



Förbättring av beräkningsmetodiken för diffus belastning av fosfor från åkermark

Faruk Djodjic
Karin Blombäck
Anders Lindsjö
Kristian Persson

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

INNEHÅLL	3
SAMMANFATTNING	4
SUMMARY	6
BAKGRUND	8
Analys av systematiska avvikelser mellan simulerade och uppmätta fosforhalter	8
Transport från fältkant till dike	8
SYFTE	10
GENOMFÖRANDE/OMFATTNING	11
Översyn av avvikelser mellan simulerade och uppmätta fosforhalter	11
Transport från fältkant till dike	15
Indata är inte representativa eller är för grova för att kunna beskriva förhållanden i det berörda delavrinningsområdet.	16
Parametriseringen av ICECREAMDB-modellen är inadekvat och/eller gjorda antaganden är osäkra	19
Processer i modellen är inte beskrivna på tillbörligt sätt och bör modifieras/bytas ut för att förbättra resultat	30
Flödes- och säsongsberoende läckagekoefficienter	32
Verifiering av läckagekoefficienter i läckageregionregion 9	37
Ny arbetsmetodik för framtagning och kalibrering av läckagekoefficienter	39
SLUTSATSER	42
REFERENSER	45

Sammanfattning

Diffusa förluster av näringsämnen från åkermark är en stor och relativt osäker källa för belastning på vatten eftersom de inte går att mäta annat än i mycket små fältförsök utan måste beräknas. Metodiken för beräkning av fosforförluster för jordbruksmark är nyframtagen och grundas på läckagekoefficienter som framräknades med ICECREAMDB-modellen. Dessa läckagekoefficienter beräknades för PLC5-rapporteringen till HELCOM för 22 läckageregioner, 15 grödor, 10 jordarter, 3 lutningsklasser samt 3 klasser för markens fosforhalt (P-halt) (Brandt m.fl., 2008).

Problem som uppträder på grund av bristfällig indata på nationell skala är inte fokus i detta projekt. Men eftersom bristande indata påverkar våra möjligheter att bedöma modellens prestation testades modellen och läckagekoefficienter i ett antal studieområden för vilka mer detaljerade indata redan finns eller kan skaffas. En analys av avvikelser mellan modellerade resultat och uppmätta data för avrinnande vatten utfördes för att identifiera både svagheter i metodiken och möjliga förbättringar inför framtida beräkningar. För att i största möjliga mån avskilja jordbruket som P-källa från övriga källor studerades små avrinningsområden där jordbruksförluster dominerar övriga P-källor. För att undvika osäkerheter kring P-retention i sjöar valdes dessutom områden med liten eller ingen sjöyta. Förutom denna avvikelseanalys studerades ytterligare två frågor. Den ena berör underlaget för införandet av säsons- eller flödesberoende läckagekoefficienter vilket studerades genom statistiska analyser av mätdata. Den andra berör de iaktagna höga P-förluster i region 9 där det gjordes en jämförelse av beräkningsresultat och befintliga mätdata.

Tre grundförklaringar för avvikelser mellan uppmätta och modellerade värden identifierades:

- 1) Indata är inte representativa eller är för grova för att kunna beskriva förhållanden i det berörda delavrinningsområdet.
- 2) Parametriseringen av ICECREAMDB modellen är inadekvat och/eller gjorda antaganden är osäkra
- 3) Processer i modellen är inte beskrivna på tillbördigt sätt och bör modifieras/bytas ut för att förbättra resultaten

Beträffande gjorda antaganden med avseende på osäkerheter kring klassindelningen av lutningen och markens P-halt föreslår vi användning av regressionsekvationer som möjliggör användning av diskreta värden för varje delavrinningsområde istället för klasser.

I detta projekt identifierades också ett antal områden där det finns stor potential att förbättra modellens beskrivning av viktiga processer för P-transport, där den

viktigaste är beskrivningen av P-kemi och P-pooler i marken. Dessutom kan användningen av modellen förbättras genom en mer jordartsberoende parametrering av till exempel parametrar som styr fördelningen mellan ytavrinning och infiltration eller partikelgenerering.

Därutöver föreslår vi en utökad kalibrering och testning av både ICECREAMDB-modellen och de framräknade läckagekoefficienterna genom att i ett första steg sätta upp, parametrisera, kalibrera och validera ICECREAMDB för relevanta observationsfält för att minska osäkerheter och testa modellens prestation. Sedan, i det andra steget, föreslår vi uppsättning, parametrisering, kalibrering och validering av en källfördelningsmodell för ett antal små, sjölösa, jordbruksdominerade avrinningsområden för att testa och validera framräknade läckagekoefficienter och ge feedback till fältmodellering samt till framtida beräkningar.

Utförda statistiska analyser visar att det finns lite underlag för att kunna införa säsongsvisa eller flödesberoende läckagekoefficienter istället för den årsmedelhalt som används för tillfället.

En jämförelse av de höga P-förluster i läckageregion 9 med uppmätt data visade att beräkningarna snarare underskattade än överskattade P-förluster.

Summary

Diffuse losses of phosphorus (P) from arable land are high, but since they are not possible to measure at national scale they need to be estimated by use of nutrient transport models. A new methodology for estimation of P losses from agriculture has been developed for the purposes of HELCOM's Pollution Load Compilation. This methodology is based on P export coefficients which are calculated with ICECREAMDB model. A matrix of export coefficients includes 22 leaching regions, 15 crops, 10 soil types, 3 slope classes and 3 soil P content classes.

Considering limitations of input data and the validity of assumptions which were made in the calculations, as well as the limited testing of the applied model for Swedish conditions, an analysis of the discrepancies between calculated results and measured values was performed in this project to identify potential weaknesses and possible improvements to develop future calculations. Small catchments dominated by agriculture were studied in order to focus on diffuse sources from agriculture. Additionally, in order to minimize uncertainties connected to the P retention in lakes, a selection of catchments without lakes was done. Besides this analysis of discrepancies, additionally two issues were studied. The first issue is the seasonal and/or flow related differentiation of agricultural export coefficients which was done by statistical analyses of measured data. The other issue considers the evaluation of calculated high P losses in leaching region 9 which was done by comparison of modelled results and available measured values.

Three main explanations were found for discrepancies between measured and modelled values:

1. Input data is not representative or its resolution is too low to properly describe conditions in the certain catchment
2. Parametrisation of the ICECREAMDB model is inadequate and or the assumptions that were made are too uncertain
3. The important processes in the ICECREAMDB model are not properly described and should be changed to improve results

The problem with weak input data is outside the frames of this project but since weak input data influence our possibilities to evaluate model performance we suggest testing of ICECREAMDB model in catchments where we have better data or such data is easily collected.

In order to minimize uncertainties connected to class definition regarding slope and soil P content, use of regression equations is suggested since it allows use of specific values for each given catchment.

Several possibilities for further model development are also identified in this project. Some of the most important are improvement of the description of P chemistry and distribution of P in different P pools. Also, model application might be improved by better parametrisation of factors governing apportionment between surface runoff and infiltration as well as generation of soil particles. Additionally, a wider calibration and testing of ICECREAMDB and export coefficients are suggested. In the first step, set-up, parametrisation, calibration and validation of ICECREAMDB should be done on the field scale with the available water quality monitoring data. Then, in the second step set-up, parametrisation, calibration and validation of a source apportionment model for a number of small agricultural catchments is suggested in order to test and validate calculated export coefficients and to give feedback to field-scale modelling.

Performed statistical analyses show that there is little statistical support for introduction of seasonal or flow-dependent export coefficients instead of the current annual average.

A comparison between measured and modelled values in leaching region 9 shows a reasonable agreement where the calculated values are underestimated rather than overestimated.

Bakgrund

Diffusa förluster från åkermark är en stor och relativt osäker källa eftersom de inte går att mäta utan måste beräknas. Den svenska metodiken för beräkning av fosforförluster med ICECREAMDB för jordbruksmark är nyframtagen och potentialen är därför relativt stor att göra förbättringar inom detta område inför kommande rapporteringar till HELCOM och för miljömålsuppföljning.

Analys av systematiska avvikelser mellan simulerade och uppmätta fosforhalter

I PLC5-beräkningarna användes ett femtiotal sjölösa områden i södra Sverige som det finns mätdata i för att kalibrera kväveretentionen från rotzonen till vattendraget. Områdena varierar mellan 1 och 450 km² (Typområden på jordbruksmark¹, delavrinnings- och PLC5-områden) och består till mellan 20 och 90 procent av jordbruksmark. Samtidigt med kalibreringen av kväveretentionen med hjälp av HBV-NP modellen gjordes en fosforsimulering för områdena, där man kan se hur väl simulering och mätdata för vattendrag överensstämmer. Vissa systematiska avvikelser noterades redan under modelleringsarbetet. Dessa kan bero på läckagekoefficienterna för jordbruksmark eller hur de appliceras, på punktutsläpp, på retention/resuspension från fältet till vattendraget och på fel i mätningarna. Det är ofta svårt att säkert fastställa varför det finns avvikelser. Det man i första hand kan titta på är systematiska avvikelser för områden som ingår i en och samma läckageregion. Även jämförelser mellan simuleringar och uppmätta halter i områden med större andel sjöar kan ge ytterligare underlag för att bedöma orsaken till eventuella systematiska avvikelser. Det är sådana systematiska avvikelser som analyseras i detta projekt.

Transport från fältkant till dike

En identifierad osäkerhet gäller fosfortransportens kontinuitet från fältkant till diken och andra vattenförekomster som fältet angränsar till. Eftersom ICECREAM-modellen beräknar förluster av P via ytavrinning till kanten av ett fält och HBV-P beräknar den vidare transporten med början i vattendraget så finns det idag ett glapp mellan dessa två modeller. I PLC5-beräkningen löste vi det pragmatiskt genom att applicera en reduktionsfaktor i ICECREAMDB som representerar den minskning i kontinuitet av flödet från fält till dike som sker på grund av dikesrenar och andra eventuella fysiska hinder. Reduktionsfaktorernas storlek erhålls idag genom kalibrering mot mätdata och är densamma för alla

¹ Typområden på jordbruksmark är ett undersökningsprogram som ingår i den svenska miljöövervakningen (Naturvårdsverket, 2002).

regioner. Till reduktionsfaktorn läggs också effekten av eventuella skyddszoner, vilka däremot har en regional upplösning (Johnsson m.fl., 2008).

Syfte

Syftet med den första delen av projektet är att utvärdera systematiska avvikelser mellan simulerade och uppmätta fosforhalter i små jordbruksområden. För de avvikelser som kan antas bero på läckagekoefficienterna för jordbruksmark och hur de använts ska tänkbara sätt att korrigera dem inför framtida beräkningar föreslås.

Syftet med den andra delen av projektet, som behandlar kontinuiteten av transporten från fält till dike, är att utforska och dokumentera kunskapsläget beträffande faktorer som kan tänkas påverka flödet från fält till vatten. Utifrån detta kan man sedan lägga grunden för vidare utveckling av ICECREAMDB, och framför allt för hur parametriseringen av reduktionsfaktorn kan förbättras, genom en regional eller finare upplösning kopplad till olika registrerbara eller mätbara faktorer.

Genomförande/Omfattning

Översyn av avvikelser mellan simulerade och uppmätta fosforhalter

En genomgång av avvikelser mellan simulerade och uppmätta fosforhalter i vattendrag i små sjölösa områden genomfördes under kalibreringen av HBV-NP under våren 2007 (Brandt m.fl., 2008). Utifrån PLC5-resultat och testsimuleringar gjorde SMHI en sammanställning av egna erfarenheter gällande belastningsberäkningar i mindre, jordbruksdominerade avrinningsområden. SMHI har under hösten 2007 levererat grafer med simulerade och uppmätta halter från ett trettiotal mätplatser i olika produktionsregioner. För 11 av dessa platser där det fanns flödesmätningar levererades också flödesdata. En sammanställning av ovannämnda avrinningsområden skapades utifrån PLC5-data i GIS-miljö (figur 2) för att kunna studera både de indata som användes vid PLC5-beräkningarna (jordart, P-klass m.m.) och för att kunna jämföra resultat framtagna inom PLC5 med uppmätta data i form av tidsserier eller långtidsmedelvärden. För att få ett ännu större dataunderlag inkluderades i denna utvärdering även små jordbruksdominerade områden som ingår i miljöövervakningsprogrammet ”Typområden på jordbruksmark” (Kyllmar och Grill, 2007).

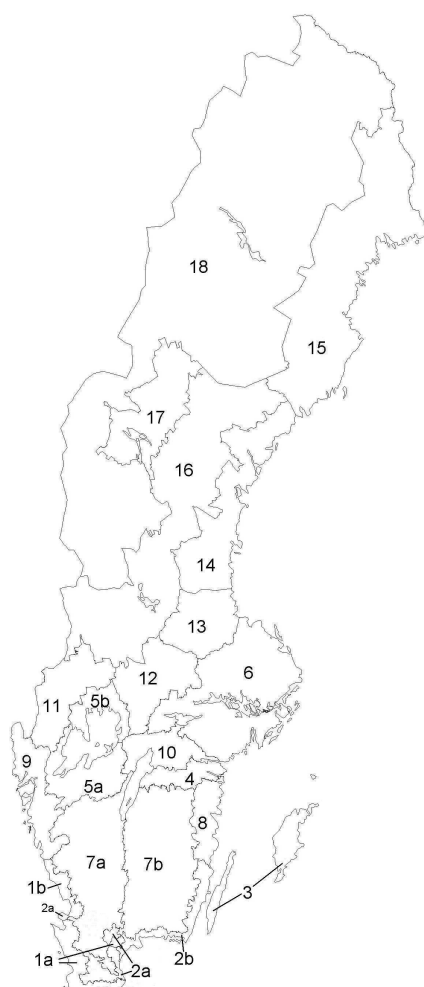
Eftersom fokus i detta arbete ligger på läckagekoefficienterna för jordbruksmark styrdes urvalet av studieområden av två huvudkriterier. Det första kriteriet är att områdena har en betydande andel åkermark och att därmed P-förluster från jordbruket är en viktig källa för fosfor i vattendragen. Det andra kriteriet var att komma så nära källan som möjligt, det vill säga att sjöarnas påverkan på P-transport genom den höga retentionen skulle undvikas. Därför valdes avrinningsområden med liten eller ingen sjöarea.

Det måste noteras att ovan nämnda ”Typområden på jordbruksmark” oftast är mindre än de delavrinningsområden de ligger i. Dock visar figur 2 hela delavrinningsområden. Till exempel, i PLC5-beräkningar är hela Mälarens närområde ett delavrinningsområde, och därmed finns det enbart resultat för hela delområdet. Hela delavrinningsområdet finns därför med i figur 2 eftersom två typområden finns inom dess gränser.

Förutom denna analys av avvikelser mellan simulerade och uppmätta P-halter, har ytterligare två frågor som uppmärksammades under arbetet med PLC5 beräkningar belysts i denna rapport. En jämförelse av uppmätta värden och resultat som SMHI erhållit med HBV-P modellering visar att det är svårt att få en tillfredställande dynamik i modellerade P-halter, vilket till en hög grad kan förklaras med att läckagekoefficienter från jordbruk är årsmedelvärden utan säsongsdynamik. Därför gjordes en statistisk analys av de uppmätta värdena från ett antal sjölösa områden där det fanns mätningar av både flödet och vattenkemiska parametrar. Både ett

eventuellt flödesberoende och säsongberoende testades för att studera om det finns underlag för att diversifiera läckagekoefficienter.

Den andra frågan gäller verifiering av de höga modellerade fosforförlusterna i läckageregion 9. Eftersom inget av de av SMHI studerade sjölösa områdena låg i region 9 saknades det verifiering av erhållna modelleringsresultat. Med tanke på att PLC5-beräkningar identifierade flera delavrinningsområden i läckageregion 9 (figur 1) som områden med mycket höga P-förluster var det viktigt att undersöka om läckagekoefficienter överskattar P-förluster i denna region.



Figur 1. De tjugotvå läckageregionerna i Sverige

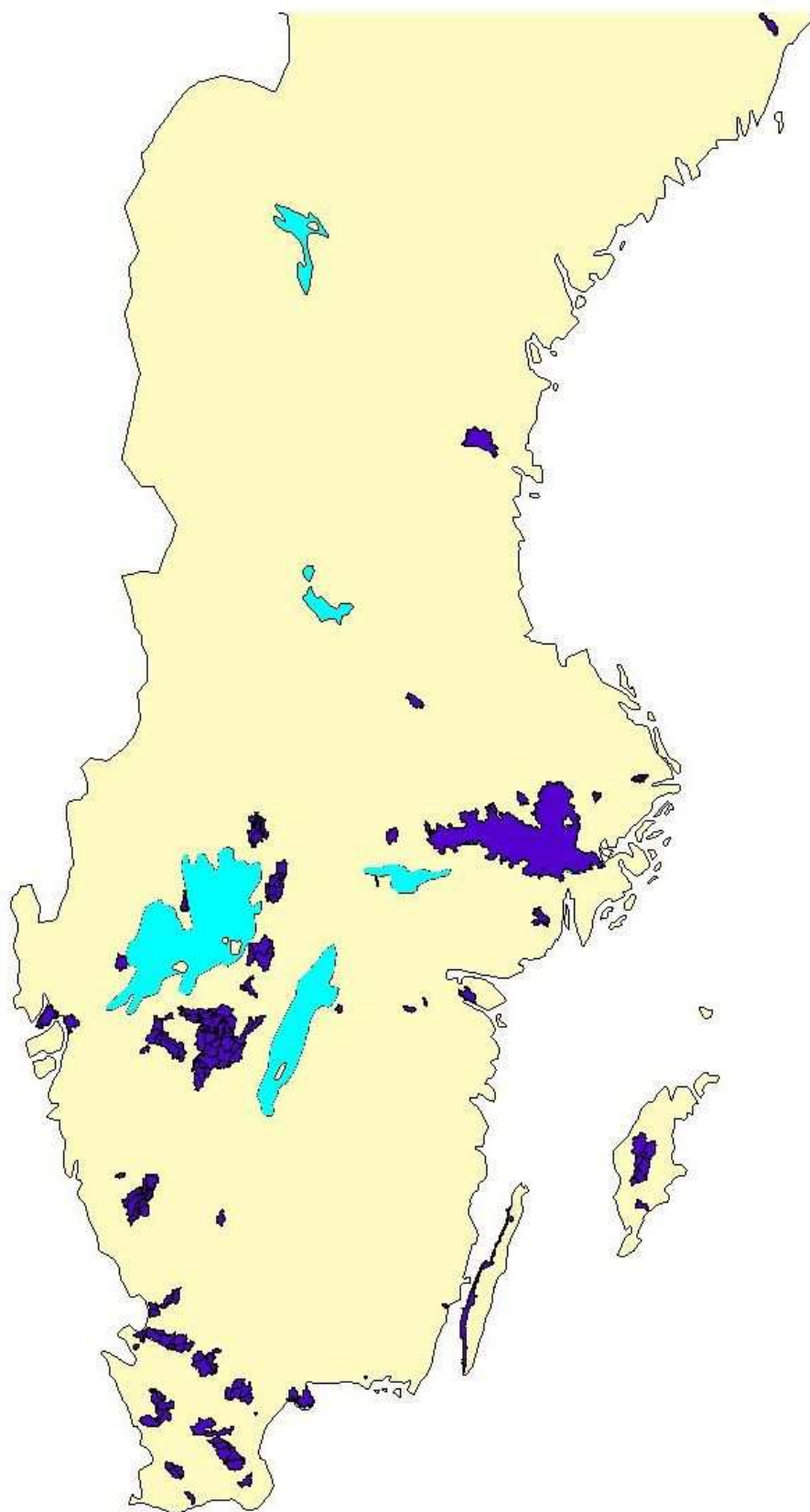
Under analysarbetet konstaterades att det finns tre grundförklaringar för avvikelser mellan uppmätta och modellerade värden:

- 1) Indata är inte representativa eller är för grova för att kunna beskriva förhållandena i det berörda delavrinningsområdet.
- 2) Parametriseringen av ICECREAMDB-modellen är inadekvat och/eller gjorda antaganden är osäkra

- 3) Processer i modellen är inte beskrivna på tillbörligt sätt och bör modifieras/bytas ut för att förbättra resultaten

Det finns också kopplingar mellan dessa tre grundförklaringar och flera av dem kan förekomma i samma delavrinningsområde. De är beroende av varandra och till exempel kan en riktig utvärdering av modellprocesser enbart ske om man både har korrekt indata och en rimlig modelltillämpning. För att rätta till dessa avvikelser krävs ett omfattande systematiskt arbete som ligger utanför ramarna för detta projekt. Dock ska detta projekt bidra med identifiering av orsaker till dessa avvikelser samt föreslå möjliga förbättringar av beräkningarna.

Under arbetets gång uppdagades också ett behov av ett mer systematiskt tillvägagångssätt för kalibrering av ICECREAMDB-modellen, ett sätt som är nära kopplat till det modelleringsarbete som har till syfte att räkna fram läckagekoefficienter för jordbruksmark. Därför föreslås också en arbetsmetodik som ska leda till att i högsta möjliga grad komma till rätta med de observerade avvikelserna och i slutändan minska osäkerheter och förbättra PLC-resultat.



Figur 2. Delavrinningsområden som ingick i studier av avvikelser mellan uppmätta P-halter och P-halter beräknade inom PLC5.

Transport från fältkant till dike

Det finns ett flertal modellansatser för beräkning av fosforförluster från marken till vattendrag i ett avrinningsområde (t.ex. SWAT, APEX, AnnAGNPS, ANSWERS-2000). Samma modell används för applikationer i olika skalor, från fält- till avrinningsområdesnivå. Vad som verkar vara generellt för samtliga applikationer, oavsett skala, är att man gör beräkningarna av transportprocesserna för P för hela landområdet inklusive transporten i mindre diken/vattendrag ända fram till utflödet från beräkningsområdet. Det innebär att den problematik som vi löst i PLC-beräkningarna med en reduktionsfaktor för ytförluster, det vill säga att de hinder som finns mellan fältkanten och det mottagande vattendrag, i form av t.ex. dikesrenar, inte explicit beskrivs av dessa ansatser. Vi ansåg det därför mer väsentligt att arbeta med att undersöka och förtydliga svagheter i vår egen ansats (se avsnitt om curve number, lutningsklasser och fosforklasser), för att i ett senare skede eventuellt göra jämförelser på ett mer relevant sätt med andra modelleringsansatser. Därför kommer arbete utfört under detta delprojekt att vävas ihop med ovan nämnda avvikelseanalys eftersom värdet, och överhuvudtaget behovet, av en reduktionsfaktor för ytförluster är mycket beroende av modellens förmåga att korrekt beskriva fältförluster före transporten från fältkanten till diket.

Den reduktionsfaktor för ytförluster som idag används vid PLC-beräkningarna fungerar som en "black-box" och kompenserar både för svagheter i parametriseringen och avsaknad av processer i ICECREAM modellen. För att kunna identifiera förbättringsbehovet av modellen måste modelleringsansatsen bli tydligare. Framför allt bör ICECREAMs begränsningar att återge förluster på fältnivån bättre identifieras, för att därefter kunna identifiera svagheter i uppskalningen till områdesnivå. Därmed finns det i hög grad ett behov för att i ett första steg testa och kalibrera ICECREAM på den skala den är ämnad för, det vill säga fältskalan, för att sedan i nästa steg testa och kalibrera framräknade läckagekoefficienter med en källfördelningsmodell i avrinningsområdesskala.

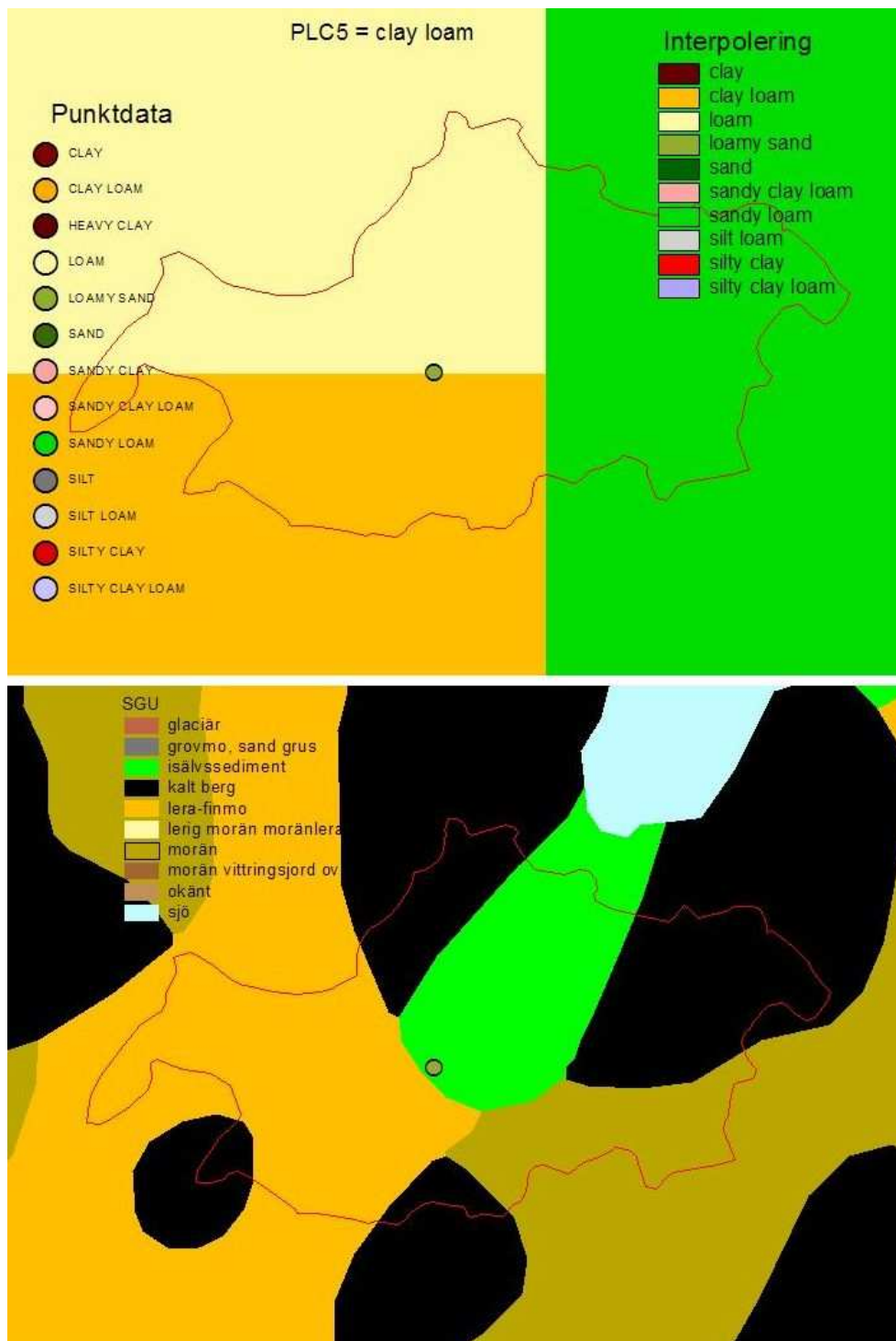
Indata är inte representativa eller är för grova för att kunna beskriva förhållanden i det berörda delavrinningsområdet.

JORDARTSDATA

Jordarten är en av de viktigaste faktorerna som styr beräkningarna av jordbruksläckage av både N och P. Jordartskartan för jordbruksmark som användes för PLC5-beräkningarna är producerad utifrån cirka 3100 prover som insamlats i samband med inventeringen av miljötillståndet i svensk åkermark (Eriksson m.fl., 1999). Detta motsvarar cirka 1 prov per 900 ha åkermark och är därmed en grov uppskattning av variabiliteten i jordartsfördelningen i landet. Ytterligare en förenkling i PLC5-beräkningarna är att varje delavrinningsområde tilldelades den dominerande jordarten och därmed tas inte hänsyn till eventuell variation i jordartsfördelningen inom ett delavrinningsområde. I denna studie, där fokus ligger på mindre, sjölösa områden, får denna generalisering med endast en jordart per delavrinningsområde stort genomslag vid jämförelser mellan uppmätta och modellerade förluster.

Ett bra exempel på dessa osäkerheter med indata kan vara Öxenvallabäckens tillrinningsområde (Figur 3). Detta delavrinningsområde har en area på 14,1 km² och en stor del av området (11,5 km²) har ingått i miljöövervakningsprogrammet ”Typområden på jordbruksmark” (Carlsson m. fl., 2002). Jordarten som användes i PLC5-beräkningar för detta område är enligt internationell texturklassificering en *clay loam*². Enligt den heltäckande jordartskarta för åkermark, som baseras på Eriksson m. fl. (1997) förekommer både *loam*, *clay loam* och *sandy loam* i detta område (Figur 3). Ytterligare källsökning visar att det endast finns en provpunkt i området som betecknas som *loamy sand*, vilket kan förklaras med SGU:s karta som visar ett stråk av isälvssediment som sträcker sig till provplatsen (Figur 3). Jämförelsen av uppmätt och beräknad data visar att den utlakningskoefficient som används för detta område (alltså utlakningskoefficienten för *clay loam*) överskattar de uppmätta värdena. Hela området har fått *clay loam* som jordart för att något större del av åkermarksarealen ligger på *clay loam* än på *loam*. Dock tyder befintliga data på att det förekommer även lättare jordar (*loamy sand*, *sandy loam*, *loam*) förutom *clay loam*. Inkludering av dessa lättare jordarter skulle definitivt leda till lägre P-förluster eftersom läckagekoefficienterna för dessa jordarter är lägre. Utan en modellering för detta avrinningsområde är det dock svårt att verifiera denna slutsats och uppskatta eventuella förbättringar. Detta fall visar att man inte kan verifiera läckagekoefficienter enbart baserat på PLC5-beräkningar. Den enda rättvisa jämförelsen vore om man vid modelleringen tar hänsyn till jordartsfördelningen i området.

² PLC5-beräkningarna har utförts för tio jordar uppdelade enligt den internationella texturklassificeringen: sand, loamy sand, sandy loam, loam, silt loam, sandy clay loam, clay loam, silty clay loam, silty clay och clay.



Figur 3. Tillrinningsområde till Öxenvällabäcken (Västra Götaland) lagt över jordartskartan för åkermark (ovan) och över SGU:s jordartskarta (nedanför).

En dålig överensstämmelse och över- eller underskattade bruttoförluster i dessa små områden kan fortplantas nedströms i systemet eftersom retentionsberäkningar styrs av bland annat bruttoförluster. Med andra ord, över- eller underskattning av bruttoförluster kan leda till över- eller underskattning av retentionsvilket man ska vara medveten om när data används i andra syften, som till exempel i

åtgärdsarbetet. Detta är särskilt viktigt om små områden används för att låsa retentionsparametrar för större områden (som i fall med markretention för kväve, som berör jordbruksläckaget och enskilda avlopp och därmed åtgärder som berör dessa).

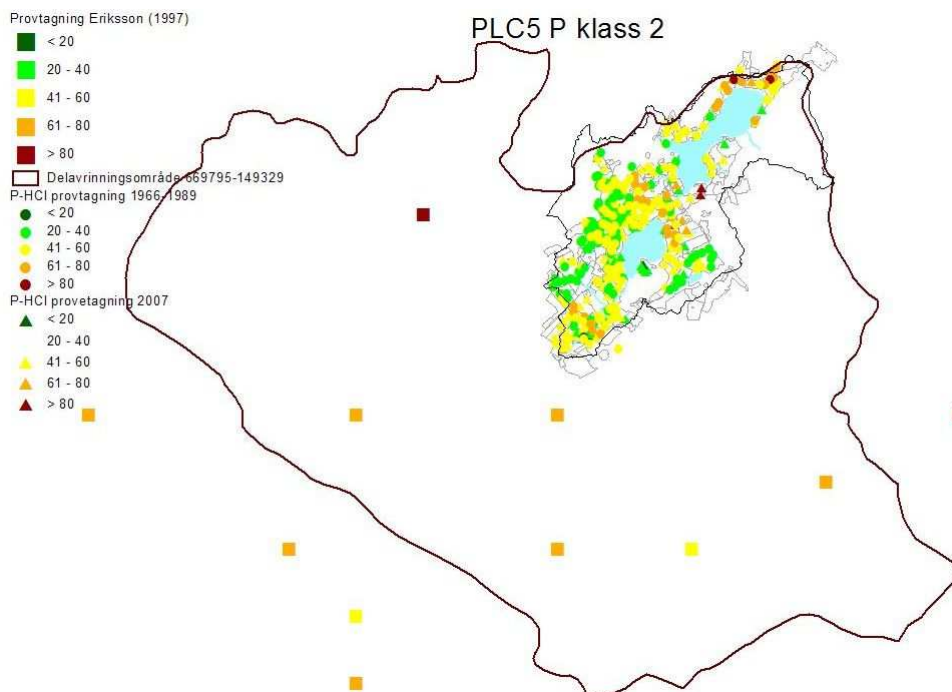
Vissa förbättringar av jordartskartan kan göras, men utifrån befintliga data kommer ändå stora osäkerheter kring jordartsfördelningen att bestå under ganska lång tid framöver. Med tanke på detta bör fortsatt försiktighet råda vid användning av PLC-data på delavrinningsområdesnivå. Däremot är denna nivå lämplig för utvärdering av PLC-resultat, förutsatt att hänsyn tas till mer detaljerade data, om sådana data existerar.

FOSFORKLASS I MATJORDEN

Enligt Brandt m. fl., (2008) beskrivs jordbruksmarkens fosforinnehåll på följande sätt: "Jordbruksmarkens innehåll av förrådsfosfor, P-HCl, har provtagits under 1990-talet och redovisas i Eriksson m.fl. (1997). Provresultaten med P-HCl har i TRK-projektet interpolerats till en rasterkarta med cellstorleken 10x10 km. Jordbruksmarkens fosforinnehåll har extraherats till de delar av markanvändningskartan som har klassen jordbruksmark (25x25 m cellstorlek). Därefter har ett arealviktat medelvärde per delavrinningsområde beräknats. Baserat på dessa medelvärden har sedan delavrinningsområdena indelats i tre klasser: låg (< 69,3 mg P/ 100 g jord), medel (69,3 – 83,2 mg P/100 g jord) och hög (> 83,2 mg P/ 100 g jord)."

Detta är en stor generalisering som dock var nödvändig för att överhuvudtaget kunna genomföra modellberäkningarna. Enligt PLC5-data över markanvändningen förekom åkermark i hela 8574 delavrinningsområden, vilket med tanke på ca 3100 befintliga P-HCl provpunkter innebär att en stor del av delavrinningsområdena inte har några uppmätta punkter för P-halt i marken. Fosforhalt i marken är till stor del kopplad till djurtäthet och vissa regionala skillnader finns inom Sverige (Eriksson m. fl., 1997). Dock är variationerna i fosforhalt framförallt lokala och troligtvis varierar de över hela klasspektrumet i de allra flesta delavrinningsområdena. Ett exempel kan visas med data som finns för ett delavrinningsområde i Dalarna (669795-149329, Figur 4). Baserad på den ovan nämnda interpoleringen klassades området i klass 2 gällande jordbruksmarkens innehåll av förrådsfosfor. Utförda markarteringar visar dock att variationerna är stora i hela delavrinningsområdet men också i en del av området där mer detaljerade data finns och där P-HCl-tal varierar skiftesvis. Det är svårt att uppskatta vad en sådan generalisering med ett medelvärde på förråds-P (P-HCl) för hela delavrinningsområdet innebär för beräkningarna. Fosforförlusterna är dock väldigt ofta episodiska, det vill säga att de varierar i tid men också i rum, där en liten del av tillrinningsområdet kan stå för stora delar av den totala belastningen. Egentligen gäller även här, precis som i fall med jordartsfördelningen, att utvärdering av läckagekoefficienter i denna skala blir befogad enbart om hänsyn kan tas till mer detaljerade data, för vilket krävs en noggrannare uppsättning och tillämpning av en källfördelningsmodell. Först då kan

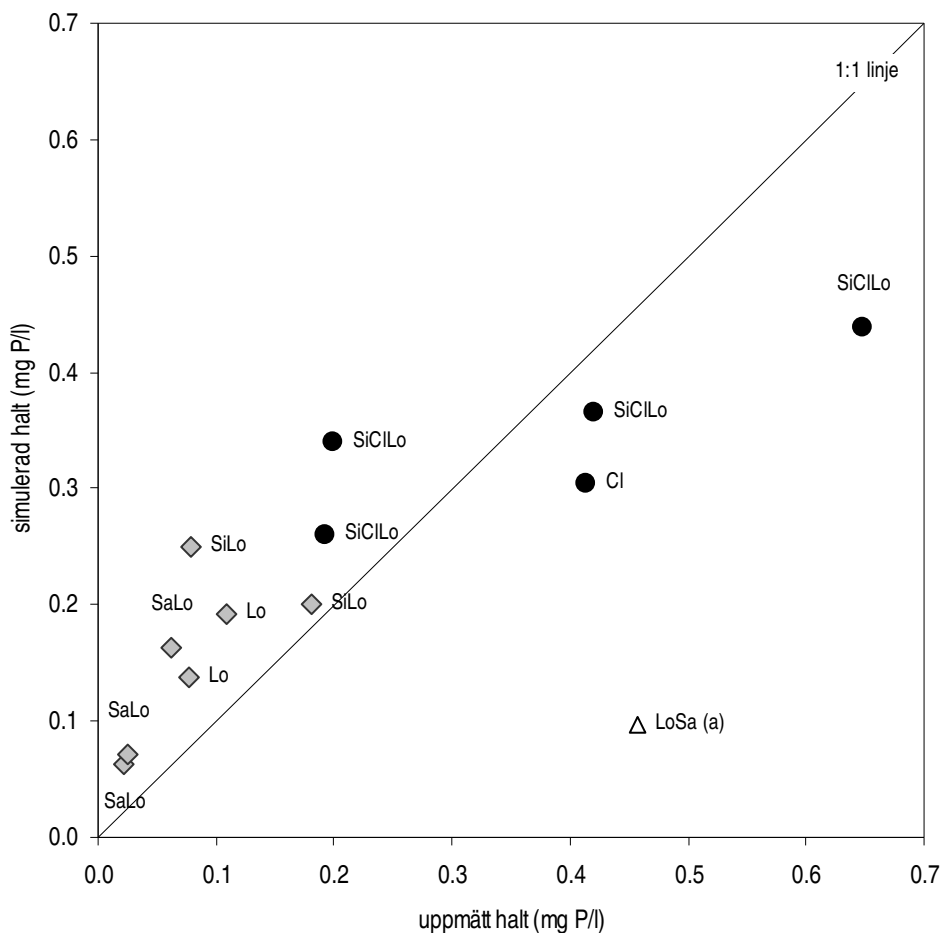
vi urskilja vilka avvikelser som beror på indata respektive på modellens tillkortakommanden. Förhoppningsvis kommer ett mycket större underlag gällande P-halter i marken att finnas inom en snar framtid.



Figur 4. Variationer av P-HCI i ett delavrinningsområde i Dalarna.

Parametriseringen av ICECREAMDB-modellen är inadekvat och/eller gjorda antaganden är osäkra

Uppmätta halter av total P (tot-P) i avrinningsvattnet från de i miljöövervakningsprogrammet ingående "Observationsfält på åkermark" visar på ett jordartsberoende samband för P-förlusterna så att koncentrationen är högre från lerjordarna än från de lättare jordarna. En jämförelse mellan simulerade och uppmätta medelvärden på P-koncentrationen i avrinningsvattnet (Johnsson m.fl., 2008) visar dock att de simulerade värdena inte helt avspeglar denna variation, utan att värdena för de lättare jordarna överestimeras av modellen (Figur 5). För lerjordarna är bilden mer komplicerad. Lättare lerjordar med låg P-klass överskattades medan styvare lerjord och lättare lerjordar med medium P-klass underskattades. För de simulerade värdena är en ytförlustruktionsfaktor motsvarande 55% för samtliga läckageregioner pålagd. I läckageregionerna med skyddszoner har dessutom en skyddszonsreduktionsfaktor i förhållande till arealen skyddszoner i regionen adderats (Johnsson m.fl., 2008). Utifrån ovan redovisade samband mellan simulerade och uppmätta resultat har vi undersökt simuleringarnas känslighet för parametriseringen av curve number (CN), lutnings- och fosforklasser.



Figur 5. Simulerade och uppmätta medelhalter av P-koncentrationen (tot-P) i avrinningsvattnet från de i miljöövervakningsprogrammet ingående "Observationsfält på åkermark" (omarbetad från Johnsson m. fl., 2008). SaLo - sandy loam, LoSa - loamy sand, Lo - loam, SiLo - silt loam, SiCilo - silty clay loam, Cl - clay.

TILLÄMPNING AV "CURVE NUMBER"-METODIKEN FÖR SVENSKA FÖRHÅLLANDEN

Parametern CN används i modellen för att beräkna fördelningen av nederbördsvatten mellan ytavrinning och infiltration, där ett högre värde på CN ger en högre ytavrinning. Värdet på CN är en funktion av ytans skrovlighet och markens infiltrationskapacitet, vilket brukar betyda att parametervärdet påverkas av markens bearbetning, den växande grödan och av jordarten. I ICECREAM-beräkningarna för PLC5-beräkningarna påverkas CN av bearbetning och av växande gröda, men påverkas inte av jordarten. Anledning till detta är bedömningen att oavsett jordart hamnar våra svenska åkerjordar i samma hydrologiska klass jämfört med föreslagen parametrisering för CREAMS-modellen (Knisel, 1980).

Vi undersökte hur mycket CN skulle behöva ändras i förhållande till standardparametrisering (parametersättningen som använts för PLC-beräkningarna och där reduktionsfaktorn är inkluderad) för att kunna simulera uppmätta värden på P-koncentrationen i avrinningsvattnet från observationsfälten utan användning av reduktionsfaktorn. De uppmätta värdena är korrigerade för att kompensera för icke flödesproportionella mätningar (Johnsson m.fl., 2008). Genom denna test ville vi dels undersöka om vi kunde finna en jordartsberoende variation i CN, dels undersöka hur stor del av den generella reduktionsfaktorn som eventuellt kan hänföras till en svaghet i parametriseringen av ICECREAM.

Den uppmätta korrigerade P-koncentrationen i avrinningen från de leriga jordar (*clay* och *silty clay loam* med medium P-klass) som underskattades med standardparametriseringen kunde återges av modellen om CN ökades med 10% (Figur 5 och Tabell 1). För två av dessa jordar (20E och 11M) var de simulerade värdena utan ändring av CN mer överensstämmande med uppmätta värden än simulerade resultat med reduktionsfaktor. Jordar med *silty clay loam* med låg P-klass överskattades med standardparametriseringen, och inte heller en sänkning av CN kunde sänka den simulerade P-koncentrationen tillräckligt. För de lättare jordarna (*silty loam*, *loam*, *sandy loam* och *loamy sand*) kunde inte en sänkning av CN bidra till att förbättra de simulerade resultaten. Däremot gav en sänkning av CN samma precision i resultaten som simuleringar med reduktionsfaktor (fälten 6E, 5O, 12N, 21E, 3M och 2M-loam).

Förändring av CN påverkade förutom fördelningen mellan ytavrinning och dräneringsförluster även partikelgenereringen och därmed förlusterna av partikulärt P. För *clay* och *silty clay loam* var förändringen av partikulärt P inte proportionellt mot förändringen i vattenflödet. Oavsett om CN ökades eller minskades ändrades flödet av partikulärt P från ytan mer än ändringen i ytavrinningen. Tvärt om ändrades flödet av partikulärt P i dräneringen mindre än ändringen av dräneringsvatten. Löst P däremot ändrades proportionellt med förändringar i vattenflödena. För de lättare jordarna (*sandy loam* och *loam*) ändrades både löst P från yt- och dräneringsförluster liksom partikulärt P från dräneringsförluster proportionellt med förändringen av ytavrinningen respektive dräneringsvattnet. Partikulärt P från ytförluster däremot ändrades mer än ändringen i ytavrinning.

Fältet 2M kan definieras antingen som *loam* eller som en *sandy loam*. Vilken jordart som simulerades hade stor betydelse för resultatet. Med samma värde på CN var den simulerade totalförlusten av P nästan dubbelt så stor och den simulerade koncentrationen i avrinningsvattnet nästan tre gånger så hög för *loam* som för *sandy loam* (Tabell 2). Det var framförallt partikulärt P i dräneringsförlusten som ändrades drastiskt och var mer än fem gånger så höga i *loam* som i *sandy loam* (Tabell 2). Även löst P i dräneringsförlusten ändrades mycket, liksom partikulärt P i ytförlusten.

Resultaten indikerar att det finns ett behov av en mer jordartsberoende parametrering av ICECREAM. I dagsläget är modellen endast kalibrerad för två lerjordar och med tanke på den sämre återgivningen av lättare jordar verkar det angeläget att kalibrera modellen även för dessa. Orsakerna till avvikelserna mellan simulerade och uppmätta fosforförluster kan bero på såväl fel i simuleringar av vattnets flödesvägar som fosfordynamiken (flöden mellan olika fosforpooler, partikelgenerering och -transport).

Den stora skillnaden mellan simulerade resultat för *loam* och *sandy loam* visar på behovet av fördjupade studier av hur dessa jordar skiljer sig i verkligheten och hur detta återges i modellens parametrering. Vi vet sedan tidigare att det just mellan dessa jordarter är en stor skillnad i makroporflöde av vatten, men våra resultat visar att det är viktigt att även se över beskrivningen av partikeltransporten. Det är extra viktigt att förbättra beskrivningen av just dessa två jordarter eftersom de är representerade i alla läckageregioner i Sverige. Hur dessa jordar blir representerade på delavrinningsområdesnivå får ett stort genomslag i genereringen av läckagekoefficienterna.

Tabell 1. Påverkan på simulerad P-koncentration i avrinningsvattnet av förändringar i parametersättning av Curve number (CN) i ICECREAM.

Obs-fält	Jordart	P-klass	Lutning	Uppmätt P-konc. mg/l	Ändring CN %	Simulerad P-konc. utan reduktionsfaktor	Ytavrinning %	Simulerad P-konc. med reduktionsfaktor	Reduktionsfaktor
20E	Cl	Low	Low	0,41	- +10	0,38 0,42	23 34	0,30	0,604
11M	SiClLo	Medium	Steep	0,65	- +5 +10	0,49 0,55 0,74	14 17 24	0,44	0,588
1D	SiClLo	Medium	Steep	0,42	- +10	0,34 0,43	13 22	0,37	0,586
4O	SiClLo	Low	Steep	0,20	- -30	0,53 0,36	22 11	0,34	0,576
7E	SiClLo	Low	Medium	0,19	- -30	0,36 0,32	22 10	0,26	0,562
14AC	SiLo	High	Low	0,18	- -30	0,31 0,26	25 15	0,19	0,55
6E	SiLo	Low	Low	0,08	- -30	0,31 0,24	12 4	0,25	0,604
5O	Lo	Low	Low	0,11	- -30	0,20 0,17	10 4	0,19	0,576
16Z	Lo	Medium	Medium	0,08	- -30	0,22 0,17	8 3	0,14	0,55
		Medium	Low		- -20	0,19 0,17	8 4		
2M	Lo	Low	Medium	0,062	- -10	0,22 0,19	3 2	0,16	0,588
	SaLo	Low	Medium		- -10 -20	0,08 0,07 0,05	3 2 1		
12N	SaLo	Low	Low	0,02	- -20	0,08 0,06	4 1,5	0,06	0,59
21E	SaLo	High	Medium	0,02	- -20	0,10 0,06	5 2	0,07	0,604
3M	SaLo	High	Low	0,46	-	0,12	2,5	0,10	0,588
	LoSa	High	Low	0,46	- +10	0,06 0,11	1,8 4,9		

¹⁾ Korrigerade årsmedelvärden av uppmätt P-koncentration i avrinningsvattnet från Observationsfält på åkermark. Korrigeringen är gjord för att kompensera mätningarna som ej gjorts flödesproportionerligt (Johnsson m.fl., 2008).

Tabell 2. Simulerade resultat utan reduktionsfaktor för ytförluster för observationsfältet 2M för jordarterna loam respektive sandy loam. Förändringen är beräknad som ändringen i resultat för sandy loam i förhållande till resultaten för loam.

Variabler	Enhet	Loam	Sandy loam	Förändring i %
Total avrinning	mm	281	310	+10
Ytavrinning	mm	9	8	-11
Dränering	mm	272	302	+11
Total P-förlust	kg/ha	0,61	0,26	-57
Total P-koncentration	mg/l	0,22	0,08	-64
Partikulärt P, ytförlust	kg/ha	0,18	0,12	-33
Löst P, ytförlust	kg/ha	0,018	0,018	0
Partikulärt P, dräneringsförlust	kg/ha	0,32	0,06	-81
Löst P, dräneringsförlust	kg/ha	0,25	0,18	-28

EFFEKTER AV FÖRÄNDRAD BESKRIVNING AV LUTNINGENS FORM

Under analys av avvikelser konstaterades i många fall en överskattning av förluster av partikulär P (Brandt m. fl., 2008), som oftast transporteras via ytavrinningen. En av faktorerna som påverkar P-förluster via ytavrinningen är fältets lutning och dess form. I nuvarande PLC-beräkning har fältets lutning beskrivits som ett enda segment där hela fältets längd har antagits ha samma lutningsform d.v.s. rak. Alternativa antaganden kunde ha varit konvex eller konkav lutningsform på fältet. Landskapsbilden i många delar av Sverige visar att landskapet närmast vattendragen har en mer konkav form medan konvexa lutningar förekommer oftare längre bort. Enligt metodiken som används för PLC5 gäller lutningsklassen lutningen för den åkermark som ligger inom 50 meter från ett vattendrag.

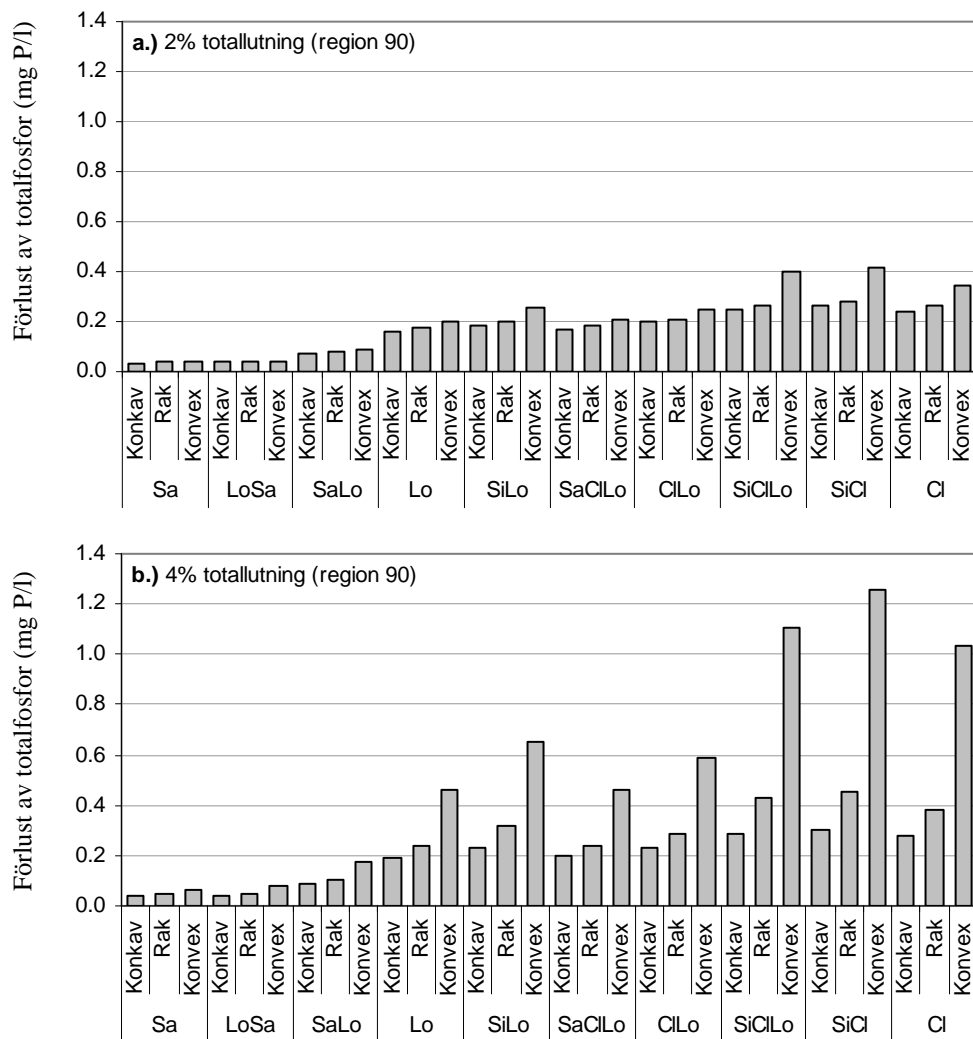
I ICECREAM uppnås olika lutningsformer genom att fältet delas upp i flera segment och varje segments lutning definieras så att konkav respektive konvex form uppnås. ICECREAM beräknar då ytförlusterna genom att det som lämnar ett segment (ovanliggande) rinner in i nästa segment (det nedanför) och så vidare för att slutligen lämna det sista segmentet för vidare transport ut i recipienten. I denna studie har en känslighetsanalys gjorts över lutningsformens inverkan på förlusten av totalfosfor. Känslighetsanalysen gjordes för läckageregionerna 1b, 9 och 15 och för lutningsformerna konkav, rak och konvex. Vid analysen beräknades förlusterna av fosfor utan någon reduktion av förlusterna via ytan. Här redovisas endast region 9 eftersom mönstret var lika för samtliga regioner. Fältet i ICECREAM delades upp i nio segment på vardera 10 meter och lutningen för varje segment sattes så att de olika lutningsformerna uppnåddes (Tabell 3).

Tabell 3. Lutning i % för de olika segmenten för att uppnå konkav respektive konvex lutningsform för en total lutning på 2% respektive 4%.

Lutningsform Segment #	Konkav		Konvex	
	Lutning (%)	Lutning (%)	Lutning (%)	Lutning (%)
1	4,43	8,86	0,29	0,58
2	3,30	6,60	0,58	1,15
3	2,60	5,20	0,86	1,73
4	2,25	4,51	1,70	3,39
5	1,96	3,92	1,96	3,92
6	1,70	3,39	2,25	4,51
7	0,86	1,73	2,60	5,20
8	0,58	1,15	3,30	6,60
9	0,29	0,58	4,43	8,86
Total lutning alla segment ^a	2	4	2	4

^a Lutningen mellan första "punkten" i segment 1 och sista "punkten" i segment 9

De resultat som känslighetsanalysen gav var att lutningsformen påverkar förlusterna av fosfor med lägst förlust från den konkava lutningsformen följt av rak lutningsform och slutligen högst förluster från den konvexa lutningsformen (Figur 6). Då konkav lutningsform antagits vara vanligare närmast vattendragen än rak och konvex form har en större vikt lagts vid skillnaderna mellan konkav och rak form i denna studie. Vid en fördubbling av totallutning från 2 procent till 4 procent ökar skillnaderna i förlust mellan lutningsformerna markant, för t.ex. *sandy loam* så ökar differensen mellan konkav och rak lutningsform från 5,1 procent differens till 17 procent differens (Tabell 4). Kraftigast ökar skillnaden mellan rak och konvex lutningsform där skillnaden vid 4 procent totallutning ligger på 168 procent, vilket indikerar att lutningen närmast vattendraget är avgörande för fosforförlusterna. De jordarter som påverkas mest av lutningsformen är framförallt *silty clay* och *clay* där skillnaden för konkav jämfört med rak lutningsform nästan ligger på en faktor 5 (se tabell 4). Vid 2 procent totallutning var topp tre av de jordarter där skillnaden var störst mellan konkav och rak form i fallande ordning *silty clay loam*, *silt loam* och *silty clay*. Motsvarande rangordning vid 4 procent totallutning var *silty clay*, *silty clay loam* och *clay*.



Figur 6. Fosforförlust (mg P/l) vid lutningsformerna konkav, rak och konvex för region 9 (viktat medel m.a.p. grödor) vid markfosforklass medel. **a.)** 2% totalutning **b.)** 4% totalutning. (Sa - sand, LoSa - loamy sand, SaLo - sandy loam, Lo - loam, SiLo - silt loam, SaClLo - sandy clay loam, ClLo - clay loam, SiClLo - silty clay loam, SiCl - silty clay, Cl - clay).

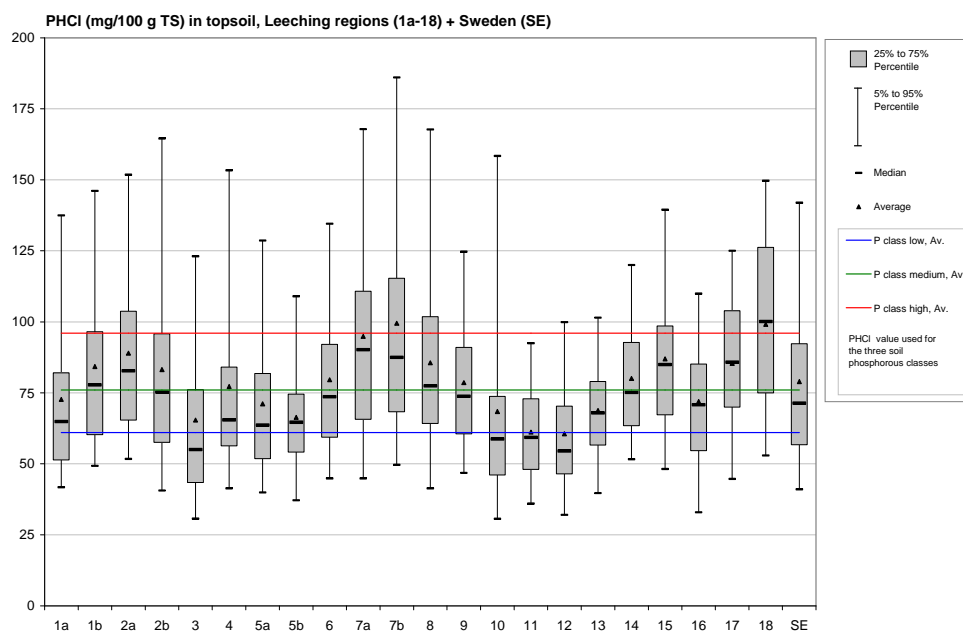
Tabell 4. Procentuell differens i förlust av fosfor (P mg/l) mellan rak och konkav lutningsform för de olika jordarterna

Jordart	Differens mellan konkav och rak lutningsform i %	
	2% totallutning	4% totallutning
Sand	-4,0	-14
Loamy Sand	-5,8	-18
Sandy Loam	-5,1	-17
Loam	-5,7	-20
Silt Loam	-7,8	-26
Sandy Clay Loam	-5,4	-18
Clay Loam	-4,7	-20
Silty Clay Loam	-7,8	-33
Silty Clay	-7,2	-34
Clay	-6,3	-28

De höjddata som användes till PLC5 beräkningen var en digital höjdmodell med en grid på 50x50-meter med ett värde för höjd i varje cell i griden. Med detta material bestämdes lutningen för den åkermark som låg inom 50 meter från ett vattendrag. Det är tveksamt om upplösningen i detta material är tillräckligt för att säga med säkerhet vilken lutningsform som ska användas i modellen. Dock är det klart att en konkav lutning innebär något mindre P-förluster medan konvex lutning ökar förlusterna ganska kraftigt jämfört med den hittills använda raka lutningen. För att möjliggöra en bedömning av läckagekoefficienternas tillförlitlighet bör hänsyn därför tas till lutningsformen vid modellkalibreringar. Vi föreslår därför att hänsyn tas till lutningsform åtminstone i de avrinningsområden som man använder för modellkalibrering eftersom man först då kan göra en bedömning av utlakningskoefficienter

KLASSNING AV JORDBRUKSMARKENS INNEHÅLL AV FÖRRÅDSFOSFOR OCH LUTNINGEN

Alla delavrinningsområden har inför PLC5-beräkningarna, indelats i tre förrådsfosfor- och tre lutningsklasser. För ICECREAMDB-beräkningar innebär detta att tre värden för lutning (1,43 %, 2,57 % och 4,64 %) och tre värden för förrådsfosfor (61 mg P/100 g jord, 76 mg P/100 g jord och 96 mg P/100 g jord, baserade på de intervall som angivits på sid. 18) har använts i modellberäkningar (Johnsson m. fl., 2008). Som det nämndes tidigare så förekommer ganska stora variationer i P-HCl-tal inom Sverige enligt den indelning i de 22 läckageregionerna som används för PLC-beräkningar. Figur 7 illustrerar dessa variationer i förhållande till de ovan nämnda värden som används för beräkningar med ICECREAMDB-modellen.

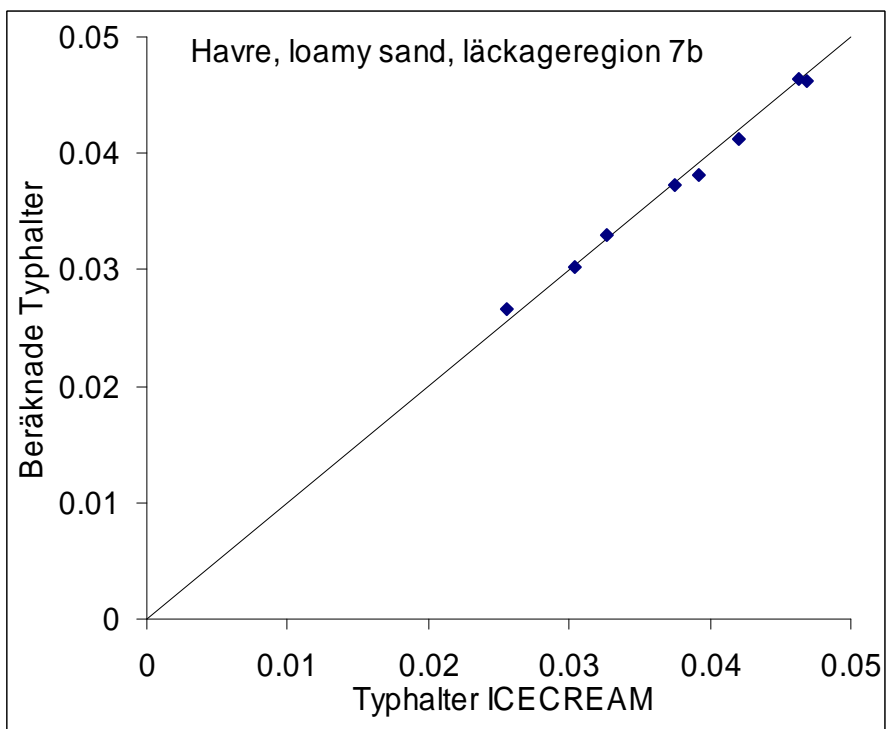
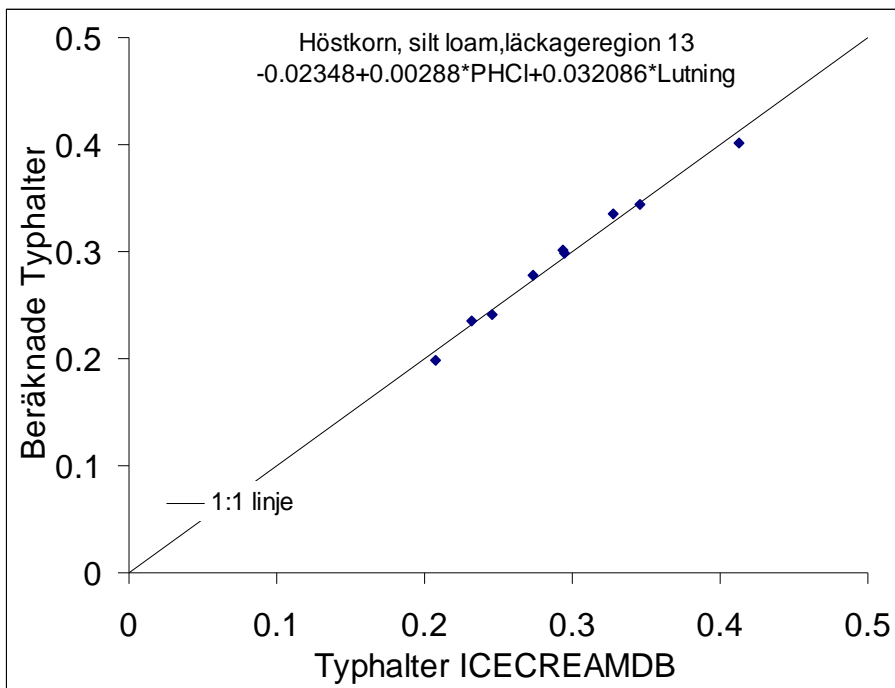


Figur 7. Variation i P-HCl halter i olika läckageregioner och i Sverige, uttryckta som medel och medianvärden samt percentilvärden och jämförda med P-klasser som används vid PLC5-beräkningar.

Den använda beräkningsmetodiken kan orsaka stora avvikelser framförallt för de delavrinningsområden vars P-HCl-tal är signifikant lägre än 61 mg P/100 g jord, eller är signifikant högre än 96 mg P/100 g jord. I vissa läckageregioner ligger enligt Figur 7 en stor del av de uppmätta punkterna under lägsta P-klass (läckageregionerna 1a, 3, 5a, 10, 11, 12). Också en stor del av provpunkterna i läckageregionerna 7a, 7b och 18 är högre än den högsta P-klassen.

Det finns två olika sätt att förbättra framtida beräkningar. Det första är att införa en separat klassindelning för varje läckageregion, vilket skulle innebära att antalet klasser skulle förbli detsamma men att olika P-HCl värden skulle representera till exempel lägsta klass i läckageregion 3 och 7b. I så fall skulle t ex den högsta P-klassen i läckageregion 3 vara i ungefär samma storlek som den lägsta P-klassen i läckageregion 7b. Detta skulle förstås försvåra jämförelser av områden som ligger i olika läckageregioner.

Det andra sättet är att ta fram regressions samband mellan förrådsfosfor och lutningen som beskrivande variabler och läckagekoefficienterna framtagna med ICECREAMDB som den beroende variabeln. Därmed skulle alla läckagekoefficienter i princip ersättas med ekvationer, som är representativa för läckageregion, jordart och gröda. Två exempel på detta visas i Figur 8. De preliminära beräkningarna av multipla regressioner visar på ett väldigt starkt samband mellan koefficienter beräknade med ICECREAMDB och koefficienter beräknade utifrån regressionsekvationer. Därmed finns möjlighet att använda diskreta värden för både lutningen och förrådsfosfor för alla delavrinningsområden istället för de ovannämnda klasserna.



Figur 8. Två exempel på samband mellan ICECREAMDB läckagekoefficienter och läckagekoefficienter beräknade med multipel regression som funktion av lutningen och P-halten i marken.

Processer i modellen är inte beskrivna på tillbörligt sätt och bör modifieras/bytas ut för att förbättra resultat

HÄNSYNSTAGANDE TILL BÅDE FÖRRÅDSFOSFOR OCH VÄXTTILLGÄNGLIGFOSFOR

Information om P-status i marken är viktig både ur agronomisk och ur läckagesynpunkt. Som nämnts tidigare beskrivs jordbruksmarkens fosforinnehåll i olika P-pooler i ICECREAMDB-modellen utifrån mätningar av förråds-P (P-HCl, Kungliga Lantbruksstyrelsen, 1965). För att bestämma mängderna växttillgänglig P i marken används i Sverige en agronomisk analysmetod som är anpassad till de sura skandinaviska jordarna och som baseras på extraktion med surt (pH 3,75) ammoniumlaktat (P-AL, Egnér m. fl., 1960).

Forskningen visar på ett relativt konsistent sätt att högre P-halter enligt agronomiska analysmetoder innebär en högre P-frigörelse och desorption, och ofta även högre P-förluster (Beauchemin m. fl., 1998; Börling m. fl., 2004; Heckrath m. fl., 1995; Sibbesen och Sharpley, 1997). Börling m. fl. (2004) visade på starka samband mellan P-AL-talet och CaCl₂-extraherbart P för 10 svenska jordar inkluderade i bördighetsförsök. Extrahering av P ur jordprover med CaCl₂ används ofta för att efterlikna markvätskan eller halter i utlakningsvatten (Hesketh och Brookes, 2000). Bevis för sambandet mellan förråds-P och P-frigörelse saknas dock, även om ett starkt samband mellan förråds-P och växttillgänglig P borde leda till ett bättre samband mellan förråds-P och P-frigörelse. Eriksson m. fl. (2000) konstaterar dock att P-HCl och P-AL inte är så starkt inbördes korrelerade ($r = 0,49$).

I många av de studerade områdena noterades att framförallt löst P, det vill säga halter av direkt tillgängliga fosfater, underskattades när PLC5-resultat jämfördes med de uppmätta värdena (Brandt m. fl., 2008). I många av dessa fall gav efterforskningar kring indata inga konkreta förklaringar till dessa avvikelser. Både jordartsdata och data gällande P-halt i marken var representativa för dessa områden. Däremot konstaterades att i många fall var halten av förråds-P i marken ganska låg trots att värdena av växttillgänglig P var mycket höga. Detta tyder på att beskrivningen av P-pooler i modellen enbart utifrån förråds-P kan leda till vissa systematiska underskattningar av förlusterna av löst P.

Med tanke på detta borde beskrivningen av P-pooler i ICECREAM-modellen utgå ifrån både P-AL och P-HCl. Detta bör rent konceptuellt vara det högst prioriterade modellutvecklingsprojektet.

HANTERING AV UTFRYSNING AV FÄRSK ORGANISKT MATERIAL I MODELLEN

Det finns många studier som visar på att fosfor kan förloras från växtmaterial genom urlakning (till exempel Timmons m.fl., 1970; Ulén, 1984; Miller m.fl.,

1994; Malgeryd och Torstensson, 2005). I försök med rajgräs så förlorades >30 procent av växtens totala P-innehåll genom urlakning efter frysning av växten (Miller m.fl., 1994) och i försök med lucern förlorades >70 procent efter torkning av växten (Roberson m.fl., 2003). Eftersom skyddszoner idag används för att minska P-förlusterna från åkermark, stora arealer fånggrödor odlas för att minska kväveläckaget, grüngödslingsvallar används inom det ekologiska jordbruket och EU:s jordbrukspolitik har lett till en betydande ökning av andelen insådda trädor (idag 70 procent av den totala trädesarealen), så finns det stor potentiell risk för P-förluster med dessa odlingsåtgärder.

ICECREAM-modellen kan idag inte ta hänsyn till direkt urlakning från växtmaterial, utan växterna passerar först en pool med växtrester som bryts ner mikrobiellt. Detta kan medföra en underskattning av P-förlusterna vid odling av till exempel insådd träda, skyddszon och grüngödslingsvall eftersom den lösta fosfor i betydligt större grad kan adsorbera till markens partiklar.

BYTE AV "CURVE NUMBER"-METODIKEN MOT RICHARDS EKVATION

I dagsläget används "curve number" för att dela upp inkommande vatten i ytavrinnande och infiltrerande vatten. Det infiltrerande vattnet som går in i mikroporregionen perkolerar ned genom markprofilen enligt en ganska grov modell som innebär att ett beräkningsskikt måste fyllas med vatten innan vatten kan föras över till nästa skikt. Detta ger orealistiska vattenhalter i de olika beräkningsskikten. Vattenhalten påverkar bland annat marktemperaturberäkningen, mängden löst fosfor i skikten och också mängden bildad ytavrinning vilket sammantaget påverkar det beräknade fosforläckaget.

För att få både en bättre beskrivning av vattenhalterna i marken och slippa använda "curve number" som är dåligt anpassade till svenska förhållanden kan man använda "Richards equation" för att beskriva vattentransport genom profilen. Richards equation är en välkänd och vedertagen beskrivning av hur vatten rör sig i omättad mark. Det vatten som inte kan infiltrera för att mängden regnvatten och snösmältning överskrider infiltrationspotentialen blir då ytavrinning. Det vill säga ytavrinningen beräknas efter infiltrationen istället för att som nu räknas ut först, och resten infiltrerar.

Man kan byta till "Richards equation" på två sätt: antingen skriver man om koden i ICECREAM eller så anpassar man en befintlig markvattenmodell för fosforberäkningens krav.

Att infoga "Richards equation" i ICECREAM är fullt möjligt men kanske inte den optimala lösningen. Genom att anpassa SOIL-modellen för att bättre hantera ytavrinning och makroporflöde skulle vi bygga vidare på en väl beprövad modell för markvattensimulering. Betydande samordningsvinster med kvävesimuleringen skulle också kunna göras då samma vattenberäkning skulle kunna användas för

SOILNDB- och ICECREAMDB-simuleringarna. Som det är nu används olika parametersättningar för mark och vatten i kväve- och fosformodellerna.

Flödes- och säsongberoende läckagekoefficienter

Läckagekoefficienter för kväve- och fosforläckage från jordbruksmark som simulerats fram med SOILNDB respektive ICECREAMDB är årsmedelkoncentrationer och saknar därmed säsongvariation. Detta förenklade tillvägagångssätt försvårar kalibreringsarbetet för fosfor, eftersom det kan bli svårt att med en årsmedelkoncentration fånga dynamiken som finns i mätningarna. Dessutom påverkar detta även retentionsberäkningen, eftersom brist på säsongvariation i läckagekoefficienter i vissa fall kan kompenseras av retentionsberäkningar och därmed leda till felaktiga slutsatser, även om modelldata stämmer väl med observerade värden. Bägge modellerna genomför dock beräkningar med dagliga tidsintervaller och teoretiskt sett skulle man kunna bilda månadsvisa eller säsongsvisa koefficienter. Detta innebär dock ytterligare en förfining av modellberäkningar som grundas på grovt underlag vilket kan leda till ökad osäkerhet i modellresultaten. Två förutsättningar för införande av säsongvariabilitet i koefficienter är:

1. att det finns statistiskt signifikanta variationer i de tillgängliga mätserierna och
2. att även modellerna fångar dessa variationer.

Variationer i de observerade näringsämneshalterna har inom ramen för detta projekt analyserats utifrån två olika aspekter:

1. Variation av halter i förhållande till olika flödesregimer.
2. Variation av halter i förhållande till olika säsonger (månader).

Som ett första steg i detta arbete samlades och analyserades data från sammanlagt 17 stycken små sjölösa områden där det fanns både flödesdata och vattenkemiparametrar, inklusive N och P. Detta dataset innefattar nio stycken små jordbruksdominerade områden som ingår (eller tidigare ingick) i miljöövervakningsprogrammet ”Typområden på jordbruksmark” och ytterligare åtta sjölösa områden som används för kalibrering under PLC-beräkningar.

VARIATION AV HALTER I FÖRHÅLLANDE TILL OLIKA FLÖDESREGIMER

Den episodiska karaktären av framförallt P-förlusterna kan inte beskrivas med en årsmedelkoncentration. Sambandet mellan flöde och halter är viktigt dels för beräkning av den totala belastningen på en recipient, dels för att indikera vilken typ av P-källor som dominerar i delavrinningsområden. Höga halter vid låga flöden kan indikera påverkan från punktkällor där utspädningseffekten är begränsad på

grund av små vattenvolymer, medan höga halter vid högre flöden oftast kopplas till diffusa källor, framförallt jordbruksmark (Helsel och Hirsch, 1992).

Det första steget i studier av sambandet mellan flödet och halterna var att indela flödesdata från varje provplats i olika flödeskategorier (extremt lågt flöde, lågt flöde, högt flöde, extremt högt flöde). Flödeskategorisering gjordes med dataprogrammet Indicators of Hydrologic Alternation (IHA). För att få ett statistisk säkrare resultat valdes programinställningar som begränsar antalet episoder med extremt låga och extremt höga flöden. Således definierades extremt höga flöden som de episoder som förekommer en gång var femte år, medan extremt låga flöden definierades som de lägsta 5 procenten av alla episoder med lågt flöde. Därmed klassades de flesta episoder inom två medelkategorier, det vill säga lågt och högt flöde. Efter detta kopplades flödes- och vattenkemidata och varje provtagningstillfälle tilldelades en flödeskategori. Resultat av flödesindelningen verifierades genom ANOVA-analys av de uppmätta värdena av vattnets elektriska konduktivitet. Vattnets elektriska konduktivitet är nämligen högre vid låga flöden då ”äldre” grundvatten dominerar basflödet. I kontrast till detta har ”yngre” vatten, som kommer från nederbörd och snösmältning och som dominerar vid höga flöden, lägre elektrisk konduktivitet. Därefter utfördes ANOVA-analyser av olika vattenkemiska parametrar för att studera halter av olika fraktioner av näringsämnen i förhållande till flödeskategori.

Resultat av utförda ANOVA-analyser (Tabell 5) visar att i 13 av 17 fall hade de identifierade episoderna med låga flöden signifikant högre elektrisk konduktivitet än episoderna med höga flöden. I två fall var det ingen signifikant skillnad mellan olika flödeskategorier medan i de resterande två fallen hade höga flöden samtidigt en högre elektrisk konduktivitet än de låga flödena. Därmed kan man, åtminstone för de förstnämnda 13 fallen, konstatera med god säkerhet att den utförda flödeskategoriseringen är korrekt och kan användas för vidare analyser av sambandet mellan flödet och P-halter.

Tabell 5. ANOVA-analys av olika flödesepisoder i förhållande till vattnets elektriska konduktivitet. P-värde lägre än 0.05 indikerar signifikant skillnad.

Område	Konduktivitet	mS/m	p
GärdsKöpinge	LF<EHF	69.95<75.87	0.000
Ryttarbäcken	LF>HF	50.6>34.56	0.000
Marstad	ELF=EHF<LF<HF	66.9=68.4<75.4<78.5	0.000
Åbromölla	ELF>LF>HF=EHF	51.9>35.3>25.7=21.9	0.000
ÖsanTorn	ELF=LF>HF=EHF	37.3=38.1>32.8=26.3	0.000
Ölman	ELF>LF>HF=EHF	10.3>8>6.3=6.2	0.000
Hörlinge	ELF>LF>HF=EHF	16.7>13.1>10.3=9.2	0.000
Eggelstad	ELF=LF>HF>EHF	54.6=52.6>45.4>36.7	0.000
HornborgaValtorp	LF>HF	54.7>46.1	0.000
Hörsne	ELF>LF=HF>EHF	68>64=61>50	0.000
Högvad	LF>HF	8.2>6.6	0.005
Daggan	ELF=LF=HF=EHF	35.2=33.9=34.5=32.2	0.428
Menlösa	LF>HF	25>24	0.001
Longtora	ELF>LF>HF>EHF	81.8>63.95>42.95>34.78	0.000
Fiholm	ELF=LF>HF=EHF	60.2=49.6>32.9=28.3	0.000
Mässing	ELF>LF>HF=EHF	23.14>17.9>13.5=10.4	0.000
Gullbranna	ELF=LF>HF=EHF	82.1=62.21>45.53=41.98	0.000

ELF=extremt lågt flöde; LF=lågt flöde; HF=högt flöde; EHF=extremt högt flöde

ANOVA-analyser av total P (Tabell 6) och olika P-fraktioner gav dock inga entydiga svar. I många fall fanns inga signifikanta skillnader i uppmätta P-halter mellan låga och höga flöden. I de fall då episoder med högt flöde hade signifikant högre P-halter var det oftast resultat av högre halter av partikulärt P. I några fall hade dock episoder med låga flöden signifikant högre P-halter, vilket indikerar påverkan från punktkällor.

Tabell 6. ANOVA-analys av olika flödesepisoder i förhållande till total P. P-värde lägre än 0.05 indikerar signifikant skillnad.

Område	TP	mg/l	p
GärdsKöpinge	ELF>LF=EHF	0.1>0.035=0.030	0.000
Ryttarbäcken	ELF>LF=HF=EHF	0.39>0.25=0.23=0.18	0.003
Marstad	LF>HF	0.085>0.055	0.000
Åbromölla	EHF>övriga		0.005
ÖsanTorn	LF=HF	0.029=0.034	0.091
Ölman	LF<HF<EHF	0.069<0.1<0.24	0.000
Hörlinge	LF=HF	0.023=0.043	0.008
Eggelstad	LF=HF	0.10=0.12	0.038
HornborgaValtorp	ELF=LF<HF=EHF	0.018=0.026>0.037=0.062	0.000
Hörsne	LF<HF	0.057<0.09	0.000
Högvad	LF=HF		0.872
Daggan	ELF=LF<HF<EHF	0.031=0.039<0.088<0.18	0.000
Menlösa	LF<HF	0.046<0.10	0.000
Longtora	LF<HF<EHF	0.079<0.129<0.206	0.000
Fiholm	LF<HF	0.107>0.300	0.000
Mässing	LF<HF	0.0815<0.1043	0.008
Gullbranna	ELF>>LF>HF=EHF	1.49>>0.36>0.213=0.1997	0.000

ELF=extremt lågt flöde; LF=lågt flöde; HF=högt flöde; EHF=extremt högt flöde

SÄSONGSMÄSSIGA VARIATIONER AV P-HALTER

Utförda ANOVA-analyser av säsongsmässiga (månatliga) variationer gav inte heller något tydligt mönster (Tabell 7). I de flesta fall hittades inga signifikanta skillnader mellan olika månader. I vissa fall var halterna högre under sommarmånaderna, vilket troligtvis kan förklaras med påverkan från punktkällor under perioder med lågt flöde. Dessa fall kan dock inte utgöra ett underlag för säsongindelning av läckagekoefficienter eftersom de högre halterna är resultatet av bidrag från andra källor.

Tabell 7. ANOVA-analys av olika säsonger (månader) i förhållande till total P. P-värde lägre än 0.05 indikerar signifikant skillnad.

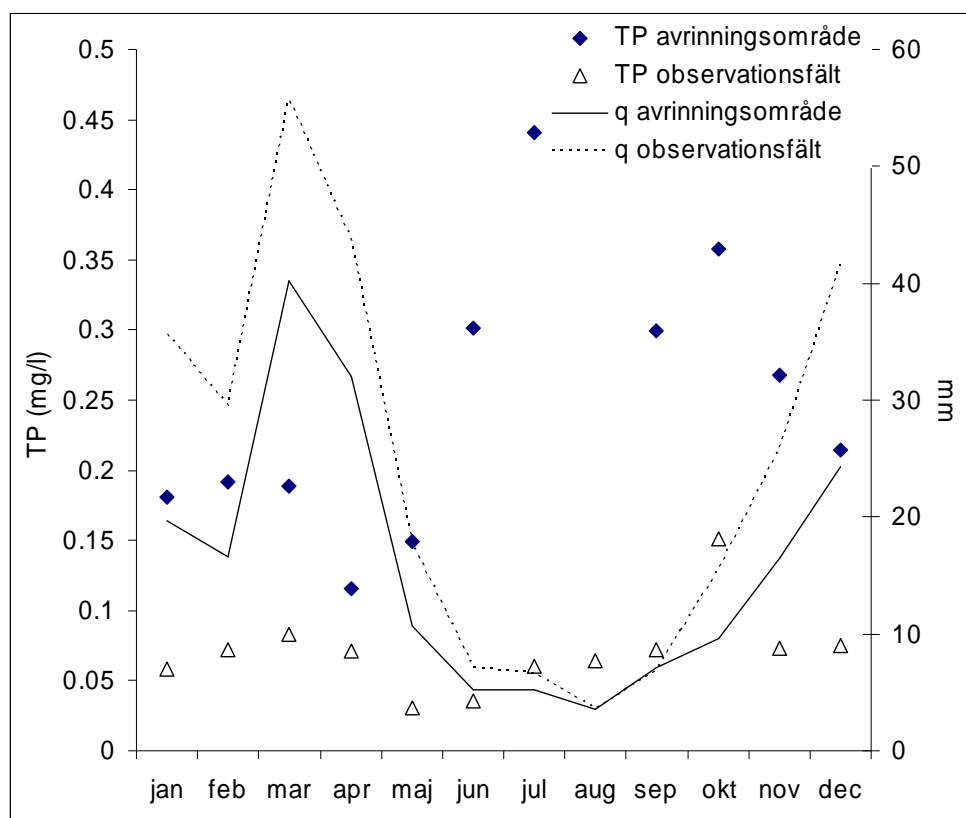
Område	p	Kommentar
GärdsKöpinge	0.024	Högsta halter under juli
Ryttarbäcken	0	Högre halter mellan juni och oktober
Marstad	0	Högre halter mellan juli och november
Åbromölla	0.194	
ÖsanTorn	0.869	
Ölman	0.06	
Hörlinge	0.438	
Eggelstad	0	Högre halter mellan juni och november, samt feb
HornborgaValtorp	0.003	Högre halter mellan januari och mars
Hörsne	0	Lägsta halter mellan april och juli
Högvad	0.67	

Svårigheter med att identifiera säsongsvariationer kan exemplifieras med jämförelsen av flödet och P-halter (Figur 9) från ett fält och från ett litet jordbruksdominerat avrinningsområde från Östergötland. Bägge är inkluderade i miljöövervakningsprogram med fokus på jordbruk och belägna ca 20 km ifrån varandra, med liknande klimat och jordartsförhållanden. Dock visar de skilda mönster beträffande P-halter, framförallt under sommarmånader med lågt flöde. Halter av total P ökar dramatiskt i avrinningsområdet under sommaren medan halter från observationsfältet förblir mer eller mindre oförändrade. Värden som visas i Figur 9 är månatliga medelvärden som baseras på mätningar under en period på ca 30 år. Det bör också noteras ett liknande mönster i P-halter under vinterhalvåret (oktober till och med mars) för fält och avrinningsområden men att halter från fältet är mycket lägre. Värt att nämna är också att avrinningen från fältet är ca 100 mm per år högre, vilket förklaras med bidraget från grundvattnet (Gustafson m. fl., 1984). Detta bidrag har troligen en viktig roll i utspädningen av P-halter från fältet och därmed kan till en stor del förklara lägre P-halter från fältet under perioder med högt flöde.

Huvudfrågan är då hur ICECREAMDB och TBV-systemet kan fånga dessa processer och variationer? I fallet med observationsfältet måste vi testa om ICECREAMDB kan beskriva ovan nämnda processer genom att tillämpa, kalibrera och validera modellen för ett antal fält med varierande förhållanden. I denna

fältskala bör modellen fånga både nivå i P-halter och eventuell säsongvariation. Dock, beroende på ett lågt antal fält där vi har långa mätserier, blir det svårt att validera och skala upp eventuella säsongvariationer i olika delar av landet.

I fallet med avrinningsområdet är det klart att vår förmåga att beskriva uppvisade mönster styrs både av tillämpade läckagekoefficienter och av beskrivningen av flödet och punktkällor. Belastningsmässigt spelar de höga halterna under sommarmånaderna en mindre viktig roll på grund av det låga flödet men en beskrivning av dessa processer är viktig för en korrekt källfördelning. Under förutsättning att vi noggrant kan kvantifiera övriga källor kan små sjölösa områden användas inom modelleringsarbetet för att identifiera eventuella säsongvariationer och på så sätt bli ett komplement till ICECREAMDB-modelleringen

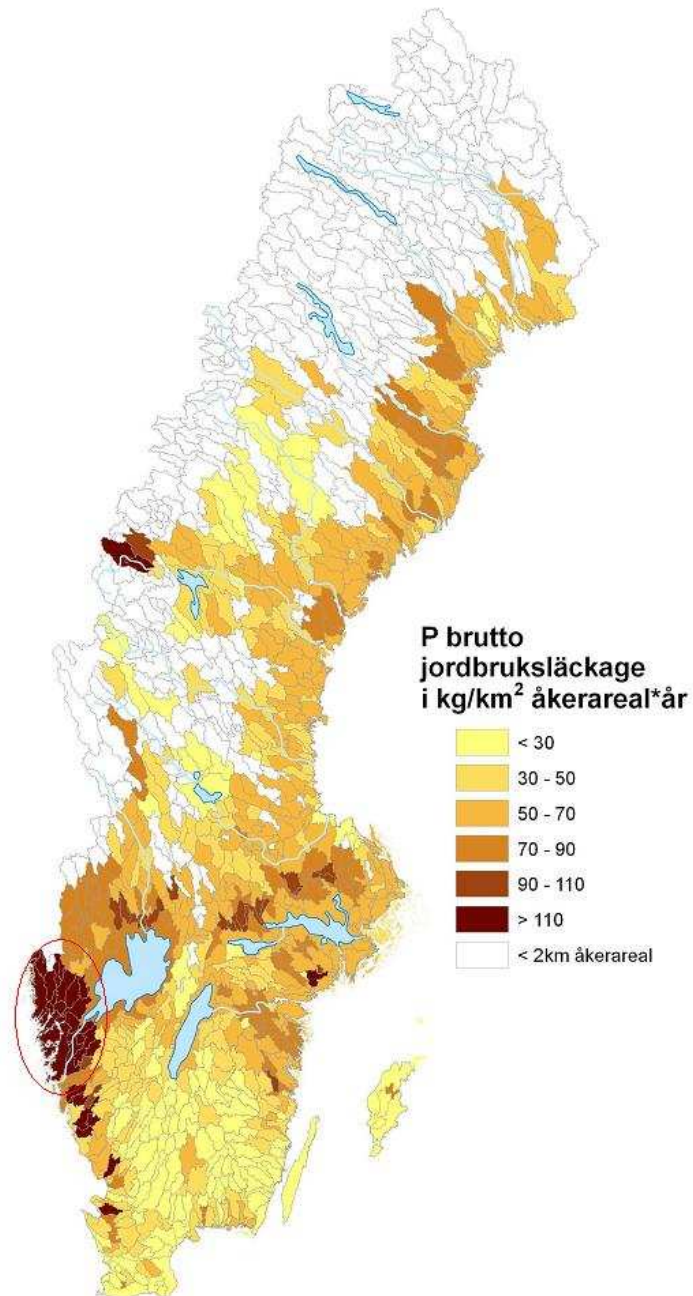


Figur 9. Inomårsvariationer av vattenflödet (q) och halter av total-P (TP) från ett fält och ett avrinningsområde i Östergötland.

Sammanfattningsvis så finns det i dag inget underlag för att införa säsongvariation i läckagekoefficienter. Eventuellt skulle man kunna komma längre genom att analysera mätdata från observationsfält och försöka identifiera säsongsskillnader. Därefter bör man testa om ICECREAMDB kan fånga denna dynamik genom att sätta upp, parametrisera, kalibrera och validera modellen på dessa fält. I nästa steg kan säsongvariationer valideras genom källfördelningsmodellering i små sjölösa områden, under förutsättning att övriga källor och hydrologin är korrekt beskrivna.

Verifiering av läckagekoefficienter i läckageregionregion 9

Resultat av PLC5-beräkningar med avseende på areellt P-läckage från jordbruksmark visade på höga värden i stora delar av läckageregion 9 (Figur 10). Under PLC5-beräkningar kunde inte dessa resultat verifieras på grund av bristande kalibreringsdata i detta område.



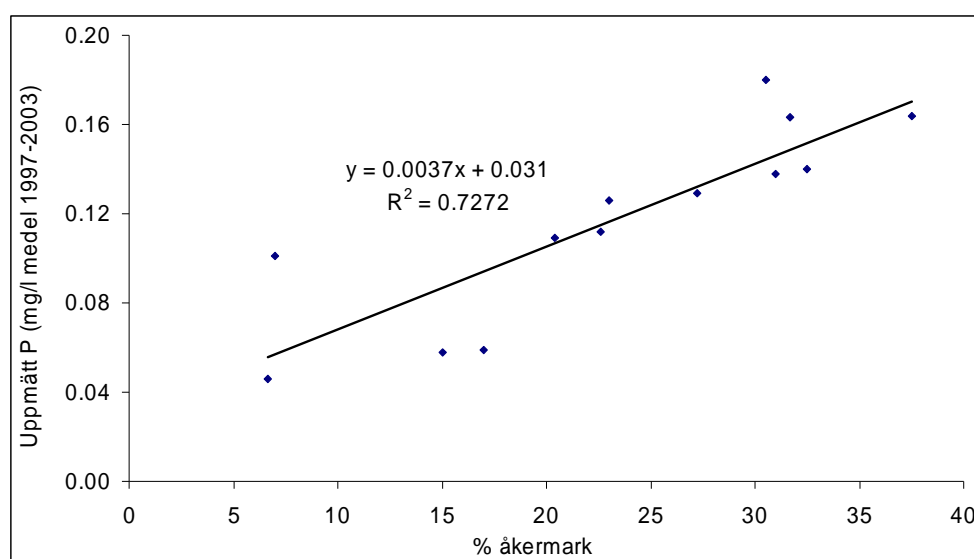
Figur 10. Arealläckage av brutto-P enligt PLC5 med inringade höga värden i läckageregion 9.

Framförallt saknades mätdata från små områden med liten andel sjöareal som är lämpliga för verifieringen av brutto-P-förluster. I rapporten "Många bäckar små" (Länsstyrelsen Västra Götalands Län, 2005) redovisas P-haltens och P-transportens årsmedelvärden för perioden 1996-2003 för 32 små bohuslänska bäckar. Inom ramen för detta projekt jämfördes resultat erhållna i PLC5-arbetet på delavrinningsområdesnivå med resultat från ovan nämnd rapport för ett urval av bohuslänska bäckar. Sammanlagt 13 bäckar vars tillrinningsområde utgjorde ett delavrinningsområde i PLC5-beräkningar ingick i denna jämförelse (Tabell 8).

Tabell 8. Storlek på tillrinningsområde samt andel åkermark för 13 bohuslänska bäckar.

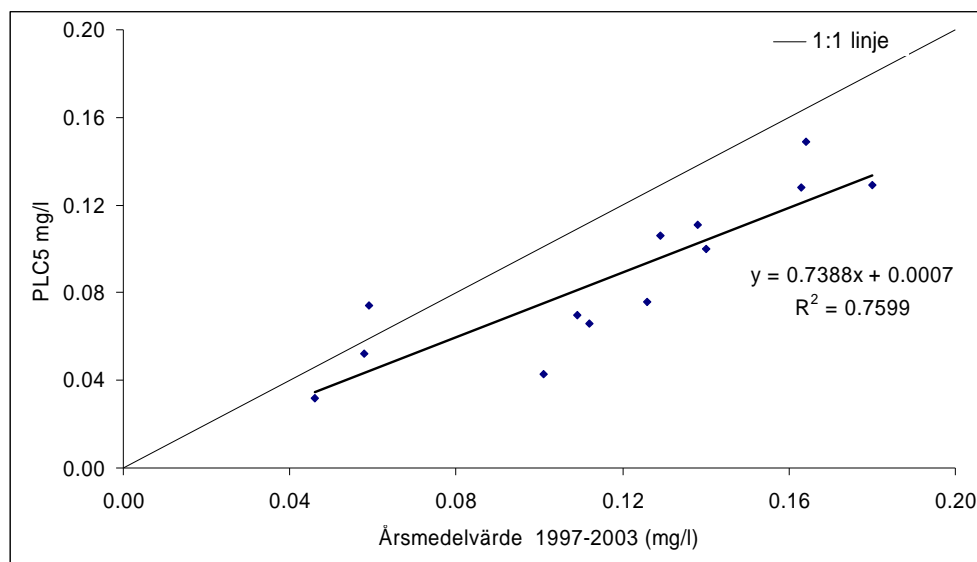
Namn	Area km ²	% åkermark
Överbyån	30.00	20.40
Hogarälven	36.00	15.00
Gunnebybäcken	7.11	27.20
Säbyån	16.95	31.00
Ödmålsån	16.40	17.00
Glose å	33.50	30.50
Broälven	22.80	23.00
Solbergaån	17.10	37.50
Vallby å	23.40	31.70
Färlev älv	42.42	32.50
Kärraån	26.00	7.00
Skredviksån	27.10	22.60
Taske å	27.00	6.64

Andel jordbruksmark i olika tillrinningsområden varierade mellan 6,6 och 37,5 procent (Tabell 8). Trots att jordbruket inte är den dominerande markanvändningen visar figur 11 att andelen jordbruksmark i avrinningsområdet har en viktig roll för de i bäcken uppmätta P-halterna.



Figur 11. Samband mellan andel åkermark i tillrinningsområden och uppmätta P-halter i 13 bäckar från Bohuslän.

Jämförelsen mellan P-haltens årsmedelvärde för perioden 1996-2003 och medelhalten i avrinnande vatten erhållen från PLC5-beräkningarna visar på en bra överensstämmelse för dessa 13 små bäckar (Figur 12). Det är också klart att PLC5-resultaten ligger strax under 1:1-linjen och därmed snarare är en underskattning än en överskattning av de uppmätta halterna.



Figur 12. Jämförelsen mellan halter av total P framräknade med PLC5 och årsmedelvärdet av de uppmätta halterna från 13 bohuslänska bäckar under perioden 1996-2003.

Därmed verkar PLC5-resultat för de utpekade delarna av läckageregionen 9 med höga P-förluster vara rimliga och risken för att modellen har överskattat förlusterna är liten. I de modellerade värdena snarare underskattas de verkliga förlusterna men mer ingående studier krävs för att identifiera vilka källor som underskattas eftersom det inte är självklart att det är jordbrukshalterna.

Ny arbetsmetodik för framtagning och kalibrering av läckagekoefficienter

ICECREAMDB-beräkningarna utförs för en upplösning motsvarande ett fält, Det vill säga de kvantifierade förlusterna antas ske vid fältkanten och genom rotzonsförluster till dräneringsledningar (Johnsson m.fl, 2008). Resultat av ICECREAMDB-beräkningar har också jämförts (Johnsson m. fl., 2008) med data som finns tillgänglig på denna skala, det vill säga de 13 fält som ingår i miljöövervakningsprogrammet "Observationsfält på åkermark" (Johansson och Gustafson, 2006). ICECREAM modellen har hittills kalibrerats för två av fälten som ingår i ovannämnda övervakningsprogram (Johnsson m.fl., 2006). Det första steget i det framtida utvecklingsarbetet måste vara en fullständig uppsättning, parametrisering, kalibrering och validering av ICECREAM modellen för alla dessa fält. Genom att använda detaljerade indata som finns insamlad för dessa fält (jordbearbetning, gödsling, växtföljd med mera) kan osäkerheter som orsakas av

indata reduceras och därmed kan fokus läggas på modellen och dess förmåga att beskriva drivande processer.

Dock, med tanke på den lokala variationen som finns på fältskalan är det nästan omöjligt att säga hur representativa dessa fält är för vare sig det lokala eller det regionala jordbruket. Detta i kombination med det låga antalet observationsfält resulterar i begränsade möjligheter att kalibrera ICECREAMDB-modellen och verifiera dess resultat (läckagekoefficienter) på ett sätt som kan anses tillfredställande på den nationella nivån, vilket behövs för de återkommande PLC-beräkningarna. Därmed är det svårt att i tillräckligt hög grad testa läckagekoefficienterna och utvärdera parametriseringen av ICECREAM. Framförallt saknas dessa viktiga steg i modelleringsarbetet under själva framtagningen av läckagekoefficienter då en fullständigare parametrisering och kalibreringsprocess skulle kunna ge en omedelbar feedback till modellerarna och öka resultatssäkerheten. De utvärderingar som görs i efterhand (vilket kan exemplifieras med Djodjic m. fl., 2004 och även detta projekt) kan befästa och i viss mån förklara befintliga avvikelser och därmed mynna ut i förslag till mer strategiska förändringar i arbetssätt, men de ger sällan den kontinuerliga och täta återkopplingen som behövs under själva modelleringsarbetet.

Eftersom brist på kalibreringsdata på fältskalan begränsar möjligheterna för ytterligare kalibrering av ICECREAMDB-modellen (och för den delen även SOILNDB-modellen) på denna skala föreslås här ytterligare ett steg under parametriserings- och kalibreringsprocessen. I detta andra steg ska läckagekoefficienter testas och utvärderas i ett antal sjölösa områden som domineras av jordbruksmark och där jordbruket är den största bidragande källa till näringsämnesförluster. I princip innebär detta förslag att en källfördelningsmodell ska sättas upp för dessa små områden, och de framräknade läckagekoefficienterna ska kontinuerligt testas i tätt samarbete med ICECREAMDB- och SOILNDB-modellerna. Därmed skulle modelleringen av läckagekoefficienter och dess testning på avrinningsområdesnivån löpa parallellt i en interaktiv process för att kvalitetssäkra framtagna resultat. Dessa små områden utan sjöar och med hög andel jordbruksmark har även i dag en viktig roll i PLC5-beräkningarna. De används nämligen för att kalibrera markretention för kväve och baserat på dessa modelleringar läses markretentionsparametern för större regioner (Brandt m. fl., 2008). Dessa små, sjölösa, jordbruksdominerade avrinningsområden omfattar stora delar av den totala variabiliteten som finns med tanke på jordartsfördelning, P-halt i marken, samt den klimat- och odlingsmässiga variabiliteten.

Inom ramen för detta projekt identifierades ett 60-tal små sjölösa områden (Figur 2), inklusive områden som ingår i miljöövervakningsprogrammet ”Typområden på jordbruksmark” (Kyllmar och Grill, 2007), som kan användas för ovan nämnt syfte. Undersökningen av befintlig miljöövervakningsdata inom detta projekt har dock inte varit uttömmande och fler lämpliga områden med bra data kan finnas. Ett annat förslag är att, med tanke på betydelsen som dessa områden har för PLC-

beräkningar, anpassa miljöövervakningsinsatser i de utvalda områdena så att man får bättre modelleringsunderlag både vad det gäller mätdata (flöde, vattenkvalitet) och områdesbeskrivning (topografi, markkartering med mera).

Slutsatser

I detta projekt har vi genom analys av resultat erhållna med den nya metodiken för beräkning av fosforförluster från åkermark (ICECREAMDB) och jämförelser med de uppmätta värdena identifierat flera förbättringsmöjligheter inför framtida beräkningar. De iakttagna avvikelserna och osäkerheterna kan klassas i tre grupper:

1. Upplösningen av indata är för låg, vilket gör modelltillämpningen osäker. Detta är en bredare fråga som berör tillämpningar av alla typer av modeller som beräknar hydrologi och transporter av näringsämnen på den regionala eller den nationella skalan. Upplösningen av jordartsdata, P-halter i marken, odlingsåtgärder och även meteorologisk indata är låg och därmed inte alltid representativa för de små områden som var i fokus i detta arbete. Egentligen är dessa svagheter viktigare för våra möjligheter att bedöma modellens prestation än för det totala resultatet i sig, eftersom dålig indata kraftigt begränsar möjligheterna att analysera modellens styrkor och svagheter. Därför föreslår vi att ICECREAMDB sätts upp, parametriseras, kalibreras och valideras på den skala den är ämnad för, det vill säga fältskalan, med de bästa tillgängliga data som finns. Dock är sådana data begränsad och täcker endast en mindre del av den totala variabiliteten som finns med avseende på jordarter, P-halter i marken, odlingsåtgärder med mera. Därför föreslår vi att ytterliggare ett steg införs i modelleringsarbetet. I detta steg ska de framräknade läckagekoefficienterna testas och valideras genom att en källfördelningsmodell sätts upp för ett större antal mindre, sjölösa områden. ICECREAMDB-modelleringen och denna källfördelningsmodellering måste bli synkroniserade för att kunna få synergieffekterna. En förutsättning för detta är att säkra bättre indata för dessa små områden jämfört med den nationella skalan.

2. Modelltillämpningen baseras på vissa svaga antaganden. I vissa fall har de antaganden som gjordes för att kunna hantera de existerande data på den nationella skalan lett till stora avvikelser och osäkerheter kring det erhållna resultatet. Ett exempel är klassindelningar av markens P-halt och lutningen, ett annat exempel är beslutet att beskriva delavrinningsområden med en dominerande jordart. Nämnade osäkerheter kring klassindelningen av lutningen och markens P-halt kan minskas med i detta projekt föreslagna regressionsekvationer som möjliggör användning av diskreta värden för varje delavrinningsområde. Dock kvarstår problematiken med representativitet beträffande de framräknade medelvärdena. Det är nämligen inte självklart att medelvärdet av P-halten i marken (eller medellutningen) för ett helt delavrinningsområde ger oss en representativ bild av P-förlusterna. Den episodiska karaktären av P-förlusterna, där en liten del av det totala avrinningsområdet under en kort tidsperiod kan stå för en stor del av de totala årliga förlusterna, är svår att beskriva med medelvärden. Enbart fortsatt tillämpning av själva ICECREAMDB-modellen på fältskalan och noggrannare testning av framräknade läckagekoefficienter i avrinningsområdesskalan kan ge oss

insikt om begränsningar med den nuvarande metodiken och även leda oss till alternativa lösningar.

Beräkningar med en dominerande jordart per delavrinningsområde är en stor generalisering med tanke på jordartens betydelse för förluster av både N och P. Med hänsyn till den låga upplösningen av jordartsdata är det dock svårt att bedöma vilka effekter införandet av flera jordarter per delavrinningsområdet skulle ha för resultatet. Även i detta fall kan en mer detaljerad tillämpning av beräkningsmetodiken i avrinningsområden med bra mätdata föra oss närmare svaret och skapa underlag för eventuella förändringar i framtida beräkningar.

3. Tillkortakommanden i modellens beskrivning av viktiga processer
Modellernas oförmåga att korrekt beskriva viktiga processer kan ofta gömmas bakom svag eller bristfällig indata. I detta projekt har vi lyckats identifiera ett antal möjligheter där det finns stor potential att förbättra modellen, där den viktigaste är beskrivningen av P-kemi och P-pooler i marken. Dessutom kan användningen av modellen förbättras genom en mer jordartsberoende parametrering av till exempel parametrar som styr fördelningen mellan ytavrinning och infiltration eller partikelgenerering. Trots alla tillkortakommanden i indata så lyser dessa konceptuella svagheter igenom och ger systematiska avvikelser i de erhållna beräkningsresultaten när de jämförs med mätdata. Därför bör fortsatt modellutveckling prioritera dessa två områden. Flera andra modellutvecklingsområden identifierades också. I vissa fall handlar det om mindre påbyggnadsinsatser (utfrysning av det organiska materialet) medan det i andra fall föreslås mer konceptuella ändringar (till exempel byte av "Curve number"-metodiken mot Richards ekvation) som innebär stora förändringar och kräver mer omfattande insatser.

Utförda statistiska analyser visar att det finns för lite underlag för att kunna införa säsongsvisa eller flödesberoende läckagekoefficienter istället för den årsmedelhalt som används för tillfället. Dock, med tanke på att analys gjordes på mätdata från små avrinningsområden, där andra källor än jordbruk kan påverka förlusterna, kan resultatet bli annorlunda om fokus ligger på fältskalan. Testning av ICECREAMDB-modellen för alla observationsfält kan även belysa denna fråga eftersom det eventuella säsong- eller flödesmässiga beroendet av P-halter bör fångas av modellen, om sådant beroende existerar.

En jämförelse av de höga P-förluster i läckageregion 9 med uppmätta data visade att beräkningarna snarare underskattade än överskattade P-förluster. En stark påverkan av jordbruk kunde konstateras med högre förluster vid högre andel jordbruksmark.

Sammanfattningsvis föreslås följande steg i det framtida utvecklingsarbetet:

1. Byte av klassindelningen av lutningen och markens P-halt med regressionsekvationer för att kunna använda diskreta värden.
2. Uppsättning, parametrisering, kalibrering och validering av ICECREAMDB för relevanta observationsfält för att minska osäkerheter och testa modellens prestation
3. Uppsättning, parametrisering, kalibrering och validering av en källfördelningsmodell för ett antal små, sjölösa, jordbruksdominerade avrinningsområde för att testa och validera framräknade läckagekoefficienter och ge feedback till fältmodellering
4. Testa hur en finare uppdelning i jordarter i ett delområde (i stället för att använda dominerande jordart) påverkar beräkningsresultaten i små sjölösa områden
5. Vidare utveckling av ICECREAM-modellen för beskrivning av P-kemi och P-pooler i marken

Referenser

- Beauchemin S., Simard R.R., & Cluis D. 1998. Forms and concentrations of phosphorus in drainage water of twenty-seven tile-drained soils. *Journal of Environmental Quality* 27, 721-728.
- Brandt M., Ejhed H., Rapp, L. 2008. Näringsbelastning på Östersjön och Västerhavet 2006 - Underlag till PLC5-redovisning till HELCOM . Naturvårdsverket Rapport 5815
- Börling K., Otabbong E. & Barberis E. 2004. Soil variables for predicting potential phosphorus release in Swedish noncalcareous soils. *Journal of Environmental Quality* 33, 99-106.
- Carlsson, C., Kyllmar, K, Ulén, B. och Johnsson, H. 2002. Typområden på jordbruksmark – Avrinning och växtnäringsförluster för det hydrologiska året 2000/2001.
- Djordjic F., Johnsson H., Brandt M. & Grahn G. 2004. Förbättringar i beräkningar av jordbruksläckaget. Rapportserie SMED och SMED & SLU nr 10 2004.
- Egnér H., Riehm H. & Domingo W.R. 1960. Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Boden. II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. *Kungl. Lantbrukshögskolans Annaler* 26, 199-215.
- Eriksson J., Andersson A., och Andersson R. 1997. Tillståndet i svensk åkermark. Naturvårdsverket, Rapport nr 4778.
- Eriksson J., Stenberg B., Andersson A., & Andersson R. 2000. Tillståndet i svensk åkermark och spannmålsgröda – jordartens betydelse för markegenskaperna, samband markfaktorer och elementhalter i kärna. Naturvårdsverket, Rapport nr 5062.
- Gustafson A., Gustavsson A.S. & Torstensson G. 1984. Intensitet och varaktighet hos avrinning från åkermark', SLU, Avdelningen för vattenvårdslära Ekohydrologi 16.
- Heckrath G., Brookes P.C. Poulton P.R. and Goulding K.W.T. 1995. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *Journal of Environmental Quality* 24, 904-910.
- Helsel D.R. and Hirsch R.M.: 1992. Statistical methods in water resources. *Stud. Environ. Sci.* 49, 285–294.
- Hesketh N., & Brookes P.C. 2000. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. *Journal of Environmental Quality* 29, 105-110.

- Johansson, G. & Gustafson, A., 2006. Observationsfält på åkermark. Avrinning och växtnäring förluster för det agrohydrologiska året 2004/05 samt en långtidsöversikt. *Teknisk rapport 107*, Avdelningen för vattenvårdslära, SLU
- Johnsson, H., Larsson, M., Brandt, M., Pers, L. och Rosberg, J. 2006. Framtagning av nytt fosforberäkningssätt för beräkningssystem för diffus belastning, retention och tillförsel till havet för PLC5 rapporteringen 2007. SMED rapport 2006:16.
- Johnsson, H., Larsson, M., Lindsjö, A., Mårtensson, K., Persson, K. och Torstensson, G. 2008. Läckage av näringsämnen från svensk åkermark. – Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 1995 och 2005. Naturvårdsverket rapport 5823.
- Knisel W.G. 1980. CREAMS: A fieldscale model for chemical, runoff and erosion from agricultural management systems. USDA, Science and education administration, Conservation rapport no. 26, Washington, D.C.
- Kungliga Lantbruksstyrelsen. 1965. Kungliga Lantbruksstyrelsens kungörelse med (5) bestämmelser för undersökning av jord vid statens lantbrukskemiska kontrollanstalt och lantbrukskemisk kontrollstation och lantbrukskemisk station med av staten fastställda stadgar. Kungliga Lantbruksstyrelsens kungörelser mm, Nr 1.
- Kyllmar och Grill, 2007. Växtnäring förluster i små jordbruksdominerade avrinningsområden 2005/2006. *Ekohydrologi 98*. Avdelningen för vattenvårdslära, Institutionen för markvetenskap, SLU, Uppsala.
- Länsstyrelsen Västra Götalands län. 2005. Många bäckar små - Små bohuslänska bäckars transport av kväve och fosfor till Skagerrak. Rapport 2005:49.
- Malgeryd J., Torstensson G. 2005. Kvävehushållning och miljöpåverkan vid olika strategier för skötsel av gröngödslingsvallar. JTI-rapport Lantbruk & Industri 335. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Miller M.H., Beuchamp E.G., Lauzon J.D. 1994. Leaching of nitrogen and phosphorus from the biomass of three cover crop species. *J. Environ. Qual.* 23, 267-272.
- Naturvårdsverket. 2002. Handbok för miljöövervakning. Programområde Jordbruksmark. Undersökningstyper för Typområden.
- Roberson T., Bundy L.G., Andraski T.W. 2003. Phosphorus runoff losses from alfalfa. 2003 Wisconsin Fertilizer, Aglime, & Pest Management Conference Proceedings. <http://www.soils.wisc.edu/extension/FAPM/2003proceedings/Bundy-2.pdf>
- Sibessen E. & Sharpley A.N. 1997. Setting and justifying upper critical limits for phosphorus in soils. p. 151–76. In H. Tunney, O.T. Carton, P.C. Brookes, and A.E. Johnston (ed.) Phosphorus loss from soil to water. CABI Publ., Wallingford, UK.

Timmons D.R., Holt R.F., Latterell J.J. 1970. Leaching of crop residues as a source of nutrients in surface runoff water. *Water. Resour. Res.* 6, 1367-1375.

Ulén B. 1984. Nitrogen and phosphorus to surface water from crop residue. *Ekohydrologi* 18, Division of Water Quality Management, SLU, Uppsala, Sweden. pp. 39-44.