

Rapport 2008:17



LÄNSSTYRELSEN
DALARNAS LÄN

Identifiering av riskområden för fosforförluster i ett jordbruks- dominerat avrinningsområde i Dalarna

Miljövårdsenheten

Omslagsbild: Nedre Milsbosjön.

Foto: Faruk Djodjic.

Tryck: Länsstyrelsen Dalarnas tryckeri, oktober 2008.

ISSN: 1654-7691

Rapporten kan beställas från Länsstyrelsen Dalarna, infofunktionen.

E-post: länsstyrelsen@w.lst.se

Rapporten kan också laddas ned från Länsstyrelsen Dalarnas webbplats www.w.lst.se

Identifiering av riskområden för fosforförluster i ett jordbruksdominerat avrinningsområde i Dalarna

Faruk Djodjic



Innehållsförteckning

Sammanfattning	4
Inledning	5
Områdesbeskrivning.....	7
Topografi och indelning i delavrinningsområden	8
Markanvändning	12
Jordartsdata.....	13
Miljöövervakningsdata och modellering av vattenflödet.....	15
Markkartering och odlingsdata – identifiering av delar av Milsboåns avrinningsområde med förhöjd risk för förluster av löst P	21
Identifiering av erosionsbenägna delar av Milsboåns avrinningsområde.....	30
Slutsatser.....	37
Referenser.....	39

Sammanfattning

Syftet med detta arbete är att identifiera de delar av ett litet avrinningsområde som är känsligast för fosforförluster men också att beskriva arbetsgång och metoder som kan användas för att utforma en strategi för att minska dessa förluster. Hela projektet består av två anknutna arbeten, denna studie med huvudfokus på att fastställa orsaker till övergödningsproblem samt att identifiera vilka delar av avrinningsområdet som göder sjöarna mest, och ett examensarbete med fokus på källfördelningsmodelleringen och identifiering av lämpliga åtgärder för att minska fosforförluster (P-förluster) (Spännar, 2008). Följande moment ingick i detta projekt:

1. Insamling av bakgrundsdata för områdesbeskrivning, med avseende på markanvändning, gröd- och jordartsfördelning, förekomst av enskilda avlopp, djurtäthet m.m.
2. Intervjuer av lantbrukare och sammanställning av data angående odlingsdata (skiftesvis grödfördelning, markbearbetning, gödsling m.m.) och lantbrukarnas egna iakttagelser av ytavrinning, erosion, stående vatten m.m.
3. Sammanställning och analyser av höjddata med hög resolution för att definiera delavrinningsområden och beräkna vattnets vägar i landskapet.
4. Markprovtagning och markanalyser av förråds-P (P-HCl), växttillgänglig P (P-AL), P-frigörelse (P-CaCl₂), markens P-bindningskapacitet, samt Cs-137-analyser som ett mått på erosion och deposition.
5. Analys och utvärdering av erhållna resultat från markprovtagningen.
6. Analys och utvärdering av miljöövervakningsdata beträffande vattenkvaliteten.
7. Hydrologisk modellering med FyrisQ-modellen.
8. Källfördelningsmodellering med Fyrismodellen.
9. Beräkningar av erosion och deposition med USPED-modellen.
10. Sammanställning av en lista över lämpliga motåtgärder i området.

Resultat visar att Milsbosjöarna är högt belastade med P och att jordbruket står för en stor del av den totala belastningen. Höga P-halter i marken i kombination med ett böljande landskap och en erosionsbenägen jord skapar förutsättningar för höga P-förluster. Vid åtgärdsarbetet bör man ta hänsyn till både löst och partikulärt P. Halter av både förråds-P (P-HCl) och växttillgängligt P (P-AL) varierar mycket i området vilket tyder på en ojämn gödselspridning under en lång period. Ett tydligt samband mellan P-frigörelse och P-AL betonar betydelsen av behovsanpassad gödsling som en viktig långsiktig åtgärd för att minska P-förlusterna. Beräkningar med hjälp av högupplösta höjddata visar att detaljerade kartor över erosion/deposition kan vara ett bra underlag för fält- och skiftesvis planering av eventuella motåtgärder.

Arbetet inom ramen för EU:s vattendirektiv med framtagning av åtgärdsprogram kräver i det kommande steget en omfattande insats där befintliga kunskaper måste utnyttjas på bästa möjliga sätt. När det gäller övergödningsen och P betonas ofta bristande kunskap kring både de styrande processerna och effekterna av eventuella åtgärder. Även om kunskapsläget kunde och borde vara bättre får det inte bli ett alibi för uteblivna åtgärder. Detta projekt visar att vi genom ett brett spektrum av olika verktyg, beräkningsmetoder, mark- och vattenanalyser och modeller kan beskriva ett avrinningsområde för att skapa underlag till detaljerade och rumsligt distribuerade åtgärder. En hel del av resultaten kan användas även utanför själva studieområdet (Milsboåns avrinningsområde), d.v.s. i områden med liknande förutsättningar. Under andra förutsättningar bör man dock se över vilka metoder, verktyg och modeller som passar bäst för syftet och de lokala förhållandena.

Inledning

Näringstillförseln till sjöar och vattendrag från det omgivande landskapet är en naturlig process. Ett accelererat förlopp orsakat av människans aktiviteter leder dock till högre primärproduktion och ökad vattengrumlighet. Det reducerade siktdjupet missgynnar bottenvegetation och skapar förutsättningar för successiva förändringar i artsammansättningen. En ökad planktonproduktion kan uppträda säsongsmässigt med s.k. algbloomning som den mest synliga effekten. Vid nedbrytning av plankton förbrukas vattnets syreinhåll, vilket kan leda till syrefria bottnar med allvarliga konsekvenser för bottendjuren. Därmed skapas nya förhållanden i övergödda system som leder till en betydlig minskning av artrikedomen i vattnet (Corell, 1998).

De huvudsakliga fosforkällorna kan delas in i punktkällor och diffusa källor. Kommunala reningsverk, industri samt enskilda avloppsanläggningar är de viktigaste punktkällorna. Diffusa förluster förekommer från alla typer av markanvändning men jordbruket utpekas som den viktigaste antropogena fosforkällan medan bidraget från skogs- och betesmark är lågt och ofta i nivå med bakgrundsbelastningen. Källfördelning av fosfortillförseln är viktig för att kunna prioritera åtgärder till de största källorna där man också har den största chansen att nå en hög kostnadseffektivitet.

Övergödningen av Östersjön har hamnat i fokus de senaste åren, speciellt efter att en internationell grupp forskare identifierat fosfor (P) som det viktigaste produktionsbegränsande näringsämnet (Boesch m.fl., 2005). Man får dock inte glömma att fosfor är det begränsande näringsämnet även i våra sjöar och vattendrag. Enligt Naturvårdsverket (2003) är antalet övergödda sjöar osäker och borde ligga mellan 780 (antal sjöar med uppmätta värden som överstiger 25 µg total P per liter) och 3700 stycken (antal övergödda sjöar enligt riksinventeringen 2000). I samma rapport konstateras också att det i första hand är ett större antal små sjöar som är drabbade, vilket främst beror på att utspädningsfaktorn och självreningsförmågan är större i stora sjöar.

Senast 2009 ska det enligt EU:s vattendirektiv finnas ett förvaltningsplan innefattande kostnadseffektiva åtgärder för alla vattenförekomster som inte uppfyller god ekologisk status.

En rad problem är dock kopplade till vattenvårdsarbete med övergödda små sjöar och vattendrag. Dessa problem är kopplade till brist på både mätdata och kunskap om sjöns tillrinningsområde samt saknad av en arbetsmetodik som ska leda till utformning av en förvaltningsplan och en åtgärdsstrategi:

1. Den episodiska karaktären och den höga rumsliga variabiliteten i fosforförluster måste beaktas för att kunna implementera de mest effektiva åtgärderna. I många avrinningsområden med små eutrofierade sjöar finns få eller inga miljöövervakningsdata tillgängliga för att följa trender och mönster gällande rumsliga och tidsmässiga variationer i fosforförluster.
2. Källfördelningsberäkningar är oftast gjorda för större områden och finns sällan beräknade för små avrinningsområden. Källfördelningsberäkningar som görs på nationell nivå används både för rapportering till HELCOM (2006) och EU (Brandt och Ejhed, 2003; Ejhed m.fl., 2007). Dessa beräkningar är baserade på ca 12500

avrinningsområden med en genomsnittlig area på 35 km², vilket oftast är större än tillrinningsområdena till små övergödda sjöar. Kunskapsbristen är således stor vad gäller småskaliga variationer i P-förluster inom mindre avrinningsområden.

3. För mindre sjöar och avrinningsområden krävs det oftast en noggrannare källfördelningsberäkning med högre detaljgrad. Påverkan av lokala utsläppskällor blir större i små sjöar och måste beaktas. Typhalter och utsläppsschabloner som används i de flesta källfördelningsmodeller är framtagna och därmed representativa för större områden och måste utvärderas och förbättras ur det lokala perspektivet.
4. Åtgärdsplanering kräver ännu högre detaljnivå än själva källfördelningsberäkningarna, speciellt när det gäller de diffusa källorna. Nationella och regionala källfördelningsberäkningar kan med fördel användas som en första ”screening” för att identifiera de områden som göder havet mest (Vattenmyndigheten Södra Östersjön, 2007). Dock är åtgärdsskalan i verkligheten mycket mindre (skiften, fält, små delavrinningsområden (10-100 ha) och de lokala förhållandena (topografi, hydrologi, markens P-halt, dränering, odlingen) spelar en avgörande roll för fosforförluster.
5. Ett alternativ som ofta används är tillämpning av mer komplexa, distribuerade eller semidistribuerade processbaserade modeller. Dessa modeller kräver dock detaljerade drivdata och är svåra att tillämpa på ett tillförlitligt sätt utan kalibrerings- och valideringsdata i form av kontinuerliga mätningar av både flöde och vattenkvalitet (Bergström m.fl., 2006). Risken är uppenbar att erhållna resultat inte blir tillräckligt tillförlitliga för att kunna användas som underlag till åtgärdsarbetet. Dessutom är sådana modeller sällan tillräckligt testade och validerade för svenska förhållanden, speciellt i denna mindre skala. Ett exempel kan vara beskrivningen av olika P-pooler i marken som är svåra att koppla till de analysmetoder som används i Sverige.

Syftet med denna rapport är att beskriva arbetsgång och metoder som kan användas för att utforma en strategi för att minska fosforförluster i ett litet avrinningsområde med tydliga eutrofieringsproblem. Länsstyrelsen i Dalarna har valt ut tillrinningsområdet till Övre och Nedre Milsbosjön som pilotprojekt inför arbetet med åtgärdsprogrammet. Bägge sjöarna uppvisar tecken på övergödning även om övergödningssprocesser är mer betonade i den Nedre sjön. Sedan tidigare bedriver man miljöövervakning i området och det finns även en paleolimnologisk undersökning i Nedre Milsbosjön (Rydberg m fl., 2006). Arbetet inom detta projekt består av två delar:

1. en studie med huvudfokus på att fastställa orsaker till övergödningssproblem samt identifiera delar av avrinningsområdet som göder sjöarna mest (denna rapport), med tyngdpunkt på diffusa P-förluster från åkermark,
2. ett examensarbete med fokus på lämpliga åtgärder för att minska P-förluster (Spännar, 2008).

Områdesbeskrivning

Avrinningsområdet (Figur 1) till Milsboån (inklusive Övre och Nedre Milsbosjön) är beläget ca 12 km sydost om Borlänge i Dalarnas län. Hela avrinningsområdet med utloppet till Dalälven har en yta på 9.36 km² med jordbruksmark och skog som dominerande markanvändningar.



Figur 1. Avrinningsområdet med Övre och Nedre Milsbosjön indelat i delavrinningsområden och med utloppet till Dalälven.

Övre (ca 0.74 km²) och Nedre (0,35 km²) Milsbösjön visar på eutrofieringsproblem och den Nedre Milsbosjön anses vara en av Dalarnas läns mest eutrofierade (Rydberg m.fl., 2006).

I dag finns det ett antal rikstäckande kartdatabaser som kan användas för insamling av grunddata, som t.ex. Lantmäteriets databas och Corine2000 gällande markanvändning, Lantmäteriets höjddata, SMHI:s avrinningsområdesindelning, SGU:s jordartskartor m.m. Det finns också nationella och regionala miljöövervakningsprogram och mätningar av vattenkvalitet inklusive näringsämnen. SMHI samlar in vattenförings- och klimatdata som används bland annat för modelleringar av hydrologi och näringsämnestransporter samt för källfördelningsberäkningar. Dessa databaser och kartor var mycket värdefulla källor för diverse data även i Milsboåns avrinningsområde, men tyvärr saknar de ganska ofta den detaljeringsgrad som behövs när man kommer in på små avrinningsområden.

Topografi och indelning i delavrinningsområden

Fosfor som ett svårörligt ämne binds till största delen fast i marken. Snabba vattenflöden i markprofilen (makroporflöde) eller i landskapet (ytavrinning) minskar dock kontakttiden mellan markpartiklarna och fosfor, och därmed går man miste om markens buffrande förmåga. Vattnets väg i marken och i landskapet är därmed helt avgörande även för fosfortransport och förluster och måste därför beskrivas på ett korrekt sätt. Topografi har en avgörande roll för hydrologi (Sørensen m.fl., 2006) och vår förmåga att identifiera och beskriva vatten- och ämnestransport från marken till recipienten beror i hög grad av befintlig topografisk data.

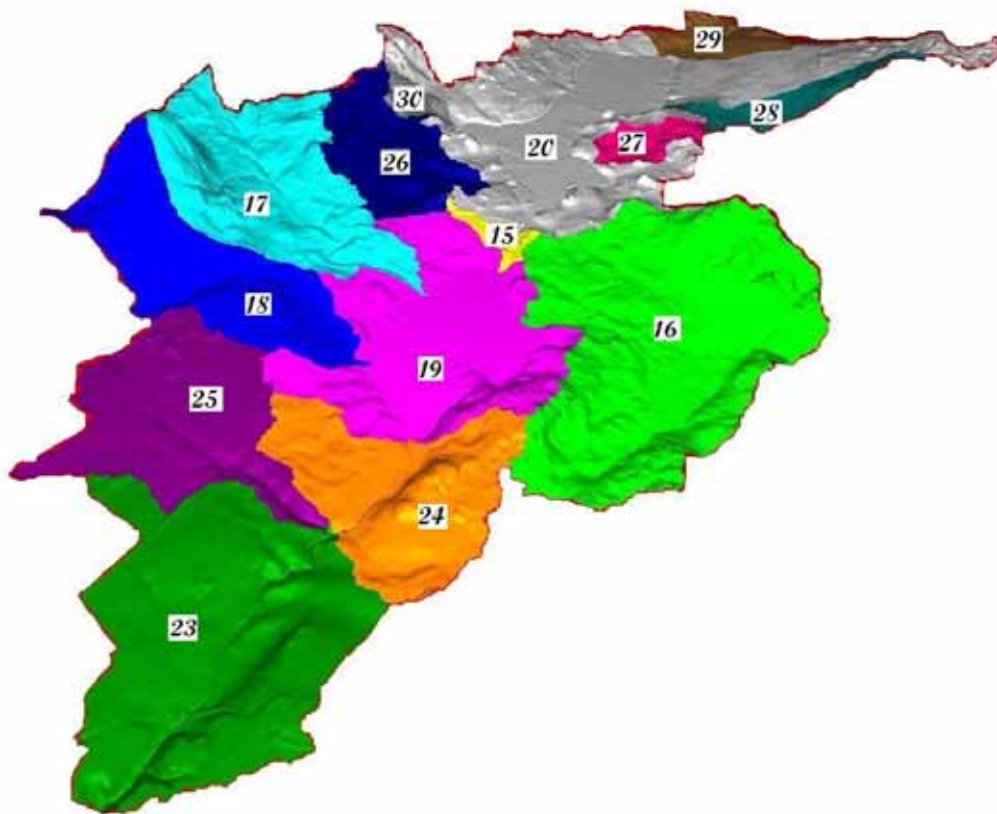
Milsboåns avrinningsområde hör enligt SMHI:s indelning till delavrinningsområdet 669795-149329 (Figur 2). Hela området 669795-149329 har en yta på 72,3 km² och en noggrannare indelning behövs dels för att avgränsa avrinningsområdet för Milsboån, dels för att dela in det i ännu mindre delavrinningsområden för att kunna ta hänsyn till variationer i P-förluster inom området. I vattenförvaltningsarbetet har vattensystem inom Milsboåns avrinningsområdet indelats i fyra vattenförekomster: Övre Milsbosjön, Nedre Milsbosjön, Milsboån mellan sjöarna, samt Milsboån mellan utloppet från Nedre Milsbosjön och inloppet till Dalälven.

Länsstyrelsen i Dalarnas län införskaffade under 2007 en laserskanning av Dalälvsområdet med mycket noggrannare höjddata jämfört med den 50 x 50 m höjddatagrid som vanligtvis finns i Lantmäteriets databas. Slutligen användes 5 x 5 m grid för att beräkna indelningen i delavrinningsområden. Data för vattendragen i området från Lantmäteriets fastighetskarta kompletterades då det visade sig att den saknar ett vattendrag på västra sidan av Övre Milsbosjön samt ett på östra sidan av Nedre Milsbösjön. Dessa vattendrag finns dock på Lantmäteriets ekonomiska karta över Milsboområdet från 1969 (Rösåsen J133-13F0i69), vilket utnyttjades för att

digitalisera dem och använda för vidare beräkningar. Delavrinningsområden beräknades med både ArcMap och PCRaster GIS utan att det fanns större skillnader i erhållna resultat. Den senare presenteras i Figur 3.



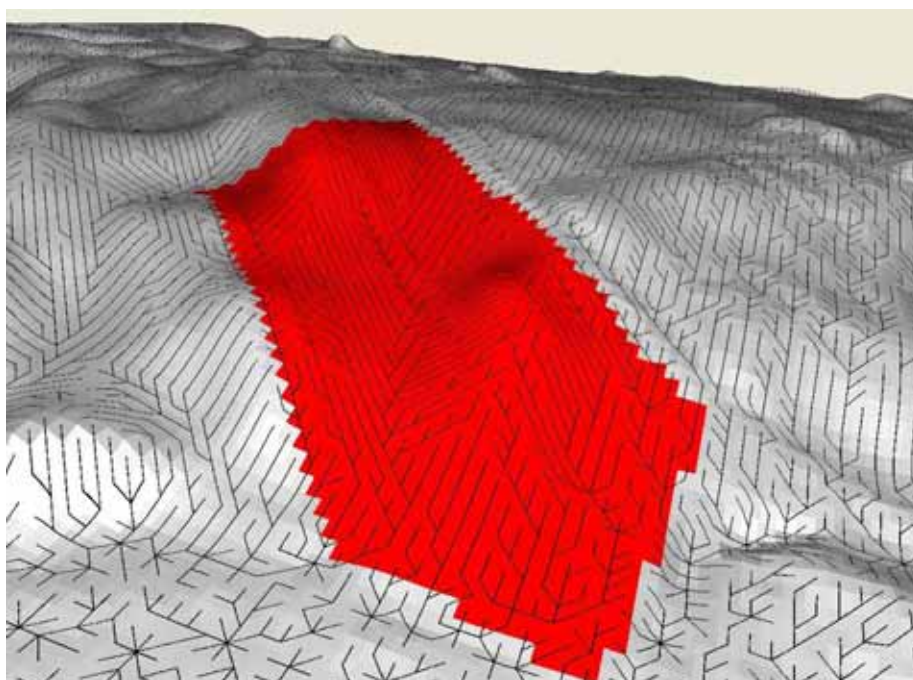
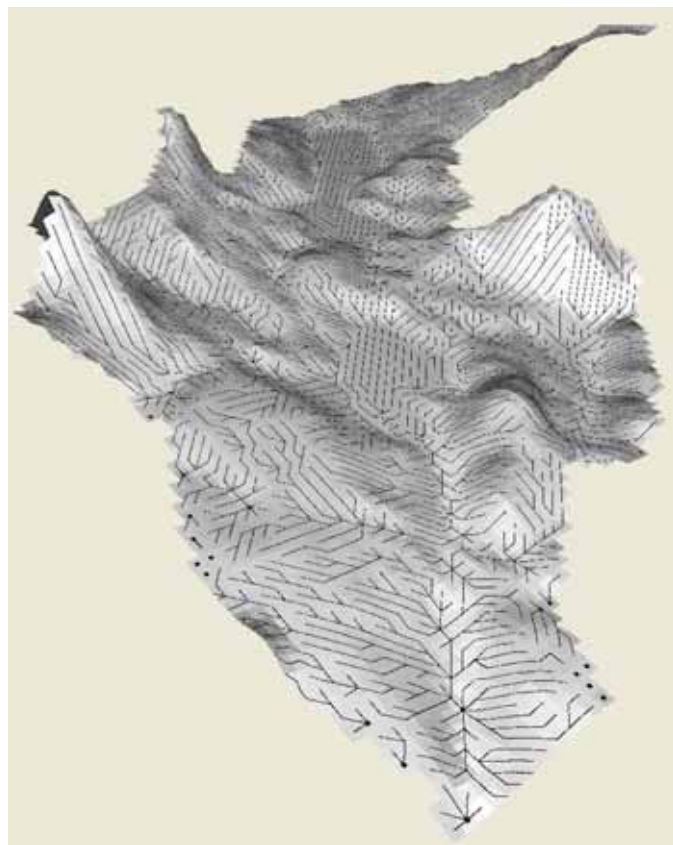
Figur 2. SMHI:s delavrinningsområde 669795-149329 (röd linje) och beräknat Milsboåns avrinningsområde med Övre och Nedre Milsbosjön och med utloppet till Dalälven.



Figur 3. 3D-karta med indelning av Milsboåns avrinningsområde i 14 delavrinningsområden.

Indelningen i delavrinningsområden framräknades för att både ta hänsyn till befintliga provpunkter för mätningar av vattenkvalitet men också för att bestämma nya provpunkter för de synoptiska provtagningar som användes som underlag till kartläggning av de rumsliga variationerna i P- förluster. Strategin var att med hjälp av synoptiska provtagningar fånga framförallt de rumsliga variationerna i området. Ett försök att fånga de tidsmässiga variationerna gjordes genom att utföra flera synoptiska provtagningar vid olika flödessituationer (låga och höga flöden).

Dessutom kan man med högupplösta data räkna fram flödesackumulering och vattnets vägar både inom hela avrinningsområdet (Figur 4a) och med hög tillförlitlighet även på enstaka fält och skiften (Figur 4b). Dessa beräkningar nyttjades också för att ta fram en provtagningsstrategi för att försöka beräkna erosion och deposition i området. Jordprover för analyser av Cesium 137 (Cs 137) togs från olika delar av ett skifte (krönet, konkava och konvexa delar av slutningen) för att försöka kvantifiera erosion. Cesium-137 som kommer från nedfallen efter de atmosfäriska kärnvapenproven på 1950- och 60-talen samt från Tjernobilolyckan 1986 binds starkt till markpartiklarna och deras förflyttning är knuten till erosionsprocesser. Därför används Cs-137 som ett spårämne för erosion- och depositionsprocesserna där förhöjda halter av Cs-137 indikerar deposition medan lägre halter tyder på att matjordsskiktet har eroderats bort.



Figur 4. Beräknad flödesackumulering i hela Milsboåns avrinningsområde och i ett skifte inom området.

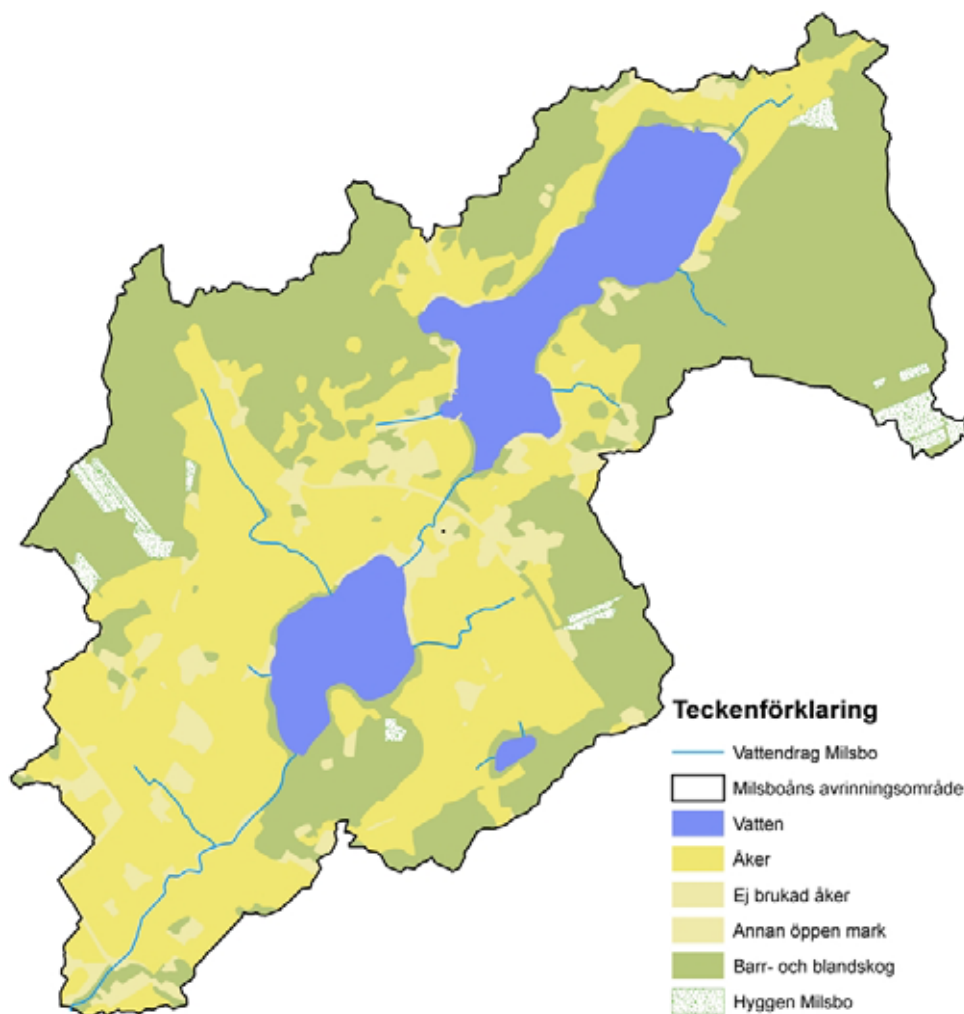
Markanvändning

Källfördelningsberäkning är ett viktigt verktyg för att utvärdera bidrag av näringsämnen (kväve och fosfor) från både punktkällor och diffusa källor samt för att ta hänsyn till retention av näringsämnen inom studerade områden (HELCOM, 2006). Dessa beräkningar och modelleringar används ofta även som ett underlag för att planera åtgärdsstrategier. Huvudsyftet är att fördela belastningen i en vattenrecipient till enskilda källor med hjälp av uppmätta och modellerade halter i vattendraget. En förutsättning för att kunna göra källfördelningsberäkningar är pålitlig data för markanvändningen i det studerade avrinningsområdet.

Markanvändningsdata som användes i detta projekt baseras på data som togs fram för de nationella beräkningarna (Ejhed m.fl., 2007) där man försökt förbättra data för jordbruksmark genom att använda tillgängliga data om grödfördelningen i Jordbruksverkets IAKS blockdatabas. I IAKS blockdatabas finns grödfördelningen för varje block men ingen rumslig fördelning av grödorna. Eftersom blocken är av varierande storlek är det svårt att fördela grödor mellan små delavrinningsområden. Därför kompletterades dessa data med uppgifter från lantbrukarna där information inhämtades för varje skifte (Spännar, 2008). Figur 5 visar markanvändningen och grödfördelningen för Milsboåns avrinningsområde.

Den dominerande markanvändningen (41 %) är skog och sjöarna utgör 12 % av den totala arean. Jordbruk står för 38 % av den totala arealen med odlingen av vall (76 %) som den största jordbruksgrödan (Spännar, 2008).

Den befintliga grödfördelningen i Milsboåns avrinningsområde med hög andel av vall är ett bra utgångsläge när det gäller begränsning av P-förlusterna. Vall är nämligen en gröda som väldigt effektivt skyddar marken mot erosion. Dock kan vallodlingen leda till högre andel av löst P i avrinnande vatten. Bland annat har episoder av P-frigörelse efter nedfrysning av växtligheten uppmärksammats (Bechmann m.fl., 2005; Torstensson m.fl., 2006). Löst P är direkt tillgänglig för vattenlevande organismer och intensifierar därmed övergödningsprocesser i högre grad än icke-reaktiv (partikulär) P som är bunden till markpartiklar och enbart delvis är biotillgänglig (Uusitalo, 2000).

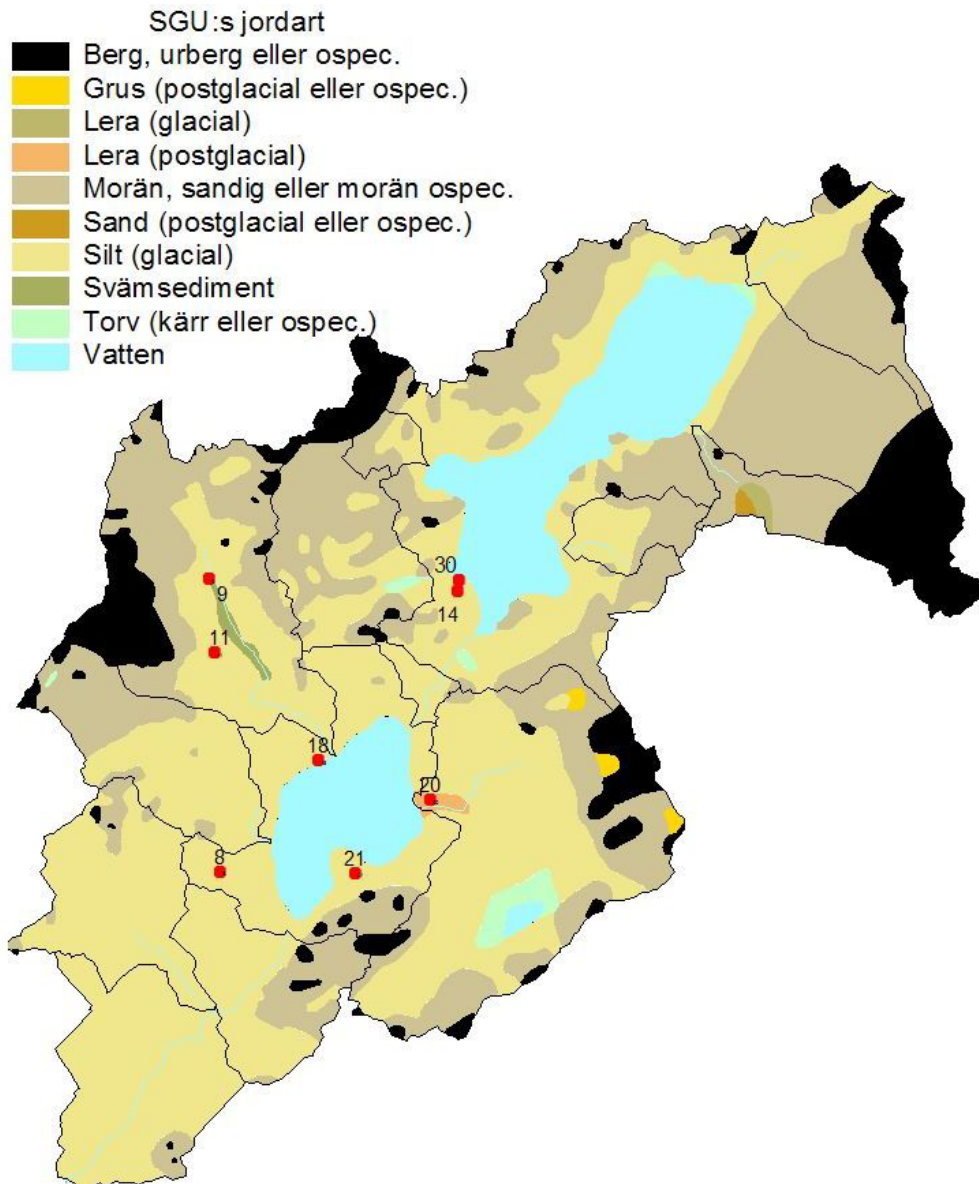


Figur 5. Markanvändning i Milsbosjöarnas avrinningsområde utifrån fastighetskartan samt Skogsstyrelsens hyggeskikt 2007 (Spänner 2008).

Jordartsdata

Enligt SGU:s jordartskarta är den dominerande jordartsklassen i området glacial silt som övergår till sandig morän i skogsmark (figur 6). Noggrannare analyser gjorda i provtagningspunkter av SGU visar att lerhalten varierar från 8 till 30 % (figur 6). Därmed varierar jordarten från lerig mo till mellanlera med en tendens för högre lerhalt närmare sjöarna och lägre lerhalt i de högre delarna av landskapet. Enligt data från miljöövervakningsprogrammet ”Tillståndet för svensk åkermark” har delavrinningsområde 669795-149329 (se figur 2) ”silt loam” som dominerande jordart för jordbruksmark. Inga provpunkter ligger dock i Milsboåns avrinningsområde men alla 4 punkterna inom delavrinningsområdet 669795-149329 klassades som ovan nämnd ”silt loam”.

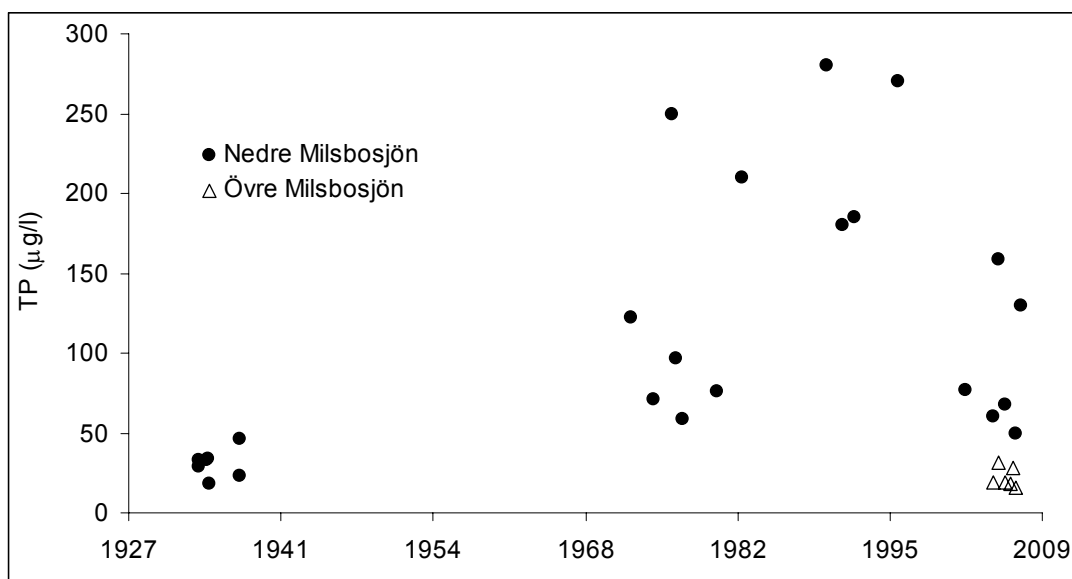
En viktig egenskap hos mo och hos mjälige jordar är att de, på grund av svag kohesion, är benägna att erodera och de kallas därför ofta för flytjordar (Wiklander, 1976). Förluster av P från åkermark har länge kopplats till erosionsproblematiken där ytavrinningen utpekades som den dominerande mekanismen för P-transport från mark till vatten (Sharpley & Rekolainen, 1997).



Figur 6. Jordartsfördelning enligt SGU i Milsboåns avrinningsområde. Detaljerad textur-bestämning gjordes i 8 provtagningspunkter (röda punkter) och siffrorna anger lerhalt i %.

Miljöövervakningsdata och modellering av vattenflödet

De tillgängliga mätningarna av fosforhalten i Nedre Milsbosjön från 1930-talet (Lohammar, 1938) visar på en fosforhalt mellan 30 och 50 $\mu\text{g/l}$. Senare mätningar (figur 10) visar på högre P-halter som varierar mellan 50 och 280 $\mu\text{g/l}$, med de högsta värdena uppmätta under 1980- och 1990-talet. Dessa stora variationer förekommer eftersom mätningarna är utförda under olika delar av året. Mätningarna från Övre Milsbosjön från de senaste tre åren visar på en halt mellan 16 och 31 $\mu\text{g/l}$. Alla värden i figur 7 är uppmätta i ytvatten (1 m djup). Provtagningar från djupare vatten i Nedre Milsbosjön visar på ännu högre fosforhalter som når upp till 1300 $\mu\text{g/l}$.

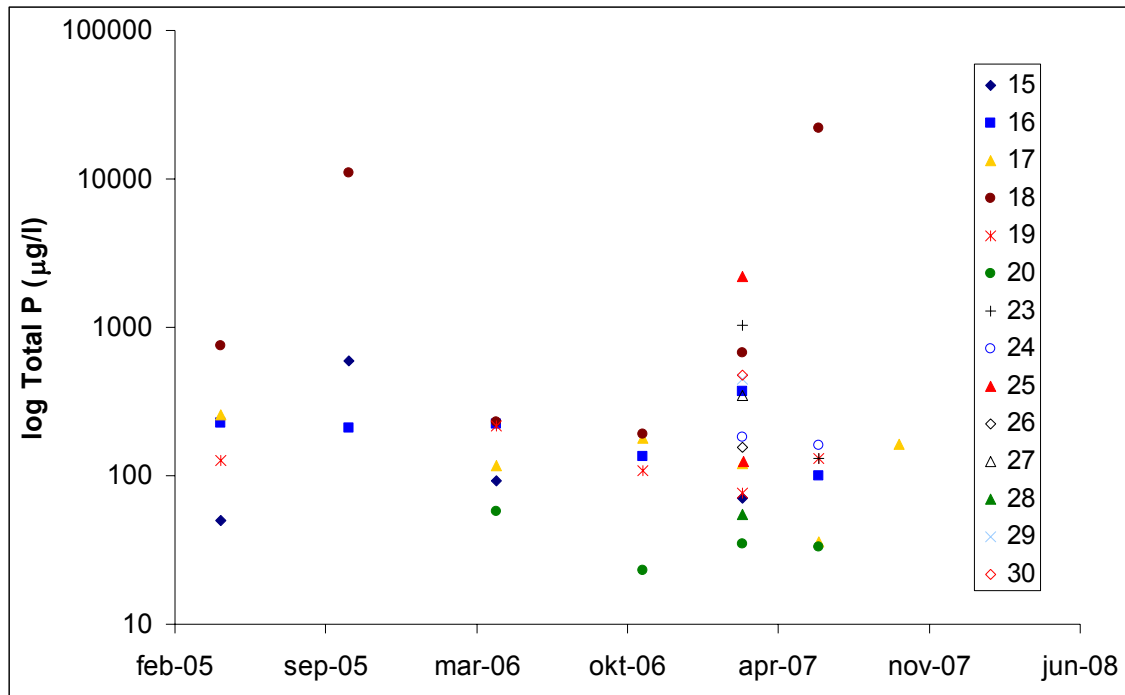


Figur 7. Fosforhalter i Övre och Nedre Milsbösjön

Ett antal provtagningar finns även för små vattendrag i sjöarnas tillrinningsområden (figur 8 och 9). Mätningarna visar på stora variationer i tid (figur 8) och i rum (figur 9). Dessa resultat förstärker bilden av den episodiska karaktären av P-förlusterna där små delar av avrinningsområdet svarar för merparten av de totala årliga P-förlusterna under en begränsad tid (Pionke m.fl., 1997; Ulén, 2005). Generellt sett är de uppmätta halterna mycket höga med högsta värdet på 22 000 $\mu\text{g/l}$, som mättes upp vid lågt flöde i punkt 18 i juni 2007 (figur 8). Dock noterades höga halter även vid högre flöden, som till exempel vid provtagningen i mars 2007 (figur 9). Andelen löst P var i medeltal 44 % för alla provpunkter och provtillfällen, men även den visade på en stor variation (3 – 95 %). Ett starkt linjärt samband mellan halterna av suspenderat material och andel P som inte är löst (figur 10) illustrerar hur erosion av markpartiklar påverkar P-förluster i Misboåns avrinningsområde.

Sambandet mellan flöde och halter är viktigt dels för beräkning av den totala belastningen på en recipient, dels för att indikera vilken typ av P-källor som dominerar i delavrinningsområdena. Höga halter vid låga flöden kan indikera påverkan från

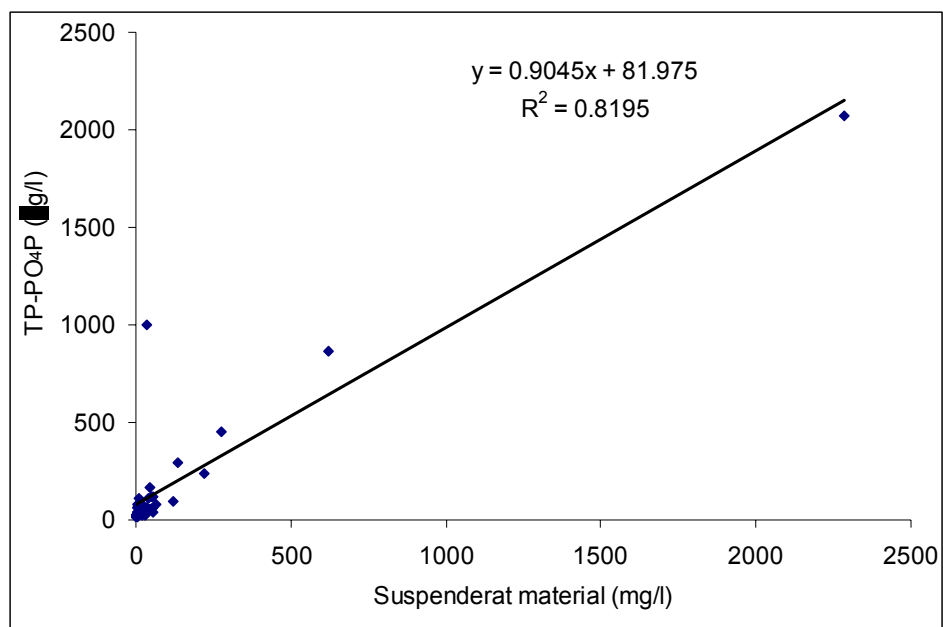
punktkällor där utspädningseffekten är begränsad på grund av små vattenvolymer, medan höga halter vid högre flöden oftast kopplas till diffusa källor, framförallt jordbruksmark (Helsel och Hirsch, 1992). Således kan man troligtvis förklara de höga halterna vid låga flöden i punkt 18 med en sannolik punktkälla medan höga halter vid höga flöden har sin förklaring i andra faktorer, som till exempel andelen jordbruksmark i delavrinningsområdet (Figur 11).



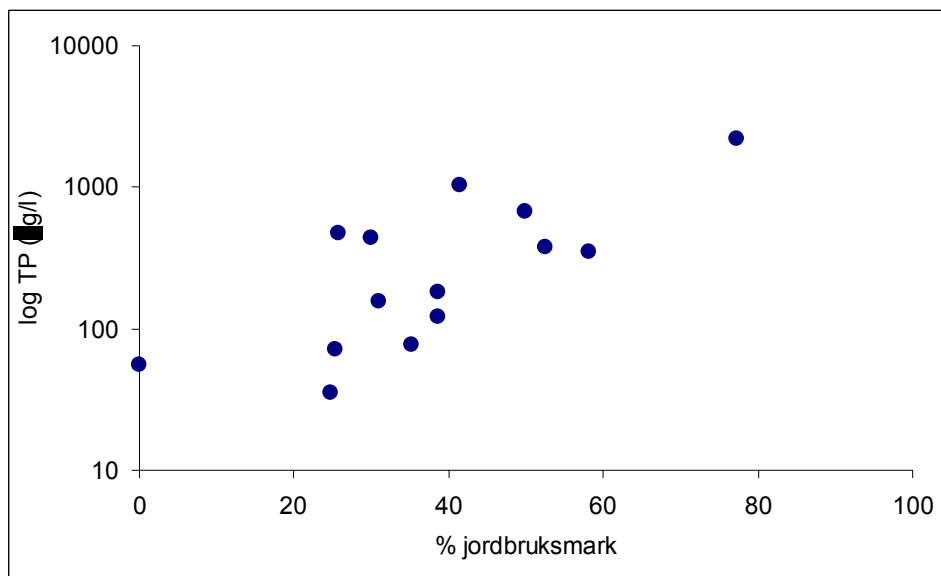
Figur 8. Halter (µg/l) av total P uppmätta i olika delavrinningsområden. Notera att y-skalan är logaritmisk.



Figur 9. Halter ($\mu\text{g/l}$) av total P i olika delavrinningsområden vid synoptisk provtagning i mars 2007.



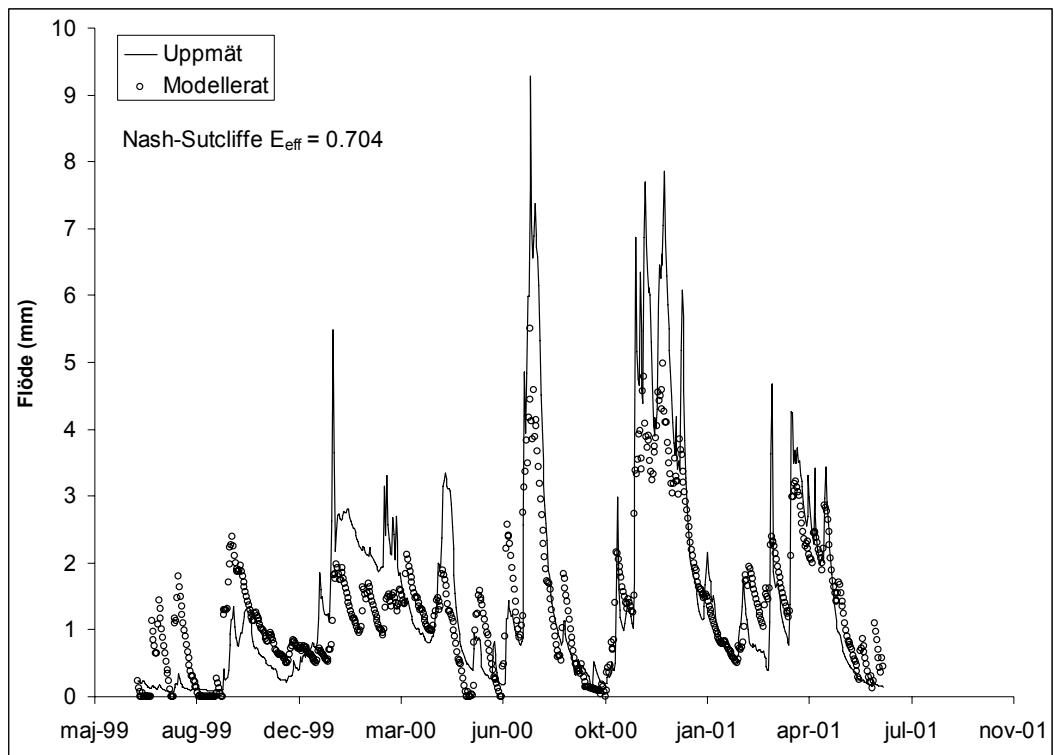
Figur 10. Samband mellan suspenderat material och icke-reaktiv P (TP-PO₄-P). Vattenprover från alla tillfällen och provtagningsplatser där det analyserades suspenderat material ingår i diagrammet (n=34).



Figur 11. Samband mellan uppmätta TP-halter och andel åkermark i olika delavrinningsområden. Notera att y-skalan är logaritmisk.

I bägge fallen behövs en uppskattning av vattenflödet i området, vilket dessutom behövs för att kunna utföra beräkningarna av belastningen och källfördelningen (Spännar, 2008).

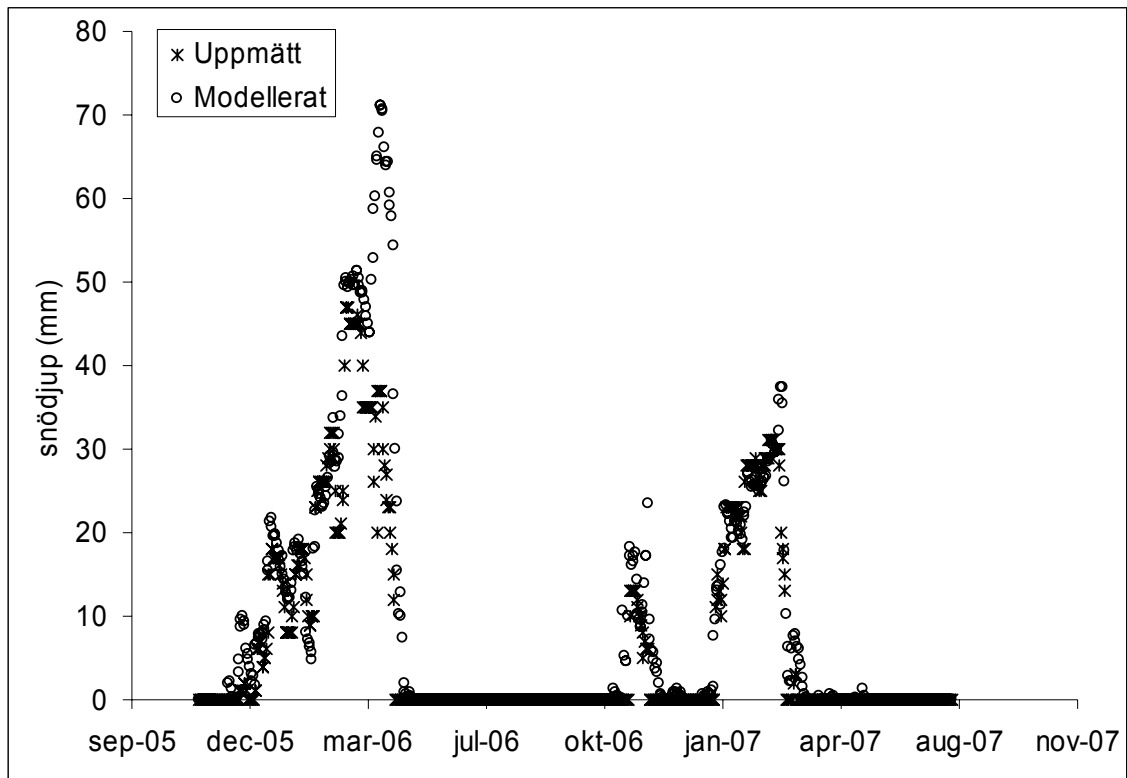
Kontinuerliga mätningar av vattenflödet saknas för Milsboåns avrinningsområde och alternativet som användes i detta projekt var att modellera vattenflödet med en hydrologisk modell utifrån uppgifter om nederbörd och temperatur. FyrisQ-modellen, som användes för beräkningar av vattenflödet i Milsboåns avrinningsområde, utvecklades vid Institutionen för Miljöanalys, SLU och grundar sig på WASMOD-modellen (Water And Snow Balance MODelling system, Xu, 2002). Modellen är utvecklad för beräkning av vattenavrinningen från både regn och snösmältning. För parametrisering och kalibrering av modellen användes flödesdata från ett annat avrinningsområde i Dalarna, Mässingboåns avrinningsområde. Med tanke på liknande klimatförhållanden och jordartsfördelning i bägge avrinningsområdena antogs att parametrar som beskriver snö, evapotranspiration och olika flödeskomponenter (t.ex. basflöde och toppflöde) är lika för dessa två områden. Första steget var att kalibrera modellen för Mässingboåns avrinningsområde. Modellens förmåga att reproducera den uppmätta vattenföringen utvärderades med effektivitetskoefficienten (Nash och Sutcliffe, 1970).



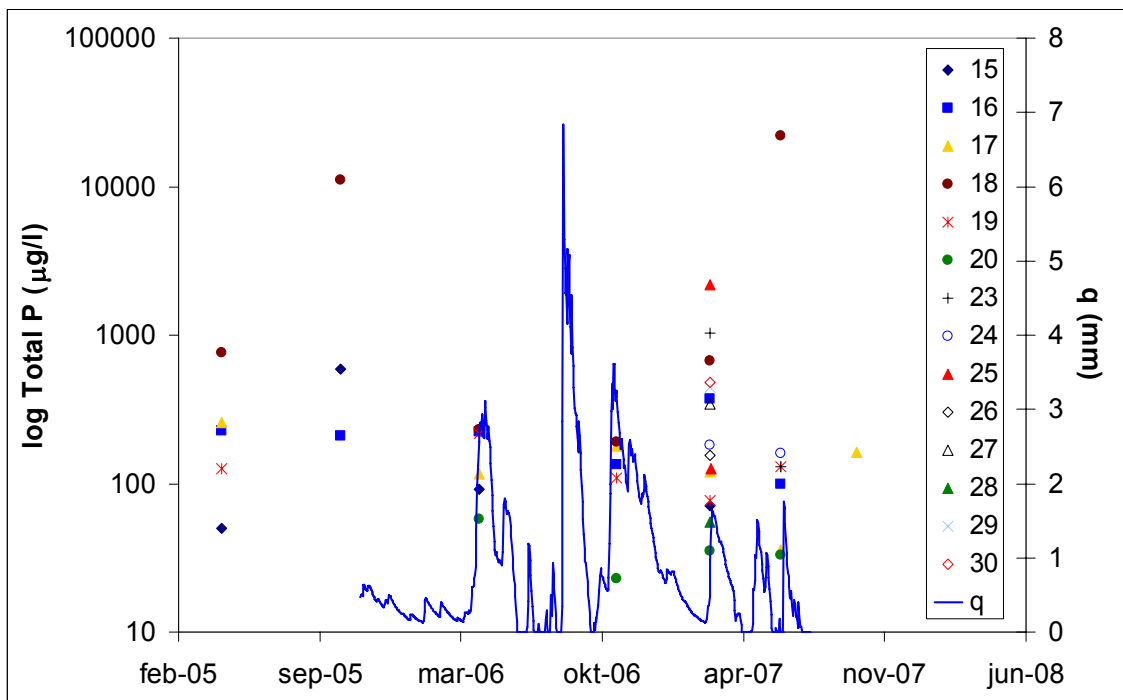
Figur 12. Uppmätt (linje) och modellerat flöde (punkter) i Mässingsboån som användes för att parametrисera och kalibrera FyrisQ-modellen för beräkning av vattenflödet i Milsboåns avrinningsområde.

Värdet 1 av denna koefficient innebär en fullständig överensstämmelse med uppmätta värden, medan negativa värden innebär att beräknade värden är sämre än medelvärdet för den studerade perioden. Genom kalibreringsprocessen uppnåddes en hög effektivitetskoefficient på 0,704 vilket innebär en stark överensstämmelse med uppmätta data (figur 12).

Samma parameteruppsättning användes tillsammans med klimatdata (nederbörd och temperatur) från Milsboåns avrinningsområde för att modellera flödet. Eftersom uppmätt flöde saknas så gjordes ett försök att verifiera modelleringsresultat med en annan variabel som finns både uppmätt och modellerad, i detta fall snödjup (figur 13). Även här konstaterades en hög överensstämmelse mellan modellerade och uppmätta värden.



Figur 13. Uppmätt och FyrisQ-modellerat snödjup i Milsboåns avrinningsområde.



Figur 14. Modellerat flöde i Milsboån och uppmätta halter av Total P i olika provpunkter inom Milsboåns avrinningsområde.

Modellresultat angående flödesdata presenteras i figur 14 tillsammans med uppmätta halter i olika delavrinningsområden. Flödesberäkningarna möjliggjorde både en bedömning av totala transporter av näringsämnen inklusive P och en mer detaljerad källfördelningsmodellering med Fyrismodellen. De högsta uppmätta halterna (t.ex. punkt 18) sammanföll med låga flöden vilket kan förklaras med en okänd punktkälla i området. Resultatet av källfördelningsmodelleringen styrker också denna hypotes eftersom modellresultatet förbättrades med införande av en fiktiv punktkälla i delavrinningsområdet 18 (Spännar, 2008).

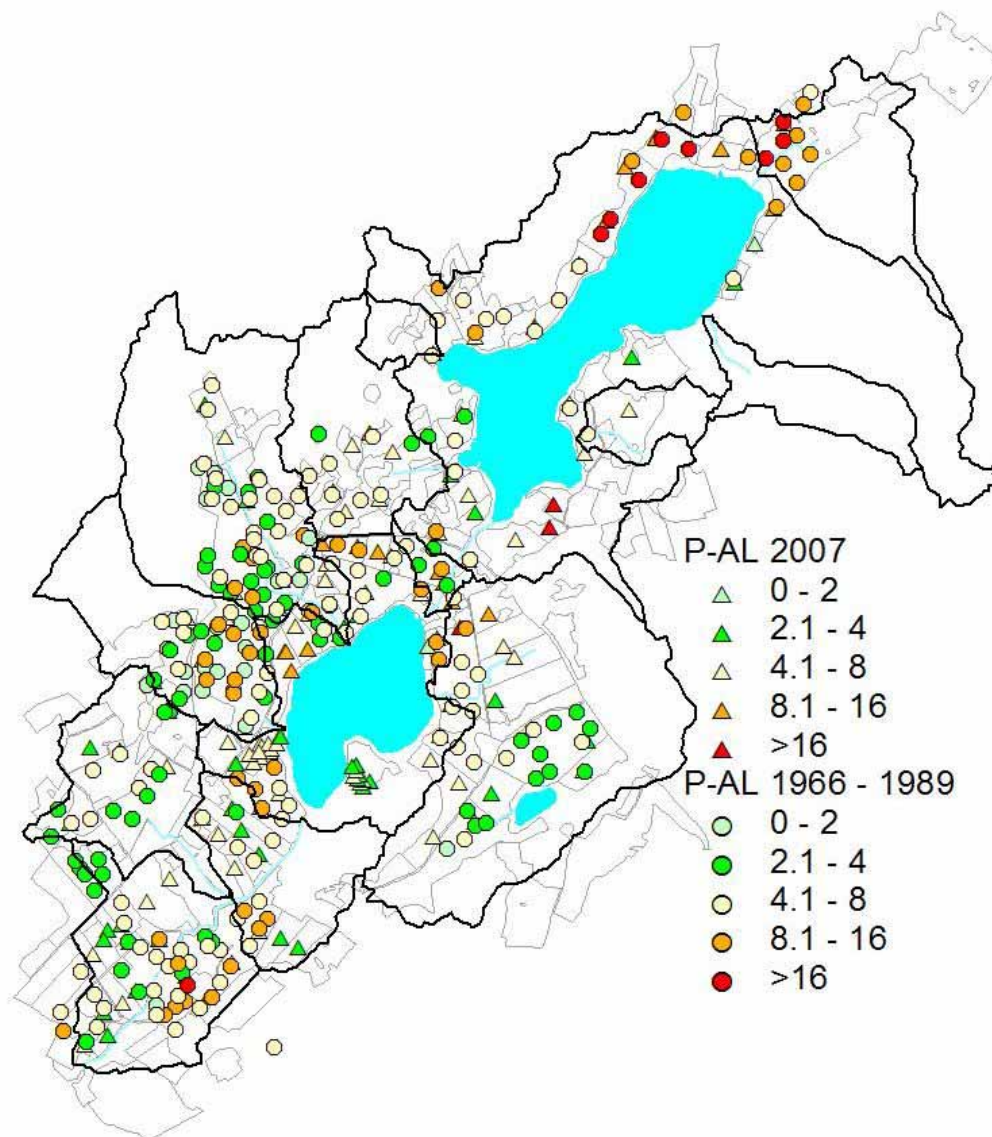
Sammanfattningsvis så visar miljöövervakningsdata att det förekommer mycket höga P-förluster i Milsboåns avrinningsområde och att förluster av både reaktivt (löst) och icke-reaktivt (partikulärt) P måste reduceras. Utförd källfördelningsmodellering (Spännar, 2008) visar att jordbruket är den enskilt största P-källan och en framtida åtgärdsstrategi måste ta hänsyn till de rumsliga och tidsmässiga variationerna i P-förluster men också till olika orsaker som ligger bakom förluster av löst och partikulärt P.

Markkartering och odlingsdata – identifiering av delar av Milsboåns avrinningsområde med förhöjd risk för förluster av löst P

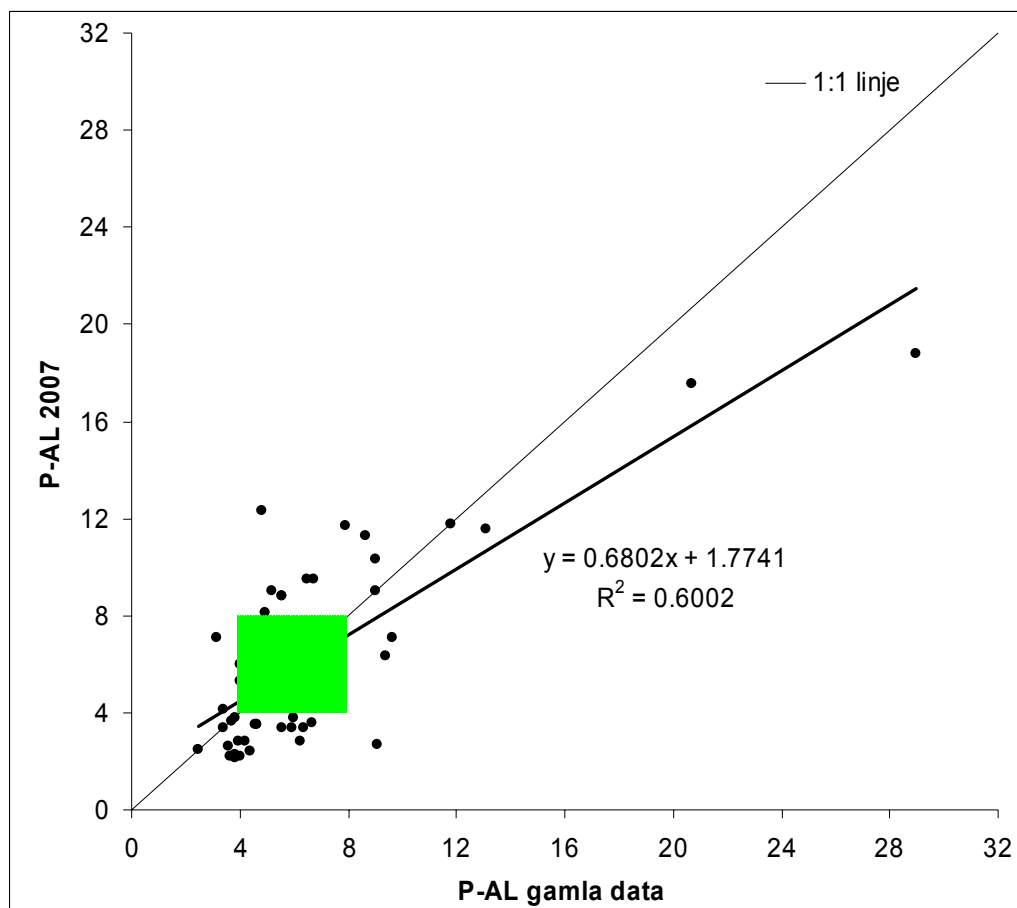
Information om P-status i marken är viktig både ur agronomisk och ur miljömässig synpunkt. För att bestämma mängd växttillgänglig-P i marken används i Sverige en agronomisk analysmetod som är anpassad till de sura Skandinaviska jordarna och som baseras på extraktion med surt (pH 3,75) ammoniumlaktat (P-AL, Egnér m.fl., 1960). Jordbruksverket (2007) rekommenderar att anpassa gödsling efter grödornas upptag och P-AL-värde, så att man på lång sikt når P-klass III (4,1-8,0 mg P/100 g jord). Motiveringen är att det finns tillräckligt med växttillgängligt P i denna klass och att lägre halter hämmar produktion medan högre halter innebär en miljörisk. I brist på andra data används agronomiska P-bestämningsmetoder (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 typ av P-analyser (dock inte P-AL-metod) används även för att beskriva olika fosforformer i matematiska data modeller 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 (Beauchemin m.fl., 1998; Börling m.fl., 2004; Heckrath m.fl., 1995; Sibbesen och Sharpley, 1997). Börling m.fl. (2004) visade på starka samband mellan P-AL talet och CaCl_2 -extraherbart P för 10 svenska jordar inkluderade i ett bördighetsförsök. Extrahering av P ur jordprover med CaCl_2 används ofta för att härma markvätska eller halter i utlakningsvatten (Hesketh och Brookes, 2000).

Länsstyrelsen i Dalarnas län har tillgång till en ganska detaljerad markkartering utförd mellan 1966 och 1989 (se figur 15, gamla data). Analyser av flera ämnen (P, kalium (K), magnesium (Mg)) i AL-extraktet ingick i denna undersökning. Dessutom analyserades P och K i jordproverna efter extraktion med saltsyra (P-HCl, Kungliga Lantbruksstyrelsen, 1965) som ett mått på förrådet av dessa näringsämnen i marken. Fosforstatus i marken mätt som P-AL-tal är ett ganska stabilt värde om man har en odling i balans där P-tillförseln är i samma storleksordning som P-borttagningen med skörden. Dock är 20 – 40 år en lång period och därför utfördes en kompletterande provtagning för att kunna göra en jämförelse med de gamla resultaten (figur 15 och 16).

Generellt ser man en stor variation i P-AL-värden över Milsboåns avrinningsområde, med en variation på 0,8 – 33 mg P per 100g jord (provtagning 1966-1989) respektive 1,5 – 40,4 mg P per 100g jord (provtagning 2007). Därmed finns det en mycket ojämn fördelning av växttillgängligt P i avrinningsområdet. Även om det är svårt att jämföra enstaka punkter från två olika provtagningar kan man notera samma mönster i den rumsliga fördelningen av P-AL-talet med höga och mycket höga värden (P-AL klasser IV och V) inom vissa skiften nord om Övre Milsbosjön och nord-nordväst om Nedre Milsbosjön (figur 7). Om man räknar medelvärden för olika skiften och jämför gammal och ny data får man ett klart samband ($R^2 = 0,6$), dock med en spridning av punkter framförallt i intervallet 4-8 mg P per 100 g jord, som motsvarar den eftersträvade klass III (figur 16).



Figur 15. P-AL-värden i provpunkter tagna 1966-1989 (cirkclar) och 2007 inom detta projekt (trianglar).

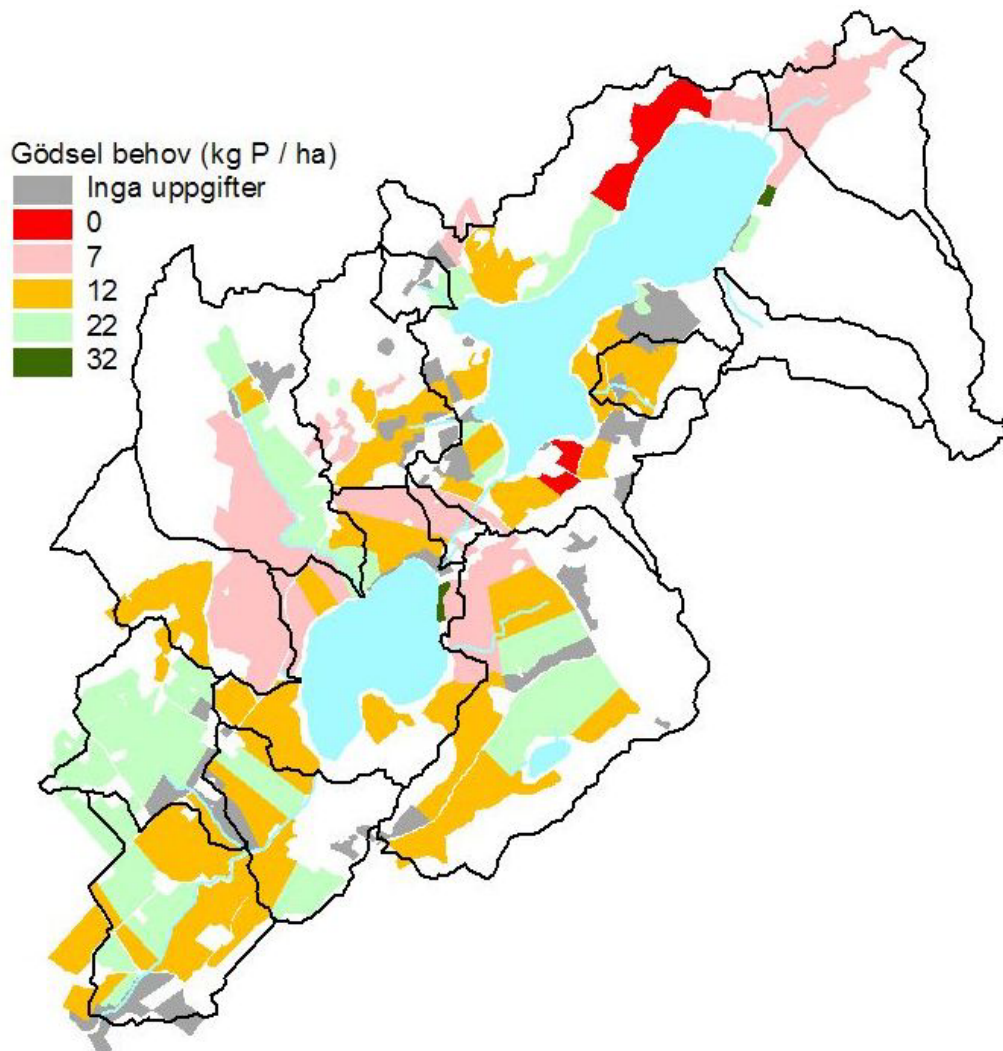


Figur 16. Jämförelse av skiftesmedelvärden mellan gammal kartering och kartering 2007. Grönfärgad ruta indikerar den P-AL-klass som rekommenderas som optimal av Jordbruksverket.

En jämnare fördelning av P-halterna i marken bör eftersträvas genom att gödsla utifrån den befintliga statusen, med syfte att framförallt minska höga P-halter i de skiften som i dag ligger i klass IV och V och som finns i närheten av de bägge sjöarna. Förmodligen ligger dessa skiften ganska nära djurstallarna och detta kan förklara de höga P-AL-talen både historiskt och i dag.

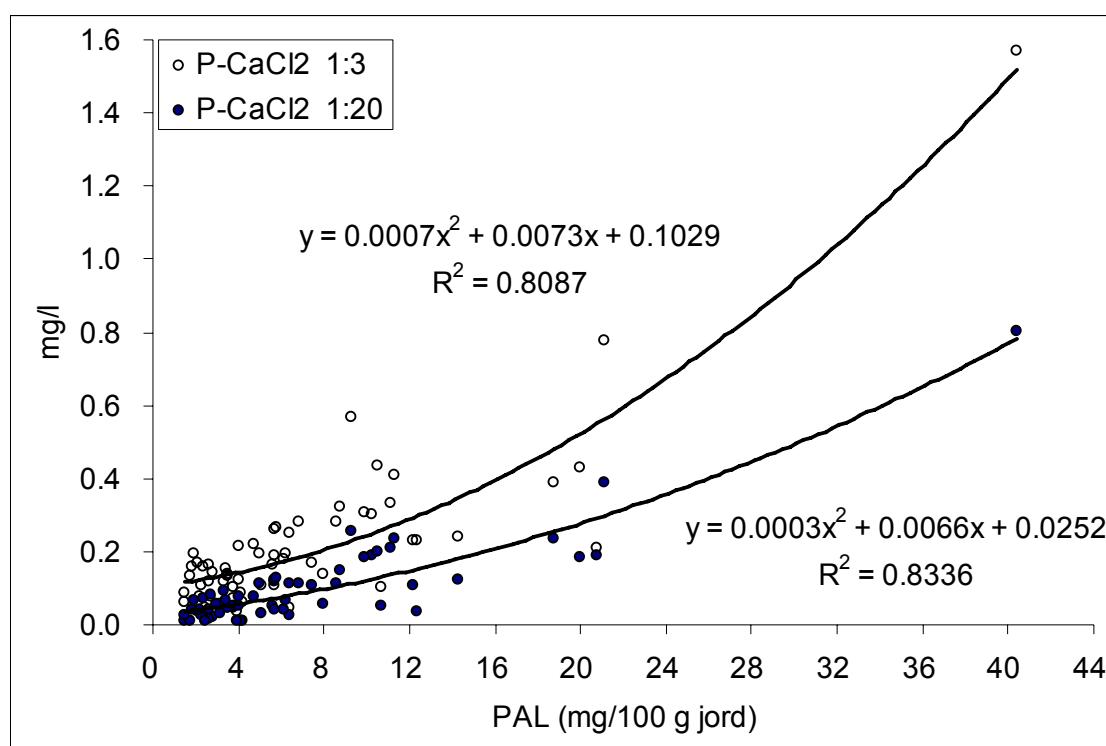
Spännar (2008) redovisar en ganska hög variation i djurtäthet (0,2-1,7 djurenheter/ha åkermark) för olika jordbruksföretag i Milsboåns avrinningsområde. Detta förstärker ytterligare problematiken med ojämn P-fördelning eftersom högre djurtäthet också innebär ett högre P-överskott (SCB, 2007). Troligtvis är längre transporter av stallgödsel problematiska ur ekonomisk synpunkt men ökande priser på fosforgödsel kan vara ett incitament att gödsla där P behövs mest, det vill säga på skiften med lågt P-AL-tal. Dessutom finns det förslag från flera håll att förbjuda fortsatt P-gödsling av jordar med höga P-AL-tal. Exempelvis. beslutade miljödomstolen i Nacka tingsrätt att Länsstyrelsen i Stockholm haft fog för sitt beslut att förbinda ett tillstånd till 3050 slaktsvinsplatser på en gård i Roslagen med villkor (Greppa Näringen, 2008). Villkoren var att ett fält som i sin helhet uppnått högsta P-AL-klass inte får gödslas ytterligare. Ett förslag på hur en långsiktig gödslingsstrategi kan utformas utgående

från P-AL-talet, gröda och förväntad skörd presenteras i figur 17. Beräkningar av gödselbehov gjordes utifrån en skörd på 5 t vall och 4 t stråsäd. Detta måste dock betraktas som en långsiktig åtgärd eftersom studier har visat att P-AL-värden är ganska stabila och sjunker långsamt, speciellt i jordar med lågt pH. Mattsson (2002) redovisar utveckling av både P-AL-tal och P-upptag i grödan från 17 olika fält som vid studiens början hade höga P-AL-tal (medelvärde på 19,6 mg P / 100 g jord). Resultat visar att trots utebliven P-gödsling sjönk P-AL-tal med endast 0,18 enheter per år för undersökta fält med pH < 6,2. Analyser av jordprover tagna i Milsboåns avrinningsområde både under 1966-1989 och 2007 visade att ca 75 % av alla prover har ett pH på under 6,2. Det är också viktigt att betona att inga negativa effekter på P-upptag noterades i Mattssons studie trots utebliven P-gödsling. Analys av alvprover från Milsboåns avrinningsområde indikerar också ett förhöjt P-AL-tal i prover från skiften som har högt P-AL-tal i matjorden, vilket ytterligare förstärker behovet av att minska gödslingen på skiften med redan höga P-AL-värden.



Figur 17. Gödslingsbehov beräknat utifrån P-status i marken, gröda och förväntad skörd.

Som det nämndes tidigare används en jordextrahering med svag lösning av CaCl_2 för att efterlikna P-halter i utlakningsvatten. Samma extraherings- och analysmetod (P- CaCl_2) användes i markprover från Milsboåns avrinningsområde för att hitta samband mellan halten av växttillgängligt P i marken (P-AL) och markens P-bindningskapacitet (Fe och Al i oxalatextraktet) och dess potential att frigöra P till utlakningsvatten. Frigörelsen av P studerades med två kvoter mellan mark och vätska (1:3 och 1:20) för att kunna jämföra data både sinsemellan och med litteraturuppgifter. Figur 18 visar ett starkt samband mellan CaCl_2 -P och P-AL-värden och illustrerar en förhöjd risk för höga P-förluster från fält med höga P-AL-tal. Olika lutningar för olika förhållanden mark till vätska (1:3 och 1:20) har noterats även tidigare och illustrerar möjliga scenarier vid regn- eller snösmältningstillfällen med varierande intensitet (Koppmans m.fl., 2002). Dessutom får man en högre förklaringsgrad med en polynomfunktion av andra ordning än med en linjär funktion, vilket kan tyda på att risken för P-förluster ökar snabbare vid höga P-AL-tal.



Figur 18. Sambandet mellan växttillgängligt P-AL och det mer lösliga P- CaCl_2 i markprover från Milsboåns avrinningsområde.

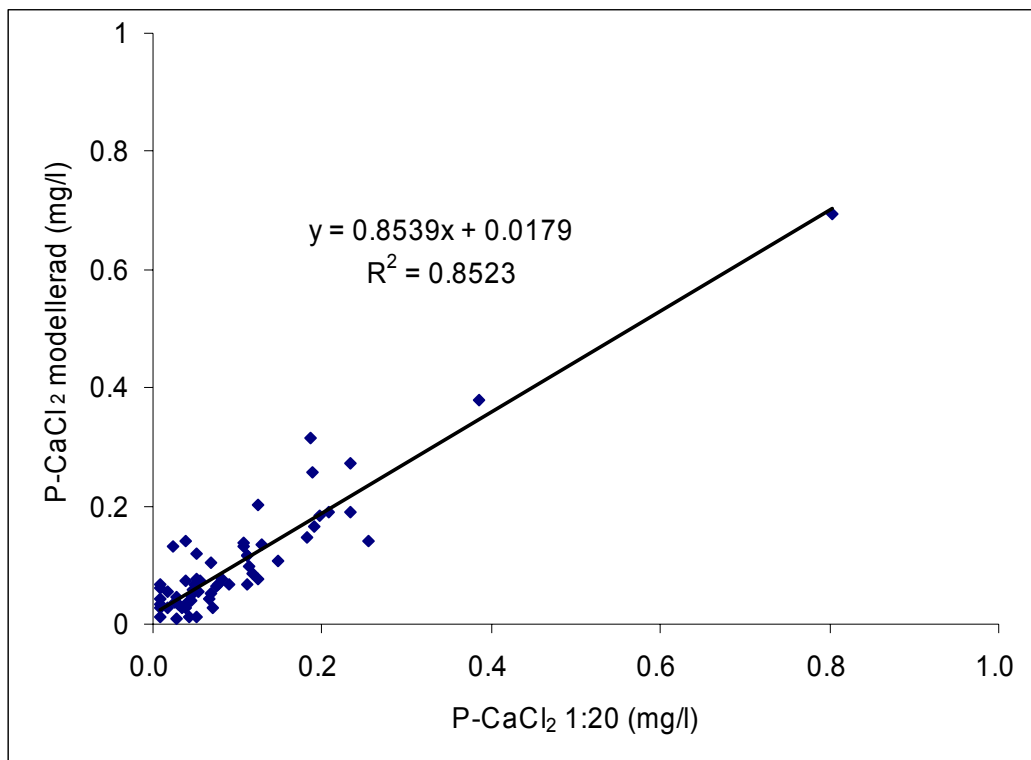
Förhållandet mellan P-kvantitet (P-halt mätt med olika agronomiska metoder) och P-intensitet (P-halt i markvätska, utlaknings- och ytavrinningsvatten) har varit i fokus för fosforforskningen internationellt och används flitigt för att beskriva olika P-pooler i marken och för att förklara variabiliteten i P-förluster (e.g. Heckrath m.fl., 1995; Koopmans m.fl., 2002; Pautler och Sims, 2000). Ett viktigt steg framåt i vår förståelse kring förhållandet mellan P-kvantitet och P-intensitet är hänsynstagande till markens P-bindningsförmåga där upprepade studier visade mycket bättre samband när P-

intensitet relaterades till P-mättnadsgrad, d.v.s. en kvot mellan P-kvantitet och markens P-bindningsförmåga (Maguire och Sims, 2002; Pautler och Sims, 2000; 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. Markens P-bindningsförmåga kan antingen mätas genom sorptionsförsök eller beräknas som en funktion av markens innehåll av järn (Fe) och aluminium (Al) uppmätta i oxalatextraktet (Börling, 2004).

Oxalatextrahering och analys av Fe och Al i extraktet utfördes också i markprover från Milsboåns avrinningsområde för att studera om bindningskapacitet och P-mättnadsgrad kan bidra till att ytterligare förklara P-frigörelse och förluster efterhärmede med P-CaCl₂. Statistiska analyser av erhållna resultat (tabell 1) utförda med multipel regression visade dock att ingen ytterligare förbättring kunde fås genom att inkludera Fe och/eller Al, eller den beräknade maximala bindningskapaciteten (X_m, Börling et al, 2001) i regressionskvationer. Ett starkt samband ($R^2 = 0,76$) erhöles dock mellan P-CaCl₂ och P-mättnadsgrad uttryckt som en kvot mellan P-AL och summan av Fe-ox och Al-ox, men sambandet var fortfarande svagare än det för enbart P-AL ($R^2 = 0,81$, Figur 18).

Tabell 1. Urval av analyserade parametrar i markprover från Milsboåns avrinningsområde som användes i statistiska analyser

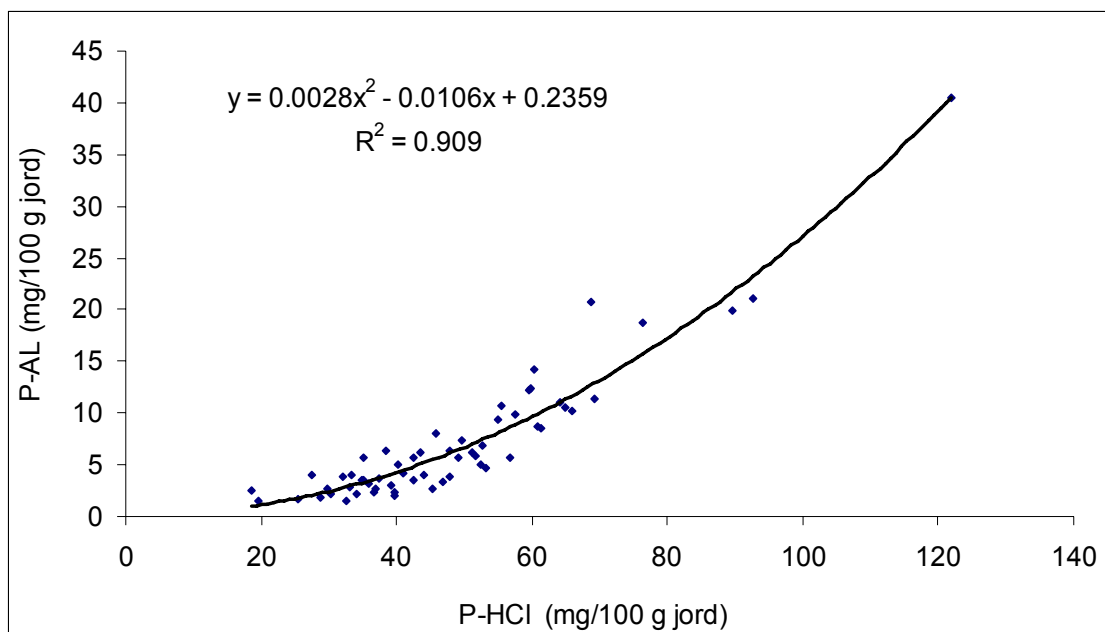
	P-HCl	P-AL	Ca-AL	Mg- AL	Al-ox	Fe-ox	X _m	pH
	mg/100g				mmol/kg			
Min	19	2	84	7.0	22	51	6	5.5
Max	122	40	365	38.1	65	114	12	6.7
Median	45	5	172	17.2	43	70	9	5.9
Medel	48.2	7	179	18	43	73	9	6.0



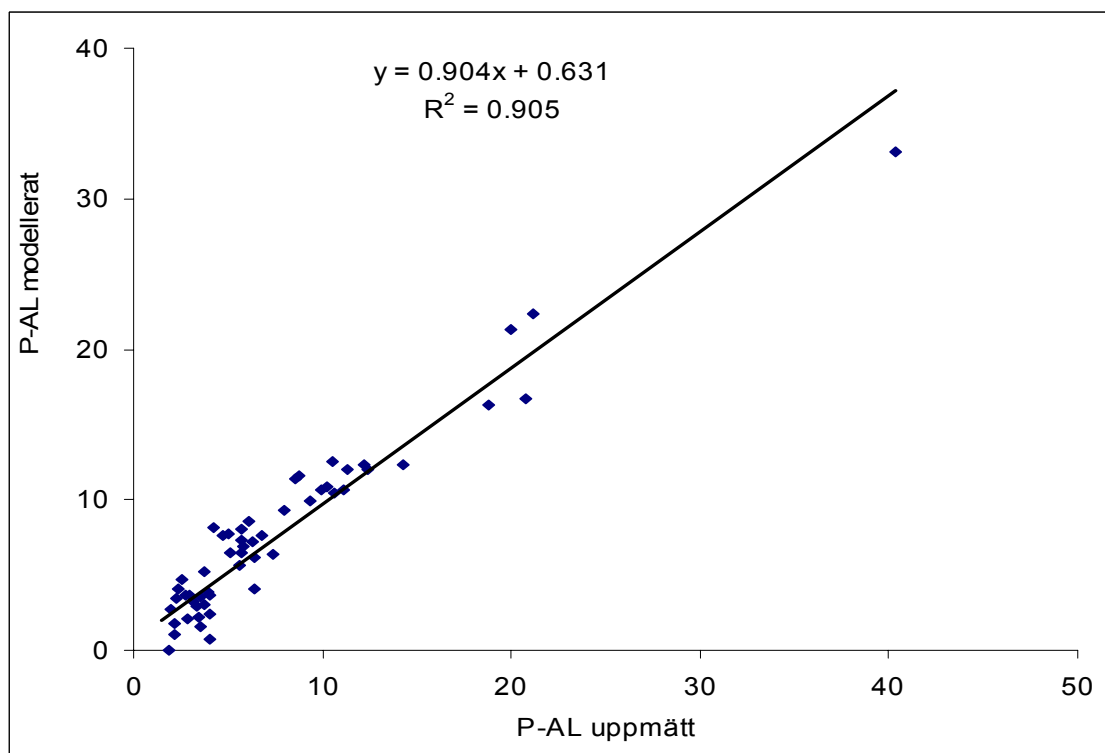
Figur 19. Uppmätt och modellerat P-CaCl₂ 1:20 utifrån följande ekvation: P-CaCl₂ 1:20 = 0.549 + 0.0173 PAL - 0.107 pH + 0.00415 Mg-AL.

Det är också intressant att notera att variationerna i Al-ox och Fe-ox samt i X_m (Tabell 1) är ganska stora och varierar i samma storleksordning i detta lilla avrinningsområde som mellan de tio olika jordar från södra och mellersta Sverige som ingår i det långliggande bördighetsförsöket (Börling m.fl., 2001). Vidare visade en analys av "best subset regression" att inkludering av pH-värde och Mg eller K uppmätta i AL-extraktet kunde ytterligare förbättra förklaringsgraden (figur 19).

Ett starkt samband mellan P-HCl (förråds-P) och P-Al (växttillgängligt P) kunde också konstateras (figur 20). Analyser utförda med multipel regression visade att de viktigaste faktorer som styr förhållandet mellan dessa två pooler är förutom P-HCl och pH, också Al-ox och Ca-Al (figur 21). Dessa två ämnen tillsammans med Fe styr P-bindning i marken beroende av dess pH (Wiklander, 1976). Ett klart, dock inte lika starkt, samband ($R^2 = 0,59$; $n=258$) mellan P-HCl och P-AL hittades även i resultat från den gamla markkarteringen som utfördes mellan 1966 och 1989.



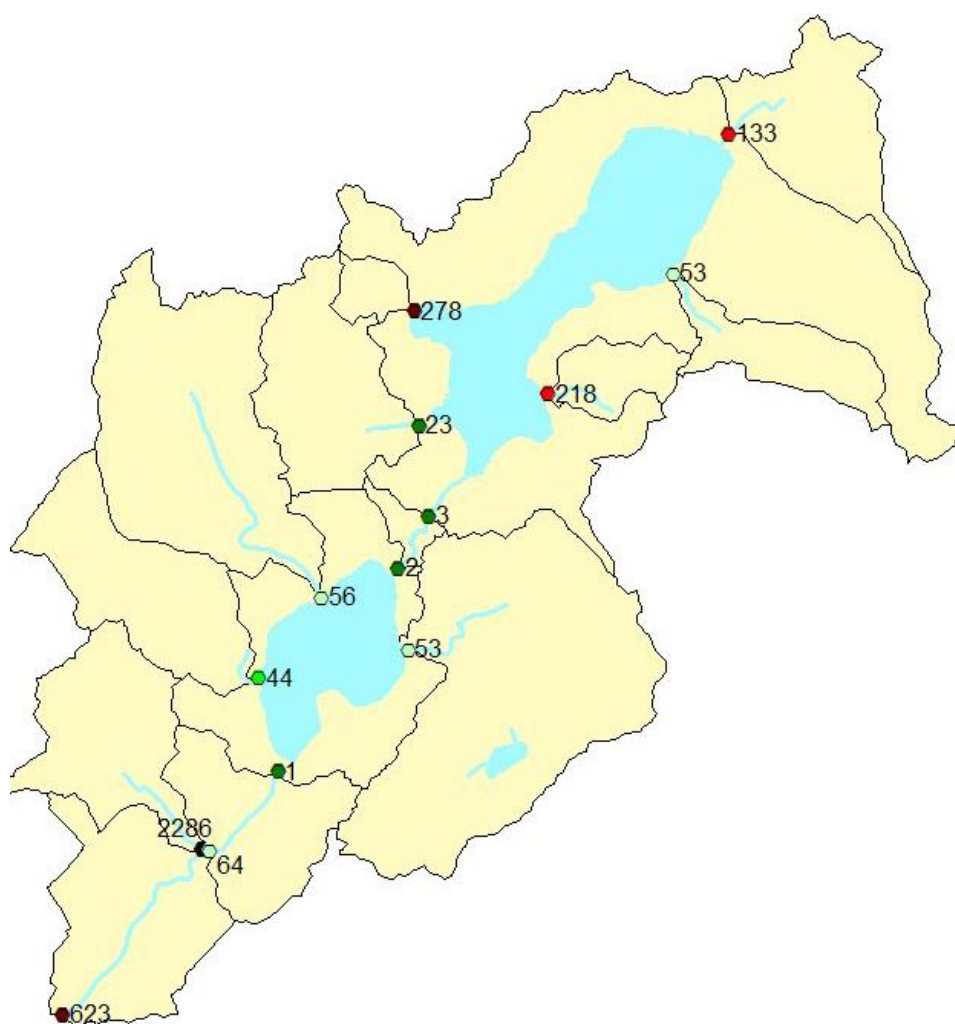
Figur 20. Samband mellan förråds-P (P-HCl) och växttillgängligt P (P-AL) i markprover från Milsboåns avrinningsområde.



Figur 21. Uppmätt och modellerat P-AL utifrån följande ekvation $PAL = -24.4 + 0.349 PHCl + 3.61 pH - 0.112 Al \text{ mmol/kg} - 0.0124 Ca-AL \text{ mg/100g}$.

Identifiering av erosionsbenägna delar av Milsboåns avrinningsområde

Tillgänglig miljöövervakningsdata indikerar att erosion och transport av P bunden till markpartiklar är ett problem i Milsboåns avrinningsområde. Stor rumslig variation i dessa processer (figur 22) understryker behovet av identifiering av de mest utsatta delarna av området för att kunna placera motåtgärder där de både behövs mest och ger högst effekt. I Milsboåns avrinningsområde förstärks dessa problem av böljande landskap och en erosionsbenägen jord. Jordbearbetningen och grödval påverkar också erosion från åkermark. Den mest använda metoden för att uppskatta erosion är Universal Soil Loss Equation (USLE, Wischmeier & Smith, 1978) med ett antal mer eller mindre modifierade versioner (t. ex. MUSLE (Modified USLE, Williams, 1975) eller RUSLE (Revised USLE, Renard m.fl., 1991).



Figur 22. Uppmätta halter (mg/l) av suspenderat material vid den synoptiska provtagningen i mars 2007.

Dessa empiriska metoder är utvecklade för att beräkna mobilisering av markpartiklarna utifrån fem faktorer som beskriver regnintensitet (R), markens erosionskänslighet (K), markanvändningen (C), lutningens längd och intensitet (LS) och eventuella befintliga åtgärder för erosionskydd (P). Dessa modeller beskylls dock ofta för att inte ta hänsyn till deposition och därmed överskattas erosionen (Boomer m.fl., 2008). Dessutom antar dessa modeller en homogen och uniform lutning och tar därmed inte hänsyn till viktiga faktorer för markpartiklarnas mobilisering och transport som lutningens form (Rieke-Zapp & Nearing, 2005; Jetten m.fl., 2003).

Tillgång till noggrannare höjddata öppnade möjligheter att inom detta projekt beräkna andra parametrar som kan användas för att bedöma skiftenas/fältens/landskapets sårbarhet mot erosion. Med tanke på projektets syfte (identifiering av riskområden för P-förluster) och brist på kontinuerliga mätningar av vattenflödet och kemiska parametrar, utan större möjlighet att kalibrera en dynamisk processbaserad modell, användes en enklare modell USPED (Unit Stream Power Based Erosion/Deposition Modell, Mitsova m.fl., 2001). Modellen tar hänsyn till flödesackumulering i varje punkt i landskapet samt till lutningens form genom att beräkna både tvär- och längsprofiler. Därmed beräknas också om flöden konvergerar eller divergerar i landskapet vilket påverkar erosionsprocesserna.

Det som är mest problematiskt med resultatet av sådana beräkningar är möjligheten att verifiera dem. I detta projekt har vi försökt verifiera resultat på två olika sätt, dels genom att jämföra resultat med uppmätta halter i olika delavrinningsområden, dels genom att mer i detalj studera resultatet av erosionsprocesserna i två skiften genom att använda Cs-137 som ett spårämne.

Erosionsberäkningarna utfördes med två set av input data: dels med en aktuell grödfördelning (figur 23) för att kunna jämföra med dem uppmätta värden, dels med en fiktiv gröda (vårkorn, figur 24)) på alla skiftena/fälten för att studera variationer med samma grundförutsättningar. Uppmätta resultat från mars 2007 jämfördes med medelvärdet av erosion/deposition som beräknades på två olika sätt:

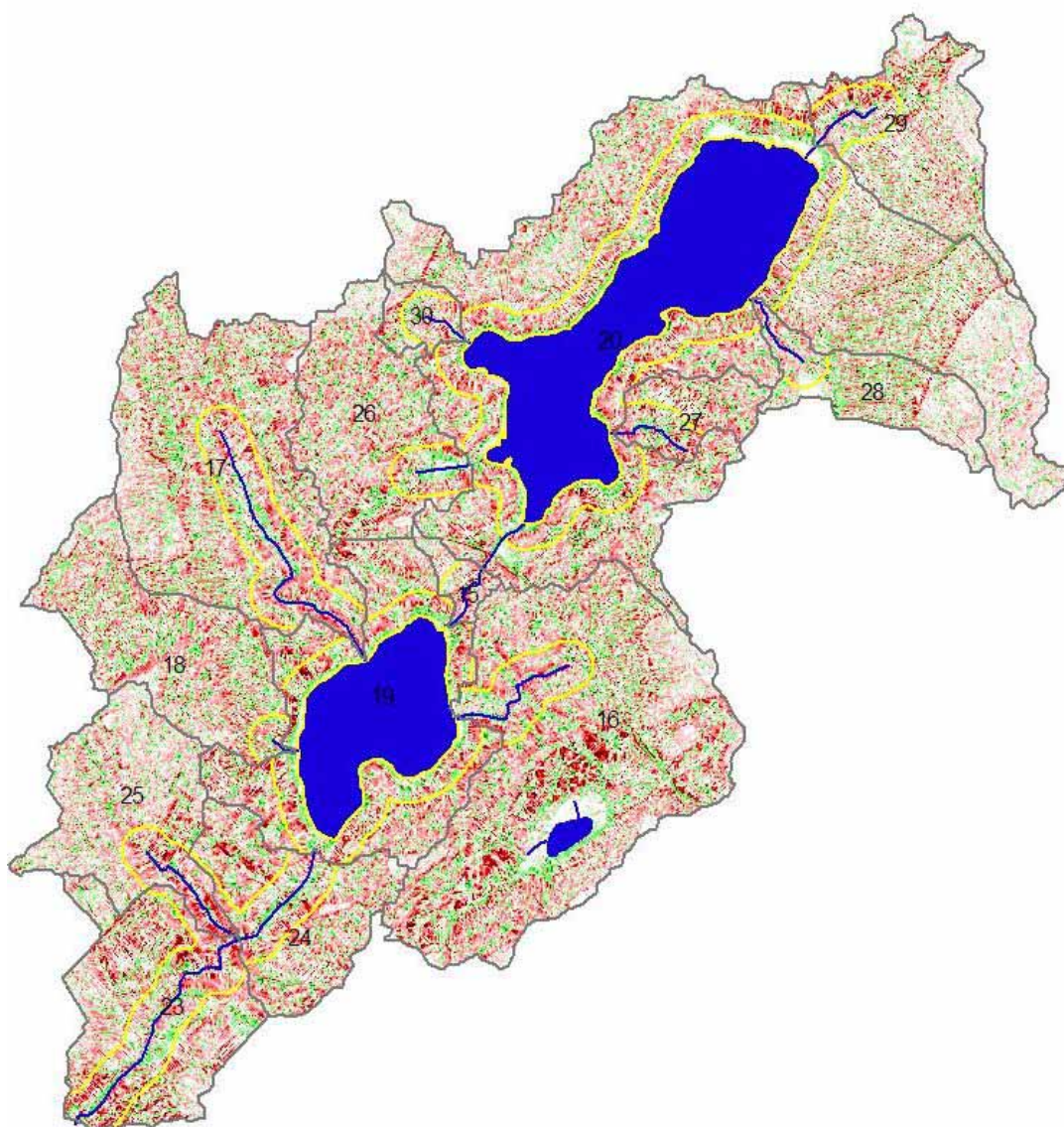
1. Medelvärdet av erosion/deposition byggt på alla pixlar (5 x 5 m) inom hela delavrinningsområdet,
2. Medelvärdet av erosion/deposition byggt på alla pixlar (5 x 5 m) inom en 100 m bredd buffertzona (figur 23) kring alla vattendrag och sjöar inom det berörda delavrinningsområdet.

Jämförelsen visade ett starkare samband mellan uppmätta halter av suspenderat material och medelvärdet byggt på erosion/deposition än värden nära vattenrecipienter (Figur 25), vilket kan indikera att de delar av avrinningsområdena som ligger närmast vattendragen är mest aktiva med avseende på erosion och inte minst leverans av mobiliserade markpartiklar till vattendragen. Detta koncept med så kallade "varierande källområden" (variable source areas) används mycket inom både hydrologi (Hewlett & Hibbert, 1967) och vattenvård (Agnew m.fl., 2006). Det starka sambandet styrs dock till en viss del av det höga värdet i ett delavrinningsområde (delavrinningsområde 25, 2286 mg/l) medan sambandet är svagare vid medelhöga erosionsförluster.

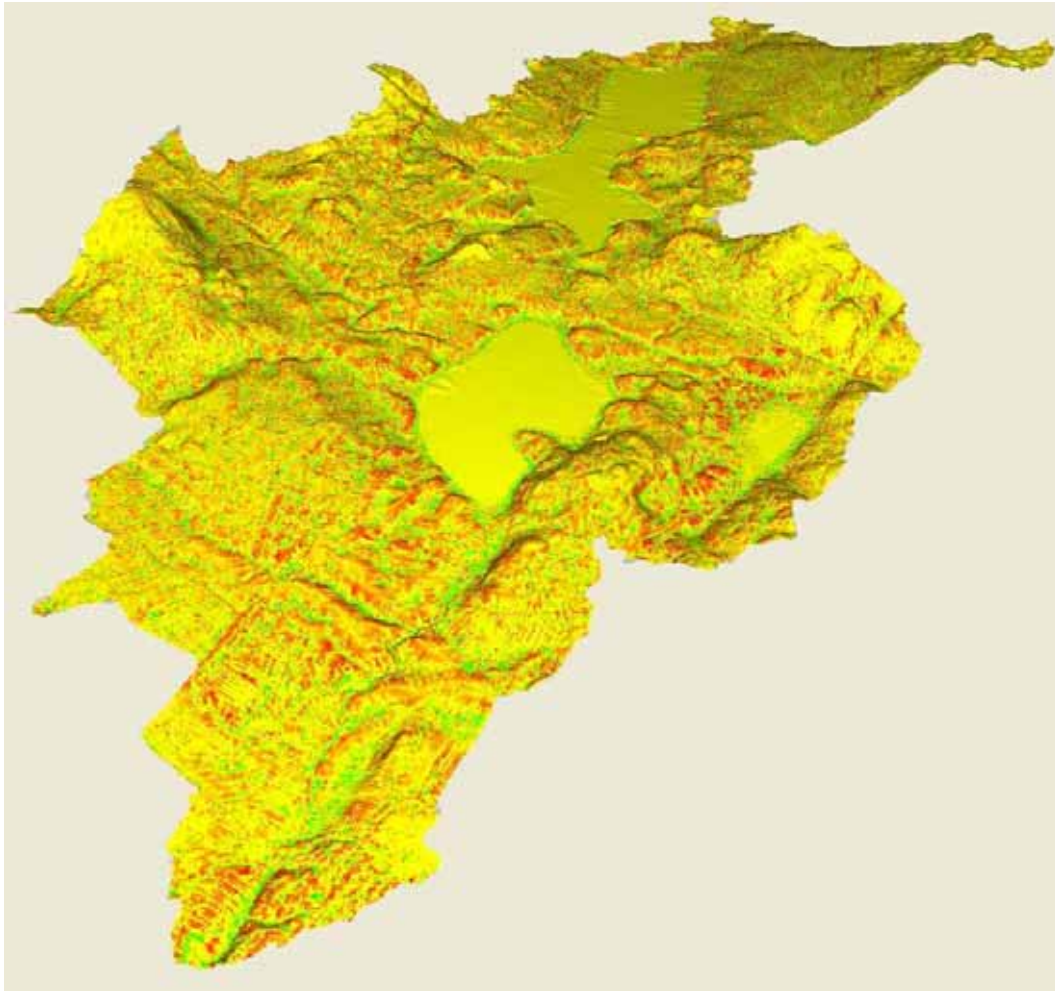
Jämförelsen mellan USPED-modellen och Cs-137-mätningar visar på motsäggande resultat i olika delar av det studerade fältet. Modellen verkar ha kunnat fånga den del

av fältet med den högsta erosionen (område A med tre Cs-punkter där halterna av Cs-137 understiger detektionsgränsen). Också den modellerade depositionen i nedre delen av svackan (område C) överensstämmer med högre uppmätta halter av Cs i prover som togs i denna del av skiftet. Dock indikerar Cs-mätningar snarare erosion än deposition i övre delen av svackan (område B) medan USPED-resultat även karakteriserar denna del av skiftet som en depositionsdominerad del. En förklaring kan vara att de långvariga erosionsprocesserna har fört bort Cs-137 även från denna del av skiftet som initialt var depositionsområde. Vid lägre värden för erosion/deposition (sluttningar ovanför svackan i område B) är resultaten svårare att tolka eftersom uppmätta Cs-halter är generellt ganska låga.

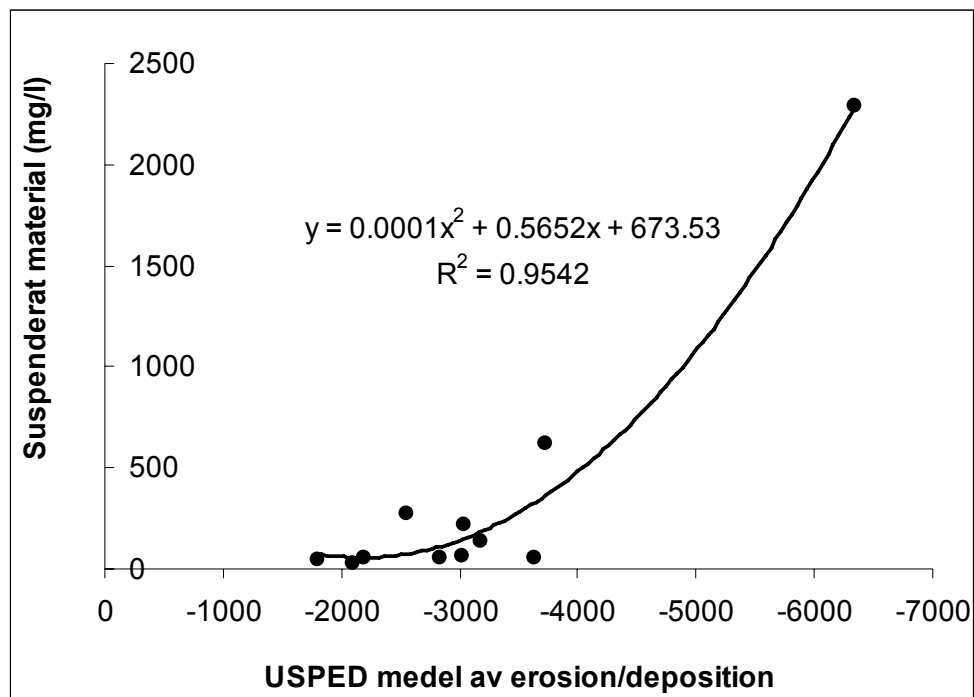
Modellen behöver testas och verifieras mer men den höga upplösningen erbjuder ett diskussionsunderlag för åtgärder i lokal skala där enskilda fält kan bedömas. Därmed kan även placering av eventuella åtgärder styras utifrån dessa källområden så att effekten av en åtgärd kan maximeras. Åtgärdsplaceringen kan ytterligare preciseras genom att man använder sig av flödesackumuleringsdata så att åtgärder som t.ex. skyddszoner och gräsklädda vattenvägar placeras där de gör mest nytta. I ett exempel som visas i figur 27 kan åtgärdsplaceringen i närområdet kring sjöarna begränsas till de delar av området där flödet ackumuleras, vilket också begränsar den markyta som behövs för att genomföra åtgärder. Således minskar bortfallet av produktiv åkermark. Spännar (2008) ger flera förslag kring åtgärder för att minska P-tillförseln till Milsbosjöarna.



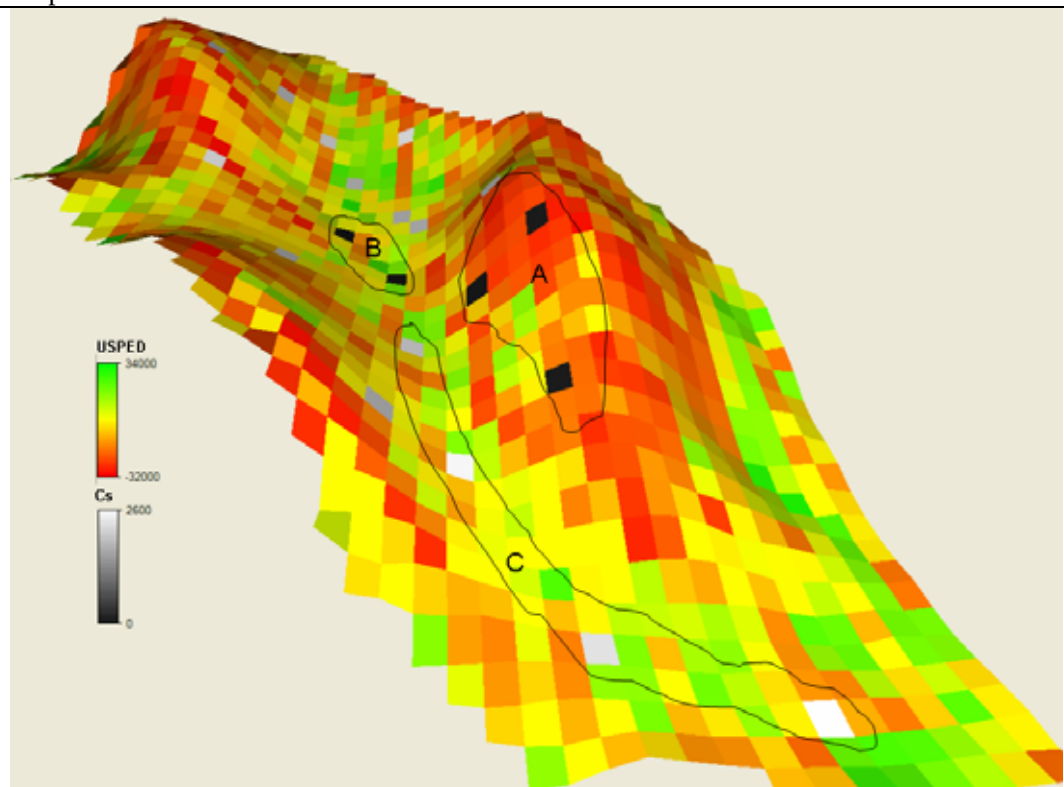
Figur 23. Karta över erosion/deposition i Milsboåns avrinningsområde med gränser till delavrinningsområden samt en 100 m bredd buffertzoon kring alla vattendrag och sjöar inom området (gul linje). Röd färg på kartan illustrerar erosion och grön deposition. Kartan beräknades med verklig grödfördelning.



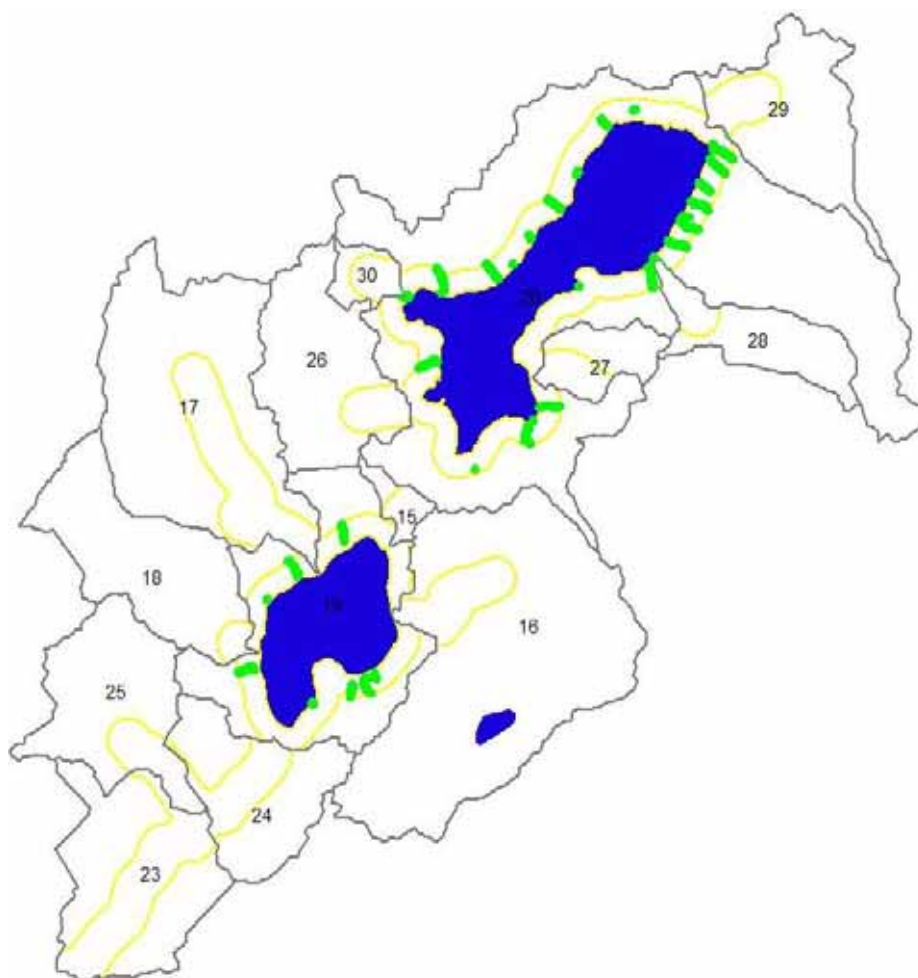
Figur 24. 3D-karta över erosion/deposition i Milsboåns avrinningsområde. Röd färg på kartan illustrerar erosion och grön deposition. Kartan beräknades med en fiktiv gröda (vårkorn) så att alla skiften får samma grundförutsättningar.



Figur 25. Samband mellan medelvärden för erosion/deposition modellerade med USPED inom en 100 m bredd buffertzoon kring vattendrag och de uppmätta halterna av suspenderat material i mars 2007.



Figur 26. 3-D-karta med jämförelse mellan resultat erhållna med USPED modellen och Cs-137-mätningar.



Figur 27. Buffertzon (100 m) kring alla sjöar och vattendrag inom Milsboåns avrinningsområde (gula linjer) samt 20 m bredda buffertzoner kring sträckor med hög flödesackumulering i närområden till Övre och Nedre Milsbosjön.

Slutsatser

Utformningen av ett åtgärdsprogram som en del av arbetet inom vattenförvaltningen måste ta hänsyn till de lokala förhållandena för att nå de önskade effekterna. Metodiken för att kartlägga och beskriva ett område och inte minst för att utveckla en åtgärdsplan måste därmed anpassas till rådande förutsättningar och kunskapsläge. Alltför ofta strävar man mot att använda ett och samma tillvägagångssätt, metod, modell eller verktyg utan att ta tillräcklig hänsyn till syftet och de förutsättningarna som finns. Detta blir även mer tydligt när man arbetar i lokal skala med små avrinningsområden i fokus där lokala variationer har en avgörande roll för nivån av näringsämnesförluster.

Det finns begränsningar i alla modeller och verktyg som för tillfället används i vattenvårdsarbetet i Sverige. Inom ramen för detta arbete har flera modeller och verktyg (Fyris, FyrisQ, USPED m.m.) används för att försöka fånga de rumsliga och tidsmässiga variationerna i fosforbelastningen till Milsbosjöarna. Ett försök att ta hänsyn till olika fosforformer gjordes också genom att studera faktorer som påverkar mobilisering och transport av både löst och partikulärt P. Ett antal andra modeller och verktyg (ICECREAM, SWAT, P Index m.m.) som diskuterats som möjliga alternativ har förkastats av olika skäl. Även om skälen är många så kan de grupperas i två grupper:

1. Befintliga data motsvarar inte modellernas krav på input- och kalibreringsdata vilket är en förutsättning för att både beskriva ett område på korrekt sätt och för att verifiera modellresultat.
2. Modellens beskrivning av vissa viktiga processer är inte anpassad till lokala förhållanden vilket kan försvaga betydelsen av modellresultaten.

Detta urval av metoder och modeller är därmed platsspecifikt och helt beroende av de data som finns för ett visst område. Därmed kan ovan nämnda modeller, som valdes bort i denna studie, vara de mest lämpliga i ett annat område där det finns förutsättningar för deras tillämpning. Därför behöver man i vattenvårdsarbetet snarare ett spektrum av olika modeller och verktyg där urvalet sedan grundas på syftet och tillgängliga data. I många fall blir det också mer värdefullt, och på sikt även mer kostnadseffektivt, att ytterligare kartlägga ett område med avseende på dess topografiska, hydrologiska och markkemiska egenskaper än att modellera fram ett ganska osäkert resultat som ger ett svagt beslutunderlag. Värdet av olika markundersökningar och analyser bör därmed få en mer framstående plats i vattenvårdsarbetet.

Milsbosjöarna är högt belastade med P och jordbruket står för stora delar av den totala belastningen. Detta trots att vall odlas på hela 76 % av den totala åkermarken. Utförda analyser av vattenkvaliteten visar på en betydande variation i P-halterna från olika delar av avrinningsområdet. Höga uppmätta värden av både löst och partikulärt P understryker att hänsyn bör tas till bägge P-formerna vid åtgärdsarbetet. Följande slutsatser kring riskområden kan framhåvas:

1. Halter av både förråds-P (P-HCl) och växttillgänglig-P (P-AL, figur 15) varierar mycket i området vilket tyder på en ojämn gödsel fördelning under en lång period. Dessutom ligger många av dessa skiften med höga P-halter nära sjöarna.

Utebliven gödsling på skiften med högt P-AL-tal borde enligt tidigare utförda bördighetsförsök inte leda till minskade skördar och därmed saknas det produktionsmässiga argument för fortsatt gödsling på dessa skiften.

2. Utförda analyser visar på ett tydligt samband mellan P-frigörelse och P-AL. Eftersom P-AL minskar långsamt även vid utebliven gödsling kommer dessa förhöjda P-halter att bestå under en överskådlig tid framöver. Därmed kanske det behövs rening av vatten som kommer ifrån dessa skiften. Huvudfrågan är om föreslagna åtgärder, som skyddszoner och små våtmarker (Spännar, 2008), kan effektivt rena även löst P eller om det krävs en teknisk lösning.
3. Hög djurtäthet i området är ett problem och därmed blir hanteringen av stallgödsel en viktig fråga. Gödslingstillfällen är alltid en riskfaktor och bör utföras med största försiktighet med hänsyn tagen till mängd gödsel, dess P-halt, appliceringstidpunkt och appliceringsmetod samt väderlek, markfuktighet och tjälförhållanden.
4. Böljande landskap och en erosionsbenägen jord skapar också förutsättningar för höga förluster av partikulärt P. De höga rumsliga variationerna i P-halter och i erosionskänslighet kräver även i detta fall skiftesspecifika insatser. Utförda beräkningar för identifiering av erosions- och depositionsområden med hög resolution (figur 24 och 26) är ett bra underlag för fortsatt diskussion med lantbrukarna. Erosionskänsliga skiften nära sjöar och vattendrag bör prioriteras.
5. Med tanke på att vall odlas på $\frac{3}{4}$ delar av all åkermark bör man visa försiktighet vid vallbrott. Vårplöjning rekommenderas på de skiften som plöjs årligen. Detta är speciellt viktigt nu när stigande priser på spannmål kan leda till att fler lantbrukare väljer att satsa mera på spannmålsodling på bekostnad av vallodlingen.
6. Permanent vall bör odlas på de områden som är identifierade som erosionsbenägna områden (figur 24). I och med att vall upptar $\frac{3}{4}$ delar av åkermarken borde man utan extra kostnad kunna ha permanent vall på de skiften där erosion förekommer. Anlagda skyddszoner och bevuxna vattenvägar kan förstärka depositionen i nedströms identifierade erosionsområden. Deras placering i området kan identifieras utifrån flödesackumuleringskartor (figur 4) och kartor med identifierade depositionsområden (figur 24).

Resultaten av denna studie kan skalas upp till delar av Dalarnas län som har liknande förutsättningar. Erosionsbenägen jordart, böljande landskap och ojämna P-halter i marken är kännetecknande för stora delar av jordbruksområdena i södra Dalarna. Dessa rumsliga variationer ger oss också möjlighet att begränsa åtgärdstillämpningen till de känsligaste områdena, under förutsättning att vi kan identifiera dessa.

Resultaten av detta projekt visar att vi med hjälp av olika verktyg (GIS, kemiska mark- och vattenanalyser) och modeller (hydrologiska modeller, källfördelningsmodeller m.m.) kan komma långt i bedömningen och verifieringen av den rumsliga variabiliteten och därmed även i utformningen av för jordbruk kostnadseffektiva åtgärder.

Referenser

- Agnew, LJ, Lyon, S, Gerard-Marchant, P, Collins, VB, Lembo, AJ, Steenhuis, TS, Walter, MT. 2006. Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application. *Journal of environmental management* 78:63-76.
- Beauchemin, S, Simard RR & Cluis, D. 1998. Forms and concentrations of phosphorus in drainage water of twenty-seven tile-drained soils. *Journal of Environmental Quality* 27, 721-728.
- Bechmann, M, Kleinman, PJA, and Sharpley, AN. Freeze-thaw effects on phosphorus loss in runoff from manured and catch cropped soils. *Journal of environmental quality* 34: 2301-2309.
- Bergström, L., Djodjic, F., Kirchmann, H., Nilsson, I. & Ulén, B. 2007. Fosfor från jordbruksmark till vatten – tillstånd, flöden och motåtgärder i ett nordiskt perspektiv. Rapport MAT 21, nr. 4/2007. SLU, Uppsala.
- Boesch, D, Hecky, R, O'Melia, C, Schindler, D & Seitzinger, S. 2006. Eutrophication of the Swedish Seas. SNV Report 5509, 68 pp.
- Boomer KB, Weller DE, Jordan TE. 2008, Empirical models based on the universal soil loss equation fail to predict sediment discharges from Chesapeake Bay catchments. *J Environ Qual.* 37(1):79-89.
- Brandt, M. & Ejhed, H. 2002. TRK Transport-Retention-Källfördelning – Belastningen på havet. Swedish Environmental Protection Agency.
- 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.
- Corell DL. 1998. The role of Phosphorus in the Eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality* 27:261-266.
- 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, WR. 1960. Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Boden. II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. *Kungl. Lantbrukshögskolans Annaler* 26, 199-215.
- Ejhed, H., Brandt, M., Djodjic, F., Olshammar, M., Ryegård, A., Johnsson, H., Larsson, M., Nisell, J., Rapp, L., & Brånvall, G. 2007. Miljömålsuppföljning Ingen övergödning 1995 och 2005. Svenska MiljöEmissions Data (SMED) Report nr 7.

- Greppa Näringen. 2008. Förbud mot fortsatt fosforgödsling av jordar med höga fosfortal.
<http://www.greppa.nu/arkiv/nyhetsarkiv/domarochrattsfall2006/forbudmotfortsattfosforgodslingavjordarmedhogafosfortal.5.1c72e95711857a2245380002726.html>.
- Heckrath, G, Brookes, PC Poulton, PR & Goulding KWT. 1995. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *Journal of Environmental Quality* 24, 904-910.
- HELCOM 2006. Guidelines for the compilation of waterborne pollution load to the Baltic Sea (PLC_Water).
- Helsel, DR & Hirsch, RM. 1992. Statistical methods in water resources. *Studies in Environmental Science* 49. Elsevier.
- Hesketh, N & Brookes, PC. 2000. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. *Journal of Environmental Quality* 29, 105-110.
- Hewlett, JD, & Hibbert, AR. 1967. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. pp. 275-290. In: Sopper WE & Lull HW. (eds) *Forest Hydrology*. Pergamon Press, N.Y., NY.
- Jetten, V, Govers, G & Hessel, R. 2003. Erosion models: Quality of spatial predictions. *Hydrological processes* 17:887-900.
- Jordbruksverket. 2007. Riktlinjer för gödsling och kalkning 2007. Rapport 2006:33.
- Koopmans, GF, McDowell, RW, Chardon, WJ, Oenema, O & Dolfing J. 2002. Soil phosphorus quantity-intensity relationships to predict increased soil phosphorus loss to overland and subsurface flow. *Chemosphere* 48: 679-687.
- Kungliga Lantbruksstyrelsen. 1965. Kungliga Lantbruksstyrelsens kungörelse med (5) bestämmelser för undersökning av jord vid statens lantbrukskemiska kontrollanstalt och lantbrukskemisk kontrollstation och lantbrukskemisk station med av staten fastställda stadgar. Kungliga Lantbruksstyrelsens kungörelser mm, Nr 1.
- Lohammar, G. 1938. *Wasserchemie und höhere Vegetation Swedischer Seen*. *Symbolae Botanicae Upsalienses*. III:1. Uppsala. ISSN 0082-0644. pp. 252.
- Maguire, RO & Sims, JT. 2002. Measuring Agronomic and Environmental Soil Phosphorus Saturation and Predicting Phosphorus Leaching with Mehlich 3. *Soil Science Society of America Journal* 66, 2033-2039.
- Mattsson, L. 2002. Exploiting P in heavily P-dressed fields in Sweden. *Arch. Acker-Pfl. Boden.*, 48:577-583.
- Mitasova, H, Mitas, L & Brown, WM. 2001. Multiscale Simulation of Land Use Impact on Soil Erosion and Deposition Patterns. In Stott, DE, Mohtar, RH & Steinhardt, GC. *Sustaining the Global Farm. Selected papers from the 10th international Soil Conservation Meeting*.

- Nash, J. E. & Sutcliffe, J. V. 1970. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10 (3), 282–290.
- Naturvårdsverket 2003. Miljö kvalitetsnormer för fosfor i sjöar. Rapport 5288.
- Pionke, HB, Gburek, WJ, Sharpley AN, & Zollweg, JA. 1997. Hydrological and chemical controls on phosphorus loss from catchments. In Tunney, H, Carton, T, Brookes, PC & Johnston AE (eds) *Phosphorus Loss from Soil to Water*. CAB International, Wallingford, UK. Cab International, pp. 225-242.
- Pautler, MC & Sims, JT. 2000. Relations between soil test phosphorus, soluble phosphorus and phosphorus saturation in Delaware soils. *Soil Science Society of America Journal* 64, 765-773.
- Rennard, KG, Foster, GR, Glenn, AW, & Porter, JP. 1991. RUSLE: Revised universal soil loss equation. *J. Soil Water Conservation* 46: 30-33.
- Rieke-Zapp, DH & Nearing, MA. 2005. Slope shape effects on erosion: A laboratory study. *Soil Science Society of America Journal* 69: 1463-1471.
- Rydberg, J, Bigler, C, Wallin, J-E, & Renberg, I. 2006. Vattnets näringsgrad i Nedre Milsbosjön under de senaste årtusendena. Länsstyrelsen Dalarnas Län, Miljö vårdsenheten, Rapport 2006:34.
- SCB. 2007. Kväve- och fosforbalanser för jordbruksmark och jordbrukssektor 2005. MI 40 SM 0701.
- Schoumans, OF & Groenendijk, P. 2000. Modelling soil phosphorus levels and phosphorus leaching from agricultural land in the Netherlands. *Journal of Environmental Quality* 29, 111-116.
- Sharpley, A & Rekolainen, S. 1997. Phosphorus in agriculture and its environmental implications. In Tunney, H, Carton, T, Brookes, PC & Johnston AE (eds) *Phosphorus Loss from Soil to Water*. CAB International, Wallingford, UK, pp 1-53.
- Sibessen, E & Sharpley, AN. 1997. Setting and justifying upper critical limits for phosphorus in soils. p. 151–76. In Tunney, H, Carton, T, Brookes, PC & Johnston AE (eds) *Phosphorus Loss from Soil to Water*. CAB International, Wallingford, UK. Cab International.
- Sims, JT, Edwards, AC, Schoumans, OF & Simard, RR. 2000. Integrating soil phosphorus testing into environmentally based agricultural management practices. *Journal of Environmental Quality* 29, 60-71.
- Spännar, M. 2008. Milsbosjöarna – ett pilotprojekt inför arbetet med åtgärdsprogram inom EU:s Ramdirektiv för vatten. Institutionen för Miljöanalys, SLU, Rapport 2008:4.
- Sørensen, R, Zinko, U & Seibert J. 2006. On the calculation of the topographic wetness index: evaluation of different methods based on field observations. *Hydrology and Earth System Sciences* 10: 101-112.

- Torstensson, G., Aronsson, H. & Bergström, L. 2006. Nutrient use efficiencies and leaching of organic and conventional cropping systems in Sweden. *Agron. J.* 98,603-615.
- Ulén, B. 2005. Fosforförluster från mark till vatten. SNV Rapport 5507. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Uusitalo, R, Yli-Halla, M and Turtola, E. 2000. Suspended soil as a source of potentially bioavailable phosphorus in surface runoff waters from clay soils. *Water research* 34: 2477-2482.
- Vattenmyndigheten Södra Östersjön, 2007. Finn de områden som göder havet mest. Delrapport 1. Andra utgåvan.
- Wiklander, L. 1976. Marklära. Lantbrukshögskolan, Institution för markvetenskap, Uppsala.
- Williams, JR. 1975, Sediment-Yield Prediction with Universal Equation Using Runoff Energy Factor, Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yields and Sources, ARS-S-40, USDA, Agric. Res. Serv., Washington D. C. pp. 244-252.
- Wischmeier, WH, and Smith, DD. 1978, Predicting Rainfall Erosion Losses, A guide to Conservation Planning, Agriculture Handbook No. 537, USDA Science and Education administration, Washington, D. C.
- Xu, C-Y. 2002. WASMOD – the water and snow balance modelling system. In Singh, VP & Frevert, DK (eds) *Mathematical Models of Small Watershed Hydrology and Applications*. Water Resources Publications LLC, P.O. Box 260026, Highlands Ranch, CO 80163-0026



Länsstyrelsen Dalarna
791 84 Falun
Tfn (vx) 023-810 00, Fax 023-813 86
länsstyrelsen@w.lst.se
www.w.lst.se



LÄNSTYRELSEN
DALARNAS LÄN