

Dynamik hos lättlöslig och växttillgänglig fosfor i förhållande till markens fosforstatus och gödselgiva

Bakgrund

Diffusa förluster av fosfor (P) från åkermark utgör cirka 40% av den antropogena belastningen på havsområdena runt Sverige (Brandt m.fl., 2009). Information om P-status i marken är viktig både ur agronomisk och ur miljömässig synpunkt. För att bestämma mängder växttillgänglig P i marken används i Sverige en agronomisk analysmetod som är anpassad till de sura skandinaviska jordarna och baseras på extraktion med surt (pH 3,75) ammoniumlaktat (P-AL). Jordbruksverket rekommenderar att anpassa gödslingen efter grödornas upptag och P-AL-värde så att man på lång sikt når fosforklass III (4,1-8,0 mg P/100 g jord). Motiveringen är att det finns tillräckligt växttillgänglig P i denna klass och att lägre halter hämmar produktion medan högre halter innebär en miljörisk. I brist på andra data används agronomiska markfosforanalyser (som P-AL) även för att beskriva och beräkna risk för P-förluster, både internationellt (en översikt ges i Sims m.fl., 2000) och i Sverige (Börling m.fl., 2004; Djodjic m.fl., 2004). Samma data (dock inte P-AL metod) används även för att beskriva olika fosforformer i matematiska datamodeller för P-transport och förluster från åkermark, som t.ex. EPIC, GLEAMS, ICECREAM, SWAT. Forskningen visar på ett ganska konsistent sätt att högre P-halter enligt agronomiska analysmetoder innebär en högre P-frigörelse och desorption, och ofta även högre P-förluster (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 härma markvätska eller halter i utlakningsvatten (McDowell och Sharpley, 2001). Förhållandet mellan P-kvantitet (P-halt mätt med olika agronomiska metoder) och P-intensitet (P-halt i markvätska, utlakningsvatten och ytavrinningen) har varit i fokus av fosforforskningen internationellt och används flitigt för att beskriva olika P-pooler i marken och för att förklara variabilitet i P-förluster (t.ex. Heckrath m.fl., 1995). Ett viktigt steg framåt i vår förståelse kring förhållandet mellan P-kvantitet och intensitet är hänsynstagande till markens P-bindningsförmåga där upprepade studier visade mycket bättre samband när P-intensitet relaterades till P-mättnadsgrad, dvs en kvot mellan P-kvantitet och markens P-bindningsförmåga (Maguire och Sims, 2002; Schoumans och Groenendijk, 2000). Lovande resultat har man fått även för svenska jordar (Börling m.fl., 2004) när man relaterade P-intensitet mätt med P-CaCl₂ till P-mättnadsgrad uttryckt som en kvot mellan P-AL och markens bindningsförmåga. Dock, i alla ovannämnda studier har man studerat dessa frågor under mer eller mindre konstanta förhållanden där provtagningen gjordes långt efter gödslingen. Därmed var fokus helt och hållet på fördelning av befintlig P i marken under jämviktsförhållanden, efter att största delen av markens buffrande processer ägt rum. Men nyligen tillförd P kan också ha en mer direkt effekt på P-förluster. Det är känt att de lättlösliga och växttillgängliga P-halterna i marken ökar kraftigt de första dagarna efter P-gödslingen för att senare sjunka successivt på grund av P-bindning till

svårslösligare former (Laboski och Lamb, 2003; Vadas med fl., 2008). Sammanfattningsvis, syftet med denna studie är:

- i. Utvärdera eventuella samband mellan agronomiska markfosforanalyser för bestämning av växttillgänglig P som används i Sverige och lättlöslig P, och
- ii. Följa och modellera dynamiken i växttillgänglig (P-AL) och lättlöslig P (P-CaCl₂) efter P-gödslingen

Båda dessa syften studerades utifrån tre följande kriterier:

- i. Effekter av olika växtföljd och P-gödsel form (stallgödsel jämfört med mineralgödsel)
- ii. Effekter av olika initiala P-nivåer och P-gödselgivor
- iii. Effekter av olika jordarter

Material och metoder

Studiejordar

Svenska bördighetsförsök som omfattar 12 platser i södra, mellersta och norra Sverige startades mellan 1957 och 1969. Fem av dessa 12 platser ingick i denna studie: Bjertorp, Högåsa och Vreta (mellersta Sverige) samt Ekebo och Fjärdingslöv (södra Sverige). På varje plats finns fyra etablerade P-gödslingsnivåer som grundar sig på ersättningsprincipen. Förutom en kontroll utan P gödselmedel (A) och en nivå där gödslingsgivorna matchar mängd P bortförd med skörden (B), så finns det två nivåer där högre P-givor ingår. Dessa två nivåer är avsedda att uppnå långsam (C) och snabb (D) ökning av markens P status (Carlgren och Mattsson, 2001). Den experimentella designen inkluderar två växtföljder, med och utan djur, nedan kallat CRI och CRII. Fälten i södra Sverige har en 4-årig växtföljd medan fälten i mellansverige har 6-årig växtföljd med spannmål och oljeväxter. Skörderester avlägsnas i CRI, men inte i CRII. I CRI sprids gödsel från mjölkkor på alla ytor (dvs. även A), med en giva på 20 ton / ha (vart fjärde år i södra Sverige) eller 30 t/ha (vart sjätte år i mellansverige). P-givor justeras därefter med trippelsuperfosfat (20% P) i båda växtföljderna för att uppnå de ovan nämnda nivåerna B, C och D. Mer information om dessa fältförsök och markens egenskaper på dessa platser finns i Carlgren och Mattsson (2001) och Börling et al. (2001).

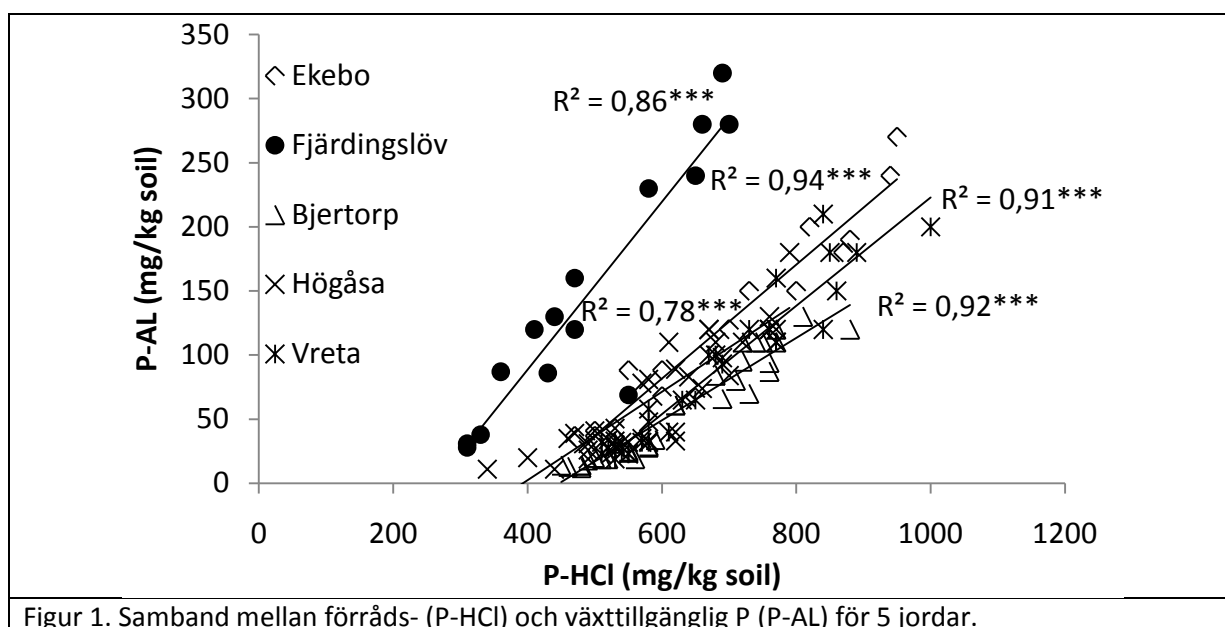
Markprover och analyser

Jordprover har samlats vid 14 olika tillfällen från fem platser, två växtföljder (med och utan djur) och tre P-nivåer (B, C och D). För varje kombination av plats, växtföljd och P-nivå togs jordprover från två samrutor. Den första markprovtagningen gjordes dagen före gödselspridning. Därefter var markprovtagningar mer frekventa direkt efter gödslingen (5-7 tillfällen inom de två första månaderna) medan provtagningen var glesare under de följande 10 månaderna. Jordprover togs på 0-20 cm djup, lufttorkades och siktades genom en 2 mm sikt före analysen. Växttillgänglig P bestämdes i alla jordprover genom extraktion med ammoniumlaktat / ättiksyras vid pH 3,75 (Egnér et al., 1960). För analyser av lättlöslig P jämviktades jordproven med 0,01 M CaCl₂ (1:3 w/v) och centrifugerades vid 1500 rpm i 10 min. Vid två tillfällen, före P-gödslingen och cirka 200 dagar efter P-gödslingen, analyserades P-status i marken efter extraktionen med saltsyra (P-HCl, Kungliga Lantbruksstyrelsen 1965).

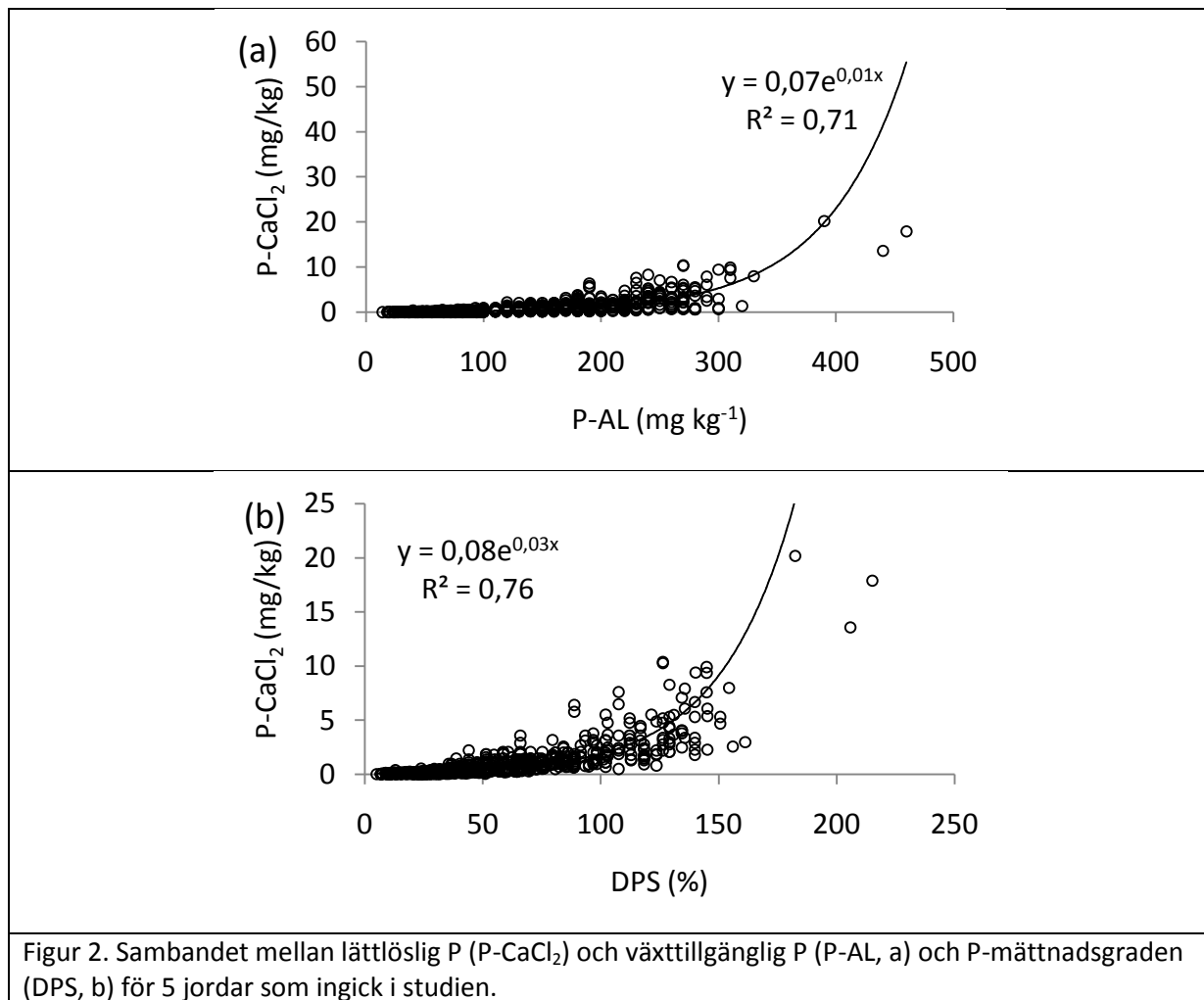
Resultat

Förhållanden mellan olika P-bestämningsanalyser

Figur 1 visar starkt samband mellan P-HCl och P-AL för alla prover som analyserades i denna studie, med R^2 -värden mellan 0,78 till 0,94. Det verkar dock som att Fjärdingslöv skiljer sig från de övriga fyra med högre P-AL status vid motsvarande P-HCl-värden och en brantare lutning på regressionskurvan. Fjärdingslövsjorden har den lägsta P-sorptionskapaciteten av alla jordar som ingick i studien vilket kan förklara att en större andel P stannar i växttillgänglig form. Dessutom innebär P-AL extraktion med en sur extraktionslösning (pH 3,75) och därför kanske mer P extraheras i Fjärdingslöv, som också har det högst pH-värdet av alla jordar i studien. Det starka sambandet mellan P-HCl och P-AL för de återstående fyra jordar kvarstår även om de grupperas och behandlas som en population med R^2 värdet på 0,84. Mindre än 25% av P extraheras av P-AL jämfört med P-HCl för dessa fyra jordar, med ökande extraherbar del med ökande P status.



För alla analyserade prover, oberoende av jordart/plats, P-nivå och provtagningstillfälle, visar resultaten starka exponentiella samband mellan P-AL och lättlöslig P (P-CaCl₂) (figur 2a, $R^2 = 0,71$). En viss förbättring är möjlig att uppnå ($R^2 = 0,76$) om lättlösligt P relateras till P-mättnadsgraden (DPS, figur 2b) i stället för P-AL. I detta fall beräknades DPS som förhållandet mellan P-AL och markens sorptionskapacitet.

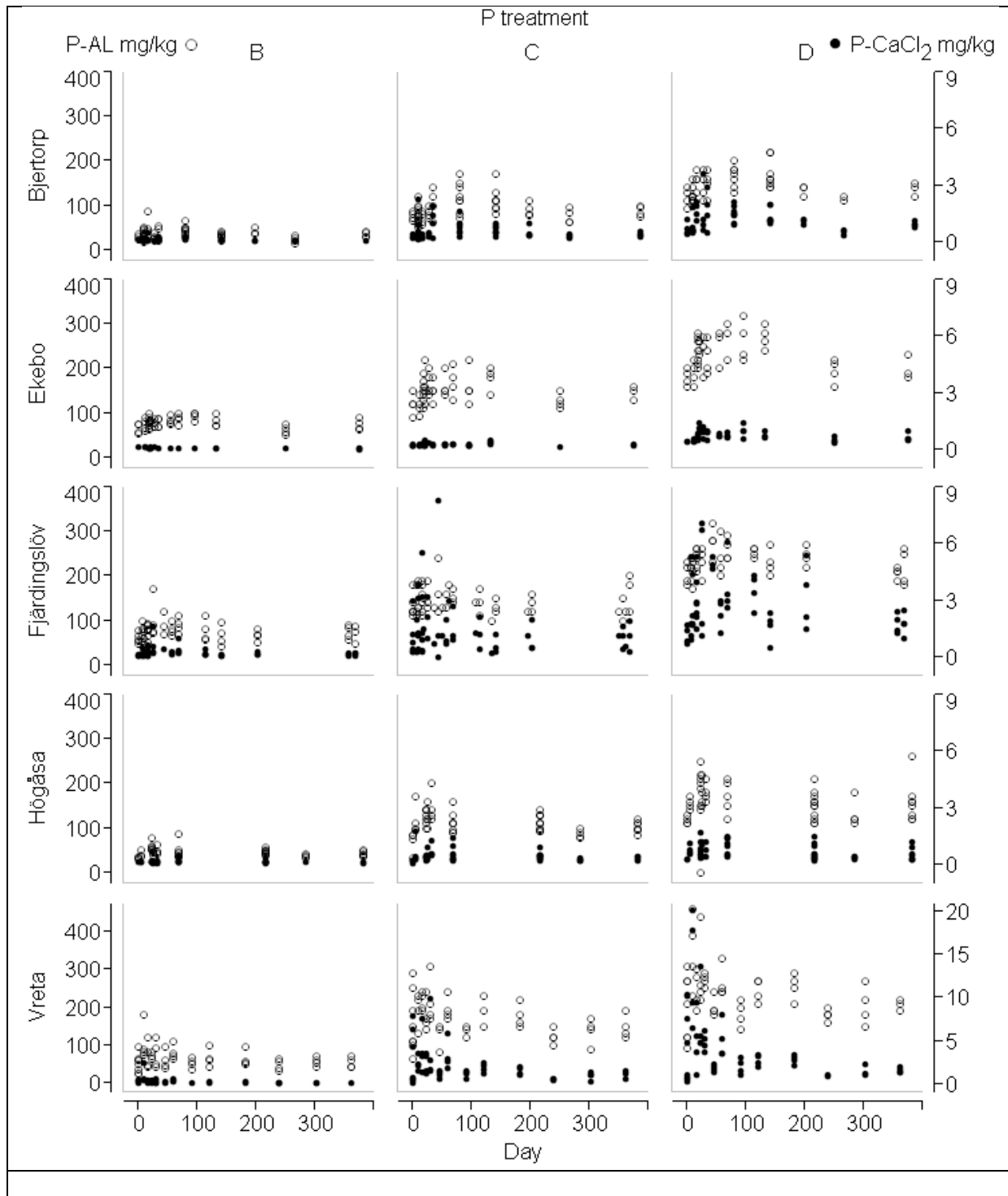


Statistiska analyser av resultaten visar en signifikant effekt av både jordart/plats och P-gödslingsnivå på både växttillgänglig (P-AL) och lättlöslig (P-CaCl₂) P, men inga signifikanta skillnader fanns mellan växtföljder med och utan djurhållning. Emellertid var samspelet mellan plats och växtföljd signifikant för både P-AL och P-CaCl₂. Således var P-CaCl₂ signifikant lägre för Fjärdingslöv i CRI än i CRII, medan P-AL i CRI var högre för Högåsa men lägre för Vreta än motsvarande värden i CRII.

Dynamik i växttillgänglig (P-AL) och lättlöslig P (P-CaCl₂) efter P-gödsling

Figur 3 visar dynamiken för både växttillgänglig (P-AL) och lättlöslig P efter gödslingen, för varje plats och varje P-nivå. För det första noterades små förändringar för både P-AL och P-CaCl₂ (Figur 3) i ersättningsleden (B), trots det faktum att den mängd P som tillfördes motsvarade grödornas behov för två kommande åren, det vill säga P-givorna var högre än en vanlig årlig rekommendation. För det andra och som väntat, fanns stora skillnader mellan P-nivåerna, med tydliga mönster av högre effekter på grund av högre P-givor. Eftersom jordprover tagits på plats i pågående bördighetsförsök är det inte möjligt att i denna studie skilja mellan effekten av den initiala P-statusen och P-gödslingsmängden. Studien visar också att utvecklingen av markens växttillgängliga P efter P-gödsling följde en klockformad kurva

som nådde sin kulm ibland så långt som två till tre månader efter P-gödningstillfället (Figur 3).



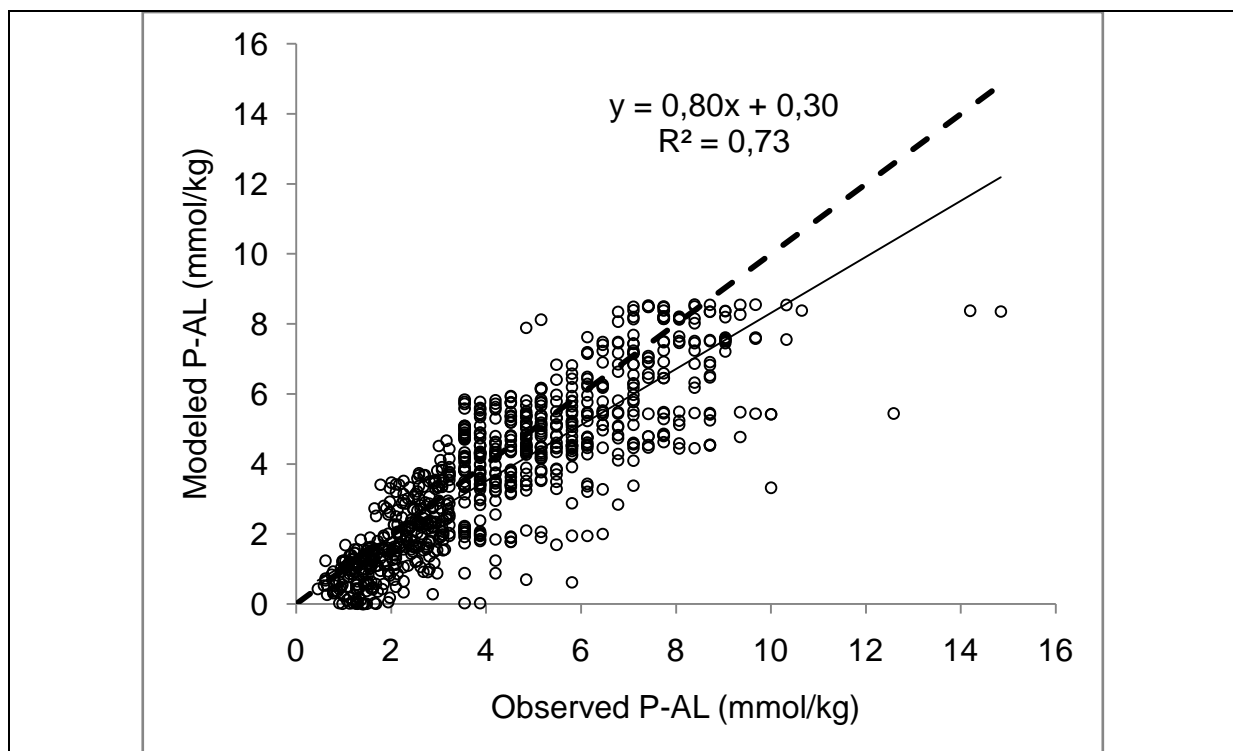
För det tredje var skillnader mellan jordar också stora. Effekten av P-gödning på Högåsa var låg både för P-AL och för P-CaCl₂ (Figur 3). Effekten av P-gödning på P-CaCl₂ är liten även på Ekebo.

Modellering av växttillgänglig (P-AL) och lättlöslig P (P-CaCl₂) efter P-ändringar

Med tanke på komplexiteten i jordarnas respons på P-gödslingen är det önskvärt att generalisera erhållna resultat och modellera de uppmätta effekterna av P-gödslingen på växttillgänglig och lättlöslig P som funktion av tid. Därför gjordes ett försök att modellera tidstrender av uppmätta värden. Det första steget var att modellera utvecklingen av P-AL som en funktion av tiden. Utifrån den noterade klockformade kurvan användes "Gaussian function modeling" för att reproducera de tidsmässiga trenderna av P-AL enligt:

$$Y = a * e^{-\frac{(t-b)^2}{2c^2}}$$

där α , b och c är parametrar som beskrivs nedan, t är tiden (dag efter P-gödsling), e är Eulers nummer. I vårt fall beräknades α , parametern som styr höjden på kurvans högsta punkt, som en summa av P-AL (mmol P / kg jord) i början av studien, det vill säga före P-gödslingen, och mängden tillsatt P. Parameter c , som kontrollerar den initiala nivån och bredd på klockkurvan, var direkt proportionell mot P-AL värde vid början av studien, det vill säga före P-gödsling, och beräknas som P-AL (mmol P / kg jord) gånger en faktor på 100. Två alternativ har testats för parametern b , som styr tidpunkten då de högsta värdena uppnås. I det första fallet tilläts parametern b variera fritt, med en optimal passform vid $b = 94$ vilket resulterar i en riktningskoefficient (R^2) på 0,72 och en Nash-Sutcliffe koefficient på 0,66. Det andra alternativet var att variera B med en start från platsspecifika värden. De slutliga värdena för denna parameter i detta fall var 72 (Vreta), 82 (Högåsa), 107 (Fjärdingslöv) och 137 (Bjertorp och Ekebo), vilket resulterade i en riktningskoefficient (R^2) på 0,73 (Figur 4) och en Nash-Sutcliffe koefficient på 0,66.



Figur 4. Förhållandet mellan uppmätta och modellerade värden på P-AL. Den streckade linjen representerar en 1:1-relation.

Som visas i figur 2, kan P-CaCl₂ beräknas som en funktion av antingen P-AL eller DPS, dvs som en kvot mellan P-AL och det maximala beloppet för P som kan sorberas av jorden, X_m (Börling et al., 2001). Följaktligen kan de ursprungliga värdena för P-CaCl₂ innan P-gödslingen beräknas som en linjär funktion av DPS ($R^2 = 0,69$). Den tidsmässiga utvecklingen av P-CaCl₂ efter P-gödsling kunde därefter beräknas som en exponentiellt avtagande funktion av första ordningen som skillnaden mellan P-sorption för varje jord (Börling et al., 2001) och mängden växttillgänglig P (P-AL) vid varje tidssteg (båda beräknade på molär basis), med motsvarande värden för R^2 och Nash-Sutcliffe koefficient på 0,74 och 0,56. Skillnaden mellan X_m och P-AL användes i stället för kvoten, dvs DPS, främst på grund av att mycket höga värden på P-CaCl₂ var bättre predikterade utifrån skillnaden medan användning av DPS tenderade att överskatta P-CaCl₂ vid sådana höga nivåer (figur 2).

Diskussion

Den svenska rekommendationen för optimal P status är P-AL-klass III, dvs mellan 4 och 8 mg P mg/100 g jord. Våra resultat visar att mängd lättlöslig P vid dessa P-AL-nivåer är ganska låg (figur 2a) även efter gödslingstillfälle och stödjer ovannämnda rekommendation även från miljösynpunkt. Med tanke på att P är en ändlig resurs, ökande priser på P-gödselmedel och behov att minska P-förluster, framstår ersättningsprincipen som en sund gödslingsstrategi både ur produktions- och miljösynpunkt. Ytterligare ökning av P-gödslingen leder till högre mark P-status, vilket resulterar i snabbare ökning av lättlöslig P, och därmed ökar riskerna för P-förluster. Hög P-gödsling på jordar med en redan hög P-status ökar kraftigt både växttillgängliga och lättlösliga P-pooler under en avsevärd tidsperiod, vilket också innebär högre risker för miljön. I många delar av världen inklusive Sverige, har regional och lokal hög djurtäthet och långsiktiga P-överskott skapat exakt samma förutsättningar: marken har en redan hög P-status på grund av historisk uppgödsling. Trots detta sprids stallgödsel på grund av hög gödselproduktion och begränsade spridningsområden.

Det är uppmuntrande att den tidsmässiga utvecklingen av P-AL efter gödslingstillfället kan modelleras med få variabler. Vadas m.fl. (2007) noterade en liknande klockformad kurva efter spridningen av kyckling- och nötflytgödsel på fälten i Pennsylvania. Utvecklingen på Högåsa och Ekebo kan förklaras med deras jordars höga P-sorptionskapacitet, dvs höga halter av Fe och Al i markprofilen (Börling et al., 2001). Signifikanta skillnader i P-AL mellan växtföljder på Högåsa är sannolikt en följd av olika initiala P-AL värden. Å andra sidan, P-CaCl₂ ökade snabbt på Fjärdingslöv med ökande P-AL. Detta mönster med högre del av P i mer tillgängliga former stämmer överens med tidigare rön om förhållandet mellan P-HCl och P-AL (figur 1) för Fjärdingslöv. Carlgren & Mattsson (2001) visade att P i Fjärdingslöv var svår att mobilisera, men att färskt tillsatt P förblev växttillgängligt och gav stora gödslingseffekter på skörden. Som tidigare nämnts har Fjärdingslöv också den lägsta P-sorptionskapaciteten av alla jordar som ingår i denna studie. Låg sorptionskapacitet och snabb respons på ny P i form av lättlösliga gödningsmedel (superfosfat) kan också vara en förklaring till högre P-CaCl₂ värden i växtföljden utan djur (CRII). Vretajorden uppvisar den högsta ökningen i både lättlöslig och växttillgänglig P, som en följd av höga P-givor och låg P-sorptionskapacitet. Även i detta fall är skillnader i P-AL mellan växtföljder sannolikt en följd av skillnader i

initiala P-AL-värden. Alla dessa resultat tyder på att hänsynstagande till markens sorptionskapacitet i kombination med markens P-status kan rekommenderas för riskbedömning av P-förluster. Vi bör dock komma ihåg att resultaten av vår studie hänvisar till i bästa fall P-mobilisering och inte P-leverans. Mobiliserad P kan på sin väg till vattnet återigen fastläggas på olika sorptionsplatser, och på grund av det kan de faktiska P-förlusterna visa helt olika resultat när man jämför dem med de mobiliserade mängderna. Ett tydligt exempel på detta är en studie av Djodjic et al. (2004), där 1 m djupa lysimetrar samlades in från de aktuella försöksplatserna. Författarna drog slutsatsen att alven egenskaper var viktigare än P-halten i matjorden eftersom inga konsekventa skillnader kunde noteras mellan olika gödslingsnivåer. Å andra sidan kan genvägar i markprofilen minska sorptionens roll och leda till att P-förluster i högre grad liknar mönstret för P-mobilisering. Utlakningsresultat från en ny lysimeterstudie (Svanbäck, opublicerade data) med de aktuella jordarna, men där endast matjordsskikt studerades, visar liknande trender som våra mätningar av lättlöslig P. Förhållandet mellan P-AL och P-CaCl₂ kunde i högre utsträckning förklaras av en exponentiell funktion (Figur 2) snarare än med linjär. Det innebär att ökningen av lättlöslig P är proportionellt högre vid höga P-halter än ökningen i den större, växttillgängliga P-formen (P-AL), vilket indikerar en högre risk för P-förluster.

Slutsatser

Den komplicerade dynamiken hos olika P-former i marken måste klargöras för att förstå och förebygga P-förluster från terrestra till akvatiska ekosystem. Resultaten av vår studie visar att befintliga agronomiska markfosforanalyser kan vara en bra indikator även för lättlösligt P, särskilt om andra markegenskaper som sorptionskapacitet är kända. Gödsling med P har stora effekter på både lättlöslig och växttillgänglig P, men responsen är beroende av både gödslingsnivå och ovannämnda markegenskaper. Dynamiken av växttillgänglig P kan modelleras med kännedom om markens initiala P-status och mängd tillfört P. Små effekter på både växttillgänglig och lättlöslig P noterades i ersättningsleden, vilket ger ett lovande alternativ för P gödslingsstrategi. Högre P-givor i samband med höga initiala P-nivåer i marken resulterar i mycket högre nivåer av lättlöslig P och därmed även i en ökad risk för P-förluster. Utformning av detta projekt med provtagningar i pågående bördighetsförsök omöjliggjorde differentiering av effekterna av markens P-status från effekter som orsakas av varierande P-givor. I framtiden är det en viktig uppgift att studera och kvantifiera effekterna av olika initiala P-nivåer när samma mängd P tillförs.

Agronomiska markfosforanalyser är ofta den enda tillgängliga informationen om P-status, och används därför även för att bedöma miljöriskerna. Både processbaserade matematiska modeller och beräkning av P-riskindex använder dessa uppgifter som viktiga indata för kvantifiering av P-förluster och riskbedömning. Vi hoppas att dessa nya uppgifter som togs fram i denna studie kommer att vara användbara för anpassning av P-modeller och P-riskindex för svenska förhållanden.

Referenser

Brandt, M., Ejhed, H. & Rapp, L. 2009. *Nutrient loads to the Swedish marine environment in 2006*. Swedish Environmental Protection Agency Report 5995. Stockholm.

- Börling, K., Otabbong, E. & Barberis E. 2001. Phosphorus sorption in relation to soil properties in some cultivated Swedish soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **59**, 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**, 99-106.
- Carlgren, K. & Mattsson L. 2001. Swedish soil fertility experiments. *Acta Agriculturae Scandinavica*, **51**, 49-76.
- Djordjic, 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. (In German.) *Kungliga Landbrukshögskolans Annaler*, **26**, 199-215.
- 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**, 904-910.
- Kungliga Lantbruksstyrelsen. 1965. *Kungliga Lantbruksstyrelsens kungörelse med (5) bestämmelser för undersökning av jord vid statens lantbrukskemiska kontrollanstalt och lantbrukskemisk station med av staten fastställda stadgar*. Kungliga Lantbruksstyrelsens kungörelser m m, Nr 1 (in Swedish).
- Laboski, C.A.M., & Lamb. J.A. 2003. Changes in soil test phosphorus concentration after application of manure or fertilizer. *Soil Sciences Society of America Journal*, **67**, 544-554.
- Maguire, R. O. and Sims, J. T. 2002. Measuring Agronomic and Environmental Soil Phosphorus Saturation and Predicting Phosphorus Leaching with Mehlich 3. *Soil Science Society of America Journal*, **66**, 2033-2039.
- McDowell, R.W. & Sharpley, A.N. 2001. Approximating phosphorus release to surface runoff and subsurface drainage. *Journal of Environmental Quality*, **30**, 508-520.
- Schoumans, O.F. & Groenedijk. P. 2000. Modelling soil phosphorus levels and phosphorus leaching from agricultural land in the Netherlands. *Journal of Environmental Quality*, **29**, 111-116.
- Sharpley, A.N. & Sisak, I. 1997. Differential availability of manure and inorganic sources of phosphorus in soil, *Soil Science Society of America Journal*, **61**, 1503-1508.
- Sibessen, E. & Sharpley, A.N. 1997. Setting and justifying upper critical limits for phosphorus in soils. *Phosphorus loss from soil to water* (ed.H. Tunney, Carton, O.T., Brookes, P.C. & A.E. Johnston). CABI n Publ., Wallingford, UK. 151-76.
- Sims, J.T., Edwards, A.C. Schoumans, O.F. & Simard, R.R. 2000. Integrating soil phosphorus testing into environmentally based agricultural management practices. *Journal of Environmental Quality*, **29**, 60-71.

Vadas, P.A., Harmel, R.D. & Klainman, P.J.A. 2007. Transformations of soil and manure phosphorus after surface application of manure to field plots. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **77**, 83-99.

Vadas, P.A., Owens, L.B. & Sharpley, A.N. 2008. An empirical model for dissolved phosphorus in runoff from surface-applied fertilizers. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **127**, 59-65.

Publikationer

Djordjic, F. and Mattsson, L. 2010. Dynamics of easily soluble and plant available phosphorus in relation to soil phosphorus status and fertilization rate. In Book of Abstracts, 6th International Phosphorus Workshop (IPW6): Towards a sustainable control of diffuse P loss: risk, monitoring, modelling, and mitigation options. Seville, Spain.

(<http://www.ipw6.us.es/pdf/abstracts-ipw6.pdf>)

Djordjic, F. and Mattsson, L. Changes of plant available and easily-soluble phosphorus within one year after P amendment, *Submitted to Soil Use and Management*.

Övrig resultatsförmedling

De viktigaste resultaten presenterades dessutom på:

1. Jordbruksverkets rådgivarkonferens på Arlanda, den 9 september 2010
2. Markkarteringsrådets Fosforseminarium i Uppsala, den 1 februari 2011