

## REFERAT

### Känslighets- och osäkerhetsanalys av parametrar och indata i dagvatten- och recipientmodellen StormTac

*Brita Stenvall*

Den operativa dagvatten- och recipientmodellen StormTac har applicerats på sjön Flatens avrinningsområde i Salems kommun. StormTac:s delmodeller för dagvatten, föroreningstransport och recipienten studerades. Tre olika metoder för att undersöka osäkerheten och känsligheten hos parametrar och indata i delmodellerna tillämpades. I känslighetsanalysen (OAT-metoden) behäftades parametervärdena och indata med systematiska fel och responsen hos utdata beräknades. Dag- och basvattenflödet var känsligast mot fel i nederbördsdata, medan kväve-, fosfor- och kopparbelastningen till recipienten var känsligast mot respektive förorenings dagvattenkoncentration från områden med bebyggelse. Varje parameter och indatas bidrag till den kumulativa osäkerheten hos utdata uppskattades med hjälp av Montecarlosimulering. Genom att för varje effektvariabel studera differensen mellan 90- och 10-percentilen när osäkerheten hos en parameter/indata i taget utelämnades, kunde varje parameters/indatas bidrag till modellresultatets osäkerhet kvantifieras. För dagvattenflödet bidrog avrinningskoefficienten för skogmark med 44 % av osäkerheten och nederbörden med 33 %. Montecarloanalys praktiserades även för att identifiera optimala intervall för parametrarna i modellen. Sannolikheten för ett accepterat värde på den simulerade effektvariabeln plottades mot varje parameters värdemängd. För vissa parametrar indikerade resultatet att intervallen kan förändras mot hur de i nuläget ser ut i StormTac. Uniforma sannolikhetsfördelningar, begränsade av StormTac:s min- och maxvärden för parametrarna och  $\pm 50\%$  av originalvärdet för indata, användes i båda osäkerhetsanalyserna.

Nyckelord: dagvattenmodell, recipientmodell, känslighetsanalys, OAT, osäkerhetsanalys, Montecarlosimulering, parametrar, indata

Institutionen för geovetenskaper, Villavägen 16, 752 36 Uppsala  
ISSN: 1401-5765

## **ABSTRACT**

### **Sensitivity and uncertainty analysis of the parameters and inputs in the stormwater and recipient model StormTac**

*Brita Stenvall*

Three methods of sensitivity and uncertainty analysis have been applied to the operative stormwater- and recipient model StormTac. The study area is the watershed of lake Flaten in the municipality Salem. StormTac's submodels for stormwater, pollutant transport and the recipient are considered. In the sensitivity assessment, the model parameters and inputs were varied one at a time by a constant percentage according to the "one at a time" (OAT) method and the response of the outputs were calculated. It was found that the stormwater- and baseflow were most sensitive to perturbations in the precipitation. Uncertainty analysis using Monte Carlo simulation was performed in two different ways. (1) All model parameters and inputs were included with defined uncertainties and the resulting uncertainty for the target variable was quantified. Thereafter, with the purpose to estimate the contribution of all the parameters and inputs, the cumulative uncertainty for the target variable, each parameters/inputs uncertainty was omitted one at a time. The most crucial uncertainty for the storm water flow was the runoff coefficient for forestland and the precipitation (i.e the difference between the 90- and 10-percentile for the storm water flow was reduced with 44 % and 33 % respectively). (2) To identify optimal parameter intervals, the probability for an acceptable value of the target variable was plotted against each parameters value range. The result suggests that for some of the parameters in StormTac, the ranges should be changed.

Keywords: sensitivity analysis, uncertainty analysis, stormwater model, recipient model, Monte Carlo simulation, parameters.

Department of Earth Sciences, Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala  
ISSN: 1401-5765

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>1. INLEDNING</b>	<b>4</b>
<b>2. METOD</b>	<b>5</b>
<b>2.1. MODELLBESKRIVNING – STORMTAC</b>	<b>5</b>
2.1.1. Vattenflöden	6
2.1.2. Massflöden	7
<b>2.2. OMRÅDESBESKRIVNING – FLATEN</b>	<b>9</b>
<b>2.3. KÄNSLIGHETSANALYS</b>	<b>10</b>
2.3.1. Parametrar och indata	11
2.3.2. Metod	11
<b>2.4. OSÄKERHETSANALYS</b>	<b>12</b>
2.4.1 Parametrar och indata	13
2.4.2. MC1	14
2.4.3. MC2	15
<b>3. RESULTAT OCH DISKUSSION</b>	<b>16</b>
<b>3.1. KÄNSLIGHETSANALYS</b>	<b>16</b>
<b>3.2. OSÄKERHETSANALYS</b>	<b>20</b>
3.2.1. MC1	20
3.2.2. MC2	22
<b>4. SLUTSATSER</b>	<b>25</b>
<b>5. REFERENSER</b>	<b>27</b>
<b>6. APPENDIX I</b>	<b>29</b>

## 1. INLEDNING

På avrinningsområdesskalan används ofta konceptuella modeller för att simulera vatten- och föroreningstransport. Emellertid, på grund av komplexa biologiska, fysiska och kemiska processer, kan aldrig en helt säker modell identifieras (Bärlund och Tattari, 2001). Istället beskrivs de involverade processerna med hjälp av ett stort antal ekvationer uppbyggda av parametrar och indata av olika slag: meteorologiska variabler (nederbörd, evapotranspiration, ...), markdata (markanvändning, föroreningshalt,...) och recipientdata (sjövolym, sedimentationskoefficienter, ...). Dessa ekvationer och data är behäftade med osäkerheter, som kan ge betydelsefulla effekter på modellresultatet.

Det finns fyra viktiga källor till osäkerheterna i hydrologisk modellering (Butts m.fl., 2004):

- I. Osäkerheter i indata (t.ex.. nederbörd, area, sjövolym).
- II. Osäkerheter i data som används för kalibrering (t.ex.. för korta tidsserier och för få mätstationer).
- III. Osäkerheter i modellparametrarna (t.ex.. ej optimala parametervärden).
- IV. Osäkerheter i modellstrukturen.

Felkällorna I och II beror av datakvaliteten, medan III och IV är mer modellspecifika.

För hydrologiska avrinningsmodeller är känslighets- och osäkerhetsanalys allmänt vedertagna metoder för att uppskatta modellkvaliteten med avseende på punkt I) och III) ovan. Känslighetsanalys har tillämpats för att bestämma utdatas respons på en förändring i en parameter eller indata (Bärlund och Tattari, 2001, Newham m.fl., 2003 och Xu, 2001). Osäkerhetstester baserade på montecarloanalys har använts, dels för att beräkna den kumulativa osäkerheten av parametrar och indata (Håkansson, 1998), dels för att söka optimala parametervärden (Harlin och Kung, 1992 och Seibert, 1997),

I den här studien undersöks den operativa dagvatten- och recipientmodellen StormTac ([www.stormtac.com](http://www.stormtac.com)) för sjön Flatens avrinningsområde i Stockholm.

Syftet är att:

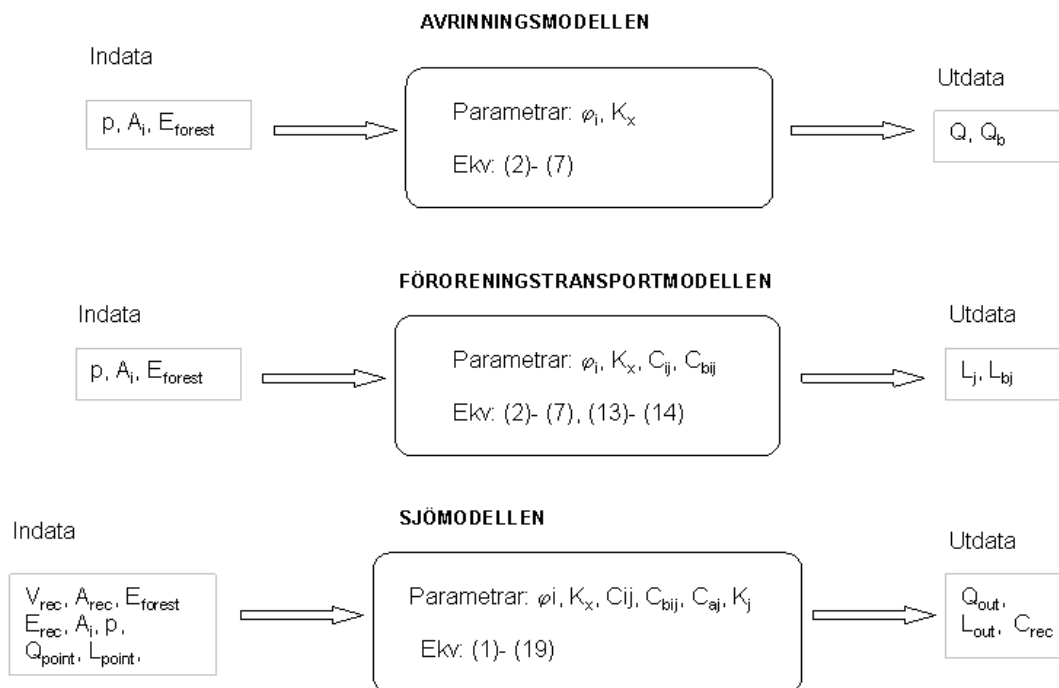
- Med känslighetsanalys uppskatta utdatas känslighet för fel i parametervärden och indata.
- Fastställa vilka parametrar och indata som bidrar till den största osäkerheten i utdata.
- Med hjälp av Montecarloanalys identifiera optimala intervall för parametrarna.

## 2. METOD

### 2.1. MODELLBESKRIVNING – STORMTAC

StormTac, som har utvecklats av Larm på SWECO VIAK i Stockholm (Larm, 2000), är en operativ dagvatten- och recipientmodell för beräkning av föroreningstransport och dimensionering av dagvattenanläggningar. Modellen är statisk och är i första hand tänkt att användas som ett planeringsverktyg. Utdata är årsmedelvärden och systemgränsen är avrinningsområdets gräns. Markanvändningsspecifika parametrar, såsom avrinningskoefficienter och standardkoncentrationer används. Uppskattningen av parametervärdena baseras på mätningar, litteraturstudier samt regressionsekvationer. Även om dagvattnet är i fokus, behandlas också basvattenflöde och atmosfärisk deposition på vattenytor inom avrinningsområdet. Föroreningar som beräknas av StormTac är fosfor, kväve, bly, zink, koppar, kadmium, krom, nickel, kvicksilver, olja, suspenderat material, polyaromatiska kolväten (PAH) samt Benso(a)pyrén (BaP). (Larm, 2000).

I figur 1 nedan visas en schematisk bild över tre av StormTacs delmodeller: avrinningsmodellen, föroreningstransportmodellen samt recipientmodellen. Beteckningarna för indata, parametrar och utdata förklaras i appendix I samt i den efterföljande texten, där även ekvationerna anges.



**Fig. 1.** Tre av StormTac:s delmodeller: avrinningsmodellen, föroreningstransportmodellen samt recipientmodellen. Indata, parametrar och ekvationer, samt utdata anges till respektive delmodell.

### 2.1.1. Vattenflöden

Ekv. (1)- (19) nedan kommer från Larm (2004), där en fullständig beskrivning av ekvationerna i StormTac ges. Beräkningarna görs på årsbasis. Ekv. (4)- (8), som beskriver basvattenflödet, kommer i den närmaste framtiden förändras av Larm.

Inflödet till recipienten

$$Q_{in} = Q + Q_b + Q_a + Q_{point} \quad (1)$$

$Q_{in}$	inflöde till recipienten [ $m^3/år$ ]
$Q$	dagvattenflöde [ $m^3/år$ ]
$Q_b$	basflöde [ $m^3/år$ ]
$Q_a$	atmosfärisk deposition på recipienten [ $m^3/år$ ]
$Q_{point}$	punktflöde till recipienten, ej från bas- eller avrinningsflöde [ $m^3/år$ ]

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

$p$	nederbördsintensitet (regn+snö) [ $mm/år$ ]
$\varphi$	andelen av nederbörden som blir ytavrinning, kallas i den här rapporten för avrinningskoefficient
$i$	markanvändning $i = 1, 2, \dots, N$
$A_i$	area för markanvändning $i$ [ $ha$ ]

$$Q_b = 10 p K_x \sum_{i=1}^N (K_{inf,i} A_i) \quad (3)$$

$K_{inf}$	andelen av den årliga nederbörden som perkolerar
$K_x$	andelen av infiltrerad nederbörd som når basflödet

$$K_{inf} = \frac{p - (p\varphi) - E}{p} \quad (4)$$

$E$	verklig evapotranspiration [ $mm/år$ ]
-----	----------------------------------------

Om  $\varphi \leq 0.90$  :

$$E = 1000(0.50 - 0.55\varphi) \quad (5)$$

Om  $\varphi > 0.90$  :

$$E = 0 \quad (6)$$

Ekvationerna (5) och (6) gäller för alla markanvändningar utom för skog och recipienter/sjöar. Följande antas för  $E_{forest}$  and  $E_{rec}$ :

$$E_{forest} = 445 \quad (7)$$

$$E_{\text{forest}} \quad \text{verklig evapotranspiration för skog [mm/år]} \\ E_{\text{rec}} = 590 \quad (8)$$

$$E_{\text{rec}} \quad \text{verklig evapotranspiration för ytvatten [mm/år]} \\ Q_a = 10 p A_{\text{rec}} \quad (9)$$

$$A_{\text{rec}} \quad \text{recipientens area [ha]} \\ Q_E = 10 E_{\text{rec}} A_{\text{rec}} \quad (10)$$

$$Q_E \quad \text{evapotranspirationsflöde från vattenytan [m³/år]}$$

Utflödet från recipienten

$$Q_{\text{out}} = Q_{\text{in}} - Q_E \quad (11)$$

$$Q_{\text{out}} \quad \text{utflöde [m³/år]}$$

### 2.1.2. Massflöden

De yttre belastningarna (kg/år) till recipienten från avrinning (dagvatten- och basflöde), atmosfärisk deposition på recipienten samt grundvatten beräknas med hjälp av markanvändningsspecifika avrinningskoefficienter, areor (ha), standardkoncentrationer (mg/l eller µg/l), nederbördsintensitet (mm/år) samt evapotranspirationsintensitet (mm/år) enligt Larm (2000).

Föroreningsbelastning med inflödet

$$L_{\text{in}} = L + L_b + L_a + L_{\text{point}} + L_{\text{rel}} \quad (12)$$

$L_{\text{in}}$	total föroreningsbelastning med inflödet [kg/år]
$L$	föroreningsbelastning med dagvattnet [kg/år]
$L_b$	föroreningsbelastning med bas/grundvattenflödet [kg/år]
$L_a$	atmosfärisk deposition [kg/år]
$L_{\text{point}}$	belastning från punktkälla [kg/år]
$L_{\text{rel}}$	nterbelastning från sedimenten till vattenmassan i recipienten [kg/år]

$$L_j = \frac{\sum_{i=1}^N (Q_i C_{ij})}{1000} \quad (13)$$

$C$	standardkoncentration i dagvattnet [mg/l]
1000	omvandlingsfaktor [g/kg]
$j$	förorening
$i$	markanvändning $i = 1, 2, \dots, N$

$$L_{b,j} = \frac{\sum_{i=1}^N (C_{b,j} Q_{b,i})}{1000} \quad (14)$$

$C_b$  standardkoncentration i basflödet

$$L_{a,j} = \frac{Q_a C_a}{1000} = \frac{10 p A_{rec} C_a}{1000} \quad (15)$$

$C_a$  standardkoncentration i atmosfärisk deposition [mg/l]

$$L_{sed} = L_{in} - L_{out} \quad (16)$$

$L_{out}$  total föroreningsbelastning med utflödet [kg/år]

$L_{sed}$  föroreningsbelastning till sedimenten från vattenmassan [kg/år]

Sedimentationskoefficienten, som är mått på hur stor sedimentationen är i recipienten, beräknas i ekvation (17).

$$k_j = \frac{1000 L_{in,j}}{C_{rec,j}^* V_{rec}} - \frac{Q_{out}}{V_{rec}} \quad (17)$$

$k_j$  sedimentationskoefficient för förorening j [1/år]

$C_{rec,j}^*$  uppmätt koncentration av förorening j i recipienten [mg/l]

$V_{rec}$  vattenvolymen i recipienten [m<sup>3</sup>]

Genom mätningar av  $C_{rec,j}^*$  vid sju olika fallstudier har  $k_j$  via ekvation (17), beräknats. I StormTac används för varje förorening  $k_j$ 's medianvärde från dessa fallstudier.

Då ej sjökoncentrationen uppmätts beräknas den via ekvation (18).

$$C_{rec,j} = \frac{1000 L_{in,j}}{(Q_{out} + k_j V_{rec})} \quad (18)$$

Föroreningsbelastning med utflödet

$$L_{out} = \frac{Q_{out} C_{rec}}{1000} \quad (19)$$



## 2.2. OMRÅDESBESKRIVNING - FLATEN

StormTac har kalibrerats mot sju vattendrag i Stockholmsområdet, varav ett av dessa är Sjön Flaten i Salems kommun. Flatens totala tillrinningsområde (exklusive sjöyta) är 315 ha. Genom flödesproportionella mätningar av dagvattenflödet samt uppskattning av de markanvändningsspecifika areorna och nederbörden i tillrinningsområdet, beräknades avrinningskoefficienterna för varje markanvändning. Vidare utfördes analyser av dag- och sjövattnet för att kalibrera föroreningarnas standardkoncentrationer i modellen. (Larm m.fl., 2001).

Tabell 1 ger data för Flatens avrinningsområde samt standard<sup>1</sup>-, min-, och maxvärden för parametrar och indata i StormTac. I tabell 1 anges de markanvändningsspecifika areorna ( $A_i$ ), dels för ett utvalt delavrinningsområde, dels för det totala avrinningsområdet. För de markanvändningsspecifika avrinningskoefficienterna ( $\phi_i$ ), dagvattenkoncentrationerna ( $C_{ij}$ ) av fosfor (P), kväve (N) och koppar (Cu) samt sedimentationskoefficienterna anges de kalibrerade standard- min och maxvärden i StormTac. Min- och maxvärden för basvattenkoncentrationerna ( $C_{b,ij}$ ) saknas i den nuvarande versionen av StormTac och därför redovisas endast standardvärdena.

**Tabell 1a)** Markanvändningsspecifika areor för Flatens avrinningsområde samt avrinningskoefficienternas kalibrerade standard-, min- och maxvärden i StormTac.

Markanvändning	Area ( $A_i$ ) [ha]		Avrinningskoefficient ( $\phi_i$ )	
	Del-avrinningsomr.	Totalt avrinningsomr.	Standardvärde	Intervall [min max]
Hus (U7)	20,3	147,7	0,25	[0,2 0,4]
Radhus (U8)	2,1	5,7	0,32	[0,3 0,5]
Flerfamiljshus (U9)	0,8	1,3	0,45	[0,35 0,9]
Skog (R1)	42,3	148	0,1	[0,05 0,4]
Äng (R3)	0	3	0,075	[0,0 0,3]
Våtmark (R4)	0	8,8	0,2	[0,1 0,4]

**Tabell 1b)** StormTac:s kalibrerade standardkoncentrationer för fosfor (P), kväve (N) och koppar (Cu) i dagvattenflödet,  $C_{ij}$ , och basvattenflödet,  $C_{b,ij}$ . För  $C_{ij}$  anges även min- och max-koncentrationerna i StormTac.

Mark-anv.	Standardkonc. [mg/l]						Min- konc. [mg/l]			Max- konc. [mg/l]		
	P		N		Cu		P	N	Cu	P	N	Cu
	$C_i$	$C_{b,i}$	$C_i$	$C_{b,i}$	$C_i$	$C_{b,i}$	$C_i$	$C_i$	$C_i$	$C_i$	$C_i$	$C_i$
U7	0,20	0,035	1,50	1,00	0,035	0,005	0,10	1,00	0,02	0,30	2,00	0,06
U8	0,20	0,035	1,50	1,00	0,04	0,005	0,10	1,00	0,02	0,40	2,20	0,08
U9	0,25	0,035	1,65	1,00	0,06	0,005	0,20	1,00	0,03	0,40	2,20	0,315
R1	0,03	0,009	0,90	0,55	0,0065	0,002	0,015	0,40	0,005	0,09	3,00	0,02
R3	0,10	0,035	3,00	1,00	0,015	0,005	0,08	2,40	0,01	0,70	10	0,03
R4	0,05	0,035	0,90	1,00	0,0075	0,005	0,013	0,40	0,005	0,20	1,80	0,015

<sup>1</sup> Standardvärde syftar på det kalibrerade värde som används som ”default” i StormTac om inte användaren anger något annat. Standardvärden finns för alla parametrar i modellen, men även för vissa indata (t.ex. p,  $E_{rec}$ ,  $E_{R1}$ )

**Tabell 1c)** Indata för Flatens avrinningsområde samt StormTac:s kalibrerade standard-, min och maxvärden för  $K_x$  och  $k_j$  ( $j = P, N, Cu$ ).

Indata	Beskrivning	Värde	Enhet
$p$	Nederbörd (regn+snö)	636 (standardvärde)	mm/år
$E_{(R1)}$	Verklig evapotranspiration för skogsmark	445 (standardvärde)	mm/år
$E_{rec}$	Verklig evapotranspiration för recipienten.	590 (standardvärde)	mm/år
$V_{rec}$	Recipientvolym	642000	$m^3$
$Q_{point}$	Punktflöde till recipienten	0	$m^3/år$
$L_{point}$	Belastning från punktkälla	0	kg/år
$A_{rec}$	Recipientarea	32	ha
Parameter		Standardvärde	[min max]
$K_x$	Andelen av infiltrerad nederbörd som når basflödet	0,7	[0,35 1,0]
$k_P$	Sedimentations-koefficient för fosfor	0,022	[-0,07 3,3]
$k_N$	Sedimentations-koefficient för kväve	0,23	[0,011 2,1]
$k_{Cu}$	Sedimentations-koefficient för koppar	7,42	[1,42 18,0]

### 2.3. KÄNSLIGHETSANALYS

Känslighetsanalys är en procedur för att undersöka hur modellens resultat påverkas av avvikelser i parametervärden och indata.

Känslighetsanalys kan enligt Newham m.fl.. (2003) hjälpa till att svara på frågor som:

- Efterliknar modellen det system och de processer den beskriver?
- Vilka parametrar, indata och modellkomponenter påverkar utdata mest, och vilka är oviktiga?
- Innebär förändringar av specifika kombinationer av parametrar att utdata påverkas extra mycket?

Uppskattningen av de parametrar och indata, till vilka resultatet har hög känslighet, bör ske med extra stor vaksamhet. Å andra sidan gäller att parametrar och indata, som i liten utsträckning påverkar modellresultatet kan aggregeras, förändras eller helt tas bort. (Newham m.fl., 2003).

Genom känslighetsanalys kan parametrar och indata rangordnas efter hur mycket de, relativt sätt, påverkar modellresultatet. Omvänt kan känslighetsanalys användas för att beskriva förändringar i modellresponsen orsakade av variation hos indata och parametrar.

Vanligen utförs känslighetsanalys genom att studera responsen hos modellresultatet, då endast ett parametervärde eller indata ändras i taget, den så kallade "the one-at-a-time" (OAT)-metoden. OAT-metoden kan användas för att besvara frågorna enligt de två första punkterna ovan. För att undersöka effekten av kombinationer av parametrar krävs det mer komplicerade metoder. (Beres och Hawkins, 2001).

Det finns flera exempel beskrivna i litteraturen där känslighetsanalys tillämpats för hydrologiska modeller. OAT-metoden har använts av Newham m.fl.. (2003) för att uppskatta känsligheten för 19 av parametrarna i SedNet-modellen (Sediment River Network Model). Newham varierade en parameter i taget med en konstant andel av parameterns originalvärde (eg 90, 95, 105 och 110 %). Känsligheten för systematiska fel i nederbördsdata i den konceptuella vattenbalansmodellen NOPEX-6, har likaså undersökts med OAT (Tunemar, 2004).

Känslighetsanalys enligt OAAT- metoden har tillämpats i det här arbetet eftersom metoden kunde implementeras i StormTac och resultatet är enkelt att tolka. Parametrar och indata i StormTac behäftades med systematiska fel och responsen hos Q och Q<sub>b</sub> i avrinningsmodellen, L<sub>j</sub> i föroreningstransportmodellen samt C<sub>rec(j)</sub> i recipientmodellen beräknades. Resultatet för j = P, N och Cu redovisas, men för L<sub>j</sub> utfördes analysen för samtliga föroreningar i StormTac

### 2.3.1. Parametrar och indata

Känslighetsanalys för avrinnings- och föroreningstransportmodellen tillämpades på Flatens delavrinningsområde, medan för recipientmodellen användes Flatens totala avrinningsområde, se tabell 1.

Samtliga parametrar och indata behäftades i känslighetsanalysen med systematiska fel (dvs. varje parameter/indata behäftades med fel motsvarande en konstant andel av dess originalvärde).

$$V'_a = V_a (1 \pm X_a) \quad (20)$$

$$V'_f = V_f (1 \pm X_f) \quad (21)$$

$$V'_s = V_s (1 \pm X_s) \quad (22)$$

Där

V <sub>a</sub> =	originalvärde för parameter eller indata i	avrinningsmodellen
V <sub>f</sub> =	"-	föroreningstransportmodellen
V <sub>s</sub> =	"-	recipientmodellen
V' <sub>a</sub> =	parameter eller indata i avrinningsmodellen behäftad med systematiskt fel	
V' <sub>f</sub> =	"-	föroreningstransportmodellen      "-
V' <sub>s</sub> =	"-	recipientmodellen      "-
X <sub>a</sub> =	Systematiskt fel för parameter eller indata i avrinningsmodellen, sätts till 0,05, 0,10, 0,15, 0,20 eller 0,25	
X <sub>f</sub> =	Systematiskt fel för parameter eller indata i föroreningstransportmodellen, sätts till 0,1, 0,3 eller 0,5	
X <sub>s</sub> =	Systematiskt fel för parameter eller indata i recipientmodellen, sätts till 0,1, 0,3, 0,5 eller 0,7	

### 2.3.2. Metod

För varje effektvariabel varierades en parameter eller indata i taget enligt ekvation (20)-(22) ovan. Responsen hos effektvariabeln uppskattades genom att beräkna den relativa avvikelser, RA(EF), se ekv. (23) nedan.

Relativ avvikelse hos effektvariabeln EF

$$RA(EF) = 100 \cdot \frac{(EF - EF_0)}{EF_0} \quad (23)$$

Där

RA(EF)	=	relativ avvikelse i effektvariabeln EF [%]
EF	=	beräknat värde på effektvariabeln då en parameter eller indata behäftats med systematiskt fel
EF <sub>0</sub>	=	beräknat värde på effektvariabeln med parametrar och indata enligt originalvärden

Resultatet illustrerades genom att för varje effektvariabel göra upp ett diagram med RA(EF) och tillhörande parametrar och indata.

## 2.4. OSÄKERHETSANALYS

Montecarloanalys är en vanlig metod för att uppsatta osäkerheten i hydrologiska modeller (Harlin och Kung, 1992; Seibert, 1997). Osäkerhetstest med hjälp av montecarloanalys kan utföras på många olika sätt, t.ex. genom att tilldela parametrar och indata uniforma sannolikhetsfördelningar, eller om underlag finns, använda karaktäristiska fördelningar (Håkansson, 1998). Osäkerheten i prediktionen av effektvariabeln beror av osäkerheterna i parametervärden och indata och montecarloanalys är ett verktyg för att uppskatta den kumulativa osäkerheten av dessa. Till skillnad från känslighetsanalysen, där bara en variabel i taget varieras, tas i den här metoden alltså implicit hänsyn till osäkerheterna i alla data som används för att beräkna effektvariabeln.

Harlin och Kung (1992) uppskattade osäkerheten hos parametervärdena i HBV- modellen med hjälp av montecarloanalys. Från uniforma sannolikhetsfördelningar, begränsade av min- och maxvärde, slumpgenererades 1000 parameteruppsättningar, vilka indelades i de som gav ett acceptabelt och de som gav ett oacceptabelt värde på effektvariabeln. För varje parameter jämfördes fördelningarna mellan dessa båda och på så sätt kunde effektvariabelns känslighet för varje parameter uppskattas. Vidare användes formen för en parameters accepterade fördelning som en indikation på om sannolikheten att erhålla ett bra värde på effektvariabeln var större i vissa intervall hos parametern än i andra. Även Seibert (1997) har studerat parameterosäkerheten i HBV- modellen. Seibert utarbetade en metod för att bestämma hur breda parameterintervallen kunde tillåtas vara för att fortfarande få ett bra värde på den simulerade avrinningen.

Montecarloanalys är beräkningsmässigt en tung procedur. För att erhålla ett tillförlitligt resultat krävs det många variabeluppsättningar och därmed många iterationer av programmet som beräknar effektvariabeln. Vanligen används en av två olika ”samplingmetoder” (Firestone, 1997), Monte Carlo Sampling (MCS) eller Latin Hypercube Sampling (LHS). I MCS väljs för varje iteration variabelernas värde från sina respektive sannolikhetsfördelningar helt enligt slumpen. I LHS däremot indelas varje variabels sannolikhetsfördelning i lika breda sannolikhetsintervall och samplingsprocessen styrs sedan enligt en urvalsalgoritm (McKay, 1992). För samma säkerhet i uppskattningen av effektvariabeln kräver LHS färre iterationer än MCS och är därför att föredra för mycket komplexa modeller (Firestone, 1997). StormTac är en relativt enkel modell, varför MCS valdes som metod. För att kunna göra många iterationer med slumpgenererade variabeluppsättningar utfördes simuleringen i Matlab.

I studien har två olika infallsvinklar av montecarloanalys, här kallade MC1 och MC2, prövats för att undersöka osäkerheten för parametervärden och indata i StormTac. Som effektvariabler, EF, användes dag- och basvattenflödet,  $Q$  respektive  $Q_b$ , i avrinningsmodellen, samt recipient-koncentrationen av fosfor, kväve och koppar,  $C_{rec(P)}$ ,  $C_{rec(N)}$  respektive  $C_{rec(Cu)}$ , i recipientmodellen.

MC1 bygger på Harlins och Kungs (1992) strategi beskriven ovan. Med hjälp av ett kvalitetsmått jämfördes effektvariabelns värde från Matlabkörningen med det beräknade värdet på effektvariabeln för den ursprungliga parameteruppsättningen. Därefter plottades mot varje parameter sannolikheten för ett accepterat värde på EF.

MC2 baseras på en metodik beskriven av Håkansson (1998), vilken är uppdelad i två steg. Först uppskattades osäkerhetsintervallet för effektvariabeln när osäkerheterna från alla parametrar och indata var inkluderade. Därefter hölls en parameter eller indata åt gången konstant, samtidigt som förändringen av EF:s osäkerhetsintervall beräknades.

#### 2.4.1 Parametrar och indata

MC1 och MC2 för avrinningsmodellen tillämpades på Flatens delavrinningsområde, medan MC1 och MC2 för recipientmodellen tillämpades på Flatens totala avrinningsområde, se tabell 1a).

I både MC1 och MC2 användes uniforma sannolikhetsfördelningar för parametrar och indata. För indata till avrinnings- och recipientmodellen för MC1 och MC2 (se tabell 2 nedan) var intervallbredden  $\pm 50\%$  av orginalvärdet (tab. 1) och förutom för  $\varphi_i$  och  $K_x$  i MC1, användes för parametrarna de i StormTac angivna min- och maxvärdena som intervallgräns (tab. 1). För varje iteration genererades med hjälp av en slumpfunktion ett värde från varje indata och parameters sannolikhetsfördelning enligt ekvation (24) och (25) nedan.

Indata,

$$D_r = D \cdot (0,5 + rand) \quad (24)$$

Parametrar,

$$y_r = y_{min} + (y_{max} - y_{min}) \cdot rand \quad (25)$$

Där

- $D_r$  = genererat slumpvärde för indata D på intervallet  $[0,5D \ 1,5D]$
- $D$  = orginalvärde för indata D
- rand= slumpgenerator som ger ett värde på det uniforma sannolikhetsintervallet  $[0 \ 1]$
- $y_r$  = genererat slumpvärde för parametern y på intervallet  $[y_{min} \ y_{max}]$
- $y_{min}$  = minivärde för parametern y
- $y_{max}$  = maxvärde för parametern y

**Tabell 2.** Parametrar och indata för recipient- och avrinningsmodellen i osäkerhetsanalysen (MC1 och MC2). Min- och maxvärden för de uniforma sannolikhetsfördelningarna anges.

Parameter / indata	Minvärde		Maxvärde		Minvärde		Maxvärde		Enhet
	Avrinningsmodell		Avrinningsmodell		Recipient-modell		Recipient-modell		
	MC1	MC2	MC1	MC2	MC1	MC2	MC1	MC2	
$\varphi_{(U7)}$	0,0	0,2	0,4	0,4	0,0	0,2	0,6	0,4	-
$\varphi_{(U8)}$	0,0	0,3	0,5	0,5	0,0	0,3	0,5	0,5	-
$\varphi_{(U9)}$	0,0	0,35	0,9	0,9	0,0	0,35	1	0,9	-
$\varphi_{(R1)}$	0,0	0,05	0,4	0,4	0,0	0,05	0,4	0,4	-
$\varphi_{(R3)}$	-	-	-	-	0,0	0,0	0,3	0,3	-
$\varphi_{(R4)}$	-	-	-	-	0,0	0,1	0,4	0,4	-
$A_{(U7)}$	10,15		30,45		73,9		221,6		ha
$A_{(U8)}$	1,05		3,15		2,85		8,55		ha
$A_{(U9)}$	0,4		1,2		0,65		1,95		ha
$A_{(R1)}$	21,2		63,6		74		222		ha
$A_{(R3)}$	-		-		1,5		4,5		ha
$A_{(R4)}$	-		-		4,4		13,2		ha
$p$	318		954		318		954		mm/år
$KX$	0		1		0		1		-
$E_{(R1)}$	222,5		667,5		222,5		667,5		mm/år
$E_{rec}$	-		-		295		885		mm/år
$V_{rec}$	-		-		321000		963000		m <sup>3</sup>
$A_{rec}$	-		-		16		48		ha

#### 2.4.2. MC1

Vid varje iteration genererades ett värde för varje indata och parameter enligt ekvation (24)- (25) ovan och effektvariabeln, EF, beräknades. Det simulerade värdet på EF jämfördes med värdet för EF som beräknats med den ursprungliga parameteruppsättningen,  $EF_0$ , enligt ett kvalitetsmått KM, se ekvation (26) nedan. KM kan anta värden på [0 1]. Ju närmare ett, desto närmare är simulerat värde på effektvariabeln värdet för  $EF_0$ .

$$KM = 1 - \frac{|EF - EF_0|}{EF_0} \quad (26)$$

Där

KM = kvalitetsmått [0 1]  
 EF = beräknat värde på effektvariabeln med slumpgenererade parametrar och indata  
 $EF_0$  = beräknat värde på effektvariabeln när parametrar och indata antar sina originalvärden.

Ett gränsvärde för KM användes, så att endast de simulerade värdena på EF som gav  $KM \geq 0,9$  accepterades och användes i den fortsatta analysen. Då effektvariabeln simulerats tillräckligt<sup>#</sup> (se nedan) många gånger plottades mot varje parameter y, vilkens värdemängd indelades i nio stycken lika breda klasser, sannolikheten att erhålla ett accepterat värde på EF.

$$P(EF(y_k)) = \frac{n(y_k)}{N} \quad (27)$$

Där

$P(EF(y_k))$  = sannolikheten för ett accepterat värde på EF om  $y$ :s värde finns i klassen  $k$ .  
 $N$  = totala antalet EF som ger  $KM \geq 0,9$   
 $n(y_k)$  = antalet EF som ger  $KM \geq 0,9$  då  $y$ :s värde finns i klassen  $y_k$ ,  $k = 1, 2 \dots 9$

# För att bestämma antalet nödvändiga iterationer användes ett statistiskt ickeparametriskt test, teckentest för parvisa observationer. Två körningar,  $a$  och  $b$ , utfördes för samma effektvariabel. Antalet iterationer är tillräckligt om  $n(y_k)$  från körning  $a$ ,  $n(y_k)a$ , och  $n(y_k)$  från körning  $b$ ,  $n(y_k)b$ , ( $k = 1, 2 \dots 9$ ) kan anses komma från samma fördelning, vilket är ekvivalent med att antalet positiva differenser mellan  $n(y_k)a$  och  $n(y_k)b$  är binomialfördelade med väntevärde 4,5 och sannolikheten 0,5. Med signifikansnivån 0,05 uppskattades antalet nödvändiga iterationer för  $Q$  och  $Q_b$  till en miljon, och för  $C_{rec}$  till fem miljoner.

### 2.4.3. MC2

I MC2 uppskattades osäkerheten hos parametrar och indata genom att studera spridningen för effektvariablerna. I det första steget av analysen var osäkerheterna från alla parametrar och indata inkluderade. För varje iteration genererades en variabeluppsättning från sannolikhetsfördelningarna beskrivna av ekvation (24)- (25) ovan och effektvariabelns spridning estimerades med hjälp av percentilerna:  $P(0,10)$ ,  $P(0,25)$ ,  $P(0,50)$ ,  $P(0,75)$  och  $P(0,90)$ . I det andra steget hölls för varje körning en parameter eller indata åt gången konstant, och  $p$  s s som i det första steget, beskrevs EF:s spridning med percentiler. För att kunna fastställa hur mycket varje enskild parameter/indata bidrar till EF: s osäkerhetsintervall användes ett jämförelsekriterium  $J$ .

$$J = 100 \cdot \left( 1 - \left( \frac{\Delta EF - \Delta EF_V}{\Delta EF} \right) \right) \quad (28)$$

Där

$J$  = jämförelsekriterium [0 100] [%]  
 $\Delta EF$  =  $P(0,90) - P(0,10)$ , när osäkerheterna från alla parametrar och indata är inkluderade  
 $\Delta EF_V$  =  $P(0,90) - P(0,10)$ , när osäkerheten från parameter/indata  $V$  är exkluderad

Om  $J$  är nära hundra innebär det att osäkerheten i parameter/indata i liten utsträckning bidrar till EF:s totala osäkerhetsintervall ( $\Delta EF$ ). Å andra sidan, ett lågt värde på  $J$  betyder att en stor del av osäkerheten i EF kan förklaras av osäkerheten i  $V$ .

Resultatet åskådliggjordes genom att för varje effektvariabel plotta en serie boxdiagram, en box för varje parameter/indata som hölls konstant.

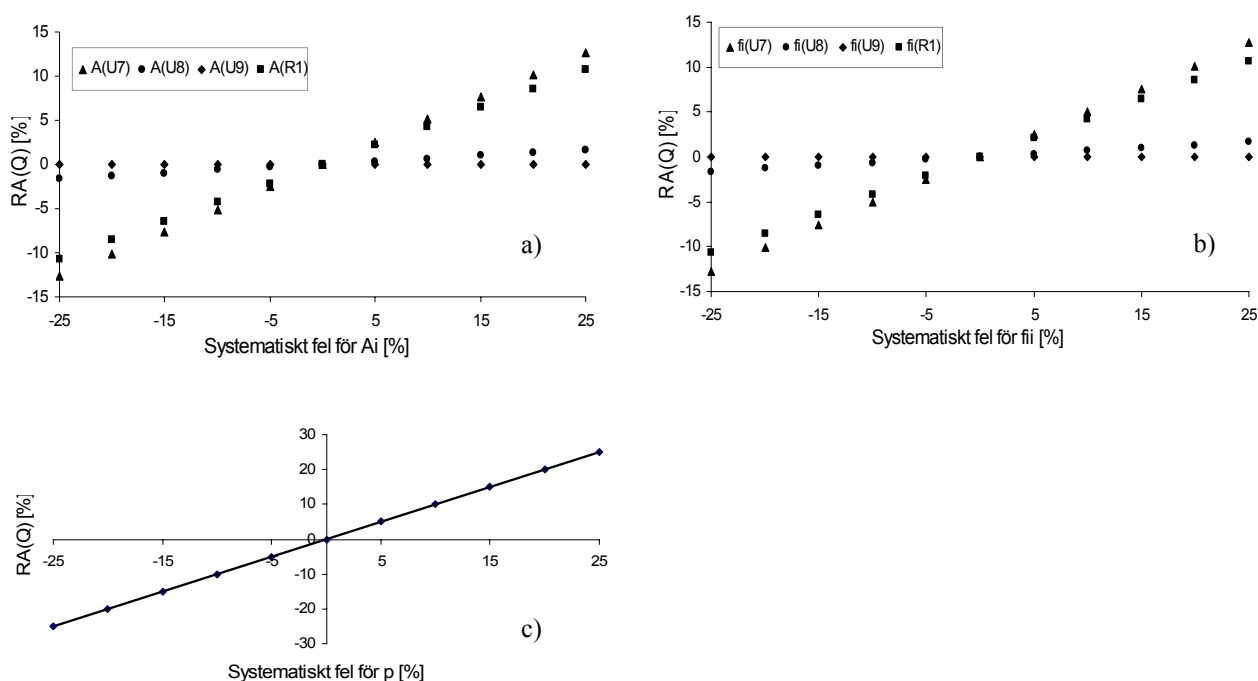
Antalet nödvändiga iterationer uppskattades genom att parvis jämföra percentilerna för EF från replikerade körningar. Med  $10^5$  körningar var avvikelserna för dagvattenflödet som

mest 0,6 % och för sjö-koncentrationen av fosfor, kväve och koppar som mest 2%, varför antalet ansågs tillräckligt.

### 3. RESULTAT OCH DISKUSSION

#### 3.1. KÄNSLIGHETSANALYS

Figur 2 åskådliggör resultatet från känslighetsanalysen av dagvattenflödet (Q) i avrinningsmodellen. Observera att responsen hos RA(Q) i a) och b) är identisk. Förklaringen är den linjära  $A_i\varphi_i$ - termen i ekvation (2).



**Fig. 2** Känslighetsanalys för dagvattenflödet (Q) i avrinningsmodellen i StormTac. På y-axeln visas i procent den relativa avvikelsen i Q, RA(Q) [%] och på x-axeln introducerat systematiskt fel i procent för parametrar och indata. Förklaringen till höger anger vilken markanvändning som avses. **a)** Q:s känslighet för de områdesspecifika areorna ( $A_i$ ), där  $i$  = område U7, U8, U9 och R1. **b)** Q:s känslighet för de områdesspecifika avrinningskoefficienterna ( $\varphi_i$ ), där  $i$  = område U7, U8, U9 och R1. **c)** Q:s känslighet för nederbörden (p) i avrinningsmodellen.

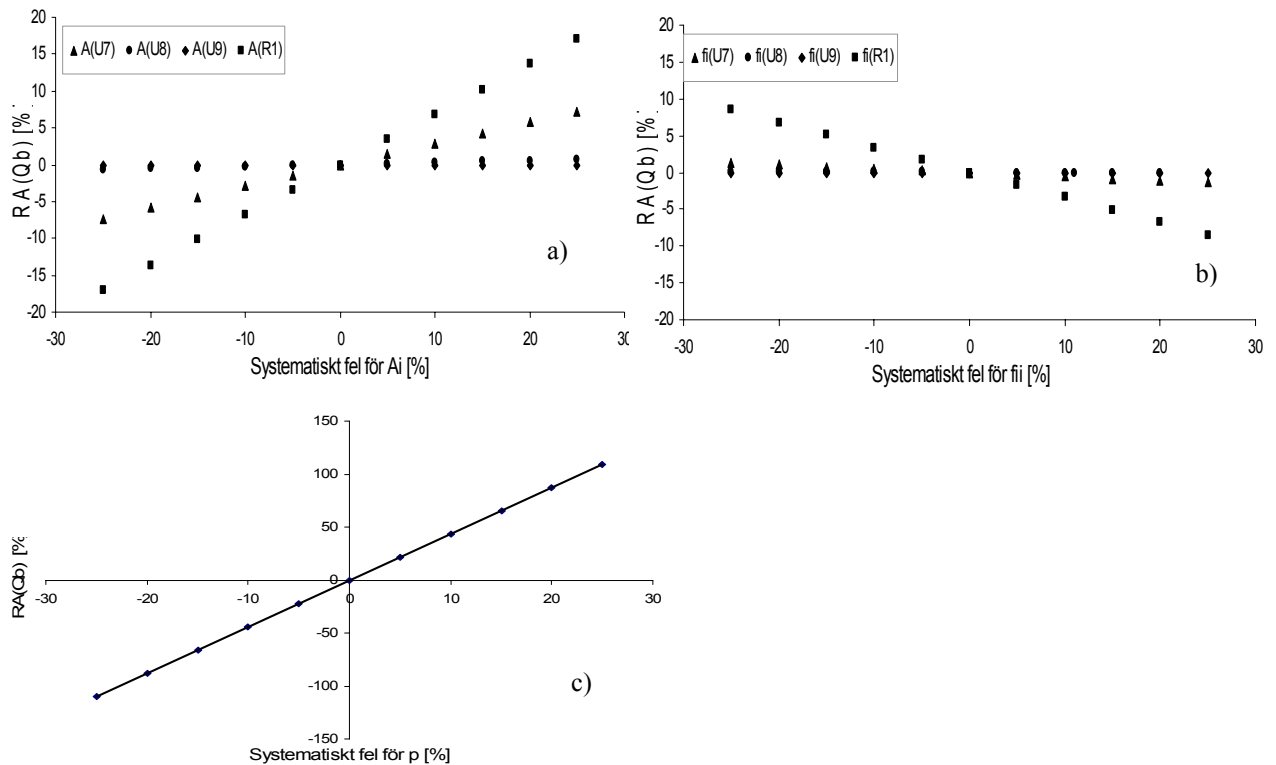
Figur 2 visar följande:

- Riktningen i Q:s förändring. För  $A_i$  och  $\varphi_i$  för alla markanvändningar, gäller att RA(Q) är negativ då det systematiska felet är negativt, dvs att Q minskar med  $A_i$  och  $\varphi_i$ .
- Det föreligger en väsentlig skillnad mellan markanvändningarna. Ett systematiskt fel för  $A_{U7}$  eller  $A_{R1}$  ger ett betydligt större belopp på RA(Q), än om ett lika stort systematiskt fel introduceras i  $A_{U8}$  eller  $A_{U9}$ . Det beror främst på att  $A_{U7}$  och  $A_{R1}$ , var för sig, utgör en betydligt större andel av avrinningsområdets totala area (tab. 1) och därmed bidrar med ett större dagvattenflöde.



- Q:s känslighet mot p följer ett linjärt 1:1 samband (kan även ses direkt i ekvation (2)): om p ökar eller minskar med m %, ökar respektive minskar RA(Q) med m %.
- Av samtliga parametrar och indata i avrinningsmodellen är dagvattenflödet känsligast mot nederbörden, och därefter mot  $A_{U7}$  och  $\varphi_{U7}$ .

Figur 3 demonstrerar basvattenflödets ( $Q_b$ :s) känslighet mot parametrar och indata i avrinningsmodellen.



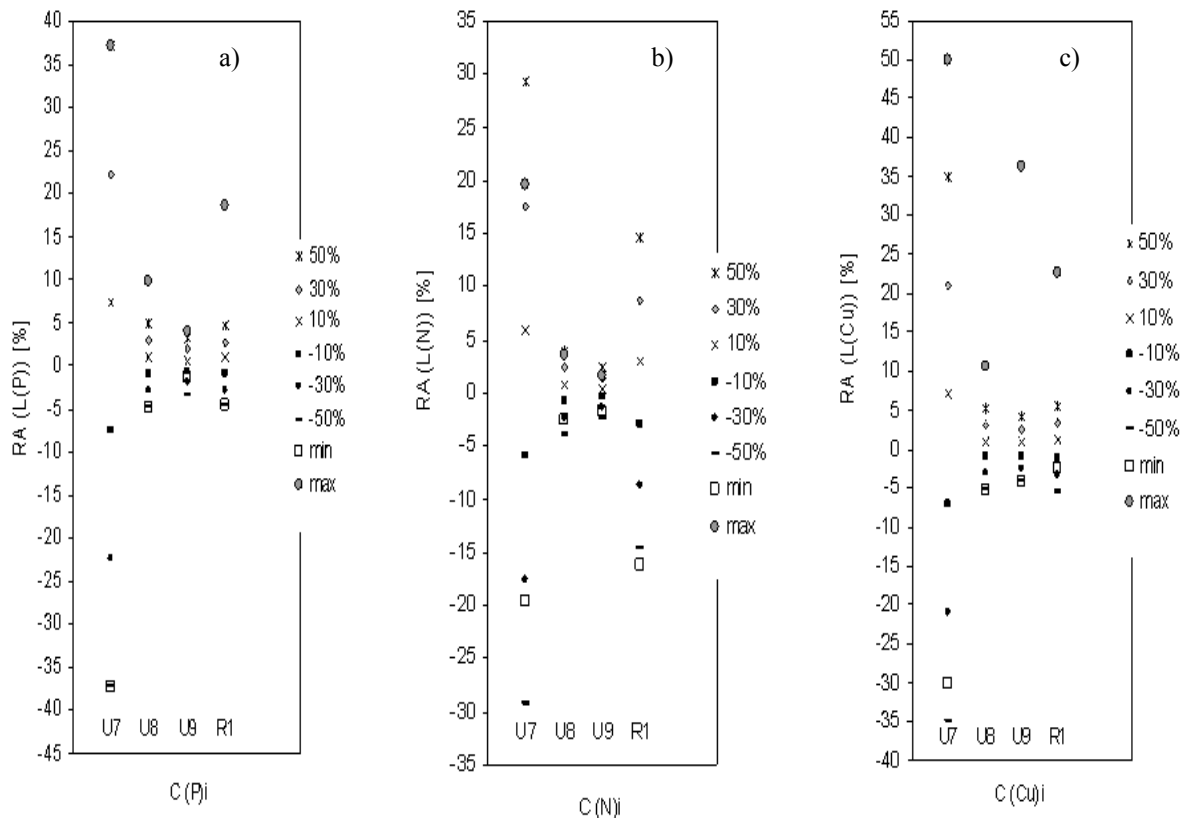
**Fig. 3** Känslighetsanalys för basvattenflödet ( $Q_b$ ) i avrinningsmodellen i StormTac. På y-axeln visas i procent den relativa avvikelser i  $Q_b$ ,  $RA(Q_b)$  [%] och på x-axeln introducerat systematiskt fel i procent för parametrar och indata. Förklaringen till höger anger vilken markanvändning som avses. **a)**  $Q_b$ :s känslighet för de områdesspecifika avrinningskoefficienterna ( $\varphi_i$ ) i avrinningsmodellen, där  $i$  = område U7, U8, U9 och R1. **b)**  $Q_b$ :s känslighet för de områdesspecifika areorna ( $A_i$ ), där  $i$  = område U7, U8, U9 och R1. **c)** Q:s känslighet för nederbörden ( $p$ ) i avrinningsmodellen

Figur 3 visar att:

- När  $A_i$  behäftas med ett negativt systematiskt fel minskar  $RA(Q_b)$ , dvs  $Q_b$  minskar, och om felet är positivt ökar  $RA(Q_b)$ . Riktningen på  $Q_b$ :s förändring är den omvända för  $\varphi_i$ .
- För samma systematiska fel hos  $A_i$  och  $\varphi_i$ , skiljer sig  $RA(Q_b)$ - beloppen åt. Det gäller att  $Q_b$  är betydligt känsligare för en förändring i  $A_i$ . Med  $\varphi_i$  är  $RA(Q_b)$  nära konstant.
- $Q_b$  har högst känslighet mot de  $A_i$  som representerar markanvändningarna U7 och R1.
- Av i figur 3 redovisade parametrar och indata är basvattenflödet känsligast mot nederbörden ( $p$ ). Lutningen på regressionskurvan är 3,9, dvs om  $p$  ökar med 1 %, ökar

RA(Q<sub>b</sub>) med 3,9 %. I det här avseendet beskriver inte modellen de verkliga processerna i naturen. Basvattenflödet är egentligen nära konstant med nederbörden (muntligen Chong-Yu Xu).

Figur 4 nedan visar för fosfor (P), kväve (N) och koppar (Cu), föroreningsbelastningens (L<sub>j</sub>:s) känslighet mot de markanvändningsspecifika koncentrationerna (C<sub>ji</sub>) i dagvattnet



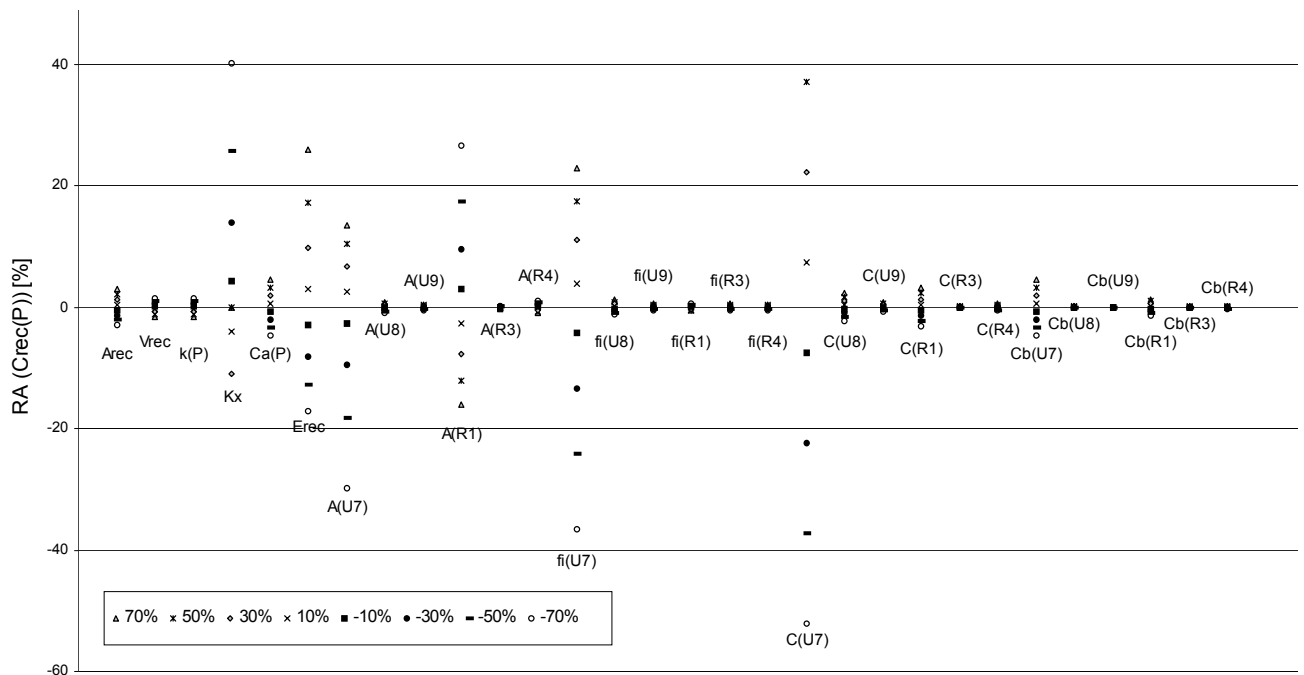
**Fig. 4** Känslighetsanalys för föroreningstransportmodellen. Föroreningsbelastningens (L<sub>j</sub>:s) känslighet mot de markanvändningsspecifika koncentrationerna i dagvattnet (C<sub>ji</sub>). På y-axeln visas i procent den relativa avvikelser i L<sub>j</sub>, RA(L<sub>j</sub>), och på x-axeln C<sub>ji</sub>, där i = U7, U8, U9 och R1. Förklaringen till höger anger de systematiska felen för C<sub>ji</sub> samt min- och maxvärdet för C<sub>ji</sub> i StormTac. Notera att skalan på y-axeln skiljer sig för a)- c). **a)** j = fosfor (P), **b)** j = kväve (N), **c)** j = koppar (Cu)

Från figur 4 framgår följande:

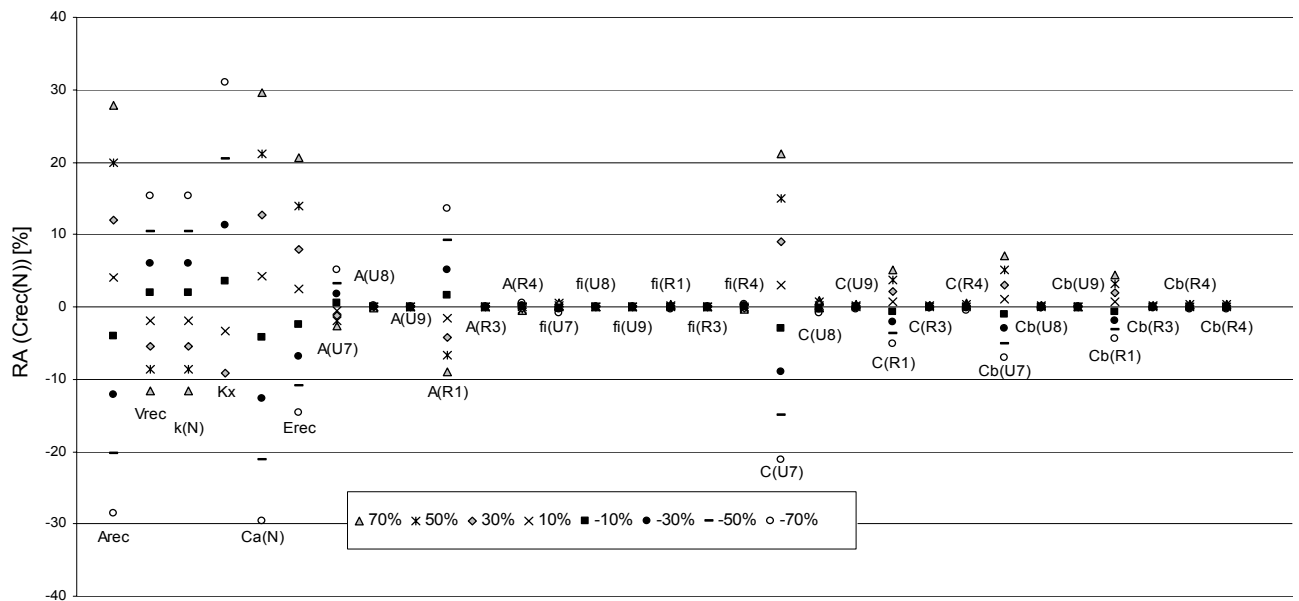
- RA(L<sub>j</sub>) ökar när C<sub>ji</sub> behäftas med ett positivt systematiskt fel.
- Det finns en markant skillnad mellan markanvändningarna, för både L<sub>P</sub>, L<sub>N</sub> och L<sub>Cu</sub> gäller att störst känslighet råder mot U7:s dagvattenkoncentration. Det beror på att U7 är det område som enskilt bidrar med den största belastningen av fosfor, kväve och koppar, vilket i sin tur är en konsekvens av att dagvattenflödet är störst från U7 samt att standardkoncentrationerna av P, N och Cu är relativt höga för det området (tab. 1). För övriga markanvändningar, U8, U9 och R1, är L<sub>j</sub> tämligen okänslig för systematiska fel mellan ± 50 %. Bortsett ifrån C<sub>N,R1</sub>, ger en 50- procentig förändring hos C<sub>ji</sub> som mest en förändring av RA(L<sub>j</sub>) motsvarande en tiondel.
- Effekten av att ändra en markanvändningsspecifik koncentration från sitt standardvärde till sitt min- eller maxvärde bör noteras. I det mest extrema fallet, C<sub>Cu,U7</sub>, innebär en ökning till maxvärdet att predikerad belastning av koppar ökar med 50 %, relativt om standardkoncentrationen för U7 används.

Figur 5 och 6 visar recipientkoncentrationen av fosfors respektive kväves känslighet mot parametrar och indata i recipientmodellen. Figurerna visar att:

- Med undantag från markanvändning U7, är  $C_{rec(N)}$  och  $C_{rec(P)}$  relativt okänsliga för systematiska fel hos  $\phi_i$ ,  $C_{ji}$  och  $C_{bji}$ . När dessa parametrar ökas/minskas med 70 % överstiger aldrig beloppet av  $RA(C_{rec(j)})$  10 %. Hög känslighet påvisar däremot  $C_{rec(P)}$  mot  $C_{U7}$  och  $\phi_{U7}$ , och  $C_{rec(N)}$  mot  $C_{U7}$ , vilket (precis som för  $L_j$  i föroreningstransportmodellen) kan förklaras med att U7 är det område som enskilt bidrar med den största belastningen av fosfor och kväve.
- För de flesta parametrar och indata ger ett positivt systematiskt fel ett positivt värde på  $RA(C_{rec(j)})$ , medan för en del blir  $RA(C_{rec(j)})$  negativ. När  $V_{rec}$  och  $k_{(j)}$  ökar, minskar  $C_{rec(j)}$ . Det är naturligt, eftersom en större sjövolym innebär utspädning och en ökad sedimentationskoefficient att föroreningshalten i vattenmassan minskar. Vidare blir  $RA(C_{rec(P)})$  negativ när arean för område R1, R3 och R4 ökar och  $RA(C_{rec(N)})$  negativ när arean för U7, U8, R1 och R4 ökar. Orsaken till detta ges genom att studera ekvationen för  $C_{rec(j)}$  (ekv. (18)), samt tabell 1. I ekvation (18) kommer både  $L_{in}$  och  $Q_{out}$  att öka när  $A_i$  ökar. För de markanvändningsområden som har relativt låga dagvatten-koncentrationer av fosfor och kväve kommer dock  $Q_{out}$  att öka mer än  $L_{in}$ , varför  $C_{rec}$  minskar och  $RA(C_{rec(j)})$  blir negativ.
- $C_{rec(N)}$  är betydligt känsligare än  $C_{rec(P)}$  mot  $A_{rec}$ ,  $V_{rec}$ ,  $K_{(j)}$ , och  $C_{a(j)}$ , vilket beror på att  $K_{(j)}$ :s och  $C_{a(j)}$ :s standardvärde är högre för kväve än för fosfor (tab.1).



**Fig. 5** Recipientkoncentrationen av fosfor:s ( $C_{rec(P)}$ ) känslighet mot variablerna i recipientmodellen. På y-axeln anges i procent den relativa avvikelser  $C_{rec(P)}$ ,  $RA(C_{rec(P)})$ , och längs med x-axeln vilken parameter/indata som varieras. Förklaringen ger i procent de systematiska felen för parametrar och indata.  $C_{rec(P)}$ :s känslighet för  $A_{rec}$ ,  $V_{rec}$ ,  $k_{(P)}$ ,  $K_x$ ,  $C_{a(P)}$ ,  $E_{rec}$ ,  $A_i$ ,  $\phi_i$ ,  $C_{P_i}$  och  $C_{bP_i}$  visas, där  $i=U7, U8, U9, R1, R2, R4$ .



**Fig. 6** Recipientkoncentrationen av kväve:s ( $C_{rec(N)}$ ) känslighet mot variablerna i recipientmodellen. På y-axeln anges i procent den relativa avvikelsen i  $C_{rec(N)}$ ,  $RA(C_{rec(N)})$ , och på x-axeln vilken parameter/ indata som varieras. Förklaringen ger i procent de systematiska felen för parametrar och indata.  $C_{rec(N)}$ :s känslighet för  $A_{rec}$ ,  $V_{rec}$ ,  $k(N)$ ,  $Kx$ ,  $C_{a(P)}$ ,  $E_{rec}$ ,  $A_i$ ,  $\phi_i$ ,  $C_{Ni}$  och  $C_{bNi}$  visas, där  $i=U7, U8, U9, R1, R2, R4$

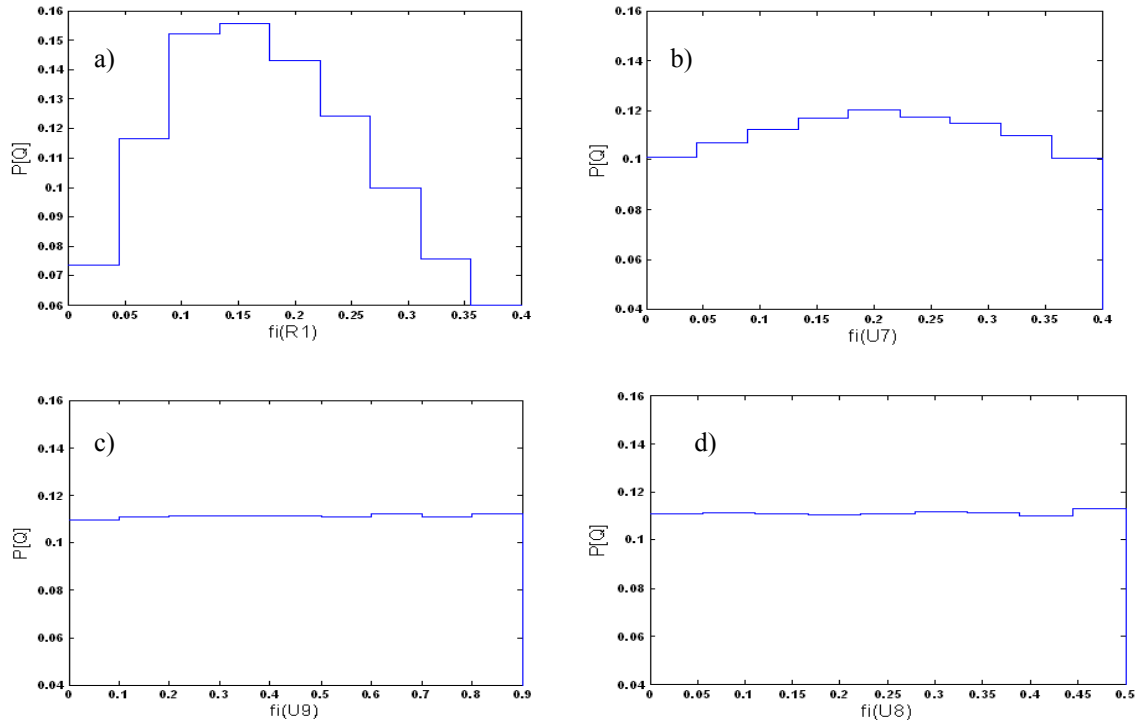
## 3.2. OSÄKERHETSANALYS

### 3.2.1. MC1

MC1-analysen utfördes för samtliga parametrar hörande till effektvariablerna  $Q$ ,  $Q_b$ ,  $Q_{out}$ ,  $C_{rec(P)}$ ,  $C_{rec(N)}$  och  $C_{rec(Cu)}$ . Ett urval av diagrammen för dessa parametrar visas nedan.

Figur 7 åskådliggör resultatet från osäkerhetsanalysen för dagvattenflödet ( $Q$ ) i avrinningsmodellen. Från figur 7 framgår informationen enligt nedan:

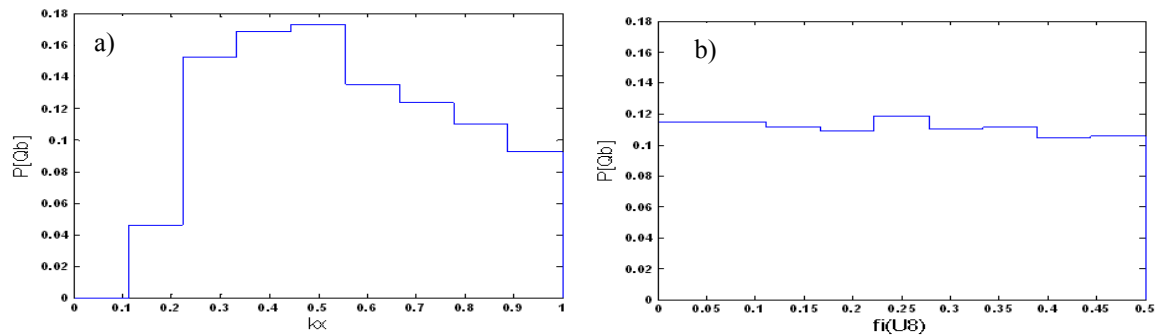
- För  $\phi_{R1}$  och  $\phi_{U7}$  är  $P(Q)$ -kurvan troligen normalfördelad.
- $Q$  är betydligt känsligare mot  $\phi_{R1}$ , än mot  $\phi_{U8}$  och  $\phi_{U9}$ .  $P(Q)$  är i princip konstant med  $\phi_i$  för område U8 och U9. Dessa parametrars värde är därför av ringa betydelse vid beräkningen av  $Q$ .
- $P(Q)$  är störst när  $\phi_{R1}$  antar ett värde mellan 0,09 och 0,22. Åt båda riktningarna utanför detta intervall sjunker  $P(Q)$  drastiskt, vilket indikerar att  $\phi_{R1}$ :s värdemängd i StormTac, [0,05 0,4] (tab. 1), skulle kunna krympas till närmare [0,09 0,22]. Standardvärdet för  $\phi_{R1}$  i StormTac, 0,1, verkar väldefinierat.
- StormTacs intertrvall för  $\phi_{U7}$  är [0,2 0,4] (tab. 1).  $P(Q)$  är störst när  $\phi_{U7} \approx 0,2$  och kring detta värde är  $P(Q)$ :s fördelning nära symmetrisk. Detta pekar på att minvärdet för  $\phi_{U7}$  torde vara lägre samt att standardvärdet för  $\phi_{U7}$ , 0,25, är tämligen optimalt.



**Fig. 7** Osäkerhetsanalys (MC1) för dagvattenflödet ( $Q$ ) i avrinningsmodellen. Sannolikheten för ett accepterat värde på  $Q$ ,  $P(Q)$ , som funktion av avrinningskoefficienternas,  $\varphi_i$ :s, värdemängd i MC1 visas: a)  $i = R1$ , b)  $i = U7$ , c)  $i = U9$ , d)  $i = U8$

I figur 8 visas resultatet från osäkerhetsanalysen av basvattenflödet,  $Q_b$ , i avrinningsmodellen. Från figuren framgår följande:

- $P(Q_b)$  är nära konstant med  $\varphi_{U8}$ , varför  $\varphi_{U8}$ :s värde har mycket liten betydelse för  $Q_b$ .
- $Q_b$  är känslig för  $K_x$ . När  $K_x$  minskar från 0,3 till 0,1, sjunker  $P(Q_b)$  drastiskt. Resultatet indikerar att  $K_x$ :s värdemängd i StormTac,  $[0,35 \ 1,0]$  (tab. 1), med fördel kunde ändras till  $[0,2 \ 0,6]$ .

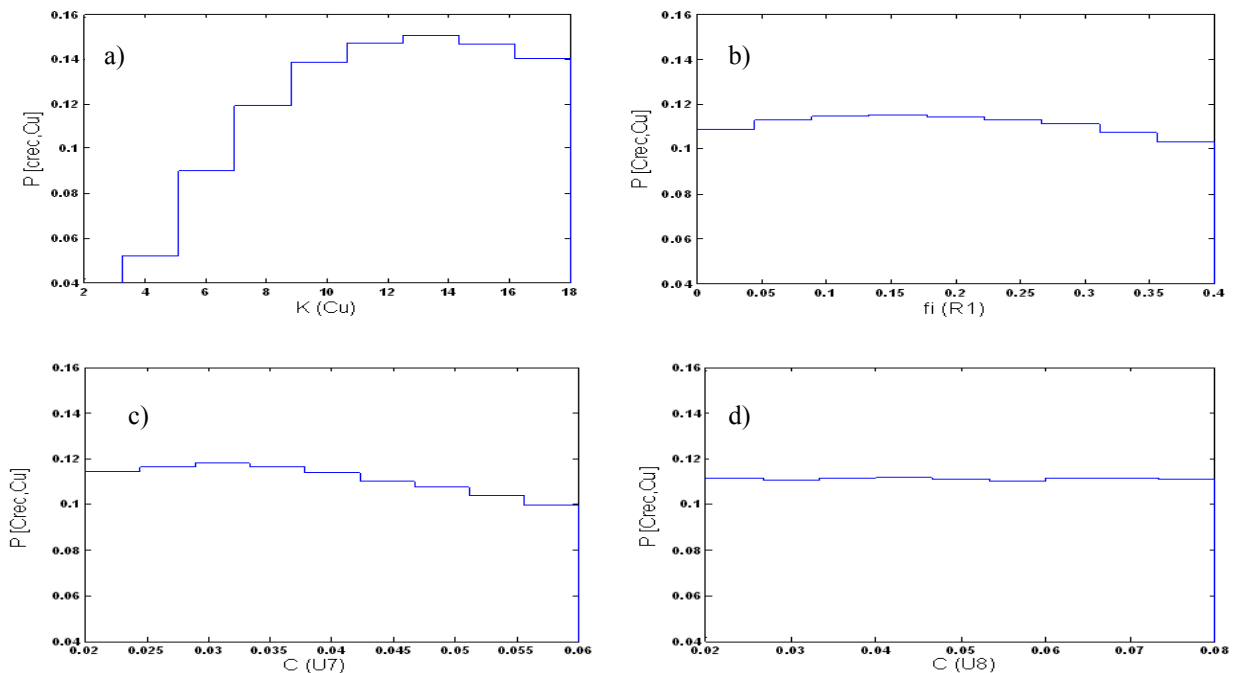


**Fig. 8** Osäkerhetsanalys (MC1) för basvattenflödet ( $Q_b$ ) i avrinningsmodellen. Sannolikheten för ett accepterat värde på  $Q_b$ ,  $P(Q_b)$ , som funktion av  $k_x$  i a) och  $\varphi_{U8}$  i b).

Figur 9 nedan åskådliggör resultatet från osäkerhetsanalysen för recipientkoncentrationen av koppar i recipientmodellen,  $C_{rec(Cu)}$ . Figuren visar att:

- $C_{rec(Cu)}$  uppvisar hög känslighet mot  $K_{Cu}$ . Sannolikheten för ett accepterat värde på effektvariabeln är som störst då  $K_{Cu}$  antar värden på  $[10 \ 18]$ . Då  $K_{Cu}$  är lägre sjunker snabbt  $P(C_{rec(Cu)})$ , vilket indikerar att StormTac:s minvärde för  $K_{Cu}$ , 1,42, skulle kunna sättas högre.

- Mot övriga parametrar, dvs  $\varphi_{R1}$ ,  $C_{Cu,U7}$  och  $C_{Cu,U8}$ , är  $C_{rec(Cu)}$  relativt okänslig.  $P(C_{rec(Cu)})$  är i princip konstant med  $C_{Cu,U8}$ . Ett svagt maximum kan urskiljas för  $P(C_{rec(Cu)})$  när  $\varphi_{R1} \approx 0,15$ .  $\varphi_{R1}$ :s optimala intervall för  $Q$  (fig.7 a)) innesluter detta värde.
- Standardvärdet för  $C_{Cu,U7}$  i StormTac är 0,035, vilket enligt figur 9 c) verkar vara det bästa på  $[0,02 \ 0,06]$  ty där är  $P(C_{rec(Cu)})$  som högst.



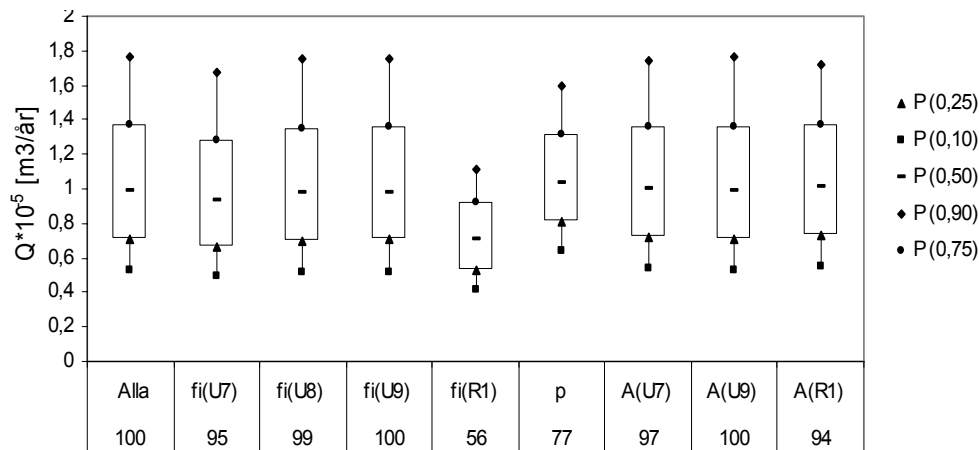
**Fig. 9** Osäkerhetsanalys (MC1) för recipientkoncentrationen av koppar,  $C_{rec(Cu)}$ , i recipientmodellen. Sannolikheten för ett accepterat värde på  $C_{rec(Cu)}$ ,  $P(C_{rec(Cu)})$ , som funktion av parametrar i sjömodellen: a)  $K_{j(Cu)}$ , b)  $\varphi_{R1}$ , c)  $C_{Cu,U7}$ , d)  $C_{Cu,U8}$

### 3.2.2. MC2

Boxdiagrammen i figur 10-12 redovisar resultatet från osäkerhetsanalysen. De variabler med  $J(EF) \leq 99\%$  visas i figurerna.

Figur 10 visar resultatet från osäkerhetsanalysen för dagvattenflödet,  $Q$  [ $m^3/\text{år}$ ], i avrinningsmodellen. Figuren åskådliggör att:

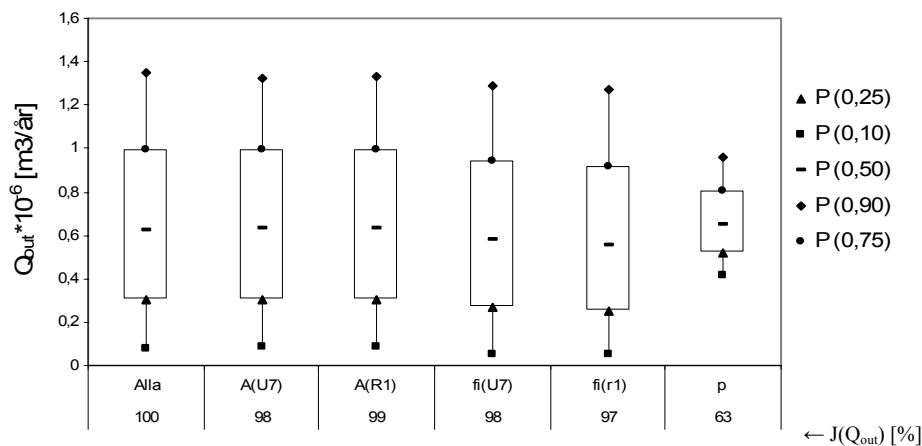
- De mest kritiska variablerna är avrinningskoefficienten för skogsmark ( $\varphi_{R1}$ ) samt nederbörden ( $p$ ). När  $\varphi_{R1}$  och  $p$  var för sig hålls konstanta minskar  $J(Q)$  till 56 % respektive 77 %.
- StormTac:s simulerade värde på dagvattenflödet då samtliga parametrar och indata antar sina originalvärdenvärden,  $Q_0$ , är  $6,6 \cdot 10^4 m^3/\text{år}$ . Genomgående för osäkerhetsintervallen i figur 10 råder en förskjutning uppåt i förhållande till  $Q_0$ . Detta kan förklaras med att avrinningskoefficienternas standardvärde är betydligt närmare minvärdet än maxvärdet (tab. 1). Medianvärdet,  $P(0,50)$ , för  $Q$  kommer som närmast  $Q_0$  då  $\varphi_{R1}$  är konstant.



**Fig. 10** Montecarloanalys (MC2) för avrinningsmodellen i StormTac. Effektvariabel är  $\hat{c} \leftarrow J(Q) [\%]$   
 $Q [\text{m}^3/\text{år}]$ . För varje parameter och indata på den vågräta axeln, visas på y-axeln värdet av Q:s 10, 25, 50, 75 och 90- percentiler: P(0,10), P(0,25), P(0,50), P(0,75) respektive P(0,90). J(Q)-värdet [%] anges för varje parameter och indata.

Figur 11 redovisar resultatet från osäkerhetsanalysen för utflödet från recipienten,  $Q_{\text{out}} [\text{m}^3/\text{år}]$  för recipientmodellen i StormTac.

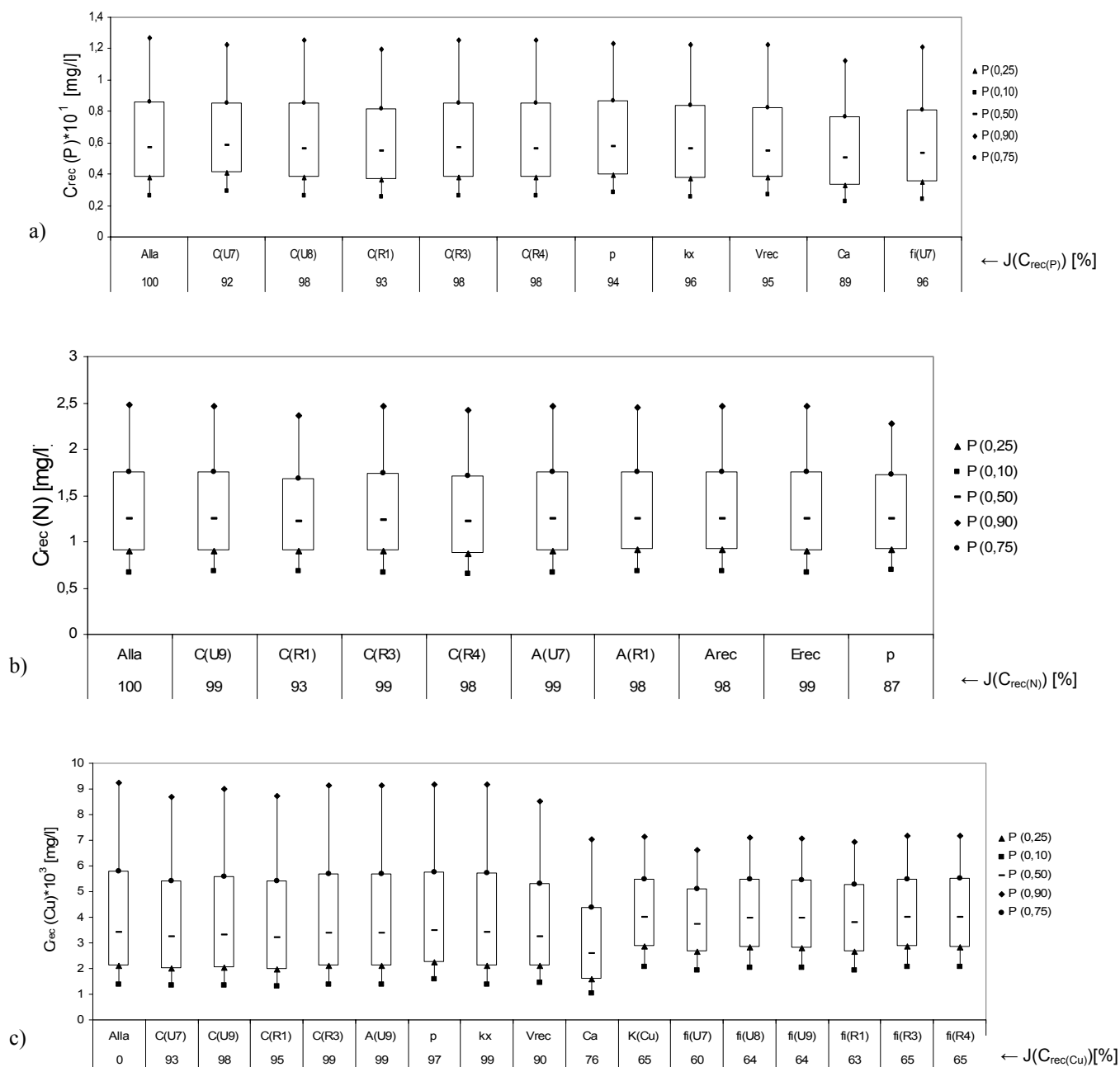
- När osäkerheten i nederbörden utesluts minskar  $J(Q_{\text{out}})$  till 63 %, för övriga parametrar och indata är förändringen i  $J(Q_{\text{out}})$  betydligt mindre. Medianen, P(0,50), för respektive parameter och indata ligger nära StormTacs beräknade värde på utflödet,  $Q_{\text{out}0} = 6,4 \cdot 10^5 [\text{m}^3/\text{år}]$ .



**Fig. 11** Montecarloanalys (MC2) för recipientmodellen i StormTac. Effektvariabel är utflödet från recipienten  $Q_{\text{out}} [\text{m}^3/\text{år}]$ . För varje parameter och indata på den vågräta axeln, visas på y-axeln värdet av  $Q_{\text{out}}$ :s 10, 25, 50, 75 och 90- percentiler: P(0,10), P(0,25), P(0,50), P(0,75) respektive P(0,90).  $J(Q_{\text{out}})$ -värdet [%] anges för varje parameter och indata.

Figur 12a-c) visar resultatet från osäkerhetsanalysen (MC2) för recipientkoncentrationen [mg/l] av fosfor, kväve och koppar.

- För  $C_{\text{rec}(P)}$  är det  $C_{a(P)}$  som bidrar med den största osäkerheten, medan för  $C_{\text{rec}(N)}$  är det p och  $\phi_{R1}$ . De mest kritiska parametrarna i c) är avrinningskoefficienterna. När osäkerheterna hos dessa utelämnas minskar  $J(C_{\text{rec}(Cu)})$ -värdet till mellan 60 och 65%, beroende på vilken markanvändning som avses. Även  $C_{a(Cu)}$  samt sedimentationskoefficienten av koppar,  $K_{(Cu)}$ , ger ett betydligt smalare intervall för  $C_{\text{rec}(Cu)}$ .



**Fig. 12** Montecarloanalys (MC2) för recipientmodellen i StormTac. För varje parameter och indata på den vågräta axeln, visas på y-axeln värdet av effektvariabelns 10, 25, 50, 75 och 90-percentiler: P (0,10), P (0,25), P (0,50), P (0,75) respektive P (0,90).  $J(C_{rec(j)})$ -värdet anges för varje parameter och indata. Effektvariabel är i **a)** recipientkoncentrationen av fosfor,  $C_{rec(P)}$  [mg/l], i **b)** recipientkoncentrationen av kväve,  $C_{rec(N)}$  [mg/l] och i **c)** recipientkoncentrationen av koppar,  $C_{rec(Cu)}$  [mg/l].



## 4. SLUTSATSER

Dagvatten- och recipientmodellen StormTac har applicerats på sjön Flatens avrinningsområde. Känslighetsanalys (OAT-metoden) och två olika typer av osäkerhetstester baserade på Montecarloanalys har tillämpats för att uppskatta känsligheten och osäkerheten för parametervärden och indata i StormTac.

- Modellresultatets känslighet för systematiska fel i parametervärden och indata har beräknats.

Dag- och basvattenflödet är känsligast för systematiska fel i nederbördsdata. Generellt uppvisar dag- och basvattenflödet, samt recipientkoncentrationen och föroreningsbelastningen av kväve, fosfor och koppar, störst känslighet för de markanvändningsspecifika areorna, avrinningskoefficienterna och dagvattenkoncentrationerna hörande till markanvändningarna hus och skog. Uppskattningen av dessa parametrar och indata bör därför ske med extra vaksamhet.

- Med hjälp av osäkerhetsanalys (MC1) har optimala intervall för vissa av parametrarna identifierats.

Från MC1 framgår för varje parameter hur dess värde påverkar modellresultatet. För undersökta effektvariabler är sannolikheten för ett accepterat resultat i princip oberoende av de markanvändningsspecifika parametrarna (avrinningskoefficienterna och dagvattenkoncentrationen av koppar) för radhus-, flerfamiljshus-, äng- och våtmarksområden. Följaktligen kan inga optimala intervall för dessa parametrar föreslås. Däremot, i likhet med känslighetsanalysen, är resultatet beroende av vilket värde avrinningskoefficienten och dagvattenkoncentrationen för koppar, för hus- och skogsområden, antar. Med hjälp av MC1 kunde, för dag- och basvattenflödet samt recipientkoncentrationen av koppar, optimala intervall rekommenderas för följande parametrar: avrinningskoefficienterna för hus- och skogsområden, konstanten som beskriver hur stor andel av den infiltrerade nederbörden som når basvattenflödet, sedimentationskoefficienten för koppar samt dagvattenkoncentrationen av koppar för husområden.

- Varje parameter och indatas bidrag till den kumulativa osäkerheten i modellresultatet har kvantifierats med hjälp av osäkerhetsanalys (MC2).

För osäkerheten i dagvattenflödet kan en relativt stor andel av förklaras av osäkerheterna i nederbörden och avrinningskoefficienten för skogsmark. För recipientkoncentrationen av koppar bidrog avrinningskoefficienterna, sedimentationskoefficienten för koppar och koncentrationen av koppar i den atmosfäriska deponeringen på recipienten med den största andelen. När övriga parametrar och indata hölls konstanta blev förändringen i effektvariabelns osäkerhetsintervall betydligt mindre.

I MC1 och MC2 antogs att sannolikhetsfördelningarna var uniforma. Fördelningen mellan min- och maxvärdet för parametrarna i StormTac är säkert inte uniform, men eftersom så lite data finns för varje parameter var detta antagande nödvändigt för att kunna utföra testerna.

För att minska osäkerheten hos parametrarna i StormTac krävs det fortsatt kalibrering mot nya fallstudier så att parameterintervallen kan göras smalare. Efter en kalibrering mot

mätdata är osäkerhetsanalysen (MC1) en användbar metod för ytterligare optimering av parameterintervallen.

Resultaten som redovisats är gällande för sjön Flatens avrinningsområde. Om samma metoder appliceras på en ny fallstudie skulle känsligheten/osäkerheten för parametrar och indata ändras.

OAAAT-metoden (beräkningsrutiner och resultatdiagram) har implementerats i en kopia av källmodellen till StormTac. Där kan nya avrinningsområden testas för att man i varje specifik fallstudie ska kunna identifiera de mest känsliga parametrarna och indata. Originalmodellen kan uppdateras med att innehålla känslighetsanalys, vilket den inte gjorde tidigare.

## 5. REFERENSER

- Beres, D. L and Hawkins, D. M, (2001). "Plackett-Burman technique for sensitivity analysis of many- parametered models." *Ecological Modelling*, 141, 171-183. [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com) (2004-07-01)
- Butts, M. B., Payne, J. T., Kristensen, M. and Madsen, H. (2004). "An evaluation of the impact of model structure on hydrological modelling uncertainty for streamflow simulation." *Journal of Hydrology*, 298, 242-266. [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com) (2004-09-27)
- Bärlund, I. and Tattari, S., (2001). "Ranking of parameters on the basis of their contribution to model uncertainty." *Ecological Modelling*, 142, 11-23. [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com) (2004-09-11)
- Harlin, J., Kung, C.-S., (1992). "Parameter uncertainty and simulation of design floods in Sweden." *Journal of Hydrology*, 137, 209-230. [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com) (2004-05-29)
- Håkansson, L., (1998). "Water pollution- methods and criteria to rank, model and remediate chemical threats to aquatic ecosystems." Uppsala University, 155-160.
- McKay, M. D., (1992). "Latin hypercube sampling as a tool in uncertainty analysis of computer models." [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com) (2004-05-29)
- Newham, L. T. H., Norton, J. P., Prosser, I. P., Croke, W. och Jakeman, A. J., (2003). "Sensitivity analysis for assessing the behaviour of landscape-based sediment source and transport." *Environmental Modelling and Software*, 18, 741-751. [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com) (2004-08-03)
- Larm, T., (2000). "Watershed-based design of stormwater treatment facilities: model development and applications." Doktorsavhandling. Kungliga tekniska högskolan, ISSN 1400-1284.
- Larm, T., Holmgren, A. och Welin A., (2001). "Dagvattenföroreningar till sjön Flaten i Salems kommun." PM 2001-05-14, SEWCO Viak, Stockholm.
- Larm, T., (2003). "*StormTac- An operative watershed management model for estimating actual and acceptable pollutant loads on receiving waters and for design of the corresponding required treatment facilities*" Konferans-artikel, riksgården.
- Larm, T., (2004). *An operative watershed management model for estimating actual and acceptable loadson receiving waters and for the design of the corresponding treatment facilities.* [www.stormtac.com](http://www.stormtac.com) (2004-04-19)
- Seibert, J., (1997). "Estimation of parameter uncertainty in the HBV model." *Nordic Hydrology*, 28 (4/5), 247-262.
- Tunemar, L., (2004). "Sensitivity of conceptual hydrological models to precipitation data errors- a regional study." Examensarbete vid Institutionen för geovetenskaper, ISSN 1650-6553 Nr 84.

Xu, C-Y, (2001). "Statistical analysis of parameters and residuals of conceptual water balance model- methodology and case study." *Water Resources Management*, 15, 75-92.

Firestone (Chair), M, m.fl.. (1997). "Guiding principles for monte carlo analysis." U.S. EPA (Environmental Protection Agency)/ 630/R-97/001. [www.google.com](http://www.google.com) (2004-07-07)

## APPENDIX I

Symbol	Beskrivning	Enhet
$A_i$	Area för markanvändning i	ha
$A_{rec}$	Recipientens area	ha
$C_{a,j}$	Standardkoncentration för förorening j i atmosfärisk deposition	mg/l
$C_j$	Standardkoncentration för förorening j i dagvattenflödet	mg/l
$C_{b,j}$	Standardkoncentration för förorening j i basvattenflödet	mg/l
$C_{rec,j}$	Koncentration av förorening j i recipienten	mg/l
$E$	Verklig evapotranspiration	mm/år
$i$	Markanvändning i	-
$j$	Förorening j	-
$K_{inf, i}$	Andelen av den årliga nederbörden som perkolerar för markanvändning i	-
$k_j$	Sedimentationskoefficient för förorening j	1/år
$K_x$	Andelen av infiltrerad nederbörd som når basflödet	-
$L_j$	Belstning av förorening j med dagvattnet	kg/år
$L_{a,j}$	Atmosfärisk deposition av förorening j	kg/år
$L_{b,j}$	Belstning av förorening j med basvattenflödet	kg/år
$L_{in,j}$	Belstning av förorening j med inflödet till recipienten	kg/år
$L_{point,j}$	Belstning av förorening j från punktkälla	kg/år
$L_{rel,j}$	Internbelastning av förorening j från sedimenten till vattenmassan i recipienten	kg/år
$p$	Nederbörd (regn + snö)	mm/år
$Q$	Dagvattenflöde	$m^3/år$
$Q_a$	Atmosfärisk deposition på recipienten	$m^3/år$
$Q_b$	Basvattenflöde	$m^3/år$
$Q_E$	Evapotranspirationsflöde från vattenytan	
$Q_{in}$	Inflöde till recipienten	$m^3/år$
$Q_{point}$	Punktflöde till recipienten	$m^3/år$
$Q_{out}$	Utflöde från recipienten	$m^3/år$
$V_{rec}$	Vattenvolymen i recipienten	$m^3$
$\phi_i$	Avrinningskoefficient för markanvändning i	-