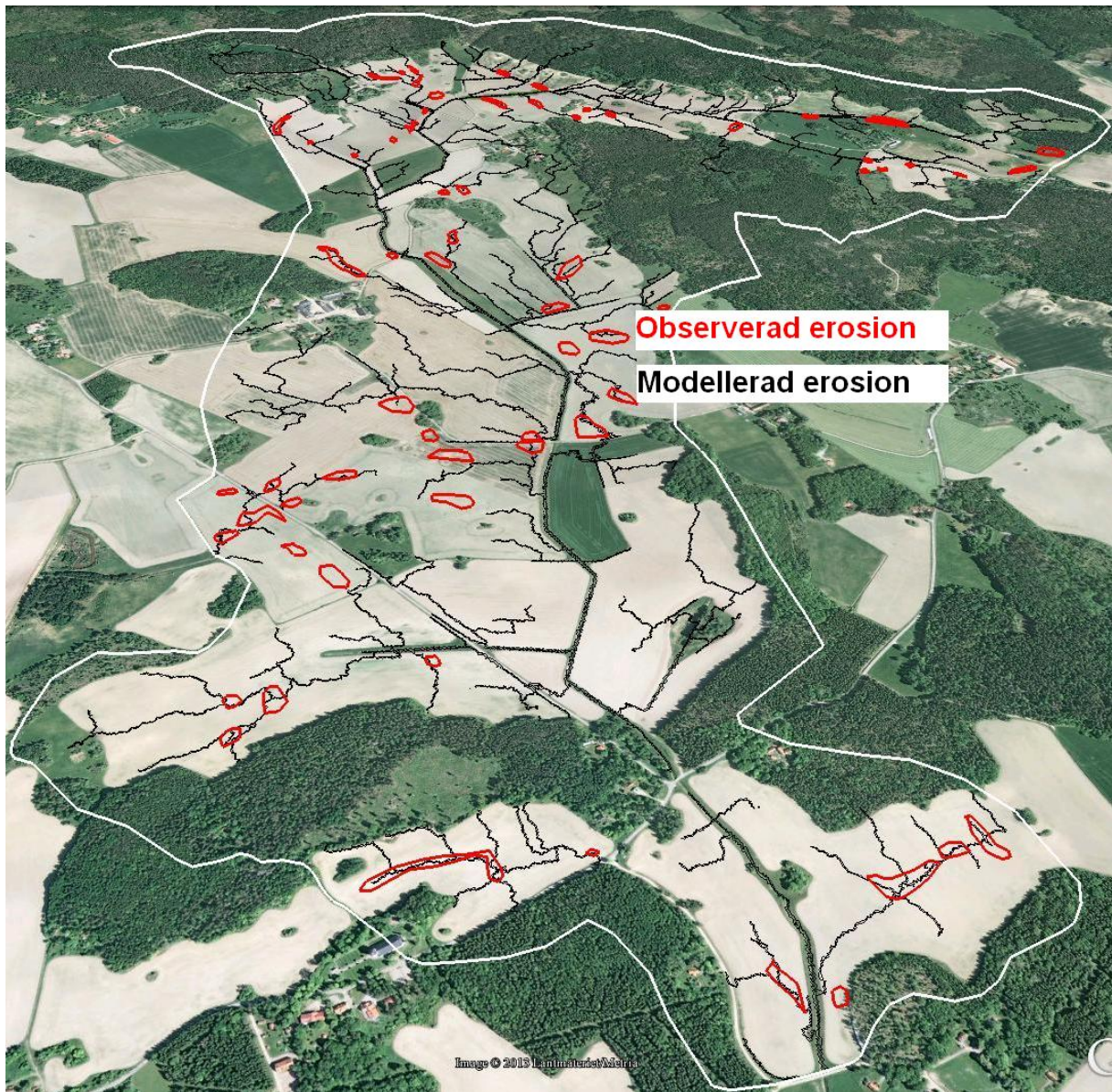


# Anpassad placering av skyddszoner i landskapet för att öka åtgärdens kostnadseffektivitet

Optimal placement of riparian buffer strips to improve their cost-efficiency



Faruk Djodjic

Institution för vatten och miljö, SLU

## Innehåll

<b>Sammanfattning .....</b>	<b>3</b>
<b>Bakgrund .....</b>	<b>5</b>
<b>Syfte och Metodik.....</b>	<b>6</b>
Indata och parametrering av USPED modellen .....	8
Studieområden.....	11
<b>Resultat och diskussion .....</b>	<b>12</b>
Visuell jämförelse av observerade och modellerade erosionsområden.....	12
Jämförelse av uppmätta långtidsmedelvärden av sedimenttransport med modellerade värden .....	21
Dynamisk modellering.....	22
<b>Slutsatser.....</b>	<b>24</b>
<b>Referenser .....</b>	<b>25</b>

## Sammanfattning

Syftet med skyddszonen är att minska ytavrinningen, erosionen och läckaget av näringsämnen från åkermarken. Flertalet sammanställningar av vetenskapliga studier och försök visar på att skyddszoner effektivt kan förhindra transport av suspenderat material och andra ämnen som t ex P och bekämpningsmedel från åkermark till vattenrecipienter. Skyddszonernas placering i landskapet är den faktorn som därför har störst betydelse för deras kostnadseffektivitet, då mängden material som fångas i skyddszonen (t ex suspenderat sediment, P) är direkt kopplad till inkommande mängder och halter av suspenderat material. Därför bör skyddszonerna anläggas i de delar av landskapet som löper störst risk att drabbas av ytavrinning och erosion. Därmed behövs det verktyg och modeller som i fält- och avrinningsområdesskala kan prediktera den rumsliga fördelningen av mobiliseringen av markpartiklarna (det vill säga lokal erosion) samt ackumulering av det mobiliserade materialet längs flödesvägarna med hänsyn tagen till depositionsprocesserna. Således kan man kvantifiera erosionsprocesserna både lokalt och över större områden samtidigt som högupplösta riskkartor kan tas fram för att prioritera de delar av ett skifte, fält eller avrinningsområde som är mest aktiva i erosions- och transportprocesserna.

I detta projekt användes modifierad USPED-modell för att:

- a) prediktera den rumsliga förekomsten av erosionsområden
- b) kvantifiera långtidsmedelvärden av suspenderat material
- c) dynamisk modellera transporter av suspenderat material i ett avrinningsområde

Den tillämpade modellen lyckades identifiera en majoritet av de observerade erosionsytorna i fem olika avrinningsområden med varierande egenskaper. Dock indikerades i modellen fler erosionsytor än vad som observerades i fält. En möjlig förklaring till detta är att hänsyn inte tagits till grödfördelningen, utan att all åkermark behandlades lika. Därmed kunde man inte ta hänsyn till att vissa grödor (till exempel vall) skyddar marken mot erosion i högre utsträckning än andra grödor. En fördel med den tillämpade modellen är att alla flöden och sedimenttransporter ackumuleras och det steget identifierar tydlig de hydrologiskt mest aktiva delarna av avrinningsområdet, vilket kan användas för att åstadkomma en lämplig utformning och placering av skyddszonerna.

Lovande resultat erhöles även vad det gäller modellens kapacitet att prediktera ett långtidsmedelvärde på transport av suspenderat material. Det stora spannet i de studerade områdenas storlek (både enskilda fält och hela delavrinningsområden), deras spridning i Sverige och varierande egenskaper visar att modellen med framgång kan tillämpas över hela Sverige. Modellen kan använda sig av befintlig indata, även om kvalitén på indata ytterligare kan förbättras då lokal data finns tillgänglig. Känslighetsanalyser av ingående parametrar och en automatiserad kalibrering av modellen bör dock genomföras för att minska osäkerheterna.

Slutligen tillämpades den modifierade USPED modellen för en dynamisk modellering med månatliga tidssteg i ett studieområde, över en period på knappt fyra år (oktober 2007 – juni 2011). I detta steg förfinades indata dels genom att ta hänsyn till grödfördelningen och växtföljden, dels genom att med ett enkelt laboratorietest analysera jordarnas känslighet för erosion. Modellen underskattade något de högsta topparna av sediment transport men i övrigt visade den god följsamhet jämfört med de uppmätta värdena. I detta sammanhang är det också viktigt att kritiskt granska inte bara modellresultaten utan också mätserierna, då stora skillnader i de beräknade sedimenttransporterna

påvisades beroende på om manuell eller flödesproportionell vattenprovtagning användes som underlag för transportberäkningarna.

Modellen tillämpades framgångsrikt i olika delar av Sverige men en viktig begränsning i detta sammanhang är storleken på de studerade områdena. I detta projekt klarade modellen områden i storleksordningen 50-100 km<sup>2</sup> men för större områden kan en indelning i flera mindre områden med successiva modellkörningar vara ett alternativ.

## Bakgrund

Övergödningen (eutrofieringen) är det allvarligaste hotet mot livsmiljön i svenska havsområden. I synnerhet tillförseln av fosfor (P) har en negativ påverkan på ekosystem i såväl söt- som bräckvatten (Boesch *m.fl.*, 2005). Dessa övergödningssprocesser pågår även i inlandet där i första hand ett stort antal mindre sjöar är drabbade. Läckage från jordbruksmark är den enskild största källan för tillförseln av P till våra hav, sjöar och vattendrag (Brandt *m.fl.*, 2008).

Transport av P från terrestra till akvatiska miljöer beskrivs ofta med en struktur som består av fyra steg (källa, mobilisering, leverans och påverkan) och benämns som "P transfer continuum" (Haygarth *m.fl.*, 2005). Även åtgärderna för att minska diffusa P-förluster från åkermark kan utifrån detta koncept delas in i sådana som reducerar frigörelsen av fosfor från marken och från tillsatta gödselmedel, och sådana som minskar eller förhindrar själva transporten av fosfor på markytan eller i marken (Djordjic och Bergström, 2005);(Bergström *m.fl.*, 2007). En skyddszon är en vallbesädd zon eller remsa utmed ett vattenområde som ligger på åkermark och i direkt anslutning till vattenområdet. Syftet med skyddszonen är att minska ytavrinningen, erosionen och läckaget av näringsämnen från åkermarken. Skyddszonerna minskar även risken för att rester av växtskyddsmedel hamnar i sjöar och vattendrag (SCB, 2011). Enligt Jordbruksverkets statistik fanns det 10200 ha skyddszoner år 2010 (SCB, 2011). Från och med 2012 kan man inte ansöka om nya åtaganden för att få miljöersättning för skyddszoner (Jordbruksverket, 2013).

I en överblick över studier på skyddszoners kapacitet framgår att man kan förvänta sig en 50 procentig reduktion av sedimenttransport och totalfosfor (Dorioz *m.fl.*, 2006). Hoffmann med fl. (2009) konstaterar att retentionen av total P (TP) från ytavrinningen i skyddszonerna är generellt hög (32-93 %; median 67%) även om skyddszoner är mindre effektiva med avseende på retention av löst P (71 till 95%, median 65%). Denna höga reduktionsfaktor innebär att skyddszonens effektivitet huvudsakligen styrs av vattenvolymer samt av halten suspenderat material och till de bundna näringsämnen eller växtskyddsmedel som når fram till skyddszonen. Med andra ord, den viktigaste faktorn för skyddszonens effektivitet är dess placering och dess bredd i förhållande till placeringen (Ahlgren *m.fl.*, 2011). Detta innebär att ett område med stor ytavrinning kräver breda skyddszoner, men om ingen ytavrinning förekommer blir skyddszonen inte effektiv oavsett bredd, sammansättning eller skötsel. I praktiken innebär detta att en enskild lantbrukare bör anlägga skyddszonerna efter de skiftande förutsättningar som gäller på hans mark, och acceptera en bredare skyddszon där den gör nytta mot att han får bruka de delar där skyddszonen knappast gör någon nytta.

Det finns två huvudtyper av ytavrinning: Hortonsk och mättad ytavrinning. Hortonsk ytavrinning uppstår när nederbördsintensitet överstiger markens infiltrationsförmåga. Under svenska förhållanden har jordarna generellt en hög infiltrationskapacitet som sällan överskrider med regnintensitet. Minskning av infiltrationskapacitet på grund av, till exempel, tjälen, markpackning eller plogsula kan leda dock till lokal förekomst av Hortonsk avrinning. Mättad ytavrinning sker i utströmningsområden där grundvattennivån är vid eller över markytan. 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. Därför, med hänsyn tagen till klimat, markegenskaper och odlingsåtgärder, kan högupplösta topografiska kartor med framgång användas för att förutsäga rumslig fördelning och även kvantifiering av ytavrinning, erosion och förluster av näringsämnen, bekämpningsmedel och andra föroreningar.

Lantmäteriet har fått i uppdrag från regeringen att ta fram en ny nationell höjdmmodell med hög och känd kvalitet. Ambitionen är att fram till 2015 framställa en rikstäckande höjdmmodell med ett medelfel i höjd som är bättre än 0,5 m för ett 2-m grid. Den nya höjdmmodellen finns redan för stora delar av framförallt södra och mellersta Sverige. Denna nya högtupplösta höjdmmodell erbjuder möjligheter att komma ner till fält/block skalan och därmed kunna beräkna mer detaljerade riskkartor.

## Syfte och Metodik

Högupplösta höjddata användes i detta projekt för att tillämpa, anpassa, vidareutveckla samt validera verktyg och modeller i syfte att identifiera lämpligast placering och utformning av skyddszoner i landskapet i och förbättra skyddszonernas kostnadseffektivitet. För de studerade områdena skapas riskkartor som valideras gentemot lantbrukarnas egna observationer av erosion, ytavrinning och stående vatten.

Eftersom skyddszonerna syftar till att minska ytavrinning och erosion, fokuserade detta projekt att identifiera ytavrinnings- och erosionsbenägna delar av landskapet. Detta grundar sig oftast på en bedömning av topografin och jordartsfördelningen i avrinningsområdet. Topografi, höjdskillnader, lutningsintensitet och lutningsform, flödesackumulering och olika topografiska index samt ett antal andra mer sammansatta empiriska verktyg och modeller (t ex USLE, WATEM, USPED m.fl.) finns i dag att tillgå för att ta fram riskkartor för ytavrinning och erosion utifrån höjddata.

Empiriska verktyg och modeller grundas på tillämpningen av Universal Soil Loss Equation (USLE) (Wischmeier och Smith, 1978) med ett antal mer eller mindre modifierade versioner t. ex. MUSLE (Modified USLE, (Williams, 1975) eller RUSLE (Revised USLE)(Rennard *m.fl.*, 1991). Dessa empiriska metoder är utvecklade för att beräkna mobilisering av markpartiklar utifrån fem faktorer som beskriver regnintensitet (R), markanvändning (C), lutningens längd och intensitet (LS) och eventuella befintliga åtgärder för erosionskydd (P) samt markens erosionskänslighet (K). Största begränsningen med USLE-baserade metoder är att de oftast leder till en överskattning av erosionen eftersom hänsyn inte tas till depositionsprocesserna (Boorner *m.fl.*, 2008). RUSLE används i något modifierad form även i WaTEM (Water and Tillage Erosion Model), en beräkningsmodell som är framtagen i Belgien (Van Oost *m.fl.*, 2000), och som används i det danska P-Index (Heckrath *m.fl.*, 2008) och som även tillämpades i två pilotområden i Skåne och Halland (Ekologgruppen i Landskrona AB, 2010). Här har lutningens längd i LS-faktorn i den ursprungliga RUSLE modifierats för att ta hänsyn till tillrinningsområdet till varje cell (Van Oost *m.fl.*, 2000) vilket möjliggör en beräkning av både erosion och deposition. En förlaga till WATEM, USLE2D (Desmet och Govers, 1996) används i det danska P indexet för att beräkna tillrinningsområde i varje gridcell med en flödesalgoritm där flödet tillåts sprida sig till flera grannceller, som ett sätt att kartlägga förekomst av ytavrinningen i ett avrinningsområde. I USPED (Unit Stream Power-based Erosion Deposition) modellen (Mitasova *m.fl.*, 2001) introducerades möjligheterna att ta hänsyn till lutningens form genom att beräkna både tvär- och längsprofiler. Därmed beräknas också om flöden konvergerar eller divergerar i landskapet vilket möjliggör hänsynstagande till lutningens form som påverkar erosionsprocesserna (Rieke-Zapp och Nearing, 2005). Förutom erosionsmodeller finns även enklare verktyg för att identifiera riskområden för ytavrinning och stående vatten. Topografiska fuktighetsindex ( $\ln(\alpha/\tan\beta)$ , där  $\alpha$  betecknar dräneringsarean och  $\beta$  är lutningen) är ett sätt att ta hänsyn till hur topografin påverkar

markfuktigheten i ett avrinningsområde (Beven och Kirkby, 1979) och kan nyttjas för att kartlägga områden där det finns risk för förekomst av stående vatten. Flödesackumulering och/eller RUSLE2D kan tillsammans med högupplösta höjdmodeller användas för att beräkna tillrinningsområdets storlek till varje cell i ett avrinningsområde (Desmet och Govers, 1996) och således uppskatta risken för förekomst av ytavrinning.

Efter den initiala testningen av olika verktyg och modeller fokuserades arbetet på att vidareutveckla USPED-modellen som visade sig vara det mest lovande verktyget av flera anledningar:

1. Enklare verktyg som t ex topografiskt index och flödesackumulering tar inte hänsyn till viktiga faktorer för förekomst av ytavrinning och erosion som t ex jordartsfördelning och markanvändning. Samtidigt finns det inte möjlighet att med dessa verktyg kvantifiera eller dynamisk modellera ytavrinning och erosion.
2. WATEM kunde tillämpas i ett antal studerade områden men kräver omfattande förarbetning och omformatering av indata. Möjligheterna till anpassning och vidareutveckling var små då den tillämpade WATEM versionen fanns enbart som ett färdigt, kompilerat program. Dessutom visade jämförelsen med observationerna att erhållna modellresultat var otillfredsställande.

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 samma faktorer som i USLE/RUSLE vilka beskriver nederbördens och avrinningens effekt på erosion (R faktor), jordartens erosionskänslighet (K värde) samt effekten av vegetationstäckets (C värde).

I detta projekt implementerades först USPED ekvationerna presenterade i (Mitasova *m.fl.*, 1996) och (Mitas och Mitasova, 1998) i PCRaster, som är ett programmeringsspråk och programvara som möjliggör integrering av GIS med dynamisk modellering (van Deursen, 1995). Programmet möjliggör dynamisk modellering med rumslig distribuerade data och har utvecklats vid universitetet i Utrecht i Nederländerna. Framöver kommer detta steg att kallas för steg 1 i denna rapport. Som ett resultat av implementeringen och tillämpningen av USPED ekvationerna i PCRaster erhålls erosionskartor där erosions- och depositionsområden är identifierade. Sådana kartor kan jämföras med observationer av erosion eller ytavrinning i de studerade områdena, om sådana är framtagna genom t ex lantbrukarnas egna observationer och erfarenheter eller genom fältvandringar. Sådana kartor erbjuder en högupplöst visualisering av erosions- och depositionsområdena. Men det blir ändå svårt att baserat på visualiseringen bedöma en optimal placering av skyddszoner då den lokala variabiliteten är stor och en kvantifiering utifrån flödesvägarna saknas. Med andra ord, två områden med lika hög erosion kan ha vitt skilda effekter på vattenrecipienten (diket eller vattendrag/sjö) beroende på om det mobiliserade materialet hinner deponeras innan det når recipienten eller ej. Därför måste hänsyn tas till varje cells konektivitet i landskapet, för att bedöma om en hög erosion också innebär en hög påverkan och tillförsel, eller om det eroderade materialet hinner sedimentera i nedströms liggande depositionsområden inom samma fält eller avrinningsområde. Optimal placering av en skyddszon skulle i detta fall innebära att skyddszonen anläggs så att stora mängder eroderat

material når dess yta samtidigt som deposition i skyddszonen maximeras genom lämplig dimensionering och skötsel.

Efter denna initiala anpassning och tillämpning av USPED ekvationerna i PCRaster, vidareutvecklades modellen för att uppnå två huvudsyften:

1. **Optimeringen av skyddszonernas placering.** För att kunna tydliggöra optimal placering av skyddszoner samt för att kunna jämföra modellerade resultat med uppmätta transporter av suspenderat material från ett fält eller ett avrinningsområde behövs inte bara beräkning av rumslig fördelning av erosions- och depositionsområden utan också ackumulering av det transporterade materialet längs flödesvägarna. Således kan man kvantifiera förluster och jämföra erhållna resultat med långtidsmedelvärden av uppmätta värden för att utvärdera rimligheten i beräkningarna. Framräknade erosions- och depositionsvärden har i detta fall flödesackumulerats med hjälp av en funktion i PCRaster som heter "accutthresholdflux" som transporterar material (i detta fall suspenderat material) nedströms över ett lokalt dräneringsnätverk när en viss tröskel överskrids. I detta fall definierades tröskeln som deposition som modellerades fram med USPED modellen. Med andra ord, när summan av det uppströms ackumulerat eroderat material som når en viss cell i dräneringsnätverket överstiger cellens depositionsvärde, då leds överskottet av materialet vidare till nästa nedströms liggande cell. Således kan man ackumulera eroderat material över ett flödesriktigt nätverk (med hänsyn tagen till deposition) och kvantifiera transport till en cell i utloppet av ett fält eller ett avrinningsområde. Resultat erhållna på detta sätt kan kvantitativt jämföras med långtidsmedelvärden av t.ex. transport av suspenderat material i utloppet av ett givet fält eller avrinningsområde. Framöver kommer detta steg att kallas för steg 2 i denna rapport.
2. **Dynamisk modellering och kvantifiering av transporterna.** I nästa steg nyttjades möjligheterna i PCRaster att utveckla dynamisk modell som i förlängningen möjliggör kalibrering och validering av modellresultat gentemot befintliga mätserier. Således kan man ytterligare utvärdera rimligheten i indata och modell- parametreringen. För att åstadkomma en dynamisk modellering krävs tidsserier av de viktigaste indata. I detta fall användes ett tidssteg på en månad. Ett antagande gjordes att markens erodibilitet (K värde) är konstant över tiden medan nederbörds/avrinningsfaktorn (R värde) samt vegetationsfaktorn (C värde) varierar. Resultat av detta modelleringssteg kan jämföras med befintliga tidsserier över t.ex. månatlig transport av suspenderat material för ett givet fält eller avrinningsområde. Framöver kommer detta steg att kallas för steg 3 i denna rapport.

### ***Indata och parametrering av USPED modellen***

Som det nämndes ovanför, krävs det för att köra USPED förutom den högupplösta höjdmodellen även indata som dels beskriver jordartsfördelning och jordarternas erosionsbenägenhet, dels vegetationstäckets och dess effekter på erosion.

I brist på andra högupplösta jordartsdata användes i denna studie lokala SGU:s jordartskartor (1:50000) som underlag för att beskriva jordartsfördelningen i de studerade områdena. Därefter tilldelades varje jordart ett K värde enligt Tabell 1. Markens erodibilitet (K värde) är beroende av flera



faktorer som t ex textur, halt av organiskt material och markstruktur. SGU:s kartor är framtagna ur ett geologiskt perspektiv och klassindelningen är mindre passande för att användas i syfte att karakterisera jordarnas erosionsbenägenhet. Till exempel klassas alla jordarter där lerhalten överstiger 15 % som leror. Därmed får värden i tabell 1 anses bara vara riktvärden.

**Tabell 1. K värde för olika jordartsklasser enligt SGU:s jordartskarta**

Jordart	K värde
Berg, urberg eller ospec.	0.010
Finsand (postglacial)	0.010
Fyllning	0.010
Grovsilt (glacial)	0.020
Grovsilt (postglacial)	0.020
Grus (postglacial eller ospec.)	0.010
Gyttja	0.020
Isälvs sediment, finsand	0.010
Isälvs sediment, sand	0.010
Isälvs sediment, sand-block	0.010
Lera (glacial)	0.030
Lera (postglacial)	0.030
Lergyttja—gyttjelera	0.025
Morän, sandig eller morän ospec.	0.015
Silt (glacial)	0.030
Sten--block, klapper (postglacial)	0.010
Sväms sediment	0.010
Torv (kärr eller ospec.)	0.010
Torv (mosse)	0.010
Vatten	0.001
Sand (postglacial eller ospec.)	0.010
Isälvs sediment, grus	0.010

I ett område (E23) togs jordprover och analyserades enligt DESPRAL-metodiken för att få en bättre uppfattning om erosionsbenägenheten. Texturanalyser utfördes också för att försöka hitta samband mellan jordarnas erodibilitet (enligt DESPRAL metodiken) och texturen. Detta ansågs viktigt för att försöka förbättra karakterisering av jordarnas erodibilitet i detta område för den dynamiska modelleringen (steg 3) av erosionen och transporten av det suspenderade materialet. DESPRAL (Withers *m.fl.*, 2007) är ett enkelt laboratorietest för att uppskatta mobiliseringen av markpartiklarna i ett jordprov efter skakning och kort tid av sedimentering. Metoden har tidigare testats även för svenska jordar med lovande resultat (Villa *m.fl.*, 2012). I detta fall användes de uppmätta turbiditetsvärden i DESPRAL-testet som en approximation av jordarnas K-värde.

Den rumsliga variationen av vegetationstäckets eller C-faktorn bestämdes utifrån en kombination av GSD-Översiktskartans markanvändningsklasser och jordbruksmarken på block- och IAKS-data. Då blockdata har en högre precision fick den företräde före GSD-Översiktskartans markanvändningsklass. Därefter tilldelades, för steady state beräkningarna (steg 1 och 2), varje markanvändning ett C värde enligt Tabell 2. Detta tillvägagångssätt antogs vara tillräckligt robust

med tanke på upplösningen hos de underliggande kartorna och modelleringssyftet när det gällde steady state modelleringen med USPED samt modelleringen för att få till jämförelsen med långtidsmedelvärden (stegen 1 och 2).

**Tabell 2. C värde för olika markanvändningsklasser**

Markanvändningsklass	C värde
Tätort	0.001
Skog	0.001
Öppen	0.003
Fjäll	0.001
Vatten	0
Myr	0.001
Block	0.05
Hygge	0.01

För en dynamisk modellering (steg 3) krävs hänsynstagande till både rumsliga och tidsmässiga förändringar i C-faktorn, och framförallt för jordbruksmark. I detta fall behövs dels en rumslig och tidsmässig fördelning av jordbruksgrödorna, dels en tidsmässig (månatlig) fördelning av värdena på C-faktorn. För att åstadkomma detta användes uppgifter om årlig grödfördelningen från block- och IAKS-data. Det krävdes dock en bearbetning av dessa data innan de kunde användas i detta syfte. Flera grödor finns inom varje block, men det saknas uppgifter kring grödornas rumsliga fördelning inom respektive block. Därför skapades en databas över block- och IAKS-data för varje år och följande steg utfördes:

1. Summan av varje grödas areal beräknades i samtliga block, då en gröda kan förekomma flera gånger i samma block.
2. Eftersom grödornas rumsliga fördelning inom blocket inte är känt, definierades en dominerande gröda för varje block och C-värdet för denna dominerande gröda fick representera hela blocket.
3. I sista steget skapades månatliga tidsserier av grödfördelningen med hänsyn tagen till efterföljande gröda, detta eftersom efterföljande gröda (höst- eller vårgröda) påverkar C-faktorns värde.
4. I det studerade området (E23) ökade andel direktsådd areal under sista två åren av modelleringsperioden, vilket också togs hänsyn till vid ansättning av C-faktorns värde.

Beräkningen av C-faktorn baserades på instruktionerna från (Yoder, 1996) där värdet av C faktorn är definierad utifrån avvikelsen från ett referensvärde som i detta fall är en jordbearbetad kontinuerlig träda. Erosionskvot (Soil Loss Ratio, SLR) beräknas sedan som en kvot av erosionsförluster under faktiska förhållanden och erosionsförluster under ovan nämnda referensförhållanden. Individuell SLR för varje tidssteg (månad) beräknades enligt följande:

$$SLR_i = PLU_i * C C_i * S C_i * S R_i * S M_i,$$

där PLU är subfaktorn för föregående markanvändning, CC är grödtäckesubfaktorn, SC är marktäckesubfaktorn, SR är subfaktorn som beskriver markytans mikrotopografi (skrovlighet, eng. surface roughness), och SM är markfuktighetens subfaktor.

Nederbördens och avrinningens effekt på erosionen (R faktor) definierades utifrån avrinningens storlek för varje modellerat område. För steady state modelleringar i steg 1 och 2 användes långtidsmedelvärde för årlig avrinning (i mm) medan i den dynamiska modelleringen (steg 3) användes uppmätt månadsavrinning.

Modelleringsresultatet utvärderades genom visuell jämförelse med de uppmätta värden, samt genom att beräkna kvadraten på korrelationskoefficienten ( $R^2$ ) samt Nash-Sutcliffe effektivitetskoefficienten (E) (Nash och Sutcliffe, 1970). 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.

### **Studieområden**

Under projektet modellerades erosion med den vidareutvecklade USPED-modellen för 17 olika studieområden. En lista med de modellerade områdena ges i Tabell 3. Följande tillvägagångssätt i modelleringen tillämpades:

1. För fem typområden (fet stil i tabell 3) användes tillgänglig data från fältvandringar eller från lantbrukarnas egna observationer för att jämföra den iakttagna förekomsten av erosion och ytavrinning med de modellerade kartorna.
2. Eftersom långa tidsserier med uppmätta flöden och sedimenttransporter finns för alla observationsfält (Stjernman Forsberg *m.fl.*, 2012a) och typområden (Stjernman Forsberg *m.fl.*, 2012b), jämfördes för dessa studieområdens uppmätta långtidsmedelvärden på sedimenttransport med motsvarande modellerade värden.
3. För typområde E23 utfördes även en dynamisk modellering. I samma område samlades jordproverna och analyserades enligt DESPRAL-metodiken för att uppskatta jordarnas erosionsbenägenhet. Modellen sattes upp för perioden oktober 2007 till och med juni 2011 med månatliga tidssteg. För denna period finns parallella resultat med både manuell (ca 2 gånger per månad) och flödesproportionell vattenprovtagning. Således kan modellresultaten jämföras med de två sätten att samla vattenprover på och den påföljande beräkningen av sedimenttransporter.
4. Slutligen genomfördes USPED-modellering för två större delavrinningsområden (kursiv stil), för att testa modellen och möjliggöra en användning av modellresultaten i samarbete med Vattenmyndigheten Norra Östersjön (Lillån) respektive Länsstyrelsen i Örebro län (Blackstaån).

**Tabell 3. Studieområden, typer och arealer.**

Namn	Typ	Area (ha)
2M	Observationsfält	36.4
1D	Observationsfält	6.6
7E	Observationsfält	27.1
11M	Observationsfält	22.2
4O	Observationsfält	19.3
O18	Typområde	828
<b>E23</b>	<b>Typområde</b>	<b>740</b>
<b>U8</b>	<b>Typområde</b>	<b>574</b>
M42	Typområde	822
C6	Typområde	3306
W	Typområde	5370
E24	Typområde	626
<b>N33</b>	<b>Typområde</b>	<b>649</b>
<b>Örstörpsbäcken</b>	<b>Typområde</b>	<b>1570</b>
<b>Langevadsbäcken</b>	<b>Typområde</b>	<b>1510</b>
<i>Lillån</i>	<i>Delavrinningsområde</i>	<i>11980</i>
<i>Blackstaån</i>	<i>Delavrinningsområde</i>	<i>6797</i>

## Resultat och diskussion

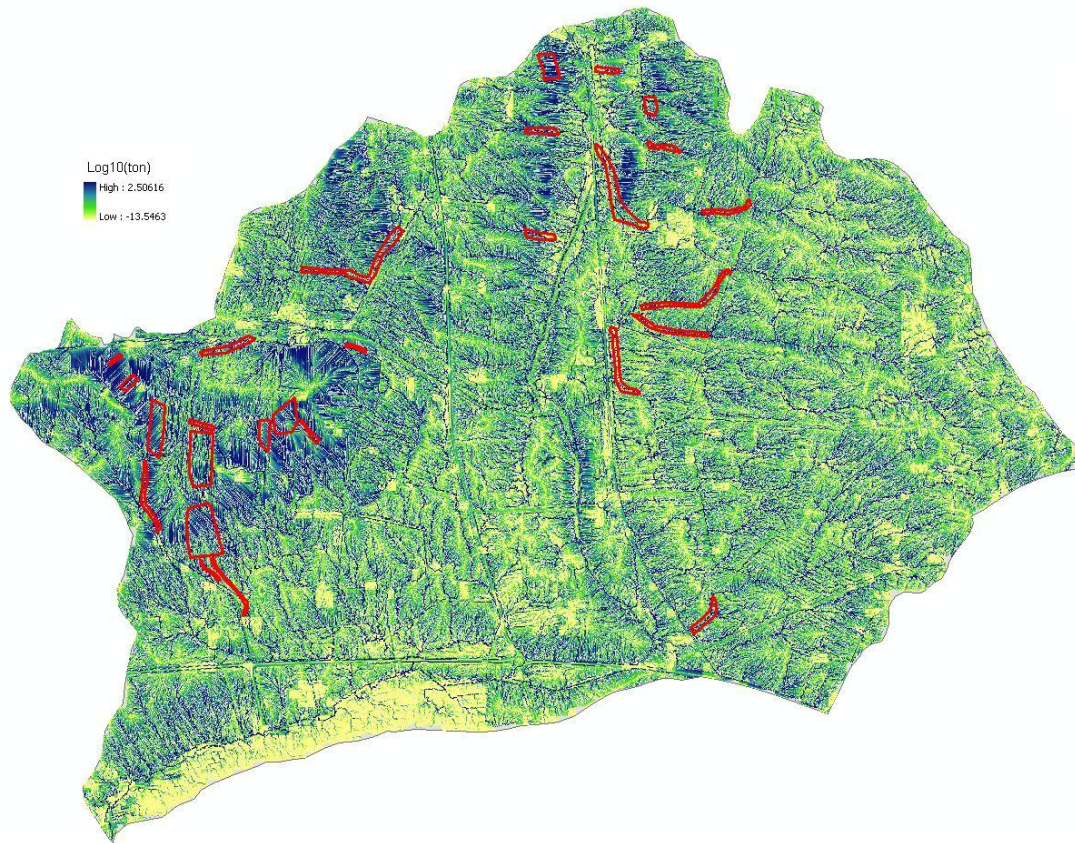
### ***Visuell jämförelse av observerade och modellerade erosionsområden***

Med tanke på de höga rums- och tidsmässiga variationerna av vattenflöden och ämnestransporten i landskapsskalan så finns det också en pedagogisk utmaning i hur man på bästa sätt presenterar modelleringsresultaten. I detta sammanhang kan den höga rumsliga upplösningen med 2-meters celler bidra till komplexiteten och göra det ännu svårare att upptäcka de viktigaste mönstren och transportvägarna i landskapsskalan. Hänsynstagande till inte bara erosion utan även deposition kan också innebära att visa erosionsområden i omedelbar närhet av vattenrecipienten blir, ur en vattenrecipients perspektiv, viktigare än andra liknande erosionsområden som t ex ligger strax uppströms stora depositionsområden. I det senare fallet leder visserligen erosions- och depositionsprocesserna till en förflyttning av jordmaterialet inom fältet men påverkan på vattenrecipienten blir begränsad. Detta kan illustreras med Figur 1 som visar Örstörpsbäckens avrinningsområde, samt observerade erosionsområden (röda polygoner) och modellerade transportvägar med USPED modellen (orange linjer). I det senare fallet identifierades enbart de celler där den modellerade transport överstiger 100 kg jordmaterial.



**Figur 1. Örstorpsbäcken med erosionsområden dokumenterade genom fältvandring (röda polygoner) samt USPED modellerade erosionsområden där materialtransport överstiger 100 kg eroderat material per cell (orange linjer).**

Det tillämpade tillvägagångssättet med ackumulering av det eroderade materialet längs flödesvägarna fokuserar på de delar av området där erosionen överstiger depositionen, det vill säga där den ackumulerade mängd eroderat material överskrider depositionspotentialen nedströms. Således identifieras framförallt de lågliggande nedströmsområden där flöden av vatten konvergerar och leder till ackumulering av det eroderade materialet. På grund av detta kan det se ut som om modellen missade några observerade erosionsområden som ligger ganska högt uppströms i norra och västra delar av Örstorpsbäckens avrinningsområde. Man kan också välja att visa alla cellers värden som ett logaritmiskt värde av jordtransporten (i ton) för varje cell (Figur 2). I detta fall blir det lite svårare att urskilja huvudtransportvägar men den lokala erosionen framhävs tydligare.

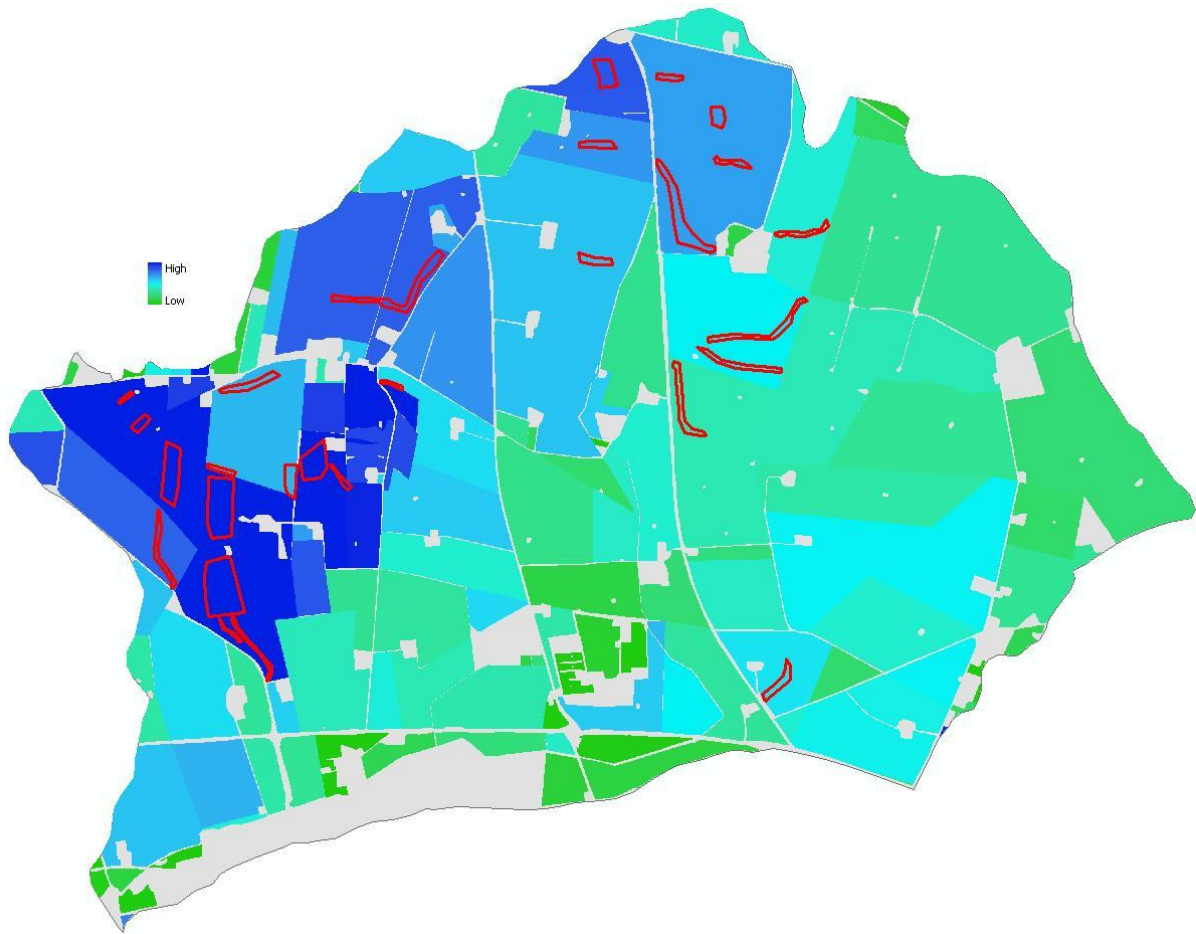


**Figur 2. Örstorpsbäcken med erosionsområden dokumenterade genom fältvandring (röda polygoner) samt modellerad erosion med USPED modell.**

Slutligen, kan resultaten presenteras i form av zonala medelvärden, till exempel per jordbruksblock eller en annat geografiskt definierat område. I figur 3 visas ett sådant tillvägagångssätt där medelvärdet har beräknats per jordbruksblock. I detta fall får man klarare skillnader mellan de studerade zonerna, men samtidigt förloras både upplösningen och identifieringen av de viktigaste transportvägarna. Dessutom blir medelvärdesbildningen påverkad av extrema värden, vilket kan ge en felaktig bild av de mest erosionskänsliga områdena. I Örstorpsbäckens avrinningsområde sammanfaller i hög utsträckning de observerade erosionsområdena med blocken med högsta modellerade medelvärdena, men sådana kartor utan markerade flödesvägar kan inte användas för att bedöma skyddszonens placering inom blocket.

Sammanfattningsvis kan konstateras att kartorna med de viktigaste transportvägarna identifierade (Figur 1) framstår som det enklaste sättet att visualisera var i landskapet eventuella skyddszoner skulle vara mest effektiva. En noggrannare jämförelse av observerade och modellerade erosionsområden i Figur 1 visar dock att de modellerade transportvägarna är många fler än de iakttagna erosionsområdena. Det modellerade värdet i detta fall ska vara representativ för en genomsnittlig årlig transport och hänsyn är därför inte tagen till viktiga faktorer som till exempel grödfördelningen eller jordbearbetningens effekter. Observerade erosionsområden dokumenterades vid ett tillfälle i mars 2010 (Ekologgruppen i Landskrona AB, 2010) och återspeglar då givetvis de mer specifika förhållandena som rådde vid just detta tillfälle. Genom att fokusera på de identifierade

transportvägarna som ansluter till öppna diken, vattendrag och även ytavrinningsbrunnar, kan man ytterligare avgränsa dessa högriskområden.



**Figur 3. Örstorpsbäcken med erosionsområden dokumenterade genom fältvandring (röda polygoner) samt med medelvärden av USPED modellerade erosionsvärden per jordbruksblock.**

Nedan presenteras de viktigaste modellerade transportvägarna samt jämförelsen med observerade erosionsområden för de återstående fyra områdena (Långevadsbäcken, N33, E23 and U8) för vilka observerade data finns.

Resultaten för Långevadsbäcken är jämförbara med resultaten för Örstorpsbäcken. Återigen är de flesta av de dokumenterade erosionsområdena framgångsrikt identifierade med USPED modellen. Ett undantag är ett flertal mindre erosionsområden som huvudsakligen uppstått som en konsekvens av markpackning i hjulspåren.



**Figur 4. Långevadsbäcken med erosionsområden dokumenterade genom fältvandring och flygbildsanalys (röda polygoner) samt USPED modellerade erosionsområden där materialtransporten överstiger 1000 kg eroderat material per cell.**



**Figur 5. Typområde N33 med erosionsområden dokumenterade genom fältvandring (röda polygoner) samt USPED modellerade erosionsområden där materialtransport överstiger 1000 kg eroderat material per cell. Den ljusblå linjen visar den nu helt kulverterade bäcken som den såg ut år 1919.**

Resultat för typområde N33 presenteras i figur 5. Kanske den viktigaste slutsatsen i detta fall är att modellresultatet åskådliggör erosionsprocesserna på ett mer sammanhängande sätt än om man

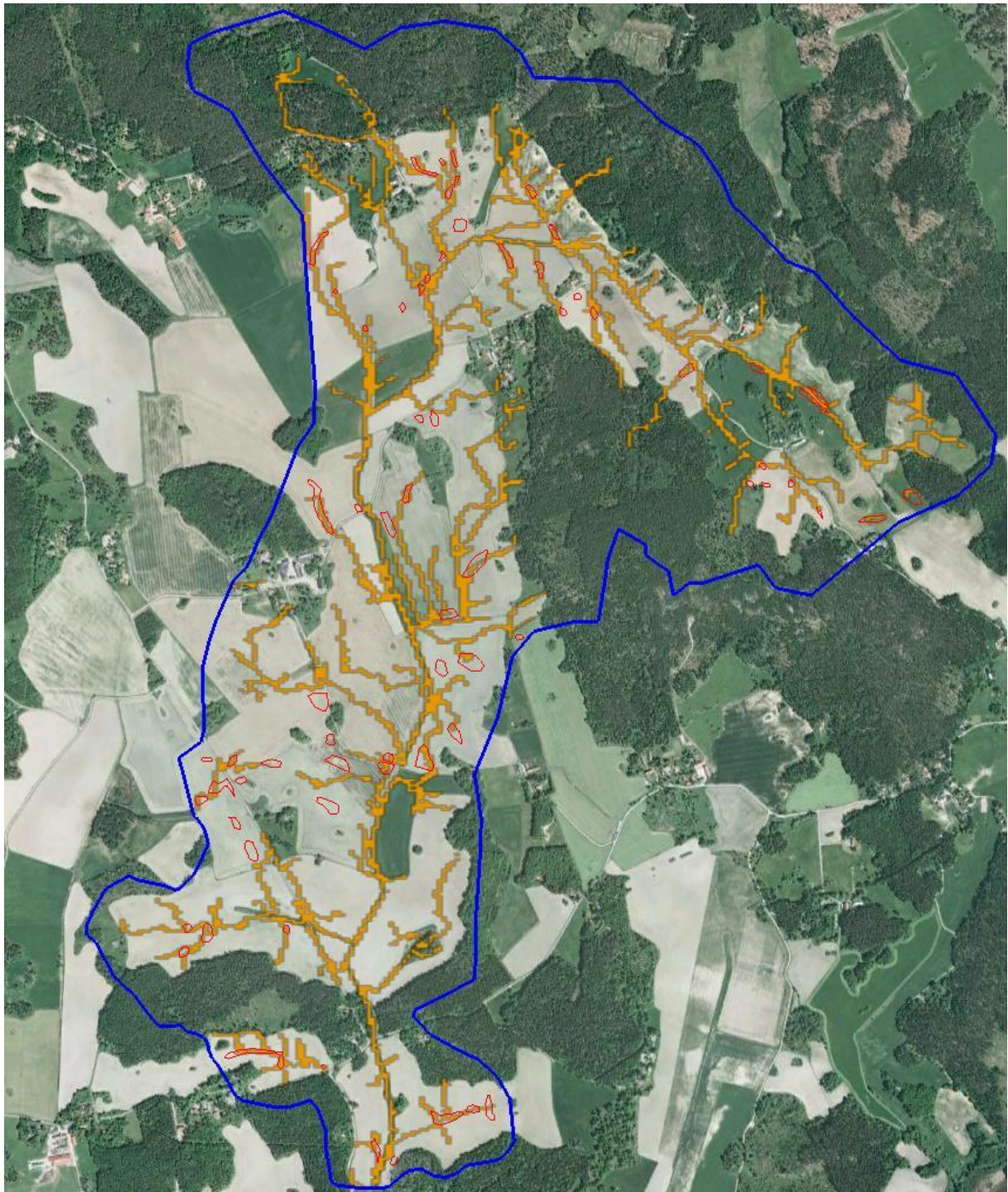


tittar enbart på de observerade erosionsområdena. Det är svårt att se ett framträdande mönster i förekomsten av de observerade erosionsområdena (röda polygoner i figur 5) medan modelleringsresultaten ger dessa områden ett sammanhang genom att binda dem samman. De modellerade ackumuleringsvägarna sammanfaller också väl med det nu kulverterade vattendraget, så som det såg ut år 1919 (ljusblå linjen i figur 5). I ett examensarbete (Frising, 2006) togs vattenprover från ytavrinningen i två punkter inom N33 avrinningsområdet. I dessa vattenprover uppmättes höga halter av P, speciellt efter ett gödslingstillfälle med svinflyttgödseln på fältet som mynnar ut i provpunkt 16 och 18 (uppemot 3.6 mg P/liter). Resultaten från USPED modellen visar tydligt att ytavrinning och erosion kan förväntas ske i dessa provpunkter (Figur 5). Således skulle de framtagna erosionskartorna också kunna användas för att anpassa/undvika gödslingen på de mest utsatta områdena.

Resultaten för typområdet E23 presenteras i figur 6. Endast norra delen av området visas då alla utom en observation av erosion och ytavrinning dokumenterades i denna del av området. I detta område var troligen dikeserosion en viktig bidragande orsak till den totala erosionen vilket också de modellerade resultaten styrker. Delvis kan det förklaras med den tillämpade metodiken med ackumulering längs flödesvägarna, men dikeskanter identifierades av USPED som erosionsbenägna även i steget innan själva ackumuleringen. Detta område användes också för den dynamiska modelleringen.



**Figur 6. Norra delen av typområde E33 med erosionsområden (röda polygoner) och ytavrinningsområden (ljusblå polygoner) observerade av lantbrukarna samt USPED-modellerade erosionsområden (orange områden) där materialtransporten överstiger 10 kg eroderat material per cell.**



**Figur 7. Typområde U8 med erosionsområden (röda polygoner) observerade genom fältvandring samt USPED-modellerade erosionsområden (orange linje) där materialtransporten överstiger 10 kg eroderat material per cell.**

Slutligen presenteras resultat för typområdet U8 i figur 7. Återigen visar den visuella jämförelsen att USPED lyckades identifiera de flesta observerade erosionsområden, men att även en del andra områden identifierades som högriskområden av modellen, utan att de visade tydliga spår av erosionen. Generellt kan sådana skillnader uppstå både av att indata till modellen är bristfällig eller för grov, eller att modellekvationerna är felaktiga. En generalisering som gjordes vid den aktuella modelleringen är antagandet att all åkermark har samma C-faktor. Således missar man den skyddande funktion som till exempel vallodling kan ha, vilket leder till att även fält med vall

identifieras av modellen som erosionsbenägna, medan det i verkligheten mycket sällan förekommer erosionsspår i fält med vall.

En viktig fråga är hur sådana modelleringsresultat kan användas för att förbättra placeringen av skyddszoner. För att illustrera detta används observerade och modellerade resultat från typområde U8 (Figur 8). I detta fall fokuseras diskussionen på två fält som gränsar mot vattendraget och med en 10 m bred skyddszon på varje sidan av bäcken (Figur 8a). Hela sträckan är 280 m lång vilket ger en skyddszonsarea på 0.56 ha (280 m x 20 m). Med dagens ersättningsnivåer på 3000 SEK per ha skyddszon får lantbrukaren 1680 SEK i ersättning för inkomstbortfallet.

Både observationer och modellering har identifierat i stor sett samma riskområden (Figur 8b), vilket också kan tolkas så att stora delar av den 20-m breda skyddszonen är inaktiva då de inte får tillskott av ytavrinning från uppströms liggande områden. En anpassning av placeringen av skyddszoner enligt figur 8c skulle innebära en minskning av ersättningskostnader med drygt 60 %, samtidigt som lantbrukaren skulle få tillbaka 0.36 ha odlingsmark. Effekterna av åtgärden borde vara minst lika bra som av den befintliga skyddszonen om inte bättre, då bredare (30 istället för 20 m) skyddszon placerats på högriskområden. Alternativt, skulle man också kunna låta lantbrukaren behålla ursprunglig ersättningsnivå, vilket skulle ge en ökad ersättning per arealenhet (1680 SEK / 0.2 ha = 8400 SEK/ha). Således skulle lantbrukarna motiveras att hitta bästa placering för de anpassade skyddszonerna.

Det är svårt att säga hur representativt det ovanstående exemplet är, men de beräknade erosions- och riskkartorna borde vara relativt lätta att kommunicera. Ytavrinnings- och erosionsprocesserna skapar ändå tydliga spår i landskapet och lantbrukarna har oftast egna observationer och erfarenheter att jämföra riskkartorna med. Det behövs också fortsatta forskningsinsatser och modellutveckling, dels för att minska osäkerheterna i bedömningen, dels för att förbättra kvantifieringen av modellerade resultat. Förbättrad kvantifiering kommer också möjliggöra en beräkning av effekterna av den anpassade placeringen.

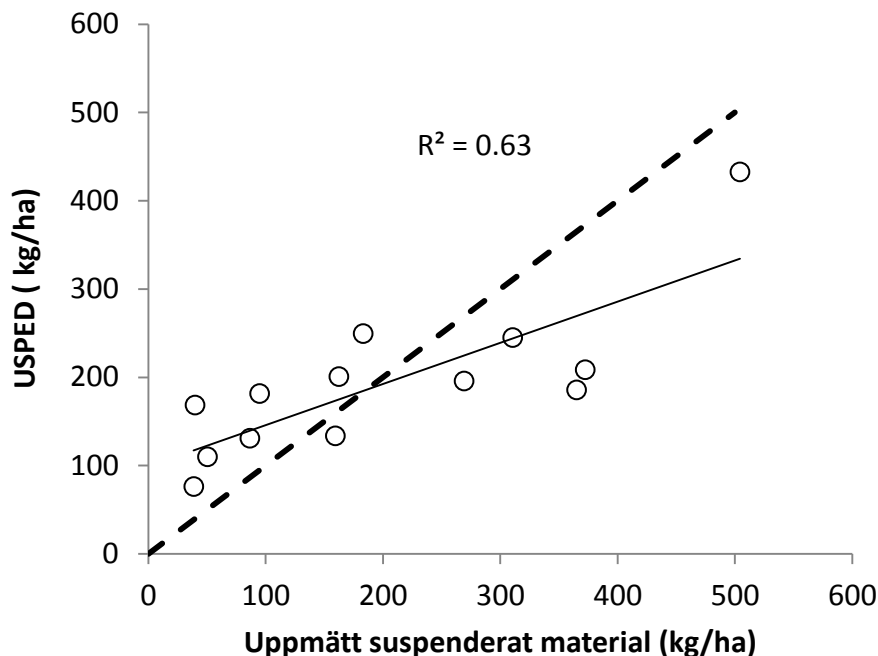
Ett antal möjliga felkällor och brister upptäcktes också under arbetets gång med de använda indata. I den nya höjdmodellen är vägarna oftast upphöjda vilket påverkar beräkningarna av flödesackumuleringen. Vägtrumorna är inte representerade och i vissa fall kan det innebära att vattenflöden tvingas rinna längs vägen, vilket i slutändan resulterar i felaktiga flödes- och transportvägar. I sådana fall krävs en modifiering av höjdmodellen för att ta hänsyn till befintliga vägtrumor och åstadkomma en korrekt flödesackumulering. En annan viktig typ av objekt i detta sammanhang är ytavrinningsbrunnarna. De modellerade flödes- och transportvägarna aggregeras oftast så att de rinner över ytavrinningsbrunnarna. Det är i och för sig en bra oberoende validering av modellen, då ytavrinningsbrunnarna bör vara anlagda i de låglänta delarna av fälten som är mest utsatta för ytavrinning. Däremot kan inte modellen i dess nuvarande utformning simulera att ytavrinningsbrunn stoppar ytavrinningen där all uppströms ackumulerat vatten rinner in i brunnen och vidare via dräneringssystemet och inte vidare som ytavrinning. Å andra sida, i de fall de ackumulerade transportvägarna rinner över ytavrinningsbrunnar så är det en klar indikation på ett behov av anpassade skyddszoner runt brunnen, eller framförallt uppströms brunnen.



**Figur 8. Ett exempel på en anpassad placering av skyddszonerna utifrån de identifierade transportvägarna för ytavrinning och erosion.**

### Jämförelse av uppmätta långtidsmedelvärden av sedimenttransport med modellerade värden

En jämförelse mellan de uppmätta årliga långtidsmedelvärdena för transport av suspenderat material med modellerade värden för sammanlagt 5 observationsfält och 8 typområden visas i Figur 9. De studerade områdena täcker ett brett spann med tanke på skalan (från 6.6 ha till 53.7 km<sup>2</sup>, se tabell 3), den geografiska spridningen (från Skåne i söder till Dalarna i norr, samt från Västra till Östra Götaland), samt de klimat-, jordarts- och odlingsässiga förutsättningarna. Ett starkt samband mellan uppmätta och modellerade värden indikeras av ett R<sup>2</sup> värde på 0.63, men jämförelsen av den linjära trendlinjen med 1:1 linje (streckad linje i Figur 9) visar att USPED tenderar att överskatta erosionen vid lägre värden och underskatta erosionen för områden med högre transporter av suspenderat material. Med tanke på det breda spektrumet som de studerade fälten och områdena täcker, osäkerhet kring viktiga indata (framförallt jordartsfördelningarna) samt det faktum att ingen kalibrering och anpassning av modellparametrarna har ägt rum, bör resultaten tolkas försiktigt men ändå anses lovande för en fortsatt utveckling. Det finns flera aspekter som snabbt går att förbättra för att minska osäkerheter och förhoppningsvis förbättra modellresultat.



**Figur 9. Sambandet mellan uppmätta och modellerade långtidsmedelvärden av sedimenttransport för 5 observationsfält och 13 typområden. Den streckade linjen representerar ett 1:1-samband.**

Jordartskartan som användes (SGU:s lokala jordartskarta) kan vidare förfinas genom att markkartera texturen i områdena. För flera av studerade områdena fanns redan en viss jordartsinformation men i detta projekt användes samma SGU:s kartor för alla studerade objekt för att underlätta jämförelsen. Ett tydligt exempel där förbättringen behövs är SGU:s klasser av glacial och postglacial lera, där alla jordar med en lerhalt som är högre än 15 % klassas i dessa två grupper. En förfining inom dessa klasser är nödvändig eftersom jordarnas erodibilitet inom dessa klasser kan variera väldigt mycket och ofta går att relatera till lerornas lerhalt. Dessutom täcker dessa två jordarter stora delar av åkermarken och det i sig tillåter inte något hänsynstagande till variationerna. Ett annat viktigt

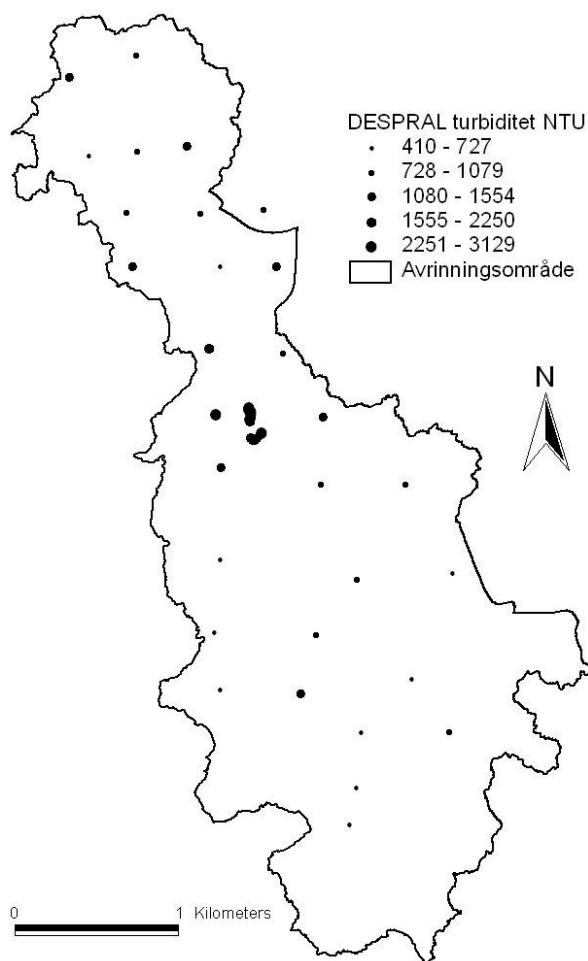
förbättringsområde är kopplingen jordart – K-värde. Men här pågår forskning för att öka kunskapen och möjliggöra en säkrare bestämning av jordarnas erosionsbenägenhet (Villa *m.fl.*, 2012). Liknande förbättringar kan testas för markanvändningskartorna och C-värdet. I detta projekt antogs all åkermark ha samma C-värde, och enbart hänsynstagande till fleråriga grödor (vall, träda, med flera) räcker för att öka precision i beräkningarna. Även R-värdet kan troligtvis förbättras, till exempel genom att inte enbart titta på avrinningens volym, utan också på dess intensitet. Slutligen, en fördjupad analys av de uppmätta värdena är också nödvändig. Provtagningsmetodiken (manuell eller flödesproportionell provtagning) har visat sig kunna ha stora effekter på slutresultaten, och bör därför tas hänsyn till.

### ***Dynamisk modellering***

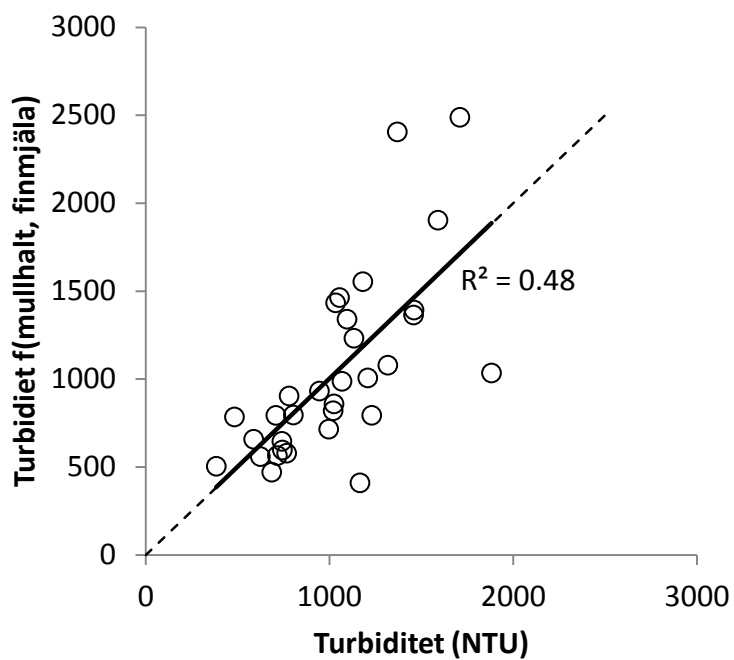
Figur 10 visar resultaten av jordartsanalyser enligt DESPRAL-metodiken, som användes för att uppskatta jordarnas erosionsbenägenhet. Stora variationer i turbiditetsvärdena och jordarnas erosionsbenägenhet uppmättes (från 410 till 3129 med ett medelvärde på 1327). Stora delar av åkermarken i E23 området är enligt SGU:s jordartskarta klassade som glacial och postglacial lera och därmed skulle en användning av enbart SGU:s jordartskarta som en approximation av jordarnas erodibilitet i detta område innebära en alldeles för grov generalisering med tanke på variationerna i erhållna DESPRAL-resultat. Utförda regressionsanalyser visar på att turbiditet är starkast relaterat till halt av fin mjåla (0,002-0,006 mm,  $R^2 = 0,40$ ) samt mullhalt ( $R^2 = 0,22$ ). Turbiditet är positivt korrelerat till halten av fin mjåla men negativt till mullhalten. En multipel linjär regression med båda dessa parametrar ger ett något starkare samband ( $R^2 = 0,48$ ,  $p < 0,005$ , Figur 11).

Resultaten av den dynamiska modelleringen visas i figur 12. Dynamiken i modelleringen (figur 12a) överensstämmer med transportererna beräknade utifrån den flödesproportionella provtagningen, men modellen underskattade framförallt mycket höga toppar i t.ex. december 2007 och november 2008. Trots att ingen kalibrering av modellen har gjorts uppnåddes ett  $R^2$ -värde på 0.42 samt ett E-värde på 0.39. Om de två ovan nämnda höga topparna utesluts ökar  $R^2$ -värdet till 0.6 och E-värdet till 0.59. Resultatet i figur 12b visar tydligt att sedimenttransporten beräknad utifrån den manuella provtagningen underskattades över den studerade perioden med hela 43 %, jämfört med flödesproportionella provtagningen. Detta visar på risker för systematiska fel när den manuella vattenprovtagningen används för att uppskatta ämnestransporter, då man riskerar att missa höglödesepisoder med förhöjda halter av de studerade ämnena. Detta är kanske speciellt viktigt för mindre områden som har en snabb respons på nederbörds- och snösmältningsepisoder. De större områdena har en mer utdragen respons och där är skillnaderna mellan manuell och flödesproportionell provtagning mindre. Samtidigt sätter så stora skillnader mellan två olika provtagningsätt även modelleringsresultaten i ett bredare perspektiv. Om resultat från den flödesproportionella provtagningen hade saknats, så skulle resultatet framräknat utifrån den manuella provtagningen ha antagits som "sanningen" och lett till slutsatsen att modellen överskattade sedimenttransporterna ganska kraftigt.

Således framstår den modifierade versionen av USPED-modellen som en bra bas för vidareutveckling. Det krävs dock vidare utredningar av modellens parameterkänslighet, osäkerhetsanalyser och framförallt tillämpningar i fler områden för att säkerställa modellens lämplighet under varierande förutsättningar.

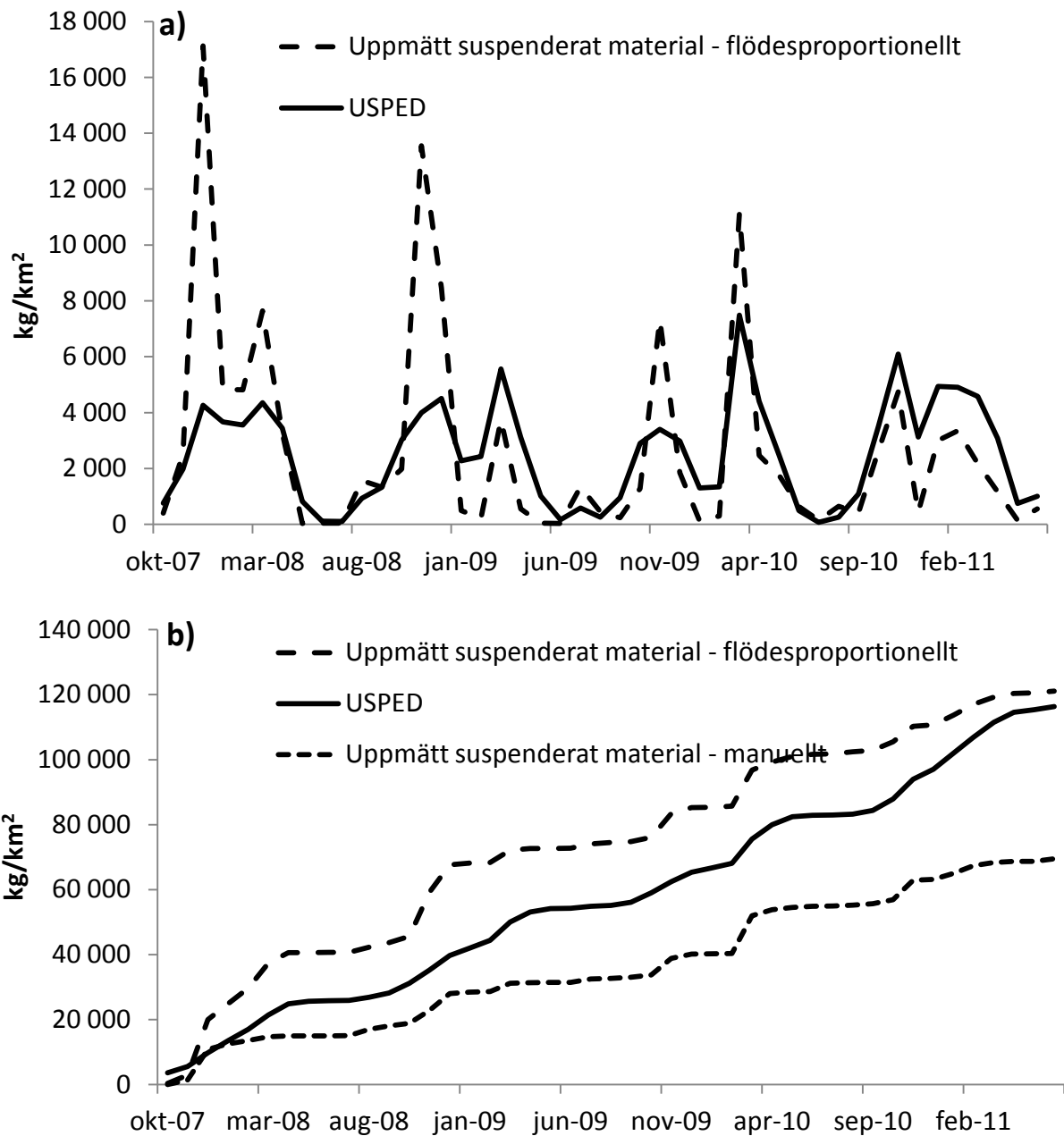


Figur 10. Uppmätta värden av turbiditet erhållna enligt DESPRAL-metodik



Figur 11. Samband mellan uppmätt turbiditet enligt DESPRAL-metodiken och beräknad turbiditet som en funktion av mullhalten samt halten av fin mjäla (Turbiditet =  $408 - 104 * \text{Mullhalt} + 100 *$

Finmjala). Den streckade linjen representerar ett 1:1-samband.



Figur 12. Jämförelse mellan uppmätta månatliga transporter och transporter modellerade med USPED- modellen (a) samt mellan ackumulerade sedimenttransporter beräknade utifrån manuell och flödesproportionell vattenprovtagning, samt ackumulerade sedimenttransporter modellerade med USPED-modellen (b).

## Slutsatser

- Skyddszonens placering och utformning utifrån de dominerande flödesvägarna är avgörande för åtgärdens kostnadseffektivitet



- Identifiering av erosionsytor och transportvägar är möjlig genom användning av befintlig information (högupplöst höjddata, markanvändning och jordartskartor).
- Den tillämpade modifierade USPED-modellen kan användas också för kvantifiering och dynamisk modellering.
- Det finns stor potential för fortsatta förbättringar och förfiningar av beräkningarna genom att ta hänsyn till befintlig data (t ex grödfördelning och växtföljd från IAKS-databasen) eller genom att med enkla labbtester (t ex DESPRAL) bättre bedöma jordarnas erosionsbenägenhet.
- Främsta begränsningen är arealen av det studerade området, då högupplöst data är tungt att processa för stora områden. I detta projekt klarade modellen områden i storleksordningen 50-100 km<sup>2</sup> men för större områden kan en indelning i flera mindre områden med successiva modellkörningar vara ett alternativ.

## Referenser

- Ahlgren, J., Djodjic, F. och Löfgren, S. 2011. Åtgärder för att förbättra fosforretention i öppna diken i riskområden i jordbrukslandskapet runt Östersjön - en kunskapsammanställning. BalticSea2020, <http://www.balticsea2020.org/images/Bilagor/20111015%20slutrapport%20tgrder%20i%20ppna%20diken.pdf>.
- Bergström, L., Djodjic, F., Kirchmann, H., Nilsson, I. och Ulén, B. 2007. Phosphorus from farmland to water. Report Food 21, no. 4/2007. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.
- Beven, K. och Kirkby, M. 1979. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological sciences - Bulletin des sciences Hydrologiques*, 24, 43-69.
- Boesch, D., Hecky R., O'Melia, C., Schindler, D., S och Seitzinger, S. 2005. Eutrophication of the Swedish Seas. Swedish Environmental Protection Agency, Report 5509, pp. 68.
- Boerner, K. B., Weller, D. E. och Jordan, T. E. 2008. Empirical models based on the universal soil loss equation fail to predict sediment discharges from Chesapeake bay catchments. *Journal of Environmental Quality*, 37, 79-89.
- Brandt, M., Ejhed, H. och Rapp, L. 2008. Näringsbelastning på Östersjön och Västerhavet 2006. Naturvårdsverket, NV Rapport 5815, Stockholm, pp. 43.
- Desmet, P. och Govers, G. 1996. A GIS-procedure for automatically calculating the USLE LSfactor on topographically complex landscape units. *Journal of soil and water conservation*, 51, 427-433.
- Djodjic, F. och Bergström, L. 2005. Phosphorus losses from arable fields in Sweden - Effects of field-specific factors and long-term trends. *Environmental Monitoring and Assessment*, 102, 103-117.
- Dorioz, J. M., Wang, D., Poulenard, J. och Trevisan, D. 2006. The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics - A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 117, 4-21.
- Ekologgruppen i Landskrona AB. 2010. Riskområden för höga fosforförluster via ytavrinning och vattenerosion från åker. Länsstyrelserapport 2010:31.
- Frasing, S., & Svensson, C. 2006. Fosfortransport från åkermark - en studie av ytavrinningens betydelse vid höga vårflöden i Nyrebäckens och Gullbrannabäckens avrinningsområde. *Institutionen för ekonomi och teknik*. Högskolan i Halmstad, Halmstad, pp. 29.
- Haygarth, P. M., Condon, L. M., Heathwaite, A. L., Turner, B. L. och Harris, G. P. 2005. The phosphorus transfer continuum: Linking source to impact with an interdisciplinary and multi-scaled approach. *Science of the Total Environment*, 344, 5-14.

- Heckrath, G., Bechmann, M., Ekholm, P., Ulén, B., Djodjic, F. och Andersen, H. E. 2008. Review of indexing tools for identifying high risk areas of phosphorus loss in Nordic catchments. *Journal of Hydrology (Amsterdam)*, 349, 68-87.
- Hoffmann, C. C., Kjaergaard, C., Uusi-Kamppa, J., Hansen, H. C. B. och Kronvang, B. 2009. Phosphorus Retention in Riparian Buffers: Review of Their Efficiency. *Journal of Environmental Quality*, 38, 1942-1955.
- Jordbruksverket. 2013. Miljöersättning för skyddszoner. 19 december 2012.  
<http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/stod/miljoersattningar/skyddszoner.4.7c909d4211d6c23487380004665.html>
- Mitas, L. och Mitasova, H. 1998. Distributed soil erosion simulation for effective erosion prevention. *Water Resources Research*, 34, 505-516.
- Mitasova, H., Hofierka, J., Zlocha, M. och Iverson, L. R. 1996. Modelling topographic potential for erosion and deposition using GIS. *International Journal of Geographical Information Systems*, 10, 629-641.
- 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.
- Nash, J. E. och Sutcliffe, J. V. 1970. River flow forecasting through conceptual models part I " A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10, 282-290.
- Rennard, K. G., Foster, G. R., Glenn, A. W. och Porter, J. P. 1991. RUSLE: Revised universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 46, 30-33.
- Rieke-Zapp, D. H. och Nearing, M. A. 2005. Slope shape effects on erosion: A laboratory study. *Soil Science Society of America Journal*, 69, 1463-1471.
- SCB. 2011. Jordbruksstatistisk årsbok 2011 med data om livsmedel. Sveriges officiella statistik, Jordbruksverket & Statistiska centralbyrån.
- Stjernman Forsberg, L., G., T. och G., J. 2012a. Växtnäringsförluster från åkermark 2010/2011. Årsredovisning för miljöövervakningsprogrammet Observationsfält på åkermark. Ekohydrologi 131. Institution för mark och miljö, SLU.
- Stjernman Forsberg, L., Kyllmar, K. och Andersson, S. 2012b. Växtnäringsförluster i små jordbruksdominerade avrinningsområden 2010/2011. Årsredovisning för miljöövervakningsprogrammet Typområden på jordbruksmark. Ekohydrologi 130. Institutionen för mark och miljö, SLU.
- van Deursen, W. P. A. 1995. Geographical Information Systems and Dynamic Models. *Utrecht University*. pp. 198.
- Van Oost, K., Govers, G. och Desmet, P. 2000. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landscape Ecology*, 15, 577-589.
- Warren, S. D., Mitasova, H., Hohmann, M. G., Landsberger, S., Iskander, F. Y., Ruzycki, T. S. och 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.
- Villa, A., Djodjic, F., Bergström, L. och Wallin, M. 2012. Assessing soil erodibility and mobilization of phosphorus from Swedish clay soils - Comparison of two simple soil dispersion methods. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science*, 260-269.
- Williams, J. R. 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, W. H. och Smith, D. D. 1978. *Predicting Rainfall Erosion Losses, A Guide to Conservation Planning*, Agriculture Handbook No. 537, USDA Science and Education administration, Washington, D. C. pp.
- Withers, P. J. A., Hodgkinson, R. A., Barberis, E., Presta, M., Hartikainen, H., Quinton, J., Miller, N., Sisak, I., Strauss, P. och Mentler, A. 2007. An environmental soil test to estimate the intrinsic

risk of sediment and phosphorus mobilization from European soils. *Soil Use and Management*, 23, 57-70.

Yoder, D. C., Porter J.P., Laflen J.M., Simanton, J.R., Renard, K.G., McCool, D.K., and Foster, G.R. 1996. Chapter 5. Cover-management factor. *Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. (ed K. G. Renard, Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K., and Yoder, D.C.), USDA.