



Framtagning av nytt fosfor-beräkningssätt för beräkningssystem för diffus belastning, retention och tillförsel till havet för PLC5 rapporteringen 2007

Holger Johnsson, SLU
Martin Larsson, SLU
Maja Brandt, SMHI
Lotta Pers, SMHI
Jörgen Rosberg, SMHI

Publicering: www.smed.se

Utgivare: Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut

Adress: 601 76 Norrköping

Startår: 2006

ISSN: 1653-8102

SMED utgör en förkortning för Svenska MiljöEmissionsData, som är ett samarbete mellan IVL, SCB, SLU och SMHI. Samarbetet inom SMED inleddes 2001 med syftet att långsiktigt samla och utveckla den svenska kompetensen inom emissionsstatistik kopplat till åtgärdsarbete inom olika områden, bland annat som ett svar på Naturvårdsverkets behov av expertstöd för Sveriges internationella rapportering avseende utsläpp till luft och vatten, avfall samt farliga ämnen. Målsättningen med SMED-samarbetet är främst att utveckla och driva nationella emissionsdatabaser, och att tillhandahålla olika tjänster relaterade till dessa för nationella, regionala och lokala myndigheter, luft- och vattenvårdsförbund, näringsliv m.fl. Mer information finns på SMEDs hemsida www.smed.se.

Innehåll

Introduktion	2
Utvärdering och test av ICECREAM	3
Operationalisering av ICECREAM	3
Utvärdering och anpassning av dataflöde mellan ICECREAM och HBV-P	4
Utveckling av metodik för indata	4
Modelljusteringar av HBV-P för tillämpning i den nationella skalan	5
Tillämpning och utvärdering i avrinningsområden	5
Dokumentation och jämförelse med andra P-modeller	5

Bilagor

1. Description of the P-module in the model HBV-NP
2. Utvärdering av ICECREAM – Känslighetsanalys och förslag till matris för beräkningssystemet
3. Test av ICECREAM på två fält med flödesproportionell provtagning
4. ICECREAMDB 1.0. Technical description
5. Nutrient Leaching Coefficient Calculating System 2.1 (NLeCCS). Technical description
6. Utvärdering och anpassning av dataflöde mellan ICECREAM och HBV-P
7. Utveckling av metodik för generell framtagning av indata på TRK-områden för hela Sverige och modelljusteringar av HBV-P för tillämpning i den nationella skalan
8. Modellering av fosforflöden i avrinningsområden med olika modellsystem

Introduktion

Den vattenburna bruttobelastningen av fosfor från Sverige har beräknats ett antal gånger (t.ex. Hav-90, TRK), men det har inte funnits beräkningssätt/modell för att beräkna retention/intern belastning av fosfor för framtagning av nettobelastning för Sverige på liknande sätt som det görs för kväve.

I TRK-projektet utnyttjades en regressionsmodell för att beräkna fosforbelastningen från jordbruksmark, men det har bedömts angeläget att använda en mer processinriktad modell, som kan ge en mer differentierad bild av jordbruksmarkens läckage.

I forskningsprojektet VASTRA genomfördes en utveckling av HBV-NP-modellen för att kunna beräkna retention/erosion av fosfor samt utföra scenarioräkningar på avrinningsområdesskala. För ICECREAM-modellen, som beräknar förluster från åkermark, gjordes tillägg av makroporflöde bl.a. för att kunna ta hänsyn till läckage av partikulärt fosfor genom markprofilen till dräneringsledning. Modellerna tillämpades inom VASTRA på ett större avrinningsområde (Rönne å; 1900 km²), men för Sverigeskalan finns ingen erfarenhet av att använda modellerna och det behövdes därför utvecklas rutiner för att kunna utföra beräkningarna rationellt. Det behövdes också ett förenklat gränssnitt mellan modellerna. Förluster av fosfor via ytavrinning och erosion låg i VASTRA-projektet som en egen beräkningsdel, men ingår nu för jordbruksmarken i ICECREAM-modellen.

Eftersom erfarenheterna med den vidareutvecklade ICECREAM-modellen var begränsade behövde denna del av beräkningssystemet också testas och analyseras mer i detalj, t.ex. vad gäller känsligheten för förändringar av olika parametrar. För att kunna utföra beräkningar med ICECREAM på nationell skala så behövde modellen också förses med ett användargränssnitt som kan hantera stora mängder indata och administrera omfattande matrisberäkningar.

Syftet med detta projekt har varit att skapa en förbättrad nationell beräkningsmetod för fosforbelastning från land till hav som inkluderar retention och som är mer omfattande för åkermark som är den enskilt viktigaste antropogena förluskällan. I projektet har vi utvärderat och operationaliserat ICECREAM-modellen samt utvärderat och anpassat dataflödet mellan ICECREAM och HBV-NP. En manual till HBV-NP-modellen har tagits fram internt på SMHI i samband med förvaltning av modellsystemet. En förkortad version anpassad till nationella tillämpningar återfinns i Bilaga 1. Inom projektet har vi även tagit fram metodik för enkel framtagning av indata som krävs specifikt för fosforberäkningarna, justerat HBV-NP-modellen för de förändringar i gränssnitt och indata som skett samt gjort en jämförelse med andra modeller. Momentet som berör tillämpning och utvärdering i ett avrinningsområde har påbörjats och avrapporteras i oktober. Testområdet är Motala Ström, för vilket fosformodellen satts upp i ett tidigare fristående SMHI-projekt.

Utvärdering och test av ICECREAM

ICECREAM-modellen har utvärderats genom en omfattande känslighetsanalys och genom jämförelse med mätningar från två fält, ett i Västergötland och ett i Södermanland.

Syftet med känslighetsanalysen var bl.a. att öka kunskapen om hur mycket olika faktorer i modellen påverkar fosforförlusterna och att relatera detta till idag känd kunskap och tillgängligheten på indata. Resultatet var att modellen är känslig för de faktorer som ingick i matrisberäkningen för kväve, d.v.s. region, grödor, jordart och gödslingsform. I termen region ingår bl.a. faktorer som klimat, årsmedelavrinnning och tidpunkter olika odlingsåtgärder, t.ex. sådd, skörd och plöjning. Förutom dessa var modellen också känslig för ytterligare två faktorer som det finns uppgifter för på den nationella skalan: innehållet av fosfor i matjorden och åkermarkens lutning. De vektorer som har utvalts att ingå i beräkningsmatrisen för förluster från åkermark utifrån kriteriet att modellen visar känslighet för dessa, att de har betydelse enligt "idag känd kunskap" och att data finns tillgängligt på nationell nivå är:

- region
- gröda
- jordart
- P-HCl i matjorden
- lutning
- gödselform

En mer utförlig beskrivning av känslighetsanalysen återfinns i Bilaga 2.

Syftet med testet på två fält var att undersöka hur väl modellen kunde matcha mätningarna och att få erfarenheter av hur modellen kan behöva parameteriseras för dessa specifika förhållanden. Modellen kunde, efter en del utvecklingsarbete och anpassningar av parametervärden, på ett tillfredsställande sätt simulera de förluster som var uppmätta från fälten. Så här långt är det emellertid inte helt utrett om alla anpassningar för dessa specifika fält är generellt överförbara till den nationella skalan. Vidare arbete med matrisen för Motala Ström (se rubriken Tillämpning och utvärdering i avrinningsområden) och de initiala matrisberäkningarna för PLC-5 kommer emellertid att ge ytterligare information om allmängiltigheten av de genomförda anpassningarna, vilket kommer att leda till en generell uppsättning av parametervärden för de slutliga PLC-5-beräkningarna. En mer utförlig beskrivning av testet återfinns i Bilaga 3.

Operationalisering av ICECREAM

För att kunna utföra nationella matrisberäkningar på samma sätt som för kväve med ICECREAM har beräkningssystemet för koefficienter för typhalter från åkermark, NLeCCs, utvecklats så att även fosforberäkningar kan utföras. För detta har en databasversion av ICECREAM utvecklats kallad ICECREAMDB. Dessutom har programmet CSMG (Crop Sequence Management Generator) som genererar växtföljder och indata för odlingen för simuleringarna av kväve med SOILNDB anpassats så att det nu också passar för fosforberäkningarna med ICECREAMDB.

Med ICECREAM kan man inte utan stora svårigheter utföra mer än en simulering åt gången. Eftersom den nationella beräkningen av typhalter kommer att innebära 10.000-tals simuleringar har ett nytt användargränssnitt utvecklats som kopplar ICECREAM-modellen till databaser som kan innehålla parametervärden för flera simuleringar. Med ICECREAMDB kan därmed ett stort antal simuleringar exekveras i en följd. ICECREAMDB innehåller också beräkningsrutiner som genererar normaliserade läckagekoefficienter från dagliga utdata från ICECREAM, och som därmed synnerligen underlättar de nationella beräkningarna av förluster av fosfor från åkermark. I projektet har ICECREAMDB också testats och "avbuggats" och är därmed operationell. En mer utförlig beskrivning av ICECREAMDB återfinns i Bilaga 4.

Databaserna i odlings- och växtföljdsgeneratoren (CSMG) har anpassats så att de indata som behövs för ICECREAMDB nu genereras. CSMG har testats tillsammans med ICECREAMDB och "avbuggats" och är därmed operationell. En mer utförlig beskrivning av CSMG som ingår i NLeCCS återfinns i Bilaga 5.

Utvärdering och anpassning av dataflöde mellan ICECREAM och HBV-P

Arbetsmomentet att utvärdera och anpassa dataflödet mellan ICECREAM och HBV-P utfördes under hösten 2005 och har avrapporterats som en delleverans till Naturvårdsverket (Bilaga 6).

För den Sverige-täckande tillämpningen av modellkonceptet behövdes ett mer förenklat gränssnitt mellan ICECREAM och HBV-NP än det som användes inom VASTRA. Ett antal olika förslag togs fram och testades. Det beslutades att gränssnittet skall vara baserat på årsmedelkoncentrationer av löst och partikulärt fosfor.

Utveckling av metodik för indata

För den nationella tillämpningen har metoderna för framtagning av fosforspecifika indata setts över vad gäller åfårornas längd och morfologi samt sjöars djup. Detta arbetsmoment genomfördes under hösten 2005 och har redovisats som en delleverans till Naturvårdsverket (Bilaga 7). Metodiken har använts för att ta fram indata till testområdet Motala Ström.

Metodik för att ta fram klasser för lutning och innehåll av P-HCl i matjorden samt för att beräkna andel stallgödsblad areal har utvecklats och testats på Motala Ström. Metodik och data har tagits fram i samarbete med SMED-projektet (Avropsavtal 308 0611) "Förädling och kvalitetssäkring av beräkningssystem för diffus belastning, retention och tillförsel till havet för PLC5-rapporteringen 2007". Lutningar har beräknats för jordbruksmark som ligger inom ett avstånd av 50 meter från vattendrag och sjöar med hjälp av GIS-teknik. För varje delavrinningsområde arealviktas de olika lutningsklasserna. För innehållet av P-HCl i matjorden har en klassindelning utförts utifrån den nationella jordartskartan. Typhalten för den do-

minerande klassen i varje delavrinningsområde har sedan använts i beräkningen. Andelen stallgödsblad areal beräknas utifrån djurantalet per rapporteringsområde, producerad mängd gödsel per djur och stallgödselgivans storlek som finns per produktionsområde.

Modelljusteringar av HBV-P för tillämpning i den nationella skalan

De delar i HBV-NP-modellen, som har justerats, har berört sjömodulen, erosion av partiklar och fosfor i åfåran samt kalibreringsproceduren för fosfor. Dessa ändringar har tvingat fram ändringar i resultat/utskrifter från HBV-NP-programmet och i källfördelningsprogrammet. Arbetsmomentet utfördes under hösten 2005 och har redovisats i en delleverans till Naturvårdsverket (Bilaga 7).

Tillämpning och utvärdering i avrinningsområdet

Arbetsmomentet är en viktig del i framtagning av nytt fosforberäkningssätt för att testa de olika delarna för ett helt avrinningsområde i ett sammanhang, testa arbetsgång och studera kalibreringsprocessen. HBV-NP-modellen har i ett separat SMHI-projekt satts upp för Motala Ström på delavrinningsområdesnivå och använts i samband med dataflödesanpassningen. Arbetet med tillämpning på Motala Ström huvudavrinningsområde har påbörjats, men för att ta del av så mycket som möjligt av utvecklingen av beräkningsmetoden för förluster från åkermark har testet senarelagts. Arbetsmomentet slutförs under sommar/tidig höst och rapporteras i oktober till Naturvårdsverket.

Dokumentation och jämförelse med andra P-modeller

En sammanställning av olika fosformodeller använda i Sverige har utförts baserat på egna sammanställningar av erfarenheter från olika projekt och litteratursammanställningar (se Bilaga 8). Ett av syftena var att dra erfarenheter från dessa för att tillgodogöra utvecklingen av fosformodelleringen i detta projekt. Vi har valt att redovisa modellerna i tre grupper: avrinningsområdesmodeller, modeller för beräkning av förluster från åkermark och sjömodeller. De olika modellsystemen som tillämpats i Sverige har beskrivits kortfattat inklusive styrkor och svagheter liksom erfarenheter från olika tillämpningar. Sammanställningen kommer att ligga som en grund för fortsatt utveckling.

Det är svårt att dra några specifika slutsatser av modelljämförelsen. Generellt gäller att tillgången och kvalitén på indata är viktigt för resultaten och hur validering och

utvärdering mot mätdata utförs. Graden av överensstämmelser med mätdata ger en indikation av osäkerheter i indata, mätdata och modellansatser, men det kan vara svårt att särskilja dessa felkällor. För fortsatt utveckling av modeller-
na/Beräkningssystem Vatten baserat på modelljämförelser av den här typen så behöver man därför i detalj granska och förstå hur olika modeller beräknar begränsade delar av systemet och fokusera på en del åt gången.

De viktigaste utvecklingsbehoven vi ser idag för beräkningarna av typhalter från åkermark är förbättrad parameterisering och utvecklad/förändrad vattenberäkning för en samordnad beräkning av typhalter för kväve. Erfarenheter från det påbörjade testet i Motala Ström kan bidra som input till en definitiv parameterisering av ICECREAM för PLC5. Vi hoppas även att det kommer att ge erfarenheter rörande behövliga förbättringar i indata och modellansatser på sikt.

Description of the P-module in the model HBV-NP

Introduction

HBV-NP is a nutrient transport model for nitrogen and phosphorus. This document only describes the phosphorus module as it is intended to be used in PLC5. For a description of the whole model see the HBV-NP Manual (Pers 2006) or Andersson et al. (2005).

The phosphorus model in general terms

The HBV-NP model simulates nitrogen (N) and phosphorus (P) transformation and transport in the landscape at the catchment scale (from 1 km² to more than 1 000 000 km²). The basic computation units are subbasins, which are part of a larger catchment, a district (Figure 1). For phosphorus, the model simulates soluble reactive phosphorus (SRP) and particulate phosphorus (PP). In addition to the fractions, the sum of these fractions, total phosphorus (TP) is calculated.

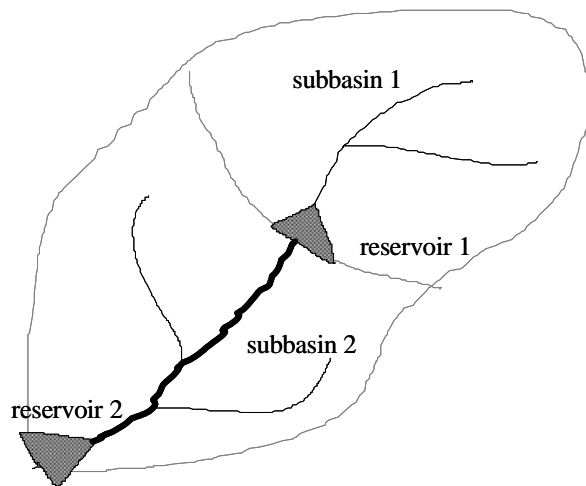


Figure 1. A schematic picture of a district with two subbasins, each with an outlet lake/reservoir. The fat line is the main river of subbasin 2, while the thin-line-tributaries together compose the local river. Subbasin 1 has no main river.

The model handles phosphorus loads from different land use, rural households, industrial and urban point sources, storm water, bank erosion, release from lake bottoms and atmospheric deposition. The model considers mixing of water in soil, shallow groundwater, rivers and lakes, and phosphorus transformation processes in rivers and lakes. The model can also handle phosphorus transformation in wetlands. Input to and output from to the model are in the form of ASCII text files (with one exception).

The objectives when modelling a catchment with HBV-NP are usually to estimate transport, retention and source apportionment of nutrients, to separate human impact from natural background, or to evaluate climate and management scenarios. A simulation with HBV-NP results in estimates of daily discharge and its concentration of nutrients, in addition to nutrient transport and load from different sources. Depending on input data and parameter values, different scenarios can be simulated. For instance the background nutrient transport can be simulated assuming other land uses than today. The results from a simulation can be further processed to calculate retention and source apportionment for the different subbasins. Further, different simulations can be compared to study the effect on nutrient transport or concentration

due to changes in climate or management, or to extract the anthropogenic nutrient transport. The HBV-NP model is based on the hydrological HBV model (Bergström 1995, Lindström et al. 1997), which gradually has been equipped with a nitrogen submodel (Bergström et al. 1987, Brandt 1990, Arheimer and Brandt 1998) and phosphorus submodel (Andersson et al. 2005).

HBV-NP is a dynamic mass-balance model, which is run at a daily time-step, including all sources in the catchment coupled to the water balance. For each waterbody in the model the nutrient concentration can be described by the equation:

$$\frac{d(cV)}{dt} = \sum \{c_{in} V_{in}\} + S - \Phi - cV_{out} \tag{Eq. 1}$$

where

c = concentration of nutrient fraction

V = water volume of shallow groundwater, river or active part of lake

in = inflow (for groundwater: soil leakage from various land uses, for P it may be through micro- and macropores separately; for river: runoff response, surface flow; for lakes/wetlands: upstream rivers and local discharge, precipitation on the surface)

out = outflow to river, lake or downstream subbasin

S = nutrient source; atmospheric deposition on water surfaces, emissions from point sources or rural households

Φ = retention (can be negative and is then a source).

The river basin is divided into several coupled subbasins (Figure 1), for which the calculations are made. This subbasin division gives the spatial distribution of the model results. The general water and nutrient flow through the model is illustrated in Figure 2. Below the numbers in parenthesis refers to the circled numbers in Figure 2.

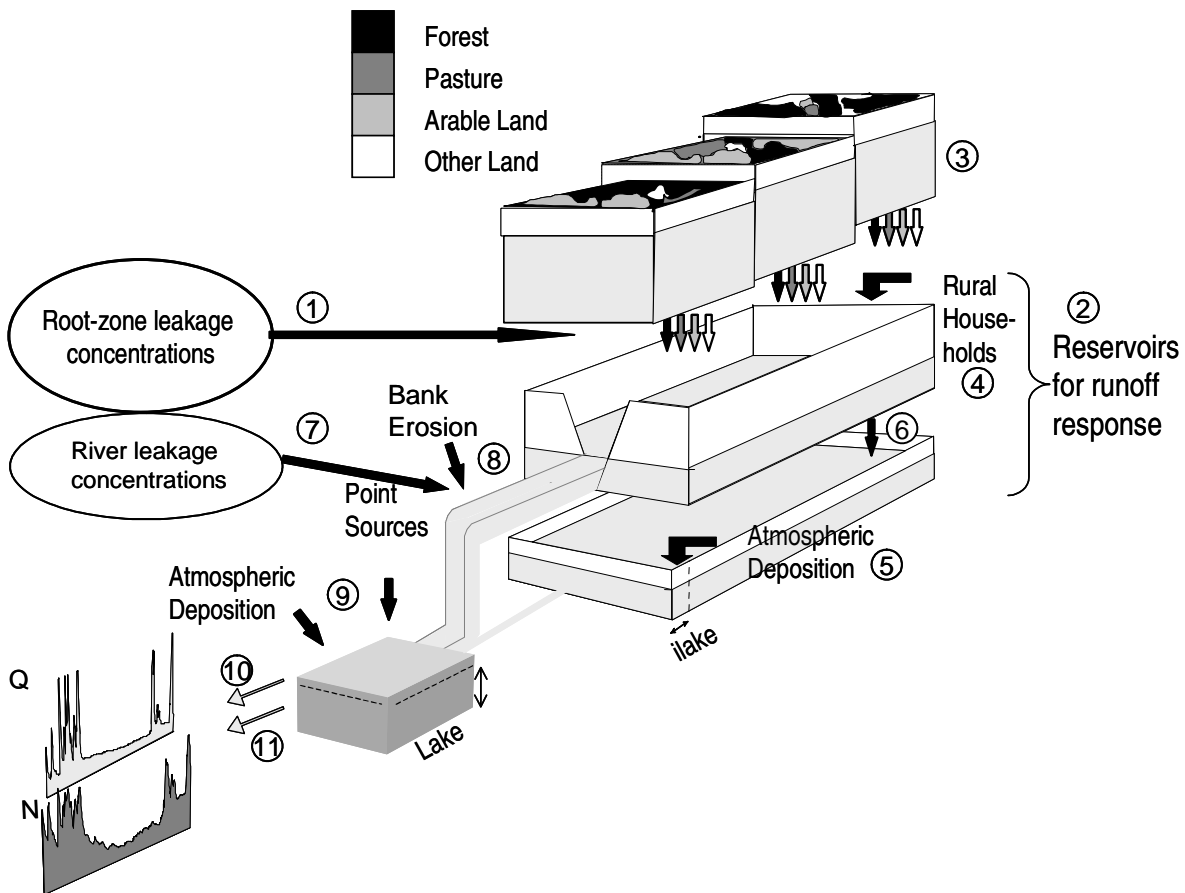


Figure 2. Structure of one subbasin in the HBV-NP model.

The hydrological part (i.e. the HBV-96 version of the HBV model, Lindström et al. 1997) consists of routines for accumulation and melt of snow, accounting of soil moisture (3), groundwater (2) and runoff response for each subbasin, and finally lakes and routing in the catchment.

Nutrient leakage from arable land are assigned to the water percolating from the unsaturated zone (1) and considered first when it has percolated below the root zone (about 1 m). Different concentrations are applied to water originating from different land uses. The arable land is divided into a variety of crops, soils and management practices (e.g. fertiliser used), for which the leaching concentration is achieved from field-scale models, e.g. ICECREAM. The nutrients are added to the models upper response box (1). There is one upper and one lower reservoir for runoff response (2) which simulates mixing of the phosphorus sources in shallow groundwater. Water from the unsaturated zone of the soil (3) enters the upper box and phosphorus load from rural households (4) and atmospheric deposition on local lakes (5) are also added to the response boxes. Atmospheric deposition on land is implicitly included in the nutrient leakage concentrations. Then the water percolates to the lower response box (6).

There exists a variant of treating phosphorus leakage from agricultural land, which includes micro- and macropore flow, soil surface erosion and surface water transport, but this was not used in this project and is not described here.

The outflow from both response boxes go through a response function which delays the outflow before it becomes the local runoff from the subbasin. The local runoff is added to the local river. To the local river water is added the loads from other land uses (7) than agricultural land (typically forest, clearcut forest, mire, glaciär, bare mountain, mire in mountain and other open land). For these other land uses the concentrations used as leakage concentrations are derived from measurements in small rivers. A river from upstream basins that run through a subbasin is called main river (see Figure 1). To both river types phosphorus from bank erosion can be an additional source (8).

The river water and nutrients can be delayed with a new advection routine. If this is used the ordinary HBV response function of the water from the response boxes is not used. The advection routine calculates the delay depending on river length and daily flow velocity for both the local and the main river.

River water from upstream basins flows together with the local river water into a point at the outlet of the subbasin. If no lake is present at the outlet of the subbasin, point sources (9) are added to the river water here. If a lake is present the river water enters the lake. Nutrient loads of atmospheric deposition on the lake surface together with industrial, urban (waste water treatment plant) and stormwater point sources are added to the lake (9). The inflow and loads to the lake are added to the passive ("upper") part of the lake. The active ("lower") part of the lake has a pre-set volume. The upper lake fills the lower lake, which are both considered well mixed. Transformation of nutrients takes place only in the active part of the lake. It is possible that the lake in the model is a source of nutrient, e.g. release of phosphorus from bottoms. The outflow of the lake (10) is determined by HBV routines (could be rating curve or regulation table or other method). The nutrient concentration (11) on the other hand is determined by calibration parameters, and is a combination of the concentration of the active and passive part of the lake. Only lakes at the outlet of a subbasin or in the main river course simulate transformation of phosphorus.

In the case of low water in the soil or in the river or lake, addition of phosphorus loads can cause large concentrations in the water. This would give unnatural peaks in the concentration time series. To avoid these effects a delay in load addition has been implemented that delay these loads and add them spread over 30-days later when the water is not so low.

The model includes a number of parameters, which can be calibrated against observed time-series of river discharge and riverine phosphorus concentrations. For large-scale catchment applications, the calibration procedure is usually made step-wise for rivers and lakes, with simultaneous consideration to several monitoring sites in a region.

Phosphorus transformation processes

The phosphorus transformation processes occur in rivers and lakes. The equations used are conceptual in nature and include calibration parameters to adjust the transformation to the catchment set-up. The equations that account for the phosphorus turnover processes are mainly based on empirical relations between physical parameters and concentration dynamics. The equations are published in Andersson et al. (2005). In Table 1 the phosphorus equations are gathered.

P transformation in river

The transformation in rivers is calculated separately for the local river and the main river (Figure 1). Four processes are considered; biological production including adhesion of soluble reactive phosphorus to soil particles, sedimentation of particulate phosphorus and resuspension of particulate phosphorus, exchange of soluble reactive phosphorus with river bed and erosion of river banks.

The biological production and adhesion of SRP to particles causes in the model a transfer of phosphorus from SRP to PP. Thus both retention of SRP and production of PP are modelled. It depends on the temperature, the current concentration of SRP in the river and the residence time of the water (Table 1). The temperature dependence is here assumed to also include the effect of incoming radiation.

Exchange with sediment may give temporary increase or decrease in concentration of SRP. The exchange depends on the difference in concentration between the river bed and the river water. The process is also depending on the morphology of the river. If river exchange is adding to the concentration in river, the river exchange rate is 30 times lower because the adhesion to sediment particles slows the release.

Particulate phosphorus is constantly settling on the river bed and resuspended during fast-flow conditions. Sedimentation is proportional to the current concentration of PP in the river and the relation between the river discharge at a bankful river and the current discharge (Table 1). If the current discharge is above bankful discharge no sedimentation occur. The resuspension increases with increasing discharge, but also depends on the store of phosphorus in the sediment. The store is recharged with particulate phosphorus through sedimentation. The river width is assumed four times the depth when calculating the river volume. Sedimentation and resuspension redistribute the PP load during the year and between years. The two processes can be turned off in the model by setting the parameter k_{12} (Table 1) to zero. Note that these processes do not include permanent sedimentation or erosion, i.e. in this model the river is assumed to be in a long-term steady state.

Bank erosion is a source of river phosphorus. It is calculated separately for local and main rivers, which has separate calibration parameters (k_{13} in Table 1). The equation has one parameter more (k_{14}), which is the concentration of phosphorus in the eroded soil. This parameter is the same for local and main rivers and should not be calibrated. The bank erosion also depends on the morphology of the river.

Table 1. Equations used for calculation of transformation of P in HBV-NP (adjusted from Andersson et al. 2005). Positive values denote retention, negative values production.

Groundwater equations	River equations	Explanations of symbols
SRP/PP no transformation	SRP/PP biological production/adhesion:	Φ = retention or production (g), Eq. 1
Lake equations	$\Phi_{PP_R} = -k_{10} * 0.85^{ \bar{T}_{20}-15 } * \frac{X}{v} * c_{SRP} * V_R$	PP = particulate phosphorus, SRP = soluble reactive phosphorus
SRP retention/release:	$\Phi_{SRP_R} = k_{10} * 0.85^{ \bar{T}_{20}-15 } * \frac{X}{v} * c_{SRP} * V_R$	L = lake, R = river
$\Phi_{SRP_L} = k_4 * c_{orig} * 0.86^{ \bar{T}_{20}-15 } * A_L * 10^6$	SRP exchange with sediment:	k_n = calibration parameters
SRP spring retention:	$\Phi_{SRP_R} = -k_{11} * \frac{r_h}{A_R} * (c_h - c_{SRP}) * V_R * \frac{1}{2}$	c = concentration (mg L ⁻¹)
$\Phi_{SRP_L} = k_{13} * c_{orig} * 0.86^{ \bar{T}_{20}-5 } * V_L * 10^{-5}$	$\Phi_{SRP_R} = \frac{\Phi_{SRP_R}}{30} \text{ if } \Phi_{SRP_R} < 0$	$c_{orig} = c_{in}$ at initial time-step ($\frac{\sum c_m V_{in}}{\sum V_m}$)
PP sedimentation:	PP sedimentation:	in = inflow
$\Phi_{PP_L} = k_5 * c_{PP} * A_L * 10^6$	$\Phi_{PP_R} = \left(\frac{\bar{q}_b - q}{\bar{q}_b} \right)^{k_{12}} * V_R * c_{PP}$	$\bar{T}_n = n$ -day-mean air temperature (°C)
PP production:	PP resuspension:	A_L = lake surface area (km ²),
$\Phi_{PP_L} = -k_6 * c_{orig} * 0.86^{ \bar{T}_{20}-15 } * A_L * 10^6$	$\Phi_{PP_R} = -\left(\frac{q}{\bar{q}_b} \right)^{k_{12}} * S_{ack}$	V = volume (m ³)
	PP bank erosion:	X = river channel length (m)
	$\Phi_{PP_R} = -k_{13} * q^{0.6} * X * d * 1250 * k_{14}$	v = river water flow velocity (m d ⁻¹)
		r_h = hydraulic radius of river (m)
		A_R = river cross sectional area (m ²)
		c_h = river concentration of SRP in hyporeic zone (mg L ⁻¹)
		q = river discharge (m ³ d ⁻¹)
		\bar{q}_b = river discharge at bankful channel (m ³ d ⁻¹)
		S_{ack} = accumulated sediment in river (g)
		d = river depth (m)

P transformation in lakes

Phosphorus transformation in lakes relates to all existing lakes in the main river and subbasin outlet. These lakes are in the nutrient transformation calculation treated as one large lake. The lake volume in the equations below is thus the combined volume of these lakes. The lake volume at the starting point is calculated from the mean depth and surface area, but after that the lake volume is varying according to inflow, outflow and evaporation.

To simulate short-term variations in nutrient concentration in the lake caused by hydrological conditions mainly during high flow events, the lake volume is divided into an active and a passive part. The passive water volume can be thought of as an upper part of the lake, with short residence time and no significant nutrient transformation. The division of the lake volume (Figure 3) into an active and a passive water volume is made according to a calibration parameter (deeplake in Figure 3) and the lake volume as calculated from area and mean depth for lakes in the main river and outlet (m^3).

During the simulation, the passive volume is the remaining of the total water volume in the lake if the total is larger than the maximum active water volume (Figure 4). If the total lake volume at on time is less than the maximum active water volume, the active water volume is equal to the total volume and no passive volume is present at that time. Lakes with an area less than 1 km^2 are assumed to be totally mixed, and are not split into an active and a passive part.

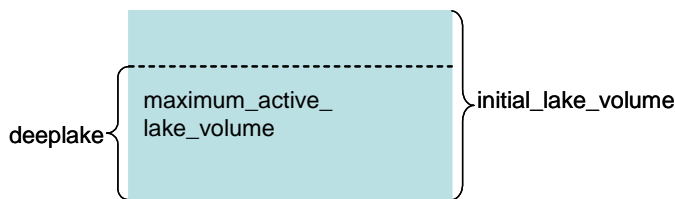


Figure 3. Picture of a lake at the model start.

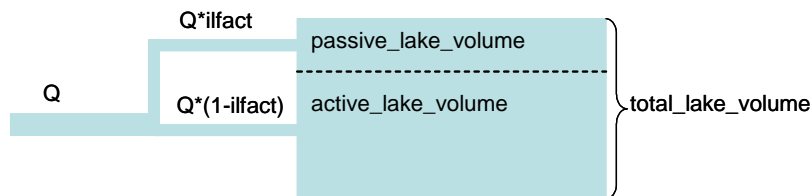


Figure 4. Picture of the lake during the model run.

Runoff from the local subbasin and runoff from upstream subbasins enter the passive part, as is phosphorus from point sources (industries, wastewater treatment plants etc.) and atmospheric deposition on the lake surface. After mixing with the water already in the passive part, this water is allowed to fill the active part up to its maximum volume if it can. The contribution to lake outflow from the passive volume of the lake as a fraction of the total outflow (ilfact in Figure 4). The fraction depends on the quotient is between the passive lake-volume and the total lake-volume and a calibration parameter.

In the active part of the lake, biogeochemical processes are affecting the concentration of phosphorus. Such processes can be release from sediments, mineralization, plant uptake, biological production and sedimentation. The effect of these processes on phosphorus is in the model described by four transformation processes. No transformation processes are used when the turnover time of the water is less than one day.

A lake can have retention of SRP or release from sediments. This is modelled with the same equation differing only in the sign of the calibration parameter. The retention depends on temperature and on a phosphorus concentration which is assumed to be a measure of the catchments nutrient status.

In spring, i.e. when the mean temperature of 10 days is higher than the mean temperature of 20 days, an additional uptake of SRP by phytoplankton can be modelled. This retention also depends on temperature and the catchments nutrient status.

Sedimentation of particulate phosphorus is proportional to the current concentration of PP in the lake and the lake area.

Production of particulate phosphorus is assumed to simulate an addition of phosphorus from old eutrophic lakes bottoms. It depends on temperature and on the catchments nutrient status the same way as the retention/release of SRP.

Input data

There is a lot of input data that is possible to use to run the HBV-NP model (Andersson et al. 2005). The data necessary for different version of the HBV-NP model differs. In addition, not all data is necessary for every catchment. Some features of the model may be turned off. In Table 2 data necessary for the current work is included.

Table 2: Data requirement of HBV-P (adjusted from Andersson et al. 2005).

Physiographic data	Sub-catchment divides, river courses, lakes, altitude, slope, soil texture and land cover distribution, lake surface area and mean depth, river length
Hydroclimatic data	Precipitation, air-temperature, time series or monthly standard values of potential evaporation, observed water discharge at some site
Nutrient data	Observed nutrient concentrations at some site, typical soil leaching concentration for each combination of land use, soil, and fertilization type at agricultural land, standard values of leaching from other land use classes, atmospheric wet and dry deposition of N and P on water surfaces and in forests for N, emissions from rural households and point sources, phosphorus in soil

Output data specific for HBV-NP

The two result files yres.dat and result.dat are the standard output files for HBV-NP.

YRES.DAT

Yres.dat is created at subbasin level when HBV-NP is run. The file contains data for yearly nutrient load and transformation within the subbasin. These nutrient balances are given both for yearly data and as a mean value for the simulated period.

The nutrient balances are presented in the order from soil, via groundwater through river and finally to the lake. The gross load of nutrient from the different sources within the catchment is presented, including the load from different land uses. It is followed by transformation of the nutrient within the catchment, i.e. in the groundwater. The load from upper subbasins and the transformation of nutrient in the river are included. The point sources and atmospheric deposition on the lake and the transport of nutrient from the subbasin conclude the balance.

The results of load and transformation of nutrients are presented for total nitrogen and total phosphorus as well as for the different fractions. Figure 5 give a schematic overview of the different phosphorus loads and transformations found in the yres.dat file.

The yres.dat file also contains catchment characteristics of the subbasin, i.e. the area of the different land classes, and a water balance. The discharge, originating from different kinds of land use, inflow from upstream subbasin(s) and outflow to downstream subbasin, is presented.

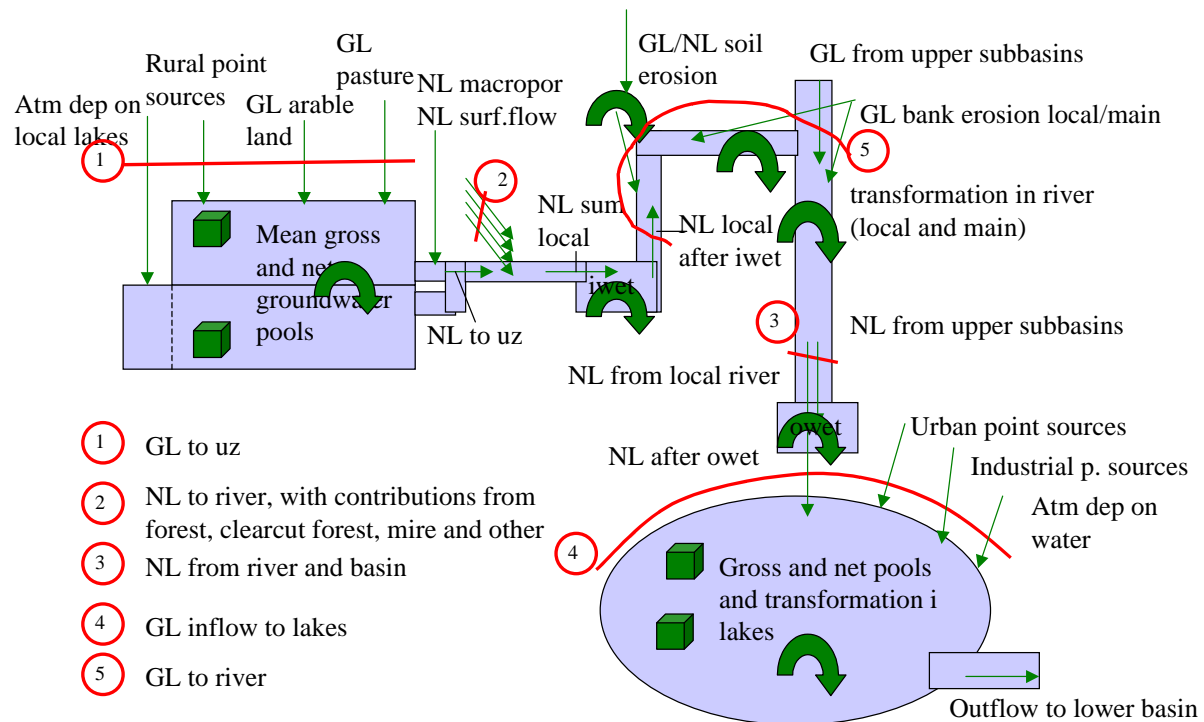


Figure 5. Overview of yres.dat loads and transformations for phosphorus.

RESULTnn.dat

This file is created for each subbasin level. The file presents time series (daily values) of discharge (computed outflow) and computed and recorded N and P concentrations in mg L^{-1} . Concentrations of total nitrogen and total phosphorus, as well as all fractions (inorganic nitrogen, organic nitrogen, soluble reactive phosphorus and particulate phosphorus), are given.

Calibration strategy

For larger regions with a lot of measurement stations, the nutrient parameters are preferably calibrated stepwise. This means that the parameters for transformation in the rivers are optimised before the parameters for transformation in lakes. Subbasins without lake and without lakes upstream are chosen. For these subbasins the river parameters are calibrated. The parameters of the river transformation are set to reasonable values beforehand, and only small adjustments should be necessary. The changed parameter values are then used in similar subbasins nearby. When the parameters for phosphorus river transformation are determined, the parameters for transformation in lakes are calibrated. The lakes have several parameters that govern different parts of the phosphorus flow. These will be calibrated for each lake with observations to compare against. Also these parameters are used for lakes in larger regions without observed data. A judgement of suitable parameters for the larger region has to be done from the parameter values found for the calibrated lakes in the region.

Source apportionment

There exists a post-processing program for HBV-NP that calculates the source apportionment for total gross and net loads from the catchment. The program divides the sources in load from arable land (plant farms and animal farms respective), load from forest, mire, and other open land, load from atmospheric deposition on lakes, load from rural households, load from point sources (urban, industrial and stormwater point sources respective), and internal loads primary from lakes. The program calculates among other things the retention all the way downstream for every different source and compiles data suitable for making maps.

References

- Andersson, L., Rosberg, J., Pers, B.C., Olsson, J. and Arheimer, B., 2005. Estimating catchment nutrient flow with the HBV-NP model – sensitivity to input data, *Ambio*, 34(7): 521-532.
- Arheimer, B. and Brandt, M., 1998. Modelling nitrogen transport and retention in the catchments of southern Sweden. *Ambio* 27(6):471-480.
- Bergström, S., 1995. The HBV model. In Singh, V. (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, Littleton, Colorado.
- Bergström, S., Brandt, M. and Gustafson, A., 1987. Simulation of runoff and nitrogen leaching from two fields in southern Sweden. *Hydrological Science Journal* 32(2-6):191-205.
- Brandt, M., 1990. Simulation of runoff and nitrogen transport from mixed basins in Sweden. *Nordic Hydrology*, 21:13-34.
- Lindström, G., Johansson, B., Persson, M., Gardelin, M. and Bergström, S., 1997. Development and test of the distributed HBV-96 hydrological model. *Journal of Hydrology*, 201: 272-288.
- Pers, C., 2006. The HBV-NP Model Manual, DM#3102. To be published.

Utvärdering av ICECREAM - Känslighetsanalys och förslag till matris för Beräkningssystemet

Anders Lindsjö, Martin Larsson, Kristian Persson och Holger Johnsson

Introduktion

ICECREAM beräknar fosforkoncentrationer i avrinnande vatten från åkermark. Innan ICECREAM kan användas för beräkning av matriser med typhalter behöver det utredas hur känslig modellen är för påverkan av olika faktorer. Faktorer som förmodas påverka de av modellen beräknade fosforförlusterna är förändringar i jordbruksåtgärder som t.ex. val av gröda, typ av jordbearbetning och tidpunkt för åtgärderna samt fasta faktorer som t.ex. fältets lutning, storlek på fält, klimat och jordart.

I den här rapporten redovisas en känslighetsanalys som har haft syftet att klargöra vilka faktorer som påverkar de med ICECREAM beräknade fosforförlusterna och i hur stor grad. Denna analys har tillsammans med en genomgång av tillgängligheten av indata resulterat i en vektor med faktorer som kommer att användas för en matris med typhalter för beräkning av fosforförluster från åkermark i Sverige.

Material och metoder

ICECREAM-modellen

ICECREAM är en dynamisk simuleringsmodell för att beräkna olika odlingsåtgärders påverkan på erosion och förlust av partikulärt (PP) och löst (SRP) fosfor genom ytavrinning och genom markprofilen. Modellen med ursprung i USA har senare vidareutvecklats i Finland för att kunna beskriva fosforförluster under nordiska klimatförhållanden. Den har framförallt använts för att beskriva erosion och ytavrinning. Vid beräkning av förluster av fosfor via ytavrinning och erosion kan en sluttning delas upp i flera segment där varje segment kan ha olika egenskaper, t.ex. lutning och gröda. På detta sätt kan t.ex. effekten av skyddszoner beräknas. För många åkerjordar i Sverige är dock utlakning genom markprofilen via makroporer den viktigaste flödesvägen (bl.a. på grund av att ytavrinningen är relativt liten). Inom forskningsprojektet VASTRA har därför makroporflöde lagts till i modellen och därefter har modellen testats på ett av SLU's försöksfält i Lanna i Västergötland där positiva resultat erhöles med avseende på förmågan att beskriva förlusterna av fosfor på strukturerade jordar. Modellen har därefter på ett mycket förenklat sätt tillämpats inom VASTRA för att beskriva läckageförlusterna från jordbruksmark från Rönne å avrinningsområde i södra Sverige.

Känslighetsanalys med Morrismetoden

Känslighetsanalyser används för att identifiera de parametrar (faktorer) som har störst effekt på en modells utdata. Grundidén med en känslighetsanalys är att en parameter ändras och resultatet jämförs med ursprungssättningen av parametern. Detta upprepas med ett antal olika värden för parametern, desto fler värden desto noggrannare analys. För modeller som innehåller stora mängder av parametrar är det mycket tidskrävande att göra en känslighetsanalys manuellt, det är istället lämpligt att använda sig av en metod som per automatik byter värde på parametrarna och sedan beräknar känsligheten för varje parameter. Metoden som vi har använt för att analysera känsligheten av parametrarna i ICECREAM är den s.k. Morris-metoden (Morris, 1991).

Morris-metoden är en “one factor at a time design” där en parameter ändras åt gången utifrån ett minimum och maximum för varje parameter. Varje parameter delas upp i ett bestämt antal värden med jämna intervall mellan de satta min- och maxgränserna. Modellen körs för varje ny kombination av värden och Morris-metoden beräknar sedan känsligheten för de valda resultatvariablerna. Morris-metoden kan ange känsligheten på olika sätt, i denna rapport har elementäreffekt använts. Elementäreffekten beräknas utifrån den förändring hos resultatvariabeln som en viss förändring i parametern ger. Den beräknas för varje par av parameter/resultatvariabel och redovisas sedan som medelelementäreffekt för alla intervall (medelelementäreffekten kommer här efter bara att benämnas som elementäreffekt). Ett högt värde på elementäreffekten indikerar att parametern är känslig d.v.s. har stor inverkan på resultatvariabeln från modellen. Elementäreffekten tar dock inte interaktioner mellan parametrarna i beaktande (Larsbo, 2005).

Varje parameter delades upp i 100 värden med samma intervall mellan min- och maxvärdena. Detta ger alltså 100 olika värden för varje analyserad parameter. Att 100 värden använts innebär att om parametern ändras en procent så kommer ett värde på elementäreffekten på 0.01 (1 %) betyda att resultatet av modellens utdata förändras med en procent.

Resultatet från känslighetsanalysen är starkt kopplat till vilket intervall som valts för parametrarna. Intervallet har därför satts med utgångspunkt från tillgänglig kunskap, tillgängliga uppmätta värden och hur Sveriges åkermark är beskaffad med avseende på vanliga jordarter och grödor. Analysen har utförts för ett par kontrasterande jordar, klimat och grödor eftersom känsligheten kan variera under dessa förutsättningar. De valda jordartsklasserna var *clay* och *sandy loam*, grödorna var *höstvet*, *vall* och *korn*. Klimaten representerades av Ängelholm eller Luleå.

Grundparameteriseringen gjordes för *clay* med *höstvet* gödslad med enbart handelsgödsel och med klimat från Ängelholm. Förutom jordart, gröda och klimat utfördes känslighetsanalys även för stallgödning och för olika sorptionsalternativ för fosfor som man kan välja mellan i ICECREAM. Val av sorptionsformel baseras på om jorden är antingen kalkhaltig (sorptionsformel 1) eller efter jordens vittringsgrad, lätt vittrad (sorptionsformel 2) eller starkt vittrad (3). Den formel som använts som grundparametersättning är sorptionsformel 4 som har utvecklats för den nordiska anpassningen av ICECREAM som gjorts i Finland (Knisel & Davis, 2001; Siimes m.fl., 2002). I testerna av känsligheten för stallgödning, klimat och sorptionsformel användes grundparameteriseringen med undantaget att *höstvet* byts ut mot *korn*. En bugg i programmet som gjorde matrisen för indata till ICECREAM för Morris-analysen har fixats efter dessa simuleringar och resultaten bör därmed betraktas med viss försiktighet (berör endast **Figur 5** i Resultaten). Alla andra simuleringar utfördes däremot igen.

Analyserade parametrar och val av intervall

Här följer en kort beskrivning av de olika parametrarna som analyserats och hur min- och maxvärdena har fastställts. I Tabell 1 visas en sammanställning av de valda intervallen.

Parametern *CN2* (SCS curve number) påverkar fördelningen av vattenflödet mellan infiltration och ytavrinning. Specifika värden för *CN2* kan kopplas till val av gröda, jordbearbetningsåtgärder och infiltrationskapacitet. Intervallet som använts för *CN2* baserades på GLEAMS-manualen och en finsk analys av ICECREAM (Knisel & Davis, 2001; Bärlund & Tattari, 2001). Mannings *n'* (ytskrovlighet) är ett mått på motståndet som marken utgör för ytavrinning och den påverkar därför erosionen och förlusterna av fosfor via ytavrinning. Parametersättningen för Mannings *n* (*MN*) har baserats på CREAMS manualen (Knisel, 1980). Både *MN* och *CN2* kan anta olika värden för odlingsåtgärderna sådd (*MN_Plant*, *CN2_Plant*), skörd (*MN_Harvest*, *CN2_Harvest*) och jordbearbetning (*MN_Use*, *CN2_Use*). *Max_water_input* är ett tröskelvärde för initiering av ytavrinning, och den är satt med avseende på det intervall där det är rimligt att initiering av ytavrinning sker.

Tabell 1. Lista som visar de parametrar som använts och för vilket intervall som känslighetsanalysen utförts med Morris-metoden för de två testade jordarna; *clay* och *sandy loam* för grödorna *höstvet* och *vall*. Parameternamnen är de som används i resultatfigurerna

Parameternamn		Min	Max	Min	Max
width	Fältets bredd [m]	100	400		
length	Fältets längd [m]	100	400		
slope	Fältets lutning [m/m]	0.002	0.2		
M_Wat_imp	Max water input [mm]	2	15		
MN^{1,2}	Mannings n, Ytskrovlighet	0.01	0.1		
CN2^{1,3}	SCS curve number				
	Clay	86	96		
	Sandy loam	76	86		
fp	Tillförd mineralgödsel [kg ha ⁻¹ per giva]	0	50		
fdep	Djup för applicering av gödsel [mm]	0	70		
tildep	Jordbearbetningsdjup [mm]	50	250		
effinc	Inkorporeringseffektivitet för växtrester vid jordbearbetning [0-1]	0.3	1.0		
effmix	Inblandningseffektivitet för växtrester vid jordbearbetning [0-1]	0.05	1.0		
yield⁴	Skörd				
	Höstvet [kg m ⁻²]	0.52	1.0		
	Vall [kg m ⁻²]	0.25	0.6		
				Clay	Sandy loam
ksoil⁵	Erosiviteten vid rännilserosion [m/m]	0.20	0.40	0.01	0.10
solcly⁶	Lerhalt [m/m]	0.30	0.60	0	0.20
solsnd⁶	Sandhalt [m/m]	0.00	0.30	0.45	0.79
Solorg	Organiskt material [m/m]	0.01	0.07	0.01	0.07
pH⁷	Markens pH	5.5	7.5	5.5	7.5
Bsat%⁷	Basmättnadsgrad [%]	82	100	82	100
				cm ⁹	
fop_L1	Färskt organiskt P, lager 1 [g kg ⁻¹]	0.10	0.30	0- 30	0.10
fop_L2	Färskt organiskt P, lager 2 [g kg ⁻¹]	0.05	0.15	30-100	0.05
plab0	Labilt P [g kg ⁻¹]	0.035	0.045	0-100	0.035
sorgP0_L1	Organiskt bundet P, lager 1 [g kg ⁻¹]	0.20	0.60	0- 30	0.20
sorgP0_L2	Organiskt bundet P, lager 2 [g kg ⁻¹]	0.10	0.30	30-100	0.20
soilP_L1	Oorganiskt bundet P, lager 1 [g kg ⁻¹]	0.1	2.0	0- 30	0.1
soilP_L2	Oorganiskt bundet P, lager 2 [g kg ⁻¹]	0.05	1.0	30-100	0.05
rc_L1 / rc_L2⁸	Mättad hydraulisk konduktivitet [mm/h]	0.2	200		0.2
fc_L1 / fc_L2⁸	Vattenhalt vid fältkapacitet [m ³ /m ³]	0.35	0.4		0.18
solpor_L1 / _L2⁸	Porositet [m ³ /m ³]	0.42	0.48		0.37
br15_L1 / _L2⁸	Vattenhalt vid vissningsgränsen [m ³ /m ³]	0.25	0.29		0.06
tresh_watin	Tröskelnivå för initiering av makroporflöde [m]	0.0002	0.005		0.012
frac	Reduktionsfaktor för makroflöde	0.7	1.0		0.1

¹ Mannings n och CN2 är uppdelade efter näråtgärderna sådd (_Plant), skörd (_Harvest) och jordbearbetning (_Use) äger rum.

² Intervallerna baseras på information ur CREAMS manualen, sida 241 och 248 (Knisel, 1980).

³ Intervallen baseras på Bärlund & Tattari, 2001 och GLEAMS-manualen (Knisel & Davis, 2001).

⁴ Normskördarna baseras på Johnsson & Mårtensson, 2002.

⁵ Baserat på Bärlund & Tattari, 2001.

⁶ Baserat på den internationella texturklassificeringen av jordar (Brady & Weil, 1999).

⁷ Baserat på Eriksson m.fl., 1997.

⁸ Baserat på Rawls, 1982.

⁹ 0-30 cm djup representerar modellens skikt 1 och 2 i markprofilen och 30-100 cm representerar skikt 3 och 4.

Mängden fosfor i mineralgödsel fp och dess appliceringsdjup $fdep$ har satts utifrån vad som är vanligt förekommande i Sverige. De tre parametrar som styr jordbearbetningen i ICECREAM är $tildep$, $effinc$ och $effmix$. Parametern $tildep$ är djupet för jordbearbetningen, $effinc$ beskriver hur mycket av de ovanjordiska växtresterna som kommer ner i jorden och $effmix$ beskriver hur stor blandning det blir mellan jord och nerbrukade växtrester. För $effinc$ och $effmix$ anges värden mellan 0 och 1, där 0 representerar ingen inkorporering eller blandning och för ett värde av 1 är blandningen respektive inkorporeringen maximal.

Skörden ($yield$) för korn och vall baserades på normskördarna som beskrivs i Johnsson & Mårtensson (2002), med ett rimligt intervall uppskattat runt dessa.

Erosiviteten för jord i rännilar styrs bl.a. av parametern $ksoil$, för vilken intervallet baserats på en tidigare applikation med ICECREAM (Bärlund och Tattari, 2001). Halten organiskt material i marken, $solorg$, baserades på Bärlund och Tattari (2001) samt Eriksson m.fl. (1997).

Initialvärdena för olika fosforpolar i marken har baserats på flera källor. Initialvärdet för färskt organiskt fosfor $fop0$ har baserats på en formel från GLEAMS-manualen som bygger på en uppskattning att 10 kg ha^{-1} färskt organiskt fosfor i skörderester fördelas i rotzonen. För labilt fosfor $plab0$ har initialvärdena hämtats från finska och från svenska förhållanden (Eriksson, 1997; Bärlund och Tattari, 2001). Initialvärdena för stabilt organiskt fosfor $sorgp0$ har beräknats utifrån den totala kvävehalten enligt GLEAMS-manualen. Uppgifter om total kvävehalt har inhämtats från en svensk databas (Eriksson m.fl., 1997). Initialvärdet för den stabila polen av mineralfosfor $soilp0$ har uppskattats utifrån mätningar av P-HCl i svensk åkermark (Eriksson, 1997) och på ett empiriskt samband mellan olika fosforformer (Sharpley m.fl., 1984). ICECREAM har delats in i fyra skikt med skiktjocklekar från markytan och nedåt på 0-1, 1-30, 30-65 och 65-100 cm. Initialvärden för fosfor har satts lika för skikt 1 och 2 (d.v.s. 0-30 cm) och skikt 3 och 4 har också definierats lika. Initialvärdena för skikt 3 och 4 har halverats jämfört med skikt 1 och 2, i enlighet med Saarela m.fl. 2003.

De markfysikaliska parametrarna mättad hydraulisk konduktivitet rc , porositet $solpor$, vattenhalt vid fältkapacitet fc och vattenhalt vid vissningsgränsen $br15$ har baserats på s.k. pedo-transfer funktioner (Rawls, 1971), men med begränsningen att fc inte kan överstiga $solpor$ i ICECREAM och att $br15$ inte kan vara större än fc . De parametrar som representerar egenskaper för olika jordar är i de flesta fallen satta så att de representerat respektive texturklass enligt Rawls (1971).

Lutningen, $slope$, är satt till ett tämligen stort intervall, 0.2 % till 20 %, d.v.s. 2 dm till 20 meter per 100 meter.

Två parametrar ($tresh_watin$ och $frac$) som beskriver flöde genom makroporer ingick i känslighetsanalysen. $Tresh_watin$ är ett tröskelvärde som det infiltrerade vattnet måste överstiga innan makroporflöde uppkommer. I den terminologi som används för fysikaliskt baserade simuleringsmodeller med två porsystem kallas parametern för mättad konduktivitet för mikroporererna. $Frac$ är den andelen av infiltrationen över $tresh_watin$ som bildar makroporflöde.

Känslighetsanalysen genomfördes för simulerade koncentrationer av PP och SRP via både ytavrinnande vatten samt läckage genom markprofilen. Utöver fosfor har en analys även gjorts på vattenflöde genom ytavrinning (SR) och som perkolation genom markprofilen (DD). Totalt simulerades 12 år (1970-1981), men de första 2 åren utelämnades från beräkningen av elementäreffekten på grund av att eventuella osäkerheter i initiala förhållanden inte skulle få för stor inverkan på känslighetsanalysen.

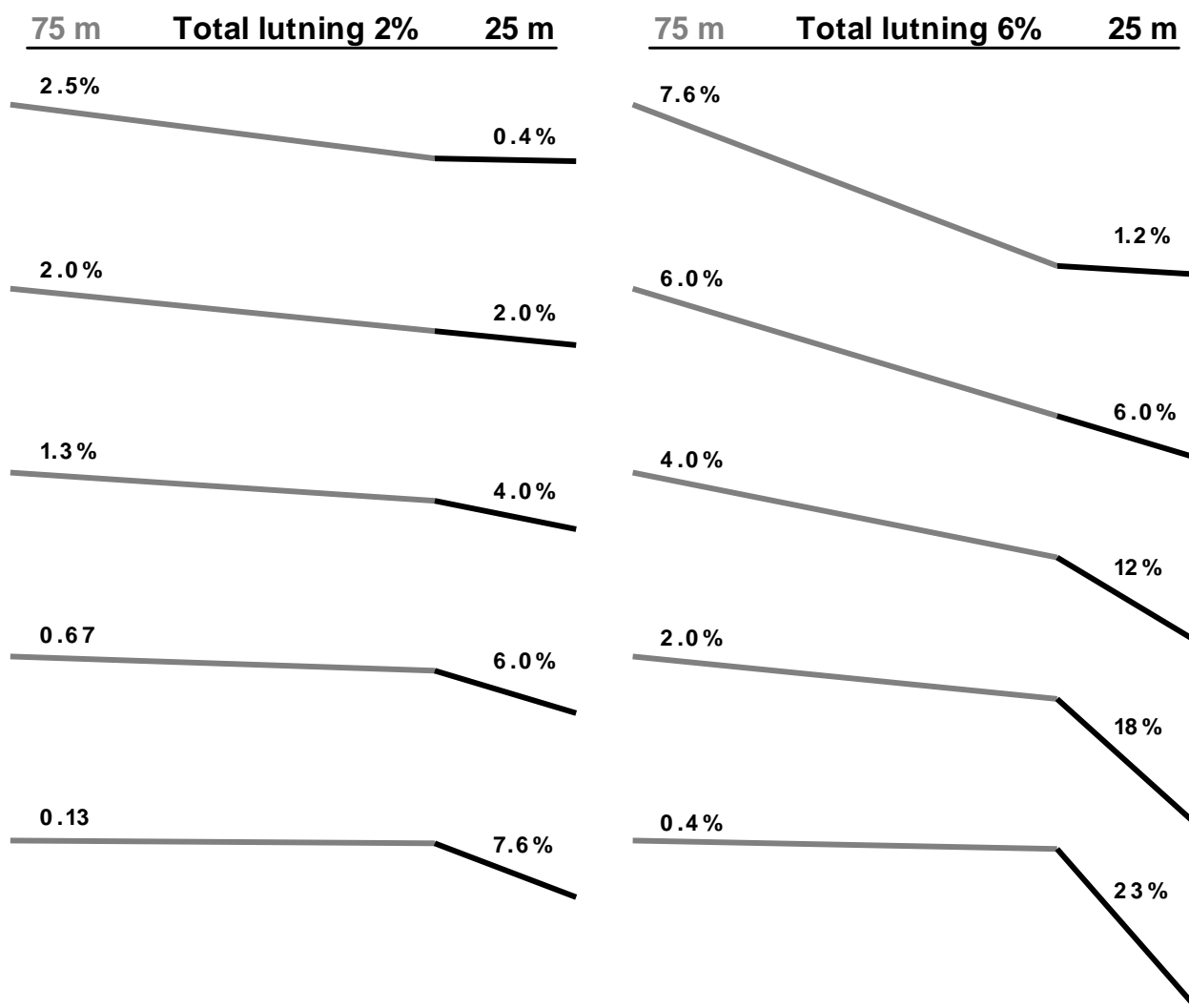
Manuell analys av parametrars inverkan i ICECREAM-modellen

För vissa parametrar i ICECREAM var det komplicerat att göra en känslighetsanalys enligt Morris-metoden på grund av deras beskaffenhet i ICECREAM. Tidpunkter för olika brukningsåtgärder måste till exempel följa på varandra i kronologisk ordning. De faktorer som testades manuellt av denna anledning var tidpunkt för sådd, gödsling, skörd och jordbearbetning. Sådd, gödsling och skörd flyttades +/- 21 dagar medan bearbetningstidpunkten analyserades utifrån att flytta plöjningen 1 månad i taget (se Tabell 2). Resultaten för de manuella analyserna erhöles inte som elementäreffekt utan faktiska fosforförluster (årsmedelvärden av förluster kg P ha⁻¹). Även inverkan av gödseltyp d.v.s. stallgödsling mot handelsgödsling jämfördes manuellt för både höstspredning och vårspredning (se Tabell 2). Som grundparametersättning användes texturklassen *clay* med grödan *korn* gödslat med enbart handelsgödsel och med klimatet från Ängelholm.

Tabell 2. Tidpunkter för manuell känslighetsanalys av faktorerna sådd, gödsling, skörd och jordbearbetning

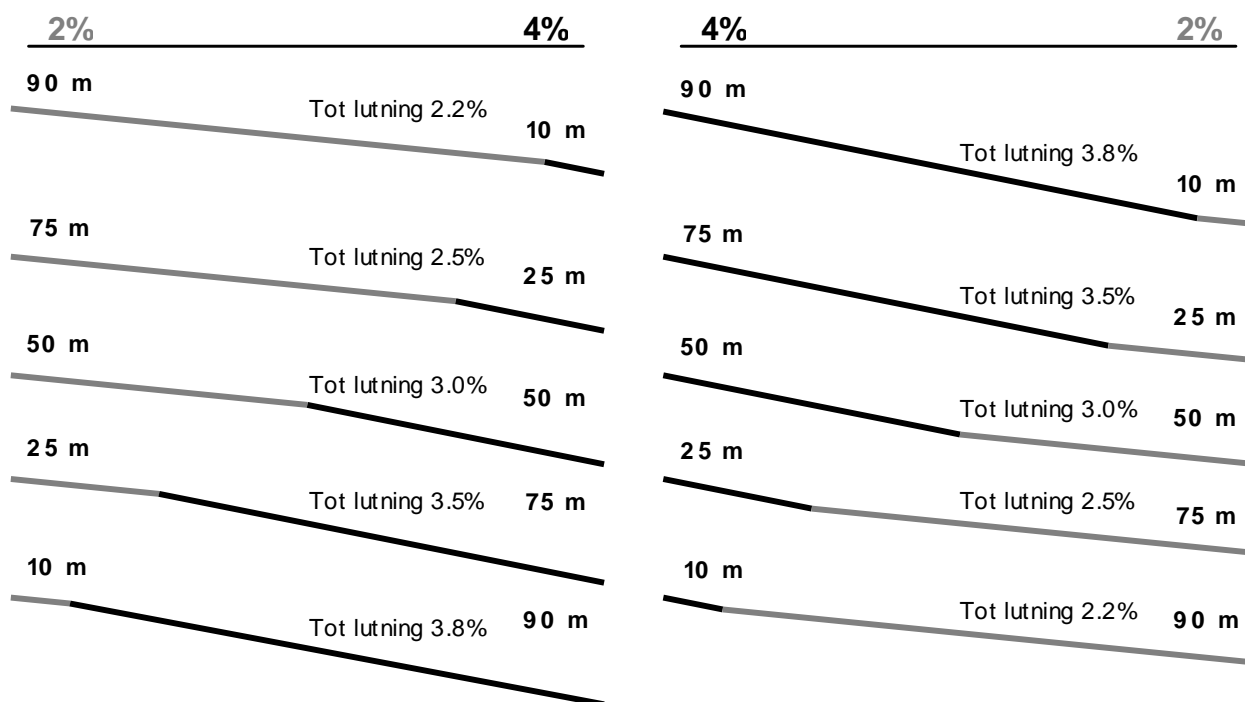
Parametersättning/Faktor	Sådd	Gödsling	Skörd	Bearbetning
Grundparametersättning	18 april	19 april	20 aug	15 okt
Tidpunkter för sådd, skörd och gödsling				
Sådd & Gödsling -21 dagar	28 mar	29 mar	- " " -	- " " -
Sådd & Gödsling +21 dagar	9 maj	10 maj	- " " -	- " " -
Sådd - 21 dagar	28 mar	19 april	- " " -	- " " -
Sådd + 21 dagar	9 maj	- " " -	- " " -	- " " -
Skörd - 21 dagar	18 april	- " " -	30 juli	- " " -
Skörd + 21 dagar	- " " -	- " " -	10 sep	- " " -
Gödsling - 21 dagar	- " " -	10 maj	20 aug	- " " -
Gödsling + 21 dagar	- " " -	29 mar	- " " -	- " " -
Val av plöjningstidpunkt				
21 augusti - Höst	18 april	19 april	20 aug	21 aug
21 september - Höst	- " " -	- " " -	- " " -	21 sep
21 oktober - Höst	- " " -	- " " -	- " " -	21 okt
21 november	- " " -	- " " -	- " " -	21 nov
21 december	- " " -	- " " -	- " " -	21 dec
21 januari	- " " -	- " " -	- " " -	21 jan
21 februari	- " " -	- " " -	- " " -	21 feb
21 Mars - Vår	- " " -	- " " -	- " " -	21 mar
17 april - Vår	- " " -	- " " -	- " " -	17 apr
Handels- och stallgödsling				
Vårspredning Handelsgödsel	18 april	19 april	20 aug	15 okt
Vårspredning Stallgödsel	- " " -	- " " -	- " " -	- " " -
Höstspredning Handelsgödsel	- " " -	14 okt	- " " -	- " " -
Höstspredning Stallgödsel	- " " -	- " " -	- " " -	- " " -

Eftersom Morris-metoden bara anger en parameters känslighet, men inte i detalj hur förlusterna påverkas utfördes ytterligare analyser för lutningens, *slope*, inverkan. Ett fält delades in i två segment med olika lutning. Erosionen från det överliggande segmentet (segment 1) kan antingen sedimentera i segmentet 2, så att det blir en intern omflyttning på fältet, eller transporteras vidare över segment 2 och bidra till de totala förlusterna från fältet. Förlusterna av PP via ytavrinning i modellen beräknas i kanten på segment 2. I känslighetsanalysen som beskrivs här ändrades längderna för segmenten och dessutom testades olika .



Figur 1. Skiss över de lutningar som använts för analys av hur dessa påverkar fosforförluster och koncentrationer av fosfor. De ljusgrå linjerna representerar segment 1 (75 meter) och de svarta segment 2 (25 meter). Proportionerna höjd:längd är 1:5 d.v.s. höjden är i skissen representerad 5 gånger större än längden.

I två av analyserna har längden för segment 1 satts till 75 meter och för segment 2 till 25 meter, alltså en sammanlagd längd på 100 meter. Lutningarna för segmenten har däremot varierats för analyserna men med en total lutning av antingen 2 % eller 6 %. Proportionerna mellan lutningen på första respektive andra segmentet är lika för båda analyserna. För visualisering av lutningarna se Figur 1, resultaten redovisas i Figur 14 och Figur 15. En variant till som analyserades var att lutningen för segment 1 respektive segment 2 bibehölls medan längderna för segmenten varierades. Lutningsparen som sattes för segmenten var 2 och 4 % respektive 4 och 2 %. Däremot varierades längden av segmenten med paren 90-10, 75-25, 50-50, 25-75 och 10-90 meter (d.v.s. en total längd på 100 meter). För värde och visualisering av längderna och lutningarna se Figur 2, resultaten redovisas i Figur 16 och Figur 17. För analys av längdens inverkan på förlusterna av ytavrinnande PP utfördes dessutom simuleringar med längderna 10, 25, 50, 100, 150 och 200 meter för lutningarna 1, 2, 5, 10, och 15 % (resultat av denna analys redovisas i Figur 18). Slutligen analyserades effekten på vattenflöde och förluster av fosfor med lutningar mellan 0 och 25 %, i 1 procents intervall för ett segment med längden 100 meter (se Figur 19 för resultat).



Figur 2. Skiss över de lutningar och längder som använts för analys av hur dessa påverkar förluster och koncentrationer av fosfor. De ljusgrå linjerna representerar en lutning på 2 % och de svarta 4 %. Segment 1 representeras av den vänstra delen av linjerna. Proportionerna höjd: längd är 1:5 d.v.s. höjden representeras 5 gånger större än längden.

Eftersom *tresh_watin* uppvisade en hög känslighet med Morrismetoden utfördes en manuell analys av denna parameter. En manuell analys utfördes även för parametern *max water input*. Målavrinningens inverkan på koncentrationer av SRP och PP analyserades manuellt genom att ändra avrinningen från texturklasserna *clay* och *sandy loam* odlade med *vall* och med lutningarna 2 % och 4 %. Avrinningen ändrades genom att ändra nederbörds-korrigeringsparametrarna för regn *CPL* och snö *CPS*. Resultaten av denna känslighetsanalys redovisas i Figur 22.

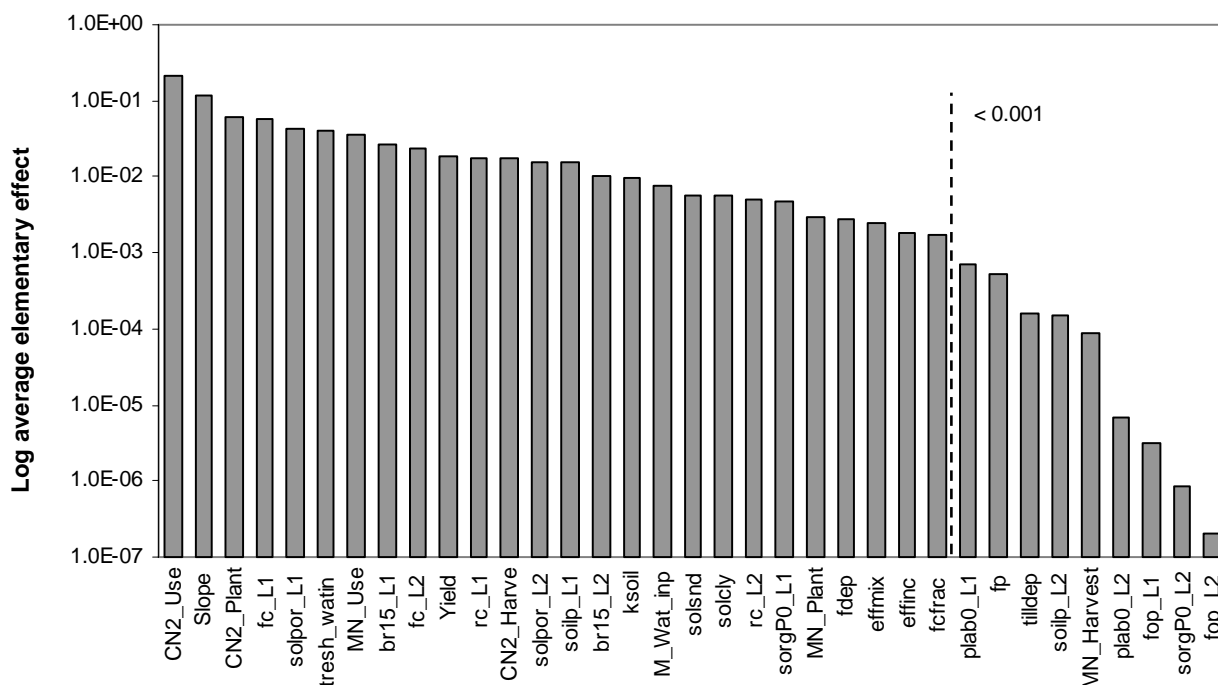
Resultat

Känslighetsanalys enligt Morris-metoden

Resultatet av känslighetsanalysen redovisas sammanfattat i Figur 3 med elementäreffekten sorterad efter minskande värde. Endast den högsta uppnådda elementäreffekten per parameter oavsett parametersättning eller resultatvariabel (koncentration SRP, PP i ytavrinning eller igenom markprofilen). Mer detaljerade resultat t.ex. de tio högsta elementäreffekterna för parametersättningarna; *clay* med *höstvet*, *clay* med *vall*, *sandy loam* med *höstvet* och *sandy loam* med *vall* redovisas i Figur 4 (elementäreffekten redovisat med högsta värdet oberoende resultatvariabel). I Figur 5 redovisas dessutom de tio högsta elementäreffekterna för olika klimat (Ängelholm och Luleå), för de två gödslingsformerna mineral- eller stallgödsel och för de olika sorptionsformlerna för fosfor (1 och 3). Grundparametersättning har utgjorts av *clay*, *korn*, Ängelholm och *sorptionsformel 4* (Figur 5a). De tio känsligaste parametrarna redovisas också separat för olika resultatvariabler med den högsta uppnådda elementäreffekten oberoende av jordart och gröda (Figur 6).

Rangordning av alla parametrar

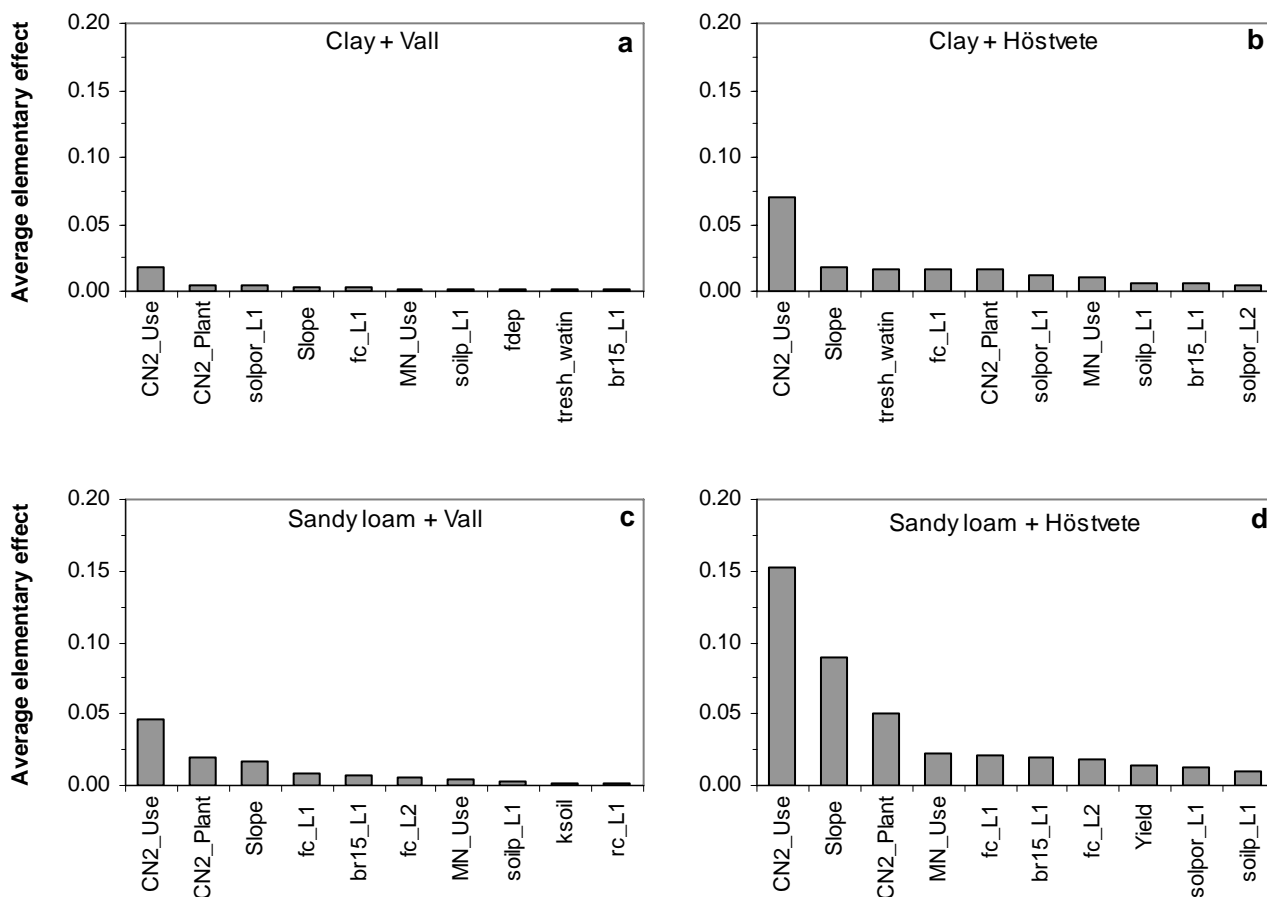
Som framgår av Figur 3 så har *CN2_Use* den största inverkan på de simulerade koncentrationerna av fosfor med en elementäreffekt på 0.21, d.v.s. när parametern ändras 1 % så ändras resultatet 21 %. Den följs sedan av *Slope* (11.5 %), *CN2Plant* (6.1 %) och *fc_L1* (5.8 %).



Figur 3. Log elementäreffekt för alla uppsättningar av parametrar (Clay eller Sandy loam med höstvet eller vall), för koncentrationer av fosfor (SRP/PP förluster via ytavrinning, SRP/PP genom markprofilen). Enbart den högsta uppnådda elementäreffekten redovisad per parameter. Parametrarna är rangordnade efter minskande elementäreffekt. Strecket anger gränsen för där 1 procentens ändring i parametern ger 0.1 procentens förändring i resultat.

Känslighet för clay/sandy loam odlat med korn/vall

Som framgår av Figur 4 så var känsligheten oavsett gröda generellt sett högre för *sandy loam* jämfört med *clay*. Den högsta uppnådda elementäreffekten för *sandy loam* odlat med *höstvet* var 18 % medan högsta uppnådda för *clay* odlat med *höstvet* var betydligt lägre (7.1 %) (Figur 4b, d). Känsligheten var också högre för *höstvet* jämfört med *vall*, högsta känsligheten oavsett jord för höstvet var 15 % medan högsta uppnådda känslighet för vall var 4.6 %. Den känsligaste parametern i alla parametersättningar var *CN2_Use*. *CN2_plant* var den näst högsta parametern med vall som gröda oavsett texturklass medan för höstvet var *slope* den näst känsligaste parametern.



Figur 4. Rangordning av de tio högsta elementäreffekterna för var och en av parametersättningarna; **a)** *Clay + vall* **b)** *Clay + höstvet* **c)** *Sandy loam + vall* **d)** *Sandy loam + höstvet*. Grundparametersättning med klimatdata från Ängelholm gödlat med handelsgödsel. Parametrarna är rangordnade efter minskande elementäreffekt.

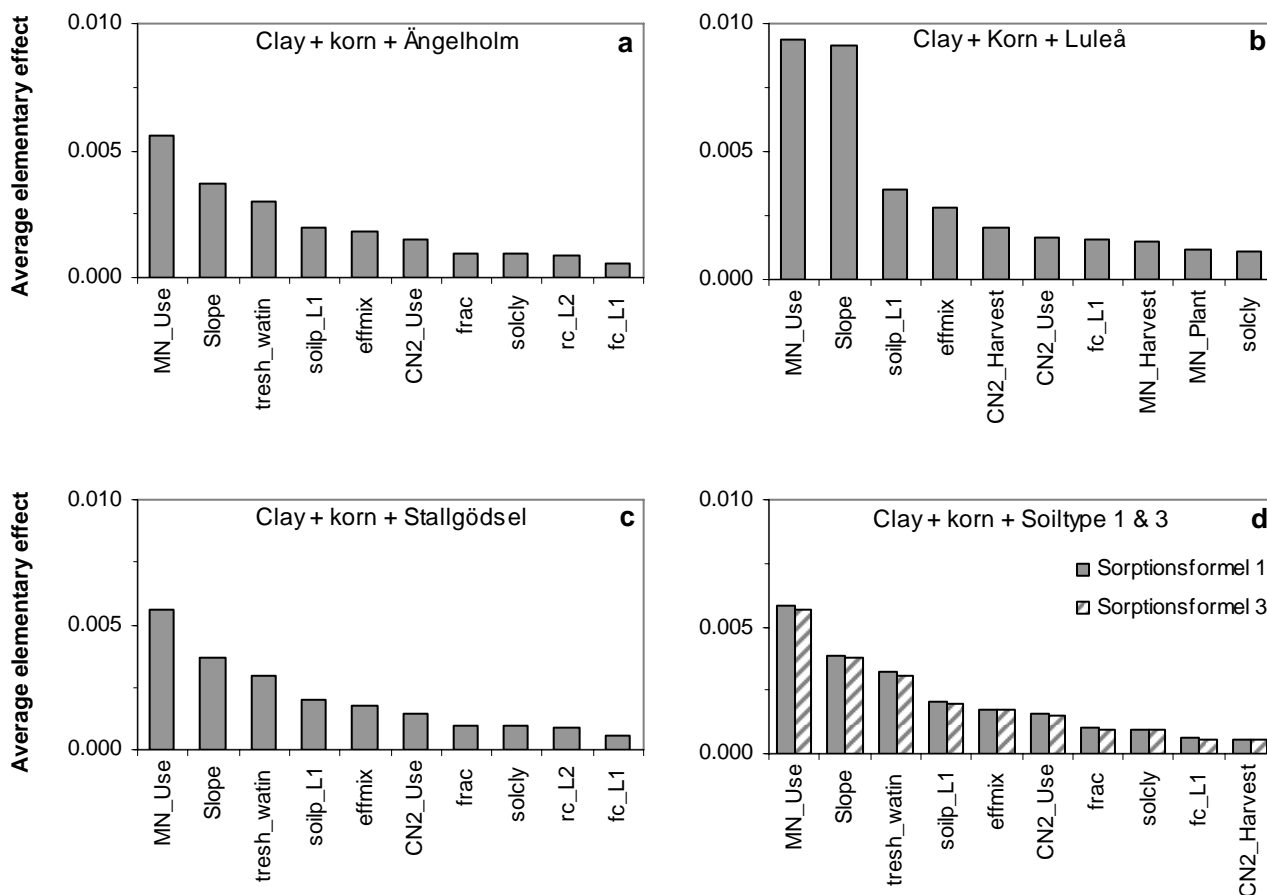
En jämförelse av känsligheterna mellan *höstvet* och *vall* visar att i stort sett samma parametrar finns representerade oavsett jordart. Det som skiljer sig åt är att *fdep* bara är representerat i *vall* som gröda (texturklass *clay*), *solpor_L2* är dock bara representerat för *höstvet*. Samma typ av jämförelse mellan texturklasserna ger att *fc_L2*, *ksoil*, *rc_L1* och *yield* enbart är känsliga med *sandy loam*, medan parametrarna *fdep*, *tresh_watin* och *solpor_L2* var representerade enbart med *clay*.

Känslighet för klimat, sorptionsformler för fosfor och stallgödsling

I Figur 5 visas resultaten för simuleringar med de olika klimaten Ängelholm (**a**) och Luleå (**b**), skillnaden mellan handelsgödsel respektive stallgödsel (**c**) och för de olika sorptionsformlerna (1 och 3) (**d**). *Clay*, *korn*, Ängelholm och handelsgödsel har använts som grundparametersättning och ändringarna av de olika faktorerna har gjorts utifrån det. Resultatet från grundparametersättningen visas i Figur 5a.

Klimatet visade sig ha stor inverkan på känsligheterna både vad det gäller elementäreffekt och inbördes rangordning av parametrar. De två högsta elementäreffekterna för båda klimaten var *MN_Use* och *slope*. Elementäreffekten för *MN_use* och *slope* var ungefär dubbelt så hög med klimatet för Luleå (*MN_use* 0.94 %, *slope* 0.91 %) jämfört med Ängelholm (*MN_use* 0.56 %, *slope* 0.37 %). Med Luleå-klimatet placerade sig inte *tresh_watin* (0.075 %) bland de tio högsta elementäreffekterna (ej redovisat i figur). För Ängelholm var elementäreffekten för *tresh_watin* 0.37 %, d.v.s. nästan fem gånger högre. Den grupp av parametrar som är kopplade till

partikelförlusterna vid ytavrinning d.v.s. *CN2* och *MN* visade sig ha större betydelse med Luleå som klimatdata där hälften av de tio högsta elementäreffekterna utgörs av *CN2* eller *MN* vilket ska jämföras med två av tio med klimatdata från Ängelholm.



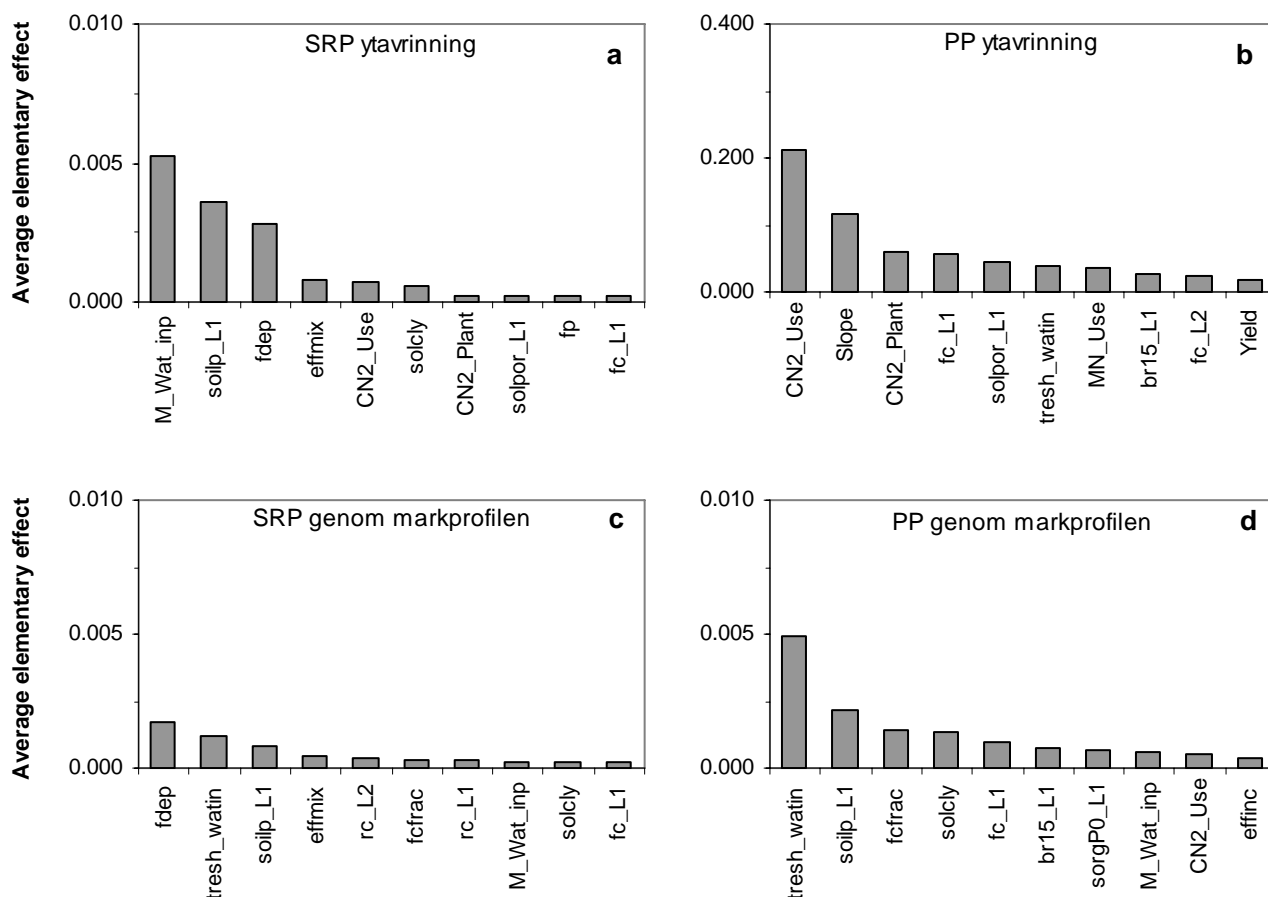
Figur 5. Rangordning av elementäreffekt för de 10 känsligaste parametrarna för parametersättning med olika klimat, gödselform och sorptionsformel. Grundparametersättning utgörs av *clay + korn + Ängelholm + Handelsgödsel + sorptionsformel (4a, b)* Klimatdata från Luleå istället för Ängelholm. *c) Stallgödsel* istället för *handelsgödsel* *d)* sorptionsformel 1 respektive 3 istället för sorptionsformel 4. Modellutdata som analyserats är förlusten av SRP och PP både ytavrinnande och genom markprofilen.

Typ av gödsel visade sig ha mindre inverkan på elementäreffekterna (Figur 5). Rangordningen av parametrarna var identisk oberoende val av gödselform; handelsgödsel (a) och stallgödsel (c). För sorptionsformel 1 och 3 var elementäreffekterna snarlika de för grundparametersättningen med sorptionsformel 4 (Se Figur 5a, d). Rangordningen för de tio känsligaste parametrarna var identisk med grundparametersättningen så när på att den tionde parametern byttes från *fc_L1* till *CN2_Harvest* för sorptionsformel 1 och 3.

Rangordnad elementäreffekt sorterat på fosforkoncentrationer uppdelat i SRP/PP, ytavrinning/igenom markprofilen

Elementäreffekten delades upp efter de olika fosforkoncentrationerna för att ta reda på vilka flödesvägar av fosfor som är känsligast för parameterförändringar (Figur 6). PP koncentration i ytavrinningen är den resultatvariabel som är känsligast för förändringar av parametrarna, den högsta

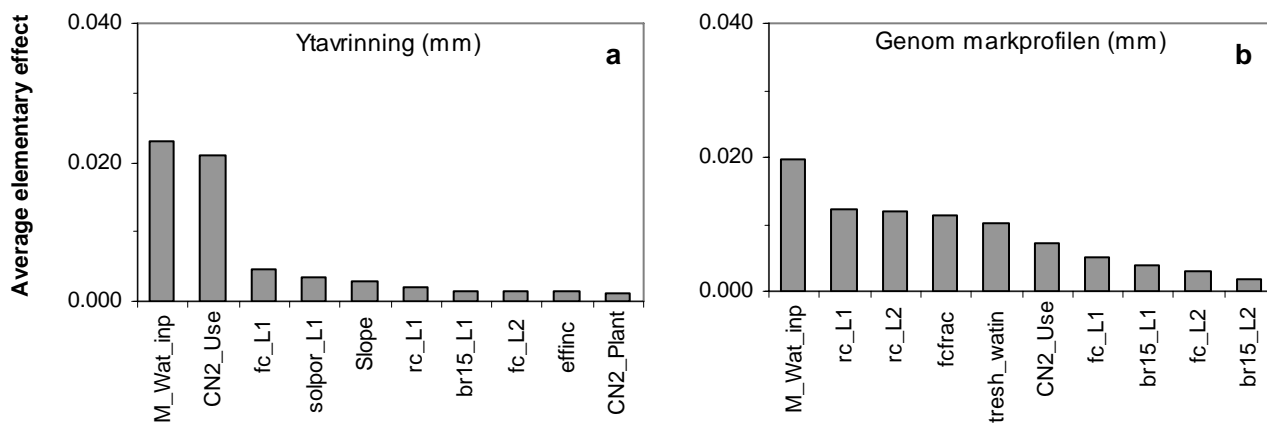
känsligheten utgjordes av *CN2_Use* som ligger på 21 %, medan högsta uppnådda känslighet för övriga flödesvägar bara låg på 5.2 % (SRP i ytavrinning). För PP koncentrationen i ytavrinningen var 5 av parametrarna känsligare än just de 5.2 % som var högsta uppnådda känslighet för övriga flödesvägar. Parametern *fdep* är bara känslig för koncentrationerna av SRP. *Slope* är den näst känsligaste parametern för PP koncentrationen i ytavrinningen (12 %). *Slope* påverkar för övrigt inte någon av de andra analyserade koncentrationerna.



Figur 6. Rangordning av de 10 parametrarna med högst elementäreffekt uppdelat för de olika förlusterna av fosfor ur ICECREAM (SRP och PP förluster via antingen ytavrinning eller genom markprofilen). Ingen specifik parametersättning redovisad (d.v.s. texturklass och gröda) utan alla parametersättningar är sammanställda till ett gemensamt resultat med de 10 högsta känsligheterna redovisade rangordnat. Förlusterna är; **a)** SRP via ytavrinning [mg l^{-1}] **b)** PP förlust via ytavrinning [mg l^{-1}] **c)** SRP förlust genom markprofilen [mg l^{-1}] **d)** PP förlust genom markprofilen [mg l^{-1}]. Observera att skalan i figur b skiljer sig från de övriga.

Elementäreffekt för vattenflödena ytavrinning och markprofilflöde

Känsligheten analyserades för vattenflödena i ICECREAM resultatet har delats upp för ytavrinning och för vatten som går genom markprofilen (Figur 7). Parametern *Max_water_input* visade sig vara den känsligaste, med inverkan på resultaten av båda flödesvägarna (ytavrinning 2.3 % och genom profilen 2.0 %). De parametrarna som är kopplade till texturklassernas markfysik ger högre känslighet för vattnet genom markprofilen, 6 av 10 parametrarna jämfört med 4 av 10 för ytavrinningen. *CN2_use* var 3 gånger känsligare för ytavrinningen (2.1%) jämfört med vattnet genom markprofilen



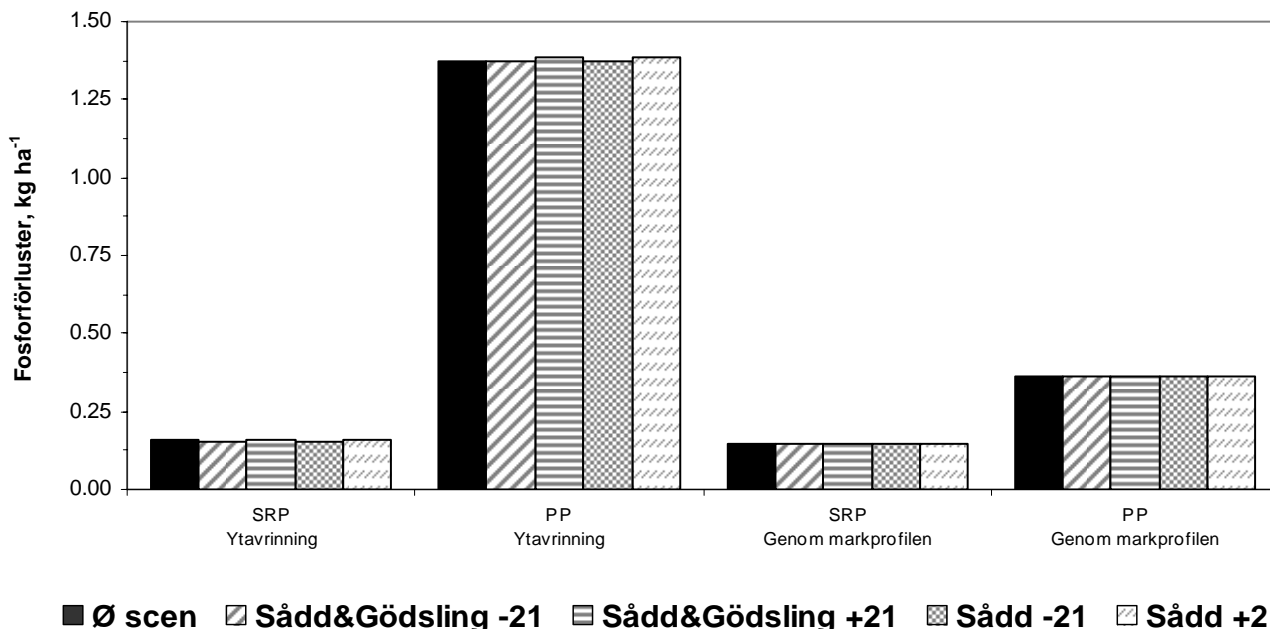
Figur 7. Rangordning av de 10 parametrarna med högst elementäreffekt uppdelat för ytavrinning och vatten som går genom markprofilen.

(0.7 %). *Solpor*, *slope*, *effinc* och *CN2_Plant* uppvisade känslighet enbart vid ytavrinning. För flödet genom markprofilen var det parametrarna *rc_L1/2*, *fcfrac*, *tresh_Watin* och *br15* som bara uppvisade känslighet för det flödet. Det ytavrinnande vattnet var känsligast för *Max_water_input* och *CN2_Use* vilka var ungefär 4 gånger känsligare än känsligheten för tredje parametern i rangordningen.

Resultat av de manuella känslighetsanalyserna

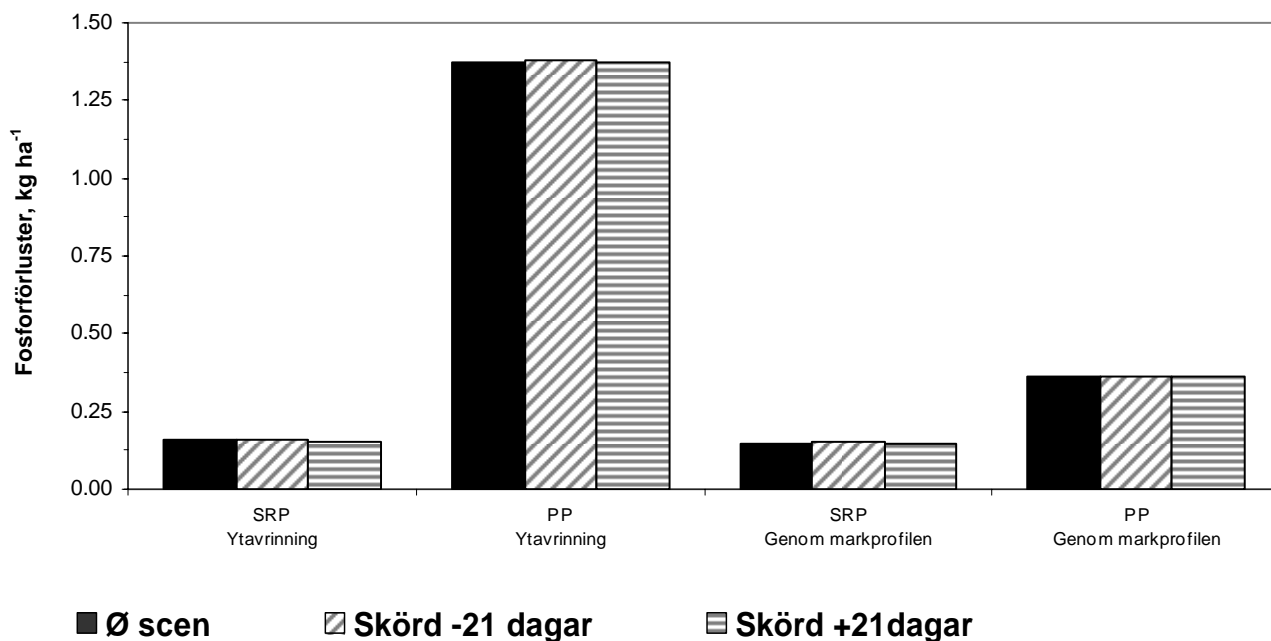
Tidpunkter för odlingsåtgärder och dess inverkan på förluster och koncentrationer av fosfor

Tidpunkt för sådd och sådd samt gödsling



Figur 8. Resultat av fosforförluster från ICECREAM (SRP/PP via ytavrinning eller genom markprofilen) beroende på val av tidpunkter för sådd, sådd&gödsling (+/- 21 dagar). Svarta stapeln illustrerar grundparametersättningen *clay*, *korn* och *Ängelholm* (sådd 18 april gödsling 19 april).

Att ändra på tidpunkten för sådd och sådd plus gödsling gav inga större skillnader i fosforförlust (Figur 8).



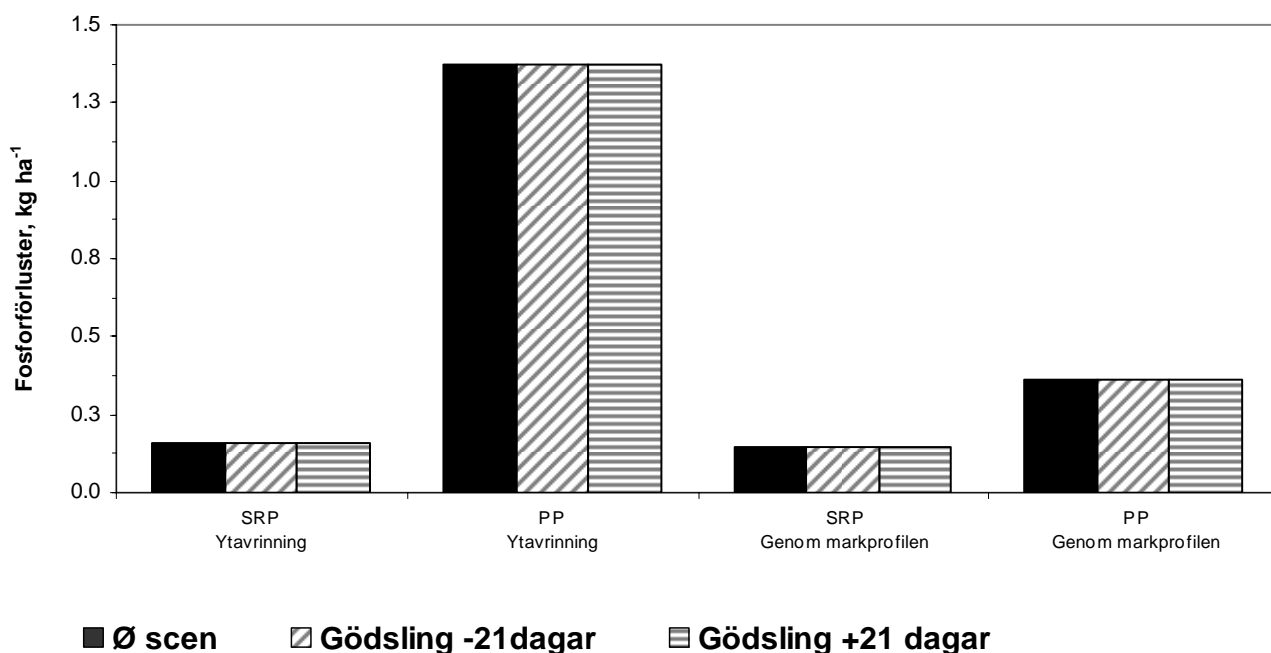
Figur 9. Fosforförluster från ICECREAM (SRP/PP via ytavrinning eller genom markprofilen) beroende på tidpunkt för skörd (+/- 21 dagar). Svarta stapeln utgör grundparametersättningen *clay*, *korn* och Ängelholm (20 augusti).

Tidpunkt för skörd

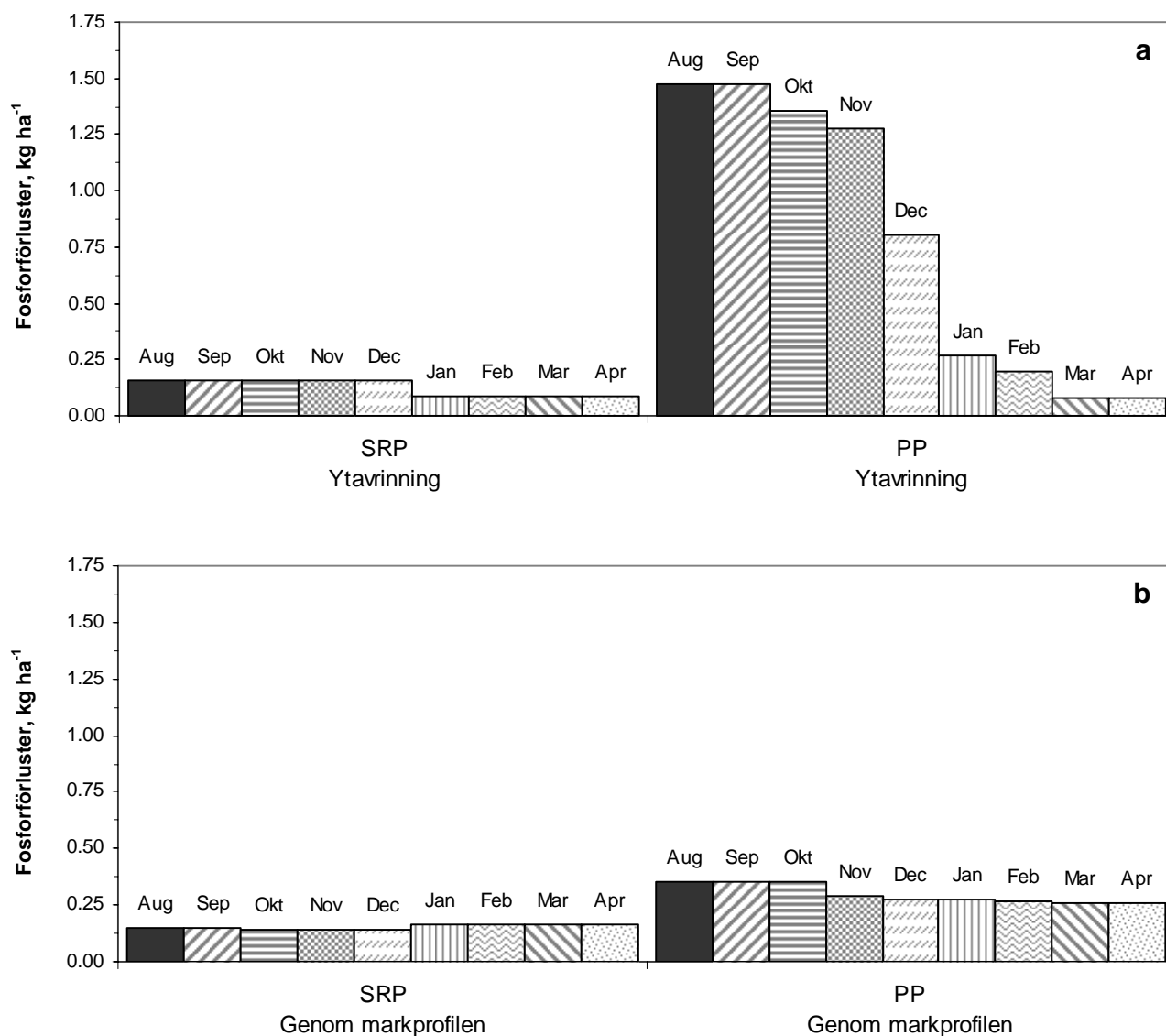
Ändring av skördetidpunkten plus minus 21 dagar gav inte någon större skillnad i fosforförlust. Den simulerade skillnaden beroende på skördetidpunkt för SRP var obetydlig (9 g ha⁻¹), se Figur 9.

Tidpunkt för gödning

Val av gödningstidpunkt hade i stort sett ingen påverkan på fosforförlusterna alls (Figur 10).



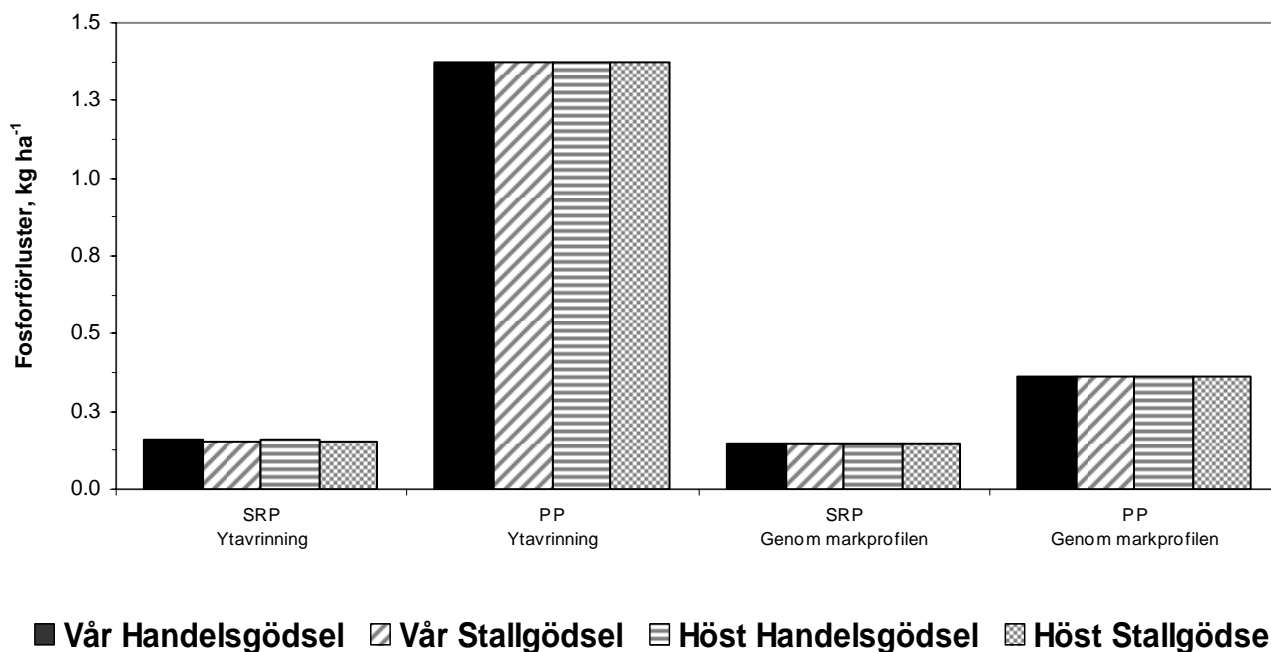
Figur 10. Fosforförluster från ICECREAM (SRP/PP via ytavrinning eller genom markprofilen) beroende på tidpunkt för gödning (+/- 21 dagar). Svarta stapeln illustrerar grundparametersättningen *clay*, *korn* och Ängelholm (gödning 19 april).



Figur 11. Fosforförluster från ICECREAM (SRP/PP via ytavrinning eller genom markprofilen) beroende på tidpunkt för jordbearbetning (plöjning) gjord enligt Tabell 2. **a)** Ytavrinningsförluster av SRP och PP [kg ha⁻¹] **b)** Förluster genom markprofilen av SRP och PP [kg ha⁻¹]

Tidpunkt för jordbearbetning

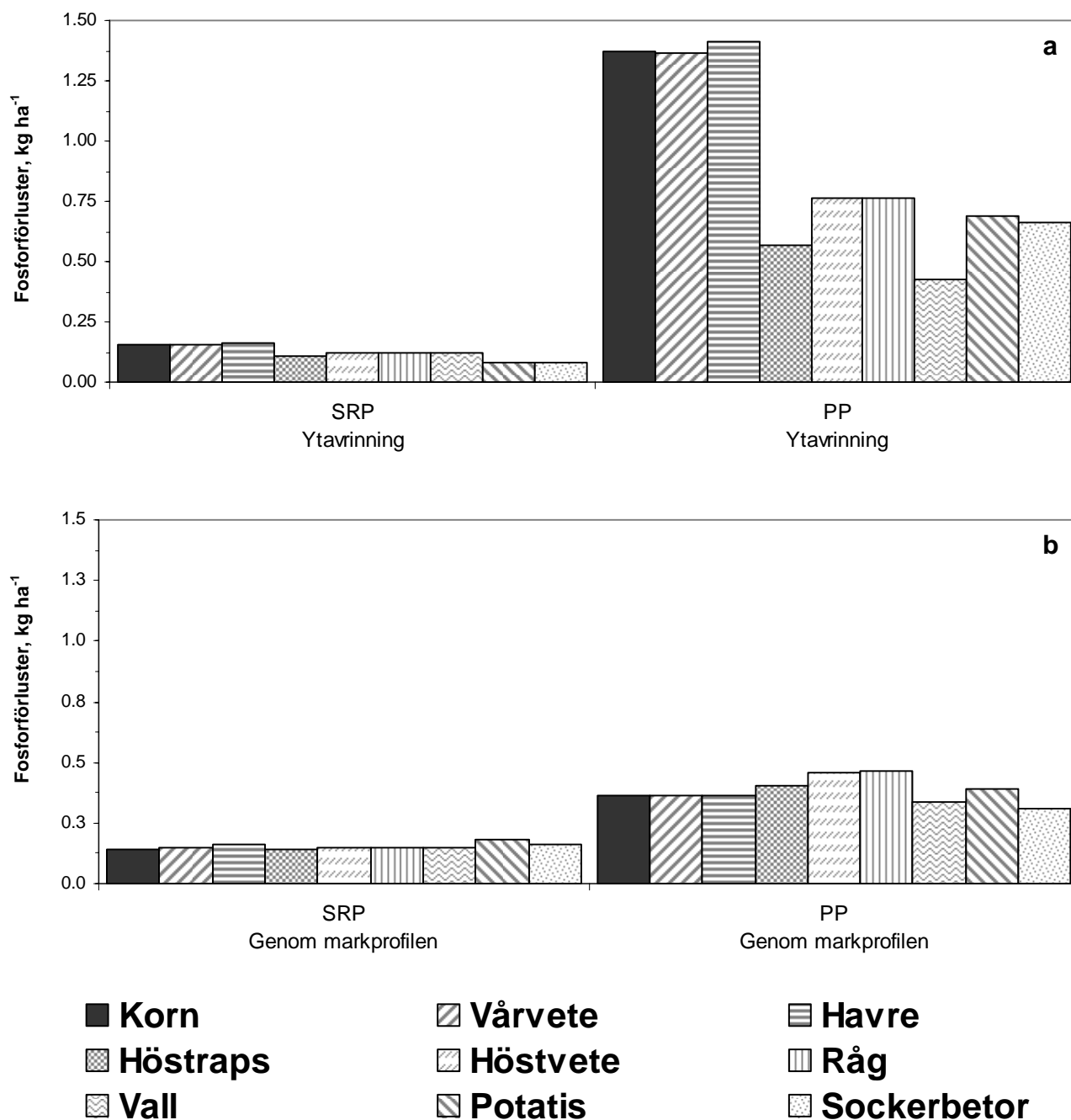
Förändring av jordbearbetningstidpunkten hade relativt stor inverkan på fosforförlusterna, speciellt för PP förluster via ytavrinning som minskade med senare jordbearbetningstidpunkt (Figur 11). Liknande mönster uppvisade också PP förlusterna genom markprofilen, men med minskningen från högst till lägst förlust på 26 % (minskningen för PP förlusten via ytavrinning var 95 %). För SRP förlusterna via ytavrinning ligger förlusterna på samma nivå augusti till och med december för att sedan i januari sjunka till en lägre nivå som sedan bibehålls ända till april.



Figur 12. Fosforförluster från ICECREAM (SRP/PP via ytavrinning eller genom markprofilen) beroende på val av gödslingsform (stall-/handels- gödsel) respektive vår/höst spridning.

Effekter av handels-/stallgödsel och vår-/höstspridning

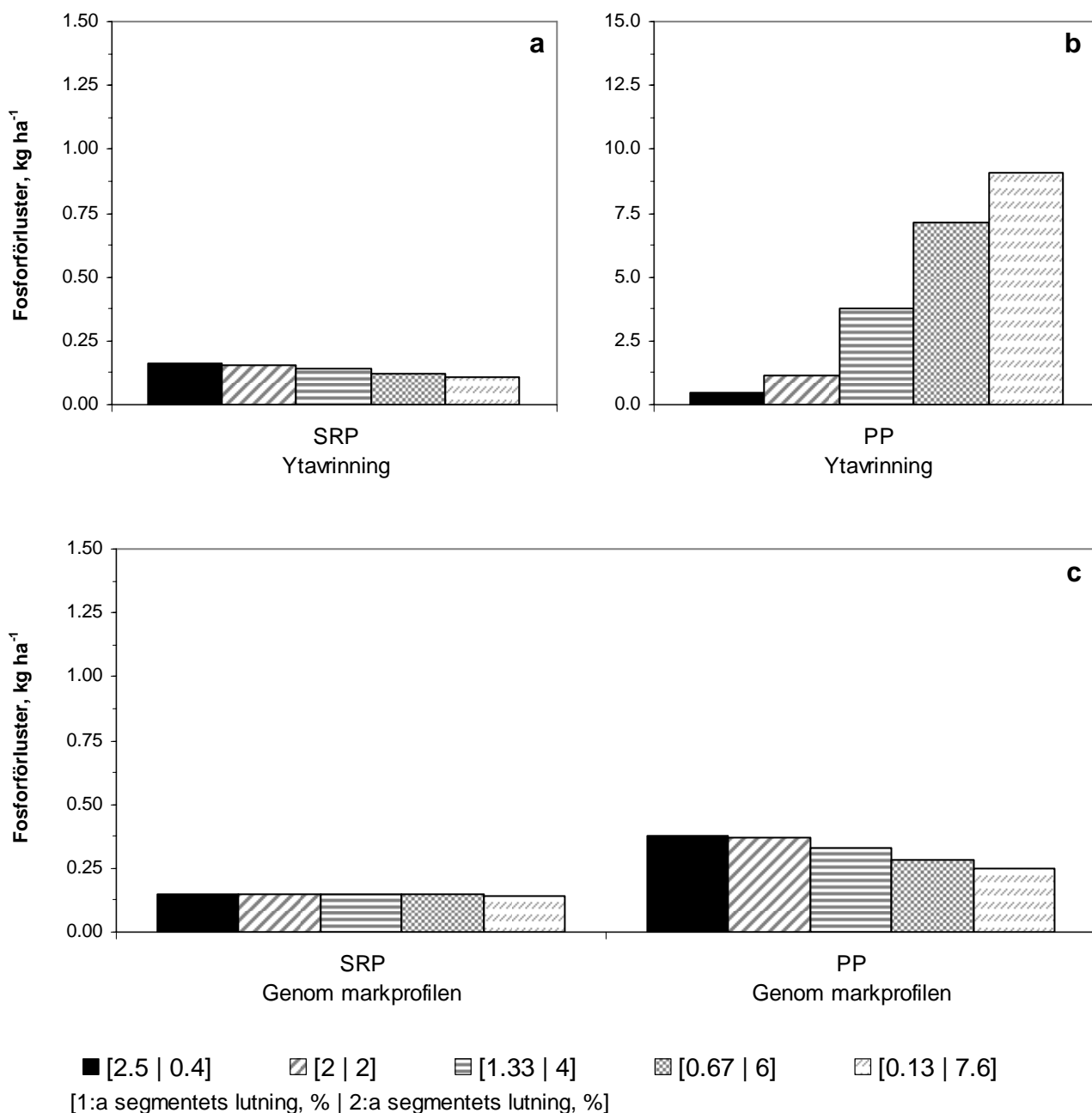
Varken valet av gödseltyp eller vår- respektive höstspridning gav några noterbara skillnader i förlusterna eller koncentrationerna (Figur 12). Eftersom både handels- och stallgödsel applicerades på markytan i parametersättningen för gödningen i ICECREAM kommer emellertid en skillnad att erhållas om appliceringsdjupet skiljer sig åt mellan gödselformerna eftersom *fdep* visade ha stor elementäreffekt i morrisanalysen.



Figur 13. Fosforförluster från ICECREAM beroende på val av gröda. **a)** Ytavrinningsförluster av SRP och PP [kg ha⁻¹]
b) Förluster genom markprofilen av SRP och PP [kg ha⁻¹]

Val av gröda

Som framgår av Figur 13 så har val av gröda stor inverkan på fosforförlusterna, den största påverkan skedde för förlusten av PP via ytavrinning. De lägsta förlusterna av PP via ytavrinning simulerades för höstraps (0.5 kg ha⁻¹ år) och vall (0.4 kg ha⁻¹ år), medan den högsta förlusten erhöles för vårstråsäd (ca 1.2 kg ha⁻¹). Generellt påverkas de partikulära förlusterna mer av val av gröda jämfört med de lösta förlusterna oavsett flödesväg.



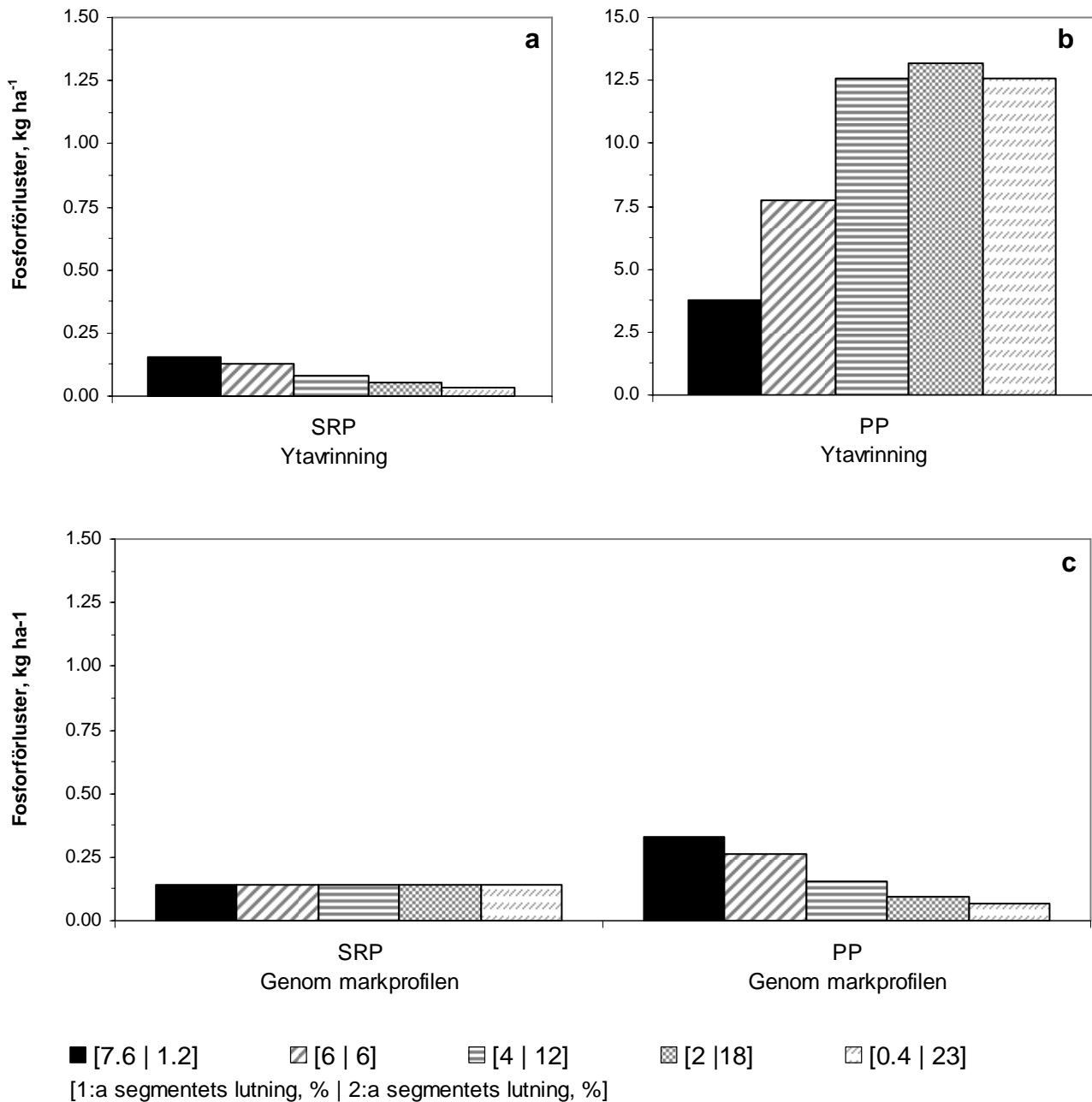
Figur 14. Lutningens inverkan på förluster av fosfor. Längden är satt till 75 meter för segment 1 och för segment 2 är längden 25 meter, en total längd på 100 meter. Lutningen för dessa segment har varierats mellan 0.13 % och 7.6 %. Dock har den totala lutningen för hela fältet bibehållits på 2 %. För visualisering av lutningarna se Figur 1. **a, b)** Ytavrinning förluster av SRP och PP [kg ha⁻¹] **c)** Förluster genom markprofilen, SRP och PP [kg ha⁻¹]. Observera att skalan i figur b skiljer sig från de övriga.

Lutningens och längdens inverkan

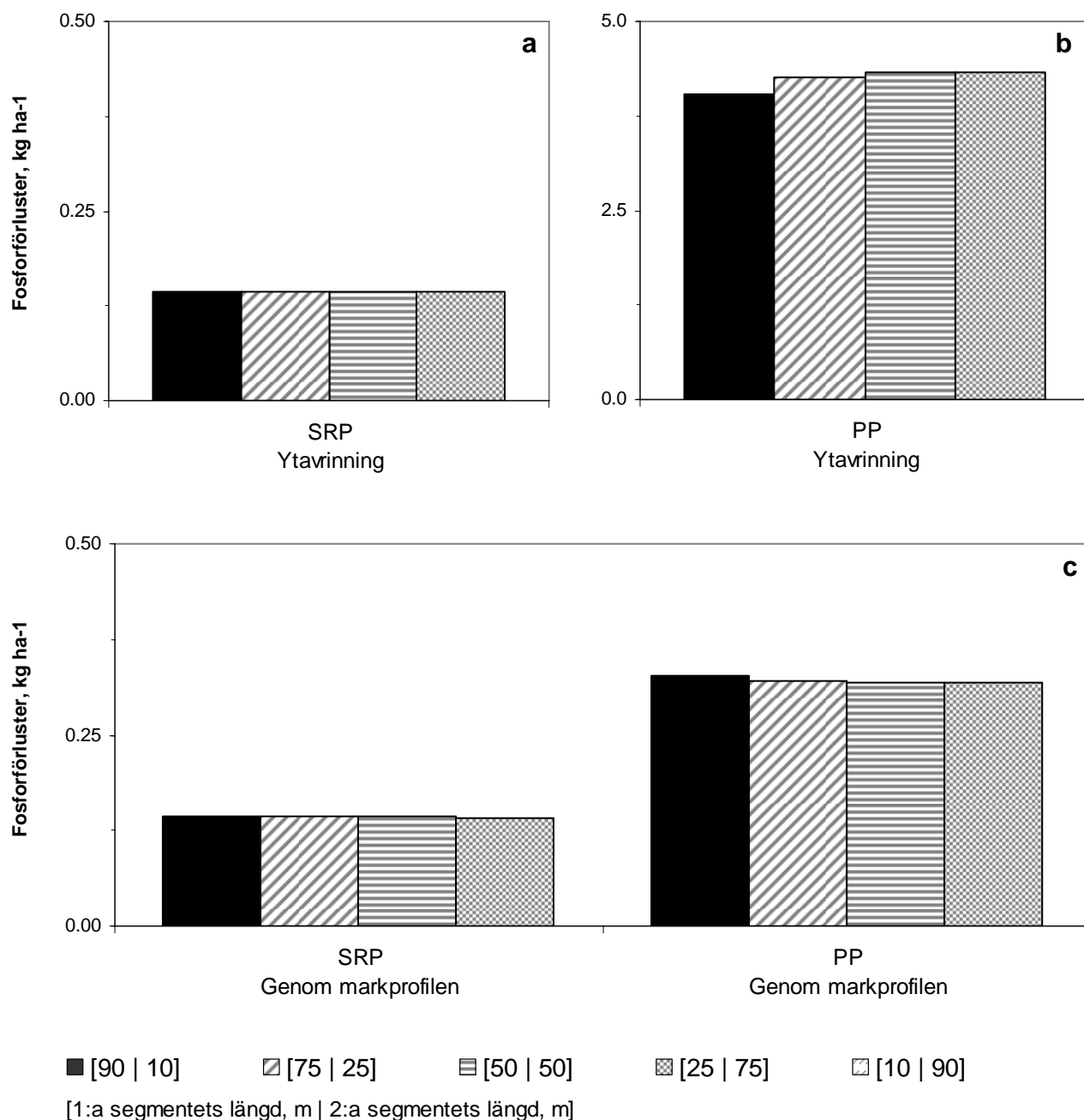
Lutning

För förlusterna av SRP via ytavrinning och PP genom markprofilen sker en minskning med ökande lutning på segmentet 2, Figur 14. För PP förluster via ytavrinning gäller det omvända d.v.s. ökande lutning ger större förlust. Förlusten av SRP genom markprofilen påverkas inte alls av lutningen. Om lutningarna ändras så att den totala lutningen blir 6 procent istället för 2 procent, vilket redovisas i Figur 15, återfinns samma mönster. Anmärkningsvärt är alla förluster av fosfor förutom PP via ytavrinning minskade med en total lutning av 6 procent jämfört med 2 procents lutning. Förlusten.

av PP via ytavrinning var dock var dock betydligt större med en totallutning på 6 procent jämfört med 2 procent.



Figur 15. Lutningens inverkan på förluster av fosfor. Längden är satt till 75 meter för segment 1 och för segment 2 är längden 25 meter, en total längd på 100 meter.. Lutningen för dessa segment har varierats mellan 0.40 % och 23 %. Dock har den totala lutningen för hela fältet bibehållits på 6 %. För visualisering av lutningarna se Figur 1. **a, b)** Ytavrinningsförluster av SRP och PP [kg ha⁻¹] **c)** Förluster genom markprofilen, SRP och PP [kg ha⁻¹]. Observera att skalan i figur b skiljer sig från de övriga.

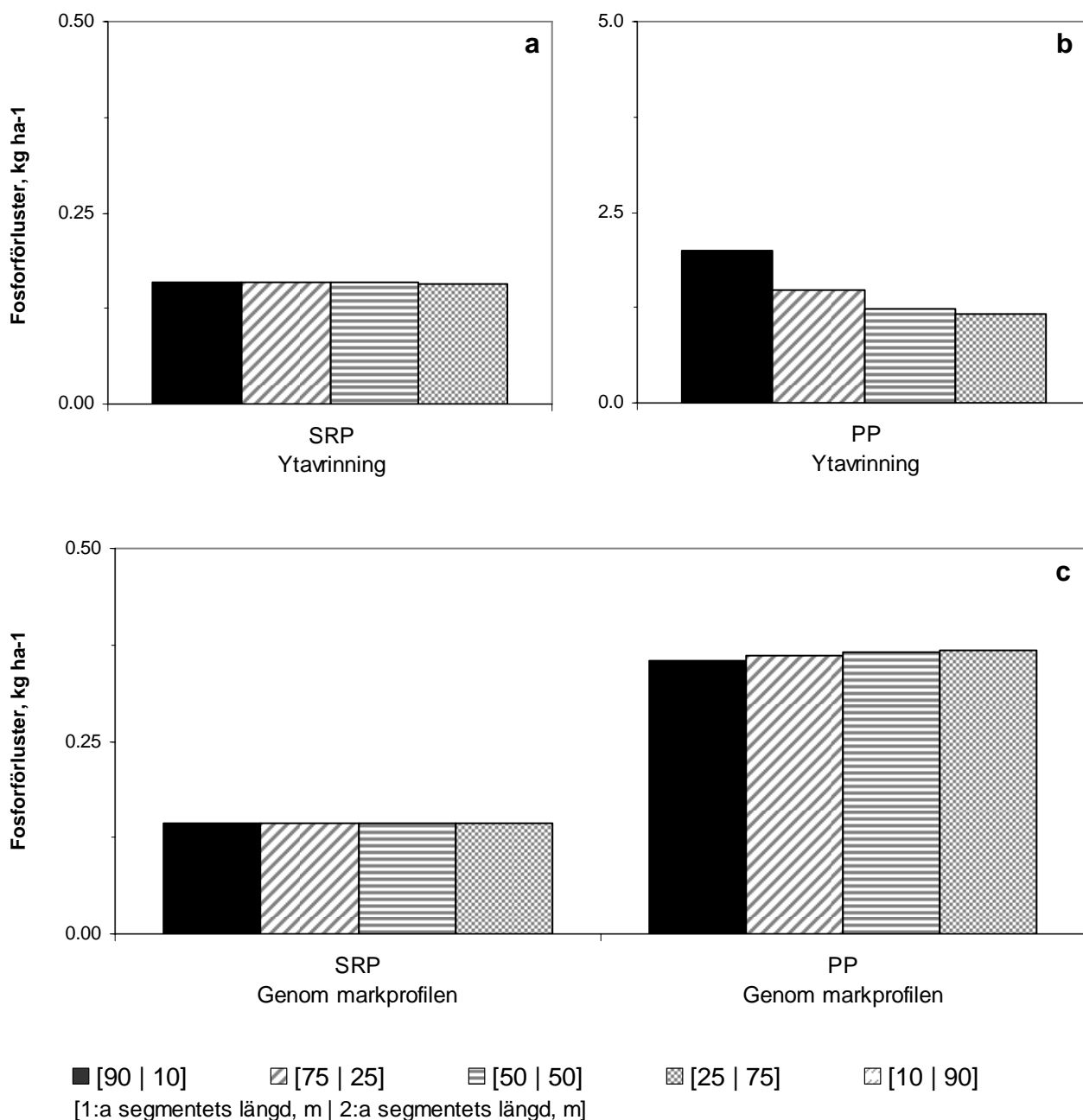


Figur 16. Lutningens inverkan på förluster av fosfor, fältet har delats in i två segment där lutningen för segment 1 var satt till 2 % respektive 4 % för segment 2. Längden har sedan varierats för segmenten dock med bibehållen total längd, 100 meter. För visualisering av lutningarna och längderna se Figur 2. **a, b)** Ytavrinningsförluster SRP och PP [kg ha⁻¹] **c)** Förluster genom markprofilen av SRP och PP [kg ha⁻¹]. Observera att skalan i figur b skiljer sig från de övriga.

Lutningens inverkan på segment av olika längder (längdens inverkan på specifika lutningar per segment)

PP förlusten via ytavinning förändrades mest beroende på segmentens längd, Figur 16 och Figur 17. Vid 2 % lutning på segment 1 respektive 4 % lutning för segmenten 2, ökade PP via ytavinning med ökande längd på segment 2 och minskande längd på segment 1.

Med omvänd ordning på lutningen, (4 % på segment 1 och 2 % på segment 2) minskar PP via ytavinning med minskande längd på segment 1. Alltså, förlusterna av PP via ytavinning var större för segment 1 med 4 % lutning, men partiklarna från segment 1 sedimenterade på segment 2 på

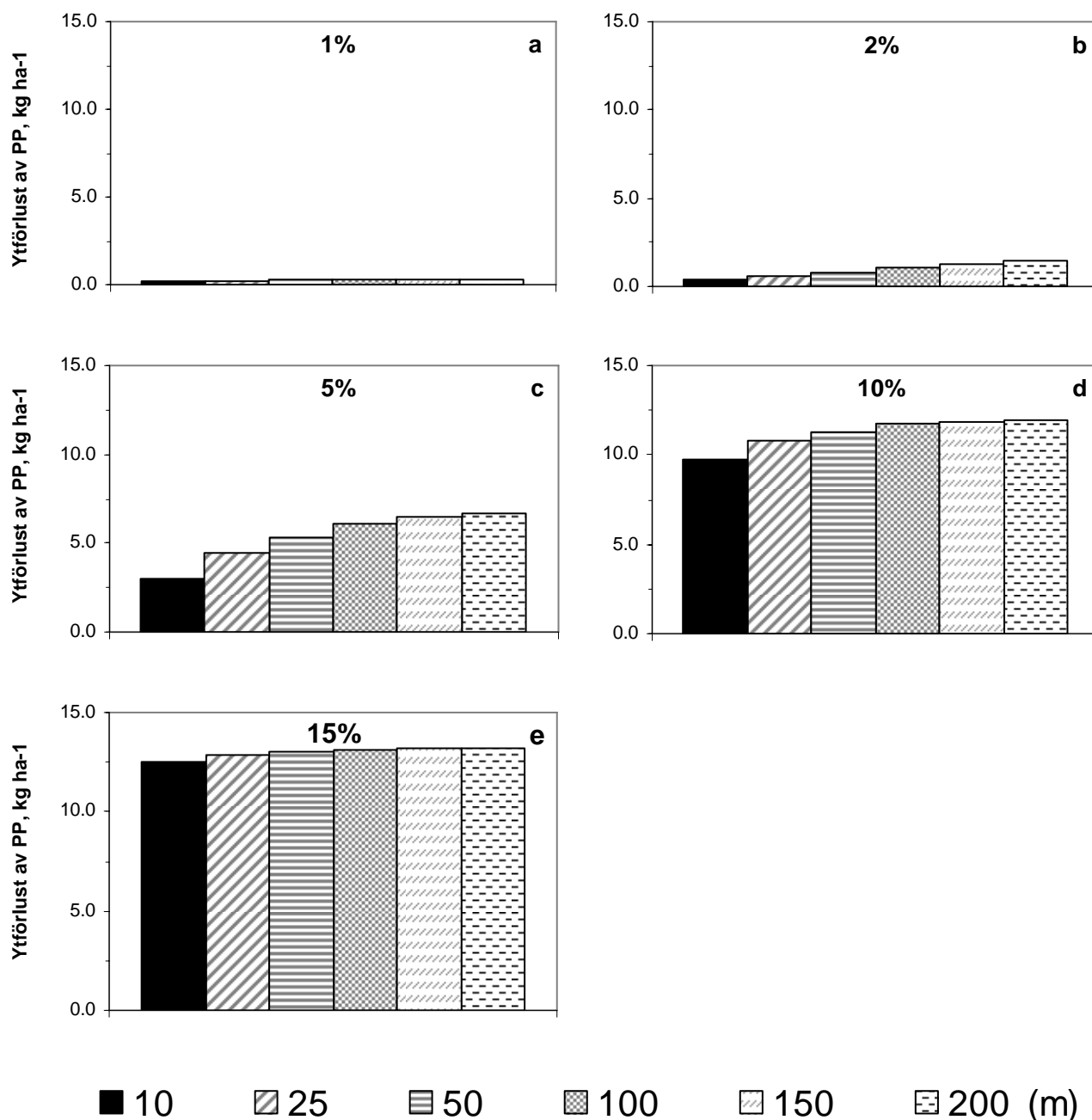


Figur 17. Lutningens inverkan på förluster av fosfor, fältet har delats in i två segment där lutningen för segment 1 var satt till 4 % respektive 2 % för segment 2. Längden har sedan varierats för segmenten dock med bibehållen total längd 100 meter. För visualisering av lutningarna se Figur 2. **a, b)** Ytavrinningsförluster av SRP och PP [kg ha⁻¹] **c)** Förluster genom markprofilen av SRP och PP [kg ha⁻¹]. Observera att skalan i figur b skiljer sig från de övriga.

grund av den lägre lutningen och bidrog inte till dessa förluster. Vid en större lutning på segmentet 2 (4 % lutning) så transporterades partiklarna från segment 1 däremot vidare över segment 2 och bidrog således till förlusten. Förlusten av PP via var också störst med lutningen 4 % på segment 2.

Längdens inverkan på förluster av PP via ytavinning för olika lutningar

I Figur 18 redovisas förluster av PP via ytavinning beroende på förändring av fältets längd för olika lutningar. Tydligt är att lutningen har stor inverkan på förlusterna då förlusten var 38 ggr större för 15 % (e) lutning jämfört med lutningen på 1 % (a). Redan vid 2 % lutning var förlusten 3 ggr större än förlusten vid 1 %. Differensen mellan förlusten vid 50 respektive 100 meter längd var som störst vid lutningen på 2 % där förlusten var 34 procent högre vid en längd på 100 meter jämfört med 50 meter. 100 meter hade alltid större förluster än 50 meter fallen.



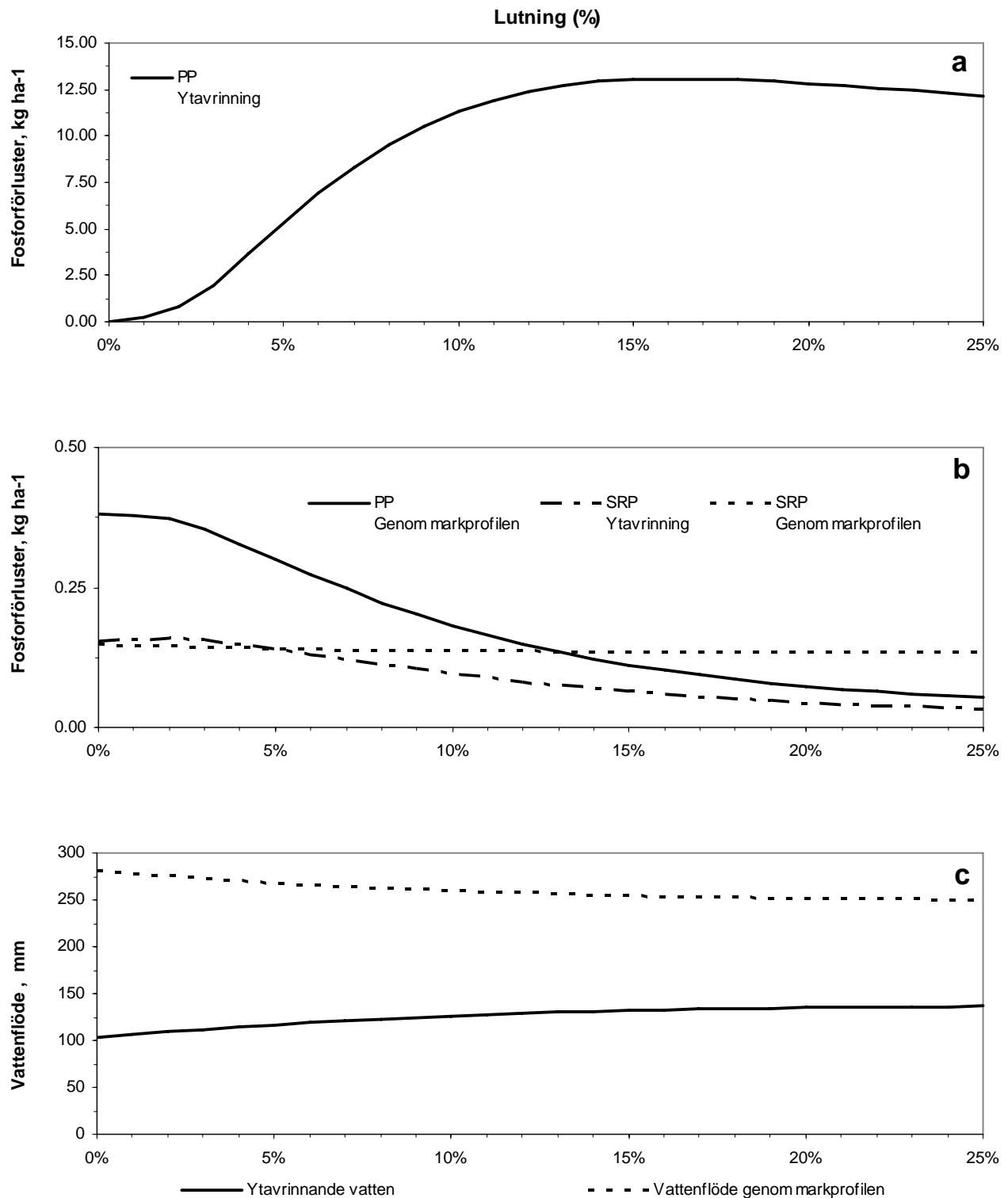
Figur 18. Förlust av partikulär fosfor, PP via ytavrinning, med ett segment i ICECREAM vid 1, 2, 5, 10 och 15 procents lutning med variation av längderna.

Om differensen rangordnas för de olika lutningarna har 2 % lutningen som sagt störst differens följt av 5 % lutning (diff 15 %), 1 % lutning (12 %), 10 % lutning (3.7 %) och slutligen 15 % lutning med en differens på bara 0.7 %. Av detta kan slutsatsen dras att längden av fältet har större betydelse för förlusten vid lägre lutningar än vad de har vid högre lutningar.

Ändring av lutning och dess effekt på resultaten

Den enda av fosforförlusterna som ökar med ökande lutning var förlusten av PP via ytavrinning, Figur 19a, där förlusten ökar upp till en lutning på 16 % för att därefter minska med ytterligare ökning av lutningen. Övriga fosforförluster var antingen oberoende av lutningen så som SRP via ytförluster eller så minskar förlusterna med ökande lutning vilket var fallet med SRP och PP genom markprofilen. Resultatet av vattenflödenas påverkan av lutningen redovisas i Figur 19c,

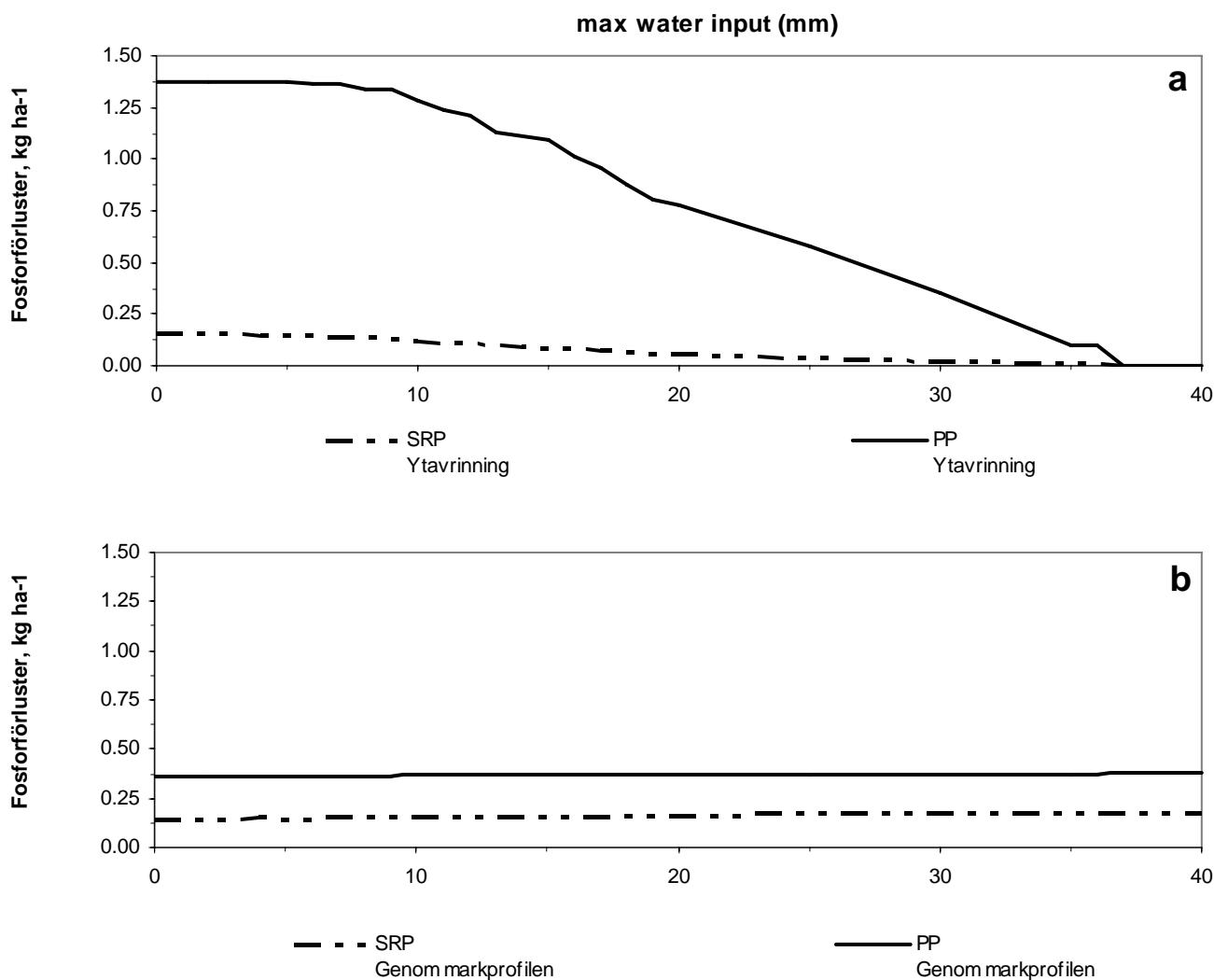
ytavrinningen ökar med ökande lutning. Det vatten som infiltrerar genom markprofilen minskar med korresponderande mängd som ytavrinningen ökat.



Figur 19. Fosforförluster (a,b) och vattenflöden (c) från ICECREAM beroende på lutning. Intervallen mellan testade lutningar var 1%.

Inverkan av parametern *Max water input*

Förändring av värdet på *max water input* har störst inverkan på fosforförlusterna via ytavrinning, Figur 20. Både SRP och PP via ytavrinning minskar med ökande *max_water_input* för att nästan helt upphöra vid ett värde på 40 mm. Skillnaden mellan min- och maxvärdet för SRP via ytavrinning var 0.158 kg ha^{-1} medan skillnaden för PP via ytförluster låg på 1.37. Förlusterna av fosfor genom profilen påverkades marginellt med en förändring av *max_water_input*.



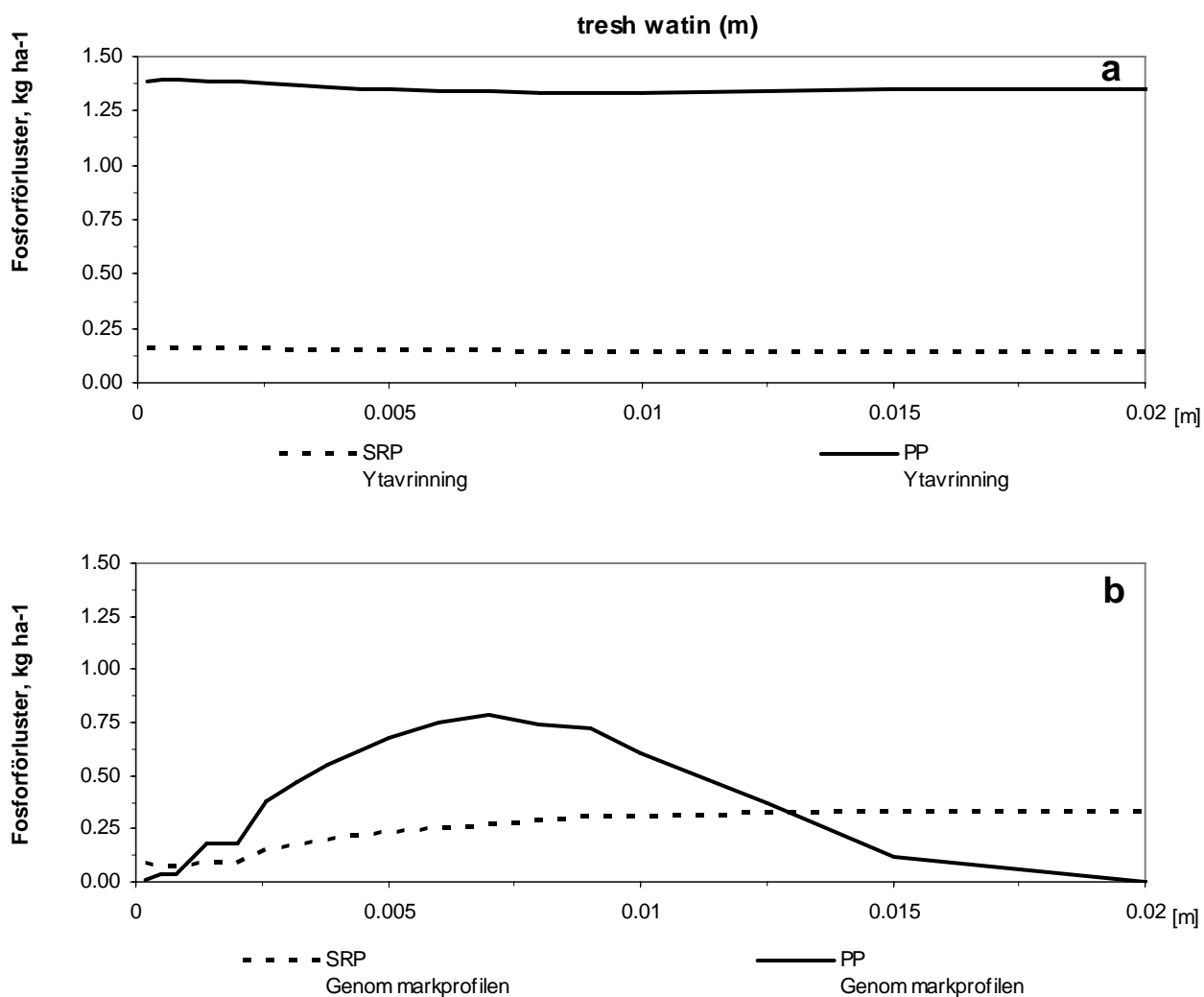
Figur 20. Fosforförluster från ICECREAM beroende på värdet av parametern *max water input*.

Grundparametersättningen som använts är *clay + korn + Ängelholm*. Vid max värdet (40 mm) planar kurvorna ut vid respektive värde. **a)** Ytavrinningsförluster av SRP och PP [kg ha⁻¹] **b)** Förluster genom markprofilen av SRP och PP [kg ha⁻¹]

Tresh_watin och dess inverkan på fosforförlusterna

Vid förändrat värde på *tresh_watin* (mellan 0 och 0.02) var det förlusterna av fosfor genom markprofilen som förändrades mest medan förändringarna av ytförlusterna påverkades ytterst marginellt (Figur 21). PP genom markprofilen nådde ett maxvärde på 0.78 kg ha^{-1} vid *tresh_watin*

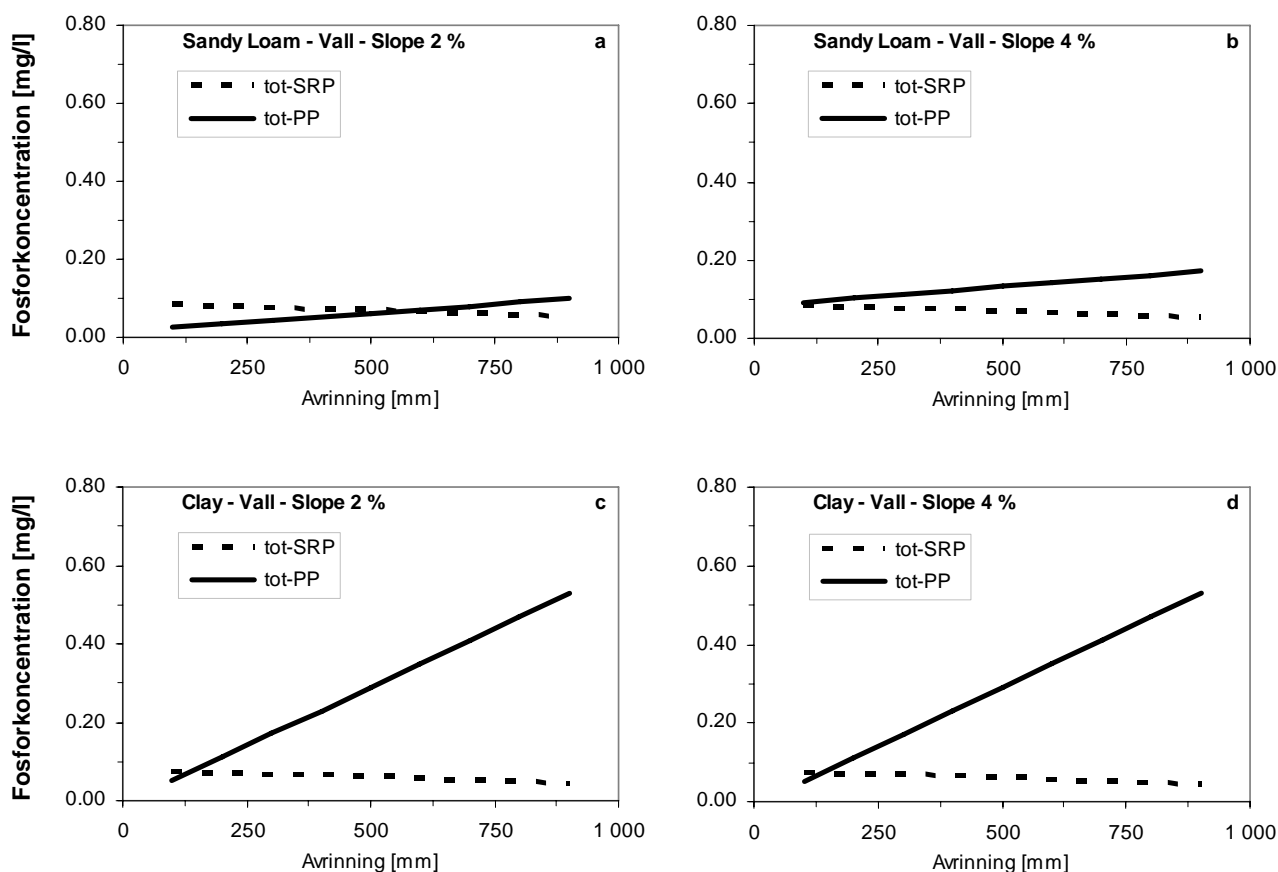
på 0.007 för att därefter minska med ökande parametervärde. SRP genom markprofilen ökar med ökande värde på *tresh_watin*, 0.069 kg ha⁻¹ vid 0 m och 0.33 kg ha⁻¹ vid *tresh_watin* 0.02.



Figur 21. Fosforförluster från ICECREAM beroende på värdet av parametern *tresh_watin*. Grundparametersättningen som använts för analysen är *clay + korn + Ängelholm*. Vid max värdet (0.02 m) planar kurvorna ut vid respektive värde. **a)** Ytavrinnsförluster av SRP och PP [kg ha⁻¹] **b)** Förluster genom markprofilen av SRP och PP [kg ha⁻¹]

Avrinning och dess inverkan på koncentrationer av fosfor

När avrinningen ökas så ökar koncentrationen av PP detta oberoende vilken typjord som simulerats (Figur 22). Koncentrationsökningen är för texturklassen *clay* cirka 3 gånger större än för *sandy loam*, vid 4 % lutning. För SRP avtar koncentrationen något med ökande avrinning.



Figur 22. Koncentrationer av SRP och PP (ingen uppdelning av flödesväg dvs ytavrinning resp. genom markprofil) vid olika avrinning. **a)** Sandy loam + vall + lutning 2 % **b)** Sandy loam + vall + lutning 4 % **c)** Sandy loam + vall + lutning 2 % **d)** Clay + vall + lutning 4 %

Diskussion och slutsatser

Huvudsyftet med känslighetsanalysen av ICECREAM var att utvärdera vilka parametrar som bör ingå i en matris av typkoncentrationer från åkermark för Beräkningssystem Vatten. Förutom att en förändring i en parameter bör ge ett utslag i modellresultaten så måste tillgången på data också beaktas. En annan utgångspunkt har också varit den matris av typkoncentrationer av kväve från åkermark som använts i beräkningssystemet. Om man delvis kan använda samma indata till beräkningen av kväve och fosfor kan man spara resurser vid sammanställning, databashantering, beräkning och presentation. Kvävematrisen innehåller f.n. 22 utlakningsregioner, 10 jordartsklasser, 15 grödklasser och 2 gödslingsformer (enbart handelsgödsel eller stall- kombinerat med handelsgödsel). I beräkningssystemet så har emellertid de 2 gödslingsformerna slagits ihop för belastningsberäkningarna.

Resultaten från känslighetsanalysen visar att den matris som använts för kväve också är relevant för fosfor. De simulerade förlusterna av fosfor från ICECREAM påverkas avsevärt för olika utlakningsregioner (t.ex. klimat, avrinning, jordbearbetningstidpunkt m.m.), jordar och grödor. För de olika gödslingsformerna gav däremot modellen inte några tydliga skillnader, men eftersom användningen av stallgödsel går att inhämta med en betydligt större rumslig upplösning än för mineralgödsel, så kan man genom att göra separata beräkningar för dessa få en totalt sett större rumslig upplösning. Djupet för applicering av gödsel hade också en betydande inverkan på

förlusterna och eftersom detta kan skilja sig åt mellan stall- och mineralgödsel bör gödselform ingå som en vektor i matrisen.

Eftersom parametern *soilp_L1*, som kan relateras till P-HCl innehållet i matjorden var en av de känsligaste parametrarna, och eftersom den är karterad för hela Sveriges jordbruksmark, bedömdes det att P-HCl i matjorden också bör ingå i matrisen. Dessutom bedömdes det att lutningen bör ingå eftersom parametern *slope* var en av de känsligaste. Eftersom parametern *length* var relativt okänslig, och det inte är möjligt att ta fram lutningen för mindre än 50 meter, anser vi att lutningen på åkermark bör anges för de 50 närmaste metrarna från vattendragen. Vid regression för lutningen på några små jordbruksdominerande avrinningsområden (Ulén, 2001), så var inte förlusterna av P känslig för lutningen, vilket ytterligare stärker användningen av en begränsad del närmast vattendragen snarare än medellutningen för hela åkerarealen. Andelen åkermark (50 m) som ligger intill vattendrag går att uppskatta från terrängkartan (1:50.000).

Förutom att ge information om vilka faktorer som kan ingå i matrisberäkningarna har känslighetsanalysen också gett värdefull kunskap om vilka parametrar som behöver beaktas med extra noggrannhet. Ett antal parametrar som är mycket känsliga är t.ex. *tresh_watin*, *frac*, *rc_L2*, *fc_L1* *solcly* och *solsnd*. Dessa är kopplade till jordarten som ingår som en vektor i matrisen.

Känslighetsanalysen har visat att modellen ger utslag i enlighet vad som är rimligt med idag känd kunskap. Utifrån detta så har modellen god potential att kunna beräkna typhalter för fosforförluster från åkermark i likhet med hur det görs för kväve i NLeCCS-SOILNDB. Vårt förslag utifrån känslighetsanalysen och tillgången på data är att matrisen bör innehålla följande vektorer:

- Utlakningsregion
- Gröda
- Jordart
- P-HCl i matjorden
- Gödselform
- Lutning

Detta innebär att vektorerna gödselform, P-HCl i matjorden samt lutning tillkommer i jämförelse med beräkningssystemet för kväve. Hur indata till dessa faktorer hanteras i beräkningssystemet har utretts under punkt 4 i detta projekt "Utveckling av metodik för indata på TRK-områden" och i samarbete med SMED-projektet "Förädling och kvalitetssäkring av beräkningssystem för diffus belastning, retention och tillförsel till havet för PLC5 rapporteringen 2007" (Avropsavtal 308 0611).

Beräkningar av typkoncentrationer med ICECREAM kommer att ge förutsättningar för bättre resultat än med regressionsmodellen bland annat p.g.a. att fler påverkande faktorer ingår. Med ICECREAM kan betydligt fler analyser av förändringar av odlingsåtgärder också utföras vilket öppnar möjligheter för att göra uppföljningar av eventuella förändringar som har skett och för att utvärdera scenarier med olika åtgärder.

Referenser

- Brady, N C., Weil, R R., 1999. The nature and properties of soil, twelfth edition. Prentice Hall, New Jersey.
- Bärlund, I., Tattari, S. 2001. Ranking of parameters on the basis of their contribution to model uncertainty. *Ecol. Mod.* 142: 11-23.
- Eriksson, J., Andersson, A., Andersson, R. 1997. Tillståndet i svensk åkermark. Rapport 4778. Naturvårdsverket.
- Johnsson, H., Mårtensson, K. 2002. Kväveläckage från svensk åkermark - beräkningar av normalutlakning för 1995 och 1999. Rapport 5248. Naturvårdsverket.
- Knisel, W.G., editor. 1980. CREAMS: A field-scale model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems. U.S. Department of agriculture, Conservation Research Report No. 26, 640 pp., illus.
- Knisel, W.G., Davis, F.M. 2001. GLEAMS Version 3.0. User manual. USDA-ARS-SEWRL Tifton, Georgia, Pub. No.: SEWRL-WGK/FMD-050199.
- Larsbo, M. 2005. An improved dual-permeability model of solute transport in structured soils. Doctoral diss. Dept. of Soil Sciences, SLU. *Acta Universitatis agriculturae Sueciae* vol. 2005:51.
<http://www.tifton.uga.edu/sewrl/Gleams/gleams.htm>
- Morris, M.D. 1991. Factorial sampling plans for preliminary computational experiments. *Technometrics* 33: 161-174.
- Rawls, W.J., Brakensiek, D.L., Saxton, K.E., 1982. Estimation of soil water properties. *Trans. Amer. Soc. of Agric. Eng.*, 25: 1316-1328
- Saarela, I., Järvi, A., Hakkola, H., Rinne, K. 2003. Phosphorus status of diverse soils in Finland as influenced by long-term P fertilisation I. Native and previously applied P at 24 experimental sites. *Agricultural and Food Science in Finland* 12:117-132
- Sharpley, A.N., Jones, C.A. Gray, C., Cole, C.V. 1984. A simplified soil and plant phosphorus model: II. Prediction of labile, organic, and sorbed phosphorus. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:800-805
- Siimes, K., Yli-Halla, M., Tuhkanen, H.-R. 1998. Simulation of the phosphorus cycle in soil by ICECREAM. In *Practical and innovative measures for the control of agricultural phosphorus losses to water*, 38-39. An OECD-sponsored workshop, 16-19 June, Foy, R.H., Dils, R. (eds.) Antrim, Northern Ireland: Greenmount College of Agriculture and Horticulture.
- Ulén, B., Johansson, G., och Kyllmar, K. 2001. Model predictions and long-term trends in phosphorus transport from arable lands in Sweden. *Agricultural Water Management* 49:197-210.

Test av ICECREAMDB på två fält med flödesproportionell provtagning

Anders Lindsjö, Martin Larsson, Kristian Persson, Barbro Ulén och Holger Johnsson

Introduktion

ICECREAMDB är en vidareutveckling av ICECREAM-modellen som möjliggör att ett stort antal beräkningar kan utföras fortlöpande utan att modellen behöver startas manuellt för varje enskild simulering. Modellen kan likväl användas för enskilda simuleringar och har här testats mot mätningar från två fält.

Syftet med det här testet var flera. Eftersom den nyutvecklade ICECREAM-versionen med makroporflöde tidigare bara har jämförts mot mätdata vid ett tidigare tillfälle (Larsson m.fl., 2003) och då endast för förluster av fosfor genom läckage till dräneringsledningar, så fanns det ett behov av att testa modellen för flera situationer. Även om ICECREAMDB har avbuggats samt testats och trots att inga förändringar har införts som påverkar resultaten jämfört med ICECREAM så var en test med ICECREAMDB mot mätdata ytterligare ett tillfälle undersöka modellens tillförlitlighet. Ytterligare ett syfte med det här testet var att erhålla fördjupad kunskap i parametreringen av ICECREAMDB för olika förhållanden.

Material och metoder

Modellen har testats mot mätningar från ett fält i Lanna i Västergötland som endast har förluster genom dräneringsledningarna och ett fält i Flinkesta i Södermanland där mätningarna representerar förluster genom markprofilen via dräneringsledningar och ytavrinning som leds via ytvattenbrunnar till dräneringssystemet. Eftersom förluster från lerjordar är mer episodiska än från sandjordar och därmed svårare att beräkna valde vi att testa ICECREAMDB mot två lerjordar. En annan anledning till valet var att flödesproportionell provtagning har utförts under vissa perioder på dessa av försöksfält, vilket är en nödvändighet eftersom man med diskret provtagning kan missa stora delar av förlusterna (Ulén och Persson, 1999)

Beskrivning av fälten och mätningarna

Lanna

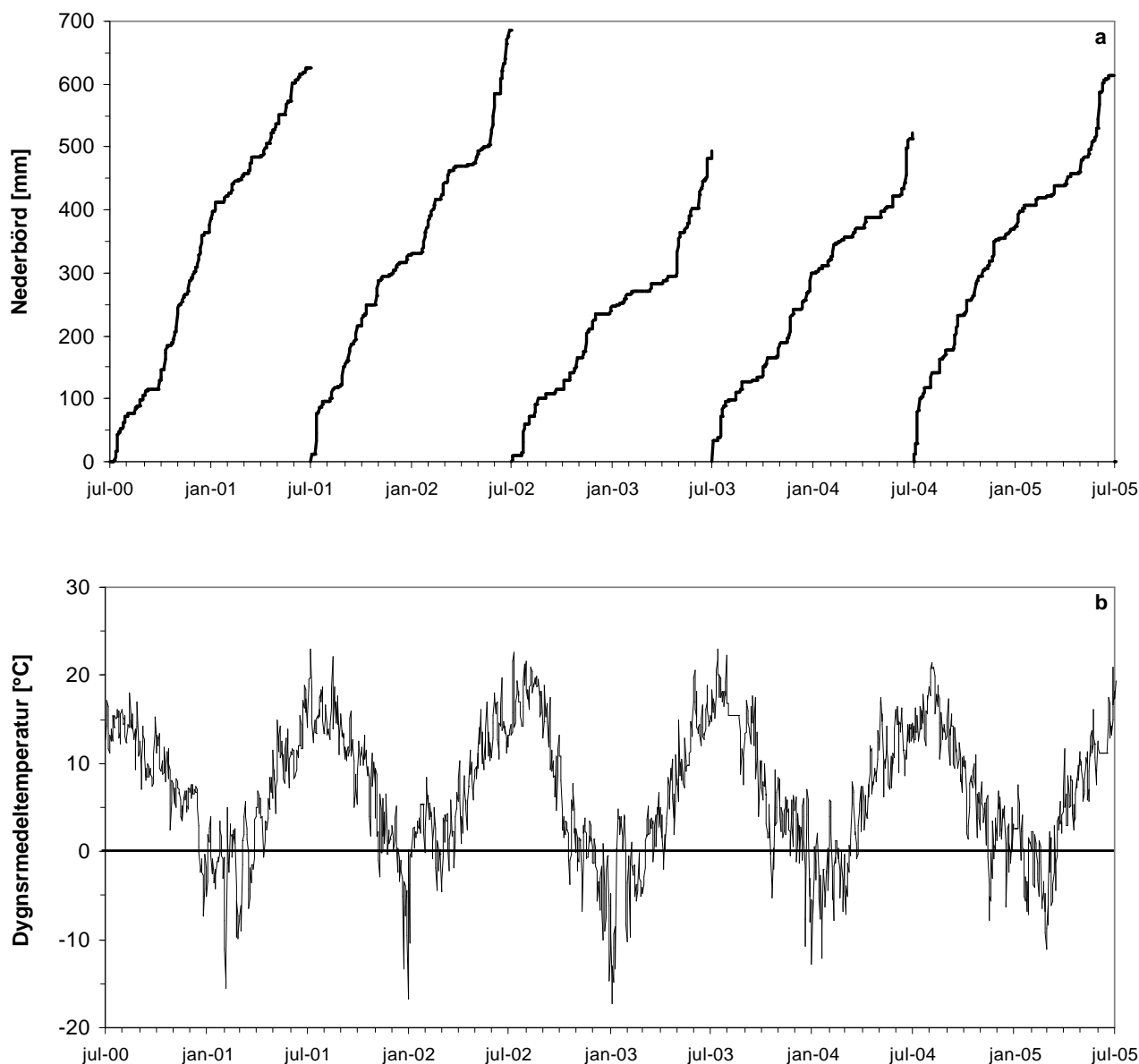
Lanna-försöksgård ligger på Varaslätten i sydvästra Sverige (58°N; 13°E). Den försöksruta som använts för testningen av ICECREAMDB i den här studien har brukats med vårkorn med insådd av fånggröda (fält VII, försöksbeteckning R3-0056-7). Fältet har gödslats med handelsgödsel, förrådsgödslats med fosfor och jordbearbetats med plöjning till 22 cm djup (Tabell 1). Fältet har obetydlig lutning och ingen ytavrinning antas ske. Dräneringssystemen på försöksfälten ligger på 1 meters djup med 13.5 meters mellanrum.

Tabell 1. Odlingsåtgärder på Lanna under perioden 1996 tom 2005

Datum	Åtgärd	Datum	Åtgärd
1996-05-14	Sådd av vårkorn+insådd av fånggröda	2001-05-14	Sådd av vårkorn+insådd av fånggröda
1996-06-04	Kvävegödsling (120 kg N ha ⁻¹)	2001-06-05	Kvävegödsling (120 kg N ha ⁻¹)
1996-09-19	Skörd av vårkorn	2001-09-13	Skörd av vårkorn
1996-11-11	Plöjning (22 cm)	2001-10-30	Plöjning (22 cm)
1997-04-11	Sådd av vårkorn+insådd av fånggröda	2002-04-09	Fosforgödsling (46P)
1997-05-21	Kvävegödsling (120 kg N ha ⁻¹)	2002-04-10	Sådd av vårkorn+insådd av fånggröda
1997-09-02	Skörd av vårkorn	2002-05-14	Kvävegödsling (120 kg N ha ⁻¹)
1997-11-17	Plöjning (22 cm)	2002-09-11	Skörd av vårkorn
1998-05-13	Sådd av vårkorn+insådd av fånggröda	2002-11-03	Plöjning (22 cm)
1998-05-20	Kvävegödsling (120 kg N ha ⁻¹)	2003-04-16	Sådd av vårkorn+insådd av fånggröda
1998-09-30	Skörd av vårkorn	2003-05-19	Kvävegödsling (120 kg N ha ⁻¹)
1998-11-10	Fosforgödsling (80 kg P ha ⁻¹)	2003-09-11	Skörd av vårkorn
1998-11-18	Plöjning (22 cm)	2003-11-03	Plöjning (22 cm)
1999-05-04	Sådd av vårkorn+insådd av fånggröda	2004-04-22	Sådd av vårkorn+insådd av fånggröda
1999-05-31	Kvävegödsling (120 kg N ha ⁻¹)	2004-05-14	Kvävegödsling (120 kg N ha ⁻¹)
1999-09-02	Skörd av vårkorn	2004-09-06	Skörd av vårkorn
1999-10-20	Plöjning (22 cm)	2004-11-03	Plöjning (22 cm)
2000-05-04	Sådd av vårkorn+insådd av fånggröda	2005-04-25	Kvävegödsling (120 kg N ha ⁻¹)
2000-05-16	Kvävegödsling (120 kg N ha ⁻¹)	2005-04-26	Sådd av vårkorn+insådd av fånggröda
2000-09-14	Skörd av vårkorn	2005-05-14	Kvävegödsling (120 kg N ha ⁻¹)
2000-10-14	Plöjning (22 cm)	2005-09-08	Skörd av vårkorn
		2005-11-03	Plöjning (22 cm)

Klimatdata för att driva modellen har uppmätts på Lanna. Dygnsmedel har använts för temperatur, solinstrålning och vindhastighet. Nederbörden har registrerats på timbasis men har summerats för hela dygnet. Medeltemperaturen för den period som simulerades, 2000 t.o.m. 2005 var 6.9°C och årsmedelnederbörden var 586 mm (Figur 1). Perioden omfattar både torra år och år med hög nederbörd, och avrinningen varierade mellan 490 och 690 mm.

Avrinningen via dräneringsledningarna har uppmätts kontinuerligt med en s.k. vattenklocka. På grund av att lokala avvikelser kan förekomma i avrinning mellan olika rutor, som inte beror på odlingsåtgärderna, så har medelavrinning för sju fält har använts. Koncentrationerna av totalfosfor (tot-P) och löst fosfor (SRP) mättes med flödesproportionell provtagning, där delprov tas ut när en viss volym vatten passerat, Delproven samlas i en dunk som analyseras varannan vecka. Volymen vatten för varje delprov har anpassats så att dunken inte blir full på 2 veckor. För beräkning av transporten används den uppmätta dagliga avrinningen som multipliceras med den uppmätta koncentrationen av fosfor från dunken. Denna mätmetod innebär att eventuella episodiska flödestoppar inte missas. Tidsperioden som använts som kalibreringsdata för testet av Lanna var 11 augusti 2000 till 7 maj 2005. Transporten av PP har beräknats som skillnaden mellan tot-P och SRP.



Figur 1. Klimatdata för Lanna för den simulerade perioden 2000 t.o.m. 2005, a) Nederbörd b) Dygnsrmedeltemperatur

På grund av tekniska orsaker så fattas uppmätt avrinning för 118 dagar. Avrinningen har då kompletterats med data från närliggande försöksrutor. Under de 28 första dagarna, 8 november till 5 december 2000, saknas uppmätta koncentrationer av SRP. För att korrigera för detta beräknades en kvot mellan tot-P och SRP för åren 2001 tom 2005. Denna kvot användes sedan för att ta fram koncentrationer av SRP utifrån tot-P koncentrationen. Avrinningen för denna period var 80.6 mm vilket gav en total transport av SRP för denna period på 0.052 kg ha^{-1} . Uppmätta koncentrationer av både SRP och tot-P saknas dessutom från 7 maj till 10 juli 2003. Denna period har därför kompletterats med en medelkoncentration framräknad från åren 2001, 2002 och 2004. Det framräknade medlet blev för tot-P 0.088 mg l^{-1} och för SRP 0.015 mg l^{-1} . Den totala avrinningen under den saknade perioden var 38 mm, vilket gav en total transport på $0.0056 \text{ kg ha}^{-1}$ för SRP och 0.025 kg ha^{-1} för PP.

Tabell 2. Odlingsåtgärder för Flinkesta under perioden 1997 tom 2005. Siffrorna inom parantes är det djup som påverkas av jordbearbetningen

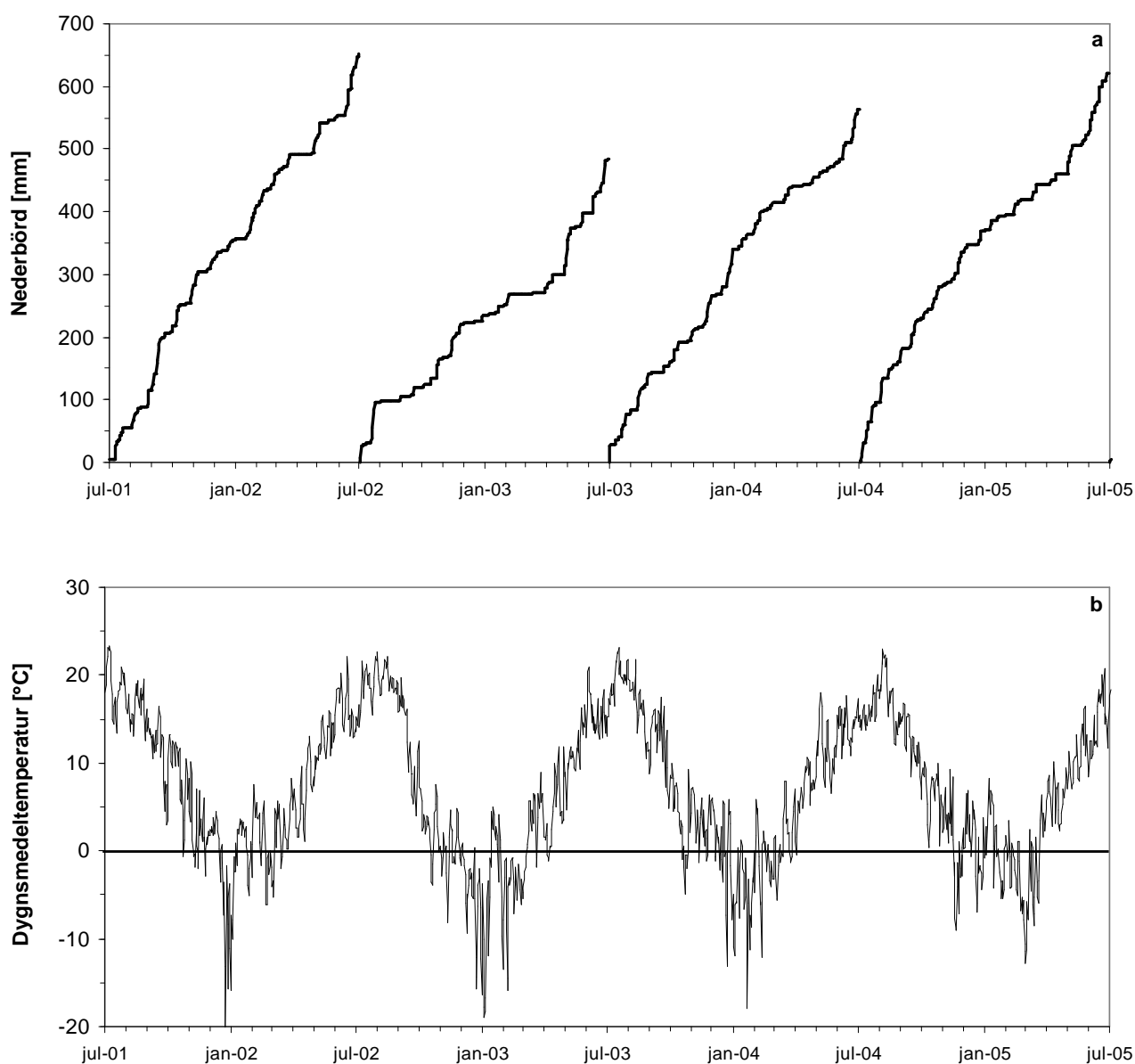
Datum	Åtgärd	Datum	Åtgärd
1997-08-09	Sådd av höstrybs	2001-08-21	Bortförsel av halm
1998-08-04	Skörd av höstrybs	2002-06-07	Skörd av vall
1998-08-12	stubbearbetning (10 cm);	2002-07-16	Skörd av vall
1998-08-24	stubbearbetning (ca 15 cm);	2002-09-02	Skörd av vall
1998-09-10	stubbearbetning (ca 15 cm);	2003-06-08	Skörd av vall
1998-09-25	Sådd av höstvet;	2003-06-10	Stallgödning (112 N, 23 P [kg ha ⁻¹])
1999-08-22	Skörd av höstvet;	2003-07-14	Skörd av vall
1999-08-23	Bortförsel av halm	2003-07-18	Stallgödning (84 N, 17 P [kg ha ⁻¹])
1999-10-26	Plöjning (22 cm)	2003-07-30	Stubbearbetning (15 cm);
2000-04-27	Harvning (4 cm)	2003-08-14	Stubbearbetning (ca 15 cm);
2000-04-28	Sådd av ärtor	2003-09-01	Stubbearbetning (ca 15 cm);
2000-08-27	Skörd av ärtor	2003-09-12	Sådd av höstvet
2000-09-08	Plöjning (22 cm)	2004-04-10	Insådd av vall
2000-09-14	Harvning (4 cm)	2004-08-20	Skörd av höstvet
2000-09-15	Sådd av höstvet	2004-08-26	Bortförsel av halm
2001-04-20	Insådd av vall	2005-06-10	Skörd av vall
2001-08-20	Skörd av höstvet + bortförsel av halm	2005-07-30	Skörd av vall

Mätningar av partikelkoncentrationer (SS) för simuleringsperioden saknades men det fanns uppmätta koncentrationer för en tidigare period av både PP och SS. Eftersom kvoten mellan PP och SS är relativt konstant kunde koncentrationen av SS enkelt beräknas.

Flinkesta

Flinkesta-fältet ligger ca 20 km öster om Katrineholm (59°N, 16°E). Det fält som använts för kalibrering av ICECREAMDB är 6.6 ha och ingår i miljöövervakningsprogrammet ”Observationsfält på åkermark (Johansson och Gustafson, 2005). Lutningen varierar kraftigt inom fältet, med en medellutning på ca. 4.5 %. Ytavrinningen på Flinkesta leds ner i dräneringsledningarna via 6 ytvattenbrunnar på fältet. Ett urval av odlingsåtgärder som är relevanta för simuleringarna med ICECREAMDB redovisas i Tabell 2.

De viktigaste klimatdata som använts för att driva modellen (temperatur och nederbörd) har uppmätts vid SMHI:s klimatstation Valla som ligger 12 km nordväst om Flinkesta. För globalinstrålning har mätningar från Stockholm använts (ca 90 km nordost om Flinkesta) och för vindhastighet har mätningar från Floda använts (18 km nordväst om Flinkesta). Medeltemperaturen för den period som simulerades (åren 2001 tom 2005) var 6.9°C och årsmedelnederbörden var 564 mm (Figur 2).



Figur 2. Klimatdata för Flinkesta för den simulerade perioden 2001 tom 2005, **a)** ackumulerad dygnsnederbörd för agro-hydrologiska år **b)** dygnsmedeltemperatur

Parametrisering av ICECREAMDB

För båda fälten sattes profildjupet i modellen till en meter med dräneringen på 0.9 meters djup. En indelning av fyra skikt användes Tabell 3 och 4. I de fall då insådd av vall har genomförts har detta på grund av begränsningar i ICECREAMDB inte gått att representera som en insådd utan vallsådden har parameteriserats som om den utförts dagen efter skörd av huvudgrödan på hösten.

Parametersättningen har i huvudsak baserats på beräkningen av typkoncentrationer som utförts för beräkningen av matrisen för testet på Motala Ström (punkt 6 i Uppdragsspecifikationen för Leverans 2). Där användes värden från litteraturen, s.k. pedo-transfer funktioner och vissa andra anpassningar. Här har också en specifik parameterisering gjorts för aktuella odlingsåtgärder (bl.a.

Tabell 3. Markprofilens textur och hydrauliska egenskaper

Skikt	Skikt [cm]	Lerhalt	Sandhalt	Hydraulisk konduktivitet [mm/timme]	Fältkapacitet	Porositivitet	Vissnings- gräns	SoilP [g P/kg jord]
1	0- 1	0.46	0.07	0.1	0.387	0.479	0.25	0.49
2	1-30	0.46	0.07	0.1	0.387	0.479	0.25	0.49
3	30-65	0.56	0.03	0.1	0.387	0.479	0.25	0.027
4	65-100	0.61	0.02	0.1	0.387	0.479	0.25	0.027

grödor, skördar, gödslingar och tidpunkter för olika åtgärder) men även vissa plats specifika anpassningar för att beskriva lokala förhållanden. En detaljerad genomgång av parameteriseringen beskrivs nedan.

Lanna

Jordartsklassen på Lanna är en *silty clay* (Ulén m.fl. 1998) och parametervärden för fältkapacitet (f_c), porositivitet ($solpor$) samt vissningsgräns ($br15$) sattes utifrån den jordartsklassen för den tidigare matrisberäkningen för Motala Ström (se Tabell 4). Parametervärdet för hydraulisk konduktivitet (rc) sattes lika som för $tresh_watin$ för *silty clay*.

Max_water_input är ett tröskelvärde för ytavrinning, och för att det inte skulle uppstå någon ytavrinning i simuleringen sattes den till 100 mm, d.v.s. det finns inget tillfälle när nederbörden är större än 100 mm på ett dygn. För att matcha den simulerade avrinningen med den uppmätta, så korregerades nederbörden för regn ($CPL = 1.385$) respektive snö ($CPS = 1.555$).

$SoilP$ som i ICECREAMDB motsvarar den stabila oorganiska fosforpoolen i marken sattes utifrån mätningar av PHCl i marken. Mätningar för skikten 0-30, 30-60 och 60-90 cm utfördes på en närliggande försöksruta och dessa viktades sedan mot den skiktindelning som användes i ICECREAMDB. Initialt gav halterna i de två undre skikten för höga förluster av SRP och därför minskades halterna i skikt 3 och 4 utifrån relationen av halterna av vattenlösligt fosfor (P_w) mellan matjord (0-20 cm) och alv (60-100 cm) som var 18:1 (Börling m.fl., 2004). $SoilP$ beräknades följaktligen för skikt 3 och 4 genom att dela halten i ytskiktet med 18 (se Tabell 3).

$Fcfrac$ är den andel av fältkapaciteten som måste vara uppnådd för att makroporflöde ska uppkomma, och eftersom vattenflödet genom makroporerna enligt tidigare erfarenheter var för stort i förhållande till vattenflödet genom mikroporerna (Larsson och Jarvis, 1999; Larsson m.fl. 2003), så ändrades den från 0.94 till 0.9999.

Eftersom fosforförlusterna genom makroporerna till dräneringsledningarna fortfarande var något för hög ökades mängden vatten som kan lagras i grundvattenpoolen något genom att w_tresh_mac ökades från 0.01 till 0.02 m dag⁻¹. Dessutom ökades den specifika koefficienten som styr laterala förluster till grundvattnet (k_4) från 0.00 till 0.01 mm dag⁻¹.

Trots ovanstående parameterjusteringar var de beräknade förlusterna av SRP genom makroporerna orimligt hög. Genom att öka djupet för applicering av fosfor från ytan till 1.5 cm djup minskades däremot förlusterna av SRP genom makroporerna betydligt (60 %).

För att minska på partikelförlusterna som var något för höga minskades den specifika koefficienten som styr lösgörning av partiklar på markytan, $detachability$, från 0.35 till 0.275.

Tabell 4. Beskrivning av textur och de markfysikaliska egenskaperna för Flinkesta

Lager	Skikt-tjocklek [cm]	Lerhalt	Sandhalt	Hydraulisk konduktivitet	Fältkapacitet	Porositivitet	Vissningsgräns	SoilP	Jordartsklass
1	1	0.294	0.15	0.18	0.366	0.471	0.208	0.626	SiltyClayLoam
2	29	0.366	0.17	0.18	0.366	0.471	0.208	0.584	SiltyClayLoam
3	35	0.562	0.21	0.08	0.396	0.475	0.272	0.034	Clay
4	35	0.639	0.07	0.08	0.396	0.475	0.272	0.032	Clay

Flinkesta

För parametersättningen av ICECREAMDB för Flinkesta var det vissa parametrar som sattes efter den kalibrerade Lanna-simuleringen, dessa parametrar var $fcfrac$ (0.9999), w_tresh_mac (0.02) och $detachability$ (0.275). Även appliceringsdjupet ($fdep$) för gödslingen behölls på 1.5 cm.

Texturen för Flinkesta sattes enligt Ulén m.fl. (1998) och är enligt jordartsklassificeringen *silty clay loam* för skikt 1 och 2 och *clay* för skikt 3 och 4 (Tabell 4). Parametervärden för *clay* för fältkapacitet, porositet och vissningsgräns togs från matrisberäkningen för Motala Ström.

På Flinkesta sattes max_water_input till 2 mm, vilket innebär att vid nederbörd under 2 mm/dag så kan det inte ske ytavrinning. Denna parameter har satts högre i några tidigare simuleringar, men det påverkar sannolikt effekten av andra parametrar. Anpassningen av avrinningen gjordes därför istället liksom för Lanna med CPL (1.275) och CPS (1.358).

För Flinkesta har den uppmätta halten av P-HNO₃ använts för att uppskatta initialvärden av $soilP$ i ICECREAMDB. Liksom för Lanna har vi erhållit $soilP$ i lager 3 och 4 genom att dividera den totala fosforhalten i lager 1 och 2 med 18.

Biomasskördarna av vall och höstvetete sattes med parametern $yield$ så att de simulerade och uppmätta skördarna matchade varandra på årsbasis. Förstaskörden av vall var emellertid för låg (-1800 kg/ha) medan tredjeskörden var för hög (+2100 kg/ha).

För att få en bättre överensstämmelse mellan uppmätta och simulerade partikeltransporter sänktes tröskelvärdet för upptining av tjäle i det översta skiktet från -1°C till -2°C, vilket minskade antalet tillfällen med maximal partikelgenerering och därmed också den totala partikeltransporten.

Parameteriseringen av snösmältningen anpassades också för att minska förluster av P vid några tillfällen. Parametern $melting_factor$ sänktes från 5 till 2 mm/°C/dygn, vilket resulterade i en dämpning av snösmältningen. För att fördela snösmältningen över en längre period sänktes dessutom temperaturen för när snösmältning börjar, $temp_snow_melt$ från -0.13°C till -1°C.

För hösten och vintern år 2001/02 och 2004/05, efter insädd av vall, var de simulerade förlusterna av PP för låga jämfört med de uppmätta. Bättre överensstämmelse erhöles när tillväxtparametern för vall, $grate$, höjdes från 1 till 3 och då insädden flyttades från dagen efter skörd på hösten till 1 april året därpå (d.v.s. till 2002 respektive 2005). Partikelförlusterna av fosfor var dock fortfarande för låga initialt, vilket berodde på att inga partiklar fanns tillgängliga för ytavrinning. Genom att införa en plöjning (22 cm) på höstarna för åren med vallinsädd, d.v.s. 1 september 2001 och 2004, kunde simuleringarna betydligt bättre matcha mätningarna av förlusterna av PP.

Tabell 5. Simulerad och uppmätt avrinning, partikelförlust (SS) och uppmätta och simulerade förluster av total- (tot-P), löst (SRP) och partikulärt fosfor (PP) för Lanna och Flinkesta

	Lanna			Flinkesta		
	Uppmätt	Simulerad	Differens %	Uppmätt	Simulerad	Differens %
Avrinning [mm]	1100	1100	0.0	686	706	2.9
tot-P [kg ha ⁻¹]	1.65	1.56	-5.6	3.16	3.16	0.2
SRP [kg ha ⁻¹]	0.29	0.47	64	0.73	0.56	-23
PP [kg ha ⁻¹]	1.36	1.09	-20	2.43	2.60	7.1
SS [kg ha ⁻¹]	1450	1340	-7.6	1740	1730	-0.4

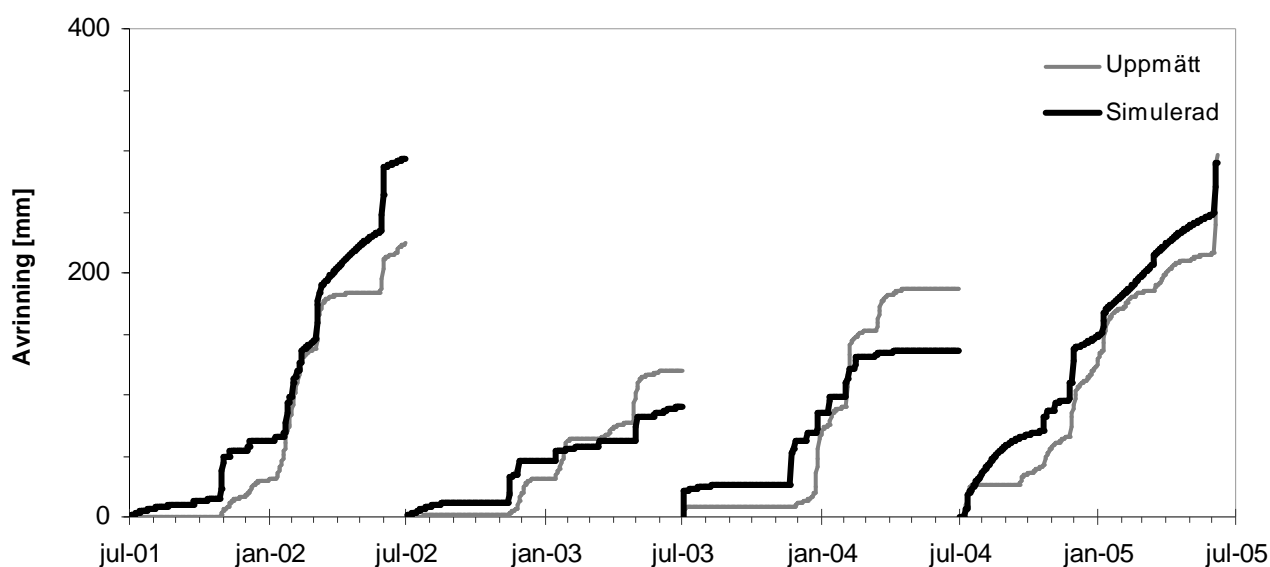
Resultat

Simulerad och uppmätt avrinning, samt transport av SRP, PP, tot-P och SS för hela den simulerade perioden för både Lanna och Flinkesta visas i Tabell 5. Som framgår av tabellen så är överensstämmelsen mellan uppmätta och simulerade värden i stort sett mycket god. Speciellt matchar simuleringarna mycket väl den uppmätta avrinningen, förlusten av tot-P och SS. Den största skillnaden erhöles mellan simulerat och uppmätt SRP på Lanna (se vidare beskrivning nedan). En mer detaljerad beskrivning av uppmätta och simulerade förluster presenterat som tidsserier för de två fälten följer nedan.

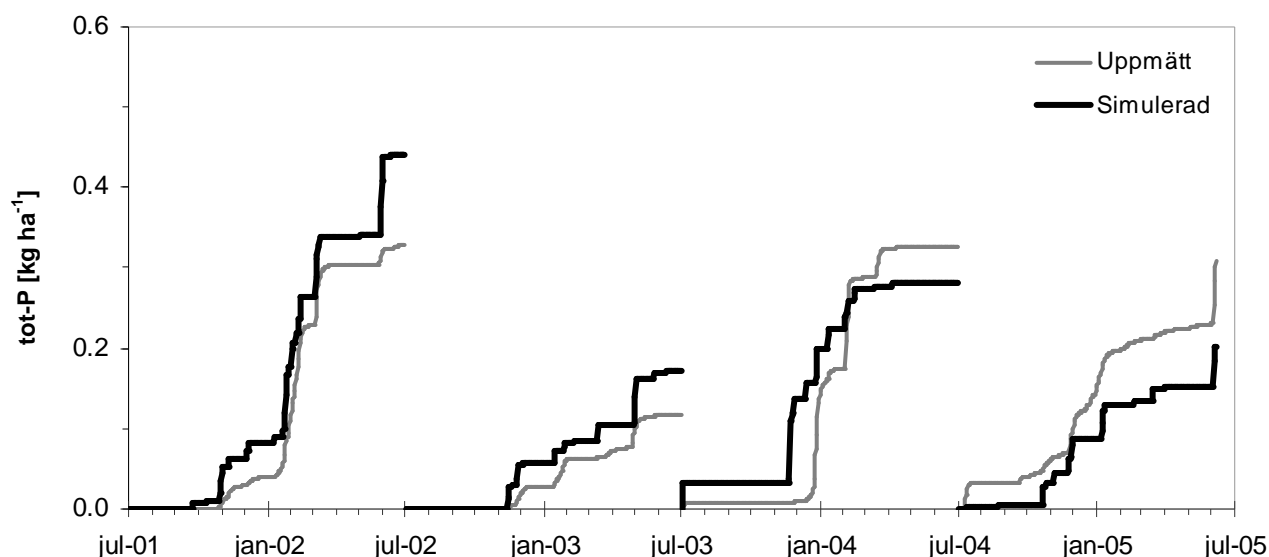
Lanna

Avrinning

En jämförelse mellan uppmätt och simulerat vattenflöde i dräneringsledningarna visas i Figur 3. Som framgår av Figur 3 är överensstämmelsen mellan uppmätt och simulerat vattenflöde i dräneringsledningarna på Lanna överlag mycket god, men det simulerade vattenflödet är något lågt under sommarperioderna, framförallt 2001 och 2003. Detta kan eventuellt bero på en överskattad evapotranspiration, på den alltför förenklade beskrivningen av grundvattendynamiken i modellen, eller på oklara lokala hydrologiska förhållanden.



Figur 3. Simulerad och uppmätt avrinning genom dräneringsledningarna för Lanna ackumulerat för agro-hydrologiska år (1 juli till 30 juni).

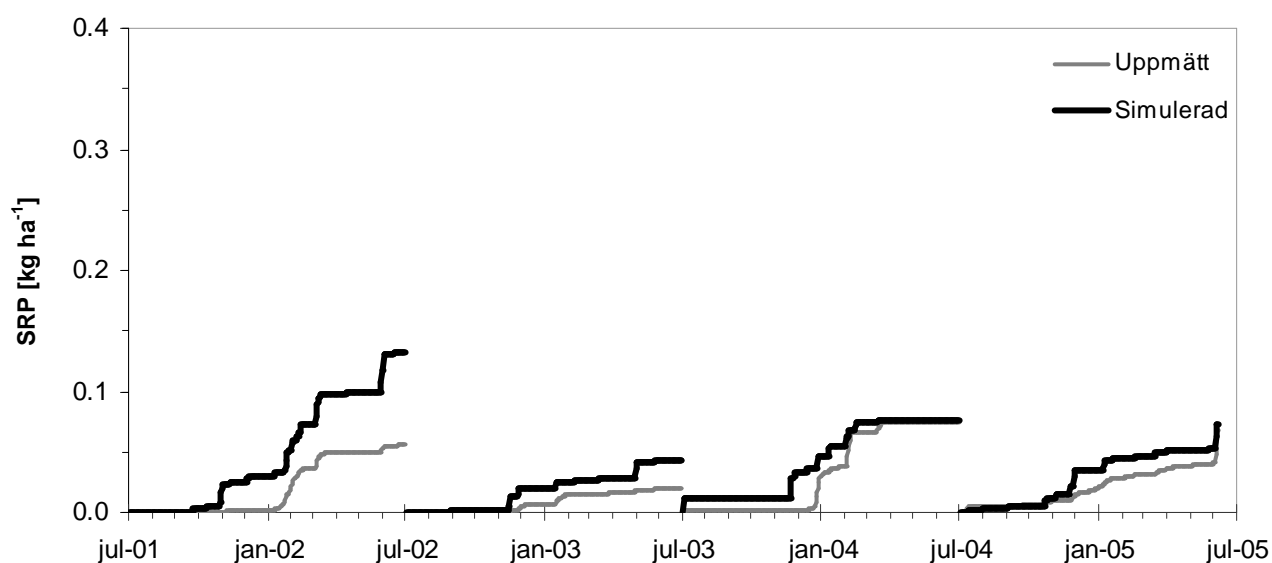


Figur 4. Simulerad och uppmätt förlust av tot-P genom dräneringsledningarna för Lanna, ackumulerat för agro-hydrologiska år (1 juli till 30 juni).

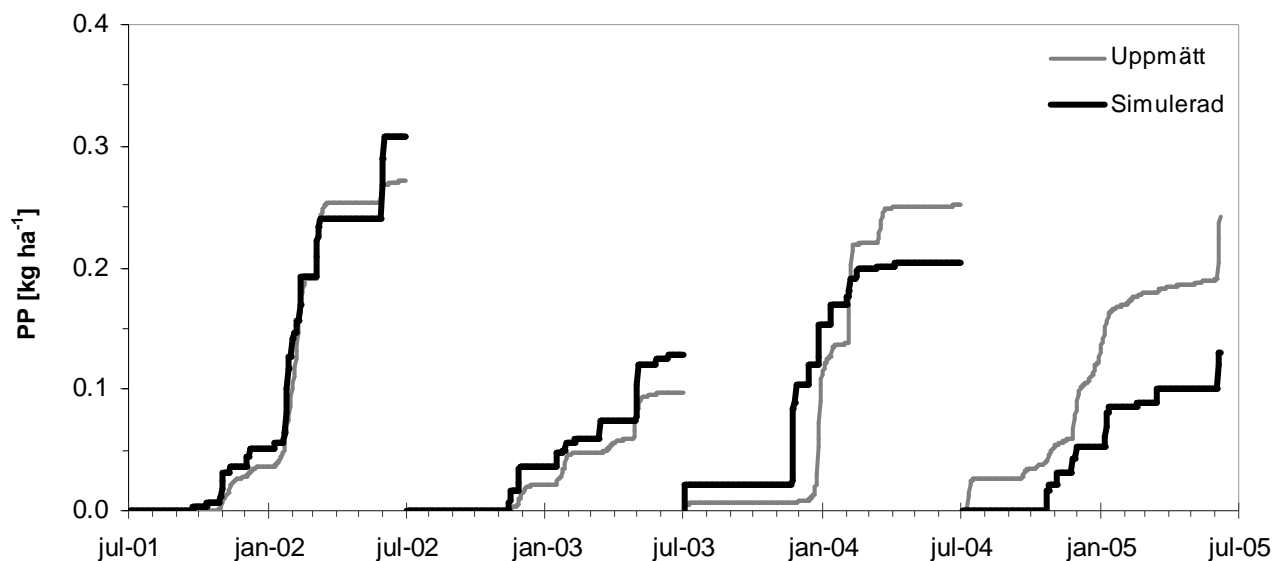
Förluster av fosfor

Simulerade och uppmätta förluster av tot-P visas i Figur 4. Förlusterna av tot-P är något överskattade för de två första åren och något underskattade de två sista åren, men beskrivs generellt sett på ett mycket tillfredsställande sätt.

Simulerade och uppmätta förluster av SRP visas i Figur 5. Efter det att appliceringsdjupet för gödsel ökats och mängden *soilP* minskats i skikt 3 och 4 minskade de simulerade SRP förlusterna och en bra överensstämmelse med de uppmätta förlusterna genom dräneringsledningarna erhöles. För det ovanligt nederbördsrika agro-hydrologiska året 2001/02 överskattades dock de simulerade förlusterna med drygt 100 % beroende på att den simulerade avrinningen var för hög vid två tillfällen (november 2001 och maj 2002). Orsaken till denna skillnad kan bero på en stor rumslig variation i uppmätt avrinning och på att uppmätta förluster av P mellan olika rutor som inte är



Figur 5. Simulerad och uppmätt förlust av SRP genom dräneringsledningarna för Lanna ackumulerat för agrohydrologiska år (1 juli till 30 juni).



Figur 6. Simulerad och uppmätt förlust av PP genom dräneringsledningarna för Lanna ackumulerat för agrohydrologiska år (1 juli till 30 juni).

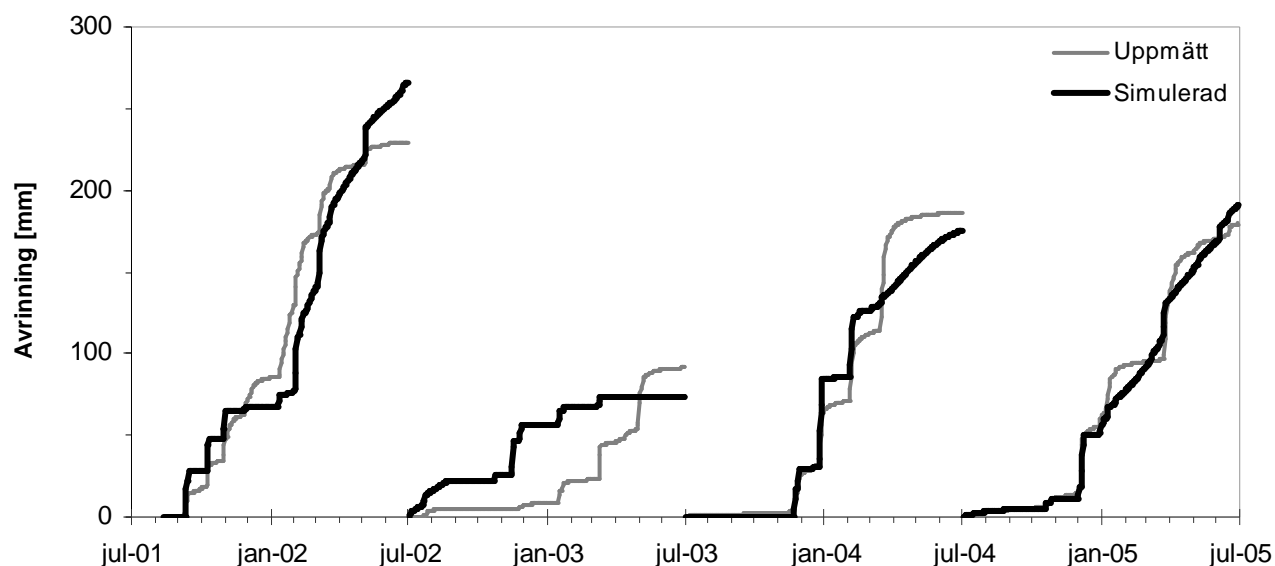
kopplade till odlingsåtgärder (opublicerade data). Det är därför möjligt att dessa avvikelser inte beror på modellens oförmåga att beskriva systemet, utan t.ex. på ett oklart bottenrandvillkor, d.v.s. det kan finnas rörelser av ytligt grundvatten som inte är uppmätta och som modellen därför inte kan ta hänsyn till (Larsson och Jarvis, 1999).

Simulerade och uppmätta förluster av PP visas i Figur 6. Som framgår var överensstämmelsen mellan simulerade och uppmätta förluster bra förutom för det agrohydrologiska året 2004/05.

Flinkesta

Avrinning

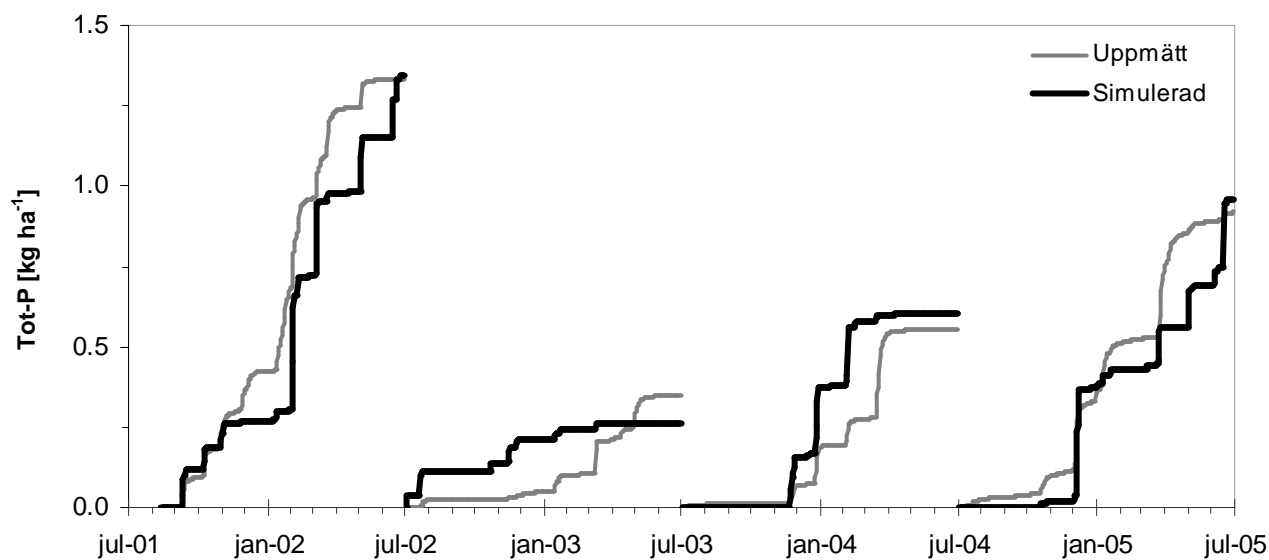
Den simulerade och uppmätta ackumulerade avrinningen för agrohydrologiska år överensstämmer väl förutom för året 2002/03 (Figur 7). En möjlig förklaring till överskattningen i avrinning kan vara att den simulerade vallskörden var för liten både den 4 juni och den 16 juli, vilket i sin tur kan ha medfört att den simulerade evapotranspirationen har underskattats. Avvikelsen kan eventuellt också bero på en skillnad i lokal nederbörd under sommaren eftersom den uppmättes 17 km från Flinkesta.



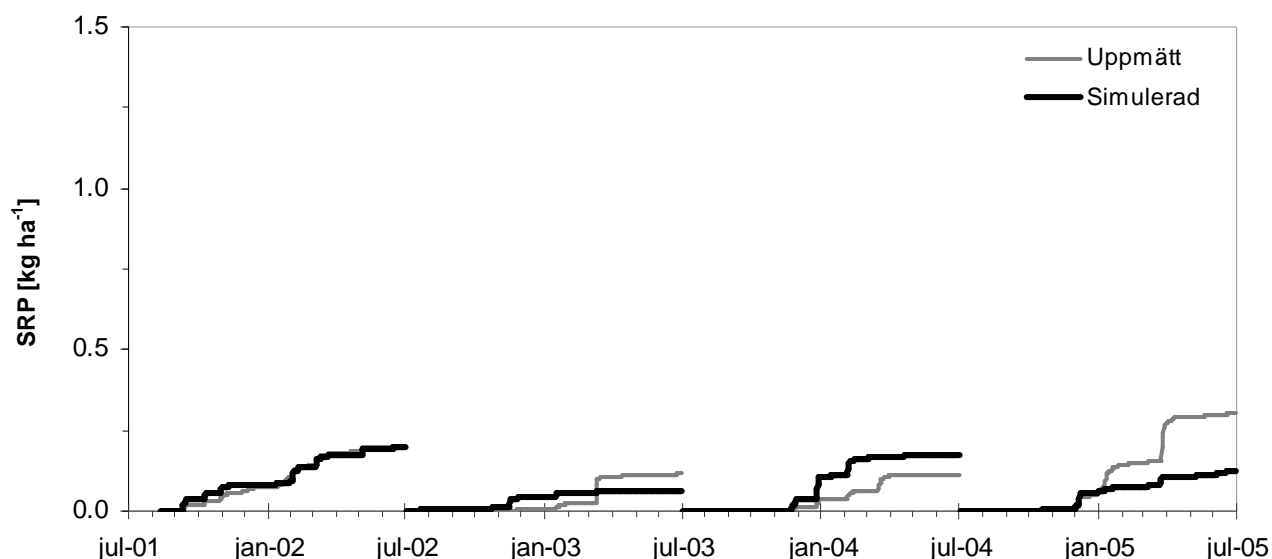
Figur 7. Simulerad och uppmätt avrinning genom dräneringsledningarna för Flinkesta ackumulerat för agrohydrologiska år (1 juli till 30 juni).

Fosfortransport

Simulerade och uppmätta förluster av tot-P visas i Figur 8. Överensstämmelsen mellan de simulerade och uppmätta ackumulerade förlusterna är god och variationen mellan de olika åren beskrivs på ett mycket tillfredsställande sätt.



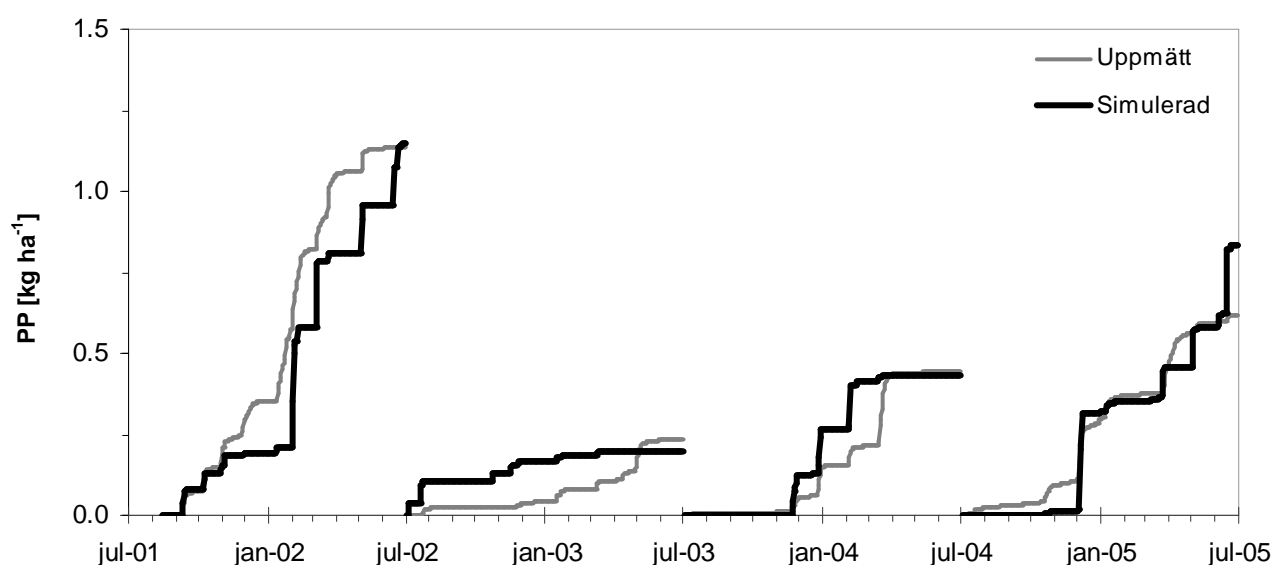
Figur 8. Simulerad och uppmätt förlust till dräneringsledningarna av tot-P för Flinkesta ackumulerat för agrohydrologiska år (1 juli till 30 juni).



Figur 9. Simulerad och uppmätt förlust av SRP genom dräneringsledningarna för Flinkesta ackumulerat för agro-hydrologiska år (1 juli till 30 juni).

Simulerade och uppmätta förluster av SRP visas i Figur 9. Överensstämmelsen mellan de simulerade och uppmätta ackumulerade förlusterna är god förutom för det agro-hydrologiska året 2004/05 då modellen underskattar SRP med 59 %. Orsaken kan delvis förklaras av en underskattad simulerad avrinning.

Simulerade och uppmätta förluster av PP visas i Figur 10. Efter justering av tröskelvärdet för upptining av tjäle i översta skiktet sänktes förlusterna av PP avsevärt för vintern 2003/04 och en mycket bra överensstämmelse erhöles för det året. Den goda överensstämmelsen mellan uppmätta och simulerade förluster av PP för åren 2001/02 och 2004/05 uppnåddes efter det att de simulerade förlusterna ökats betydligt genom införandet av en plöjningsfaktor (se Parameterisering av ICECREAMDB).



Figur 10. Simulerad och uppmätt förlust av PP genom dräneringsledningarna för Flinkesta ackumulerat för agro-hydrologiska år (1 juli till 30 juni).

Diskussion och slutsatser

För Lanna, där det inte förekommer någon ytavrinning utan endast förluster genom marken via dräneringsledningar, kunde modellen efter flera anpassningar, bl.a. av gödseldjupet matcha de uppmätta fosfortransporterna. För Flinkesta där vattnet representerar en blandad signal från både ytavrinning och läckage genom marken behövdes en mer drastisk anpassning för att uppnå simulerade transporter som överensstämde med de uppmätta.

Orsaken till de höga uppmätta förlusterna av PP på Flinkesta efter vallinsådd hösten/vintern 2001/02 och 2004/05 är oklart. Ett fält som lämnas oplöjt med en insådd vall bör ha relativt låga förluster av partikulär fosfor (Ulén m.fl. 2004). Modellen kunde inte beskriva dessa höga förluster, utan att en pragmatisk men ganska orealistisk anpassning genomfördes. Detta kan tyda på att det har inträffat något på fältet som vi inte har vetskap om, t.ex. körskador vid skörden som gett upphov till rännilserosion (båda åren var nederbördsrika). Det skulle också kunna vara en följd av något som inte beskrivs i modellen, t.ex. utfrysning av fosfor från organiskt material. Eftersom Flinkesta odlas ekologiskt är det troligt att vallarna innehåller mycket klöver. Året för vallinsådd har man inte tagit någon skörd, och om tillväxten av klöver varit god på hösten kan det finnas avsevärda mängder fosfor i växtmaterialet, som lätt kan lakas ut (Malgeryd och Torstensson, 2005).

Testet på Lanna och Flinkesta visade ändå att modellen väl kunde beskriva förlusterna vid dessa fältapplikationer. Testet har också medfört en förbättrad parameterisering av modellen, men för att använda ICECREAMDB för regionala/nationella applikationer är det nödvändigt att genomsnittliga eller representativa parametervärden används. Det är därför tveksamt att okritiskt använda alla de parameteranpassningar som gjorts här för regionala beräkningar. Varje ny applikation ger kunskaper som med stor sannolikhet leder till att kvalitén på framtida beräkningar förbättras. Applikationerna som presenteras i denna rapport har t.ex. påvisat vissa odlingsåtgärder där extra uppmärksamhet kan behöva iaktas vid parameteriseringen.

För att använda ICECREAMDB för PLC-5 beräkningarna behöver vi också använda andra källor än bara dessa tester för att hitta en parameterisering som är representativ på regional nivå. Dessa källor är bland annat tidigare applikationer med ICECREAM och dess föregångare (CREAMS), kunskap om hur förlusterna av P förhåller sig mellan t.ex. olika grödor, mellan olika jordarter med mera. Mätningarna från miljöövervakningen "Observationsfält på åkermark" och "Typområden på jordbruksmark" kommer också att användas som referenser i processen att hitta en generell parametersättning. Även om flera tester mot ytterligare fältförsök är önskvärda så kommer en representativ parametersättning för varje region för PLC-5 beräkningarna att kunna tas fram.

Referenser

- Börling, K. Barberis, E. Otabbong, E. 2004. Impact of long-term inorganic phosphorous fertilization on accumulation, sorption and release of phosphorous in five Swedish soil profiles. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 69:11-21.
- Johansson, G. och Gustafson, A. 2005. Observationsfält på åkermark. Avrinning och växtnäringsförluster för det agrohydrologiska året 2003/04 samt en långtidsöversikt. Teknisk rapport 93. Avd. f. vattenvårdslära, SLU, Uppsala.

- Larsson, M H. och Jarvis, N J. 1999. Evaluation of a dual-porsity model to predict field-scale solute transport in a macroporous soil. *Journal of Hydrology* 215:153-171.
- Larsson, M H. Persson, K. Ulén, B. och Jarvis, N J. 2003. A dual porosity model to quantify Phosphorous losses from macroporous soils.
- Malgeryd, J. och Torstensson, G. 2005. Kvävehushållning och miljöpåverkan vid olika strteger för skötsel av grüngödslingsvallar. JTI-rapport Lantbruk & industri 335. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala. 30 pp.
- Ulén, B. Shirmohammadi, och A. Djodjic, F. 1998. The use of GLEAMS model to predict phosphorous losses from drained clay soils. *Vatten* 54:53-60. Lund
- Ulén, B. och Persson, K. 1999. Field-scale phosphorus losses from a drained clay soil in Sweden. *Hydrological Processes* 13:2801-2812.
- Ulén, B, Aronsson, H., Torstensson, G., Mattsson, L. 2004 Svårt förutsäga utlakning i växtföljder-
enstaka händelser betyder mest. Fakta Jordbruk Nr 11. SLU, Uppsala. 4 pp.



ICECREAMDB 1.0.

Technical description

Kristian Persson, Martin Larsson, Holger Johnsson & Anders Lindsjö
Division of Water Quality Management, SLU, Sweden

<i>Introduction</i>	3
<i>ICECREAMDB</i>	3
<i>The simulation model ICECREAM</i>	4
<i>Input databases to ICECREAMDB</i>	7
The parameter database	7
The climate database	15
The variab database	18
The cropping system database	19
<i>Description of the user interface</i>	22
<i>Result databases</i>	24
Access result databases	24
The crop average result file	25
<i>System requirements</i>	25
<i>Conclusion and discussion</i>	26
<i>References</i>	26

Introduction

The eutrophication of the Baltic Sea has received great focus recently, and especially the role of phosphorus. Since diffuse losses of phosphorus from arable land are one of the main sources, and since it is difficult to measure, the need for improved quantification tools has evolved. Since the phosphorus losses are affected by a number of factors, a comprehensive dynamic model would most likely improve the quantification and resolution of phosphorus losses from arable land. With a dynamic model including crop management operations, more elaborated scenarios for reduction of P losses could also be evaluated. Another reason for using a more comprehensive, dynamic model is that it takes a system analysis approach in describing the processes involved in phosphorus losses. To increase our understanding related to the quantitative importance of different factors influencing phosphorus losses, a system analysis approach is almost certainly necessary.

ICECREAMDB

We will here describe the ICECREAMDB-model for quantification of P losses from arable land for large areas. It is built on the dynamic, partly physically based, management oriented phosphorus loss model ICECREAM. With ICECREAMDB, calculations of P-leaching are facilitated compared to the ICECREAM model. ICECREAM is a field scale model for calculation phosphorus losses from agricultural land. The result is daily values of solute phosphorus (PO₄) and particle bound phosphorus (PP) concentration in surface runoff and percolation through the soil profile via micropore and macropore flow. ICECREAM is controlled via text files and takes no additional inter active user input. ICECREAMDB is a user friendly graphical front-end for ICECREAM. All the data needed to run ICECREAM is read from Access databases and automatically converted to the text files needed by ICECREAM (Fig. 1). ICECREAMDB makes it possible to run several hundred simulations in sequence without the need for user manipulation of text files between each simulation. ICECREAMDB also incorporates routines for generating leaching coefficients for each crop, slope, soil phosphorus level and fertilization type from the daily output values from ICECREAM.

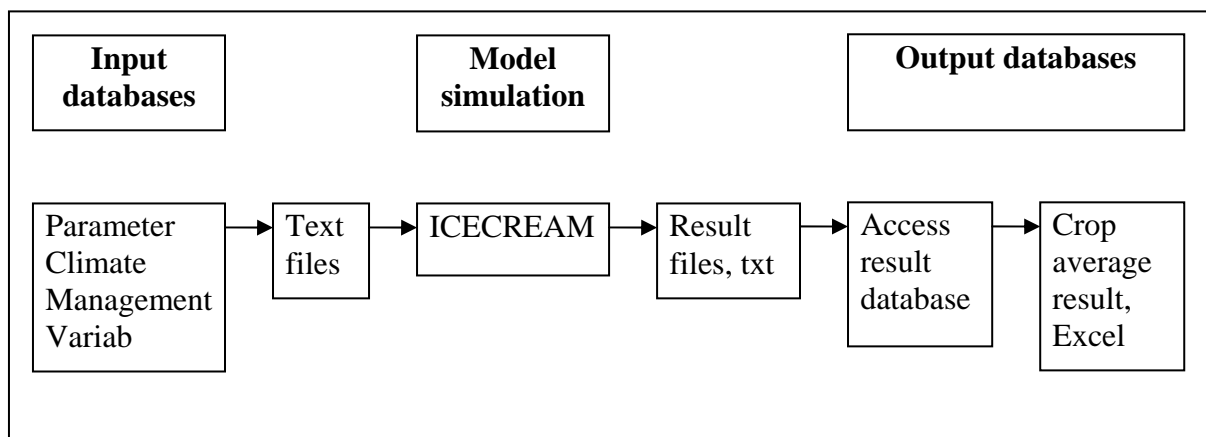


Figure 1. Illustration of the structure of ICECREAMDB

The simulation model ICECREAM

ICECREAM is a management model for quantification of field-scale runoff, erosion, and losses of P (Rekolainen and Posch, 1993; Tattari et al., 2001) based on the CREAMS model (Knisel, 1980) and partly on GLEAMS (Leonard et al., 1987; Knisel, 1993), and WEPP (Lane and Nearing, 1989). The ICECREAM model runs on a daily time-step with standard meteorological data as input (i.e. daily temperature, precipitation, and solar radiation or cloudiness). The model contains a description of a full water balance including precipitation, evaporation, transpiration, surface runoff, and percolation out of the root zone (Knisel, 1980). A modification of the Soil Conservation Service curve number method is used to partition net rainfall between surface runoff and infiltration (USDA-SCS, 1972; Smith and Williams, 1980). Evapotranspiration is calculated according to the Ritchie (1972) model. Downward water flow between soil layers and percolation from the micropore region q_{mi} (mm d⁻¹) is calculated with a ‘storage-routing’ concept (i.e. a capacity-type approach), and takes place if the water storage in a layer θ exceeds the field capacity θ_f minus the wilting point θ_w :

$$q_{mi} = \frac{\theta - (\theta_f - \theta_w)z}{\frac{\theta_s z}{\alpha} + 0.5} \quad (1)$$

where z is the thickness of the soil layer, α is an empirical conductivity parameter (mm d⁻¹) and θ_s is the saturated water content. If the water content in a layer exceeds θ_s , the excess water is directly transferred to the layer below or percolates out of the soil profile.

Soil temperature is calculated according to Williams et al. (1990) using mean air temperature, with corrections for snow cover, soil moisture, and biomass. The calculation of freezing and thawing, which influences infiltration at the soil surface, is independent of the selected thickness of the surface soil layer since a fixed 3-cm computational layer is employed. A new description to calculate the duration of periods with soil frost was included in ICECREAM by Persson (2001), where the freezing and thawing is coupled to the soil temperature on a daily basis. This implies that several freezing and thawing events can take place within one winter season if the temperature fluctuates around the freezing point. Threshold temperature values are used to determine a linear decrease of the amount of precipitation that falls in the form of rain T_1 or snow T_s , respectively. Snowmelt starts at a threshold temperature T_0 and is calculated by a simple degree-day function governed by a snow melt factor f_0 and the air temperature (Vehviläinen, 1986; Rekolainen and Posch, 1993).

In ICECREAM, soil P is divided into six pools (kg m⁻²), three of which are inorganic, in the form of stable P_S , active P_A and labile P_L phosphorus, and three are organic: a litter pool consisting of fresh organic material such as decomposing roots and straw P_{FO} a humus pool comprising more stable organic matter P_{SO} and a faeces pool containing added manure P_{MAN} (Figure 1). The phosphorus bound to suspended particles, is assumed to originate from all solid P pools.

The distribution of P between adsorbed and solution phases in the labile pool is described by a linear sorption isotherm assuming instantaneous equilibrium:

$$C_{DRP} = \frac{P_L}{z(k_{dw} \gamma + \theta)} \quad (2)$$

where C_{DRP} is the concentration of DRP, γ is the dry bulk density, and k_{dw} is the sorption distribution coefficient (L kg⁻¹) given by (Knisel et al., 1993):

$$k_{dw} = 100 + 250 cc \quad (3)$$

where cc is the fraction of clay. During surface runoff and infiltration in the micropores, the distribution between P_L and DRP in the surface soil layer is also controlled by the infiltration rate, soil water content, porosity and soil solids specific gravity according to Knisel et al. (1993).

Four different options are available to calculate sorption distribution coefficients k_{dl} for partitioning between P_L and P_A , and between P_A and P_S , corresponding to different soil types *i.*) calcareous *ii.*) slightly weathered *iii.*) highly weathered (Sharpley and Williams, 1990), and *iv.*) a modified combination of *ii.*) and *iii.*) derived from 18 long-term field experiments on Finnish soils (Siimes et al., 1998). We use the last option, where the sorption distribution coefficient, k_{dl} , is given as a function of pH, percent base saturation, and the clay content.

Flows of P between pools include plant uptake of P_L , decomposition and humification of litter and faeces, immobilization of P_L to P_{FO} and mineralization of humus. Phosphorus in fertilizer is directly added to the labile P pool, P_L . Transport of DRP between layers in the micropore region and leaching from the micropores is calculated by convective mass transfer.

The original ICECREAM model only simulates seepage from the bottom soil layer. To simulate tile drain outflow, we introduced a groundwater reservoir separated into two compartments receiving water and P from the micropores and macropores, respectively. Water flow from the groundwater reservoir to tile drains starts when the storage capacities, defined by threshold values for the two compartments g_{mi} and g_{ma} are exceeded. Additionally, horizontal flows of groundwater are defined by separate rate coefficients for the micropores and macropores, respectively.

To simulate preferential flow and transport through macropores we have applied a simple functional approach. A short-circuit water flow and transport pathway, corresponding to a macropore domain, was linked to the original ICECREAM flow and transport description which now represents only the micropore region. Water, suspended particles and P entering the macropores are channelled directly to a groundwater reservoir without interaction with the water and solutes in the micropore region in accordance with the TAM-MO-DEL model (Steenhuis et al., 1997). Infiltration into macropores is only assumed to take place if the water content in the two upper soil layers exceeds a given soil moisture content expressed as a 'fraction of the field capacity' f_{fc} . Infiltrating water I_n is routed into the macropores when the infiltration capacity of the micropores I_{mi} is exceeded. Water flow through the macropores q_{ma} (mm d^{-1}) is therefore calculated as:

$$q_{ma} = R_f (I_n - I_{mi}) \quad (4)$$

where R_f is the fraction of the excess rainfall routed into macropores, which will depend on the saturated hydraulic conductivity of the micropores. The concentration of DRP in water routed into the macropores is calculated by assuming instantaneous local equilibrium and complete mixing of incoming net rainfall with the water stored in a shallow surface soil layer or mixing depth x_d set to 1 mm (Steenhuis and Walter, 1980):

$$C_{DRP_{ma}} = \frac{\frac{x_d}{z} P_{L_d}}{R + \left(\frac{x_d}{z} (\theta_1 + \gamma_1 k_{dw}) \right)} \quad (5)$$

where P_{L_d} is the amount of labile P stored in the mixing depth, R is net daily precipitation, and the subscript I refers to the top soil layer.

In addition to the existing routine used to calculate detachment of particles for erosion, a separate particle generation and detachment routine based on the model described by Jarvis et al. (1999) was introduced to simulate losses of PP to tile-drains. With this approach, the detachment of particles ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) is estimated as:

$$D = k_d EI M_s CROP \quad (6)$$

where k_d is the soil detachability coefficient ($\text{g J}^{-1} \text{mm}^{-1}$), EI is the erosivity factor ($\text{J mm m}^{-2} \text{d}^{-1}$) adapted for Finnish rainfall data by Rekolainen and Posch (1993) and M_s is the amount of readily available dispersible particles (g g^{-1}) within the mixing depth, x_d . $CROP$ is the empirical crop management factor used in USLE to account for reduction of particle detachment when a crop covers the soil, here used as described by Laflen et al. (1985). The pool of readily available particles M_s dynamically changes between rainfall events due to removal of particles and particle replenishment R_p , such that the particle storage approaches a maximum value M_{\max} :

$$R_p = k_r \left(1 - \frac{M_s}{M_{\max}} \right) \quad (7)$$

where k_r is a specific replenishment rate coefficient. The maximum size of the pool of readily available particles M_{\max} is given as a function of the clay content (model 1 in Brubaker et al., 1992). The particle replenishment R_p is assumed to result from processes rearranging the soil such as soil tillage, freezing and thawing, wetting and drying, activities of earthworms. After soil tillage, M_s is increased to 50 % of M_{\max} if it is not already above this value. The concentration of suspended particles routed into the macropores $C_{SS_{ma}}$ is calculated using the same mixing depth approach as for the extraction of DRP (equation 5):

$$C_{SS_{ma}} = \frac{D}{R + \frac{x_d}{z} \theta_1} \quad (8)$$

Due to ‘filtering’ (e.g. mechanical entrapment and sedimentation in the macropores) the flux of suspended particles reaching the depth of the tile-drains M_d is reduced compared to the amount entering the macropores:

$$M_d = q_{ma} C_{SS_{ma}} e^{(-fz_d)} \quad (9)$$

where f is a filter coefficient (m^{-1}) and z_d is the depth to the tile-drains. Since we employ a groundwater reservoir to reflect fluctuations in groundwater level, the SP reaching this reservoir is stored as an inert pool, and the flow of SP to the tile-drains is simply calculated as the product of the concentration in this pool and the water flow to the tile-drains. The particulate transport of phosphorus M_{PP} is calculated by summing a fraction f_{M_d} of each P pool according to Knisel et al. (1993):

$$M_{PP} = f_{M_d} (P_L + P_A + P_S + P_{FO} + P_{SO} + P_{MAN}) \quad (10)$$

where f_{M_d} is calculated as:

$$f_{M_d} = \frac{M_d}{\gamma_1 x_d} \quad (11)$$

Input databases to ICECREAMDB

The input to ICECREAMDB is divided in three databases: parameters, climate and crop management. The parameter database contains all parameters that are constant for the whole country, the climate database contains time series of climate and the cropping database contains the cropping system and auxiliary data that are relevant on a regional scale.

The parameter database

This is a short description of the tables in the parameter database in alphabetical order. Most of the tables are cropped to better fit, to view the whole tables look in the actual database, which comes with the ICECREAMDB program.

The *CN2 & Mn* table (Table 1) contains the SCS Curve number (CN2) and the Manning's n (MN) for the *harvest*, *plant* and *remove* operations. Plant is sowing of the crop and remove is the partial removal of residues after the harvest of the crop. The values in this table is combined with the cropping data from the cropping database to generate the cropping.dat file containing all parameters connected to cultivation and crop management needed by ICECREAM. The soils can be divided into two infiltration classes, with different CN2 and MN values depending on infiltration characteristics.

Table 1. CN2 & Mn for different crops, soils and management

Infiltration class	Action	Crop	CN2	MN
1	Harvest	Barley	70	0.15
1	Harvest	Brfallow	70	0.15
1	Harvest	Grass	46	0.15
1	Harvest	Winter_wheat	70	0.15
1	plant	Barley	63	0.3
1	plant	Brfallow	63	0.3
1	plant	Grass	46	0.05
1	plant	Winter_rape	63	0.15
1	plant	Winter_wheat	63	0.3
1	remove	Barley	68	0.15
1	remove	Brfallow	68	0.15
1	remove	Grass	68	0.15
1	remove	Winter_wheat	68	0.15

The *CN2 & Mn implement* table (Table 2) contains the Curve number CN2 and the Manning's n MN for the *implement* action. The implement action is the use of a plow or harrow or any other user defined soil cultivator. The reason this table is split from the *CN2 & Mn* tables is to make it easy to add new implements and still keep a clear overview of the table. These values will be combined with the cropping data from the cropping database to create the cropping.dat

file that contains all the data about the management and the crop sequence that is needed by ICECREAM. The soils can be divided into two infiltration classes with different CN2 and MN values depending on their infiltration characteristics.

Table 2. CN2 & Mn for different soil tillage events and crops

Infiltration class	Implement	Crop	CN2	MN
1	harrow	barley	70	0.15
1	harrow	brfallow	63	0.15
1	harrow	grass	46	0.15
1	harrow	winter_wheat	70	0.15
1	plow	barley	63	0.3
1	plow	brfallow	63	0.15
1	plow	grass	46	0.05
1	plow	winter_wheat	63	0.3

The *Crop* table (Table 3) contains the information required to generate the cropdb.dat file for ICECREAM and holds all crop related data needed for calculation of crop growth and uptake of phosphorus. *Yield* and *Maximum root depth* are replaced with data from other tables, where yield is considered a regional parameter and is taken from the table *Yield* in the crop database. The “Maximum root depth” is dependent of the current soil and is taken from the table *Rootdepth* in the parameter database were different values for each soil is stored.

Table 3. Parameters related to different crops

Crop	barley	brfallow	grass	winter_wheat
CropType	1	2	2	1
Yield*	0	0	0	0
Water content	0.15	0.8	0.8	0.15
Base temperature	5	5	5	5
GDD maturity	1050	1500	1500	1200
Growth parameter	2	1	1	2
Residues:Yield	1	0.1	0.2	1
GDD emergence	70	30	30	70
Fraction LAI decline	0.5	0.95	0.95	0.5
Max LAI	5	0.1	6	5
Canopy cover constant	6	10	15	6
Maximum canopy width	0.26	0.2	0.2	0.26
Maximum canopy height	1.1	0.2	0.9	1.1
Canopy height constant	3	20	20	3
Maximum root depth*	0	0	0	0
Root distribution	1	1	1	1
Root:shoot ratio	0.2	1	1	0.2
max root mass for grass	0	0.005	0.5	0
C:N Yield	34	17	17	30
N:P yield	4.09	8	2.5	5.07
C:N Above ground biomass	56	51	56	56
N:P Above ground biomass	5	5.6	5.6	5.7
C:N Below ground biomass	30	71	30	30
N:P Below ground biomass	5	5.6	5.6	5.7
Row width	0.125	0.1	0.05	0.125

*Are replaced with data taken from other tables.

The *ICECREAM Parameters* table (Table 4) contains a version number of the parameter database. This value is checked when the tables are read to memory and ensures that the table is a parameter database of the correct version as the format of the database could change between versions of ICECREAMDB. This arrangement is used for all databases read by ICECREAMDB.

Table 4. ICECREAM Parameters table

Version
1.0.2

The *MacroP* table (Table 5) contains parameters for the new macropore function in ICECREAM and is the basis for generation of the file *macrop.par*. Here follows explanations for the parameter names used in table 5:

Soilname is the name of the soil, in accordance with other tables where soils are used
tresh_watin (m) is the threshold value for rain, above which macropore flow is initiated
frac is the fraction of the rain above the threshold that is routed to the macropores.
fcfrac is the fraction of the field capacity in the uppermost layer that must be reached before macropore flows can occur

Drain depth (m) is the depth to the drainage system

Filter is a filter coefficient that affects calculation of particle retention in the macropores

KDPart is currently not in use

W_tresh_mic is a threshold value for the outflow from the invented groundwater pool in the micropore region

W_tresh_mac is a threshold value for outflow from the invented groundwater pool in the macropore region

K1 is a specific flow coefficient for flow of water from the micropore region of the invented groundwater pool to drainage

K2 is a specific flow coefficient for flow of water from the micropore region of the invented groundwater pool that by-pass the drainage

K3 is a flow coefficient for flow of water from the macropore region of the invented groundwater pool to drainage

K4 is a flow coefficient for flow of water from the macropore region of the invented groundwater pool that by-pass the drainage

Ini_mic_P (g/m^2) is the initial value of P in the micropore pool

Ini_mac_P (g/m^2) is the initial value of P in the macropore pool

Replenishment ($\text{g/m}^2 \cdot \text{h}$) is a specific soil particle replenishment coefficient governing generation of particles for macropore flow

Detachability ($\text{g/J} \cdot \text{mm}$) is a specific soil detachability coefficient governing detachment of available particles for macropore flow

Particle extraction depth is the thickness of the layer from which particles are generated

Solute P extraction depth is the thickness of layer solute P, that enters macropores, is extracted from

Table 5. Macropore flow parameters for generation of the MacroP file

Soilname	S1F-Sand	S2F-LoamySand	S3F-SandyLoam	S4F-Loam
tresh_watin	0.036	0.0235	0.0188	0.0098
Frac	0.001	0.001	0.1	0.8
Ffrac	0.9	0.91	0.91	0.91
Drain depth	0.9	0.9	0.9	0.9
Filter	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
KDpart	10	10	10	10
W_tresh_mic	0	0	0	0
W_tresh_mac	0.01	0.01	0.01	0.01
K1	1	1	1	1
K2	0	0	0	0
K3	1	1	1	1
K4	0	0	0	0
Ini_mic_P	0.001	0.001	0.001	0.001
Ini_mac_P	0.001	0.001	0.001	0.001
Replenishment	0.1	0.1	0.1	0.1
Detachability	0.2	0.2	0.2	0.2
Particle extraction depth	1	1	1	1
Soulte P extraction depth	1	1	1	1

The *Other* table (Table 6) contains nitrogen deposition and parameters governing volatilization and denitrification of nitrogen, and are used to create parts of the file *icecream.par*. Nitrogen is also a component of ICECREAM, but not simulated on purpose here. However, the parameters for N flows are still used, but should not be altered.

Table 6. Other table

parwi	parcec	parwat1	parwat2	Ndep NO3-N wet	Ndep NO3-N dry	Ndep NH4-N wet	Ndep NH4-N dry
0.05	0.038	1	0	0	0	0	0

The *Rootdepth* table (Table 7) contains the maximum root depth for all crops and soils. These values are used in generating the *cropdb.dat* file together with the values in the crop table. This is a separate table because crops have different root development on different soils.

Table 7. Rootdepth table

Crop	Soil name	Maximum root depth
barley	S10F-Clay	1000
brfallow	S10F-Clay	800
grass	S10F-Clay	1400
winter_wheat	S10F-Clay	1200
barley	S1F-Sand	500
brfallow	S1F-Sand	500
grass	S1F-Sand	900
winter_wheat	S1F-Sand	700

The *soil* table (Table 8) contains the non-layered information for generating the file *soildb.dat* containing all soil related information used by ICECREAM. The layered parameters values are located in the table named *soil_layer*.

The P-sorption equation can have values from 1 to 4, where 1 is calcareous soil, 2 is a slightly weathered soil, 3 is a highly weathered soil and 4 is derived from Finnish soils

Table 8. Parameters for generation of part of the Soildb file

Soilname	S1F-Sand	S2F-LoamySand	S6F-SandyClayLoam	S7F-ClayLoam	S8F-SiltyClayLoam
Infiltration class	1	1	2	2	2
P-sorption equation	4	4	4	4	4
ksoil	0.097	0.133	0.329	0.297	0.316
Max water input	10	10	10	10	10
soil loss calibration parameters 1	0.991	0.991	0.991	0.991	0.991
soil loss calibration parameters 2	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8
soil loss calibration parameters 3	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8
soil loss calibration parameters 4	15	15	15	15	15
soil loss calibration parameters 5	430	430	430	430	430

The *Soil_layer* table (Table 9) contains all soil parameters that are given for different soil layers. 4 layers are supported in ICECREAMDB. The thickness of soil layers is given in mm. *Sspg* (t/m^3) is the specific density of the soil. *Clay* is the proportion of clay, *sand* is the proportion of sand and *organic matter* is the proportion of organic matter in the soil. *Saturated conductivity* (mm/h) is the micropore hydraulic conductivity. Field capacity, soil porosity and wilting point are all in m^3/m^3 . *CaCO3* is the amount of calcium carbonate in the soil (ug/g), and base saturation is the level of cations in the soil in percentage of maximum possible. The initial values of nitrogen and phosphorus for the specific pools are given (g/kg). *FOP* is the fresh organic phosphorus such as harvest residues and roots, *Plab* is the amount of relatively easily available phosphorus and *SorgP* represents stable organic phosphorus. The SoilP pool is split in ICECREAM to two pools of stable and very stable inorganic phosphorus minerals.

Table 9. Parameters for generation of the part of the Soildb file where different soil layers are separated

Layer_no	1	2	3	4
Soilname	S1F-Sand	S1F-Sand	S1F-Sand	S1F-Sand
Thickness	10	290	350	350
Sspg	2.6	2.6	2.75	2.75
Clay	0.02	0.02	0.02	0.02
Sand	0.91	0.91	0.91	0.91
Organic matter	0.043	0.043	0.01	0.01
Saturated conductivity	153.908	153.908	153.908	153.908
Field capacity	0.091	0.091	0.091	0.091
Soil porosity	0.437	0.437	0.437	0.437
Wilting point	0.033	0.033	0.033	0.033
pH	6.5	6.5	6.5	6.5
CaCO3	4000	4000	4000	4000
Base saturation	97	97	97	97
NO3-N	0.000333	0.009667	0.01125	0.00875
Org-N	0.000267	0.007733	0.008125	0.000875
FOP	0.00032	0.00034	0.00012	0.0001
Plab	0.0688	0.0688	0.0038	0.0038
SorgP	0.4286	0.4286	0.0116	0.0116
SoilP	1.5	1.5	0.08	0.08

The *tilldb* table (Table 10) contains information about soil cultivation practices necessary to generate the *tilldb.dat* file used by ICECREAM. *Depth* is the depth in mm affected by the use of the chosen soil tillage device. *Incorpefficiency* is the proportion of the crop residues that will be mixed into the soil and *Mixingefficiency* describes the mixing efficiency between different soil layers. The *CN2* & *Mn implement* table needs to be updated if new implements are added to this table and used in the cropping system.

Table 10. Tilldb table

Implement	Depth	Incorpefficiency	Mixingefficiency
Harrow	120	0.6	0.7
Plow	219.9	0.95	0.05
Prepmachine	120	0.6	0.7
Stubble	90	0.4	0.4

The *Variabn2* table (Table 11) contains all output variables that can be saved from an ICECREAM simulation. A maximum 100 variables can be saved each simulation. The variables to save are given in the *variab* database. The *Variabn2* table should not be changed unless new output variables are added to ICECREAM.

Table 11. Variabn2 table

ID	Variable name	Unit
1	temp	oC
2	precipitation	Mm
3	solrad	MJ/m2/d
4	Snow	mm
5	dayrun	mm
6	watin	mm
7	soilw	mm
8	sw_1	mm
9	sw_2	mm
10	sw_3	mm
11	sw_4	mm
12	sw_5	mm
13	sw_6	mm
14	sw_7	mm
15	perc_klayer	mm
16	ep0	mm
17	eplant	mm
18	es0	mm
19	esoil	mm
20	albedo	
21	rlai	LAI
22	Bybmpot_is0	kg/m2
23	Bybm_is0	kg/m2
24	Babm_is0	kg/m2
25	Bbbm_is0	kg/m2
26	sato_is0	kg/m2
27	resato_is0	kg/m2
28	cfact_is0	
29	rman_is0	
30	cn2_is0	
31	soloss	kg/ha
32	enrich	
33	soil_fresh_org	kg/m2
34	humus_org	kg/m2
35	rolp	kg/ha
36	sedp	kg/ha
37	percP_klayer	kg/ha
38	upP	kg/ha
39	P_in_harv_biom	kg/ha
40	Plab_1	kg/m2
41	Plab_2	kg/m2
42	Plab_3	kg/m2
43	Plab_4	kg/m2
44	Plab_5	kg/m2
45	Plab_6	kg/m2
46	Plab_7	kg/m2
47	pminp_1	kg/m2
48	pminp_2	kg/m2
49	pminp_3	kg/m2
50	pminp_4	kg/m2
51	pminp_5	kg/m2
52	pminp_6	kg/m2
53	pminp_7	kg/m2
54	soilp_1	kg/m2
55	soilp_2	kg/m2
56	soilp_3	kg/m2
57	soilp_4	kg/m2
58	soilp_5	kg/m2
59	soilp_6	kg/m2
60	soilp_7	kg/m2
61	fop_1	kg/m2
62	fop_2	kg/m2
63	fop_3	kg/m2
64	fop_4	kg/m2
65	fop_5	kg/m2
66	fop_6	kg/m2
67	fop_7	kg/m2
68	sorgp_1	kg/m2
69	sorgp_2	kg/m2

70	sorgp_3	kg/m2
71	sorgp_4	kg/m2
72	sorgp_5	kg/m2
73	sorgp_6	kg/m2
74	sorgp_7	kg/m2
75	totp_1	kg/m2
76	totp_2	kg/m2
77	totp_3	kg/m2
78	totp_4	kg/m2
79	totp_5	kg/m2
80	totp_6	kg/m2
81	totp_7	kg/m2
82	orgpw_1	kg/m2
83	orgpw_2	kg/m2
84	orgpw_3	kg/m2
85	orgpw_4	kg/m2
86	orgpw_5	kg/m2
87	orgpw_6	kg/m2
88	orgpw_7	kg/m2
89	cplabw_1	g/l
90	cplabw_2	g/l
91	cplabw_3	g/l
92	cplabw_4	g/l
93	cplabw_5	g/l
94	cplabw_6	g/l
95	cplabw_7	g/l
96	totfrac_1	g/kg
97	totfrac_2	g/kg
98	totfrac_3	g/kg
99	totfrac_4	g/kg
100	totfrac_5	g/kg
101	totfrac_6	g/kg
102	totfrac_7	g/kg
103	plab_1-7	kg/ha
104	pminp_1-7	kg/ha
105	soilp_1-7	kg/ha
106	fop_1-7	kg/ha
107	sorgp_1-7	kg/ha
108	totp_1-7	kg/ha
109	orgpw_1-7	kg/ha
110	rmp_1	kg/m2
111	rmp_2	kg/m2
112	rmp_3	kg/m2
113	rmp_4	kg/m2
114	rmp_5	kg/m2
115	rmp_6	kg/m2
116	rmp_7	kg/m2
117	pmn_1	kg/m2
118	pmn_2	kg/m2
119	pmn_3	kg/m2
120	pmn_4	kg/m2
121	pmn_5	kg/m2
122	pmn_6	kg/m2
123	pmn_7	kg/m2
124	flow_1	kg/m2
125	flow_2	kg/m2
126	flow_3	kg/m2

127	flow_4	kg/m2
128	flow_5	kg/m2
129	flow_6	kg/m2
130	flow_7	kg/m2
131	aspr_1	kg/m2
132	aspr_2	kg/m2
133	aspr_3	kg/m2
134	aspr_4	kg/m2
135	aspr_5	kg/m2
136	aspr_6	kg/m2
137	aspr_7	kg/m2
138	wimp_1	kg/m2
139	wimp_2	kg/m2
140	wimp_3	kg/m2
141	wimp_4	kg/m2
142	wimp_5	kg/m2
143	wimp_6	kg/m2
144	wimp_7	kg/m2
145	rmp_1-7	kg/ha
146	pmn_1-7	kg/ha
147	flow_1-7	kg/ha
148	aspr_1-7	kg/ha
149	wimp_1-7	kg/ha
150	roINO	kg/ha
151	roINH	kg/ha
152	sedN	kg/ha
153	percNO_klayer	kg/ha
154	percNH_klayer	kg/ha
155	upN	kg/ha
156	voINH4	kg/ha
157	dN2	kg/ha
158	sNH4_1	kg/m2
159	sNH4_2	kg/m2
160	sNH4_3	kg/m2
161	sNH4_4	kg/m2
162	sNH4_5	kg/m2
163	sNH4_6	kg/m2
164	sNH4_7	kg/m2
165	sNO3_1	kg/m2
166	sNO3_2	kg/m2
167	sNO3_3	kg/m2
168	sNO3_4	kg/m2
169	sNO3_5	kg/m2
170	sNO3_6	kg/m2
171	sNO3_7	kg/m2
172	fon_1	kg/m2
173	fon_2	kg/m2
174	fon_3	kg/m2
175	fon_4	kg/m2
176	fon_5	kg/m2
177	fon_6	kg/m2
178	fon_7	kg/m2
179	potmn_1	kg/m2
180	potmn_2	kg/m2
181	potmn_3	kg/m2
182	potmn_4	kg/m2
183	potmn_5	kg/m2

184	potmn_6	kg/m2
185	potmn_7	kg/m2
186	soiln_1	kg/m2
187	soiln_2	kg/m2
188	soiln_3	kg/m2
189	soiln_4	kg/m2
190	soiln_5	kg/m2
191	soiln_6	kg/m2
192	soiln_7	kg/m2
193	totn_1	kg/m2
194	totn_2	kg/m2
195	totn_3	kg/m2
196	totn_4	kg/m2
197	totn_5	kg/m2
198	totn_6	kg/m2
199	totn_7	kg/m2
200	orgnw_1	kg/m2
201	orgnw_2	kg/m2
202	orgnw_3	kg/m2
203	orgnw_4	kg/m2
204	orgnw_5	kg/m2
205	orgnw_6	kg/m2
206	orgnw_7	kg/m2
207	totfrac_1	g/kg
208	totfrac_2	g/kg
209	totfrac_3	g/kg
210	totfrac_4	g/kg
211	totfrac_5	g/kg
212	totfrac_6	g/kg
213	totfrac_7	g/kg
214	sNH4_1-7	kg/ha
215	sNO3_1-7	kg/ha
216	fon_1-7	kg/ha
217	potmn_1-7	kg/ha
218	soiln_1-7	kg/ha
219	totn_1-7	kg/ha
220	orgnw_1-7	kg/ha
221	rmn_1	kg/m2
222	rmn_2	kg/m2
223	rmn_3	kg/m2
224	rmn_4	kg/m2
225	rmn_5	kg/m2
226	rmn_6	kg/m2
227	rmn_7	kg/m2
228	nmn_1	kg/m2
229	nmn_2	kg/m2
230	nmn_3	kg/m2
231	nmn_4	kg/m2
232	nmn_5	kg/m2
233	nmn_6	kg/m2
234	nmn_7	kg/m2
235	ron_1	kg/m2
236	ron_2	kg/m2
237	ron_3	kg/m2
238	ron_4	kg/m2
239	ron_5	kg/m2
240	ron_6	kg/m2

241	ron_7	kg/m2
242	rnit_1	kg/m2
243	rnit_2	kg/m2
244	rnit_3	kg/m2
245	rnit_4	kg/m2
246	rnit_5	kg/m2
247	rnit_6	kg/m2
248	rnit_7	kg/m2
249	wimn_1	kg/m2
250	wimn_2	kg/m2
251	wimn_3	kg/m2
252	wimn_4	kg/m2
253	wimn_5	kg/m2
254	wimn_6	kg/m2
255	wimn_7	kg/m2
256	rmn_1-7	kg/ha
257	nmn_1-7	kg/ha
258	ron_1-7	kg/ha
259	rnit_1-7	kg/ha
260	wimn_1-7	kg/ha
261	cum_dayrun	mm
262	cum_perc	mm
263	cum_eplant	mm
264	cum_esoil	mm
265	cum_soloss	kg/ha
266	cum_rolP	kg/ha
267	cum_sedP	kg/ha
268	cum_percP	kg/ha
269	cum_upP	kg/ha
270	cum_rolNO	kg/ha
271	cum_rolNH	kg/ha
272	cum_sedN	kg/ha
273	cum_percNO	kg/ha
274	cum_percNH	kg/ha
275	cum_upN	kg/ha
276	cum_volNH4	kg/ha
277	cum_dN2	kg/ha
278	tsc_1	oC
279	tsc_2	oC
280	tsc_3	oC
281	tsc_4	oC
282	Perc_1	mm
283	Perc_2	mm
284	Perc_3	mm
285	Perc_4	mm
286	Cum_biomass_P	kg/m2
287	transp_1	mm
288	transp_2	mm
289	transp_3	mm
290	transp_4	mm
291	c_part_mix	g/m3
292	c_part	g/m3
293	demP	kg/ha
294	N_harvesd_biom	kg/ha
295	Pleach	kg/ha
296	DrainPP	kg/ha
297	Totleach	kg/ha

298	P_drain_mac	kg/ha
299	P_drain_mic	kg/ha
300	P_lateral_mic	kg/ha
301	P_lateral_mac	kg/ha
302	drainmic	mm/d
303	drainmac	mm/d
304	lateral_mic	mm/d
305	lateral_mac	mm/d
306	micP	g/m3
307	macP	g/m3
308	PartPconc	g/m3
309	Pconc_drain	g/m3
310	PPconc_drain	g/m3
311	Drainpart	kg/ha
312	drainpartconc	g/m3
313	partflow	kg/ha
314	PartPpool	g/m2
315	Pstore_mac	g/m2
316	Pstore_mic	g/m2
317	c_part_p	kg/ha
318	Detachment	g/m2/h
319	Read_desp_part	g/g soil
320	EI	J*mm/m2*h
321	Qmac	mm
322	w_mic	m
323	w_mac	m
324	Tot_drainWater	mm
325	H2O*08+ytH2O	mm
326	SP*08+ytSP	kg/ha
327	cmix	mg/l
328	PercP_1	kg/m2
329	PercP_2	kg/m2
330	PercP_3	kg/m2
331	PercP_4	kg/m2
332	pmnawsorgP_1	kg/m2

333	pmnawsorgP_2	kg/m2
334	pmnawsorgP_3	kg/m2
335	pmnawsorgP_4	kg/m2
336	pmnawPlab_1	kg/m2
337	pmnawPlab_2	kg/m2
338	pmnawPlab_3	kg/m2
339	pmnawPlab_4	kg/m2
340	UptP_1	kg/m2
341	UptP_2	kg/m2
342	UptP_3	kg/m2
343	UptP_4	kg/m2
344	PO4SurfaceP	mg/l
345	PartSurfaceP	mg/l
346	TotSoluteP	mg/l
347	TotPartP	mg/l
348	TotSoluteP	kg/ha
349	TotPartP	kg/ha
350	Allwater	l/ha
351	TotSolutePRed	kg/ha
352	TotPartPRed	kg/ha
353	TotWaterRed	l/ha
354	cPLabwRunoff	g/l
355	qs_mac	g/m2
356	fo	kg/ha
357	fn	kg/ha
358	fa	kg/ha
359	fp	kg/ha
360	fdep	mm
361	indf	f/m
362	TotSolutePRed	mg/l
363	TotPartPRed	mg/l
364	Surfpartpool	lbs/ft?
365	partpool	g/m3
366	All water	mm

The climate database

The *climate* database contains a metadata table that holds information about different climates in the database. Different climate data are placed in separate tables, with descriptive names.

The *climate* table (Table 12) contains daily values for *temperature*, *wind speed* (optional), *precipitation* and *cloudiness* or *solar radiation*. The date format is “YYYY-MM-DD” or “YYYYMMDD”, notice the preceding space. The latter format is used in SoilNDB 1 & 2, ICECREAMDB can read this format as this will facilitate the use of the same climate databases with both SOILNDB and ICECREAM. Cloudiness could be given as values in the range 0-8 or 0-1. It is also possible to use solar radiation in MJ/m2. This is defined in the table Metadata.

Table 12. Climate data

datum	Temperature	Windspeed	Precipitation	Cloudiness
19700101	-6.2	3.6	2.8	0.89125
19700102	-2.1	5.8	0.1	0.45375
19700103	-3.5	5.3	2.5	0.46875

19700104	-1.6	2.3	1.8	0.8125
19700105	-8.4	0.5	0	0.5625
19700106	-11.4	0.1	0.2	0.875
19700107	-4.7	1.3	0	1
19700108	-6	0.9	0	0.53125
19700109	-5.2	5	0	0.64125
19700110	-2.3	8	0	0.65625

The Metadata table (Table 13) contains information about the climate series defined in their separate tables. The *Climate name* field must contain exactly the same name as given in the climate table. The *start* and *end date* is the start and end dates for the climate series. *Vegetation start* and *end* are the dates crops starts to grow in the spring and stops to grow in the autumn. This information is not used by ICECREAMDB but by the Crop Sequence and Management Generator program.

Latitude, *Longitude* and *Altitude* is used to calculate solar radiation from cloudiness. *Rain and snow correction factors* are used to correct rain and snow measurements for systematic errors and to adjust the simulated discharge to match measured values.

Cloudiness / Solar radiation is a trinary switch where 0 stands for solar radiation data, 1 is cloudiness between 0 and 8 and 2 is cloudiness between 0 and 1. *Temp snow* is a temperature threshold and below this, precipitation takes place as snow only and *temp rain* is the temperature threshold for rain. *Temp snow melt* is the temperature where snow starts to melt. *Melting factor* (mm/°C/day) is a day degree constant governing the snow melt rate. *Retention factor*, is the capacity of the snow to absorb the melt water. *Albedo snow* is the albedo for snow, *albedo soil* is the albedo for uncovered soil and *albedo vegetation* is the albedo for vegetation. *EI 1-12* and *BEI 1-12* are the monthly EI and BEI values for the modified RUSLE equation that calculates surface erosion.

Table 13. Metadata table including climate related parameters and information

Climate name	1a Skåne-Hallands slättbygd Skånedelen	1b Skåne-Hallands slättbygd Hallandsdelen	2a Sydsvenska mellanbygden Skånedelen
Start date	01-Jan-70	01-Jan-70	01-Jan-70
End date	31-Dec-04	31-Dec-04	31-Dec-04
Vegetation start	apr-01	Apr-01	Apr-01
Vegetation end	nov-25	Nov-25	Nov-25
Latitude	56.3	56.7	56.3
Longitude	20	20	20
Altitude	20	20	20
Cloudiness / Solar radiation	2	2	2
Rain correction factor	1.03	1.18	1.15
Snow correction factor	1.17	1.32	1.29
Temp snow	0.61176	0.61176	0.61176
Temp rain	2.61176	2.61176	2.61176
Temp snow melt	-0.12804	-0.12804	-0.12804
Melting factor	5	5	5
Retention factor	0.05	0.05	0.05
Albedo snow	0.73	0.73	0.73
Albedo soil	0.17	0.17	0.17
Albedo vegetation	0.23	0.23	0.23
EI 1	1.61	1.61	1.61
EI 2	1.61	1.61	1.61
EI 3	1.61	1.61	1.61
EI 4	1.61	1.61	1.61
EI 5	1.85	1.85	1.85
EI 6	1.86	1.86	1.86
EI 7	1.78	1.78	1.78
EI 8	1.86	1.86	1.86
EI 9	1.67	1.67	1.67
EI 10	1.71	1.71	1.71
EI 11	1.7	1.7	1.7
EI 12	1.7	1.7	1.7
BEI 1	0.83	0.83	0.83
BEI 2	0.83	0.83	0.83
BEI 3	0.83	0.83	0.83
BEI 4	0.83	0.83	0.83
BEI 5	2.62	2.62	2.62
BEI 6	3.36	3.36	3.36
BEI 7	3.93	3.93	3.93
BEI 8	4.06	4.06	4.06
BEI 9	2.02	2.02	2.02
BEI 10	1.55	1.55	1.55
BEI 11	1.08	1.08	1.08
BEI 12	1.08	1.08	1.08

The *ICECREAM Climate* table (Table 14) contains a version number of the climate database. This value is checked by ICECREAMDB when the table is loaded. This ensures that the table is a climate database of the correct version as the format of the database could change between versions of ICECREAMDB.

Table 14. ICECREAM version number for the climate database

Version
1.0.1

The coupling table is only used by SOILNDB, if present this facilitates the use of the same climate database for both models.

The variab database

The *variab* database contains the time series of the output variables from ICECREAM simulations that will be saved for later processing. It is possible to store several different sets of output variables in one database, where the different sets are saved in different tables. The database has three types of tables namely i.) ...ii.) and iii.)...

The *ICECREAM Variab* table (Table 15) is a table that contains a version number of the variab database. This value is checked by ICECREAMDB when the table is loaded. This ensures that the table is a variab database of the correct version as the format of the database could change between versions of ICECREAMDB.

Table 15. ICECREAM version number for the variab database

Version
1.0.1

The *Metadata* table (Table 16) contains a list of the three tables containing selected output variables. This table is used in the ICECREAMDB interface to present the user with a selectable list of all predefined variable sets.

Table 16. Metadata

Name
Phosphorus
Water
P-pools

The *selected output variables* tables (Table 17) must have the names defined in the Metadata table. They contain a list of selected output variables and the summary period (year or agro-hydrological year, July 1 to June 30) and an option to choose if an average for the period or a yearly sum should be calculated. The *Order* field governs the sequence of the result variables from ICECREAM. The maximum number of variables per table is 100.

Table 17. Selected output variables

Order	Variable nr	SummaryType
1	1	Year sum
2	2	Aghyd sum
3	3	Year avg
4	4	Year sum
5	5	Aghyd avg
6	6	Year sum
7	7	Year sum

The cropping system database

The *cropping system* database contains the necessary crop management data, slopes, soil phosphorus content and the names of the soil used in the simulation. Each crop system can be simulated for 3 different slope classes and 3 different soilP classes, and as many soils that are defined in the parameter database.

The *cropping system* table contains the dates for planting (sowing), harvest, soil cultivation, manure and fertilizer application and for removal of residue (Table 18). The add command includes several parameters that are stored in the columns:

Organic matter (kg/ha) is the organic matter in fertilizer/manure

NO3-N (kg/ha) is the amount of NO3-N in fertilizer/manure

NH4-N (kg/ha) is the amount of NH4-N fertilizer/manure

P (kg/ha) is the amount of P in fertilizer/manure

Depth (mm) is the depth of fertilizer application

Fertiliser manure is a switch that decides if the applied nutrients are in the form of mineral fertilizer, FERT or manure, MANURE.

Several datasets can be saved in the same table. The first column, Dataset ID, is used to extract the different datasets from the table during the simulation. The datasets must be numbered in sequence with no gaps.

Table 18. Cropping

Datas et ID	Date	Action	Remove residues	Organic matter	NO ₃ -N	NH ₄ -N	P	Depth	Type of P applied
1	1970-09-16	plant rye;	0	0	0	0	0	0	
1	1971-08-18	harvest rye;	0	0	0	0	0	0	
1	1971-08-19	remove;	0.16	0	0	0	0	0	
1	1971-09-08	add;	0	0	99	49	20	7	MANURE
1	1971-09-09	use plow;	0	0	0	0	0	0	
1	1971-09-16	plant winter_wheat;	0	0	0	0	0	0	
1	1971-10-09	add;	0	0	99	49	14	7	FERT
1	1972-09-04	harvest winter_wheat;	0	0	0	0	0	0	
1	1972-09-05	remove;	0.63	0	0	0	0	0	
1	1972-09-08	add;	0	0	99	49	14	7	FERT
1	1972-09-09	use plow;	0	0	0	0	0	0	
1	1972-09-16	plant winter_wheat;	0	0	0	0	0	0	
1	1973-09-04	harvest winter_wheat;	0	0	0	0	0	0	
1	1973-09-05	remove;	0.63	0	0	0	0	0	
1	1973-09-08	add;	0	0	99	49	14	7	FERT
1	1973-09-09	use plow;	0	0	0	0	0	0	
1	1973-09-16	plant winter_wheat;	0	0	0	0	0	0	
1	1974-09-04	harvest winter_wheat;	0	0	0	0	0	0	
1	1974-09-05	remove;	0.63	0	0	0	0	0	
1	1974-10-10	use plow;	0	0	0	0	0	0	
2	1970-10-01	plant grfallow;	0	0	0	0	0	0	
2	1971-08-15	harvest grfallow;	0	0	0	0	0	0	
2	1971-09-08	add;	0	0	99	49	14	7	FERT
2	1971-09-09	use plow;	0	0	0	0	0	0	
2	1971-09-16	plant winter_wheat;	0	0	0	0	0	0	
2	1972-09-04	harvest winter_wheat;	0	0	0	0	0	0	
2	1972-09-05	remove;	0.63	0	0	0	0	0	
2	1972-09-09	use plow;	0	0	0	0	0	0	
2	1972-10-01	plant grfallow;	0	0	0	0	0	0	
2	1973-08-15	harvest grfallow;	0	0	0	0	0	0	
2	1973-09-09	use plow;	0	0	0	0	0	0	
2	1973-10-01	plant grfallow;	0	0	0	0	0	0	
2	1974-08-15	harvest grfallow;	0	0	0	0	0	0	
2	1974-09-08	add;	0	0	99	49	14	7	FERT
2	1974-09-09	use plow;	0	0	0	0	0	0	
2	1974-09-16	plant winter_wheat;	0	0	0	0	0	0	
3	1971-04-09	add;	0	0	99	49	14	7	FERT

The *ICECREAM cropping* system table (Table 19) is a table that contains a version number of the cropping system database. This value is checked by ICECREAMDB when the table is loaded. This ensures that the table is a cropping system database of the correct version as the format of the database could change between versions of ICECREAMDB.

Table 19. ICECREAM version number for the cropping system database

Version
1.0.3

The *Metadata* table contains the *Dataset ID* to crosslink it to the cropping system table. The *dataset name* is a name that will occur in the result database. *Soil* is the default soil for the dataset, *width* is the field width (m) and *StripNr* is the strip for which P calculations will be carried out. ICECREAMDB supports only one strip. *Climate* is the table in the climate database that will be used for simulation. *Slope* is the default slope value and *SoilP* is the default SoilP value. Slopes and soilP values are defined in separate tables in the cropping system database. *FertManure* is only a reminder for which system that was selected in the Crop Sequence and Management Generator. The fertilized and the manured systems can be simulated separately if it is considered that the manured system has higher P levels in the soil. It is possible to have different default values for each dataset but it is not recommended as it will confuse the average calculations on the results.

Table 20. Metadata including parameters for field size and slope, soilP and P application class

Dataset ID	Dataset name	Soil	Width	StripNr	Climate	Slope	SoilP	FertManure
1	po4 00001	S10F-Clay	100	1	4 Östgötaslätten	Medium	Medium	Fert
2	po4 00002	S10F-Clay	100	1	4 Östgötaslätten	Medium	Medium	Fert

The *reduction* table (Table 21) contains reduction values for P and water. It is possible to reduce the output for surface runoff soluble P (*Rolp*), surface runoff particle bound P (*SedP*), soluble P through drainage system (*Pleach*) and particle bound P through drainage system (*DrainPP*) if for some reason not all of the simulated P flows really leaves the field and enters the water ways. The same is possible for the surface water runoff (*dayrun*) and the drainage water runoff (*DrainWater*). The flows are multiplied with the values in the table in ICECREAM.

Table 21. Reduction parameters

Rolp	Sedp	Pleach	DrainPP	dayrun	DrainWater
0.67	0.67	0.2	0.2	0	0

The *SlopeClasses* table (Table 22) contains the *length* of the field and the *slope* for three classes; low, medium and steep slopes.

Table 22. SlopeClass parameters

SlopeClasses	Segment nr	Length	Slope
Low	1	50	0.004
Medium	1	50	0.015
Steep	1	50	0.043

The *SoilPClasses* table (Table 23) contains soilP values for 3 classes and 4 soil layers. The SoilP classes are the same for all soils.

Table 23. Content of P for the different SoilPClasses

SoilPClasses	Layer1	Layer2	Layer3	Layer4
Low	0.81	0.81	0.0435	0.0435
Medium	1.185	1.185	0.063	0.063
High	1.92	1.92	0.102	0.102

The *Soils* table (Table 24) contains the soils that are present in the region.

Table 24. Soils texture classes

Soil
S03F-SandyLoam
S04F-Loam
S06F-SandyClayLoam
S07F-ClayLoam
S08F-SiltyClayLoam
S10F-Clay

The *Yields* table (Table 25) contains the yields (kg/m²), for different crops this is written to the *cropdb.dat* file the rest of the data in the file is taken from the *cropdb* table in the parameter database. The yield varies between different regions.

Table 25. Crop yields

Crop	Yield
barley	0.5809
grass	0.9987
oats	0.7999
potato	4.738
rye	0.5561
spring_rape	0.2256
spring_wheat	0.6917
sugarbeet	4.3
winter_rape	0.3399
winter_wheat	0.7752

Description of the user interface

The first time ICECREAMDB is started a settings dialog is shown (Fig 2. **Fel! Hittar inte referensskälla.**), it can later be opened under the file menu. In the dialog the path to the ICECREAM executable is given and a user name that will be saved in each result database. All files needed by ICECREAM for the simulations will be written to the same directory as the ICECREAM.exe is located in, it is therefore useful to create a separate directory for the calculations and locate a copy of ICECREAM there.

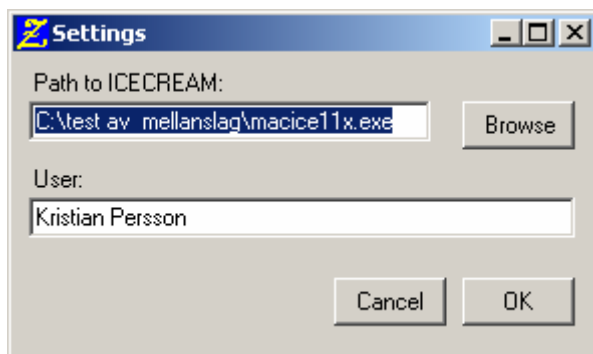


Figure 2. Settings dialog.

The main window is shown in Figure 3. To start a simulation, first load the parameter, climate and variable databases by clicking the buttons Param, Climate, Variab and select the database. Then select output variables to be saved from the simulation.

After that, soil texture class/classes are selected. By marking *Default*, the soil specified in the metadata table for each dataset of the cropping database is selected. By marking *Select soil* it is possible to manually select one soil to be simulated. If *All soils* is marked, simulations with all soils defined in the parameter database will be performed, and if *All soils in region* is selected a simulation with all soils present in the soils table in the cropping database will be used which is a subset to the soils defined in the parameter database.

Next, slope classes should be selected. By using *Default*, the slope in the metadata table of the cropping database for each dataset is selected. *Low*, *medium* and *steep* represents the slopes in the slope classes table in the cropping system database. If *All slopes* is indicated, all slope classes in the cropping system database will be simulated.

Subsequently, soilP classes be used during simulation is chosen. The *Default* class corresponds to the soilP in the metadata table for each dataset of the cropping database. By marking *Low*, *medium* or *high*, the corresponding value from the soilp classes table in the cropping system database will be selected, and if *All soilP levels* is marked, all soilP classes in the cropping system database will be simulated.

Number of years to skip is the number of years from the start of the simulation to exclude from the results. This is useful if the model starts in an unbalanced state and 1 or 2 years simulation time is needed to reach stable values.

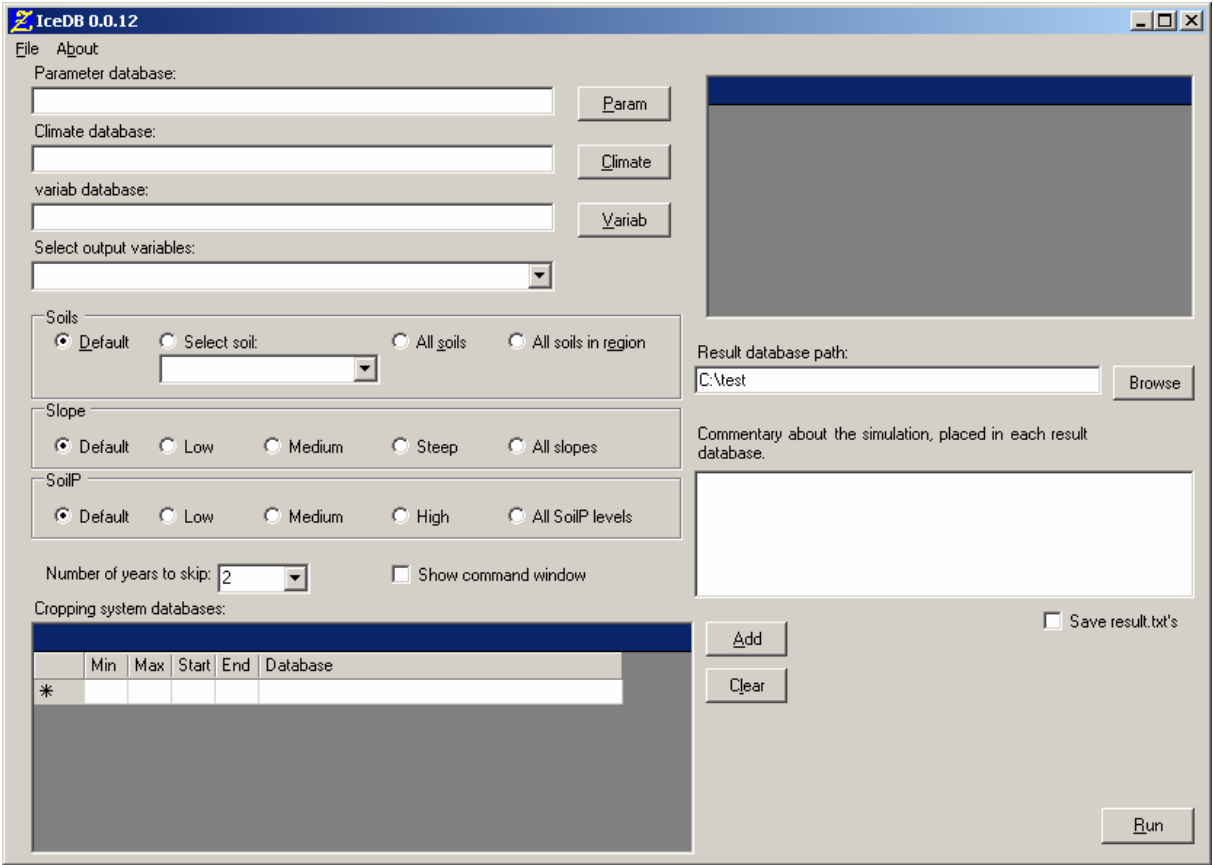


Figure 3. Interface of ICECREAMDB.

If the *show command window* is checked, a window that shows the output from ICECREAM will be shown during the simulations.

Several databases, each containing several datasets, can be added and run in sequence, just click the *add* button and select the databases. The *min* and *max* dataset number is shown together with the *start* and *end* dataset to simulate and the *database name*. The start and end dataset can be adjusted. It is important to move the cursor to another line to make the change active. The datasets within each database must be numbered in sequence with no gaps. To remove all cropping databases click the *clear* button.

The result databases are saved in a directory that is user selected. To change the directory click the *browse* button along side the *result database path* textbox and browse to the desired directory.

Notes about the simulation can be saved in each result database and is entered in the commentary textbox. A maximum of 255 characters is allowed.

By checking *Save result.txt's* the result.txt containing daily results of all selected output variables from ICECREAM can be saved so that the simulation results can be viewed in detail after the simulation is completed.

To start the simulation, click the *run* button. During the simulation an empty file with the name of the current dataset is created in the simulation directory. This is useful when simulating large databases with many datasets to get an idea of how much more time is needed until all datasets is simulated. Each dataset in a database is simulated with all soils, slopes and soilP levels as selected above before next dataset is simulated. The last moment is the calculation of crop averages. These are saved in an Excel file with the same name as the input database.

Result databases

Access result databases

The results from the simulations are saved in separate databases for every soil, slope and soilp combination. The names of the databases are set according to the input database name + soil + slope + soilp classes. This creates databases with unique names, easy to identify. The result database contains five tables, one with information and four with the actual results. The information table *Info* (Table 26) contains the version of ICECREAMDB used for simulation, the name of the person carrying out the simulation, a comment/note on the simulation and the date for the simulation.

Table 26. General information *Info*

ICECREAMDB version	User	Comments	Date
0.0.12	Kristian Persson		16-05-2006

The result tables are *Yearly sums*, *Agrohydrological sums*, *Yearly averages* and *Agrohydrological averages*. The contain output variables from ICECREAM, summed on yearly or agro hydrological (July 1 to June 30) basis and yearly or agro hydrological averages.

The tables (Table 27) contains the *dataset ID*, the *year* or *agro hydrological year*, the *crop* and all output variables selected for that summary type.

Table 27. Simulation results

Dataset_ID	AghydYear	Crop	precipitation (mm)
4 Östgötaslätten po4 00001	1975/1976	winter_wheat	437.5732749
4 Östgötaslätten po4 00001	1976/1977	winter_wheat	744.8365762
4 Östgötaslätten po4 00001	1977/1978	grass	788.2419384
4 Östgötaslätten po4 00001	1978/1979	grass	853.3995102
4 Östgötaslätten po4 00001	1979/1980	grass	666.856594
4 Östgötaslätten po4 00001	1980/1981	grass	863.3922462
4 Östgötaslätten po4 00002	1975/1976	oats	437.5732749
4 Östgötaslätten po4 00002	1976/1977	rye	744.8365762
4 Östgötaslätten po4 00002	1977/1978	oats	788.2419384
4 Östgötaslätten po4 00002	1978/1979	winter_wheat	853.3995102
4 Östgötaslätten po4 00002	1979/1980	winter_wheat	666.856594
4 Östgötaslätten po4 00002	1980/1981	oats	863.3922462

The crop average result file

The simulation results are aggregated and saved in an Excel file (Table 28) that contains crop averages (leaching coefficients) for each soil, slope and soilp combinations. The Excel file has the same name as the input database. The crop averages are calculated in the same 4 groups as described above, each is presented in a different tab. The format is very similar to the format used by HBV-P in the next step in the calculation system.

Table 28. Aggregated results

Soil	SoilP	Slope	Fert/manure	crop	precipitation (mm)
S2F-LoamySand	Medium	Low	Fert	barley	600.4586797
S2F-LoamySand	Medium	Low	Fert	grass	707.2093538
S2F-LoamySand	Medium	Low	Fert	oats	751.4967962
S2F-LoamySand	Medium	Low	Fert	winter_wheat	655.0016888
S2F-LoamySand	Medium	Medium	Fert	barley	600.4586797
S2F-LoamySand	Medium	Medium	Fert	grass	707.2093538
S2F-LoamySand	Medium	Medium	Fert	oats	751.4967962
S2F-LoamySand	Medium	Medium	Fert	winter_wheat	655.0016888
S2F-LoamySand	Medium	Steep	Fert	barley	600.4586797
S2F-LoamySand	Medium	Steep	Fert	grass	707.2093538
S2F-LoamySand	Medium	Steep	Fert	oats	751.4967962
S2F-LoamySand	Medium	Steep	Fert	winter_wheat	655.0016888

System requirements

The ICECREAMDB program is written in Visual Basic Visual Studio 2003 and requires that the MS .NET framework 1.1 is installed. The program uses quite a lot of memory and the calculations are cpu-intensive so a good computer is needed, Intel P4 or AMD Athlon CPU with at least 512 Mb ram and Windows XP is recommended. A display capable of 1024*768 pixels is required. Also MS Access and MS Excel are required.

Conclusion and discussion

ICECREAMDB is a new program, which considerably facilitates the use of ICECREAM and increases its applicability. However, ICECREAMDB is only a front-end to ICECREAM and lacks the possibility to edit the databases used. This in contrast to SOILNDB where the user can construct crop management sequences in the user interface, run the simulations and get a graphical view of the result. SOILNDB also contains an advanced simulation of crop-N uptake among other things. It would be advantageous if also future versions of ICECREAMDB at least could have a crop management editor and the possibility to inspect the results directly from within ICECREAMDB, both as tables and graphs.

References

- Brandt, M. och Ejhed, H. 2002. TRK Transport – Retention – Källfördelning. Belastning på havet. Naturvårdsverket rapport 5247.
- Brubaker, S.C., Holzhey, C.S., Brasher, B.R., 1992. Estimating the water-dispersible clay content of soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 1227-1232.
- Jarvis, N.J., Villholth, K.G., Ulén, B., 1999. Modelling particle mobilization and leaching in macroporous soil. *Eur. J. Soil Sci.* 50, 621-32.
- Johnsson, H., Bergström, L., Jansson, P.-E., Paustian, K., 1987. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agric. Ecosys. Environ.* 18, 333-356.
- Klein, M., 1994. Evaluation and comparison of pesticide leaching models for registration purposes. Results of simulations performed with the pesticide leaching model. *J. Environ. Sci. Health A29*, 1197-1209.
- Knisel, W.G., 1980. CREAMS: a field-scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. USDA, Conservation Research Report 26.
- Knisel, W.G. (Ed.), 1993. GLEAMS: Groundwater loading effect of agricultural management systems, version 2.1. UGA-CPES-BAED University of Georgia, Publ. No. 5.
- Knisel, W.G., Leonard, R.A., Davis, F.M., 1993. GLEAMS version 2.10 Part I: Nutrient component documentation. USDA-ARS, Coastal Plain. Experiment Station. Southeast Watershed Research Laboratory. Tifton, Georgia, 31793.
- Laflen, J.M., Foster, G.R., Onstad, C., 1985. Simulation of individual storm soil losses for modeling impact of soil erosion on crop productivity. In: El-Swaify, S.A., Moldenhauer, W.C., Lo, A. (Eds.), *Soil Erosion and Conservation*. Soil Cons. Soc. Am., Ankeny, IA, pp. 285-295.
- Leonard, R.A., Knisel, W.G., Still, D.A., 1987. GLEAMS: groundwater loading effects of agricultural management systems. *Trans. ASAE* 30, 1403-1418.
- Persson, K., 2001. Measurements and modelling of phosphorus transport from arable land. *Ekohydrologi* 58, Division of Water Quality Management, SLU, Uppsala, Sweden.
- Posch, M., Rekolainen, S., 1993. Erosivity factor in the Universal Soil Loss Equation estimated from Finnish rainfall data. *Agric. Sci. Finland* 2, 271-279.
- Rekolainen, S., Posch, M., 1993. Adapting the CREAMS model for Finnish conditions. *Nordic Hydrol.* 24, 309-322.
- Ritchie, J.T., 1972. A model for predicting evaporation for a row crop with incomplete cover. *Water Resour. Res.* 8, 1204-1213.
- Sharpley, A.N., Williams, J.R. (Eds.), 1990. EPIC erosion productivity impact calculator: 1. Model documentation. Technical Bulletin No. 1768. United States Department of Agriculture, Washington D.C.
- Siimes, K., Yli-Halla, M., Tuhkanen, H.-R., 1998. Simulation of P cycle in soil by ICECREAM. In: Foy, R.H., Dils, R. (Eds.), *Practical and Innovative Measures for the control of agricultural phosphorus losses to water*, OECD Sponsored workshop, Greenmount College of Agriculture and Horticulture, Northern Ireland, June 16-19, 1998, pp. 38-39.
- Simard, R.R., Beauchemin, S., Haygarth, P.M., 2000. Potential for preferential pathways of phosphorus transport. *J. Environ. Qual.* 29, 97-105
- Smith, R.E., Williams, J.R., 1980. Simulation of the surface water hydrology. In Knisel, W.G. (Ed.), CREAMS a field-scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. Conservation Research Report 26. USDA, Tucson, AR, pp.13-35.
- Steenhuis, T.S., Walter, M.F., 1980. Closed form solution for pesticide loss in runoff water. *Trans. ASAE* 23, 615-620, 628.

- Steenhuis, T.S., Bodnar, M., Geohring, L.D., Aburime, S.-A.E., Wallach, R., 1997. A simple model for predicting solute concentration in agricultural tile lines shortly after application. *Hydrol. Earth Sys. Sci.* 4, 823-833
- Tattari, S., Bärlund, I., Rekolainen, S., Posch, M., Siimes, K., Tuhkanen, H.-R., Yli-Halla, M., 2001. Modelling sediment yield and phosphorus transport in Finnish clayey soils. *Trans. ASAE* 44, 297-307.
- Ulén, B., Johansson, G., och Kyllmar, K. 2001. model predictions and long-term trends in phosphorus transport from arable lands in Sweden. *Agricultural Water Management* 49:197-210.
- USDA-SCS, 1972. National engineering handbook. Section 4: Hydrology. United States Department of Agriculture, Soil Conservation Service, Washington D.C.
- Vehviläinen, B., 1986. Modelling and forecasting snowmelt floods for operational forecasting in Finland. IAHS Publication No. 155 pp. 245-256.
- Williams, J.R., Jones, C.A., Dyke, P.T., 1990. The EPIC model. In: Sharpley, A.N., Williams, J.R. (Eds.), EPIC-Erosion/Productivity Impact Calculator 1. Model Documentation. U. S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Technical Bulletin, pp. 3-92.



Nutrient Leaching Coefficient Calculating System 2.1 (NLeCCS)

Technical description

Kristian Persson, Martin Larsson, Holger Johnsson
Division of Water Quality Management, SLU, Sweden

<i>Introduction</i> _____	3
<i>Description of the data flow in NLeCCS</i> _____	3
Statistical data _____	4
Weather data _____	4
Management data _____	4
Calibration of water discharge _____	5
SOILNDB, SOIL and SOILN _____	5
Compilation of the nitrogen coefficients _____	5
ICECREAMDB and ICECREAM _____	5
<i>The phosphorus part of the Crop Sequence and Management Generator 4.0.</i> _____	6
Introduction _____	6
Randomization of crop sequences _____	6
Generation of crop sequences with managements _____	6
Additional tables in the database _____	7
The statistics database _____	8
Conclusions and discussion _____	13

Introduction

NLeCCS (Nutrient Leaching Coefficients Calculation System) is a system for calculating climate normalized nitrogen and phosphorus leaching coefficients for agricultural land. NLeCCS consists of several computer programs and a standard method to carry out the calculations. A schematic representation of the system is shown in Figure 1.

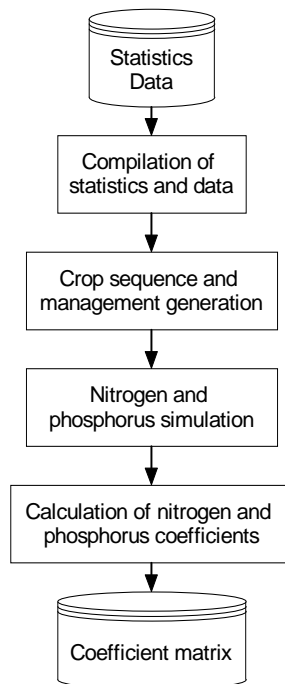


Figure 1. Simplified picture of the NLeCCS system.

Description of the data flow in NLeCCS

A detailed description of all databases, programs and flows of data is shown in Figure 2. The programs included in NLeCCs are:

- the Climate Database Constructor 2.0 (CDC)
- the Crop Sequence and Management Generator 4.0 (CSMG)
- the Average Discharge Calculator 1.0 (ADC)
- the SOILNDB 3.0 model that incorporates the SOIL and SOILN models
- the ICECREAMDB 1.0 a front-end for the ICECREAM model

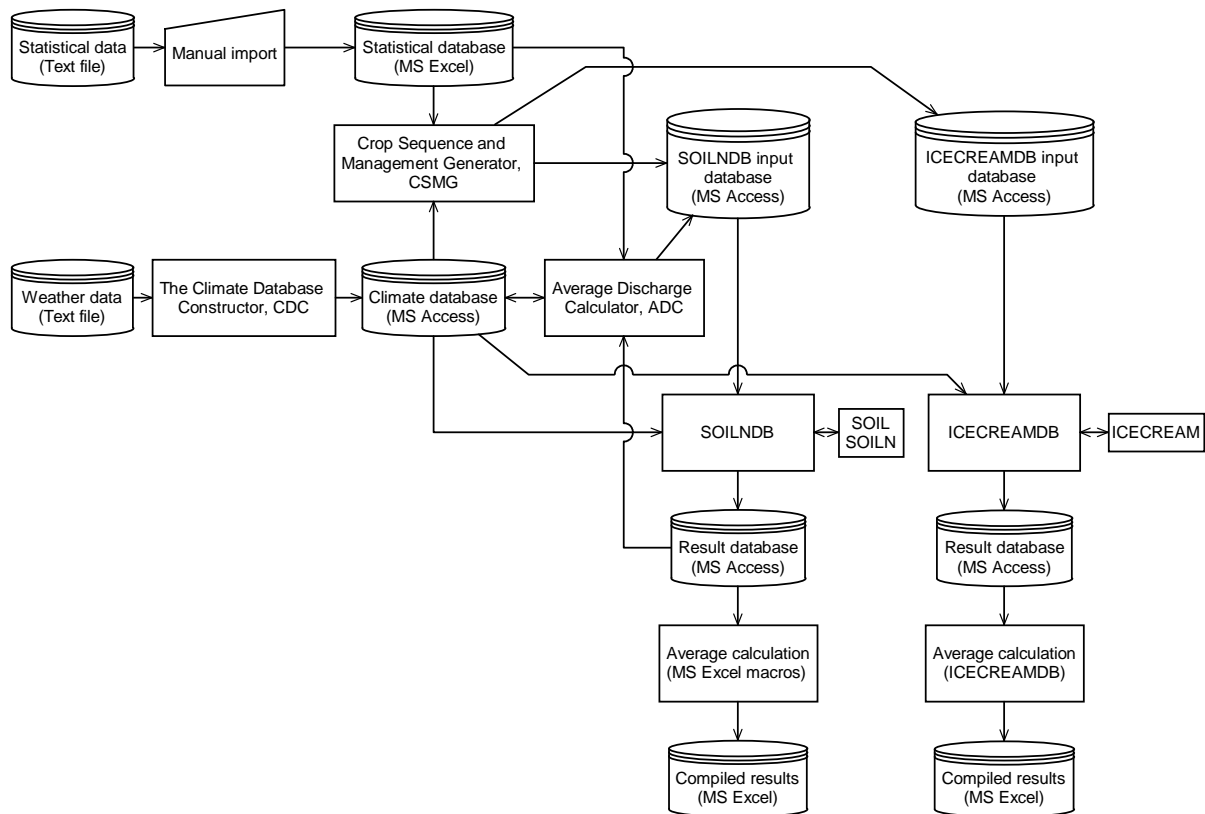


Figure 2. A detailed description of the NLeCCS system.

Statistical data

The statistical data that are to be used as input for the simulations are imported to the system as text files in a standardized and fixed file format. These files are manually imported into a MS Excel workbook. Some additional data are also entered into the workbook.

Weather data

The weather data is also included in text file format, but these are imported into a MS Access database with the CDC. The CDC also calculates the length of the growing season from the period's daily average temperatures. The growing season is defined as the period when the temperature is persistently above +4°C.

Management data

The "Crop Sequence and Management Generator" (CSMG) is a program that utilizes agricultural statistics as an input and generates databases with time series of crops and managements. These databases are used as input for the calculation of the normalized leaching coefficients with SOILNDB (nitrogen) and with ICECREAMDB (phosphorus). The method for calculating phosphorus leaching coefficients used within NLeCCS is based on very long (10 000 years) management time series that are simulated in short parts (20-30 years) with the same climate data. The number of times each crops appear in the crop sequence is proportional to the area of the crop in the region for which the statistics comes. Also several rules are applicable to the randomization, where certain crops can not follow other crops. The crop sequence is then used as a base to generate a whole management

practice, including fertilization, soil tillage, sowing date, catch crop etc for each region. Databases are generated for all soils present in the region, each soil having the same management. For phosphorus simulations, slope and soil phosphorus level is also part of the output matrix.

This approach produces leaching coefficients that are normalized for variations in climate between different years. The total length of the management time series is set to give coefficients with low standard errors for the crops that do not have more than a few percent occurrence in the crop sequence.

A detailed description of CSMG for P applications is available in a separate chapter later in this document.

Calibration of water discharge

Before the database can be used to simulate nitrogen losses the simulated water discharge has to be calibrated against a target value for discharge given as input for each region. This is done by simulating a subset of each database, usually 400 years. These result databases are analyzed in the ADC, and an adjusted value for the precipitation correction factor is calculated and applied to the Climate database. This procedure is repeated until the deviation between simulated mean discharge and target discharge is within predefined bounds. The ADC then calculates the concentration of nitrogen in the precipitation from the load (kg/ha) of wet deposited nitrogen given as input and the corrected precipitation. This is written to the SOILNDB input database.

SOILNDB, SOIL and SOILN

SOIL and SOILN are the actual simulation tools, but they are completely wrapped in SOILNDB. SOILNDB's main task in NLeCCS is generate data to feed to the SOIL and SOILN models and collect the results and save them in an MS Access database, the result database. SOILNDB 3.1 can run several SOILNDB input databases in sequence without the need of user interaction.

Compilation of the nitrogen coefficients

The results of the SOILNDB simulations are read into MS Excel workbooks with an Excel macro. The macro calculates crop mean values for several parameters such as discharge, mineralization, N leaching etc. The matrix consists of nitrogen concentrations for different crop and soil combinations.

ICECREAMDB and ICECREAM

ICECREAMDB is a graphical front-end to the simulation model ICECREAM and its purpose is to facilitate simulations of long time series. Something that is very hard to do with ICECREAM. ICECREAMDB automatically calculates leaching coefficients for phosphorus. The coefficient matrix consists of phosphorus concentrations for combinations of different crops, soils, slopes, soil phosphorus levels and type of fertilization (manure or mineral fertilization). Phosphorus coefficients are also split into solute phosphorus and particle bound phosphorus via surface runoff and drain discharge.

The phosphorus part of the Crop Sequence and Management Generator 4.0.

Introduction

The workflow in CSMG is the following. First, statistical data is read into the computer memory then a randomized crop sequence is constructed. Then, management is added to the crop sequence and databases are saved for later use by SOILNDB or ICECREAMDB

Randomization of crop sequences

The total length of the crop sequence is calculated as a multiplication of the number of datasets and the length of the datasets. A normal dataset length is 20 to 30 years, and the normal total length is about 10000 years. Randomization of crops and management is done in several steps. The first step is to construct an array where the crops are assigned a part of the total crop sequence proportional to the crop's area of the total area in the region. Each crop is then divided in fertilized and manured, in accordance with the area of land receiving manure, derived from the statistics for each region. The manured part of the crop is then subdivided into autumn application and spring application of manure. After that, straw removal is distributed for the crop and the fraction of catch crops and spring cultivations is distributed. Initially, the array consists of blocks of the same crops, sub divided into type of fertilization, straw removal and catch crops and cultivation time. The straw removal, catch crop and cultivation dates are first randomized within each crop block. The crop sequence is then randomized without constraints to minimize residual artifacts in the crop sequence in the cases where the user has selected so many conditions that it is not possible to construct a crop sequence that satisfies all of them at the same time.

The second step is the conditional randomization of the whole crop sequence. During the randomization a number of rules must be obeyed, for example "No ley after potatoes". There are a large number of predefined rules and a possibility for the user to define new rules. The randomization procedure is simply a switch between the crops at two randomly selected positions in the crop sequence. However, in order for the switch to take place, all applied conditions must be satisfied for both the switched crops at their new position. The switching will move the crop together with all other attributes, such as manure type and catch crops. This will result in a crop sequence with the correct representation of the different crops and in most cases with no violations against the randomization rules.

Generation of crop sequences with managements

For each region three databases can be generated, *i.*) with mineral fertilizer, *ii.*) with manure, and *iii.*) a mixed crop sequence with both fertilization and manure application. This gives an opportunity to have different soil parameters during simulations of systems with animal manure application and system with mineral fertilization. In practice it is the level of phosphorus in the soil that can be of interest to differ between the two systems.

The database is constructed from the randomized crop sequence and data is taken from the statistics database. For each crop there are certain key events that have their dates defined in the statistics database. These are the dates for sowing, harvest and plowing. All other dates are calculated as offsets from these dates. The management is constructed like this:

- **Sowing** Crops are divided in two groups, spring- and autumn-sown crops and for which the dates are given in the statistics database. Leys are an exception and are sown immediately after the harvest of the preceding crop, because the ICECREAM model does not allow undersown crops. If the first crop in the dataset is a ley it is then spring sown.

- **Harvest** Ley has two harvests while all other crops have one. Dates for harvest and the harvested amounts are given in the statistics database.
- **Plowing** Plowing normally occurs in the autumn, but there is an option to use spring plowing before spring sown crops. If the following crop is a ley or a fallow, no plowing occurs as these are considered to be undersown even if they are sown after the preceding crop. The dates for plowing are set in the different tables in the statistics database. Separate dates can be given for crops where the following crop is autumn sown or spring sown and whether spring plowing is allowed or not. The crop after the last crop in the crop sequence is presumed to be spring sown.
- **Removal of straw after harvest** The occurrence of straw removal is randomized in the crop sequence generation. If straw removal occurs, the date is calculated as harvest date + 1 day. If straw removal would occur on ley it would happen after the second harvest. The percentage of straw that is removed is taken from the statistics database.
- **Catch crops** Catch crops are normally undersown, but this is not feasible in the ICECREAM model, so instead they are sown 2 days after harvest of the preceding crop.
- **Application of fertilizer** The fertilization date for spring sown crops is set to the date for sowing +1 day. For ley, the date is set to the start of the growing season -1 day. Autumn sown crops are fertilized 1 day before the autumn plowing. The amount of fertilizer is taken from the statistics database.
- **Application of manure** In CSMG, manure is complemented by mineral fertilizer. This means that crops that receive manure also get mineral fertilizer. The manure application dates are set as follows:
 - for spring sown crops, 4 days before sowing
 - for autumn sown crops and leys, 2 days before growing season starts
 - in autumn, manure is applied 1 day before the plowing of the preceding crop. If no plowing occurs, application is set to 5 days after harvest of the preceding crop.
 - complementary mineral fertilizer is applied in the spring. If the crop is spring sown, the date is set to the sowing date +1 day. For autumn sown crops and ley, the date is set to the start of the growing season -1 day. The applied amounts of mineral fertilizer and manure are taken from the statistics database.
 - leys can receive an extra summer manure application. This is set to 1 day after the first harvest.

Additional tables in the database

Besides the cropping system table that contains the crop sequence and the management of the crops, the database also contains a few other tables:

- **FertType** The FertType table contains the type P application, mineral fertilizer or manure for each crop in the crop sequence. This data is used by ICECREAMDB when calculating the leaching coefficients for manured and fertilized crops if they have been mixed in the same crop sequence.
- **Metadata** The metadata table contains the name of the climate to be used, field width (m), stripnr (ICECREAM has the possibility to divide the field into different strips with different management, this is currently not used in ICECREAMDB), default soil name, default slope class, default soil phosphorus class and the type of P applied (mineral fertilizer, manure or a mix of both). The user selects the climate, soil, slope, soil phosphorus class and type of P applied in the user interface of CSMG prior to saving the

output databases. Field width is taken from the statistics database and stripnr (=1) is given by the program.

- **Reduction** This table contains the “within-field and close-to-field” retention. For phosphorus, two pathways and two constituents are considered; surface runoff and drain discharge along with particle and dissolved phosphorus. The retention, read from the statistics database, can vary between 0 and 1, where zero means no reduction and 1 is total reduction. The reduction parameter should reflect that a portion of the calculated phosphorus losses are, in the case of surface runoff, redistributed within the field or trapped at the field edge and for drain discharge, some water and P by-passes the drain-pipes and is retained in deeper soil. Retention may also occur in field-adjacent open ditches, where sediments (including P) often are removed through ditch cleaning.
- **Yield** The yield table contains the yield (kg/m²) for each crop in the crop sequence. The reason it is placed in a table in the cropping database is that it makes it possible to have different yields in different regions of Sweden. If it was placed in the parameter database as the rest of the crop parameters this would not be possible. The yield for each crop is taken from the statistics database.
- **Soils** This table contains the names for the soils that are present in each region. The soils here are used when simulating with the option “all soils in the region” in ICECREAMDB. The list of soils is taken from the statistics database.
- **SoilP** This table contains the content of SoilP (g P/kg soil) for the four soil layers and for three soil phosphorus classes: low, medium and high soil phosphorus level, respectively. The SoilP-data is given in a table in the cropping database to make it possible to have a regional resolution. The data is taken from the statistics database.
- **SlopeClasses** The SlopeClasses table contains segment nr, field length (m) and field slope (m/m) for three slope classes. The ICECREAM model can divide the field into several segments with different slopes. Presently, only one segment is used in ICECREAMDB. The field length and the slopes are taken from the statistics database.
- **Icecream Cropping system** This table contains the version number of the layout of the database and is used to make sure that the database is the one that ICECREAMDB expects.

The statistics database

The statistics database contains all the information needed to construct the cropping system database, except climate data. The database is a MS Excel workbook with one table per sheet. The names of the sheets are in Swedish as are some of the column headings. The statistics database also contains some information that is not really statistical data, but placed in the same database for practical purposes. The tables are presented in the same order as in the workbook. Tables that are only used for Nitrogen simulations are not included in this compilation. Most of the tables are abbreviated to save space and make the text more readable.

Områden contains a list of the regions defined in the statistics database. This is a base table that defines which regions that should exist in all the other tables.

Område
po1a
po1b
po2a
po2b

Grödor contains the defined crops (Gröda), the sowing time (Höst/vår) höst = autumn, vår = spring and the names of the crops as they are defined in ICECREAM. The grey fields are used for SOILNDB databases.

Gröda	Höst/vår	Engelskt namn	N-Fix	Max Skörd korr	Stråsäd	Sekundär namn	Icecream
vårkorn	vår	Spring barley	Nej	1.1	Ja		barley
höstvete	höst	Winter wheat	Nej	1.1	Ja		winter_wheat
vall	vall	Ley, >25% Clov	Ja	1.1	Nej	Ley, <25% Clov	grass

Målvavrinning is the runoff in mm for each region (Område). This table is not used by CSMG but by a program that is used to calibrate the runoff in SOILNDB to these values. This program will also be adapted to ICECREAMDB. The target runoff is very important because the amount of water that passes through the model must be the same as in other part of the calculation system (i.e. HBV-NP).

Område	(mm)
po1a	288
po1b	445
po2a	312
po2b	190

Jordarter contains the names of the soil texture classes defined in ICECREAM and SOILNDB. The Jord (soil) column contains the standard soil names. If the soil is considered a clay there is a ja (yes) in the Lera (clay) column otherwise a nej (no). P-Fert, P-Manure and P-Mixing contain the names of the soils, in ICECREAM, defined for use with a pure mineral fertilization, a pure manure application and for mixed conditions.

Jord	Lera	P-Fert	P-Manure	P-Mixed
Sand	nej	S01F-Sand	S01M-Sand	S01F-Sand
Loamy sand	nej	S02F-LoamySand	S02M-LoamySand	S02F-LoamySand
Sandy loam	nej	S03F-SandyLoam	S03M-SandyLoam	S03F-SandyLoam
Loam	nej	S04F-Loam	S04M-Loam	S04F-Loam
Silt loam	nej	S05F-SiltyLoam	S05M-SiltyLoam	S05F-SiltyLoam
Sandy clay loam	ja	S06F-SandyClayLoam	S06M-SandyClayLoam	S06F-SandyClayLoam
Clay loam	ja	S07F-ClayLoam	S07M-ClayLoam	S07F-ClayLoam
Silty clay loam	ja	S08F-SiltyClayLoam	S08M-SiltyClayLoam	S08F-SiltyClayLoam
Silty clay	ja	S09F-SiltyClay	S09M-SiltyClay	S09F-SiltyClay
Clay	ja	S10F-Clay	S10M-Clay	S10F-Clay

Jordartsfördelning contains the proportion of different soils in different regions. This is used in two ways, to see what soils are present and therefore needs to be included in the simulation and after the simulation the result can be weighted in proportion to the extent of different soils in the region.

Område	Sand	Loamy sand	Sandy loam	Loam	Silt loam	Sandy clay loam	Clay loam	Silty clay loam	Silty clay	Clay
po1a	0.00	0.00	0.72	0.25	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00
po1b	0.00	0.11	0.71	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
po2a	0.00	0.07	0.71	0.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
po2b	0.03	0.08	0.67	0.19	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00

Grödofördelning contains the area of each crop for different regions, where the column Areal (ha) contains the total area for all crops in the region. This table is the basis for the whole crop sequence as the crops are distributed according to their proportion in this table.

Område	Areal	vårkorn	höstvete	vall
po1a	198458	71107	84378	42964

po1b	198458	71107	84378	42964
po2a	1000	1000	0	0
po2b	1000	1000	0	0

Såtid contains sowing dates for different crops and different regions. This data is used in the addition to other management practices to produce the crop sequence.

Område	vårkorn	höstvetete	vall
po1a	15-Apr	22-Sep	15-Jun
po1b	15-Apr	22-Sep	15-Jun
po2a	18-Apr	23-Sep	15-Jun
po2b	18-Apr	23-Sep	15-Jun

Skördtid contains harvest dates for the first harvest defined for each crop and region.

Område	vårkorn	höstvetete	vall
po1a	19-Aug	01-Sep	15-Jun
po1b	19-Aug	01-Sep	15-Jun
po2a	20-Aug	25-Aug	15-Jun
po2b	20-Aug	25-Aug	15-Jun

Skördtid2 contains dates for the second harvest of ley. Ley is the only crop with two harvests per growing season.

Område	vårkorn	höstvetete	vall
po1a			15-Aug
po1b			15-Aug
po2a			15-Aug
po2b			15-Aug

Halmskördad areal contains the percentage of crop area where straw is removed (i.e. harvested).

Område	vårkorn	höstvetete
po1a	41.00	35.00
po1b	41.00	35.00
po2a	74.00	56.00
po2b	74.00	56.00

Plöjningstidpunkt contains the dates for soil cultivation in autumn. The table contains separate columns dates depending on if the following crop is autumn sown (höstsådd) or spring sown (vårsådd).

Område	vårkorn	vårkorn	höstvetete	höstvetete	vall	vall
	höstsådd	vårsådd	höstsådd	vårsådd	höstsådd	vårsådd
po1a	22-Aug	15-Oct	15-Sep	15-Oct	22-Aug	15-Oct
po1b	22-Aug	15-Oct	15-Sep	15-Oct	22-Aug	15-Oct
po2a	22-Aug	15-Oct	16-Sep	15-Oct	22-Aug	15-Oct
po2b	22-Aug	15-Oct	16-Sep	15-Oct	22-Aug	15-Oct

Fånggröda plöjtid contains the dates for soil cultivation if the crop has; a spring plowed catch crop (Insådd vårbearbetning); an autumn plowed catch crop (Insådd höstbearbetning); or is spring plowed without catch crop (Vårbearbetning utan insådd).

Område	vårkorn	vårkorn	vårkorn	höstvetete	höstvetete	höstvetete	vall	vall	vall
--------	---------	---------	---------	------------	------------	------------	------	------	------

	Insådd vårbearbetning	Insådd höstbearbetning	Vårbearbetning utan insådd	Insådd vårbearbetning	Insådd höstbearbetning	Vårbearbetning utan insådd	Insådd vårbearbetning	Insådd höstbearbetning	Vårbearbetning utan insådd
po1a	08-Apr	20-Nov	08-Apr	08-Apr	20-Nov	08-Apr			
po1b	08-Apr	20-Nov	08-Apr	08-Apr	20-Nov	08-Apr			
po2a	11-Apr	20-Nov	11-Apr	11-Apr	20-Nov	11-Apr			
po2b	11-Apr	20-Nov	11-Apr	11-Apr	20-Nov	11-Apr			

Fånggröda areal contains the area (ha) of each crop that has; a spring plowed catch crop (Insådd vårbearbetning); an autumn plowed catch crop (Insådd höstbearbetning); or is spring plowed without catch crop (Vårbearbetning utan insådd). The proportions are used in the construction of the crop sequence.

Område	vårkorn	vårkorn	vårkorn	höstvet	höstvet	höstvet	vall	vall	vall
	Insådd vårbearbetning	Insådd höstbearbetning	Vårbearbetning utan insådd	Insådd vårbearbetning	Insådd höstbearbetning	Vårbearbetning utan insådd	Insådd vårbearbetning	Insådd höstbearbetning	Vårbearbetning utan insådd
po1a	118.52	20.17	1.39	8.67	23.1	0	0	0	0
po1b	83.57	12.59	13.15	10.35	16.06	0	0	0	0
po2a	210.54	9.73	15.23	67.5	16.2	0	0	0	0
po2b	29.7	4.2	23	0	0	0	0	0	0

Stallgödsel höst contains the percentage of the area that receives manure in autumn. The data is used in the generation of the crop sequence.

Område	vårkorn	höstvet	vall
po1a	15	54	29
po1b	15	54	29
po2a	15	54	29
po2b	15	54	29

Stallgödsel areal % contains the percentage of crop area that will receive manure. The data is used in the construction of the crop sequence.

Område	vårkorn	höstvet	vall
	Areal %	Areal %	Areal %
po1a	50	50	50
po1b	100	100	100
po2a	100	100	100
po2b	100	100	100

Gröngödslingsvallängd contains the proportion of green manure that lies for 1 or 2 years (the green manure is not allowed to grow longer than 2 years).

Område	1 år %	2 år %
po1a	47	53
po1b	47	53
po2a	47	53
po2b	47	53

Vallängd contains the percentage of leys that lies for one to 4 years. This is used in the crop sequence generation, where ley is treated as blocks during the randomization. An alternative to this is to give the ley lengths in the user interface before the randomization.

Område	1 år %	2 år %	3 år %	4 år %
po1a	19.48	32.47	37.66	10.39

po1b	19.48	32.47	37.66	10.39
po2a	19.48	32.47	37.66	10.39
po2b	19.48	32.47	37.66	10.39

P remove residues contains the proportion of P in residues that is removed with straw.

Område	vårkorn	höstvet	vall
po1a	0.16	0.63	0.16
po1b	0.16	0.63	0.16
po2a	0.16	0.63	0.16
po2b	0.16	0.63	0.16

P manure contains the applied amount of organic matter (kg/ha) with manure and the P content (kg/ha) in manure. The same amount will be applied regardless of it is done in spring or autumn. The manured crops receive a complimentary mineral fertilizer application (kg/ha), see column HandelsG.

Område	vårkorn	vårkorn	vårkorn	höstvet	höstvet	höstvet	vall	vall	vall
	OrgMtr	P manure	HandelsG	OrgMtr	P manure	HandelsG	OrgMtr	P manure	HandelsG
po1a	5	20	10	5	25	15	3	25	15
po1b	5	20	10	5	25	15	3	25	15
po2a	5	20	10	5	25	15	3	25	15
po2b	5	20	10	5	25	15	3	25	15

P Manure summer contain the manure application in the summer given to ley after the first harvest. Due to technical reasons, all crops are present in the table. It is not possible to add an extra mineral fertilization to the summer manure event.

Område	vårkorn	vårkorn	vårkorn	höstvet	höstvet	höstvet	vall	vall	vall
	OrgMtr	P manure	HandelsG	OrgMtr	P manure	HandelsG	OrgMtr	P manure	HandelsG
po1a							1	10	
po1b							1	10	
po2a							1	10	
po2b							1	10	

P depth manure contains the manure application depth (mm). This controls to which computational layer in ICECREAM the manure phosphorus is added.

Område	vårkorn	höstvet	vall
po1a	70	70	0
po1b	70	70	0
po2a	70	70	0
po2b	70	70	0

P depth handel contains the mineral fertilizer application depth (mm). This controls to which computational layer in ICECREAM the mineral phosphorus is added.

Område	vårkorn	höstvet	vall
po1a	10	10	0
po1b	10	10	0
po2a	10	10	0
po2b	10	10	0

P Handel giva 1 contain the P content (kg/ha) applied with mineral fertilizer. The 1 in the table name is a preparation for further development with several fertilizations per year.

Område	vårkorn	höstvet	vall
--------	---------	---------	------

po1a	15.00	15.00	0.00
po1b	15.00	15.00	0.00
po2a	15.00	15.00	0.00
po2b	15.00	15.00	0.00

Skörd Icecream contains the crop yield (g/m²). The yield together with nitrogen/phosphorus proportions is used in ICECREAM to calculate the amount of crop uptake of phosphorus from the soil, and the amount exported with the crop.

	Vårkorn	Höstvete	Vall	Sockerbeter
po1a	0.58090	0.77520	0.99870	4.30000
po1b	0.58090	0.77520	0.99870	4.30000
po2a	0.58090	0.77520	0.99870	4.30000
po2b	0.58090	0.77520	0.99870	4.30000

Reduction contain the reduction (0-1) of losses of solute P (rolp) and particle P (sedp) via surface runoff and drainage losses of solute P (pleach) and particle P (drainpp) and surface runoff of and drainage water. This is used to account for losses between the field and the receiving water way, and retention in field-adjacent open ditches, where sediments (including P) are removed through ditch cleaning.

Område	Rolp	Sedp	Pleach	DrainPP	dayrun	DrainWater
po1a	0.75	0.75	0.25	0.25	0.75	0.25
po1b	0.75	0.75	0.25	0.25	0.75	0.25
po2a	0.75	0.75	0.25	0.25	0.75	0.25
po2b	0.75	0.75	0.25	0.25	0.75	0.25

Slope (%) contain the slope for three classes in %, and the length and width of the field in m. Slope is a very important parameter for surface losses of phosphorus.

Område	Low	Medium	Steep	Length	Width
po1a	0.5	1.5	4.5	50	100
po1b	0.5	1.5	4.5	50	100
po2a	0.5	1.5	4.5	50	100
po2b	0.5	1.5	4.5	50	100

SoilP contain the amount of SoilP (g P/kg soil) for three classes and four soil layers. SoilP is an important parameter for the phosphorus losses through the soil and for surface losses.

Område	layer1	layer1	layer1	layer2	layer2	layer2	layer3	layer3	layer3	layer4	layer4	layer4
	Low	Medium	High	Low	Medium	High	Low	Medium	High	Low	Medium	High
po1a	0.75	1.5	3	0.75	1.5	3	0.4	0.8	1.6	0.4	0.8	1.6
po1b	0.75	1.5	3	0.75	1.5	3	0.4	0.8	1.6	0.4	0.8	1.6
po2a	0.75	1.5	3	0.75	1.5	3	0.4	0.8	1.6	0.4	0.8	1.6
po2b	0.75	1.5	3	0.75	1.5	3	0.4	0.8	1.6	0.4	0.8	1.6

Conclusions and discussion

The major change between CSMG 4.0 and CSMG 3.0 is the ability to generate databases for ICECREAMDB. The previous versions of CSMG were exclusively used with SOILNDB for calculation of nitrogen leaching coefficients. The upgrade also includes expansion of the statistics data used for the management generation to include data needed for phosphorus simulations, such as amount and dates for phosphorus fertilization.

A limitation in the present implementation of the crop randomizations system is that if all randomization conditions can not be satisfied for the crop sequence a sort of lock up can occur where crops can not be moved to the most optimal placement in the crop sequence. This could be solved with weighting of the conditions were some conditions can take precedence over less important conditions.

Utvärdering och anpassning av dataflöde mellan ICECREAM och HBV-P

Rapport, delleverans

2005-12-19

Maja Brandt, Charlotta Pers SMHI
Martin Larsson, Holger Johnsson, Kristian Persson, Anders Lindsjö SLU

1. Bakgrund

Föreliggande rapport "Utvärdering och anpassning av dataflöde mellan ICECREAM och HBV-P" är en redovisning av arbetsavsnittet med samma namn i projektet "Framtagning av nytt fosforberäkningssätt för beräkningssystem för diffus belastning, retention och tillförsel till havet för PLC5 rapporteringen 2007".

I forskningsprojektet VASTRA genomfördes modellutveckling för att kunna beräkna transport och källfördelning av fosfor för avrinningsområdesskalan och modellerna applicerades på Rönne å (1900 km²). ICECREAM-modellen användes för att beräkna typhalter på läckage från åkermark, DelPi-modellen för att beräkna typhalter av partikulärt fosfor på ytavrinning, och HBV-NP-modellen för att beräkna transport, retention och källfördelning. För beräkningar på den nationella skalan (t.ex. för PLC) kom vi fram till att förluster via läckage och ytavrinning från åkermark bör beräknas med samma modell (d.v.s. ICECREAM) och att gränssnittet mellan ICECREAM och HBV troligen inte kunde vara lika detaljerad som i Rönne å applikationen.

ICECREAM-modellen kan beräkna förlusterna av löst och partikulärt fosfor för olika kombinationer av grödor, jordar, klimat (regioner), gödslingsstrategier, lutning m.m. För att beskriva förlusterna av fosfor beräknas koncentrationer för ett antal typsituationer, så att man erhåller en matris av s.k. typhalter för 22 utlakningsregioner i Sverige (i likhet med beräkningarna för kväve). Dessa typhalter används sedan för beräkningarna i HBV-NP-modellen.

En känslighetsanalys av ICECREAM och en genomgång av tillgängligheten på indata har genomförts (arbetsavsnitt 1. Utvärdering och test av ICECREAM) och den har lett fram till en matris med typhalter som representerar 22 utlakningsregioner, 11 grödklasser, 10 jordarter, 2 gödslingsformer, 3 klasser av P innehåll i matjorden samt 3 lutningsklasser.

I HBV-NP modellen beräknas näringsämnestransport uppdelat på avrinningsområden. Dessa delområden beskrivs i modellen geografiskt (t.ex. area för olika markanvändningar och sjöar) och hydrologiskt (koppling mellan områden). Till delområdet kopplas även olika sorters punktutsläpp. Jordbruksarealen i ett delområde delas i sin tur upp i andel area för olika kombinationer (klasser) av gröda, jordart, gödslingstyp m.m. Daglig avrinning (i mm) beräknas i modellen utifrån optimalt interpolerade nederbörds mängder baserat på meteorologiska stationsdata och modellparametrar som beskriver delområdet. För varje klass i delområdet beräknas daglig belastningsmängd utifrån typhalt*avrinning*area. Dessa mängder blandas i modellens simulerade vatten och summeras för att ge jordbruksmarkens totala bruttobelastning i delområdet. På samma sätt beräknas belastningen för övriga markanvändningar. Tillsammans utgör de det totala diffusa markläckaget till vilken punktutsläpp (omräknade till daglig mängd) summeras för att erhålla områdets totala bruttobelastning.

2. Genomförande

Under våren 2005 arbetade gruppen fram fem alternativa förslag på hur gränssnittet mellan ICECREAM och HBV-NP skulle kunna utformas, dvs. innehållet i typhaltmatriserna från ICECREAM som ska matas in i HBV-NP.

Alternativ A och B innebär att månadsvärden av typhalter beräknas för ytavrinnande vatten, för vatten som passerar genom makroporer samt genom mikroporer (alt. A; i alt. B är typhalten för mikro- och makroporer sammanslagna) och uppdelat i fraktionerna löst reaktivt fosfor och partikulärt fosfor. I HBV-NP modellen skulle andel vatten via de olika flödesvägarna beräknas dagligen och multipliceras med respektive typhalt. Alternativ A motsvarar så som kopplingen mellan modellerna gjordes i VASTRA.

I alternativ C och D sker ingen uppdelning i olika flödesvägar utan typhalter för fraktionerna löst reaktivt fosfor och partikulärt fosfor ges som månadsvärden (alt C) och som årsvärden (alt D) från ICECREAM-simuleringar och matas in i HBV-NP modellen.

I alternativ E var tanken att utföra någon beräkning av typhalt med hjälp av regression kopplat till avrinning.

I både ICECREAM- och HBV-modellen beräknas avrinningsbildningen dagligen men modellerna arbetar i olika geografiska skalor. Detta gör det mycket svårt att koppla samman vattnet. I ICECREAM beräknas avrinningen i en profil med enhetlig gröda och jordart. Profiler med olika gördor/jordarter (t.ex en vall på lera respektive potatis på sandjord) får helt skilda avrinningar, typmängder och fosforhalter. HBV beräknar däremot avrinningen för ett större område med blandad markanvändning och får en integrerad avrinning från alla olika markanvändningar. Utifrån denna erfarenhet bedömde vi att alternativen A, B och E var svår genomförbara för nationell beräkning och satsade på att testa alternativen C och D. Utseendet på typhaltmatriserna för alternativ C (månad) och alternativ D (årsmedelvärde) togs fram gemensamt.

För att utföra testerna med de olika matrisförslagen gjordes modelljusteringar av HBV-NP. En switch (*pflowpaths*) lades in för att växla mellan den gamla VASTRA-modellens fosforläckage uppdelat i olika flödesvägar och de nya varianter som skulle testas i detta projekt. Det nya formatet på typhalter krävde att nya inläsningsrutiner, en ny rutin för beräkning av delområdets totala jordbruksbelastning till HBV-NP-modellens mark (summering av de olika klassernas bidrag) och nya rutiner för beräkning av fosforkoncentrationer i HBV-NP-modellens mark måste skrivas. Utöver detta har också formatet på HBV-NP-modellens resultatfiler ändrats liksom efterbearbetnings-programmet för källfördelningsberäkning då det läser dessa resultatfiler.

3. Tester

ICECREAM parameteriserades för utlakningsregion 40. Eftersom en fullständig matris skulle innebära drygt 1000 simuleringar, vilket inte är praktiskt genomförbart innan modellen är operationaliserad (se arbetsavsnitt 3) så beräknades en matris med endast en P-HCl klass och lutningsklass, 2 gödslingstyper samt de för området dominerande jordarterna (6 st.) och grödorna (6 st.). För denna matris beräknades typhalter för monokulturer av de olika grödorna, men efter operationaliseringen (arbetsavsnitt 3.) kommer växtföljder att beräknas. Medelårsavrinningen kalibrerades först, genom att ändra korrigeringsfaktorerna för nederbörd, för att stämma överens med den som beräknats med HBV-modellen. En parameter som påverkar fördelningen mellan avrinning och infiltration (*reff*) justerades också för att erhålla rimlig storlek på ytavrinningen samt den totala avrinningen. Eftersom beskrivningen av ackumulering och smältning av snö är jämförbar i ICECREAM och HBV sattes parametrarna i ICECREAM till samma värden som i HBV. De hydrauliska egenskaperna (vissningsgräns, fältkapacitet och porositet) samt textur för de olika jordarna parameteriserades för respektive jordartsklass enligt samma metod som för kväve, d.v.s.

med Rawls pedo-transfer funktioner. Markens halt av organiskt material sattes också lika som för kväveberäkningarna (d.v.s. medelvärdet för Sverige användes). Mättad hydraulisk konduktivitet sattes i enlighet med MACRO-modellen, där maxvärdet användes för matjorden och minimivärdet för alven. De viktigaste parametrarna enligt den genomförda känslighetsanalysen var de som styr makroporflödet. Tröskelvärdet för initiering av makroporflöde (*thresh_watin*) baserades på databasvärden för olika jordartsklasser i den fysikaliskt baserade MACRO-modellen för parametern 'saturated hydraulic conductivity in the micropores'. Andel av flödet in i makroporerna som fortsätter som makroporflöde (*frac*) sattes enligt en tröskelfunktion där enkelkornsjordar tilldelades värden nära 0 och strukturerade jordar värden nära 1 (pers komm. Nick Jarvis). Initialmängderna av P i de olika polerna i marken baserades på mätningar av organiskt materialhalt, PAL och PHCl, omräknade till de i modellen ingående polerna enligt GLEAMS-manualen. Den labila fosforpolen sattes i enlighet med mätningar på 10 svenska jordar (Börling). Eftersom modellen behöver mängden totalfosfor så uppskattades denna mängd ifrån PHCl-mätningarna. Att direkt använda PHCl gav alldeles för låga typkoncentrationer, därför kalibrerades mängden PHCl så att förlusterna stämde någorlunda överens med de värden som finns uppmätta för jordbruksmark i Östergötland. Målskörden för de olika grödorna sattes initialt till de aktuella normskördarna, och kalibrerades sedan till dess att normskördarna uppnåddes i simuleringarna. Tidpunkter för sådd, skörd, gödsling och jordbearbetning sattes lika som för kväveberäkningarna. Gödslingsmängderna sattes enligt SCB's gödselmedelundersökning. De empiriska parametrarna som påverkar ytavrinning och erosion (Mannings N och CN2) sattes (med vissa modifikationer av den hydrologiska klassindelningen) enligt tabellerna i GLEAMS-manualen. Lutningen sattes till 1 % d.v.s 1 m per 100 m.

Under arbetet med parameteriseringen upptäcktes några fel i modellen som åtgärdades, bl.a. var ekvationen som beskriver koncentrationen som leds ner i makroporerna fel och har ersatts med en ny. Vissa parametrar för mark- och grödegenskaper har också fått kalibreras under arbetets gång. Bland annat så var vattenflödet för 'loam' anmärkningsvärt lågt och fältkapaciteten sänktes något, vattenflödet för grödan 'green fallow' var alldeles för hög och bladyteindex höjdes därför från 1 till 3.

Parameteriseringen av ICECREAM för detta arbetsavsnitt (2. Utvärdering och anpassning av dataflöde mellan ICECREAM och HBV-P) måste anses som tämligen preliminär och vårens fortsatta testarbete (inom arbetsavsnitt 1. Utvärdering och test av ICECREAM) kan komma att leda till en omvärdering av flera parametervärden.

Som testområde valdes Motala Ströms avrinningsområde, där jordbruksmarken huvudsakligen ligger i utlakningsregion 40. HBV-NP modellen (VASTRA versionen) har satts upp i ett tidigare projekt (Brandt m.fl. 2004. Anpassning av TRK-systemet från nationell till regional nivå samt scenarioräkningar för kväve – tester i Motala Ström. SMHI Hydrologi nr 94) och denna modelluppsättning anpassades så att den nya framtagna modellversionen kunde användas. Testerna utfördes i Skenaån (tre delområden), som är ett tillflöde till Svartån. Skenaån domineras av jordbruksmark, men belastningen från enskilda avlopp är relativt stor. Skenaån har heller inga större sjöar som kan påverka fosforhalten.

Eftersom de första matriserna från ICECREAM endast innehöll ett urval av grödor och jordarter har dessa extrapolerats till övriga grödor. Typhalterna för "green fallow", "spring barley" och "winter wheat" har använts för grödor som funnits i uppsättningen av Skenaån och Motala Ström, men ej i typhaltmatrisen. För Motala Ström har även ytterligare några jordarter tilldelats typhalter för andra närliggande jordarter. Testerna

har inte omfattat typhalter som varierar med avseende på lutning och PHCl. Matrisen med typhalter har testats i form av årsmedelkoncentrationer (mg/L), månadsmedelkoncentrationer (mg/L) och månadsmedelmängder (kg/ha) i flera omgångar för Skenaån. Även resultat med matriserna ifrån VASTRA-versionen (framtagna för Rönne å) har jämförts med dessa nyare resultat.

För Skenaån har vi observerade totalfosfor- och SRP-koncentrationer att jämföra med i "Marstad", översta delen av Skenaån. Några observationer finns också i Skenaåns mynning till Svartån. Med årsmedelkoncentrationer som indata erhålls en simulerad koncentration som är ganska stabil under tidsperioden som studerades (1992-2002). Toppar i simulerad koncentration härrör från belastning från enskilda avlopp under lågflödesperioder. Med månadsmedelkoncentrationer som indata erhålls en tydlig säsongvariation i simulerad fosforkoncentration för alla fraktioner. På grund av att ICECREAM och HBV-NP simulerar olika vatten blir dock säsongvariationens fas fel i förhållande till ICECREAM och observationer i ån. Medelnivån blir också högre än för simuleringen med årsmedelkoncentration. Detta kan inte avhjälpas med kalibrering av åfårans fosforprocesser i HBV-P modellen. För att försöka undvika dessa problem gjordes försök med att överföra månadsvärden av mängden (i kg/ha) till HBV-NP. Detta försök gav rimlig nivå på koncentrationerna, men säsongvariationen, som dock blir betydligt lägre med denna ansats, ligger fortfarande fel i fas. Orsaken är modellernas olika vatten. Slutsatsen blir att vi svårigen kan inkorporera månadsvariationen från ICECREAM till HBV-NP.

Hela Motala Ström simulerades med den nya matrisen med typhalter i form av årsmedelkoncentration utan omkalibrering. På detta sätt kan vi bara jämföra bruttobelastningar för Motala Ström. Detta gav ökad jordbruksbelastning av totalfosfor med nästan 50 % jämfört med VASTRA-matrisen (61 ton mot tidigare 32 ton). Det är framförallt den partikulära fosforen som är högre.

4. Sammanfattning

Ett nytt gränssnitt mellan ICECREAM modellens typhalter för jordbruksmark och HBV-NP modellen har konstruerats och testats för beräkning av fosforbelastning på nationell skala. Gränssnittet är mindre detaljerad än i VASTRA-projektet och är nu baserat på årsmedelkoncentrationer av löst och partikulärt fosfor. Tidigare uppdelning i olika flödesvägar är också lämnad. Tester har utförts i Motala Ström med en typhaltmatrix för utlakningsregion 40.

**Utveckling av metodik för generell framtagning av
indata på TRK-områden för hela Sverige**

och

**Modelljusteringar av HBV-P för tillämpning i den
nationella skalan**

Rapport, delleverans

2005-12-20

Charlotta Pers, Jörgen Rosberg, Maja Brandt, SMHI

1. Bakgrund

Föreliggande rapport "Utveckling av metodik för generell framtagning av indata på TRK-områden för hela Sverige och Modelljusteringar av HBV-P för tillämpning i den nationella skalan" är en redovisning av arbetsavsnitten med samma namn i projektet "Framtagning av nytt fosforberäkningssätt för beräkningssystem för diffuse belastning, retention och tillförsel till havet för PLC5 rapportering 2007".

Modeller för beräkningar av fosforbelastning på havet har utvecklats inom forskningsprojektet VASTRA, där också en tillämpning inom Rönne å avrinningsområde utförts. De modeller som använts är ICECREAM och HBV-NP. ICECREAM beräknar förluster från jordbruksmark, och HBV-NP beräknar kväve- och fosforflöden samt retention i avrinningsområden. Med dessa modeller kan brutto- och nettobelastning samt retentionen på flödets väg till havet beräknas. Denna modellstruktur möjliggör även beräkning av effekter av åtgärdsscenarioer och i viss mån även klimatförändringar.

HBV-NP-modellen beräknar avrinning, erosion från åkanter, blandning av vatten från punktkällor och olika diffusa utsläpp, transport och retention i marken under rotzonen, i vattendrag, i sjöar och i våtmarker. Fosfor delas i modellen upp i partikulärt (PP) och löst reaktivt fosfor (SRP). Beräkningarna kräver delvis andra indata för fosfor än för kväve, såsom vattendragens längd och morfologi för beräkning av erosion i åfåran samt sjöars medeldjup för sjöprocesserna. Metodik behöver tas fram/förbättras för att användas på den nationella skalan. Likaså behöver modelljusteringar ske för den nationella tillämpningen.

2. Genomförande

De metoder som användes i det lilla avrinningsområdet Rönne å inom VASTRA-projektet behövde ses över hur de enklast kan användas på/förändras för den nationella skalan. Detta innefattade metoderna för framtagning av åfårens längd och morfologi, samt sjöars djup.

För att simulera transporthastigheter och processer i vattendrag delas dessa in i två grupper för varje avrinningsområde. Lokala vattendrag transporterar enbart vatten och närsalter som tillkommit i det aktuella avrinningsområdet medan huvudvattendrag transporterar allt från uppströms liggande områden. Denna indelning fanns inte tillgänglig i befintliga databaser utan en metod har utvecklats i bland annat GIS för att göra denna klassificering generellt för godtycklig region.

Även vattendragets morfologi anses ha en signifikant påverkan på transport och retention av närsalter. Tvärsnittsarean används för att beräkna transporthastighet utifrån avrinning och medeldjupet påverkar utbytet av löst fosfor mellan den fria vattenmassan och den omgivande mättade zonen runt vattendragen. Observationer av dessa variabler har analyserats och regressioner har framtagits som är användbara på nationell skala. Jämförelse med andra metoder har gjorts men de framtagna regressionerna anses som den mest användbara metoden.

Den befintliga metoden för beräkning av sjödjup har funnits vara fullt tillräcklig för detta projekt och på denna skala. Den stora variationen mellan sjöar även inom samma

region gör att en justering av denna metod skulle vara mer kostnadseffektivt att ta fram inom något annat framtida projekt.

HBV-NP modellen behövde justeras för att hantera den nationella skalan. Detta innefattade sjömodulen, erosion av partiklar och fosfor i åfåran och kalibreringsproceduren för fosfor.

Fosforsjömodulen i HBV-NP har tidigare förutom i Ringsjön i Rönne å bara testats på sjöarna Glan och Väneren. Tanken var att fler sjöar skulle studeras med hjälp av Gunnar Perssons (SLU) observerade data från ett antal sjöar. Dessa visades sig dock endast vara års- eller flerårsbudgetberäkningar med bakomliggande data alltför svårtillgängliga, och kunde därför inte användas på det tänkta sättet för att modellera dagliga fosforkoncentrationer med HBV-NP:s sjömodul. Istället utnyttjades sjöarna i testområdet Motala Ström, som har satts upp för att överföra kunskap om fosfordelarna av HBV-NP modellen till tillämparna på SMHI från forskarna i VASTRA. För att HBV-NP:s sjömodul även ska kunna simulera sjöar med stort frigörande av fosfor från sedimenten, har olika formuleringar för en sådan källa i sjön testats i Motala Ström. Sjöarna Boren, Roxen och Glan har fungerat bäst med formuleringen som ger en källa av partikulärt fosfor vars storlek beror av temperaturen och sjöns area förutom av en modellparameter. Denna nya funktion har implementerats i HBV-NP:s sjömodul inför framtida användning.

Metoden för beräkning av tillskott av fosfor från erosion av åbankar har utvärderats. Nuvarande metod ger rimligt tillskott lokalt men över större områden kan tillskottet bli underskattat. Bristen på observationer av partikulärt fosfor i utsatta områden är dock ett alltför klen underlag för några justeringar av metoden i detta skede.

Inga modelljusteringar har gjorts för kalibreringsrutinerna av fosfor. Vi avser att göra kalibrering av HBV-NP manuellt för större regioner. Platser med få eller inga sjöar i regionen väljs först ut för att kalibrera åfårans fosforparametrar. Dessa parametrar har från början satts till rimliga värden och behöver troligen bara finjusteras. Genom att jämföra simuleringarna med mätdata i dessa områden får vi en uppfattning om hur den simulerade haltnivå av totalfosfor ligger i förhållande till observationerna. Då åfåreparametrarna är satta för regionen och låsta i modellen fortsätter kalibreringen för områden med sjöar. Sjöarna har flera parametrar som styr olika delar av fosforutflödet. Kalibreringen planeras ske visuellt för vi har inte något bra statistisk kriterium. Nash-Sutcliffs R² som vi använder för vatten passar inte för fosfors oregelbundna koncentrationstidsserier som har många spikar.

Ändringarna av modellprogrammet som genomförts har tvingat fram ändringar i resultatutskriften från HBV-NP programmet. Detta i sin tur har lett till att källfördelningsprogrammet har fått anpassas till dessa förändringar.

3. Tester

Under kalibreringen av fosfor i HBV-NP i Motala Ström, upptäcktes att sjömodulen inte var tillräcklig för att sjöar med stort frigörande av fosfor från sedimenten. Flera olika formuleringar av en sådan källa testades därför på sjöarna Boren, Roxen och Glan i Motala Ström. Följande formuleringar testades:

i) $PPkälla = par * funk(Temp20) * Area * SRPorg$

ii) $PPk\ddot{a}lla = par * Area * SRPorg$

iii) $PPk\ddot{a}lla = par * funk(Temp20) * Area * SRPorg$, $SRPs\ddot{a}nka = PPk\ddot{a}lla$

iv) $PPk\ddot{a}lla = par * Temp5 * Area * SRPorg$

v) $PPk\ddot{a}lla = par * wst$

där par =kalibreringsparameter, $Area$ = sjöns yta, $SRPorg$ är sjöns typiska SRP -koncentration på vintern, $Temp$ = lufttemperaturen, $Temp5$ = femdagars medelvärde av lufttemperaturen, $Temp20$ = 20dagars medelvärde av lufttemperaturen, $funk(x)=0.86^{x-15}$ och wst = modellerat vattenstånd i sjön.

Sjöarna fungerade bäst för variant i) som ger en källa av partikulärt fosfor vars storlek beror av temperaturen, sjöns näringsnivå och sjöns area förutom av modellparametern.

4. Sammanfattning

Metoder som fungerar på den nationella skalan har testats respektive tagits fram för att beräkna åfårelängd, åars morfologi och sjöars djup. Modelljusteringar har gjorts för att hantera sjöar med stora fosforläckage. Procedurerna för att beräkna erosion av partiklar och fosfor i åfåran och kalibrering av för fosfor har setts över, men ej ändrats.

Modellering av fosforflöden med olika modellsystem

Maja Brandt, SMHI, Martin Larsson, SLU, Mats Wallin, SLU, Jörgen Rosberg,
SMHI, Charlotta Pers, SMHI, Peter Wallenberg IVL

2006-06-22

Innehåll

Innehåll	2
Inledning	3
Fosfor i mark, i vattendrag och i sjöar	3
Typer av fosformodeller	6
Beskrivning av Beräkningssystem Vatten	8
Fosformodeller tillämpade i Sverige	9
Erfarenheter från några tillämpningar	14
Diskussion och utvecklingsbehov	19
Referenser	20
Appendix 1	24
Sammanställningar av ett antal fosformodeller för ytvatten använda i Sverige	24
Appendix 2	37
Sammanställningar av olika modeller och applikationer	37

Inledning

I samband med projektbeskrivningen av SMED-projektet ”Framtagning av fosforberäkningssätt för diffus belastning, retention och tillförsel till havet för PLC-5 rapporteringen 2007” diskuterades en jämförelse med andra fosformodeller och hur erfarenheter och kunskap från dessa skulle kunna tillgodogöras projektet.

Inom SMED finns det en önskan att även visa på andra modellkoncept som kan användas för regional fosforberäkning och eventuellt dra nytta av de erfarenheter som gjorts i samband med applikationer av dessa. Ett önskemål var därför att göra en regelrätt modelljämförelse i ett område, men detta bedömdes vara för tids- och resurskrävande för att rymmas inom ramen för detta projekt. Tidigare utförda jämförelser av den typen visar i regel att alla modeller har för- och nackdelar och det är tillgängliga resurser, syfte och tillgängligheten på indata som styr valet av modellsystem.

I denna sammanställning har vi valt att jämföra ett antal fosformodeller som har tillämpats i Sverige. Som underlag har vi använt dels information inom SMED, dels information från ett antal modellsammanställningar (se Appendix 2).

Fosfor i mark, i vattendrag och i sjöar

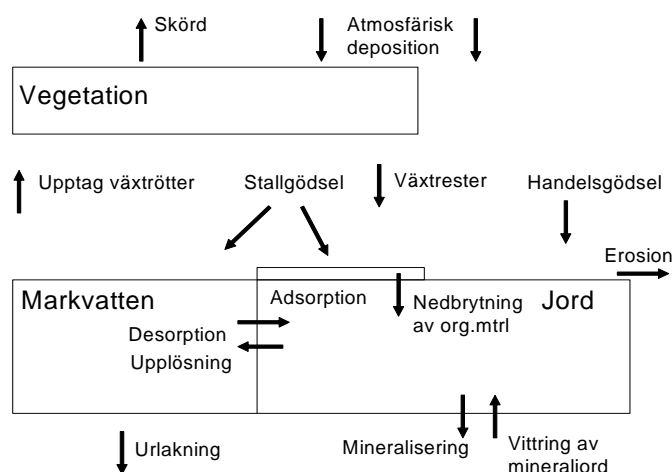
Nedan följer en mycket översiktlig beskrivning av fosforcykeln i mark, i vattendrag och i sjöar som bakgrund inför en genomgång av olika modeller. Fosfors förekomst och transport i mark och vattendrag är beskriven i ett stort antal studier och böcker (t.ex. Schlesinger 1991, Ulén 2005). Fosforcykeln i sjöar beskrivs t.ex. av Persson och Jansson (1988) och fosforutbytet mellan sediment och vatten i Boström et al. (1982).

Fosfor förekommer naturligt i mark och i vatten i både oorganisk och organisk form. Den kan vara i löst form, partikulärt eller hårt kemiskt bunden. Löst fosfor förekommer främst som oorganiska ortofosfater ($\text{PO}_4\text{-P}$). Suspenderat partikulärt bunden fosfor (Part-P) förekommer dels i organisk form främst i plankton och bakterier, och dels i oorganisk form, främst som adsorberat till suspenderat material. Kemisk hårt bunden fosfor innebär att fosfor finns i svårösliga, icke biotillgängliga föreningar, antingen i olika mineral eller i organiska humusföreningar. Vatten i vattendrag och i sjöar innehåller likaså lösta ortofosfater och bundet fosfor. Den bundna fosfor transporteras tillsammans med suspenderat oorganiskt och organiskt material, både som adsorptivt, kemiskt hårt bundet och upptaget i det suspenderade materialet. Den allra största mängden av fosfor i jorden är otillgänglig på grund av att den är kemiskt hårt bunden. Olika jordar (inklusive sjösediment) har olika kapacitet att adsorbera och släppa fosfor (desorbera). En del typer av löst fosfor är direkt biologiskt tillgänglig, medan den partikulära fosfor måste desorbe-

ras eller frigöras genom nedbrytning, innan den kan tas upp av växter. Andelen av den partikulärt bundna fosfor som är potentiellt biotillgänglig varierar med vilket ursprung fosfor har och överskrider sällan 50 %. Undantaget är partikulärt bunden fosfor i avloppsutsläpp som kan ha en potentiell biotillgänglighet på mellan 50 och 100 % (Persson 2001).

Kemiska, fysikaliska och biologiska processer samt mänskliga aktiviteter styr halterna av de olika fosforfraktionerna i mark och vatten. Figur 1 visar några av de viktigaste källorna, processerna och transportvägarna för fosfor i jordbruksmark. Processer som upplösning, adsorption, desorption och biologiskt upptag samt nedbrytning styrs av faktorer såsom markfuktighet, temperatur, pH, syrgashalt (vatten) och koncentration av fosfor i mark och vatten. För mer detaljer om de enskilda processerna se t.ex. Holtan et al. (1988). I skogsmark och annan övrig öppen mark ser fosforcykeln ut i stort sett på liknande sätt, men oftast utan signifikant påverkan genom mänsklig aktivitet.

Det är stora mängder fosfor i omlopp i marken och i vattenmiljön, men nettoflödet in och ut ur marken är litet. I jordbruksmark sker tillförseln främst genom gödsling, vittring och deposition medan bortgång sker genom skörd, läckage genom marken och genom ytavrinning och erosion (rensning av öppna diken och av dräneringsrör är också av betydelse). Klimatfaktorer som nederbörd och avrinning är mycket viktiga för fosforcykeln, men även mänskliga åtgärder såsom gödsling, kalkning och plöjning har stor påverkan.

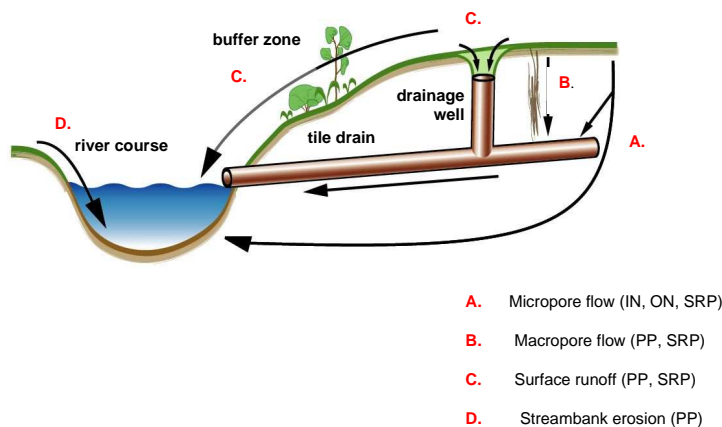


Figur 1. Översiktlig bild av fosforcykeln i jordbruksmark

Fosforhalterna i vatten varierar kraftigt både i tid och i rum. Fosfor i jordbruksmark dräneras i regel via marken, men vid stora regn- eller snösmältningsintensiteter sker även ytavrinning med löst fosfor och erosion av jordpartiklar med vidhäftande fosfor. I vattendrag dominerar ofta partikelbunden P över löst P. Ju större andel jordbruksmark och mindre andel sjöar i ett avrinningsområde desto större är andelen partikelbunden P av total P (Persson 2001). Det är endast i sjörika, skogsdomi-

nerade avrinningsområden samt i avrinningsområden med stor avloppspåverkan som löst P kan utgöra större andel än partikulärt P.

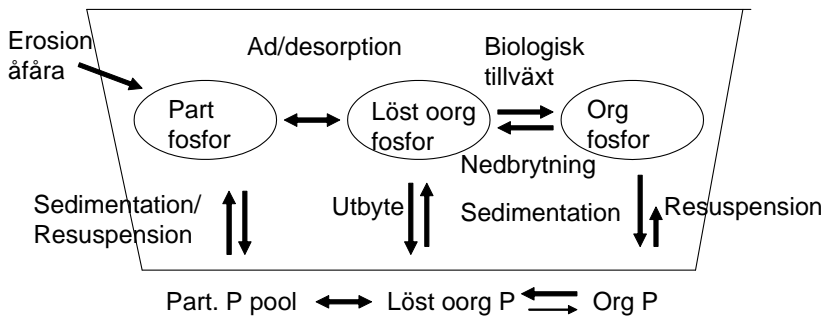
Flöde av vatten och fosfor genom marken kan delas upp i mikro- och makroporflöde. Mikroporflöde “transporterar vatten och lösta ämnen vid ett så lågt flöde att man får en omfattande horisontell omblandning av molekyler mellan olika porer” medan makroporflöde är en “preferentiell flödesväg där en horisontell blandning mellan makroporer och övriga porer är begränsad” (Skopp 1981). På lerjordar binder fosfor hårt till markens partiklar och de mesta förlusterna sker därför genom snabba makroporflöden där fosfor kan transporteras ned i profilen utan att vara i jämvikt med fosfor i mikroporeerna. Så även om marken har högt fosforinnehåll kan t.ex. ytvatten med låg fosforkoncentration infiltrera och passera marken till dräneringsledningarna så att läckaget reduceras jämfört med om man hade haft ett jämnt flöde genom profilen. Transporten till vattendrag sker via grundvatten, täckdiken, ytvatten, rännilar och små bäckar, se figur 2.



Figur 2. Översiktlig bild av fosforflöde från mark till vattendrag (från Andersson et al. 2005)

Då yt- och grundvatten når vattendraget stiger vattenståndet, vattenhastigheten ökar och erosion kan inträffa i bäckfåran (Laubel et al. 2003). Detta material sedimenterar dock ofta i lugnt vatten igen. I vattendraget sker således både en sedimentation och resuspension av partikulärt fosfor. I vattendraget sker även en omvandling av löst fosfor via tillväxt av suspenderade alger och bakterier till partikulärt fosfor samt ett utbyte av adsorberat fosfor (både som upptag och lösgörande av löst fosfor). Nedbrytning av organiskt material kan även frigöra löst fosfor. Dessutom förekommer ett utbyte med omgivande mättad zon av löst fosfor. Processerna visas förenklat i figur 3.

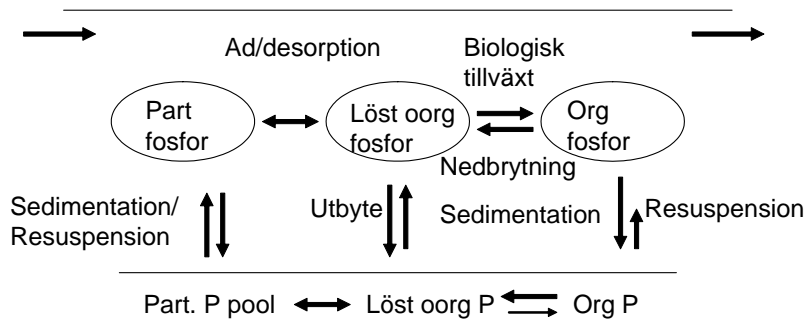
Processer i vattendrag



Figur 3. Översiktlig bild av fosforcykeln och pooler i vattendrag

I sjöar består den direkt biotillgängliga fosfor av fosfater, men löst adsorberat fosfor och fosfor i lätt nedbrytbara organiska material är också potentiellt tillgängligt. Mycket fosfor binds i växtplankton, men också i djurplankton och i fisk. Fosfor tas också upp av rotade växter och fastsittande alger. När plankton dör sjunker de sakta mot botten, där de sedimenterar. En del av den mineraliserade fosfor kan sedan återföras direkt till vattnet. Fosfor som sedimenterat kan lösgöras igen och likaså återföras till vattnet. Fosfat binds ofta till järnhydroxidkomplex, men kan lösas ut igen vid syrgasfria förhållanden. I denna process är även pH en viktig faktor. De viktigaste mekanismerna som transporterar löst fosfor från porvattnet i sedimenten till den fria vattenmassan är bioturbation, vindinducerad turbulens och diffusion.

Processer i sjöar



Figur 4. Översiktlig bild över fosforcykeln och fosforpooler i sjöar

Typer av fosformodeller

Det finns många olika typer av modeller för transport och omsättning av fosfor för olika ändamål och skalor. Vilken typ av modell man väljer att använda beror bl.a. på tillgängliga resurser, tillgängligheten på indata och på syftet. Gränsen mellan olika modelltyper är inte skarp utan det finns glidande övergångar och många komplexa modeller innehåller blandningar av olika modelltyper.

En vanlig uppdelning av modelltyper är i fysikaliska, funktionella (även kallade konceptuella) och empiriska modeller. De fysikaliska modellerna är baserade på fysikalisk/kemiska processbeskrivningar (t.ex. SOILNDB). Vattenflödet i marken beskrivs t.ex. med hjälp av Richards ekvation i fysikaliska modeller, där markens kapacitet att hålla kvar vatten beskrivs med ekvationer som tar hänsyn till bl.a. porstorleksfördelningen. Flödet påverkas också av markens hydrauliska konduktivitet vid olika mätnadsgrad m.m. I funktionella modeller (t.ex. ICECREAM, HBV-NP) beskrivs vattenflödet med en förenklad ekvation som inte är baserad på fysikaliska processer, men som förhoppningsvis är "funktionell". I empiriska modeller beskrivs vattenflödet med regressions samband baserade på mätningar från ett antal platser. Man brukar säga att empiriska modeller bara kan användas för förhållanden som liknar de modellerna är utvecklade ifrån (t.ex. klimat, jordart, grödor etc.), medan man med fysikaliskt baserade modeller kan extrapolera till andra förhållanden med större tillförlitlighet. Det existerar också mellanformer mellan fysikaliska, funktionella/konceptuella och empiriska modeller även om beskrivningen av vattenflödet är en typisk indelningsgrund för läckage- och transportmodeller.

En annan uppdelning är mellan statiska och dynamiska modeller där den dynamiska till skillnad mot den statiska innehåller en tidsdimension. De flesta modeller vi beskriver här är dynamiska, medan pedagogiska modellverktyg så som STANK och P-index är statiska. För Beräkningssystem Vatten gäller att även om alla ingående modeller är dynamiska så används resultaten från t.ex. SOILNDB och ICECREAM som klimatonormerade typhalter och flödesnormaliserad avrinning och retention från HBV-NP på ett statistiskt sätt.

Modeller kan också delas upp efter syftet och vi har valt det angreppssättet i vår sammanställning. Vi har valt att skilja på avrinningsområdesmodeller för transport, retention och källfördelning, modeller för beräkning av förluster från åkermark och biogeokemiska sjömodeller. Det finns också modeller som inkluderar en eller flera av dessa typer i en enda modell (t.ex. avrinningsområdesmodellerna Fyriså-modellen och HBV-NP innehåller enkla sjömoduler).

Avrinningsområdesmodeller

Det som vi här kallar för avrinningsområdesmodeller beräknar transport, retention och källfördelning för ett lite större område. De utför beräkningar för kopplade avrinningsområden och de kan även användas för att särskilja naturlig och antropogen belastning samt göra scenarioräkningar för olika åtgärder. De i Sverige använda regionala dynamiska modellerna är i grunden relativt lika med en avrinningsmodell i botten och mer eller mindre förenklade processbeskrivningar. Deras upplösning är liknande och de kräver i princip liknande indata. De är ofta uppbyggda av stödjande modeller för beräkning av vattenbalansen. De nordiskt utvecklade regionala modellerna inkluderar i regel enkla sjömoduler, medan många europeiska och amerikanska modeller saknar detta och därför inte fungerar bra i vårt sjörika land.

Modeller för beräkning av förluster från åkermark

Dynamiska modeller för att kvantifiera förluster av fosfor från åkermark är vanligen fältskalebaserade, d.v.s. de beräknar läckaget och ytavrinningsförlusterna från ett enskilt fält. Modellerna drivs av klimatdata med dygnsupplösning, och ett stort antal parametrar beskriver egenskaper för olika grödor, jordar, topografi m.m. Resultatet från modellerna är tidsserier av bl.a. förändringar i olika fosforpooler i marken och flöden av vatten och olika fosforfraktioner. Dynamiska modeller som är fysikaliskt baserade och som är väl testade är relativt tillförlitliga för att göra extrapoleringar, t.ex. för att kvantifiera effekten av olika odlingsåtgärder. Fysikaliskt baserade modeller är också bra verktyg för att öka förståelsen av hur kvantitativt viktiga olika processer är och för att pröva olika teorier, t.ex. infoga nya forskningsrön.

Regressionsmodeller för åkermark är vanligen baserade på mätningar från fält och mindre avrinningsområden (t.ex. Ulén m.fl. 2001; Andersen m.fl. 2005). Oftast ingår endast ett litet antal förklarande variabler där inga eller mycket få påverkbara odlingsåtgärder finns representerade. Istället dominerar icke-påverkbara parametrar som jordart och hydrologi (Andersen m.fl. 2005). Användbarheten för att göra åtgärdsscenarioer inom jordbruket är därför oftast mycket begränsat. Som bas för kunskapsuppbyggnad är värdet av regressionsmodeller också begränsat eftersom man inte kan urskilja så många förklarande faktorer.

Biogeokemiska sjömodeller

Syftet med biogeokemiska sjömodeller är att beskriva interaktioner mellan biologiska och kemiska processer i en sjö. Vanligaste tillämpningen är att simulera effekter av ändrad fosforbelastning på de kemiska och biologiska förhållandena i sjön. Modellerna används även för att göra scenarier för klimatförändring.

Beskrivning av Beräkningssystem Vatten

TRK-systemet (Brandt och Ejhed 2002) och den modifiering som för närvarande sker i Beräkningssystem Vatten för PLC-5-beräkningen är en statisk belastningsberäkning av total N och P, klimat- och flödesnormaliserat men i övrigt beräknat för ett specifikt år. Det diffusa markläckaget för ett område beräknas genom att markarealen för en viss markanvändning (t.ex. skog) (km^2) i området multipliceras med en typhalt (mg/l) för denna markanvändning och med avrinningen i området ($1/\text{s km}^2$). Bruttobelastningen beräknas som summan av det diffusa läckaget och punktkällautesläppen (utsläpp från reningsverk och industrier samt enskilda avlopp) i området. Avrinningen beräknas i HBV-modellen och levereras som långtidsmedelvärden (20 år) för säsong (TRK) respektive månad (PLC-5).

Beräkningssystem Vatten består av en databas, där förädlade indata lagras och ett antal beräkningar, summeringar och aggregeringar utförs. Hantering av ett antal

indata sker med hjälp av GIS, men också med separata rutiner. Resultat från de bakomliggande modellerna HBV-NP och ICECREAM används som indata till systemet. Med ICECREAM beräknas en matris av koefficienter med förluster från åkermark bestående av klimatnormaliserade koncentrationer av löst och partikulärt fosfor. Koefficienterna beräknas för 22 s.k. utlakningsregioner som representerar olika klimat och odling (t.ex. gödsling och skörd). Separata koefficienter beräknas för olika klasser av grödor, jordar, fosforhalt i marken, gödslingstyp och lutning. Denna matris, bestående av ca. 20.000 koefficienter, samt andra förädlade indata (t.ex. markanvändning, punktutsläpp) importerar till HBV-NP-modellen och därefter beräknas retention för N och P per rapporteringsområde, som sedan återgår tillbaka till och används i beräkningssystemet för att ta fram nettobelastningen. Valideringen mot mätdata sker i HBV-NP-modellens uppsättning.

Fosformodeller tillämpade i Sverige

Här följer en sammanställning av ett urval modeller som använts i Sverige för kvantifiering av processer och/eller transporter av fosfor för ytvatten på land för större områden och som vi tittat lite närmare på. En sammanfattning av modellerna med vissa utvalda egenskaper visas för avrinningsområdesmodeller i Tabell 1, för modeller för åkermark i Tabell 2, och för biogeokemiska sjömodeller i Tabell 3. Ett antal av modellerna beskrivs också mer ingående i Appendix 1.

Avrinningsområdesmodeller

HBV-NP

HBV-NP-modellen bygger på avrinningsmodellen HBV till vilken N- och P-moduler skapats (Bergström 1995, Arheimer and Brandt 1998, Andersson et al. 2005). Ett flertal externa modeller utvärderades under uppbyggnaden och vitala funktioner införlivades, exempelvis erosion från åkermark från DelPhi-modellen (se nedan) och erosion av åbankar från AVGWLF (Evans et al. 2002). Modellen beräknar summerade bruttobelastningar från olika källor, simulerar omsättning/transformering i mark, i vattendrag och i sjöar för att beräkna nettobelastningen samt erosion i åfårar och läckage från sjöbottnar. Omsättning/transformeringen/erosionen simuleras med hjälp av ett antal olika funktioner i modellen, som baseras på vattenvolymer, simulerade koncentrationer och temperaturer. N och P är uppdelade i fraktioner, eftersom processerna för dessa skiljer sig åt. P-modulen i HBV-NP-modellen beskrivs närmare i Bilaga 1 till huvuddokumentet "Framtagning av nytt fosforberäkningssätt för beräkningssystem för belastning, retention och tillförsel till havet för PLC-5-rapporteringen 2007".

Fyriså-modellen

Fyriså-modellen, som ursprungligen togs fram 1996 (Kvarnäs 1996), beräknar transporter, retention och källfördelning av total-kväve och total-fosfor per delavrinningsområde och månad. Modellen simulerar inte avrinning utan använder data

från t.ex. HBV samt uppmätta flödesdata som indata. Retentionen beräknas som en funktion av vattentemperatur, potentiell koncentration, sjöyta och vattendragsyta samt två parametrar (retentionsparameter samt temperaturparameter). Erosion och intern belastning ingår ej som separata källor i modellen, men fångas indirekt upp vid kalibreringen i den mån mätdata lyckas fånga upp dem. Fyriså-modellen har vidareutvecklats och tillämpats bl.a. för Göta älv, där den framförallt baserades på TRK-indata (som kompletterats med bl.a. fler punktutsläpp samt tidsserier för dessa) och avrinning från HBV-modellen (Sonesten m.fl. 2004). Markläckaget beräknades i stort sett utifrån samma rutiner som i TRK, medan skogsläckaget förbättrades med ett höjdberoende. Jordbruksbelastningen baserades på SLUs regressionsmodell (mer ingående beskrivning i Appendix 1). De senaste tillämpningarna med Fyriså-modellen är på Dalälven, Enköpingsån samt ett par avrinningsområden i Ryssland och Baltikum.

Watshman

Watshman består av en databasfunktion, ett beräkningsprogram, ett presentationsverktyg och ett scenarioverktyg som alla är integrerade i GIS. Den ingående avrinningsmodulen bygger på en förfinad SCS-läckagekoefficientmetod kompletterad med snörutin och retentionsberäkningarna bygger på resultat av Johnsson och Kvarnäs (1998) där vattentemperatur och förekomst av öppna vatten är de viktigaste faktorerna. SCS står här för "Soil Conservation Service Curve Number", och är en empirisk metod framtagen i USA för att beräkna ytavrinningen där olika "Curve Numbers" används för olika jordar och markanvändning (USDA, 1972). Markläckaget beräknas utifrån samma rutiner som i TRK och i tillämpningarna hittills med regressionsmetoden för jordbruksmarken. Den har tillämpats för bl.a. Sagån, Svartån, Tyresån och arbete pågår för Örekilsälven (mer ingående beskrivning i Appendix 1).

MESAW

Grimvall och Stålnacke (1996) har utvecklat en modell, MESAW, för källfördelning av vattenburna föroreningar. Det är ett statistisk angreppssätt och skiljer sig helt från ovanstående modellkoncept. Den använder fosfortransport för en specifik tidsperiod från ett antal avrinningsområden som responsvariabler och avrinningsområdets karakteristik som förklarande variabler. Genom icke-linjär regressionsanalys kan därmed exportkoefficienter bestämmas för olika markklasser. Denna modelltyp kan inte användas för åtgärdsstudier.

AVSWAT

AVSWAT är en amerikansk modell där SWAT (Soil and Water Assessment tool, Neitsch *et al.*, 2002) integreras med Arc View 3,2. Därigenom fås en fysikaliskt baserad modell med ett GIS-interface. AVSWAT är en deterministisk och semidistribuerad modell. Modellen drivs av meteorologiska data och används för att simulera hydrologi och växnäringsläckage för olika jordar och markanvändningsområden. Modellens syfte är att kvantifiera markanvändningens påverkan på vattenflödet och vattenkvaliten i stora och komplexa avrinningsområden. AVSWAT redovi-

sar näringsläckage för kväve och fosfor för varje enskild HRU (Hydrologic Response Unit), som är en kombination av jordart och markanvändningsområde för varje delavrinningsområde. Fosfor redovisas som organiskt, sedimentärt och löst fosfor. Punktkällor såsom avloppsreningsverk och industrier kan lätt inkorporeras i modellen. För detaljerade studier av vattenkvalité i sjöar länkas SWAT till sjömodellen WASP. SWAT har bland annat blivit testad och använd i Italien som en del i ett större EU-projekt "EUROHARP" för att utvärdera nio olika modeller (EUROHARP 2003).

AVGWLF

Den amerikanska AVGWLF-modellen (Evans et al. 2002) är en dynamisk modell baserad på GIS, som används för prognoser av näringsbelastning i vattendrag. Den drivs av meteorologiska data och hanterar olika källor (t.ex. löst P från olika markanvändningar som läckagekoefficienter, ytavrinning och erosion, punktkällor, enskilda avlopp och dagvatten). Erosionsmodulen för åfåror i HBV-NP har i princip hämtats från denna modell. I Sverige används modellen för närvarande att beräkna näringsbelastningen i Rönne å för jämförelse med HBV-NP-simuleringarna och resultaten från VASTRA (mer information i Appendix 1).

PolFlow

PolFlow är en dynamisk och distribuerad substansflödesmodell, som först utvecklades i Holland (De Wit 2001). Den har vidareutvecklats vid KTH för tillämpning av vattenflöden, kväve- och fosforspridning i Norrströms tillrinningsområde. Syftet har främst varit att uppskatta effekter av möjliga befolknings- och klimatförändringars påverkan på vatten- och närsaltflöden under en 40-årsperiod.

MIKE-BASIN

Det finns en fosformodell i DHIs MIKE-BASIN modellpaket. Den är ett verktyg för snabba överslagsberäkningar – den beräknar flöden, men inte fosfor- och kväveretention.

Tabell 1. Sammanfattning av ett antal avrinningsområdesmodeller för beräkning av källfördelning, transport, retention och belastning av fosfor

Namn	Regional hydrologisk modell	Kopplar kväve och fosfor	Kopplar delområden	Sjöar	Kalibrering	Retentionsprocesser	Dynamisk /Statisk	Scenarier	Källfördelning
HBV-NP	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja	D (dygn)	Ja	Ja
Fyriså-modellen	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja	D (månad)	Ja	Ja
Watshman	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja	D (månad)	Ja	Ja
AWGLF	Ja	Nej	Ja	Ja	?	?	D (månad)	Ja	Nej
SWAT	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja	D (dygn)	Ja	Ja

Modeller för jordbruksmark

Det finns ett antal modeller för simulering av fosforförluster från jordbruksmark av olika komplexitet. Till PLC-4 (TRK) användes en enkel empirisk modell, den s.k. regressionsmodellen (Ulén 2001) och till PLC-5 ska den betydligt mer komplexa ICECREAM-modellen användas (Larsson m.fl. 2003). Här presenteras också DelPhi-modellen, som hanterar ytavrinning, yterrosion och vidhäftat fosfor.

ICECREAM

ICECREAM är en dynamisk simuleringsmodell med dygnsupplösning för att beräkna fosforförluster från åkermark som har utvecklats i USA och vidareutvecklats i Finland och Sverige. Fram till nyligen har förluster av fosfor i huvudsak ansetts ske via ytavrinning och ICECREAM konstruerades för att beräkna effekten av olika odlingsåtgärder för erosion och förluster av fosfor via ytavrinning. På senare tid har emellertid utlakning av fosfor genom markprofilen via dräneringsledningar vidare ut i vattendrag uppmärksammats, speciellt på lerjordar med liten lutning där de största fosforförlusterna sker genom sprickor i marken (till exempel maskgångar, torksprickor, gamla rotkanaler). ICECREAM har därför nyligen kompletterats med beskrivningar av detta så kallade makroporflöde och kan därmed beskriva förluster från alla typer av jordar. Eftersom kännedomen om en del processer som styr förlusterna av fosfor är relativt liten så innehåller ICECREAM en blandning av empiriska och fysikaliskt baserade samband.

En mer omfattande beskrivning av modellen återfinns i bilaga 4 till huvuddokumentet "Framtagning av nytt fosforberäkningssystem för beräkningssystem för belastning, retention och tillförsel till havet för PLC-5-rapporteringen 2007".

Regressionsmodellen

En regressionsmodell (Ulén 2001) har utvecklats utifrån mätningar av totalfosfor från fält som ingår i mätprogrammet "Observationsfält på åkermark". Modellens variabler är djurintensitet, koncentrationen P-HCl i matjorden, specifik yta av markpartiklarna och tidslängd av perioder med högvattenflöde. Eftersom modellen endast har en faktor som kan påverkas relativt enkelt på kort sikt (djurintensiteten), så finns det inga möjligheter att göra åtgärdsberäkningar där man ändrar något annat.

DelPhi

DelPhi-modellen bygger på en sedimentrutin för beräkning av ytavrinning och yterrosion till vilken fosfor häftas och transporteras till vattendrag. Modellen beräknar alltså enbart erosion och ytavrinning och inte förluster genom markprofilen eller via dräneringsledningar.

Tabell 2. Sammanfattning av modeller för beräkning av förluster från åkermark

Namn	Drivdata	Indata	Resultat	Tidsupplösning	Styrka	Svaghet
ICECREAM	klimat	Jordart, mark-kemiska och fysikaliska data, odlingsdata, lutning, m.m.	Koncentrationer och transporter av både löst och partikulärt fosfor via dränering och ytvavrinning	Dygn	<ul style="list-style-type: none"> dynamisk innehåller många processer och flödesvägar många möjligheter 	<ul style="list-style-type: none"> empirisk erosionsmodell utvecklad i USA som inte är väl testad för svenska förhållanden funktionell beskrivning av vattenflöde genom marken lite testad mot mätdata
Regressionsmodellen			Lerhalt, P-HCl i mark, djurtäthet, vattenflöde	År	<ul style="list-style-type: none"> enkel 	<ul style="list-style-type: none"> få förklarande parametrar
DelPhi	klimat	Jordart, odlingsdata, lutning, geografi	Koncentrationer och transporter av partikulärt fosfor från erosion av jordbruksmark inom avrinningsområden	Dygn	<ul style="list-style-type: none"> högupplöst dynamisk jobbar på avrinningsområden 	<ul style="list-style-type: none"> Uppbyggd inom GIS system (ArcView), kräver därför mycket datorkraft även för kortare tidsperioder Bygger på empiriska förhållanden från USA Endast partikulärt fosfor

Biogeokemiska sjömodeller

En dynamisk sjömodell inkluderar de biologiska, kemiska och fysikaliska processerna i sjön.

BIOLA

BIOLA-modellen (Pers 2002, 2005) har använts för att simulera den vertikala fördelningen av näringsämnen och biomassa i sjöarna Ringsjön, Glan och Vänern.

Den är en modul som kopplas till den fysikaliska modellen PROBE (mer information i Appendix 1).

LEEDS

LEEDS är en sjömodell, som bl.a. använts i S Bullaren (Håkansson och Carlsson 1995) och i Vänern. Den inkluderar spridning och bioupptag av fosfor i sjöar. För S Bullaren (med fiskodling) visar modellresultat att omsättningen av fosfor i sjön via sedimentation, resuspension och diffusion är mycket omfattande. Stora fosformängder finns i de aktiva bottensedimenten.

HBV-NP

Avrinningsmodellen HBV hanterar dagliga ändringar i sjövolym baserat på tillrinning till sjön och avrinning beräknad utifrån sjöns avbördningskurva. I N- och P-modulen finns dessutom en uppdelning av sjövolymen i två boxar som varierar med tillflödet och sjöns vattenstånd. Den ”aktiva” boxen kan ses som den del av sjöns vatten som snabbt strömmar igenom sjön och har en kort uppehållstid, medan den ”passiva” står för vatten som stannar under längre tid. Det är enbart i den senare som retention sker och den baseras på volym och koncentration i boxen samt temperatur. Det finns en avtappning från den aktiva boxen till den passiva och avrinningen från sjön matas med vatten från båda boxarna.

Fyriså-modellen

I Fyrisåmodellen ingår en sjömodul som används för större sjöar med en omsättningstid som klart överstiger en månad (modellens tidssteg). Sjömodulen har till skillnad från ”landmodulen” i Fyriså-modellen ett minne från föregående tidssteg vilket ger en dämpande effekt på vattendrag nedströms. Retentionen av N och P i sjömodulen kalibreras separat i modellen.

Tabell 3. Sammanfattning av sjömodeller

Namn	Hydro-dynamisk modell	Kopplar kväve och fosfor	Kopplar del-bassänger	Kalibrering	Retentionsprocesser	Dynamisk /Statisk	Scenarier
BIOLA	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	D (dygn)	Ja
LEEDS	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	D (månad)	Ja
HBV-NP	Ja	Nej	Nej	Ja	Ja	D (dygn)	Ja
Fyriså-modellen	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	D (mån)	Ja

Erfarenheter från några tillämpningar

Eftersom ett syfte med denna jämförelse är att ta fram erfarenheter och kunskap från arbeten med andra P-modeller så har vi valt att titta på ett antal tillämpningar i Sverige och speciellt styrkor och svagheter samt försöka framhäva sådant som har potential att leda till förslag på förbättringar för Beräkningssystem Vatten.

Generellt gäller att indata har olika upplösning och tillförlitlighet, vilket i sin tur påverkar säkerheten i beräkningar och simuleringar. Bland annat har jordartskartan för åkermark i Sverige en relativt låg upplösning och kan därmed ge osäkerheter vid användning i enskilda avrinningsområden. Typhalterna för åkermark baseras på regional statistik och kan likaså vid nedskalning till enskilda avrinningsområden ge

stora osäkerheter. Retentionen kalibreras i regel mot mätdata som kan vara under-skattade, speciellt gäller det partikelbundet fosfor i mindre avrinningsområden där flödet kan vara mycket episodiskt.

Modellering av N och P för hela Sverige med TRK-systemet

Beräkningssystemet TRK utvecklades för att beräkna transport, retention (endast N) och källfördelning av kväve och fosfor för PLC-4 (Brandt och Ejhed 2002; Johnsson och Mårtensson 2002). Systemet har också använts för beräkningar till miljömålsuppföljningen för åren 1995 och 2000 samt som underlag för påverkansbedömning i den svenska vattenrapporteringen till EU 2005. Förlusterna av fosfor från jordbruksmark baserades på regressionsmodellen. Modellen var emellertid tvungen att modifieras för att passa i TRK, vilket medförde att faktorerna för högflödesperioder togs bort. För övriga diffusa källor användes typhalter framtagna utifrån mätdata. Rumslik upplösning erhöles genom att markanvändning och avrinning beräknades för avrinningsområden med hjälp av GIS respektive HBV-modellen. Punktutsläpp tillfördes som årliga mängder.

Styrkor:

- Sverigetäckande uppsättning vars indata har använts för ett antal andra modellberäkningar, t.ex. Göta älv
- Beräkningssystem som är framtaget för att användas för olika applikationer i Sverige
- Data (indata och resultat) kan hämta hem via Internet
- Utförlig dokumentation

Svagheter:

- Ingen validering av P-belastning
- Ingen beräkning av retention
- Endast långtidsmedelvärden och inga tidsserier
- Tidsödande uppsättning

Erfarenheter: Det beräkningssätt som togs fram inom TRK har använts som en grund för att utveckla Beräkningssystem Vatten.

Rönne å (ICECREAM, DelPhi, HBV-NP, BIOLA)

Inom VASTRA-projektet vidareutvecklades ICECREAM för att kunna beräkna förluster av löst och partikulärt P från åkermark till dräneringsledningar. Ytavrinning och yterrosion med fosfortransport beräknades med ett separat modellpaket (baserat på USLE-konceptet) – DelPhi. En ny fosformodul togs fram till HBV-modellen som hanterar fosfors omblandning, transport-, retention och källfördelning. Retention/erosion baseras på enkla processbeskrivningar och kalibreringar av vissa parametrar (Andersson et al. 2005). Systemet är dynamiskt, arbetar på dygnsbasis och kan användas från den lilla skalan till hela Sverigeskalan. Ett av syftena med projektet var att göra åtgärdsscenarioer och kostnadsuppskattningar (Arheimer et al. 2005; Larsson et al. 2005).

Styrkor:

- Inkluderar fosforomsättning i mark, i vattendrag och i sjöar. Retention och intern belastning för P beräknas, vilket gör att det är möjligt att beräkna nettotransporten till havet
- Indata (t.ex. jordartsfördelning, enskilda avlopp, avrinningsområdesindelning) har samlats in med en finare upplösning och bygger på bättre underlag än den heltäckande Sverige-applikationen
- Validerad mot recipient- och flodmynningsdata
- Betydligt högre upplösning i andelen stallgödsblad areal jämfört med TRK
- Rutiner för att simulera scenarier och göra kostnadsuppskattningar
- Vetenskapligt dokumenterad

Svagheter:

- Tidskrävande att sätta upp.
- Kräver betydande mängder indata.
- Ingen koppling mellan ytvattenförluster av fosfor och läckage genom markprofilen.

Tänkbara metoder och erfarenheter som kan vara användbara för förbättring av Beräkningssystem Vatten:

- Det utvecklingsarbete som utförts i VASTRA med ICECREAM och HBV-NP kommer Beräkningssystem Vatten tillgodo.
- DelPhi-modellen för ytavrinning och yterrosion var alltför tidskrävande då den var integrerad med ett GIS-system. Viktiga funktioner införlivades i HBV-NP med stora tidsvinster och utan signifikant förlust av noggrannhet.
- Beräkningen av andel stallgödsblad areal som baseras på djurantal och som leder till en högre rumslig upplösning kommer att användas inom Beräkningssystem Vatten.

Göta Älv med Fyriså-modellen

Fyriså-modellen har tillämpats på Göta älvs avrinningsområde uppdelat i 1 513 delavrinningsområden. Indata härrör huvudsakligen från TRK-projektet kompletterat med data på utsläpp från mindre punktkällor samt en allmänt högre upplösning i tid och rum än TRK. Kalibrering av modellen har gjorts med uppmätta halter från recipientkontrollen samt från förekommande flödesmätningar. I projektet simulerades ett 30-tal olika åtgärdsscenarioer som tagits fram i samarbete med lokala/regionala referensgrupper med representanter från kommuner, jordbruk, skogsbruk, industrin m.fl.

Styrkor:

- Snabb och enkel kalibrering och validering mot recipientdata.
- Högt rumslig upplösning (i vissa fall har SMHI:s delavrinningsområden delats in i ytterligare delar – t.ex. för Vänerens närområde).
- Inkluderar både kväve och fosfor.
- Rutiner för att simulera komplexa scenarier för jordbruket (kväve).

Svagheter:

- Tidskrävande att sätta upp.
- Kräver betydande mängder indata.

Tänkbara metoder och erfarenheter som kan vara användbara för förbättring av Beräkningssystem Vatten:

- Erfarenheterna från det nära samarbetet med berörda länsstyrelser, kommuner m.fl. vid insamling och kvalitetssäkring av utsläppsdata samt framtagande av förslag på åtgärdsscenarioer.
- Framtagande och simulering av komplexa scenarier inom jordbruket.

Sagån, Svartån, Örekilsälven, andra applikationer med Watshman

Modelleringsmodulen består av rutiner för beräkning av avrinning, läckage och belastning av kväve och fosfor från diffusa källor samt punktkällor samt transport och retention. Den första versionen av Watshman systemet utvecklades under 1999 – 2000 med delar av Svartåns avrinningsområde som testområde. Systemet har sedan vidareutvecklats genom flera projekt. Watshman har applicerats på följande avrinningsområden i Sverige; Västerås-Tyreså, Sagån, samtliga avrinningsområden inom Örebro län, Örekilsälven och Landsjön (mer ingående beskrivning i Appendix 1). Internationellt har Watshman även tillämpats i ett avrinningsområde i Chile inom EU-projektet TWINBAS.

Styrkor:

- Systemet integrerar databasfunktion, beräkningsprogram, presentationsdel och scenarioverktyg i GIS.
- Modellen baseras på relativt kända och lättillgängliga data.
- Möjligheter att enkelt genomföra källfördelning och scenariestudier.
- Utvecklad i nära samarbete med uppdragsbeställare.

Svagheter:

- Till största delen baserad på schabloner och en enkel processbeskrivning, vilket ger vissa osäkerheter på lokal nivå särskilt för diffusa källor.

Tänkbara metoder och erfarenheter som kan vara användbara för förbättring av Beräkningssystem Vatten:

- Mätdata med högre upplösning för kväve och fosfor skulle förbättra kalibreringen.

Sagån, Svartån, Hedströmmen, Örsundaån och Köpingsån (AVSWAT)

AVSWAT används inom TWINBAS projektet för att beräkna vattenflöden och förluster av kväve och fosfor. Modellen har även använts för Svartåns avrinningsområde där olika åtgärdsscenarioer prövades (Wallenberg 2005). Modellen är dynamisk och arbetar på dygnsskala, men kan även redovisa resultaten med månads- och årsupplösning. AVSWAT är en funktionell modell med processbaserade partier. Modellen har visat sig ge bra återspeglning av vattendynamiken och har en bra

redogörelse för kväve och fosforförluster. Syftet med TWINBAS är bland annat att identifiera kunskapsluckor inför implementeringen av ramdirektivet för vatten.

Styrkor:

- Utförlig vetenskaplig dokumentation
- Stor möjlighet att skapa åtgärdsscenarioer
- Bra återspeglning av vattenflöde
- Bra redovisning av kväve och fosforläckage
- Validerad mot åmynningsdata
- Nästintill inga begränsningar i input data
- Stort antal resultatparametrar

Svagheter:

- Tidskrävande kalibrering
- Kräver kunniga användare
- Liten fokus på retention i sjöar

Erfarenheter:

- Behov av flödesrelaterade fosformätningar för att kunna genomföra korrekt validering.
- Behov av högre upplösning på jordarnas P-AL-tal.
- Behov av högre upplösning på jordarnas hydrologiska egenskaper såsom hydraulisk konduktivitet och vattenkapacitet.
- Behov av flera mätpunkter för att ge bättre återspeglning av flödesdynamiken.
- AVSWAT har använts som en separat modell i TWINBAS för att beräkna flöde och näringsläckage, källfördelning har sedan gjorts med hjälp av Watshman.

Vindån (ICECREAM, HBV-NP)

Inom DEMO-projektet har Vindåns avrinningsområde (430 km²) och några närliggande kustområden simulerats med hög upplösning. Projektet syftar till att involvera lokalt engagerade innevånare i modellerandet som en lokal implementering av vattendirektivet. Innevånarna har varit aktiva i insamlandet av indata till uppsättningen liksom i diskussioner om vad som ska modelleras. ICECREAM-modellen och HBV-NP-modellen användes för scenarier. HBV-NP var den variant som vidareutvecklats i SMED-projekt "Framtagning av fosforberäkningssätt för diffus belastning, retention och tillförsel till havet för PLC-5 rapporteringen 2007". Systemet är dynamiskt, arbetar på dygnsbasis och resultaten kan användas för typgårdar för mindre avrinningsområden.

Styrkor:

- Lokalt engagerade innevånare medverkar i modelleringen vilket ger resultaten hög trovärdighet

Svagheter:

- Kräver mycket tid för uppsättning och diskussioner
- Användningen av typgårdar är mindre användbart för den regionala/nationella skalan

Vänern

En jämförelse i Vänern med BIOLA, LEEDS samt HBV-NP och Fyriså-modellernas sjömoduler visar att alla har sina för- och nackdelar (Dahl och Pers 2004). De enklare sjömodellerna i HBV-NP och i Fyriså-modellen är lättare att använda samt kalibrera och har en fördel att de ingår i hela avrinningsområdesmodeller. De mer komplexa modellerna BIOLA och LEEDS inkluderar fler processbeskrivningar och är användbara för mer komplexa scenarieberäkningar.

Diskussion och utvecklingsbehov

Det är svårt att dra några specifika slutsatser av modelljämförelsen. Generellt gäller att tillgången och kvalitén på indata är viktigt för resultaten och hur validering och utvärdering mot mätdata utförs. Graden av överensstämmelser med mätdata ger en indikation av osäkerheter i indata, mätdata och modellansatser, men det kan vara svårt att särskilja dessa felkällor. För fortsatt utveckling av modeller/Beräkningssystem Vatten baserat på modelljämförelser av den här typen så behöver man därför i detalj granska och förstå hur olika modeller beräknar begränsade delar av systemet och fokusera på en del åt gången.

De viktigaste utvecklingsbehoven vi ser idag för beräkningarna av fosfortyphalter från åkermark är:

- förbättrad parameterisering, bland annat genom ytterligare kalibrering/test mot mätdata
- utveckling av vattendelarna i ICECREAM till sådana som är mer fysikaliskt baserade, mer testade för svenska förhållanden och som gör systemet mer samstämmigt med beräkningen av typhalter för kväve. Därmed skulle vinster i datahantering erhållas och förståelse av resultaten förbättras
- förbättrad beräkning av retention i öppna åkermarksdiken

Erfarenheter från den påbörjade testen i Motala Ström visar att jordartsklassningen för ett område kan få stor inverkan på fosforkoncentrationen i vattnet. Det visar på skalproblem och behovet av en förbättrad jordartsklassning. Den fortsatta testen hoppas vi ger ytterligare erfarenheter för vidare utvecklingsmöjligheter.

Referenser

Andersen, H.E., Kronvang, B. och Larsen, S.E. 2005. Development, validation and application of Danish empirical phosphorus models. *Journal of Hydrology* 304:355-365.

Andersson, L., Rosberg, J., Pers, B.C., Olsson, J. och Arheimer, B. 2005. Estimating Catchment Nutrient Flow with the HBV-NP Model: Sensitivity to Input Data. *Ambio*, 34:521-532.

Arheimer, B. och Brandt, M. 1998. Modelling nitrogen transport and retention in the catchment of southern Sweden. *Ambio*, 2:471-480.

Arheimer, B., Löwgren, M., Pers, B.C. och Rosberg, J. 2005. Integrated Catchment Modeling for Nutrient Reduction: Scenarios Showing Impacts, Potential, and Cost of Measures. *Ambio*, 34:513-520.

Arheimer, B. och Olsson, J. 2003. Integration and Coupling of Hydrological Models with Water Quality Models: Applications in Europe. WMO/TD No 1174.

Bergström, S. 1995. The HBV model. In: *Computer Models of Watershed Hydrology*. Singh, V. (red): Water Resources Publications. Littleton, Colorado, pp 443-476.

Boström, B., Jansson, M. och Forsberg, C. 1982. Phosphorus release from lake sediment. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 18:5-59.

Brandt, M. och Ejhed, H. 2002. TRK Transport – Retention – Källfördelning. Belastning på havet. Naturvårdsverket rapport 5247.

Dahl, M. och Pers, B.C. 2004. Comparison of four models simulating phosphorus dynamics in Lake Vänern, Sweden. *Hydr. and Earth Sys. Sci.*, 8:1153-1163.

De Wit, M. 2001. Nutrient fluxes at the river basin scale, the PolFlow model. *Hydrological Process.* 15:743-759.

Ekstrand S., Eriksson, M., Olshammar, M., Mahlander, C., Lindgren, C. och Zakrisson, J. 2003. Beräkningsmetodik för mindre punktkällor. SMED&SLU.

EUROHARP 2003. Review and Literature Evaluation of Quantification Tools for the Assessment of Nutrient Losses at Catchment Scale. EUROHARP report 1.

Evans, B., Lehning, D., Corradini, K., Petersen, G., Nizeyimana, E., Hamlett, J., Robillard, P. och Day, R. 2002. A comprehensive GIS-based modelling approach for predicting nutrient loads in watersheds. *J. of Spatial Hydrology*, vol 2, No.2.

- Grimvall, A. och Stålnacke, P. 1996. Statistical methods for source apportionment of riverine loads of pollutant. *J. Environmetrics*, 7:201-213.
- Holtan, H., Kamp-Nielsen, L. och Stuanes, A.O. 1988. Phosphorus in soil, water and sediment: an overview. *Hydrobiologia*, vol 170:19-34.
- Håkansson, L. och Carlsson, L. 1995. Fosforflöden och eutrofieringseffekter-kalibreringar och simuleringar med LEEDS-modellen i sjön Södra Bullaren. *Vatten* 51:183-218.
- Johansson, J-Å och Kvarnäs, H. 1998. Modellering av näringsämnen i Storsjön och dess tillrinningsområde. Länsstyrelsen Gävleborg, rapport 1998:13
- Johnsson, H. och Mårtensson, K. 2002. Kväveläckage från svensk åkermark. Beräkningar av normalutlakning för 1995 och 1999. Naturvårdsverket 5248.
- Kvarnäs, H. 1996. Modellering av näringsämnen i Fyrisåns avrinningsområde. Källfördelning och retention. Fyrisåns vattenförbund.
- Laubel, A., Kronvang, B., Hald, A.B. och Jensen, C. Hydromorphology and biological factors influencing sediment and phosphorus loss via bank erosion in small lowland rural streams in Denmark. *Hydrol. Process.* 17:3443-3463.
- Larsson, M., Persson, K. och Jarvis, N. 2003. A new model for quantification of phosphorus losses through macroporous soils. (abstract) ASA-CSSA-SSSA Annual Meetings, 2-6 Nov 2003, Denver, CO.
- Larsson, M.H., Kyllmar, K., Jonasson, L. och Johnsson, H. 2005. Estimating reduction of nitrogen leaching from arable land and the related costs. *Ambio*, 34:538-543.
- Löfgren, S. och Brandt, M. 2005. Kväve och fosfor i skogsmark, fjäll och myr i norra Sverige. SMED rapport nr 14.
- Löfgren, S. och Olsson, H. 1990. Tillförseln av kväve och fosfor till vattendrag I Sveriges inland. Underlagsrapport till Hav-90. Naturvårdsverkets rapport 3692.
- Neitsch, S. L., J. C. Arnold, J. R. Kiniry, J. R. Williams och K. W. King (2002). Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation. Version 2000. Texas, Texas Water Resources Institute, College Station.
- Pers, B.C. 2005 Model the Response of Eutrophication Control Measures in a Swedish Lake. *Ambio*, 34:552-558.

- Pers, B.C. 2002. Model description of Biola – a biogeochemical lake model (including literature review of processes). SMHI RH No 16.
- Pers, B.C. och Persson, I. 2003. Simulation of a biochemical model in different lakes, *Nordic. Hydr.*, 34:543-558.
- Persson, G. och Jansson, M.(eds) 1988. Phosphorus in Freshwater Ecosystems, *hydrobiologia*, vol 170.
- Persson, G. 2001. Phosphorus in tributaries to Lake Mälaren, Sweden: Analytical fractions, anthropogenic contributions and bioavailability. *Ambio*, Vol 30, No 8:486-495.
- RTK PM 2005. Verktyg för vattenplanering – Översyn av metoder för kartläggning av kustvatten och stränder samt beslutstöd för vattenvård. Kan laddas ner : www.rtk.sll.se/publikationer/promemorior/2005/PM_5_05_Verktyg_for_vattenplanering.
- Schlesinger, W.H. 1991. Biogeochemistry. An analysis of global change. Academic Press, Inc.
- Skopp, J. 1981. Comment on “Micro-, meso-, and macroporosity of soil”. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45:1246.
- Sonesten, L., Wallin, M. och Kvarnäs, W. 2004. Kväve&fosfor till Vänern och Västerhavet. Transporter, retention och åtgärdsscenarioer inom Göta älvs avrinningsområde. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, rapport nr 2004:33.
- Svenskt Vatten 2005. Underlag för mål och åtgärdsprogram. Meddelande M129.
- TWINBAS, Hydrology and Water Resources Modelling- WP4, EU Contract No: 505287.
- Uggla, E. och Westling, O. 2003. Utlakning av fosfor från brukad skogsmark. IVL rapport B 1549.
- Ulén, B., Johansson, G., och Kyllmar, K. 2001. Model predictions and long-term trends in phosphorus transport from arable lands in Sweden. *Agricultural Water Management* 49:197-210.
- Ulén, B. 2005. Fosforförluster från mark till vatten. Naturvårdsverket rapport 5507.
- USDA. 1972. National engineering handbook. Section 4: Hydrology. United States Department of Agriculture, Soil Conservation Service, Washington D.C.

Wallenberg, P. 2005. Vatten och fosformodellering för Svartåns avrinningsområde. Seminarier och examensarbeten nr 54. SLU. Uppsala.

Wallin, M., Olsson, H. och Zakrisson, J. 2004. Påverkansbedömning för ytvatten enligt EG's Ramdirektiv för vatten – tillgängliga metoder, verktyg och modeller samt utvecklingsmöjligheter för SMED&SLU. SMED Slutrapport 2004-02-24.

Appendix 1

Sammanställningar av ett antal fosformodeller för ytvatten använda i Sverige

Sammanställningen bygger på Wallin m.fl. (2004), men här med fokus på det som rör fosforberäkningar.

Avrinningsområdesmodeller

Modellnamn	TRK inkl modifiering för PLC-5 beräkning (Beräkningssystem Vatten)
Syfte	System för distribuerad Sverigetäckande beräkning av källfördelad brutto/nettobelastning för kväve och fosfor till havsområden. Underlag till PLC (HELCOM) rapporter. I PLC-4 (TRK) beräknades enbart bruttobelastning för fosfor.
Modelltyp och beskrivning	Empirisk beräkning men bygger på dynamiska modellsimuleringar utförda med andra modellverktyg TRK/PLC-5-systemet inkluderar: <ul style="list-style-type: none">• Hydrologisk indelning av Sverige• Avrinning, vattenbalans• Geografisk utbredning av markanvändning• Lägesangivelse för punktkällor och mängder• Typhalter från jordbruksmark (modellberäknade)• Typhalter för övriga markanvändningar, bakgrundstyphalter för opåverkad mark (mätdata)• Atmosfärsdeposition på sjöar• Punktkällor (reningsverk, industrier, enskilda avlopp, dagvatten)• Retentionsberäkningar och beräkning av intern belastning (modellberäknade) Underlagsdata samlas i en databas (SMED)
Stödjande modeller	<i>Regressionsberäkning</i> av jordbrukstyphalter i TRK resp. <i>ICECREAM</i> i PLC-5; <i>HBV-NP</i> för avrinnings- och retentionsberäkning samt beräkning av interna belastningar (se dessa modeller nedan)
Drivdata	Hydr/geogr: hydrologisk indelning (delavrinningsområden och rapporteringsområden på land och på öar, huvudavrinningsområden), höjddata, vattendraglutningar, markanvändning, jordarter, grödofördelning, gödseltyp, medellutning jordbruksmark, PHCl-klass, skogs- och utlakningsregioner

	<p>Hydrologisk indelning hämtad från SVAR (Svenskt Vattenarkiv)</p> <p>Avrinning (se HBV-NP nedan), månadsmedelvärde för en längre period (flödesnormaliserat)</p> <p>Typhalter från jordbruksmark (se Regressionsmodellen och ICECREAM nedan), typhalter från övrig mark</p> <p>Punktutsläpp från reningsverk, industrier, fiskodling, enskilda avlopp och dagvatten</p> <p>Retention och intern belastning (se HBV-NP nedan)</p>
Rumslig upplösning	I TRK och PLC-5 beräkningarna används delavrinningsområden som minsta enhet (30-40 km ²). Systemet kan byggas för finare upplösning. ICECREAM data beräknas för 22 utlakningsregioner.
Tidsupplösning	Beräkning för specifikt år (flödesnormaliserat)
Kalibrering, validering	Kalibrering sker m h a HBV-NP modellens simuleringar mot mätdata. Validering mot recipientdata och flodmynningsdata.
Tillämpningar och referenser	<p>Beräkningar för PLC-4 och påbörjat för PLC-5</p> <p>Brandt och Ejhed 2002. TRK Transport – Retention – Källfördelning. Belastning på havet. Naturvårdsverket rapport 5247.</p> <p>Typhalter från skogsmark bygger på:</p> <p>Uggla, E. Westling, O. 2003. Utlakning av fosfor från brukad skogsmark. IVL rapport B 1549.</p> <p>Löfgren, S. och Olsson, H. 1990. Tillförseln av kväve och fosfor till vattendrag I Sveriges inland. Underlagsrapport till Hav-90. Naturvårdsverkets rapport 3692.</p> <p>Löfgren, S. och Brandt, M. 2005. Kväve och fosfor i skogsmark, fjäll och myr i norra Sverige. SMED rapport nr 14.</p> <p>Beräkning av mindre punktutsläpp:</p> <p>Ekstrand, S., Eriksson, M., Olshammar, M., Mahlander, C., Lindgren, C. och Zachrisson, J. 2003. Beräkningsmetodik för mindre punktkällor. SMED&SLU.</p>
Styrka, svagheter	<p>+ Data samlas i en databas till vilken är kopplat beräkningsrutiner; kan användas vid uppsättningar av andra modelluppsättningar</p> <p>+ Sverigetäckande</p> <p>+ Validerad mot recipient- och flodmynningsdata (oberoende mätdata)</p> <p>- tidskrävande att sätta upp</p>
Modellnamn	HBV-NP
Syfte	Beräkning av kväve- och fosfortransport, källfördelning, retention inom avrinningsområde samt för att göra scena-

	rioberäkningar av olika åtgärder och klimatpåverkan
Modelltyp och beskrivning	<p>Dynamisk konceptuell/funktionell modell</p> <p>HBV-NP baseras på den väletablerade hydrologiska modellen HBV och körs i Windows-miljö på PC. Beräkningsområden och dess uppdelning i delområden definieras av användaren och indata till modellen (såsom nederbörd, temperatur, markanvändning, altitud, hydrografi, emissioner) sammanställs i indatafiler till resp. område. Automatisk generering av indatafiler för HBV finns från SMHIs databaser. Retention i mark, i vattendrag och i sjöar baseras på enkla beskrivningar för löst reaktivt fosfor och partikulärt fosfor, som grundas på koncentration, vattenvolym/area och temperatur. Beskrivning för P-modulen finns i:</p> <p>Andersson, L., Rosberg, J., Pers, B.C., Olsson, J. and Arheimer, B. 2005. Estimating Catchment Nutrient Flow with the HBV-NP Model: Sensitivity to Input Data. <i>Ambio</i>, vol 34, No 7: 521-532.</p> <p>Därefter kalibreras och valideras modellen mot uppmätta data där sådana finns. Källfördelning görs i separata program, liksom plotfiler.</p>
Stödjande modeller	<p><i>HBV</i> beräknar vattenbalansen, inkl snömagasinering, markfuktighet, grundvattenbildning, avrinning, dämpning och magasinering i sjöar</p> <p><i>P-modulen</i> beräknar belastning från olika markanvändningar baserat på avrinning och typhalter, summerar bruttobelastning från diffusa källor och punktutsläpp. Simulerar omsättning/transformation i mark, i vattendrag, i våtmarker och i sjöar samt erosion i åfåror och läckage från sjöbottnar.</p> <p>Fosfortyphalter från jordbruksmark beräknas med hjälp av <i>ICECREAM</i> alt en <i>ICECREAM</i> modell baserad direkt på HBV vattenbalansmodell</p>
Drivdata	<p>Hydr/geog bakgrundsdata se TRK</p> <p>Typhalter se TRK</p> <p>Punktutsläpp se TRK (eller insamlat separat)</p> <p>Tidsserier för nederbörd och temperatur (optimalt assimilerade för Sverige)</p>
Rumslig upplösning	Delavrinningsområden från 1-2 km ² till 700 km ² med koppling mellan områden
Tidsupplösning	Dygnsvärden
Kalibrering, validering	Tidsserier med uppmätt vattenföringar och koncentrationer
Tillämpningar och referenser	Fosfor-modulen har utvecklats i samband med VASTRA-projektet (se ovan), testats i Rönneå samt

	<p>vidareutvecklad för Motala Ström (läckage från sjöbottnar).</p> <p>Sätts upp och används för närvarande i Vindån tillsammans med brukare för tillståndsbeskrivning och scenarioräkningar. ICECREAM modellen är då kopplad till HBV modellen.</p> <p>Koppling till SMHIs kustzonsmodell finns. För närvarande byggs ett webgränssnitt HOME-Vatten med vars hjälp användare kan lägga in åtgärder på land (t.ex. ändra punktutsläpp, jordbruksåtgärder, våtmarker), studera vilken effekt de får på belastningen samt effekter i kustzonen.</p>
Styrka, svagheter	<ul style="list-style-type: none"> + Processbaserad modellering på enklast sätt med relativt kort beräkningstid + Integrerar flera skalnivåer och kan tillämpas från den lilla skalan till storskaligt + Möjlighet till scenarioanalyser, inkl. effekter i kustvattnet + Validering mot oberoende data för vattenföring respektive koncentration (ej enbart transport) + Vetenskapligt granskad och dokumenterad + Modellen förvaltas - Expertsystem som kräver kompetent användare (manuall finns)

Modellnamn	Fyriså-modellen
Syfte	<p>Avrinningsområdesbaserad beräkning av källfördelad brutto- och nettotransport (efter retention) av fosfor och kväve i vattendrag. Med modellen kan naturlig bakgrund och antropogen påverkan kvantifieras. Modelltillämpningar syftar vanligen till att simulera effekter av olika åtgärdsscenarioer.</p>
Modelltyp och beskrivning	<p>Fyriså-modellen är den dynamiska modellen av massbalanstyp med en förenklad processbeskrivning av förluster/retention i sjöar och vattendrag.</p> <p>Modellen utvecklades ursprungligen i LabVIEW (grafiskt programmeringsgränssnitt) för både Mac och PC. En fördel med LabView är att det inte krävs några speciella förkunskaper i programmering. Dessutom finns färdiga verktyg/rutiner för modellbyggande, felsökning och generering av resultatfiler.</p> <p>Från och med 2006 finns också modellen i Windows-miljö för PC. Den nya windows-versionen nyttjar excel-filer med drivdata och genererar automatiskt olika resultatfiler och plottar. Rutiner för manuell och automatisk</p>

	<p>kalibrering samt Monte Carlo simulering finns inbyggda tillsammans med sammanställning av olika statistiska beräkningar av modelleffektivitet. Till den nya Windows-versionen finns en manual samt teknisk beskrivning.</p> <p>Antal tidssteg (månader) samt det hydrologiska nätverket av kopplade delavrinningsområden definieras av användaren. Materialbalanser beräknas för varje delavrinningsområde och tidssteg. Vid förekomst av större sjöar används en separat sjömodul med en dämpande effekt på koncentrationsförändringar nerströms. För dessa sjömodul-sjöar definieras förutom en starthalt och volym också magasinseffekten för varje tidssteg.</p> <p>Data för att kalibrera och köra modellen kan delas in i tidsberoende data som tidsserier av observerade halter i vattendrag, vattentemperatur, avrinning och utsläpp från punktkällor, samt tidsberoende data som markanvändning och sjö- och vattendragsarea.</p> <p>Dessa drivdata sammanställs delavrinningsområdesvis</p> <p>Retentionen i sjöar och vattendrag beräknas som en funktion av vattentemperatur, potentiell kväve- eller fosforhalt samt sjö- och vattendragsarea. Modellen kalibreras med avseende på en retentionsparameter samt en temperaturparameter med hjälp av observerade halter i de aktuella vattendragen.</p>
Stödjande modeller	<p>Vissa drivdata till Fyrisåmodellen tas fram med stödjande modeller:</p> <p>SOILNDB (typhalter för kväve från jordbruksmark).</p> <p>ICECREAM (typhalter för fosfor) från jordbruksmark).</p> <p>HBV eller Q-modellen för beräkning av vattenbalans och vattenföring.</p>
Drivdata	<p>Markanvändning</p> <p>Sjö- och vattendragsareor</p> <p>Typhalter i avrinning från olika markanvändning</p> <p>Deposition direkt på sjöytor</p> <p>Utsläpp från punktkällor</p> <p>Utsläpp från enskilda avlopp</p> <p>Uppmätta halter i recipientkontrollen</p> <p>Uppmätt och modellerad vattenföring</p> <p>Vattentemperatur</p>
Rumslig upplösning	<p>SMHI:s delavrinningsområden samt finare uppdelningar av dessa vid behov.</p>
Tidsupplösning	<p>Såväl drivdata som resultatdata har månadsupplösning.</p>
Kalibrering, validering	<p>Uppmätta tidsserier på Tot-N och Tot-P halter och transporter i vattendrag (vanligen från samordnad recipient-</p>

	kontroll)
Tillämpningar och referenser	<p>Modellen konstruerades ursprungligen för Fyrisåns avrinningsområde 1996 (50 delavrinningsområden). På senare år har den tillämpats på stora vattensystem som Göta älv och Dalälven, omfattande ca 1500 resp. 2000 sammanlänkade delavrinningsområden.</p> <p>Referenser:</p> <p>Kvarnäs, H., 1996. Modellering av näringsämnen i Fyrisåns avrinningsområde, källfördelning och retention. – Fyrisåns vattenförbund, Uppsala.</p> <p>Kvarnäs, H., 1997. Modellering av näringsämnen i Vätterns tillrinningsområde, källfördelning och retention. – Vätternvårdsförbundet, rapport nr 46.</p> <p>Johansson, J-Å. & Kvarnäs, H., 1998. Modellering av näringsämnen i Storsjön och dess tillrinningsområde. – Länsstyrelsen Gävleborg, rapport 1998:13.</p> <p>Wallin, M., Östlund, M. & Kvarnäs, H. 2000. Näringsbelastning på Vänerens vikar inom Karlstads kommun – källfördelning, retention, mål och åtgärder. – SLU, inst., för miljöanalys, rapport 2000:6, ISSN 1403-977X, 113 sid.</p> <p>Sonesten, L., Wallin, M. och Kvarnäs, H. 2004. Kväve och fosfor till Väneren och Västerhavet. Transporter, retention och åtgärdsscenarioer inom Göta älvs avrinningsområde. Vänerens vattenvårdsförbund, rapport nr 29. 2004. ISSN 1403-6134.. Kan laddas ner från http://www.vanern.se.</p> <p>Tjernell, Jennie 2005. Modellering av kväve- och fosforbelastningen på Enköpingsån och Mälaren. Seminarier och examensarbeten Nr 53. Avdelningen för vattenvårds-lära, SLU, Uppsala.</p>
Styrka, svagheter	<ul style="list-style-type: none"> + Utvecklad för att passa tillämpningar på regional och lokal skala. + Maximalt nyttjande av senaste forskningsrön om dom diffusa källornas påverkan samt effekter av olika åtgärder. + Nära koppling till de stödjande modellerna SOILNDB och ICECREAM (samma modellplattform används). + Enkel och snabb kalibrering, beräkning och resultatpresentation. + Möjlighet till scenarioanalyser. + Validering mot oberoende data för vattenföring respektive koncentration. + Långsiktig förvaltning, modellutveckling samt tillgång på expertis på SLU.

	<ul style="list-style-type: none"> - Kväve och fosfor modelleras enskilt. - Kräver relativt kunnig användare (manual finns) - Tidskrävande att sättas upp. Omfattande arbete att samla in och kvalitetssäkra drivdata.
--	---

Modellnamn	Watershed Management System, Watshman
Syfte	Användarsystem för vattenplanering i avrinningsområden för att ge stöd åt de delar av Vattendirektivet som rör påverkansanalys, övervakning, åtgärdsanalys och framtagning av förvaltningsplan.
Modelltyp och beskrivning	Watshman består av en databasfunktion, ett beräkningsprogram, ett presentationsverktyg och ett scenarioverktyg som alla är integrerade i GIS. Modelleringsmodulen består av rutiner för beräkning av avrinning, läckage och belastning av kväve och fosfor från diffusa källor samt punktkällor samt transport och retention. Datahanteringsmodulen ger stöd för lagring och utsökning av data samt för enklare statistiska bearbetningar av data från punktutsläpp och recipientkontroll. Resultaten från beräkningarna är brutto och nettobelastning av kväve och fosfor, avrinning, retention, samt källfördelning av kväve och fosfor. Beräkningarna summeras per delavrinningsnivå. I scenarioverktyget finns gränssnitt för förändring av grödor, markanvändning samt faktorer rörande enskilda avlopp.
Stödjande modeller	<p>SCS-metoden används för avrinningsberäkning och är kompletterad med snörutin. Beräkningarna antar ett linjärt grundvattenmagasin.</p> <p>Avrinningskoefficienterna baseras på en kombination av jordart och markanvändning, markens fuktighet och säsong.</p> <p>TRK-projektet samt lokala mätningar används som schabloner i läckageberäkningarna.</p> <p>De enskilda avloppen beräknas utifrån uppgifter om varje enskilt avlopp, antal boende, avloppstyp etc i kombination med schabloner för utsläppt mängd kväve och fosfor per personekvivalent, reningseffekt i avloppsanläggning samt retention på väg ut i närmaste vattendrag. En empirisk retentionsformel används för att beräkna retentionen i öppet vatten, medan retentionen i mark är inkluderad i schablonhalterna.</p>
Drivdata	<p>Avrinningsberäkning: Digitala avrinningsområden, markanvändning, jordarter, uppmätta dygnsvärden på nederbörd och temperatur.</p> <p>Läckageberäkning: Jordarts- och grödfördelning för</p>

	jordbruksmark, digitala jordbruksblock, djurtäthet, jordens fosforinnehåll, schablonhalter, deposition, punktutsläpp, uppgifter om enskilda avlopp. Retentionsberäkning: Digitala vattendrag och sjöar, vattentemperatur
Rumslig upplösning	Resultaten summeras per delavrinningsnivå, men beräkningarna sker på den mindre enheten markblocks-nivå.
Tidsupplösning	Avrinningsberäkningarna sker på dygnsnivå, läckage, transport och retentionsberäkningar på månadsnivå.
Kalibrering, validering	Observerade tidsserier för vattenföring och kväve och fosforhalter i vattendrag.
Tillämpningar och referenser	Zakrisson, J., Ekstrand, S., Olshammar, M. 2003. Fosfor och kvävemodellering för avrinningsområden i relation till EU:s vattendirektiv. Fallstudie Sagån. IVL-rapport B1550. Zakrisson, J., Ekstrand, S., Huang, B., 2003. Kväve och fosformodellering i Svartån och Fyrisån. IVL-rapport. B1551. Nandorf, E., Eriksson, P., Liljeberg, M., Zakrisson, J. 2004. Emissionsdatabas för vatten i Örebro. Zakrisson, J. 2005. Fraktionering av kväve för modellering av påverkan i avrinningsområden. Örekilsälven. Zakrisson, J., Djodic, F., Ryegård, A. 2005. Källfördelning av kväve och fosfor i Landsjön - beräknat med WATSHMAN
Styrka, svagheter	+ Systemet integrerar databasfunktion, beräkningsprogram, presentationsdel och scenarioverktyg i GIS. + Modellen baseras på relativt kända och lättillgängliga data + Möjligheter att enkelt genomföra källfördelning och scenariestudier + Utvecklad i nära samarbete med uppdragsbeställare - Till största delen baserad på schabloner och en enkel processbeskrivning, vilket ger vissa osäkerheter på lokal nivå särskilt för diffusa källor.

Modellnamn	AVSWAT- Arc View Soil Water assessment tool
Syfte	Kvantifiering av markanvändningens påverkan på vattenkvaliteten och dess flöde i komplexa avrinningsområden
Modelltyp och beskrivning	AVSWAT är en semidistribuerad funktionell modell med processbaserade partier. AVSWAT bygger på den väletablerade SWAT modellen och körs i GIS miljö. Uppdelning i delavrinningsområden görs automatiskt av

	<p>modellen baserat på topografin men kan även styras av användaren. Modellen beskriver varje avrinningsområde i delavrinningsområden som delas upp i HRU (Hydrological Respons Unit) som minsta enhet. Dessa består av en unik kombination av markanvändning och jordart. Avrinning beror på flera faktorer såsom: SCS- nr, hydraulisk konduktivitet, fältkapacitet, jordart, evapotranspiration,</p> <p>Resultaten från varje beräkning beskrivs i tre olika utfiler, resultaten beskrivs per HRU eller per delavrinningsområde.</p>
Stödjande modeller	<p>SWAT (Soil Water Assessment Tool), Arc View 3,2, Spatial analyst</p> <p>WASP – en distribuerad vattenkvalitetsmodell för sjöar</p>
Drivdata	<p>Meteorologisk data i dygnsupplösning: Max och Min temp, Relativ luftfuktighet, Vindhastighet, Solinstrålning, Nederbörd.</p> <p>Jordbruksstrategier: t.ex. tidpunkter för olika odlingsåtgärder val av brukningsredskap, gödslingstidpunkt, val av gödningsmedel.</p>
Rumslig upplösning	Beroende på indata, men från små till stora avrinningsområden.
Tidsupplösning	Resultat kan redovisas i dygns, månad och årsupplösning men i alla fallen bygger resultaten på dygnsupplösning.
Kalibrering, validering	Tidsserier med uppmätt vattenföring och koncentrationer
Tillämpningar och referenser	<p>Sagån, Svartån. TWINBAS, Hydrology and Water Resources Modelling – WP4, EU contract no: 505287 Italien, EUROHARP 2003. Review and Literature Evaluation of Quantification Tools for the Assessment of Nutrient Losses at Catchment Scale. EUROHARP report</p> <p>Vantaa avrinningsområde, Finland. Ouse avrinningsområde, England. Pinios avrinningsområde, Grekland. Dender avrinningsområde Belgien. CHES, Climate, Hydrochemistry and Economics of Surface-water Systems. 2001. Contract ENV4-CT97-0440</p>
Styrka, svagheter	<ul style="list-style-type: none"> + Används världen över + Inkluderar interna mark fysikaliska processer + kan användas för åtgärdsscenarioer + Support finns i form av användarforum + utförlig vetenskaplig dokumentation - kräver mycket indata och kalibreringsdata - kräver kunniga användare

Modellnamn	AVGWLF – ArcView GIS package Generalized Wa-
-------------------	---

	Watershed Loading Function
Syfte	Beräkning av näringsämnesbelastning i vattendrag
Modelltyp och beskrivning	Empirisk och dynamisk modell Modellen drivs av en vattendragsmodell (hanterar även snö), där ytavrinning beräknas med en curve number metodik på daglig basis. Ytavrinningserosion baseras på USLE-metodik. Förluster från mark beräknas med en läckagekoefficienter. GIS används för hantering av data och modellen har ett GIS-interface från vilken den sätts upp. Framtagen för belastningsberäkningar i Pennsylvania, USA
Stödjande modeller	GWLF (Generalized Watershed Loading Function) vattenbalansmodell GIS (ArcView)
Drivdata	Daglig nederbörd och temperatur Läckagekoefficienter Jordbruksstrategier (t.ex. brukningstid, gödslingstidpunkt) Punktutsläpp
Rumslig upplösning	Små vattendrag till stora
Tidsupplösning	Månatlig beräkning
Kalibrering, validering	Testad i 32 områden i USA, varav 16 användes för oberoende validering
Tillämpningar och referenser	Testas för när på Rönne å Evans, B., Lehning, D., Corradini, K., Petersen, G., Nizeyimana, E., Hamlett, J., Robillard, P., and Day, R. 2002. A comprehensive GIS-based modelling approach for predicting nutrient loads in watersheds. J. of Spatial Hydrology, vol 2, No.2.
Styrka, svagheter	+ användarvänlig + enkel - modellen bygger på ett antal regressioner gjorda på nordostliga amerikanska förhållanden, t.ex. regnintensitet, erosivitet, läckagekoefficienter

Sjömodeller

Modellnamn	BIOLA
Syfte	Sjömodell framtagen för simulering av effekter av ändrad närsaltbelastning och andra vattenvårdande åtgärder på sjöecosystemet
Modelltyp och beskrivning	Dynamisk biogeokemisk processbeskrivning Modellen simulerar vertikal fördelning av bl.a. närsalt-halter och växtplanktonbiomassa. Växtplankton regleras

	<p>av bl.a. både närsaltkoncentration och djurplanktons betning. Modellen är baserad på generella processbeskrivningar av organiskt material, närsaltutbyte med sedimenten. Ekvationer hämtade från litteraturen.</p> <p>Modellen inkluderar: oorganiska närsalter i vatten och sediment, biologiska variabler (växtplankton, djurplankton, makrofyter, fisk), organiskt material i vatten och i sediment samt syrgasförhållanden.</p> <p>Pers, B.C. 2002. Model description of Biola – a biogeochemical lake model (including literature review of processes). SMHI RH No 16.</p>
Stödjande modeller	PROBE (ekvationslösare) med vars hjälp man beskriver de fysiska förutsättningarna (t.ex. temperaturskiktningen)
Drivdata	Modellen drivs med data på närsalttillförsel (koncentration och inflöden, punktkällor, atmosfärsdeposition) och observerat väder (lufttemperatur, vind, molnighet och relativ luftfuktighet) som bestämmer omblandnings- och skiktningförhållanden
Rumslig upplösning	En sjö kan modelleras som horisontell homogen eller delas upp i två eller flera delbassänger
Tidsupplösning	<p>Indata: var tredje timme för meteorologiska variabler, dygns- eller månadsvärden för biogeokemi</p> <p>Resultat: modellen räknar på 10 minuters tidssteg, men ger dygnsmedelvärden som resultat.</p>
Kalibrering, validering	Koefficienter insamlade från litteratursök (Pers 2002). Modellen kalibreras mot tidsserier av näringsämnen, växtplanktonbiomassa och eventuellt mängden djurplankton och organiskt material. För validering används oberoende mätdata för annan tidsperiod eller bassäng.
Tillämpningar och referenser	<p>Modellen har tillämpats för Ringsjön, Glan och Vätern</p> <p>Pers, B.C. och Persson, I., 2003 Simulation of a biogeochemical model in different lakes, Nordic Hydrology, 34(5): 543-558.</p> <p>Pers, B.C. 2005 Modeling the response of eutrophication control measures in a Swedish lake, Ambio, 34(7): 552-558.</p>
Styrka, svagheter	<p>+ Inkluderar de viktigaste interna processerna</p> <p>+ kväve och fosforprocesserna är kopplade</p> <p>+ kan användas för åtgärdsscenarioer</p> <p>- svår och tidsödande att kalibrera</p> <p>- kräver mycket indata och kalibreringsdata</p>

Läckagemodeller jordbruksmark

Modellnamn	ICECREAM
Syfte	Beräkna bruttobelastningen av fosfor från jordbruksmark och effekten av åtgärdsscenarioer

Modelltyp och beskrivning	Dynamisk, funktionell forsknings och "management"-modell med inslag av processbeskrivningar. Vattenflödet i ICECREAM beskrivs med den funktionella "storage-routing" tekniken, en funktionell beskrivning av makroporflöden och ytavrinningen är baserad på den empiriska SCS-curve number. Andra processer i modellen är däremot mer fysikaliskt beskrivna, t.ex. erosion, och jämvikter mellan olika fosforpooler.
Stödjande modeller	
Drivdata	Klimatdata med dygnsupplösning
Rumslig upplösning	Fält
Tidsupplösning	Dygn
Kalibrering, validering	Kalibreras mot tidsserier av fosforförluster från fältförsök
Tillämpningar och referenser	Modellen (utan makroporflöde) har använts i Finland och testats mot fältförsök i Sverige. Tattari, S., Bärlund, I., Rekolainen, S., Posch, M., Siimes, K., Tuhkanen, H.-R., Yli-Halla, M., 2001. Modeling sediment yield and phosphorus transport in Finnish clayey soils. Trans. ASAE 44, 297-307. Larsson, M.H., Persson, K. & Jarvis, N. 2004. Quantification of phosphorus losses through macroporous soils with a modified ICECREAM model. pp.123-124 In: Tools for assessing phosphorus loss from Nordic agriculture. (Ed. Heckrath, G., Bechmann, M., Ekholm, P., Djodjic, F., Ulén, B., Estrup Andersen, H, Olsen, P.). Conference proceedings, Tema Nord 2005:583, Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
Styrka, svagheter	+Innehåller alla viktiga pooler och flödesvägar +Kan användas för detaljerade scenarier -Lite testad för svenska förhållanden -Infiltration, vattenflöde och vattenhalter beskrivs funktionellt

Modell namn	Regressionsmodell
Syfte	Beräkna bruttobelastningen av fosfor från jordbruksmark
Modelltyp och beskrivning	Empirisk Multipelregression baserad på mätningar inom miljöövervakningsprogrammen "observationsfält på åkermark". Ingående parametrar i regressionen: djurtäthet, fosforkoncentration i ytliga markskiktet samt jordens specifika area/kornstorlek
Stödjande modeller	-

Drivdata	Djurtäthet/åkerareal, PHCl-koncentration i matjord, åkermarkens specifika yta i matjorden baserat på jordart
Rumslig upplösning	Metod för småskaliga fält som uppskalats i TRK-beräkningarna och i Fyriså-beräkningar
Tidsupplösning	Årsvärde (baserat på förhållanden för flera år)
Kalibrering, validering	Regressionen bygger på 32 små områden, inga oberoende data finns, men resultat testad mot 3 små fältförsök
Tillämpningar och referenser	Metoden togs fram inför TRK beräkningen, där belastningen beräknades utifrån beräknad typhalt för resp. område och avrinning från HBV modellen. Den har även använts i Göta älvs-studien med Fyriså-modellen. Modellen beskrivs i Brandt och Ejhed 2002 (se TRK) Ulén, B., Johansson, G., och Kyllmar, K. 2001. Model predictions and long-term trends in phosphorus transport from arable lands in Sweden. <i>Agricultural Water Management</i> 49:197-210
Styrka, svagheter	+ lätt att använda - i enskilda områden kan avvikelserna mellan beräkningar och uppmätta värden vara stor - få förklarande parametrar - går ej att använda för "management"-scenarier

Appendix 2

Sammanställningar av olika modeller och applikationer

Det finns många sammanställningar av olika modeller för näringstransport och omsättning. Vi har studerat följande sammanställningar utifrån aspekten fosfordellering för jordbruksmark och avrinningsområdesskala och i första hand för svenska förhållanden.

- Arheimer och Olsson (2003) har sammanställt integreringen och kopplingen mellan hydrologiska modeller och vattenkvalitetsmodeller för modeller som används i Europa.
- Inom projektet EUROHARP (2003) har man gjort en genomgång och litteraturutvärdering av kvantifieringsverktyg (modeller) för utvärdering av näringsförluster på avrinningsområdesskala. Modellerna har även använts för beräkningar i ett antal försöksområden. Syftet med EUROHARP projektet är att förbättra transparensen mellan några av de olika modellverktyg som används i de enskilda länderna. För fosfor så har nio modeller ingått: NL-CAT, REALTA, N-LES CAT, MONERIS, TRK, SWAT, EveNFlow, NOPOLU och Source Apportionment. En slutsats var att ingen enskild modell anses lämplig att klara alla europeiska avrinningsområdes typologier såsom snö och tjäle, jordarter och grödor, samt ytligt och djupt grundvatten.
- Wallin m.fl. (2004) har sammanställt tillgängliga metoder, verktyg och modeller för påverkansbedömning för ytvatten enligt EG's Ramdirektiv för vatten för Sverige.
- Regionplane- och trafikkontoret (RTK) inom Stockholms länslandsting har sammanställt metoder för kartläggning av kustvatten och stränder och beslutsstöd för vattenvård (RTK PM 2005)
- Svenskt Vatten (2005) har gjort en sammanställning av ekosystemmodeller för avrinningsområden eller delar av dessa, som beräknar näringsnivån i hela systemet och de algmängder som bildas. I rapporten konstateras att det saknas breda användarvänliga modeller som kan hantera rinnande vattendrag, sjöar och kustvatten samtidigt och att flertalet ekosystemmodeller inte kan hantera sedimentläckage av fosfor.
- Dahl och Pers (2004) har gjort en jämförelse mellan fyra olika sjömodeller, nämligen de som ingår i Fyrisåmodellen och i HBV-NP samt de mer komplexa oberoende sjömodellerna LEEDS och BIOLA. Jämförelsen har utförts i sjön Vänern.