



Inventering av möjligheter för utveckling av P-kemin i ICECREAMDB

Karin Blombäck och Anders Lindsjö
SLU

På uppdrag av Naturvårdsverket

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.

Förord

Föreliggande rapport är en sammanställning av det aktuella kunskapsläget kring dynamiken av oorganisk fosfor i svenska åkerjordar och hur fosfors sorptions/desorptionsmönster kan beskrivas med olika analytiska metoder. Rapporten skall användas som ett underlag för planering av fortsatt utveckling av simuleringsverktydet ICECREAMDB för beräkning av fosforförluster från svensk jordbruksmark. Arbetet är utfört av SMED (Svenska Miljöemissions Data) på uppdrag av Naturvårdsverket.

Innehåll

FÖRORD	3
INNEHÅLL	5
SAMMANFATTNING	6
SUMMARY	7
BAKGRUND	8
FÖREKOMSTFORMER AV OORGANISKT FOSFOR	11
Kemisk indelning	11
Agronomisk indelning	12
SORPTION/DESORPTION	14
Metoder för bestämning av sorptionskapaciteten	16
SAMBAND MELLAN P-LAGRING OCH OLIKA KEMISKA KOMPONENTER I SVENSKA JORDAR	18
FOSFORMODELLER	22
EPIC-modellens koncept	22
Andra modellkoncept	25
TILLGÅNG TILL DATA – VAD HAR VI I SVERIGE	27
MÖJLIGA UTVECKLINGAR AV P-MODELLEN	28
KONSEKVENSER FÖR KOMMANDE RAPPORTERING	30
REFERENSER	31

Sammanfattning

För nationell uppskattning av fosforförlusterna från svensk jordbruksmark till omgivande ytvatten används beräkningsverktyget ICECREAMDB och den däri ingående simuleringsmodellen ICECREAM. ICECREAM har sitt ursprung i de amerikanska modellerna CREAMS och EPIC, och har i vissa delar anpassats för finska förhållanden för beräkning av fosfors löslighet. Det vore önskvärt att modellen är bättre anpassad till markförhållanden och tillgänglig markkarteringsdata i Sverige. I detta arbete fokuserar vi på modellens beskrivning av den oorganiska markfosfor, dess lagring i olika pooler och dess löslighet. Vi har identifierat problem med att modellen i sin nuvarande utformning är lite för rigid och okänslig för svängningar i mer mobila fraktioner av P. Modellen återger inte dynamiken i en mer lätttrörlig växttillgänglig pool, varken inomårsdynamiken eller den mer långsiktiga dynamiken, eftersom den poolen och de flödena är för små i förhållande till den stora totala P-poolen. Eftersom parameteriseringen av pooler och flöden av den oorganiska fosfor inte är anpassad till de markanalysmetoder som används i Sverige är tillgången av lämplig indata begränsad.

Den aktuella fosforforskningen i Sverige har visat på samband mellan fosfor i marken mätt som P-AL och löst fosfor i matjorden extraherat med CaCl_2 eller H_2O . Resultaten är inte lika entydiga mellan fosforstatus i marken och löst P i dräneringsvatten eller i omgivande vattendrag. Det beror på att även andra, både kemiska och fysikaliska egenskaper och hur de fördelas genom hela markprofilen måste beaktas. Forskningen har visat att om även hänsyn tas till jordens sorptionskapacitet av fosfor och fosformättnadsgrad förbättras korrelationen mellan markens P-status och löst P för vissa jordar. Om dessa samband kan verifieras för ett större antal jordar kan det vara av intresse att inkludera dem i simuleringsmodellen för att förbättra beräkningarna av fosforförlusterna.

Modeller behöver utvecklas, både för att spegla den senaste forskningen och för att användningsområdet för modellen förändras från det ursprungliga syftet och därför behöver omfatta ytterligare eller modifierade beskrivningar av olika processer. Det vore önskvärt att basera beskrivningen av markens oorganiska P-pooler i ICECREAM utifrån de analysmetoder som rutinmässigt används i Sverige. Det vore även önskvärt att beakta ytterligare kemiska egenskaper i marken för beräkning av jämvikten och därmed flödena mellan de olika P-poolerna i modellen. Om detta är möjligt måste fortsatt forskning visa. Föreliggande rapport är en genomgång av det aktuella kunskapsläget och skall ses som ett underlag för det fortsatta planeringsarbetet för en sådan eventuell utveckling. De här presenterade forskningsresultaten måste verifieras för att större antal jordar och modellutveckling måste även ställas mot tillgången på indata till modellen. Grunden för en utveckling måste också vara ett behov av att kunna beskriva effekter av åtgärder i odlingen som påverkar fosfors dynamik och som vi idag inte klarar av att beskriva.

Summary

National estimates of phosphorus (P) losses from Swedish agricultural land to surrounding waters are currently produced using the calculation tool ICECREAMDB and its constituent simulation model ICECREAM. The ICECREAM model has its origins in the American models CREAMS and EPIC, and parts of it have been adapted for calculating the solubility of P under Finnish conditions. It would be preferable if the model were better adapted for the soil conditions and soil mapping data available in Sweden. In the present work we focused on the model's description of inorganic soil P, its storage in different pools and its solubility. We identified the problem that the model in its current form is slightly too rigid and insensitive to changes in fluctuations in more mobile P fractions. The model is unable to reproduce either the within-year dynamics or the long-term dynamics of a more easily soluble, plant-available pool, since that pool and its associated flows are too small in relation to the large total-P pool. Since the parameterisation of pools and flows of inorganic P is not adapted to the soil analysis methods used in Sweden, the availability of suitable indata is limited.

Recent research in Sweden has revealed a correlation between the P content of the soil extracted with ammonium lactate and expressed as P-AL and soluble P in the topsoil extracted with CaCl_2 or H_2O . The results are not as clear regarding the P status of the soil and soluble P in drainage water or in neighbouring water courses. This is because other characteristics, both chemical and physical, and how these are distributed throughout the entire soil profile must be taken into account. The research has also shown that taking into account the P sorption capacity of the soil and the degree of P saturation can improve the correlation between soil P status and dissolved P for certain soils. If these correlations can be verified for a larger number of soils, it may be worthwhile including them in the simulation model in order to improve calculations of P losses.

There is a need for improved models that reflect the latest research and that modify the area of application of the models from the original intention. Such models will need to include additional or modified descriptions of various processes. It would be desirable to base the description of the soil's inorganic P pools in ICECREAM on the analytical methods used routinely in Sweden. It would also be desirable to take into account additional chemical characteristics of the soil in calculating the balance and thereby the flows between the different P pools in the model. Future research will show whether this is possible. This report presents a review of existing knowledge and should be regarded as decision support for future planning for such developments. The research results contained in the report must be verified for a greater number of soils and model development must be tailored to match the available indata. The underlying motive for the development must be a need to describe the effects of cultivation measures that affect P dynamics, which we are unable to do at present.

Bakgrund

För nationell uppskattning av förlusterna av fosfor från svensk jordbruksmark till omgivande ytvatten används beräkningsverktyget ICECREAMDB. Beräkningarna av jordbruksläckaget ingår bland annat i Sveriges internationella rapportering av näringsbelastning på omgivande havsmiljöer (Naturvårdsverket, 2008a) och för den nationella Miljömålsuppföljningen (Naturvårdsverket, 2008b). Beräkningsverktyget används även vid scenarioräkningar och för uppföljning av förändrade odlingsmetoders och klimatförändringars inverkan på fosforläckaget från svensk jordbruksmark (Johnsson m.fl., 2009).

Beräkningsverktyget är uppbyggt kring simuleringsmodellen ICECREAM (Rekolainen och Posch, 1993; Tattari m.fl., 2001; Larsson m.fl., 2007), som i sin tur har sitt ursprung i de amerikanska modellerna CREAMS och EPIC. ICECREAM-modellen utgår från markens totala fosforinnehåll och är uppbyggd på samband framtagna för amerikanska jordar, med viss anpassning till finska markförhållanden. Flödena mellan olika lösliga P-pooler bestäms utifrån lerhalt, pH, CaCO_3 och basmättnadsgrad. Vi har identifierat några problem med det här modellkonceptet för våra beräkningar:

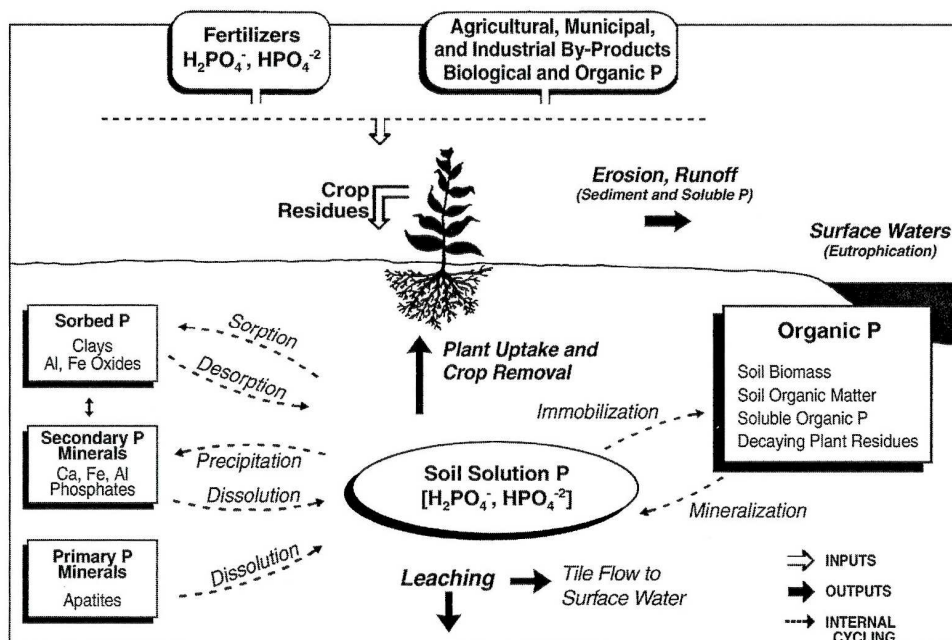
1. Konceptet som utgår från total-P och hur detta fördelas mellan olika P-fraktioner gör modellen rigid och okänslig för svängningar i mer mobila fraktioner av P.
2. Modellen återger inte dynamiken i en mer lätttröglig ”växttillgänglig” pool, varken inomårsmarkens dynamiken eller den mer långsiktiga dynamiken, eftersom den poolen och de flödena är för små i förhållande till den stora totala P-poolen.
3. Parameteriseringen av pooler och flöden av den oorganiska fosfor är inte anpassad till de markanalysmetoder som används i Sverige vilket medför begränsningar vad gäller tillgång till lämplig indata.

Det vore önskvärt att modellen var bättre anpassad till tillgänglig markkarteringsdata i Sverige, det vill säga att beskrivningen av markens pooler för oorganiskt P baserades på de fraktioner som analyseras i Sverige rutinmässigt. Eftersom de rutinmässigt använda analysmetoderna används för att de är lämpliga för den svenska jordmånen skulle även en anpassning till svenska jordars egenskaper, som mineralogi och andra kemiska parametrar, ske med automatik. Ytterligare kemiska egenskaper hos marken bör tas i beaktande vid beräkning av jämvikten och därmed flödena mellan de olika P-poolerna. Det är också nödvändigt att modellen klarar av att hantera både en långsiktig och en inomårs-dynamik i den fraktion eller pool som hanterar tillfört gödsel-P. I SLUs långliggande bördighetsförsök (Mattsson, 1998) har man visat att både överskotts- respektive underskottsgödsling har en betydande inverkan på P-AL poolen inom en femårsperiod. Djodjic m.fl. (muntlig kommunikation) har i ett pågående projekt visat på stora svängningar i P-AL värdet i marken närmaste månaderna efter gödsling. Denna typ av reaktion är viktigt att

kunna återge vid arbetet med olika scenarier kring agronomiska och miljömässiga effekter av förändrade bruksmetoder.

Fosfor förloras från marken till omgivande vatten antingen som löst eller som partikelbundet fosfor. Löst fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) uppgår i genomsnitt till 50 % i det vatten som förloras genom markprofilen till dräneringsystemet, men variationen är stor (Naturvårdsverket, 2005). Förluster av P i partikelbunden form dominerar framför allt i ytavrinningsvatten eller i dräneringsvatten med mycket ytvatteninslag och hög lerhalt. För att beräkna P-förlusterna från jordbruksmarken är det alltså viktigt att kunna uppskatta fosfors löslighet.

Fosfor i marken förekommer både i organisk och i oorganisk form (Figur 1). Den största andelen av markens P är hårt fastlagd i olika mineralformer (apatit och amorfa aluminium- och järnoxider) och frigörs endast på lång sikt genom vittring. Fastläggning av P sker genom absorption till mer svårösliga P-föreningar eller genom adsorption på partikelytor. Endast en mycket liten andel av fosfor är löst i markvätskan och direkt tillgänglig för grödupptag eller för förlust med perkolerande markvatten. Hur stor mängd löst P som finns i markvätskan bestäms av sorption-/desorptionsprocessernas komplexa jämviktsreaktioner mellan olika P-former och andra reagerande jonformer och/eller adsorberande ytor. Lösligheten av de organiska formerna styrs av biologiska mineraliserings- och immobiliseringsprocesser. Många studier pågår, men kunskapen om lösligheten av olika organiska P-former är fortfarande dålig.



Figur 1 Markens fosforcykel, en överblick av de fysikaliska, kemiska och mikrobiella processer som styr tillgängligheten av fosfor i marklösningen (från Pierzynski m.fl., 2005)

Forskningen kring fosforns fastläggning och rörlighet i marken har tagit fart den senaste 10 till 15-årsperioden till följd av de ökade problemen med övergödning av både sötvattens- och havsmiljön. I och med att man i Sverige byggt ut och effektiviserat reningsverkens förmåga att rena avloppsvattnet från fosfor så har den diffusa belastningen av fosfor från marken, och då främst jordbruksmark, blivit den största enskilda källan för fosfortillskott till våra svenska ytvatten (Naturvårdsverket, 2008a). Forskningen har övergått från att vara av mer kvantitativ karaktär, med mätningar av förlusterna från svensk åkermark (Stjernman Forsberg m.fl., 2010; Torstensson & Johansson, 2010) till att omfatta mer processtudier och orsakssamband av löslighet och fastläggning och många studier är fortfarande inte avslutade.

En tillförlitlig simuleringsmodell för fosforns dynamik i mark-växsystemet måste representera fosforcykeln i den skalan (Figur 1). Den bör också representera fosforns olika förekomstformer och de flödesprocesser som sker mellan de olika förekomstformerna. I föreliggande rapport fokuserar vi på dynamiken av den oorganiska fosfor med syftet att förbättra modelleringen av förlusterna av löst fosfor från svensk jordbruksmark. I litteraturgenomgången beskriver vi det nuvarande kunskapsläget gällande den oorganiska fosforns olika förekomstformer och flöden samt hur detta hanteras i olika simuleringsmodeller. Slutligen diskuterar vi möjligheter för en utveckling av ICECREAM-modellen och vad en sådan skulle få för konsekvenser för de belastningsberäkningar som utförs inom SMED.

Förekomstformer av oorganiskt fosfor

Kemisk indelning

Den oorganiskt bundna fosfor uppgår till 40-60% av totalfosfor i marken (Eriksson m.fl., 2005). Oorganiskt fosfor förekommer som primära och sekundära mineral, som sorberade (absorberade och adsorberade) fosfatjoner (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-}) och i liten utsträckning även som lösta fosfatjoner i markvätskan (Tabell 1). De oorganiska förekomstformerna är starkt pH-styrda, men också beroende av markens mineralsammansättning och humushalt samt redox-förhållanden (Eriksson m.fl., 2005).

Tabell 1. Fosfor pooler i marken, relativ storlek och tillgänglighet (Från Djodjic, 2001).

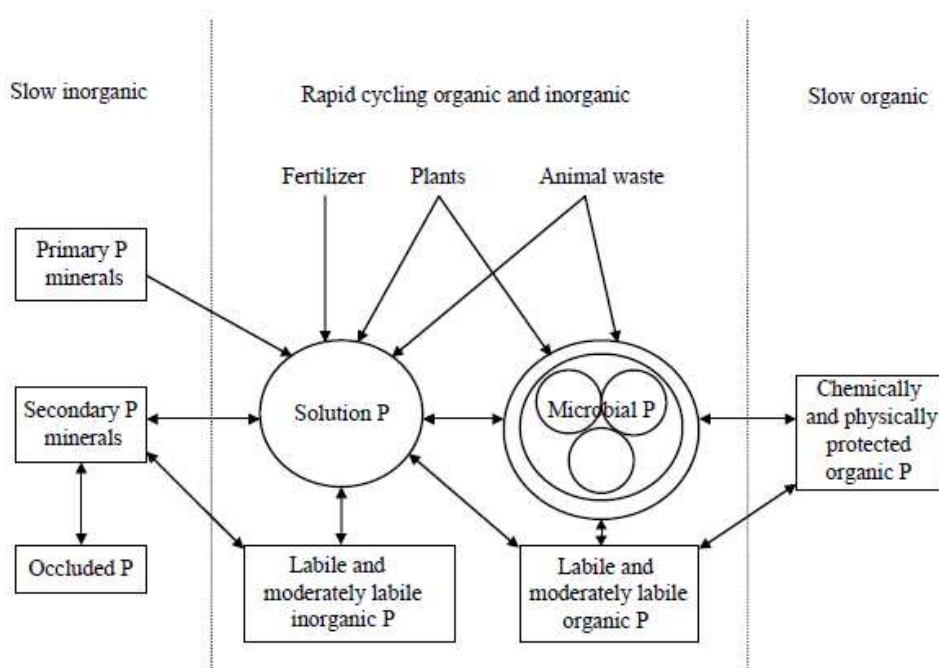
	Löst P	↔	Utbytbart sorberat P	↔	Stabilt P
		Snabb process	Långsam process		
Förekomst	I markvätskan		Adsorberat på oxidtytor		I mineral, organiskt material, utfällt (occluded) P
Förråd	Litet		Varierar		Stort
Relativ förrådsstorlek	1		100		5000
Tillgänglighet	Omedelbart tillgänglig		Tillgänglig		I praktiken otillgänglig

I våra svenska, svagt vittrade jordar är det huvudsakliga fosformineralet apatit. Apatit är ett primärt mineral som bildats i samband med bergartsbildningen. Sekundära mineral bildas av vittrade joner som vid höga koncentrationer fälls ut och bildar nya mineral. De vanligaste sekundära fosformineralen i våra svenska jordar är olika former av järn- (Fe^{3+}) och aluminium- (Al^{3+}) oxider samt fosfater. Fosfater bildas främst i gödslad mark. Vid höga pH och höga kalciumkoncentrationer (Ca^{2+}) fälls fosfat ut som mycket svårslösliga kalciumfosfater. Vid lägre pH bildas svårslösliga aluminium- och järnfosfater (Pierzynski m. fl., 2005). I starkt vittrade jordar kan järn- och aluminiumfosfater vara den dominerande fosforkällan.

Gemensamt för samtliga oorganiska former av fosfor är att lösligheten är låg. Därför förekommer fosfatjoner i låga koncentrationer i markvätskan (Pierzynski m.fl., 2005; Naturvårdsverket, 2005). Koncentrationen av löst fosfor i markvätskan varierar normalt från spårhalter till ca 2 mg P l^{-1} (Eriksson m. fl., 2005).

Vid modellering av fosfors dynamik i marken delar man in de olika fosforfraktionerna i olika pooler. För en fältmodell, som ICECREAM-modellen, är det nödvändigt att gruppera ihop olika kemiska fraktioner för att få en hanterlig modell. Eftersom man oftast, både för odlings- och miljöövervakningssammanhang är intresse-

rad av att kunna uppskatta lösligheten av fosfor brukar fosforpoolerna grupperas och beskrivas utifrån löslighetsegenskaper (Tabell 1; Figur 2).



Figur 2 Markens fosforcykel, dess komponenter och mätbara fraktioner (Från Lewis & McGechan, 2002)

Agronomisk indelning

Ur praktisk synvinkel är det ofta mindre viktigt att veta exakt i vilken kemisk form fosfor förekommer i marken. Det som är av betydelse är om tillgången i marken är tillräcklig för den växande grödan samtidigt som halterna är tillräckligt låga för att inte orsaka någon övergödning i omkringliggande vatten.

För att kunna uppskatta markens fosforlevererande förmåga i förhållande till grödbehov har olika kemiska extraktionsmetoder utvecklats och testats tillsammans med omfattande odlingsförsök. Från dessa försök har man kunnat visa på statistiska samband mellan markens fosforinnehåll och växtproduktion och ofta baseras gödslingsrekommendationer på dessa statistiska samband. Olika analyser används i olika länder som en anpassning till olika jordars ursprung och därmed kemiska sammansättning.

I Sverige används rutinmässigt extraktioner med ammoniumlaktat (AL) för bestämning av växttillgängligt P (P-AL) under växtsäsongen och som grund för gödslingsrekommendationer (Egnér m.fl., 1960). AL-extraktionen har lågt pH (3,75) och passar för våra svagt sura jordar i Sverige. Men metoden är mindre lämpad för analys av kalkhaltiga jordar då den sura extraktionen löser upp även svår-lösliga kalciumfosfater och därmed överskattas den växttillgängliga fosfor. En internationellt vanlig extraktionsmetod är "Olsen-P" (Olsen m.fl., 1954) där jorden

extraheras med en bikarbonatlösning med pH 8,5. Genom högre pH kan denna extraktionsmetod vara lämpligare för analys av jordar med högt pH. Olsen-P görs inte rutinemässigt i Sverige för svensk jordbruksmark, men används ofta i vetenskapliga studier tillsammans med P-AL.

För att uppskatta det mer långsiktiga (flera år) förrådet av växttillgängligt P i marken har man i Sverige använt extraktion med saltsyra (P-HCl; Egnér m.fl., 1960) och mer internationellt genom uppslutning med salpetersyra (P-HNO₃; SIS 1997). För att uppskatta den mest lösliga fraktionen av fosfor görs extraktioner med svag kalciumkloridlösning (P-CaCl₂) eller vatten (P-H₂O). CaCl₂-lösningen har en jonstyrka på 0,01M och antas motsvara extraktionsförmågan hos en normal markvätska. Extraktion med vatten antas motsvara extraktionsförmågan hos jonfattigt regn.

I en undersökning av 110 matjordsprov från lerjordar från fem olika platser gav de olika extraktionsmetoderna följande löslighet: P-CaCl₂ < P-H₂O < Olsen-P < P-AL < P-HCl < P-HNO₃ (Ulén & Eriksson, 2009). P-H₂O var 10 gånger högre än P-CaCl₂. Det beror på att en högre elektropotential i kloridlösningen ger en lägre desorption av fosfatjoner jämfört med extraktion i rent vatten (Börling m.fl., 2001) och har en tydlig effekt i kolloidrika lerjordar med hög katjonbyteskapacitet och lågt pH. Detta har gjort att CaCl₂ har ifrågasatts som extraktionsmedel för att bestämma växttillgängligt P (Hylander m.fl., 1996). Koncentrationen av P-AL i förhållande till totalfosfor (P-HNO₃) var högst i de jordar som innehöll extraherbart kalcium (Ca-AL). Detta indikerade att den sura AL-lösningen löst upp mer svårösligt kalciumbundet fosfor, och visat på en svaghet med AL-extraktionen på kalkhaltiga jordar (Börling m.fl., 2001).

I en undersökning av 82 matjordsprov från olika svenska långliggande gödslingsförsök var P-AL och Olsen-P starkt korrelerade med varandra (Ottabong m.fl., 2009). P-AL talet var oftast högre än Olsen-P och medelvärdet för P-AL/Olsen-P kvoten var $2,30 \pm 1,04$. Både P-AL och Olsen-P var negativt korrelerade till lerhalten och positivt korrelerade till organiskt kol, men endast svagt korrelerade med pH i marken. Endast en av jordarna var kalkhaltig.

Sorption/desorption

Sorption är den generella term som används för att beskriva flera olika kemiska processer (adsorption, ytutfällning, absorption, polymerisation och bildandet av sekundära mineraler) som resulterar i att en substans hålls kvar av jordens oorganiska och organiska fasta faser t.ex. markpartiklar, sedimentytor och kolloider (Pierzynski m.fl., 2005). Sorption av fosfor kan ses som kombination av flera processer, dels en snabb process (nästan omgående) bestående av adsorption på ytan av markpartiklar och dels långsamma tidsberoende processer där fosfor fälls ut eller absorberas (McGechan & Lewis, 2002). Den snabba processen varar en dag eller mindre medan den långsamma sorptionen kan pågå i flera veckor eller längre (Pierzynski m.fl., 2005). Sorptions- och desorptionsreaktioner jämviktas med markvätskan och processerna strävar hela tiden mot koncentrationsjämvikt (Sims & Sharpley, 2005). Den form av fosfor som deltar i sorptionsprocesserna är ortofosfat, vanligen bara benämnd som fosfat. Ortofosfat förekommer normalt i marken i formerna HPO_4^{2-} (pH>7,2) eller H_2PO_4^- (pH 4,0–7,2) (Sims & Sharpley, 2005).

Sorption uppstår på grund av fysikaliska och kemiska processer. De fysikaliska processerna utgörs av van der Waals krafter och elektrostatiska yttersfärs krafter t.ex. jonutbyte. Den kemiska processen utgörs främst av ligandutbyte vilket ger upphov till innersfärskomplex. Till de snabba/initiala processerna räknas jonutbyte och ligandutbyte på mineral- och oxidtytor (Fe/Al oxider) medan de långsamma processerna utgörs bl.a. av ytutfällning och diffusion av adsorberad fosfor in i fasta partiklar t.ex. absorption. (Pierzynski m.fl., 2005)

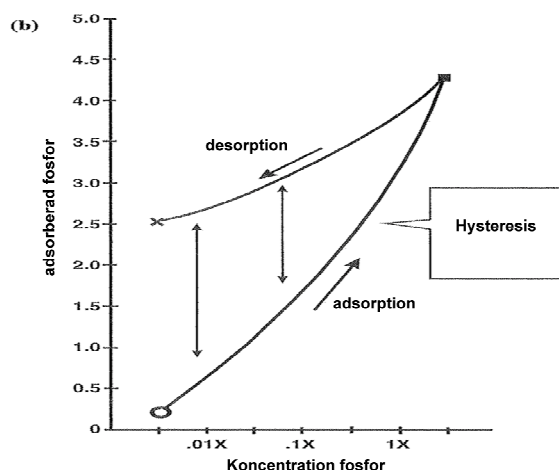
Jonutbyte sker på laddade ytor på mineraler. Dessa uppstår bl.a. genom s.k. isomorfisk substitution. Isomorfisk substitution uppstår när ett ämne ersätter ett annat i en mineralstruktur som därigenom ger upphov till ett mineral med en positiv laddning som fosfat kan binda till. Laddning kan också uppstå på mineralytan som en funktion av pH. Detta beror antingen på protonering eller på jonisering av oladdade platser. Jonisering ger upphov till en negativt laddad yta medan protonering ger upphov till en positivt laddad yta. Lågt pH ger upphov till positiv laddning på vissa lermineraler, metalloxider som järn- och aluminiumoxider och -hydroxider samt organiskt material vilket i sin tur ökar antal anjonsutbytesplatser. (Pierzynski m.fl., 2005).

Innersfärskomplex skapas genom att fosfatjonen binds direkt till kantgrupper på partikelytorna på mineral eller oxider genom ligandutbyte. För t.ex. en aluminiumoxid sker ligandutbytet genom att oxidens OH-grupp bytts ut mot fosfatjonen. Detta sker p.g.a. att den adsorberande mineralens/oxidens ytor har fria elektronpar och då kan bilda starka bindningar med betydande kovalent inslag med den adsorberade fosfatjonen. Bildning av innersfärskomplex med anjoner (fosfat) gynnas av lågt pH (Eriksson m.fl., 2005).

Den mängd fosfor som jordar kan sorbera benämns som **sorptionskapacitet** (PSC = Phosphorous Sorption Capacity), denna varierar stort mellan olika jordar. Jordar med hög sorptionskapacitet är jordar med egenskaper som låg fosforhalt, lågt pH, hög lerhalt och höga halter av järn- och aluminiumoxider. Ler och järn- och aluminiumoxider har hög anjonsbyteskapacitet, särskilt vid lågt pH genom den protonering som sker av de laddade ytorna. Sorptionskapaciteten påverkas av odlingsåtgärder som gödsling, kalkning eller minskad jordbearbetning. Vid gödsling sorberas P till sorptionsytorna så att sorptionskapaciteten förbrukas och minskar i takt med att ytorna blir mättade. Kalkning ökar tillgängligheten av fosfor i marken genom att den minskar sorptionskapaciteten och potentialen för utfällning av aluminium- och järnfosfater på grund av lägre protonering. Vid för höga doseringar av kalk kan dock fastläggningen av fosfor öka genom att gynna utfällning av kalciumfosfat. Tillförsel av organiskt material i form av stallgödsel och växtmaterial kan reducera sorptionen i och med att negativt laddade humussyror också sorberar till positiva laddningar på lerpartiklar och oxidtytor och därigenom blockerar och konkurrerar om platser där sorption av fosfor kan ske. Vid reducerad eller utebliven jordbearbetning ackumuleras höga halter av fosfor och växtrester (organiskt material) i översta jordlagret (0-2 cm) vilket leder till hög mättnadsgrad av laddade platser på partikelytorna och därmed en låg kapacitet för ytterligare sorption av fosfor och höga halter av labilt fosfor. Detta i sin tur ökar risken för fosforförluster genom ytavrinning och läckage, (Pierzynski m.fl., 2005).

Desorption är när fosfor frigörs från en fast fas till markvätskan. Desorption sker för att återställa jämviktskoncentrationen när växtupptag, ytavrinning och fosforläckage reducerar koncentrationen av fosfor i markvätskan. Precis som med sorption kan desorption delas in i ett snabbt och ett långsamt förlopp. Det snabba förloppet utgörs av frigörande av fosfor som genom adsorption bundits till reaktiva ytor i direkt kontakt med markvätskan. Frigörande av fosfor som sorberat genom jonutbyte samt fosfor som komplexbundits till organiskt material tillhör också det snabba desorptionsförloppet. Det långsamma förloppet utgörs av diffusion av absorberad fosfor från jordpartiklar och aggregat. Även upplösning av utfällningar, amorfa/kristallina faser av fosfor samt fosfor som polymeriserats på mineraltytor räknas till det långsammare förloppet, (Pierzynski m.fl., 2005).

Endast en liten andel av den fosfor som sorberats är lätt desorberbar, d.v.s. sorptionshastigheten överstiger hastigheten vid vilken desorption sker ett fenomen som kallas hysteresis (Figur 3).



Figur 3 Illustration av en ideal sorption-desorptionskurva för fosfor. När fosfor tillförs jorden ökar också mängden adsorberad fosfor, desorptionen sker dock inte med samma hastighet som sorptionen d.v.s. desorptionen är inte helt komplett/identiskt värdbar. Detta är ett fenomen som kallas hysteresis. (Från Pierzynski m.fl., 2005) .

Metoder för bestämning av sorptionskapaciteten

En vanligt förekommande metod för att fastställa PSC i en jord är att konstruera sorptionsisotermer. Normalt görs detta genom att jämvikta en jord med en lösning av känd fosforkoncentration för att sedan mäta hur mycket fosfor som finns kvar i lösningen efter jämviktningen. Differensen mellan fosforkoncentrationen före och efter jämviktning antas vara ett mått på den mängd som sorberats eller desorberats av jorden. Denna jämviktning upprepas med ökande fosforkoncentration i lösningen. Mängden fosfor som sorberas plottas mot koncentrationen av fosfor i lösningen och utifrån denna plott kan sorptionen av fosfor beskrivas från anpassning av empiriska ekvationer som t.ex. Langmuir- eller Freundlichekvationen (Barrow, 1978).

Langmuirekvationen har formen;

$$X = \frac{K X_m C}{1 + K C} \quad (1)$$

där C (i mmol^{-1}) är koncentrationen av fosfor i lösningen, X (i mmol kg^{-1} jord) är mängden fosfor som sorberats av jorden och K och X_m är empiriska parametrar som kan beräknas fram genom den linjära formen av Langmuirekvationen. Parametern K är en konstant relaterad till bindingsenergi, X_m i sin tur definieras som den maximala sorptionskapaciteten (d.v.s. PSC) för jorden (Börling, 2003). Ett problem med alla typer av ekvationer för beskrivning av sorptionsisotermer är att hänsyn måste tas till den mängd fosfor som redan sorberats av jorden som ska jämviktas (Barrow, 1978). Barrow (1978) infogade termen X_0 d.v.s. mängden ytsorberad fosfor som redan finns i jorden innan jämviktningen påbörjas (ekvation 2).

$$X - X_0 = \frac{K X_m C}{1 + K C} \quad (2)$$

Att bestämma PSC genom att använda sig av sorptionsisotermer och dess empiriska ekvationer är tidskrävande, det går dock att uppskatta PSC genom förenklade metoder (Börling m.fl., 2004). Bache & Williams (1971) föreslog en metod som går ut på att tillsätta en stor mängd fosfor vid ett tillfälle och mäta den mängd som sorberats vilket ger ett fosforsorptionsindex (PSI = P sorption index) som är väl korrelerat med PSC. Metoden har fått namnet "Single point addition". I en studie som gjorts av 10 jordar med varierande jordart och P-status från de långliggande bördighetsförsöken i Sverige (Carlgren & Mattsson, 2001) har "single point addition"-metoden visat sig ge en mycket god uppskattning över fosforsorptionskapaciteten i svenska jordar (korrelationen mellan X_m och PSI var $r \geq 0,98^{***}$) (Börling m.fl., 2001). En annan frekvent använd metod för att uppskatta PSC är att mäta egenskaper hos jorden som påverkar fosforsorption och att sedan använda sig av en pedotransferfunktion (multivariatstatistik) för att fastställa PSC (Börling m.fl., 2001). Vanligast är att använda pedotransferfunktioner baserade på ammoniumoxalat extraherbart järn och aluminium (van der Zee & Van Riemsdijk, 1988; Börling m.fl., 2001; Borggaard m.fl., 2004)

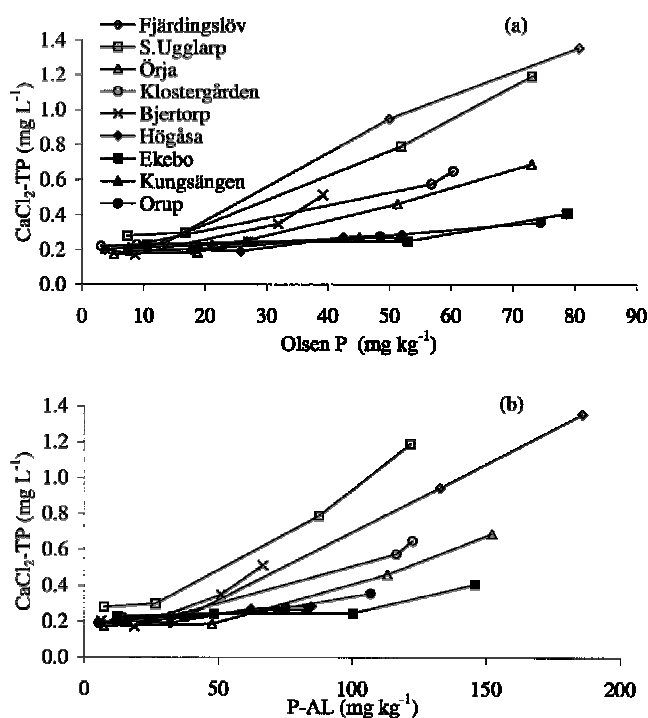
Fosformättnadsgraden (DPS = Degree of P saturation) definieras som andelen av bindningsställen som redan är ockuperade av fosfor och ger ett mått på hur nära jorden är fosformättad. Det kan användas för att utvärdera risken för fosforläckage för en jord, dessutom underlättas jämförelse av jordar med olika fosforsorptionskapacitet. DPS fastställs genom att mängden sorberad fosfor ställs mot fosforsorptionskapaciteten, att notera är att det går att kombinera olika metoder för att estimera både sorberad fosfor och sorptionskapacitet.

$$DPS = \frac{\text{sorberad P}}{\text{sorptionskapacitet P}} \times 100 \quad (3)$$

Mängden redan sorberad fosfor kan uppskattas utifrån flera kemiska extraktionsmetoder som t.ex. extraktion av fosfor med ammoniumoxalat lösning (van der Zee & Riemsdijk, 1988), extraktion med jonbytare ("anion exchange resin"; Sibbesen, 1978) samt extraktion med järnimpregnerade filterpapper (van der Zee m.fl., 1987). Ammoniumoxalat extraherar all fosfor som är sorberad eller absorberad på/i ytor av järn- och aluminiumoxydytor (McGechan, 2002).

Samband mellan P-lagring och olika kemiska komponenter i svenska jordar

Många forskningsstudier, både internationellt (t.ex. Heckrath m.fl., 1995; Beauchemin m.fl., 1998; Maguire & Sims, 2002; Vadas m.fl., 2006) och i Sverige, visar på ett samband mellan halten växttillgängligt P i marken och P i marklösningen. Börling m. fl. (2004) visade på samband mellan P-AL respektive Olsen-P och CaCl_2 -extraherbar P (Figur 4) för 10 svenska jordar från bördighetsförsök (Carl-gren & Mattsson, 2001). Sing m.fl. (2005) visade i en studie av 11 norska jordar ett samband mellan lättlösligt P (1 M NH_4Cl -extraherbar) och P-AL ($r=0,79$). I en studie av 110 matjordsprover från svenska lerjordar var CaCl_2 -extraherbar P positivt korrelerat till både P-AL ($r^2=0,66$) och Olsen-P ($r^2=0,73$), medan vattenextra-herbar P endast var svagt korrelerat med den CaCl_2 -extraherbara P ($r^2=0,243$ resp. 0,388) (Ulén & Eriksson, 2009).



Figur 4 CaCl_2 extraherbar totalfosfor ($\text{CaCl}_2\text{-TP}$) i relation till tester av markfosfor bestämda enligt (a) NaHCO_3 extraherbar fosfor (Olsen P) och (b) ammoniumlaktat extraherbar fosfor (P-AL). (Från Börling m.fl. 2004).

Ofta avspeglas hög uppmätt agronomisk fosforstatus (t.ex. P-AL, Olsen-P) även i höga halter löst fosfor i dräneringsvatten och i omgivande vattendrag. Ulén (2006) kunde korrelera koncentrationen av DRP ("Dissolved reactive P"; löst reaktivt fosfor som analyserats med molybdat) i dräneringsvattnet från 22 nordiska fält till uppmätta värden av P-AL, Fe-AL och Al-AL. Eriksson (2009) visade på samband

mellan medelvärdet för förlust av DRP ($\text{kg km}^{-2} \text{år}^{-1}$) uppmätt i bäckvatten och P-AL respektive Olsen-P i jorden i fem olika avrinningsområden från Sverige, Estland, Lettland och Litauen, och även mellan koncentrationen av DRP (mg l^{-1}) och P-AL respektive Olsen-P om kalkhaltiga jordar uteslöts. I en pågående lysimeterstudie med regnsimulering av fosforläckage från matjorden i fem olika jordar visar preliminära resultat på ett starkt samband mellan P-AL tal och uppmätt förlust av DRP i läckagevattnet (Annika Svanbäck, muntlig kommunikation), men sambandet är olika för varje undersökt jord. Sambanden mellan markens P-status och läckageförluster är dock inte helt entydiga, och det finns exempel på jordar med höga P-AL tal med obetydligt fosforläckage. I en lysimeterstudie av fosforläckaget från en lättjord med järnrik alv var förlusterna obetydliga jämfört med en lerjord med samma P-AL tal (Djodjic m.fl., 1999). Detta kunde förklaras med avsaknad av makroporflöde i den lätta jorden, men också av att löst fosfor i marklösningen återsorberades till järnfosfater när det nådde alven. Djodjic m.fl. (2004) kunde heller inte påvisa något samband mellan läckage och fosforstatus i matjorden mätt som P-AL eller Olsen-P eller DPS i en lysimeterstudie av fem olika jordar från bördighetsförsök trots att Börling m.fl. (2004) visat på samband med CaCl_2 -extraherbart P i samma jordar. Jordarna representerade ett jordartsspann från lättjord till lerjord och med olika utvecklade struktur genom markprofilerna. Djodjic m.fl. (2004) förklarade skillnaderna i fosforläckage med skillnader i vattnets rörelse genom profilerna och därmed uppehållstiden för löst fosfor i marken. I en jord med väl utvecklad sprickstruktur och riklig transport genom makroporflöde blir uppehållstiden och därmed kontakten med markpartiklar kort för löst fosfor i markvätskan, med följd att P inte får samma tid till sorption som vid ett långsammare flöde. I vatten som perkolerar långsamt genom markprofilen blir uppehållstiden längre och möjlighet till återsorption på markpartiklar i alven bättre. För att kunna uppskatta fosforförlusten från marken måste alltså både de hydrologiska och de kemiska faktorerna i hela markprofilen tas i beaktande. Ett flertal studier pågår för närvarande för att belysa betydelsen av variationen i kemiska betingelser genom markprofilen för sorption/desorption och sambandet med fosforläckaget (Andersson, muntlig kommunikation; Liu, muntlig kommunikation).

Löst fosfor förekommer både i organisk och olika oorganiska former. I jordar med hög P-status, mätt som P-AL eller Olsen-P, återfanns den större andelen av CaCl_2 -extraherbart P som DRP. DRP består till en stor del av oorganiskt ortofosfat (H_xPO_4). I jordar med lägre P-status ökade den relativa andelen av organiskt P och oorganiska polyfosfater som också ingår i DRP. Den absoluta andelen av dessa båda P-former var relativt konstant oberoende av gödslingsstrategi och inte heller korrelerad till markens P-status (Börling m.fl., 2004).

Sambandet mellan P-status, uppmätt som P-AL eller Olsen-P, och CaCl_2 -extraherbart P som Börling m.fl. (2004) visade för långliggande bördighetsförsök skilde sig mellan de olika jordarna även om de hade samma P-status (Figur 4). Skillnaderna kunde delvis förklaras med skillnader i jordarnas fosforsorptionskapacitet (PSC). I jordar med låg PSC frigjordes en större mängd P i CaCl_2 -extraktet än

i jordar med hög PSC. Börling m.fl. (2004) fann även samband mellan CaCl_2 -extraherbart P och fosformättnadsgrad (DPS) beräknat som P-AL eller Olsen-P i förhållande till PSC ($r^2 = 0,79$ till $0,85$ beroende på om PSC bestämts från sorptionsisotermer eller från PSI). De fann även samband ($r^2 \geq 0,86$) mellan CaCl_2 -extraherbart P och då DPS beräknats som P-AL eller Olsen-P i förhållande fosforsorptionsindex (PSI). Utifrån sina resultat rekommenderade Börling m.fl. (2004) att förutom P-status i form av P-AL eller Olsen P bör även PSC och DPS ingå vid en riskbedömning av jordars läckagebenägenhet. PSC kan antingen bestämmas utifrån sorptionsisotermer, men även beräknas utifrån mätningar av ammoniumoxalatlösligt järn och aluminium (Börling m.fl., 2001, 2004). Ulén (2006) visade starka samband mellan ammoniumoxalatlösligt och AL-lösligt aluminium respektive järn och drog slutsatsen att mängden Al-AL och Fe-AL kan användas som indikator för en jords PSC. Vid bestämning av DPS beräknas sambandet mellan P-AL eller Olsen-P och PSC eller PSI. Ulén (2006) beräknade DPS_{AL} som kvoten mellan P-AL och (Al-AL+Fe-AL). Även om hydroxider och oxider av aluminium har starkare inverkan på markens P-sorberande förmåga än hydroxider och oxider av järn (Börling m.fl., 2001; Niskanen, 1990) uppnåddes bäst korrelation mellan koncentrationen av löst P i dräneringsvattnet och DPS_{AL} om både Al-AL och Fe-AL inkluderades i beräkningen. Höga värden för DPS_{AL} visade sig vara en relativt bra indikator för hög risk för stort läckage av löst P, speciellt för alvprov från sand - mojordar (Ulén, 2006).

En undersökning av 230 svenska, icke kalkhaltiga jordar indikerade ett positivt samband mellan Al-AL och Fe-AL och halten organiskt kol i marken (Ulén, 2006). Det möjliggjorde att ett grovt värde för DPS kunde beräknas utifrån värden på P-AL och koncentrationen av organiskt material (TOC) enligt:

$$\text{DPS} = 4,47 + 1,51 * \text{P}_{\text{ICP-AL}} - 0,265\text{TOC} \quad (r^2 = 0,65) \quad (4)$$

då P-AL extraktet analyserats med ICP spektrometri-teknik (Inductive Coupled Plasma spectrometry). Ulén (2006) fann även ett samband mellan PSI och TOC i kombination med pH för 75 kalkhaltiga jordar från Gotland:

$$\text{PSI} = 7,68 + 2,18 * \text{TOC} - 1,13 * \text{pH} \quad (r^2 = 0,95) \quad (5)$$

Om dessa samband, liksom beräkningen av DPS_{AL} , kan verifieras för andra jordar är de mycket användbara eftersom de bygger på parametrar som normalt bestäms vid rutinmässiga markkarteringar och datamaterialet därmed är stort. I ett pågående projekt kommer flera olika fosforfraktioner tillsammans med andra kemiska egenskaper att bestämmas på ett stort spektrum av svenska jordar. Syftet är att utifrån ny data tillsammans med redan befintlig experimentell data konstruera pedotransferfunktioner för fosfors lagring och dynamik i svenska jordar baserat på svenska traditionella karteringsmetoder (Blombäck m.fl., 2009). Pedotransferfunktionerna kan sedan nyttjas för att beskriva samband mellan olika P-fraktioner och olika

markegenskaper i simuleringsmodeller samt för parametrisering av svenska förhållanden.

Djordjic (2007) visade på ett samband mellan den långsiktiga utvecklingen av markens P-AL tal och förrådsfosfor mätt som P-HCl för 10 svenska jordar från bördighetsförsök med fyra olika gödslingsnivåer då hänsyn togs till markens fosforsorptionskapacitet och bortförsl med skörd. P-AL var direkt proportionellt mot P-HCl och omvänt proportionellt mot sorptionskapaciteten och fosforskörden, det vill säga omvänt proportionellt mot "sänkor" för lättillgängligt P. Ju lägre gödslingsnivå var desto starkare var beroendet mellan P-AL och P-HCl, det vill säga sambandet med markens egen fosforlevererande förmåga. Ju högre gödslingsnivå desto starkare var sambandet mellan P-AL och markens sorptionskapacitet, det vill säga hur mycket av tillfört P som behövs i lättillgänglig form respektive fastlades genom sorption.

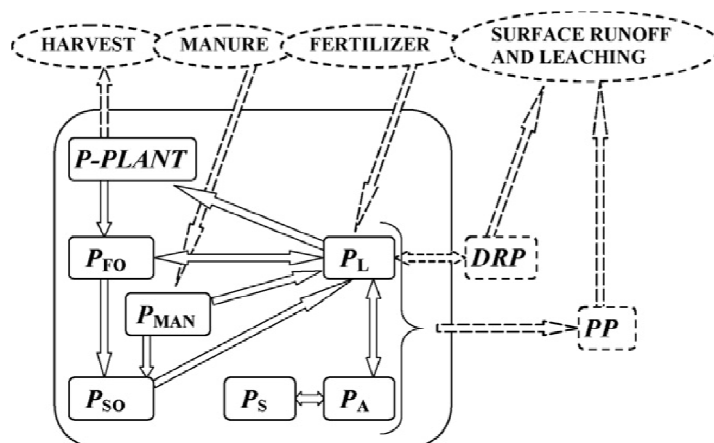
I ett pågående projekt (Djordjic & Mattsson, 2009) undersöks den mer kort- och medellångsiktiga effekten av gödsling på dynamiken hos P-AL och P-CaCl₂ i jordar med olika initial P-status och vid olika mängd och typ av fosforgödsling. Fördelningen av P i de olika poolerna följs på kort sikt (dagar, veckor) och något längre sikt (månader, upp till 1 år) och sätts i förhållande till övriga markegenskaper som textur, PSC, DPS och ursprunglig P-status.

Fosformodeller

Fosforns dynamik i marken kan modelleras i olika skalor – med fokus på den detaljerade kemin i utbytesprocesserna på kolloidtytor, med fokus på fosforns rörlighet i det enskilda fältets mark-växsystem eller fosforflödena i ett avrinningsområde. Naturligtvis kommer modellens uppbyggnad med ingående komponenter och detaljeringsgrad att skilja beroende på syftet med modellarbetet. Fokuset i den här rapporten är modeller som hanterar fältskalan. I samtliga modeller delas markdjupet in i flera nivåer. Fosfordynamiken beskrivs likadant i varje nivå och nivåerna binds ihop genom att fosfor transporteras mellan nivåerna. Modellbeskrivningarna nedan görs endast för en nivå.

EPIC-modellens koncept

I de flesta fosformodellerna som används för belastningsberäkningar (till exempel ICECREAM, EPIC, GLEAMS, CREAMS¹) delas den oorganiska fosfor in i tre pooler: en labil (P_L), en aktiv (P_A) och en stabil pool (P_S) (Figur 5). Konceptet föreslogs redan 1984 av Jones m.fl. (1984) som en del av EPIC-modellen och innebär att den oorganiska fosfor delas in efter hur snabbt den kommer i lösning. Förutom de oorganiska poolerna innehåller samtliga modeller även organiska pooler som har ett utbyte (mineralisering och immobilisering) med den labila oorganiska poolen. Förluster av fosfor sker genom ytavrinning och utlakning genom markprofilen, och två former av fosfor, löst och partikulärt, tas i beaktande. I ICECREAM-modellen urskiljs även transporten av vatten och fosfor (löst och partikulärt) genom makroporer i marken som ett separat flöde (Larsson m.fl., 2007).



Figur 5 Indelning av pooler och flöden av fosfor vid fosformodellering i fältskalan i enlighet med Jones m.fl. (1984). Illustrationen är från (Larsson m.fl., 2007) och visar fosforns uppdelning i ICECREAM-modellen.

¹ ICECREAM (Rekolainen och Posch, 1993; Tattari m.fl., 2001; Larsson m.fl., 2007); EPIC (Erosion-Productivity Impact Calculator; Williams m.fl., 1983); CREAMS (Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems; Knisel, 1980); GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management System; Leonard m.fl., 1987; Knisel m.fl., 1993)

P_L -poolen i modellen ska representera det fosfor som står i jämvikt med löst fosfor i marklösningen och varifrån löst fosfor förloras med läckage och ytavrinning samt till upptag i gröda och mikroorganismer. Tillfört mineralgödsel inkorporeras i P_L -poolen liksom mineraliserat fosfor. P_L -poolen jämviktas sig också snabbt (några dagar till några veckor) med P_A -poolen, medan det sker en långsam jämviktning mellan P_A - och P_S -poolerna.

Enligt det ursprungliga modellkonceptet parametreras initialvärdet för P_L -poolen utifrån mätvärden av den lättlösliga fosforfraktionen i marken (Jones m.fl., 1984). Sharpley m.fl. (1984) beskrev en analysmetod med så kallad jonbytare ("anion exchange resin") för bestämning av P_L . Metoden är tidskrävande och kostsam, men Sharpley visade även ett samband mellan lösligheten för jonbytes-metoden och andra mer standardiserade amerikanska analysmetoder. Därför kan initialvärden för P_L sättas utifrån olika analysresultat för markens innehåll av P, som till exempel Olsen-P, Bray P och Double acid P. Eftersom dessa analysmetoder är utvecklade för att passa olika jordtyper kan man även anpassa parametreringen av P_L utifrån jordtyp som ska simuleras. I Finland har man på motsvarande sätt bestämt initialvärden för P_L utifrån sambandet mellan "anion exchange resin"-lösligt fosfor och den finska standardmetoden med ammoniumacetat-lösligt fosfor för kartering av åkermark (Yli-Halla m.fl., 2005).

Enligt modellen strävar de olika poolerna mot att vara i jämvikt med varandra. Jämvikten mellan P_L och P_A beräknas utifrån P_L och en sorptionsfaktor (F_l) enligt:

$$P_A = P_L(1 - F_l) / F_l \quad (6)$$

F_l beräknas utifrån resultat på lösligheten hos fosfor som bestämts med jonbytes-metoden på jordar innan (P_{limi}) respektive efter gödsling och sex månaders inkubation (P_{fert}) (Sharpley m.fl., 1984):

$$F_l = (P_{fert} - P_{limi}) / P_f, \quad (7)$$

där P_f är mängden tillförd gödsel-fosfor. F_l anger med andra ord hur stor andel av tillförd gödsel-fosfor som är labil efter sex månaders inkubation. Sharpley m.fl. (1984) bedömde att detta representerade den initiala, snabba sorptionen. F_l skiljer sig mellan olika jordar och påverkas bland annat av vittringsgrad, $CaCO_3$ -innehåll, pH, lerhalt, basmättnadsgrad och fosforinnehåll (Sharpley m.fl., 1984). För att kunna ta hänsyn till denna skillnad mellan jordar utvecklades tre olika alternativa regressionsekvationer för att beräkna F_l : en för kalkhaltiga jordar som en funktion av jordens $CaCO_3$ -innehåll, en för svagt vittrade jordar som funktion av basmättnadsgrad, pH och fosforhalt samt en för starkt vittrade jordar som funktion av lerhalt, organiskt material och fosforhalt. Yli-Halla m.fl. (2005) anpassade ekvationen för F_l för finska, svagt vittrade jordar och till de mätdata som normalt finns tillgängliga i finsk markkartering så att F_l beräknas som en funktion av pH och lerhalt (cc) enligt:

$$F_l = 0,07pH - 0,0036cc \quad \text{för } pH > 5,7 \text{ eller } cc < 20\% \quad (8)$$

$$F_l = 0,00054cc + 0,2348pH - 1,0756 \quad \text{för övriga jordar} \quad (9)$$

I de svenska applikationerna av ICECREAM (Naturvårdsverket, 2008b) har F_l beräknats som en funktion av lerhalt, basmättnadsgrad och pH enligt:

$$F_l = 0,0025cc (0,46 - 0,0916 (\log 100cc)) + (0,35 - 0,0025cc)(0,0054b_{sat} + 0,116pH - 0,73), \quad (10)$$

där b_{sat} är basmättnadsgrad.

De beräknade flödena mellan poolerna beskriver sorptions/desorptions- processerna i marken. Även flödena beräknas utifrån F_l . Flödet mellan P_L och P_A (R_{la}) beräknas enligt:

$$R_{la} = 0,1 f_w f_t (P_L - P_A F_l / (1 - F_l)) \quad (11)$$

$$P_L = P_L - R_{la} \quad (12)$$

$$P_A = P_A + R_{la} \quad (13)$$

f_w och f_t är koefficienter för flödets fuktighets- och temperaturberoende. När P_L är större än jämviktsläget blir R_{la} positiv och det sker ett flöde från P_L till P_A och vice versa när P_L är mindre än jämviktsläget och R_{la} blir negativt.

Vid jämvikt mellan de två långsamma poolerna antas P_S vara 4 gånger större än P_A och flödet mellan P_A och P_S (R_{as}) beräknas enligt:

$$R_{as} = K_{as} (4P_A - P_S), \quad (14)$$

där K_{as} är en flödeskonstant som beräknas från sorptionsfaktorn F_l enligt:

$$K_{as} = e^{(-1,77 F_l - 7,05)} \quad (15)$$

I SWAT-modellen (Soil and Water Assessment Tool; Neitsch m.fl., 2002) har man försökt ta hänsyn till att sorptionshastigheten är högre än desorptionshastigheten genom att ha olika flödeskoefficienter beroende på om flödet sker från en snabbare pool till en långsammare (sorption) eller från en långsammare till en snabbare pool ("desorption"). Flöden från en långsammare pool till en snabbare pool antas bara vara en tiondel av sorptionsflödet.

För bestämning av förlusten av löst fosfor med ytavrinning eller med läckage genom profilen beräknas hur stor andel av den labila poolen som är löst i markvattnet respektive är sorberad på markpartiklar med hjälp av en jämviktskoefficient (k_d). k_d är beroende av markens lerhalt och beräknas enligt:

$$k_d = 100 + 250cc \quad (16)$$

Marklösningens fosforkoncentration beräknas enligt:

$$C_{p_w} = P_L / (k_d * m_s + sw) \quad (17)$$

där m_s är massa jord och sw är mängden vatten i det beräknade marklagret. Mängden fosfor som läcker ut beräknas enligt:

$$P_P = C_{p_w} * q_{perc} \quad (18)$$

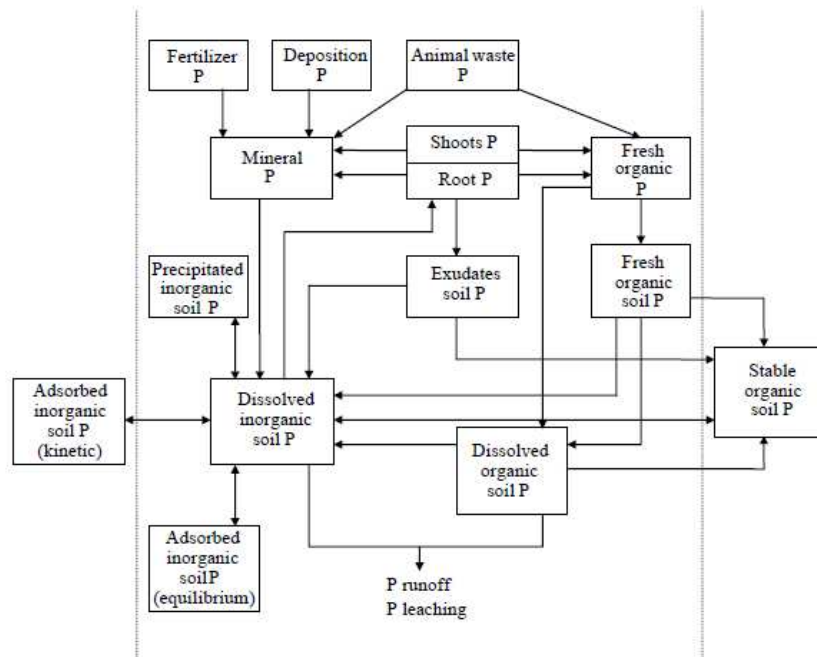
där q_{perc} är vattenflödet.

För ytförluster av löst fosfor tas även hänsyn till vattnets extraktionsförmåga i det översta marklagret. För beräkning av fosforförlusten, som är kopplad till erosion av partiklar (PP), multipliceras sedimenttransporten med den totala fosforkoncentration i marken och en anrikningskoefficient ("enrichment ratio").

Andra modellkoncept

I ANIMO-modellen² antas att fem olika P-pooler (fyra sorberade fraktioner och en utfälld) jämviktat sig direkt med löst PO_4 -P i marklösningen (Figur 6) och inte mellan olika stabila pooler som i EPIC-konceptet. För den mest lättsorberade fraktionen beräknas en omedelbar jämvikt utifrån en Langmuirekvation (ekvation 1). Koefficienterna för Langmuir-isotermen är bestämda för ett antal sandjordar och beroendet mellan snabb sorption och halten av ammoniumoxalatlösligt järn och aluminium i marken. Om löst PO_4 -P överstiger ett visst pH-beroende tröskelvärde sker en utfällning av P. För den långsammare sorption/desorptionen antas tre olika sorptionstyper (pooler) och därmed tre olika sorption/desorptionshastigheter. Även i den danska P-Model (Gjettermann, 2006) antas att jämvikt sker direkt mellan löst fosfor i markvätskan och de tre olika fraktionerna för adsorberat, absorberat respektive hårt sorberat fosfor. Jämvikten mellan löst fosfor och respektive sorberad fraktion beskrivs från Langmuir-isotemer. Flödet mellan poolerna bestäms genom skillnaden mellan jämviktskoncentrationen och den aktuella koncentrationen i respektive sorberad pool. Hastighetskonstanterna för sorption/desorptionen är empiriska.

² ANIMO (Agricultural Nutrient Model; Groenendijk & Kroes, 1999; Kroes & Rijtema, 1998)



Figur 6 Pooler och flöden av fosfor i ANIMO-modellen (Från Lewis & McGechan, 2002).

Ett enklare koncept kan användas om modelleringssyftet endast är att beräkna mängden fosfor som förloras genom avrinning respektive partikulär förlust, och man inte skall beräkna förändringar av markens lagring av fosfor. I modellen PSYCHIC (Davison m.fl., 2008) beräknas en koncentration i dräneringsvattnet utifrån ett empiriskt samband med värdet för Olsen-lösligt P.

Tillgång till data – vad har vi i Sverige

En nationell inventering för att följa de långsiktiga förändringarna av det kemiska tillståndet i svensk åkermark utförs av SLU på uppdrag av Naturvårdsverket inom ramen för det nationella miljöövervakningsprogrammet för åkermark (Naturvårdsverket, 2010; <http://www-jordbruksmark.slu.se>). I en första omgång (provtagning 1988-1995) undersöktes 3100 matjordsprover och 1700 alvprover fördelade geografiskt över Sverige i förhållande till åkerareal. Provtätheten var ungefär 1 prov per 900 ha åkermark. I en andra provomgång under perioden 2001 till 2007 har ytterligare 2000 jordprov (både matjord och alv) från nya provpunkter inhämtats och analyserats. De variabler som mätts som kan vara aktuella vid beräkning av fosfordynamik i nationell skala är jordart, pH, totalkol, organiskt kol, karbonatnehåll, P-AL och P-HCl.

Datamaterial från olika försöksfält och observationsfält är mer lämpade för att kalibrera och testa nya modellutvecklingar. Inom ramen för miljöövervakningsprogrammet ”Observationsfält på åkermark” mäts kontinuerligt fosforläckaget från 13 fält (Torstensson & Johansson, 2010). Under de senaste åren har den kemiska karteringen av observationsfälten uppdaterats och resultaten håller för närvarande på att sammanställas. Uppmätta variabler är jordart, pH, total kol, CaO, Al-AL, Fe-AL, P-AL, P-HCl och P-HNO₃.

Inom ramen för miljöövervakningsprogrammet ”Typområden på jordbruksmark” mäts kontinuerligt vattenkvaliteten och fosforläckaget i 8 små jordbruksdominerade avrinningsområden, så kallade intensivtypområden (Stjernman Forsberg m.fl., 2010). I vissa områden har man gjort markkaraktiseringar (Stjernman Forsberg m.fl., 2009), och uppmätta variabler är jordart, pH, total kol, organiskt kol, CaCO₃, P-AL, P-HCl och P-HNO₃.

Jordbruksverket gör inom ramen för miljöersättningsprogrammet ”Miljöskyddsåtgärder” en nationell jordartskartering (Else-Marie Mejersjö, muntlig kommunikation). De lantbrukare som ansluter sig till programmet förbinder sig att göra en markkartering innefattande jordart och växtnäringstatus. Jordbruksverket har begärt in samtliga data på jordart och för närvarande har de ca 30 000 analyser i sin databas. Däremot har Jordbruksverket inte begärt in växtnäringanalyserna. För att få tillgång till även dessa data måste en ny förfrågan göras hos lantbrukarna om deras medgivande att samla in och lagra data i en databas. En sådan databas skulle öka kunskapen om växtnäringstillståndet i svensk åkermark dramatiskt.

Övriga användbar data finns inte tillgängligt i offentliga databaser utan får sökas i redovisningar av olika forskningsprojekt.

Möjliga utvecklingar av P-modellen

Modeller behöver utvecklas, både för att spegla den senaste forskningen och för att användningsområdet för modellen förändras från det ursprungliga syftet och därför behöver omfatta ytterligare eller modifierade beskrivningar av olika processer. I fallet med ICECREAM, beror behovet av en uppdatering på båda nämnda skäl. Även om ICECREAM-modellen är en modifiering av CREAMS för att bättre passa nordiska och i första hand finska förhållanden, har den i sin beskrivning av de kemiska fosforprocesserna inte anpassats för svenska jordar. Så som modellen används idag inom det svenska miljöarbetet, med både uppföljning av och scenarier för effekter av olika odlingsåtgärder som till exempel förändrad gödsling, kalkning och reducerad jordbearbetning, behöver nya samband och processer inkluderas i modellen. Dessutom bör hänsyn tas till den nya kunskap som den senaste 10-årsperioden omfattande forskning kring fosfors dynamik resulterat i.

Man kan tänka sig flera alternativa ansatser för att utveckla fosformodelleringen. Vi kommer här att föra ett resonemang om olika alternativ, men det krävs ett fortsatt forskningsarbete kring kopplingen mellan olika processer i marken samt formalisering och test av olika modellkoncept för att bestämma vilken av vägarna man ska gå.

För SMED-arbetet verkar den enklaste utvecklingen vara att behålla den struktur för den oorganiska fosfor som finns i ICECREAM idag, men att definitionen av de olika poolerna och flödena mellan P-poolerna anpassas till svenska förhållanden. På samma vis som man ursprungligen tog fram samband för jämvikter och flöden mellan olika pooler empiriskt från mätdata för olika amerikanska jordar (Sharpley m.fl., 1984) kan motsvarande göras för svenska jordar. Detta har man gjort i Finland (Yli-Halla m.fl., 2005) utifrån de standardmetoder för kartering som används där. För svenska förhållanden skulle man i så fall göra en motsvarande anpassning utifrån våra standardmässigt använda AL- och HCl-extraktioner.

Aktuella forskningsresultat visar att sambandet mellan P-status i marken och löst fosfor kan beskrivas med högre precision om man även tar hänsyn till markens sorptionskapacitet och P-mättnadsgrad. Det vore alltså önskvärt att inkludera dessa faktorer i en modellutveckling. Även Yli-Halla m.fl. (2005) nämner en sådan möjlig förbättring, men hänvisar till brist på nödvändig indata till modellen som ett problem. Aktuell forskning har visat att både sorptionskapaciteten och P-mättnadsgraden kan uppskattas från relativt enkelt extraherbara fosfor-, järn- och aluminiumfraktioner, som ammoniumoxalat-extraherbart järn och aluminium eller AL-extraherbart fosfor-, järn- och aluminium. Ett mer relativt mått på sorptionskapaciteten kan också uppskattas från en enkel bestämning av sorptionsindex. Om det skulle vara möjligt att utföra dessa bestämningar i till exempel proverna från det nationella miljöövervakningsprogrammet för åkermark skulle man på ganska kort

sikt bygga upp en databas motsvarande den som idag finns för till exempel jordartssammansättning, P-AL, P-HCl, kolhalt och pH. Om man i modellen skulle ta hänsyn till sorptionskapacitet och P-mättnadsgrad skulle man på ett mer direkt sätt ta hänsyn till vissa odlingsåtgärders effekt på fosforns löslighet i beräkningarna. Både åtgärder som kalkning och gödsling har en direkt inverkan på både sorptionskapaciteten och P-mättnadsgraden, och förändrar alltså jämviktstillstånd och därmed lösligheten av fosfor i marken.

Med den struktur för oorganiska fosfor som finns i ICECREAM antar man att jämviktning sker mellan pooler med olika stabilitet oavsett hur fosfor binds i marken. Med en annan struktur skulle man kunna tänka sig en mer mekanistisk ansats, det vill säga en mer direkt beskrivning av sorption- och desorptionsprocesserna. I ANIMO-modellen (Kroes & Rijtema, 1998; Groenendijk & Kroes, 1999) och i P-Model (Gjettermann, 2006) antar man att de olika stabila fosforpoolerna jämviktas sig med den lösta fosfor. I ANIMO antar man att jämviktningen av de olika poolerna har olika hastighetskoefficienter. Tanken bakom strukturen i P-Model är att löst fosfor först binds till lättillgängliga högsorberande ytor, sedan till sorptionsytor som begränsas av diffusion och slutligen till mindre tillgängliga ytor (Gjettermann, 2004). Man skulle kunna tänka sig en ännu tydligare beskrivning av de kemiska processerna för sorption/desorption, men det är viktigt att väga den mekanistiska detaljeringsnivån mot modellens syfte. Med en hög detaljeringsnivå skulle den vetenskapliga precisionen kunna ökas, men modellens applicerbarhet skulle eventuellt begränsas av tillgång till indata.

För ett mer omfattande strukturellt utvecklingsarbete av ICECREAM-modellen krävs ytterligare forskning, som tar avstamp i den pågående forskningen av fosforns dynamik i marken som pågår, både nationellt och internationellt. Grunden för en sådan utveckling måste också vara ett behov av att kunna beskriva effekter av åtgärder i odlingen som påverkar fosforns dynamik och som vi idag inte klarar av att beskriva.

Konsekvenser för kommande rapportering

Om ICECREAM-modellen utvecklas, oavsett om det är strukturellt eller endast genom en anpassning av pooler och flödesekvationer till svenska förhållanden, innebär det att beräkningar med den nya modellen inte kan jämföras med gamla beräkningar. Eftersom man vill ha en kontinuitet mellan beräkningsomgångarna för att kunna bedöma den långsiktiga effekten av odlingsåtgärder och utvecklingen av förändringar av fosforbelastningen måste tidigare beräkningsomgångar göras om med den nya modellen.

Beroende på hur modellutvecklingen görs kan det bli påverkan på TBV så att ny data för markens fosforstatus och eventuellt även andra markparametrar måste inkluderas.

Referenser

- Bache, B.W., & Williams, E.G. 1971. A phosphate sorption index for soils. *European Journal of Soil Science* 22: 289-301.
- Barrow, N.J. 1978. The description of phosphate adsorption curves. *European Journal of Soil Science* 29(4): 447-462.
- Beauchemin, S., Simard, R.R., & Cluis, D. 1998. Forms and concentration of phosphorus in drainage water of twenty-seven tile-drained soils. *Journal of environmental quality* 27(3): 721.
- Borggaard, O.K., Szilas, C., Gimsing, A.L., & Rasmussen, L.H. 2004. Estimation of soil phosphate adsorption capacity by means of a pedotransfer function. *Geoderma* 118(1-2): 55 - 61.
- Börling, K. 2003. Phosphorus sorption, accumulation and leaching: effects of long-term inorganic fertilization of cultivated soils. Doktorsavhandling. Sveriges lantbruksuniversitet. Tillgänglig på: <http://diss-epsilon.slu.se/archive/00000379/>.
- Börling, K., Otabbong, E., & Barberis, E. 2001. Phosphorus sorption in relation to soil properties in some cultivated Swedish soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 59(1): 39-46.
- Börling, K., Otabbong, E., & Barberis, E. 2004. Soil Variables for Predicting Potential Phosphorus Release in Swedish Noncalcareous Soils. *Journal of Environmental Quality* 33(1): 99-106.
- Carlgren, K., & Mattsson, L. 2001. Swedish Soil Fertility Experiments. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Plant Soil Science* 51: 49-76.
- Davison, P.S., Withers, P.J., Lord, E.I., Betson, M.J., & Strömqvist, J. 2008. PSYCHIC-A process-based model of phosphorus and sediment mobilisation and delivery within agricultural catchments. Part 1: Model description and parameterisation. *Journal of Hydrology* 350(3-4): 290-302.
- Djodjic, F., 2001. Displacement of Phosphorus in Structured Soils. Doktorsavhandling. Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala. Sweden. *Agraria* 283.
- Djodjic, F., 2007. Soils' response to different P fertilization treatments in Swedish fertility experiment. *Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift Nummer 9*, 2007. Årgång 146.
- Djodjic, F., Bergström, L., Ulén B., & Shirmohammadi, A. 1999. Mode of Transport of Surface-Applied Phosphorus-33 through a Clay and Sandy Soil. *Journal of Environmental Quality* 28(4): 1273-1282.
- Djodjic, F., Börling, K. & Bergström, L., 2004. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. *Journal of Environmental Quality* 33: 678-684.

Egnér, H., Riehm, H. & Domingo, W.R., 1960. Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. *Kungliga Lantbrukshögskolans annaler* **26**. ss.199-215.

Eriksson, A.K. 2009. Phosphorus in agricultural soils around the Baltic Sea. Examensarbete. Sveriges lantbruksuniversitet. Tillgänglig på; http://stud.epsilon.slu.se/826/1/eriksson_a_k_100209.pdf

Eriksson, J., Nilsson, I. & Simonsson, M., 2005. *Wiklanders marklära*. Studentlitteratur, Lund

Gjettermann, B. 2006. Modelling P dynamics in soil: decomposition and sorption. Doctoral dissertation. The Royal Veterinary and Agricultural University. Denmark. Tillgänglig på: <http://orgprints.org/5388/>.

Groenendijk, P., & Kroes, J.G. 1999. Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water with ANIMO 3.5. Wageningen, Winand Staring Centre. Report 144.

Heckrath, G., Brookes, P. C., Poulton, P. R. & Goulding, K. W. T. 1995. Phosphorus Leaching from Soils Containing Different Phosphorus Concentrations in the Broadbalk Experiment. *Journal of Environmental Quality* 24(5), 904-910

Hylander, L.D., Svensson, H., & Simán, G. 1996. Different methods for determination of plant available phosphorus. *Communication Soil Plant Analysis* 27: 1501-1512

Johnsson, H., Lindsjö, A., Mårtensson, K. & Persson, K., 2009. Modellberäkningar av förändringar i kväve- och fosforläckage från åkermark beroende på olika åtgärder jämfört med 2005-års (PLC5) belastning. Teknisk rapport 133. Avdelningen för biogeofysik och vattenvårdslära, SLU, Uppsala.

Jones, C.A., Cole, C.V., Sharpley, A.N., & Williams, J.R. 1984. A Simplified Soil and Plant Phosphorus Model: I. Documentation. *Soil Science Society of America Journal* 48(4): 800-805.

Knisel, W.G. 1980. CREAMS: a field scale model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems. United States. Dept. of Agriculture. Tillgänglig på: <http://www.tifton.uga.edu/sewrl/Gleams/>.

Knisel, W.G., Leonard, R.A.; & Davis, F. M.1993. GLEAMS Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. V2.1, Part 1: Nutrient Component Documentation. UGA-CPES-BAED Publication No. 5

Kroes, J.G., & Rijtema, P.E. 1998. ANIMO 3.5; Users Guide for the ANIMO version 3.5 Nutrient Leaching Model. Technical document 46, DLO Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands

- Larsson, M.H., Persson, K., Ulén, B., Lindsjö, A., & Jarvis, N.J. 2007. A dual porosity model to quantify phosphorus losses from macroporous soils. *Ecological Modelling* 205(1-2): 123-134.
- Leonard, R.A., Knisel, W.G., & Still, D.A. 1987. GLEAMS: Groundwater loading effects of agricultural management systems. *American Society of Agricultural Engineers, Transactions TAAEJ* 30(5).
- Lewis, D.R., & McGechan, M.B. 2002. SW-Soil and Water: A Review of Field Scale Phosphorus Dynamics Models. *Biosystems Engineering* 82(4): 359-380.
- Maguire, R.O., & Sims, J.T. 2002. Soil Testing to Predict Phosphorus Leaching. *Journal of Environmental Quality* 31(5): 1601-1609.
- Mattsson, L., 1998. P in Swedish long-term soil fertility experiments. *K. Skogs- o. Lantbr. akad. Tidskr.* 137:7
- McGechan, M.B., 2002. SW-Soil and Water: Sorption of Phosphorus by Soil, Part 2: Measurement Methods, Results and Model Parameter Values. *Biosystems Engineering*, 82(2), 115-130.
- McGechan, M.B. & Lewis, D.R., 2002. SW-Soil and Water: Sorption of Phosphorus by Soil, Part 1: Principles, Equations and Models. *Biosystems Engineering*, 82(1), 1-24.
- Naturvårdsverket. 2005. Fosforförluster från mark till vatten. Naturvårdsverket rapport 5507.
- Naturvårdsverket. 2008a. Näringsbelastning på Östersjön och Västerhavet 2006 - Underlag till PLC5-redovisning till HELCOM. Naturvårdsverket Rapport 5815.
- Naturvårdsverket. 2008b. Läckage av näringsämnen från svensk åkermark. – Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 1995 och 2005. Naturvårdsverket rapport 5823.
- Naturvårdsverket. 2010. Tillståndet i svensk åkermark och gröda, data från 2001-2007. Naturvårdsverket Rapport 6349: Naturvårdsverket.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R., & King, K.W. 2002. Soil and Water Assessment Tool–Theoretical Documentation–Version 2000. Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service and Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, Temple, Texas. <http://swatmodel.tamu.edu/media/1290/swat2000theory.pdf>
- Niskanen, R. 1990. Sorption capacity of phosphate in mineral soils. II Dependence of sorption capacity on soil properties. *Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland* , 62, 9-15.
- Olsen, S. R., Cole, C. V., Watanabe, F. S. & Dean, L. A. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *USDA circ* 939, 1–19.

- Ottobong, E., Börling, K., Kätterer, T., & Mattsson, L. 2009. Compatibility of the ammonium lactate (AL) and sodium bicarbonate (Olsen) methods for determining available phosphorus in Swedish soils. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Plant Soil Science* 59(4): 373.
- Pierzynski, G.M., Vance, G.F. & Sims, J.T. 2005. Soil phosphorus and environmental quality. p. 185-234. In *Soils and Environmental Quality*. 3rd ed. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Rekolainen, S., & Posch, M. 1993. Adapting the creams model for finnish conditions. *Nordic Hydrology* 24: 309-322.
- 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 Science Society of America Journal* 48(4): 805-809.
- Sibbesen, E. 1978. An investigation of the anion-exchange resin method for soil phosphate extraction. *Plant and Soil* 50(1-3): 305-321.
- Sims, T., & Sharpley, A.N. 2005. Phosphorus, Agriculture and the Environment. American Society of Agronomy-Crop Science Society of America-Soil Science Society of America.
- SIS. 1997. Swedish Standard Determinations of soils - Determinations of metals in soils by extraction with nitric acids. Swedish Standard Institution, SS028311
- Stjernman Forsberg, L., Kyllmar, K., & Andersson, S. 2009. Kartering av intensivtypområden. Teknisk rapport 130. Institutionen för mark och miljö, avdelningen för biogeofysik och vattenvård. Sveriges lantbruksuniversitet
- Stjernman Forsberg, L., Kyllmar, K., & Andersson, S. 2010. Växtnäringsförluster i små jordbruksdominerade avrinningsområden 2008/2009. *Ekohydrologi* 118. Sveriges lantbruksuniversitet
- Tattari, S., Barlund, I., Rekolainen, S., Posch, M., Siimes, K., Tuhkanen, H. R. & Yli-Halla, M. 2001. Modeling sediment yield and phosphorus transport in Finnish clayey soils. *Transactions of the Asae* 44, 297-307.
- Torstensson, G., & Johansson, G. 2010. Avrinning och växtnäringsförluster från åkermark, agrohydrologiska året 2008/2009. *Ekohydrologi* 119. Sveriges lantbruksuniversitet
- Ulén, B. 2006. A simplified risk assessment for losses of dissolved reactive phosphorus through drainage pipes from agricultural soils. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Plant Soil Science* 56(4): 307 - 314.
- Ulén, B., & Eriksson, A.K. 2009. Observationsfält med lerjord. Rapport 2. Institutionen för Mark och Miljö. Tillgänglig på: <http://pub-epsilon.slu.se:8080/1484/>

Vadas, P.A., Krogstad, T. & Sharpley, A.N., 2006. Modeling phosphorus Transfer between Labile and Nonlabile Soil Pools: Updating the EPIC Model. *Soil Science Society of America Journal*, 70(3), 736-743.

van der Zee, S.E.A.T.M., & Van Riemsdijk, W.H. 1988. Model for Long-term Phosphate Reaction Kinetics in Soil. *Journal of Environmental Quality* 17(1): 35-41.

Van der Zee, S., Fokkink, L.G.J., & Van Riemsdijk, W.H. 1987. A new technique for assessment of reversibly adsorbed phosphate. *Soil Science Society of America Journal* 51(3): 599.

Williams, J.R. 1983. EPIC, The Erosion-Productivity Impact Calculator, Volume 1. Model Documentation. Agricultural Research Service, United States Department of Agriculture.

Yli-Halla, M. et al. 2005. Simulating Processes of Soil Phosphorus in Geologically Young Acidic Soils of Finland. *Transactions of the ASAE* 48(1): 101–108.

Muntlig kommunikation

Annika Svanbäck, Institutionen för mark och miljö, SLU.

Else-Marie Mejersjö, Jordbruksverket.

Referenser till pågående forskningsprojekt

Andersson, H. Alven – en viktig länk för förståelsen av fosforutlakning för valet av motåtgärder. Pågående doktorandprojekt vid Institutionen för mark och miljö, SLU.

Blombäck, K., Lindsjö, A., Gustafsson, J.P. & Ulén, B. 2009. Förbättrade estimeringsrutiner för beräkning av fosfors löslighet och omsättning i svenska åkerjordar – Utveckling av ett modellverktyg.

Djodjic, F. & Mattsson, L. 2009. Dynamik hos lättlöslig och växttillgänglig fosfor i förhållande till markens fosforstatus och gödselgiva.

Jian Liu. Mitigation of phosphorus losses from agricultural land with focus on applications of organic fertilisers and use of catch crops. Pågående doktorandprojekt vid Institutionen för mark och miljö, SLU.