

En jämförelse av två riskkarteringar av fosforförlust från jordbruksmark

– Utförda med Ekologgruppens enkla verktyg och erosionsmodellen USPED



Foto: Jenny Ahlstrand

Jenny Ahlstrand

2014
Institutionen för
Naturgeografi och Ekosystemvetenskap
Lunds Universitet
Sölvegatan 12
223 62 Lund



En jämförelse av två riskkarteringar av fosforförlust från jordbruksmark

– Utförda med Ekologgruppens enkla verktyg och erosionsmodellen USPED

Jenny Ahlstrand

Kandidatexamensarbete i naturgeografi och ekosystemanalys, 15 högskolepoäng
Institutionen för naturgeografi och ekosystemanalys
Lunds Universitet, 2014

Handledare: Cecilia Akselsson
Institutionen för naturgeografi och ekosystemanalys
Lunds universitet, 2014

Förord

Jag skulle vilja tacka min handledare Cecilia Akselsson på Lunds universitet, Tette Alström och Bengt Wedding på Ekologgruppen och Petter Pilesjö på Lunds universitet för goda råd och givande diskussioner. Tack också till Faruk Djodjic, Sveriges lantbruksuniversitet, och Mats Söderström, Sveriges lantbruksuniversitet, för hjälp med att hitta nödvändig data och till Jing Tang på Lunds universitet för hjälp med MATLAB. Till slut vill jag även tacka alla de som hjälpt och stöttat mig under arbetets gång genom att korrekturläsa och ge många bra förslag till förbättringar.

Abstract

Phosphorus loss from agricultural land, which leads to eutrophication of lakes and seas, has been connected with surface erosion and the loss of sediment. Many mitigation measures exist to prevent phosphorus loss and more or less complicated models can be used to make a risk assessment to find the best location for these measures. *Unit stream power erosion deposition* (USPED) is an erosion model which includes many different factors and to be able to use the model both knowledge about how these factors are calculated and detailed data are needed. A simpler but reliable model is therefore wanted for example to be used at municipality level in advising farmers where to place mitigation measures. A simple tool for this purpose was created by the consulting company Ekologgruppen. The aim of this study is to evaluate the usefulness of a risk assessment carried out with the tool from Ekologgruppen compared to a risk assessment carried out with USPED. The tool by Ekologgruppen calculates a flow accumulation, based on a digital elevation model (DEM) which describes topography, from which risk areas are defined. USPED are based on the same DEM but also four other factors which describes the soil erodibility, the erosivity of precipitation, vegetation cover and management and support practices. It is also examined in this study how the risk assessments are affected by if the sinks in the DEM used in both models are filled or not. The risk assessments from USPED resulted in more scattered risk areas which intersected within a range of 34 to 35 % with the risk areas from the risk assessment carried out with the tool from Ekologgruppen. The main areas were however the same since the risk areas intersected within a range of 70 to 73% within eight meters. Compared to USPED the tool by Ekologgruppen was then evaluated to be sufficient to be used for advising farmers where to place mitigation measures against phosphorus loss. In the case of filling the sinks in the DEM or not it is not clear how it affects the result. A field evaluation to see which DEM that gives a more correct result compared to reality or if only some sink should be filled would be an interesting follow up on this study.

Key words: Simple tool by Ekologgruppen, USPED, phosphorus, risk assessment, erosion, GIS

Sammanfattning

Förluster av fosfor från jordbruksmark, som leder till övergödning av sjöar och hav, har kopplats samman med yterrosion och förlusten av sediment. Det finns många åtgärder för att motverka fosforförlusten och mer eller mindre komplicerade modeller kan användas för att ta fram en riskkartering som visar bästa placeringen för dessa. *Unit stream power erosion deposition* (USPED) är en erosionsmodell där flera olika faktorer ingår och för att kunna använda modellen behövs kunskap om hur dessa faktorer fungerar samt detaljerad indata. En enklare men fortfarande tillförlitlig modell är därför önskvärd, till exempel på kommunal nivå i arbetet att råda lantbrukare var de bör placera åtgärder mot fosforförlust. Ett enkelt verktyg för detta ändamål har tagits fram av konsultföretaget Ekologgruppen. Syftet med denna studie är att utvärdera användbarheten av en riskkartering framtagen med Ekologgruppens verktyg jämfört med en riskkartering utförd med USPED. Ekologgruppens verktyg beräknar en flödesackumulering, baserat på en digital höjdmodell (DEM) som beskriver topografi, utifrån vilken riskområden klassificeras. USPED baseras på samma DEM men även fyra andra faktorer som beskriver jordens erodibilitet, nederbördens erosivitet, vegetationens täckningsgrad och brukningsmetoder samt åtgärder som motverkar erosion. Hur riskkarteringarna påverkas av om sänkor i den DEM de båda modellerna grundar sig på fylls eller ej undersöks också. Riskkarteringarna från USPED visade sig ge mer spridda riskområden vilka överlappade direkt med mellan 34 till 35 % med riskområdena från Ekologgruppens riskkartering. Huvudområdena var dock desamma då mellan 70 till 73 % av riskområdena överlappade inom åtta meter. Jämfört med USPED ansågs därmed Ekologgruppens verktyg vara tillräckligt bra för att råda lantbrukare var de bör placera åtgärder mot fosforförlust. Vad gäller valet att använda en DEM med fyllda eller ej fyllda sänkor är det inte helt klart hur det påverkar resultatet. En utvärdering genom fältbesök för att se vilken DEM som ger flest riskområden som stämmer överens med verkligheten eller om endast vissa sänkor bör fyllas medan andra bör få vara kvar hade varit en intressant fortsättning på denna studie.

Nyckelord: Ekologgruppens enkla verktyg, USPED, fosfor, riskkartering, erosion, GIS

Innehållsförteckning

1. Inledning	1
2. Syfte	2
3. Avgränsning	2
4. Bakgrund.....	3
4.1 Fosfors former och förekomst i mark och avrinnande vatten	3
4.2 Vattens transport och påverkan i landskapet	4
4.3 Faktorer som påverkar transport av fosfor och vatten	6
4.4 Modeller för riskkartering av fosforförlust	8
4.5 Studieområdet: Torpsbäckens avrinningsområde	12
5. Metod	15
5.1 Data och mjukvara	15
5.2 Ekologgruppens enkla verktyg	16
5.3 USPED.....	16
5.4 Jämförelse av de två modellernas riskkarteringar.....	20
5.5 Validering av modellernas riskkarteringar.....	21
6. Resultat	22
7. Diskussion.....	28
8. Slutsats	35
9. Referenslista.....	36
Appendix I	38
Appendix II	40
Appendix III.....	42

1. Inledning

Många har säkert hört talas om algbloomning och upplevt när havet i perioder under sommaren är täckt av en grön sörja. Algbloomningen är egentligen en tillväxt av blågröna bakterier som sker då extra näringsämnen, som till exempel fosfor, tillförs sjöar och hav genom avrinning från land (Helsinki Commission 2009). Detta är vad som kallas för övergödning. Men den ökade algbloomningen är inte den enda effekt som övergödning leder till. Den ökade mängden bakterier vid ytan grumlar vattnet och hindrar solljuset från att nå ner till de arter som behöver det. När bakterierna dör sjunker de sedan till botten och nedbrytningen av dem förbrukar mycket av syret där, vilket leder till döda havsbottnar. Från denna syrefria miljö kan mer fosfor frisättas och ge föda till fler bakterier. Därmed skapas en feedbackmekanism vilken gör att återhämtningen från övergödningen går långsamt för sjöar och hav. Övergödningen och de effekter den för med sig leder till rubbningar av ekosystemen som i värsta fall kan förändras helt och leda till att många arter riskerar att slås ut (Helsinki Commission 2009).

Sveriges riksdag har satt upp 16 miljö kvalitetsmål för att lyfta fram och arbeta med miljöfrågor för en hållbar utveckling (Naturvårdsverket 2014). Ett av dessa, ”Ingen övergödning”, har som mål att de övergödande ämnena, främst kväve och fosfor, i mark och vatten inte negativt ska påverka vår hälsa, biologisk mångfald eller möjligheten till att nyttja vår mark- och vattenresurs (Naturvårdsverket 2014). Samma mål gäller även för EU:s Ramdirektiv för vatten som fastställdes år 2000 (Vattenmyndigheterna u. å.). Inom Ramdirektivet anses det nödvändigt att arbetet sker över nationella och administrativa gränser för att kunna satsa på åtgärder inom hela avrinningsområden (Vattenmyndigheterna u. å.).

Det finns många olika åtgärder för att minska förlusten av fosfor (Malgeryd et al. 2008). Skydds zoner och våtmarker kan verka som filter och hindra fosfor från att nå vattendrag. Vidare kan förlusterna av fosfor minska genom att ta hänsyn till jordegenskaper och väder vid planeringen av markbearbetning och gödselspridning samt att främja god dränering och markstruktur (Malgeryd et al. 2008). För att hitta den bästa placeringen av en åtgärd måste platsen där risken för fosfor förlust är störst lokaliseras. Var risken är störst beror på många olika faktorer i landskapet, bland annat topografi, jordartssammansättning, markbearbetning och växtföljd (Alström och Wedding 2013). Över ett större område kan det vara komplicerat att väga samman alla dessa faktorer till en helhet för att välja ut riskområden och här kan en modell vara till hjälp. En modell är en förenklad beskrivning av verkligheten och sätts samman av hur olika variabler förhåller sig till varandra (Morgan 2005). Då fosfor lätt binder till markpartiklar har förlusten av fosfor kopplats samman med förlusten av sediment via erosion (Bergström et al. 2007). För att beräkna fosfor förlusten kan därför erosionsmodeller vara till hjälp och dessa inkluderas ofta i fosfor förlust modeller (Bergström et al. 2007).

Det finns en mängd modeller som kan användas för riskkartering av fosfor förlust och en av dem är en erosionsmodell kallad *Unit stream power erosion deposition* (USPED). USPED kräver viss vana av att arbeta med modeller och indata som inte alltid finns direkt tillgänglig samt kunskap om hur modellens olika faktorer beräknas (Djodjic 2013). Samhällsnyttan av ett mer användarvänligt verktyg för riskkartering skulle vara stor då det skulle vara till hjälp i arbetet med att minska övergödning och uppfylla de nationella miljö kvalitetsmålen. Konsultföretaget Ekologgruppen har därför tagit fram ett enklare verktyg för riskkartering av fosfor förlust via yterrosion. Meningen är att verktyget ska baseras på tillgänglig indata och kunna användas på kommunal nivå, till exempel vid rådgivning till lantbrukare (Alström och Wedding 2013).

2. Syfte

Ett enkelt och tillförlitligt verktyg för att råda lantbrukare var de bör placera åtgärder mot fosforförlust är önskvärt. Syftet med denna studie är att jämföra en riskkartering av fosforförlust framtagen med hjälp av Ekologgruppens enkla verktyg med en riskkartering framtagen av den mer utvecklade erosionsmodellen USPED. Jämförelsen ska göras genom en utvärdering av hur stor andel av riskområdena som överlappar direkt och inom åtta meter. Baserat på jämförelsen ska användbarheten i Ekologgruppens enkla verktyg utvärderas. Hur riskkarteringarna påverkas av om sänkor i den DEM de båda modellerna grundar sig på fylls eller ej undersöks också. Hypotesen är att USPED-modellen kommer att ge ett mer detaljerat resultat än Ekologgruppens verktyg. Det kan dock visa sig att Ekologgruppens verktyg trots allt är tillräckligt bra för att ge information om var skyddsåtgärder mot fosforförlust bör placeras.

3. Avgränsning

Modelleringen kommer att fokuseras på att ta fram riskområden för yterosion. Modellering av dräneringsförluster kommer inte att ingå i arbetet då det är svårare att utföra och kräver mer detaljerad och svårtillgänglig indata.

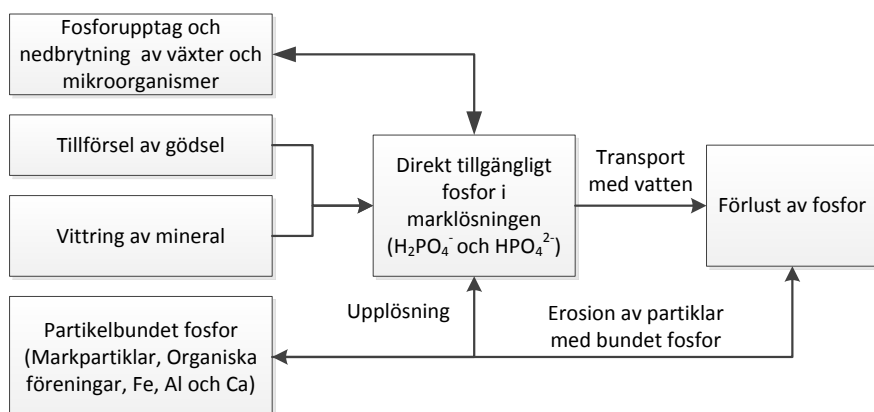
Faktorerna i USPED-modellen är framtagna med hänsyn till de förhållanden som råder i studieområdet, Torpsbäckens avrinningsområde. För användning i ett annat område krävs anpassning av faktorerna till de förhållanden som råder i det avsedda området.

4. Bakgrund

4.1 Fosfors former och förekomst i mark och avrinnande vatten

Fosfor är ett viktigt näringsämne för växter i terrestriska, limniska och marina ekosystem och behövs vid centrala processer som till exempel fotosyntes, respiration och proteinbildning (Whalen och Sampedro 2010). Dock leder för höga fosforhalter i vattenmiljöer till övergödning och problem som algbloomning, syrefria botten och rubbningar av ekosystem (Helsinki Commission 2009).

I jorden förekommer fosfor som är tillgängligt för levande organismer i form av jonerna divätefosfat (H_2PO_4^-) och vätefosfat (HPO_4^{2-}) (Whalen och Sampedro 2010). Koncentrationen av dessa joner i marklösningen är ofta låg då växter och mikroorganismer snabbt tar upp dem. Om jonerna inte tas upp av levande organismer binds de istället i hög grad till organiska föreningar eller markpartiklar och blir otillgängliga för upptag. I sura eller basiska förhållanden där hydroxider och oxider av aluminium (Al), järn (Fe) och kalcium (Ca) förekommer binds fosfor lätt till dessa och blir otillgängliga vilket innebär att koncentrationen av tillgänglig fosfor är störst i neutrala jordar. Tillskott av H_2PO_4^- och HPO_4^{2-} till marklösningen sker genom vittring av mineral, främst apatit, nedbrytning och utsöndring av mikroorganismer och växter, upplösning av sekundära mineral och vid tillskott av gödsel (Whalen och Sampedro 2010). Figur 1 visar en



Figur 1. Schematisk bild över fosfors förekomst i mark och vatten samt förlust med avrinnande vatten och sediment. Modifierad från Whalen och Sampedro (2010).

I svensk matjord finns en stor total mängd fosfor på mellan 900 och 3600 kg P ha⁻¹ (Bergström et al. 2007). Stora kvantiteter mineralgödsel användes från 1950 till 1970-talet för att öka skördarna samtidigt som även stallgödsel tillfördes utan hänsyn till hur stor den sammanlagda fosformängden blev. Under denna tid byggdes därför markförrådet av fosfor på. I mitten av 1970-talet minskade användningen av mineralgödsel och senare även den av stallgödsel i samband med att djurhållningen minskade. Idag läggs på svensk jordbruksmark i genomsnitt 13 kg P ha⁻¹ år⁻¹ vilket är ungefär samma mängd som användes för hundra år sedan. Trots minskningen av gödselanvändningen resulterar dagens mängd i ett marköverskott på genomsnittligen 2 kg P ha⁻¹ år⁻¹. Som nämnts ovan är en stor del av denna fosfor bunden och mängden tillgängligt fosfor i marklösningen utgörs endast av några få kg ha⁻¹ (Bergström et al. 2007). Därmed borde risken för fosforförlust inte vara så stor. Men då bunden fosfor kan transporteras bort genom erosion är det fortfarande viktigt att minska uttransporten av både vatten och sediment.

Uttrycket att 90 % av den fosfor som försvinner gör det från 10 % av marken på 1 % av tiden, förekommer ofta i litteraturen (Ulén 2005; Bergström et al. 2007; Eriksson et al. 2011). Ett

exempel på detta är en studie som visade att ungefär hälften av fosforförlusten från ett litet avrinningsområde med jordbruksmark i Östergötland under ett år, inträffade under en väldigt kort period på fem dagar (Lindén et al. 1993). Uttrycket visar på att fosforförlusten varierar stort i tid och rum och att det därför kan vara svårt att få en generell bild av hur och varför den sker (Ulén 2005).

Den totala belastningen av fosfor på vattendrag och hav från Sverige låg år 2009 på 4730 ton och av dessa kommer 930 ton eller närmare 20 % från antropogen fosforbelastning från jordbruksmark (Ejhed et al. 2011). Mängden fosfor som läcker ut i vattendrag från jordbruksmark är i genomsnitt $0,4 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ men variationen är stor, mellan 0,1 och $0,8 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Av denna mängd är andelen fosfor som växter direkt kan tillgodogöra sig i genomsnitt 45 % men även här är variationen stor, mellan 20 till 85 % (Bergström et al. 2007). Resterande andel utöver den direkt tillgängliga fosfor som läcker ut försvinner som partikelbundet fosfor vilket senare kan lösas ut och bli växttillgänglig (Ulén 2005).

Från marken kan fosfor transporteras bort genom olika processer som erosion, ytavrinning och dränering (Eriksson et al. 2011). Erosion påverkar förlusten då fosfor lätt binder till markpartiklar. Via ytavrinningen är det både löst och partikelbundet fosfor som transporteras bort från ytan. Detsamma gäller för dräneringen men då transporteras löst och partikelbundet fosfor ned genom markprofilen och vidare med grundvattnet (Eriksson et al. 2011). Nedan förklaras dessa processer och påverkande faktorer närmare.

4.2 Vattens transport och påverkan i landskapet

Ytavrinning

Markens förmåga att ta upp vatten benämns dess infiltrationskapacitet (Grip och Rodhe 1985). Om nederbörden ger en större mängd vatten än vad marken med en viss infiltrationskapacitet kan ta emot bildas ytavrinning. På omättad mark kan ytavrinning ske om infiltrationskapaciteten är så låg att det översta lagret i markvattenzonen snabbt mättas, så kallad Hortonsk ytavrinning. Om däremot hela markprofilen är mättad så att grundvattenytan sammanfaller med markytan bildas mättad ytavrinning (Grip och Rodhe 1985).

Ytliga erosionsformer

När en regndroppe slår ned i marken kan den lösgöra och flytta på jordpartiklar (Alström och Bergman Åkerman 1991). Jordpartiklar kan sedan även transporteras med ytavrinning. Hur långt de kan transporteras innan de sedimenterar beror på ytavrinningens hastighet samt partiklarnas storlek. Ytavspolning, rännilar och efemära raviner är tre olika erosionsformer vilka kan uppstå från ytavrinning. Ytavspolningen innebär att ett tunt lager vatten rinner jämt över markytan vilket tar med sig sediment utan att lämna några tydliga spår. Där vattnet sedan koncentreras gräver det sig ned och bildar rännilar. De jordpartiklar vilka transporterats via ytavspolningen rinner vidare i rännilarna samtidigt som partiklar från rännilarnas sidor eroderas bort. I sänkor i landskapet kan flödena koncentreras ytterligare och skapa efemära raviner. Rännilerosion har föreslagits vara den främsta orsaken till erosion av sediment i södra Sverige baserat på fältstudier i Skåne (Alström och Bergman Åkerman 1991).

Dränering

Stor vikt har tidigare lagts vid att studera fosforförluster via ytavrinning men nu har även förluster via nedåtriktad transport genom marken, hädanefter benämnt dränering, börjat uppmärksammas (Bergström et al. 2007). Risken för dräneringsförluster ökar om marken har ett högt fosforinnehåll, om jordarten har en låg förmåga att binda fosfor och där det är nära till vattendrag och dränering (Sims et al. 1998). I figur 2 visas hur ett utlopp för dränerat vatten i studieområdet ligger i direkt anslutning till jordbruksmark.

I en ostrukturerad jord sker vanligtvis dräneringen via kolvflöde vilket innebär att det inte finns några större kanaler för vattnet att koncentreras till och alla vattenmolekyler rör sig därför nedåt med samma medelhastighet (Grip och Rodhe 1985). Då jorden har en välutvecklad och stabil struktur kan dräneringen öka och på så sätt även minska ytavrinningen (Shipitalo et al. 2000). När strukturen ger upphov till stora porer, eller makroporer, utgör en mindre mängd av jordpartiklarna ett hinder för vattenflödet vilket ger upphov till ett koncentrerat flöde genom makroporerna och både transportsträckan och hastigheten genom marken ökar. För ämnen som är lösta i vattnet, som till exempel fosfor, ger detta mindre tid för kontakt med jordpartiklarna och därmed mindre chans att binda till dem. Detta leder därför till en större risk att jordpartiklarna når grundvattnet (Shipitalo et al. 2000).



Figur 2. Ett utlopp för dräneringsvatten från jordbruksmark i Torpsbäckens avrinningsområde. Foto: Jenny Ahlstrand

Inre erosion

Den inre erosionen kan spela en stor roll för fosforförlusten (Bergström et al. 2007). När vatten tar sig nedåt i markprofilen via dränering kan markpartiklar och till dem bundet fosfor föras bort från ytan eller lösgöras från markporernas sidor och transporteras ned med vattenflödet. Denna process kallas för inre erosion (Ulén 2005). Vid höga flöden som till exempel vid de som kan uppstå i makroporer kan en stor mängd sediment och fosfor transporteras bort (Bergström et al. 2007).

Dominerande erosionsprocesser

Det har visat sig vara svårt att särskilja på hur stor del av fosforförlusten som de olika erosionsprocesserna ger upphov till (Ulén 2005). I södra Sverige har det visats att $0,6 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ förloras genom dränering medan förlusten i norr var mindre på drygt $0,14 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Samma studie visade även att fosforförlusten via ytavrinning var större i norra Sverige än i södra, $0,37$ till $0,024 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (Ulén 2005). Studieområdena för dessa försök rör sig dock om ett fåtal fält varför resultatet inte nödvändigtvis ger en generell bild (Barbro Ulén, Sveriges lantbruksuniversitet, pers. komm. 23 april 2014).

4.3 Faktorer som påverkar transport av fosfor och vatten

Topografi

Genom kunskap om var vatten transporteras i landskapet kan riskområden för ytavrinning och erosion lokaliseras (Alström och Wedding 2013). Topografin bestämmer hur det vatten som kommer med nederbörden fördelar sig i ett landskap (Grip och Rodhe 1985). Höjder utgör vattendelare inom landskapet och delar av det i olika avrinningsområden. För en punkt i ett vattendrag definieras dess avrinningsområde som den del av landskapet som uppströms tillför vatten till den punkten. Inom ett stort avrinningsområde kan det även förekomma flera delavrinningsområden (Grip och Rodhe 1985).

Vatten som rinner utför en sluttning uppnår en viss hastighet och därmed en viss kraft att lösgöra och föra med sig jordpartiklar (Morgan 2005). Hur stor kraften kan bli beror på hur lång sluttningen är och vilken lutningsgrad den har. Är sluttningen lång kan en större volym vattens samlas vilken därmed utövar en större kraft på marken och är lutningen stor kan vattnet uppnå en högre hastighet vilket också ökar vattnets utövande kraft. Därmed ökar erosionen med ökad sluttningens längd och lutningsgrad (Morgan 2005).

Formen på en sluttning, det vill säga om den är konvex, konkav eller plan, påverkar vattenföringen (Grip och Rodhe 1985). I inströmningsområden rinner vatten nedåt i marken och bildar grundvatten och i utströmningsområden rinner vatten ut igen i markytan eller i vattendrag. Hur mycket grundvatten som bildas beror på tillförseln av vatten från markytan och markens vattenföring. När tillförseln av vatten är större än vattenföringen stiger grundvattenytan upp till markytan. För en sluttning som är konvex i längdriktningen ökar lutningen i nedre delen vilket ökar vattenföringen och grundvattnet kommer inte upp i ytan, därmed sker ingen utströmning i en sådan sluttning. I en plan sluttning uppstår ett utströmningsområde när grundvattentillförseln överskrider vattenföringen. I en konkav sluttning avtar lutningen i nedre delen av sluttningen och vattenföringen minskar vilket resulterar i ett större utströmningsområde jämfört med en plan sluttning. Sluttningen kan även ha en konkav, plan eller konvex form i planriktningen vilket påverkar vattenföringen på samma sätt som i längdriktningen. Således sker den största utströmningen i en sluttning vilken är konkav i både längdriktning och planriktning, det vill säga som bildar en sänka, medan en sluttning som är konvex i båda riktningar bildar en höjdrygg och därmed ingen utströmning (Grip och Rodhe 1985). Vad gäller erosion sker dock den största förlusten av sediment i en sluttning som är konkav i planriktningen och konvex i längdriktningen (Alström och Bergman Åkerman 1991).

Jordarter

Risken för förlust av fosfor varierar beroende på vilka jordarter som dominerar och vilka egenskaper dessa har. Till exempel ökar en jords fosforupptagningsförmåga med högt eller lågt pH, ökat innehåll av aluminium och järn eller ökad lerhalt (Ulén 2005). Erosion av denna typ av jordar ger därmed en större förlust av partikelbundet fosfor än jordar med lägre kapacitet att binda till sig fosfor.

De jordarter som vanligen löper störst risk att erodera är de som består av mindre partiklar som mo, mjåla och silt vilka har en kornstorlek på mellan 0,002-0,06 mm (Alström och Wedding 2013). De ännu mindre lerpartiklarna, < 0,002 mm, löper inte lika stor risk då de binds samman av kohesionskrafter som minskar risken för erosion. Uttryckt på ett annat sätt så behövs det en större kraft för att lösgöra en lerpartikel än en siltpartikel. Däremot tar det längre tid för en lerpartikel än en siltpartikel att sedimentera när den väl har transporterats bort med avrinnande vatten. Sedimentationshastigheten i stående vatten för lerpartiklar är 1 meter/8 dygn jämfört med silt som sedimenterar med 1 meter/2 timmar. Detta leder till att lerpartiklarna kan förflyttas över längre avstånd än siltpartiklarna (Alström och Wedding 2013). Sammantaget har därmed lerpartiklar hög kapacitet att både binda till sig fosfor samt transportera den över långa sträckor.

Vilken typ av avrinning som dominerar i området påverkar också vilka jordarter som löper störst risk att erodera (Alström och Bergman Åkerman 1991). De mest erosionsbenägna jordarterna vid Hortonsk ytavrinning är finsand och silt till skillnad från vid mättad ytavrinning då lerpartiklar är mest utsatta för erosion, speciellt om marken är eller har varit frusen. För Skånes del där mättad ytavrinning dominerar betyder det att jordar med högre lerhalt är mer utsatta för erosionsrisk (Alström och Bergman Åkerman 1991).

När vattnet i marken fryser expanderar det och kan då förstöra jordens struktur (Alström och Bergman Åkerman 1991). Denna process leder till att aggregat delas i mindre delar och porositeten minskar vilket ger lägre infiltrationskapacitet och därmed kan mer ytavrinning uppstå. Då kohesionskrafterna avtar med minskad stabilitet av aggregaten ökar detta även risken för erosion av lerjordar (Alström och Bergman Åkerman 1991).

Klimat och väder

Under växtsäsongen är förlusten av fosfor låg då jordbruksmarken vanligtvis har ett skyddande växttäckte som tar upp näring och hindrar erosion (Puustinen et al. 2007). Den största mängden fosfor försvinner från marken efter skörd fram tills växtsäsongen startar, det vill säga från höst till vår. De väderförhållanden som råder under denna period påverkar därför hur stora förlusterna blir (Puustinen et al. 2007).

Vid olika typer av väder uppstår olika typer av ytavrinning (Alström och Bergman Åkerman 1991). Regn med hög intensitet överskrider ofta markens infiltrationskapacitet och Hortonsk ytavrinning bildas. Denna typ av intensiva regn är dock inte så vanliga i Sverige men kan förekomma till exempel vid åskskurar under sommaren. Vanligare är att mättad ytavrinning uppstår. En mättad yta kan bildas när marken är mättad på vatten efter långa perioder med regn eller vid snösmältning men också när infiltrationskapaciteten har minskats på grund av att marken är frusen (Alström och Bergman Åkerman 1991).

En mild och regnig vintersäsong visade sig ge större förluster av partikelbundet fosfor än en torr och snöig vinter vid försök på lerjordar i södra Finland. Däremot var förlusten av tillgängligt fosfor lika stor vid de olika säsongerna (Puustinen et al. 2007). Under vintern kan förlust av fosfor också ske genom att kvarvarande växter eller skörderester fryser sönder så att den fosfor som var bunden i cellerna löses ut (Ulén 2005).

Klimatet påverkar även markens struktur (Beven och Germann 1982). Med omväxlande tö och frysperioder kan nya makroporer skapas. Detsamma gäller för när lerjordar krymper eller sväller med ändrat vatteninnehåll då så kallade torrsprickor uppstår (figur 3) (Beven och Germann 1982). Ökade makroporer kan leda till ökade dräneringsförluster och inre erosion vilket beskrivits ovan (Bergström et al. 2007).



Figur 3. Torrsprickor på jordbruksmark i Torpsbäcken avrinningsområde. Foto: Jenny Ahlstrand

Vegetation och erosionsminskande åtgärder

När växtlighet täcker marken skapas ett skydd från nederbördens kraft att lossa och transportera jordpartiklar (Morgan 2005). Ju tätare vegetationen är desto bättre blir skyddet, men även en täckningsgrad på 30-40 % kan räcka för att ge ett visst skydd. Växtligheten på marken minskar ytavrinningens kraft genom att den ökar ytans friktion. Erosion motverkas också av växtligheten genom att den sprider och delar regndropparna vilket minskar deras eroderande kraft. Dock kan regndroppar som faller från högre växtlighet, över 7 meter, hinna uppnå sin utgångshastighet igen. Om flera droppar dessutom koaleserat kan de utöva en större kraft än en ensam regndroppe hade gjort om den föll direkt på marken. Växternas rötter motverkar också erosion genom att binda samman jorden och mekanisk hindra den från att flyttas (Morgan 2005). Rötterna förbättrar även jordens struktur och ökar dräneringen vilket minskar ytavrinningen (Alström och Bergman Åkerman 1991).

Det finns många åtgärder för att minska den kraft som nederbörd och ytavrinning utövar på jorden och på så sätt minska erosionen (Wischmeier och Smith 1978). För att minska längden och lutningsgraden hos en sluttning kan till exempel terrasser byggas. Olika typer av grödor kan vara olika bra på att förhindra erosion. Genom att varva mer grödor som är bättre på att hindra erosion med de som är sämre på samma fält, kallat strip cropping, ges jorden extra stöd samtidigt som grödor som leder till högre erosionsrisk ändå kan odlas. På vilket sätt en åker plöjs påverkar också erosionsrisken. Vid konturplöjning plöjs åkern tvärs mot sluttningen istället för upp och ned för den, vilket skapar fåror eller miniterrasser som minskar vattnets framfart (Wischmeier och Smith 1978).

4.4 Modeller för riskartering av fosforförlust

En modell är en förenkling av verkligheten där olika variabler sätts samman för att beskriva komplicerade processer eller system (Morgan 2005). Variablerna kan grunda sig på information insamlad på olika sätt. En empirisk modell utgår ifrån statistisk säkra korrelationer mellan olika variabler uppbyggda utifrån insamlad data. En empirisk modell går att utföra genom att endast hitta en statistisk korrelation mellan de olika variablerna utan att egentligen veta hur dessa påverkar varandra. Men mer förståelse för hur ett system fungerar kan fås från modellen om detaljerna kring hur variablerna påverkar varandra också är kända. En fysikalisk modell utgår istället från hur variabler i en process eller ett system påverkar varandra utifrån matematiska ekvationer med utgångspunkt i fysikens lagar om massa och energi (Morgan 2005).

Vilken typ av modell som bör användas måste grunda sig i vad resultatet ska användas till (Morgan 2005). Dessutom måste tids- och rumsskala för modellens resultat definieras, det vill säga om resultatet gäller för ett år eller vid ett stormtillfälle och för ett avrinningsområde eller ett fält. En empirisk modell är bra när ett samband i ett begränsat område under en begränsad tidsperiod ska beskrivas. En fysikalisk modell är bra för att beskriva processer eller system och för att förutspå hur dessa kommer se ut i framtiden (Morgan 2005). Nedan beskrivs de två modellerna som användes i denna studie.

Ekologgruppens enkla verktyg för riskkartering av fosforförlust

Ekologgruppens verktyg identifierar områden i ett avrinningsområde med risk för fosforförlust (Alström och Wedding 2013). Områdena kan identifieras utifrån en flödesackumulering som beräknar var vatten rinner i landskapet baserat på dess topografi. Verktöget är en empirisk modell som kan beskriva var vattnet rinner men inte till exempel hur stor volym det har eller när vattenflödet ökar eller minskar. Syftet med Ekologgruppens verktyg är att det ska vara enkelt att använda och baseras på befintlig och tillgänglig digital indata för att kunna ge råd till lantbrukare om var åtgärder för att förhindra fosforförlust bäst bör placeras. Indata till verktöget är den nationella digitala höjdmodellen ("digital elevation model" - DEM) med en upplösning på 2*2 meter som tagits fram av Lantmäteriet och programmet som Ekologgruppen använder sig av är ett open source program kallat SAGAGIS (Alström och Wedding 2013).

Som nämnts ovan är det topografien som styr var vatten transporteras i ett landskap (Alström och Wedding 2013). Vattnet rinner nedåt från en högre höjd till en lägre och samlas i vattendrag och sjöar. En DEM är en förenklad beskrivning av ett områdes topografi och är uppbyggd av ett rutnät med ett antal celler, även kallat ett raster. Den nationella DEM: en som tagits fram av Lantmäteriet har en cellstorlek på 2*2 meter, vilket betyder att en cell i verkligheten representerar en yta på 4 m². Varje cell har sedan ett värde som motsvarar medelvärdet på höjden över havet inom de fyra kvadratmeterna. Ett hydrologiskt verktyg, kallat flödesackumulering, i ett GIS-program kan simulera att vatten hålls över DEM: en. Vattnet tar sig från cellerna med högre höjdvärden till de med lägre. Resultatet är ett nytt raster där värdena nu representerar hur många celler som uppströms tagit sig ned till respektive cell. För varje cell vattnet tar sig nedåt adderas ett till cellens värde. De celler med högst värden har tagit emot vatten från flest celler uppströms och representerar därför de områden i verkligheten dit vatten ackumuleras. Dessa områden utgör störst risk för ytavrinning och yterosion och därmed borttransport av löst och sedimentbundet fosfor. Ekologgruppen har, efter jämförelser med kartering av verkliga yterosionsområden, definierat att riskområdena utgörs av de fem procent av cellerna med högst flödesackumuleringsvärden (Alström och Wedding 2013).

Från en punkt i ett landskap kan vatten rinna nedåt i flera olika riktningar beroende på landskapets topografi (Alström och Wedding 2013). I olika GIS-program används mer eller mindre komplicerade ekvationer för att beräkna åt vilket håll vattnet rinner i en flödesackumulering. En enkel ekvation kan endast beräkna transporten av vatten från en cell till en annan vilket kallas single flow. En mer komplicerad ekvation kan däremot beräkna hur vatten från en cell transporteras vidare till flera andra celler vilket kallas multiple flow och som därmed ger en mer verklighetsnära beskrivning av hur vattnet transporteras i landskapet. Ekologgruppen har därför valt att använda en ekvation som beräknar multiple flow i sin flödesackumulering (Alström och Wedding 2013).

Om det i ett landskap finns en sänka där alla sidor sluttar nedåt samlas vatten i denna utan att rinna ut och på så sätt stannas flödet tillfälligt upp (Alström och Wedding 2013). Vattnet kan sedan antingen ta sig vidare genom att det dräneras ned till grundvattnet eller genom att det fyller upp sänkan och rinner över kanten. I en DEM motsvaras en sänka av en cell där alla omgivande celler har ett högre värde, det vill säga de ligger på en högre höjd över havet. I beräkningarna av flödesackumuleringarna kan inget val göras mellan om vattnet i verkligheten dräneras eller om det rinner över kanten. Istället kommer allt vatten från cellerna ovanför per automatik att flöda till cellen som motsvarar sänkan och stanna där. Detta leder till att flödet inte kan ta sig vidare nedströms. Sänkor i en DEM kan motsvara naturliga sänkor i verkligheten men de kan också vara resultatet av mätfel eller felaktig interpolation vid skapandet av DEM: en. Problemet med sänkor i en DEM går att lösa genom att digitalt fylla upp sänkorna till närmast omgivande cells höjdvärde, då kommer vattnet att ta sig till denna cell och sedan vidare nedströms. Detta ger ett resultat med sammanhängande flödesvägar och den största ackumuleringen närmast utflödespunkten i ett avrinningsområde. Dock kan det vara en fördel att veta om en stor del av ackumuleringen sker längre upp i avrinningsområdet. På så sätt kan åtgärder placeras redan vid starten där fosforförlusten sker istället för att placera en större åtgärd nedströms vid utflödet som då måste vara dimensionerad för ett större flöde av vatten, sediment och fosfor. Ekologgruppen har därför valt att inte fylla sänkorna i DEM: en i sitt verktyg (Alström och Wedding 2013).

När flödesackumuleringsberäkningen utförts enligt ovan är resultatet en karta där riskområdena för fosforförlust identifierats (Alström och Wedding 2013). Placeringen av åtgärder mot fosforförlust kan till slut rekommenderas med hjälp av kartan tillsammans med fältbesök och hänsynstagande till annan information om jordartsfördelning, hydrologi, landskapselement och information från brukaren om växtföljd, markbehandling, dränering och sedimentationsområden (Alström och Wedding 2013).

Ekologgruppen diskuterade att jordartsfördelningen i området hade potential att ingå direkt i verktyget men att det för tiden då det utformades inte fanns tillräckligt detaljerade data att tillgå. Det nämndes också att Jordbruksverket arbetade med det ta fram dessa data (Alström och Wedding 2013). Det arbetet är nu färdigt och har resulterat i data över jordarter i södra och mellersta Sveriges matjord (Faruk Djodjic, pers. komm., 14 april 2014).

Unit stream power erosion deposition - USPED

Unit stream power erosion deposition (USPED) är en erosionsmodell som till stor del bygger på modellen *Universal soil loss equation* (USLE) (Warren et al. 2005). USLE är den mest kända och använda erosionsmodellen som bygger på empiriska förhållanden (Warren et al. 2005). Modellen gör det möjligt för brukaren att beräkna den erosion som potentiellt kan ske vid olika förhållanden vilka beskrivs av fem olika faktorer (Wischmeier och Smith 1978). Dessa faktorer är nederbördsintensiteten (R), jordens erodibilitet (K), vegetationens täckningsgrad, brukningsmetod och växtföljd (C), åtgärder som vidtagits för att motverka erosion (P) och lutning och sluttningslängd (LS). Modellen beskriver endast den jordförlust från ytavrinning och ränilserosion som sker under långt tid från små områden, som till exempel ett jordbruksfält, men tar inte hänsyn till det material som deponeras inom området (Wischmeier och Smith 1978). Resultatet av detta är att erosionen beräknad med USLE ofta överskattas (Warren et al. 2005).

USPED är uppbyggd av samma fem faktorer men till skillnad från USLE beräknas i denna modell även det material som deponeras inom avrinningsområdet (Warren et al. 2005). Det är därför möjligt att räkna bort det material som stannar inom området från den mängd som förloras genom erosion. På så sätt kan den överskattning som USLE ofta ger minskas. En annan fördel med USPED är att LS-faktorn, som beskriver en sluttningens längd och lutning, har utvecklats från att vara endimensionell som i USLE till att innefatta topografins variation i tre dimensioner genom att basera den på fysikaliska samband istället för empiriska. Detta möjliggör att även sluttningars konvexitet och konkavitet kan tas med i beräkningen (Warren et al. 2005). USPED är alltså till största del en empirisk modell med fysikaliska inslag. Nedan beskrivs de fem olika faktorerna som ingår i USPED var för sig och i metoddelen kommer ekvationerna för att beräkna de olika faktorerna presenteras.

- **R-faktorn**

R-faktorn beskriver nederbördens erosiva kraft (Morgan 2005). I USLE beräknades R-faktorn från början som ett årsmedelvärde av energin hos nederbörden och den maximala intensiteten i ett 30 minuters regn. Då det inte alltid går att få tag på data för att beräkna R-faktorn på detta sätt har flera alternativ utvecklats. Ett sätt är att använda sig av ett index kallat *Fournier index* som togs fram 1960 där medelnederbörden för en månad och ett år används för att beräkna en R-faktor. Indexet utvecklades senare till *Modified Fournier index* (MFI) där skillnaden är att alla månaders medelnederbörd vägs samman och delas på årsnederbörden istället för att endast en månads nederbördsvärden används för hela året (Morgan 2005).

- **K-faktorn**

Jordens erodibilitet, eller dess förmåga att lösas och erodera med energin från nederbörden och ytavrinningen, beskrivs i denna faktor (Renard et al. 1997). Faktorn mäts på en yta med bestämda förhållanden och ger ett mått på hastigheten hos erosionen vid ett visst nederbördsindex. Det finns även ett antal nomogram för att utifrån vissa parametrar beräkna K-faktorn för olika jordar, utan att utföra egna mätningar. De parametrar som tas hänsyn till i nomogrammen är andelen silt, sand och organisk material i jorden samt dess struktur och permeabilitet (Renard et al. 1997).

- **C-faktorn**

Den vegetation som täcker en yta och hur denna yta brukas påverkar hur mycket jord som eroderar från området (Wischmeier och Smith 1978). Genom att jämföra erosionen från områden med olika täckningsgrad av vegetation, växtföljd och brukningsmetoder med ett område i träda som kontinuerligt plöjs rent från växtlighet kan en C-faktor beräknas (Wischmeier och Smith 1978).

- **P-faktorn**

I P-faktorn jämförs åtgärder som minskar erosionen som terrasser, strip cropping och konturplöjning, vilka beskrivs under 3.3, mot ett normaltillstånd där marken endast plöjs upp och ned för sluttningen och därför inte hindrar vattenflödets framfart (Wischmeier och Smith 1978).

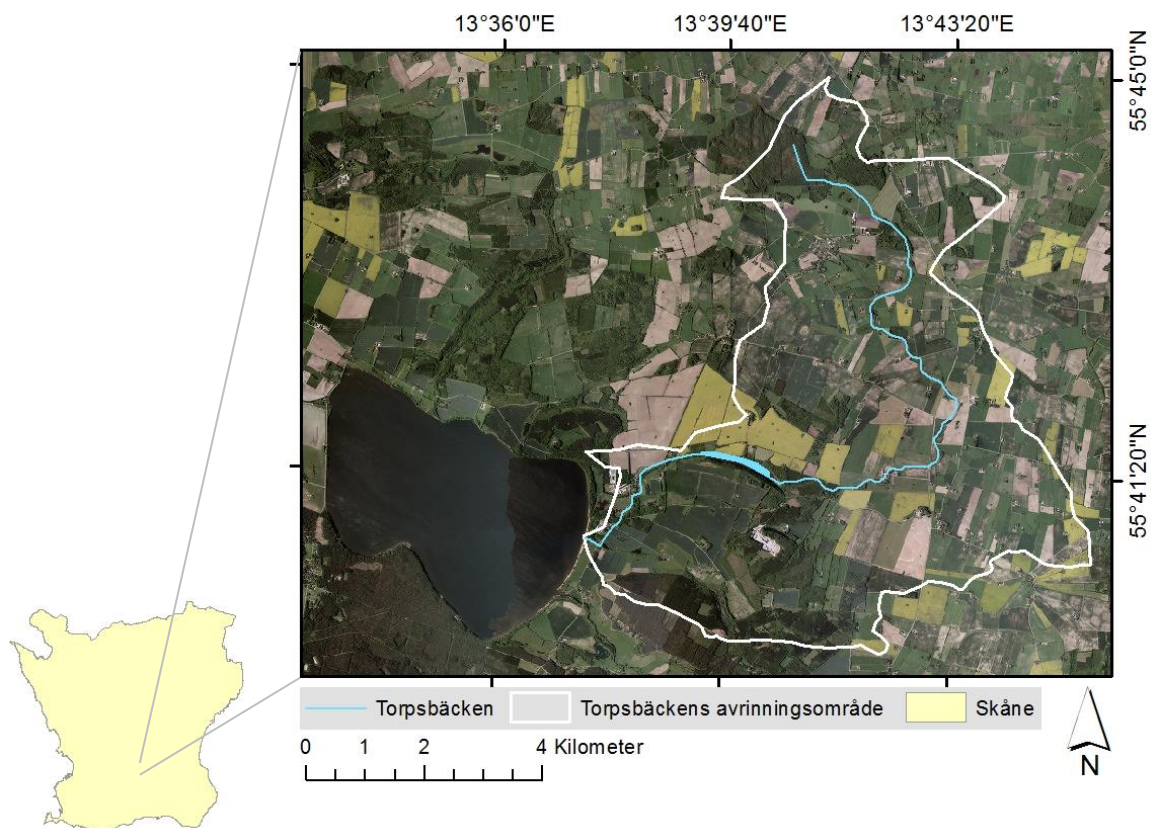
- **LS-faktorn**

För USLE beräknas LS-faktorn genom att jämföra en sluttningens längd och lutning mot en sluttning vars längd är 22,13 meter och lutningsgrad 9 % men som i övrigt har lika förhållanden (Wischmeier och Smith 1978). Ekvationen för faktorn har beräknats utifrån empiriska data och gäller därför endast på sluttningar med lutningsgrad mellan 3 och 18 % samt med en längd mellan 9 och 90 meter (Wischmeier och Smith 1978). I USPED har LS-faktorn utvecklats till att grunda sig på fysikaliska samband beskrivna i teorin kallad *Unit stream power theory*, där Mitasova et al. (1996) har tagit fram de ekvationer som används i denna studie. En mer detaljerad beskrivning av hur de fem olika faktorerna i USPED beräknades följer i kapitel 5.2.

4.5 Studieområdet: Torpsbäckens avrinningsområde

Områdets naturliga förutsättningar

Studieområdet för denna studie var Torpsbäckens avrinningsområde som är 42,2 km² stort och utgör en del av det större avrinningsområdet för Kävlingeån. Torpsbäcken är ett 15,3 km långt vattendrag öster om Vombsjön i Skåne. Vattendraget börjar i Sjömossen i norr och mynnar i Vombsjön i söder (figur 4) ([VISS] VattenInformationsSystem Sverige u. å.).



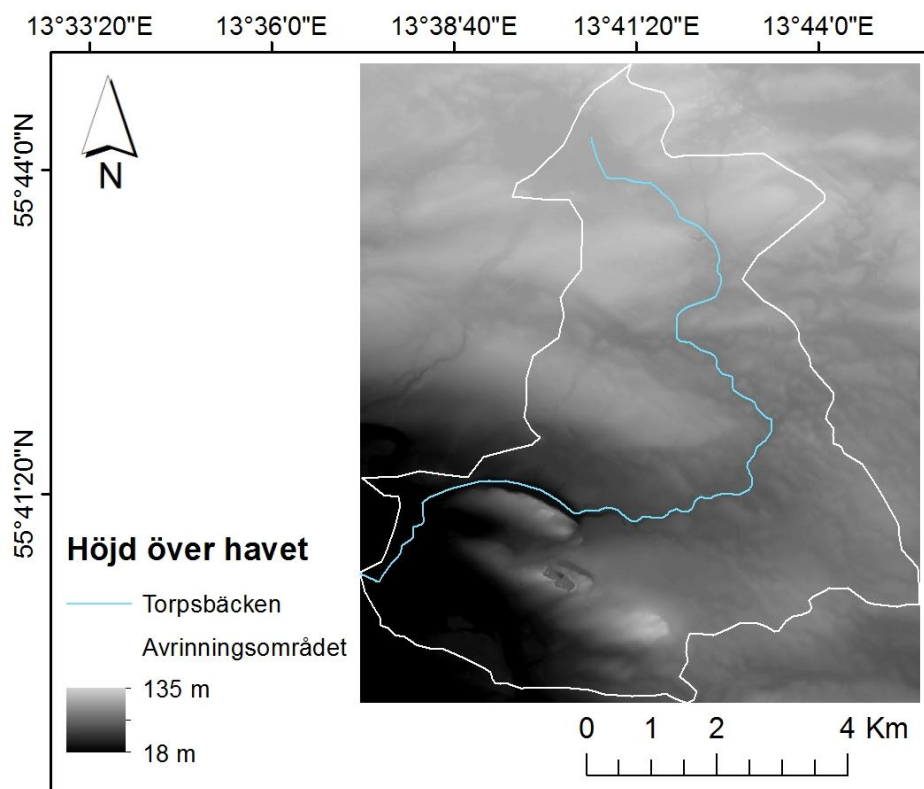
Figur 4. Karta över Torpsbäcken och dess avrinningsområde med placering i Skåne. Bakgrunden utgörs av en flygbild över området som visar den dominerande jordbruksmarken och Vombsjön vid vattendragets utlopp i sydväst (© Kommunerna i Skåne).

Skånes urberg utgörs av den sydvästra delen av Baltiska skölden och består till största delen av 1700 miljoner år gamla gnejser (Wastenson et al. 1999). I nordväst-sydöstlig riktning, från Skälderviken till Österlen sträcker sig den skånska diagonalen (Lindström et al. 2011). Norr om denna ligger urberget ytligt, till skillnad från söder om diagonalen där tjocka lager sediment till stor del täcker det. Genom Skåne från nordväst till sydöst sträcker sig också Tornquistzonen. Den plattetektonik som har förekommit i zonen har gett upphov till horstar (höjder) och förkastningar (sänkor) i riktning med zonen (Lindström et al. 2011).

Under den mezosoiska eran (251-65 miljoner år sedan) sjönk en del av urberget ned i södra Skåne, mellan horsten Romeleåsen och Fyledalens förkastningszon, och Vombsänkan bildades (Wastenson et al. 1999). Sänkan täcktes sedan till största delen av mäktiga lager sediment. Torpsbäckens avrinningsområde ligger på gränsen mellan Vombsänkan och Fyledalens förkastningszon i norr (Lindström et al. 2011).

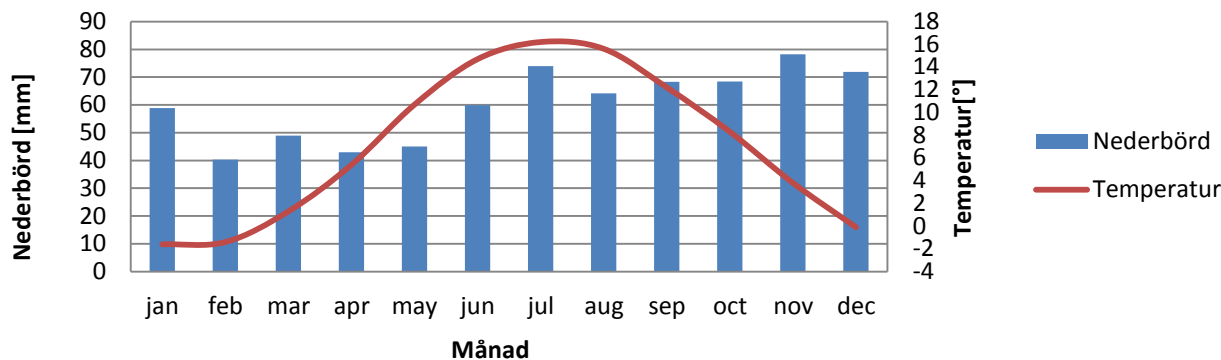
Jordarterna i området närmast Vombsjön, det vill säga i Vombsänkan, utgörs av postglacial sand och isälvsavlagringar (Wastenson et al. 1999). Norr om Vombsänkan övergår jordarterna till lerig morän, morängrovlera och moränfinlera. Moränlerorna har inte bildats genom direkt avlagring från inlandsisen vilket normalt är fallet med morän, utan de har avlagrats i vatten från smältande is vilket gett upphov till en jordart som är osorterad och rik på lera. Längst i norr där Torpsbäcken mynnar från Sjömossen finns även en del organiska jordarter (Wastenson et al. 1999).

I norra delen av avrinningsområdet ligger höjden över havet på 135 m och sjunker sedan stadigt till 18 m i sydväst vid Torpsbäckens utlopp i Vombsjön. I övrigt sluttar topografin nedåt mot Torpsbäcken och i södra delen finns några höjder (figur 5) (© Lantmäteriet [i2012/927]).



Figur 5. Torpsbäcken och dess avrinningsområde med en digital höjdmödel i bakgrunden vilken visar höjd över havet i meter (© Lantmäteriet [i2012/927]).

Årsmedeltemperaturen i området (uppmätt på Björka station, nr 5365) ligger på 7,1 °C och medelvärdet för den totala årsnederbörden är 721 mm (SMHI 2009). I figur 6 visas även den månatliga variationen av temperatur och nederbörd som sträcker sig från -1,6 till 16,2 °C och 40 till 78 mm. Samtliga värden gäller för normalperioden 1961-1990 (SMHI 2009).



Figur 6. Medeltemperatur och -nederbörd för normalperioden 1961-1990 i Torpsbäckens avrinningsområde (efter data från SMHI 2009)

Antropogen påverkan

Torpsbäcken är på många sätt påverkad av mänsklig aktivitet (cit. VISS u. å.). Markanvändningen i avrinningsområdet utgörs till 74 % av jordbruksmark, 24 % skog och 2 % urbant område. Vattendragets närområde, det vill säga marken inom 30 meter närmast vattendraget, består till 34 % av brukad mark. I översvämningssområdet, det vill säga den mark som täcks av vatten vid ett översvämningstillfälle, uppgår den brukade marken till 49 %. Andelen av Torpsbäcken som är påverkad av uträtning eller dränering uppgår till 89 % (cit. VISS u. å.).

För Torpsbäcken har den antropogena fosforbelastningen från jordbruket uppmätts till 80 % jämfört med den naturliga bakgrundsbelastningen medan enskilda avlopp bidrar med 17 % antropogent fosfor jämfört med den naturliga bakgrundsbelastningen (cit. VISS u. å.). Därmed är jordbruket den största källan till antropogen fosforförlust i Torpsbäckens avrinningsområde. Det uppmätta medelvärdet av totalfosfor för perioden 2007-2012 var 98,3 µg/L vilket är väldigt högt och gör att Torpsbäckens ekologiska status klassas som dålig. För att uppnå god status måste utsläppet av totalfosfor minska med nära 75 % (cit. VISS u. å.).

Delar av vattendraget saknar idag tillräckligt bra skyddszoner (cit. VISS u. å.). För att minska läckaget av näringsämnen har ungefär 40 hektar våtmark anlagts och specifikt för att minska fosforförlusten har 4 hektar skyddszon skapats. Det finns även en mängd beskrivna åtgärder för att minska fosforutsläppet som planeras att genomföras. Bland annat nämns anpassade skyddszoner av olika storlekar, kalkfilterdiken, strukturkalkning och åtgärder vid spridning av stallgödsel (cit. VISS u. å.).

5. Metod

Fyra olika riskkarteringar togs fram med hjälp av Ekologgruppens verktyg och erosionsmodellen USPED. Två riskkarteringar gjordes med Ekologgruppens verktyg, i den ena användes en DEM med fyllda sänkor och i den andra användes en DEM där sänkorna ej fylldes. Två riskkarteringar gjordes även med USPED och där en DEM med fyllda sänkor och en DEM med ej fyllda sänkor användes.

För att utvärdera skillnader i modellerna och hur val som görs vid användandet av modellerna påverkar resultaten jämfördes sedan de olika riskkarteringarna. Totalt gjordes fyra jämförelser:

1. Mellan riskkarteringarna från Ekologgruppens verktyg och USPED med fyllda sänkor
2. Mellan riskkarteringarna från Ekologgruppens verktyg och USPED med ej fyllda sänkor
3. Mellan riskkarteringarna från Ekologgruppens verktyg med fyllda och ej fyllda sänkor
4. Mellan riskkarteringarna från USPED med fyllda och ej fyllda sänkor

De första jämförelserna 1 och 2 gjordes för att utvärdera hur lika de båda modellernas riskkarteringar blev. De andra jämförelserna 3 och 4 gjordes för att utvärdera hur mycket riskkarteringarna skiljde sig åt när en DEM med fyllda respektive ej fyllda sänkor valdes som indata till de respektive modellerna.

För att validera modellernas riskkarteringar jämfördes de även med sex erosionsområden som pekats ut av fem markägare i Torpsbäckens avrinningsområde. Nedan följer en beskrivning av hur de två olika modellerna användes för att ta fram de olika riskkarteringarna, hur jämförelsen av resultaten genomfördes och hur modellernas resultat validerades. Ett flödesschema av arbetsföljden visas också i appendix I.

5.1 Data och mjukvara

- En digital höjdmodell med 2 meters upplösning som tagits fram av Lantmäteriet (© Lantmäteriet [i2012/927]) laddades ned från tjänsten *Geographic Extraction Tool* (GET) vilken drivs av SLU.
- Års- och månadsmedelvärden för nederbörden under normalperioden 1961-1990 laddades ned från SMHI (2009).
- Jordartsdata över Skåne har tagits fram av Faruk Djodjic, Sveriges lantbruksuniversitet, på uppdrag av Jordbruksverket och data erhöles av Faruk Djodjic (pers. komm., 14 april 2014).
- Lerhaltskartan är ett GIS-lager som heter ”SLU och HS lerhalt i åkermark %” (© SLU och HS) som tagits fram av Sveriges lantbruksuniversitet och Hushållningssällskapet och hämtades från Länsstyrelsens WebbGIS (2014).
- Alla flygbilder är från 2010 och kommer från Geodatacenter Skåne AB (© Kommunerna i Skåne).

MATLAB R2012a användes för att utföra beräkningar av flödesackumulering, sluttning och sluttningsriktning. Dessa resultat och övrig data samt implementering av ekvationer behandlades och utfördes sedan i ESRI ArcGIS 10. För att välja ut gränsvärden för klassificeringen av riskområdena samt beräkningar av andel överlappande riskområden användes MS Excel 2010.

5.2 Ekologgruppens enkla verktyg

En riskkartering utfördes i enlighet med Ekologgruppens beskrivning (Alström och Wedding 2013). Som indata användes Lantmäteriets höjdmodell (DEM) med 2 meters upplösning över Torpsbäckens avrinningsområde.

För att utföra flödesackumuleringsberäkningarna användes MATLAB R2012a och en funktion som beräknar ackumuleringen med multiple flow (se beskrivning under 4.4). Två beräkningar utfördes, en där de sänkor som fanns i DEM: en fylldes och en där de ej fylldes. De fem procent av cellerna som hade de högsta flödesackumuleringsvärdena, som enligt Ekologgruppens metod (Alström och Wedding 2013) då utgör riskområden, identifierades med hjälp av MS Excel 2010.

5.3 USPED

En riskkartering utfördes med hjälp av USPED-modellen. Indata till modellen var samma höjdmodell från Lantmäteriet (© Lantmäteriet [i2012/927]) som användes för Ekologgruppens verktyg, nederbördsdata från SMHI (2009), jordartsdata från Faruk Djodjic (pers. komm., 14 april 2014) och lerhaltsdata från Länsstyrelsens WebbGIS (2014)

Beräkningarna av erosion och deposition utfördes enligt ekvation 1 och 2. Ekvationerna tillämpades i ArcGIS 10 enligt en beskrivning av Mitsova och Mitas (1999) från punkt 3. Punkt 1 och 2 utfördes i MATLAB. Samma beskrivning finns även i appendix II.

$$ED = (d(T * \cos \alpha) / dx) + (d(T * \sin \alpha) / dy) \quad \text{ekvation 1}$$

Där ED är erosion och deposition, celler med negativa värden motsvarar områden där erosion sker och celler med positiva värden motsvarar områden där deposition sker, T är sedimenttransportkapaciteten, α är riktningen för den största sluttningsslutningen [rad] och x och y är koordinater för den beräknade punkten (Mitsova och Mitas 1999).

$$T = R * K * C * P * LS \quad \text{ekvation 2}$$

Där T är ett enhetslöst värde på sedimenttransportkapaciteten, R är nederbördsintensiteten, K är jordens erodibilitet, C beskriver vegetationens täckningsgrad, brukningsmetoder och växtföljd, P beskriver åtgärder som vidtagits för att motverka erosion och LS beskriver lutning och sluttningsslängd (Mitsova och Mitas 1999). Nedan beskrivs hur faktorerna för att beräkna T tas fram.

När ED beräknats identifierades de fem procent av cellerna som hade de högsta erosionsvärdena med hjälp av Excel.

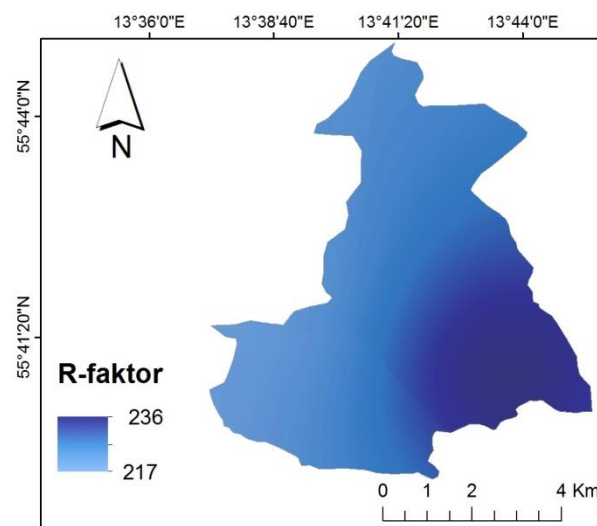
R-faktorn

Nederbördsdata för normalperioden 1961-1990 från SMHI (2009) användes för att räkna fram R-faktorn med *Modified Fournier index* enligt ekvation 3.

$$R = \sum_{i=1}^{12} 1,735 * 10^{(1,5 * \log_{10} \left(\frac{P_i^2}{P} \right) - 0,08188)} \quad \text{ekvation 3}$$

Där P_i är månadsmedelvärdet av nederbörden [mm] och P är årsmedelvärdet av nederbörden [mm]. Enheten för R-faktorn är $[MJ * mm * ha^{-1} * h^{-1} * \text{år}^{-1}]$ (Jiang et al. 2014).

Då Torpsbäckens avrinningsområde är relativt litet och inte har någon komplicerande topografi användes data från de 13 närmaste nederbördsstationerna, det vill säga de som låg inom ett avstånd på 20 km från avrinningsområdets gräns. I koordinatpunkten för varje station räknades en R-faktor fram och värdena interpolerades sedan med *inverse distance weighted* (IDW) metoden för att få en kontinuerlig R-faktor för avrinningsområdet (figur 7).



Figur 7. R-faktorns variation över Torpsbäckens avrinningsområde baserad på data från SMHI (2009).

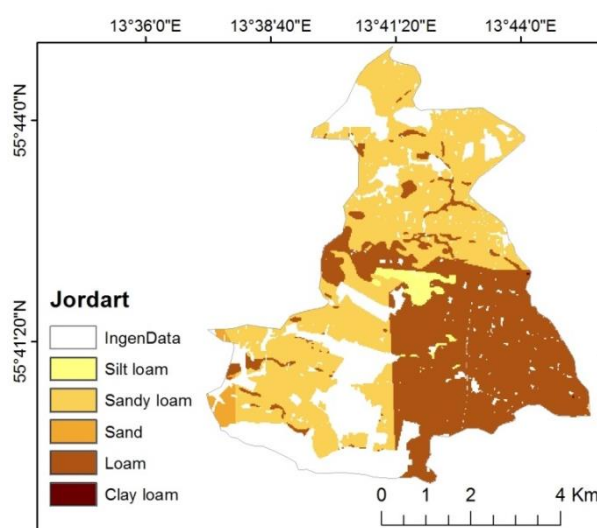
K-faktorn

K-faktorer för svenska jordar har tagits fram av Sivertun et al. (1988) med hjälp av nomogram. Värdena på de olika K-faktorerna presenteras i Sivertun och Prange (2003) i US-enheter och visas i tabell 1. K-faktorer i SI-enheter erhålls genom att dividera US-värdena med 7,59 och enheten är då $[ton * ha * h * h^{-1} * MJ^{-1} * mm^{-1}]$ (Renard et al. 1997).

Tabell 1. K-faktorer för svenska förhållanden (modifierad från Sivertun och Prange (2003))

Klass	K-faktor (US)	K-faktor (SI)
Ler	0,45	0,059
Silt/Finsand	0,38	0,050
Sand	0,33	0,043
Grus	0,20	0,026

Som underlag för fördelningen av K-faktorn användes en jordartskarta över Skåne med 25 meters upplösning från Faruk Djodjic (pers. komm., 14 april 2014) där jordarterna var indelade enligt texturtriangeln i figur 9. I Torpsbäckens avrinningsområde innefattades jordarterna "clay loam", "loam", "silt loam", "sandy loam" och "sand" (figur 8). Dessa

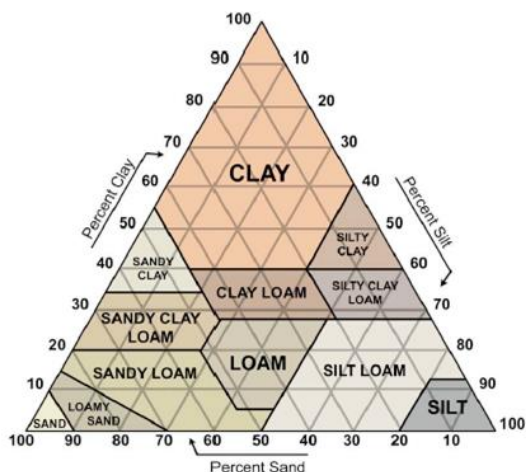


Figur 8. Jordarter inom Torpsbäckens avrinningsområde (Faruk Djodjic pers. komm., 14 april 2014)

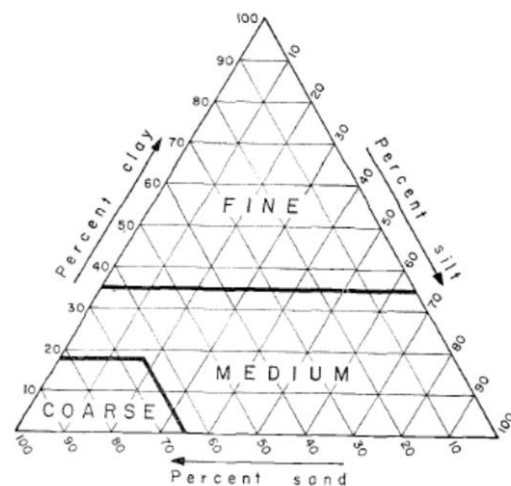
klasser översattes till FAO: s texturtriangel i figur 10 ([FAO] Food and agriculture organization of the United Nations 1974) för att passa bättre på de klassindelningar som gjorts av Sivertun och Prange (2003) visad i tabell 1.

”Clay” i jordartskartan motsvarade fin textur i figur 10, ”clay loam”, ”silt loam” och en del ”sandy loam” motsvarade medium textur och en del ”sandy loam” samt ”sand” motsvarade grov textur. Med anledning av att ”sandy loam” enligt texturtriangelarna delades in olika, beroende på hur hög lerhalt jordarten hade, jämfördes denna klass med en lerhaltskarta från Länsstyrelsens WebbGIS (2014). De områden med ”sandy loam” som hade en lerhalt över 18 % delades in i medium textur och de områden med ”sandy loam” som hade en lerhalt under 18 % delades in i grov struktur. Översättningen av klasserna visas stegvis i tabell 2.

Den ursprungliga jordartskartan innefattade endast data över jordbruksmarken i avrinningsområdet. Då det är på jordbruksmark som åtgärder mot fosforförlust kommer placeras, sattes K-faktorn för övrig mark (skog, mosse, bebyggelse m.m.) till det lägsta värdet 0,026 oberoende av vilken jordart som dominerade. Den slutgiltiga fördelningen av K-faktorn visas i figur 11.



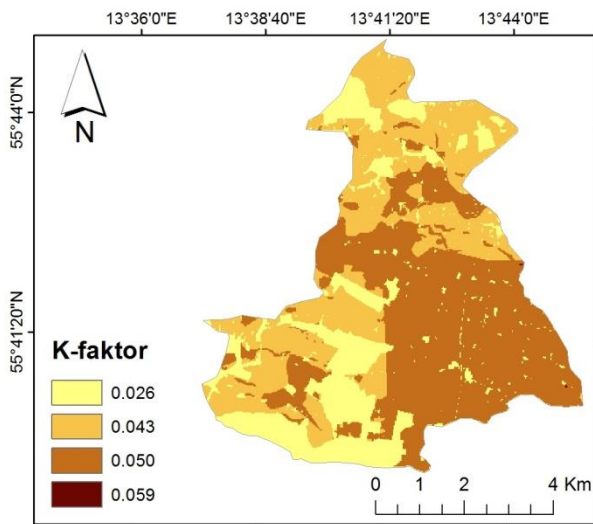
Figur 9. Texturtriangeln som beskriver jordarterna i figur 8 (Djodjic et al. 2009).



Figur 10. FAO: s texturtriangel som använts för översättning av jordarterna i figur 8 (cit. FAO 1974).

Tabell 2. Stegvis beskrivning av hur jordartsklasserna från Faruk Djodjic (pers. komm., 14 april 2014) översattes till K-faktorerna i Sivertun och Prange 2003.

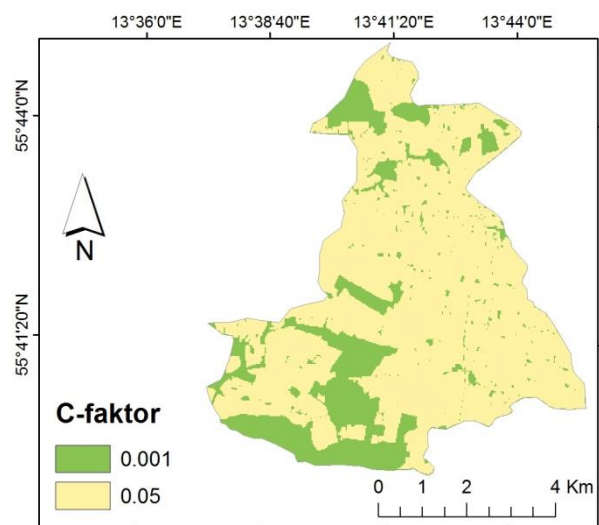
Klasser från Faruk Djodjic (pers. komm., 14 april 2014) modifierade enligt lerhaltskartan från Länsstyrelsens WebbGIS (2014)	Klasser i FAO texturtriangel (cit. FAO 1974)	Klasser i Sivertun och Prange (2003)	K-faktor (SI) i Sivertun och Prange (2003)
sand	coarse	sand	0,043
sandy loam < 18 % ler	coarse	sand	0,043
sandy loam > 18 % ler	medium	silt/finsand	0,050
loam	medium	silt/finsand	0,050
silt loam	medium	silt/finsand	0,050
clay loam	fine	lera	0,059
övrig mark	---	grus/berg	0,026



Figur 11. Fördelningen av K-faktorn över Torpsbäckens avrinningsområde efter omklassificering av jordarterna enligt tabell 2.

C-faktorn

För att urskilja jordbruksmark i avrinningsområdet användes jordartskartan, vilken endast innehöll data för jordbruksmarken. Då jordbruksmark är den markanvändning som riskerar att läcka mest fosfor fick den en C-faktor på 0,05 och övrig mark 0,001 i likhet med Djodjic (2013). Fördelningen av C-faktorn i Torpsbäckens avrinningsområde visas i figur 1.



Figur 12. Fördelningen av C-faktorn där jordbruksmark fick värdet 0,05 och all övrig mark fick värdet 0,001 efter Djodjic (2013).

P-faktorn

I detta arbete beräknades ingen P-faktor då information om denna typ av åtgärder inte finns direkt tillgäng. Om någon typ av erosionsminskande åtgärd utförs i ett område med hög erosionsrisk är det möjligt att ta det i beaktande vid ett senare fältbesök efter beräkningarna med modellen.

LS-faktorn

För att beräkna LS-faktorn användes ekvation 4 och samma DEM från Lantmäteriet med 2 meters upplösning, som för Ekologgruppens verktyg.

$$LS = (A)^m * (\sin \beta)^n \quad \text{ekvation 4}$$

Där A är arean uppströms som når en beräknad punkt vilken fås från flödesackumuleringen multiplicerat med DEM: ens upplösning i meter [m²], β är sluttninglutningen [rad] och m och n konstanter för dominerande erosionsprocess (Mitasova och Mitas 1999). Vid rännilerosion är m = 1,6 och n = 1,3 och vid yterosion är m = 1 och n = 1 (Mitasova et al. 1996).

5.4 Jämförelse av de två modellernas riskkarteringar

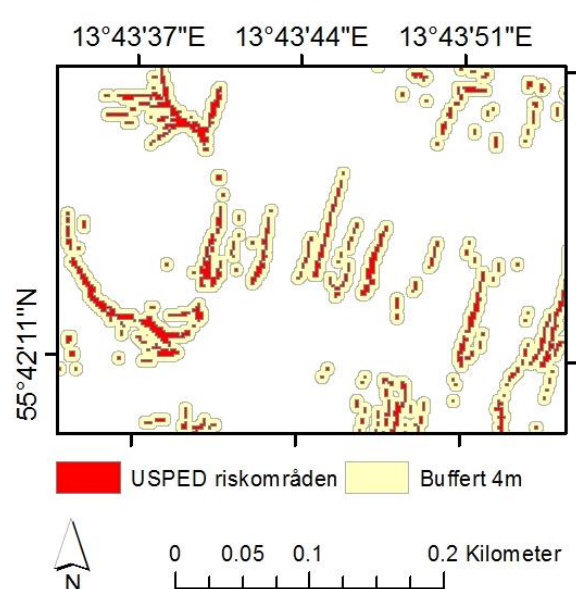
I rasterformat

Då riskkarteringarna från båda modellerna klassificerades efter Ekologgruppens metod (Alström och Wedding 2013), där riskområdena utgjordes av de 5 % av cellerna med högst flödesackumuleringsvärden, var riskområdenas totala yta lika stor för båda modellerna. Genom att överlappa riskkarteringarna kunde en jämförelse mellan dem utföras och även kvantifieras genom att beräkna andelen yta av riskkarteringarna som direkt överlappade varandra.

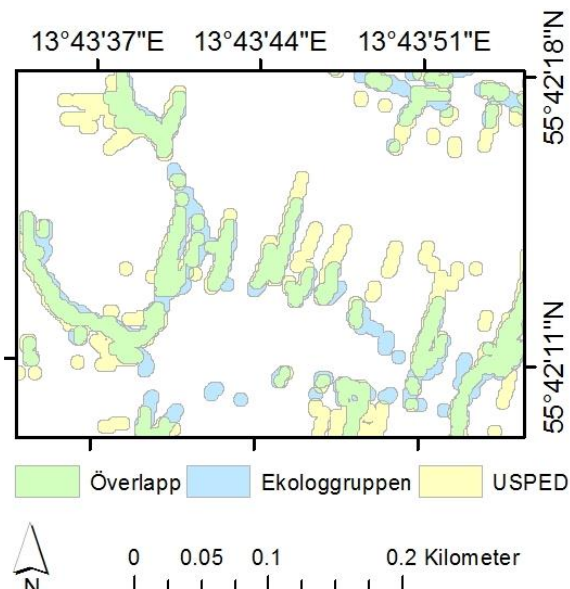
För att ytterligare undersöka hur väl riskområdena överensstämde delades de vidare in i fem klasser, där klass 1 motsvarar de 1 % av cellerna med högst flödesackumuleringsvärden, klass 2 motsvarar 2 % av cellerna och så vidare. Klass 1 visar alltså områdena med högst risk och klass 5 de med lägst risk. En överlappning mellan de olika riskkarteringarnas celler som föll inom klass 1 utvärderades visuellt för att se hur väl områdena med allra högst risk överensstämde.

Med buffertar

Många av de övriga riskområdena från de båda verktygen som inte överlappade verkade vid en visuell utvärdering ligga nära varandra. Detta undersöktes genom att en buffert på fyra meter, motsvarande två celler, skapades på var sida om alla riskområden (figur 13). Andelen yta av buffertarna som överlappade gav sedan ett mått på hur stor del av riskområdena från respektive verktyg som låg inom åtta meter från varandra (figur 14).



Figur 13. Utvald del av riskkarteringen utförd med USPED och en DEM med ej fyllda sänkor. Originalkarteringen visas i rött och en 4 meters buffert visas i gult.



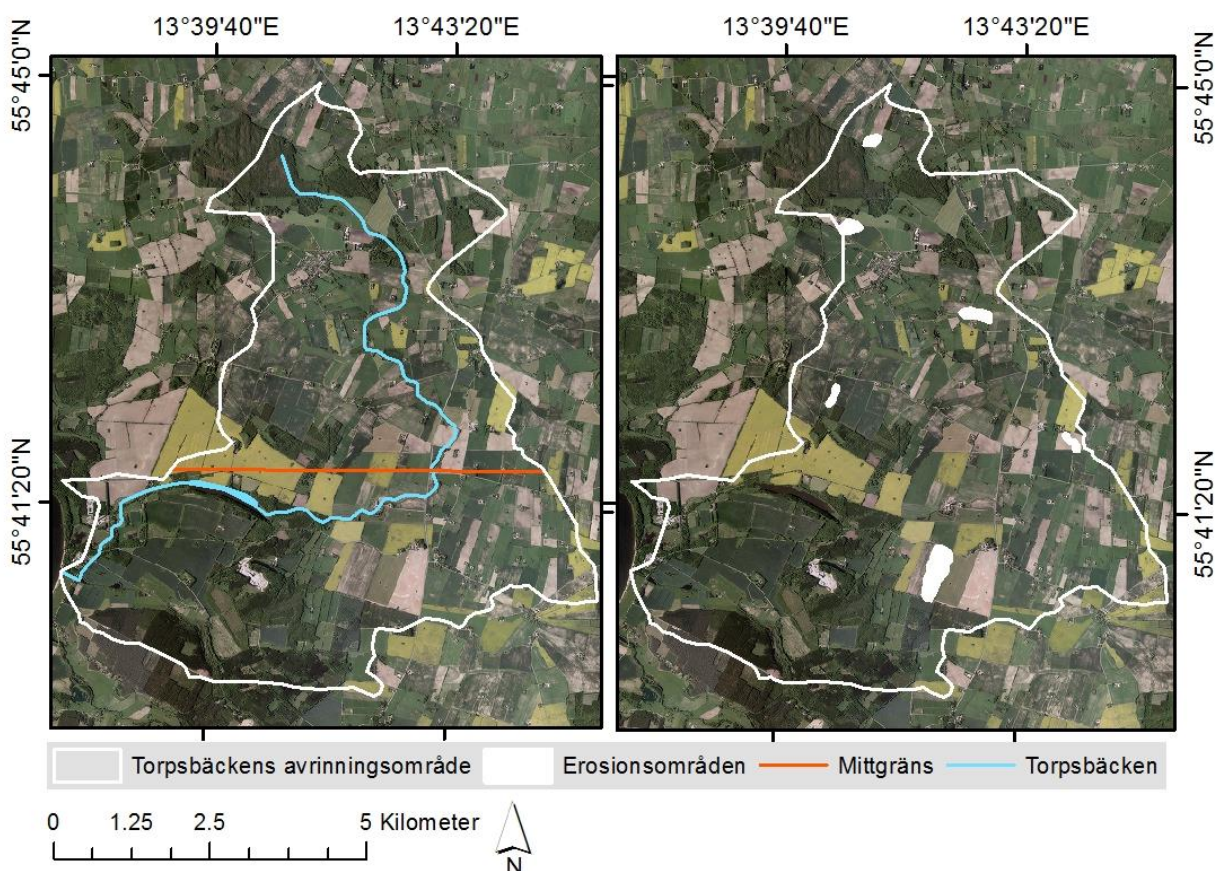
Figur 14. Utvald del av buffertar skapade runt riskkarteringen utförd av USPED och Ekologgruppens verktyg och en DEM med ej fyllda sänkor. Bufferten runt USPED:s riskkartering visas i gult och den runt Ekologgruppens riskkartering i blått. Områden där buffertarna överlappar visas i grönt

Övre och nedre delen av avrinningsområdet

Ekologgruppen använde sig av en DEM med ej fyllda sänkor i sitt verktyg för att på så sätt identifiera fler riskområden längre upp i avrinningsområdet. Avrinningsområdet delades därför upp i en övre och en nedre del för att utvärdera om en DEM med ej fyllda sänkor ger en större yta riskområden i övre delen av avrinningsområdet jämfört med en DEM med fyllda sänkor. Torpsbäckens längd användes för att göra denna uppdelning. Området från Sjömossen i norr och ned till halva Torpsbäcken utgjorde övre delen av avrinningsområdet och resterande område från mitten av Torpsbäcken ned till dess utlopp i Vombsjön utgjorde nedre delen av avrinningsområdet (figur 15). Ytan av riskområdena inom övre respektive nedre delen av avrinningsområdet beräknades sedan för de fyra riskkarteringarna.

5.5 Validering av modellernas riskkarteringar

Den 7 maj, 2014, gjordes ett fältbesök i Torpsbäckens avrinningsområde. På en karta över området fick fem markägare inom avrinningsområdet märka ut var i landskapet de noterat att erosion eller vattensamlingar brukar förekomma. Dessa områden digitaliserades sedan, enligt figur 15, och överlappades med resultaten av Ekologgruppens verktyg och USPED för att se hur modellernas riskkarteringar stämde överrens med verkliga erosionsområden.

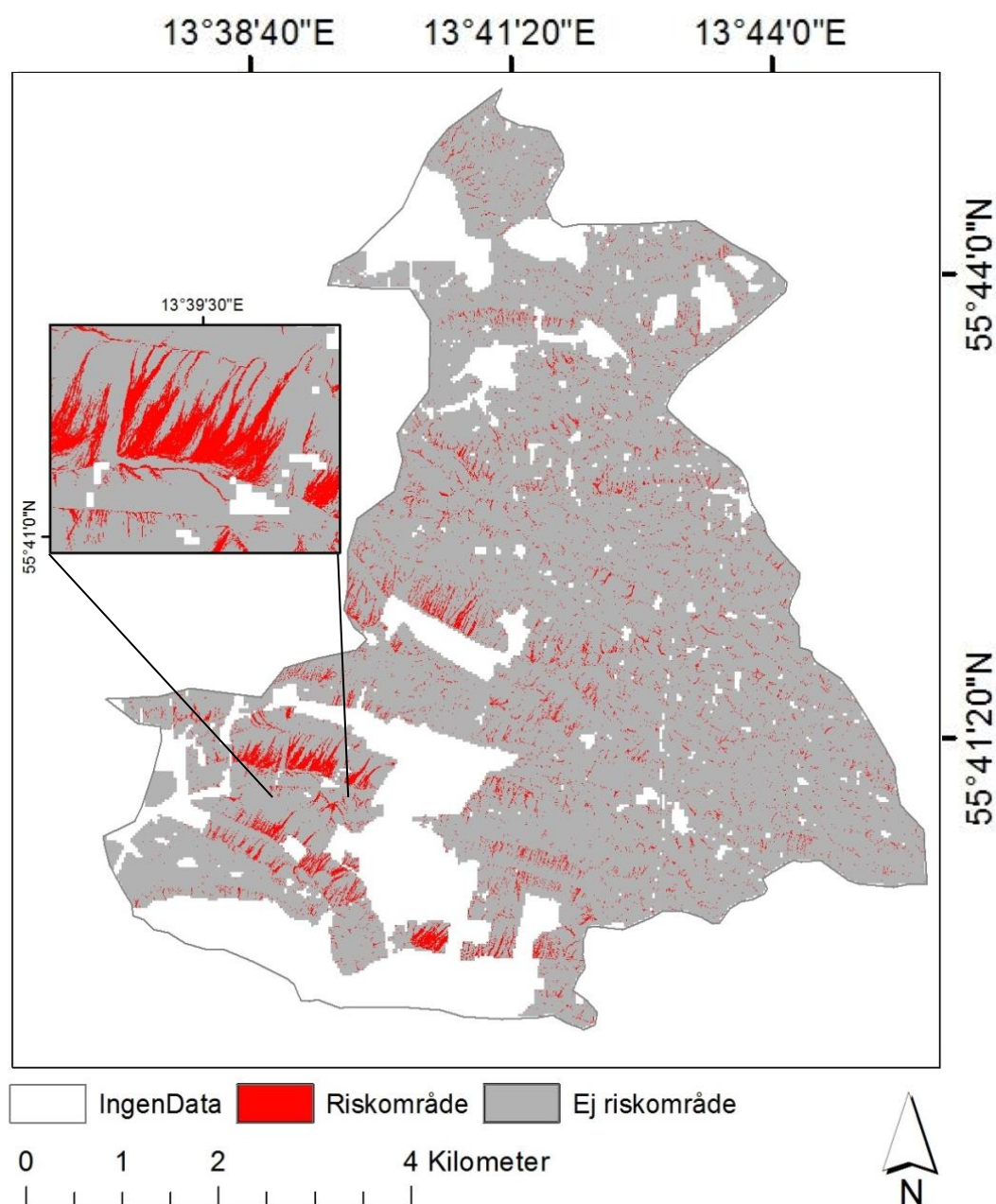


Figur 15. Till vänster visas mittgränsen för Torpsbäcken som delar avrinningsområdet i en övre och en nedre del. Till höger visas de utpekade erosionsområdena inom Torpsbäckens avrinningsområde. Bakgrunden till båda kartor utgörs av en flygbild (© Kommunerna i Skåne).

6. Resultat

Jämförelse av de två modellernas riskkarteringar

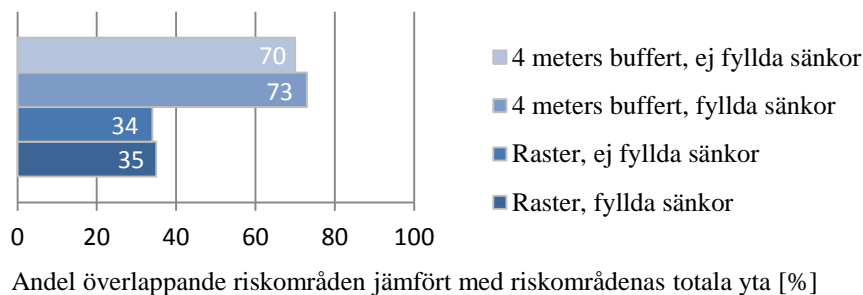
Resultaten av riskkarteringarna blev mycket detaljerade där många av riskområdena var mindre medan en del var koncentrerade och större. Vissa av de små riskområdena utgjordes endast av en cell som då motsvarar fyra kvadratmeter i verkligheten. I figur 16 visas riskkarteringen utförd med Ekologgruppens verktyg och en DEM med ej fyllda sänkor över hela avrinningsområdet med en förstoring av utvalda riskområden. Alla riskkarteringarna presenteras i sin helhet i appendix III.



Figur 16. Riskkarteringen är skapad med Ekologgruppens verktyg och en DEM med ej fyllda sänkor. Förstoringen visar hur riskområdena ser ut i detalj.

På många ställen sammanföll riskområdena exakt vilket kunde kvantifieras genom andelen yta av riskkarteringarna som direkt överlappade varandra. Denna andel uppgick till 34 % när sänkorna ej fylldes och 35 % när sänkorna fylldes (figur 17).

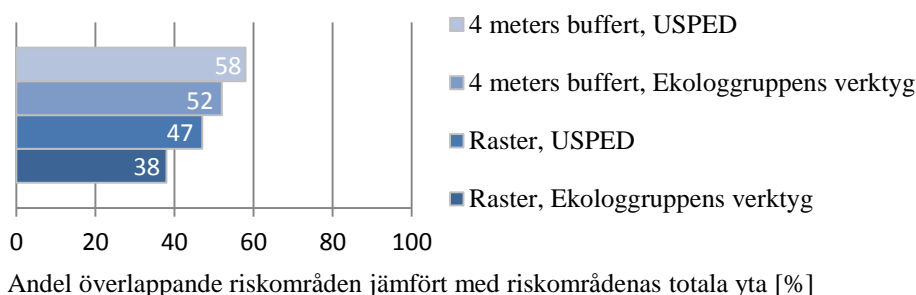
Många av riskområdena från de båda verktygen låg dock nära varandra. Detta kunde visas genom att en buffert på fyra meter, motsvarande två celler, skapades på var sida om alla riskområden. Andelen yta av buffertarna som överlappade gav sedan ett mått på hur många riskområden från respektive verktyg som överlappade eller låg inom åtta meter från varandra. Denna andel uppgick till 70 % för ej fyllda sänkor och 73 % för fyllda sänkor (figur 17).



Figur 17. Diagrammet visar hur stor andel av riskområdena som visade sig överlappa vid de olika jämförelsemetoderna och för riskkarteringar skapade med fyllda respektive ej fyllda sänkor.

Fyllda jämfört med ej fyllda sänkor

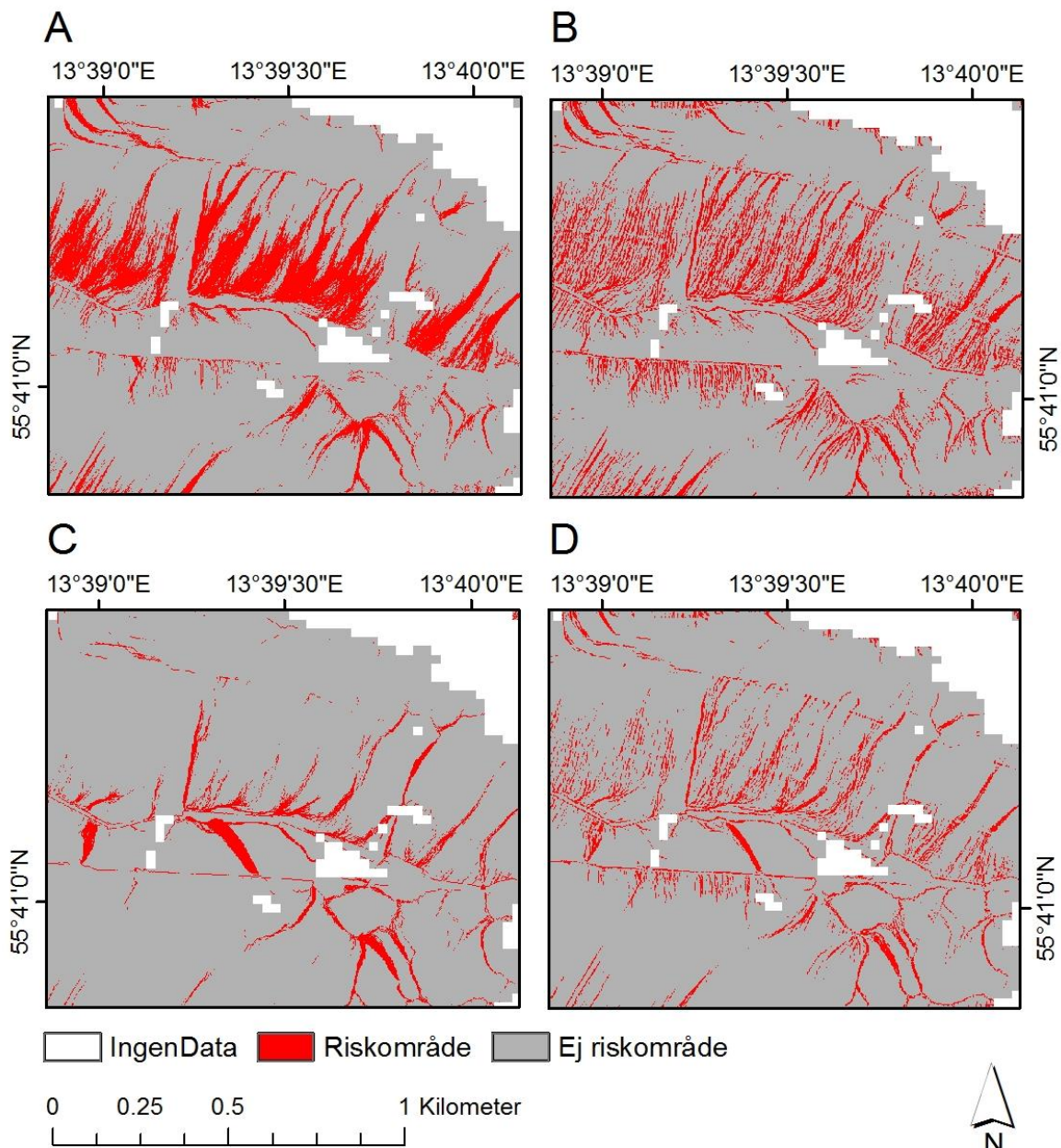
När riskkarteringarna som utfördes med Ekologgruppens verktyg och fyllda respektive ej fyllda sänkor jämfördes överlappade de till 38 % och när riskkarteringarna utförda med USPED och fyllda respektive ej fyllda sänkor jämfördes överlappade de till 47 % (figur 18).



Figur 18. Diagrammet visar hur stor andel av riskområdena som visade sig överlappa vid användandet av de två olika jämförelsemetoderna när riskkarteringarna skapades med samma verktyg men med två olika DEM: er, där den ena hade fyllda sänkor och den andra ej fyllda sänkor.

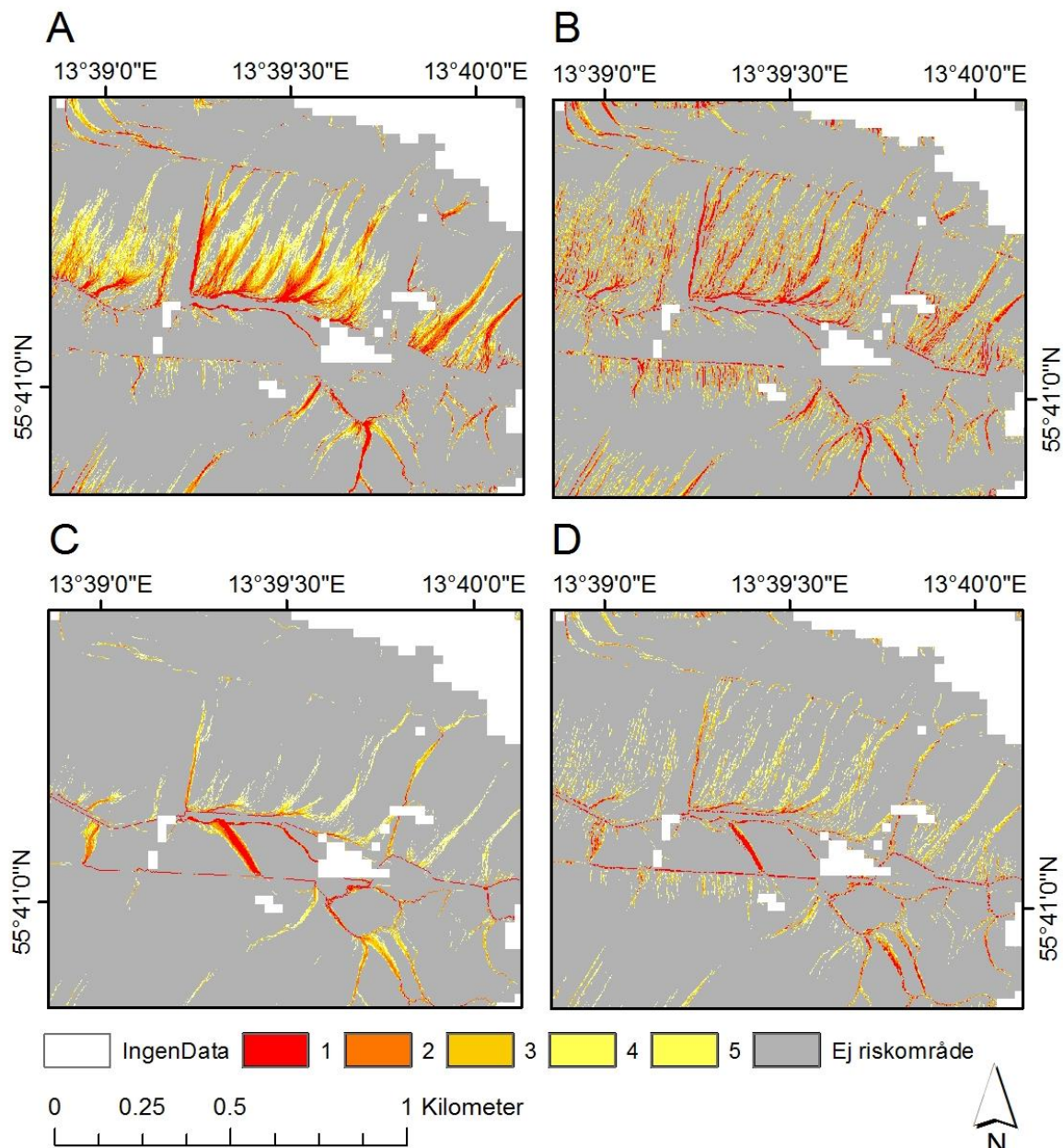
När en buffert på fyra meter skapades kring riskområdena, överlappade de riskområden i riskkarteringarna utförda med Ekologgruppens verktyg och fyllda respektive ej fyllda sänkor till 52 %. Riskområdena i riskkarteringarna utförda med USPED och fyllda respektive ej fyllda sänkor överlappade till 58 % (figur 18).

De riskkarteringar som gjordes med Ekologgruppens verktyg och USPED och en DEM med ej fyllda sänkor, vilka visas i figur 17 (bild A respektive B), fick ett liknande resultat. Med Ekologgruppens verktyg var riskområdena lite mindre spridda jämfört med USPED men huvudområdena var desamma. Detta gällde även för riskkarteringarna där Ekologgruppens verktyg och USPED samt en DEM med fyllda sänkor (bild C och D i figur 19) användes.



Figur 19. De fyra bilderna A-D visar en förstoring av resultatet för de fyra olika riskkarteringarna. Bild A är resultatet av Ekologgruppens verktyg och en DEM med ej fyllda sänkor, B av USPED och en DEM med ej fyllda sänkor, C av Ekologgruppens verktyg och en DEM med fyllda sänkor och D av USPED och en DEM med fyllda sänkor.

Riskområdena kan beskrivas som vattenflöden där flödet börjar i den smalare delen och samlas till bredare områden. Där riskområdena samlas i bredare områden bör fosforförluståtgärder placeras för att få så stor effekt som möjligt. De områden där riskområdena i riskarteringarna i figur 19 var som bredast ligger längs med en horisontell linje i mitten av bilderna A-D. En visuell jämförelse visade att de stämde väl överrens med varandra. Främst i jämförelsen av riskarteringarna där samma DEM men olika modeller användes (A med B och C med D) men delvis också när samma modell men olika DEM: er användes (A med C och B med D).



Figur 20. De fyra bilderna A-D visar samma förstoring av resultatet för de fyra olika riskarteringarna som figur 17. I denna figur har riskområdena delats upp i fem olika klasser där klass 1 motsvarar de 1 % av cellerna med högst flödesackumulationsvärden, klass 2 motsvarar 2 % av cellerna och så vidare. Likt figur 17 är bild A resultatet av Ekologgruppens verktyg och en DEM med ej fyllda sänkor, B av USPED och en DEM med ej fyllda sänkor, C av Ekologgruppens verktyg och en DEM med fyllda sänkor och D av USPED och en DEM med fyllda sänkor.

I figur 20 blev det ännu tydligare att områdena där åtgärder bör placeras pekades ut på samma platser i de olika riskkarteringarna. Riskområdena är desamma som i figur 19, men i figur 20 delades de även in i fem olika klasser. Klass 1 motsvarar de 1 % av cellerna med högst flödesackumuleringsvärden, klass 2 de 2 % av cellerna med högst värden och så vidare. Cellerna i klass 1 utgör därmed de områden där risken för fosforförlust är som allra störst. Dessa områden, som visas i rött i bild A-D, var belägna i de bredaste områdena varför fosforförluståtgärder bör placeras här.

Fördelning av riskområdena i övre respektive nedre delen av avrinningsområdet

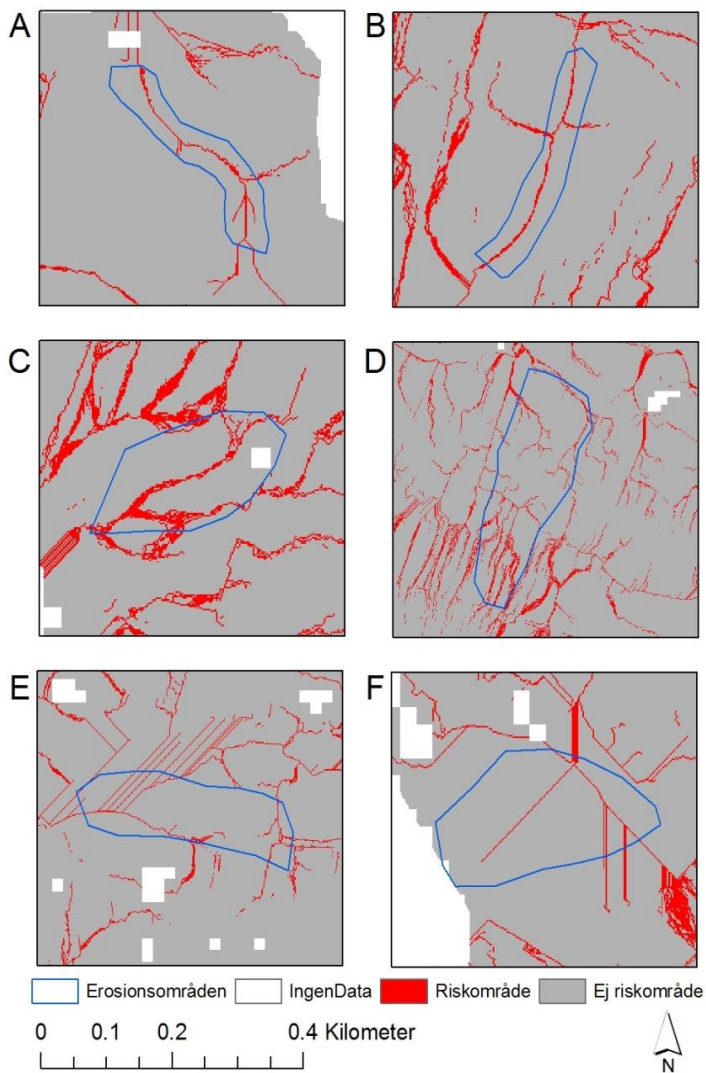
Riskområdena är relativt jämt spridda över hela avrinningsområdet. En jämförelse av hur stor yta av riskområdena som förekom i övre delen av avrinningsområdet jämfört med nedre delen visade att när Ekologgruppens verktyg och USPED användes med en DEM med ej fyllda sänkor förekom 59 % av riskområdena i nedre delen och 41 % i övre delen för båda riskkarteringarna. När Ekologgruppens verktyg användes med en DEM med fyllda sänkor förekom 52 % av riskområdena i nedre delen och 48 % i övre delen. När USPED användes med en DEM med fyllda sänkor förekom 53 % av riskområdena i nedre delen och 47 % i övre delen (Tabell 3).

Tabell 3. Andel riskområden i övre respektive nedre delen av avrinningsområdet.

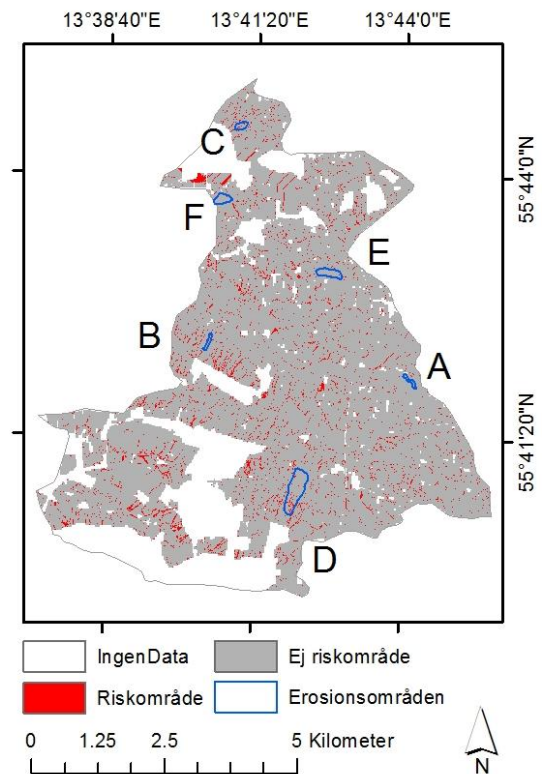
Modell och DEM	Nedre delen [%]	Övre delen [%]
Ekologgruppen DEM med ej fyllda sänkor	59	41
Ekologgruppen DEM med fyllda sänkor	59	41
USPED DEM med ej fyllda sänkor	52	48
USPED DEM med fyllda sänkor	53	47

Validering av modellernas resultat

I figur 21 visas riskkarteringen utförd med Ekologgruppens verktyg och en DEM med fyllda sänkor och de sex olika erosionsområdena som pekades ut av markägare i Torpsbäckens avrinningsområde (bild A-F). Alla de sex områdena sammanfaller väl med riskområdena i denna riskkartering. Riskområdena i riskkarteringen utförd med USPED och en DEM med fyllda sänkor stämde väl överens med fem av erosionsområdena (A-E). I området F klassades dock endast ett fåtal celler som riskområde. Riskområdena i riskkarteringarna gjorda med Ekologgruppens verktyg och USPED med en DEM med ej fyllda sänkor stämde väl överens med erosionsområdena A-C. I område D och E fanns mindre riskområden och i F fanns inga riskområden. Erosionsområdenas placering i Torpsbäckens avrinningsområde visas i figur 22.



Figur 21. De sex bilderna A-F visar förstoringar av resultatet för riskkarteringen skapad med Ekologgruppens verktyg och en DEM med fyllda sänkor samt de sex, av markägare i Torpsbäckens avrinningsområde, utpekade erosionsområdena.



Figur 22. Placeringen av erosionsområdena i Torpsbäckens avrinningsområde.

7. Diskussion

Jämförelse av riskkarteringarna

Vid en visuell jämförelse av riskkarteringarna från de båda modellerna såg de ut att vara lika varandra. När de jämfördes genom hur stor yta av riskområdena som direkt överlappade visade det sig dock inte riktigt vara fallet. Vid en jämförelse av riskkarteringarna från Ekologgruppens verktyg mot USPED där en DEM med fyllda sänkor användes uppgick överlappningen endast till 35 %. När Ekologgruppens verktyg jämfördes med USPED där en DEM med ej fyllda sänkor användes uppgick överlappningen till 34 %. Men när en buffert på 4 meter skapades kring riskområdena var överensstämmelsen bättre. Då uppgick överlappningen till 73 % och 70 % för när jämförelser gjordes mellan verktygen med fyllda respektive ej fyllda sänkor.

Att placera en åtgärd mot fosforförlust skulle aldrig göras på exakt den plats där en modellering pekat ut ett riskområde. En riskkartering är istället till för att leta upp de största riskområdena i ett avrinningsområde. Sedan måste platsen för åtgärden bestämmas genom fältbesök av någon med kunskap om hur åtgärderna fungerar och bäst placeras efter lokala förutsättningar. Som nämnts så överlappar 70 % av riskområdena inom mindre än åtta meter. Då det är möjligt att bedöma om marken som ligger åtta meter bort har utsatts för erosion utan att förflytta sig får det sägas vara ett rimligt glapp mellan de olika riskkarteringarnas resultat. Därmed visar sig Ekologgruppens verktyg vara ett bra och enklare alternativ till en mer utvecklad erosionsmodell som USPED för att lokalisera riskområden för fosforförlust.

Validering av riskkarteringarna

Många av de utpekade erosionsområdena stämde väl överens med modellerade riskkarteringar utförda med Ekologgruppens verktyg såväl som USPED. De riskkarteringar som överensstämde bäst med erosionsområdena var de som baserats på en DEM med fyllda sänkor. Dock kan det därmed inte sägas att det är bättre att fylla sänkor i en DEM då utvärderingsområdena är allt för få för att dra generella slutsatser. Nedan diskuteras hur valideringsmetoden skulle kunna förbättras.

För- och nackdelar med respektive modell

Erosion är en process som påverkas av många olika faktorer. I Ekologgruppens verktyg innefattades endast en av dessa, var vatten transporteras i landskapet. För att få en bättre beskrivning av var erosion sker i ett landskap behövdes därför en mer utvecklad modell för att ta fram en riskkartering att jämföra Ekologgruppens verktyg mot. Då USPED jämfört med många andra fosforförlustmodeller och mer dynamiska modeller är en relativt enkel modell att använda, men som innefattar fler faktorer än Ekologgruppens verktyg, föll valet på denna modell.

Fördelen med Ekologgruppens verktyg är att det är enkelt, det går snabbt att göra en riskområdeskarta, indata till verktyget finns tillgänglig och resultatet är lätt att förstå och förmedla. Nackdelen med verktyget är dock densamma. Detta verktyg är ingen helomfattande modell som tar hänsyn till alla eller ens de viktigaste processerna som påverkar fosforförlust

eller erosion. Däremot modelleras den faktor som är svårast att bedöma lokalt då den varierar över en större skala, nämligen vattens transportvägar i landskapet efter topografin. Då meningen är att riskkarteringen baserad på en flödesackumulering ska kompletteras med mycket annan information om till exempel jordartsfördelning och markanvändning blir resultatet detsamma som om dessa faktorer ingått i modellen från början. Kanske blir det till och med mer precist eftersom informationen förmodligen är mer detaljerad när den fås av markägaren själv eller samlas in på plats. Dock blir verktyget på detta sätt mindre effektivt vad gäller att utvärdera större områden samtidigt.

Fördelen med USPED är som nämnts att fler påverkande faktorer ingår i modellen samtidigt som den är lätt att använda jämfört med andra fysikaliska och mer dynamiska modeller. Nackdelen är att det behövs mer kunskap om de olika faktorerna för att kunna använda modellen på rätt sätt, vilket gör att den blir mer svårtillgänglig. Dessutom behövs mer indata som inte alltid finns tillgänglig för att kunna använda USPED. Det tar också längre tid att få ett resultat från modellen då de olika faktorerna måste tas fram innan beräkningarna kan utföras. En annan nackdel med USPED är att det är en empirisk modell byggd på och kalibrerad mot insamlad data från USA (Bergström et al. 2007). Då erosionsförhållandena i Europa och Norden inte är direkt översättbara till förhållandena i USA hade det kanske varit bättre att använda en europeisk erosionsmodell som är bättre anpassad för förhållandena i Sverige (Bergström et al. 2007).

Förbättringar av faktorerna i USPED

Faktorerna som ingår i USPED utformades så långt som möjligt efter svenska förhållanden. Nedan kommer de olika faktorerna utvärderas närmare var för sig.

- ***K-faktorn***

Fördelningen av K-faktorn, vilken beskriver jordens erodibilitet, bestämdes efter högupplöst jordartsdata som nyligen tagits fram för Skåne och värden för de olika jordarterna togs från en svensk studie. Dock skulle denna faktor kunna utvecklas ytterligare. De värden på K-faktorn som användes i denna studie är framtagna med hjälp av nomogram utvecklade efter undersökningar i USA (Sivertun och Prange 2003). Därmed är det inte säkert att sambanden mellan jordars egenskaper och K-faktorns värden givna i nomogrammen är anpassade efter svenska jordars egenskaper. För lerjordar brukar det vara problematiskt att beräkna K-faktorer efter den typen av nomogram som användes i Sivertun och Prange (2003) eftersom de inte är anpassade efter dessa jordarter (Villa et al. 2012). Men då antalet studier på detta område är få i Sverige var dessa värden de bästa att tillgå för detta arbete.

Ursprungsdata till K-faktorn var indelad i fem olika jordarter. På grund av att värdena på de K-faktorer som fanns tillgängliga endast innefattade fyra motsvarande klasser klumpades vissa av jordartsklasserna ihop. Detta minskade därmed detaljnivån i modellens resultat. Ett nytt sätt att ta fram värden för K-faktorer har undersökts med hjälp av en metod för att bestämma jordarters turbiditet - jordpartiklarnas suspension i en vätska (Villa et al. 2012). Metoden visades sig fungerade bra för att bestämma K-faktorer för lerjordar (Villa et al. 2012). Om denna metod tillämpats för att ta fram K-faktorer hade det därmed varit möjligt att behålla jordartsindelningen som fanns i ursprungsdata utan att klumpa ihop flera klasser till en, vilket hade gett en mer detaljerad riskkartering.

Denna studie riskkarterade fosforförlust genom beräkning av var förlusten av sediment var som störst. Beroende på om sedimentet är mättat med fosfor eller fosforfattigt förloras olika mycket fosfor med lika stor mängd sediment. Därför bör det även vara viktigt att ta med de faktorer som påverkar jordens fosformättnadsgrad i beräkningen av K-faktorn. Då halten lera är en sådan faktor som ökar den potentiella fosformättnadsgraden togs denna hänsyn till i indelningen av K-faktorklasserna, genom att klassen ”sandy loam” delades in i medium eller grov texturklass beroende på om lerhalten var över eller under 18 %. Lerhaltskartan hade dock i större utsträckning kunnat användas om fler K-faktorvärden för fler klasser varit tillgängliga. Då mängden järn och aluminium samt pH också påverkar hur mycket fosfor en jord potentiellt kan binda hade denna typ av information kunnat användas för att ytterligare förfina jordartsklassernas indelning i olika K-faktorer.

- **C-faktorn**

Då det endast var aktuellt att placera åtgärder mot fosforförlust på jordbruksmark gavs denna en högre C-faktor än övrig mark. På detta sätt minskades erosionen och därmed riskområdena på övrig mark medan jordbruksmarken fick högre erosion och större yta med riskområden. C-faktorn grundar sig på i hur stor grad växtligheten täcker markytan, hur hög växtligheten är, hur stort rotsystemet är, jordens fuktighet med mera (Renard et al. 1997). Olika typer av grödor kan skilja sig stort i dessa egenskaper. Detta har inte tagits med i beräkningen i denna studie men det hade varit möjligt. Till exempel hade de olika jordbruksfälten och dess grödor kunnat karteras genom tolkning av flygbilder över Torpsbäckens område. På så sätt hade även C-faktorn kunnat bidra med större detaljrikedom i riskkarteringen från USPED-modellen.

- **P-faktorn**

En P-faktor, som beskriver olika åtgärders erosionsminskande effekt, hade varit möjlig att ta fram men också ganska tidskrävande då det inte finns data på var denna typ av åtgärder vidtas. Information om detta hade endast varit möjlig att få direkt från markägarna inom avrinningsområdet.

- **R-faktorn**

Nederbördsdata som användes för att beräkna R-faktorn är från den senaste normalperioden från 1961 till 1990 och är därmed relativt gammal. Med den klimatförändring som pågår är det möjligt att den nederbörd som faller nu ser annorlunda ut i volym, tid och rum. Därför hade det möjligen varit bättre att välja nederbördsdata från de senaste 30 åren.

R-faktorn är framtagen med en ekvation som inte är anpassad efter svenska förhållanden vilket hade varit önskvärt. Värdena faller dock inom spannet för andra studier, Mitasova och Mitas (1999) föreslår en konstant R-faktor på 120 för USA och Larsson (2011) beräknade en R-faktor på mellan 350 och 499 för en tioårsperiod i mellersta Sverige, till skillnad från Jiang et al. (2014) där R-faktorn går upp till över 1000 i en studie av erosion i Uganda. Då studieområdet är litet och värdet på R-faktorn därför inte varierar särskilt mycket (mellan 200-230) ger dock R-faktorn ingen större effekt på resultatet. Då denna studie också hade som mål att endast lokalisera riskområden över ett litet studieområde och inte avsåg beräkna absoluta mängder eroderat material kunde R-faktorn, likt P-faktorn, likaväl ha uteslutits ur modellen. Om mängd eroderat material hade avsetts beräknas hade det däremot varit nödvändigt att inkludera R-faktorn för att nå rätt proportioner för mängden.

Då mycket av ytavrinningen i Skåne uppträder i samband med snösmältning och vid tjäle och då själva regndroppsnedslaget i Sverige inte ger någon större effekt på erosionen annat än för

att lösgöra jordpartiklarna (Alström och Bergman Åkerman 1991), hade det kanske varit bättre att använda mängden avrinnande vatten som mått på nederbördens erosiva kraft. Denna typ av data fanns dock inte tillgänglig.

- **LS-faktorn**

I beräkningen av LS-faktorn skulle ett val göras om det var yterosion eller rännilserosion som dominerade i studieområdet. Enligt Alström och Bergman Åkerman (1991) är yterosion mer allmänt förekommande i Skåne. Dock leder rännilserosion till större uttransporter av sediment vilket med denna typ av transport har potential att ta sig fram till ett vattendrag eller dräneringsrör. Vid yterosion är chansen större att det eroderade sedimentet hinner deponeras inom avrinningsområdet. Dessutom uppstår rännilserosion ofta på återkommande platser medan yterosionens uppkomst varierar mer. På grund av detta är det viktigare att satsa på åtgärder mot rännilserosion än yterosion och därför valdes rännilserosion som dominerande process i området (Tette Alström, Ekologgruppen, pers. komm. 15 maj 2014).

Val av fyllda eller ej fyllda sänkor

I valet att fylla eller inte fylla sänkorna i en DEM finns det både för- och nackdelar. När sänkorna i en DEM fylls försvinner förvisso en del naturliga sänkor men också de som beror på mätfel eller andra orsaker och som då endast finns i DEM: en. Resultatet bli en beskrivning av sammanhängande flödesvägar i landskapet. Ekologgruppen argumenterar dock att denna metod samlar riskområdena närmare utloppet för avrinningsområdet. Då det är önskvärt att placera åtgärderna längre upp i avrinningsområdet väljer de i sitt verktyg att inte fylla sänkorna i DEM: en. Detta resonemang kan motiveras utifrån två studier. Brandt (1996) visade att i svenska vattendrag är utlakningen av sediment större i de små vattendragen än i de stora. Det har också visats att mindre avrinningsområden tenderar att ge upphov till större sedimentförluster per areal i norra, västra och centrala Europa (Vanmaercke et al. 2011). Dock påpekas att sambandet mellan sedimentförlust och area är svagt och därmed inte förklarar förlusten fullt ut, men det pekar ändå på att det är viktigt att identifiera de mindre riskområdena (Vanmaercke et al. 2011).

Vid en visuell jämförelse av riskkarteringarna från samma modell men DEM: er med fyllda och ej fyllda sänkor såg de ut att vara mindre lika varandra än när de två olika modellerna och samma DEM användes. Vid en jämförelse av riskkarteringarna från Ekologgruppens verktyg där en DEM med fyllda sänkor och en med ej fyllda sänkor användes uppgick överlappningen till 38 %. När USPED med en DEM med ej fyllda sänkor jämfördes med USPED med en DEM med fyllda sänkor uppgick överlappningen till 47 %. När en buffert på 4 meter skapades kring riskområdena var överensstämmelsen lite bättre. Då uppgick överlappningen till 52 % och 58 % för när jämförelser gjordes för Ekologgruppens verktyg och USPED med fyllda jämfört med ej fyllda sänkor. Det ger alltså större skillnader i riskkarteringarna när samma modell baserad på olika DEM: er används än när de två olika modellerna baserade på samma DEM används.

En jämförelse av hur stor del av riskområdena som pekades ut i den övre respektive nedre delen av avrinningsområdet visade att en större yta riskområden (59 %) pekades ut längre ned i avrinningsområdet med ej fyllda sänkor för både Ekologgruppens verktyg och USPED. När en DEM med fyllda sänkor användes låg 52 % av riskområdena från Ekologgruppens verktyg i nedre delen av avrinningsområdet respektive 53 % av riskområdena från USPED. Riskområdena blev dessutom med en DEM med ej fyllda sänkor mer spridda och det blev

svårare att identifiera var åtgärder skulle göra mest nytta. Därmed gäller inte riktigt Ekologgruppens resonemang att DEM: en bör ha ej fyllda sänkor för att på så sätt identifiera fler riskområden i övre delen av avrinningsområdet för denna studie.

En utvärdering genom fältbesök för att se om riskområdena stämmer bättre överens med verkligheten vid användandet av en DEM med fyllda eller ej fyllda sänkor hade därför varit en intressant fortsättning på denna studie. Till exempel kan det undersökas om de olika sänkorna i DEM: en skiljer sig åt vad gäller djup eller placering och utifrån en jämförelse med hur det verkliga landskapet ser ut kunna dra en slutsats om sänkor bör fyllas eller inte. Kanske är det så att vissa sänkor bör fyllas medan vissa bör få vara kvar.

Vilken faktor spelar störst roll i modellerna

Riskkarteringen som togs fram med Ekologgruppens verktyg utgår endast från en flödesackumulering baserad på höjddata. USPED baseras på samma höjddata i LS-faktorn men också tre andra faktorer, R (nederbördens erosivitet), K (jordens erodibilitet) och C (vegetationens täckningsgrad, växtföljd och bruksningsmetoder). Då R-faktorn inte varierar särskilt mycket över området och C-faktorn är densamma över all jordbruksmark bör dessa inte ge upphov till någon betydande skillnad i resultatet mellan de båda modellerna. Inte heller K-faktorn ser ut ha en framträdande roll i resultatet från USPED då båda riskkarteringarna är relativt lika och inga tydliga mönster framträder som stämmer överens med denna faktor. LS-faktorn, som baseras på flödesackumuleringen, verkar därför ha störst inflytande över resultatet även från USPED, vilket kan förklara likheten mellan riskkarteringarna från de två modellerna. Det som faktiskt skiljer de två modellernas riskkarteringar åt är att USPED ger lite mer spridda områden än Ekologgruppens verktyg vilket kan bero på att LS-faktorn i USPED beräknar topografins inverkan i tre dimensioner medan Ekologgruppens verktyg endast beräknar vattenflödet nedåt.

En utveckling av denna studie hade kunnat vara att vidare undersöka vilka faktorer som väger tyngst i USPED. En sådan känslighetsanalys hade kunnat visa om det är LS-faktorn som spelar störst roll eller om även de andra faktorerna har en mer betydande inverkan än en visuell utvärdering kan visa.

Vad kan förbättras i Ekologgruppens verktyg

Riskkarteringen utförd med Ekologgruppens verktyg visade sig stämma bra överens med riskkarteringen utförd med USPED. Skillnaden mellan dem var att riskområdena var lite mer spridda i resultatet från USPED-modellen än från Ekologgruppens verktyg. Därmed är det inte säkert att Ekologgruppens verktyg behöver utvecklas ytterligare för att fungera som rådgivningsverktyg till lantbrukare. Dock skriver Ekologgruppen själva att de vill utveckla sitt verktyg och innefatta fler faktorer, bland annat jordartsinformation.

K-faktorn som beskriver jordens erodibilitet är också den faktor som har mest potential att inkluderas i Ekologgruppens verktyg, dels då data för att beräkna denna faktor nu finns tillgänglig (Faruk Djodjic, pers. komm. 14 april 2014) och dels då forskningsframsteg görs för att ta fram en metod som kan resultera i giltiga värden på K-faktorn för svenska jordar (Villa et al. 2012). Information om vilken typ av jordart som förekommer i ett avrinningsområde är också viktigt att känna till för att veta hur mycket fosfor som potentiellt

kan finnas i marken. Det kanske inte är så viktigt att Ekologgruppens verktyg inkluderar K-faktorvärden som de är i sitt verktyg utan mer hur de olika jordarternas erodibilitet och möjlighet att binda till sig fosfor förhåller sig till varandra genom indexvärden.

Om även information liknande den som C- och R-faktorerna beskriver (vegetationens täckningsgrad, brukningsmetoder och nederbördens erosivitet) ska inkluderas i verktyget behöver de utvecklas mer än vad som beskrivs i denna studie för att passa de förhållanden som råder i avsedda områden (se diskussion ovan under C- och R-faktor).

Förbättringar av denna studie

- ***Valideringen***

För att veta om USPED gav en tillräckligt bra beskrivning av verklig erosion för att jämföra Ekologgruppens riskkartering mot krävdes en utvärdering av modellens resultat. Det hade varit önskvärt att samla in utvärderingsdata genom fältbesök för att undersöka var erosionsspår i landskapet fanns. På grund av att de nu försvunnit i och med att marken plöjts och såtts för säsongen, var detta tyvärr inget alternativ. Som nämnts ovan validerades riskkarteringarna istället genom att de jämfördes med sex erosionsområden som utpekats av markägare i Torpsbäckens avrinningsområde. De sex områdena kan dock inte sägas vara representativa för erosionen i hela avrinningsområdet. För att få en bättre utvärdering av hur riskkarteringarna stämde överens med verkligheten skulle det därför ha behövts fler utpekade områden där erosion förekommer alternativt att genomföra en fältundersökning vid en tid då erosionsspår var synliga, det vill säga under vinterhalvåret.

Det finns både för- och nackdelar med båda utvärderingsmetoderna. Markägarna är de som känner sin mark bäst. De vet hur marken brukar påverkas av olika typer av vädersituationer och har ofta lång erfarenhet av var erosion brukar uppstå. De är däremot inte utbildade i de processer som påverkar erosion och kan därför inte alltid dra slutsatser om varför erosionen eller vattentransporten ser ut som den gör. Men vid en fältkartering är det bara möjligt att undersöka erosionsspår från en eller ett fåtal säsonger. En kombination av utvärderingsmetoderna borde därför ge ett tillförlitligt utvärderingsmaterial där både expertkunskap och ett bredare tidsperspektiv ingår.

- ***Validering av USPED mot sedimentmängder***

Det finns även ett annat alternativ för att validera resultatet av USPED. Erosions- och depositionsvärdena som beräknas i USPED-modellen kan vidare användas för att beräkna kvantiteten sediment som eroderas respektive deponeras inom avrinningsområdet. Genom att jämföra de modellerade mängderna med uppmätt mängd sediment som förloras från avrinningsområdet kan modellens resultat verifieras. Då sådana data inte fanns tillgängliga för Torpsbäckens avrinningsområde kunde denna typ av validering inte genomföras. Kvantiteten sediment behövdes därför inte heller beräknas för att göra jämförelsen mot Ekologgruppens verktyg då endast områdenas placering behövdes till detta.

- ***Klassning av riskområdena***

Klassindelningen för riskområdena, där riskområdena bedöms utgöras av de 5 % av cellerna med högst flödesackumuleringsvärden, har för Ekologgruppens verktyg validerats (av Ekologgruppen) mot fyra fältkarteringar med en överensstämmelse på mellan 65 och 85 %. För detta verktyg bör klassindelningen för riskområdena utföras med deras verktyg i denna studie därmed stämma relativt bra. Dock kan det förekomma variation om de undersökta

områdena skiljer sig mycket åt, till exempel vad gäller dominerande erosionsprocesser där rännilserosion ofta uppträder på samma ställe medan yterosion varierar mer (Tette Alström, Ekologgruppen, pers. komm. 15 maj 2014). För att kunna göra en jämförelse mot USPED valdes samma klassindelning även här. De 5 % av cellerna med högst erosionsvärde bedömdes som riskområden. Därmed var det möjligt att jämföra hur stora ytor som överlappade mellan de båda riskkarteringarna och ge ett mått på överensstämmelsen utöver den enbart visuella jämförelsen. Då de två riskkarteringarna stämmer relativt bra överens, som beskrivet ovan, bör klassindelningen också vara gångbar, dock bör detta utredas vidare.

Begränsningar

En begränsning med både Ekologgruppens verktyg och USPED är att de endast modellerar ytavrinning och därmed endast det sediment och fosfor som transporteras bort genom denna process. Som beskrivits i kapitel 4.2 transporteras en del av fosfor bort genom andra processer som dränering och inre erosion. Ekologgruppens riskkartering kan därför sägas vara ett bra verktyg för att lokalisera områden där fosforförlust sker genom ytavrinning men inte all fosforförlust som kan ske inom ett avrinningsområde.

En annan begränsning är såklart också att Ekologgruppens verktyg i denna studie jämförs med en modell. Då verkligheten är komplex och alla faktorer som styr processer som till exempel erosion och fosforförlust troligtvis inte är kända så kan ett resultat av en modell aldrig sägas vara sant. En mindre validering av resultaten har utförts varför de ändå bör vara relativt tillförlitliga. En bättre validering av både Ekologgruppens verktyg och USPED mot verkliga värden av sediment- och fosforförlust samt jämförelser av riskkarteringarna mot verkliga erosionsområden skulle dock behövas.

8. Slutsats

Hypotesen att USPED skulle ge ett mer detaljerat resultat stämde delvis. Riskkarteringarna från denna modell visade sig ge mer spridda riskområden som överlappade direkt med mellan 34 till 35 % med riskområdena från Ekologgruppens riskkartering. Huvudområdena var dock desamma då mellan 70 till 73 % av riskområdena överlappade inom åtta meter. USPED:s mer detaljerade resultat var därmed inte till fördel för att definiera var åtgärder mot fosforförlust bör placeras eftersom det bäst görs i huvudområdena. I Ekologgruppens verktyg ingår det också att annan information om bland annat jordarter och växtföljd vägs in i efterhand tillsammans med riskkarteringen. Därmed kan slutsatsen dras att jämfört med USPED är Ekologgruppens verktyg tillräckligt bra för att råda lantbrukare var de bör placera fosforförluståtgärder. Bättre validering av resultaten från de båda modellerna skulle dock behövas för att kunna dra slutsatsen att de är tillräckligt precisa jämfört med verkliga erosions- och fosforförluster.

Vad gäller valet att använda en DEM med fyllda eller ej fyllda sänkor är det inte helt klart hur det påverkar resultatet. Riskkarteringarna skiljde sig mer när samma modell baserad på olika DEM: er användes än när de två olika modellerna baserade på samma DEM användes. Ekologgruppens resonemang att fler riskområden identifieras i övre delen av avrinningsområdet när sänkorna ej fylls gällde inte för denna studie. En utvärdering genom fältbesök för att se vilken DEM som ger flest riskområden som stämmer överens med verkligheten eller om endast vissa sänkor bör fyllas medan andra bör få vara kvar hade varit en intressant fortsättning på denna studie.

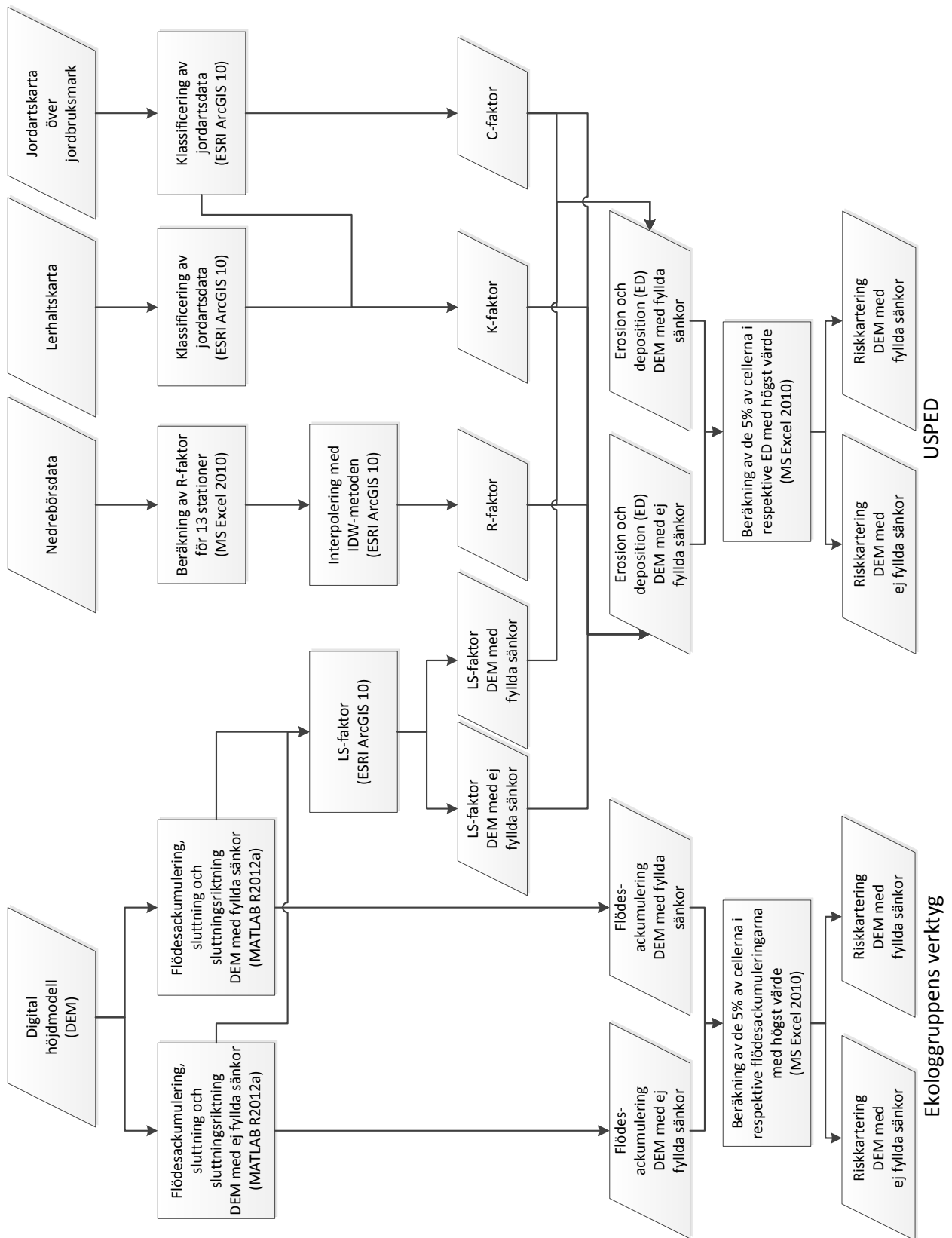
9. Referenslista

- Alström, K., och A. Bergman Åkerman 1991. *Vattenerosion i sydsvensk jordbruksmark*. Lic. avhandling Lund: Lunds universitets naturgeografiska institution.
- Alström, T., och B. Wedding, 2013. Enkelt verktyg för riskkartering av fosforförluster via ytavrinning - Test inom Edebergaåns avrinningsområde i södra Halland. Rapport, Landskrona, 37 s.
- Bergström, L. , F. Djodjic , H. Kirchmann , I. Nilsson, och B. Ulén, 2007. Fosfor från jordbruksmark till vatten : tillstånd, flöden och motåtgärder i ett nordiskt perspektiv. Sveriges lantbruksuniversitet Rapport (Mat 21), 2007:2, Uppsala.
- Beven, K., och P. Germann. 1982. Macropores and water flow in soils. *Water resources research*, 18: 1311-1325. DOI: WR018i005p01311
- Brandt, M., 1996. Sedimenttransport i svenska vattendrag exempel från 1967-1994. Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut Rapport SMHI Hydrologi 69, Norrköping, 17 s.
- Djodjic, F., 2013. Anpassad placering av skyddszoner i landskapet för att öka åtgärdens kostnadseffektivitet. Rapport, Uppsala, 25 s.
- Djodjic, F. , J. Nisell , M. Brandt, och M. Söderström, 2009. Jordartskarta för jordbruksmark – jämförelsestudie mellan olika metoder för interpolation av mätpunkter samt testning av deras betydelse för PLC-beräkningar. Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut Rapport SMED Nr 25, Norrköping, 45 s.
- Ejhed, H. , M. Olshammar , G. Brånvall , A. Gerner , J. Bergström , H. Johnsson , K. Blombäck , J. Nisell, et al., 2011. Beräkning av kväve-och fosforbelastning på vatten och hav för uppföljning av miljö kvalitetsmålet ”Ingen övergödning”. Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut Rapport SMED 56, Norrköping, 51 s.
- Eriksson, J. , S. Dahlin , I. Nilsson, och M. Simonsson. 2011. *Marklära*. Lund: Studentlitteratur.
- Food and agriculture organization of the United Nations, 1974. Soil map of the world. Vol. 1, Legend. Rapport 92-3-101125-1, Paris.
- Grip, H., och A. Rodhe. 1985. *Vattnets väg från regn till bäck*. Stockholm: Forskningsrådets förlagstjänst.
- Helsinki Commission. 2009. Eutrophication in the Baltic Sea—an Integrated Thematic Assessment of the Effects of Nutrient Enrichment and Eutrophication in the Baltic Sea Region. I *Balt Sea Environ Proc*.
- Jiang, B. , Y. Bamutaze, och P. Pilesjö. 2014. Climate change and land degradation in Africa: a case study in the Mount Elgon region, Uganda. *Geo-spatial Information Science*, 17: 39-53. DOI: 10.1080/10095020.2014.889271
- Länsstyrelsens WebbGIS. 2014. Länsstyrelsens WebbGIS - Planeringsunderlag Greppa Näringen. Hämtad 2014, 10 april, från <http://ext-webbgis.lansstyrelsen.se/Skane/Radgivning/>.
- Larsson, A. 2011. *Identifiering av områden med risk för fosforförluster genom ytavrinning - metodutveckling med GIS*. Kandidatex.arb. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet.
- Lindén, O. , K. Sundblad , M. Brandt, och H. B. Wittgren. 1993. Tillförseln av närsalter till kustvatten - en studie av transport och retention i Vadsbäcken. *Vatten*, 49: 5-16.
- Lindström, M. , J. Lundqvist , T. Lundqvist , M. Calner, och U. Sivhed. 2011. *Sveriges geologi från urtid till nutid*. Lund: Studentlitteratur.
- Malgeryd, J. , B. Albertsson , Ö. Folkesson, och L. de Maré, 2008. 64 åtgärder inom jordbruket för god vattenstatus. Jordbruksverket Rapport 2008:31, Stockholm, 138 s.
- Mitasova, H. , J. Hofierka , M. Zlocha, och L. R. Iverson. 1996. Modelling topographic potential for erosion and deposition using GIS. *International Journal of Geographical Information Systems*, 10: 629-641. DOI: 10.1080/026937996137918

- Mitasova, H., och L. Mitas. 1999. Erosion/deposition modeling with USPED using GIS. Hämtad 2014, 1 maj, från <http://www4.ncsu.edu/~hmitaso/gmslab/denix/usped.html>.
- Morgan, R. P. C. 2005. *Soil erosion and conservation*. Oxford: Blackwell Pub.
- Naturvårdsverket. 2014. Ingen övergödning. Hämtad 2014, 1 april, från <http://miljomal.se/sv/Miljomalen/7-Ingen-overgodning/>.
- Puustinen, M. , S. Tattari , J. Koskiaho, och J. Linjama. 2007. Influence of seasonal and annual hydrological variations on erosion and phosphorus transport from arable areas in Finland. *Soil and Tillage Research*, 93: 44-55. DOI: 10.1016/j.still.2006.03.011
- Renard, K. , G. Foster , G. Weesies , D. McCool, och D. Yoder, 1997. Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with RUSLE. . US Department of Agriculture Rapport Agricultural Handbook 703, Washington, DC, 367 s.
- Shipitalo, M. , W. Dick, och W. Edwards. 2000. Conservation tillage and macropore factors that affect water movement and the fate of chemicals. *Soil and tillage research*, 53: 167-183. DOI: 10.1016/S0167-1987(99)00104-X
- Sims, J. , R. Simard, och B. Joern. 1998. Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality*, 27: 277-293. DOI: 10.2134/jeq1998.00472425002700020006x
- Sivertun, A., och L. Prange. 2003. Non-point source critical area analysis in the Gisselo watershed using GIS. *Environmental Modelling & Software*, 18: 887-898. DOI: 10.1016/s1364-8152(03)00107-5
- Sivertun, Å. , L. E. Reinelt, och R. Castensson. 1988. A GIS method to aid in non-point source critical area analysis. *International Journal of Geographical Information System*, 2: 365-378. DOI: 10.1080/02693798808927910
- SMHI. 2009. Dataserier med normalvärden för perioden 1961-1990. Hämtad 2014, 4 april, från <http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/temperatur/dataserier-med-normalv%C3%A4rden-1.7354>.
- Ulén, B. 2005. Fosforförluster från mark till vatten : identifikation av kritiska källor och möjliga motåtgärder. Rapport Naturvårdsverket 5507, Stockholm, 61 s.
- Vanmaercke, M. , J. Poesen , G. Verstraeten , J. de Vente, och F. Ocakoglu. 2011. Sediment yield in Europe: spatial patterns and scale dependency. *Geomorphology*, 130: 142-161. DOI: 10.1016/j.geomorph.2011.03.010
- VattenInformationsSystem Sverige. u. å. Torpsbäcken. Hämtad, från <http://www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE617578-136878>.
- Vattenmyndigheterna. u. å. Vattenförvaltningens mål. Hämtad 2014, 6 april, från <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/om-vattenmyndigheterna/vattenforvaltningens-mal/Pages/default.aspx>.
- Villa, A. , F. Djodjic , L. Bergström, och M. Wallin. 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*, 62: 260-269. DOI: 10.1080/09064710.2012.704390
- Warren, S. D. , H. Mitasova , M. G. Hohmann , S. Landsberger , F. Y. Iskander , T. S. Ruzycki, och G. M. Senseman. 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. DOI: 10.1016/j.catena.2005.08.010
- Wastenson, L. , T. Germundsson, och P. Schlyter. 1999. Sveriges nationalatlas. Atlas över Skåne [Kartografiskt material]. Gävle :: Kartförl. ;
- Whalen, J. K., och L. Sampedro. 2010. *Soil ecology and management*. Wallingford: CABI.
- Wischmeier, W., och D. Smith, 1978. Predicting rainfall erosion losses. . US Department of Agriculture Rapport Agricultural Handbook 537, Washington, DC, 51 s.

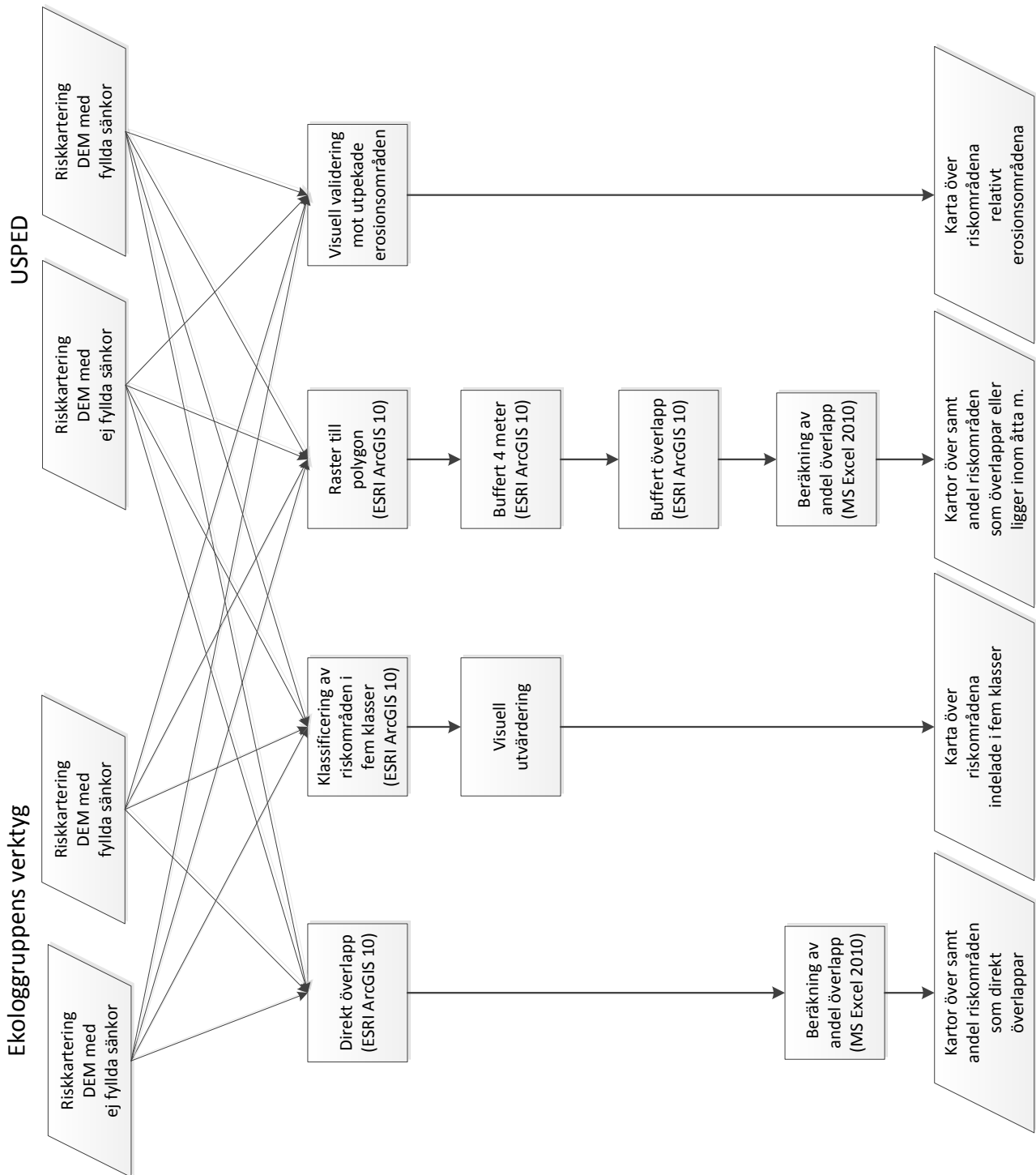
Appendix I

Flödesschema - metod



Appendix I (forts.)

Flödesschema – jämförelser och validering



Appendix II

Skript för implementering av ekvationer från Mitsova och Mitas (1999) i ArcGIS

1. Enable Spatial Analyst

under **View... Toolbars** select **Spatial Analyst**

2. Calculate Slope and Aspect

from the Spatial Analyst toolbar, select **Surface Analysis... Slope**

give the new theme name slope

from the Spatial Analyst toolbar, select **Surface Analysis... Aspect**

give the new theme name aspect

3. Raster Calculator

from the Spatial Analyst toolbar, select **Raster Calculator**

build an expression:

```
FlowAccumulation(FlowDirection([elevation]))
```

Evaluate

make the new theme permanent and change the name to flowacc

build an expression in the Raster Calculator:

(for prevailing rill erosion):

```
Pow([flowacc] * resolution , 0.6) * Pow(Sin([slope] * 0.01745) , 1.3)
```

(for prevailing sheet erosion):

```
[flowacc] * resolution * Sin([slope] * 0.01745)
```

Evaluate

make the new theme permanent and change the name to sflowtopo

build an expression in the Raster Calculator:

```
[sflowtopo] * [kfac] * [cfac] * 280 * Cos(((([aspect] * (-1)) + 450) * .01745)
```

Evaluate

make the new theme permanent and change the name to qsx

build an expression in the Raster Calculator:

```
[sflowtopo] * [kfac] * [cfac] * 280 * Sin(((([aspect] * (-1)) + 450) * .01745)
```

Evaluate

make the new theme permanent and change the name to qsy

Appendix II (forts.)

Skript för implementering av ekvationer från (Mitasova och Mitas (1999)) i ArcGIS (forts.)

4. select qsx in the Spatial Analysis Toolbar

select **Surface Analysis... Slope**

give the new theme name qsx_slope

select **Surface Analysis... Aspect**

give the new theme name qsx_aspect

5. select qsy in the Spatial Analysis Toolbar

select **Surface Analysis... Slope**

give the new theme name qsy_slope

select **Surface Analysis... Aspect**

give the new theme name qsy_aspect

6. Raster Calculator

build an expression

$\text{Cos}(((\text{[qsx_aspect]} * (-1)) + 450) * .01745) * \text{Tan}(\text{[qsx_slope]} * .01745)$

give the new theme name qsx_dx

build an expression

$\text{Sin}(((\text{[qsy_aspect]} * (-1)) + 450) * .01745) * \text{Tan}(\text{[qsy_slope]} * .01745)$

give the new theme name qsy_dy

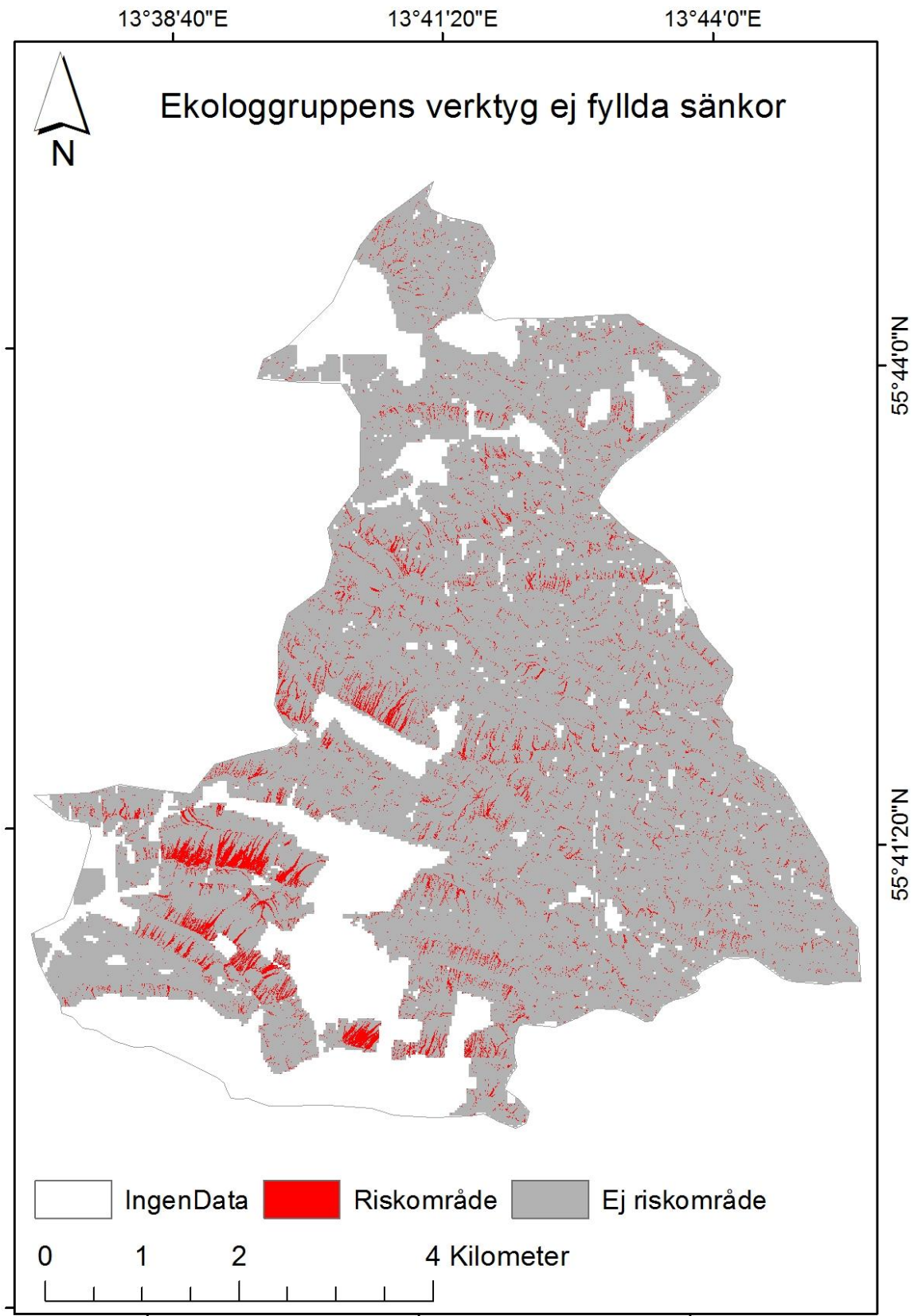
build an expression

$\text{[qsx_dx]} + \text{[qsy_dy]}$ for prevailing rill erosion
 $(\text{[qsx_dx]} + \text{[qsy_dy]}) * 10.$ for prevailing sheet erosion

give the new theme name erdep

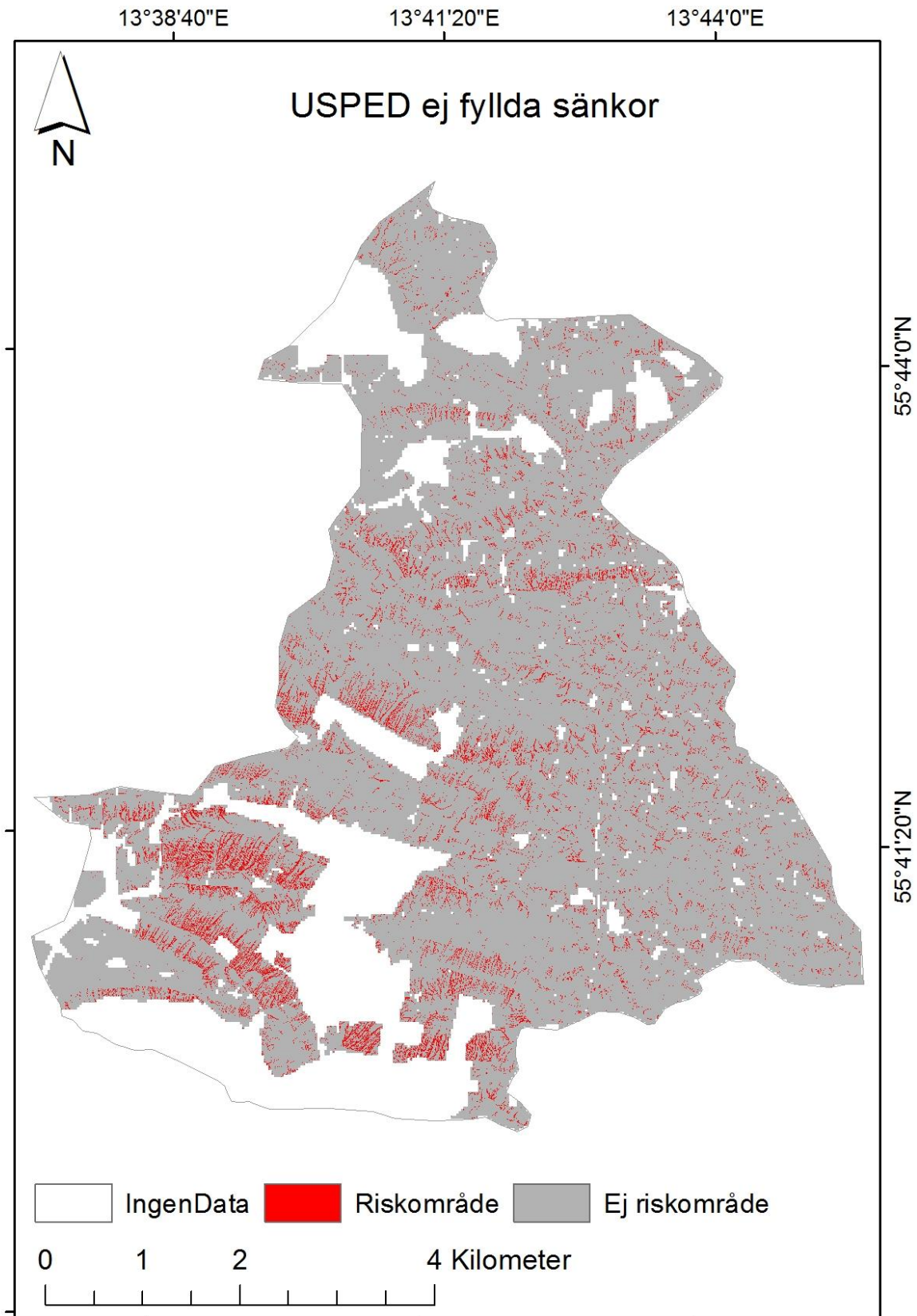
Appendix III

Resultaten av de 4 riskarteringarna



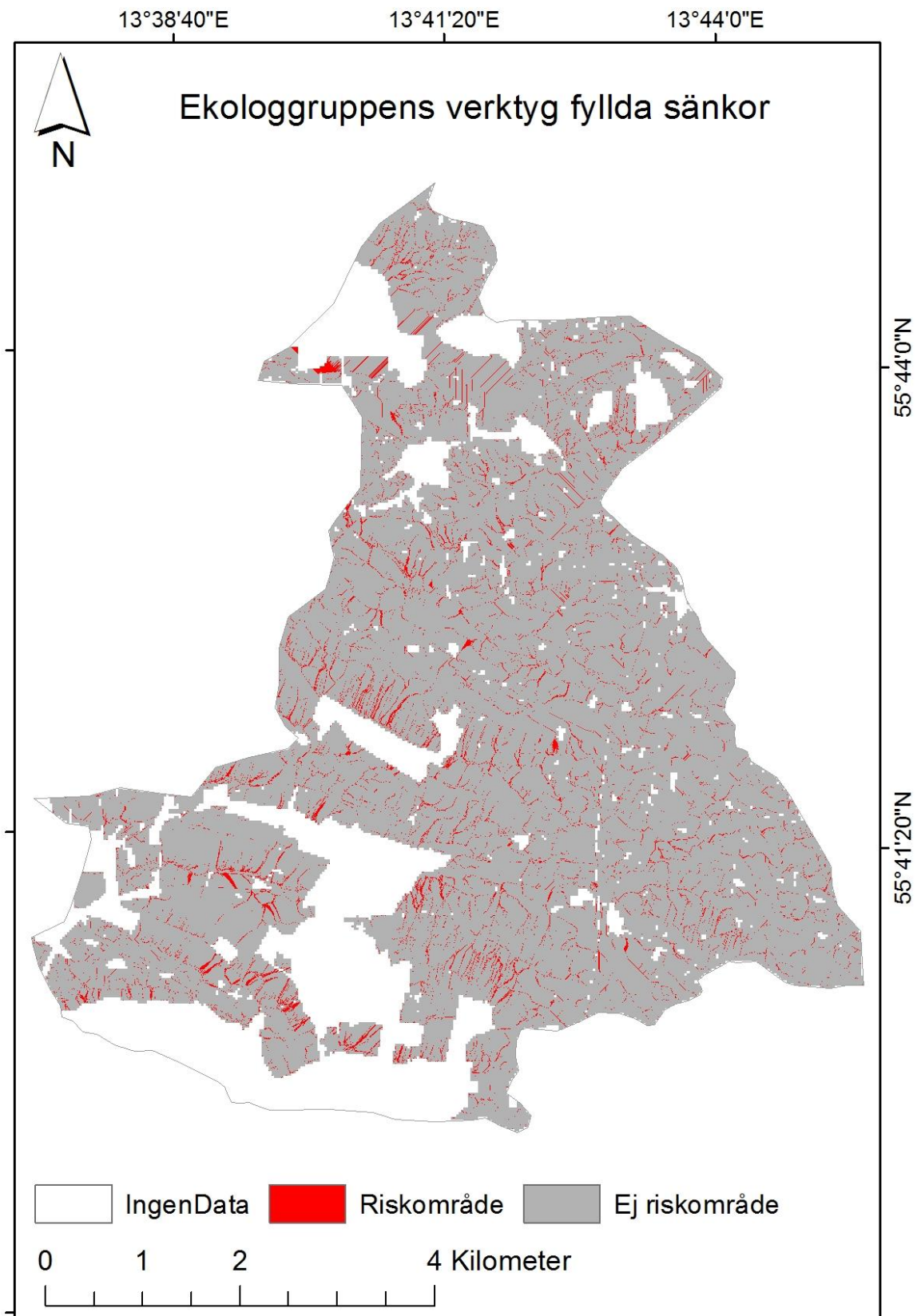
Appendix III (forts.)

Resultaten av de 4 riskkarteringarna



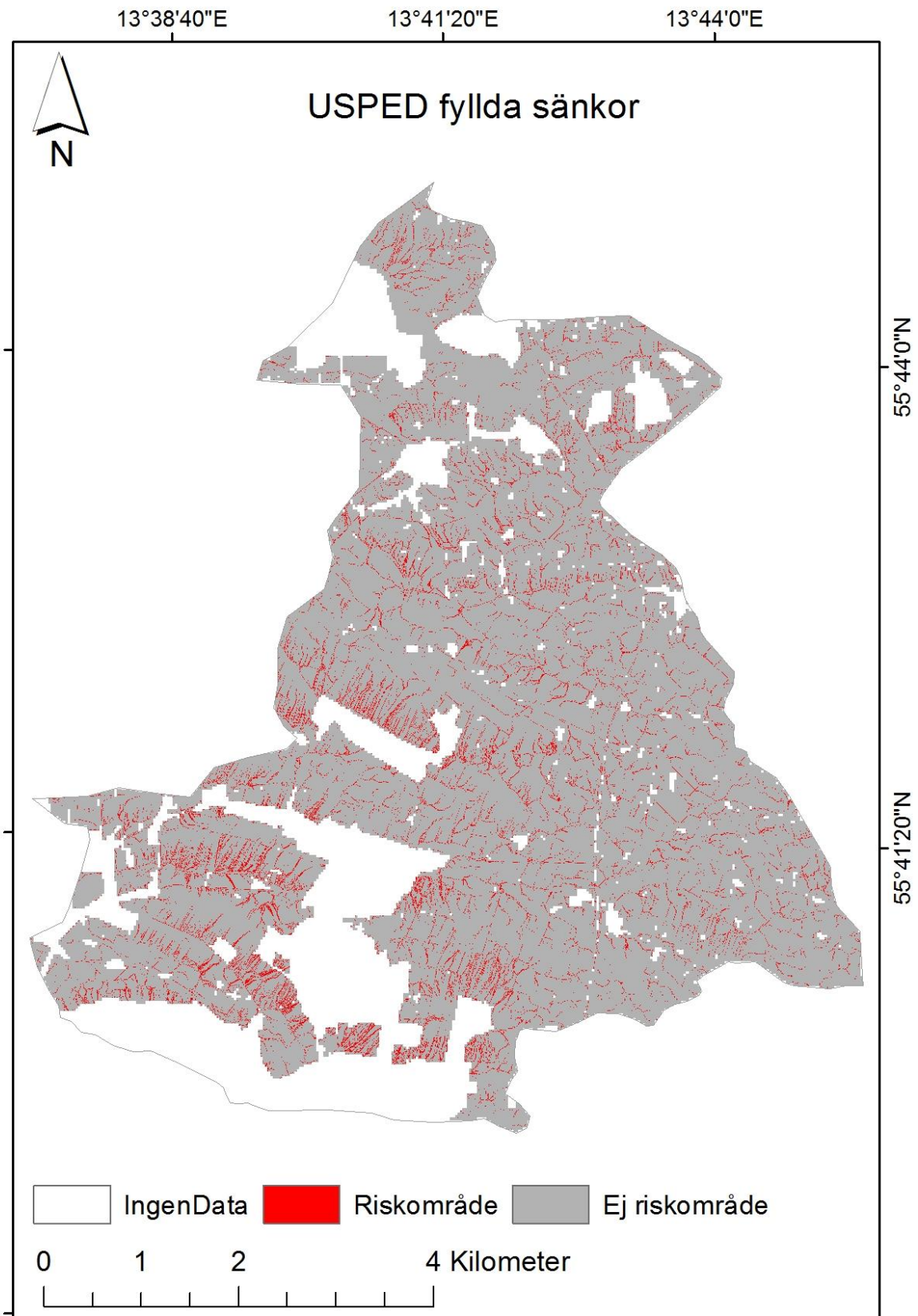
Appendix III (forts.)

Resultaten av de 4 riskkarteringarna



Appendix III (forts.)

Resultaten av de 4 riskkarteringarna



Institutionen för naturgeografi och ekosystemvetenskap, Lunds Universitet.

Student examensarbete (Seminarieuppsatser). Uppsatserna finns tillgängliga på institutionens geobibliotek, Sölvegatan 12, 223 62 LUND. Serien startade 1985. Hela listan och själva uppsatserna är även tillgängliga på LUP student papers (www.nateko.lu.se/masterthesis) och via Geobiblioteket (www.geobib.lu.se)

The student thesis reports are available at the Geo-Library, Department of Physical Geography and Ecosystem Science, University of Lund, Sölvegatan 12, S-223 62 Lund, Sweden. Report series started 1985. The complete list and electronic versions are also electronic available at the LUP student papers (www.nateko.lu.se/masterthesis) and through the Geo-library (www.geobib.lu.se)

- 285 Cansu Karsili (2013) Calculation of past and present water availability in the Mediterranean region and future estimates according to the Thornthwaite water-balance model
- 286 Elise Palm (2013) Finding a method for simplified biomass measurements on Sahelian grasslands
- 287 Manon Marcon (2013) Analysis of biodiversity spatial patterns across multiple taxa, in Sweden
- 288 Emma Li Johansson (2013) A multi-scale analysis of biofuel-related land acquisitions in Tanzania - with focus on Sweden as an investor
- 289 Dipa Paul Chowdhury (2013) Centennial and Millennial climate-carbon cycle feedback analysis for future anthropogenic climate change
- 290 Zhiyong Qi (2013) Geovisualization using HTML5 - A case study to improve animations of historical geographic data
- 291 Boyi Jiang (2013) GIS-based time series study of soil erosion risk using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) model in a micro-catchment on Mount Elgon, Uganda
- 292 Sabina Berntsson & Josefin Winberg (2013) The influence of water availability on land cover and tree functionality in a small-holder farming system. A minor field study in Trans Nzoia County, NW Kenya
- 293 Camilla Blixt (2013) Vattenkvalitet - En fältstudie av skånska Säbybäcken
- 294 Mattias Spångmyr (2014) Development of an Open-Source Mobile Application for Emergency Data Collection
- 295 Hammad Javid (2013) Snowmelt and Runoff Assessment of Talas River Basin Using Remote Sensing Approach
- 296 Kirstine Skov (2014) Spatiotemporal variability in methane emission from an Arctic fen over a growing season – dynamics and driving factors
- 297 Sandra Persson (2014) Estimating leaf area index from satellite data in deciduous forests of southern Sweden
- 298 Ludvig Forslund (2014) Using digital repeat photography for monitoring the regrowth of a clear-cut area

- 299 Julia Jacobsson (2014) The Suitability of Using Landsat TM-5 Images for Estimating Chromophoric Dissolved Organic Matter in Subarctic Lakes
- 300 Johan Westin (2014) Remote sensing of deforestation along the trans-Amazonian highway
- 301 Sean Demet (2014) Modeling the evolution of wildfire: an analysis of short term wildfire events and their relationship to meteorological variables
- 302 Madelene Holmblad (2014). How does urban discharge affect a lake in a recreational area in central Sweden? – A comparison of metals in the sediments of three similar lakes
- 303 Sohidul Islam (2014) The effect of the freshwater-sea transition on short-term dissolved organic carbon bio-reactivity: the case of Baltic Sea river mouths
- 304 Mozafar Veysipanah (2014) Polynomial trends of vegetation phenology in Sahelian to equatorial Africa using remotely sensed time series from 1983 to 2005
- 305 Natalia Kelbus (2014) Is there new particle formation in the marine boundary layer of the North Sea?
- 306 Zhazhang Cai (2014) Modelling methane emissions from Arctic tundra wetlands: effects of fractional wetland maps
- 307 Erica Perming (2014) Paddy and banana cultivation in Sri Lanka - A study analysing the farmers' constraints in agriculture with focus on Sooriyawewa D.S. division
- 308 Nazar Jameel Khalid (2014) Urban Heat Island in Erbil City.
- 309 Jessica, Ahlgren & Sophie Rudbäck (2014) The development of GIS-usage in developed and undeveloped countries during 2005-2014: Tendencies, problems and limitations
- 310 Jenny Ahlstrand (2014) En jämförelse av två riskkarteringar av fosforförlust från jordbruksmark – Utförda med Ekologgruppens enkla verktyg och erosionsmodellen USPED