



UPPSALA  
UNIVERSITET

UPTEC W13 001

Examensarbete 30 hp  
Februari 2013

# Utvidgning av en dagvattenhanteringsmodell avseende EU:s ramdirektiv för vatten

Expansion of a stormwater management model for the EU Water Framework Directive and its prioritised substances

---

Anna Källgren



## REFERAT

### Utvidgning av dagvattenhanteringsmodell avseende EU:s ramdirektiv för vatten och dess prioriterade ämnen

*Anna Källgren*

Dagvatten har kommit att anses som den största föroreningskällan för sjöar och vattendrag i närhet av städer och tätorter. I syfte att skydda känsliga recipienter och upprätthålla en hög vattenkvalitet är rening av dagvatten centralt. Dagvattendammar är en kostnadseffektiv åtgärd och en väl använd metod för reducering av dagvattenföroreningar i Sverige. StormTac är en dagvatten- och recipientmodell som används för beräkning av föroreningstransport och dimensionering av dagvattenreningsanläggningar. EU:s ramdirektiv för vatten är ett nationsöverskridande samarbete som ställer krav på medlemsländerna att upprätta god vattenkvalitet för samtliga vattenförekomster till år 2015. För att uppnå de mål som ställs inom EU:s ramdirektiv för vatten krävs att koncentrationen för 33 prioriterade ämnen ligger under satta gränsvärden. StormTac kan idag beräkna en dagvattendamms reningseffekt för 13 ämnen.

Huvudsyftet med examensarbetet var att undersöka om en utvidgning av modellen är möjlig med det underlag som finns idag. Examensarbetet har även avsett att utreda om en felsökning och kvalitetsgranskning av de markanvändningsspecifika schablonhalterna, som modellen använder i föroreningstransportberäkningar, kan ge en högre noggrannhet i beräkningarna.

Rapporten visar att det rådande underlaget för att utvidga dagvattenhanteringsmodellen i StormTac är bristfällig och fortsatta studier krävs i syfte att skapa en tillförlitlig utvidgning. Examensarbetet har sammanställt data och samband för ämnena bens(a)pyren, benso(g,h,i)perylen, fluoranten och bens(k)fluoranten och utgör en bra grund i utvidgningsarbetet av modellen. Rapporten belyser även vikten av att utvidga modellen för de polycykliska aromatiska kolväten som inte inkluderas av Ramdirektivets prioriterade ämnen. Av Naturvårdsverket har 16 polycykliska aromatiska kolväten lyfts fram som prioriterade på grund av deras toxiska och cancerogena egenskaper, varav 11 av dessa inte faller in under Ramdirektivets prioriterade ämnen.

Arbetet med schablonvärden visade sig ge förbättrade resultat och en kvalitetssäkring av databasen är av betydelse för modellens noggrannhet. Under arbete med databasen konstaterades en viss brist på rurala data. Modellen bör därmed användas med försiktighet i de fall där avrinningsområdet har en stor andel rurala markanvändningar. I felsökningen konstaterades att data för framtagandet av schablonhalter för basflödet var bristfälliga. För att uppnå högre noggrannhet i beräkningarna bör fokus läggas på att ta fram data till schablonhalter gällande basflöde.

**Nyckelord:** Dagvattenrening, schablonvärden, polycykliska aromatiska kolväten

*Institutionen för mark och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU),  
Box 7070, SE-750 07 Uppsala, Sverige*

## **ABSTRACT**

### **Expansion of a stormwater management model for the EU Water Framework Directive and its prioritised substances**

*Anna Källgren*

Stormwater has been considered the largest source of pollution for lakes and rivers in the vicinity of urban areas. Treating stormwater is crucial in order to protect recipients and to maintain a high water quality. Wet ponds are a cost effective and a commonly used method in Sweden for the reduction of stormwater pollution. StormTac is a stormwater and recipient software model that enables quantifications of stormwater pollutants as well as the design of stormwater treatment facilities. The EU Water Framework Directive (WFD) is a transnational agreement that demands member states to establish high water quality in all water bodies by 2015. To achieve the goals defined under the EU Water Framework Directive the concentration of 33 prioritised substances is required to be below set limits. At present it is possible to carry out predictions for the treatment reduction efficiency of wet ponds with StormTac for 13 substances.

The report shows that the available data for expanding StormTac are not sufficient. Therefore further studies are required in order to create a reliable expansion. The thesis has compiled data for benzo(a)pyrene, benzo(g, h, i)perylene, fluoranthene, benzo(k)fluoranthene, and provides a good basis in the enlargement process of the model. The report also highlights the importance of extending the model with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) which are not included in the WFD list of prioritised substances. The Swedish Environmental Protection Agency has highlighted the importance of 16 PAHs because of their toxic and carcinogenic properties, 11 of these are not included in the WFD list of prioritised substances.

Adjustment of the standard concentrations was found to improve the model's performance by providing more accurate results. The quality assessment of the standard concentrations showed a lack of data from rural areas. The model should therefore be used with caution in cases where watersheds contain a considerable area of rural land uses. It was also found that data for the development of standard concentrations for baseflow was insufficient. In order to achieve higher accuracy, the focus should be to compile more data regarding baseflow.

**Keywords:** Stormwater treatment, standard concentration, polycyclic aromatic hydrocarbons

*Department of Soil and Environment, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU),  
Box 7070, SE-750 07 Uppsala, Sweden*

## FÖRORD

Rapporten utgör mitt examensarbete på 30 hp och är den avslutande delen i min utbildning till civilingenjör inom miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Examensarbetet har utförts för dag- och ytvattengruppen på Sweco Environment i Stockholm. Tekn Dr Thomas Larm har varit min handledare på Sweco och har bidragit med ett stort stöd under arbetets gång. Jag vill rikta ett stort tack till Thomas för hans engagemang, tid och värdefulla vägledning.

Forskare Jon Petter Gustafsson, institutionen för mark och miljö vid SLU, har fungerat som ämnesgranskare för examensarbetet. Jag vill även rikta ett stort tack till honom för support och granskningen av rapporten. Slutligen vill jag tacka examinator Allan Rodhe, professor i hydrologi vid institutionen för geovetenskaper, luft-, vatten- och landskaplära vid Uppsala Universitet, för bra synpunkter på mitt examensarbete och sitt engagemang för oss studenter på civilingenjörsprogrammet miljö- och vattenteknik.

Anna Källgren

Uppsala, januari 2013

Copyright © Anna Källgen och Institutionen för mark och miljö, Sveriges  
Lantbruksuniversitet (SLU)

UPTEC 13001 ISSN 1401-5765

Tryck hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala Universitet 2013

## POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

### Utvidgning av dagvattenhanteringsmodell med avseende på EU:s ramdirektiv för vatten och dess prioriterade ämnen

*Anna Källgren*

Akvatiska ekosystem såsom sjöar och vattendrag utgör viktiga habitat för växter och djur men tillhandahåller även tjänster som vi människor är direkt beroende av. Ett allt högre utnyttjande av de akvatiska ekosystemen och en allt högre antropogen påverkan kan leda till en försämrad vattenkvalitet. Med en försämrad vattenkvalitet finns risk för att de akvatiska ekosystemen inte längre kan tillgodose oss med sina tjänster. Även de habitat som många växter och djur lever av hotas i och med detta.

I Sverige har det länge pågått ett aktivt arbete för att dels upprätthålla, dels förbättra vattenkvaliteten i våra akvatiska ekosystem. År 2000 upprättades ett vattenpolitiskt samarbete inom den Europeiska Gemenskapen. Samarbetet resulterade i ett gemensamt direktiv för hela Europeiska Unionen som kallas Ramdirektivet för vatten. Direktivet är ett nationsöverskridande samarbete som skall försäkra god vattenkvalitet. Det uppsatta målet för direktivet är att samtliga vattenförekomster skall uppnå god vattenkvalitets status till år 2015. I syfte att uppnå dessa mål krävs bland annat åtgärdsplaner för att minska föroreningsbelastningarna på sjöar och vattendrag.

Dagvatten definieras som smält- och regnvatten som avrinner på hårdgjorda ytor såsom vägar, parkeringar och tak. Dagvatten har kommit att anses som den huvudsakliga föroreningskällan för sjöar i närhet till städer och tätorter. En ökad urbanisering medför en högre andel hårdgjorda ytor och därmed en ökad ytavrinning. Avrinning på förorenade ytor, som exempelvis vägar och industriområden, innebär en ökning av föroreningshalt i det avrinnande vattnet. Om dagvatten leds ut till sjöar och vattendrag utan föregående rening finns risk för en negativ påverkan av vattenkvaliteten. Dagvattnets innehåll av föroreningar beror av de lokala förhållandena och de markanvändningar som råder inom ett avrinningsområde. I syfte att bemöta problematiken med dagvatten som föroreningskälla har kommuner och statliga verk med stöd av forskning lagt ned stort arbete för att ta fram olika metoder för rening av dagvatten. För att på ett bra sätt dimensionera dagvattenreningsanläggningar finns det idag ett behov av enkla och tillförlitliga metoder för att uppskatta den föroreningsbelastning som en sjö utsätts för via dagvatten.

StormTac är en dagvatten- och recipientmodell vilken används för beräkning av föroreningstransport i dagvatten och dimensionering av dagvattenreningsanläggningar. Det är en välkänd modell som idag används av flera olika teknikkonsultföretag. StormTac ger ett mått på hur mycket dagvattnets föroreningsinnehåll behöver reduceras för att uppnå de krav som ställs via EU:s ramdirektiv för vatten. Modellen är bland annat baserad på olika schablonvärden som är specifika för olika markanvändningar. Schablonvärdena ger en uppskattning av hur mycket en viss markanvändning bidrar till en sjös eller ett vattendrags föroreningsbelastning. I examensarbetet har en felsökning gjorts av schablonhalterna. Felsökningen har resulterat i korrigeringar vilka har ökat noggrannheten i modellens

beräkningar. Resultatet visar att en kvalitetssäkring av schablonhalterna ger förbättrade resultat med modellen.

Enligt direktivet krävs att koncentrationerna av de 33 prioriterade ämnen ligger under satta gränsvärden för att uppnå god vattenkvalitet för sjöar och vattendrag. StormTac är idag tillämpbar för 13 ämnena och en utvidgning av modellen är högst intressant. I rapporten har det undersökts om det idag finns underlag för att utvidga modellen för fler ämnen. Arbetet visar att underlaget för detta är bristfälligt och fortsatt arbete krävs för att skapa en tillförlitlig utvidgning av modellen. Resultatet i rapporten har gett viss data och utgör en bra grund i det fortsatta arbetet att utvidga modellen.

## Innehåll

REFERAT .....	I
ABSTRACT .....	II
FÖRORD .....	III
1 INLEDNING .....	1
2 SYFTE .....	2
3 TEORI .....	3
3.1 EU:S RAMDIREKTIV FÖR VATTEN OCH DE 33 PRIORITERADE ÄMNENA .....	3
3.2 POLYCYKLISKA AROMATISKA KOLVÄTEN (PAH) .....	5
3.2.1 Källor och förekomst .....	6
3.2.2 Toxiska egenskaper .....	7
3.3 DAGVATTENDAMMAR OCH DESS AVSKILJNINGSPROCESSER .....	7
3.3.1 Sedimentation .....	7
3.3.2 Vegetationens inverkan på avskiljningen .....	9
3.4 STORMTAC .....	10
3.4.1 Avrinningsmodellen .....	10
3.4.2 Föroreningsmodellen .....	12
3.4.3 Dagvattenhanteringsmodellen .....	13
3.5 SCHABLONHALTER .....	15
4 METOD .....	19
4.1 REFERENSSTUDIERN .....	19
4.1.1 Tibbledammen .....	20
4.1.2 Ladbrodammen .....	23
4.2 KOMPLETTERING AV RENINGSEFFEKTER .....	25
4.3 FELSÖKNING OCH REVIDERING AV SCHABLONVÄRDEN .....	25
5 RESULTAT .....	27
5.1 KOMPLETTERING AV RENINGSEFFEKTER .....	27
5.1.1 Studie 1 .....	27
5.1.2 Studie 2 .....	27
5.1.3 Studie 3 .....	27
5.1.4 IN- OCH UTLOPPSHALT FÖR RESPEKTIVE STUDIE .....	28
5.1.5 Reningseffekten som funktion av inloppskoncentrationen till dammen .....	30



5.1.6	Reningseffekten som en funktion av areaförhållandet ( $A_p/A_{red}$ ).....	32
5.1.7	Reningseffekten som funktion av andel växtlighet i dagvattendammen.....	33
5.2	FELSÖKNING AV SCHABLONHALTERNA .....	34
6	DISKUSSION.....	38
6.1	KOMPLETTERING AV RENINGSEFFEKTER.....	38
6.2	REVIDERING AV SCHABLONHALTER.....	39
7	SLUTSATSER.....	40
8	REFERENSER.....	41
	BILAGA A- Beräknade inloppskoncentrationer innan och efter revidering .....	43

## 1 INLEDNING

I Sverige har det sedan flera årtionden tillbaka pågått ett aktivt arbete för att dels upprätthålla, dels förbättra vattenkvaliteten i de akvatiska ekosystemen runt om i landet. År 2000 upprättades ett vattenpolitiskt samarbete inom den Europeiska Gemenskapen (EG). Samarbetet resulterade i ett gemensamt direktiv för hela Europeiska Unionen som kallas Ramdirektivet för vatten, ett nationsöverskridande samarbete som skall försäkra god vattenkvalitet nu och i framtiden. Svensk vattenförvaltning styrs idag av målet att samtliga vattenförekomster skall uppnå god vattenkvalitetsstatus till år 2015 (Naturvårdsverket, 2005). För att uppnå dessa mål krävs bland annat åtgärdsplaner för att minska föroreningsbelastningarna på recipienter såsom sjöar och vattendrag.

Dagvatten har kommit att anses som den huvudsakliga föroreningskällan för recipienter med närhet till städer och tätorter (Alm m. fl., 2010). Dagvatten definieras som avrinning på hårdgjorda ytor från smält- och regnvatten (Ahlman, 2006). En ökad urbanisering medför en högre andel hårdgjorda ytor och därmed en ökad ytavrinning. Avrinning på förorenade ytor, som exempelvis vägar och industriområden, innebär en ökning av föroreningshalter i det avrinnande vattnet. Om dagvatten leds ut till sjöar och vattendrag utan föregående rening finns risk för en negativ påverkan av vattenkvaliteten. Dagvattnets innehåll av föroreningar har visats vara en direkt funktion av de lokala förhållanden och markanvändningar som råder inom ett avrinningsområde (Ahlman, 2006). Markanvändningar såsom vägar och industrier bidrar vanligtvis till ett högre föroreningsinnehåll i dagvattnet jämfört med andra markanvändningar. Inom dagvattenhantering är det allmänt vedertaget att schablonhalter används för beräkning av föroreningsbelastningar till en recipient från dagvatten, grundvatten och atmosfärisk deposition (Alm m. fl., 2010). Kommuner och statliga verk med stöd av forskning har lagt ned stort arbete för att ta fram olika dagvattenreningsmetoder för att bemöta problemet med dagvatten som föroreningskälla. I dag finns ett behov av enkla och tillförlitliga metoder för uppskattning av föroreningsbelastning och dimensionering av dagvattenreningsanläggningar.

StormTac är en dagvatten- och recipientmodell som används för beräkning av föroreningstransport i dagvatten och dimensionering av dagvattenreningsanläggningar (Larm, 2003). Det är en välkänd modell som idag används av flera olika teknikkonsultföretag och kommuner. Modellen är bland annat baserad på massbalanser och markanvändningsspecifika schablonhalter. StormTac ger ett mått på hur mycket dagvattnets föroreningsinnehåll behöver reduceras innan det når recipienten för att uppnå de krav som ställs via EU:s ramdirektiv för vatten. Enligt direktivet krävs att koncentrationer för de 33 prioriterade ämnen ligger under satta gränsvärden för att uppnå god vattenkvalitet för sjöar och vattendrag. StormTac kan idag beräkna dagvattendammars avskiljningsförmåga för 13 olika ämnen och det är högst intressant att utvidga modellen för att möjliggöra beräkning av reningseffekten för fler ämnen. I detta examensarbete kommer underlag tas fram i syfte att utvidga modellen. För att uppnå förbättrade resultat genomgår StormTac kontinuerliga uppdateringar av de

schablonhalter som används i föroreningstransportberäkningarna. I examensarbete kommer felsökning och en allmän bedömning av schablonhalterna att genomföras för ämnen utöver de 13 standardämnen i modellen.

## **2 SYFTE**

Huvudsyftet med examensarbetet är att ta fram underlag för att utvidga dagvattenhanteringsmodellen i StormTac. Målet är att modellen ska bli applicerbar på fler av Ramdirektivets 33 prioriterade ämnen. Arbetet avser även att utreda om en felsökning och kvalitetsgranskning av schablonvärdena kan förbättra modellens framtagande av föroreningskoncentrationer. Huvudsakliga frågor som ska besvaras är:

- Vilket underlag finns för att utvidga StormTacs dagvattenhanteringsmodell avseende reningseffekter och är det möjligt att skapa en dagvattenhanteringsmodell för fler prioriterade ämnen utifrån underlaget?
- Vilka schablonhalter i databasen medför osäkerheter och vilka förändringar bör utföras på dessa?
- Vilket utslag fås i resultatet då databasens schablonhalter ändrats?

Resultaten av revideringen av schablonvärdena och underlaget till reningsmodellen evalueras utifrån två fallstudier.

### 3 TEORI

#### 3.1 EU:S RAMDIREKTIV FÖR VATTEN OCH DE 33 PRIORITERADE ÄMNENA

EU:s ramdirektiv för vatten syftar till att uppnå ett långsiktigt och hållbart nyttjande av unionens vattenresurser. Direktivets målsättning är att god ekologisk status ska uppnås för sjöar, vattendrag, kustvatten och grundvatten till år 2015. En grundläggande princip för direktivet är att inget vatten får försämrats med avseende på dess vattenkvalitet (Naturvårdsverket, 2007). Definitionen av god ekologisk status är att det för vattenförekomsten inte finns några påtagliga miljöproblem och att det endast råder en obetydlig avvikelse från opåverkade naturliga förhållanden. I klassificeringen av en vattenförekomsts status används de sannolika naturliga förhållandena som referens. För en bedömning av den ekologiska statusen sammanvägs biologiska, fysikaliska, kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Statusklassningen är indelad i en femgradig skala från hög till dålig status (tabell 1).

**Tabell 1.** Statusklassning för recipienters vattenkvalitet. För de vattenförekomster som bedöms inneha dålig till måttlig status krävs insatta åtgärder för att recipienten ska uppnå de uppsatta målen inom EU:s ramdirektiv för vatten.

Status	Definition
Hög	Ingen eller mycket liten antropogen påverkan
God	Liten antropogen påverkan. Avviker lite från <i>hög</i> status
Måttlig	Förhållandena avviker signifikant från <i>hög</i> status och måttligt från <i>god</i> status
Otillfredsställande	Stor antropogen påverkan jämfört med <i>hög</i> status
Dålig	Allvarliga miljöskador till följd av antropogen påverkan, stora delar av de biologiska samhällena har försvunnit

För de vattenförekomster som bedöms ha måttlig, otillfredsställande eller dålig status ska åtgärder vidtas för att öka vattenkvaliteten i syfte att nå målen för Ramdirektivet (Naturvårdsverket, 2007).

Den kemiska statusen klassificeras utifrån satta gränsvärden för förorenande ämnen. Det slutgiltiga målet är att koncentrationerna i recipienten ska vara nära bakgrundnivåerna

för naturligt förekommande ämnen och nära noll för syntetiskt framställda ämnen (Naturvårdsverket, 2008). Inom direktivet har 33 ämnen valts ut som prioriterade på grund av den betydande risk de utgör för en vattenmiljö (tabell 2). De 33 prioriterade ämnena bedöms vara persistenta, toxiska och ha en benägenhet att bioackumulera. Vissa av ämnena har även visats vara cancerogena och ge upphov till hormonella avvikelser.

**Tabell 2.** Ramdirektivets prioriterade ämnen. De ämnen som anges i fet stil anger ämnesgrupper som utgörs av flera ämnen, föreningar eller kongener (Naturvårdsverket, 2008).

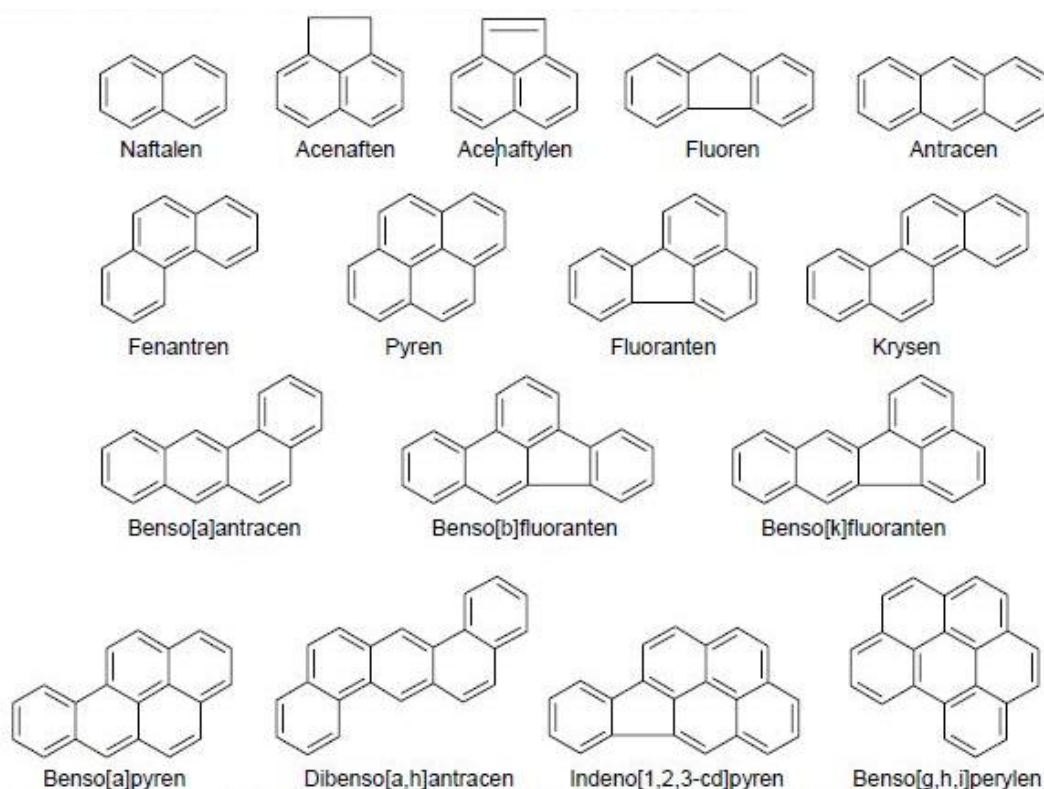
Nr	Ämne
1	Alaklor
2	Antracen
3	Atrazin
4	Bensen
5	<b>Bromerade difenyletrar</b>
6	<b>Kadmium och kadmiumföreningar</b>
7	C10-13-kloralkaner
8	Klorfenvinfos
9	Klorpyrifos
10	1.2-Diklorethan
11	Diklormetan
12	Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP)
13	Diuron
14	Endosulfan
15	Fluoranten
16	Hexaklorbensen (HCB)
17	Hexaklorbutadien (HCBD)
18	Isoproturon
19	<b>Bly och blyföreningar</b>
20	<b>Kvicksilver och kvicksilverföreningar</b>
21	Naftalen
22	<b>Nickel och nickelföreningar</b>
23	<b>Nonylfenol (4-Nonylfenol)</b>
24	<b>Oktylfenol</b>
25	Pentaklorbensen
26	Pentaklorfenol (PCP)
27	<b>Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)</b>
28	Simazin
29	<b>Tributyltennföreningar</b>
30	Triklorbensen
31	1.2.4-triklorbensen
32	Triklormetan (kloroform)
33	Trifluralin

Ämnesgrupp 27 i tabell 2 utgörs av polycykliska aromatiska kolväten (PAH). I gruppen ingår ämnena bens(a)pyren, benso(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, benso(g,h,i)perylen och indeno(1,2,3-cd)pyren.

Förutom de fem PAH:er som finns representerade inom Ramdirektivets prioriterade ämnen har Naturvårdsverket och dess amerikanska motsvarighet lyft fram ytterligare 11 PAH:er som prioriterade. Även dessa 16 PAH:er är på grund av sina toxiska och cancerogena egenskaper av intresse vid dagvattenrening. I arbetet att utvidga dagvattenhanteringsmodellen i StormTac konstaterades att få fallstudier gällande Ramdirektivets 33 prioriterade ämnen fanns tillgängliga. Med anledning av detta kommer PAH:er utöver de fem PAH:er inkluderade i Ramdirektivets prioriterade ämnen att utredas.

### 3.2 POLYCYKLISKA AROMATISKA KOLVÄTEN (PAH)

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är organiska föreningar som består av bensenringar och är bundna till kolväteringar i en plan struktur. De föreningar som räknas till PAH: er är en stor grupp som innehåller flera hundra olika föreningar. Av Naturvårdsverket har 16 olika PAH: er utsetts som prioriterade på grund av sina toxiska och cancerogena egenskaper (figur 1) (Nilsson, 2009).



**Figur 1.** Strukturer för de 16 PAH:er som anses prioriterade av Naturvårdsverket. Efter Nilsson (2009).

De kemiska egenskaperna skiljer sig mellan de olika föreningarna. En viktig parameter som inverkar på egenskaperna är föreningarnas molekylvikt. Högmolekylära PAH: er har en låg förmåga att lösa sig i luft men en stark förmåga att binda till partikulärt material och kan därmed transporteras långa sträckor. Förmågan att starkt binda till partiklar medför att de i jord och sediment kan vara otillgängliga för nedbrytningsprocesser under lång tid. Lågmolekylära PAH: er har en högre vattenlöslighet och kan i vatten förekomma i löst form (Nilsson, 2009). I tabell 3

åskådliggörs föroreningarnas molekylvikt och vissa av deras kemiska egenskaper. Föroreningar med cancerogena egenskaper är understrukna i tabellen.

**Tabell 3.** Struktur, molekylvikt, vattenlöslighet och förhållande mellan ämnets koncentration i oktanol respektive vatten ( $K_{ow}$ ) för 16 prioriterade PAH:er. Föreningarna är ordnade efter sin molekylvikt. De understrukna ämnena är cancerogena. Efter Nilsson (2009).

Ämne	Struktur (antal ringar)	Molekylvikt [g/mol]	Vattenlöslighet [mg/l]	Log $K_{ow}$
Naftalen	2	128,2	31	3,37
Acenaftylen	3	152,2	3,93	4,10
Acenaften	3	154,2	3,42	3,92
<u>Fluoren</u>	3	166,2	1,98	4,18
<u>Fenantren</u>	3	178,2	1,2	4,57
<u>Antracen</u>	3	178,2	0,041	4,54
<u>Fluoranten</u>	4	202,3	0,21	5,22
<u>Pyren</u>	4	202,3	0,14	5,18
<u>Benso(a)antracen</u>	4	228,3	0,014	5,61
<u>Krysen</u>	4	228,3	$2,0 \cdot 10^{-3}$	5,86
<u>Bens(b)fluoranten</u>	5	252,3	$1,5 \cdot 10^{-3}$	6,57
<u>Bens(k)fluoranten</u>	5	252,3	$8,0 \cdot 10^{-4}$	6,84
<u>Bens(a)pyren</u>	5	252,3	$3,8 \cdot 10^{-3}$	6,04
<u>Indeno(1,2,3-cd)pyren</u>	6	276,3	$6,2 \cdot 10^{-2}$	7,66
<u>Benso(g,h,i)perylene</u>	6	276,3	$2,6 \cdot 10^{-4}$	6,9
<u>Dibenso(a,h)antracen</u>	5	278,4	$5,0 \cdot 10^{-4}$	6,5

PAH: er är generellt sett hydrofoba vilket visar sig i de höga  $K_{ow}$ -värdena (förhållande mellan ett ämnets koncentration i oktanol respektive vatten). Hydrofobiciteten ökar med ökande molekylstorlek (tabell 3) (Nilsson, 2009). Till största del förekommer PAH: er bundna till partiklar i dagvatten och avskiljs i dagvattendammar främst genom sedimentation, filtrering eller fastläggning i till exempel torv och humus (Larm, 1994).

PAH bryts ned med fotokemiska reaktioner, kemisk oxidation och organismers metabolism (ämnesomsättning). Nedbrytbarheten är högre hos de lågmolekylära föreningarna. De mest betydande nedbrytningsprocesserna i vatten är metabolism, fotokemisk- och kemisk oxidation. I laboratoriemiljö med optimala förhållanden avseende god tillgång på näring, fördelaktig temperatur och syrehalt sker en snabb nedbrytning av PAH. Studier utförda i naturliga system har dock visat på en mycket långsam nedbrytning trots hög närvaro av mikroorganismer. Dessa studier har även visat att nedbrytningen av PAH avtar under aeroba förhållanden (Nilsson, 2009).

### 3.2.1 Källor och förekomst

Bildning av PAH kan ske genom geologiska ombildningar under högt tryck i jordskorpan, förbränning av organiskt material och syntetisering av växter. PAH finns

naturligt i både kol och råolja. PAH bildas och emitteras via ofullständig förbränning av organiskt material såsom fossila bränslen och biobränslen. Även skogsbränder och vulkanutbrott ger bildning av PAH men antropogena källor är de dominerande (Nilsson, 2009).

PAH har i allmänhet hög stabilitet vilket medför att de kan spridas långväga och är allmänt förekommande i miljön. Dock finns de högsta koncentrationerna av PAH i markområden och vattenkosystem närmast utsläppskällorna. Mark som är kraftigt förorenad av PAH finns i områden där det pågår eller har pågått verksamheter som på olika sätt använder sig av fossil förbränning eller produkter som framställts ur fossil förbränning som exempelvis gasverk, bränsleförädling och produktion av träskyddsmedel. I Sverige är småskalig vedeldning och fordonsutsläpp de huvudsakliga utsläppskällorna för PAH. De fordonsrelaterade utsläppen består av såväl avgaser som slitage av vägar och däck.

### **3.2.2 Toxiska egenskaper**

PAH är den största grupp cancerframkallande ämnen som idag har påträffats. Den cancerframkallande effekten orsakas av PAH:s nedbrytningsprodukter, så kallade metaboliter. Metaboliterna har både cancerogena och mutagena egenskaper. De mutagena egenskaperna innebär att skador kan ges på cellernas arvsanlag. Bens(a)pyren hör till den mest gentoxiska formen av PAH (Naturvårdsverket, 2008).

Många av föroreningarna bioackumuleras vilket leder till att de i vattenmiljö ansamlas hos ryggradslösa djur vars förmåga att bryta ned dessa slags ämnen är mycket brisfällig. Detta ger en anrikning uppåt i näringskedjan (Nilsson, 2009).

## **3.3 DAGVATTENDAMMAR OCH DESS AVSKILJNINGSPROCESSER**

Idag finns flera olika tekniker och metoder för rening av dagvatten. I Sverige är dagvattendammar en mycket vanlig metod och det beräknas finnas över 400 dagvattendammar runt om i landet (Falk, 2007).

En dagvattendamm och en våtmarks reningsfunktion består av flera olika avskiljningsprocesser såsom sedimentation, kemisk omlagring från lösta föroreningar i dagvattnet till bottensedimentet och vegetationsupptag. Även filtrering av partikulärt material genom vegetation i dammen/våtmarken kan bidra till avskiljning.

### **3.3.1 Sedimentation**

Sedimentationen av partikulära föroreningar är den avskiljningsprocess som till största del bidrar till avskiljning i en dagvattendamm. Sedimentation är en fysikalisk process som innebär att suspenderat material sjunker till botten på grund av gravitation. Processen bidrar till avskiljning då förorenade ämnen, av olika hög grad, binds till det partikulära materialet i dagvattnet. Det partikulära materialet definieras här som suspenderad form av både organiska och oorganiska partiklar i en vattenmassa (Persson & Pettersson, 2008).



Det finns flera olika teorier för att beskriva avskiljning genom sedimentering i en dagvattendamm. Den enklaste teorin bygger på att avskiljningen ses som en funktion av partiklarnas sjunkhastighet och uppehållstid i lugna vattenvolymer. Teorin bygger på Stokes lag vilken beskriver sjunkhastigheten ( $v_s$ ) för en sfärisk partikel (ekvation 1) (Persson & Pettersson, 2008).

$$v_s = \frac{g}{18} (\rho_p - \rho_w) \frac{d^2}{\eta} \quad (1)$$

$\rho_p$ = partikeldensitet [ $\text{kg/m}^3$ ]

$\rho_w$ = vattnets densitet [ $\text{kg/m}^3$ ]

$d$ = partiklarnas medeldiameter [m]

$\eta$ = vattnets kinematiska viskositet [ $\text{kg/m}^3$ ]

Stokes lag visar att sjunkhastigheten skiljer sig för sfäriska partiklar med olika densitet och storlek. Enligt Stokes lag ger en högre partikeldensitet och/eller en större diameter hos partiklen en högre sjunkhastighet (ekvation 1). Partikelns storlek och densitet har inverkan på sedimentationsförloppet. Dock är partiklarna i en dagvattendamm av skilda former och därmed är inte Stokes lag direkt applicerbar utan sjunkhastigheten bör bestämmas experimentellt.

Sedimentationsförloppet i en damm beror av flera olika faktorer. Den viktigaste parametern för sedimentationsprocessen är dagvattnets uppehållstid i dammen. En hög uppehållstid innebär en större sannolikhet att partiklarna hinner sedimentera innan vattenmassan når utloppet. Dagvattenflödets karaktär beror av nederbördens varaktighet, frekvens och intensitet men även av markens beskaffenhet såsom lutning och materialegenskaper. Detta medför att flödet är mycket oregelbundet och att uppehållstiden i en dagvattendamm är svår att fastlägga. Studier gjorda av Persson (2000) visar att dammens form och storlek, såsom längd- och breddförhållande och placering av in- och utlopp, har stor inverkan för uppehållstiden. Även dammens storlek i förhållande till avrinningsområdet inverkar på uppehållstiden. Ju större dammen är i förhållande till avrinningsområdet desto större vattenvolymer från olika avrinningstillfällen ryms i dammen. Detta innebär att det förorenade dagvattnet kommer att stanna kvar i anläggningen till nästa avrinningstillfälle (Persson & Pettersson, 2008).

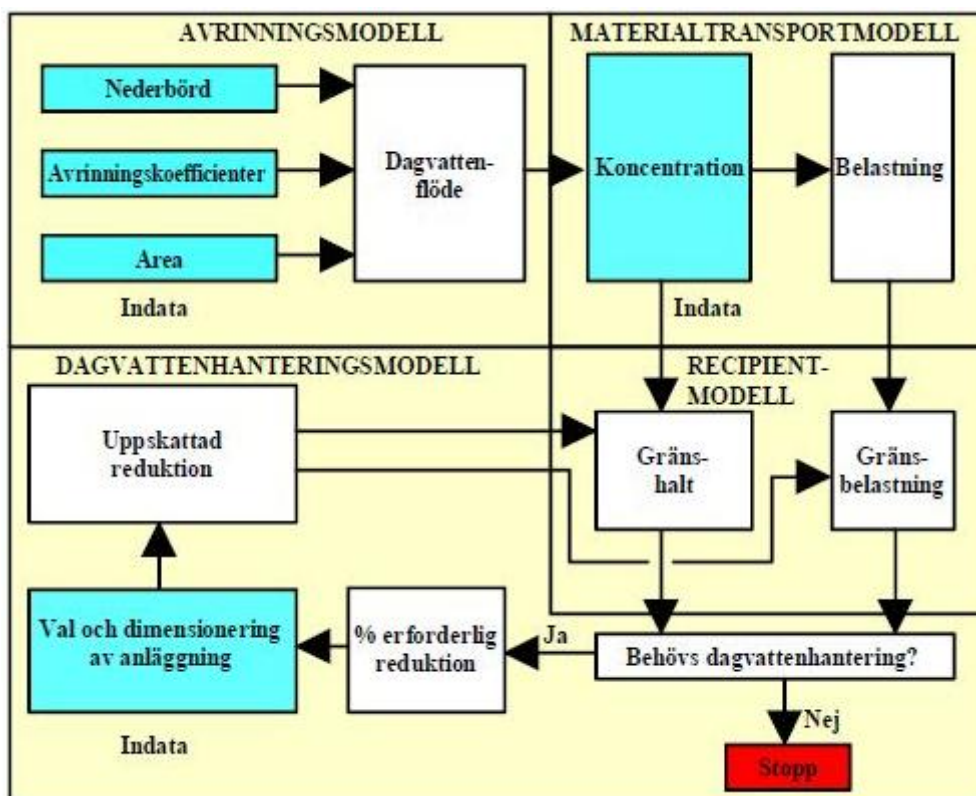
Både dagvattnets partikelinnehåll och andel vegetation i dammen påverkar sedimentationsprocessen. Med andel vegetation menas hur stor del av dammens area som utgörs av vegetation. Undersökningar har visat att vegetationen utjämnar flödet och minskar turbulens vilket bidrar till avskiljningen genom en ökad uppehållstid och en minskad resuspension. Dagvattnets partikelinnehåll, det vill säga dess koncentration av suspenderad substans, har visats vara av betydelse för hur mycket som avskiljs via sedimentationsprocessen. I en studie genomförd av Vägverket (1995) redovisas att en koncentration på 75-100 mg/l av suspenderat material ger en bra avskiljning och att en minskad avskiljning ges vid en koncentration av 10 mg/l (Persson & Pettersson, 2008).

### **3.3.2 Vegetationens inverkan på avskiljningen**

En damms vegetation påverkar inte endast strömningsförhållanden i dammen utan även avskiljningen genom filtrering och biologiskt växtupptag. Vegetationen i dammen ger en positiv påverkan på sedimentationsprocessen då partiklarnas framfart genom dammen hindras. Enligt Persson och Pettersson (2008) har studier visat att vegetation till stor del kan bidra till avskiljningen genom fysikalisk filtrering där partiklarna fångas upp på vegetationens yta. I en av dessa studier observerades att 80 % av det suspenderade materialet i en vattenmassa avskiljdes efter att det transporterats 12 m i en bäck med riklig vegetation. Partiklarna funna på vattenväxternas stammar ansågs svara för 50 % av det suspenderade materialets minskning. Vegetationen bidrar även till en minskning av resuspension, det vill säga uppvirvlingseffekten, vilket gynnar sedimentationsprocessen.

### 3.4 STORMTAC

StormTac är en dagvatten- och recipientmodell som används för beräkning av föroreningstransport till recipienter och för dimensionering av dagvattenreningsanläggningar. Modellen tar hänsyn till avrinningsområdets karaktär, designen på dagvattenreningsanläggningen och den aktuella recipientens processer i sina beräkningar (Larm, 2003). StormTac består av fyra undermodeller; avrinningsmodellen, materialtransportmodellen, recipientmodellen och dagvattenhanteringsmodellen (figur 2) (Larm, 2000).



Figur 2. Schematisk bild över StormTac och dess flödesschema. Bild hämtad från Larm (2000).

En översiktlig beskrivning av de, i denna rapport relevanta, undermodellerna kommer att ges i syfte att ge en övergripande förståelse för modellens uppbyggnad och insikt i hur schablonvärdena för dagvatten, basflöde och atmosfärisk deposition påverkar modellens beräkningar. Beskrivningen kommer även att ge en inblick i hur dagvattenhanteringsmodellen använder sig av empiriskt sammanställda reningseffekter och samband för dimensionering av en dagvattenreningsanläggning.

#### 3.4.1 Avrinningsmodellen

För uppskattning och kvantifiering av det totala inflödet till en recipient summeras ytavrinningsvolymen, basflöde/grundvattenflöde, den atmosfäriska depositionen på recipienten och eventuellt punktflöde. Med punktflöde menas inflöde till recipienten från annat håll än via dagvatten och bas/grundvattenflöde (Larm, 2005). Avrinningsmodellen beräknar storleken av dagvattenflöde och bas/grundvattenflöde för

olika markanvändningar. Flödena används som indata i föroreningstransportmodellen vid beräkning av föroreningstransporter från dagvattenavrinningen (Larm, 2005).

Det årliga avrinningsflödet beräknas genom specifika avrinningskoefficienter för respektive markanvändning, empirisk nederbördsdata och area för respektive markanvändning inom avrinningsområdet (ekvation 2).

$$Q = 10p \sum_{i=1}^N (\varphi_i A_i) \quad (2)$$

Respektive variabel definieras enligt följande:

$Q$	Dagvattenflöde [ $\text{m}^3/\text{år}$ ]
$P$	Nederbördsintensitet, korrigerad för mätfel [ $\text{mm}/\text{år}$ ]
$\varphi_i$	Avrinningskoefficient för markanvändning $i$
$A_i$	Area för markanvändning $i$ [ha]
$i$	Markanvändning, $i=1,2,\dots,N$

De avrinningskoefficienter som används i avrinningsmodellen är uppskattade med hjälp av uppmätt dagvattenflöde ( $Q^*$ ), nederbördsdata ( $p$ ) och area för specifik markanvändning inom avrinningsområde ( $A$ ) (ekvation 3) (Larm, 2000).

$$\varphi^* = \frac{Q^*}{10pA} \quad (3)$$

Avrinningskoefficienten  $\varphi^*$  beskriver relationen mellan avrinningsvolym och regnvolym. Den del av nederbörden som inte bidrar till avrinningen undandras via evapotranspiration, ytlagring, infiltration och interception. För beräkning av avrinningsflöden under längre perioder är det av stor vikt att dessa processer tas hänsyn till. I tabell 4 presenteras ett urval av de årliga avrinningskoefficienterna som används i StormTac version 2012-11.

**Tabell 4.** Ett urval av de årliga avrinningskoefficienterna i StormTac, version 2012-11. Både medianvärdet och intervallet för min- och maxvärden redovisas för respektive avrinningskoefficient.

Markanvändning	Median	Intervall för min- och maxvärden
Parkering	0,18	0,7-1
Villaområde	0,25	0,2-0,4
Radhusområde	0,32	0,3-0,5
Flerfamiljshus	0,45	0,35-0,6
Centrumområde	0,7	0,4-0,7
Industriområde	0,6	0,5-0,8
Parkmark	0,18	0-0,3
Skogsmark	0,05	0,05-0,4
Jorbruksmark	0,26	0,1-0,3
Ängsmark	0,075	0-0,3

Intervallet för avrinningskoefficienternas min- och maxvärde används för anpassning till lokala förhållanden såsom markens lutning och permeabilitet (tabell 4). Vid stark

lutning av marken väljs ett värde närmare maxvärdet. Vid svag lutning och liten hårdgörningsgrad eller hög permeabilitet antas ett värde närmare minvärdet (Larm, 2000).

### 3.4.2 Föroreningsmodellen

Den externa och årliga föroreningsbelastningen på recipienten från urban och rural avrinning, atmosfärisk deposition på recipienten och bas/grundvattenflöde är beräknad utifrån specifika avrinningskoefficienter för respektive markanvändning, areor för de olika markanvändningarna inom avrinningsområdet, schablonhalter, nederbördsintensitet och evapotranspiration (Larm, 2003). I avsnitt 3.6 ges en beskrivning av schablonhalterna.

Årlig föroreningsbelastning från dagvatten kvantifieras genom att multiplicera årlig avrinningsvolym med schablonhalter (ekvation 4). Föroreningsbelastningen från dagvatten presenteras som  $L_j$  där index  $j$  representerar en specifik förorening.

$$L_j = \frac{\sum_{i=1}^N Q_i C_{ij}}{1000} \quad (4)$$

$L$	Föroreningsbelastning [kg/år]
$C$	Schablonhalt [mg/l]
$j$	Specifik förorening
$i$	Markanvändning

I framtagandet av föroreningsbelastning till recipienten från basflöde används också markanvändningsspecifika schablonhalter (ekvation 5).

$$L_{b,j} = \frac{C_{b,j} \sum_{i=1}^N Q_{b,i}}{1000} \quad (5)$$

$C_{b,j}$	Schablonhalt för basflöde [mg/l]
$Q_b$	Beräknat bas/grundvattenflöde [ $m^3/år$ ]

Bidraget till föroreningsbelastningen från den atmosfäriska depositionen,  $L_a$  [kg/år] tas fram enligt sambandet i ekvation 6.

$$L_a = \frac{Q_a C_a}{1000} \quad (6)$$

$C_a$  representerar en schablonhalt för en specifik förorening i den atmosfäriska depositionen, [mg/l].  $Q_a$  står för atmosfärisk deposition som faller på recipienten, [ $m^3/år$ ].

### 3.4.3 Dagvattenhanteringsmodellen

I modellen finns ett flertal inbyggda metoder för dimensionering av dagvattendammar. Dimensioneringen baseras till stor del på sammanställd empirisk data över dagvattenanläggningars relativa reningseffekt. Den relativa reningseffekten (RE) beräknas utifrån uppmätt halt i dammens in- och utlopp (ekvation 7).

$$RE = \frac{C_{in} - C_{ut}}{C_{in}} \cdot 100 \quad (7)$$

$C_{in}$  står för uppmätt koncentration i inflödet till dagvattendammen [ $\mu\text{g/l}$ ] och  $C_{ut}$  för uppmätt koncentration i utflödet från dagvattendammen [ $\mu\text{g/l}$ ]. Det är ett flertal parametrar som inverkar på en damms reningseffekt. Parametrar som beaktas i modellen är bland annat inflödeskoncentrationen, fördröjningsvolymen, andel vegetation, den hydrauliska belastningen (inflödet till dammen dividerat med dammens volym), ytbelastning (inflödet till dammen dividerat med dammens area) samt lokalisering och utformning av dammens in- och utlopp (Hallberg & Larm, 2008).

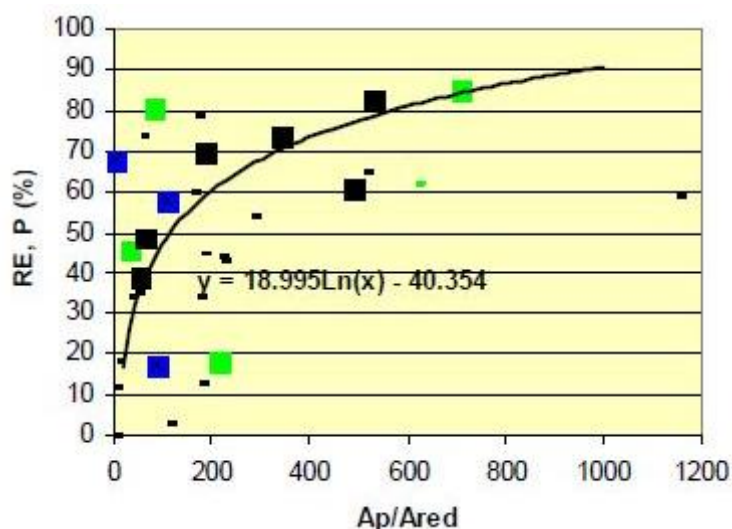
En huvudmetod som används vid dimensionering av en dagvattendamm i StormTac är areametoden. Areametoden är vedertagen som dimensioneringsverktyg och ger en uppskattning av en dagvattendamms area för att uppnå en viss relativ reduktion av ett ämne (Hallberg & Larm, 2009). Dammen dimensioneras som en viss del av avrinningsområdets reducerade area ( $A_{red}$ ). Den reducerade arean beräknas genom att multiplicera avrinningsområdets area ( $A$ , ha) med en avrinningskoefficient ( $\varphi$ ) (ekvation 8).

$$A_{red} = A\varphi \quad (8)$$

För att dimensionera dammens permanenta vattenyta ( $A_p$ ,  $\text{m}^2$ ) används ekvation 9.

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

$K_{A\varphi}$  ( $A_p/A_{red}$ ) är en faktor och beror av den önskade reningseffekten enligt en funktion i StormTacs databas (Larm, 2011). Empiriska studier har visat att reningseffekten [%] som en funktion av  $K_{A\varphi}$  ger relativ god passning (Hallberg & Larm, 2008). Funktionen bygger på empiriskt framtagna data och är specifik för respektive ämne. I figur 3 ses reningseffekten för fosfor som en funktion av  $K_{A\varphi}$ , ( $A_p/A_{red}$ ).



**Figur 3.** Empiriskt framtagen funktion där reningseffekten [%] för fosfor (P) beror av kvoten mellan permanent area och avrinningsområdets reducerade area. Trendlinjen visar sambandet mellan reningseffekten och kvoten ( $A_p/A_{red}$ ) (Larm (2011) med tillstånd).

Reningseffekten ökar med kvoten ( $A_p/A_{red}$ ) och visar att en större permanent area i förhållande till avrinningsområdet ger högre reningseffekt (figur 3) (Hallberg & Larm, 2008). Trendlinjens ekvation ger ett samband mellan reningseffekten och kvoten (ekvation 10).

$$RE(P) = 18,998 \ln\left(\frac{A_p}{A_{red}}\right) - 40,354 \quad (10)$$

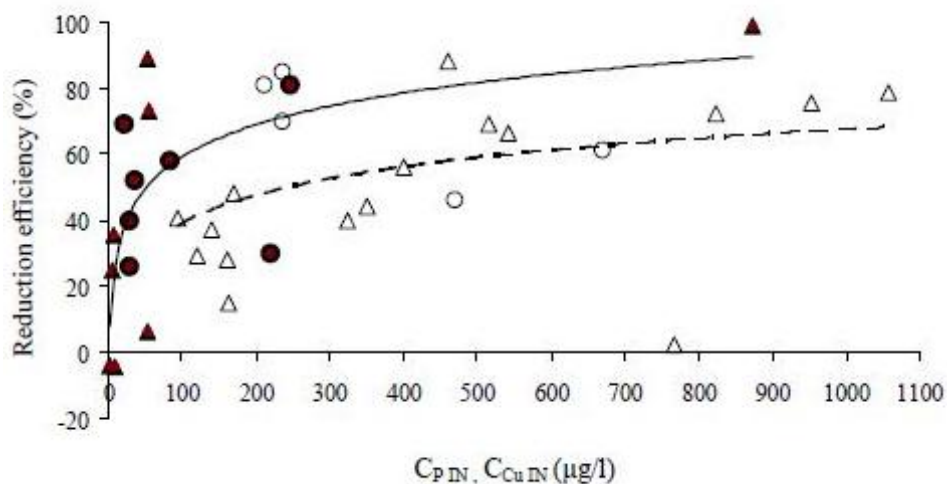
De empiriskt framtagna konstanterna i ekvation 10 ändras kontinuerligt med nya data i modellens databas. Generellt för konstruerade dammar i Sverige ligger kvoten kring 150. Valet av värde på kvoten beror dock på tillgängligt utrymme på den tänkta platsen för anläggningen, vald design på anläggningen och de reningskrav som ställs (Hallberg & Larm, 2008).

Det är ett flertal variabler som inverkar på reningseffekten i en dagvattendamm. När dagvattenhanteringsmodellen utgår från areametoden för dimensionering av en dagvattendamm sammanvägs ett flertal variabler. Reningseffekten ges som en multipel funktion av  $A_p/A_{red}$ , inloppskoncentration ( $C_{in}$ ), andel vegetation (veg%), andel vatten som leds förbi dagvattenreningsanläggningen utan föregående rening (bypass) och utjämningsseffekten (ekvation 11) (Hallberg och Larm, 2009). Utjämningsseffekten tar hänsyn till att en utjämnning av flödet kan ge en ökad reningseffekt eftersom en längre uppehållstid ger möjlighet till ökad sedimentering.

$$RE\left(\frac{A_p}{A_{red}}\right) = \left[k_1 \cdot \ln\left(\frac{A_p}{A_{red}}\right) + k_2\right] \cdot f(C_{in}) \cdot f(\text{veg \%}) \cdot f(\text{bypass}) \cdot f(\text{utjämnning}) \quad (11)$$

$k_1$  och  $k_2$  är empiriskt framtagna konstanterna och är specifika för respektive ämne. Ekvation 11 visar att reningseffekten utgår från ett areasamband men att den erhållna reningseffekten multipliceras med platsspecifika faktorer. Dessa faktorer ger antingen en ökning eller minskning av den areaberoende reningseffekten. Exempelvis förväntas

en högre andel vegetation i dammen ge upphov till en högre reningseffekt. En ämnesspecifik anpassning utifrån en empiriskt framtagen funktion görs för de olika faktorerna. I figur 4 beskrivs reningseffekt [%] som en funktion av inloppskoncentration koppar respektive fosfor [ $\mu\text{g/l}$ ].



**Figur 4.** Empiriskt framtagen funktion där reningseffekten (%) beror av inloppskoncentrationen för koppar respektive fosfor. Cirkelarna i figuren visar fallstudier genomförda i Sverige, fyllda cirklar visar data för koppar och tomma cirklar för fosfor. Triangelarna i figuren redovisar fallstudier genomförda i USA, fyllda trianglar visar data för koppar och tomma trianglar för fosfor. Den streckade linjen representerar den bäst anpassade trendlinjen för fosfor och den heldragna linjen är den bäst anpassade trendlinjen för koppar (Hallberg & Larm (2008) med tillstånd).

I figur 4 ses att en ökad inloppskoncentration ger en ökning av den relativa reningseffekten. Sambandet är relativt tydligt för både koppar och fosfor och utgör en del i ekvation 11. Den relativa reningseffekten som en funktion av andel växtlighet i dammen utgör även den en del av den multipla funktionen (ekvation 10). Fallstudier visar att en ökad andel växtlighet ger en ökad reningseffekt. Sambandet beror av flera parametrar såsom växtens benägenhet att ta upp det specifika ämnet och på skötseln av dammens vegetation (Hallberg och Larm, 2009).

### 3.5 SCHABLONHALTER

För att beräkna den årliga föroreningsbelastningen på det mottagande vattnet används schablonhalter för olika markanvändningar, se ekvation 4 och 5 under avsnitt 3.4.2. Schablonhalterna representerar årsmedelhalter och användningen av dessa för beräkning av dagvattens föroreningstransport är en vedertagen metod (Alm m. fl., 2010). Schablonhalterna för respektive markanvändning har tagits fram med hjälp av data från flera fallstudier där flödesproportionell provtagning använts (Larm, 2003). Flödesproportionell provtagning anses vara en tillförlitlig metod i syfte att beräkna ett dagvattenflödes föroreningsmassa. Flödesproportionell provtagning innebär att provets volym är proportionell mot vattenflödet under respektive provtagningsperiod. För att genomföra en flödesproportionell provtagning krävs automatiska vattenprovtagare och flödesmätare. Provtagningen startar då ett förutbestämt flöde uppnåtts vid olika



regntillfällen och avslutas då det förutbestämda flödet underskrids (Persson & Pettersson, 2006).

De i StormTac använda schablonhalterna härstammar från en databas i vilken tillgängliga fallstudier sammanställts. Sammanställningen redovisar föroreningskoncentration i dagvatten, grundvatten och basflöde för olika markanvändningar samt i atmosfärisk deposition och ytvatten. Ett databasvärde för dagvatten och basflöde utgör värdet av en lång serie av flödesproportionellt provtagna samlingsprover. Databasen finns på hemsidan till dagvatten- och recipientmodellen StormTac och innehåller bland annat data för ramdirektivets 33 prioriterade ämnen ([www.stormtac.com](http://www.stormtac.com), 2012). I syfte att uppnå mer plats specifika värden har standard-, min- och maxvärden framställts utifrån databasen. Ett värde närmare max väljs då ett visst område anses vara utsatt för en högre belastning såsom en mer föroreningsalstrande industri (Alm m. fl., 2010). För vissa ämnen där färre fallstudier och mätningar för specifika markanvändningar finns tillgängliga har jämförelser gjorts med mätningar för liknande markanvändningar (Alm m. fl., 2010). Nedan redovisas ett utdrag från schablonhalternas standard-, min- och maxvärde från StormTac, version 2012-11. Standardvärdena är framtagna utifrån en statistisk samlad bedömning baserad på median- och medelvärden. I tabellerna 5, 6 och 7 redovisas värden för tre PAH:er och två tungmetaller som ingår i Ramdirektivets prioriterade ämnen.

**Tabell 5.** Standardvärden för fluoren, fenantren, krysen, koppar och zink. Samtliga värden är hämtade från StormTac version 2012-11 och utgör några av de i modellen använda schablonhalterna. Trafikintensiteten (fordon/dygn) avser årligt medelvärde.

<b>Markanvändning</b>	<b>Fluoren [µg/l]</b>	<b>Fenantren [µg/l]</b>	<b>Krysen [µg/l]</b>	<b>Koppar [µg/l]</b>	<b>Zink [µg/l]</b>
Väg (1000 fordon/dygn)	0,026	0,08	0,012	23	60
Parkering	0,026	0,11	0,012	40	140
Villaområde	0,026	0,11	0,012	20	80
Radhusområde	0,026	0,11	0,012	25	85
Flerfamiljsområde	0,026	0,11	0,012	30	100
Centrumområde	0,026	0,11	0,07	22	140
Parkområde	0	0	0	15	25

**Tabell 6.** Minvärden för fluoren, fenantren, krysen, koppar och zink. Samtliga värden är hämtade från StormTac version 2012-11 och utgör några av de i modellen använda schablonhalterna. Trafikintensiteten (fordon/dygn) avser årligt medelvärde.

<b>Markanvändning</b>	<b>Fluoren [µg/l]</b>	<b>Fenantren [µg/l]</b>	<b>Krysen [µg/l]</b>	<b>Koppar [µg/l]</b>	<b>Zink [µg/l]</b>
Väg (<500 fordon/dygn)	0,026	0,016	0,012	22	60
Parkering	0,026	0,016	0,012	25	50
Villaområde	0,026	0,016	0,012	12	50
Radhusområde	0,026	0,016	0,012	12	60
Flerfamiljsområde	0,026	0,016	0,012	12	73
Centrumområde	0,026	0,016	0,012	17	60
Parkområde	0	0	0	5	10

**Tabell 7.** Maxvärden för fluoren, fenantren, krysen, koppar och zink. Samtliga värden är hämtade från StormTac version 2012-11 och utgör några av de i modellen använda schablonhalterna. Trafikintensiteten (fordon/dygn) avser årligt medelvärde.

<b>Markanvändning</b>	<b>Fluoren [µg/l]</b>	<b>Fenantren [µg/l]</b>	<b>Krysen [µg/l]</b>	<b>Koppar [µg/l]</b>	<b>Zink [µg/l]</b>
Väg (150 000 fordon/dygn)	0,026	0,11	0,095	276	2040
Parkering	0,038	0,42	0,84	50	230
Villaområde	0,038	0,42	0,84	60	200
Radhusområde	0,038	0,42	0,84	80	200
Flerfamiljsområde	0,038	0,42	0,84	315	350
Centrumområde	0,038	0,42	0,84	60	400
Parkområde	0	0	0	50	40

Underlaget till schablonhalterna är mycket varierande för respektive ämne och markanvändning. I tabell 7 ses att fluoranten, fenantren och krysen har samma värde för flera av markanvändningarna medan för koppar och zink redovisas mer specifika värden. I StormTacs databas finns uppemot 70 olika markanvändningar och mer än 70 ämnen representerade. För de markanvändningar där lite eller ingen data finns att tillgå har schablonvärden anpassats efter liknande markanvändningar. Vidare är det svårt att beräkna och kortfattat redogöra för osäkerheter eftersom underlaget är så olika för respektive ämne och markanvändning. Schablonhalter är komplext att ta fram men utgör

ett bra underlag för beräkning av koncentrationer och mängder. Generellt är tillförlitligheten hos schablonhalterna störst för de markanvändningar som utgörs av olika bostadsområden och för suspenderad substans, näringsämnen och metaller (Alm m. fl., 2010).

## **4 METOD**

I arbetet att utvidga dagvattenhanteringsmodellen genomfördes en omfattande litteraturstudie utifrån de databaser Uppsala Universitets bibliotek har till sitt förfogande. Syftet med litteraturstudien var att finna fallstudier gällande dagvattendammars avskiljningsförmåga för ämnen utöver de 13 standardämnena i StormTac och därmed skapa nytt underlag till en utvidgning. Framställandet av de schablonhalter StormTac använder är baserad på en databas med sammanställda fallstudier. Den felsökning och kvalitetsgranskning som gjorts av schablonhalterna har grundats på en jämförelse av schablonhalternas värden med fallstudierna i databasen. Fel kan ha uppkommit i framställningen av schablonhalterna avseende både enhetsomvandlingar och statistisk sammanställning i form av median-, min- och maxvärde. För att utvärdera felsökningen och revideringen av schablonhalterna har två referensstudier använts. Resultaten från dessa två referensstudier har även använts som underlag till utvidgningen av dagvattenhanteringsmodellen.

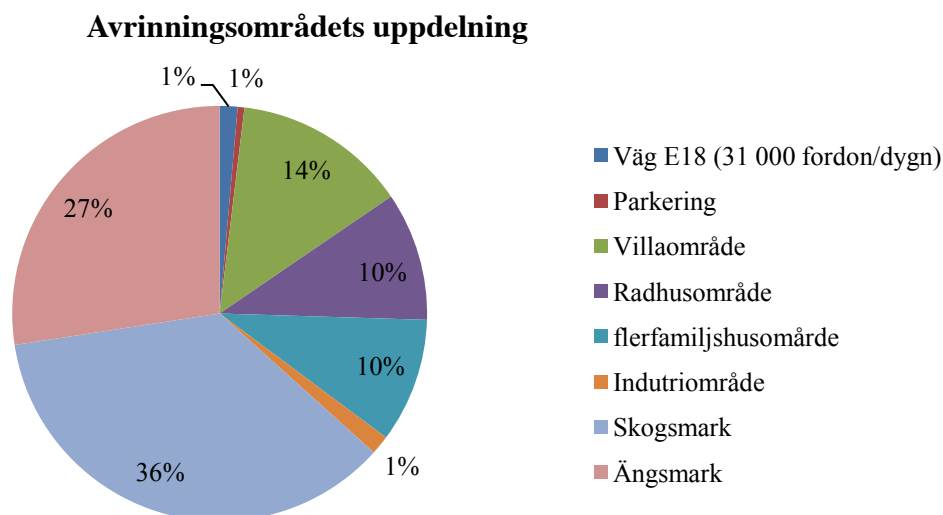
### **4.1 REFERENSSTUDIERN**

Tibbledammen och Ladbrodammen utgör de två fallstudier vilka använts som referenser i examensarbetet. Fallstudierna härstammar från ett samarbete mellan Sweco och fem kommuner i Stockholms län. Samarbetet syftade till att studera ett stort antal grundämnen och miljöstörande föroreningar i dagvatten samt utvärdera dagvattenanläggningarnas reningsfunktion. I studien av de två dammarna analyserades totalt 20 grundämnen och 7 övriga ämnen. Flödesproportionell provtagning genomfördes för att erhålla både in- och utloppshalter från dammarna. Ett antal av de av Ramdirektivets prioriterade ämnen detekterades i båda dammarnas in- respektive utlopp. I studien genomfördes en jämförelse av de uppmätta halterna för respektive anläggning med beräknade halter av StormTac version 2009-12. De ämnen som utvärderades var P, N, Pb, Cu, Zn, Cd, Cr, Ni, Hg, SS (suspenderad substans), olja och BaP (Bens(a)pyren). Även beräknad och uppmätt reningseffekt har utvärderats för dessa ämnen. I de fall ett ämne detekterats i inloppet men inte i utloppet har halva detektionsgränsen använts vid beräkning av reningseffekten (Alm m. fl., 2010).

I denna rapport görs en utvärdering av beräknad och uppmätt inloppshalt genomföras för samtliga prioriterade ämnen som detekteras i respektive damm. Den relativa reningseffekten som presenteras i de två referensstudierna används i syfte att ta fram nytt underlag till dagvattenhanteringsmodellen.

#### 4.1.1 Tibbledammen

Tibbledammen är en dagvattenreningsanläggning belägen i Kungsängen i Upplands Bro kommun. Dammen har fram till år 1969 används som biodamm för att rena avloppsvatten. En ombildning av biodammen till en dagvattendamm genomfördes för ungefär 35 år sedan. Analyser som genomförts har inte visat några tecken på förhöjda näringsämnen från tidigare verksamhet (Alm m fl, 2010). Tibbledammens avrinningsområde är 649 ha och domineras av skogsmark, ängsmark och bostadsområden (figur 5).



**Figur 5.** Uppdelningen av olika markanvändningar inom Tibbledammens avrinningsområde.

Den reducerade arean har beräknats utifrån avrinningskoefficienterna i tabell 8.

**Tabell 8.** Markanvändningar och avrinningskoefficienter för Tibbledammens avrinningsområde.

Markanvändning	Area (ha)	Avrinningskoefficient
Väg E18, 31000 fordon/dygn	9	0,85
Parkering	3,4	0,85
Villaområde	88	0,25
Radhusområde	65	0,32
Flerfamiljsområde	63	0,45
Industriområde	9,6	0,60
Skogsmark	233	0,05
Ängsmark	178	0,075

Utifrån tabell 8 blir den totala arean för avrinningsområdet 649 ha och den genomsnittliga avrinningskoefficienten 0,17. Den reducerande arean ( $A_{red}$ ) beräknas till 111 ha.

Tibbledammen har ett inlopp och dess utlopp består av ett 26 m brett dämme. Innan vattnet leds ut i Tibbleviken, den mest närliggande recipienten, passerar vattnet en

översilningsyta. Den teoretiska uppehållstiden för dammen är 3 dygn vid ett årsmedelflöde av cirka 40 l/s. En uppskattning har gjorts att ungefär 5 % av dammens yta är täckt av vegetation exklusive flytbladsväxter. Om flytbladsväxter inkluderas beräknas andelen vegetation till 80 %. Den höga andelen flytbladsväxter i kombination med ett utloppsskibord medför att dammen uppnår en relativt bra reningseffekt (Alm m fl, 2010). Tibbledammens dimensioner redovisas i tabell 9.

**Tabell 9.** Tibbledammens dimensioner.

<b>Dammdimension</b>	
Permanent vattenyta ( $A_p$ )	5 670 m <sup>2</sup>
$A_p/A_{red}$	51
Permanent volym ( $V_p$ )	8 700 m <sup>3</sup>
Avrinningsvolym ( $V_r$ )	8 050 m <sup>3</sup>
Regleringsvolym	1 570 m <sup>3</sup>
Maximal dammvolym	10 270 m <sup>3</sup>
Medeldjup	1,5 m
Maxdjup	1,7 m

De uppmätta halterna i Tibbledammens in- och utlopp samt den uppmätta reningseffekten för de ämnen som detekterats minst fem gånger redovisas i tabell 10.

**Tabell 10.** Uppmätta halter i Tibbledammens in- respektive utlopp. Även uppmätt reningseffekt redovisas i tabellen för de ämnen som detekterats minst fem gånger i inloppet. För de ämnen som detekterats i inloppet men inte i utloppet har halva detektionsgränsen använts vid beräkning av reningseffekten.

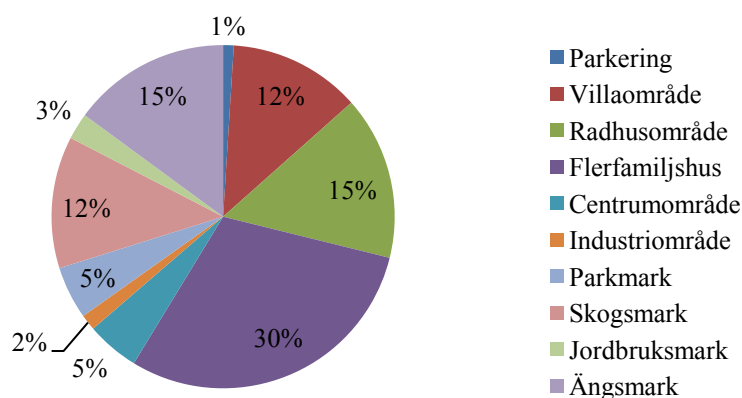
<b>Ämne</b>	<b>Cin [<math>\mu\text{g/l}</math>]</b>	<b>Cut [<math>\mu\text{g/l}</math>]</b>	<b>RE [%]</b>
Acenaften	0,025		
Pyren	0,025		80
Bens(a)antracen	0,017		
Krysen	0,013		
Naftalen	0,010	0,0070	
Fluoranten	0,042		
Bens(b)fluoranten	0,022		77
Bens(k)fluoranten	0,017		
Benso(ghi)perylen	0,013		62
Indeno(123cd)pyren	0,0189		
BDE47	0,00020		
BDE 99	0,00030		
BDE 209	0,015		
Di(2-etylhexyl)ftalat	19,8	24,9	-43
4-nonylfenol	0,533	0,573	-8
4-tert-oktylfenol	0,014		
Tributyltenn	0,0012	0,0026	
Triklormetan	0,070	0,12	

För ämnena di(2-etylhexyl)ftalat och 4-nonylfenol erhöles negativ reningseffekt vilket tyder på en intern belastning i dammen (tabell 10). Den interna belastningen kan exempelvis bero på att marken, på vilken dammen är placerad, sen tidigare vart kontaminerad. Över tiden kan föroreningar då lösas ut från marken och förorena dammens vatten (Larm, 2000).

#### 4.1.2 Ladbrodammen

Ladbrodammen är en dagvattenreningsanläggning belägen i Upplands Väsby som har varit i bruk sedan år 2003. Arean för dammens avrinningsområde är 201 ha varav 70 % består av Upplands Väsby centralort (Alm m fl, 2010). De markanvändningar som dominerar i avrinningsområdet är bostadsområden, skogsmark och ängsmark (figur 6).

#### Avrinningsområdets uppdelning



Figur 6. Uppdelningen för de olika markanvändningar inom Ladbrodammens avrinningsområde.

Den reducerade arean har beräknats utifrån avrinningskoefficienterna i tabell 11.

Tabell 11. Markanvändningar och avrinningskoefficienter för Ladbrodammens avrinningsområde.

Markanvändning	Area (ha)	Avrinningskoefficient
Parkering	2	0,85
Villaområde	25	0,29
Radhusområde	31	0,36
Flerfamiljshusområde	60	0,46
Centrumområde	10	0,70
Industriområde	30	0,60
Parkmark	10	0,18
Skogsmark	25	0,070
Jordbruksmark	5	0,11
Ängsmark	30	0,075

Utifrån tabell 11 blir den totala arean för avrinningsområdet 201 ha och den genomsnittliga avrinningskoefficienten till 0,31. Den reducerande arean ( $A_{red}$ ) är beräknad till 63 ha.

Ladbrodammen består av en fördamm och en huvuddamm vilka är åtskilda av en makadambarriär och en våtmarksyta. Makadambarriärens uppgift är att mekaniskt rena och lufta vattnet. En luftning av vattnet främjar den biologiska aktiviteten och därmed nedbrytningen av föroreningar. På våtmarksytan finns 35 olika arter planterade för att gynna en biologisk diversitet och vattenrening. På våtmarksytan utgörs reningsprocesserna till stor del av mikrobiell nedbrytning och växtupptag. En



uppskattning har gjorts att ungefär 50 % av dammens yta är täckt av vegetation exklusive flytbladsväxter. Om flytbladsväxter inkluderas beräknas andelen vegetation till 70 %. I fördammen bromsas vattenflödet upp och möjliggör sedimentering av partikelbundna föroreningar. Vattnets uppehållstid i dammen varierar beroende på nederbördsmängd, vid ett medelregn är uppehållstiden beräknad till 8 timmar. Vid årsmedelflöde (beräknat till 12,5 l/s) är den teoretiska uppehållstiden 3 dygn och vid ett maxflöde 6 timmar (Alm m fl, 2010). Dammens dimensioner redovisas i tabell 12.

**Tabell 12.** Ladbrodammens dimensioner.

<b>Dammdimension</b>	
Permanent vattenyta ( $A_p$ )	5 200 m <sup>2</sup>
$A_p/A_{red}$	83
Permanent volym ( $V_p$ )	3 700 m <sup>3</sup>
Avrinningsvolym ( $V_r$ )	3 700 m <sup>3</sup>
Regleringsvolym	500 m <sup>3</sup>
Maximal dammvolym	4 200 m <sup>3</sup>
Medeldjup	1,3 m
Längd	155m
Medelbredd	35 m

De uppmätta koncentrationerna i Ladrodammens in- och utlopp samt den uppmätta reningseffekten för de ämnen som detekterats minst fem gånger redovisas i tabell 13.

**Tabell 13.** Uppmätta koncentrationer i Ladbrodammens in- respektive utlopp och reningseffekt för de ämnen som detekterats minst fem gånger.

<b>Ämne</b>	<b>Cin [<math>\mu\text{g/l}</math>]</b>	<b>Cut [<math>\mu\text{g/l}</math>]</b>	<b>RE [%]</b>
Acenaften	0,021	0,017	
Fenantren	0,016	0,007	
Pyren	0,098	0,012	
Bens(a)antracen	0,028	0,007	75
Krysen	0,037	0,008	79
Dibens(ah)antracen	0,03		
Fluoranten	0,031	0,009	71
Bens(b)fluoranten	0,068	0,013	84
Bens(k)fluoranten	0,024	0,007	72
Benso(ghi)perylen	0,062	0,013	79
Indeno(123cd)pyren	0,069	0,063	7
BDE47	0,0002		
BDE 99	0,0002		
Di(2-etylhexyl)ftalat	2,7	4,6	-76
Diuron	0,02		
4-nonylfenol	0,296	0,372	-24
4-tert-oktylfenol	0,021	0,012	37
Tributyltenn	0,002		
Triklormetan	0,18	0,23	

## 4.2 KOMPLETTERING AV RENINGSEFFEKTER

För att ta fram nytt underlag till dagvattenhanteringsmodellen utfördes en sökning av fallstudier gällande reningseffekter för de 33 prioriterade ämnena. Kravet som ställts för att beräkna reningseffekten för en dagvattendamm är att flödesproportionell provtagning genomförts i dagvattendammens in- och utlopp. För att uppskatta reningseffekten har ekvation 7 avsnitt 3.4.3 använts. I de fall där utloppskoncentrationen inte detekterats har halva detektionsgränsen använts för att möjliggöra beräkning av reningseffekten.

Utifrån de funna fallstudierna och de två referensstudierna skapades underlag till dagvattenhanteringsmodellen. Samband ställdes upp där reningseffekten beskrivs som funktion av andel vegetation,  $A_p/A_{red}$  (kvoten mellan dammens permanenta area och den reducerande arean) och inloppskoncentration (avsnitt 3.5.3).

Den reducerande arean för de olika fallstudierna har tagits fram enligt ekvation 12

$$A_{red} = A_1\varphi_1 + A_2\varphi_2 \dots A_i\varphi_i \quad (12)$$

A står för arean för respektive markanvändning inom avrinningsområdet [ha] och  $\varphi$  är avrinningskoefficienten. Index  $i$  representerar respektive markanvändning. De avrinningskoefficienter som använts härstammar från StormTac version 2012-11, tabell 4 avsnitt 3.5.1. I de fall där en markanvändning inom avrinningsområdet är angivet som permeabel yta har avrinningskoefficienten tagits fram med hjälp av StormTac, version 2011-12.

## 4.3 FELSÖKNING OCH REVIDERING AV SCHABLONVÄRDEN

De i StormTac använda schablonvärden härstammar från en databas i vilken tillgängliga fallstudier sammanställts. Fallstudierna är angivna i blandade enheter och redovisar föroreningskoncentration för olika markanvändningar i dagvatten och grundvatten samt koncentrationer i atmosfärisk deposition och ytvatten. En del av felsökningen bestod av en enhetskontroll av de framtagna schablonvärdena.

Vid framtagandet av schablonvärdena har standard-, min- och maxvärden tagits för att ge mer platsspecifikt anpassade värden. Felsökningen inkluderade en kontroll av standardvärdenas korrekthet med avseende på den statistiska bedömning som gjorts baserad på median- och medelvärden.

För vissa ämnen saknades underlag för att ta fram schablonhalter till basflöde. I dessa fall var schablonhalterna satta till noll i StormTacs databas. Om basflödets schablonhalt är satt till noll kan en alltför stor utspädningseffekt tas med i beräkning av föroreningsbelastningen. Detta kan leda till en underskattning av beräknad föroreningsbelastning till recipienten. Vid avsaknad av fallstudier för koncentrationer i basflödet genomfördes en komplettering med de lägsta uppmätta koncentrationerna för grundvatten.

I syfte att utvärdera de kompletteringar som felsökningen av schablonvärdena medfört jämfördes beräknade föroreningskoncentrationer före och efter revidering med uppmätta koncentrationer i referensstudierna. Modellen kalibrerades utifrån markanvändningar i Tibble- respektive Ladbrodammens avrinningsområde och de avrinningskoefficienter som presenteras i tabell 9 och 12, avsnitt 4.1 och 4.2.

## **5 RESULTAT**

### **5.1 KOMPLETTERING AV RENINGSEFFEKTER**

Underlaget för att skapa en dagvattenhanteringsmodell för fler ämnen visade sig vara begränsat. Få studier innehöll flödesproportionellt provtagna data för Ramdirektivets 33 prioriterade ämnen i dagvattendammars in- och utlopp. Litteratursökningen resulterade i tre studier där prioriterade ämnen detekterats med flödesproportionell provtagning i dagvattendammars in- och utlopp. Studierna som sammanställts är utförda i Laren (Nederländerna), Sacramento (USA) och Göteborg (Sverige). De prioriterade ämnen som finns representerade i dessa studier går samtliga under ämnesgruppen polycykliska aromatiska kolväten. För att utvidga materialet kommer analyserna även att inkludera data för vissa av de polycykliska aromatiska kolväten som av Naturvårdsverket anses prioriterade. På grund av deras toxiska och cancerogena egenskaper är även dessa av intresse för rening av dagvatten.

#### **5.1.1 Studie 1**

Studien är genomförd på en dagvattenreningsanläggning i Laren, Nederländerna. Anläggningen är konstruerad för att rena vägdagvatten från en högt trafikerad motorväg. Den avrinning som når dammen härstammar från ett kanalsystem som dränerar 1,8 ha av motorvägen (Barendregt m. fl., 2011). Den reducerande arean beräknas till 1,53 ha enligt ekvation 12, avsnitt 4.4.

Reningsanläggningen är ett kombinerat system bestående av ett fördröjningsmagasin och en våtmark. Fördröjningsmagasinet har kapacitet att lagra vattnet vid stora nederbördstillfällen. Från fördröjningsmagasinet leds vattnet vidare till en våtmark. Resultat från studien visar att sedimentationen i fördröjningsmagasinet är låg och att avskiljningen till största del sker i våtmarken (Barendregt m. fl., 2011). Våtmarkens yta uppgår till 250 m<sup>2</sup> och kommer i följande analyser anses motsvara dagvattenreningsanläggningens permanenta vattenarea. Andel vegetation i våtmarken uppskattas till 100 %.

#### **5.1.2 Studie 2**

Studien avser en dagvattendam belägen i Sacramento, USA. Dammens avrinningsområde uppgår sammanlagt till 188 ha och den reducerande arean är beräknad till 51 ha (EPA, 2012). Andel vegetation för dammen är inte angivet och studien kommer därmed inte användas i framtagandet av reningseffekten som en funktion av andel vegetation.

#### **5.1.3 Studie 3**

Järnbrottet är en dagvattendamm belägen 5 km utanför Göteborg. Dess avrinningsområde är totalt 480 ha av vilket 160 ha är täckt med impermeabla ytor som motorväg, industrier, centrumområden och bostadsområden. Områdets reducerade area är beräknad till 85 ha. Motorvägen är trafikerad med upp till 6000 fordon per dag och anses vara den största kontaminerande faktorn. Järnbrottets permanenta vattenyta är

uppskattad till 6 200 m<sup>2</sup> och andel vegetation i dagvattendammen är uppskattad till 5 % (Lanvielle, 2005).

#### 5.1.4 IN- OCH UTLOPPSHALT FÖR RESPEKTIVE STUDIE

Inloppskoncentrationer för studie 1, studie 2, studie 3, Ladbrodammen och Tibbledammen redovisas i tabell 14.

**Tabell 14.** Uppmätt koncentration i dagvattenanläggningarnas inlopp.

Ämne	Studie 1 [µg/l]	Studie 2 [µg/l]	Studie 3 [µg/l]	Ladbrodammen [µg/l]	Tibbledammen [µg/l]
Antracen	0,003				
Bens(a)antracen	0,02		0,04	0,028	0,017
Bens(a)pyren	0,03		0,05	0,04	0,017
Bens(g,h,i)perylene	0,06			0,062	0,013
Bens(k)fluoranten	0,02		0,03	0,024	0,017
Bens(b)fluoranten			0,06	0,86	0,022
Fenantren	0,08	0,009	0,08	0,016	
Fluoranten	0,06	0,0075	0,13	0,031	
Krysen	0,05		0,06	0,037	0,013
Pyren		0,013	0,14	0,098	0,025
Acenaften				0,021	0,025
Indeno(123cd)pyren				0,069	0,019

I tabell 15 redovisas uppmätta koncentrationer i dagvattenanläggningarnas utlopp. För de ämnen där utloppskoncentrationen är lägre än detektionsgränsen presenteras halva detektionsgränsen för att möjliggöra beräkningar av reningseffekten. Dessa framtagna värden är understrukna i tabellen. Att använda halva detektionsgränsen vid beräkning av reningseffekten är ingen vedertagen metod. Metoden används trots detta i denna rapport då antal fallstudier är få och då metoden har använts i framtalandet av reningseffekt för referensstudierna.

**Tabell 15.** Uppmätt koncentration i dagvattenanläggningarnas utlopp. De understrukna värdena i tabellen representerar halva detektionsgränsen. För dessa ämnen låg koncentrationerna under detektionsgränsen vid mätning i utloppet.

Ämne	Studie 1 [µg/l]	Studie 2 [µg/l]	Studie 3 [µg/l]	Ladbrodammen [µg/l]	Tibbledammen [µg/l]
Antracen	0,003				
Bens(a)antracen	0,02		<u>0,04</u>	0,028	
Bens(a)pyren	0,03		0,05	0,04	
Bens(g,h,i)perylene	0,06			0,062	<u>0,05</u>
Bens(k)fluoranten	0,02		<u>0,03</u>	0,024	
Bens(b)fluoranten			<u>0,06</u>	0,86	<u>0,05</u>
Fenantren	0,08	0,009	0,08	0,016	
Fluoranten	0,06	0,0075	0,13	0,031	
Krysen	0,05		<u>0,06</u>	0,037	
Pyren		0,013	0,14	0,098	
Acenaften				0,021	
Indeno(123cd)pyren				0,069	

Dagvattenreningsanläggningarnas reningseffekt har beräknats enligt ekvation 7, avsnitt 3.4.3 (tabell 16).

**Tabell 16.** Reningseffekter för respektive fallstudie. Understrukna värden representerar de reningseffekter vilka är baserade på halva detektionsgränsen.

RE (%)	Studie 1	Studie 2	Studie 3	Ladbro-dammen	Tibble-dammen	Median
Antracen	70					70
Bens(a)antracen	93,5		<u>87,5</u>	75		87,5
Bens(a)pyren	94		<u>90</u>	80		90
Bens(g,h,i)perylen	86,7			79,0	62	86,7
Bens(k)fluoranten	91,5		<u>83,3</u>	70,8		83,3
Benso(b)fluoranten			<u>83,3</u>		77	80,2
Fenantren	75	64,6		56,3		64,6
Fluoranten	93,3	58,4	61,5	71,0		60
Krysen	94		<u>91,7</u>	78,4		91,7
Pyren		72,5	57,1	87,8		72,5
Acenaften				19,0		19
Indeno(123cd)pyren				8,7		8,7

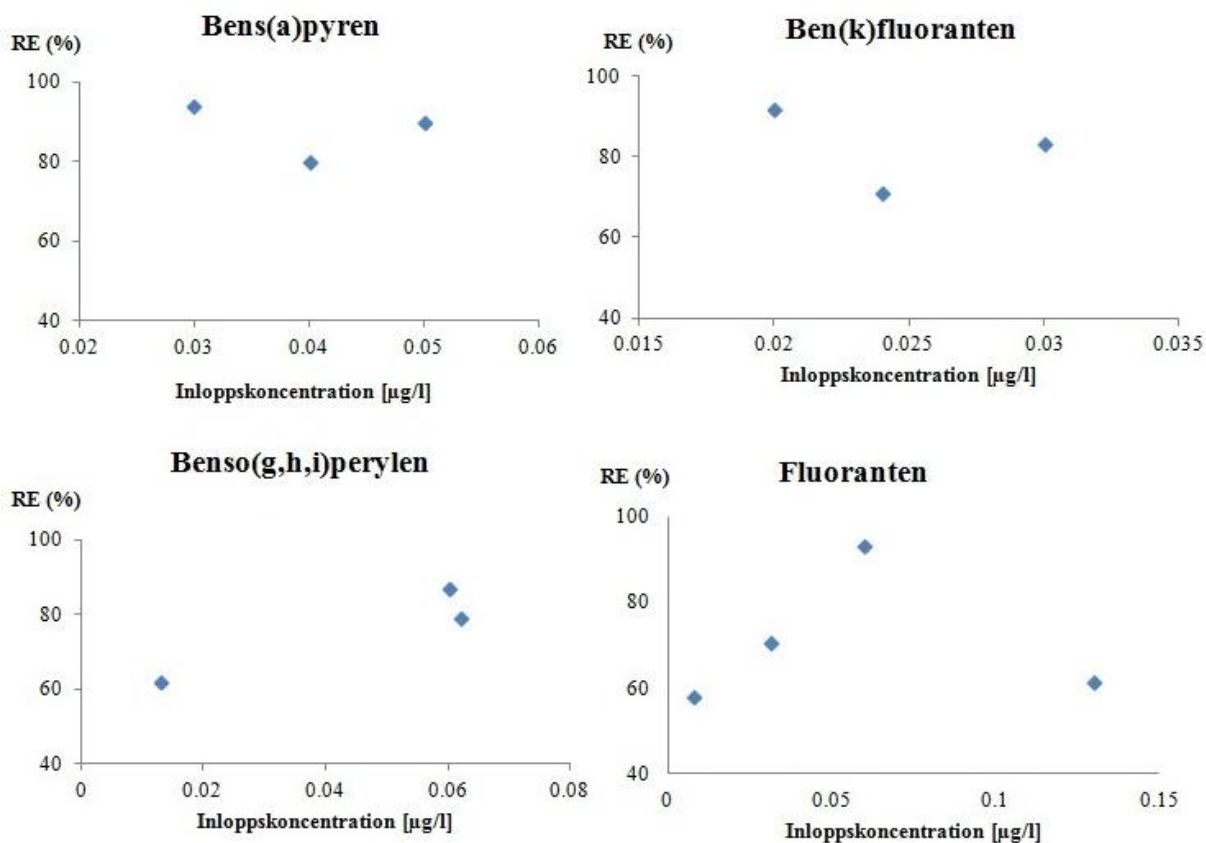
Den relativa reningseffekten för de ämnen som representeras i tabell 16 har tidigare helt saknats i StormTacs databas. Medianvärdena i tabell 15 är nu införda i databasen för beräkning av en dagvattendamms relativa avskiljning för dessa ämnen. I senare skede kommer beräknad reningseffekt för dessa ämnen att utgå från fler parametrar, se avsnitt 3.5.3.

För att skapa underlag till dagvattenhanteringsmodellen presenteras reningseffekten som en funktion av inloppskoncentration, andel växtlighet och areaförhållande ( $A_p/A_{red}$ ) för fyra av ämnena i tabell 16. Bens(a)pyren, bens(k)fluoranten och benso(g,h,i)perylen kommer att presenteras då de faller in under Ramdirektivets prioriterade ämnen och blev detekterade i in- respektive utlopp i minst tre av de undersökta fallstudierna. Samtliga ämnen är högmolekylära PAH:er. Det polycykliska aromatiska kolvätet fluoranten redovisas då ämnet faller in under Naturvårdsverkets 16 prioriterade PAH:er och har detekterats i fyra av de undersökta fallstudierna. Fluoranten är varken en högmolekylär eller lågmolekylär PAH. Samtliga PAH:er som redovisas nedan är cancerogena och toxiska vilket medför att de är intressanta för rening av dagvatten.

### 5.1.5 Reningseffekten som funktion av inloppskoncentrationen till dammen

Analyser för de 13 standardämnena i StormTac visar på att en ökad inloppskoncentration till dammen ger en ökad reningseffekt, se avsnitt 3.4.3. Detta samband förmodas även gälla för de, i denna rapport, undersökta PAH:er. För att beskriva reningseffekten som funktion av endast en parameter förutsätter att de övriga parametrarna som inverkar på reningseffekten är konstanta, ekvation 11 avsnitt 3.4.3.

Underlaget till att utvidga dagvattenhanteringsmodellen grundar på få fallstudier men ska i framtiden kompletteras med mer data. I figur 7 ses reningseffekten som funktion av inloppskoncentrationen för ämnena bens(a)pyren, bens(k)fluoranten, benso(g,h,i)perylene och fluoranten. På grund av det låga antalet fallstudier har ingen statistisk analys genomförts för dessa ämnen i rapporten.



**Figur 7.** Reningseffekt som funktion av inloppskoncentration för ämnena bens(a)pyren, bens(k)fluoranten, benso(g,h,i)perylene och fluoranten.

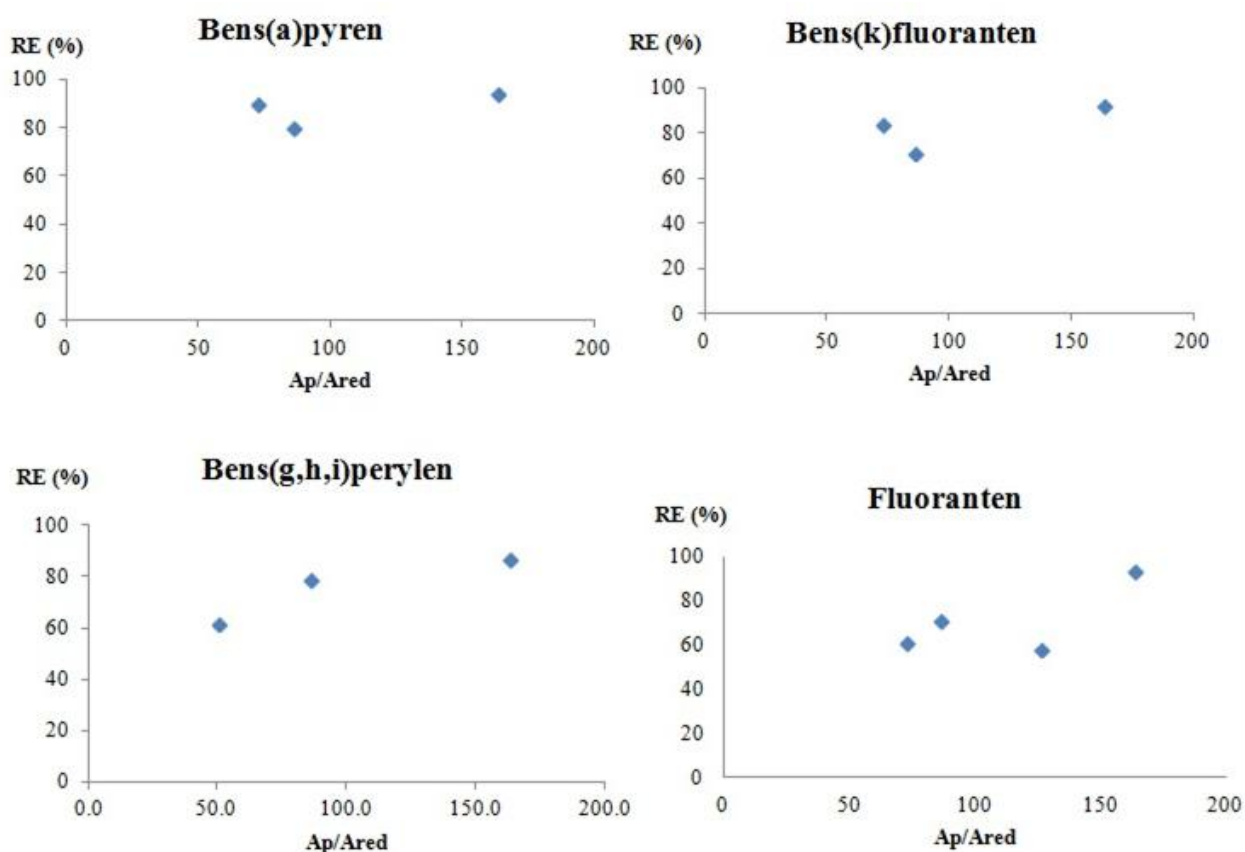
Det är utifrån sammanställd data inte möjligt att uttala sig om en ökad inloppskoncentration ger en ökad reningseffekt för de undersökta ämnena (figur 7). För att påvisa ett samband mellan den relativa reningseffekten och inloppskoncentrationen krävs både fler fallstudier och en statistisk analys. Med fler tillgängliga fallstudier och ytterligare analys skulle även eventuella uteliggare kunna upptäckas. Figuren som visar reningseffekten för fluoranten inkluderar studien utförd i Nederländerna, där reningsanläggningen utgjordes av ett kombinerat system bestående av ett fördröjningsmagasin och en våtmark. Fallstudien representerar den punkt som har den högsta inloppskoncentrationen men den näst lägsta reningseffekten. För ämnena bens(a)pyren och bens(k)fluoranten representerar fallstudien utförd i Nederländerna de två punkterna som har de lägsta inloppskoncentrationerna men de högsta reningseffekterna. Fler fallstudier skulle möjliggöra en diskussion kring om den



kombinerande anläggningen är representativ för en våtmark och om fallstudien bör inkluderas i underlaget eller inte.

### 5.1.6 Reningseffekten som en funktion av areaförhållandet ( $A_p/A_{red}$ )

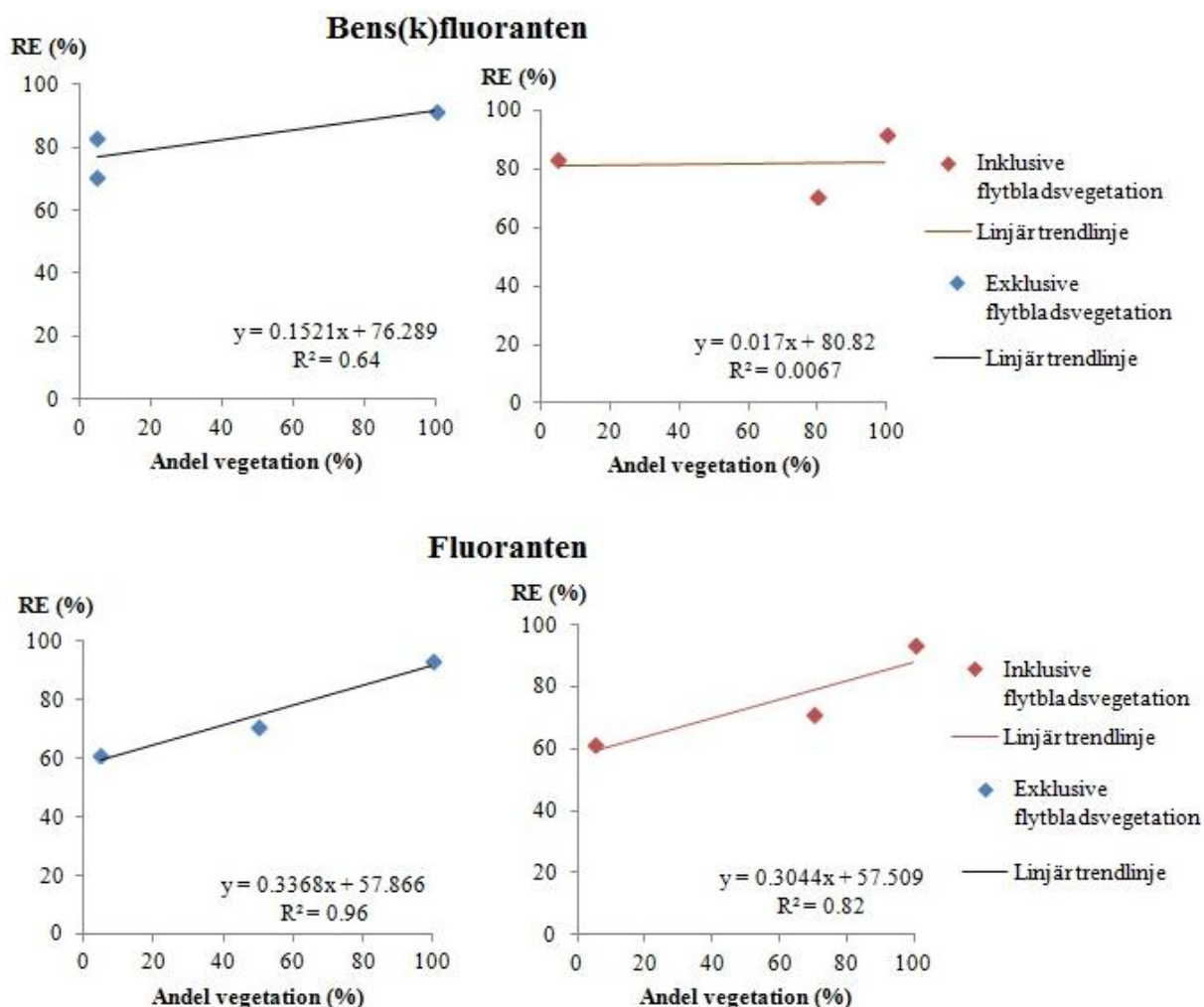
Analyser för de 13 standardämnena i StormTac visar på att en ökad kvot ( $A_p/A_{red}$ ) ger en ökad reningseffekt, se avsnitt 3.4.3. Detta samband förmodas även gälla för de, i denna rapport, undersökta PAH:er. Underlaget till att utvidga dagvattenhanteringsmodellen grundar på få fallstudier men ska i framtiden kompletteras med mer data. I figur 8 ses reningseffekten som funktion av kvoten ( $A_p/A_{red}$ ) för ämnena bens(a)pyren, bens(k)fluoranten, benso(g,h,i)perylen och fluoranten. På grund av det låga antalet fallstudier har ingen statistisk analys genomförts för dessa ämnen i rapporten.



**Figur 8.** Reningseffekten som funktion av kvoten ( $A_p/A_{red}$ ) för ämnena bens(a)pyren, bens(k)fluoranten, bens(g,h,i)perylen och fluoranten.

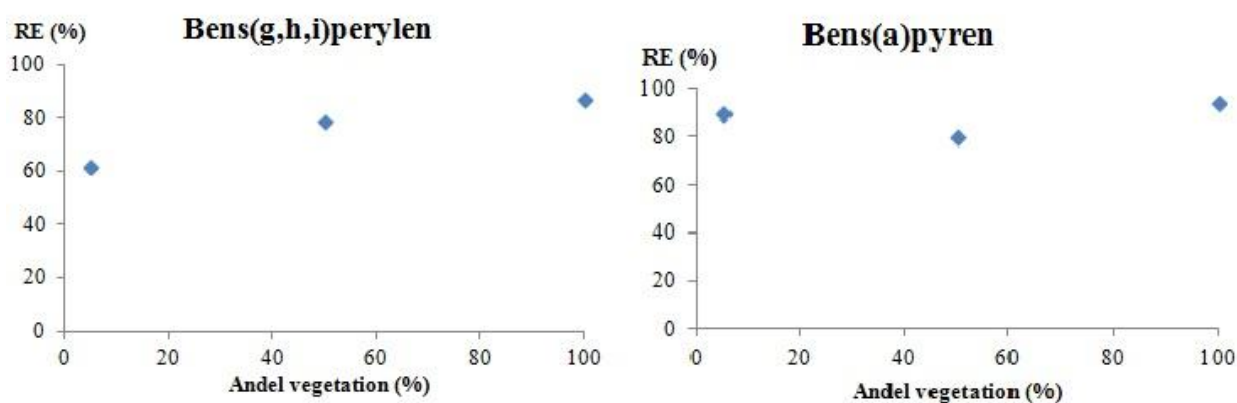
### 5.1.7 Reningseffekten som funktion av andel växtlighet i dagvattendammen

Analysen för de 13 standardämnena i StormTac visar på att en ökad andel vegetation ger en ökad reningseffekt, se avsnitt 3.4.3. Detta samband förmodas även gälla för de, i denna rapport, undersökta PAH:er. För de båda referensstudierna, Tibbledammen och Ladbrodammen, finns tillgänglig information om hur stor andel flytbladsvegetation som utgör den totala växtligheten i dagvattendammarna. I de tre övriga fallstudierna kan det utifrån tillgänglig information inte kartläggas hur tillvida flytbladsvegetation är inkluderad eller inte. För att avgöra om flytbladsvegetationen bör inkluderas eller inte för Ladbros- och Tibbledammen har reningseffekten som funktion av andel växtlighet ställts upp för båda fallen. Trots det låga antalet fallstudier har anpassade trendlinjer och dess  $R^2$ -värde tillämpats i graferna. Detta för att få fingervisning om flytbladsvegetationen ska inkluderas eller inte. I figur 9 ses reningseffekten för bens(k)fluoranten och fluoranten som en funktion av andel vegetation i dammen. I figurerna till vänster är flytbladsvegetationen inkluderad i Ladbros- och Tibbledammens vegetation och i de högra graferna är flytbladsvegetationen exkluderad.



**Figur 9.** Reningseffekten för bens(k)fluoranten och fluoranten som funktion av andel vegetation i dammen. Figurerna till vänster redogör för sambanden med andel vegetation exkluderad flytbladsvegetation och figurerna till höger inklusive flytbladsvegetation.

I figur 9 kan det utläsas att ett lägre  $R^2$ -värde erhålls för trendlinjerna om flytbladsvegetationen är inkluderad för både bens(k)fluoranten och fluoranten. Även för ämnena bens(g,h,i)perylen och bens(a)pyren erhöles lägre  $R^2$ -värden med flytbladsvegetationen inkluderad. Utifrån detta kommer följande resultat endast presentera andel vegetation exklusive flytbladsvegetation. Underlaget till antagandet att exkludera flytbladsvegetationen grundar på få fallstudier och vidare analys med fler fallstudier krävs för att tillföra en tillförlitlighet i antagandet. I figur 10 redovisas reningseffekten för bens(g,h,i)perylen och bens(a)pyren som funktion av andel vegetation i dammen med flytbladsvegetationen exkluderad.



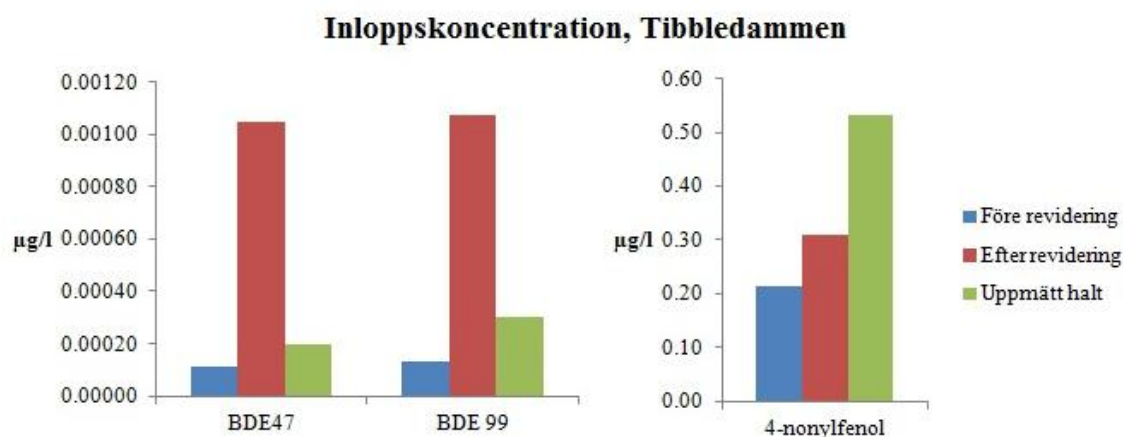
**Figur 10.** Reningseffekten för bens(g,h,i)perylen och bens(a)pyren som funktion av andel vegetation i dammen. I andel vegetation är flytbladsvegetationen exkluderad.

Underlaget till utvidgningen av dagvattenhanteringsmodellen grundar på få fallstudier men ska i framtiden kompletteras med fler fallstudier.

## 5.2 FELSÖKNING AV SCHABLONHALTERNA

Felsökningen resulterade i en korrigerings av schablonvärden för dagvatten, basflöde och atmosfärisk deposition. Samtliga schablonvärden för atmosfärisk deposition ändrades på grund av felaktig enhetsomvandling från  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$  till  $\mu\text{g}/\text{l}$ . För dagvattnets och basflödets schablonhalter genomfördes en revidering av cirka 10 % respektive 70 % av samtliga värden. Överlag konstaterades att data för rurala markanvändningar, med undantag för jordbruk, till stor del saknas. I Bilaga A ses tabell över samtliga uppmätta och beräknade halter före och efter revideringen för de ämnen som detekterats i Ladbros respektive Tibbledammen och faller in under Ramdirektivets 33 prioriterade ämnen.

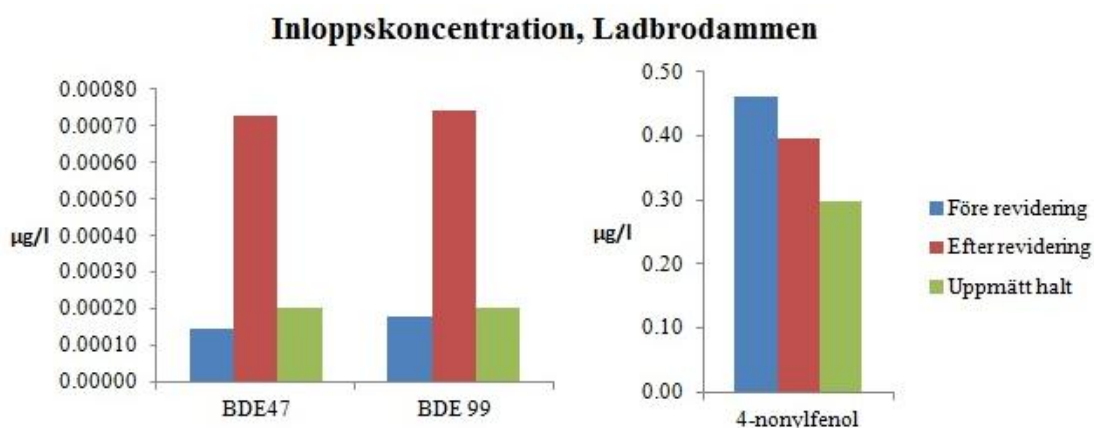
För basflödets schablonhalter upptäcktes att det för ett flertal ämnen helt saknades värden. För vissa av dessa saknades även data i den databas, med sammanställda fallstudier, som använts i framtagandet av schablonhalterna. Vid avsaknad av fallstudier kompletterades basflödets schablonhalter med de lägsta koncentrationerna för grundvatten. I figur 11 visas resultaten av dessa korrigerings för pentabromodiphenyl eter 47 (BDE 47), pentabromodiphenyl eter 99 (BDE 99) och 4-nonylfenol. Som referens ses uppmätta halter i Tibbledammens inlopp.



**Figur 11.** Beräkning av inloppskoncentrationer till Tibbledammen av StormTac före respektive efter revidering av schablonhalterna. För de ämnen som redovisas i figuren har revideringen inneburit en komplettering av basflödets schablonhalter med grundvattendata.

Kompletteringen av basflödets schablonhalter med grundvattendata gav en kraftig ökning av de beräknade föroreningskoncentrationerna. Vid en jämförelse mot de uppmätta koncentrationerna ges en större avvikelse för BDE 47 och BDE 99 efter revideringen än före. För 4-nonylfenol erhöles en mindre avvikelse efter revideringen vilket tyder på att de beräknade värdena innan revidering gav en grov underskattning av föroreningshalten (figur 11). För 4-nonylfenol gjordes, utöver komplettering av grundvattendata, även en minskning av dagvattnets schablonhalter för markanvändningarna radhusområde, centrumområde och parkmark.

I figur 12 ses resultaten av kompletteringen av basflödets schablonhalter med grundvattendata mot uppmätta koncentrationer i Ladbrodammens inlopp.

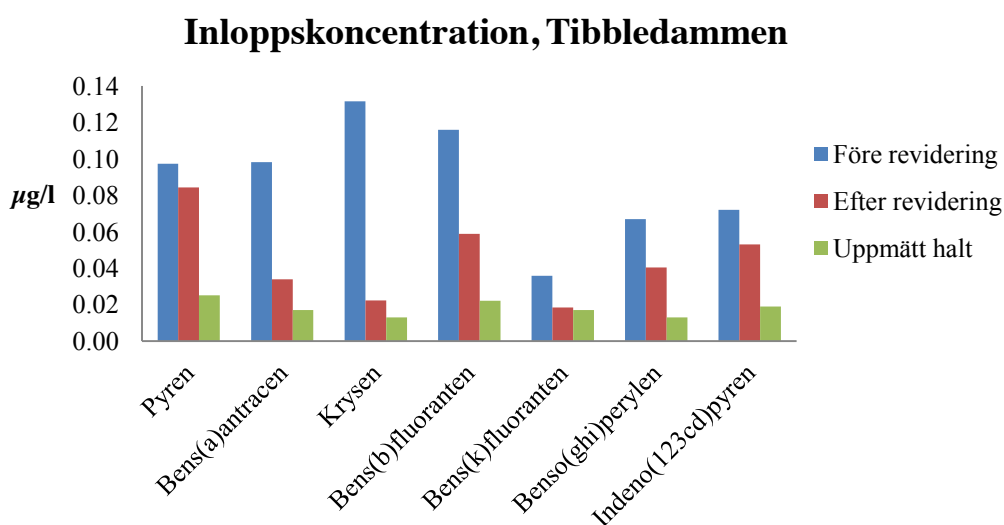


**Figur 12.** Beräkning av inloppskoncentrationer till Ladbrodammen av StormTac före respektive efter revidering av schablonhalterna. För de ämnen som redovisas i figuren har revideringen inneburit en komplettering av basflödets schablonhalter med grundvattendata.

Kompletteringen med grundvattendata visar även här en kraftig ökning av de beräknade koncentrationerna efter revidering för BDE 47 och BDE 99. Denna typ av revidering gav sämre resultat i jämförelse mot uppmätta data. Dock visar

koncentrationerna för 4-nonylfenol en minskning vilket visar att minskningen av schablonhalterna för markanvändningarna centrumområde, parkmark och radhusområde gett tydlig inverkan på resultatet (figur 12).

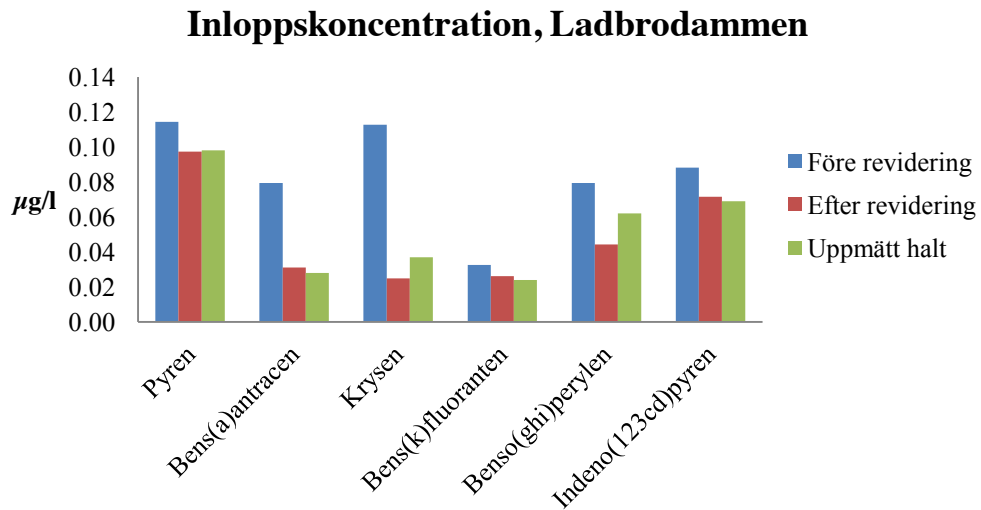
Övriga revideringar av basflödets schablonhalter har utgått från fallstudier baserade på data gällande basflöde, se avsnitt 3.5. Denna typ av revidering innebar en minskning av basflödets schablonhalter för samtliga analyserade ämnen. I figur 13 ses beräknade inloppskoncentrationer till Tibbledammen av StormTac innan och efter revideringen av basflödets schablonhalter. Som referens används uppmätta koncentrationer i Tibbledammens inlopp.



**Figur 13.** Beräknade inloppskoncentrationer till Tibbledammen av StormTac före respektive efter revidering av schablonhalterna.

För de ämnen som redovisas i figur 13 har revideringen inneburit en minskning av basflödets schablonhalter. Korrigeringen av basflödet utifrån data gällande basflöde gav en mindre avvikelse mot de uppmätta koncentrationerna för samtliga ämnen.

I figur 14 ses beräknade inloppskoncentrationer till Ladbrodammen av StormTac före respektive efter revidering av schablonhalterna. Som referens används uppmätta koncentrationer i Ladbrodammens inlopp.



**Figur 14.** Beräknade inloppskoncentrationer till Ladbrodammen av StormTac före respektive efter revidering av schablonhalterna.

Även en modellkörning utifrån Ladbrodammens avrinningsområde och dammdimensioner gav bättre passning mot de uppmätta koncentrationerna för samtliga sju ämnen (figur 14).

## 6 DISKUSSION

### 6.1 KOMPLETTERING AV RENINGSEFFEKTER

Vid litteratursökning av nytt underlag till dagvattenhanteringsmodellen kunde det konstateras att tillgången på data var begränsad. Litteratursökningen resulterade endast i tre nya fallstudier innehållande flödesproportionellt provtagna data i en dagvattendamms in- och utlopp för Ramdirektivets prioriterade ämnen. För att utöka analyserna redovisades utöver Ramdirektivets prioriterade ämnen även data för vissa PAH: er som av Naturvårdsverket anses prioriterade. Dessa PAH: er bör ses som intressanta vid dagvattenrening på grund av deras toxiska och cancerogena egenskaper. Även dessa ämnen bör prioriteras vid en utvidgning av dagvattenhanteringsmodellen i StormTac.

Reningseffekten för en damm beror av många olika faktorer och det är komplext att ta fram enkla samband för att beskriva en damms avskiljningsförmåga för en förorening. De olika föroreningarnas egenskaper inverkar på hur bra avskiljning som kan uppnås. Föroreningarna har olika benägenheter att sedimentera, brytas ned och transporteras. Det biologiska upptaget skiljer sig även åt beroende på föroreningens art och vilken typ av vegetation som finns i dammen. Dammens utformning och hydraulik ger även det stor påverkan på avskiljningsförmågan. Därför förväntas inte reningseffekten som funktion av endast en parameter ge en hög anpassningsgrad. I ekvation 10, avsnitt 3.4.3, sammanvägs fem parametrar som anses inverka på reningseffekten. I ekvationen vägs sambanden mellan de fem parametrarna och den relativa reningseffekten ihop vilket utgör en bra grund för dimensionering av en dagvattendamm utifrån areametoden. I rapporten har reningseffekten som funktion av inloppskoncentration, andel vegetation och förhållandet mellan dammens permanenta area och avrinningsområdets reducerande area ställts upp. På grund av det låga antalet fallstudier har det i rapporten inte gjorts någon statistisk analys för sambanden mellan reningseffekt och de olika parametrarna. I fortsatt arbete med utvidgningen av dagvattenhanteringsmodellen i StormTac krävs fler fallstudier. Det skulle då vara möjligt att statistisk undersöka om samband kan påvisas mellan reningseffekten och de olika parametrarna.

Reningseffekten som en funktion av inloppskoncentrationen gav varierat resultat för ämnena fluoranten, bens(k)fluoranten och bens(a)pyren (figur 7, avsnitt 5.1.5). Genomgående för dessa analyser är att de inkluderar en studie genomförd på en dagvattenreningsanläggning bestående av ett kombinerat system, ett fördröjningsmagasin med efterföljande våtmark. I studien gjordes bedömningen att sedimentationen var låg i fördröjningsmagasinet och att avskiljningen till största del inträffade i våtmarken. Utifrån detta ansågs fallstudien kunna representera en dagvattendamm med täckande vegetation och togs därmed med i underlaget. I förhållande till de övriga fallstudierna visade studien inte falla in under det antagna sambandet att ökad inloppskoncentration ger en ökad reningseffekt (figur 7). Dock bygger observationen endast på en jämförelse med två/tre andra fallstudier vilket inte

ansågs tillräckligt för att exkludera studien från analyserna. Det krävs fler fallstudier och utförd statistik analys för att avgöra om studien är passande att använda i underlaget för en utvidgning av dagvattenhanteringsmodellen.

## **6.2 REVIDERING AV SCHABLONHALTER**

Felsökningen av schablonvärden resulterade i tre olika typer av revideringar: korrigerig av enhetsfel, komplettering av basflödets schablonhalter med grundvattendata och korrigerig av schablonhalterna utifrån fallstudier i den sammanställda databasen.

Felsökningen av schablonvärdena för atmosfärisk deposition resulterade i en korrigerig av samtliga värden då en felaktig enhetsomvandling uppmärksammats. Resultaten för denna korrigerig har inte uppmärksammats i rapporten. Schablonhalterna för den atmosfäriska depositionen förväntas ha relativt låg inverkan på de beräknade resultaten, då koncentrationerna endast gäller atmosfärisk depositionen direkt på dammen. Övrig atmosfärisk deposition är inkluderad i de markanvändingsspecifika schablonhalterna. Under fortsatt felsökning observerades att det överlag saknas data för rurala markanvändningar. För att uppnå högre tillförlitlighet i beräkningar av föroreningsbelastning bör databasen kompletteras med rurala data. Rural data kan dock vara svår att hitta då provtagning ofta sker i urbana områden.

Den reviderig som baserades på fallstudier i databasen gav mindre avvikelser i de beräknade koncentrationerna i jämförelse med uppmätta koncentrationerna i referensstudierna, både vad gäller basflödets och dagvattnets schablonhalter. Detta visar på att arbete med att öka tillförlitligheten hos schablonhalterna är av stor vikt för att uppnå högre noggrannhet. Kompletteringen av basflödets schablonhalter med grundvattendata gav dock osäkra resultat. För ämnena BDE 47 och BDE 99 gav denna typ av komplettering en grov överskattning av föroreningshalten i inloppet, vilket indikerar att denna typ av reviderig inte är tillförlitlig. Otillförlitligheten kan ha sin grund i bristen på data för rurala markanvändningar. Om grundvattenobservationerna inte innehåller fallstudier från rurala markanvändningar kan schablonvärdena anta höga värden. Tätorter som till stor del består av vägar, industriområden och bostadsområde är mer förorenat än mindre tätbebyggda områden. Detta kan därmed leda till en överskattning av föroreningshalten. Revideringen av basflödets schablonhalter efter basflödesobservationer gav förbättrade resultat och fokus bör läggas på att komplettera med data för basflödeshalter.



## **7 SLUTSATSER**

För de undersökta ämnena kan det konstateras att relativt goda prediktioner på föroreningsbelastningen till en recipient erhöles genom att använda StormTac som verktyg. Arbetet med databasen innehållande schablonvärden visade sig ge förbättrade resultat och en kvalitetssäkring av databasen är av betydelse för modellens noggrannhet. Under arbete med databasen konstaterades en viss brist på rural data och modellen bör därmed användas med försiktighet i de fall där avrinningsområdet innehåller stora delar av rurala markanvändningar. I felsökningen konstaterades det att data för framtagandet av schablonhalter för basflödet var bristfälligt. För att uppnå högre noggrannhet i beräkningarna bör fokus läggas på att ta fram data till schablonhalter för basflöde.

Rening av dagvatten är av stor vikt för att uppnå de krav som EU:s ramdirektiv ställer. Enligt direktivet krävs att de 33 prioriterade ämnen ligger under satta gränsvärden för att uppnå god vattenkvalitet för sjöar och vattendrag. En utvidgning av modellen för att möjliggöra beräkning för fler ämnen är högst intressant. Arbetet med att utvidga modellen visade att underlaget för detta är bristfälligt. Det krävs fortsatt arbete och fler fallstudier för att skapa en tillförlitlig utvidgning av dagvattenhanteringsmodellen i StormTac. Examensarbetet har gett data och samband för ämnen som det tidigare helt saknats underlag för. Resultatet i rapporten utgör en bra grund i det fortsatta arbetet att utvidga dagvattenhanteringsmodellen för fler ämnen.

## 8 REFERENSER

- Alm, H., Bancach, A. och Larm, H. (2010). *Förekomst och rening av prioriterade ämnen, tungmetaller samt övriga ämnen i dagvatten*. Rapport 2010-6, Svenskt Vatten AB.
- Ahlman, S. (2006). *Sewsys- Ett verktyg för att bestämma källor till dagvattenföroreningar och pröva olika åtgärder*. VATTEN 62:39-48. Lund 2006. [http://www.tidskriftenvatten.se/mag/tidskriftenvatten.se/dircode/docs/48\\_article\\_2126.pdf](http://www.tidskriftenvatten.se/mag/tidskriftenvatten.se/dircode/docs/48_article_2126.pdf). (2012-11-01).
- Barendregt, A., Lima, A., Tromp, K., Verhoeven, J. (2011). *Retention of heavy metals and poly-aromatic hydrocarbons from road water in a constructed wetland and the effect of de-icing*. Journal of Hazardous Materials.
- EPA (2012). <http://www.bmpdatabase.org/retrieveBMPs.asp>. (2012-11-09).
- Falk, J. (2007). *Erfarenheter av kommunala dagvattendammar*. Svenskt Vatten Utveckling.
- Hallberg, M., Larm, T. (2009). *Optimering av designverktyg (StormTac) vid projektering av reningsanläggningar för dagvatten*. Sweco environment AB. [www.stormtac.com](http://www.stormtac.com). (2012-12-12).
- Hallberg, M., Larm, T (2008). *Design methods for stormwater treatment – Site specific parameters*. 11<sup>th</sup> International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK, 2008.
- Lanvielle, D. (2005). *Järnbrott Stormwater Pond. Evolution of the Pollutant Removal Efficiency and Release from Sediments*. Examensarbete 2005:46. Department of Civil and Environmental Engineering. Chalmers.
- Larm, T. (1994). *Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling*. Rapport 1994-06. ISBN 91-88392-80-5.
- Larm, T. (2003). *An operative watershed management model for estimating existing and acceptable pollutant loads on receiving waters and for the design of the corresponding required treatment facilities*. [www.stormtac.com](http://www.stormtac.com). (2012-10-19).
- Larm, T. (2005). *An operative watershed management model for estimating actual and acceptable pollutant loads on receiving waters and for the design of the corresponding required treatment facilities*. [www.stormtac.com](http://www.stormtac.com). (2012-12-01).
- Larm, T., Pirard, J. (2010). *Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten*. Sweco Environment.
- Larm, T. (2000). *Utformning och dimensionering av dagvattenreningsanläggningar*. VA-FORSK-rapport 2000-10.

Larm, T. (2011). *Dimensionering av dammar och våtmarker för rening och utjämning av dagvatten, version 5*. Sweco environment AB.

Naturvårdsverket. (2005). *En bok om svens vattenförvaltning*. Rapport 5489.

Naturvårdsverket. (2007). *Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon*. Handbok 2007:4.

Naturvårdsverket. (2008). *Övervakning av prioriterade miljöfarliga ämnen listade i Ramdirektivet för vatten*. Rapport 5801.

Persson, J., Pettersson T. (2006). *Dagvattendammar - Om provtagning, avskiljning och dammhydraulik*. Rapport 2006:115, Vägverket.

## BILAGA A- Beräknade inloppskoncentrationer innan och efter revidering

**Tabell A1.** Beräknad inloppskoncentration med StormTac innan och efter revidering efter Tibbledammens dimensioner och avrinningsområde. Även de uppmätta inloppskoncentrationerna finns presenterade modellen.

Ämne	Före revidering	Efter revidering	
	Beräknad Cin [ $\mu\text{g/l}$ ]	Beräknad Cin [ $\mu\text{g/l}$ ]	Uppmätt Cin [ $\mu\text{g/l}$ ]
Acenaften	0,41	0,020	0,025
Pyren	0,10	0,084	0,025
Bens(a)antracen	0,10	0,034	0,017
Krysen	0,13	0,022	0,013
Fluoranten	0,11	0,054	0,042
Naftalen	0,072	0,059	0,01
Bens(b)fluoranten	0,12	0,059	0,022
Bens(k)fluoranten	0,036	0,018	0,017
Benso(ghi)perylene	0,067	0,040	0,013
Indeno(123cd)pyren	0,072	0,053	0,0189
BDE47	0,00011	0,0010	0,0002
BDE 99	0,00013	0,0011	0,0003
BDE 209	0,008	0,015	0,015
Di(2-etylhexyl)ftalat	3,83	4,07	19,8
4-nonylfenol	0,21	0,31	0,533
4-tert-oktylfenol	0,039	0,038	0,014
Tributyltenn	0,0090	0,010	0,0012
Triklormetan	0,25	0,27	0,070

A2. Beräknad inloppskoncentration med StormTac innan och efter revidering efter Ladbrodammens dimensioner och avrinningsområde. Även de uppmätta inloppskoncentrationerna finns presenterade modellen.

Ämne	Före revidering	Efter revidering	Uppmätt Cin [ $\mu\text{g/l}$ ]
	Beräknad Cin [ $\mu\text{g/l}$ ]	Beräknad Cin [ $\mu\text{g/l}$ ]	
Acenaften	0,27	0,020	0,021
Fenantren	0,26	0,083	0,016
Pyren	0,11	0,097	0,098
Bens(a)antracen	0,079	0,031	0,028
Krysen	0,11	0,025	0,037
Dibens(ah)antracen	0,046	0,040	0,03
Fluoranten	0,13	0,528	0,031
Bens(b)fluoranten	0,11	0,070	0,068
Bens(k)fluoranten	0,033	0,026	0,024
Benso(ghi)perylen	0,079	0,044	0,062
Indeno(123cd)pyren	0,088	0,072	0,069
BDE47	0,00014	0,00073	0,0002
BDE 99	0,00018	0,00074	0,0002
Di(2-etylhexyl)ftalat	6,51	6,6	2,7
Diuron	0,014	0,018	0,02
4-nonylfenol	0,46	0,396	0,296
4-tert-oktylfenol	0,032	0,030	0,021
Tributyltenn	0,0073	0,0079	0,0020
Triklormetan	0.231	0.26	0.18