skulle kunna anses förvirrande och överväldigande.

Kommunen har satt ett krav på att 10 mm av dagvattnet måste omhändertas, samtidigt som kommunen anser att det inte bör ske någon ökning i flödesmängd efter ombyggnation. Detta innebär att det utöver olika rekommendationer för rening också finns olika rekommendationer för flöden.

5.1.5 Hur skulle utsläppsresultaten till en recipient kunna bli efter tolkning och modellering av olika kommuners dagvattenstrategier?

Vad det gäller modelleringen går det att observera att samtliga föroreningar före byggnation utan rening kommer vara lägre i jämförelse med efter planerad byggnation utan rening. Detta var väntat då en stor andel av området planeras att gå från att bestå av grönyta med god naturlig infiltration till hårdgjorda ytor, vilket ger en högre flödesmängd och en större andel föroreningar, precis som Naturvårdsverket konstaterar (Naturvårdsverket, 2020a). Tydligt är det att samtliga kommuner skulle få olika utsläppsresultat efter rening vid användning av de reningsåtgärder som det tolkas att kommunerna skulle välja att använda i denna typ av situation. Detta stämmer överens med hypotesen som presenterats i avsnitt 1.1.

Enligt lag får statusen hos en kvalitetsfaktor inte försämrats, vilket betyder att rening på det utvalda området efter planerad byggnation är nödvändigt i detta fall för att inte riskera en försämring. Om en kvalitetsfaktor redan är dålig är ingen försämring tillåten ens på parameternivå, se avsnitt 2.3.3 om "icke-försämringsprincipen" (SFS 2018:2103). Detta innebär att kvicksilver inte får försämrats någonting. Fosfor och kväve bör inte heller försämrats på grund av redan för hög förurning och övergödning i Drevviken. Resultaten visar att halterna kväve och kvicksilver minskar, i jämförelse med befintlig situation, med användning av Göteborgs eventuella val av reningsåtgärd, däremot ökar halterna med användning av Gotlands och Sundsvalls eventuella val av reningsåtgärder. För samtliga kommuner ökar mängderna av fosfor, kväve och kvicksilver, trots olika kommuners reningsåtgärder.

Hur detta påverkar statusen i Drevviken är svårt att säga, men för att vara på den säkra sidan bör områdets föroreningssituation före planerad byggnation inte försämrats på något vis efter planerad byggnation med rening. Reningen efter planerad byggnation bör därför uppnå lika eller bättre resultat som utsläppen i dagsläget. Det innebär att det skulle krävas bättre och mer reningsåtgärder från samtliga kommuner för att detta skulle kunna uppnås. Resultatet visar alltså på att det inte går att förlita sig på att kommunernas framtagna riktvärden och reningsgrader är tillräckliga. Frågan är då om kommunernas olika reningsgrader, reningsnivåer, recipientklassificeringar och riktvärden egentligen är användbara och nödvändiga. Kanske bör

det istället finnas tydligt bestämda VA-dokument innehållande “standarder” att följa för att kunna uppnå recipientens behov.

Utifrån tolkning av resultaten angående reduceringen av föroreningsmängder och föroreningshalter kan Göteborgs val av reningsåtgärd anses vara mest lämplig då den skulle ge störst reduktion av både halten och mängden fosfor, kväve och kvicksilver, vilka var de parametrar som var mest påverkade i Drevviken. I övrigt är det svårt att säga vilken metod som är mest lämpad då resultaten från reningsåtgärderna skiljer sig mellan ämnen, mängder och halter. Fler studier skulle behöva göras angående recipientens behov och hur utsläpp av olika föroreningar skulle kunna påverka recipientens status. Utrymme för det fanns inte under detta projekt, men det hade varit en intressant fördjupning att genomföra i framtiden.

5.2 Utvärdering av StormTac

Förutom kommuners dagvattenstrategier var modellen StormTac en central del av projektet. Som tidigare arbete konstaterat är StormTac en statisk, deterministisk, webbaserad datormodell som ger en överblick över hur förorenings-spridning från ett område hade kunnat se ut (Wu et al., 2021). Resultaten från modelleringen som genomförts i detta projekt bör därför inte betraktas som exakta. Även i en annan tidigare genomförd studie konstaterade författarna att StormTac är en användbar modell för översiktlig dagvattenplanering, men att den inte är lämplig för detaljerad projektering (Elliot & Trowsdale, 2005).

Det hade varit intressant att undersöka och jämföra eventuella skillnader mellan införda platsspecifika värden med StormTacs egna uppmätta värden. Detta för att se om resultaten skulle bli lika eller om det skulle skilja sig åt. I detta projekt undersöktes inte StormTacs “undermodeller” och ekvationer i detalj, vilket gör att det inte går att säga vilka ingångsparametrar som påverkade resultatet mest. I StormTacs genererade rapporter om förorenings-spridning presenteras variationskoefficienten, CV , i form av färgkoder för att kunna se hur stor osäkerhet resultatet gav. Hänsyn till detta har inte tagits vid utvärdering och jämförelse av resultatet då fokus var att undersöka hur eventuella skillnader med respektive kommuns eventuella val av åtgärd. För planering av dagvattenåtgärder bör informationen om osäkerheten dock tas i beaktande. En tidigare undersökning visar på att det är ungefär 33 % av osäkerheten vid användandet av StormTac som beror på den införda nederbördsdatan (Stenvall, 2004). Det hade därför varit intressant att fördjupa arbetet genom att undersöka hur resultatet hade kunnat se ut med platsspecifik införd nederbördsdata.

Vidare kan det diskuteras huruvida användandet av reningsgrader vid modellering av dagvattenanläggningar påverkar resultatet. I detta projekt användes kommunernas egna reningsgrader för de ämnen som reningsgrader fanns tillgängliga för och för övriga ämnen användes StormTacs egna reningsgrader. Det hade varit intressant att veta hur kommunernas reningsgrader tagits fram för att kunna säga vilka som är “mest pålitliga” vid modellering. De avrinningskoefficienter som användes i modelleringen var hämtade från svenskt vattens publikation P110. Kanske hade StormTacs egna avrinningskoefficienter kunnat skilja sig något från dessa och därför kunnat medföra ett annat resultat.

5.3 Felkällor och sammanställning

Det första som bör understrykas är att den information som tagits upp i detta arbete endast är en del av de lagar, regler och bestämmelser som finns kring dagvattenhantering. Det kan finnas lagar och regler som inte tagits upp eller som säger emot något som beskrivits i denna rapport.

Viktigt att poängtera är att modelleringen genomförts efter tolkning av kommunernas eventuella val av reningsåtgärder. Det innebär att resultatet hade kunnat bli annorlunda om kommunerna själva undersökt lämpliga åtgärder efter Drevvikens behov. Det bör också understrykas att modelleringen genomförts med användning av verktygen CAD och StormTac, vilket innebär att mänskliga felkällor kan ha uppkommit vid uppmätning av området i CAD, vilket kan påverka hur StormTac framställde föroreningsrapporter. Modelleringen har genomförts efter de riktlinjer som kommunerna angett i frågeformulären och efter vad som tolkats personligen i deras olika dagvattendokument. Detta innebär att olika kommuners förslag på åtgärder kan tolkas olika beroende på vem som ansvarar för analyseringen, modelleringen och utvärderingen.

Då endast tre kommuners dagvattenstrategier undersöktes i modelleringen går det inte att säga om det skiljer sig på detta sätt mellan alla Sveriges kommuner. Det bör också beaktas att övrig information såsom platsspecifik nederbörd, markförutsättningar, geografiskt område, övrig kringliggande mark etc. inte tagits med i beräkningarna, vilket skulle kunna ha en betydande påverkan på det verkliga resultatet. Det betyder att det inte är säkert att de reningsåtgärder som använts vid modelleringen är bäst lämpade för området. Understrykas bör också att fokus i denna rapport har varit kommunernas arbete med dagvattenhantering, vilket innebär att övriga aktörer som skulle kunnat vara delaktiga inte har diskuterats eller tagits i beaktande. Det som går att säga utifrån dessa resultat är att utsläppen till recipienten kan komma att se olika ut beroende på vilken kommun som är ansvarig, vilka reningsmetoder som valts och beroende på vilka riktlinjer som följs. Det behöver finnas tydligare krav, uppföljningar, riktvärden och strategier kring hantering av dagvatten och medförande föroreningar för att alla kommuner ska arbeta mot samma mål och uppnå samma önskade resultat.

Slutsatser

- Det finns lagar och regler kring hantering av dagvatten, men kommuner och myndigheter kan ta egna beslut inom ett eget område.
- Det finns krav på att samtliga recipienter ska vara klassificerade och ha egna MKN. Statusen i recipienten får inte försämrats och MKN måste följas.
- Det är kommuner som är ansvariga över att se till att MKN följs och att det finns en fungerande VA-anläggning att nyttja vid behov.
- Dagvattenhanteringen ser olika ut i olika kommuner, vilket medför att utsläppsresultaten kan skilja sig åt beroende på vilken kommun som är ansvarig.
- Tolkning av kommuners dagvattenstrategier kan skilja sig mellan olika personer, vilket bör beaktas vid planering.

Referenser

(Alm, H. & Åström, A., 2014). *Kommunal dagvattenhantering - juridiska och finansiella aspekter*. (2014:07).

http://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2014-07.pdf [2021-04-17]

(Aryal, R., Vigneswaran, S., Kandasamy, J., Naidu, R., 2010). *Urban stormwater quality and treatment*. Korean J. Chem. Eng., 27(5), 1343-1359 (2010) DOI: 10.1007/s11814-010-0387-0 [2021-05-16]

(Björklund, K., 2016). *Sources and Fluxes of Organic Contaminants in Urban Runoff*. (ISBN 978-91-7385-480-1). Gothenburg: Department of Civil and Environmental Engineering Water Environment Technology, Chalmers university of technology. [2021-05-11]

(Boverket, 2014a). *Detaljplaneinstrumentet*.

<https://www.boverket.se/sv/PBL-kunskapsbanken/planering/detaljplan/detaljplaneinstrumentet/> [2021-03-23]

(Boverket, 2020a). *Användning av kvartersmark*.

<https://www.boverket.se/sv/PBL-kunskapsbanken/planering/detaljplan/planbestammelser/anvandning-av-kvartersmark/> [2021-01-27]

(Brinkmann, T., Giner Santonja, G., Yükseler, H., Roudier, S., Delgado Sancho, L., 2016). *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Common Waste Water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector*. (EUR 28112 EN). [2021-05-17]

(Elliot, A.H., Trowsdale, S.A., 2005). *A review of models for low impact urban stormwater drainage*. Environmental Modelling & Software 22 (2007) 394e405 [2021-05-25]

(Eriksson, E., Baun, A., Scholes, L., Ledin, A., Ahlman, S., Revitt, M., Noutsopoulos, C., Mikkelsen, P.S., 2007). *Selected stormwater priority pollutants—a European perspective*. Science of the Total Environment 383 (2007) 41–51. [2021-05-12]

(Färm, C., 2003). *Rening av dagvatten genom filtrering och sedimentation*. (VA-Forsk rapport Nr 16 mars 2003). Stockholm: Va-Forsk, Svenskt Vatten AB.

http://vav.griffel.net/filer/va-forsk_2003-16.pdf [2021-05-15]

(Göteborgs Stad, 2010). *Dagvatten, så här gör vi! Handbok för kommunal planering och förvaltning*. Göteborg: Göteborgs Stad.

<https://goteborg.se/wps/wcm/connect/d52c992f-e263-4e67-9097-0ae1b2069e6e/Dagvattenhandbok%2B2010.pdf?MOD=AJPERES> [2021-04-28]

(Göteborgs Stad, 2017). *Reningskrav för dagvatten*.

<https://goteborg.se/wps/wcm/connect/58de86c4-be7d-421c-b186-2cdccea811c6/Reningskrav+f%C3%B6r+dagvatten+-+G%C3%B6teborgs+Stad+2017-03-02.pdf?MOD=AJPERES> [2021-04-26]

(Göteborgs Stad, 2021). *Muntlig kommunikation*. Projektledare Kretslopp och vatten, Stadsutveckling. [2021-04-08]

(Havs- och vattenmyndigheten, 2015). *Juridiken kring vatten och avlopp*. (2015:15). Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.

<https://www.havochvatten.se/download/18.596b74d91518c04d1819127/1462284791685/rapport-2015-15-juridiken-kring-vatten-och-avlopp.pdf> [2021-04-09]

(Havs- och vattenmyndigheten, 2016). *Följder av Weserdomen: Analys av rättsläget med sammanställning av domar*. (2016:30). Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.

<https://www.havochvatten.se/download/18.53aacfc115874884dc91f2e8/1479909183500/hav-rapport-2016-30-foljder-av-weserdomen.pdf> [2021-03-29]

(Havs- och vattenmyndigheten, 2019). *Havs- och vattenmyndighetens författningssamling: Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.* (HVMFS 2019:25). Havs- och vattenmyndigheten.

<https://www.havochvatten.se/download/18.4705beb516f0bcf57ce1c145/1576576601249/HVMFS%202019-25-ev.pdf> [2021-05-05]

(Havs- och vattenmyndigheten, 2020). *Att klassificera ett vattens status.*

<https://www.havochvatten.se/planering-forvaltning-och-samverkan/vattenforvaltning/nationell-vagledning/statusklassning-av-ytvatten.html> [2021-04-02]

(Jordbruksverket, 2020). *Övergödning och läckage av växtnäring.*

<https://jordbruksverket.se/jordbruket-miljon-och-klimatet/overgodning-och-lackage-av-vaxtnaring> [2021-02-09]

(Larm, T., 2000). *Utformning och dimensionering av dagvattenreningsanläggningar.* (VA-Forsk rapport 2000 * 10). Stockholm: VAV AB i samarbete med Kungliga Tekniska Högskolan, KTH.

http://vav.griffel.net/filer/VA-Forsk_2000-10.pdf [2021-05-14]

(Larm, T. & Blecken, G., 2019). *Utformning och dimensionering av anläggningar för rening och flödesutjämning av dagvatten.* (2019:20).

<https://www.svenskvatten.se/contentassets/c8abaf832f154888aa018c23752bf5a9/svu-920.pdf> [2021-03-23]

(Livsmedelsverket, 2021). *Polycykliska aromatiska kolväten- PAH.*

<https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/miljogifter/polycykliska-aromatiska-kolvaten-pah> [2021-02-06]

(Länsstyrelsen VISS, u.å.a). *Statusklassning.*

<http://extra.lansstyrelsen.se/viss/Sv/detta-beskrivs-i-viss/statusklassning/Pages/default.aspx> [2021-03-30]

(Länsstyrelsen VISS, u.å.b). *Ekologisk status/potential.*

<http://extra.lansstyrelsen.se/viss/Sv/detta-beskrivs-i-viss/statusklassning/ekologisk-statuspotential/Pages/ekologisk%20status.aspx> [2021-03-30]

(Länsstyrelsen VISS, u.å.c). *Kemisk status.*

<http://extra.lansstyrelsen.se/viss/Sv/detta-beskrivs-i-viss/statusklassning/kemisk-status/Pages/default.aspx> [2021-03-30]

(Länsstyrelsen VISS, u.å.d). *Kvantitativ grundvattenstatus.*

<http://extra.lansstyrelsen.se/viss/Sv/detta-beskrivs-i-viss/statusklassning/kvant-grundvattenstatus/Pages/default.aspx> [2021-03-30]

(Länsstyrelsen Stockholm, 2009). *Kommunal VA-planering: Manual med tips och checklistor.*

(2009:07). Länsstyrelsen i Stockholms län.

<https://www.lansstyrelsen.se/download/18.15ddfd0e16ed55d34793ba96/1576681019580/rapport-2009-07.pdf> [2021-03-23]

(Miljöbarometern, 2021). *Makadamdike.*

<https://miljobarometern.stockholm.se/vatten/atgarder/makadamdike/> [2021-05-16]

(Miljösamverkan, 2014). *Handläggarstöd om dagvatten.*

<http://www.miljosamverkanvg.se/SiteCollectionDocuments/Projekt%20och%20rapporter/Vatten/Dagvatten%202013-2014/Handl%C3%A4ggarst%C3%B6d%20slutgiltigt/Hel-rapport-1%C3%A4nkad-bild-framsida.pdf> [2021-03-23]

(Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2020). *Riktlinjer och riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till dagvattennät och recipient.* (R2020:13). Göteborg: Miljöförvaltningen.

https://goteborg.se/wps/wcm/connect/a227da55-ea58-4410-a00f-ba75014080e4/N800_R_2020_13_Riktlinjer+och+riktv%C3%A4rden+f%C3%B6r+utsl%C3%A4pp+av+f%C3%B6rorenat+vatten.pdf?MOD=AJPERES [2021-04-12]

(Nationalencyklopedin, u.å.). *Datorstödd konstruktion*.

<http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/datorstödd-konstruktion> [2021-05-09]

(Naturvårdsverket, 2017a). *Föroreningar i dagvatten*.

<https://naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2017/Foreningar-i-dagvatten.pdf> [2021-02-03]

(Naturvårdsverket, 2017b). *Analys av kunskapsläget för dagvattenproblematiken: Redovisning av regeringsuppdrag*. (NV-08972-16). Naturvårdsverket.

<https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2017/analys-kunskapslaget-dagvattenproblematiken.pdf> [2021-02-05]

(Naturvårdsverket, 2020a) . *Dagvatten*.

<https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Vatten/Avloppsvatten/Dagvatten/> [2021-01-25]

(Naturvårdsverket, 2020b). *Metaller*

<https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/> [2021-01-28]

(PBL 2010:900). *Plan- och bygglag*. Finansdepartementet SPN BB.

https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/plan--och-bygglag-2010900_sfs-2010-900 [2021-03-23]

(Pitt, 2001). *Methods for detection of inappropriate discharges to storm drainage systems. Background Literature and Summary of Findings*. Department of Civil and Environmental Engineering The University of Alabama Tuscaloosa, Alabama 35487 [2021-05-26]

(Region Gotland, 2018). *Dagvattenhandbok*. Region Gotland.

<https://www.gotland.se/dagvattenhandbok> [2021-04-12]

(Region Gotland, 2021). *Muntlig kommunikation*. VA-utvecklare, Teknikförvaltningen, Region Gotland. [2021-04-02]

(SFS 2006:412). *Lag om allmänna vattentjänster*. Miljödepartementet.

https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/lag-2006412-om-allman-na-vattentjanster_sfs-2006-412 [2021-03-23]

(SFS 2017:725). *Kommunallag*. Finansdepartementet K.

https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/kommunallag-2017725_sfs-2017-725 [2021-03-22]

(SFS 2018:2103). *Vattenförvaltningsförordning*. Miljödepartementet.

https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-2004660-om-forvaltning-av_sfs-2004-660 [2021-03-23]

(SFS 2020:1174). *Miljöbalk*. Miljödepartementet.

https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalk-1998808_sfs-1998-808 [2021-03-22]

(Stenvall B, 2004). *Känslighets- och osäkerhetsanalys av parametrar och indata i dagvatten- och recipientmodellen StormTac*. Institutionen för geovetenskaper, Uppsala ISSN: 1401-5765

<http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:159172/FULLTEXT01.pdf> [2021-05-24]

- (Stockholm vatten och avfall, 2017a). *Dagvatten*.
<https://www.stockholmvattenochavfall.se/vatten-och-avlopp/avloppsvatten/dagvatten/> [2021-02-08]
- (Stockholm vatten och avfall, 2017b). *I Mark*.
<https://www.stockholmvattenochavfall.se/dagvatten/tekniska-losningar2/anlaggningar-for-kvarteremark/i-mark/> [2021-03-18]
- (StormTac, 2020). *Method description*.
http://www.stormtac.com/?page_id=2049 [2021-02-26]
- (Sundsvalls kommun, 2020). *Dagvattenplan*. (KS-2019-00539). Sundsvalls kommun.
<https://sundsvall.se/wp-content/uploads/2020/12/Dagvattenplan-2020.pdf> [2021-04-28]
- (Sundsvalls kommun, 2021). *Muntlig kommunikation*. Dagvattensamordnare, MittSverige Vatten & Avfall. [2021-03-25]
- (Svenskt vatten, 2016a). *Avledning av dag-, drän- och spillvatten: Funktionskrav, hydraulisk dimensionering och utformning av allmänna avloppssystem. Del I - Policy och funktionskrav för samhällets avvattning*. (Publikation P110 - Del I). Svenskt vatten.
http://vav.griffel.net/filer/P110_del1_web_low_180320.pdf [2021-03-22]
- (Svenskt vatten, 2016b). *Weserdomen*.
<https://www.svensktvatten.se/globalassets/organisation-och-juridik/weserdomen.pdf> [2021-04-31]
- (Svenskt vatten, 2016c). *Miljökrav enligt miljöbalken*.
<https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/juridik/oversikt-reglering/miljokrav-enligt-miljobalken/> [2021-03-22]
- (Svenskt vatten 2019a). *Allmänna bestämmelser VA*.
<https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/juridik/oversikt-reglering/allmanna-bestammelser-abva/> [2021-03-17].
- (Svenskt vatten, 2021). *Miljö kvalitetsnormer för vatten*.
<https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/utslapp-och-recipient/miljokvalitetsnormer/> [2021-04-14]
- (VA-verket, 2003). *Dagvatten inom planlagda områden*. Göteborg: VA-verket.
https://goteborg.se/wps/wcm/connect/823376f9-2624-4394-81a1-2723cb18330e/OPA_Dagvattenplan.pdf?MOD=AJPERES [2021-04-12]
- (VISS, 2021). *Drevviken*.
<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA27714985> [2021-05-03]
- (Wu, J., Larm, T., Wahlsten, A., Marsalek, J., Viklander, M., 2021). *Uncertainty inherent to a conceptual model StormTac Web simulating urban runoff quantity, quality and control*, *Urban Water Journal*. Taylor & Francis. [2021-05-24]

Appendix

A1 StormTac - Förorenings-spridning befintlig situation

3. Pollutant transport

3.1 Input data

- Yearly base flow and stormwater flow according to 1. Runoff.
- Standard concentrations for base flow and stormwater flow according to updated tables on www.stormtac.com.

Land use	Factor *
Forest	5.0
Meadow	5.0

* Roads: factor value = traffic intensity= 0-200. Unit: x 1000 vehicles/day. Other land use: factor value = 5 (1-10). Unit: -. 5 = standard (default) concentration value from the data base for the specific land use, 0 = minimum concentration value, 10 = maximum concentration value.

Base flow concentration (µg/l) per land use

Land use	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Forest	15	220	0.80	4.0	10	0.030	0.40	0.50	1500	0.0010
Meadow	30	930	0.80	9.2	20	0.045	1.6	1.0	2000	0.0010

Runoff flow concentration (µg/l) per land use. SD = Standard Deviation. nd = no data

Land use	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Forest	17	450	6.0	6.5	15	0.20	3.9	6.3	34000	0.010
SD	280	880	20	23	97	4.5	7.8	5.3	110000	nd
Meadow	160	1000	6.0	11	30	0.40	3.0	2.0	45000	0.010
SD	290	3500	62	8.5	23	0.16	1.2	nd	210000	nd

Classification of uncertainty	High certainty	Average certainty	Low certainty
-------------------------------	----------------	-------------------	---------------

3.2 Output data

Base flow concentration (µg/l) without treatment

	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Base flow concentration	27	780	0.80	8.1	18	0.042	1.3	0.89	1900	0.0010

Absolute uncertainty (+/-)	5.3	160	0.16	1.6	3.6	0.0083	0.27	0.18	380	0.00020
----------------------------	-----	-----	------	-----	-----	--------	------	------	-----	---------

Runoff flow concentration (µg/l) without treatment

	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Runoff flow concentration	130	880	6.0	10	27	0.36	3.2	2.9	43000	0.010
Absolute uncertainty (+/-)	26	180	1.2	2.0	5.3	0.071	0.64	0.59	8500	0.0020

Base flow load (kg/year) without treatment

	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Base flow load	0.029	0.85	0.00087	0.0088	0.019	0.000046	0.0015	0.00097	2.1	0.0000011
Absolute uncertainty (+/-)	0.0092	0.27	0.00028	0.0028	0.0061	0.000014	0.00046	0.00031	0.65	0.00000034

Runoff flow load (kg/year) without treatment

	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Pollutant load	0.067	0.46	0.0031	0.0052	0.014	0.00019	0.0017	0.0015	22	0.0000052
Absolute uncertainty (+/-)	0.021	0.15	0.00099	0.0017	0.0044	0.000059	0.00053	0.00048	7.0	0.0000016

Pollutant concentrations (µg/l) (stormwater + base flow) without treatment

Comparison against target value where the greyed/bold cells show exceeding target value. Total fractions are referred to where nothing else is stated.

		P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Calculation	C	60	810	2.5	8.7	21	0.14	1.9	1.6	15000	0.0039
Criteria	$C_{cr,sw}$	160	2000	8.0	18	75	0.40	10	15	40000	0.030
Absolute uncertainty (+/-)	C	18	240	0.78	2.6	6.0	0.046	0.56	0.46	5200	0.0013
Relative uncertainty (%)	C	30	30	32	30	29	32	29	29	34	32

Pollutant loads (kg/year) (stormwater + base flow) without treatment

	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
--	---	---	----	----	----	----	----	----	----	-----

Pollutant load	0.096	1.3	0.0040	0.014	0.033	0.00023	0.0031	0.0025	24	0.000063
Absolute uncertainty (+/-)	0.023	0.30	0.0010	0.0032	0.0076	0.000060	0.00070	0.00057	7.1	0.000017
Relative uncertainty (%)	24	23	26	23	23	26	22	23	29	27

Pollutant loads (kg/ha/year) (stormwater + base flow) without treatment

P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
0.14	1.9	0.0057	0.020	0.047	0.00033	0.0044	0.0036	34	0.000089

Pollutant concentrations (µg/l) per land use with stormwater+base flow without treatment

Land use	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Forest	16	291	2.5	4.8	12	0.085	1.5	2.4	12006	0.0039
Meadow	72	955	2.5	9.8	23	0.16	2.1	1.3	15891	0.0039

Pollutant loads (kg/year) per land use with stormwater+base flow without treatment

Land use	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Forest	0.0055	0.10	0.00087	0.0017	0.0041	0.000030	0.00054	0.00083	4.2	0.0000014
Meadow	0.091	1.2	0.0031	0.012	0.029	0.00020	0.0026	0.0017	20	0.0000049

Baseflow load (kg/year) per land use without treatment

Land use	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Forest	0.0036	0.051	0.00019	0.00095	0.0024	0.0000071	0.000095	0.00012	0.36	0.00000024
Meadow	0.026	0.80	0.00068	0.0079	0.017	0.000038	0.0014	0.00085	1.7	0.00000085

Stormwater load (kg/year) per land use without treatment

Land use	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Forest	0.0019	0.051	0.00068	0.00074	0.0017	0.000023	0.00044	0.00071	3.8	0.0000011
Meadow	0.065	0.41	0.0024	0.0045	0.012	0.00016	0.0012	0.00082	18	0.0000041

A2 StormTac - Föroreningsspridning planerad situation

3. Pollutant transport

3.1 Input data

- Yearly base flow and stormwater flow according to 1. Runoff.
- Standard concentrations for base flow and stormwater flow according to updated tables on www.stormtac.com.

Land use	Factor *
Forest	5.0
Gravel	
Roof	5.0
Mixed green area	5.0
Pavers	
Artificial turf field	
Asphalt surface	5.0

* Roads: factor value = traffic intensity= 0-200. Unit: x 1000 vehicles/day. Other land use: factor value = 5 (1-10). Unit: -. 5 = standard (default) concentration value from the data base for the specific land use, 0 = minimum concentration value, 10 = maximum concentration value.

Base flow concentration (µg/l) per land use

Land use	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Forest	15	220	0.80	4.0	10	0.030	0.40	0.50	1500	0.0010
Gravel	21	880	0.50	5.0	10	0.025	0.50	1.0	1200	0.0010
Roof	21	880	0.50	5.0	10	0.025	0.50	1.0	1200	0.0035
Mixed green area	35	880	0.72	3.3	7.7	0.025	0.30	0.54	11000	0.0010
Pavers	21	880	0.50	5.0	10	0.025	0.50	1.0	1200	0.0010
Artificial turf field	32	1800	1.7	6.0	72	0.090	2.2	8.8	30000	0.0070
Asphalt surface	21	880	0.50	5.0	10	0.025	0.50	1.0	1200	0.17

Runoff flow concentration (µg/l) per land use. SD = Standard Deviation. nd = no data

Land use	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Forest	17	450	6.0	6.5	15	0.20	3.9	6.3	34000	0.010
SD	280	880	20	23	97	4.5	7.8	5.3	110000	nd
Gravel	42	2000	2.2	12	33	0.11	1.0	0.85	9700	0.010
SD	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Roof	170	1200	2.6	7.5	28	0.80	4.0	4.5	25000	0.010
SD	230	2900	440	1000	5900	160	nd	nd	29000	75

Mixed green area	120	1000	6.0	12	23	0.27	1.8	1.0	43000	0.010
SD	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Pavers	57	2000	2.4	13	33	0.14	1.9	1.3	9400	0.010
SD	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Artificial turf field	32	1800	1.7	6.0	72	0.090	2.2	8.8	30000	0.0070
SD	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Asphalt surface	85	1800	3.0	21	20	0.27	7.0	4.0	7400	0.010
SD	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

Classification of uncertainty	High certainty	Average certainty	Low certainty
-------------------------------	----------------	-------------------	---------------

3.2 Output data

Base flow concentration (µg/l) without treatment

	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Base flow concentration	26	860	0.72	4.3	14	0.030	0.53	1.3	7200	0.024
Absolute uncertainty (+/-)	5.3	170	0.14	0.85	2.7	0.0061	0.11	0.27	1400	0.0049

Runoff flow concentration (µg/l) without treatment

	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Runoff flow concentration	110	1500	2.9	13	26	0.44	4.5	3.6	17000	0.0100
Absolute uncertainty (+/-)	22	310	0.58	2.7	5.2	0.089	0.89	0.71	3400	0.0020

Base flow load (kg/year) without treatment

	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Base flow load	0.019	0.60	0.00050	0.0030	0.0096	0.000021	0.00037	0.00094	5.0	0.000017
Absolute uncertainty (+/-)	0.0059	0.19	0.00016	0.00095	0.0030	0.0000067	0.00012	0.00030	1.6	0.0000054

Runoff flow load (kg/year) without treatment

	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
--	---	---	----	----	----	----	----	----	----	-----

Pollutant load	0.30	4.2	0.0078	0.036	0.070	0.0012	0.012	0.0096	46	0.000027
Absolute uncertainty (+/-)	0.095	1.3	0.0025	0.011	0.022	0.00038	0.0038	0.0030	14	0.0000085

Pollutant concentrations (µg/l) (stormwater + base flow) without treatment

Comparison against target value where the greyed/bold cells show exceeding target value. Total fractions are referred to where nothing else is stated.

		P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Calculation	C	94	1400	2.5	12	24	0.36	3.7	3.1	15000	0.013
Criteria	C _{cr,sw}	160	2000	8.0	18	75	0.40	10	15	40000	0.030
Absolute uncertainty (+/-)	C	34	480	0.88	4.1	8.2	0.13	1.3	1.1	5200	0.0040
Relative uncertainty (%)	C	36	34	36	36	35	37	37	35	35	30

Pollutant loads (kg/year) (stormwater + base flow) without treatment

	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Pollutant load	0.32	4.8	0.0083	0.039	0.080	0.0012	0.012	0.011	51	0.000044
Absolute uncertainty (+/-)	0.095	1.3	0.0025	0.011	0.022	0.00038	0.0038	0.0030	14	0.000010
Relative uncertainty (%)	30	28	30	29	28	31	31	29	29	23

Pollutant loads (kg/ha/year) (stormwater + base flow) without treatment

P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
0.45	6.8	0.012	0.055	0.11	0.0017	0.018	0.015	72	0.000062

Pollutant concentrations (µg/l) per land use with stormwater+base flow without treatment

Land use	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Forest	16	291	2.5	4.8	12	0.085	1.5	2.4	12006	0.0039
Gravel	33	1552	1.5	9.2	24	0.076	0.80	0.91	6301	0.0064
Roof	160	1178	2.5	7.3	27	0.75	3.8	4.3	23402	0.0096
Mixed green area	62	916	2.4	6.1	13	0.10	0.78	0.69	21148	0.0039
Pavers	52	1858	2.2	12	30	0.13	1.7	1.3	8323	0.0089
Artificial turf field	32	1800	1.7	6.0	72	0.090	2.2	8.8	30000	0.0070

Asphalt surface	79	1713	2.8	19	19	0.25	6.4	3.7	6818	0.025
-----------------	----	------	-----	----	----	------	-----	-----	------	-------

Pollutant loads (kg/year) per land use with stormwater+base flow without treatment

Land use	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Forest	0.0020	0.036	0.00031	0.00060	0.0014	0.000011	0.00019	0.00030	1.5	0.00000049
Gravel	0.0038	0.17	0.00017	0.0010	0.0027	0.0000086	0.000090	0.00010	0.71	0.00000072
Roof	0.18	1.3	0.0027	0.0081	0.030	0.00083	0.0042	0.0047	26	0.000011
Mixed green area	0.026	0.38	0.0010	0.0025	0.0053	0.000043	0.00033	0.00029	8.8	0.0000016
Pavers	0.028	0.98	0.0011	0.0063	0.016	0.000066	0.00091	0.00066	4.4	0.0000047
Artificial turf field	0.0025	0.14	0.00013	0.00046	0.0056	0.0000069	0.00017	0.00068	2.3	0.00000054
Asphalt surface	0.081	1.8	0.0028	0.020	0.020	0.00025	0.0065	0.0038	7.0	0.000025

Baseflow load (kg/year) per land use without treatment

Land use	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Forest	0.0013	0.018	0.000068	0.00034	0.00084	0.0000025	0.000034	0.000042	0.13	0.000000084
Gravel	0.00092	0.039	0.000022	0.00022	0.00045	0.0000011	0.000022	0.000045	0.054	0.000000045
Roof	0.0015	0.065	0.000037	0.00037	0.00074	0.0000019	0.000037	0.000074	0.089	0.00000026
Mixed green area	0.0098	0.25	0.00020	0.00093	0.0022	0.0000069	0.000084	0.00015	3.0	0.00000028
Pavers	0.0014	0.058	0.000033	0.00033	0.00066	0.0000017	0.000033	0.000066	0.080	0.000000066
Artificial turf field	0.0017	0.094	0.000089	0.00031	0.0038	0.0000047	0.00011	0.00046	1.6	0.00000037
Asphalt surface	0.0020	0.084	0.000048	0.00048	0.00096	0.0000024	0.000048	0.000096	0.12	0.000016

Stormwater load (kg/year) per land use without treatment

Land use	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	BaP
Forest	0.00069	0.018	0.00024	0.00026	0.00060	0.0000081	0.00016	0.00025	1.4	0.00000040
Gravel	0.0028	0.14	0.00015	0.00081	0.0022	0.0000075	0.000068	0.000058	0.66	0.00000068
Roof	0.18	1.2	0.0027	0.0077	0.029	0.00083	0.0041	0.0046	26	0.000010
Mixed green area	0.016	0.13	0.00081	0.0016	0.0031	0.000036	0.00024	0.00013	5.8	0.0000013
Pavers	0.026	0.92	0.0011	0.0060	0.015	0.000064	0.00087	0.00060	4.3	0.0000046
Artificial turf field	0.00080	0.045	0.000042	0.00015	0.0018	0.0000022	0.000055	0.00022	0.75	0.00000017
Asphalt surface	0.079	1.7	0.0028	0.019	0.019	0.00025	0.0065	0.0037	6.9	0.0000093

A3 StormTac - Reningsgrader

Gotland

1. Anläggning I StormTac Web	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	BaP
Våt damm	55	35	75	60	60	50	75	50	30	80	75
Översilningsyta	40	30	55	55	50	55	45	45	20	70	80
Gräsdike, öppet dike, vägdike	30	20	40	20	55	35	35	50	10	65	15

Sundsvall

1. Anläggning I StormTac Web	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	BaP
Våt damm	55	35	75	60	60	50	75	50	30	80	75
Makadamdike, krossdike	60	55	80	65	85	85	55	65	45	80	60
Perkolationsmagasin	35	45	75	60	70	60	50	55	40	80	55
Gräsdike, öppet dike, vägdike	30	20	40	20	55	35	35	50	10	65	15

Göteborg

Facility in StormTac Web	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	BaP
Makadamdike, krossdike	60	55	80	65	85	85	55	65	45	80	60
Biofilter	65	40	80	65	85	85	55	75	80	80	85