Preliminär slutrapport för projektet (H0970350):

Identifiering av kritiska källområden och transportvägar för fosfor

Lars Bergström¹, Faruk Djodjic², Nicholas Jarvis¹, Katarina Kyllmar¹, Bo Stenberg³, Mats Söderström³, Barbro Ulén¹, Johanna Wetterlind³, Hampus Markensten², Stefan Hellgren²

¹Institutionen för Mark och Miljö, SLU, Box 7014, 750 07 Uppsala

²Institutionen för Vatten och Miljö, SLU, Box 7050, 750 07 Uppsala

³Institutionen för Mark och Miljö, SLU, Box 234 Skara

Bakgrund och frågeställning

Att minska de diffusa förlusterna av fosfor från jordbruksmark är en stor utmaning. Det beror på att de diffusa förlusterna paradoxalt nog inte är så diffusa som man tidigare trott. Senare tids forskning har visat att nästan alla fosforförluster kommer från en mindre del av ett avrinningsområde, s.k. kritiska källområden (Heckrath m.fl., 2007). Dessa s.k. 'hot spots' karakteriseras av en källa varifrån fosfor lätt mobiliseras (t.ex. jord med höga P halter förorsakade av kraftig gödsling under lång tid) som samtidigt har snabb vattentransport. Det senare kan ske genom ytavrinning eller makroporflöde till dräneringssystemen. Dräneringssystem utgör ofta effektiva transportkanaler för fosfor i ett avrinningsområde och medför att de kritiska källområdena påverkar eutrofieringen i recipienterna högst påtagligt (Gelbrecht m.fl., 2005). I motsats till detta kan topografiska barriärer i landskapet väsentligt förhindra ytavrinning till ett vattendrag genom en koncentrerad infiltration ('focused infiltration') inom delar av ett fält (Frey m.fl., 2009). Att man fortfarande inte på ett enkelt sätt kan identifiera kritiska källområden i landskapet är sannolikt anledningen till varför diffusa föroreningar av fosfor fortfarande är förhållandevis stora (Heckrath m.fl., 2007).

Avrinningsområdesmodeller som tar hänsyn till rumslig variabilitet och beskriver vatten- och ämnesflöden till ytvatten i avrinningsområdesskala skulle i princip kunna användas för att identifiera kritiska källområden. Modellerna är dock ännu inte utvecklade för att på ett bra sätt kunna ta hänsyn till de viktigaste transport- och flödesvägarna i marken som makroporflöde, dräneringssystem och 'koncentrerad' infiltration. Att det är så svårt att bestämma parametrarna för dessa processer beror på bristen på kalibreringsdata och den stora heterogenitet som kännetecknar det naturliga landskapet (Beven, 2001). Eftersom marktypen har ett så stort inflytande på de hydrologiska processerna borde de hydropedologiska synsätten och tillämpningarna vara en god utgångspunkt (Lin, 2003). Hydrologiska modeller har därför utvecklats (t.ex. Schmocker-Fackel m.fl., 2007) som förutspår effekten av de dominerande flödesvägarna i landskapet (infiltration/ytavrinning, makroporflöde till dräneringssystem/perkolation till grundvatten) med utgångspunkt från ett begränsat dataunderlag. Detta kan vara information från markkartor, intervjuer med lantbrukare eller uppgifter om djup till grundvatten och markskikt med liten genomsläpplighet.

Motivet för projektet och dess utförande

Målet med projektet i denna ansökan var att utveckla och använda ett nytt riskindexverktyg som baseras på kända hydropedologiska grundbegrepp för att identifiera källområden och dominerande flödesvägar i landskapet. Detta har skett genom att integrera kvalitativa data från lantbrukarna och mätdata från fjärranalys och analys med avancerade markburna sensorer. Målsättningen med projektet var att finna en optimal strategi för rumslig modellering som är både enkel och samtidigt ger tillräcklig precision och upplösning för att kunna identifiera kritiska källområden i enskilda fält eller i odlingslandskapet.

Karakterisering av avrinningsområdet

Mätningar gjordes inom typområdet O18 i Västergötland, vilket är ett avrinningsområde som ingår i det nationella miljöövervakningsprogrammet för växtnärings- och pesticidförluster från jordbruksmark vars verksamhet drivs av forskare i projektgruppen på uppdrag av Naturvårdsverket. Området ligger på Varaslätten med täckdikade lerjordar som dominerande jordtyp och kännetecknas av mycket höga fosforförluster, huvudsakligen i form av partikulär fosfor. Inom detta avrinningsområde intervjuas lantbrukare varje år om vilka odlingsåtgärder de tillämpar på varje fält (grödor, gödsling, pesticidspridning etc.). Dessutom finns data på avrinning och koncentrationer av närsalter m.m. i vattendraget sedan nästan 20 år tillbaka.

Fältmätningar av markegenskaper

Sensormätningar av elektrisk konduktivitet (ECa), samt markburen och flygburen gammastrålning har sammanställts och ett heltäckande dataset har tagits fram.

Mätningar har gjorts med en Veris-prob, som kontinuerligt mäter nära infraröd reflektans (NIR), ECa och penetrationsmotstånd medan den trycks ner i marken till maximalt 1 m djup. I området gjordes mätningar ner till 80 cm (Figur 1).



Figur 1. Mätningar med Veris-instrumentet i typområde O18 maj 2011.

Mätningarna gjordes i de 50 referenspunkter där jordprov tidigare tagits, samt i ytterligare 50 punkter där enbart Veris mätningar gjordes. Provpunkterna valdes ut för att täcka in så mycket av variationen i marken som möjligt. Detta gjordes genom att dela in området i zoner med hjälp av *fuzzy-k-means-classification* (Fuzme software) baserat på mullvads- och EM38-mätningar, samt höjddata. Information från Veris-mätningarna sammanställdes till tre djup: 0-20 cm, 20 -50 cm och 50-80 cm. Med hjälp av de 50 referensproven har kalibreringsmodeller för lerhalt och total C tagit fram (Figur 2).





Figur 2. Korsvalidering av prediktionsmodeller (partial least squares regression) för lerhalt (a) och totalkol (b-c). Modellerna baseras på NIR-spektra från Veris-proben. Modellerna (a) och (b) är kalibrerade för hela profilen (0-80cm djup) medan modell (c) är kalibrerad för matjorden.

Modelleringstest

Texturanalyser från de 50 jordproven kombinerades med sensordata för att skapa en detaljerad jordartsmodell över det ca 700 ha stora området. I varje jordprovspunkt hade prov uttagits från

tre djup: 0-20, 20-50 och 50-80 cm. Lerhalten från respektive djup användes som kalibreringsdata. Endast 40 av provpunkterna låg inom den färdiginmätta åkermarken.

De sensordata som användes hade interpolerats till ett rutnät om 10 x10 m. Vid denna tidpunkt hade inte isotopinformationen från den markburna gammastrålningsmätningen tagits fram utan endast variationen i den totala strålningsintensiteten (*Countrate*) användes. Dessutom utnyttjades markens apparenta elektriska ledningsförmåga ECa (det grundare, *ECa05*, av de två värdena som erhålls från mätning med instrumentet EM38 där responsen i huvudsak kommer från de översta 70 cm i markprofilen) och topografi (Z) som inmätts med RTK-GPS. Slutligen användes även isotopvärdena från Sveriges Geologiska Undersöknings flygburna gammastrålningsmätning över området.

Med hjälp av metoden MARSplines (*multivariate adaptive regression splines*) skapades en kalibreringsmodell för respektive djup (med endast en tillåten interaktion mellan oberoende variabler, för att ge den huvudsakliga effekten). Modellen för det översta marklagret 0-20 cm togs fram först. Predikterade värden för det lagret (Clay20) användes sedan som indata till det mellersta marklagrets modell (och på motsvarande sätt även för det understa lagret). Predikterade kartor visas i Figur 3.



Figur 3. Beräknad lerhalt enligt den bästa MARS-modellen i de fält som sensorskannats under 2010.

Ytavrinnings- och erosionsvägar

Ytavrinning och erosion är viktiga vägar för fosfortransport från terrestra till akvatiska miljöer. Svenska jordar har generellt en hög infiltrationskapacitet som sällan överskrids av regnintensitet. Å andra sidan, i utströmningsområden där grundvattennivån är vid eller över markytan sker så kallad mättad ytavrinning. Denna typ av avrinning påverkas av topografin där de låglänta områdena som har stora tillrinningsområden är i riskzonen för förekomst av ytavrinning. Under sådana förhållanden kontrolleras hydrologi och vattentransport i landskapet i första hand av topografin.

USPED är en enkel modell som beräknar rumslig distribution av erosion och deposition vid "steady state" förhållanden av vattenflödet (dvs ytavrinningen), som kan approximeras som en funktion av uppströms bidragande area (Mitasova m. fl., 2001). Netto erosion och deposition är beräknade som divergensen av sedimentflödet i flödets riktning med hänsyn tagen till topografisk komplexitet både i flödets/lutningens riktning (längsprofil, profile curvature) och vinkelrätt mot flödets/lutningens riktning (tvärprofil, tangential curvature) (Warren m.fl., 2005). I övrigt används i USPED även faktorer som beskriver nederbördens och avrinningens effekt på erosion (R faktor), jordartens erosionskänslighet (K värde) samt effekten av vegetationstäcket (C värde).

Baserat på högupplöst höjddata samt jordartsfördelningen modellerades potentiella ytavrinnings- och erosionsvägar i O18 avrinningsområdet. Eftersom området är litet antogs R faktorn vara samma för hela området. Även C faktorn, som beskriver vegetationstäcket, hölls konstant för all åkermark, för att undvika att grödfördelningen under ett visst år påverkar beräkningen av den generella risken. Tyvärr finns det inga uppmäta eller observerade data på



Figur 4. Geometriskt korrigerad flygbild med modellerade ytavrinnings- och erosionsvägar (röda linjer) över O18 områdets nordöstra del.

förekomsten och fördelningen av ytavrinningen eller erosion i O18 området att jämföra de modellerade kartorna med. Däremot jämfördes de modellerade resultaten med högupplösta geometriskt korrigerade flygbilder (ortofoto bilder) (Figur 4). De modellerade ytavrinnings- och erosionsvägarna i Figur 4 utgör 2 % av alla celler (2 x 2 m) med högsta erosionsvärden. Bäcken och dikena i O18 området är i stor utsträckning kulverterade, men de modellerade transportvägarna sammanföll med det mönster som kan utläsas från de högupplösta ortofoto bilderna. Mycket intressant är att de modellerade transportvägarna både sammanfaller med den nu kulverterade bäcken och korsar de befintliga ytavrinningsbrunnarna, vilket bekräftar modellens resultat och ger den en hög trovärdighet.

Utveckling och implementering av SWE-modellen i typområde O18.

Syftet med projektet var att utveckla och testa SWE-modellen (Soil-Water Environment) för att förutsäga vattenavrinning och fosforbelastning ifrån ett litet avrinningsområde (O18) dominerat av jordbruk och lerjordar (Stjernman Forsberg et al. 2010). Vid lyckat resultat kan SWE-modellen, som simulerar näringsförluster, användas för att identifiera riskområden för höga förluster i en fältskala 1-50 km². Dessutom skulle modellen kunna hjälpa till att beskriva och kvantifiera effekterna av olika motåtgärder på enskilda fält och skiften.

SWE-modellen använder automatiserade GIS-operationer för att generera unika



Figur 5. Schematiskt arbetsflöde i SWE-modellen.

kombinationer av olika markegenskaper och markanvändning tillsammans med den areal som varje kombination utgör i avrinningsområdet. Klimatdata och de olika kombinationerna används för att driva en vatten- och värmemodell, SOIL (Jansson & Halldin 1980; Jansson 1991), och en enkel fosformodell (Jarvis opubl.). De två modellerna kalibreras med hjälp av ett automatisk parameter-optimeringsprogram (PEST, Gallagher & Doherty 2006) som anropar hela modellsystemet upprepade gånger för att optimera simulerade värden mot uppmätt vattenföring och näringsbelastning (Figur 5). I den aktuella modelluppsättningen användes daglig uppmätt vattenföring och tvåveckors flödesproportionell fosforprovtagning.

Avrinningsområdet är indelat i åtta mindre delavrinningsområden som är sammanbundna med diken som slutligen rinner ut i en liten å med uppmätt vattenföring (Figur 6).

Vattenkalibreringen resulterade i ett värde på 0.51 i Nash-Sutcliffe's effektivitetskoefficient, och ett volymfel på -4% där ett positivt värde på 1.0 betyder fullständig överrensstämmelse mellan de två serierna. Att överrensstämmelsen är god kan också ses visuellt då de simulerade värdena följer de uppmätta väl både vad gäller timing och magnitud (Figur 7).

Simulerad- och observerad fosforkoncentration i utflödet av området var i samma storleksordning sett över hela perioden (Figur 7). D två serierna uppvisade dock ingen överrensstämmelse varken sett i Nash-Sutcliffe's effektivitetskoefficient (-1.2) eller i Pearsons korrelation (r²=0.01, n=111)(Figur 8). Då den tidigare vattensimuleringen gav ett bra resultat, kan man sluta sig till att den mindre lyckade fosforsimuleringen till största delen beror på faktorer som styr frisättning och fastläggning av fosfor i form av partklar och i lösning.



Figur 6. Karta över typområdet O18 med indelning i 8 delavrinningsområden och utlopp i å.



Figur 7. Simulerad och observerad vattenföring efter kalibrering vid utloppet av typområde O18 (övre diagram) och simulerad och observerad fosforkoncentration (nedre diagram). Observerade värden i figuren har insamlats med en ungefärlig frekvens på varannan vecka och de simulerade värdena dagligen.

Year

Fosformodellen som användes i projektet var mycket enkel och saknade troligen komponenter som krävs för att beskriva fosfordynamiken i området. En framtida möjlighet är här att gå vidare med mer komplexa modeller som till exempel ICECREAM (Larsson et al., 2007).



Figur 8. Simulerad och observerad fosforkoncentration (mg TP I^{-1}) vid utloppet av typområde O18.

Slutsatser

- När man lägger ut motåtgärder i ett avrinningsområde måste man ta hänsyn till den spatiella variabiliteten i fin skala.
- Åtgärderna måste orsaksanpassas.
- Mer kunskap om fosfordynamik i marken behövs för att kunna prediktera fosforförluster på ett tillförlitligt sätt.
- Nuvarande styrmedel för att reducera fosforförluster är väldigt 'trubbiga' de måste bättre anpassas till behoven.

Resultatförmedling

Resultaten från projektet kommer att spridas i vetenskapliga publikationer som för närvarande håller på att sammanställas och beräknas publiceras under 2015. Resultaten har också presenterats på internationella konferenser under projektets gång, t.ex. på ECPA konferensen i Leida i Spanien, som publicerades som ett bokkapitel (Piikki, K. et al. 2013. Three layered soil types based on sensor measurements. In: Precision agriculture '13. J. Stafford (ed.). P. 25-32. Springer Link). Forskargruppen har även återkommande förmedlat vunnen kunskap till viktiga avnämare som Jordbruksverket (SJV), Naturvårdsverket (NV), Lantbrukarnas riksförbund (LRF) och Hushållningssällskapet (HS). På så sätt har kunskapen kommit ut till svenska lantbrukare, rådgivare inom lantbruksnäringen, samt beslutsfattare som har det övergripande ansvaret för att kvaliteten på svenska yt- och grundvatten om möjligt förbättras. En viktig mottagare av framtagen kunskap är projektet 'Greppa fosforn', genom vilket resultaten sprids till lantbruksnäringen. Forskargruppens medlemmar har fortlöpande aktiv kontakt och samarbete med 'Greppa fosforn' projektet.

Publikationer

- Beven, K. 2001. How far can we go in distributed hydrological modelling? Hydrol. & Earth Syst. Sci., 5, 1-12.
- Burrough, P.A., MacMillian, R.A., van Deusen, W. 1992. Fuzzy classification methods for determining land suitability from soil profile observations and topography. J. Soil Sci., 43, 193-210.
- Frey, M.P., Schneider, M.K., Dietzel, A., Reichert, P., Stamm, C. 2009. Predicting critical source areas for diffuse herbicide losses to surface waters: role of connectivity and boundary conditions. J. Hydrol., 365, 23-36.
- Gallagher M.R., Doherty J., 2006. Parameter estimation and uncertainty analysis for a watershed model. Environmental Modelling and Software. 22, 1000-1020.
- Gelbrecht, J., Lengsfeld, H., Pötzig, R., Opitz, P. 2005. Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in a small catchment of NE Germany. J. Hydrol., 304, 151-165.
- Heckrath, G., Bechmann, M., Ekholm, P., Ulén, B., Djodjic, F., Andersen, H.E. 2007. Review of indexing tools for identifying high risk areas of phosphorus loss in Nordic catchments. J. Hydrol., 349, 68-87.
- Jansson P.-E., Halldin S. 1980. Model for annual water and energy flow in a layered soil. In *Comparison of Forest Water and Energy Exchange Models* (ed. S. Halldin), 145-163. International Society for Ecological Modelling, Copenhagen.
- Jansson P.-E., 1991. Simulation model for soil water and heat conditions. Description of the SOIL model. *Report 165*, Department of Soil Sciences, Division of Biogeophysics, SLU, P.O. Box 7014, SE-75007, Uppsala, Sweden. 72 pp.
- Lin, H. 2003. Hydropedology: bridging disciplines, scales and data. Vadose Zone J., 2, 1-11.
- Larsson M.H., Persson K., Ulén B., Lindsjö A., Jarvis N.J. 2007. A dual porosity model to quantify phosphorus losses from macroporous soils. Ecol. Model. 205, 123-134.
- Mitasova, H., Mitas, L. och Brown, W. M. 2001. Multiscale Simulation of Land Use Impact on Soil Erosion and Deposition Patterns. Sustaining the Global Farm. Selected papers from the 10th international Soil Conservation Meeting. Purdue University.
- Stjernman- Forsberg, L., Andersson, S., Kyllmar, K. 2010. Synoptisk vattenprovtagning i typområdena E21 och O18 resultat och vattenanalyser. Teknisk rapport 143. VoM, SLU.
- Schmocker-Fackel, P., Naef, F., Scherrer, S. 2007. Identifying runoff processes on the plot and catchment scale. Hydrol. & Earth Syst. Sci., 11, 891-906.
- Warren, S. D., Mitasova, H., Hohmann, M. G., Landsberger, S., Iskander, F. Y., Ruzycki, T. S., Senseman, G. M. 2005. Validation of a 3-D enhancement of the Universal Soil Loss Equation for prediction of soil erosion and sediment deposition. CATENA, 64, 281-296.