



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Fakulteten för naturresurser
och lantbruksvetenskap

Kristin Boye, Nicholas Jarvis, Julien Moeys, Mikaela Gönczi och
Jenny Kreuger

Ytavrinning av växtskyddsmedel i Sverige och lämpliga motåtgärder

– en kunskapssammanställning med fokus på
skyddszoner



Foto: Nicholas Jarvis, Kristin Boye

CKB rapport 2012:1

Uppsala 2012

KompetensCentrum för Kemiska Bekämpningsmedel
Sveriges Lantbruksuniversitet

Centre for Chemical Pesticides
Swedish University of Agricultural Sciences

ISBN 978-91-576-9094-4

Innehållsförteckning

Sammanfattning	5
Summary	6
1. Inledning	7
2. Bakgrund	7
3. Ytavrinning – mekanismer och flödesvägar	9
4. Åtgärder mot ytavrinning av växtskyddsmedel.....	12
4.1 Skyddszoner.....	14
4.1.1. Markanpassade skyddszoner	16
4.1.2. Kantskyddszoner	17
4.1.4. Strandnära skyddszoner	19
4.2 Våtmarker.....	20
4.3 Dikesutformning.....	21
4.4 Andra motåtgärder.....	22
4.4.1. Minskad risk för ytavrinning.....	22
4.4.2. Minska risken för växtskyddsmedelstransport i ytavrinning.....	23
4.5 Kombinerade miljövinster	24
4.5.1. Fosfor.....	24
4.5.2. Andra föroreningar.....	25
4.5.3. Biologisk mångfald	25
5. Ytavrinning av växtskyddsmedel i Sverige.....	26
6. Modeller	28
6.1 Riskbedömning.....	28
6.2 Riskreducering.....	29
7. Internationell utblick	31
8. Slutsatser	32
8.1 Bedömning av motåtgärdernas tillämpbarhet och förväntade effekt i Sverige	32
8.2 Rekommendationer.....	33
8.2.1. Forskning och miljöövervakning.....	33
8.2.2. Riskbedömning	34
8.2.3. Riskreducering och motåtgärder.....	35
Referenser	37

Sammanfattning

Ytavrinning är en av flera möjliga diffusa spridningsvägar för växtskyddsmedel till ytvatten. Motåtgärder mot ytavrinning av växtskyddsmedel, med speciellt fokus på skyddszoner, har aktualiserats genom EU:s antagande av ett nytt ramdirektiv (2009/128/EG)¹ för hållbar användning av bekämpningsmedel och genom riskbedömningsrutiner vid produktregistrering av växtskyddsmedel enligt växtskyddsmedelsförordningen (EG 1107/2009)². Med anledning av detta har problemets omfattning i Sverige och olika motåtgärders relevans och effektivitet under svenska mark- och väderförhållanden undersökts genom en litteraturgenomgång och intervjuer med svenska och internationella aktörer och experter. Rimligheten i riskbedömningsmodelleringar med R1 scenariot i PRZM-in-FOCUS har också utvärderats för svenska förhållanden.

Bedömningen är att ytavrinning lokalt kan vara av stor betydelse för transport av växtskyddsmedel till ytvatten i Sverige, men att fenomenet troligtvis är begränsat i tid och rum till tillfällena (t ex extrem nederbörd) och/eller platser (t ex erosionsbenägna jordar, traktorspår, området runt dräneringsbrunnar) där särskild risk för ytavrinning föreligger. R1-scenariots mark- och väderförhållanden är inte representativa för svensk åkermark och modelleringarna överskattar troligtvis risken för transport genom ytavrinning. Skyddszoner och andra motåtgärder bedöms effektivt kunna reducera mängden växtskyddsmedel i ytavrinning om placeringen i landskapet och utformningen är rätt. De lokala förutsättningarna i form av t ex topografi (på landskaps- och fältnivå), markegenskaper, brukningsmetoder och grödor är avgörande för vilken typ av åtgärd(er) som lämpar sig bäst och var den/de ska placeras. Att införa obligatoriska skyddszoner längs med alla vattendrag bedöms därför inte motiverat, då den förväntade effekten är låg i förhållande till de stora arealer jordbruksmark som skulle behöva tas ur produktion. Istället förespråkas lokalt anpassade åtgärder, som kan föreskrivas eller ingå i rådgivning och miljöstödsystem. Eventuellt bör ett alternativ till dagens riskbedömningsmodelleringar övervägas för att nå en rimligare försiktighetsnivå i bedömningarna.

Summary

Environmental monitoring reveals that pesticides enter surface waters regularly in Sweden. Mitigating measures against point sources and spray drift have successfully reduced concentrations, but pesticide concentrations still sometimes exceed ecotoxicological guideline values. Additionally, the EU directives for water (2000/60/EC) and for sustainable use of pesticides (2009/128/EC), and the regulation regarding placing plant protection products on the market (EC 1107/2009) stipulate that mitigation strategies should be developed against diffuse sources, such as surface runoff and drainage. The current project is a knowledge compilation to support authorities in the implementation of runoff mitigation in regulatory and subsidy systems.

The project lists a number of mitigation measures: vegetated buffer strips, wetlands, ditch management, integrated pest management and other management strategies to reduce the risk of runoff transport of pesticides. The focus is on vegetated buffer strips. The project has also evaluated the validity for Swedish conditions of the PRZM-in-FOCUS R1 scenario for assessing risk of pesticide concentrations exceeding the ecotoxicological guideline values due to pesticide transport through runoff.

In Sweden, the majority of surface runoff occurs during snowmelt, when pesticide loss is unlikely. The temporal and spatial frequency of runoff events during the growing season and the amount of pesticides transported in this way are currently unknown. Phosphorous models estimate that up to 33% of total yearly water flow enters water courses as surface runoff in the worst cases and around 10% on average, but the lack of data for calibration renders these estimates highly uncertain. Field data from a drained silt loam (considered 95-percentile-worst-case for runoff under Swedish conditions) suggest 35-50% of total monthly water flow during summer (May-September) occurs through surface runoff. Thus, surface runoff may contribute considerably to pesticide transport locally, but is still considered unlikely to be of major importance on a national level, although data is lacking to confirm this assumption. Therefore, local adaptation of mitigation measures is deemed a more efficient strategy for Sweden, than general solutions, such as mandatory buffer strips along all water courses. This would also simplify links with other environmental mitigation measures e.g. for nutrients and biodiversity, as well as increase the acceptance among farmers. The PRZM-in-FOCUS R1 scenario greatly overestimated the risks for runoff and erosion for Sweden, due to more extreme soil and weather conditions than are realistic for Sweden. Thus, alternative solutions for assessing pesticide runoff risks in Sweden are suggested: 1) developing a Swedish scenario for the PRZM model, 2) developing the Swedish groundwater scenario for the MACRO-in-FOCUS model to include runoff estimation, and 3) establishing a system for local runoff mitigation that is reliable enough to justify the assumption that pesticides will rarely enter surface waters through runoff. It is strongly suggested that research and monitoring projects are supported to provide a better database on which to build risk assessment scenarios and risk management strategies.

1. Inledning

Växtskyddsmedel påträffas regelbundet i ytvatten i Sverige, ibland i halter över riktvärden för att skydda vattenlevande organismer (riktvärdet varierar beroende på substans) och/eller dricksvattenssäkerhet (0,1 µg/l)^{3,4}. För att uppnå de nationella miljömålen om giftfri miljö och levande sjöar och vattendrag krävs därför motåtgärder. Dessutom medför EU:s båda ramdirektiv för vatten (2000/60/EG)⁵ och för hållbar användning av bekämpningsmedel (2009/128/EG)¹ krav på åtgärder för att minimera förorening av vatten. Åtgärder riktade mot läckage av växtskyddsmedel från punktkällor, framförallt från spill i samband med påfyllning och rengöring av sprututrustning, har redan gett goda resultat⁶. Nästa steg är de diffusa spridningsvägarna, som framförallt utgörs av vindavdrift, ytavrinning och dräneringsflöden. Denna rapport behandlar ytavrinning av växtskyddsmedel och har tagits fram av KompetensCentrum för Kemiska Bekämpningsmedel (CKB) vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) på uppdrag från Jordbruksverket (SJV).

Syftet med rapporten är att sammanställa resultat från vetenskapliga studier och internationella erfarenheter kring ytavrinning av växtskyddsmedel och lämpliga motåtgärder, speciellt skyddszoner, samt bedöma relevansen för svenska förhållanden. Underlaget har hämtats från internationella vetenskapliga tidskrifter, svenska och internationella rapporter från myndigheter, intervjuer med internationella experter och svenska forskare, data från miljöövervakning av bekämpningsmedel och växtnäringsämnen, samt diskussioner med berörda myndighetspersoner i Sverige. Rapporten är tänkt att utgöra ett kunskapsunderlag för införlivandet av motåtgärder mot ytavrinning av växtskyddsmedel i svensk lagstiftning, bidragssystem, rådgivningsverksamhet och riskbedömningsrutiner.

2. Bakgrund

Europaparlamentet och europeiska unionens råd antog 2009 ett nytt direktiv (2009/128/EG)¹ om upprättandet av en ram för gemenskapens åtgärder för att uppnå en hållbar användning av kemiska bekämpningsmedel. Inledningsvis är det enbart växtskyddsmedel som omfattas av direktivet, men en framtida tillämpning även för biocidprodukter förutses. Direktivet skulle ha varit införlivat i medlemsländernas lagstiftning senast 14 december 2011, men många länder är försenade, däribland Sverige. Naturvårdsverket (NV) utarbetade i samråd med Jordbruksverket och Kemikalieinspektionen (KemI) ett förslag till svenskt genomförande av direktivet som lämnades till Miljödepartementet i november 2009, men det har sedan blivit kraftigt försenat. Jordbruksverket har tagit fram ett förslag till en nationell handlingsplan (Handlingsplan för växtskyddsmedel i Sverige) som för närvarande är ute på remiss.

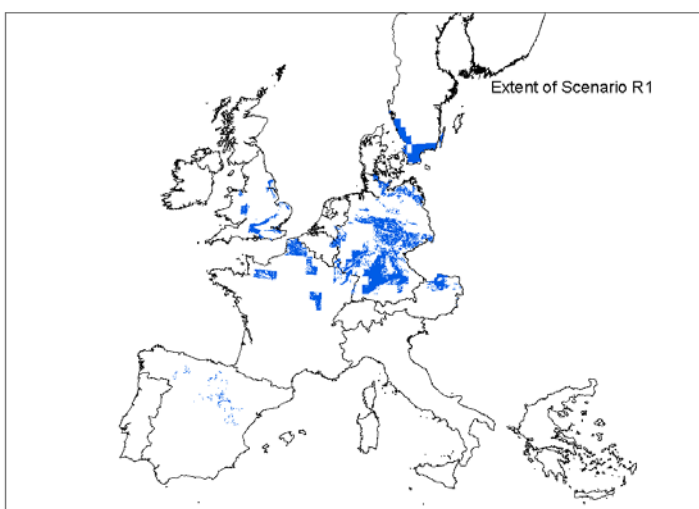
Ramdirektivet innehåller bland annat bestämmelser för utbildning, försäljning, information, spridning, riskindikatorer och rapportering. I det fjärde kapitlet om särskilda metoder och användningar finns i artikel 11 bestämmelser för särskilda åtgärder för att skydda vattenmiljön och dricksvattnet som ska vidtas. Punkten 2c i artikel 11 lyder:

Att använda åtgärder som minimerar risken för förorening utanför området till följd av vindavdrift, dräneringsflöde och ytavrinning.

Åtgärderna ska innefatta skapande av buffertzoner för att skydda vattenorganismer utanför målgrupperna och säkerhetszoner för ytvatten och grundvatten som används för uttag av dricksvatten, där bekämpningsmedel inte får användas eller lagras.

Detta innebär att åtgärder mot ytavrinning av växtskyddsmedel ska införlivas i svensk lagstiftning, men det lämnas utrymme för tolkningsfrihet om hur de angivna buffertzonerna ska utformas. Begreppet buffertzon används vanligtvis om en sprut- och/eller gödselri zon, som bortsett från detta brukas som övriga fältet, medan begreppet skyddszon används för en zon som tas ur bruk för att anlägga en permanent gröda t ex gräs, buskar och/eller träd.

Ytavrinning av växtskyddsmedel utgör också en del av den riskbedömning som görs i samband med produktregistrering av växtskyddsmedel enligt växtskyddsmedels-förordningen (EG 1107/2009)². I Sverige är det KemI som gör detta och till sin hjälp använder de PRZM-modellen, med scenarier som FOCUS-gruppen inom EU utvecklat för att bedöma risken att en aktiv substans från ett växtskyddsmedel sprids till yt- och grundvatten⁷. Scenarierna för dräneringsflöden (D-scenarier) och ytavrinning (R-scenarier) är baserade på väder- och markförhållanden i olika regioner inom EU. För dräneringsmodelleringarna används scenario D1 som är baserat på data från Lanna i Västergötland, samt scenario D4 från Skousbo i Danmark. Det ytavrinningsscenario (R1) som används av KemI är däremot baserat på data från Weiherbach i södra Tyskland. KemI har därför efterfrågat en utvärdering av representativiteten hos detta scenario för svenska förhållanden. FOCUS-gruppen gjorde bedömningen att delar av södra Sverige täcks in av scenariot (*Figur 1*). Detta baserades på att jordtypen i Weiherbach även förekommer i södra Sverige enligt den europeiska jordgeografiska databasen (Soil Geographic Database of Europe, skala 1:1000 000) och att klimatdata och minst en gröda överensstämmer med data från Weiherbach⁸. Denna bedömning är dock väldigt osäker, eftersom jordegenskaper kan variera lokalt (i betydligt mindre skala än databasens upplösning) och dessutom omfattar varje jordtyp i sig en stor



Figur 1. FOCUS-gruppens bedömning av R1-scenariots utbredning⁷.

variation av jordegenskaper. För R1-jorden är de gemensamma egenskaperna att jorden är mjälilig (sandhalt <15%, lerhalt \leq 35%), fritt dränerad, kan vara bevattnad och inte är vattenmättad över 40 cm djup mer än 1 månad om året, samt över 80 cm djup mer än 3 månader om året ⁸.

Utöver riskbedömning med R1 tillämpar KemI sedan december 2010 möjligheten, i enlighet med FOCUS rekommendationer ⁹, att införa skyddszoner som motåtgärd i modellen (SWAN i FOCUS) för produkter där R1-simuleringarna indikerar risk för att ytavrinning kan leda till ytvattenhalter över gränsvärdena. Detta har medfört att ett mindre antal produkter, som i annat fall skulle blivit förbjudna, har godkänts med villkoret att en permanent bevuxen skyddszon (10 m bred) upprättas längs med gräns mot vattendrag året före spridningen av växtskyddsmedlet. Detta skapar dock en konflikt mellan miljöstödsberättigade skyddszoner och villkorsstyrda skyddszoner. Det medför också sannolikt att odlingsbar mark, på jordar där problem med ytavrinning är obefintliga, tas ur produktion utan att riskerna minskar. Dessutom är det inte säkerställt att effekten av skyddszoner under svenska förhållanden och i denna utformning är tillräcklig för att motivera godkännande med detta villkor.

Samtidigt som det är viktigt att riskbedömningen i samband med produktregistrering och eventuella bedömda motåtgärder är säker och anpassad för svenska förhållanden, så ska registreringsprocessen harmoniseras inom EU. Därför har EU-länderna delats in i tre zoner och Sverige tillhör den norra zonen tillsammans med Danmark, Finland, Estland, Lettland, och Litauen. Produkter utvärderas därmed i ett av dessa länder, övriga länder ges möjlighet att komma med synpunkter och sedan beslutar varje enskilt land om produkten ska godkännas. Själva riskutvärderingen görs alltså bara en gång. Därför underlättas riskbedömningsprocessen om tolkningen och verktygen är så lika som möjligt inom zonen.

Till följd av den stora osäkerhet som råder kring hur risken för ytavrinning av bekämpningsmedel ska hanteras i riskreducering och riskbedömning i lagstiftning, rådgivning och produktregistrering efterfrågade växtskyddsrådet ett större kunskapsunderlag och Jordbruksverket beviljade medel till CKB för att göra en sammanställning av kunskapsläget i Sverige och internationellt, vilket resulterat i denna rapport.

3. Ytavrinning – mekanismer och flödesvägar

Ytavrinning är vatten som rinner på markytan och kan uppstå till följd av att marken är vattenmättad (eller frusen) eller om nederbörden/bevattningen är så intensiv att vattnet inte hinner tränga ner (infiltrera) i marken. Ytavrinning till följd av otillräcklig infiltrationskapacitet kan bero på att markens struktur är dålig pga jordartens egenskaper (t ex mjälajordar) eller markpackning (t ex i traktorspår) (*Figur 2*). I Sverige är ytavrinning till följd av vattenmättnad vanligast, eftersom den största delen av ytavrinningen sker under snösmältningen då tjälen gör marken ogenomtränglig och stora mängder vatten samlas under en kort tid (*Figur 3*).



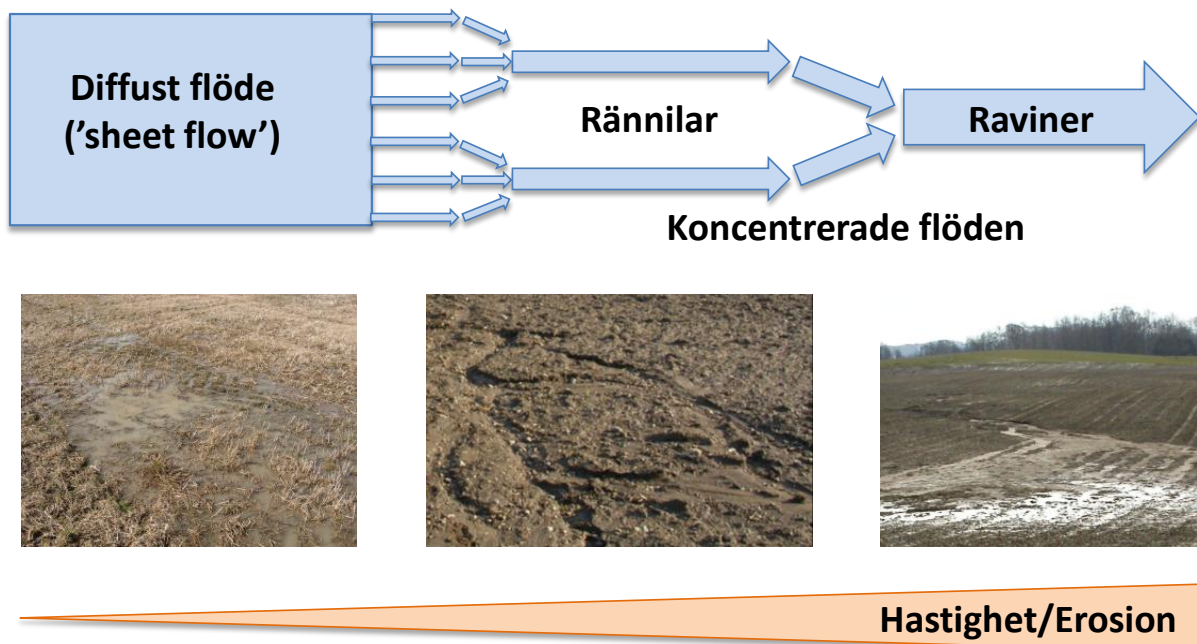
Figur 2. Ytavrinning efter kraftigt regn på lättlera (längst till vänster) och på grund av nedsatt infiltrationskapacitet efter markpackning och förstörd makroporstruktur i traktorspår (mitten och längst till höger). Foto: Nicholas Jarvis (till vänster och höger), Örjan Folkesson (mitten).



Figur 3. Ytavrinning och erosion efter snösmältning på svensk åkermark. Foto: Eskil Nilsson (nederst till vänster) och Örjan Folkesson (övriga bilder).

Ytavrinning börjar som diffusa flöden (s k "sheet flow"), men övergår snabbt i koncentrerade flöden i rännilar (*Figur 4*). Dessa uppmärksammas ofta i traktorspår eller i små sänkor i landskapet. Rännilarna kan i ogynnsamma fall gå samman och bilda raviner. Ofta förknippas ytavrinning med kraftig marklutning, men vattenflöde på ytan och föroreningstransport är möjligt även på svaga sluttningar ^{10, 11}. Däremot är erosion (dvs partikeltransport) i större utsträckning kopplat till marklutningen, eftersom ökad lutning medför högre flödes hastighet. Erosionskraften och flödes hastigheten ökar också ju mer koncentrerade flödena blir. Det är viktigt att poängtera att det är den lokala topografin inom fältet som är avgörande för hur vattnet flödar ^{10, 12}, om rännilar och raviner bildas och om vattnet lämnar fältet som ytavrinning eller hinner infiltreras i lokala sänkor eller områden med högre infiltrationskapacitet.

Även om ytavrinning uppstår är det inte säkert att den faktiskt bidrar till transport av växtskyddsmedel till ytvatten (eller andra oönskade recipienter), eftersom det då också krävs att växtskyddsmedel mobiliseras av vattnet och att flödet når fram till recipienten. Risken för att växtskyddsmedel ska följa med ytavrinningsflöden är beroende av substansens bindnings- och nedbrytningsegenskaper ¹³⁻¹⁵ och markegenskaper ¹⁰. Generellt är risken högre ju tidigare ytavrinningen inträffar efter bekämpningstillfället ¹⁶⁻¹⁸, ju högre erosionskraften är, om markstrukturen är förstörd ¹⁹ och ju högre halt av växtskyddsmedel som finns på markytan. Därför är herbicider speciellt benägna att följa med ytavrinning, eftersom de ofta sprids före grödans uppkomst under perioder då risken för ytavrinning är högre ⁹. Detsamma gäller för jorddesinfektionsmedel. Sannolikheten att flödet når recipienten är högre för koncentrerade flöden, i områden där topografin och/eller jordarten är ogynnsam, om markstrukturen är förstörd och/eller marken vattenmättad i närheten av recipienten, samt om det finns genvägar i



Figur 4. Schematisk bild av ytavrinningsflöden. Foto: Nicholas Jarvis (till vänster), Kristin Boye (mitten), Örjan Folkesson (till höger).



Figur 5. Exempel på hur konnektiviteten påverkar ytavrinningsflöden. Bilden längst till vänster visar hur genvägar har skapats där en ridstig korsar ett dike, som leder förbi en skyddszon rakt ner i en å (Foto: Kristin Boye). Bilden i mitten illustrerar hur ytavrinningsflöden eroderat marken runt en dräneringsbrunn (Foto: Örjan Folkesson). Längst till höger har ett ytavrinningsflöde kommit in på ett fält från ett dike, men sedan avstannat och infiltrerat på fältet (Foto: Kristin Boye).

form av till exempel diken, hjulspår, stigar eller vägar. En annan typ av genvägar är strukturer som gör att vattnet snabbt infiltrerar, men där transporten istället sker via dräneringsrör, grundvatten eller snabba markflöden. Exempel på sådana genvägar är dräneringsbrunnar, sprickor och sorkgångar. Å andra sidan kan det finnas fysiska barriärer i form av små gräsvallar eller liknande som bildats i samband med jordbearbetning och som stoppar flödet innan det lämnar fältet. Topografin inom fältet kan också vara sådan att ytavrinning bildas på en del av fältet och sedan infiltreras på en annan del, om fältet planar ut eller det finns lokala svackor. Därför är det viktigt att känna till vattnets flödesväg från föroreningskälla till recipient om effektiva motåtgärder ska kunna sättas in^{20, 21}. Oftast är det endast en liten del av marken som genererar ytavrinningsflöden och av de flöden som genereras når inte alla fram till vattendragen²². Begreppet konnektivitet (från engelskans "connectivity") används för att beskriva hur till exempel flöden eller landskapselement hänger ihop. Det krävs konnektivitet, dvs en sammanhängande, snabb transportväg för att föroreningar ska nå fram (*Figur 5*) och motåtgärderna bör riktas mot att bryta denna, så att flödet bromsas och nedbrytnings- och fastläggningsprocesser hinner verka. Konnektiviteten är svår att mäta, men det pågår forskning och utveckling av modeller och metoder som kan användas för att göra riskbedömningar baserade på konnektiviteten i landskapet^{22, 23}.

4. Åtgärder mot ytavrinning av växtskyddsmedel

Ytavrinning av växtskyddsmedel är betydligt mer komplext än vindavdrift, eftersom det är så många olika faktorer som påverkar var, när och hur transporten sker. Markegenskaper, topografi, växtlighet, hydrologiska förutsättningar och substansgenskaper samverkar. Därför är de lokala förhållandena avgörande för hur, var och när ytavrinning uppstår och om växtskyddsmedel transporteras i ytavrinningen. För att uppnå maximal effekt med olika åtgärder mot ytavrinning krävs därför att de lokala förhållandena beaktas^{14,18,20,21} och de olika

motåtgärderna bör enligt experterna betraktas som en samling verktyg, att ta till i olika kombinationer beroende på de lokala förutsättningarna, inte som separata lösningar^{21, 24-26}. Den europeiska växtskyddsindustrins branschorganisation (ECPA) har initierat ett projekt, Train Operators to Promote best Practices and Sustainability (TOPPS)²⁷, med syfte att utveckla, demonstrera, utbilda och förespråka ”Best Management Practices” (BMPs) för hållbar användning av bekämpningsmedel för att skydda naturliga vattenresurser. Första delen av TOPPS-projektet, TOPPS-Life, riktade sig mot punktkällor, vilka oftast utgörs av spill i samband med påfyllnad och rengöring av sprututrustning. Den andra delen av TOPPS-projektet, TOPPS-Prowadis, pågår fortfarande och därför finns än så länge endast en preliminär rapport som presenterades på en workshop i Bryssel i april 2012²⁴. TOPPS-Prowadis är inriktat på de diffusa källorna vindavdrift och ytavrinning. För vindavdrift arbetas ett internetbaserat verktyg fram och detta kommer i stor utsträckning att likna den svenska hjälpredan²⁸. För ytavrinning kommer ett beslutsträd att tas fram som hjälp i processen med att välja motåtgärd(er). Utgångspunkten är ett trestegskoncept där det är tänkt att rådgivare och lantbrukare arbetar tillsammans inom ett avrinningsområde för att åtgärda problem med ytavrinningstransport av växtskyddsmedel:

1. Diagnos – insamling av tillgängliga data från lokala lantbrukare, tillsammans med observationer i fält och GIS-modelleringar för att förstå vattnets flödesvägar i det aktuella avrinningsområdet.
2. Verktygslåda – inventering av olika motåtgärder: metod, funktion, anläggning, skötsel, effektivitet under olika förutsättningar, ytterligare miljövinster som kan göras, nackdelar och komplikationer, möjligheten att få stöd och ersättning eller annan inkomst, kostnadsberäkning.
3. Lämpliga åtgärder (Best management practices, BMPs) – de åtgärder som lämpar sig bäst i det aktuella området väljs ut med hjälp av resultaten av diagnosen och utifrån de ekonomiska förutsättningarna.

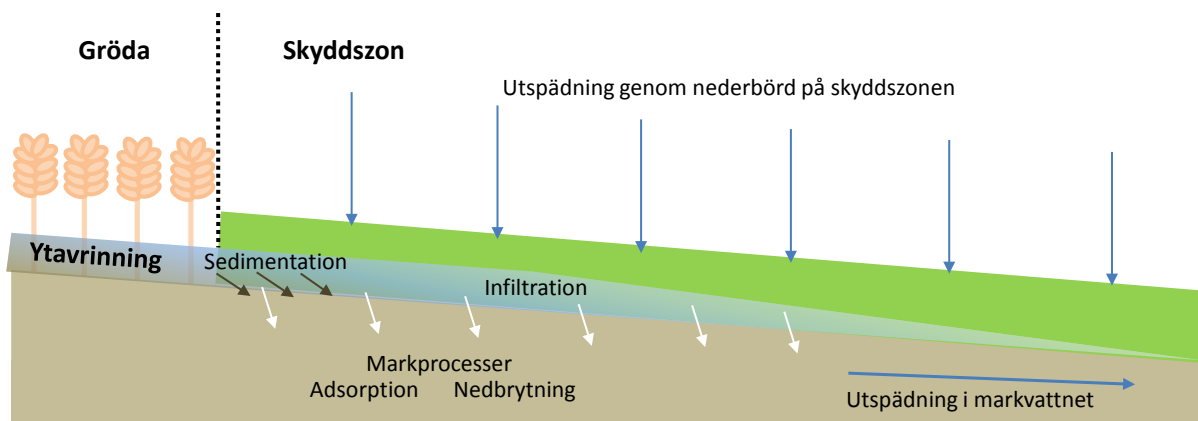
Detta koncept är baserat på den metodik (CORPEN)^{29, 30} som används i Frankrike och ger lokalt anpassade lösningar som har goda förutsättningar att accepteras och implementeras av lantbrukarna²⁴. Effekten av att kombinera olika metoder för att minska ytavrinning av växtskyddsmedel har påvisats i en amerikansk studie där de toxikologiska effekter på fisk- och räkpopulationer minskade med 90% i avrinningsområden där riskreduceringsåtgärder i form av integrerat växtskydd, sedimentationsdammar och andra BMPs riktats mot ytavrinning av växtskyddsmedel³¹. Även i England har goda resultat uppnåtts genom riktade, lokalt anpassade motåtgärder mot diffusa föroreningskällor från jordbruk³².

I denna rapport har syftet varit att undersöka de olika motåtgärdernas effektivitet och lämplighet för svenska förhållanden. Fokus har framförallt varit på skyddszoner, men även andra motåtgärder som syftar till att stoppa uppkomna ytavrinningsflöden presenteras i den utsträckning det är möjligt utifrån tillgängliga forskningsresultat. Motåtgärder med syfte att minska risken för att ytavrinning överhuvudtaget uppstår eller för att växtskyddsmedel ska följa med eventuell ytavrinning, presenteras översiktligt. Många motåtgärder har naturligtvis också flera andra positiva effekter och valet av motåtgärd(er) beror därför på vilka miljövinster som prioriteras utifrån den specifika situationen.

4.1 Skydds-zoner

Skydds-zoner är permanent bevuxna områden på jordbruksmark som har till syfte att bromsa ytavrinningsflöden och minska transporten av vatten, sediment och föroreningar (näringsämnen, växtskyddsmedel etc.). Det är i princip fem olika mekanismer som är verksamma i skydds-zonen (*Figur 6*): sedimentation, infiltration, adsorption, nedbrytning och utspädning. Även växtupptag kan bidra³³. Infiltration är oftast den viktigaste mekanismen för total reduktion av vatten- och föroreningsmängder som transporteras genom ytavrinning³⁴. Sedimentationen är viktig för partikelburna ämnen, medan övriga mekanismer i olika utsträckning kan bidra till att minska halterna av ämnen i vattenfasen. För växtskyddsmedel är flödesbromsningen i sig en viktig funktion då längre kontakttid med jorden ökar möjligheterna för nedbrytning och adsorption (dvs bindning till markpartiklar). Ofta har också skydds-zonerna en högre halt organiskt material än ovanliggande fält³⁵, vilket ytterligare ökar adsorptionskapaciteten. Detta gäller särskilt partikulärt organiskt material (växtrester)³⁶. Även nedbrytningshastigheten kan vara större om den mikrobiella aktiviteten stimuleras av förhållandena i skydds-zonen³³.

Skydds-zoner kan placeras inom fält där risken för ytavrinning är speciellt stor (markanpassade skydds-zoner), i kanten av fält (kantskydds-zoner) eller längs med vattendrag för att hindra att ytavrinningsflöden når vattnet (strandnära skydds-zoner) (*Figur 7*). Gräs är den vanligaste växtsorten, men vegetationen kan i princip bestå av vilka växter som helst, så länge de står emot flöden (t ex kraftigt gräs, buskar, träd). Vegetationen bör väljas med omsorg för att optimera effektiviteten på det aktuella fältet utifrån det syfte man vill uppnå. Det primära syftet med en skydds-zon är att stoppa ytavrinning och erosion, samt minska förlust av sediment, näringsämnen och växtskyddsmedel. Sekundära syften kan till exempel vara att öka den biologiska mångfalden eller skapa gröna korridorer för att öka möjligheten för djur att röra sig mellan olika biotopfragment i landskapet. I vissa fall kan det vara möjligt att använda skydds-zonen för produktion av bioenergi eller som slåttervall, för att minska den ekonomiska förlusten av att ta jordbruksmark ur produktion. Att använda skydds-zonen som betesmark är däremot inte att rekommendera, eftersom betande djur medför markpackning³⁷ och ökar risken för näringsämnesläckage. Viktigt är också att skydds-zonen inte trafikeras av jordbruksmaskiner som ökar markpackningen³⁷.



Figur 6. Schematisk bild över de mekanismer som är verksamma i en skydds-zon.



Figur 7. Exempel på hur olika typer av skydds-zoner kan placeras i landskapet för att effektivt stoppa ytvavrinningsflöden ³⁸.

Det har gjorts en rad internationella vetenskapliga sammanställningar av data kring skydds-zoners effektivitet ^{9, 39-43} och den gemensamma slutsatsen från dessa är att skydds-zoner reducerar mängden sediment, vatten och föroreningar som transporteras genom ytvavrinning, men hur stor effekten är beror på lokala förhållanden i tid och rum, skydds-zonens utformning, vilken typ av föroreningar som beaktas, samt inflödes-hastighet, -mängd och -koncentration. Viktigt är att skydds-zonen är placerad rätt i landskapet så att den stoppar flödet så nära källan som möjligt, eftersom vattnet annars riskerar att flöda förbi skydds-zonen i koncentrerade flöden och skydds-zonen förlorar då sin effekt (Figur 8) ^{21, 44, 45}. Om koncentrerade flöden riskerar att uppstå kan skydds-zonen kompletteras med en barriär som bromsar flödet och sprider vattnet över en större yta ⁴⁵. Det är också viktigt att skydds-zonen sköts så att den inte förlorar sin effekt ^{41, 46}. I skötseln ingår att motverka markpackning, se till att vegetationen är tät, upprätt och lagom hög, att inga genvägar förbi skydds-zonen i form av koncentrerade flöden eller dräneringskanaler uppstår och att infiltrationsförmågan inte försämras av sedimenterat material ³⁷.

USA och Frankrike har tagit fram tydliga rekommendationer för utformning och placering av skydds-zoner ^{30, 37} och det har bedrivits en del forskning kring hur skydds-zoner bör utformas för att optimera effektiviteten. Forskningsstudierna har framförallt jämfört skydds-zoner av olika bredd och/eller vegetationstyp, och resultaten ger ingen riktigt tydlig indikation. En bredare skydds-zon ger visserligen oftast en högre total effektivitet, men sambandet är inte linjärt ⁴¹ och effektiviteten per ytenhet är större för en smalare (5 m) skydds-zon än en bredare (10 m) ⁴⁷, eftersom den största reduktionen sker den/de första metern/meterna ^{11, 48}. Sambandet mellan bredd och effektivitet gäller dessutom främst partikelburna ämnen och sediment, medan effekten på vattenlösliga ämnen och små partiklar (finmjåla-lerfraktion) inte påverkas i samma utsträckning av bredden ⁴¹. Lutningen på skydds-zonen har också betydelse för bredden; kraftigare lutning kräver bredare zon för att nå samma effekt. Valet av växt(er)



Figur 8. Kraftigt koncentrerat flöde har brutit igenom skyddszonen i samband med snösmältningen. Foto: Örjan Folkesson

kan ha betydelse för effektivitet och funktion^{33, 47, 48}, även om en del studier inte kunnat konstatera några skillnader mellan olika vegetationsval⁴⁹. En del arter är mer känsliga för växtskyddsmedels toxiska effekter än andra och en del ökar nedbrytningshastigheten mer än andra, även om det är oklart hur artspezifisk denna effekt är³³. Gräs är ofta tåliga och en styv, tät gräsvegetation ger bra motstånd mot erosiva flöden. Buskar och träd har djupare rötter, vilket kan öka infiltrationsförmågan⁵⁰, och de tillför mer organiskt material, vilket ökar adsorptionsförmågan. Typen av organiskt material påverkar också adsorptionsegenskaperna; trädförna är mer hydrofob än organiskt material på gräsmark, vilket medför en högre adsorptionsförmåga för hydrofoba ämnen (høgt K_{oc}), men lägre för vattenlösliga ämnen³⁶. Ytterligare en aspekt är att rötter skulle kunna skada, penetrera och täppa till dräneringsrör, speciellt om de är av äldre modell, om träd eller buskar planteras på dränerad mark. Dräneringsrör i gott skick skadas dock normalt inte av rötter⁵¹. På grund av de många påverkande faktorerna blir en lokal övervägning av olika för- och nackdelar avgörande för vad som lämpar sig bäst i den specifika situationen.

4.1.1. Markanpassade skyddszoner

Utformning och syfte

Markanpassade skyddszoner anläggs inom fält för att bromsa ytavrinning så nära källan som möjligt och därmed minska risken för att koncentrerade flöden och erosion uppstår.

Utformningen av dessa skyddszoner beror på de lokala förhållandena. De kan vara smala gräsremсор eller häckar längs med konturlinjer på kraftiga sluttningar eller gräsbevuxna zoner runt om dräneringsbrunnar eller i sluttande hörn av fält. De kan också vara gräsbevuxna områden i svackor där det gärna bildas koncentrerade flöden annars.

Effekt

Eftersom markanpassade skyddszoner har så olika utformning beroende på de lokala förhållandena är det svårt att göra generella bedömningar av deras effektivitet, men med rätt placering bör effektiviteten vara hög, förutsatt att infiltration, adsorption och nedbrytning främjas.

Fördelarna med markanpassade skyddszoner är att de anläggs där verkliga problem med ytavrinning finns och att odlingsbar mark därmed inte tas ur produktion i onödan. De får sannolikt också en högre effektivitet per ytenhet än skyddszoner som anläggs mer schematiskt enligt generella regler eller riktlinjer. Möjligheten att få ytterligare positiva miljöeffekter och motivera lantbrukarna är högre med lokal anpassning av utformning och placering⁵². Nackdelarna är att processen med att ta fram och genomföra en lokal åtgärdsplan är tidskrävande, kräver ett omfattande rådgivningssystem och eventuellt även kontrollsystem om bidrag eller föreskrifter ska kopplas till åtgärderna.

4.1.2. Kantskyddszoner

Utformning och syfte

En kantskyddszon är en permanent bevuxen remsa längs med den nedre kanten av ett fält och har till uppgift att stoppa ytavrinningsflöden innan de lämnar fältet. De kan till exempel ligga längs med gränsen till ett annat fält, en väg, en stig, ett dike eller ett vattendrag. Kantskyddszoner som gränsar till ytvatten benämns i den här rapporten ”strandnära skyddszoner” och presenteras närmare i avsnitt 4.1.3. nedan. Kantskyddszoner är oftast gräsbevuxna, men även buskar och träd kan planteras.

Effekt

Kantskyddszoner är den mest undersökta motåtgärden inom vetenskapliga studier och följaktligen den som har säkrast dokumenterad effekt. Trots detta är det svårt att dra generella slutsatser kring effektivitet och utformning. Delvis beror detta på de lokala förhållandenas betydelse för ytavrinning, men därutöver varierar upplägget och genomförandet av de vetenskapliga studierna avsevärt sinsemellan, vilket försvårar möjligheten att jämföra och dra generella slutsatser. Resultaten från 21 vetenskapliga studier av kantskyddszoner har granskats under arbetet med den här rapporten och rapporterad effektivitet för olika substanser redovisas i Tabell 1. Det bör påpekas att flertalet studier är genomförda vid tillrättalagda förhållanden (som kan vara mer eller mindre realistiska beroende på studieupplägg och anpassning till de lokala förhållandena), att skyddszonernas utformning varierar (t ex bredd, vegetation) och att lutnings- och jordartsförhållandena varierar, vilket kan förklara en del av variationen i uppmätt effektivitet. Dessutom påverkas effektiviteten av

Tabell 1. Skyddszoners effektivitet på olika växtskyddsmedel enligt resultat från totalt 21 vetenskapliga rapporter. Resultaten inkluderar även strandnära skyddszoner. Mobilitetsklasserna är baserade på bindningsförmåga till organiskt material i jord (K_{oc} -värdet) enligt pesticide properties database (PPDB)⁵⁷.

Mobilitets- klass	Substans	Koncentrationsreduktion (%) medel (min-max)	Mängdreduktion (%) medel (min-max)	Antal försök	Referenser
Lättrörliga ämnen	DEA ¹	-	87 (75-100)	6	18
	ETU ¹	71 (68-74)	-	2	40
	metribuzin	69 (48-91)	66 (41-91)	4	40, 58, 59
	<i>Medel</i>	<i>70</i>	<i>81</i>		
Medelrörliga ämnen	2,4-D	-	69	1	60
	atrazin	69 (40-97)	56 (9-100)	19	17, 18, 34, 49, 61- 6316, 64, 65
	cyanazin	-	22 (7-38)	5	16, 61, 65
	DIPA ¹	-	84 (45-100)	6	18
	isoproturon	56 (51-61)	70 (2-100)	8	18, 66, 67
	karbofuran	84 (74-94)	-	2	40
	metalaxyl	51 (33-69)	-	2	40
	terbutylazin	-	38 (0-94)	6	66
<i>Medel</i>	<i>65</i>	<i>56</i>			
Svårörliga ämnen	diflufenikan	74 (73-75)	99 (97-100)	5	18
	lindan	-	94 (72-100)	6	18
	linuron	83 (66-99)	-	2	40
	propikonazol	-	74 (63-85)	2	47, 68
	<i>Medel</i>	<i>78</i>	<i>92</i>		
Orörliga ämnen	AMPA ¹	-	67	1	47
	endosulfan- α	99 (98-100)	-	2	40
	endosulfan- β	99 (97-100)	-	2	40
	fenpropimorf	-	47 (34-71)	3	47, 66, 68
	glyfosat	-	44 (39-48)	2	47, 68
	klorpyrifos	83	62	1	69
	permetrin	-	47	1	63
<i>Medel</i>	<i>96</i>	<i>50</i>			

¹ Nedbrytningsprodukter (DEA=desetylatrazin, ETU=etylientiourea, DIPA=desisopropylatrazin, AMPA=amino-metylfosforsyra)

skyddszonens fuktighetsstatus vid försöksstart. Mättade skyddszoner har en betydligt lägre effektivitet än omättade^{21, 41, 49, 53}, vilket innebär att den uppmätta effektiviteten i försök med en omättad skyddszon kan överskatta skyddszonens effekt vid blöta förhållanden. Ytterligare en komplikation är att metoden för själva effektivitetsberäkningen skiljer sig åt mellan olika studier och ofta mäts skillnaden i koncentration mellan in- och utflöde från skyddszonen. Därför är det svårt att avgöra hur stor del av reduktionen som beror på att skyddszonen är obrukad och bevuxen med en permanent gröda och hur stor del som beror på att ett skyddsavstånd skapas till följd av att zonen är obesprutad⁵⁴. I en jämförelse mellan gräs och gröda reducerade gräset vattenmängden i större utsträckning⁵⁵, men inga studier hittades där reduktion av växtskyddsmedelstransport genom ytavrinning jämförts mellan skyddszoner och buffertzoner (dvs skyddsavstånd) av motsvarande bredd. För sedimenttransport är det dock troligt att skyddszonens effekt till stor del beror på övergången från gröda till gräs, eftersom den största sedimenteringen sker i kanten av skyddszonen (mot grödan)⁵⁶. En annan aspekt är omfördelningen av växtskyddsmedelstransport från ytavrinning till markflöden, som oftast inte tas med i beräkningar av effektivitet, vilket innebär en överskattning av effekten på totala transporter⁴⁹.

4.1.4. Strandnära skyddszoner

Utformning och syfte

Strandnära skyddszoner är kantskyddszoner som anläggs i direkt anslutning till ett vattenområde i syfte att förhindra att ytavrinning når ytvatten (*Figur 9*). Definitionen av ytvatten blir i det här avseendet en vattensamling (vattendrag, dike, sjö, damm osv) som vanligtvis är vattenhållande/vattenförande. Principiellt sett är strandnära skyddszoner utformade och fungerar som andra kantzoner, men kan behöva vara bredare för att uppnå samma effekt, eftersom flödena kan förväntas vara större och marken oftare är vattenmättad.

Effekt

Strandnära skyddszoner utgör den vanligaste typen av skyddszon i Sverige idag. Enligt skattningar från nationell inventering av landskapet (NILS) var den sammanlagda längden strandnära skyddszoner i Sverige ca 600 mil år 2003⁷⁰. Detta är också den typ av skyddszon som avses när en växtskyddsmedelsprodukt i Sverige godkänns för användning med villkor om permanent bevuxen skyddszon enligt FOCUS rekommendationer för riskreduceringsåtgärder⁹. Strandnära skyddszoner är inte lika vanligt förekommande i forskningsstudier, men bedömningen är att de är mindre effektiva än andra kantskyddszoner, eftersom 1) de oftare är vattenmättade, 2) de oftare ligger långt från platser där ytavrinning genereras och därmed är risken för koncentrerade flöden och genvägar större och 3) vatten som infiltreras i skyddszonen når ändå snart ytvattnet genom markflöden³⁹. Det är dock oklart hur stor skillnaden i effektivitet är mellan strandnära skyddszoner och andra kantskyddszoner, eftersom forskningsförsöken har så olika upplägg och väldigt få har studerat verkliga skyddszoner placerade längs med vattensamlingar. FOCUS-gruppen gjorde bedömningen att de forskningsresultat som låg till grund för de rekommenderade riskreduceringsfaktorerna var representativa även för kantskyddszoner längs med vattendrag, men påpekar att forskningsförsöken inte nödvändigtvis är direkt jämförbara med verkliga



Figur 9. Strandnära skyddszoner. Foto: Kristin Boye

fältförhållanden ⁹. Det bör också påpekas att effekten på halterna av växtskyddsmedel i ytvattnet bedöms vara störst i små vattendrag och diken tidigt i vattensystemet ³⁷ eftersom ytavrinningsens bidrag till den totala mängden vatten i vattendraget annars är litet (större delen av vattnet kommer från andra källor). Den generella bedömningen är trots allt att strandnära skyddszoner är värdefulla som åtgärd, eftersom de utgör ett sista filter mellan fält och ytvatten. Ytterligare en fördel med strandnära skyddszoner är att de ger ett skydd mot vindavdrift ²¹, speciellt om de är bevuxna med träd eller buskar. Det finns dock risk att växtskyddsmedel som fastnar i bladverket på träd eller buskar senare spolats direkt ner i ytvattnet, vilket kan leda till att halterna växtskyddsmedel i ytvatten blir högre i områden med trädbevuxna skyddszoner ⁷¹.

4.2 Våtmarker

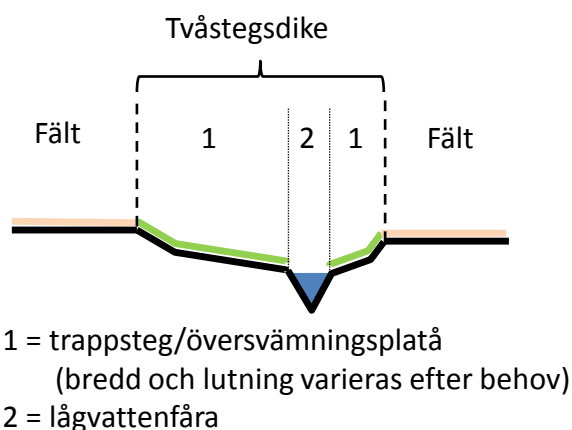
Våtmarker har under de senaste årtiondena restaurerats, återskapats eller anlagts i syfte att minska belastningen på vattenrecipienter från jordbruksmark och dagvatten, samtidigt som den biologiska mångfalden ökas. Fokus har framförallt varit på att minska näringsämnesbelastningen, men våtmarker har även visat sig vara effektiva filter för växtskyddsmedel ^{21, 25, 52, 72-74}. Framförallt gäller detta partikelburna ämnen, där en effektivitet på nära 100% kan förväntas ^{52, 75}. För ämnen som transporteras i vattenfasen rapporteras reduktioner mellan 77% och 99% ⁷⁵, men dessa ämnen är inte lika väl undersökta som partikelburna ³⁹ och siffrorna är därför mer osäkra.

Fördelen med våtmarker är att de kan anläggas i anslutning till recipienten som ett sista filter ⁷³ och att de även kan användas för dränerings- och dikesvatten. I vissa områden kan befintliga våtmarker eller vattensamlingar utnyttjas, vilket innebär betydligt lägre kostnader och mindre arealförluster för lantbrukaren. En metod som används i Danmark är att dräneringsvatten leds till dränerad ängsmark som omvandlas till våtmark för att främja denitrifikation och det är troligt att även växtskyddsmedelshalter reduceras med denna behandling, även om inga mätningar finns som kan bekräfta detta ⁹. Nykonstruerade våtmarker är annars ytkrävande åtgärder, eftersom det är avgörande att våtmarkerna dimensioneras efter flöde och föroreningshalter så att retentionstiden blir tillräckligt lång för att nedbrytning och fastläggning ska kunna ske. Bevuxna våtmarker är mer effektiva än obevuxna ⁷³, men det är viktigt att tänka på att herbicider kan skada växtligheten i våtmarken

om halterna är höga ⁷⁴. Utformning och dimensionering av våtmarker beror på vilken typ av föroreningar det är som främst ska renas bort (vattenlösliga ämnen kräver till exempel längre sträckor än hydrofoba ⁷²), vilka ytterliga miljövinster som kan göras och hur stora miljövinsterna blir i förhållande till kostnaderna i form av arealförlust, anläggningskostnader och underhåll ⁷⁴.

4.3 Dikesutformning

Sverige har långa sammanlagda sträckor diken längs med vägar, banvallar, skogsmark och åkermark. Enligt skattningar från flygfoto- och fältinventeringar är den sammanlagda sträckan diken längs med åkermark 7108 mil ⁷⁶. Dikena dränerar fälten och fungerar som första recipient för dräneringsrör och ytavrinning. De utgör därmed en viktig transportlänk i vattnets väg från fält till vattendrag och sjöar ^{26, 77}. Näringsämnesforskning har visat att utformningen av diken kan ha stor effekt på föroreningstransporten ²⁶. Växter har oftast positiv effekt på retention och nedbrytning av växtskyddsmedel ³³. Att dikesslutningarna är bevuxna är också viktigt för att minska erosionsrisken, genom att växternas rötter stabiliserar sluttningarna ⁷⁸. Träd och buskar som har stora djupgående rötter är speciellt gynnsamma ur stabiliseringssynpunkt, men skulle kunna orsaka skada på dräneringsrör om marken är dränerad. I USA används så kallade tvåstegsdiken, där en bevuxen avsats bromsar ytvattenflöden innan de når den egentliga vattenfåran (*Figur 10*) ^{26, 79}. Avsatsen kan också fungera som en översvämningssplåtå för att minska skadan på omgivande fält vid högt vattenstånd. I Sverige används så kallade sedimentationsdammar för att minska fosforbelastningen. Sedimentationsdammar består av en djupare sektion för sedimentation efterföljd av en eller flera grundare bevuxna sektion(er) och installeras i befintliga diken eller vattendrag för att bromsa flödet och låta partiklar sedimentera ²⁶. Dessa dammar bör rimligtvis även ha en effekt på partikelburna växtskyddsmedel. Ett annat sätt att minska risken för att föroreningar som når diket transporteras vidare till ytvattendrag är att låta vattenfåran i diket få en meandrande form (*Figur 11*) så att flödes hastigheten minskar och uppehållstiden, sedimentationsmöjligheten och kontakten med växtlighet ökar ⁸⁰.



Figur 10. Principen för ett tvåstegsdike. Trappsteget/platån som omger den egentliga dikesfåran kan uteslutas på ena sidan eller utformas annorlunda beroende på de lokala förutsättningarna.



Figur 11. Meandrande vattenfåra i dike med gräsbevuxna sluttningar. Foto: Kristin Boye

Tvåstegsdiken, sedimentationsdammar och meandring medför att omgivande åkermark tas ur bruk, även om det troligtvis är mindre ytor som omfattas än vid andra åtgärder, såsom skyddszoner och våtmarker. Ett sätt att minska ytan som behöver tas ut bruk är att installera mekaniska flödeshinder i diket för att bromsa flöden och öka möjligheten för retention och nedbrytning^{29, 30}. Denna typ av åtgärd kräver troligtvis mer underhåll, eftersom sediment efterhand måste rensas uppströms hindret för att effekten ska kvarstå. I näringsämnes-sammanhang har möjligheten undersökts att installera filter med olika utformning och material, vilket framförallt gett positiva resultat i täckta diken²⁶. Om filtret består av material som också adsorberar växtskyddsmedel bör denna typ av åtgärd kunna fungera även för att reducera transporten av växtskyddsmedel.

Ytterligare en viktig aspekt gällande diken är effekten av dikerensning, som medför en ökning av flödeshastighet, minskad vegetation och därmed ökade transporter av sediment⁷⁸ och större risk för läckage av såväl fosfor som växtskyddsmedel. Det är därför viktigt att omfattning och metod för rensningen väljs så att effekten blir så liten som möjligt på diketets retentionskapacitet, samt att tidpunkten anpassas efter när risken för föroreningstransporter är så liten som möjligt²⁶.

4.4 Andra motåtgärder

Det finns en rad andra sorters motåtgärder som kan användas för att motverka ytavrinning av växtskyddsmedel. Dessa kan i huvudsak delas in i två grupper med olika huvudsyfte:

- Minska risken att ytavrinning uppstår.
- Minska risken att växtskyddsmedel följer med eventuell ytavrinning.

4.4.1. Minskad risk för ytavrinning

Ytavrinning uppstår där infiltrationskapaciteten är begränsad i förhållande till vattentillförseln (nederbörd, bevattning osv) eller där marken är vattenmättad. För att minska risken för ytavrinning krävs därför att infiltrationskapaciteten ökar, att eventuell bevattning anpassas efter infiltrationsförmågan eller att marken avvattnas där vatten ofta blir stående. Det senare löses ofta genom att dränering installeras³⁹, men det är då viktigt att tänka på att även dräneringsflöden kan transportera växtskyddsmedel, så det är inte säkert att problemet med växtskyddsmedelsbelastning i ytvatten minskar även om ytavrinningsproblemet blir löst på detta sätt⁸¹. Även en ökad infiltration kan leda till att växtskyddsmedelstransporterna sker en annan väg, men eftersom flödena då oftast är långsammare och kontakten med jorden större finns det större möjlighet för reducerande processer som adsorption och nedbrytning att äga rum. Mängden växtskyddsmedel som når recipienten blir därför lägre än de skulle vara om transporten skett genom ytavrinning⁴⁹. Infiltrationsförmågan kan ökas genom:

- Mekaniska åtgärder *t ex skorpobrytning, djupplöjning för att bryta plogsula, harvning av traktorspår, reducerad plöjning, bearbetning parallellt med konturlinjer, undvika packning genom att inte köra när marken är blöt och alternera traktorspårens sträckning mellan grödor.*

- Strukturbildande åtgärder *t ex tillförsel av organiskt material, plöjningsfri odling, strukturkalkning, odling av växter med djupgående rötter.*
- Växtåtgärder *t ex ökat vegetationstäckning genom inplanterad fånggröda eller annan gröda mellan odlingsrader (exempelvis i fruktodling)*

Reducerad plöjning, har visats vara effektivt för att minska ytavrinningsmängder^{53, 82, 83} och reducerar oftast även koncentrationen, även om den reducerade vattenmängden till följd av ökad infiltration kan leda till högre koncentrationer om ytavrinning ändå uppstår⁸⁴. Risken för ogräs- och insektsangrepp kan också öka, vilket kan leda till ökat behov av bekämpning. Men forskningsresultaten är motstridiga och bekämpningsbehovet kan förbli oförändrat eller till och med minska^{85, 86}. Läckage av växtskyddsmedel genom jordprofilen kan öka vid reducerad plöjning till följd av förbättrad markstruktur och ökat makroporflöde^{84, 87, 88}, men även motsatsen har visats^{84, 87}. Hur stor effekten blir på den totala transporten av växtskyddsmedel är därför oklart och beror till stor del på den lokala situationen.

Att plantera fånggröda mellan odlingsrader kan reducera växtskyddsmedelstransport till grundvatten⁸⁹, men inga vetenskapliga studier hittades där effekten på ytavrinningen dokumenterats. Skorpbildning har visats öka ytavrinningsförlusten av växtskyddsmedel avsevärt¹⁹ och strukturkalkning kan reducera fosforförluster genom ytavrinning⁹⁰. Inga vetenskapliga resultat kunde hittas för övriga potentiella åtgärder.

4.4.2. Minska risken för växtskyddsmedelstransport i ytavrinning

En viktig del i arbetet med att minska transporter av växtskyddsmedel är att minska användningen, vilket även ingår i direktivet om hållbar användning av bekämpningsmedel (2009/128/EG)¹. För att göra det krävs en långsiktig planering av växtodlingen där olika metoder kombineras för att minska det kemiska bekämpningsbehovet. Detta brukar kallas för integrerat växtskydd och innebär dels en anpassning av växtföljd, bruksmetoder och val av gröda, dels en övervakning av skadegörarsituationen så att insatser kan göras så tidigt som möjligt och dels användande av andra bekämpningsmetoder (biologisk/mekanisk bekämpning). Kemisk bekämpning ska betraktas som en sista utväg och enbart användas i den omfattning som är absolut nödvändig.

Risken för att växtskyddsmedel ska följa med ytavrinning och andra flöden är alltid störst strax efter spridning¹⁶⁻¹⁸. Därför kan riskerna reduceras avsevärt genom att undvika spridning om regn förväntas de närmaste dagarna, om marken är vattenmättad och om det rinner i dräneringsrör. Valet av produkt kan också påverka risken för transport genom ytavrinning, beroende på appliceringsmängd, -tid och om egenskaperna gör produkten mer benägen för ytavrinningsförlust. Det är dock viktigt att komma ihåg att ytavrinning oftast transporterar både vattenlösliga och sedimentburna ämnen, men fördelningen kan variera beroende på ytavrinningsflödets storlek och hastighet och markens egenskaper. Kraftiga flöden och lätteroderade jordar ökar till exempel risken för sedimenttransport.

Ytterligare en möjlighet att minska risken för transport av växtskyddsmedel genom ytavrinning kan vara att öka markens halt av organiskt material, vilket ökar adsorptionsförmågan, stimulerar nedbrytning och minskar risken för erosion. Detta kan

uppnås till exempel genom att organiskt material blandas ner i jorden, med fånggrödor, reducerad plöjning eller plöjningsfri odling.

4.5 Kombinerade miljövinster

Många av de motåtgärder som föreslås mot ytavrinning av växtskyddsmedel används även som motåtgärder mot transport av näringsämnen och andra föroreningar och innebär också automatiskt att den biologiska mångfalden och förutsättningarna för olika ekosystemtjänster ökar i någon grad. I de flesta fall är det dock omöjligt att uppnå maximal effekt för varje enskild miljöaspekt och det är därför viktigt att fundera över vad som är viktigast att prioritera i olika sammanhang och därefter optimera val av åtgärder och utformning så att den sammanlagda miljövinsten blir så stor som möjligt. Det är också viktigt att komma ihåg att för näringsämnen är det ofta den totala belastningen som är viktig, medan det för växtskyddsmedel i större utsträckning är viktigt med toppkoncentrationer. Detta kan innebära att en motåtgärd som effektivt minskar de totala föroreningstransporterna under året, men inte förmår stå emot en kraftig temporär belastning inte har någon märkbar effekt i form av minskad toxicitet och dödlighet för vattenlevande organismer.

De flesta forskningsstudier kring ytavrinning och motåtgärder inriktar sig på en eller ett par olika typer av föroreningar och en typ av motåtgärd. Det finns dock ett ökat intresse för att studera multifunktionalitet ⁹¹ och optimeringsmöjligheter vad det gäller kostnader kontra miljövinster ⁹².

4.5.1. Fosfor

Fosfor och växtskyddsmedel uppvisar många likheter vad det gäller transportmekanismer och flödesvägar. Växtskyddsmedel som är vattenlösliga och lättlörliga transporteras i vattenfasen på samma sätt som löst reaktiv fosfor, medan partikelbundna ämnen (inklusive fosfor) transporteras med suspenderat material och är känsligare för erosion. Detta innebär att samma typer av åtgärder kan användas för fosfor som för växtskyddsmedel, med den stora skillnaden att fosfor kräver att åtgärden är verksam även under snösmältningen, då stora fosfortransporter sker via ytavrinning, medan majoriteten av växtskyddsmedelstransporterna troligtvis sker under växtsäsongen. För skyddszoner gäller även att fosfor i större utsträckning är känsligt för mättnad och återläckage, eftersom fosfor inte bryts ner utan bara byter kemisk form och fas ²⁶. Därför ifrågasätts den långsiktiga effektiviteten för fosforretention hos skyddszoner ²⁶, även om effektiviteten verkar kunna bestå ⁹³ eller till och med öka ⁵⁰, förutsatt att skyddszonens sköts och infiltrationen är fortsatt hög eller ökar med tilltagande rottillväxt ⁵⁰. Skyddszoner med trädvegetation uppges ge högre retention av fosfor och kväve än gräsbevuxna skyddszoner ⁹⁴.

På grund av att fosfor är ett näringsämne som cirkulerar i naturen, är åtgärderna som nämnts ofta inte lika effektiva som för växtskyddsmedel och framförallt varierar effektiviteten i betydligt större utsträckning mellan olika forskningsstudier. För skyddszoner rapporteras fosforreduceringseffekter i ytavrinning på upp till 90% ¹⁸, men de varierar kraftigt och ibland är effekten till och med negativ, dvs fosfor mobiliseras i skyddszonen och läckaget ökar ⁹⁵. En rimlig förväntan är därför ca 50% reduktion ²⁶. Svenska försök har gett fosforretentioner

mellan 0 och 95% i skyddszoner^{96, 97}. För våtmarker i Sverige rapporteras fosforrenings-effekter mellan 1 och 90%⁹⁸. Den stora variationen i effektivitet antas bero på skillnader i lokala förhållanden²⁶.

4.5.2. Andra föroreningar

Åtgärder riktade mot ytavrinning av växtskyddsmedel bör teoretiskt sett även ge effekt för andra föroreningar som har liknande egenskaper och därmed transporteras och fastläggs eller bryts ner genom samma mekanismer. Det finns dock väldigt begränsat med forskning kring effekten av motåtgärderna på andra typer av föroreningar, bortsett från kväve. För att minska kvävebelastningen är det viktigt att gynna denitrifikationsprocessen, vilket innebär att det krävs organiskt material och att omväxlande syrefria och syrehaltiga förhållanden måste skapas. Av den anledningen är vattenmättade och/eller trädbevuxna skyddszoner⁹⁴, dikesåtgärder och våtmarker ofta mer effektiva än andra motåtgärder.

Forskningsresultaten visar att skyddszoner oftast är mindre effektiva vad det gäller kväve än för fosfor och växtskyddsmedel, mellan 25-60% för totalkvävehalten^{47, 99}, och ibland är effekten negativ⁵⁴. Effekten kan dock vara nära 100% för nitratkväve under gynnsamma förhållanden¹⁸. Skyddszoner reducerar även effektivt nitrathalten i markflöden som går genom rotzonen^{54, 100}.

4.5.3. Biologisk mångfald

Möjligheten att gynna den biologiska mångfalden, samtidigt som andra miljövinster uppnås i form av minskad föroreningsbelastning på ytvattendrag, bör vara stor. Skyddszoner som planteras med örter kan utgöra habitat eller skapa viktiga förbindelser i landskapet som ökar mångfalden av pollinerande insekter^{101, 102} och busk- eller trädvegetation kan locka till sig småvilt. Samtidigt ger de viktig skugga och tillför organiskt material i vattendrag och diken, vilket medför ökad biotopriekedom för vattenlevande organismer⁹¹. Våtmarker utgör en hotad livsmiljö och att restaurera, åter- eller nyskapa dessa gynnar djur, växter och andra organismer som är beroende av denna typ av biotop för sin överlevnad.

Det är viktigt att nämna att för att den biologiska mångfalden ska gynnas på bästa sätt krävs ofta större yta än för att minska föroreningsbelastningen. Om skyddszoner ska kunna få effekt för de pollinerande insekterna krävs ofta att det finns liknande biotoper i närheten (t ex ängsmark) och effekten är större i skogslandskap än i jordbrukslandskap¹⁰¹⁻¹⁰³. För att gynna småvilt och andra djur krävs att zonen är tillräckligt bred och att det finns en kontinuitet i landskapet ("gröna korridorer"). Ogräsbelastningen kan öka på fälten om skyddszonen blir gynnsam för ogräsväxter³⁷. Detsamma gäller för insektsangrepp³⁷. Det är inte troligt att den biologiska mångfalden bland växter gynnas i särskilt stor utsträckning¹⁰⁴, eftersom skyddszonerna tenderar att bli näringsrika³⁵ och därmed kan många rara örter inte hävda sig mot ruderalerna (dvs växter som frodas på kväverik mark). Ytterligare en viktig aspekt är att herbicider kan vara skadligt för växtlighet i skyddszoner och våtmarker om koncentrationerna blir tillräckligt höga.

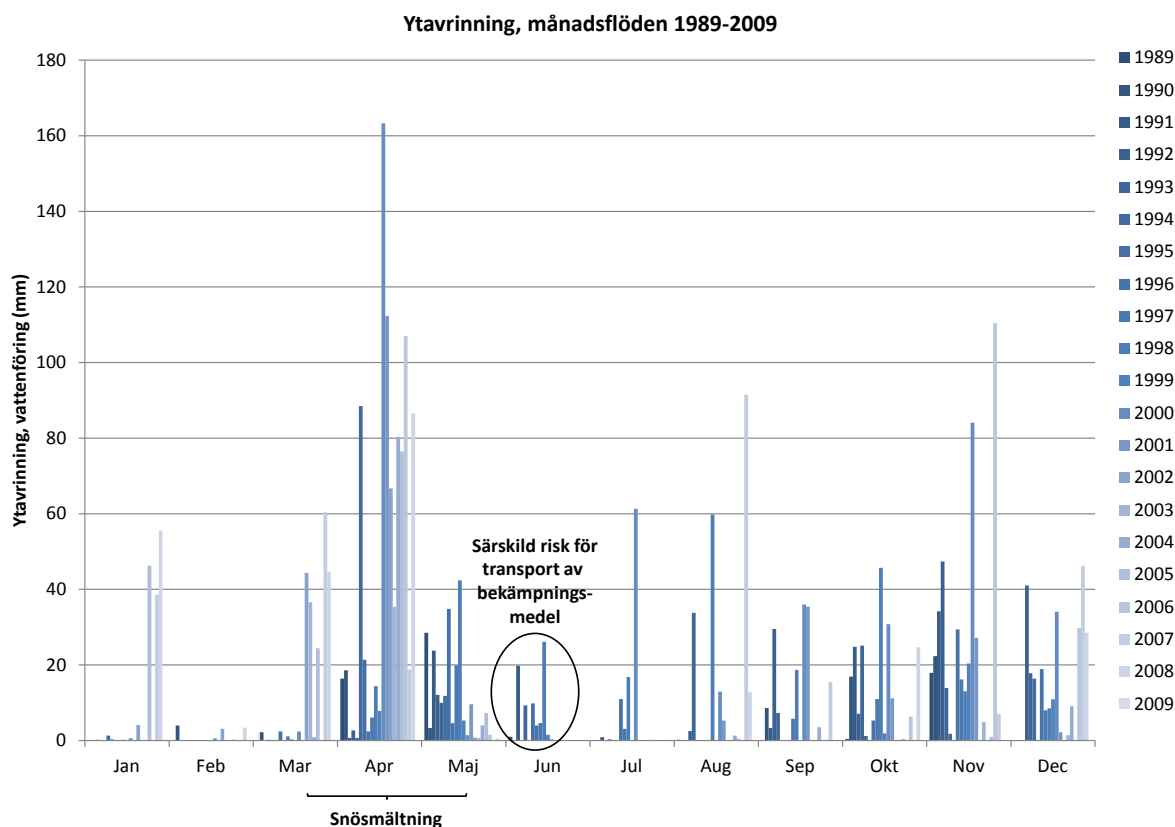
5. Ytavrinning av växtskyddsmedel i Sverige

Ytavrinning är ett fenomen som inte har studerats särskilt ingående i Sverige, delvis på grund av den stora andelen dränerad jordbruksmark där problemet har antagits vara försumbart. Det råder därför stor osäkerhet kring hur utbredd problematiken är i tid och rum. Norska studier visar att ytavrinning av växtskyddsmedel förekommer där, speciellt från erosionsbenägna jordar⁸⁸. Svenska forskare som arbetar med fosforläckage anser att ytavrinning lokalt kan vara av betydelse, framförallt under snösmältningen, men att det är oklart hur stora transporter som sker den vägen^{105, 106}. Modellerade data som används för beräkning av fosforläckage från åkermark i Sverige visar att ytavrinning står för 2-37% av den totala avrinningen, beroende på jordart och region, men på grund av det begränsade underlaget för kalibrering och validering av modellen är dessa siffror osäkra¹⁰⁷. De enda svenska mätdata som har påträffats under arbetet med den här rapporten kommer från ett observationsfält (14AC) i Västerbotten som ingår i programmet för miljöövervakning av näringsämnen¹⁰⁸. Jordarten är mo, med en relativt hög mullhalt (2.2%) och lutningen är 1%. Fältet är tegdikat och ytavrinningsflödet mäts i ett dike (*Figur 12*), vilket innebär att det med stor sannolikhet även inkluderar laterala flöden ytligt i marken. Därmed är de uppmätta flödesmängderna (*Figur 13*) troligtvis högre än den egentliga ytavrinningen.

För växtskyddsmedel finns än så länge inga mätdata. En granskning av miljöövervakningsdata från ett typområde i Östergötland kunde inte påvisa att ytavrinning bidragit till att riktvärden för växtskyddsmedel i ytvatten överskridits, men ytavrinningstransport kunde inte heller helt uteslutas¹⁰⁹. Bristen på data gör det svårt att bedöma hur stora transporter som faktiskt sker av växtskyddsmedel från fält till ytvatten genom ytavrinning. Till skillnad från fosfor antas transportererna genom ytavrinning i samband med snösmältningen ofta vara försumbara, eftersom spridningen av växtskyddsmedel sker under växtsäsongen och de flesta medel nu bryts ner relativt snabbt i marken. En finsk studie som jämförde tre herbicider (glyphosat, glufosinat-ammonium och etofumesat) som applicerats på barmark i juli, visade dock att transporter i samband med snösmältningen nästa vår stod för den största andelen av den totala transporten, även om halterna då var väldigt låga¹¹⁰. Även i Norge har ytavrinningstransporter av växtskyddsmedel konstaterats under vintern⁸⁸.



Figur 12. Observationsfält för miljöövervakning av näringsämnen i Västerbotten (till vänster). Ytavrinning mäts i diket (till höger). Foto: Maria Blomberg



Figur 13. Uppmätta månadsflöden i form av ytavrinning från observationsfält 14AC för miljöövervakning av näringsämnen. Snösmältningen sker i perioden mars-maj (beroende på årsvariationen) och störst risk för transport av växtskyddsmedel är det rimligtvis i början av växtsäsongen (juni) då herbicidbekämpningen är som störst. Ytavrinning i juni har enligt mätningarna inträffat 7 av 21 år, dvs i snitt vart 3:e år, men två år (1991 och 1998) stod för sammanlagt 78% av den totala ytavrinningen under juni månad.

Dessutom förekommer inte ytavrinning i Sverige enbart under snösmältningen. Enskilda observationer (Figur 2) och data från fältet i Västerbotten (Figur 13) visar att ytavrinning även inträffar under sommaren och framförallt under hösten, trots att fältet är dränerat. Ytavrinning under sommarmånaderna varierar mycket från år till år, eftersom det är episodbaserade tillfällena, och data visar att det i snitt sker ytavrinning under den mest bekämpningsintensiva månaden (juni) vart tredje år och att det ungefär vart 10:e år är betydande flöden (Figur 13). Det är dock svårt att dra slutsatser om hur utbredd problematiken är utifrån dessa enstaka observationer och mätningar. Experternas bedömning är att ytavrinning under växtsäsongen sker från en mindre del av jordbruksmarken, som är särskilt känslig på grund av jordart, lutning eller förstörd markstruktur, och under korta perioder, till exempel vid åskskurar eller om det regnar kraftigt efter en torrperiod. Osäkerheten är stor vad det gäller flödesmängder, halter av olika föroreningar och hur stor del av de ytavrinningsflöden som bildas som faktiskt når fram till ytvattendrag (dvs konnektiviteten i flödesvägarna). Det är viktigt att påpeka att även om den totala transporten av växtskyddsmedel är låg, så kan koncentrationen vid ogynnsamma tillfällen vara så hög att det ändå får effekt på vattenlevande organismer⁵⁵.

6. Modeller

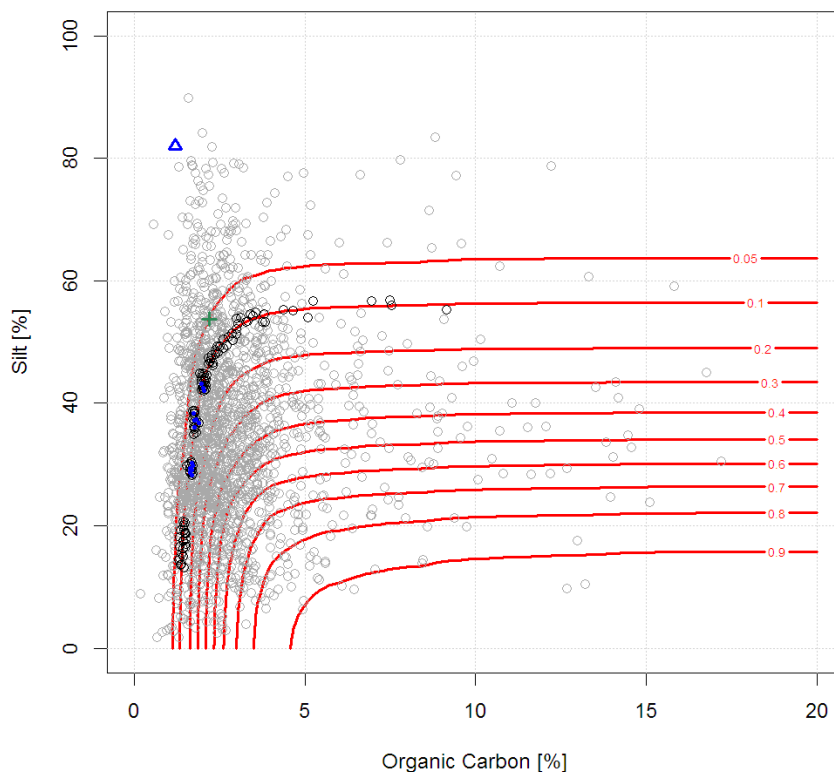
6.1 Riskbedömning

En inventering av den verkliga utbredningen av ytavrinningsproblematiken i Sverige skulle kräva stora insatser i form av tid och resurser. Istället kan olika modeller användas för att bedöma hur stora riskerna är att olika ämnen kan transporteras med ytavrinningsflöden, vilka områden som är speciellt utsatta etc. För närvarande används i Sverige PRZM-in-FOCUS-modellens R1 scenario ⁷ av KemI för riskbedömning av ytavrinningsförluster när växtskyddsmedel godkänns för användning i Sverige. Fosforförluster via ytavrinning beräknas med hjälp av ICECREAM-modellen, där fördelningen mellan infiltration och ytavrinning hanteras på liknande sätt som i PRZM. Skillnaden är att ICECREAM är en vidareutveckling av CREAMS-modellen från USA ¹¹¹ med en anpassning till nordiskt klimat ^{112, 113} och svenska markförhållanden ¹¹⁴, medan PRZM inte har anpassats för svenska förhållanden. Inom CKB vidareutvecklas för närvarande MACRO-modellen för att kunna göra riskbedömningar för ytavrinning och erosionsförluster från enskilda fält (MACRO-DB) och identifiera var särskild risk för ytavrinning föreligger inom ett avrinningsområde (MACRO-SE). Modellen kommer att anpassas efter svenska förhållanden och valideras mot skandinaviska data. Även i andra länder utvecklas modeller som inriktar sig på att identifiera riskområden utifrån geografiska data som är relativt enkla att få fram ¹¹⁵⁻¹¹⁹.

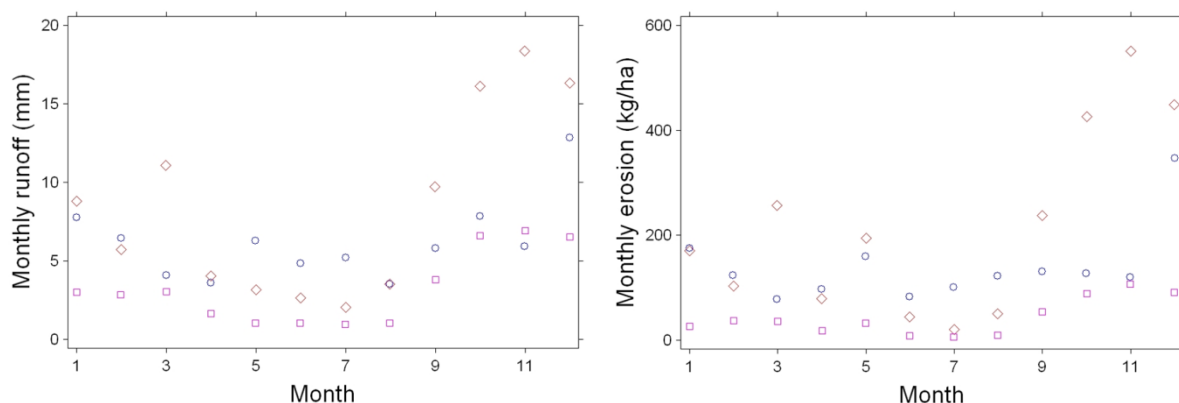
En förutsättning för att modellernas resultat ska vara pålitliga är att de kalibreras mot verkliga data som är representativa för det område som studeras. Eftersom det för närvarande inte finns några fältdata för ytavrinning av växtskyddsmedel i Sverige, har det inte gått att validera de modeller som används för beräkning av ytavrinningsförluster mot inhemska data. Däremot har FOCUS R1-scenariots jordarts- och väderdata utvärderats utifrån svenska förhållanden. En statistisk analys av jordartens representativitet visar att jordarten i R1-scenariot är mer ytavrinningsbenägen än samtliga svenska jordarter som provtas inom mark- och grödoinventeringen av svensk jordbruksmark ¹²⁰ (*Figur 14*). Analysen bygger på antagandet att hög mjälalhalt och låg mullhalt är de mest avgörande jordartsegenskaperna för att ytavrinning ska bildas, vilket är rimligt eftersom mjälajordar ofta är erosionskänsliga, har en svag struktur, lätt slammar igen och får en skorpa vid torka, samtidigt som organiskt material främjar aggregatbildning och infiltration. För att bedöma hur den (för svenska förhållanden) extrema jordarten påverkar riskbedömningen av ytavrinning för växtskyddsmedel, kördes R1-scenariot i PRZM-modellen med en jordart som representerar ett rimligt värsta fall-scenario (90:e percentilen) med avseende på mjäla- och mullhalt och med väderdata från västra Götaland. Resultaten visar att ytavrinningsflödena under sommarmånaderna överskattas när R1 körs med ursprungsdata, jämfört med vad som kan tänkas vara en rimlig säkerhetsnivå (90:e percentilen) för svenska förhållanden (*Figur 15*). För erosionsrisken var skillnaderna ännu större (*Figur 15*) och i jämförelse med data från observationsfältet i Västerbotten var erosionsförlusterna enligt simulering med det ursprungliga R1-scenariot 10 gånger högre.

6.2 Riskreducering

Förutom att användas för riskidentifiering och riskbedömning, kan modeller även användas för att testa olika riskreduceringsåtgärder. För skyddszoner finns ett antal olika alternativ. Det enklaste och vanligaste är att en reduceringsfaktor appliceras vid simulering av ytavrinningstransporter. Reduceringsfaktorn baseras då på skyddszonens effekt enligt forskningsresultat och kan anpassas om effekten ska variera med olika bredd, substansens rörlighetsklass eller någon annan faktor som anses kunna påverka skyddszonens effektivitet. För små recipienter är det viktigt att även reduktion i mängden vatten som transporteras som ytavrinning räknas in, så att den slutliga koncentrationen i recipienten anpassas efter vattenvolymen. Detta görs bland annat i den modell som används för riskreduceringsberäkningar i Tyskland, EXPOSIT¹²¹. Även PRZM-in-FOCUS kan kompletteras med en reduktionsfaktor för motåtgärder. När KemI godkänner produkter med villkor om en permanent bevuxen skyddszon baseras detta på modelleringar i SWAN med en reduceringseffekt på 60 % för vattenlösliga och 85 % för partikelburna ämnen för en 10-12 m bred skyddszon. Dessa effekter representerar den 90:e percentilen av medeleffekt enligt rapporter från vetenskapliga studier i Europa (sammanställda av FOCUS-gruppen) och ansågs av FOCUS vara rimligt konservativa⁹. Detta trots att dataunderlaget är begränsat, att förhållandena skiljer sig avsevärt åt mellan de vetenskapliga studierna och att



Figur 14. Halter av organiskt material (x-axeln) och mjåla (y-axeln) i svenska jordar enligt data från miljöövervakning av svensk åkermark (gråa cirklar). Kurvorna visar andel jordar som hamnar ovanför och till vänster om linjen. Observationsfältet (14AC) i Västerbotten (grönt plustecken) ligger på kurvan som motsvarar 95:e percentilen, medan jorden i R1-scenariot (blå triangel) hamnar utanför de halter som finns i Sverige. De jordar som har halter motsvarande 90:e percentilen är markerade med svarta cirklar och av dessa är de mest rimliga ”värsta fall”-jordarna markerade med blått.



Figur 15. Simulerad ytavrinning (y-axeln, bilden till vänster) och erosion (y-axeln, bilden till höger) månadsvis (x-axlarna) enligt PRZM-modellen med scenario R1 i original enligt FOCUS ⁷ (blå cirklar), med svenska väderdata (bruna romber) och med svenska jord- och väderdata (rosa kvadrater).

studieförhållandena oftast inte direkt kan jämföras med de verkliga förhållandena i fält ⁹. FOCUS-rapporten påpekar också att den litteraturgenomgång som gjorts endast innefattar studier där flödet når skyddszonen som ett jämnt ytflöde ("sheet flow"), där skyddszonen är omättad och infiltrationskapaciteten inte är reducerad av skorpbildning ⁹. När FOCUS-modelleringarnas validitet utvärderats för verkliga skyddszoner har det konstaterats att effektiviteten är lägre än förväntat på grund av icke-optimala förhållanden i fält till exempel i form av ofullständigt vegetationstäck och/eller stigar som leder till koncentrerade flöden ¹²².

Användningen av enkla riskreduceringsfaktorer i modellberäkningarna, kan i många fall vara fullt tillräckligt, men skyddszoners effektivitet kan variera beroende på markförhållanden, substansegenskaper, skyddszonens utformning, ytavrinningsflödets omfattning och hastighet och om koncentrerade flöden uppstår ⁴⁴. För att få en mer dynamisk bild av skyddszonernas effektivitet, kan därför processerna i själva skyddszonen modelleras. Forskare i USA har utvecklat en modell, VFSSMOD-W ¹²³⁻¹²⁵, som beräknar utflöde, infiltration, sedimentfastläggning och växtskyddsmedelsreducering i skyddszoner. Reduktionen av växtskyddsmedel beror på infiltration, sedimentreduktion, lerhalt i inflödet och en distributionsfaktor för växtskyddsmedel mellan vatten- och sedimentfas. Modellen kan kopplas till modeller som beräknar ytavrinningsflöden. Nyligen avslutades arbetet med att ta fram EU-scenarier för skyddszonsmodellering med VFSSMOD-W kopplade till PRZM-in-FOCUS scenarierna för ytavrinning (R1-R4) ¹²⁶. Tanken är att dessa ska kunna användas för att göra riskreduceringsberäkningar i samband med produktregistrering inom EU. Liksom för PRZM-modelleringarna är det dock viktigt att de data som används vid modelleringen är representativa för det område där produkten ska användas. För VFSSMOD-W har det konstaterats, vid validering mot fältdata, att den mättrade hydrauliska konduktiviteten i skyddszonen är den viktigaste parametern för skyddszonens beräknade effektivitet ^{44, 126, 127} och det är därför särskilt viktigt att värdet på denna parameter är representativt för de jordar som modelleras. Den mättrade hydrauliska konduktiviteten är kopplad till markstrukturen och

reduceras av markpackning i exempelvis hjulspår¹²⁸. Därför kan den lokala variationen vara stor, vilket bör beaktas vid utvärdering av modelleringsresultaten.

Det pågår även utveckling av modeller som beräknar den totala effekten av kombinerade motåtgärder och insatser inom ett avrinningsområde¹²⁹ eller som kan användas för att optimera effektivitet jämfört med kostnad ("cost-benefit") i utformning och urval av åtgärder^{92, 130}.

7. Internationell utblick

Fenomenet ytavrinning har uppmärksammats i olika utsträckning i olika länder. De flesta forskningsstudier, modeller och motåtgärder har sitt ursprung i USA, där problemet uppmärksammats sedan länge och en vägledning för konstruktion av skyddszoner för att reducera växtskyddsmedelsförluster togs fram av United States Department of Agriculture redan år 2000³⁷. I Europa har framförallt Frankrike bidragit med forskning och utveckling av CORPEN-metoden^{29, 30, 38} för inventering av markbehov och tillämpning av olika motåtgärder, genom ett samarbete mellan forskningsinstitutet Cemagref och rådgivningsorganet Arvalis. Även i Storbritannien har en hel del forskning kring motåtgärder mot diffusa källor bedrivits, men då framförallt för näringsämnen. I ett pågående framgångsrikt samarbete mellan Natural England och brittiska naturvårdsverket (Environmental Agency) väljs särskilt känsliga avrinningsområden ut för riktade åtgärdsprojekt på gårdsnivå (ofta ett flertal gårdar inom samma område) som sedan följs upp genom övervakning av vattendragens status³². Med det nya EU-direktivet om hållbar användning av bekämpningsmedel¹ har frågan om skyddsavstånd och skyddszoner aktualiserats i samtliga EU-länder. Eftersom många länder, däribland Sverige, är kraftigt försenade med implementeringen av direktivet i nationell lagstiftning och framtagandet av nationella handlingsplaner, är det fortfarande oklart hur frågan kommer att hanteras. I tabell 2 sammanfattas den information som framkommit om hur skyddszoner för närvarande hanteras inom EU.

Det råder även oklarhet kring hur finansieringen av olika åtgärder ska skötas. Sverige har valt att inte ge bidrag för åtgärder som är obligatoriska enligt lagstiftning, men i Danmark utlovas kompensation för anläggning av de skyddszoner (10 m) som enligt ny lag¹³¹ ska finnas längs med alla vattendrag från och med 1 september 2012. I Italien krävs att skyddszoner (5 m) anläggs längs med vattendrag för att bidrag för landsbygdsutveckling ska kunna ges, det vill säga de obligatoriska skyddszonerna ingår som en sorts tvärvillkor för att annat stöd ska utbetalas¹²⁶. Därutöver ges stöd för implementering av andra motåtgärder (t ex häckar, trädrader, utvidgade strandnära skyddszoner med vedartad vegetation) i vissa regioner i Italien¹²⁶. I Storbritannien är motåtgärder mot ytavrinning och erosion där problem finns en förutsättning för utbetalning av stöd inom "the Single Payment Scheme" där grundkravet är att lantbrukaren ska demonstrera att marken hålls i gott bruksmässigt och ekologiskt skick¹³². Ett liknande system föreslås för det nya gemensamma jordbruksprogrammet inom EU (CAP), där så kallad grön ersättning ("green payment") betalas till lantbrukare som lever upp till vissa miljökrav, bland annat att 7% av marken avsätts för ekologisk nytta¹³³. Skyddszoner och våtmarker kan komma att ingå i den avsatta marken.

Tabell 2. Nuvarande hantering av buffert- och skyddszoner i nationell lagstiftning och vid riskbedömning i andra EU-länder.

Land	Lagstiftning: Obligatorisk buffertzons runt vattendrag	Produktregistrering: Modellering med åtgärder godtas
Danmark ⁺	10 m (odlingsfri)	Nej (utredning pågår)
Frankrike ⁺	5 m (sprutfri)	Ja, FOCUS-SWAN (R1-R4)
Holland ⁺	25 cm-9 m (odlingsfri)	Nej (utredning pågår)
Italien ⁺	5 m (sprut- och plöjningsfri, undantag finns)	Ja, FOCUS-SWAN (R3, R4)
Polen ⁺⁺	20 m (permanent bevuxen) 5 m längs med vägar (permanent bevuxen)	Ingen uppgift
Tyskland ⁺	1-3 m (sprutfri)	Ja, Exposit (ev. FOCUS)
Slovakien ⁺⁺	12 m (permanent bevuxen)	Ingen uppgift
Storbritannien ⁺	2 m (odlingsfri)	Nej (utredning pågår)
Sverige ⁺	6 m (sprutfri, förslag)	Ja, FOCUS-SWAN (R1)
Ungern ⁺⁺	5 m (permanent bevuxen)	Ingen uppgift
Österrike ⁺	1-3 m (permanent bevuxen)	Ja, FOCUS-SWAN (R1, R3)

⁺ Hughes och Brown 2011 ¹³⁴

⁺⁺ ARVALIS 2004 ¹³⁵

8. Slutsatser

8.1 Bedömning av motåtgärdernas tillämpbarhet och förväntade effekt i Sverige

För att kunna bedöma relevansen hos internationella forskningsresultat för svenska förhållanden, måste de faktorer som avgör hur effektiv en motåtgärd är identifieras. Den absolut viktigaste faktorn för att en motåtgärd ska ha effekt är att transport av växtskyddsmedel genom ytavrinning faktiskt sker och att motåtgärden riktas mot de platser och tillfällen där ytavrinningen inträffar. Eftersom det råder stor oklarhet kring hur stora transporter av växtskyddsmedel som sker genom ytavrinning i Sverige är det omöjligt att bedöma hur stor effekt motåtgärder kan tänkas få på mängd och koncentration påträffade substanser i ytvatten. Studier från Danmark visar att skyddszoner minskar halterna växtskyddsmedel i ytvattendrag ¹³⁶ och kan förbättra den ekologiska kvaliteten i vattendrag och marken närmast vattendrag ¹³⁷. I en tysk studie konstaterades att en sprutfri zon längs med vattendrag var avgörande för att minska växtskyddsmedelstransporterna till vattendraget ¹¹⁸. Det är troligt att dessa resultat gäller även för svenska förhållanden. Däremot är dränering betydligt vanligare i Sverige än i till exempel Frankrike, där mycket av den europeiska forskningen bedrivs, och skyddszoner bedöms inte vara effektiva på dränerad mark, såvida inte ytavrinningstransporten fortfarande är betydande av någon anledning ^{9, 21, 100}. Detta kan innebära att effekten av skyddszoner på den totala transporten av växtskyddsmedel är mindre i Sverige än i Frankrike. Svenska åkerjordar har oftast en mindre kraftig lutning, en mer välutvecklad struktur och en högre infiltrationskapacitet, än de erosionskänsliga loessjordarna i östra Europa och de kraftigt sluttande mjälajordarna i Medelhavsområdet, som används i R-scenarierna i PRZM-in-FOCUS. Det förefaller därför rimligt att anta att mängderna växtskyddsmedel som transporteras med ytavrinning är mindre i Sverige än i de länder där

mycket av forskningen kring motåtgärder bedrivits. Därför är det också rimligt att anta att motåtgärder specifikt riktade mot ytavrinning har lägre effekt på den totala mängden påträffade substanser i ytvatten i Sverige än i länder med betydande ytavrinning.

Däremot finns det ingen anledning att misstänka att motåtgärdernas effektivitet på de transporter som faktiskt sker via ytavrinning skulle vara lägre i Sverige än i andra länder. Forskning som bedrivits i Norge⁴⁷, Finland⁵⁰ och Danmark¹³⁶ visar att även i nordiskt klimat har skyddszoner effekt på föroreningstransporter genom ytavrinning. Detta är rimligt, speciellt för växtskyddsmedel eftersom förlusterna då framförallt sker under växtsäsongen när vegetationen och markprocesserna i skyddszoner, diken och våtmarker är fullt aktiva. Om bekämpning sker tidigt på våren eller sent på hösten kan dock effekten från till exempel en skyddszon förväntas vara lägre än vad som rapporteras från varmare länder. Det är också möjligt att skyddszonernas effekt påverkas av försommartorka, som förekommer i delar av Sverige, men inga forskningsstudier påträffades där effekten på skyddszoners effektivitet vid torra förhållanden studerats. Det har däremot konstaterats att markfuktigheten i skyddszonen är betydelsefull för dess effektivitet, men då gäller det framförallt att mättade förhållanden är betydligt sämre än omättade^{41,53}.

8.2 Rekommendationer

8.2.1. Forskning och miljöövervakning

Kunskapen om ytavrinning av växtskyddsmedel i Sverige är idag begränsad. Det saknas fältdata och vetenskapligt grundade fakta om hur stora flöden som förekommer och i vilken utsträckning växtskyddsmedel transporteras i flödena. Därför bör prioritet ges åt forskning som syftar till att kartlägga ytavrinningens betydelse för växtskyddsmedelstransporter från svensk åkermark. Forskningen bör fokusera på att identifiera

1. De huvudsakliga transportvägarna för växtskyddsmedel som påträffas i ytvatten. Betydelsen av ytavrinning till dräneringsbrunnar och diken bör speciellt undersökas.
2. De topografiska, meteorologiska, bruksmässiga och markspecifika förhållanden som avgör vilken väg vattnet tar från fält till ytvatten.

Resultaten från denna typ av forskning bör användas för att utveckla, kalibrera och validera modeller för simulering av föroreningstransport, vilket är avgörande för att kunna skapa en helhetsuppfattning om de diffusa spridningsvägarnas relativa betydelse för näringsämnes- och växtskyddsmedelförluster från svensk åkermark. På grund av att avrinningstillfällena är av episodisk karaktär och kan skilja sig avsevärt åt från år till år, är det avgörande att mätningar får pågå under långa tidsperioder (helst >10 år). För närvarande bedriver CKB två forskningsprojekt med syfte att generera fältdata över flödesvägar för växtskyddsmedel och det är viktigt att dessa projekt får fortgå och gärna kompletteras med ytterligare försöksfält.

Ett sätt att få en kontinuerlig mätning av ytavrinningens omfattning och betydelse för transport av växtskyddsmedel är att miljöövervakningen av växtskyddsmedel kompletteras med mätningar av ytavrinning på ett eller flera observationsfält inom typområdena. Detta skulle kräva ytterligare löpande resurser för provtagning och analys, samt uppstartskostnader för installation av mätutrustning mm.

Pågående kartläggningsarbete inom CKB med MACRO-SE baserat på jordartskartering och lantmäteriets nya högupplösta topografiska kartor, beräknas vara klart under vintern 2012/2013. Arbetet genererar regionala eller avrinningsområdesvisa riskklassningskartor för ytavrinningsbenägna områden. Kartorna kan till exempel användas för riktade åtgärdsinsatser eller kopplas till områdesspecifika användarvillkor för växtskyddsmedelsprodukter.

Forskning som inriktar sig på motåtgärder mot ytavrinning bör också främjas. Fokus bör vara på

- 1) Faktiska effekter av motåtgärder på halter och mängder i ytvatten.
- 2) Val av motåtgärd och specifik utformning för att uppnå så stor sammanlagd nytta som möjligt till minsta möjliga kostnad (multifunktionalitet med avseende på till exempel växtskyddsmedel, näringsämnen och biologisk mångfald).

8.2.2. Riskbedömning

Det scenario (R1) i PRZM-in-FOCUS som KemI idag använder för att bedöma risken att en substans transporteras genom ytavrinning till ytvatten är inte anpassad efter svenskt klimat och svenska jordarter. Det är troligt att modellen överskattar risken för ytavrinning av växtskyddsmedel och ett alternativ bör eventuellt övervägas. Ett ändrat förfarande vid produktgodkännande är dock inte okomplicerat. Enligt harmoniseringsprinciperna i växtskyddsmedelsförordningen (EG 1107/2009)² ska produktgodkännande endast behövas i ett land för att användande ska tillåtas i hela harmoniseringszonen. Ett nytt scenario som ger en mer realistisk bedömning av risk under svenska förhållanden medför därför en särskild simulering för godkännande i Sverige. Dessutom saknas idag data för att genomföra en fullständig kalibrering och validering av modellerna. Det är dock rimligt att anta att om svenska indata används vid simuleringarna kommer utdata att bättre representera svenska förhållanden än om data från R1-scenariot används. Resultaten av den här rapporten har genererat två förslag på alternativ till dagens riskbedömning med R1 scenariot:

- Fortsatt användning av PRZM-in-FOCUS, men med ett svenskt scenario, där svenska jordarts- och klimatdata används för modelleringarna.
Fördelar: En snabb lösning, modellen är etablerad i bedömningsprocessen, representativa ”värsta fall” (90:e percentilen) data för jordart och klimat kan relativt enkelt tas fram, riskreduceringsbedömning för skyddszoner kan göras med VFSMOD-W om så önskas.
Nackdelar: Parametriseringen av modellen måste göras om av PRZM-expert (CKB har inte kompetensen att göra detta), data för kalibrering och validering av simuleringresultaten finns för närvarande inte.
- Övergång till att använda MACRO-modellen med ett scenario där data hämtas från Näsbygård i Skåne. Jordarten i Näsbygård motsvarar 90:e percentilen för svensk åkermark.
Fördelar: MACRO-modellen används redan för simulering av risk för läckage till dränering och grundvatten i produktregistreringsprocessen, samt för tillståndsprövning i vattenskyddsområden. Data från Näsbygård används för grundvattensimuleringarna. CKB har kompetensen att

utveckla, kalibrera och validera modellen och scenariot om dataunderlaget är tillräckligt.

Nackdelar: Riskbedömningsförfarandet kompliceras ytterligare av att en annan modell används för ytavrinningssimuleringar än i övriga länder i den norra zonen. VFSSMOD-W kan inte kopplas till MACRO för modellering av skyddszoners effekt. En mer långsiktig lösning.

En möjlighet är att behålla nuvarande riskbedömning med R1, men införa möjligheten att gå vidare med något av ovanstående alternativa scenarier om R1-simuleringarna indikerar risk.

8.2.3. Riskreducering och motåtgärder

En avgörande fråga för svenska myndigheter har varit hur tolkningen ska göras av införandet av buffertzoner som EU-direktivet om hållbar användning av bekämpningsmedel föreskriver (2009/128/EG 4 kap. artikel 11, punkten 2c)¹. Ska buffertzonen utgöra en sprutfri zon och därmed motsvara dagens skyddsavstånd, eller ska den vara en permanent bevuxen skyddszon? Fördelen med allmänna obligatoriska skyddszoner är att administration och kontroll förenklas, jämfört med om lokala insatser ska göras, och att riskreducering med skyddszon automatiskt kan inkluderas i produktregistreringsprocessen, så att villkor inte behöver kopplas till specifika produkter. I Danmark har dock svårigheter uppstått till följd av felaktigheter i det kartmaterial som används för att identifiera vattendrag som omfattas av obligatoriet och administrationsvinsterna är därmed inte självklara. Kostnadseffektiviteten bedöms också ha blivit högre om skyddszonerna endast anlagts i kritiska områden^{138, 139}. Det kan dessutom vara svårare att motivera lantbrukarna att anlägga skyddszoner, trots lagkrav, om ingen direkt koppling till faktisk risk utifrån deras mark- och odlingsförhållanden finns. Detta gäller speciellt om ingen ekonomisk kompensation utgår för inkomstbortfall och utgifter för anläggande och skötsel av skyddszonen. Utifrån den kunskap som framkommit i arbetet med den här rapporten kan dessutom följande konstateras:

- 1) Bedömningen är, trots det mycket begränsade vetenskapliga underlaget, att endast en liten del av jordbruksmarken i Sverige utsätts för ytavrinning i betydande omfattning under växtsäsongen och att generella skyddszoner därmed skulle medföra att stora arealer jordbruksmark togs ur produktion utan märkbar effekt på växtskyddsmedelstransporter till ytvatten.
- 2) Internationella experter är ense om att lokal anpassning av motåtgärder efter behovsinventering är nödvändig för att uppnå en effektiv reduktion av transporter av växtskyddsmedel genom ytavrinning.
- 3) Strandnära skyddszoner är ofta mindre effektiva än andra kantskyddszoner.
- 4) Strandnära skyddszoner har framförallt effekt på föroreningshalterna i små vattendrag tidigt i vattensystemet³⁷ och dessa är inte alltid utmärkta på kartan, vilket medför svårigheter i urval av vad som ska omfattas av begreppet vattendrag.
- 5) Diken och dräneringsbrunnar är troligtvis viktiga transportvägar för växtskyddsmedel i Sverige och dessa omfattas normalt inte av begreppet vattendrag.

Mot bakgrund av detta och utifrån den kunskap som framkommit under arbetet med rapporten förefaller det inte motiverat att lagstifta om obligatoriska skyddszoner längs med alla vattendrag i Sverige.

Bedömningen är trots detta att ytavrinning lokalt kan vara av betydelse för den totala transporten av växtskyddsmedel till ytvatten i Sverige. Motåtgärder mot ytavrinning bör därför implementeras och fokus bör vara på lokal anpassning och multifunktionalitet, dvs att den totala miljövinsten optimeras genom en anpassning av åtgärderna efter lokala förutsättningar. Det finns goda möjligheter att kombinera insatser mot näringsämnes- och växtskyddsmedelsförluster. Dessutom kan troligtvis den biologiska mångfalden i många fall också gynnas. Lokalt anpassade lösningar ökar också möjligheterna att motivera och involvera lantbrukarna i planeringen av åtgärdsinsatserna, vilket är viktigt för att nå långsiktiga effekter⁵². Det finns olika tänkbara lösningar på hur lokalt anpassade insatser mot ytavrinning ska organiseras:

- Det existerande miljöstödet för anläggning av anpassade skyddszoner på jordbruksmark för att förhindra näringsämnesförluster utvidgas och bearbetas för att inkludera alla typer av skyddszoner som anläggs i syfte att minska ytavrinningsflöden och erosion från åkermark. Stödet bör rimligtvis vara kopplat till konstaterad risk för ytavrinning, utifrån fältobservationer och/eller modellerad riskbedömning.
- Ett rådgivningsbaserat system baserat på CORPEN-metodiken utvecklas. Beslutsträdet och rapporten från TOPPS-Prowadis projektet kan användas som utgångsmaterial, men en anpassning till svenska förhållanden kan bli nödvändig. Utbildning för rådgivare kommer att behövas. Finansieringsmöjligheter måste utredas.
- Föreskriva obligatoriska åtgärder mot ytavrinning i områden där särskild risk för ytavrinning föreligger. Identifiering av områden kan till exempel göras med hjälp av MACRO-SE utifrån lantmäteriets högupplösta topografiska kartor och jordartskartering. Föreskrifterna kan gälla generellt för all jordbruksmark inom området, eller för användning av kemiska växtskyddsmedel i allmänhet eller endast för användning av produkter med särskild risk för ytavrinningsläckage. Möjligheterna för kompensation och stöd måste utredas.
- Även om åtgärder mot ytavrinning görs på frivillig basis, kan en framgångsrik implementering innebära att risken för ytavrinning för växtskyddsmedel kan anses tillräckligt liten för att riskbedömning inte ska behövas i produktregistreringsprocessen.
- Det nya jordbruksprogrammet (CAP) inom EU kommer enligt liggande förslag att innehålla krav på lantbrukare för att få stöd utbetalat att avsätta 7% av sin mark till ekologisk nytta ("ecological focus area")¹³³. Denna mark kan bland annat användas för att implementera motåtgärder mot ytavrinning där behovet finns. Det är viktigt att den avsatta marken får så stor miljönytta som möjligt, vilket kan innebära att reglering och/eller rådgivningsinsatser krävs för att optimera val av markanvändning (t ex skyddszon, våtmark, skogsplantering, träda) och placering utifrån de lokala förutsättningarna.

Oavsett vilken typ av lösning som väljs, så krävs ett ställningstagande till hur stor risk som ska anses vara acceptabel. Var ska gränsen dras för vilka vattendrag och sjöar som ska skyddas (storlek, typ, ekologiskt värde etc.)? Hur ofta kan ytavrinningstransporter av växtskyddsmedel till följd av extrema förhållanden accepteras (vart 5:e, 10:e, 50:e eller 100:e år)? Vad är en acceptabel nivå för rimlig risk och osäkerhet i parametrisering och val av data för modellering (räcker 90:e percentilen om värdena är väldigt osäkra eller variationen stor)?

Referenser

- ¹ EC. 2009. Europaparlamentets och Rådets Direktiv 2009/128/EG av den 21 oktober 2009 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder för att uppnå en hållbar användning av bekämpningsmedel. 2009/128/EG
- ² EC. 2009. Europaparlamentets och Rådets Förordning (EG) nr 1107/2009 av den 21 oktober 2009 om utsläppande av växtskyddsmedel på marknaden och om upphävande av rådets direktiv 79/117/EEG och 91/414/EEG. EG/1107/2009
- ³ Graaf, S., Adielsson, S., Kreuger, J. 2010. Resultat från miljöövervakning av bekämpningsmedel (växtskyddsmedel). Årssammanställning 2010. Ekohydrologi 128. Institutionen för mark & miljö,
- ⁴ Törnquist, M., Adielsson, S., Kreuger, J. 2007. Occurrence of pesticides in Swedish water resources against a background of national risk-reduction programmes – results from 20 years of monitoring. Univ. Cattolica del Sacro Cuore, Piacenza, Italy. 770-777.
- ⁵ EC. 2000. Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. 2000/60/EG
- ⁶ Kreuger, J.&Nilsson, E. 2001. Catchment scale risk mitigation experiences - key issues for reducing pesticide transport to surface waters. *Pesticide Behaviour in Soils and Water* 319-324.
- ⁷ FOCUS. 2001. FOCUS surface water scenarios in the EU evaluation process under 91/414/EEC. Report from the FOCUS working group on surface water scenarios European Commission,
- ⁸ Hollis, J.M. 2007. Derivation of data on the extent of the FOCUS surface water scenarios within EU countries. 26.
- ⁹ FOCUS. 2007. Landscape and mitigation factors in aquatic risk assessment. Volume 2. Detailed technical reviews. Report of the FOCUS working group on landscape and mitigation factors in ecological risk assessment 2. European Commission, 436.
- ¹⁰ Walton, R.S., Volker, R.E., Bristow, K.L.&Smettem, K.R.J. 2000. Experimental examination of solute transport by surface runoff from low-angle slopes. *Journal of Hydrology* 233: 19-36.
- ¹¹ Otto, S., Cardinali, A., Marotta, E., Paradisi, C.&Zanin, G. 2012. Effect of vegetative filter strips on herbicide runoff under various types of rainfall. *Chemosphere* 88: 113-119.
- ¹² Appels, W.M., Bogaart, P.W.&van der Zee, S.E.A.T.M. 2011. Influence of spatial variations of microtopography and infiltration on surface runoff and field scale hydrological connectivity. *Advances in Water Resources* 34: 303-313.
- ¹³ Baker, J.L.&Mickelson, S.K. 1994. The Potential of Buffer Strips to Reduce Pesticide Transport with Runoff. *Abstracts of Papers of the American Chemical Society* 208: 45-Agro.
- ¹⁴ Gril, J.J., Gouy, V.&Carluer, N. 1999. Superficial transfer process of pesticides, from the plot of land to the catchment area. *Houille Blanche-Revue Internationale De L Eau* 54: 76-80.
- ¹⁵ Dur, J.C., Gouy, V., Calvet, R., Belamie, R.&Chaplain, V. 1998. Influence of adsorption-desorption phenomena on pesticide runoff measured under controlled conditions. *Comptes Rendus De L Academie Des Sciences Serie Ii Fascicule a-Sciences De La Terre Et Des Planetes* 327: 405-411.
- ¹⁶ Arora, K., Mickelson, S.K., Baker, J.L., Tierney, D.P.&Peters, C.J. 1996. Herbicide retention by vegetative buffer strips from runoff under natural rainfall. *Transactions of the Asae* 39: 2155-2162.
- ¹⁷ Lowrance, R., Vellidis, G., Wauchope, R.D., Gay, P.&Bosch, D.D. 1997. Herbicide transport in a managed riparian forest buffer system. *Transactions of the Asae* 40: 1047-1057.
- ¹⁸ Patty, L., Real, B.&Gril, J.J. 1997. The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water. *Pesticide Science* 49: 243-251.

- ¹⁹ Lecomte, V., Barriuso, E., Bresson, L.M., Koch, C.&Le Bissonais, Y. 2001. Soil surface structure effect on isoproturon and diflufenican loss in runoff. *Journal of Environmental Quality* 30: 2113-2119.
- ²⁰ Tang, X.Y., Zhu, B.&Katou, H. 2012. A review of rapid transport of pesticides from sloping farmland to surface waters: Processes and mitigation strategies. *Journal of Environmental Sciences-China* 24: 351-361.
- ²¹ Carluer, N., Tournebize, J., Gouy, V., Margoum, C., Vincent, B., Gril, J. J. 2011. Role of buffer zones in controlling pesticides fluxes to surface waters. *Procedia Environmental Sciences* 9: 21-26.
- ²² Frey, M.P., Schneider, M.K., Dietzel, A., Reichert, P.&Stamm, C. 2009. Predicting critical source areas for diffuse herbicide losses to surface waters: Role of connectivity and boundary conditions. *Journal of Hydrology* 365: 23-36.
- ²³ Wohlfahrt, J., Colin, F., Assaghir, Z.&Bockstaller, C. 2010. Assessing the impact of the spatial arrangement of agricultural practices on pesticide runoff in small catchments: Combining hydrological modeling and supervised learning. *Ecological Indicators* 10: 826-839.
- ²⁴ TOPPS-Prowadis. 2012. Mitigation measures to reduce losses of PPP from field runoff and erosion - draft version. 23.
- ²⁵ Moore, M.T., Schulz, R., Cooper, C.M., Smith, S.&Rodgers, J.H. 2002. Mitigation of chlorpyrifos runoff using constructed wetlands. *Chemosphere* 46: 827-835.
- ²⁶ Ahlgren, J., Djodic, F., Löfgren, S. 2011. Åtgärder för att förbättra fosforretention i öppna diken i riskområden i jordbrukslandskapet runt Östersjön. En kunskapssammanställning. *BalticSea2020*, 33.
- ²⁷ TOPPS. 2012. Train Operators to Promote best Practices and Sustainability. <http://www.topps-life.org/>. [2012-08-31].
- ²⁸ GreppaVäxtskyddet. 2012. Hjälpreda - För bestämning av vindanpassat skyddsavstånd vid användning av lantbruksspruta med bom. Greppa Växtskyddet,
- ²⁹ CORPEN. 2007. Les fonctions environnementales des zones tampons. Les bases scientifiques et techniques des fonctions de protection des eaux. 75.
- ³⁰ CORPEN. 2010. Environmental functions of buffer zones. Scientific and technical basis of their function in terms of water protection. Paris.
- ³¹ Fulton, M.H., Moore, D.W., Wirth, E.F., Chandler, G.T., Key, P.B., Daugomah, J.W., . . . Scott, G.I. 1999. Assessment of risk reduction strategies for the management of agricultural nonpoint source pesticide runoff in estuarine ecosystems. *Toxicology and Industrial Health* 15: 200-213.
- ³² CSF. 2011. Catchment Sensitive Farming, ECSFDI Phase 1 & 2 Full Evaluation Report.
- ³³ Karthikeyan, R., Davis, L.C., Erickson, L.E., Al-Khatib, K., Kulakow, P.A., Barnes, P.L., . . . Nurzhanova, A.A. 2004. Potential for plant-based remediation of pesticide-contaminated soil and water using nontarget plants such as trees, shrubs, and grasses. *Critical Reviews in Plant Sciences* 23: 91-101.
- ³⁴ Popov, V.H., Cornish, P.S.&Sun, H. 2006. Vegetated biofilters: The relative importance of infiltration and adsorption in reducing loads of water-soluble herbicides in agricultural runoff. *Agriculture Ecosystems & Environment* 114: 351-359.
- ³⁵ Stutter, M.I.&Richards, S. 2012. Relationships between Soil Physicochemical, Microbiological Properties, and Nutrient Release in Buffer Soils Compared to Field Soils. *Journal of Environmental Quality* 41: 400-409.
- ³⁶ Benoit, P., Madrigal, I., Preston, C.M., Chenu, C.&Barriuso, E. 2008. Sorption and desorption of non-ionic herbicides onto particulate organic matter from surface soils under different land uses. *European Journal of Soil Science* 59: 178-189.
- ³⁷ USDA. 2000. Conservation Buffers to Reduce Pesticide Losses. United States Department of Agriculture,
- ³⁸ CORPEN. 1997. Produits phytosanitaires et dispositifs enherbés. 88.
- ³⁹ Reichenberger, S., Bach, M., Skitschak, A.&Frede, H.G. 2007. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. *Science of the Total Environment* 384: 1-35.
- ⁴⁰ Dunn, A.M., Julien, G., Ernst, W.R., Cook, A., Doe, K.G.&Jackman, P.M. 2011. Evaluation of buffer zone effectiveness in mitigating the risks associated with agricultural runoff in Prince Edward Island. *Science of the Total Environment* 409: 868-882.
- ⁴¹ Krutz, L.J., Senseman, S.A., Zablotowicz, R.M.&Matocha, M.A. 2005. Reducing herbicide runoff from agricultural fields with vegetative filter strips: a review. *Weed Science* 53: 353-367.

- ⁴² Dosskey, M.G. 2001. Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. *Environmental Management* 28: 577-598.
- ⁴³ Arora, K., Mickelson, S.K., Helmers, M.J.&Baker, J.L. 2010. Review of Pesticide Retention Processes Occurring in Buffer Strips Receiving Agricultural Runoff. *Journal of the American Water Resources Association* 46: 618-647.
- ⁴⁴ Fox, G.A., Munoz-Carpena, R.&Sabbagh, G.J. 2010. Influence of flow concentration on parameter importance and prediction uncertainty of pesticide trapping by vegetative filter strips. *Journal of Hydrology* 384: 164-173.
- ⁴⁵ Blanco-Canqui, H., Gantzer, C.J.&Anderson, S.H. 2006. Performance of grass barriers and filter strips under interrill and concentrated flow. *Journal of Environmental Quality* 35: 1969-1974.
- ⁴⁶ Otto, S., Vianello, M., Infantino, A., Zanin, G.&Di Guardo, A. 2008. Effect of a full-grown vegetative filter strip on herbicide runoff: Maintaining of filter capacity over time. *Chemosphere* 71: 74-82.
- ⁴⁷ Syversen, N. 2005. Effect and design of buffer zones in the Nordic climate: The influence of width, amount of surface runoff, seasonal variation and vegetation type on retention efficiency for nutrient and particle runoff. *Ecological Engineering* 24: 483-490.
- ⁴⁸ Mersie, W., Seybold, C.A., McNamee, C.&Lawson, M.A. 2003. Abating endosulfan from runoff using vegetative filter strips: the importance of plant species and flow rate. *Agriculture Ecosystems & Environment* 97: 215-223.
- ⁴⁹ Caron, E., Lafrance, P., Auclair, J.C.&Duchemin, M. 2010. Impact of Grass and Grass with Poplar Buffer Strips on Atrazine and Metolachlor Losses in Surface Runoff and Subsurface Infiltration from Agricultural Plots. *Journal of Environmental Quality* 39: 617-629.
- ⁵⁰ Uusi-Kamppa, J.&Jauhiainen, L. 2010. Long-term monitoring of buffer zone efficiency under different cultivation techniques in boreal conditions. *Agriculture Ecosystems & Environment* 137: 75-85.
- ⁵¹ Roberts, J., Jackson, N., Smith, M. 2006. *Tree Roots in the Built Environment*. Queen's Printer and Controller of Her Majesty's Stationery Office, TSO, Norwich, U.K.
- ⁵² Tournebize, J., Vincent, B., Chaumont, C., Gramaglia, C., Margoum, C., Molle, P., Carlier, N., Gril, J. J. 2011. Ecological services of artificial wetland for pesticide mitigation. Socio-ecological adaptation for watershed management through TRUSTEA project feedback. *Procedia Environmental Sciences* 9: 183-190.
- ⁵³ Truman, C.C., Potter, T.L., Nuti, R.C., Franklin, D.H.&Bosch, D.D. 2011. Antecedent water content effects on runoff and sediment yields from two Coastal Plain Ultisols. *Agricultural Water Management* 98: 1189-1196.
- ⁵⁴ Heinen, M., Noij, I.G.A.M., Heesmans, H.I.M., van Groenigen, J.W., Groenendijk, P.&Thissen, J.T.N.M. 2012. A Novel Method to Determine Buffer Strip Effectiveness on Deep Soils. *Journal of Environmental Quality* 41: 334-347.
- ⁵⁵ Vianello, M., Vischetti, C., Scarponi, L.&Zanin, G. 2005. Herbicide losses in runoff events from a field with a low slope: Role of a vegetative filter strip. *Chemosphere* 61: 717-725.
- ⁵⁶ Collins, A.L. 2012. Personal Communication. Diffuse Agricultural Pollution Mitigation Methods Workshop
- ⁵⁷ PPDB. 2009. The Pesticide Properties Database (PPDB) developed by the Agriculture & Environment Research Unit (AERU), University of Hertfordshire, funded by UK national sources and the EU-funded FOOTPRINT project (FP6-SSP-022704).
- ⁵⁸ Tingle, C.H., Shaw, D.R., Boyette, M.&Murphy, G.P. 1998. Metolachlor and metribuzin losses in runoff as affected by width of vegetative filter strips. *Weed Science* 46: 475-479.
- ⁵⁹ Webster, E.P.&Shaw, D.R. 1996. Impact of vegetative filter strips on herbicide loss in runoff from soybean (*Glycine max*). *Weed Science* 44: 662-671.
- ⁶⁰ Asmussen, L.E., White, A.W., Hauser, E.W.&Sheridan, J.M. 1977. Reduction of 2,4-D Load in Surface Runoff down a Grassed Waterway. *Journal of Environmental Quality* 6: 159-162.
- ⁶¹ Misra, A.K., Baker, J.L., Mickelson, S.K.&Shang, H. 1996. Contributing area and concentration effects on herbicide removal by vegetative buffer strips. *Transactions of the Asae* 39: 2105-2111.
- ⁶² Krutz, L.J., Senseman, S.A., Dozier, M.C., Hoffman, D.W.&Tierney, D.P. 2003. Infiltration and adsorption of dissolved atrazine and atrazine metabolites in buffalograss filter strips. *Journal of Environmental Quality* 32: 2319-2324.

- ⁶³ Schmitt, T.J., Dosskey, M.G.&Hoagland, K.D. 1999. Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants. *Journal of Environmental Quality* 28: 1479-1489.
- ⁶⁴ Barfield, B.J., Blevins, R.L., Fogle, A.W., Madison, C.E., Inamdar, S., Carey, D.I.&Evangelou, V.P. 1998. Water quality impacts of natural filter strips in karst areas. *Transactions of the Asae* 41: 371-381.
- ⁶⁵ Arora, K., Mickelson, S. K., Baker, J. L., Tierney, D. P. 1993. Evaluating herbicide removal by buffer strips under natural rainfall. ASEA Paper 932593. American Society of Agricultural Engineers, St Joseph, MI, USA. 17.
- ⁶⁶ Spatz, R. 1999. Rückhaltevermögen von Pufferstreifen für pflanzenschutzmittelbelasten Oberflächenabfluss. Universität Hohenheim, Aachen, Germany. 176.
- ⁶⁷ Kloppel, H., Kordel, W.&Stein, B. 1997. Herbicide transport by surface runoff and herbicide retention in a filter strip - Rainfall and runoff simulation studies. *Chemosphere* 35: 129-141.
- ⁶⁸ Syversen, N.&Bechmann, M. 2003. Vegetative buffer zones as pesticide-filters for simulated surface runoff. *Pesticide in Air, Plant, Soil & Water System* 587-597.
- ⁶⁹ Cole, J.T., Baird, J.H., Basta, N.T., Huhnke, R.L., Storm, D.E., Johnson, G.V., . . . Cole, J.C. 1997. Influence of buffers on pesticide and nutrient runoff from bermudagrass turf. *Journal of Environmental Quality* 26: 1589-1598.
- ⁷⁰ Esseen, P.-A., Glimskär, A., Ståhl, G. 2004. Linjära landskapselement i Sverige: skattningar från 2003 års NILS-data. Arbetsrapport 127. Institutionen för skoglig resurshushållning och geomatik,
- ⁷¹ Hively, W.D., Hapeman, C.J., McConnell, L.L., Fisher, T.R., Rice, C.P., McCarty, G.W., . . . Fetcho, J.A.H. 2011. Relating nutrient and herbicide fate with landscape features and characteristics of 15 subwatersheds in the Choptank River watershed. *Science of the Total Environment* 409: 3866-3878.
- ⁷² Lizotte, R.E., Shields, F.D., Murdock, J.N., Kroger, R.&Knight, S.S. 2012. Mitigating agrichemicals from an artificial runoff event using a managed riverine wetland. *Science of the Total Environment* 427: 373-381.
- ⁷³ Elsaesser, D., Blankenberg, A.G.B., Geist, A., Maehlum, T.&Schulz, R. 2011. Assessing the influence of vegetation on reduction of pesticide concentration in experimental surface flow constructed wetlands: Application of the toxic units approach. *Ecological Engineering* 37: 955-962.
- ⁷⁴ Moore, M.T., Rodgers, J.H., Cooper, C.M.&Smith, S. 2000. Constructed wetlands for mitigation of atrazine-associated agricultural runoff. *Environmental Pollution* 110: 393-399.
- ⁷⁵ Schulz, R.&Peall, S.K.C. 2001. Effectiveness of a constructed wetland for retention of nonpoint-source pesticide pollution in the Lourens River catchment, South Africa. *Environmental Science & Technology* 35: 422-426.
- ⁷⁶ Allard, A., Glimskär, A., Högström, M., Marklund, L., Olofsson, K., Nilsson, B., Pettersson, A., Ringvall, A., Wissman, J., Svensson, J. 2008. Småbiotopsuppföljning i NILS år 2008. Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU, Umeå.
- ⁷⁷ Lagacherie, P., Diot, O., Domange, N., Gouy, V., Floure, C., Kao, C., . . . Szeleper, V. 2006. An indicator approach for describing the spatial variability of artificial stream networks with regard to herbicide pollution in cultivated watersheds. *Ecological Indicators* 6: 265-279.
- ⁷⁸ Wesström, I., Hargeby, A., Tonderski, K. 2010. Miljökonsekvenser av markavvattning och dikesrensning - en kunskapssammanställning. SLU, LiU,
- ⁷⁹ Powell, G.E., Ward, A.D., Mecklenburg, D.E.&Jayakaran, A.D. 2007. Two-stage channel systems: Part 1, a practical approach for sizing agricultural ditches. *Journal of Soil and Water Conservation* 62: 277-286.
- ⁸⁰ Jayakaran, A.D.&Ward, A.D. 2007. Geometry of inset channels and the sediment composition of fluvial benches in agricultural drainage systems in Ohio. *Journal of Soil and Water Conservation* 62: 296-307.
- ⁸¹ Brown, C.D.&van Beinum, W. 2009. Pesticide transport via sub-surface drains in Europe. *Environmental Pollution* 157: 3314-3324.
- ⁸² Locke, M.A., Zablotowicz, R.M., Reddy, K.N.&Steinriede, R.W. 2008. Tillage management to mitigate herbicide loss in runoff under simulated rainfall conditions. *Chemosphere* 70: 1422-1428.
- ⁸³ DeLaune, P.B., Sij, J. W. 2012. Impact of tillage on runoff in long term no-till wheat systems. *Soil & Tillage Research* 124: 32-35.
- ⁸⁴ Fawcett, R.S., Christensen, B.R.&Tierney, D.P. 1994. The Impact of Conservation Tillage on Pesticide Runoff into Surface-Water - a Review and Analysis. *Journal of Soil and Water Conservation* 49: 126-135.

- ⁸⁵ Holland, J.M. 2004. The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agriculture Ecosystems & Environment* 103: 1-25.
- ⁸⁶ Fuglie, K.O. 1999. Conservation tillage and pesticide use in the cornbelt. *Journal of Agriculture and Applied Economics* 31: 133-147.
- ⁸⁷ Larsbo, M., Stenstrom, J., Etana, A., Borjesson, E.&Jarvis, N.J. 2009. Herbicide sorption, degradation, and leaching in three Swedish soils under long-term conventional and reduced tillage. *Soil & Tillage Research* 105: 200-208.
- ⁸⁸ Riise, G., Lundekvam, H., Wu, Q.L., Haugen, L.E.&Mulder, J. 2004. Loss of pesticides from agricultural fields in SE Norway - runoff through surface and drainage water. *Environmental Geochemistry and Health* 26: 269-276.
- ⁸⁹ Dousset, S., Thevenot, M., Schrack, D., Gouy, V.&Carluer, N. 2010. Effect of grass cover on water and pesticide transport through undisturbed soil columns, comparison with field study (Morcille watershed, Beaujolais). *Environmental Pollution* 158: 2446-2453.
- ⁹⁰ Uusi-Kamppa, J., Turtola, E., Narvanen, A., Jauhiainen, L.&Uusitalo, R. 2012. Phosphorus Mitigation during Springtime Runoff by Amendments Applied to Grassed Soil. *Journal of Environmental Quality* 41: 420-426.
- ⁹¹ Stutter, M.I., Chardon, W.J.&Kronvang, B. 2012. Riparian Buffer Strips as a Multifunctional Management Tool in Agricultural Landscapes: Introduction. *Journal of Environmental Quality* 41: 297-303.
- ⁹² Balana, B.B., Lago, M., Baggaley, N., Castellazzi, M., Sample, J., Stutter, M., . . . Vinten, A. 2012. Integrating Economic and Biophysical Data in Assessing Cost-Effectiveness of Buffer Strip Placement. *Journal of Environmental Quality* 41: 380-388.
- ⁹³ Dorioz, J.M., Wang, D., Poulenard, J.&Trevisan, D. 2006. The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics - A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture Ecosystems & Environment* 117: 4-21.
- ⁹⁴ Zhang, W., Ye, Y.B., Tong, Y.D., Ou, L.B., Hu, D.&Wang, X.J. 2011. Contribution and loading estimation of organochlorine pesticides from rain and canopy throughfall to runoff in an urban environment. *Journal of Hazardous Materials* 185: 801-806.
- ⁹⁵ Roberts, W.M., Stutter, M.I.&Haygarth, P.M. 2012. Phosphorus Retention and Remobilization in Vegetated Buffer Strips: A Review. *Journal of Environmental Quality* 41: 389-399.
- ⁹⁶ Ulén, B. 1988. Fosforerosion vid vallodling och skyddszon med gräs. *Ekohydrologi* 26: 23-41.
- ⁹⁷ Vought, L.B.M., Dahl, J., Pedersen, C.L.&Lacoursiere, J.O. 1994. Nutrient Retention in Riparian Ecotones. *Ambio* 23: 342-348.
- ⁹⁸ Braskerud, B.C., Tonderski, K.S., Wedding, B., Bakke, R., Blankenberg, A.G.B., Ulen, B.&Koskiaho, J. 2005. Can constructed wetlands reduce the diffuse phosphorus loads to eutrophic water in cold temperate regions? *Journal of Environmental Quality* 34: 2145-2155.
- ⁹⁹ Magette, W.L., Brinsfield, R.B., Palmer, R.E.&Wood, J.D. 1989. Nutrient and Sediment Removal by Vegetated Filter Strips. *Transactions of the Asae* 32: 663-667.
- ¹⁰⁰ Muscutt, A.D., Harris, G.L., Bailey, S.W.&Davies, D.B. 1993. Buffer Zones to Improve Water-Quality - a Review of Their Potential Use in Uk Agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment* 45: 59-77.
- ¹⁰¹ Ockinger, E.&Smith, H.G. 2007. Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44: 50-59.
- ¹⁰² Ockinger, E., Bergman, K.O., Franzen, M., Kadlec, T., Krauss, J., Kuussaari, M., . . . Bommarco, R. 2012. The landscape matrix modifies the effect of habitat fragmentation in grassland butterflies. *Landscape Ecology* 27: 121-131.
- ¹⁰³ Ockinger, E.&Smith, H.G. 2008. Do corridors promote dispersal in grassland butterflies and other insects? *Landscape Ecology* 23: 27-40.
- ¹⁰⁴ Dybkjaer, J.B., Baattrup-Pedersen, A., Kronvang, B.&Thodsen, H. 2012. Diversity and Distribution of Riparian Plant Communities in Relation to Stream Size and Eutrophication. *Journal of Environmental Quality* 41: 348-354.
- ¹⁰⁵ Ulén, B. 2012. Personal Communication.
- ¹⁰⁶ Djodic, F. 2012. Personal Communication.

- ¹⁰⁷ Johnsson, H., Larsson, M., Lindsjö, A., Mårtensson, K., Persson, K., Torstensson, G. 2008. Läckage av näringsämnen från svensk åkermark. Rapport Naturvårdsverket, 152.
- ¹⁰⁸ Jordbruksvatten. 2012. Observationsfält på åkermark (växtnäring). http://jordbruksvatten.slu.se/obsfalt_start.cfm. [2012-09-02].
- ¹⁰⁹ Andersson, A. 2008. Växtskyddsmedel i vattendrag . påverkan av vindavdrift och ytavrinning. En studie inom miljöövervakningen av bekämpningsmedel i vatten. 122. Institutionen för mark & miljö, SLU, Uppsala.
- ¹¹⁰ Siimes, K., Ramo, S., Welling, L., Nikunen, U.&Laitinen, P. 2006. Comparison of the behaviour of three herbicides in a field experiment under bare soil conditions. *Agricultural Water Management* 84: 53-64.
- ¹¹¹ Knisel, W.G. 1980. CREAMS: a field-scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. Conservation Research Report 26. USDA,
- ¹¹² Posch, M.&Rekolainen, S. 1993. Erosivity Factor in the Universal Soil Loss Equation Estimated from Finnish Rainfall Data. *Agricultural Science in Finland* 2: 271-279.
- ¹¹³ Rekolainen, S.&Posch, M. 1993. Adapting the Creams Model for Finnish Conditions. *Nordic Hydrology* 24: 309-322.
- ¹¹⁴ Larsson, M.H., Persson, K., Ulen, B., Lindsjo, A.&Jarvis, N.J. 2007. A dual porosity model to quantify phosphorus losses from macroporous soils. *Ecological Modelling* 205: 123-134.
- ¹¹⁵ Schriever, C.A., von der Ohe, P.C.&Liess, M. 2007. Estimating pesticide runoff in small streams. *Chemosphere* 68: 2161-2171.
- ¹¹⁶ Dabrowski, J.M., Peall, S.K.C., Van Niekerk, A., Reinecke, A.J., Day, J.A.&Schulz, R. 2002. Predicting runoff-induced pesticide input in agricultural sub-catchment surface waters: linking catchment variables and contamination. *Water Research* 36: 4975-4984.
- ¹¹⁷ Holvoet, K.M.A., Seuntjens, P.&Vanrolleghem, P.A. 2007. Monitoring and modeling pesticide fate in surface waters at the catchment scale. *Ecological Modelling* 209: 53-64.
- ¹¹⁸ Probst, M., Berenzen, N., Lentzen-Godding, A.&Schulz, R. 2005. Scenario-based simulation of runoff-related pesticide entries into small streams on a landscape level. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62: 145-159.
- ¹¹⁹ Berenzen, N., Lentzen-Godding, A., Probst, M., Schulz, H., Schulz, R.&Liess, M. 2005. A comparison of predicted and measured levels of runoff-related pesticide concentrations in small lowland streams on a landscape level. *Chemosphere* 58: 683-691.
- ¹²⁰ Miljöövervakningsdata. 2012. Mark- och grödoinventeringen. <http://www.slu.se/sv/fakulteter/nl-fakulteten/om-fakulteten/institutioner/institutionen-mark-och-miljo/miljoanalys/dv/registersida/>.
- ¹²¹ Winkler, R. 2001. Concept for an assessment of the entry of plant protection products in surface water and groundwater, with special consideration of surface run-off (Documentation of the EXPOSIT model). Umweltbundesamt - Einvernehmensstelle Pflanzenschutzgesetz
- ¹²² Ohliger, K., Edeler, T., Condurache, A.P.&Mertins, A. 2010. A Novel Approach of Initializing Region-Based Active Contours in Noisy Images by Means of Unimodality Analysis. 2010 Ieee 10th International Conference on Signal Processing Proceedings (Icsp2010), Vols I-Iii 885-888.
- ¹²³ Munoz-Carpena, R., Parsons, J.E.&Gilliam, J.W. 1999. Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips. *Journal of Hydrology* 214: 111-129.
- ¹²⁴ Sabbagh, G.J., Fox, G., Munoz-Carpena, R.&Lenz, M. 2009. Incorporating effect of vegetative filter strip in pesticide aquatic exposure assessment. *Abstracts of Papers of the American Chemical Society* 238: 488-488.
- ¹²⁵ Poletika, N.N., Coody, P.N., Fox, G.A., Sabbagh, G.J., Dolder, S.C.&White, J. 2009. Chlorpyrifos and Atrazine Removal from Runoff by Vegetated Filter Strips: Experiments and Predictive Modeling. *Journal of Environmental Quality* 38: 1042-1052.
- ¹²⁶ Brown, C., Balderacchi, M. van Beinum, W., Capri, E., Trevisan, M. 2012. Definition of vegetative filter strip scenarios for Europe. University of York, Heslington, York. 67.
- ¹²⁷ Munoz-Carpena, R., Fox, G.A.&Sabbagh, G.J. 2010. Parameter Importance and Uncertainty in Predicting Runoff Pesticide Reduction with Filter Strips. *Journal of Environmental Quality* 39: 630-641.
- ¹²⁸ Gwenzi, W., Hinz, C., Holmes, K., Phillips, I.R.&Mullins, I.J. 2011. Field-scale spatial variability of saturated hydraulic conductivity on a recently constructed artificial ecosystem. *Geoderma* 166: 43-56.

- ¹²⁹ Zhang, X.Y.&Zhang, M.H. 2011. Modeling effectiveness of agricultural BMPs to reduce sediment load and organophosphate pesticides in surface runoff. *Science of the Total Environment* 409: 1949-1958.
- ¹³⁰ Sieber, S., Pannell, D., Muller, K., Holm-Muller, K., Kreins, P.&Gutsche, V. 2010. Modelling pesticide risk: A marginal cost-benefit analysis of an environmental buffer-zone programme. *Land Use Policy* 27: 653-661.
- ¹³¹ Randzonenloven. 2011. LOV nr 591 af 14/06/2011 Randzonenloven. 591.
- ¹³² Evans, R. 2010. Runoff and soil erosion in arable Britain: changes in perception and policy since 1945. *Environmental Science & Policy* 13: 141-149.
- ¹³³ EC. 2011. Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council establishing rules for direct payments to farmers under support schemes within the framework of the common agricultural policy. 2011/0280 (COD) 105.
- ¹³⁴ Hughes, G., Brown, C. 2011. Draft report: Scoping study for refinements to runoff assessments. 21.
- ¹³⁵ ARVALIS. 2007. Bandes enherbées. Enjeux, implantation et entretien. ARVALIS - Institut du végétal, Paris.
- ¹³⁶ Rasmussen, J.J., Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., McKnight, U.S.&Kronvang, B. 2011. Buffer strip width and agricultural pesticide contamination in Danish lowland streams: Implications for stream and riparian management. *Ecological Engineering* 37: 1990-1997.
- ¹³⁷ Ravn, H.W., Friberg, N. 2004. Effekt på akvatiske miljøer af randzoner langs målsatte vandløb. Pesticidhandlingsplan II. Faglig rapport fra DMU 487. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøministeriet, 44.
- ¹³⁸ Kronvang, B., Wiborg, I., Heckrath, G., Baattrup-Pedersen, A. 2010. Multifunctional buffer strips for nature, environment and leisure. *Jord og Viden* 155: 12-15.
- ¹³⁹ Kronvang, B., Andersen, H. E., Nordemann, P. J., Heckrath, G., Rubæk, G., Kjaergaard, C. 2011. Effect of 10 m buffer strips on phosphorous losses. Notes to the Danish Environmental Ministry. Aarhus University,