



UPPSALA
UNIVERSITET

W 17032

Examensarbete 30 hp
November 2017

Källspårning och åtgärdsförslag för rening av dagvatten från Lunda industriområde i Stockholm

Caroline Dahl

REFERAT

Källspårning och åtgärdsförslag för rening av dagvatten från Lunda industriområde i Stockholm

Caroline Dahl

I takt med att allt fler flyttar in till städer och städerna växer ökar också mängden hårdgjorda ytor i samhället. Detta innebär även färre möjligheter för regn att infiltrera ner i marken utan avrinningen på ytan ökar vilket ger upphov till stora mängder dagvatten inom städerna. Detta dagvatten för med sig föroreningar som har deponerats på ytan av bland annat trafik och från luften, vilket innebär att dagvattnet kan innehålla höga koncentrationer av metaller och näringsämnen. Då dagvatten ofta leds orenat ut till närliggande recipienter innebär detta en stor påverkan på sjöar och vattendrag inom stadsmiljön.

Bällstaån är ett sådant vattendrag som får ta emot dagvatten från flera olika områden och i dagsläget är det ett av Stockholms mest förorenade vattendrag. Framför allt har höga halter av näringsämnen och metaller uppmätts vid de senaste provtagningarna 2016 men även höga halter av PAH och PFOS. Idag uppnår Bällstaån varken god ekologisk eller kemisk status och för att komma till rätta med detta genomförs nu flera utredningar av källor till föroreningar i området.

Kring Bällstaån finns flera industri- och kontorsområden som leder dagvatten rakt ut i ån. Ett sådant är Lunda industriområde som varit fokus för detta arbete. Lunda Industriområde är ett 76 ha stort område med blandade industri- och kontorsbyggnader. För att undersöka potentiella källor till föroreningar samt koncentrationer i dagvattnet har inventering av platsen samt modelleringar i SEWSYS genomförts inom detta projekt. Dessa har visat på att trafik är största källan till de flesta föroreningar från området men att korrosion av zinkmaterial är största anledningen till höga halter av zink i dagvattnet. Modelleringarna tyder även på stora skillnader i föroreningskoncentrationer mellan dagvatten som avrinner på tak och på mark.

För att förbättra kvaliteten på dagvattnet från området har flera olika åtgärdslösningar undersökts och jämförts med varandra. Eftersom området är tätbebyggt samt underliggande jordlager till största del består av berg och lera har storskaliga lösningar samt infiltrationslösningar bedömts olämpliga för området. Därför har fokus legat på mindre lösningar som i första hand syftar till att rena dagvattnet och i andra hand till att fördröja dagvattnet.

De lösningar som bedöms som lämpligast för området är dräneringsstråk längs vägar, då dessa kan uppnå hög reningsgrad och dagvattnet från vägar innehåller högst koncentrationer av de undersökta föroreningarna. Dessa skulle även med fördel kunna kombineras med större biofilter eller genomsläppliga ytor på parkeringar för ökad fördröjning. För takdagvatten bedöms både rening med biofilter och underjordiskt magasin ge tillfredställande resultat

Nyckelord: Dagvatten, dagvatten rening, källspårning, SEWSYS

Institutionen för Geovetenskaper, Villavägen 16, SE-75236 Uppsala. ISSN 1401-5765.

ABSTRACT

Source control and suggestions of remediation actions to reduce storm water pollutants from Lunda industrial area in Stockholm.

Caroline Dahl

When more and more people move to the city and the cities expand, so does the amount of impermeable surfaces. This leads to reduced surfaces where rain is allowed to infiltrate the ground. This in turn leads to an increased amount of surface runoff and large amounts of storm water within our cities. On its way through the city the storm water adsorbs pollutants that have been deposited on the surface by traffic and from the air and transports them to nearby waterways and lakes. Since storm water is often released to the recipient without treatment it can have a significant effect on the water quality.

Bällstaån is one waterway that receives large amounts of storm water from urbanized areas which has resulted in it being one of the most polluted waterways in Stockholm. Mainly high concentrations of nutrients, such as phosphorus, nitrogen, and metals have been recorded during the most recent sampling in 2016. High concentrations of PAH and PFOS have also been detected and to improve the chemical and ecological status of the waterway possible sources of these contaminants are being investigated within the area.

One possible source that has been identified is storm water from Lunda industrial area located within the runoff area of Bällstaån. Lunda industrial area is about 76 ha and is mainly composed of a mix of industry buildings and offices. To determine potential sources of contaminants within the area an inventory of the site was conducted as well as a storm water simulation in the model SEWSYS with site specific data within this project. The results show that traffic is the largest contributor to pollutants in the storm water from the area but also that zinc corrosion, mainly from fences, is the largest source of zinc. The results from SEWSYS also show that storm water from roofs had lower concentrations of metals and PAH than storm water from roads and other hard surfaces on the ground.

To improve the quality of the storm water from the area and reduce concentrations of pollutants several different methods were investigated. Since the area is an urban area with limited amount of open areas for large-scale treatment of storm water mainly small-scale methods have been investigated. Since the soil matrix is mainly composed of hard rock and clay the infiltration capacity of the area is considered poor and therefore solutions only based on infiltration have been deemed unsuitable. The main focus of the project has been on investigating how well the methods can treat the water but their ability to delay and store water have also been briefly estimated.

The solutions considered to be most suitable for the area are ditches or trenches in connection to roads since most of the contaminants originate from these areas and these methods have a high reduction capacity for most contaminants. Biofilters or permeable surfaces could also be used as a complement to increase the amount of storm water that can be treated and stored and to reduce the amount of impermeable surfaces within the area and thereby reduce the amount of storm water in the first place. For roof runoff both biofilters and underground storage performed well enough to reduce concentrations of all pollutants except nitrogen below the guidelines.

Key words: Storm water, storm water treatment, source tracking, SEWSYS

Department of Earth Sciences, Villavägen 16, SE-75236 Uppsala. ISSN 1401-5765.

FÖRORD

Detta examensarbete har utförts inom civilingenjörsprogrammet I miljö och vattenteknik vid Uppsala universitet och omfattar 30 hp. Arbetet har utförts för Research Institutes of Sweden, RISE, med handledning av Helen Sörelius. Ämnesgranskare har varit Mattias Winterdahl, universitetslektor vid institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära vid Uppsala universitet. Examinator har varit Björn Claremar vid institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten-, och landskapslära vid Uppsala universitet.

Främst vill jag tacka min handledare Helen Sörelius för allt engagemang och allt stöd under arbetets gång. Jag vill även tacka Jenny Pirard och Kerstin Spångberg på Miljöförvaltningen för hjälp med att ta fram underlag samt all personal på RISE för ett trevligt bemötande. Avslutningsvis vill jag rikta ett särskilt tack till Emelie Holm för uppmuntran och stöd i arbetets slutskede.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

När regn faller på genomsläppliga ytor infiltrerar det till största del ner genom jorden eller avdunstar men för regn som faller inom stadsmiljö ser det lite annorlunda ut. Eftersom städer till stor del består av hårdgjorda ytor som tak och vägar finns det små möjligheter för vattnet att infiltrera. Det finns också betydligt färre växter i städer som kan ta upp regnvatten och därför avrinner regnvattnet istället längs stadens ytor. Det är detta vatten som kallas dagvatten och det är ofta tätt förknippat med problem så som översvämningar och förorening av vattendrag i stadsmiljö. Då regnet i sig oftast innehåller låga koncentrationer av föroreningar kommer föroreningarna i dagvatten i största grad från sådant det för med sig från ytorna det rinner över. Vanliga dagvattenföroreningar är exempelvis näringsämnen och metaller som avsatts på stadens ytor genom bland annat trafik, byggmaterial och avföring från djur.

För att minimera problemen med dagvatten finns det flera olika typer av lösningar och på senare tid har det blivit allt mer populärt att ta till vara på dagvattnet och avleda det på ett sätt som förbättrar stadsbilden. Detta kan till exempel vara genom öppna dagvattendiken, planteringar, dammar eller till och med våtmarker. Dammar och våtmarker har inte bara förmågan att ta hand om och fördröja stora mängder dagvatten vid kraftiga regn utan kan både bidra till att öka den biologiska mångfalden och ge rekreativvärden för de boende i urbaniserade områden. Dock kräver dessa dagvattenlösningar stor plats vilket inte alltid är lätt att hitta inne i städer.

För redan bebyggda områden kan det därför vara lämpligare med mer yteffektiva lösningar. Exempel på lösningar som kan fungera väl i stadsmiljö då storlek och utformning kan anpassas efter platsen är bland annat biofilter och vägdiken. Biofilter är anlagda planteringar till vilka dagvatten leds och sedan får infiltrera ned genom växtmaterialet. Rening och fördröjning uppnås dels då vattnet infiltrerar men också genom att växter tar upp vatten och binder föroreningar. Diken längs vägar kan antingen fungera som avledning enbart genom att dagvattnet får rinna genom ett grusmagasin längs väggkanten. Detta ger en viss rening men för att öka mängden föroreningar som kan avskiljas samt förbättra stadsbilden och öka avdunstningen kan gräs eller andra växter planteras ovanpå diket vilket kan avskilja en större mängd föroreningar då vattnet infiltrerar ned i diket. Även Gröna tak har blivit allt populärare på senare tid, främst för sina estetiska egenskaper men också för att de kan minska avrinningen från tak vid mindre regn då vattnet istället tas upp av växter. För alla dagvattenlösningar som bygger på system med växter finns det oändliga variationer att utforma dem på och dess prestanda beror till stor del på valet av växtmaterial, växter och hur de underhålls.

En fallstudie har gjorts över Lunda industriområde i Stockholm för att undersöka källor till föroreningar i området samt mängden föroreningar i dagvattnet och möjliga åtgärder som skulle kunna vidtas för att förbättra kvaliteten. I dagsläget rinner dagvatten från Lunda orenat direkt ut i Bällstaån som rinner precis bredvid området. Till Bällstaån leds även dagvatten från flera andra tätbebyggda områden i närheten och vattenkvaliteten är mycket dålig. Framför allt har Bällstaån problem med höga halter av näringsämnen fosfor och kväve samt zink, koppar, polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och perfluorerade alkylyror (PFAS).

Vid inventering av området noterades mycket hög andel hårdgjorda ytor och området bestod till största del av byggnader och mycket breda vägar. En stor andel zinkytor i form av staket, lyktstolpar och brandtrappor identifierades samt en biluppställningsplats i södra delen av området som skulle kunna vara en källa till framför allt metaller, PAH och PFAS. Vid modelleringar av dagvattenflödet från området konstaterades höga halter av framför allt kväve, koppar, zink och PAH. Kväve och zink var de föroreningar som relativt sett överskred sina respektive gränsvärden mest. Då kväve till stor del kommer från luften och med regnet är det svårt att inom Lunda vidta några åtgärder för att förhindra uppkomst. För zink däremot tros största delen av föroreningarna komma från de förzinkade ytor som identifierats på platsen. Detta innebär att genom att måla dessa ytor kan mängden zink som korroderas minskas kraftigt då vattnet inte längre kommer i direktkontakt med zinkytan.

Under modelleringen konstaterades även att skillnaderna mellan dagvattnet från tak och dagvattnet från markytan var mycket stor och att koncentrationerna över lag var avsevärt lägre i dagvattnet som kom från tak. Därför föreslås att markdagvatten och takdagvatten renas separat då det innebär betydligt mindre mängder av kraftigt förorenat vatten som behöver renas. För takvattnet har jämförelse mellan flera olika dagvattenlösningar visat att både biofilter och ett större underjordiskt magasin skulle kunna vara lämpliga lösningar då de klarar att reducera koncentrationen av alla föroreningar utom kväve under föreslagna gränsvärden. För markdagvatten anses dräneringsstråk längs vägar som den mest lämpliga lösningen då de visat sig ha god förmåga att reducera undersökta föroreningar samt att största delen föroreningar kommer från vägar och trafik.

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	SYFTE OCH MÅL	1
1.2	FRÅGESTÄLLNINGAR.....	2
1.3	AVGRÄNSNINGAR.....	2
2	BAKGRUND.....	2
2.1	DEFINITION AV DAGVATTEN	2
2.2	RECIPIENTPÅVERKAN FRÅN DAGVATTEN	3
2.3	JURIDIK	3
2.4	YTVATTENKLASSIFICERING.....	5
2.5	DAGVATTENHANTERING I STOCKHOLM	5
2.6	RENING AV DAGVATTEN.....	6
2.6.1	Dammar.....	7
2.6.2	Biofilter	7
2.6.3	Dräneringsstråk.....	8
2.6.4	Infiltrationsanläggningar	8
2.6.5	Gröna tak.....	9
2.6.6	Genomsläpplig beläggning.....	10
2.6.7	Brunnsfilter.....	10
2.6.8	Underjordiska dagvattenmagasin	11
3	OMRÅDESBESKRIVNING.....	11
3.1	LUNDA INDUSTRIOMRÅDE	11
3.2	BÄLLSTAÅN	15
3.2.1	Zink.....	16
3.2.2	Koppar.....	17
3.2.3	Fosfor	17
3.2.4	Kväve	18
3.2.5	PAH	19
3.2.6	PFAS	19
4	METOD.....	22
4.1	DELOMRÅDEN	22
4.2	INVENTERING AV OMRÅDET.....	22
4.2.1	Takyta	23
4.2.2	Gröna ytor	23
4.2.3	Vägyta	23

4.2.4	Övrig hårdgjord yta.....	23
4.2.5	Punktkällor inom området.....	24
4.3	SEWSYS-MODELLEN.....	24
4.4	SCHABLONVÄRDEN FRÅN STORMTAC	25
4.5	ÅTGÄRDSLÖSNINGAR FÖR AVRINNINGEN.....	26
4.5.1	Avrinningskoefficient	26
4.5.2	Dimensionerande flöde	27
4.5.3	Åtgärdslösningar som har undersökts.....	28
5	RESULTAT OCH OBSERVATIONER.....	28
5.1	INVENTERING AV OMRÅDET	28
5.1.1	Takyta	29
5.1.2	Gröna ytor	30
5.1.3	Vägyta.....	30
5.1.4	Övrig hårdgjord yta.....	32
5.1.5	Punktkällor inom området.....	32
5.2	MODELLERING I SEWSYS	33
5.2.1	Takdagvatten	36
5.2.2	Markdagvatten.....	37
5.3	SCHABLONVÄRDEN FRÅN STORMTAC	40
5.4	ÅTGÄRDSLÖSNINGAR FÖR AVRINNINGEN.....	41
5.4.1	Avrinning	41
5.4.2	Takdagvatten	43
5.4.3	Markdagvatten.....	45
6	DISKUSSION.....	47
6.1	DELOMRÅDEN	47
6.2	INVENTERING AV OMRÅDET	47
6.2.1	Takyta	47
6.2.2	Grönyta.....	47
6.2.3	Vägyta.....	48
6.2.4	Övrig hårdgjord yta.....	48
6.2.5	Punktkällor inom området.....	48
6.3	AVRINNING	48
6.4	MODELLERING I SEWSYS	48
6.5	SCHABLONVÄRDEN FRÅN STORMTAC	49
6.6	ÅTGÄRDSLÖSNINGAR.....	50

6.6.1	Takdagvatten	50
6.6.2	Markdagvatten	51
7	VIDARE STUDIER	52
8	SLUTSATSER	53
9	REFERENSER	54
	BILAGA A – Indata SEWSYS	57
	BILAGA B – Inventering av området.....	61
	BILAGA C – Trafikintensitet för vägar och övrig trafikyta	63
	BILAGA D – Fördelning mellan källor till föroreningar.....	65
	BILAGA E – Koncentrationer i tak och markdagvatten.....	66

1 INLEDNING

När fler och fler väljer att flytta till städer och städerna växer och förtätas innebär detta större andel hårdgjord yta. Det som tidigare varit grönytor där vatten kunnat infiltrera ner i marken vid regn blir istället tak och asfalt och vattnet avrinner istället längs ytan som dagvatten. För att minska risken för översvämningar leds vattnet i ledningar ut till närliggande recipienter, i allmänhet utan rening (Lidström, 2013). Den ökade mängden dagvatten från stadens ytor blir en stor belastning för sjöar och vattendrag inom bebyggda områden då dagvatten anses vara den största källan till föroreningar (Alm *et al.*, 2010).

Föroreningar i dagvattnet kommer ofta till stor del från trafik, byggmaterial och luftföroreningar vilket det finns en större mängd av i stadsmiljö jämfört med mindre bebyggda områden (Lidström, 2013). Detta innebär att inte bara mängden dagvatten inom bebyggda områden ökar utan även att vattnet som avrinner från stadens ytor är mer förorenat.

Traditionellt sett har dagvatten avletts i diken direkt till recipienten men i takt med att renings- och fördröjningskraven har ökat har nya system för att ta hand om dagvatten tagits fram. Under senare tid har fokus legat på så kallat lokalt omhändertagande av dagvatten vilket innebär att dagvattnet fördröjs och behandlas så nära uppkomsten som möjligt (Svenskt Vatten, 2011).

Dagvatten från Lunda industriområde i Stockholm leds i dagsläget orenat ut i Bällstaån vilket är ett av Stockholms mest förorenade vattendrag (Andersson, 2005). Eftersom området är tätbebyggt med stor andel hårdgjorda ytor finns små förutsättningar för naturlig infiltration på platsen och det mesta av regnet som faller inom området avrinner som dagvatten. Detta arbete har syftat till att undersöka samt identifiera möjliga källor till föroreningar i dagvattnet från Lunda industriområde. Det har gjorts genom inventering av området samt modellering i SEWSYS vilket är ett modelleringsprogram som kan användas för att beräkna koncentrationen av ett antal vanliga dagvattenföroreningar samt identifiera potentiella källor till föroreningarna.

Slutligen har möjliga åtgärdslösningar för både rening och fördröjning undersökts och jämförts utifrån modelleringsresultaten. Då området till största del är bebyggt har fokus legat på fler mindre åtgärdslösningar som gemensamt skulle kunna ta hand om dagvattnet från området.

1.1 SYFTE OCH MÅL

Huvudsyftet med detta exjobb är att utreda föroreningsspridningen via dagvatten från Lunda industriområde till Bällstaån i Stockholm och att ta fram ett eller flera lämpliga åtgärdsförslag för att rena och fördröja dagvattnet från området. Syftet med åtgärdslösningarna är främst att rena dagvattnet men även fördröjning är av intresse då delar av området riskerar att svämma över vid kraftiga regn. På grund av områdets topografi och att det finns få obebyggda ytor inom området läggs mest fokus på flera småskaliga lösningar då dessa bedöms vara lämpligare ur platssynpunkt och lättare att konstruera.

För att undersöka föroreningsspridningen från området har modellen SEWSYS använts och ett delmål var även att utvärdera hur SEWSYS lämpar sig för den här typen av områden och föreslå eventuella förbättringar.

1.2 FRÅGESTÄLLNINGAR

- Vilken typ av föroreningar sprids från området?
- Varifrån kommer dessa föroreningar?
- Hur kan mängden föroreningar som når Bällstaån minskas med olika dagvattenlösningar?

1.3 AVGRÄNSNINGAR

Sex ämnen har valts ut som extra intressanta då tidigare studier visat att de förekommer i förhöjda halter i Bällstaån. Dessa ämnen är fosfor, kväve, koppar, zink och polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Även perfluorerade alkylsyror (PFAS) har uppmätts i förhöjda halter och dagvattnet från Lunda industriområde tros vara en potentiell källa. Därför har eventuella källor till PFAS undersökts vid inventering och jämförelse med tidigare provtagningar i Bällstaån har gjorts men då det inte varit möjligt att ta med det i modelleringarna har PFAS därför inte undersökts närmare. Övriga ämnen som skulle kunna förekomma i dagvattnet från området studeras ej.

Åtgärdsförslagen är inte exakt dimensionerade utan endast grovt uppskattade då exakta avrinningsvägar är okända och ledningsdragningen i området är sekretessbelagd.

2 BAKGRUND

2.1 DEFINITION AV DAGVATTEN

I Stockholm definieras dagvatten enligt följande ”ytavrinnande regn- och smältvatten från exploaterade områden som når recipienten eller reningsverk via hårdgjorda ytor, genomsläpplig mark, diken och /eller VA- anläggningar”(Stockholms stad, 2015).

Hantering av dagvatten var det som gav upphov till de första planerade avloppssystemen då urbanisering ändrade naturliga förhållanden och ytavrinningen ökade på grund av ökad andel hårdgjorda ytor (Lidström, 2013). I början handlade det om diken men sedan även om nedgrävda ledningar och i samband med utbyggnaden av dricksvattenledningar på 1800-talet uppkom även ett behov av att leda bort avloppsvatten från fastigheter. Detta ledde till att dagvatten och spillvatten ofta leddes gemensamt i en så kallad kombinerad ledning där vattnet orenat leddes ut till recipienten (Lidström, 2013).

Det orenade vattnet hade negativ påverkan på vattenkvaliteten i recipienten och därför ökade utbyggnaden av reningsverk under mitten på 1900-talet. Ett problem var att flödet i ledningarna varierade kraftigt. Vid stora regn kunde mängderna bli allt för stora för att ledningar och avloppsreningsverk skulle klara av att ta hand om allt och vid torka då det bara var spillvatten i ledningarna var risken att flödena blev allt för låga. För att komma undan problemet delades ledningarna upp i så kallat duplikat system där spillvatten leds i en ledning till avloppsverk och dagvatten i en annan direkt ut till recipienten (Lidström, 2013).

Problemet med höga flöden i dagvattenledningar vid stora regn kvarstod dock och därför började ofta dagvattenmagasin installeras för att jämna ut variationerna. Under 1970-talet ökade fokus på att dagvattnet skulle behandlas lokalt. Detta skedde bland annat genom infiltration för att minska mängden vatten som leds vidare (Lidström, 2013).

I dagsläget ligger störst fokus på så kallade öppna dagvattenlösningar vilket innebär att dagvattnet ligger synligt och behandlas på ett sätt som liknar naturens eget system. Detta

kan till exempel vara infiltration, diken och öppna dammar. På senare år har också fokus på att rena dagvattnet och inte bara fördröja det ökat (Lidström, 2013).

Mängden föroreningar i dagvatten beror dels på hur förorenat regnet som faller över området är samt på vilka ämnen som finns på ytor som regnet rinner över (Lidström, 2013). Föroreningar kan antingen torrdeponeras på ytor genom damm och aerosoler och gaser i atmosfären eller våtdeponeras genom regn, snö och dagg som innehåller ämnen som har absorberats från atmosfären (Göbel *et al.*, 2007). Dagvatten är alltså egentligen inte en förorening i sig utan ett transportmedium för föroreningar som finns på de ytor som vattnet rinner över. Hur stor mängd föroreningar som sprids via dagvattnet beror främst på trafikintensitet och byggmaterial i området men även på vind, längden på torrperiod mellan regn, regnets intensitet samt underlagets egenskaper (Göbel *et al.*, 2007). För sjöar och vattendrag i närheten av städer anses spridning via dagvatten vara den största orsaken till föroreningar (Alm *et al.*, 2010).

2.2 RECIPIENTPÅVERKAN FRÅN DAGVATTEN

Ökade flöden av dagvatten och föroreningar som sprids med vattnet kan ha stor inverkan på recipienten. Bland annat leder större flöden till ökad erosion och att sediment med gamla föroreningar kan mobiliseras eller transporteras till andra delar av vattendrag. Dessutom kan föroreningarna som spolas med dagvattnet påverka växter och djur i vattendragen. Det finns studier som tyder på att vid regn sköljs den största delen föroreningar bort i början och att vid längre regn minskar koncentrationerna efter hand (Davis *et al.*, 2009). Detta fenomen kallas *first flush* och bygger på teorin att föroreningar som deponerats under torrperioden tvättas bort under första delen av regnet och att resten av regnet sedan rinner över rena ytor.

Mest känsliga är små vattendrag omgivna av kraftigt urbaniserade områden men det finns studier som tyder på att även stora vattendrag omgivna av mycket liten del urbana områden kan påverkas negativt (Burton & Pitt, 2001). Det är därför viktigt med undersökningar av dagvattenrecipienter för att utvärdera den ekologiska statusen. Detta kan göras genom vattenkvalitetsprover men bör även involvera undersökningar av sediment samt undersökningar av djur och växter för att få en helhetsbild (Burton & Pitt, 2001).

2.3 JURIDIK

Enligt miljöbalkens (1998:808) krav som bygger på EU-direktiv 2008/105/EG skall vattenkvaliteten i samtliga av Sveriges vattenförekomster uppnå god ekologisk status samt god kemisk status till 2021 eller 2027 (Stockholms stad, 2015; Thörnelöf & Holmström, 2011). Enligt plan och bygglagen (2010:900) skall hänsyn tas till klimatförändringar vid planering och byggande vilket påverkar hur dagvatten hanteras. Det har även tillkommit en ny lag angående vatten- och avloppstjänster som tydliggör det kommunala ansvaret (Stockholms stad, 2015).

Ansvaret för dagvatten delas huvudsakligen mellan stadens nämnder och bolagsstyrelser, fastighetsägare och verksamhetsutövare. Staden har ansvar för dagvattnet vid nybyggnation samt att avsätta och utforma plats för dagvattenhantering på allmänna platser. Staden har även som uppdrag att föregå med gott exempel samt att aktivt verka för hållbara dagvattenlösningar genom information och kunskapsöverföring (Stockholms stad, 2015).

I 9 kap i miljöbalken om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd definieras miljöfarlig verksamhet som (1 §):

1. *”Utsläpp av avloppsvatten, fasta ämnen eller gas från mark, byggnader eller anläggningar i mark, vattenområden eller grundvatten*
2. *Användning av mark, byggnader eller anläggningar på ett sätt som kan medföra olägenhet för människors hälsa eller miljön genom annat utsläpp än som avses i 1 eller genom förorening av mark, luft, vattenområde eller grundvatten”*

Och enligt 2 § innefattar begreppet avloppsvatten följande:

1. *”Spillvatten eller annan flytande orenlighet*
2. *Vatten som använts vid kylning*
3. *Vatten som avleds för sådan avvattning av mark inom detaljplanen som inte görs för en viss eller vissa fastigheters räkning, eller*
4. *Vatten som avleds för avvattning av en begravningsplats.”*

Detta innebär alltså att dagvatten enligt 1 § 9 kap i miljöbalken skall klassas som miljöfarlig verksamhet. Miljöbalken säger också i 7 § att:

”Avloppsvatten skall avledas och renas eller tas om hand på något annat sätt så att olägenhet för människors hälsa eller miljön inte uppkommer. För detta ändamål skall lämpliga avloppsanordningar eller andra inrättningar utföras.”

Havs- och vattenmyndigheten har övergripande ansvar för havs- och vattenmiljöfrågor och skall säkerställa att syftet med miljöbalken, och föreskrifter som har meddelats med stöd av miljöbalken, efterföljs (Havs- och vattenmyndigheten, 2015). Havs- och vattenmyndigheten skall enligt miljötillsynsförordningen ha en treårig plan för sin tillsynsvägledning vilken skall uppdateras minst en gång om året. Huvudsyftet med planen är att tydliggöra för kommuner och länsstyrelser vilken tillsynsvägledning som kommer ske under perioden samt hur den kommer ges (Havs- och vattenmyndigheten, 2015).

Eftersom dagvattnet påverkas av flera aktörer är det viktigt att det finns en övergripande plan för omhändertagandet och att det finns tydliga överenskommelser om vem som ansvarar för investeringar, drift och underhåll (Svenskt Vatten, 2016). I Sverige saknas en nationell strategi för att hantera arbetet med klimatanpassning av dagvattenhantering och många departement och myndigheter är involverade men ingen har det övergripande ansvaret. Samtidigt är det flera olika förvaltningar inom kommunen som hanterar dagvattenfrågan och det är därför mycket viktigt med samarbete mellan olika aktörer för att förhindra skador på miljö och samhället. Såväl kommersiella fastighetsägare som enskilda fastighetsägare bör involveras i arbetet med dagvattenhantering och klimatanpassning (Svenskt Vatten, 2016). I Sverige har det beslutats om 16 miljökvalitetsmål som skall vara uppfyllda till 2020, undantaget begränsad klimatpåverkan som skall vara uppnått till 2050. De miljömål som främst berör dagvatten är:

- Giftfri miljö
- Ingen övergödning
- Levande sjöar och vattendrag

- Grundvatten av god kvalitet
- Hav i balans samt levande kust och skärgård
- God bebyggd miljö

Inget av dessa mål bedöms kunna nås till 2020 med dagens styrmedel och åtgärder enligt den årliga uppföljningen 2017 som görs av Naturvårdsverket och flera andra nationella myndigheter (Naturvårdsverket, 2017).

2.4 YTVATTENKLASSIFICERING

Bedömning av vattenkvalitet sker utifrån de miljökvalitetsnormer (MKN) som är beslutade i ramdirektivet för vatten (2000/60/EG), även kallat vattendirektivet, från år 2000 (Svenskt Vatten, 2016). Miljögifter delas in i två grupper vid statusklassning av ytvatten; särskilda förorenande ämnen och prioriterade ämnen. De särskilda förorenande ämnena klassas sedan under ekologisk status medan de prioriterade ämnena ingår i klassificeringen av kemisk status. För ekologisk status finns fem statusklasser vilka är ”Hög”, ”God”, ”Måttlig”, ”Otillfredsställande” och ”Dålig” status medan de för kemisk status är ”God status” eller ”Uppnår ej god status”. Statusen bestäms utifrån om ett ämnes givna gränsvärde överskrids eller ej efter korrigering för bakgrundshalt. Det finns i dagsläget 45 prioriterade ämnen samt 32 särskilt förorenande ämnen (Johansson, 2014). Att bedöma hur vattendrag påverkas av olika föroreningar kan ibland vara svårt då vattendrag i stadsområden ofta redan har låg biodiversitet och de arter som lever där är tåliga mot höga halter av föroreningar (Burton & Pitt, 2001).

År 2016 kom en dom i Tyskland, Weserdomen, som har fått som följd att tolkningen av vattendirektivet ändrats något. Den har bland annat lett till att MKN för både kemisk och ekologisk status nu ska ha samma rättsverkan. Tidigare har kemisk status setts som en gränsvärdesnorm medan ekologisk status setts som en övrig norm och det har därmed bara varit påverkan på kemisk status som kunnat leda till att en verksamhet inte tillåts (Havs- och vattenmyndigheten, 2016). Tidigare har det främst varit den sammanvägda statusen hos ett vattendrag som har varit i fokus och enskilda kvalitetsfaktorer har fått försämrats så länge den sammanvägda statusen inte påverkats negativt. I och med Weserdomen är ska nu bedömning ske utifrån att ingen av de enskilda faktorerna får försämrats vilket innebär mycket strängare krav (Havs- och vattenmyndigheten, 2016).

2.5 DAGVATTENHANTERING I STOCKHOLM

Under 1860-talet byggdes de första kombinerade spill- och dagvattenledningarna i Stockholm och på 1930-talet byggdes reningsverk och avloppsvattenverk för att rena vattnet innan det släpptes ut i recipienten. Under 1960-talet började delar av ledningsnätet byggas om till duplikat system för att avlasta reningsverken. Kostnaden för ombyggnad av ledningar är hög så i dagsläget sker duplicerande främst då det är möjligt vid ny- och ombyggnation. Införandet av duplikata ledningar har lett till en ökad belastning av föroreningar som sköljs med dagvattnet ut till recipienten (Stockholms stad, 2015).

År 1994 beslutade Stockholm stad i en övergripande policy att dagvatten i första hand skulle omhändertas lokalt genom infiltration och fördröjning vid källan för att minska belastningen på ledningsnät och avloppsreningsverk. År 2002 började den första dagvattenstrategin gälla som senare reviderats och nuvarande version antogs våren 2015. Dagvattenstrategin gäller vid all om- och nybyggnation och har som mål att utveckla stadens dagvattenhantering åt ett mer hållbart håll och minska föroreningsbelastningen

på stadens ytvattendrag (Stockholms stad, 2015). Enligt Stockholms stads dagvattenstrategi avser hållbar dagvattenhantering

”en hantering som tillgodoser dagens behov av omhändertagande samt möter framtida utmaningar. Begreppet innebär att så väl miljömässiga, ekonomiska som sociala behov ska tillgodoses” (Stockholms stad, 2015).

Detta innebär att dagvatten i så stor utsträckning som möjligt skall fördröjas och behandlas så nära uppkomsten som möjligt samt att plats specifika förutsättningar skall utnyttjas i så stor utsträckning som möjligt för att minimera miljöpåverkan och kostnad. Exempelvis kan detta innebära att höjdvariationer beaktas så att naturliga lågpunkter kan utnyttjas för dagvattenhantering istället för att kostsamma åtgärder skall vidtas vid eventuell bebyggelse för att minimera översvämningrisker (Stockholms stad, 2015).

I dagsläget genomgår Stockholms stad en kraftig befolkningstillväxt vilket leder till ökad bebyggelse och fler hårdgjorda ytor. Detta leder i sin tur till ökat behov av dagvattenhantering då fler hårdgjorda ytor leder till mindre infiltration och mer avrinning. Dessutom spås klimatförändringarna leda till ökad nederbörd samt stigande sjö- och havsnivåer vilket ytterligare kommer öka mängden dagvatten som måste tas om hand för att minska risken för översvämningar i stadens vattendrag (Stockholms stad, 2015).

År 2014 överfördes ansvaret för dagvattenanläggningar och ledningar från dåvarande trafik- och renhållningsnämnden till Stockholm Vatten AB. Stockholm Vatten premierar lokalt omhändertagande av dagvatten genom sänkt anläggningsavgift. Avgiften reduceras med 50 % av tomtYTEavgiften om fastighetsägaren väljer lokalt omhändertagande av dagvatten vid anslutning och därmed inte kopplar upp sig mot det lokala nätet. Om den lokala anläggningen redan är ansluten till Stockholms Vattens avloppsnät men fastighetsägaren själv väljer att ta hand om dagvattnet inom fastigheten kan tomtYTEavgiften reduceras med 25 %. Åtgärderna som vidtas för att rena och fördröja dagvattnet måste godkännas av Stockholms vatten (Stockholm Vatten, 2016).

Mellan 1961 och 1990 var medelårsnederbörden i Stockholm 539,3 mm/år. Det är denna period som just nu används som normalperiod vilket innebär att det är detta värde som senare års nederbörd jämförs mot. Enligt Stockholms stads dagvattenstrategi beräknas 450–500 mm/år avrinna från hårdgjorda ytor som dagvatten (Stockholms stad, 2015). Enligt SMHI:s mätningar har nederbörden ökat och bedöms fortsätta öka i framtiden och i slutet av seklet tros nederbörden vara 20–60 % högre jämfört med normalperioden vilket skulle innebära en årsmedelnederbörd på 647–863 mm/år (SMHI, 2017). Det är framför allt nederbördens intensitet som förväntas öka med klimatförändringarna men även totala nederbördsmängden tros öka något (Stockholms stad, 2015). Ur dagvattenssynpunkt är intensiteten viktigare än totala mängden över året då det är den som har störst påverkan på hur mycket vatten som hinner infiltrera och hur mycket som avrinner.

2.6 RENING AV DAGVATTEN

Vid val av reningsteknik för dagvatten måste plats specifika förutsättningar så som tillgänglig yta och jordförhållanden beaktas men också vilken typ av föroreningar som förväntas finnas i dagvattnet. Vissa reningsanläggningar kan fördröja dagvattnet såsom dammar och våtmarker medan andra som biofilter och brunnsfilter kan behöva

kombineras med ytterligare någon typ av anläggning för att uppnå tillräcklig fördröjning (Blecken, 2016).

I redan bebyggda områden kan det vara svårare att få till storskaliga lösningar för lokal dagvattenhantering dels på grund av platsbrist och brist på infiltrationsytor men också på grund av hur markytan lutar. Enklare lösningar som kan användas för lokalt omhändertagande är att ta bort kantstenar invid grönytor längs vägar och parkeringar och eventuellt sänka höjden på grönytan vilket tillåter vattnet att rinna från den hårdgjorda ytan ut på genomsläpplig mark. Grönytans kapacitet kan förbättras genom att anlägga ett svackdike med ett mer grovkornigt lager underst och ett dräneringsrör som kan leda bort vatten som inte hinner infiltrera vid stora regn. Överskottsvatten kan ledas till en större regnbädd eller en grönyta som tillåts svämma över vid höga flöden (Svenskt Vatten, 2011).

2.6.1 Dammar

I dammar är sedimentation den främsta reningsprocessen och renar därför i huvudsak dagvatten från suspenderat material och föroreningar som är bundna till partiklar. Enligt Blecken (2016) kan dagvattendammar uppnå en reningsgrad på runt 70 % för partikulära föroreningar men för kväve och lösta metaller är avskiljningsgraden betydligt lägre. De sediment som ackumuleras måste även tas bort från dammen regelbundet och eftersom de innehåller betydande mängder föroreningar som kan vara biotillgängliga måste det hanteras med försiktighet (Blecken, 2016).

2.6.2 Biofilter

Tekniken med biofilter bygger på att dagvattnet leds till en växtbädd där föroreningar kan tas upp och brytas ned av växterna. Växterna bidrar också till att mer vatten kan avdunsta vilket kan minska dagvattenvolymerna (Lindfors *et al.*, 2014).

Eftersom de flesta föroreningar i dagvatten är partikelbundna sker den huvudsakliga avskiljningen genom mekanisk avskiljning då vattnets hastighet bromsas upp av växterna och rinner genom filtermaterialet (Lindfors *et al.*, 2014). Generellt har biofilter hög reningsgrad för totalhalter av flertalet metaller som kadmium, koppar, bly och zink samt fosfor och suspenderat material. Reningen av lösta halter av metaller kan variera men brukar vara relativt hög (Blecken, 2016). Växter minskar även risken för resuspension vid höga flöden då sediment kan röras upp (Lindfors *et al.*, 2014). För god rening av kväve krävs att filtret är vattenmättat så att det uppstår anaeroba förhållanden (Blecken, 2016). Detta kan göras genom ett vattenlås så att delar av biofiltret vattenfylls. Mängden näringsämnen i utgående vatten beror inte bara på hur mycket som kommer in utan även på vad som släpps ut av växter och materialet i biofiltret (Davis *et al.*, 2009).

Biofilter är främst till för rening av dagvatten och vanligtvis dimensioneras inte biofilter för större skyfall utan för 1- till 2-årsregn vilket innebär att de kan bidra med begränsad fördröjning av dagvattnet vid större regn (Blecken, 2016).

Det finns i dagsläget en del osäkerheter om hur biofilter kan fungera under svenska förhållanden och om hur de klarar av att rena dagvatten under vinterhalvåret då det innehåller betydande mängder salt. Genom att använda ett grövre filtermaterial så att vattnet rinner igenom snabbare eller genom ett djupare filter minskar risken för att vatten

blir stående och fryser under vintern. Snabbare vattentransport kan dock ha en negativ påverkan på reningsförmågan (Lindfors *et al.*, 2014).

Vid val av filterbäddsmaterial är det viktigt att överväga egenskaper så som infiltration, hydraulisk konduktivitet och vattenhållningsförmåga samt kemiska egenskaper som adsorption och fixeringsegenskaper (Turk *et al.*, 2014). De stora partiklarna (2–6,3 mm) i filtermaterialet skapar sammanhängande porer som leder vattnet genom materialet medan mellanstora partiklar (0,5–2 mm) har förmågan att hålla kvar vatten samtidigt som de även kan bidra till att öka den totala porositeten. Små partiklar (0,1–0,5mm) kan fylla upp hålrum skapade av de större partiklarna och därmed minska genomsläppligheten och öka den vattenhållande förmågan (Turk *et al.*, 2014).

2.6.3 Dräneringsstråk

Det finns flera olika typer av dräneringsstråk men principen för alla typer är att dagvattnet avleds genom ett dike. Rening och fördröjning sker främst genom infiltration och sedimentation. De enklaste dräneringsstråken är flacka diken där vattnen kan infiltrera ned i marken eller ledas vidare. Genom låga flödes hastigheter, infiltration, avledning vid höga flöden samt sedimentering kan de bidra till fördröjning och viss rening av dagvatten. Det bör dock inte ses som ett komplett reningsverktyg för kraftigt förorenat dagvatten men kan fungera som förbehandling (Blecken, 2016). För att öka kapaciteten kan ett makadammagasin anläggas i botten. Genom att plantera växter ovanpå dräneringsstråket kan rening och fördröjning ökas ytterligare. Vid sidan placeras ett brunnsintag för att ta hand om överskottsvatten vid bräddning. Intaget till brunnen bör placeras något över svackdikets lägsta punkt på ytan för att förhindra att vatten rinner ner i brunnen vid lägre flöden. (Lindfors *et al.*, 2014).

Dräneringsstråk kan även användas för snölagring under vinterhalvåret och för att leda bort smältvatten (Blecken, 2016). Även under vintertid kan vatten infiltrera ner genom gräsytor vilket troligen beror på att växternas rötter skapar kanaler ner till dräneringsstråket (Svenskt Vatten, 2011).

2.6.4 Infiltrationsanläggningar

Infiltrationsanläggningar fungerar både för att fördröja dagvatten samt för att rena det. De är dock sämre på att rena lösta föroreningar som inte binder till markpartiklarna vilket kan leda till att grundvatten kontamineras. Igensättning är ett regelbundet återkommande problem och stora mängder kan ackumuleras i äldre anläggningar (Blecken, 2016).

Det finns även risk för att marken kontamineras av föroreningar som ackumuleras från det infiltrerande dagvattnet. I en studie av Mikkelsen *et al.* (1997) konstateras att det skedde en markant ökning av Cu, Zn, Cd, Pb, PAH och halogenerade organiska föroreningar (AOX) i det översta lagret av infiltrationsytan men också att andelen som läckte ut var liten och därmed även risken för kontaminering av grundvatten. Dock är risken för att lösta salter eller bekämpningsmedel når grundvattnet större då de inte ackumuleras i samma grad (Mikkelsen *et al.*, 1997). Om tillräckligt mycket föroreningar ansamlas i det översta lagret kan det bli svårt att göra sig av med jorden då den måste deponeras eller på annat sätt tas om hand.

Exempel på infiltrationsanläggningar är torra dammar och översilningsytor. De utformas som en nedsänkt yta med ett bottenutlopp som kan strypas vilket leder till att området kan

svämmas över vid höga flöden. Detta innebär i sin tur att trycket på nedströms anläggningar minskar. En viss reningseffekt kan uppnås och vatten försvinner dels genom avdunstning och genom infiltration. Eftersom infiltrationen sker direkt till marken bör föroreningshalterna inte vara för höga för att minska riskerna för att mark eller grundvatten kontamineras (Lindfors *et al.*, 2014).

2.6.5 Gröna tak

Gröna tak är vegetationsbeklädda takytor vilka kan ta emot och fördröja regn genom upptag och magasinering i växter (Lindfors *et al.*, 2014). Gröna tak har funnits i hundratals år och deras huvudsakliga funktion har varit att isolera husen. Idag ökar gröna tak i popularitet främst på grund av att de är estetiskt tilltalande men också för att de är ett steg mot en mer hållbar stadsmiljö (Bengtsson *et al.*, 2005).

Det finns tre typer av gröna tak: så kallade extensiva tak med torktåliga växter som endast behöver ett tunt lager växtmedium för att växa, semi-intensiva tak med ett tjockare växtmedium där större växter som buskar kan växa och intensiva tak som tål tung last och har ett tjockt växtmedium där även träd kan växa (Braskerud, 2014). Extensiva tak består vanligtvis av en rotspärre underst för att hindra rötterna från att tränga igenom taket. På platta tak anläggs sedan vanligtvis någon typ av dräneringslager, exempelvis ett grovkornigt material med bra dräneringskapacitet. Ovanpå detta läggs sedan en tunn fiberduk för att förhindra att växtmediet täpper till dräneringslagret. Om taket lutar kan fiberduken läggas direkt på rotspärren då lutningen bidrar till att vattnet rinner av ändå. Ovanpå fiberduken läggs sedan ett 2–9 cm tjockt lager med växtmedium där växterna sås/planteras. Växtmediet består ofta av ett poröst material så som leca eller pimpsten som blandas upp med kompost (Braskerud, 2014).

Vid kortare eller lättare regn kan gröna tak fördröja så gott som allt regn som faller på taket men när materialet väl är mättat kan inget ytterligare regn hållas kvar och avrinning sker. Enligt Svenskt Vattens rapport P105 (2011) kan gröna tak ta emot ungefär 5 mm innan avrinning sker. Dock sker avrinningen långsammare än från ett hårt tak eftersom vattnet rinner genom jord och vegetation. Tunnare växtmedium ger en kortare tid innan mättnad och kan därför fördröja en mindre mängd vatten än tjockare tak. Dock torkar de upp snabbare mellan regnen (Bengtsson *et al.*, 2005). Tjocka gröna tak kan över en längre tid förhindra 75 % av avrinningen medan tunnare tak kan förhindra ungefär 50 %. Dock ska det poängteras att även tak utan växtlighet kan minska avrinningen med ungefär 20 % då vatten avdunstar från takytan (Svenskt Vatten, 2011).

I Sverige är det främst frontregn som dominerar under höst, vår och vinter vilket innebär långa perioder med lågintensivt regn med några dagars uppehåll mellan regnen. Detta innebär att de gröna taken inte hinner torka ut helt mellan regnen. Under sommarmånaderna däremot är det vanligare med konvektivt regn vilket innebär kortare regn med längre torrperioder emellan regntillfällena. Under sommarmånaderna överstiger evapotranspirationen från taken nederbörden och de gröna taken tros kunna uppnå maximal buffringskapacitet (Bengtsson *et al.*, 2005).

Avrinningen från gröna tak kan innehålla höga koncentrationer av näringsämnen vilket gör att valet av växter och substrat är viktigt. Dessutom bör gödsling minimeras (Blecken, 2016).

2.6.6 Genomsläpplig beläggning

Genomsläppliga markbeläggningar kan antingen vara markunderlag som är utformade med hålrum som fylls med grus eller växtlighet där dagvatten kan filtrera ner eller utgöras av ett material som i sig är genomsläppligt och tillåter infiltration direkt genom materialet (Bäckström, 1999). Om hålrummen fylls med gräs eller annan växtlighet skall denna vara på en nivå under rasterytan för att förhindra packning från bilar och därmed försämrade infiltrationsförmåga (Svenskt Vatten, 2011). Både rasterytor och genomsläppligt material läggs över ett lager med makadam och under detta lager kan ett dräneringsrör installeras för att öka mängden vatten som kan ledas bort och förhindra att vatten permanent lagras i makadamlaget (Bäckström, 1999). Genom att marken är ojämn fördröjs ytavrinningen och växtlighet ökar avdunstningen. Makadammagasinet kan ytterligare utjämna flödet och förhindra spridning av föroreningar i marken. Avrinningskoefficienten för genomsläppliga rasterytor beräknas vara 0,6–0,7 vilket innebär att så mycket som 40 % av nederbörden kan tas omhand. Detta gäller dock bara tills ytan är vattenmättad, efter det kommer allt vatten rinna av, om än långsammare än från släta ytor (Svenskt Vatten, 2011). Är föroreningshalterna låga i dagvattnet kan vattnet filtreras direkt ner i marken för att fylla på grundvatten (Lindfors *et al.*, 2014).

Bäckström (1999) nämner flera fördelar med genomsläppligt material bland annat att översvämningar undviks vilket ökar trafiksäkerheten och att genomsläppligt material är mer frosttåligt. Bäckström (1999) hävdar också att kostnaderna blir ungefär de samma som vid vägbyggen med traditionella material då de extra kostnaderna för det genomsläppliga materialet vägs upp av att man inte behöver lägga dagvattenrör eller annan typ av avledning. Dessutom blir underhållskostnaderna lägre då risken för frosthävning minskar. Det finns också nackdelar med genomsläppligt material då de så småningom sätts igen av föroreningar och oljor från trafiken och därmed kräver rengöring vilket även gäller rasterytor (Svenskt Vatten, 2011). Halten av föroreningar byggs över tid upp i materialet och skulle kunna transporteras vidare ned genom jordprofilen och förorena grundvatten. Det är därför inte en lämplig lösning för områden med hög grundvattenyta eller där grundvattnet används som resurs (Bäckström, 1999).

2.6.7 Brunnsfilter

Brunnsfilter är en teknik för att minska föroreningsutsläpp men de kräver regelbundet underhåll och hänsyn måste tas till måttnad och nedbrytning av filtermaterialet (Blecken, 2016). Filtren fungerar genom att de läggs direkt under brunnsbetäckningen i redan befintliga dagvattenbrunnar. På så sätt har de liten påverkan på området och filtermaterialet kan väljas efter lokala förutsättningar och behov. Hur ofta filtren behöver bytas beror på befintliga föroreningar och filtermaterial men görs normalt 2–4 gånger per år (Dromberg, 2009).

En studie av furubarkflis som filtermaterial utförd av Färm (2003) har visat på dåliga resultat för rening av metaller vilket kan bero på dålig reningskapacitet hos materialet men kan också bero på konstruktionen av filterinsatsen och dålig vattengenomströmning. Filtret var konstruerat av filterpåsar och vattnet tar den enklaste vägen genom filtret vilket skulle kunna innebära att vattnet inte passerar genom materialet utan i kanaler mellan filterpåsar (Färm, 2003).

Studier av flera olika filterlösningar av Dromberg (2009) visade på svårigheter att montera filter då dagvattenbrunnar ofta avviker från standard. Det kan också innebära störningar av trafik vid installation och byte av filter vid större vägar. Dock bedöms det vara en bättre lösning för exempelvis industriområden och parkeringsplatser där trafikintensiteten är lägre. Efter användning måste filtermaterialet tas om hand på lämpligt sätt då de innehåller de föroreningar som renats ur dagvattnet. Eventuellt skulle de behöva deponeras beroende på hur höga föroreningshalterna är och bedöms inte vara en lämplig storskalig lösning (Dromberg, 2009).

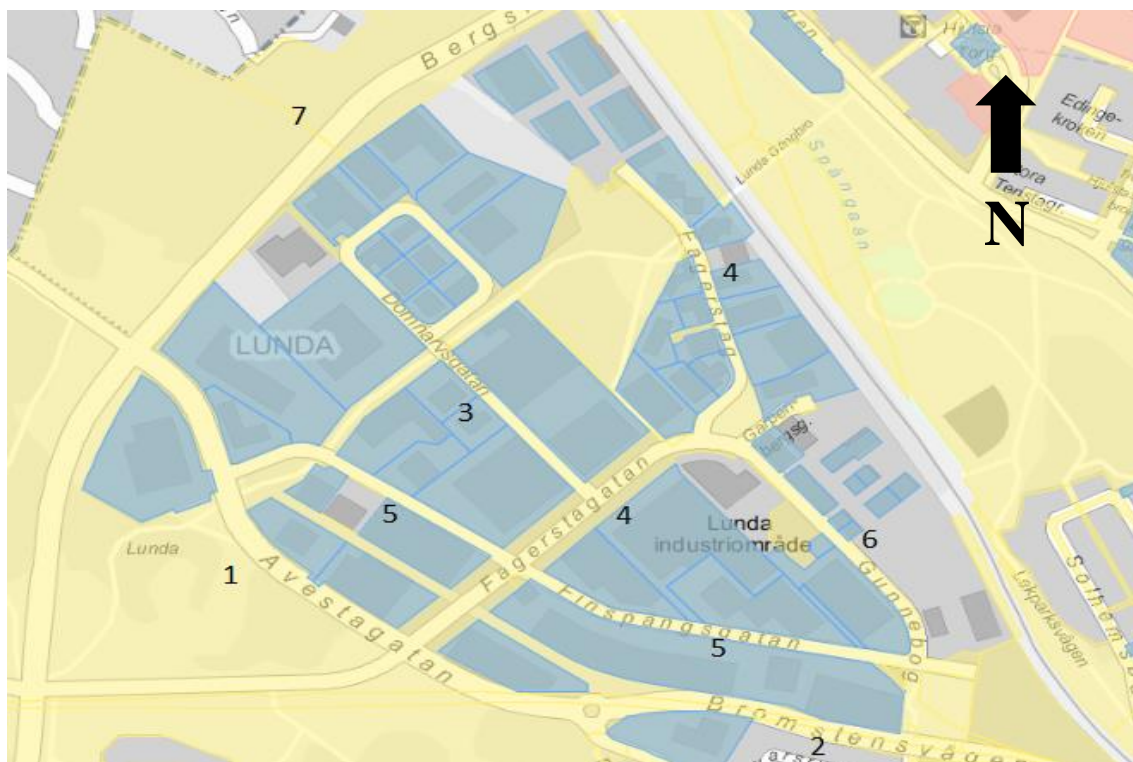
2.6.8 Underjordiska dagvattenmagasin

Dagvattenmagasin kan vara konstruerade på flera olika sätt men grundprincipen är att de är stora behållare där mycket vatten kan samlas och fördröjas vid höga flöden. Viss rening förekommer då partiklar sedimenterar och magasinerna kan även vara konstruerade så att infiltration till omkringliggande mark är möjligt (Lindfors *et al.*, 2014). Efter ett tag byggs ett slamlager upp i botten av magasinet vilket ökar reningskapaciteten (Lindfors *et al.*, 2014). Perkolation sker mycket långsamt i täta jordlager och man bör därför inte räkna med att dagvattenmagasin reducerar mängden vatten i någon större omfattning i dessa jordar utan användas vanligtvis för att avlasta ledningar vid höga flöden för att sedan släppa på vatten igen vid lägre flöden och på så sätt förhindra översvämningar (Svenskt Vatten, 2011). För att infiltration överhuvudtaget skall ske krävs att magasinet ligger över grundvattenytan så att vatten inte läcker in underifrån.

3 OMRÅDESBESKRIVNING

3.1 LUNDA INDUSTRIOMRÅDE

Lunda industriområde består av runt 200 företag och merparten av industrifastigheterna är uppförda efter 1980 (Andersson, 2005). Huvuddelen av fastigheterna inom området består av privata tomträttsinnehavare (figur 1). Avloppsnätet är duplikat och dagvattnet leds ut direkt till Ballstaån utan rening (Andersson, 2005). Vid en inventering 2014 av Lunda industriområde framkom att flertalet verksamheter bedrev miljöfarlig verksamhet. Merparten av dessa bedrev dock sin verksamhet inomhus vilket innebar att föroreningar från dessa verksamheter främst hamnar i spillvattnet och inte i dagvattnet (Andersson, 2005; Sennström, 2014). Den verksamhet som i första hand bedrevs utomhus var uppställning av skrotbilar samt metallåtervinning. I övrigt förekommer mycket transporter, biltvätt och flertalet verksamheter hade förvaring i containrar av varierande kvalitet inom området. Endast ett fåtal företag förvarade kemikalier utomhus och alla hade miljöskåp, avsedda behållare och/eller inhägnade kärl (Sennström, 2014). Sedan inventeringen 2014 har ytterligare en uppföljande inventering gjorts då endast två fastigheter fick anmärkningar på att deras aktiviteter skulle kunna ge upphov till dagvattenföroreningar, den ena genom biltvätt och den andra genom oljeläckage. Båda dessa hade åtgärdats vid uppföljningen (Spångberg & Beckman, 2014).



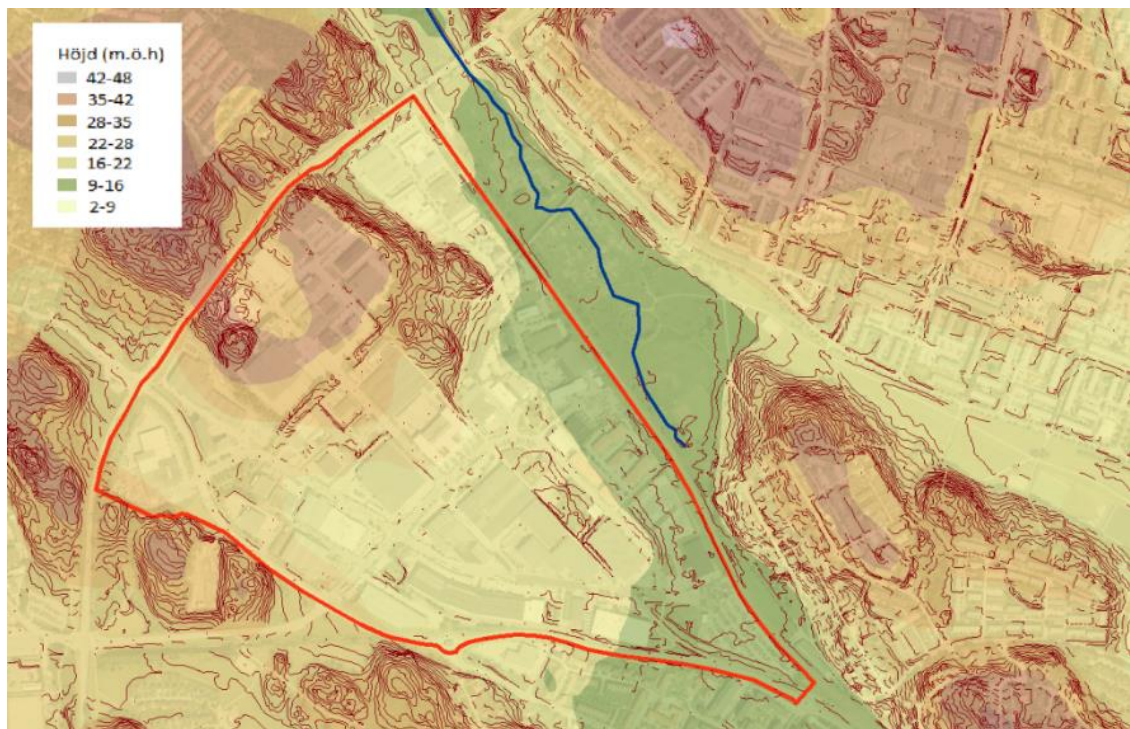
Figur 1. Karta över markägarförhållandena inom Lunda. Blått är privata tomträttsinnehavare, gult är mark ägd av Stockholms stad, och det grå är troligen privatägd mark. Siffror markerar vägar angivna i tabell 1.

Inom och runt Lunda industriområde finns sju större vägar (figur 1 och tabell 1). Under 2017 planeras byggstart av Förbifart Stockholm i området vilket kommer innebära förändringar längs Bergslagsvägen och bland annat medföra en ökning av tung trafik på Bergslagsvägen med 1,5–3 % (Trafikverket, 2017).

Tabell 1. Vägar inom Lunda industriområde.

Nummer	Namn
1	Avestagatan
2	Bromstensvägen
3	Domnarvsgatan
4	Fagerstagatan
5	Finspångsgatan
6	Gunnebogatan
7	Bergslagsvägen

Nordvästra delen av området är högst belägen och sluttar ner mot sydöstra delen av området och Bällstaån (figur 2). Lägst är området i sydöstra hörnet och mycket av dagvattnet från området tros samlas i denna del.

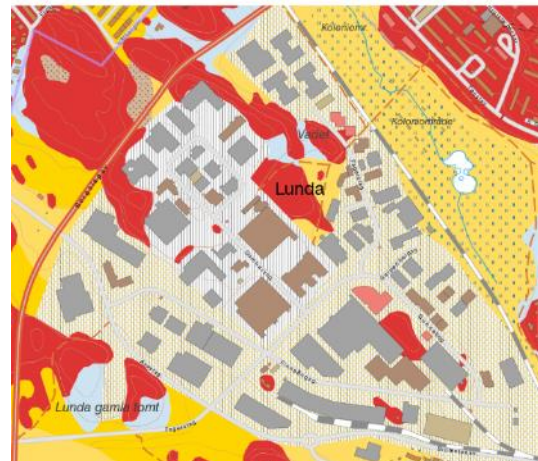


Figur 2. Höjdkarta över Lunda industriområde. Rött är högst och grönt är lägst. Gränserna för Lunda industriområde är markerade med rött och Ballstaån är utmärkt som en blå linje.

Genomsläppligheten inom området bedöms vara god i de övre jordlagren enligt SGU (figur 3). Detta tros bero på att de övre lagren utgörs av fyllnadsmaterial som har använts vid byggnation och de undre jordlagren utgörs till största del av berg och lera (figur 4) vilket har låg infiltrationshastighet. Detta innebär att det finns begränsade möjligheter att avleda dagvattnet i området genom infiltration. Under lerskiktet finns ett grundvattenmagasin men inget grundvatten tros i dagsläget användas för annat än bevattning i området då alla fastigheter är anslutna till det allmänna VA-ledningsnätet (Trafikverket, 2014).



Figur 3. Genomsläpplighetskarta över Lunda industriområde från SGU. Rött är bra, gult är medel och grönt är dålig genomsläpplighet.



Figur 4. Jordartskarta över jordlagren inom Lunda industriområde från SGU. Rött är berg, gult är lera och grått är fyllnadsmaterial.

De främsta källorna till föroreningar i dagvattnet från Lunda industriområde bedöms vara trafik och diffusa källor (Sennström, 2014). Diffusa källor är extra problematiska ur ett reningsperspektiv eftersom föroreningsmängden inte är konstant och förekommer inte i ett regelbundet mönster. De är också svårare att åtgärda då föroreningen är spridd över ett stort område och det blir därför svårt att sätta in specifika åtgärder. Det blir även omfattande mängder vatten att rena (Burton & Pitt, 2001).

I samband med utbyggnaden av Mäljarbanan kommer marken närmst spåret upplåtas till Trafikverket för byggtrafik och efter att arbetet är färdigt planeras en gång och cykelväg längs spåret (Stockholms stad, 2014).

Längs Gunnebogatan i nedre delen av området har ett dräneringsstråk anlagts under våren 2017 (figur 5). Stråket består av makadam med nedsänkta inlopp för dagvattnet från vägen och träd utplacerade med jämna mellanrum.



Figur 5. Dräneringsstråk längs med Gunnebogatan inom Lunda industriområde.

3.2 BÄLLSTAÅN

Bällstaån är totalt 10,5 km lång och börjar i Jakobsberg och rinner sedan genom Järfälla, Stockholm och Solna innan den mynnar ut i Bällstaviken i Sundbyberg. Fallhöjden är 10m och medelvattenföringen i ån är ungefär 250 l/s (Miljöbarometern, 2017a). Mängden vatten som rinner i Bällstaån beror till stor del på hur mycket regn som fallit (Lücke, 2017). Bällstaåns avrinningsområden är ungefär 39 km² varav 74,9 % är bebyggt område (Stråe *et al.*, 2014).

Utmed hela Bällstaåns sträckning leds dagvatten ut vid ett 50-tal utsläppspunkter samt flertalet diken (Stenman, 2016). Dagvatten från Lunda industriområde leds via en dagvattenledning tillsammans med dagvatten från Skälby och mynnar ut i Bällstaån i den 1,4 km långa tunneln under Spånga centrum. Även dagvatten från södra delarna av Tensta och Rinkeby mynnar ut i tunneln. Vid provpunkten precis efter Spångatunneln har förhöjda halter av föroreningar och bakterietal uppmäts flera gånger jämfört med provtagningar innan tunneln och det är troligt att ökningen kommer från någon av dagvattenledningarna men den exakta källan är okänd (Lücke, 2012).

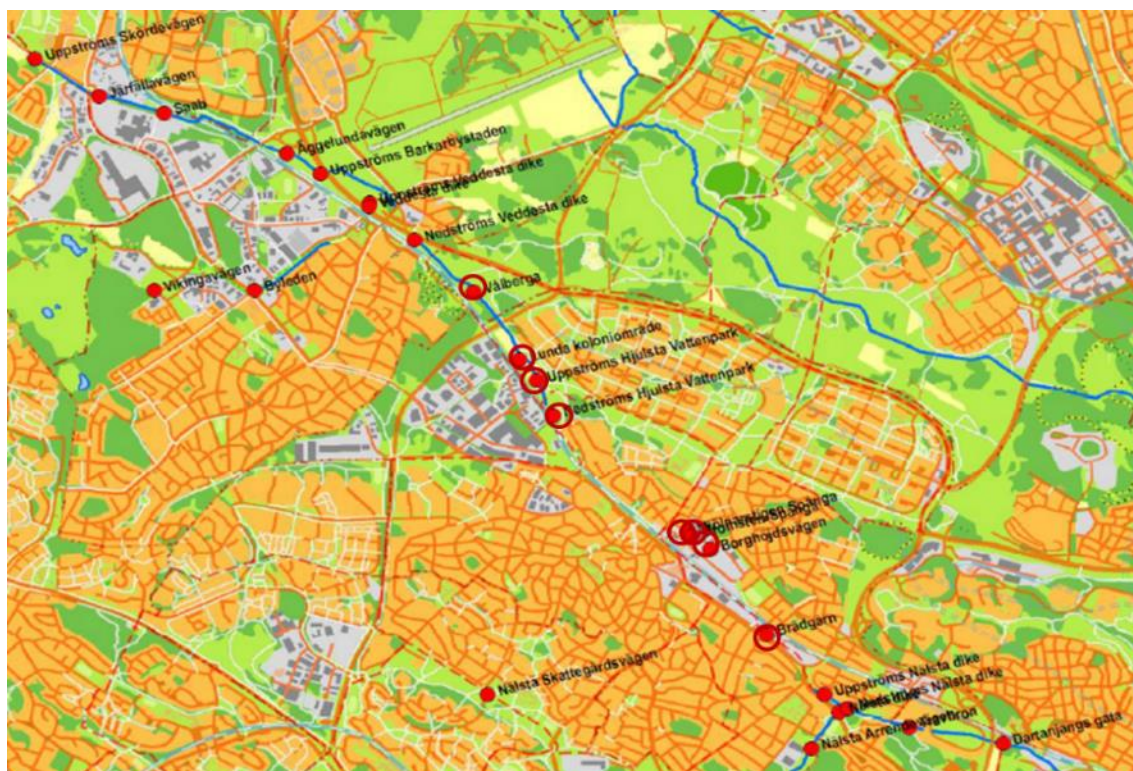
Bällstaån är Stockholms mest förorenade vattendrag och ingår sedan 1997 i Länsstyrelsens regionala miljöövervakningsprogram. De första vattenkemiska provtagningarna i Bällstaån gjordes på 1970-talet och sedan igen under 1980-talet. Provtagningar skedde en gång i månaden under åren 1992, 1996, 2004 och 2009 och antalet provpunkter varierade mellan 7 och 13 (Lücke, 2012). Sedan 1997 tas prover i åns mynning en gång i månaden och vart tredje år tas även prover utmed hela åsträckan (Miljöbarometern, 2017a).

Stockholms kommun har ännu inga specifika gränsvärden för föroreningar i dagvatten som släpps ut till Bällstaån men Järfälla kommun har tagit fram specifika gränsvärden för just detta (tabell 2) (Järfälla kommun, 2016).

Tabell 2. Gränsvärden för undersökta föroreningar i dagvatten som släpps ut till Bällstaån från Järfälla kommun (Järfälla kommun, 2016).

Ämne	Riktvärde
Totalfosfor [$\mu\text{g/l}$]	80
Koppar [$\mu\text{g/l}$]	9,0
Zink [$\mu\text{g/l}$]	15
Benso(a)pyren [$\mu\text{g/l}$]	0,05

Bällstaån har mycket grumligt vatten med mycket lösta partiklar till vilka föroreningar kan binda och tidigare undersökningar har visat på förhöjda halter av koppar, kadmium och olja i sediment (Thörnelöf & Holmström, 2011). Under 2016 genomförde Bällstaågruppen (ett samarbete mellan de kommuner som Bällstaån rinner genom) mätningar vid fyra tillfällen i 25 lokaler (figur 6).



Figur 6. Karta över Bällstaån med provpunkter från provtagningarna 2016 markerade (Lücke, 2017). De provpunkter som använts för att undersöka föroreningarna kring Lunda har markerats med en röd cirkel.

3.2.1 Zink

Zink som är ett särskilt förorenande ämne används ofta i byggmaterial samt i väggräcken, lyktstolpar och fönsterbleck och när dessa utsätts för väder och vind korroderar de och zink sprids till miljön. Zink sprids även från trafik då det bland annat slits från däck och bromsklossar (Davis *et al.*, 2001).

I undersökningen från 2016 var halterna av zink höga längs hela ån och vid flera tillfällen uppmättes förhöjda totalhalter (Lücke, 2017). Högsta halten som uppmättes var 55 µg/l. Medianhalten var 14 µg/l vilket ligger över Naturvårdsverkets gränsvärde på 8 µg/l (tabell 5).

3.2.2 Koppar

Enligt en undersökning av Davis *et al.* (2001) stod tak för 75 % av de totala kopparutsläppen i handelsområden. Näst störst var utsläppen från bromsslitage. Koppar är en relativt ädel metall och därför inte lika korrosionsbenägen som zink men korrosion förekommer och eftersom koppar är vanligt som material på tak och i taktännor bidrar det till förorening av avrinningsvattnet från dessa ytor (Davis *et al.*, 2001).

Högsta halterna av koppar som uppmättes vid provtagningarna 2016 var 11 µg/l och medianhalten var 3,6 µg/l vilket är under Naturvårdsverkets föreslagna riktvärden på 4 µg/l (Lücke, 2017).

3.2.3 Fosfor

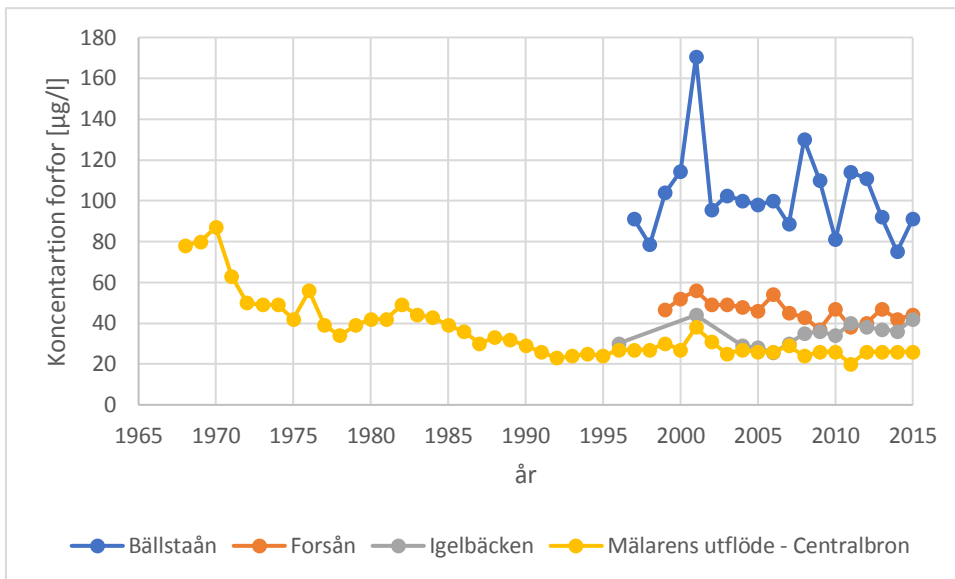
Eftersom vissa vattendrag naturligt kan vara mycket näringsrika bör omgivningsfaktorer tas med vid bedömning av gränsvärden. Genom att beräkna ett referensvärde alternativt mäta ett referensvärde i en likvärdig vattenförekomst som inte är påverkad kan ett ekologiskt kvalitetsvärde (EK-värde) beräknas. EK-värdet jämförs sedan med EK-värdet för de olika klassgränserna för fosfor (tabell 3) för att få fram vattendragets status (Naturvårdsverket, 2007). Enligt VISS (2017) har Bällstaån ett EK-värde på 0,15 vilket skulle innebära att Bällstaån har dålig ekologisk status. Dock är Bällstaåns status satt till otillfredsställande av VISS trots att sämsta parametern är den som skall styra klassningen.

Tabell 3. Klassning av ekologisk status för fosfor i vattendrag.

Status	EK-värde
Hög	$\geq 0,7$
God	$\geq 0,5$ och $<0,7$
Måttlig	$\geq 0,3$ och $<0,5$
Otillfredsställande	$\geq 0,2$ och $0,3$
Dålig	$< 0,2$

Utifrån EK-värdet kan en klassgräns i µg/l beräknas. I Sverige anses en fosforkoncentration som överstiger 25 µg/l under en längre tid medföra risk för eutrofiering men på grund av naturligt förekommande höga halter kan gränsen mellan måttlig och god status ligga högre (Naturvårdsverket, 2007). För Bällstaån har riktvärdet för att nå god status satts till 40 µg/l (Miljöbarometern, 2017b).

Vid jämförelse med Forsån, Igelbäcken och Mälarens utflöde vilka är tre större vattendrag i Stockholm där fosformätningar görs regelbundet ligger totalfosforhalterna i Bällstaån betydligt högre och varierar kraftigt från år till år (figur 7, Miljöbarometern, 2017c).

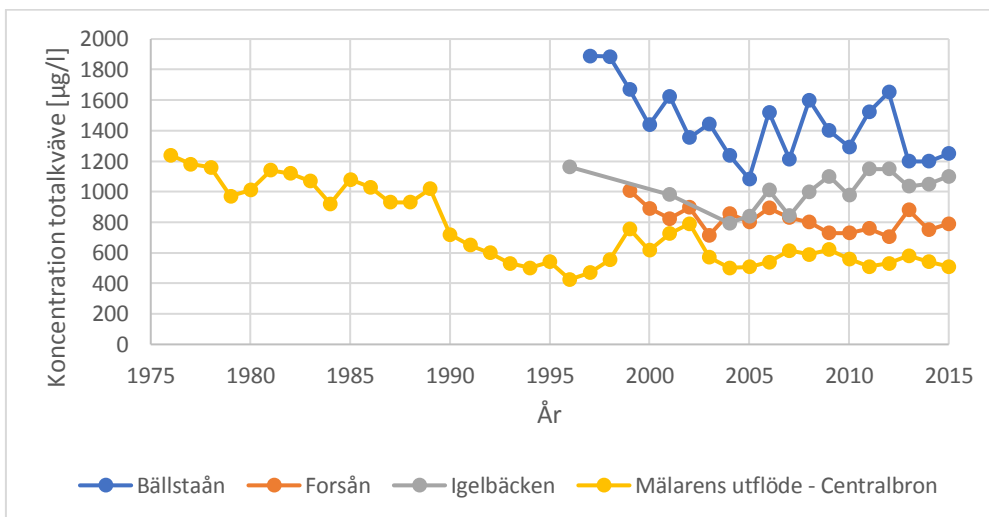


Figur 7. Koncentration totalfosfor i fyra vattendrag i Stockholm (Miljöbarometern, 2017c).

Mätningarna under 2016 visade att halterna av totalfosfor i ån var tydligt förhöjda vid flera av mätstillfällena och att medianhalten för totalfosfor var 72 µg/l vilket överskrider riktvärdet. Medianhalten för fosfatfosfor var 24 µg/l (Lücke, 2017).

3.2.4 Kväve

Vid jämförelse med Forsån, Igelbäcken och Mälarens där även kvävemätningar görs regelbundet ligger totalkvävehalterna högre än i övriga vattendrag och varierar kraftigt från år till år (figur 8, Miljöbarometern, 2017d).



Figur 8. Koncentration totalkväve i fyra vattendrag i Stockholm (Miljöbarometern, 2017d).

Under mätningarna 2016 var mediankvävehalten i Bällstaån 1000 µg/l vilket innebär höga halter enligt de gränsvärden som satts efter Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (tabell 4, Havs- och Vattenmyndigheten, 2017a)

Tabell 4. koncentrationer för kväve i sjöar och vattendrag baserade på Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Havs- och vattenmyndigheten, 2017a).

Tillståndsklassning	Koncentration [mg/l]
Låga halter	<0,3
Måttligt höga halter	0,3–0,625
Höga halter	0,625–1,25
Mycket höga halter	1,25–5
Extremt höga halter	>5

3.2.5 PAH

PAH är en stor grupp ämnen som är cancerframkallande och bildas bland annat vid förbränning och slitage av bildäck. De senaste 20 åren har halterna av PAH i luften minskat kraftigt men halterna i sediment är däremot fortsatt höga (Miljöbarometern, 2017e). Generellt uppmättes låga halter av PAH:er i Bällstaån under provtagningarna 2016 men Benoso(a)pyren (B(a)P) som är en av de vanligaste PAH:erna överskred detektionsgränsen på 0,010 vid 12 av 25 punkter under februarimätningarna (Lücke, 2017). Medelvärdet för dessa punkter var 0,018 µg/l vilket är under gränsvärdet på 0,17 µg/l (Havs- och vattenmyndigheten, 2017b).

3.2.6 PFAS

PFAS är ett samlingsnamn för flera florerade ämnen som använts i många olika produkter sedan 50-talet. En av de största källorna till PFAS i miljön är brandskum och deponier (Miljöbarometern, 2017f). Den PFAS som har uppmätts i högst koncentrationer är PFOS vilket också är det mest välkända ämnet inom gruppen och är sedan 2009 förbjudet (Stenman, 2016). PFOS är både hydrofobt och lipofobt och binder till proteiner i organismer och kan därför biomagnifieras.

EU:s MKN för PFOS grundar sig på skydd av människor via intag av fisk från vattendraget. Eftersom ingen fisk förekommer i Bällstaån i dagsläget bedöms risken för människor från intag av fisk vara obefintlig. Det finns däremot risk för negativa effekter på vattenlevande organismer då Nederländska motsvarigheten till svenska Naturvårdsverkets riktvärde på 2 ng/l och EU:s specifika kvalitetsstandard på för skydd av biota via födan på 2,6 ng/l överskreds i ån (Moermond *et al.*, 2010, Stenman, 2016). Dock överskreds inte EU:s värde för direkt exponering som är 23 ng/l vilket innebär att det är osäkert vilken påverkan PFOS har på vattenlevande organismer i Bällstaån (Stenman, 2016).

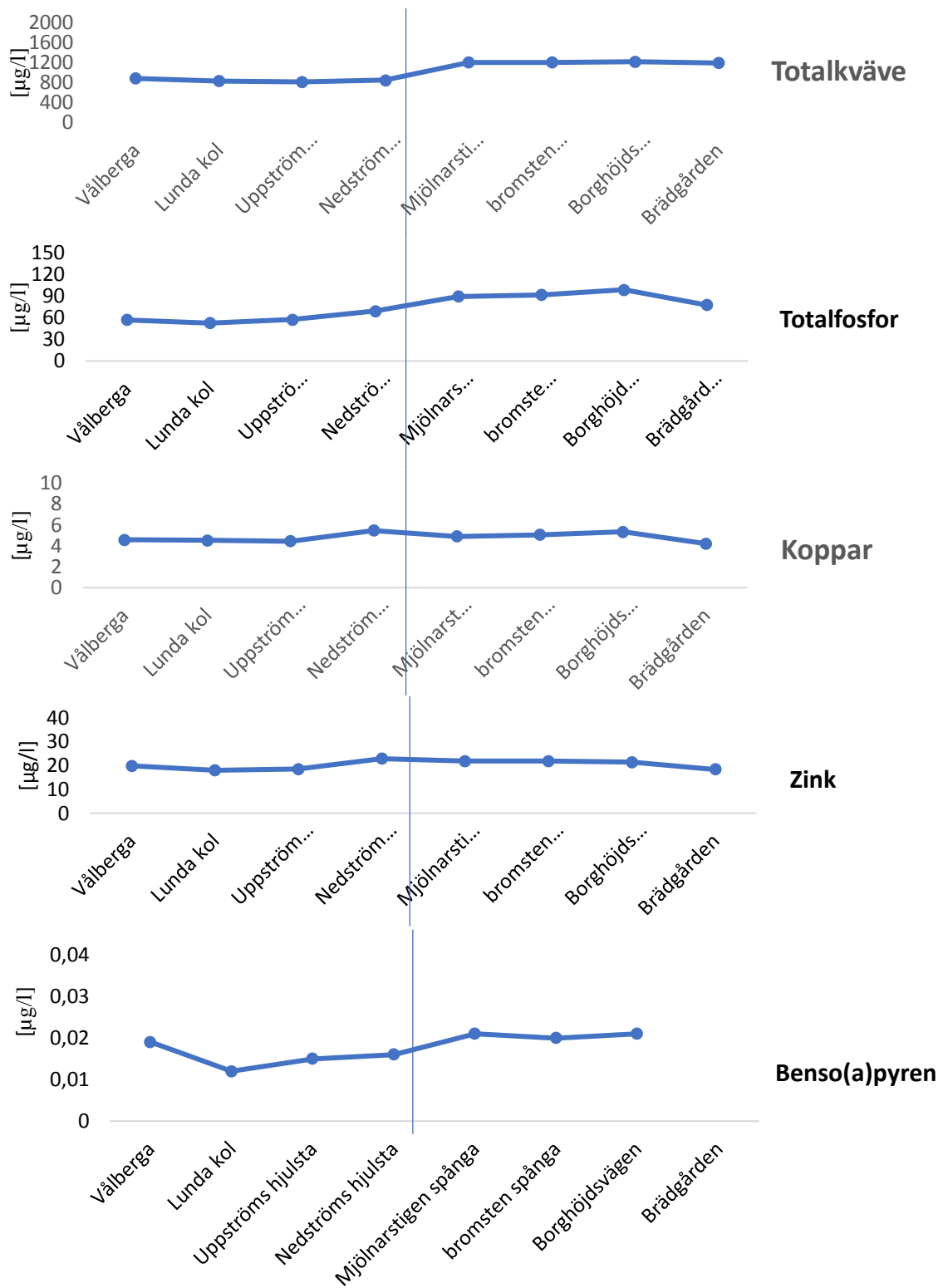
Vid provtagningar under 2016 i Bällstaån var medelvärdet för PFOS 13 ng/l vilket överskrider den MKN som kommer gälla från 2018 som är 0,65 ng/l (Havs- och vattenmyndigheten, 2017b). Halterna är högre nedströms än uppströms i Bällstaån men källorna är okända. Med undantag av grundvattnet vid en deponi i Veddesta är halterna som uppmätts i dag- och grundvatten betydligt lägre än i ån därför bedöms dessa endast ha en mindre påverkan på halterna i Bällstaån (Stenman, 2016).

I tabell 5 sammanställs uppmätta halter under provtagningarna 2016 och de gränsvärden som satts för Bällstaån. Alla de undersökta föroreningarna överskred sina respektive gränsvärden förutom koppar och B(a)P.

Tabell 5. Gränsvärden och uppmätta halter i Bällstaån av undersökta föroreningar.

	Kväve [µg/l]	Fosfor [µg/l]	Koppar [µg/l]	Zink [µg/l]	B(a)P [µg/l]	PFOS [ng/l]
Gränsvärden	625	40	4	8	0,17	0,65
Uppmätta medelhalter	1000	72	3,6	14	0,018	13

Medelvärdet för de undersökta föroreningarna från de fyra provtagningarna 2016 i åtta punkter kring Lunda har sammanställts i figur 9. Största delen av dagvattnet från Lunda mynnar ut mellan provpunkterna "Nedströms Hjulsta vattenpark" och "Mjölnarstigen Spånga" vilket har markerats med ett streck. Totalkväve, totalfosfor och Benso(a)pyren är något högre i punkterna efter dagvattenledningens mynning. För koppar och zink syns snarare en svag minskning av koncentrationerna. Det är dock svårt att säga hur just dagvattnet från Lunda påverkar då flera andra dagvattenledningar från kringliggande områden också leds ut till Bällstaån mellan dessa två provpunkter.



Figur 9. Föroreningskoncentrationer i provpunkterna kring Lunda industriområde. Dagvatten från Lunda släpps ut mellan provpunkterna "nedströms Hjulsta vattenpark" och "Mjölmarstigen Spånga" vilket har markerats med en linje i diagrammen.

4 METOD

4.1 DELOMRÅDEN

För att underlätta flödesberäkningar och för att kunna identifiera områden med olika mängd föroreningar delades området in i sex mindre områden (figur 10). Indelning gjordes utifrån höjddata för området (figur 2) samt utifrån vägnätet inom området då avrinnande regnvatten till stor del antas rinna längs med dessa. En betydande avrinningsväg tros vara Finnsångsgatan som rinner genom område 2 och område 5. Den korsas av Fagerstagatan vilken även den tros vara en större avrinningsväg och därför har gränsen mellan område 2 och område 5 dragits längs med denna. Område 3 ligger på en höjd mellan område 2 och område 4 och har därför fått vara ett eget delområde då markavrinnande dagvatten från detta område skulle kunna rinna ner mot både område 5 och område 6. Inom område 1, 4 och 6 tros markavrinnande dagvatten rinna direkt ner mot järnvägen och inte via andra områden. De har delats upp i tre delområden för att det inte ska bli för stort i jämförelse med de andra områdena. Föroreningskoncentrationerna i dagvattnet från de olika områdena jämfördes sedan med varandra för att identifiera vilka områden som hade högst föroreningskoncentrationer och därmed borde prioriteras vid valet av åtgärdsåtgärder.



Figur 10. Delområden inom Lunda som har använts vid beräkningar och modelleringar. Svarta pilar visar troliga flödesvägar inom varje delområde utifrån höjddata och vägnät.

4.2 INVENTERING AV OMRÅDET

För att uppskatta arean av de olika yttyperna har ArcGIS10.2 används. De olika yttyperna som undersökts är takyta, vägyta, övrig trafikyta grönyta samt övrig hårdgjord yta. Yttyperna har ritats ut som polygoner ovanpå ett ortofoto från 2015 och arean för varje polygon har räknats ut. Data över varje yttyp har sedan exporterats till Excel för beräkningar och jämförelse mellan områdena.

Besök på platsen och inventering av synliga föroreningskällor gjordes också vid två tillfällen, mars 2017 och maj 2017, för att få en uppdaterad bild av området samt identifiera källor som inte kunde urskiljas via kartbilder. Då det inte var möjligt att få tillgång till privat mark har observationer som gjorts från tomtgränsen använts för att uppskatta resten av området.

4.2.1 Takyta

Taktytor har identifierats utifrån ortofotot. Taktytor med sedumtak har räknats till gröna ytor eftersom avrinningskoefficienten stämmer bättre överens med detta än med tak.

4.2.2 Gröna ytor

Såväl större grönområden som anlagda planteringar har räknats till grönområden och identifierades utifrån ortofotot över området från 2015.

4.2.3 Vägyta

Trafikintensiteten har uppskattats med hjälp av ett GIS-lager från miljöförvaltningen innehållande information om trafikintensiteten på kommunala vägar och andelen tung trafik per vägsträcka. Väg 1-6 (figur 1) har tagits med vid modelleringarna men inte Bergslagsvägen då dagens utformning och trafikintensitet kommer förändras i och med byggandet av Förbifart Stockholm. Intensiteten anges i årsvardagsdygnsmedel vilket är medelvärdet under ett år för antal bilar på vardagar. För att få årsdygnstrafiken (ÅDT), alltså medelvärdet för alla dagar under ett år, måste värdet multipliceras med 0,92 för att ta hänsyn till minskad trafik under helger. För vägar som inte fanns med i lagret med trafikintensiteter från miljöförvaltningen har vägsträckan mätts i GIS och trafikintensiteten har räknats ut från anslutande vägar. I SEWSYS används enheten km/dygn för trafikintensiteten och detta har räknats fram genom att multiplicera totala vägsträckan i området med årsdygnstrafiken.

Uppfarter, mindre vägar in till fastigheter samt gång- och cykelvägar har inte räknats som vägyta utan som övrig hårdgjord yta då trafikintensiteten på dessa är avsevärt lägre än för vägarna. Dock har större parkeringar inom området bedömts på samma sätt som vägar eftersom det inte finns något annat sätt att lägga in parkeringar i SEWSYS och föroreningsbidraget från dessa ytor anses vara betydande. För att få fram trafikintensiteten för parkeringsplatserna har längden från infarten till slutet av parkeringen tagits fram i GIS för varje parkeringsplats. Denna har sedan multiplicerats med två för att få fram totala sträckan för en bil som kör in på parkeringen och sedan ut igen. Det finns inga data för hur många bilar som kör in på varje parkeringsplats och inte heller vilken typ av trafik det är därför har antalet bilar uppskattats till 100 bilar per parkeringsplats och 50 bilar per avlastningsplats och dag. Andelen tung trafik har uppskattats utifrån om det i huvudsak ser ut att vara en avlastningsplats eller en parkeringsplats. För avlastningsplatser har andelen tung trafik antagits vara 100 % och för parkeringsplatser utan avlastning har den antagits vara 0 %.

4.2.4 Övrig hårdgjord yta

Övriga hårdgjorda ytor är exempelvis trottoarer, cykelvägar och uppställningsplatser. Arean har beräknats genom att dra bort arean för vägar, tak och gröna ytor från områdets totala area. Berg som går i dagen har räknats som övrig hårdgjord yta då de har en avrinningskoefficient som stämmer bättre överens med detta än med grönyta.

4.2.5 Punktkällor inom området

För att få fram mängden zinkytor inom området användes ortofotot från 2015 för att identifiera staket. Inventeringen av området användes för att upptäcka zinkkällor som inte kunde identifieras utifrån ortsfotot. Totala ytan zink har sedan beräknats och förts in som zink längs vägar i SEWSYS även om det inte har varit i direkt anslutning till vägar då det är enda sättet att för in det.

4.3 SEWSYS-MODELLEN

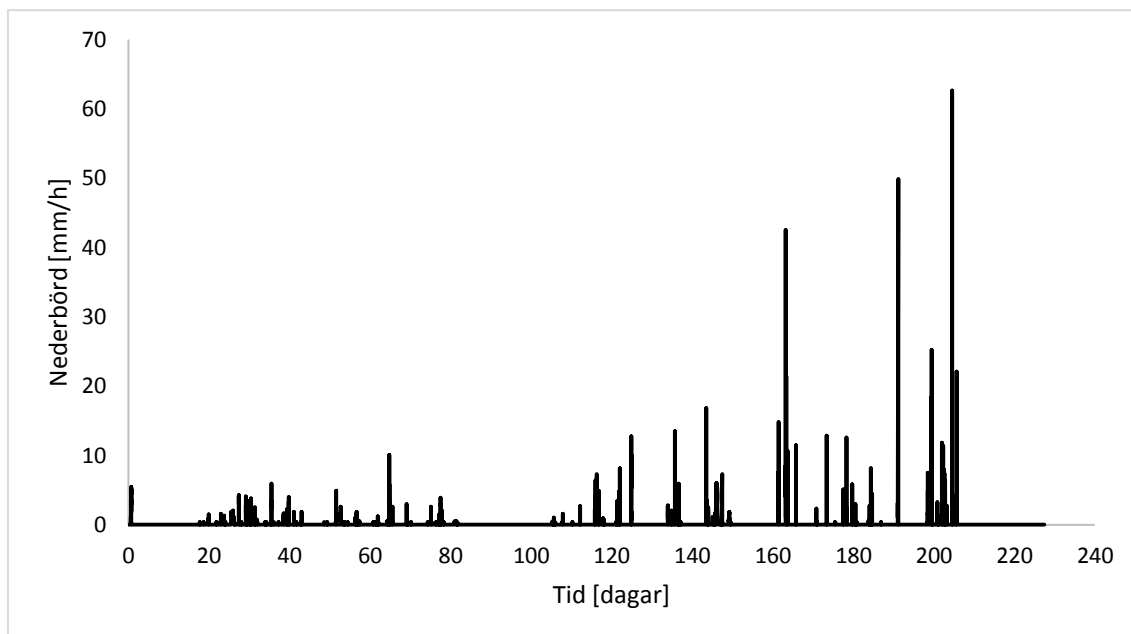
SEWSYS är ett renings- och transportmodelleringsprogram byggt i MATLAB/Simulink gjort av Ahlman (2000) som ett examensarbete vid Chalmers tekniska högskola och sedan vidareutvecklad som doktorsavhandling. Eftersom modellen är byggd i MATLAB/Simulink och är helt öppen finns möjlighet för användaren att själv modifiera modellen efter behov.

I SEWSYS gjordes modelleringar för hela området samt för alla delområden var för sig. Vid modelleringarna användes områdesdata som beräknats i Excel utifrån GIS-kartorna och inventeringen av området. Modellering för hela området gjordes både med och utan parkeringsytor inräknade i vägytan för att se hur det påverkade föroreningskoncentrationerna. Indata för alla områdena finns redovisade i bilaga A.

För varje område angavs totala hårdgjorda ytan, vägytan, takytan och övrig hårdgjord yta i kvadratmeter. Hur stor del av takytan som utgjordes av zink eller koppar samt hur stor andel av vägytan som var zink angavs i procent. För samtliga modelleringar fördes totala identifierade zinkytan in som procent av vägytan trots att det inte alltid fanns i direkt anslutning till vägar, som exempelvis lyktstolpar inom fastigheter och brandtrappor. Detta gjordes eftersom det inte fanns någon annan möjlighet att föra in zinkytor och de ansågs ha en betydande inverkan på föroreningskoncentrationerna i vattnet från markytan.

Trafikintensiteten har angetts i km/dag och andelen tung trafik i procent av totala trafikintensiteten.

Nederbörden har simulerats utifrån en regnfil innehållande regndata uppmätt under 228 dagar med ett femminuters intervall (figur 11). Maximala nederbörden under perioden var 62,6 mm/h. Den årliga nederbörden har behållits till 685 mm/år då det är det förvalda värdet i SEWSYS och anses representativt för Stockholmsområdet då klimatförändringarna tros leda till ökad nederbörd.



Figur 11. Regnintensitet för regnet som har använts för modellering i SEWSYS.

Som resultat från SEWSYS-modelleringarna fås mängden föroreningar samt flödet för varje fem-minuters intervall. Mängden föroreningar har summerats och dividerats med det totala flödet under hela regnet för att få fram den genomsnittliga koncentrationen. Denna har sedan jämförts med Järfällas gränsvärden för dagvatten som rinner ut i Bällstaån samt gränsvärden för vattnet i Bällstaån (tabell 5).

Förutom totala mängden föroreningar fås fördelningen av föroreningarna mellan de olika källorna tak, vägar, övrig hårdgjord yta samt våtdeponering. För tak och vägar finns sedan ytterligare underkategorier där föroreningarna är uppdelade efter vad som ger upphov till de olika föroreningarna.

För att få en mer detaljerad bild av föroreningarna i dagvattnet har koncentrationerna i tak- och markdagvatten beräknats var för sig. Genom att summera mängden föroreningar som kommer från tak med den andel som kommer från våtdeponering som faller på tak har den totala mängden föroreningar från takytor tagits fram. Detta har gjorts genom att anta att våtdeponeringen sprids jämt över hela området och den andel som faller på tak är samma som andelen tak inom området. Den totala mängden föroreningar från tak har sedan räknats bort från totala mängden föroreningar för att få fram totala mängden föroreningar på markytan.

4.4 SCHABLONVÄRDEN FRÅN STORMTAC

Värden från modellering i SEWSYS har jämförts med värden från StormTac vilket är ett modelleringsprogram som ofta används för att räkna ut förväntade halter av föroreningar i dagvatten. Schablonvärden i StormTac bygger på sammanställda värden från tidigare studier och undersökningar (*StormTac*, u.d).

I StormTac finns också genomsnittlig reningsgrad för olika åtgärdslösningar sammanställda från tidigare studier. Dessa har använts för att uppskatta reningsgraden för de föreslagna åtgärderna för att se om de uppfyller reningskraven för utsläpp till Bällstaån. I tabell 7 redovisas schablonhalter från StormTac för reningsgraden hos de

åtgärdslösningar som har ansetts möjliga att genomföra inom området. Reningsgraden är generellt hög hos alla åtgärdslösningar för alla föroreningar utom för gröna tak som enligt schablonvärdena skulle bidra till ökade utsläpp av fosfor, koppar och PAH till dagvattnet.

Tabell 6. Schablonvärden för reningsgraden i procent hos möjliga åtgärdslösningar hämtade från StormTac.

	Fosfor	Kväve	Koppar	Zink	PAH
Krossdike	60	55	85	85	60
Biofilter	65	40	65	85	85
Magasin	35	45	70	70	55
Grönt tak	-220	-120	-100	20	-332
Permeabel asfalt	65	75	75	95	75

Värdet på reningsgraden i StormTac är ett medelvärde från de studier som finns med som underlag i StormTac. Antalet studier för de olika lösningarna varierar och reningsgraden kan skilja sig mycket mellan och även inom olika studier. Som exempel kan nämnas att reningsgraden för fosfor hos biofilter bygger på 36 olika värden och har en standardavvikelse på 84 µg/l medan reningsgraden för gröna tak är baserat på 11 olika värden med en standardavvikelse på 848 µg/l. Detta visar på en mycket stor variation mellan olika studier och på en stor osäkerhet i vilket reningsgrad som kan uppnås. Värden för permeabel asfalt är väldigt osäkra då de endast baseras på 4 studier där främst näringsämnen har studerats.

4.5 ÅTGÄRDSLÖSNINGAR FÖR AVRINNINGEN

Målen för Stockholm vattens dagvattenstrategi är att i första hand undvika material eller verksamheter som kan bidra till dagvattenförorening. I andra hand skall dagvattnet tas omhand lokalt och i tredje hand handlar det om anläggningar för att behandla samlad avrinning och rena den innan det släpps ut i recipienten.

För att få en uppskattning över möjligheterna att rena och fördröja dagvattnet från de olika delområdena har en enklare beräkning gjorts för möjliga åtgärdslösningar. Vid dimensionering av magasinvolymen i ett dräneringsstråk skall enligt Svenskt Vatten ett 10-års regn med varaktighet på 10 minuter användas (Svenskt Vatten, 2011). Totala volymen vatten från varje delområde vid ett 10-års regn har därför beräknats för att få en uppskattning om mängden vatten som då behöver fördröjas och renas. Eftersom huvudsyftet med åtgärdslösningarna är att rena vatten och inte primärt fördröja vatten har även totala volymen dagvatten från ett två års regn beräknats för att få en uppskattning av hur stort flöde som behöver fördröjas vid mindre regn.

Även en tidigare skyfallssimulering gjord av länsstyrelsen i Stockholm hämtad från Länsstyrelsernas geodatakatalog har använts för att i GIS studera troliga flödesvägar inom område.

4.5.1 Avrinningskoefficient

Hur mycket dagvatten som kommer från olika ytor beror delvis på hur mycket regn som faller men också på vilken avrinningskoefficient området har. Avrinningskoefficienten uttrycker hur stor del av nederbörden som avrinner efter förluster genom exempelvis

avdunstning, infiltration, absorption eller magasinering (Lidström, 2013). Avrinningskoefficienten beror också på markens lutning. Flackare områden har en lägre avrinningskoefficient än ytor med brant lutning. För hårdgjorda ytor såsom tak och asfaltsytor är avrinningskoefficienten hög medan den är lägre för vegetationsbeksidda ytor, (tabell 8). Avrinningskoefficienten är alltid mellan 0 och 1 (Svenskt Vatten, 2016).

Tabell 7. Avrinningskoefficienter för ett antal olika ytor enligt Svenskt Vattens publikation P110 (Svenskt Vatten, 2016).

Typ av yta	Avrinningskoefficient, φ (-)
Tak	0.9
Väg	0.8
Grönyta	0–0.1
Övrig hårdgjord yta	0.8
Berg i dagen	0.3–0.8
Industriområde	0.5–0.7

Den sammanlagda avrinningskoefficienten för varje delområde beräknades genom att lägga samman avrinningskoefficienten och arean för tak, väg, övrig yta samt grön yta och sedan dividera med totala arean (ekv. 1)

$$\varphi_{tot} = \frac{(A_t \times \varphi_t) + (A_v \times \varphi_v) + (A_{\delta} \times \varphi_{\delta}) + (A_g \times \varphi_g)}{A_{tot}} \quad (1)$$

φ = Avrinningskoefficient [-]

A = Area [m²]

Genom att begränsa andelen hårdgjorda ytor inom ett område kan mängden vatten som rinner av vid måttliga regn minskas men vid intensivare regn ökar avrinningen direkt proportionell mot intensiteten (Svenskt Vatten, 2016). Det räcker alltså inte med att enbart minska andelen hårdgjorda ytor för dessa regn då även permeabla ytor blir mättade efter ett tag och kommer bidra till ytavrinningen. Speciellt under höst och vinter förekommer ytavrinning från permeabla ytor eftersom växtligheten tar upp mindre vatten och det kan finnas tjäle i marken vilken minskar infiltrationskapaciteten.

För att kunna dimensionera för en framtida ökning av nederbördsintensiteten rekommenderas en klimatfaktor på 1,25 för beräkningar av regn med en varaktighet på mindre än en timme. För regn längre än en timme rekommenderas en klimatfaktor på minst 1,2 (Svenskt Vatten, 2016).

4.5.2 Dimensionerande flöde

Med dimensionerande flöden menas den största summan av de olika flöden som bidrar till dagvattenavrinningen med hänsyn till eventuellt utjämnande (Svenskt Vatten, 2016). Det dimensionerande flödet kan för områden mindre än 20 ha beräknas med rationella metoden (ekv. 2, Svenskt Vatten 2016). Detta görs genom att använda regnets varaktighet och intensitet samt områdets avrinningskoefficient och oftast en klimatfaktor (Svenskt Vatten, 2016).

$$q_{dim} = A \cdot \varphi \cdot i(t_r) \cdot kf \quad (2)$$

q_{dim} = dimensionerande flöde, [l/s]

A = avrinningsområdets area, [ha]

φ = avrinningskoefficient, [-]

$i(t_r)$ = dimensionerande nederbördsintensitet, [l/s*ha]

t_r = regnets varaktighetstid, [minuter]

kf = klimatfaktor

4.5.3 Åtgärdslösningar som har undersökts

Gröna tak, biofilter och magasin har undersökts som lämpliga åtgärdslösningar för takvattnet och koncentrationer av de undersökta föroreningarna efter respektive åtgärdsförslag har jämförts med de ursprungliga koncentrationerna i takvattnet från SEWSYS-modelleringen. Reningsgraden för de olika åtgärdslösningarna är hämtad från StormTac.

Biofilter, krossdike, magasin och permeabel asfalt har undersökts som lämpliga åtgärdsförslag för markvattnet. Precis som för takvattnet har koncentrationen av de undersökta föroreningarna efter respektive åtgärdslösning jämförts med koncentrationen i markvattnet från SEWSYS-modelleringen. Reningsgraden är hämtad från StormTac.

För rening av markvattnet har lämpliga placeringar för åtgärdslösningar tagits fram. Detta har gjorts genom att studera höjdkartor samt skyfallsmodelleringen från Stockholms länsstyrelse. Detta har inte gjorts för takdagvatten då alla åtgärdslösningar för takvattnet antas ligga i anslutning till taken från vilket vattnet skall renas förutom vid magasinering då samma plats har valts som vid markvattnet.

För både biofilter och dräneringsstråk har porositeten i makadamlagret satts till 25 % vilket är samma porositet som Svenskt Vatten använder sig av (Svenskt Vatten, 2011). Bredden på dräneringsstråket har satts till 1,5 meter och djupet till 1 meter. För biofilter har makadamlagrets tjocklek satts till 1 meter plus en 30 centimeter hög översvämningsyta överst. Dräneringsstråket som redan är anlagt längs med Gunnebogatan har beräknats som ett krossdike med samma porositet och dimensioner som för övriga dräneringsstråk då exakta dimensioner är okända.

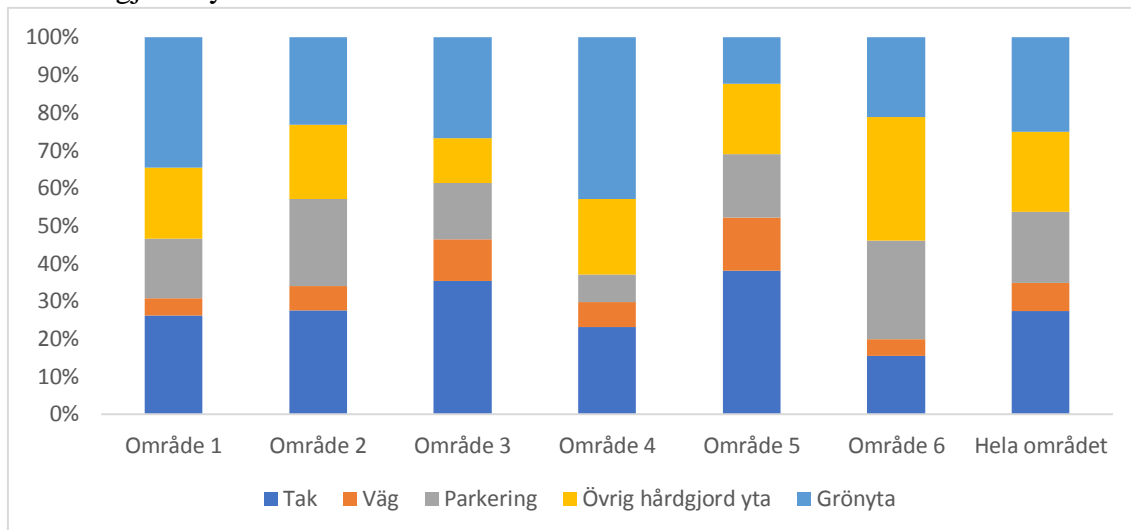
Andelen ytan som skulle kunna bytas ut mot permeabel yta har beräknats som den yta av parkeringsplatser där ingen avlastning sker då tunga fordon eventuellt skulle pressa samman det permeabla skiktet och minska infiltrationsförmågan.

5 RESULTAT OCH OBSERVATIONER

5.1 INVENTERING AV OMRÅDET

Totala arean för området beräknades till 762 690 m² och totala andelen hårdgjorda ytor för hela området är 75 % (figur 12). Störst andel hårdgjord yta har delområde 5 med 82

% hårdgjord yta och minst är den i område 4 där den endast är 67 %.



Figur 12. Fördelningen mellan de olika ytorna inom delområdena samt hela området.

5.1.1 Takyta

I figur 13 redovisas andelen tak inom området och har beräknats till 213 958 m². Vid inventeringen hittades inga tak bestående av zink eller koppar, dock noterades flera gröna. Den sammanlagda arean för de gröna taken var 5862 m² vilket motsvarar knappt 3 % av den totala takarean. Dock befinner sig alla gröna tak inom område 6 där de motsvarar 22 % av takytan inom området. Takytan för varje delområde samt hela området finns redovisade i bilaga B.



Figur 13. Takytor inom Lunda Industriområde.

5.1.2 Gröna ytor

Största andel grönytor återfinns inom område 1 och 4 (figur 14). Område 2 har störst total area grönytor men sett till varje delområdes storlek är det område 4 som har störst andel grönytor med 43 %. Grönytan för varje delområde samt för hela området finns redovisade i bilaga B. Flertalet av de mindre grönytor som identifierats ligger inom privata fastigheter (figur 1).



Figur 14. Grönytor inom området markerat med grönt.

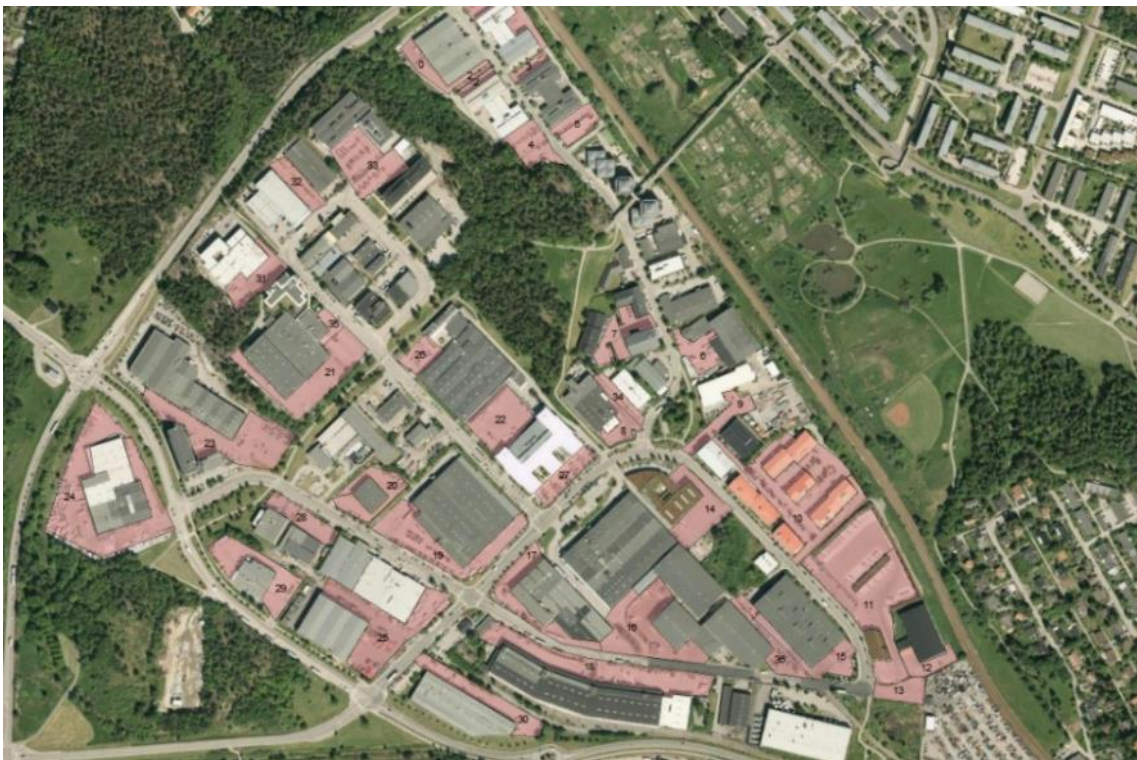
5.1.3 Vägyta

Figur 15 visar vägytan som har använts för beräkningar markerat i rött samt gång- och cykelvägar markerade med blått. Totala vägytan beräknades till 58 031 m².



Figur 15. Karta över Lunda Industriområde med vägtyta markerat i rött och cykelvägar markerat med blått.

Utöver detta fanns även 143 895 m² övriga trafikytor så som parkerings- och avlastningsplatser (figur 16). Övriga trafikytor är en stor del av den totala trafikytan och är för alla områden förutom delområde 4 betydligt större än vägtytan. Andelen vägtyta och övrig trafikyta för varje delområde samt hela området finns redovisade i bilaga B.



Figur 16. Övriga trafikytor inom Lunda industriområde.

Trafikintensitet som övrig trafikyta bidrar med är mycket liten jämfört med trafikintensiteten från vägarna för alla områden. Däremot är andelen tung trafik från övriga trafikytor betydligt högre än för vägar för alla områden utom område 3. Trafikintensiteten för alla vägar samt parkerings- och avlastningsplatser finns redovisade i bilaga C

5.1.4 Övrig hårdgjord yta

Övrig hårdgjord yta och andelen övrig hårdgjord yta inom varje delområde samt hela området finns redovisade i bilaga B. Största andelen övrig hårdgjord yta återfinns inom delområde 6 och minst andel hade område 3.

5.1.5 Punktkällor inom området

Inga kopparytor identifierades inom området men flera källor till zink. För alla delområden samt för hela området kommer det största bidraget av zinkytor från staket (figur 17). Förutom staket identifierades även förzinkade lyktstolpar, trafikskyltar, brandtrappor och en handikappramp. Vid inventering av platsen under våren 2017 upptäcktes även två fastigheter som förvarade stänger troligtvis gjorda av zink utomhus utan tak inom område 2. Detta skulle kunna vara en potentiell punktkälla till zinkföroreningar i dagvattnet.



Figur 17. Staket inom Lunda industriområde markerade med rött.

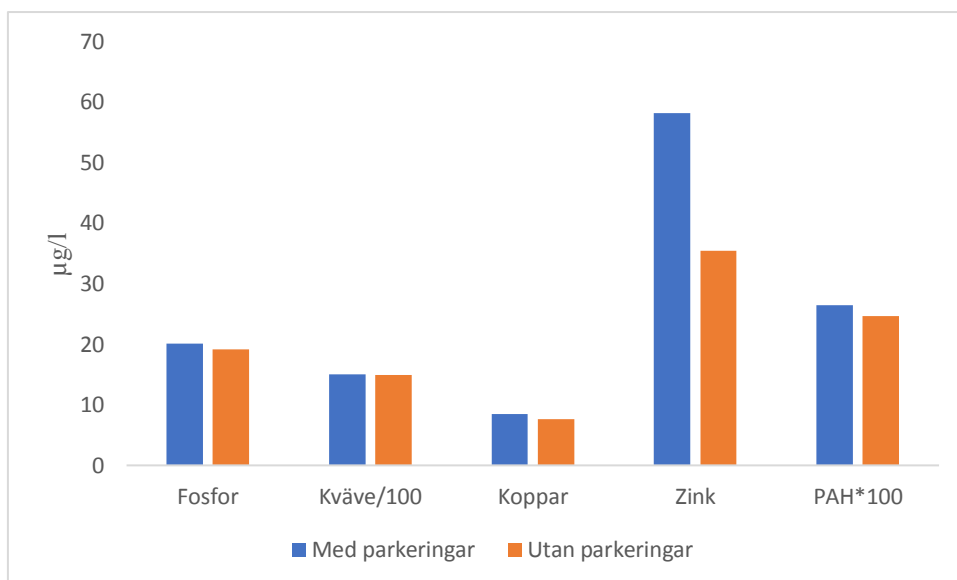
Inom varje fastighet uppskattades att det fanns fem förzinkade lyktstolpar vilka uppskattades vara fem meter höga med en diameter på 15 cm. Vägskyltarna uppskattades till tre meter höga med en diameter på 10 cm. Längs sista delen av Fagerstagatan räknades antalet vägskyltar till 10 stycken på en sträcka av 663 m vilket blir ungefär 1 skylt var 60:e meter. I Korsningen mellan Finspånggatan och Fagerstagatan återfanns fem skyltar. Detta har använts för att uppskatta antalet vägskyltar i korsningar i resten av området. Totalt är vägsträckan inom området är 4888 m och det finns fyra större korsningar vilket totalt innebär 102 vägskyltar inom området.

Många av fastigheterna var omgärdade av staket i zink. Vid beräkning av zinkarean för staket har endast stolparna inkluderats då arean av själva staketet ansågs vara en försumbar del av totala ytan och dessutom ofta målad vilket minskar läckaget av zink. Medelhöjden för staketstolparna uppskattades till 2,5 m, omkretsen till 40 cm och avståndet mellan stolparna till två meter.

Alla hus antogs vidare ha en brandtrappa som var två meter bred och lika hög som huset, i genomsnitt sju meter. Vid inventeringen upptäcktes även en handikappramp, två olika fastigheter som lagrade zinkstolpar utomhus. Totala mängden zinkytor inom varje delområde samt för hela området finns redovisade i bilaga B.

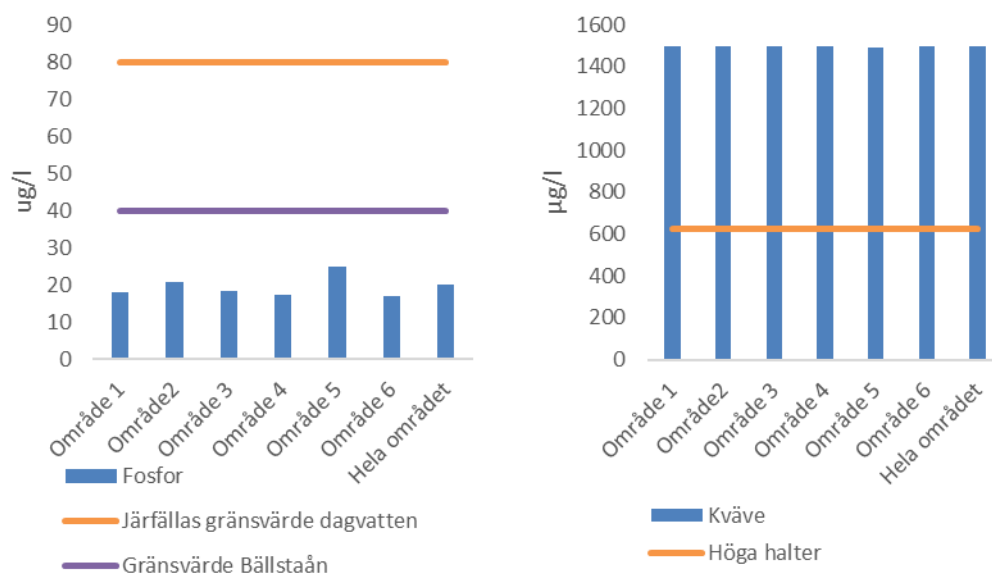
5.2 MODELLERING I SEWSYS

För samtliga föroreningar ökar koncentrationen i dagvattnet då övrig trafikyta räknas in som vägyta istället för övrig hårdgjord yta (figur 18). Störst skillnad var det för zink där koncentrationen ökade med drygt 60 % då parkeringar räknades med. Koncentrationen av kväve påverkades knappt. I övriga modelleringar har parkeringsytor räknats in som vägytor.



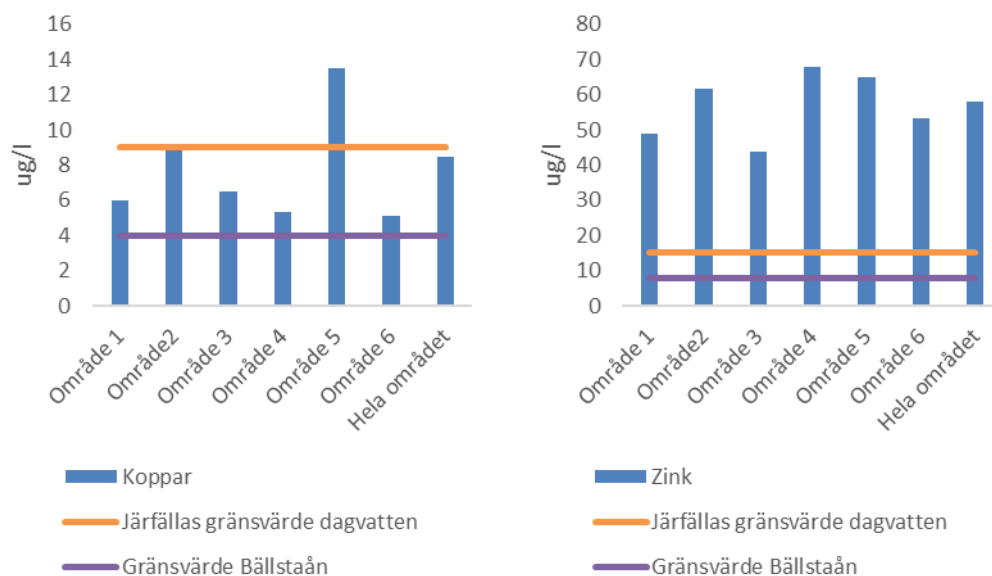
Figur 18. Skillnaden i koncentrationer från hela området för de olika föroreningarna vid modellering med och utan parkeringsytor.

Totala koncentrationen fosfor från alla områden underskrider med god marginal Järfällas gränsvärden för dagvatten samt Bällstaåns gränsvärde som båda är 40 µg/l (figur 19). Högst var fosforkoncentrationen i dagvattnet från område 5 där den är 25 µg/l. För kväve däremot är koncentrationen ungefär 1500 µg/l i dagvattnet från alla områden vilket är mer än dubbelt så hög som gränsen för höga halter i Bällstaån som är 625 µg/l.



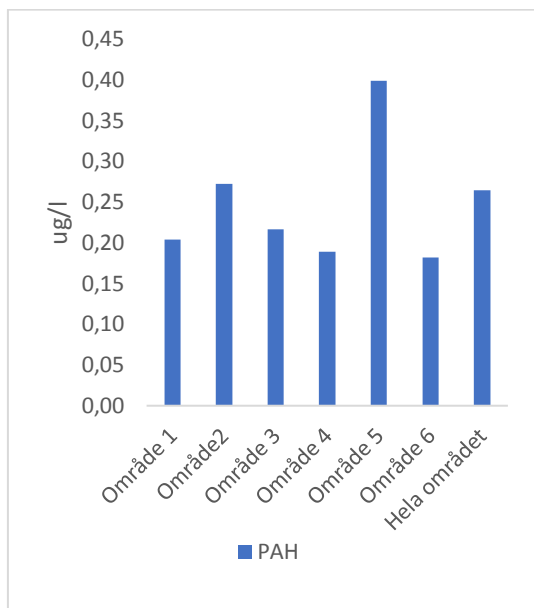
Figur 19. Totala koncentrationen av fosfor och kväve i dagvattnet från varje område samt hela området.

Koncentrationen koppar i dagvattnet från alla områden överskrider gränsvärdet i Bällstaån på 4 µg/l (figur 20). Koncentrationen koppar i dagvattnet från område 2 överskrider precis Järfällas gränsvärde för dagvatten som är 9 µg/l. Högst var koncentrationen koppar i dagvattnet från område 5 där den var nästan 14 µg/l. Koncentrationen zink överskrider med god marginal både gränsvärdet i Bällstaån och Järfällas gränsvärde för dagvatten. Koncentrationen zink var högst i dagvattnet från område 4 där den var nästan 68 µg/l.



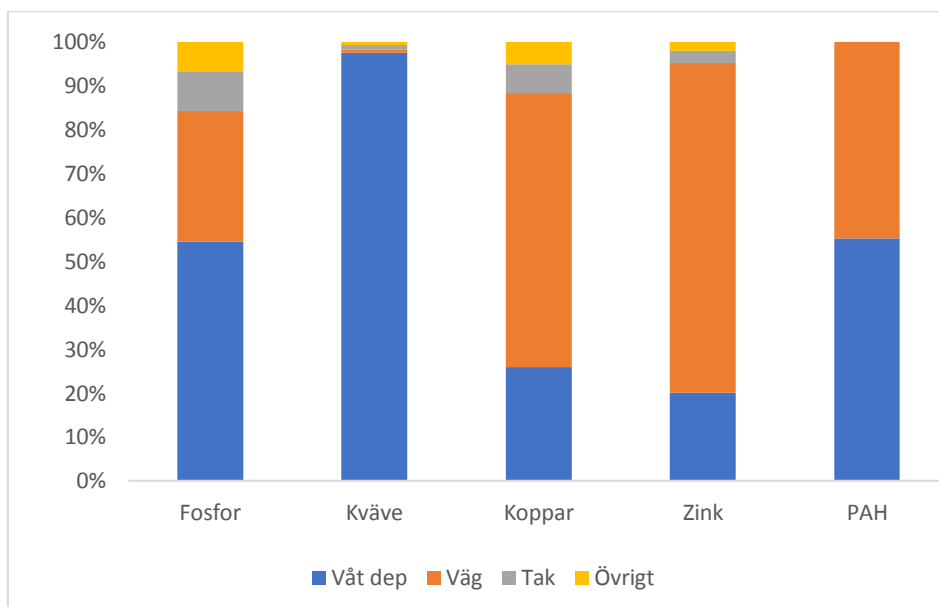
Figur 20. Totala koncentrationen av koppar och zink i dagvattnet från varje område samt hela området.

Koncentrationen PAH från SEWSYS-modelleringen är en sammanställning av 16 olika PAHer och det finns därför inget gränsvärde att jämföra med. Högst är koncentrationen PAH i dagvattnet från område 5 där den är 0,40 µg/l (figur 21).



Figur 21. Totala koncentrationen av PAH i dagvattnet från varje område samt hela området.

Figur 22 visar hur stor andel av föroeningarna från hela området de olika ytorna bidrar med. Det syns tydligt att vägar är den största bidragande källan till föroeningar följt av våtdeponering. Föroeningar från tak och övrig hårdgjord yta utgör endast en liten del av den totala föroeningmängden från området. Förhållandet mellan källorna till de olika föroeningarna för alla områden finns redovisade i bilaga D och alla uppvisar ungefär samma förhållande som för hela området.

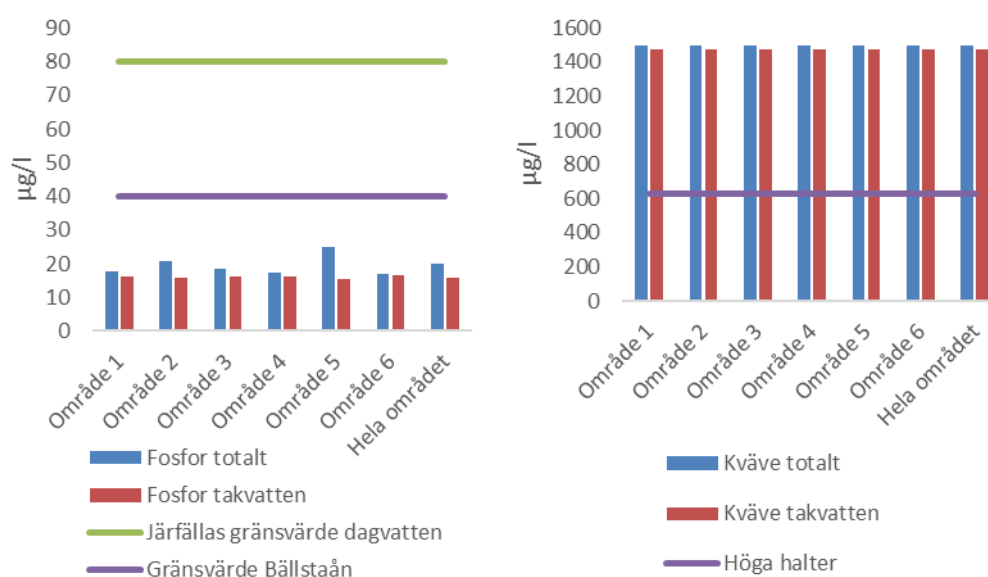


Figur 22. Hur stor del av föroeningarna som kommer från respektive yta inom hela området.

5.2.1 Takdagvatten

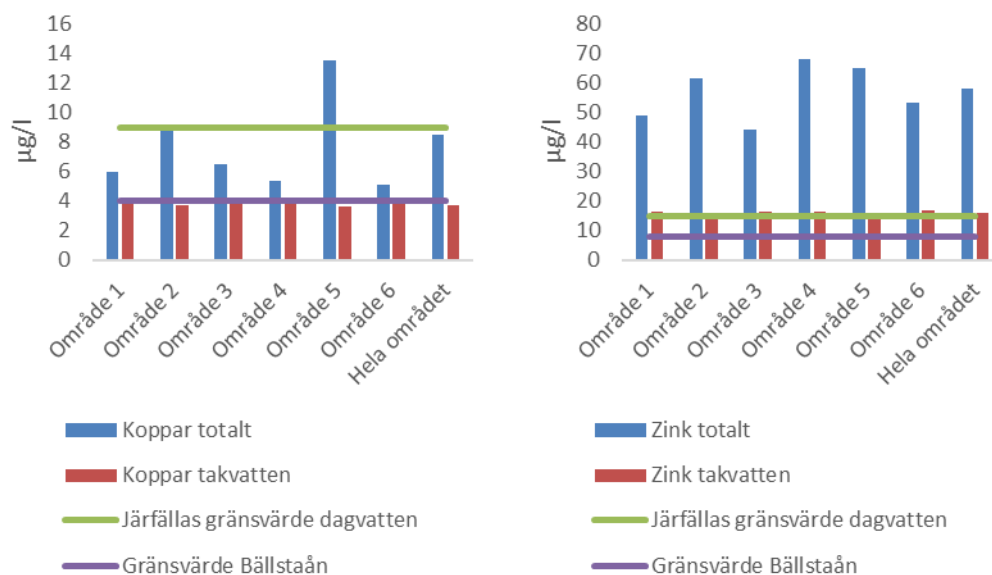
Att tak bidrar med en liten del till den totala föroreningskoncentrationen är anmärkningsvärt då tak utgör drygt 27 % av totala ytan inom hela området och 36% av den hårdgjorda ytan. Totala koncentrationen i takvattnet för de undersökta föroreningarna från samtliga områden finns redovisade i bilaga E.

För näringsämnen fosfor och kväve är skillnaderna mellan koncentrationen i takvattnet och totala koncentrationen liten även om den är något lägre för takvattnet inom samtliga områden (figur 23). Detta beror på att våtdeposition är den enskilt största källan till både fosfor och kväve inom området och den bidrar lika mycket till alla områden. För fosfor är skillnaderna något större efter som bidraget från övriga ytor är större än för kväve där våtdeposition utgör över 90 % av totala bidraget (figur 22).



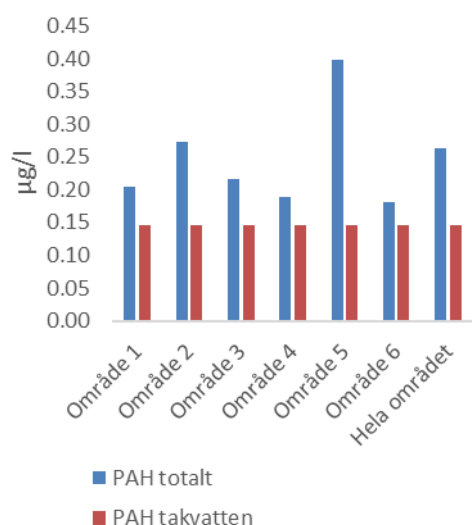
Figur 23. Koncentration fosfor och kväve i takvattnet jämfört med totala koncentrationen i dagvattnet från varje område samt hela området.

För metallerna koppar och zink är koncentrationerna betydligt lägre i takvattnet än i totala mängden dagvatten för alla delområden (figur 24). Koncentrationen koppar i takdagvatten underskrider Järfällas gränsvärde för dagvatten samt gränsvärdet för Bällstaån för alla delområden. Däremot överskrider koncentrationen zink i takvattnet precis Järfällas gränsvärde för dagvatten och därmed även gränsvärdet för Bällstaån för samtliga områden.



Figur 24. Koncentration koppar och zink i takvattnet jämfört med totala koncentrationen i dagvattnet från varje område samt hela området.

Koncentrationen för PAH är lägre i takvattnet än koncentrationerna totala mängden dagvatten och betydligt lägre i takvattnet från område 5 (figur 25). Eftersom det inte finns några källor till PAH från taken och allt kommer med regnvattnet som våtdeposition är koncentrationen densamma för alla områden.

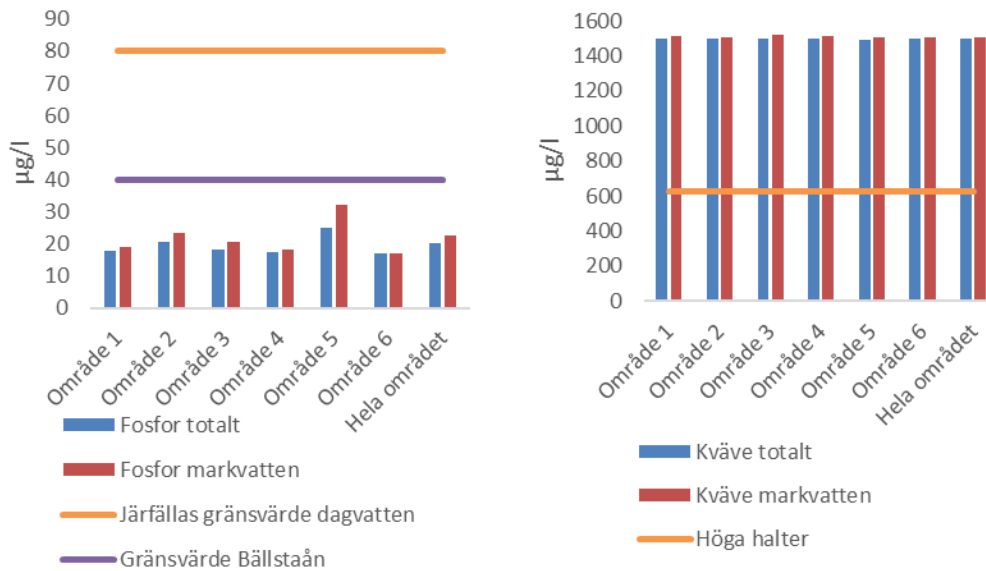


Figur 25. Koncentration PAH i takvattnet jämfört med totala koncentrationen i dagvattnet från varje område samt hela området.

5.2.2 Markdagvatten

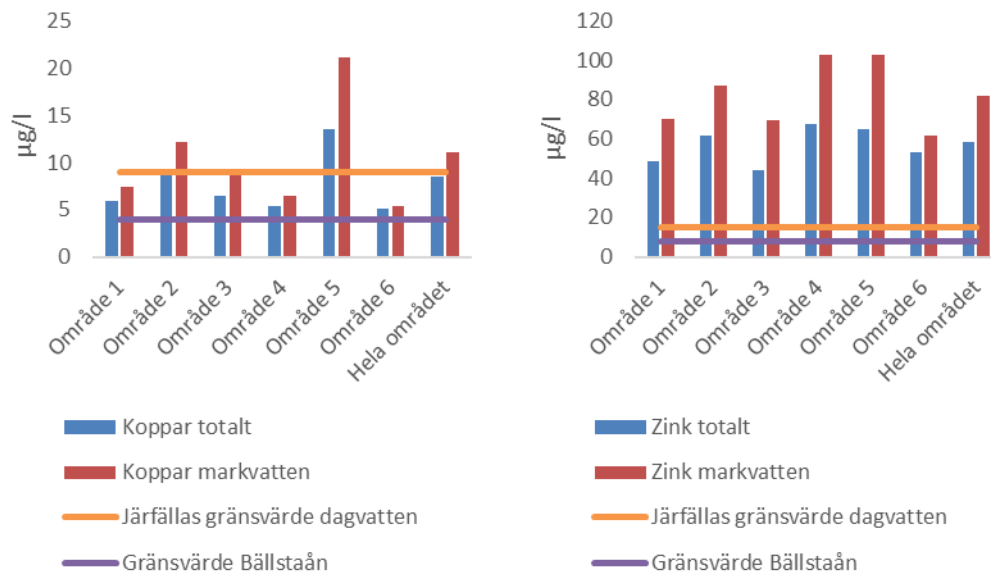
Koncentrationerna av koppar, zink och PAH i markvattnet är betydligt högre än koncentrationerna i takvattnet och även högre än totala koncentrationerna i dagvattnet från området. Koncentrationerna i markvattnet för samtliga undersökta föroreningar från alla delområden finns redovisade i bilaga E.

Koncentrationerna av fosfor och kväve är något högre i markvattnet än i dagvattnet totalt för samtliga områden (figur 26). Fosforkoncentrationerna underskrider både Järfällas gränsvärde samt Bällstaåns gränsvärde. Kvävekoncentrationerna är även i markvattnet långt över gränsen för höga halter i Bällstaån.



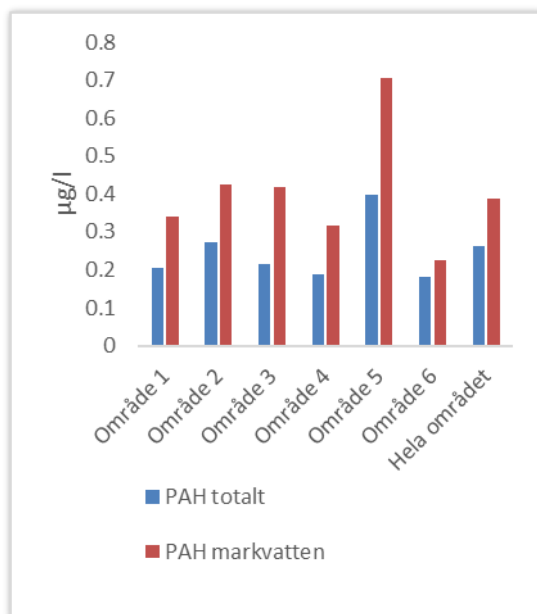
Figur 26. Koncentration fosfor och kväve i markvattnet jämfört med totala koncentrationen i dagvattnet från varje område samt hela området.

Koncentrationen koppar och zink är högre i markvattnet från samtliga områden jämfört med totala koncentrationen i dagvattnet (figur 27). För koppar överskrider Bällstaåns gränsvärde för samtliga områden och område 2, område 5 samt koncentrationen för hela området överskrider även Järfällas gränsvärde för dagvatten. Koncentrationen zink överskrider Järfällas gränsvärde för dagvatten för samtliga områden och därmed även Bällstaåns gränsvärde.



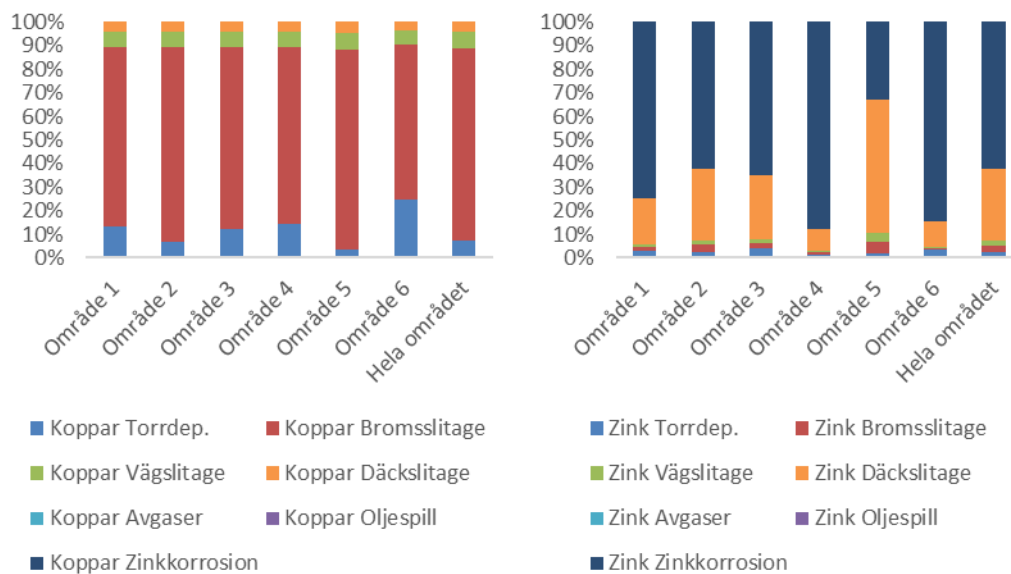
Figur 27. Koncentration koppar och zink i markvattnet jämfört med totala koncentrationen i dagvattnet från varje område samt hela området.

Koncentrationen PAH är högre i markvattnet jämfört med totala koncentrationen i dagvattnet (figur 28). Efter som en av de största källorna till PAH är vägar hamnar en stor del av det i markdagvattnet.



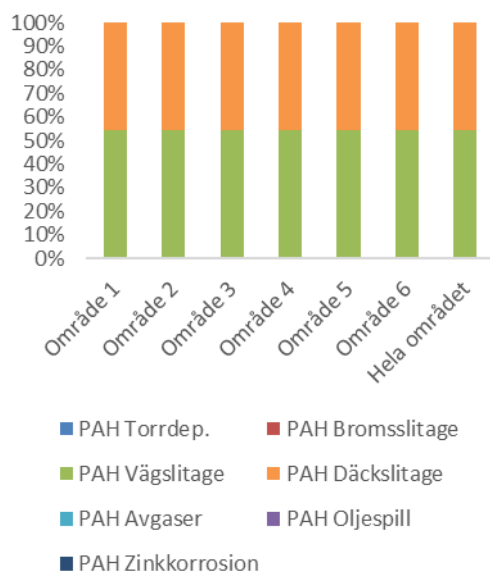
Figur 28. Koncentration PAH i markvattnet jämfört med totala koncentrationen i dagvattnet från varje område samt hela området

Både koppar och zink kommer till största del från vägar vilket förklarar varför koncentrationerna för dessa två ämnen är högre i markvattnet (figur 29). Koppar kommer till största del från trafiken på vägarna och då från slitage av bromsar i alla områden. Zink å andra sidan kommer till största del från zinkkorrosion förutom från område 5 där däckslitage står för största delen av utsläppen.



Figur 29. Fördelningen av koppar och zink från de olika utsläppskällorna inom vägar.

Även PAH i dagvattnet kommer till stor del från vägar (figur 22). Från vägar kommer lite mer än 50 % av utsläppen av PAH från vägslitage och resterande kommer från däckslitage (figur 30). Fördelningen mellan de två källorna är densamma mellan alla områden.



Figur 30. Fördelningen av PAH från de olika utsläppskällorna inom vägar.

5.3 SCHABLONVÄRDEN FRÅN STORMTAC

I tabell 9 redovisas schablonhalter för olika områden hämtade från StormTac samt dagvattenkoncentrationer för hela området från modelleringen i SEWSYS. Kategorin väg avser vägar med en trafikintensitet på ungefär 5000 fordon/dag. Samtliga koncentrationer ligger under eller mycket under de schablonvärden som finns i StormTac för alla kategorier. Värdena från SEWSYS-modelleringen stämmer bäst överens med kategorin väg i StormTac.

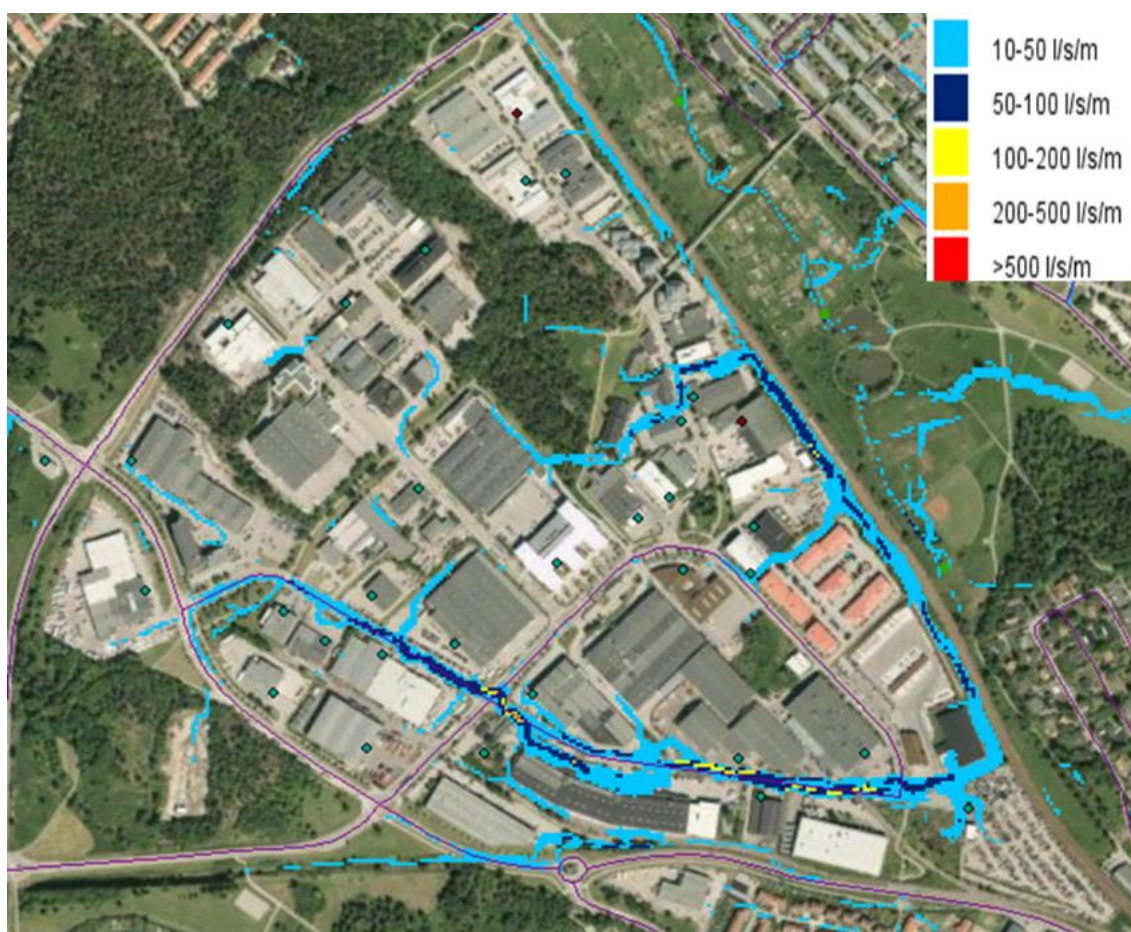
Tabell 9. Schablonvärden för olika typer av områden från StormTac samt koncentrationer för dagvattnet från Lunda utifrån SEWSYS modelleringen.

	Industri	Kontor	Väg (5000)	SEWSYS
Fosfor [µg/l]	300	250	159	20
Kväve [µg/l]	1 800	1500	2 400	1 496
SS [µg/l]	100 000	100 000	75 436	1 593
BOD7 [µg/l]	16 000	16 000	5 667	5 453
Koppar [µg/l]	45	30	30	8,5
Zink [µg/l]	270	140	97	58
Bly [µg/l]	30	30	7,5	7,13
Kadmium [µg/l]	1,5	0,9	0,31	0,31
PAH [µg/l]	1	1	0,32	0,26

5.4 ÅTGÄRDSLÖSNINGAR FÖR AVRINNINGEN

5.4.1 Avrinning

I figur 31 visas maxflödet vid skyfallmodellering där man kan se att mycket av vattnet leds via Finspångsgatan och att det ansamlas längs järnvägen i östra kanten av området.



Figur 31. Maxflöde inom Lunda industriområde vid skyfallssimulering.

I tabell 10 redovisas dagvattenvolymen från varje delområde som behöver fördröjas vid ett 10-års regn samt ett 2-års regn med en varaktighet på 10 min och en klimatfaktor på 1,25.

Då takdaggvatten i dagsläget avleds via inbyggda stuprännor och därmed inte bidrar till någon markavrinning samt innehåller låga halter av föroreningar har beräkningar även gjorts för 2 och 10-års regn utan avrinning från tak (tabell 10).

Tabell 10. Volym dagvatten från varje delområde vid ett 10-års regn och ett 2-års regn med varaktighet på 10 minuter och en klimatfaktor på 1,25.

Delområde	Total volym 2 år [m ³]	Total volym utan tak 2 år [m ³]	Total volym 10 år [m ³]	Total volym utan tak 10 år [m ³]
1	875	526	1 860	1 118
2	1 573	1 009	3 344	2 145
3	451	234	958	496
4	455	271	966	577
5	1 276	722	2 712	1 535
6	1 140	927	2 423	1 970
Summa	5 771	3 690	12 263	7 841

Genom att undersöka höjdvariationer inom området samt tidigare flödessimuleringar har ett antal platser som skulle kunna lämpa sig för åtgärdslösningar identifierats (Figur 32)



Figur 32. Platser som har identifierats som lämpliga för öppna dagvattenlösningar.

Volymen som de öppna dagvattenlösningarna skulle kunna fördröja finns redovisade i tabell 11. Öppna dagvattenlösningar skulle sammanlagt kunna fördröja drygt 3900 m³ vatten. Som en samlad lösning för hela området skulle ett underjordiskt dagvattenmagasin kunna byggas under bilsprotet i nedersta delen av området. Detta skulle kunna ge en magasinvolym på åtminstone 10 000 m³ om magasinet fyller upp största delen av ytan

och är 1 m djup. Ytterligare ett alternativ för samlad behandling skulle kunna vara ett dräneringsstråk längs med järnvägen då det är där största delen av avrinningen ansamlas. Detta skulle ge en magasinvolym på ungefär 1000 m³.

Tabell 11. Sammanställning av totala mängden dagvatten som kan fördröjas inom varje delområde.

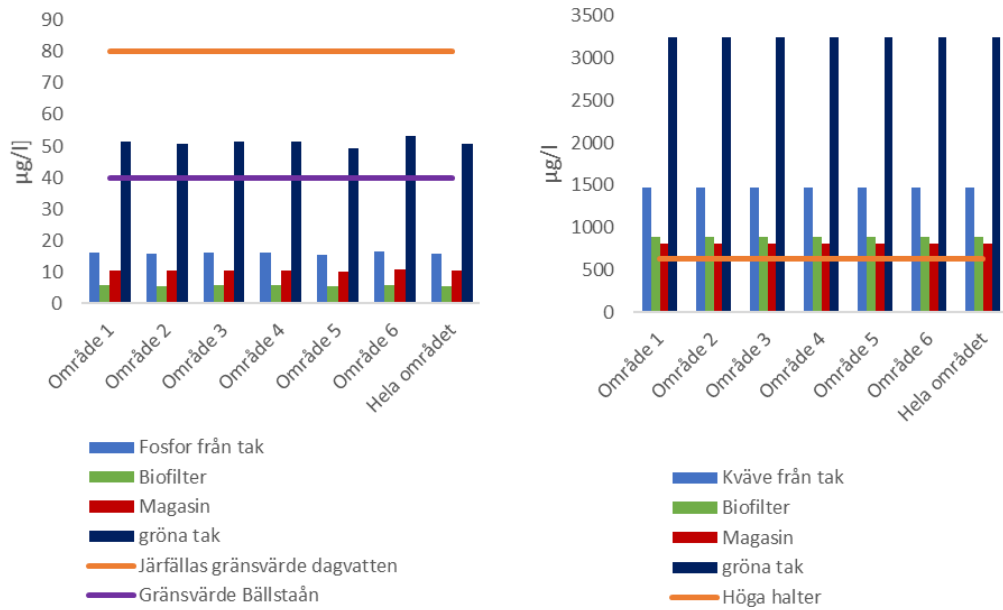
Område	Volym dike [m ³]	Volym biofilter [m ³]	Volym magasin [m ³]	Volym totalt [m ³]
Område 1	73	-	-	73
Område 2	312	-	-	312
Område 3	201	-	-	201
Område 4	-	369	-	369
Område 5	637	-	-	637
Område 6	141	2 210	-	2 351
Samlade lösningar	1 021	-	10 651	11 672
Totalt	2 385	13 230	10 651	15 616

Arean för parkeringsplatser som skulle vara lämpliga för permeabel yta har beräknats till 37 114 vilket är 26 % av den totala övriga trafikytan och 10 % av den totala hårdgjorda ytan om tak ej är inkluderade.

I figur 33–37 redovisas föroreningskoncentrationerna om dagvattnet skulle renas med de föreslagna åtgärdslösningarna. För takdagvatten jämförs rening med biofilter, gröna tak eller magasin med totala föroreningskoncentrationen i takvattnet innan åtgärd. För markvattnet jämförs rening med krossdike, biofilter, magasin samt permeabel asfalt med totala föroreningskoncentrationen i markvattnet innan åtgärd. Reningsgraden är hämtad från StormTacs schablonvärden (tabell 7).

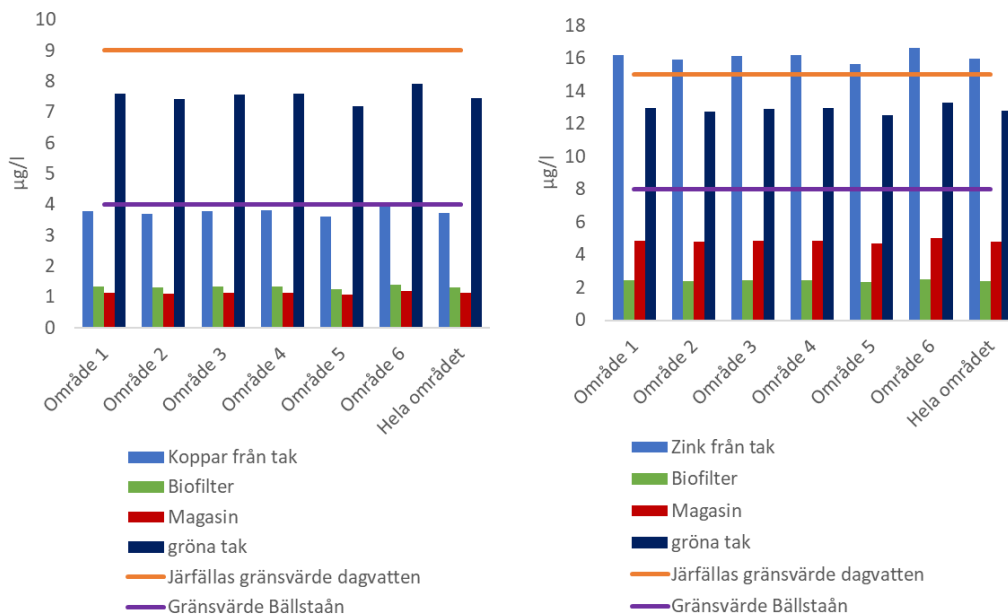
5.4.2 Takdagvatten

Koncentrationen fosfor i takvattnet ligger före de föreslagna åtgärdslösningarna under både Järfällas gränsvärde och gränsvärdet för Bällstaån (figur 33). Biofilter och magasin ger ytterligare minskning av koncentrationerna men gröna tak riskerar att öka koncentrationen fosfor så att de överskrider de båda gränsvärdena. För kväve reducerar magasin och biofilter koncentrationen något men den är fortfarande över gränsen för höga halter i Bällstaån (figur 33). Gröna tak riskerar även att öka koncentrationen kväve till långt över gränsvärdet.



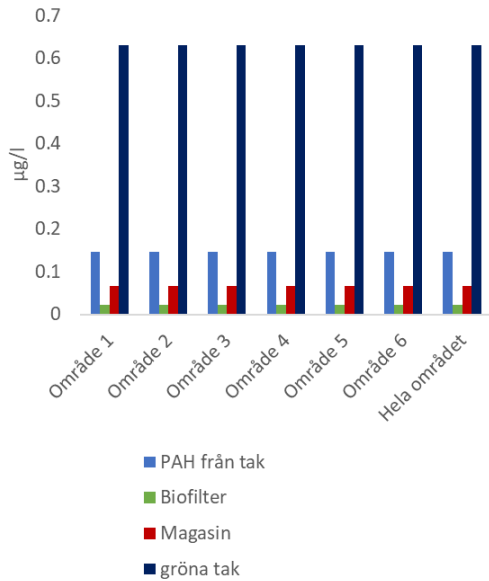
Figur 33. Koncentration kväve och fosfor i takvattnet före och efter de tre åtgärdslösningarna.

Koncentrationen koppar i takvattnet underskrider även innan åtgärdslösningar både Järfällas gränsvärde och gränsvärdet för Bällstaån. Reduktionen från biofilter och magasin ger ännu lägre koncentrationer men med gröna tak däremot finns risken att koncentrationen koppar i takvattnet överskrider Bällstaåns gränsvärde (figur 34). Koncentrationen zink minskar med samtliga åtgärdslösningar och underskrider Järfällas gränsvärde för samtliga områden (figur 34). Biofilter och magasin ger även tillräcklig reduktion för att underskrida gränsvärdet för zink i Bällstaån.



Figur 34. Koncentration koppar och zink i takvattnet före och efter åtgärdslösningarna.

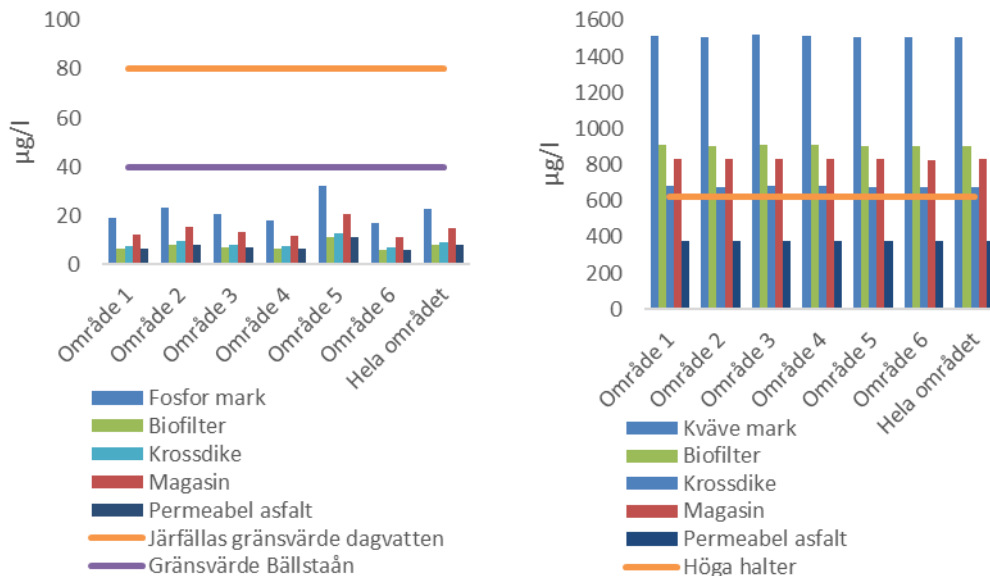
Biofilter och magasin ger lägre koncentrationer av PAH i takvattnet än före åtgärd men för gröna tak ökar koncentrationen markant (figur 35).



Figur 35. Koncentration PAH i takvattnet före och efter de tre åtgärdslösningarna.

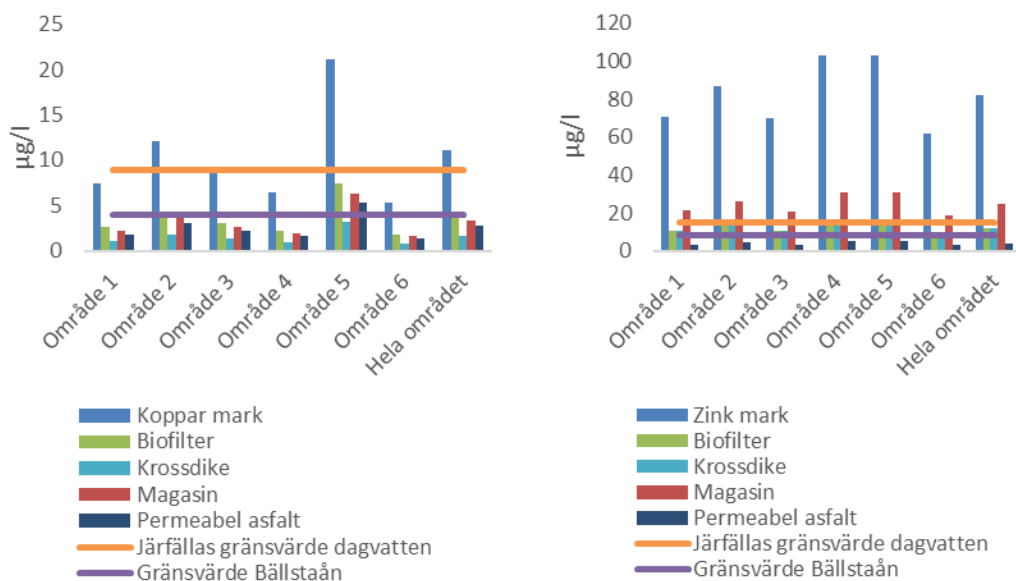
5.4.3 Markdagvatten

Koncentrationen fosfor ligger under både Järfällas gränsvärde och gränsvärdet för Bällstaån i markvattnet redan innan åtgärder och alla åtgärdslösningarna gav ytterligare minskning av koncentrationen från alla områden (figur 36). Biofilter är den åtgärdslösning som presterar bäst för fosfor och magasin ger minst reduktion. För kväve är permeabel asfalt den enda åtgärdslösningen som lyckas reducera koncentrationen kväve till under gränsvärdet för höga halter i Bällstaån (figur 36).



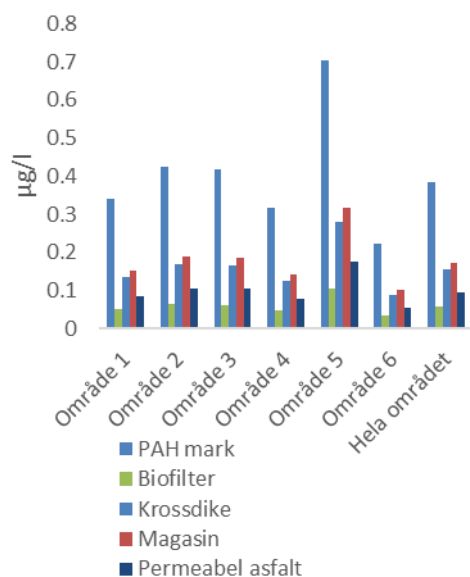
Figur 36. Koncentration kväve och fosfor i markvattnet före och efter de fyra åtgärdslösningarna.

Alla fyra åtgärdslösningarna ger en tydlig minskning av koncentrationerna av både koppar och zink i markvattnet från samtliga områden (figur 37). Reduktionen från alla de fyra åtgärdslösningarna var tillräcklig för att sänka mängden koppar under Järfällas gränsvärden för dagvatten men enbart krossdike gav tillräcklig reduktion för att understiga gränsvärdet för Bällstaån för markvattnet från samtliga områden. Endast permeabel asfalt erbjöd tillräcklig reduktion för att klara av Bällstaåns gränsvärde för zink (figur 37). Biofilter och krossdike presterade bättre än magasin och klarade av att reducera koncentrationerna tillräckligt för att underskrida Järfällas gränsvärde förutom för markvattnet från område 4 och område 5 då det ligger precis på gränsen.



Figur 37. Koncentration koppar och zink i markvattnet före och efter de fyra åtgärdslösningarna.

Alla fyra åtgärdslösningar ger en betydlig reduktion av koncentrationen PAH från samtliga områden (figur 38). Bäst presterar biofilter och sämst presterar magasin.



Figur 38. Koncentration PAH i markvattnet före och efter de tre åtgärdslösningarna.

6 DISKUSSION

6.1 DELOMRÅDEN

Vid indelningen av området i delområden beaktades höjdskillnader, byggnader och vägar vilket påverkar dagvatten som avrinner längs marken. Då dagvatten från området till stor del avrinner i ledningar hade det varit användbart att känna till placeringen av dagvattenbrunnar och hur ledningsnätet i området såg ut för att kunna göra en indelning som bättre avspeglar nuvarande förhållanden. Detta var tyvärr inte möjligt då ledningsnäten är sekretessbelagda men bör studeras innan åtgärdslösningar planeras och dimensioneras. Indelningen tros trots detta ge en översiktlig bild över hur vattnet flödar samt vilka områden som är extra viktiga att fokusera på vid rening av dagvattnet.

6.2 INVENTERING AV OMRÅDET

6.2.1 Takyta

Vid inventeringen identifierades flera synliga källor till föroreningar i dagvattnet, främst zink, såsom staket och brandtrappor men det kan även finnas dolda källor som inte upptäcktes. Till exempel är det troligt att de inbyggda stuprören är en källa till framför allt zink men även koppar då detta är vanliga byggmaterial för takrännor och stuprör (Larm & Pirard, 2010). Detta innebär att mängden metallföroreningar i takdagvatten eventuellt är något underskattad och en utförligare inventering av denna typ av källor kan vara nödvändig för att få en korrekt uppskattning av mängden föroreningar. Eventuellt kan damm och andra partiklar från trafik virvla upp och lägga sig på tak i området och på så sätt kan skillnaderna i föroreningar från olika ytor eventuellt jämnas ut.

6.2.2 Grönyta

Största delen av grönytor i området återfanns i den norra delen som även är den högst belägna delen. Detta innebär att denna typ av yta inte fördröjer avrinningen i någon större utsträckning då det mesta av avrinningen aldrig rinner över dem. Det stora grönområdet inom område 4 lutar kraftigt vilket ökar avrinningskoefficienten och innebär att en mindre andel vatten fördröjs och infiltrerar än om ytan hade varit plan (Svenskt Vatten, 2016).

6.2.3 Vägyta

Koncentrationerna i dagvattnet från vägar är eventuellt något överskattat när det gäller zink eftersom allt zinkmaterial som återfanns i området har räknats in till zinkyta längs vägar då det varit enda alternativet för att lägga in det i SEWSYS. Även parkeringsplatser har varit ett problem då det antingen har fått läggas in som övrig yta eller vägyta och inget är direkt representativt. I slutändan valdes att lägga in parkeringsplatser som vägyta då de, och då framför allt de parkeringsplatser som även används som avlastningsplatser, ansågs bidra med betydligt mer föroreningar än vad övrig hårdgjord yta gör. Dock skulle trafikintensiteten och andelen tung trafik behöva undersökas närmare då det inte finns någon data för detta i dagsläget.

6.2.4 Övrig hårdgjord yta

Till övrig hårdgjord yta räknades främst cykelbanor och trottoarer då parkerings- och avlastningsplatser räknats in som vägyta vilket innebär att mängden föroreningar från dessa ytor troligtvis är liten vilket också resultaten från SEWSYS-modelleringen tyder på (figur 22).

6.2.5 Punktkällor inom området

Vid inventeringen återfanns flera källor till zink så som staket, brandtrappor och lyktstolpar men inga punktkällor för de andra undersökta föroreningarna. Lyktstolpar längs vägar och cykelvägar var målade vilket minskar mängden zink som kan korrodera och hamna i dagvattnet. Staket, brandtrappor och lyktstolpar inom fastigheter var däremot oftast inte målade. En enkel lösning för att minska mängden zink i dagvattnet skulle därför kunna vara att måla dessa zinkytor då det avsevärt kan minska mängden zink förutsatt att färg som inte läcker zink eller andra tungmetaller används.

Längs i söder ligger en biluppställningsplats med bortförslade bilar i varierande skick. Bland annat finns det flera utbrunna bilar vilka skulle kunna vara en källa till PFOS i dagvattnet där brandskum är en av de vanligaste källorna. Även metaller och PAH skulle kunna spridas från området då flera av bilarna är i dåligt skick och står ute utan tak eller annat skydd mot regn. Detta var inte möjligt att lägga in som källa i SEWSYS så koncentrationer av PAH men även metaller från område 6 skulle kunna vara högre än vad SEWSYS-modelleringen visar.

6.3 AVRINNING

Att vattnet inom området till största del rinner från nordväst till sydöst är mycket troligt med tanke på höjdskillnaderna men exakt hur det rör sig är svårare att avgöra. Antagligen följer det till största del vägnätet vilket även skyfallsmodelleringen tyder på (figur 31). Avrinning på mark från område tre skulle antingen kunna rinna via Finspångsgatan i område 5 ner mot bilskroten i sydöstra hörnet eller längs Fagerstagatan och sen vidare ner längs Gunnebogatan i område 6. Det är troligt att största delen av flödet samlas vid bilskroten och längs järnvägen i östra delen men för att få en mer detaljerad bild över flödessituationen i området krävs utförligare undersökningar.

6.4 MODELLERING I SEWSYS

Vid modellering i SEWSYS fås inte bara koncentrationerna i dagvattnet utan även vilken typ av ytor och vilka aktiviteter som bidrar till de olika föroreningarna, vilket kan användas till att sätta in riktade åtgärder. Möjligheten finns också att använda verkliga regndata från olika områden för att ge en realistisk bild över hur föroreningsspridningen

ser ut (Ahlman, 2000). Från Lunda industriområde kommer största delen av dagvattenföroreningarna från vägar och trafik vilket var väntat då få punktkällor identifierades under inventeringen.

Föroreningarna från vägar kan dock vara något överskattade då även parkeringar är inräknade i denna kategori samt att all zinkyta som identifierats i området har förts in som andel zink vid vägar vid modelleringen. Detta innebär att andelen zink som kommer från korrosion från vägar till största del egentligen kommer från övrig yta eftersom det var där den största delen av zinkytorna som staket och lyktstolpar fanns. Genom att utveckla modellen så att fler ytor kan identifieras, exempelvis parkeringar, och så att zink kan föras in som andel av andra ytor än tak och vägar skulle modellen ge en mer detaljerad bild av föroreningsspridningen.

Trafikintensiteten för parkeringar var svår att uppskatta då det inte fanns någon information kring detta och det var svårt att avgöra hur stor del av parkeringarna som användes. Många verkade stå tomma under inventeringen trots att det var mitt på dagen en vanlig arbetsdag. Trots att trafikintensiteten på parkeringarna inom området var uppskattad till en relativt hög intensitet jämfört med hur välanvända parkeringarna verkade vara utgjorde den en mycket liten del av den totala trafikintensiteten så det har förmodligen inte haft någon större inverkan på resultaten för Lunda industriområde. Dock skulle det kunna ha en betydande inverkan på ett mindre område med lägre trafikintensiteter på vägarna och införa en specifik kategori för parkeringar i SEWSYS hade kunnat förbättra modelleringen

Möjligheten att kunna visa på vilken typ av ytor eller aktiviteter som bidrar med dagvattenföroreningar skulle kunna göra det möjligt att ställa krav på enskilda företag att bekosta åtgärdsalternativ om det går att visa att just deras fastigheter eller verksamheter ger upphov till föroreningarna. Detta skulle kunna vara användbart för kommuner då de annars är de som får ansvara för att dagvattnet renas vilket kan vara svårt i städer med få stora ytor för samlad dagvattenhantering.

Vid modelleringarna i SEWSYS utmärkte sig område 5 som det område med högst koncentrationer av alla föroreningar utom zink. Område 5 är också ett av de områden som tros ha högst dagvattenflöde vilket gör det till ett av de viktigaste områdena att fokusera på vid planering av åtgärdslösningar.

6.5 SCHABLONVÄRDEN FRÅN STORMTAC

Föroreningshalterna från Lunda industriområde var lägre än väntat vid modellering i SEWSYS och betydligt lägre än schablonhalterna för både industriområde och kontorsområde. Detta gäller såväl modelleringarna som har gjorts för hela området som modelleringarna för varje delområde. Tidigare provtagningar i Bällstaån visar på små skillnader i koncentrationer av de olika föroreningarna som undersökts före och efter utloppspunkten för dagvattnet från Lunda. Mellan dessa punkter mynnar även flera andra stora dagvattenledningar vilket skulle kunna tyda på att dagvattnet inte är så förorenat som schablonvärdena från StormTac indikerar. Dock ligger halterna för flertalet ämnen fortfarande långt över gränsvärdena för dagvatten och Bällstaån.

För gröna tak och biofilter beror reningsgrad och utsläpp av näringsämnen till stor del på vilken typ av filtermaterial, typ av växter eller gödning som används (Blecken, 2016). För

åtgärdslösningar som bygger på rening med hjälp av växter kan även temperatur och klimat ha en stor påverkan på reningsgraden (Blecken, 2016). Flera av värdena i StormTac baseras dessutom endast på ett fåtal studier vilket leder till viss osäkerhet (StormTac, 2016). Tyvärr finns det väldigt få andra sammanställningar av dagvattenlösningar och det är i de flesta fall StormTac som används.

6.6 ÅTGÄRDSLÖSNINGAR

Eftersom avrinningen från tak aldrig leds ut över markytan i dagsläget och innehåller betydligt lägre koncentrationer av de undersökta föroreningarna än vattnet som rinner över marken föreslås olika åtgärdsalternativ för de två typerna av dagvatten.

De föreslagna öppna dagvattenlösningarna i figur 32 har tillräcklig kapacitet för att kunna fördröja vatten från ett 2-årsregn om takdagvatten leds separat. Dock klarar de inte av att fördröja större regn som exempelvis 10-årsregn vilket innebär att det krävs en annan typ av lösning för att ta hand om dessa. Andra typer av lösningar skulle kunna vara att bygga en samlad lösning utanför området eller längre nedströms i Bällstaån alternativt att involvera fastighetsägare i området för att i högre grad fördröja regn inom fastigheterna. Alternativ till åtgärder inom fastigheter för tak- samt markdagvatten diskuteras utförligare i respektive avsnitt.

6.6.1 Takdagvatten

Då modelleringarna i SEWSYS tyder på att föroreningarna i dagvattnet som avrinner från taken nästan uteslutande kommer från torr- och våtdeponering finns det små möjligheter att göra något åt källorna till föroreningarna då de kan ha sitt ursprung långt från området.

Som samlad lösning för takdagvatten skulle ett magasin kunna anläggas under bilsproten i södra delen av området utan påverkan på verksamheten annat än under byggnation och slamtömning. Eftersom detta är områdets lägsta punkt och den ligger i höjd med Bällstaån är det troligt att grundvattennivån är hög vilket innebär att det måste vara ett slutet magasin för att förhindra grundvatteninträngning. Ett dagvattenmagasin skulle enligt schablonvärdena från StormTac ge tillräcklig rening av alla föroreningar i takvattnet utom kväve.

Genom att involvera fastighetsägare skulle även takvattnet kunna ledas ner i biofilter längs med husfasaden innan det sedan leds vidare ner i ledningarna. Detta skulle ge något bättre rening av föroreningarna än för magasin och är enklare att konstruera. Dock behövs det byggas många biofilter för att behandla dagvattnet från varje tak separat.

Ett annat alternativ skulle kunna vara att bygga fler gröna tak inom området för att minska dagvattenvolymer vilket också skulle involvera fastighetsägarna. Hur mycket dagvattenvolymer kan minskas beror på växtmediets tjocklek samt på regnets intensitet men framför allt vid mindre regn och under sommarmånaderna kan gröna tak ge betydande fördröjning. Enligt schablonvärdena från StormTac skulle detta leda till ökade utsläpp av alla föroreningar utom zink. Dock är detta ett mycket osäkert värde från StormTac och några av de studier som sammanställts i StormTac tyder även på att det kan ske en minskning av fosfor, kväve och koppar (StormTac, 2016). Att koncentrationen är högre betyder dessutom inte nödvändigtvis att mängden föroreningar har ökat. Eftersom totala mängden vatten som avrinner från gröna tak är lägre skulle det innebära en högre koncentration även om mängden koppar är densamma. Det finns redan befintliga

gröna tak i området och analyser av avrinningen därifrån skulle kunna användas för att utvärdera om det är ett alternativ för fler tak inom området.

6.6.2 Markdagvatten

Enligt SGUs karta över genomsläpplighet (figur 3) är genomsläppligheten i de översta jordlagren god i området men underliggande jordlager är mestadels lera och en del berg vilket gör att infiltration inte är att föredra som enda lösning, speciellt inte vid höga flöden då infiltrationshastigheten i lera är långsam och det snabbt skulle leda till ytavrinning.

Inom stadsägd mark bedöms det svårt att finna tillräckligt stora ytor för att klara av att ta hand om flöden vid större regn med öppna dagvattenlösningar då volymerna dagvatten blir betydligt större än vad de öppna dagvattenlösningarna klarar av att magasinera (figur 32). Även om inte allt dagvatten skulle kunna hanteras vid höga flöden skulle flera mindre åtgärdslösningar kunna hantera flödena som uppstår vid mindre regn och minska flödena vid stora regn samt rena vattnet som rinner genom åtgärdslösningarna. Längs Finspångsgatan sker en stor del av avrinningen från två av de mest förorenade områdena, område 2 och 5, och översvämningsrisken vid stora regn är hög. Genom att anlägga ett dräneringsstråk längs vägen kan vattnet fördröjas och avledas i diket istället för längs ytan och dagvattnet kan renas från framför allt partikulärt bundna föroreningar då de kan avskiljas vid infiltration och sedimentering. Även längs de andra vägarna i området skulle dräneringsstråk vara lämpliga åtgärdslösningar då vägar är största föroreningskällan inom området.

Zink var den förorening som förutom kväve kraftigast överskred de gränsvärden som satts av Järfälla och för Bällstaån vid modelleringarna. Alla områden hade höga koncentrationer zink i dagvattnet och endast permeabel asfalt klarade av att rena markvattnet tillräckligt bra för att underskrida Bällstaåns gränsvärde. Koncentrationerna zink i dagvattnet skulle kunna reduceras genom att måla zinkytorna inom området vilket minskar mängden zink som hamnar i dagvattnet. Detta är en enkel lösning jämfört med att rena allt dagvatten från området, speciellt eftersom resultaten från jämförelsen mellan åtgärdslösningarna tyder på att det är svårt att uppnå tillräckligt hög reningsgrad.

Tre ytor inom området har identifierats som möjliga platser för större biofilter (figur 32). Två av dessa ligger inom område 6 och ett inom område 4. En av platserna inom område 6 som identifierades som möjligt plats för biofilter var en grönyta invid Gunnebogatan. Enligt SGUs karta över området utgörs det underliggande marklagret av berg vilket antagligen är anledningen till att inget är byggt på platsen idag. Beroende på hur djupt berget ligger skulle det eventuellt vara möjligt att anlägga ett biofilter trots detta då biofiltret endast behöver vara ungefär 1 meter djupt. Biofiltret skulle också kunna byggas på markytan då vatten från de högre liggande områdena fortfarande skulle kunna ledas dit även om det är upphöjt.

För att klara av att ta hand om ett flöde från ett 10-årsregn skulle ett underjordiskt fördröjningsmagasin kunna byggas under bilskroten på samma sätt som beskrivits ovan för takdagvatten men i större skala. Tyvärr skulle denna typ av lösning inte ge tillräckligt bra rening av dagvattenföroreningarna men skulle kunna användas som en lösning för att förhindra översvämning vid stora regn.

Om fastighetsägare kan involveras och motiveras till att upplåta mark för dagvattenhantering finns betydligt större möjligheter att ta hand om dagvattnet i området. Det finns många planteringar i anslutning till vägar och parkeringsplatser som skulle kunna modifieras och därmed utnyttjas i syfte att fördröja och rena dagvatten. Genom att sänka upphöjda planteringar tillåts vatten rinna in i planteringen istället för tvärt om vilket ofta är fallet i dagsläget. Om dagvattenbrunnen är upphöjd över planteringsytan tillåts planteringen svämma över vid höga flöden vilket ökar magasinvolymen och mer dagvatten kan fördröjas än bara genom infiltration. Om planteringarna dessutom byggs om till biofilter kan magasinvolymen ökas ytterligare och även reningsgraden skulle kunna förbättras.

Även infiltrationskapaciteten i området skulle kunna ökas genom att involvera fastighetsägare då hårdgjorda ytor, som utgör 75 % av områdets yta, i viss mån skulle kunna göras om till genomsläpplig yta. Detta skulle kunna ge minskad avrinning och ökad rening vid normalregn. Först och främst bör andelen parkeringsplatser i området ses över då de att döma från de två platsbesöken samt ortofotot från 2015 ofta verkar stå tomma och ytan då istället skulle kunna göras om till grönyta eller upplåtas till dagvattenlösningar. Hur välanvända parkeringsplateserna verkligen är bör dock, precis som trafikintensiteten för desamma, undersökas närmare innan några konkreta slutsatser kan dras. I de fall då parkeringsytan behövs skulle genomsläpplig asfalt eller rasterytor kunna användas som underlag då det ökar infiltrationen, minskar avrinningen och även ger viss rening då vattnet infiltrerar genom jorden. Detta gäller parkeringsytor som enbart används av personbilar då tyngre fordon riskerar att pressa samman materialet och minska infiltrationsförmågan. Genomsläppliga ytor på parkeringar skulle dock leda till ökat underhållsbehov då de efter ett tag sätts igen av föroreningar och grus och därmed måste rengöras för att behålla sin infiltrationsförmåga.

Att genomsläpplig asfalt skulle ge så bra rening som schablonvärdena från StormTac anger är mindre troligt då reningsgraden enbart baseras på fyra studier där fokus främst legat på näringsämnen. Precis som för andra åtgärdslösningar som bygger på infiltration försvinner inte föroreningarna utan de fastläggs i materialet och efter ett tag måste materialet rengöras för att bibehålla sin infiltrationsförmåga. Detta innebär att föroreningarna som fastlagts måste deponeras eller tas omhand på annat sätt.

7 VIDARE STUDIER

Det hade varit intressant att provta dagvatten från tak och mark och jämföra föroreningskoncentrationerna och se om det verkligen är så stor skillnad som SEWSYS visar eller om det finns andra bidragande faktorer som jämnar ut skillnader mellan ytorna.

För att kunna identifiera de platser som lämpar sig bäst för åtgärdslösningar krävs även mer detaljerade flödesmodelleringar för att kunna avgöra hur dagvattnet rinner i området. Fokus skulle då kunna ligga på att undersöka var dagvatten från de områden som har identifierats som mest förorenade ligger för att effektivt kunna ta hand om dagvattnet från dessa områden.

Eftersom det finns gröna tak inom området idag skulle dessa kunna undersökas för att se om mängden föroreningar i avrinningen verkligen ökar som StormTac antyder och jämföras med föroreningskoncentrationer från andra tak i området.

Utvecklingar av SEWSYS för att skapa en mer detaljerad bild av det område som undersöks och därmed de föroreningar som kan hamna i dagvattnet hade varit användbart då StormTac som vanligtvis används idag inte är lika områdesspecifikt och det finns stor osäkerhet i vissa av de schablonvärden som används.

8 SLUTSATSER

Små skillnader i föroreningskoncentrationer i Bällstaån före och efter dagvattenutloppet från Lunda tyder på att dagvattnet från området inte ensamt är en stor källa till någon av föroreningarna i ån. Modellering i SEWSYS visade på relativt låga halter av föroreningar i dagvattnet från Lunda jämfört med schablonvärden i StormTac. Om detta är på grund av att SEWSYS underskattar koncentrationerna eller att StormTac överskattar dem är svårt att avgöra utan vidare studier.

Som svar på inledande frågeställningar kan det konstateras att:

- Kväve och zink var de föroreningar som i högst grad överskred föreslagna gränsvärden för dagvatten från området samt gränsvärden för Bällstaån.
- Utsläpp från trafik och korrosion av zinkmaterial tros vara de största källorna till dagvattenföroreningar inom området. SEWSYS modelleringarna tyder på att område 2 och område 5 är de områden med högst föroreningskoncentrationer i dagvattnet.
- Åtgärder som föreslås för att minska mängden föroreningar som når Bällstaån via markdagvattent är främst dräneringsstråk längs med vägar samt att minska mängden hårdgjorda ytor för att öka infiltrationskapaciteten vid mindre regn. För takdagvatten rekommenderas biofilter i anslutning till byggnaderna. Att anlägga ett underjordiskt magasin under bilskroten i sydöstra hörnet skulle kunna vara en lösning för att ta hand om dagvattenflödet vid stora regn från både tak och mark.

9 REFERENSER

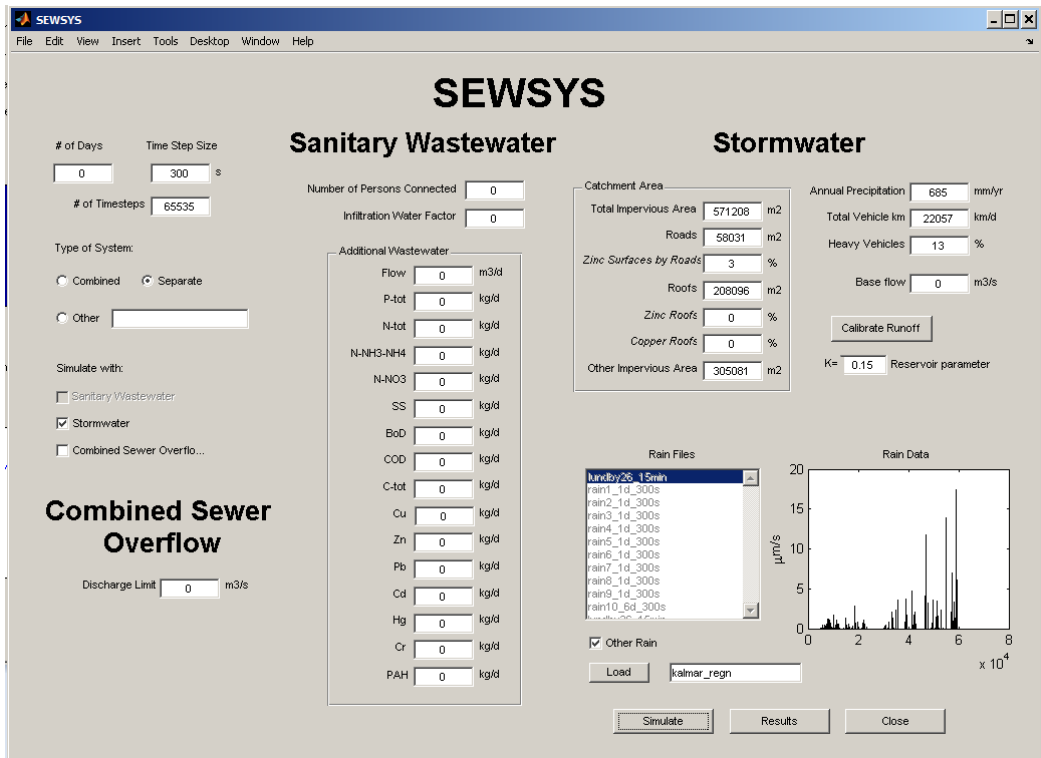
- Ahlman, S. (2000). *SEWSYS – Ett modelleringsverktyg för transport- och reningsprocesser i avloppssystem utvecklat i MATLAB- Simulink*. Examensarbete 2000:8, Vatten, miljö, transport, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- Alm, H., Banach, A. & Larm, T. (2010). Förekomst och rening av prioriterade ämnen, metaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten. *Svenskt Vatten Utveckling, rapport*, (2010-06).
- Andersson, Å. (2005). *Lunda industriområde – inventering av industriella verksamheter samt mätning av spillvattenkvalitet år 2005*. Stockholm: Stockholm Vatten. (15).
- Bengtsson, L., Grahn, L. & Olsson, J. (2005). Hydrological function of a thin extensive green roof in southern Sweden. *Hydrology Research*, 36(3), pp 259–268.
- Blecken, G. (2016). *Kunskapssammanställning Dagvattenrening*. Svenskt Vatten AB. (2016:05).
- Braskerud, B. C. (2014). *Grønne tak og styrtregn – effekten av ekstensive tak med sedumvegetasjon for redusert avrenning etter nedbør og snøsmelting i Oslo*. Oslo: Norges vassdrags- og energidirektorat. (65/2014).
- Burton, G. A. & Pitt, R. (2001). *Stormwater Effects Handbook: A Toolbox for Watershed Managers, Scientists, and Engineers*. CRC Press. ISBN 9781420036244.
- Bäckström, M. (1999). *Porous Pavement in a Cold Climate*. Luleå: Luleå University of Technology. (1999:21).
- Davis, A. P., Hunt, W. F., Traver, R. G. & Clar, M. (2009). Bioretention technology: Overview of current practice and future needs. *Journal of Environmental Engineering*, 135(3), pp 109–117.
- Davis, A. P., Shokouhian, M. & Ni, S. (2001). Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere*, 44(5), pp 997–1009.
- Dromberg, P. (2009). *Brunnsfilter för rening av vägdagvatten*. Stockholm Vatten.
- Färm, C. (2003). *Rening av dagvatten genom filtrering och sedimentation*. VA-Forsk. (2003:16).
- Göbel, P., Dierkes, C. & Coldewey, W. G. (2007). Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology*, 91(1-2), pp 26–42.
- Havs- och vattenmyndigheten (2015). *Plan för tillsynsvägledning inom miljöbalkens område för åren 2016-2018*. Havs och vattenmyndigheten. (2015:29).
- Havs- och vattenmyndigheten (2016). *Följder av Weserdomen – Analys av rättsläget med sammanställning av domar*. (2016:30).
- Havs- och vattenmyndigheten (2017a). *Kväve i sjöar och vattendrag*. [elektronisk]. Tillgänglig: <https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/data--statistik/official-statistik/official-statistik---havs--och-vattenmiljo/kvave-i-sjoar-och-vattendrag>. [2017-06-30]
- Havs- och vattenmyndigheten (2017b). *Havs- och vattenmyndighetens förfogelser om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten*. (HVMFS 2013:19).
- Johansson, H. (2014). *Övervakning av miljögifter i Bällstaån 2011–2012: Bällstaån kemiska och ekologiska status med avseende på miljögifter*. Stockholms länsstyrelse.
- Järfälla kommun (2016). *Riktlinjer för dagvattenhantering*. Järfälla kommun.
- Larm, T. & Pirard, J. (2010). *Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten*. Sweco Environment, Stockholm.
- Lidström, V. (2013). *Vårt Vatten – Grundläggande lärobok i vatten- och avloppsteknik*. 2. ed Svenskt Vatten.

- Lindfors, T., Bodin, H. & Larm, T. (2014). *Grågröna systemlösningar för hållbara städer – inventering av dagvattenlösningar för urbana miljöer*. Vinnova. (2012-01271).
- Lücke, J. (2012). Miljöövervakningsprogram 2012–2015 för Bällstaån. Stockholms miljöförvaltning.
- Lücke, J. (2017). Provtagningar i Bällstaån – en kort sammanställning. Stockholm Vatten..
- Mikkelsen, P., Hafliger, M., Ochs, M., Jacobsen, P., Tjell, J. & Boller, M. (1997). Pollution of soil and groundwater from infiltration of highly contaminated stormwater — A case study. *Water Science and Technology*, 36(8-9), pp 325–330.
- Miljöbarometern (2017a). *Bällstaån – Stockholms miljöbarometer*. [elektronisk]. Tillgänglig: <http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/vattendrag/ballstaan/>. [2017-03-06].
- Miljöbarometern (2017b). *Totalfosfor – Stockholms miljöbarometer*. [Elektronisk]. Tillgänglig: <http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/vattendrag/ballstaan/totalfosfor-vattendrag/ballstaan/>. [2017-05-17].
- Miljöbarometern (2017c). *Totalfosfor, vattendrag – Stockholms miljöbarometer*. [Elektronisk]. Tillgänglig: <http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/ekologisk-status/vattendrag/totalfosfor-vattendrag/>. [2017-05-25].
- Miljöbarometern (2017d). *Totalkväve, vattendrag – Stockholms miljöbarometer*. [Elektronisk]. Tillgänglig: <http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/ekologisk-status/vattendrag/totalkvave-vattendrag/>. [2017-05-25].
- Miljöbarometern (2017e). *PAH – Stockholms miljöbarometer*. [Elektronisk]. Tillgänglig: <http://miljobarometern.stockholm.se/miljogifter/pah/>. [2017-03-01].
- Miljöbarometern (2017f). *PFOS i ytvatten – Stockholms miljöbarometer*. [Elektronisk]. Tillgänglig: <http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/vattendrag/ballstaan/pfos-i-ytvatten/ballstaan/>. [2017-06-05].
- Moermond, C. T. A., Verbruggen, E. M. J. & Smit, C. E. (2010). *Environmental risk limits for PFOS: A proposal for water quality standards in accordance with the Water Framework Directive*. RIVM rapport 601714013
- Naturvårdsverket (2017). *Miljömålen – Årlig uppföljning av Sveriges nationella miljömål 2017*. (6749).
- Sennström, A. (2014). *Inventering av Lunda Industriområde – Undersökning av potentiella källor till föroreningare med negativ miljöpåverkan på dagvatten till Bällstaån*. Diss. Stockholm: Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi.
- SMHI (2017-02-15). *Klimatindikator – nederbörd | SMHI*. [elektronisk]. Tillgänglig: <http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/nederbord/klimatindikator-nederbord-1.2887>. [2017-03-06].
- Spångberg, K. & Beckman, V. (2014). *Inventering Lunda industriområde*. Miljöförvaltningen. (2014-7502).
- Stenman, D. (2016). *Källspårning av PFAS i Bällstaån*. Miljöförvaltningen, Stockholms stad.
- Stockholm Vatten (2016). Avgift för vatten och avlopp – Taxa 2016 för den almäna vatten- och avloppsanläggningen i Stockholm och Huddinge. Stockholm Vatten.

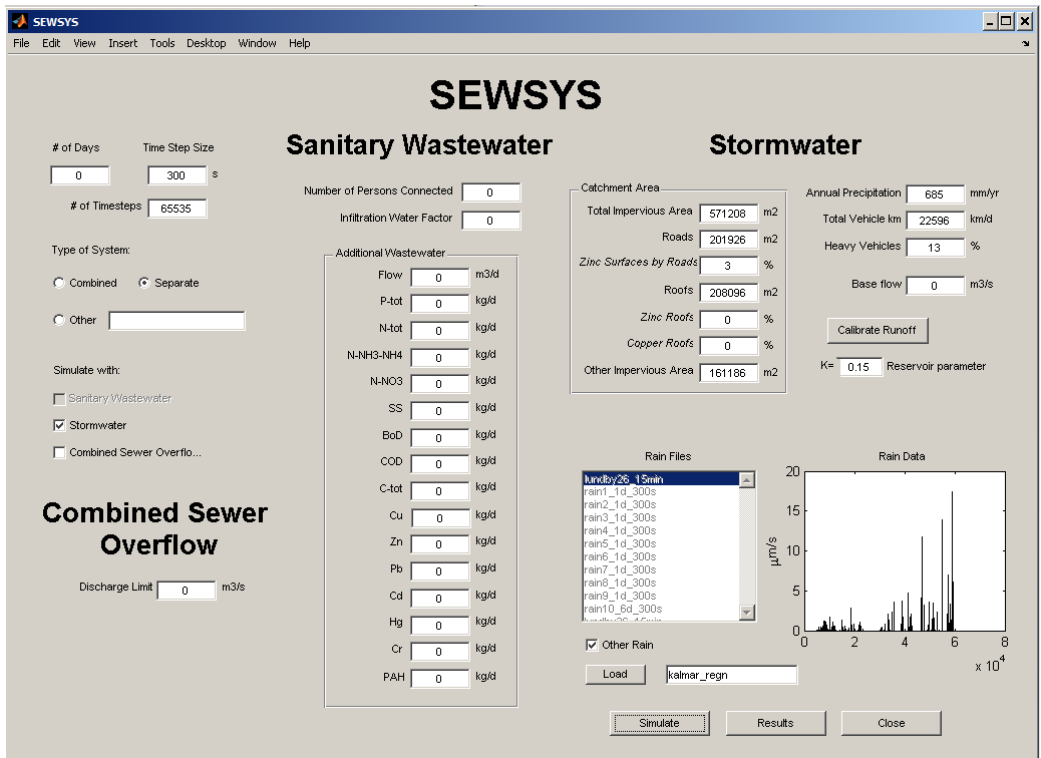
- Stockholms stad (2014). Detaljplan för mälarbanan, sträckan Spånga till Barkaby – samrådsförslag. Svar på remiss från stadsbyggnadsnämnden.
- Stockholms stad (2015). Dagvattenstrategi – Stockholms väg till en hållbar dagvattenhantering. Stockholms stad.
- StormTac (2016). *Stormwater standard concentrations and reduction efficiencies – Stormtac data base 2016*. Hämtad från:
<http://www.stormtac.com/Downloads.php> [2017-02-15]
- StormTac (u.d). *A watershed-based Model*. [Elektronisk]. Tillgänglig:
<http://www.StormTac.com/Model.php>. [2017-06-06].
- Stråe, D., van der Nat, D. & af Petersens, E. (2014). *Bällstaåns avrinningsområde, planeringsunderlag – PM*. Stockholm: WRS Uppsala AB. (2014-0650-A).
- Svenskt Vatten (2011). Hållbar dag- och dränvattenhantering – råd vid planering och utformning. *P105*, p 128.
- Svenskt Vatten (2016). Avledning av dag-, drän- och spillvatten. *P110*, 1.
- Thörnelöf, S. & Holmström, K. (2011). Bällstaån – Undersökning av vattendirektivets prioriterade ämnen 2009. Miljöförvaltningen.
- Trafikverket (2014). Underlag till miljökonsekvensbeskrivning för järnvägsplaner mälarbanan, Duvbo-Spånga samt Spånga-Barkaby. Trafikverket.
- Trafikverket (2017). *Lunda – Trafikverket*. [Elektronisk] (2017-02-28). Tillgänglig:
<http://www.trafikverket.se/nara-dig/Stockholm/projekt-i-stockholms-lan/Forbifart-stockholm/Vagstrackning/lunda/>. [2017-03-06].
- Turk, R. L., Kraus, H. T., Bilderback, T. E., Hunt, W. F. & Fonteno, W. C. (2014). Rain Garden Filter Bed Substrates Affect Stormwater Nutrient Remediation. *HortScience*, 2014(49), pp 645–652.
- VISS (2017). *Bällstaån – Vattendrag – VISS – VattenInformationsSystem för Sverige*. [Elektronisk] (2017). Tillgänglig:
<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE658718-161866>. [2017-05-17].

BILAGA A – Indata SEWSYS

I figur A1–A8 redovisas indata som har använts för modellering i SEWSYS.



Figur A1. Indata för SEWSYS modellering för hela området med parkering inkluderat i vägytan.



Figur A2. Indata för SEWSYS modellering för hela området med parkering inkluderat i övrig yta.

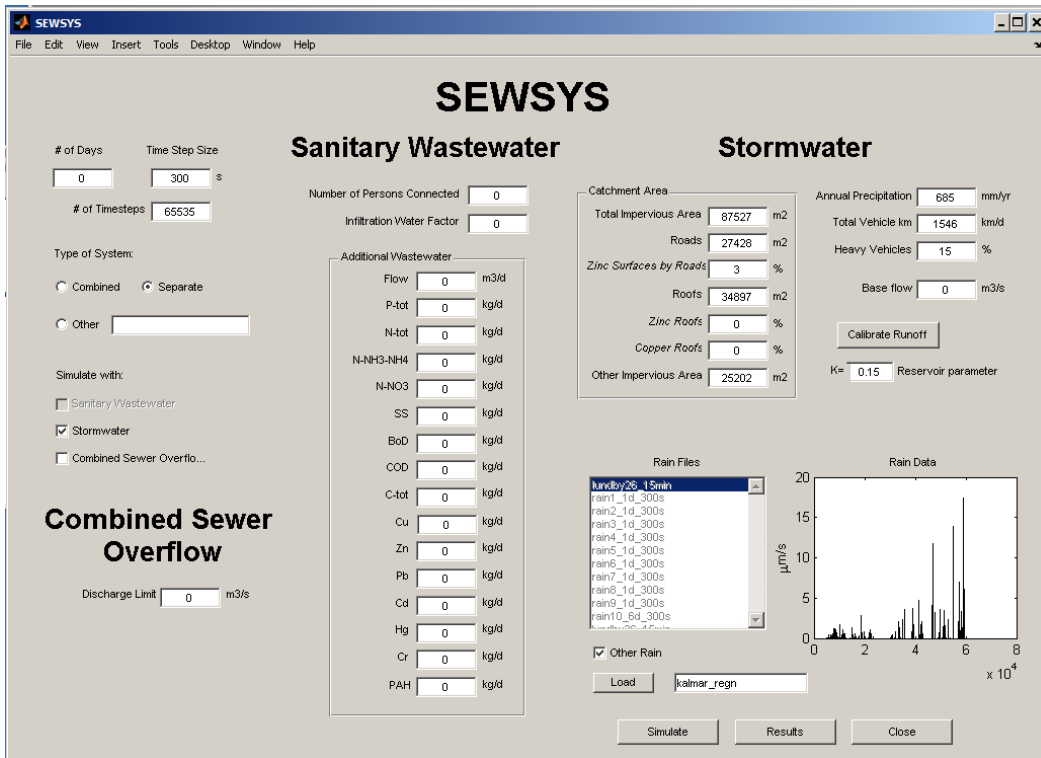


FigurA3. Indata för SEWSYS modellering för område 1 med parkering inkluderat i vägytan.

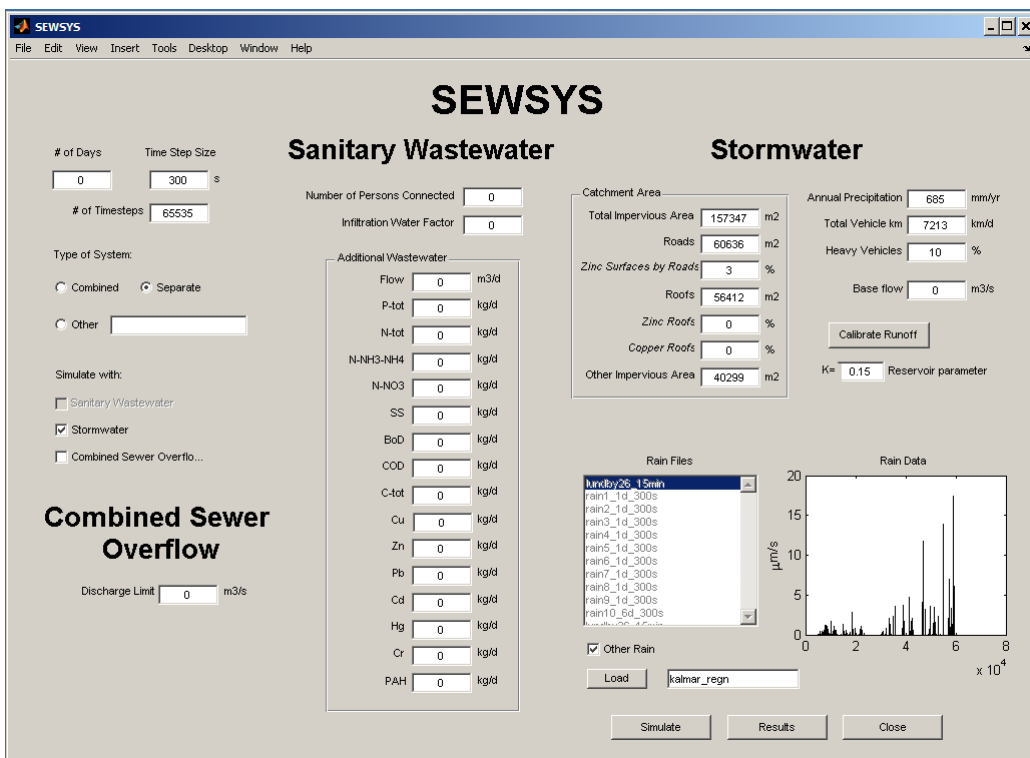
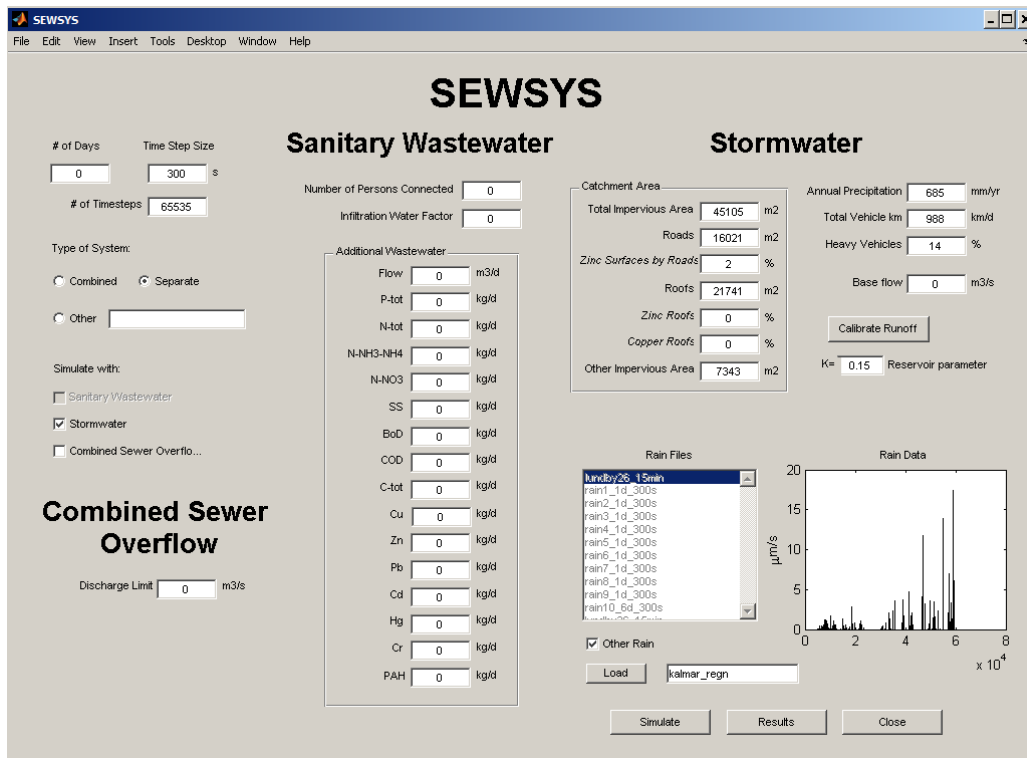
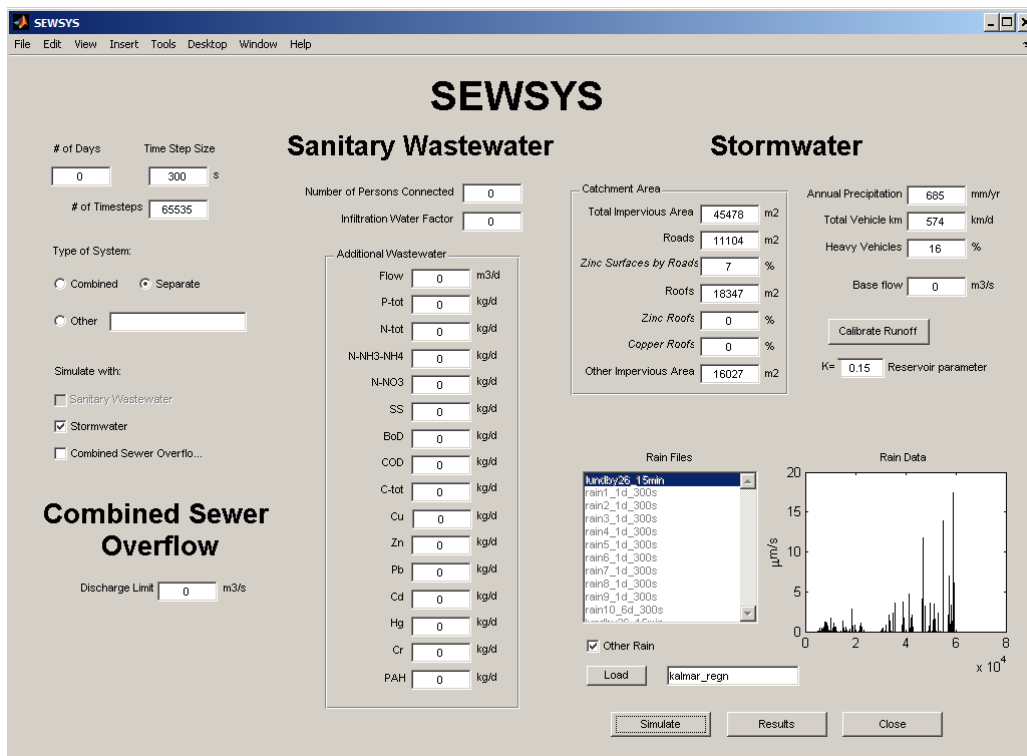


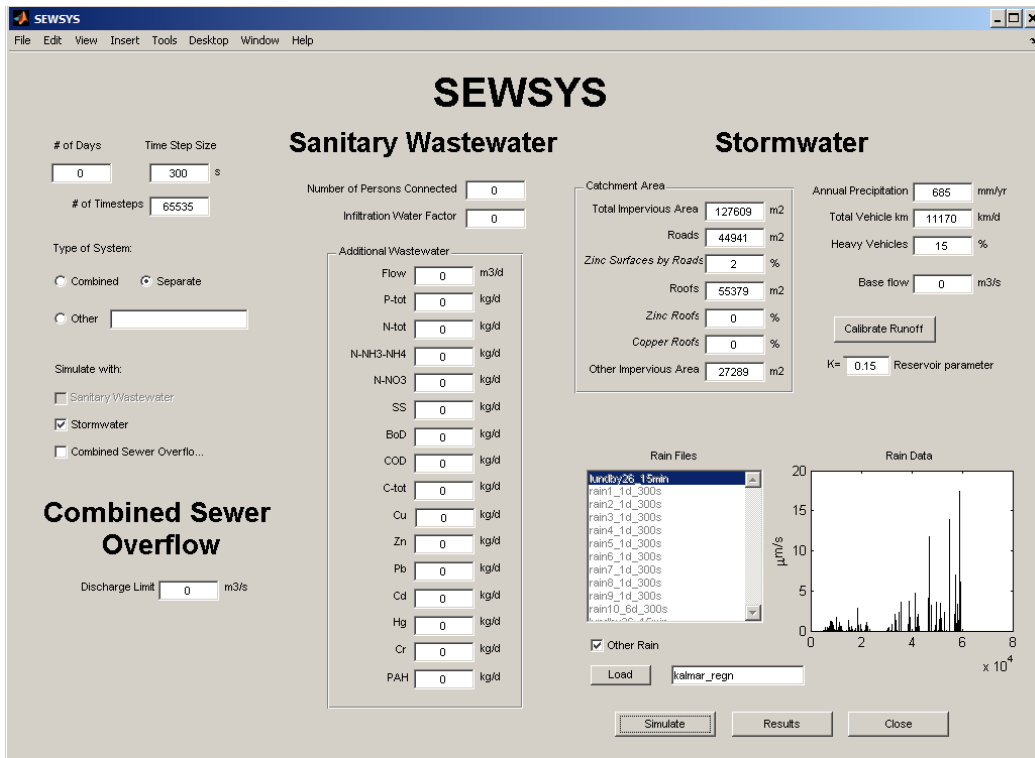
FigurA4. Indata för SEWSYS modellering för område 2 med parkering inkluderat i vägytan.



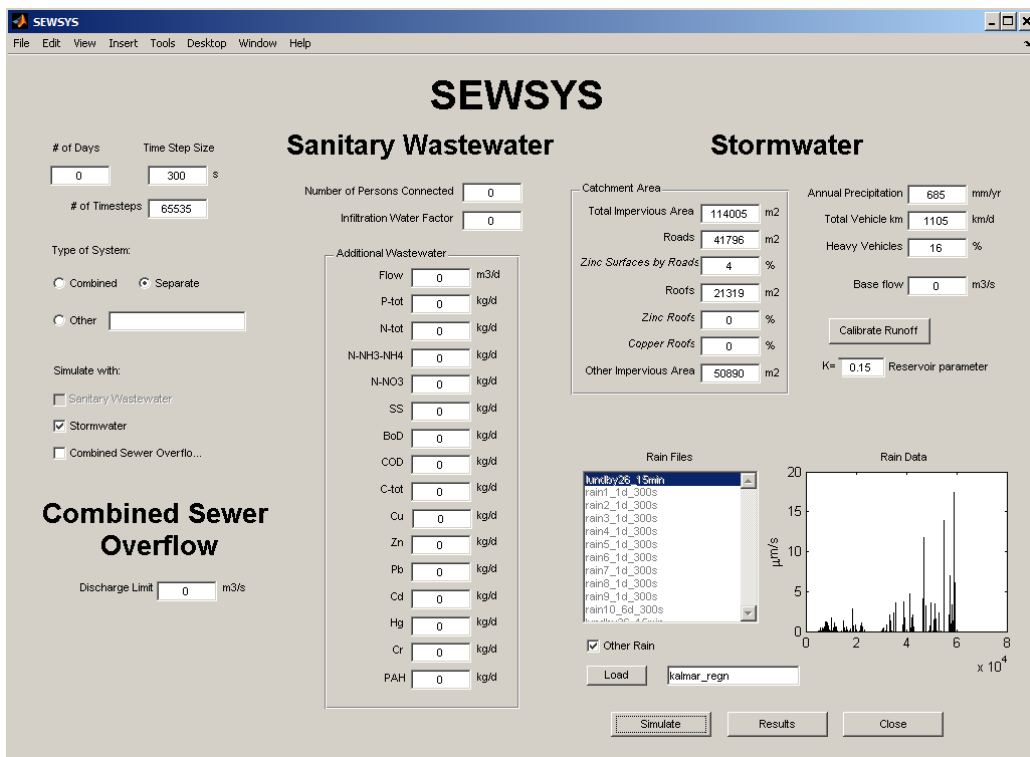
Figur A5. Indata för SEWSYS modellering för område 3 med parkering inkluderat i vägytan.



Figur A6. Indata för SEWSYS modellering för område 4 med parkering inkluderat i vägytan.



Figur A7. Indata för SEWSYS modellering för område 5 med parkering inkluderat i vägytan.



Figur A8. Indata för SEWSYS modellering för område 6 med parkering inkluderat i vägytan.

BILAGA B – Inventering av området

I Tabell B1–B5 redovias arean för del olika markanvändningarna per delområde.

Tabell B1. Takyta inom Lunda industriområde i kvadratmeter och som procent av totala ytan inom varje område.

Område	Antal tak	Total takyta [m ²]	Andel tak av varje område [%]
Område 1	15	34 897	26
Område 2	15	56 412	28
Område 3	7	21 741	35
Område 4	13	18 347	23
Område 5	11	55 379	38
Område 6	21	27 182	16
Hela området	82	213 958	27

Tabell B2. Grönyta inom för olika delområdena samt för hela området.

Område	Totala grönytan [m ²]	Andel grönyta av totala ytan[%]
Område 1	46 129	35
Område 2	47 785	23
Område 3	16 504	27
Område 4	34 111	43
Område 5	17 942	12
Område 6	23 148	21
Hela området	185 620	25

Tabell B3. Vägyta och övrig trafikyta för varje delområde samt hela området.

Område	Vägyta [m ²]	Övrig trafikyta [m ²]	Total trafikyta [m ²]	Vägyta [%]	Övrig trafikyta [%]	Total trafikyta [%]
Område 1	6 284	21 144	27 428	5	16	21
Område 2	13 229	47 407	60 636	6	23	29
Område 3	6 801	9 220	16 021	11	15	26
Område 4	5 279	5 825	11 104	7	7	14
Område 5	20 442	24 499	44 941	14	17	31
Område 6	5 996	35 800	41 796	4	26	30
Hela området	58 031	143 895	201 926	8	19	27

Tabell B4. Andelen hårdgjord ytan inom varje delområde samt hela området.

Område	Total övrig hårdgjord yta [m ²]	Andel övrig hårdgjort yta [%]
Område 1	25 202	19
Område 2	40 300	20
Område 3	7 343	12
Område 4	16 027	20
Område 5	27 289	19
Område 6	45 027	33
Hela området	161 187	21

Tabell B5. Zinkytor inom varje delområde samt för hela området.

Område	Staket [m ²]	Lykt- stolpar [m ²]	Väg- skyltar [m ²]	Brand- trappor [m ²]	Övrig zinkyta [m ²]	Total zinkyta [m ²]
Område 1	355	141	9	210	73	788
Område 2	1 013	177	31	210	175	1 606
Område 3	182	59	9	98	0	348
Område 4	437	141	5	182	22	787
Område 5	687	71	44	11	0	813
Område 6	1 017	130	17	294	224	1 682
Hela området	3 691	719	115	1005	494	024

BILAGA C – Trafikintensitet för vägar och övrig trafikyta

I tabell C1 – C3 redovisas trafikdata för vägar och övrig trafikyta inom Lunda industriområde. Trafikdata för vägar kommer från miljöförvaltningen och trafikdata för övrig trafikyta är uppskattad utifrån storleken på parkerings- eller avlastningsplatsen.

Tabell C1. Trafikintensitet och andel tung trafik för vägar inom lunda industriområde

Namn	Sträcka (m)	Intensitet (fordon /dag)	ÅDT (fordon/dag km/dag	Andel tung trafik (%)	Antal tunga fordon	Delområde	
Avestagatan 1	14	7900	7268	110.6	8	632	2
Avestagatan 2	205	7900	7268	1619.5	8	632	2
Avestagatan 3	33	7900	7268	260.7	8	632	2
Avestagatan 4	318	7900	7268	2512.2	9.93	784.47	2
Avestagatan 5	20	7900	7268	158	15.2	1200.8	5
Avestagatan 6	217	7900	7268	1714.3	15.2	1200.8	5
Finspångsgatan 1	14	3200	2944	44.8	13	416	2
Finspångsgatan 2	125	3200	2944	400	13	416	2
Finspångsgatan 3	289	3200	2944	924.8	13	416	2
Finspångsgatan 4	524	964	886.88	505.136	13	125.32	5
Fagerstagatan 1	17	6961	6404.12	118.337	13.85	964.0985	5
Fagerstagatan 2	170	6961	6404.12	1183.37	13.85	964.0985	5
Fagerstagatan 3	133	6961	6404.12	925.813	13.85	964.0985	5
Fagerstagatan 4	112	3600	3312	403.2	13.85	498.6	5
Fagerstagatan 5	50	3600	3312	180	13.85	498.6	6
Fagerstagatan 6.1	363	1800	1656	653.4	14.7	264.6	1
Fagerstagatan6.4	300	1800	1656	540	14.7	264.6	4
Domnarvsgatan.1	235	3361	3092.12	789.835	13.85	465.4985	1
Domnarvsgatan.2	350	3361	3092.12	1176.35	13.85	465.4985	2
Domnarvsgatan.3	280	3361	3092.12	941.08	13.85	465.4985	3
Gunnebogatan 1	50	1800	1656	90	13	234	6
Gunnebogatan 2	391	1800	1656	703.8	13	234	6
Bromstsvägen	678	9000	8280	6102	14.72	1324.8	5

Tabell C2. Trafikintensitet och andel tung trafik för varje delområde samt hela området.

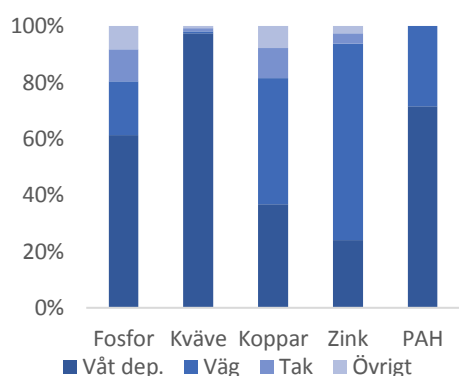
Område	Intensitet vägar [km/dag]	Tung trafik vägar [%]	Intensitet övrig trafikyta [km/dag]	Tung trafik övrig trafikyta [%]	Intensitet totalt [km/dag]	Tung trafik totalt [%]
Område 1	1 443	14	103	23	1 546	15
Område 2	7 049	10	164	45	7 213	10
Område 3	941	14	47	13	988	14
Område 4	540	15	34	23	574	16
Område 5	11 110	14	60	77	11 170	15
Område 6	974	13	131	39	1 105	16
Hela området	22 057	13	539	35	22 596	13

Tabell C3. Trafikintensitet och area för övrig trafikyta.

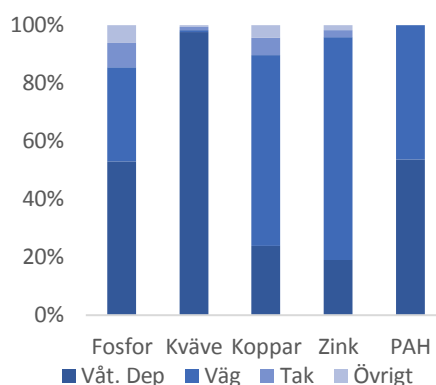
Parkering	Area (m ²)	Längd (m)	längd dubbel (m)	antal fordon	andel tung trafik (%)	Trafikintensitet km/dag	Typ av yta	antal tunga fordon	Del omr
0	1792.65	100	200	100	50	20	avlast/park	50	1
1	3351.93	100	200	50	70	10	avlastning	35	1
2	848.15	50	100	100	0	10	parkering	0	1
3	743.48	50	100	100	0	10	parkering	0	1
4	2456.95	50	100	100	0	10	parkering	0	1
5	1828.04	50	100	100	0	10	parkering	0	1
31	2696.27	60	120	100	50	12	avlast/park	50	1
32	1849.06	70	140	50	100	7	avlast/park	50	1
33	4815.58	50	100	100	0	10	parkering	0	1
35	761.86	20	40	100	20	4	avlast/park	20	1
19	6096.94	100	200	100	50	20	avlast/park	50	2
20	2799.18	80	160	100	20	16	avlast/park	20	2
21	5633.65	100	200	100	20	20	avlast/park	20	2
23	7563.56	140	280	100	0	28	parkering	0	2
24	11612.09	170	340	100	80	34	avlast/park	80	2
25	7379.56	100	200	50	100	10	avlastning	50	2
28	2247.59	50	100	100	50	10	avlast/park	50	2
29	4074.19	130	260	100	70	26	avlast/park	70	2
8	1367.75	70	140	100	0	14	parkering	0	3
22	4260.27	60	120	100	50	12	avlast/park	50	3
26	1541.58	35	70	100	0	7	parkering	0	3
27	2050.58	70	140	100	0	14	parkering	0	3
6	1958.12	50	100	100	70	10	avlast/park	70	4
7	2733.38	50	100	100	0	10	parkering	0	4
34	1133.13	70	140	100	0	14	parkering	0	4
16	7093.36	110	220	50	100	11	avlastning	50	5
17	3763.16	60	120	100	30	12	avlast/park	30	5
18	7898.13	120	240	50	100	12	avlastning	50	5
30	3744.13	150	300	50	100	15	avlastning	50	5
36	2000.02	100	200	50	100	10	avlastning	50	5
9	2018.19	100	200	100	12	20	väg	12	6
10	10031.43	200	400	100	0	40	parkering	0	6
11	13554.79	150	300	100	100	30	bussparkeri	100	6
12	1607.18	30	60	50	100	3	avlastning	50	6
13	1801.97	80	160	100	12	16	väg	12	6
14	3782.33	60	120	100	80	12	avlast/park	80	6
15	3004.41	50	100	100	80	10	avlast/park		6

BILAGA D – Fördelning mellan källor till föroreningar

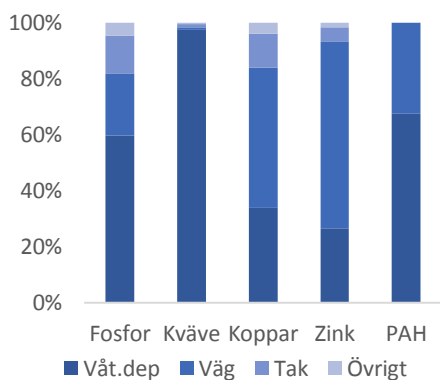
I figur D1–D2 redovisas fördelningen mellan källorna till de undersökta föroreningar inom varje område.



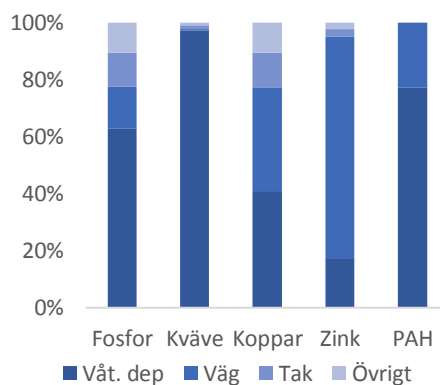
Figur D1. Fördelning mellan källor till föroreningar område 1



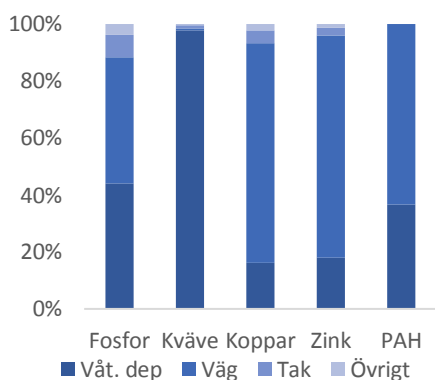
Figur D2. Fördelning mellan källor till föroreningar område 2



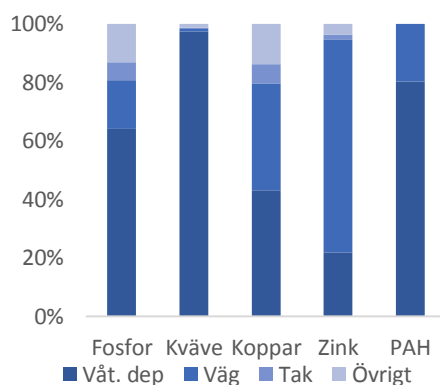
Figur D3. Fördelning mellan källor till föroreningar område 3.



Figur D4. Fördelning mellan källor till föroreningar område 4.



Figur D5. Fördelning mellan källor till föroreningar område 5.



Figur D6. Fördelning mellan källor till föroreningar område 6.

BILAGA E – Koncentrationer i tak och markdagvatten

I tabell E1 och tabell E2 redovisas koncentrationerna för takdagvatten och markdagvatten från samtliga områden för de undersökta föroreningarna.

Tabell E1. Koncentrationer i takdagvatten från samtliga delområden

Område	Fosfor [µg/l]	Kväve [µg/l]	Koppar [µg/l]	Zink [µg/l]	PAH [µg/l]
Delområde 1	16,089	1 502,694	3,796	16,177	0,1460
Delområde 2	15,803	1 500,311	3,707	15,926	0,1460
Delområde 3	16,058	1 502,427	3,786	16,149	0,1460
Delområde 4	16,118	1 502,915	3,805	16,202	0,1460
Delområde 5	15,452	1 497,378	3,597	15,619	0,1460
Delområde 6	16,603	1 506,969	3,957	16,627	0,1460
Hela området	15,879	1 500,942	3,731	15,993	0,1460

Tabell E2. Koncentrationer i markdagvatten från samtliga delområden

Område	Fosfor [µg/l]	Kväve [µg/l]	Koppar [µg/l]	Zink [µg/l]	PAH [µg/l]
Delområde 1	19,060	1 513,669	7,400	70,340	0,340
Delområde 2	23,367	1 506,721	12,163	87,136	0,424
Delområde 3	20,380	1 518,276	8,959	69,773	0,417
Delområde 4	18,232	1 515,826	6,407	102,767	0,316
Delområde 5	32,019	1 507,174	21,113	102,752	0,704
Delområde 6	17,175	1 504,636	5,332	61,582	0,224
Hela området	22,458	1 507,695	11,117	81,987	0,386