



Sveriges lantbruksuniversitet  
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för mark och miljö



Havs  
och Vatten  
myndigheten

## Effekter av åtgärder mot fosforförluster från jordbruksmark och åtgärdsutrymme

*Helena Aronsson, Kerstin Berglund, Faruk Djodjic, Ararso Etana, Pia Geranmayeh, Holger Johnsson och Ingrid Wesström*



Titel: Effekter av åtgärder mot fosforförluster från jordbruksmark och åtgärdsutrymme

Författare: Helena Aronsson, Kerstin Berglund, Faruk Djodjic, Ararso Etana, Pia Geranmayeh, Holger Johnsson och Ingrid Wesström

Kontakt: Helena.Aronsson@slu.se, 018 – 67 24 66

Utgivningsort: Uppsala

Utgivningsår: 2019

Omslagsbild: Pär Aronsson

Serietitel: Ekohydrologi

Delnummer i serien: 160

ISSN: 0347-9307

ISRN: SLU-VV-EKOHYD-160-SE

Elektronisk publicering: <http://pub.epsilon.slu.se>

Bibliografisk referens: Aronsson, H., Berglund, K., Djodjic, F., Etana, A., Geranmayeh, P., Johnsson, H. och Wesström, I. (2019). *Effekter av åtgärder mot fosforförluster från jordbruksmark och åtgärdsutrymme*. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet. (Ekohydrologi, 160).

## FÖRORD

Denna kunskapssammanställning utfördes på uppdrag av Jordbruksverket och Vattenmyndigheten Norra Östersjön inom det EU-finansierade projektet LIFE IP Rich Waters (Action 5). Det övergripande målet med projektet är att presentera kunskap om styrmedel för åtgärdsarbetet som förenar hållbart jordbruk med effektivt åtgärdsarbete.

Uppdraget för kunskapssammanställningen handlade i korthet om att bearbeta underlaget för 8 åtgärder för minskat fosforläckage som redovisas i underlagsrapporten för vattenmyndigheternas åtgärdsprogram (Gyllström m.fl., 2016) och som ligger till grund för uppskattningar av åtgärders effekt. Det innebar att kommentera uppskattningen av åtgärders effekt, uppdatera kunskapsunderlaget och, om möjligt, föreslå nya effektuppskattningar, inkl relevanta intervall för åtgärders effekt. Uppdraget innebar också att utvärdera några nya möjliga åtgärder med avseende på kväve och fosfor. I uppdraget ingick enbart att värdera åtgärderna separat, och inte kombinationer av åtgärder.

Arbetet utfördes vid Institutionerna för mark och miljö samt vatten och miljö, SLU, Uppsala. I arbetsgruppen ingick följande personer, med fördelning av ansvar och arbete inom parentes: Faruk Djodjic (våtmarker, fosfordammar, anpassade skyddszoner, stallgödsel), Pia Geranmayeh (våtmarker och fosfordammar), Kerstin Berglund (strukturkalkning), Ararso Etana (jordbearbetningsåtgärder, skyddszoner), Ingrid Wesström (dränering, och dikesåtgärder), Holger Johnsson (stallgödsel, fånggrödor, skyddszoner, jordbearbetningsåtgärder) och Helena Aronsson (stallgödsel, fånggrödor, jordbearbetningsåtgärder, skyddszoner, samt ansvarig för att sammanställa rapporten).

Rapporten består av tre delar; Bakgrund, Resultatdel 1 och Resultatdel 2. Resultatdel 1 behandlar de åtgärder som ingick i underlagsrapporten för vattenmyndigheternas åtgärdsprogram. I resultatdel 2 undersöks effekter och möjliga åtgärdsutrymmen av andra åtgärder, enligt uppdraget. Där föreslås också en helt ny åtgärd, "Förbättrad dränering – backdiken".

Ansvar för innehållet i denna rapport ligger helt och hållet hos författarna. Innehållet återspeglar inte Europeiska unionens officiella hållning.

Uppsala 27 juni 2019

Helena Aronsson på uppdrag av medförfattarna

# Innehållsförteckning

<b>SAMMANFATTNING</b> .....	4
<b>BAKGRUND</b> .....	5
Reflektioner kring samspelet mellan reduktionsschablon och åtgärdsutrymme vid uppskattning av effekt .....	5
Vad beror variationen i effekt på?.....	5
Enhet för reduktionsschablon och fosforform som den påverkar .....	6
Vad är redan åtgärdat?.....	7
Tidsaspekten.....	8
Vad bör ingå i definitioner av åtgärdsutrymmen?.....	8
Åtgärdernas påverkan på andra åtgärders effekt eller åtgärdsutrymme .....	9
<b>DEL 1: EFFEKT OCH ÅTGÄRDSUTRYMME NUVARANDE ÅTGÄRDER</b> .....	10
<b>Stallgödsel</b> .....	10
Beskrivning av stallgödselåtgärder.....	10
Osäkerheter och behov av nya angreppssätt för effekt och utrymme .....	10
Kunskapsunderlag om effekt, faktorer som påverkar, och tidsaspekten.....	11
Effekt av stallgödselåtgärder på fosforförluster .....	14
Åtgärdsutrymme för stallgödselåtgärder .....	16
<b>Strukturkalkning</b> .....	19
Beskrivning av åtgärden.....	19
Osäkerheter i bedömningen av strukturkalkningens effekt och kunskapsunderlag .....	19
Åtgärdsutrymme för strukturkalkning.....	23
<b>Kalkfilterdiken</b> .....	25
Beskrivning av åtgärden.....	25
Effekt av kalkfilterdike.....	25
<b>Tvåstegsdiken och avfasade dikesslänter</b> .....	26
Beskrivning av åtgärder.....	26
Kunskapsläge om effekter.....	26
<b>Synergieffekter och målkonflikter</b> .....	27
Åtgärdsutrymme .....	27
<b>Fosfordammar och våtmarker</b> .....	28
Osäkerheten i bedömningen av fosfordammar och våtmarkers effekt .....	28
Studier på fosfordammar och våtmarkers effekt.....	29
Faktorer som påverkar våtmarker och fosfordammar effekt .....	31
Effektintervall .....	32
Underlag för säkrare bedömning av våtmarkers och fosfordammar effekt .....	33
Åtgärdsutrymme för fosfordammar och våtmarker.....	34
<b>Skydds-zoner och anpassade skydds-zoner</b> .....	38
Nuvarande beräkningsmetod för skydds-zoners reduktionspotential .....	38
Möjliga förbättringar av nuvarande metod för reduktionspotential hos skydds-zoner .....	39
Nuvarande beräkningsmetod för anpassade skydds-zoners reduktionspotential.....	39
Kunskapsläget om skydds-zoners och anpassade skydds-zoners effekt .....	39
Nya angreppssätt för maximalt utnyttjande av reduktionspotential hos skydds-zoner.....	41
<b>DEL 2: EFFEKT OCH ÅTGÄRDSUTRYMME ÖVRIGA ÅTGÄRDER</b> .....	45
<b>Precisionsgödsling</b> .....	45
Kunskapsläget om precisionsgödsling .....	45
Effekten av precisionsgödsling .....	46
Åtgärdsutrymme för precisionsgödsling .....	47
<b>Fånggröda</b> .....	48
Kunskapsläge, faktorer som påverkar och effekten av fånggröda .....	48
Effekt på kväveläckage av fånggröda .....	49

Åtgärdsutrymme för fånggröda.....	50
<b>Vårbearbetning</b> .....	51
Faktorer som påverkar och effekt av vårbearbetning.....	51
Åtgärdsutrymme för vårbearbetning .....	52
<b>Direktsådd och reducerad jordbearbetning</b> .....	53
Faktorer som påverkar effekten av direktsådd .....	53
Effekter för kväve och fosfor av direktsådd.....	54
Åtgärdsutrymme för direktsådd .....	54
<b>Täckdikning</b> .....	55
Beskrivning av täckdikning som åtgärd .....	55
Effekt av täckdikning på förluster av kväve och fosfor .....	55
Åtgärdsutrymme.....	56
Synergieffekter och målkonflikter .....	56
<b>Regelbunden översyn och underhåll av dräneringssystem</b> .....	57
Beskrivning av åtgärden.....	57
Effekt.....	57
Åtgärdsutrymme.....	57
<b>Miljöanpassat dikesunderhåll</b> .....	58
Beskrivning av åtgärden.....	58
Effekt.....	58
Åtgärdsutrymme.....	58
Synergieffekter och målkonflikter .....	58
<b>Reglerbar dränering</b> .....	59
Beskrivning av åtgärden och faktorer som påverkar.....	59
Åtgärdsutrymme.....	59
Effekt.....	59
Synergieffekter och målkonflikter .....	59
<b>Nytt förslag på åtgärd: Förbättrad dränering – backdiken</b> .....	60
<b>Referenser</b> .....	61

## SAMMANFATTNING

EU:s ramvattendirektiv ställer stora krav på åtgärder för minskade växtnäringsförluster från jordbruksmarken. Denna rapport uppdaterar kunskapsläget för det underlag som hittills använts inom Vattenmyndigheternas åtgärdsprogram för åtgärder mot fosforförluster, och sammanställer också kunskapen kring nya åtgärder för kväve och fosfor.

En del uppdateringar kring åtgärders effekter och metoder för uppskattning av åtgärdsutrymmen föreslås, men för flera åtgärder är kunskapsunderlaget fortfarande litet. Det gäller till exempel kalkfilterdiken, tvåstegsdiken och strukturkalkning med de produktblandningar som används idag. Att man behöver sätta ett stort effektintervall för en åtgärd beror ibland på bristande underlag, men ofta på att effekten varierar naturligt beroende på förutsättningarna. Att snäva in åtgärdsutrymmet till de förhållanden som ger en god effekt är ett sätt att få större total effekt och säkrare resultat på ett mindre utrymme. För våtmarker, dammar och skydds-zoner föreslås metoder för att optimera placering, t ex utefter hydraulisk belastning och fosforbelastning, för att begränsa åtgärdsutrymmet till de områden där man kan förvänta sig en viss effekt.

Åtgärdsutrymmet behöver i vissa fall definieras efter fler kriterier än de rent naturvetenskapliga. För strukturkalkning bör det exempelvis inte bara begränsas av lerhalt utan också av faktorer som har med möjlighet till timing och tillgång på kalk att göra. För stallgödselåtgärder finns ett omfattande regelverk, och för områden som omfattas av Nitratdirektivet bör man kunna anta att åtgärder redan är genomförda och att utrymme för ytterligare implementering därmed är litet.

Hur lång tid det tar innan en åtgärd ger effekt och dess varaktighet är något som måste beaktas i effektuppskattning. Här är åtgärden som gäller att minska markens fosforförråd genom minskad stallgödseltillförsel exempel på en åtgärd som får effekt först efter lång tid. Därför bör den tas bort ur åtgärdsprogrammet, som har ett annat tidsperspektiv vad gäller effektuppskattningar. Det är dock fortfarande en viktig åtgärd på gårdar med fosforrika marker.

Åtgärder, som inte tidigare ingått i Vattenmyndigheternas åtgärdsprogram är exempelvis precisionsgödsling, fånggrödor, reducerad jordbearbetning, täckdikning och dikesunderhåll, samt reglerbar dränering. Dessa är åtgärder med god potential, men där några kan få motsägande effekter på kväve- respektive fosforförluster.

## BAKGRUND

EU:s ramvattendirektiv ställer stora krav på åtgärder för minskade växtnäringsförluster från jordbruksmarken. I Vattenmyndigheternas åtgärdsprogram identifieras möjliga och prioriterade åtgärder, effekten av dem, kostnadseffektivitet och deras så kallade åtgärdsutrymme. Åtgärdsutrymmet för ett område beror av i vilken utsträckning en åtgärd är lämplig att införa samt i vilken utsträckning den redan är genomförd. Denna rapport uppdaterar kunskapsläget för det underlag som hittills använts för åtgärdsprogrammen för åtgärder mot fosforförluster (Gyllström m.fl., 2016), och sammanställer också kunskapen kring nya åtgärder för kväve och fosfor. Arbetet utfördes på uppdrag av Jordbruksverket och Vattenmyndigheten Norra Östersjön inom det EU-finansierade projektet LIFE IP Rich Waters (2017-2024). Författarna ansvarade för olika delar av rapporten, vilket framgår i samband med genomgången av de olika åtgärderna.

## Reflektioner kring samspelet mellan reduktionsschablon och åtgärdsutrymme vid uppskattning av effekt

Principen för att beräkna potentialen för förbättring genom en åtgärd, dvs reduktionspotentialen grundar sig på en reduktionsschablon som appliceras på en areal som är möjlig att åtgärdas, det så kallade åtgärdsutrymmet. Reduktionsschablonen kan anges i form av kg/ha eller % av belastning. Beräkningsproceduren blir således t ex:

$$\text{Effekt} = \text{reduktionsschablon (\%)} * \text{belastning (kg/ha)} * \text{åtgärdsutrymme (ha)}$$

För att uppskatta effekten så säkert som möjligt krävs för det första kunskap om åtgärders effekt, och den kan vara mer eller mindre väl underbyggd för de olika åtgärderna. Ofta finns kännedom om effekter under vissa specifika förhållanden och ofta vet man också vilka faktorer som har betydelse för åtgärders effekt. I bästa fall kan man beskriva samband mellan effekt och en faktor, t ex hur reduktionen med åtgärden våtmark beror av hydraulisk belastning.

Om man vill applicera en reduktionsschablon för alla de förhållanden den kan verka, mer eller mindre effektiv, blir den naturligt osäker, eller behöver anges som ett brett intervall. Det finns vissa åtgärder som används idag även på platser där man inte kan förvänta sig någon effekt överhuvudtaget, t ex skyddszoner. Om man däremot vill begränsa utrymmet till de omständigheter där åtgärden fungerar som bäst blir intervallet mindre, förutsatt att det finns kunskapsunderlag. I underlagsrapporten (Gyllström m.fl., 2016) har man behandlat detta på olika sätt. Stallgödselåtgärderna har t.ex. satts att verka över hela åkerarealen i ett område, medan strukturkalkningens åtgärdsutrymme är kopplat till jordars lerhalt.

I vårt arbete har vi snävat in åtgärdsutrymmet för flera åtgärder, t ex vad gäller stallgödselåtgärderna. För åtgärderna våtmark, fosfordamm och skyddszoner förslag som går ytterligare ett steg längre, där det gäller att identifiera den potential som är möjlig att nå, förutsatt att åtgärden läggs på rätt plats. Därmed blir åtgärdsutrymmet mindre än vad man tidigare kommit fram till, men den totala effekten större, och reduktionsschablonen relativt specifik.

## Vad beror variationen i effekt på?

Effekten av en åtgärd kommer alltid att variera beroende på olika omständigheter inom ett intervall. Att sätta ett intervall kräver minst lika stor, eller till och med mer, kunskap som att ange ett schablonvärde. Hur brett intervallet behöver sättas hänger, som nämnts ovan, till viss del samman med hur man definierar åtgärdsutrymmet. Men även om man t ex snävat in åtgärdsutrymmet att t ex gälla för en viss marktyp kan effektens variation vara betydande. Särskilt för fosforförluster vet vi att

episodiska väderhändelser, såsom kraftiga regn, snösmältning m.m. kan ge upphov till stora variationer i effekt.

Vilken variation ska bakas in i ett medelvärde och vilka faktorer ska få påverka intervallet? Den belastningssiffra som ligger till grund för beräkningen av reduktion (då reduktionsschablonen anges i %) täcker in årsvariationen i en period av 30 år. Därför är det naturligt att vädervariationen inte ingår i intervall för åtgärdernas effekt, utan andra faktorer.

Faktorer som gör att man kan behöva sätta ett intervall kan bero på bristande kunskap om effekten, men den kunskap som finns visar ofta att det är t ex variationen mellan olika platsers förutsättningar som är den viktigaste orsaken till varierande effekt. Där är det ofta bristen på information för att identifiera platsers egenskaper som fattas. Det gäller t ex hög upplösning på djurens fördelning, markens innehåll av fosfor och fosforbindande ämnen. Hur åtgärder genomförs ger också variation i effekten, t ex om en ogräsbekämpning utförs på direktsådd mark eller inte, om man lyckades med nedbrukningen av strukturkalk eller när fånggrödan såddes.

## Enhet för reduktionsschablon och fosforform som den påverkar

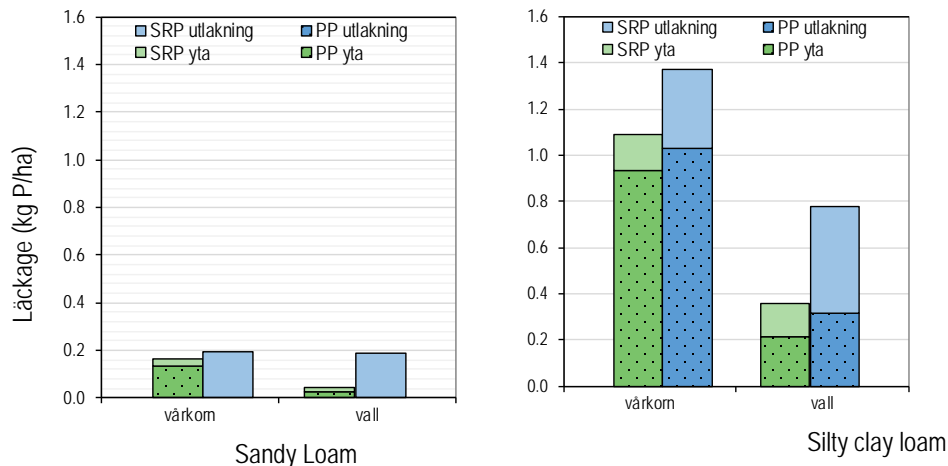
Reduktionsschablonerna i Gyllström m.fl. anges ofta i %, men för kväve ibland i kg/ha, och de kan relatera till total fosforbelastning eller till partikulärt respektive löst fosfor, tabell 1. I de nya förslagen finns det också en variation, som beror av kunskapsläget och också hur effekter räknats fram. Generellt kan man säga att det kan vara lättare att använda relativ effekt eftersom man då täcker in skillnader mellan jordar genom att effekten påverkas av belastningens storlek, även om reduktionssiffran är konstant. Det gäller t.ex. effekten av fånggröda där effekten skiljer sig kraftigt i absoluta tal mellan jordar, men där en relativ reduktion visade sig fungera rätt bra.

Viktigt att påminna sig om är att för åtgärder som specifikt påverkar partikulärt eller löst P så blir summaeffekten på ett områdes totala fosforförluster beroende av hur fördelningen mellan olika fosforformer ser ut, se exempel från belastningsberäkningarna för åkermark, figur 1.

Tabell 1. Sammanställning av reduktionsschabloner och åtgärdsutrymmen i underlagsrapporten (Gyllström m.fl., 2016)

	Reduktionsschablon som används nu	Fosforform	Åtgärdsutrymme
<b>Strukturkalkning</b>	30%	Tot-P	Lerhalt >15%
<b>Anp skyddszoner</b>	50% av 70% av ytavrinningen	Tot-P med antagande 22% är ytavrinning	300 m <sup>2</sup> /15 ha
<b>Skyddszoner</b>	13-72% beroende på bredd och lutning, kväve kg/ha	Tot-P i ytavrinning	Beräknas med FyrisSKZ
<b>Fosfordamm</b>	28% av löst P, 40% av Part-P. Kväve 50-380 kg/ha, regionspecifikt	Separerar effekt på löst och partikulärt	30-50% av arealen beroende på dikeslängd/ha
<b>Våtmarker</b>	2,5-18 kg P/ha beroende på halt. 70-570 kg N/ha, regionspecifikt	Tot-P	2,5% av jordbruksmarken
<b>Stallgödsel</b>	10%-ca 20%	Tot-P	All åkermark
<b>Kalkfilterdiken</b>	25%	Tot-P	38% av arealen med lerhalt >15%
<b>Tvästegsdiken</b>	2% per m dike Kväve 1%	Tot-P	10% av längden mindre vattendrag





Figur 1. Exempel på fördelning mellan olika förlustvägar (yta/infiltration) och förlustformer (löst P=SRP, partikel-P=PP) av fosfor enligt belastningsberäkningar för Sveriges jordbruksmark med ICECREAMDB (Omarbetat efter Johnsson m.fl., 2016).

## Vad är redan åtgärdat?

Åtgärdsutrymmet handlar dels om att hitta de förhållanden för vilka en åtgärd ger relevant effekt, och också om att dra bort den areal med åtgärdsförutsättningar som redan är åtgärdat. Anledningar till att åtgärder redan kan vara införda är t ex:

- 1) Åtgärder där man sedan flera år kunnat få stöd för kostnadsersättning eller investering
- 2) Åtgärder som är tvingande genom regelverket, t ex Nitratdirektivet
- 3) Åtgärder som är tvingande enligt tillståndsprövningar och särskilda villkor
- 4) Åtgärder som genomförs oberoende av stöd, t ex som länge varit prioriterade inom Greppa Näringen

För stödberättigade åtgärder kan man uppskatta den åtgärdade arealen relativt väl genom att dra ifrån den areal som erhållit stöd för åtgärden. Detta gäller de flesta åtgärderna, men inte reducerad jordbearbetning och direktsådd, avsläntning av dikeskanter, täckdikning och stallgödselåtgärder. Man kan också anta att även om en åtgärd berättigar till stöd så genomförs den i viss omfattning av andra drivkafter. En sådan åtgärd kan vara fånggrödor, ofta kallade mellangrödor när det används utan stöd, och där är det svårt att hitta information. Dessa finns inte med i grödstatistiken, som bara innehåller huvudgrödorna. Vårbearbetning är också en sådan åtgärd, men här finns information via SCB:s Undersökning för gödselmedel och odlingsåtgärder i jordbruket. Eftersom stöden inte alltid varit riktade för bäst effektivitet (t ex fånggrödor, skydds-zoner och vårbearbetning) vet vi också att vi inte alltid kan räkna med att ha nått bästa möjliga effekt, men det beror på hur vi definierar åtgärdsutrymmet.

För flera av åtgärderna, som varken faller inom regelverk eller stöd, eller ens rådgivning, är det svårt att uppskatta i vilken grad åtgärder är genomförda, särskilt för de som genomförts under mycket lång tid (Aronsson & Johnsson, 2017) En sådan åtgärd är reducerad jordbearbetning och direktsådd, samt även stallgödselåtgärder till viss del. De underlag som finns via de statistiska undersökningarna för gödselmedel och odlingsåtgärder i jordbruket har för dålig detaljgrad för att appliceras i den skala som efterfrågas, men medelvärden för större regioner kan ge vägledning som är värdefullt att utnyttja i sammanhanget. Inom Greppa näringen har man arbetat i decennier med rådgivning för minskat växtnäringsläckage, t ex genom intensiva insatser vad gäller ökad växtnärings effektivitet. Man har också konstaterat förbättringar genom minskade överskott på djurgårdar (Nilsson & Olofsson, 2015) i ett material som totalt omfattar 17 000 växtnäringsbalanser. I vilken grad ökad kväveeffektivitet och minskat överskott innefattar förändrat gödslingsbeteende, som i sin tur påverkar återstående

åtgärdsutrymme för t ex precisionsgödsling och stallgödselåtgärder skulle behöva inkluderas på något sätt. Detta skulle kräva en djupare analys.

## Tidsaspekten

De olika åtgärderna har olika genomslag vad avser verkan i tiden, tabell 2. Vissa åtgärder är kopplade till ett visst tillfälle, då årets förutsättningar och åtgärdens utförande avgör hur stor effekten blir. För upprepad effekt krävs att åtgärden utförs igen. En sådan åtgärd är höstgödsling. Andra åtgärder, t ex fosfordamm, genomförs en gång, varefter en effekt uppstår och varar en viss tid framöver. Det kan vara flera år, eller många år, och verkningstiden är inte alltid känd, som t ex i fallet strukturkalkning. Hur man bedömer verkningstiden kan också begränsas av vilket åtagande man gjort för att få stöd, t ex 5 år för skyddszoner. Vissa åtgärder behöver genomföras gång på gång för att så småningom ge en effekt som varar länge, t ex minskad gödsling på jord med höga fosforklasser.

Tabell 2. Översikt av tidsaspekten på hur införande av åtgärder hänger samman med effekten

	<b>Typ av åtgärd</b>	<b>När uppstår effekt</b>	<b>Vad vet vi om varaktighet</b>
<b>Anpassade skyddszoner och skyddszoner</b>	<b>En gång, för vald varaktighet i minst 5 år</b>	<b>Direkt (när vegetationen etablerat sig)</b>	<b>Risk för P-mättnad på sikt när zonen inte skördas</b>
Strukturkalkning	En gång för flerårig/långsiktig effekt	Uppstår mer eller mindre direkt upp till ett par år efter åtgärd	Avtagande effekt efter 6 år i ett utlakningsförsök
Våtmark	En gång för långsiktig effekt	Efter en tids stabilisering	Lång varaktighet förutsatt skötsel
Fosfordamm	En gång för långsiktig effekt	Efter en tids stabilisering	Lång varaktighet, förutsatt rensning
Stallgödsel 1	Varje år för effekt efter lång tid	Efter decennier. En direkt effekt finns också	När den långsiktiga effekten väl uppstår är den varaktig
Stallgödsel 2	Varje år	direkt	Endast åtgärdsåret
Direktsådd, red. jordbearbetning	Varje år	Direkt	även möjliga långsiktiga effekter
Vårbearbetning	Varje år	direkt	Endast åtgärdsåret
Fånggrödor	Varje år	direkt	Endast åtgärdsåret
Precisionsgödsling	Varje år	direkt	Endast åtgärdsåret
Kalkfilterdiken	En gång för långsiktig effekt	direkt	Förväntad lång varaktighet, men effekten avtar med tiden
Tvästegsdiken	En gång för långsiktig effekt	Efter en tids stabilisering	Lång varaktighet, förutsatt underhåll
Täckdikning/anpassad markavvattning	En gång för långsiktig effekt	Direkt	Lång varaktighet, förutsatt underhåll
Avsläntning av dikeskanter	En gång för långsiktig effekt	Efter en tids stabilisering	Lång varaktighet, förutsatt underhåll
Reglerbar dränering	En gång för långsiktig effekt	Direkt	Lång varaktighet, förutsatt underhåll

## Vad bör ingå i definitioner av åtgärdsutrymmen?

Både reduktionsschablonens medelvärde och eventuellt intervall hänger intimt samman med hur man definierar åtgärdsutrymmet. Hur man ska bedöma effekten av det som redan är genomfört påverkas också av förhållandet mellan reduktionsschablon och utrymmet. Åtgärdsutrymmet begränsas i praktiken också av andra faktorer som har med t ex grödpriser, markpriser och transportkostnader för stallgödsel att göra. Denna rapport tar främst upp de mätbara och fysiska effekterna av åtgärder, och hur strukturella och ekonomiska faktorer påverkar åtgärdsutrymmet i praktiken är inget som beaktas närmare. Men är mycket viktigt att ha med realistiska bedömning av vilken areal som är åtgärdbar. Det

gäller t ex hur brett precisionsodling kan tänkas tillämpas, och hur fördelning av stallgödsel i praktiken rimligtvis kan förändras.

## Åtgärdernas påverkan på andra åtgärders effekt eller åtgärdsutrymme

Effekterna för de olika åtgärderna hanteras separat i effektuppskattningarna, men när åtgärderna förs samman i ett område räknar man med att belastningen successivt minskar genom att man hanterar åtgärderna i olika nivåer. Något som man inte tagit hänsyn till är att en åtgärd kan innebära att behovet av andra åtgärder förändras. Ett sådant samband skulle till exempel kunna finnas mellan strukturkalkning och fosfordamm, och mellan strukturkalkning och skyddszon. Bättre markstruktur leder till mindre ytavrinning och mindre partikeltransport, och därmed mindre behov av de andra åtgärderna. Samtidigt kan en jämnare infiltration genom marken leda till ökad risk för nitratläckage. I förlängningen kan man tänka sig att införandet av en åtgärd som strukturkalkning kan påverka reduktionsschablonen eller åtgärdsutrymmet för andra åtgärder. Allteftersom åtgärder införs kommer denna frågeställning att bli viktigare. Vi har emellertid inte gjort några sådana bedömningar här.

# DEL 1: EFFEKT OCH ÅTGÄRDSUTRYMME NUVARANDE ÅTGÄRDER

## Stallgödsel

Helena Aronsson, Holger Johnsson och Faruk Djodjic

### Beskrivning av stallgödselåtgärderna

I vattenmyndigheternas åtgärdsprogram är fyra åtgärder som handlar om spridning av stallgödsel definierade.

- 1) Undvika spridning på jordar med höga fosforklasser
- 2) Undvika höga engångsgivor
- 3) Myllning av stallgödsel på obevuxen mark eller vall
- 4) Undvika stallgödsling sent på hösten

Den första åtgärden har främst ett långsiktigt fokus (att minska fosforhalten i fosforrika jordar), medan de andra förhindrar fosforförluster i samband med spridning:

Åtgärderna 2-4 är relevanta både för att minska kväveläckage och fosforförluster, men man utgår i underlagsrapporten enbart från effekten på fosforförluster. I rapporten har man inte separerat de fyra olika åtgärdernas effekter på fosforförluster, utan samlar dem under begreppet ”Anpassad stallgödselspridning”.

Effekten uttrycks som en reduktionsschablon av den totala belastningen av fosfor i ett område (både löst och partikulär). Schablonen för åtgärdernas effekt behandlar enligt texten egentligen enbart åtgärd 1 och 2. Den grundar sig på antaganden som gjordes i ”Lillå-projektet” (Larsson och Gyllström, 2013), men har förenklats till en gemensam schablon för dessa två åtgärder tillsammans, enligt vår tolkning av åtgärdsbeskrivningen. För effektberäkningen utgår man ifrån antalet djur i ett område, för att i nästa steg uppskatta hur mycket stallgödsel som produceras per ha åkermark totalt sett i området (kg P/ha åkermark). Värdet för reduktion av fosforbelastningen (reduktionsschablonen) varierar mellan 0 och ca 17% för ett intervall från 0 kg P till 22 kg gödsel fosfor/ha åkermark. Det är svårt att utifrån underlagsrapporten tolka vad som ligger bakom sambandet mellan stallgödselmängd och reduktionsschablon. Genom att mängd fosfor i producerad gödsel enligt regelverket inte får överstiga 22 kg P/ha (djurtäthetsregel) är sambandet svårtolkat eftersom figuren som beskriver det sträcker sig upp till 80 kg P/ha i mängd producerad stallgödsel fosfor/ha. Det kan vara så att det saknas beskrivning av alla beräkningssteg i rapporten.

### Osäkerheter och behov av nya angreppssätt för effekt och utrymme

Effekten av stallgödselåtgärderna behandlas väldigt schablonartat och innehåller därmed många osäkerheter. Metoden att slå ihop åtgärderna och sedan sätta ett värde för effekt ger ett svårt utgångsläge, bland annat genom att åtgärd 1, förutom en möjlig direkt effekt, också har en fördröjning mellan åtgärd och en långsiktig effekt. De andra är enbart direkta.

Just att det är så svårt att kvantifiera effekten är den naturliga förklaringen till den grova schablon som används. Fosforförluster och effekter av åtgärder kännetecknas av väldigt stor variation. En studie av Djodjic & Markensten (2018) visar exempelvis på hur 10% av månaderna med högst avrinning i både fält och avrinningsområdesskala stod för ca 50% av suspenderat sediment och fosforförlusterna, vilket visar på det ständiga behovet av att rikta åtgärderna rätt i tid och rum för att få effekt. Detta gör det opedagogiskt att arbeta med förenklade medelvärden för opreciserade förhållanden.

Kunskapsunderlaget är dock långt ifrån heltäckande och åtgärdsutrymmet för åtgärderna är svårt att

definiera, bland annat beroende på att information inte finns i önskad detaljgrad. För åtgärd 1 tyder försöksresultat också på att det handlar om väldigt långsiktiga processer att minska P-AL i marken. Vi föreslår några nya angreppssätt för stallgödselåtgärderna både vad gäller effektuppskattning och åtgärdsutrymme, för att ändå komma några steg mot förbättringar. Detta diskuteras längre ned, men kan sammanfattas så här:

- 1) Åtgärd 1 behöver separeras från de andra genom att den främst syftar till en effekt på lång sikt, medan de andra är direktverkande. Åtgärd 2-4 hänger nära ihop och vi föreslår att omformulera dessa till åtgärd 2: Ingen spridning av stallgödsel under riskperioder
- 2) Effekten av stallgödselåtgärderna är mycket nära kopplat till jordars transportvägar och fosforbindande förmåga. Dessa faktorer behöver komma med i uppskattningen av effekt och åtgärdsutrymme, tabell 3
- 3) Åtgärdsutrymmet behöver kopplas tydligare till den areal som stallgödselas istället för att inkludera all areal. Att uppskatta den stallgödselade arealen som man gjorde i Lillårapporten är ett sätt (mängden gödsel fördelat på en areal som ger maximal djurtäthet). Att uppskatta andelen jordar med höga P-AL-klasser i området är ett annat sätt att hitta relevant areal för åtgärder. De kan behöva kombineras.
- 4) En uppskattning behöver göras av vad som redan är åtgärdat vid bestämning av åtgärdsutrymmet, t ex areal som omfattas av nitratdirektivet eller särskilda villkor som begränsar stallgödselspridningen kan vara relevant

## Kunskapsunderlag om effekt, faktorer som påverkar, och tidsaspekten

### Åtgärd 1: Undvika spridning på jordar med höga fosforklasser

Stora gödselgivor under lång tid ökar mängden fosfor i marken, både i hårt bunden form och i växttillgänglig. Många studier visar på ett tydligt samband mellan mängd växttillgänglig fosfor (P-AL-tal) och mängden utlakningsbar fosfor i marken (vattenlöslig eller kalciumkloridlös P), t ex Börlings studie av svenska bördighetsförsök (Börling m.fl., 2004) och andra studier (Heckrath et al. 1995; Pote et al. 1999; Torbert et al. 2002). Med ökande P-AL-tal ökar alltså läckagerisken. Samma svenska försöksplatser visade emellertid att när man mäter läckaget från en markprofil påverkas också resultatet av andra faktorer, där transportvägar för vattnet och markens fosforbindande förmåga längre ned i alven är betydelsefulla. Den fosforbindande förmågan i marken hänger samman med förekomsten av järn- och aluminiumföreningar, och så länge det finns gott om bindningsställen (låg mättnadsgrad för fosfor i marken) så behöver inte alls höga P-AL-tal tyda på ökad risk för fosforläckage. Ett exempel är jorden i utlakningsförsöken på Mellbyfältet i Halland, där man har mycket fosforrik mark (P-AL-värden runt 30 mg/100 g). Trots att mojorden är mycket genomsläpplig är fosforläckaget litet, vilket kan tillskrivas hög bindningsförmåga i alven (Andersson m.fl., 2015). Studier av enbart matjorden visar att denna jord har en stor potential för läckage av fosfor, just till följd av markens förråd (Liu m.fl., 2012a), men ännu fungerar alven som ett effektivt fastläggningsfilter för fosfor och inte heller enstaka stora givor av stallgödsel påverkar läckaget till dräneringsledningarna (Aronsson & Torstensson, 2009). På motsvarande sätt finns det andra sandiga fosforrika jordar (Djodjic & Bergström, 2005) med låga halter av järn och aluminium som är problemjordar för fosforläckage, och som är typiska jordar med behov av åtgärd 1. Mellan ytterligheter av sandjordar kan halterna av totalfosfor skilja sig med en faktor 20, och detta bör tas hänsyn till på något sätt.

Sambandet mellan P-AL och fosforutlakning är alltså inte linjärt, utan det är först när mättnadsgraden når en kritisk nivå som läckaget börjar öka kraftigare. Sambandet mellan jordens fosformättnadsgrad och förmågan att adsorbera eller släppa ifrån sig löst fosfor (Tarkalson and Mikkelsen 2004) har bland annat studerats i Holland och Belgien och försökt identifiera var den kritiska nivån ligger (Schoumans & Groenendijk, 2000; van der Zee et al., 1990; De Smet et al., 1996). För svenska jordars förhållanden saknas till stor del kunskap, men det finns alltså resultat som visar att för jordar med riklig förekomst

av järn och aluminium så är risken för läckage som beror av höga P-AL-tal litet. Med fortsatt höga fosforgivor kommer den så småningom att öka, men för sådana jordar är fortsatt gödsling inte ett problem för läckaget inom en kortare tidsperiod. Med i ett riktigt långt tidsperspektiv är det annorlunda, om man ligger på överskott i fosfortillförsel.

Vilken effekt man kan förvänta sig av åtgärd 1 och när i tiden efter införande den kan uppstå, beror på hur snabbt en avslutad eller minskad gödsling gör att man hamnar under den kritiska gränsen för fosformättnad. I rapporten från Lillåprojektet räknade man med att markfosforhalten över en 12-årsperiod skulle minska med ca 20% , vilket skulle kunna ge en läkageminskning av 10% förhållande 2:1 mellan fosfor i mark och läckage) under samma period. Man utgick från antagandet att all stallgödselad areal hade P-AL-värde på ca 16 mg/100 g jord, vilket borde halveras (Klass 4b till klass 3).

När man tittar närmare på resultaten från de svenska bördighetsförsöken verkar ovanstående beräkning vara en överskattning av effekten. För fyra av försöksplatserna såg man under 10-årsperiod att P-AL-värdena visserligen gick ned med 0,13-0,59 enheter (mg/100g jord) per år i skiktet 0-20 cm djup, men för tre av dessa platser ökade istället P-AL-innehållet under 30 cm djup under samma period (Svanbäck m.fl., 2015). Endast på en av platserna (en lerjord med snabba transportvägar i alven) gav minskningen av P-AL upphov till minskat läckage. Mattsson ( 2002) visar på en liknande nedgång i P-AL-värden. För jordar med något lägre pH (<6.2) minskade P-AL-värde med 0.18 enheter per år, medan minskningen blev snabbare för jordar med pH över 6.2 och nådde 0.67 enheter per år. I en sammanställning av 10 bördighetsförsök (Bergström m.fl., 2015) för en längre tidsperiod, ca 60 år, fann man en minskningstakt av 0,062 mg/100g per år. Det tog ca 17 år för att minska P-AL med en enhet (1 mg/100 g jord). Det betyder, enligt denna studie, att det kan röra sig om 100-årigt perspektiv för denna åtgärd, och att det är svårt att förvänta sig mätbara effekter på kortare sikt. Men det hänger på var den kritiska gränsen ligger för olika jordar. Här finns ett stort behov av ökad kunskap om förhållandena i våra svenska jordar.

Ett intressant angreppssätt för att testa nedgång av P-AL och effekt på läckage vore modellscenarier. Dessvärre fungerar det inte med det modellverktyg som används i Sverige idag (ICECREAM-DB) eftersom indatan som används i modellen inte är P-AL, utan P-HCl, dvs mer svåröslig fosfor

## **Åtgärder 2-4: Fosforgiva, gödslingstidpunkt och myllning**

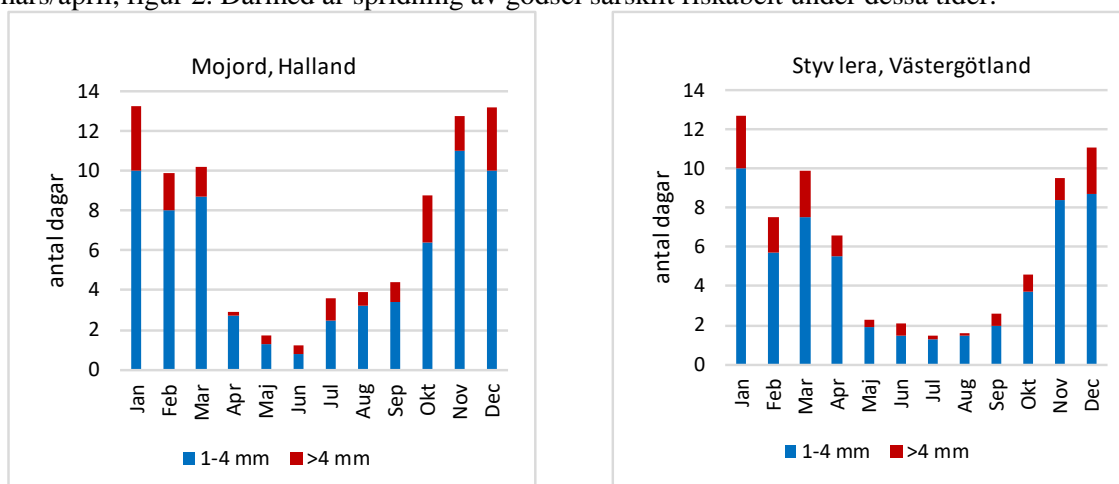
Det finns många internationella studier som visar ett tydligt samband mellan enstaka gödselgivor och förluster av fosfor genom ytavrinning eller läckage, varav en del beskrivs av Djodjic och Kyllmar (2011). Vanligt är studier under labliknande förhållanden, där man provocerat fram avrinning genom bevattning efter det att man tillfört gödsel. I rapporten av Djodjic och Kyllmar (2011) återges resultat från flera studier som tyder på att förlusterna av fosfor potentiellt kan bli ca 4 ggr större i samband med stora givor av fosfor i form av mineral- eller stallingödsel. En av dessa studier härstammar från en lerjord i Västergötland (Lanna), där förrådsgödslingar med mineralgödsel på hösten (60-80 kg P/ha) vid tre tillfällen gav upphov till ökade koncentrationer av fosfor i dräneringsvattnet (Ulén & Mattsson, 2003; Lindén m.fl., 2006). Dock är en fyrfaldig ökning av läckaget vid stora givor ett max-utslag ("worst-case") och inte ett medelvärde. För många förhållanden ger det troligen en kraftig överskattning, eftersom andra förutsättningar måste till för att ge ett läckage, t ex närhet till avrinning.

I de svenska fältförsöken med utlakningsmätningar har man haft olika gödslingsstrategier med handels- och stallingödsel, dock sällan med riktigt stora givor. Den samlade erfarenheten visar ändå att det är flera faktorer utöver givans storlek som påverkar förlustrisken, tabell 3. I själva verket kan man troligen räkna med att en givas påverkan på läckaget har en väldigt stor variation, beroende på just andra faktorer. Dessa faktorer kopplar främst till transporten av fosfor, medan grödfaktorn, som för kväve är så betydelsefull, är av underordnad betydelse för fosfor.

Tabell 3: Faktorer som påverkar effekten av stallgödselåtgärder på fosforförluster och åtgärdsutrymmet

Påverkansfaktor	Hur påverkar det?	Vilken åtgärd gäller det?	Vad behöver vi ta hänsyn till för att bestämma åtgärdsutrymmet
Jordens egenskaper - transportvägar  -fosforbindande förmåga	Fördelning ytavrinning – läckage, samt hur snabbt fosfor transporteras nedåt med vattenflöden. I vilken utsträckning fosfor binds i matjord och alv	Gäller alla stallgödselåtgärderna.  För åtgärd 1 är den fosforbindande förmågan särskilt viktig	Jordens struktur, vilken kan ha samband med lerhalt Om ytavrinning riskerar att uppstå  Jordens innehåll av fosfor Jordens innehåll av järn och aluminium
Tiden mellan gödning och avrinning	Möjligheten för fosfor att bindas till jorden	Gäller åtgärd 2-4 (enstaka givor)	Hur stor andel av gödseln som sprids i nära anslutning till avrinning, t ex höst
Jordkontakt för gödsel	Gynnar bindning av fosfor till jorden	Gäller åtgärd 2-4 (enstaka givor)	Jordens struktur (transportvägar) Om ytavrinning riskerar att uppstå

Markens egenskaper är alltså av mycket stor betydelse, och utgör en förutsättning för att enstaka givor av gödsel ska påverka fosforläckaget. Tidpunkt för gödning och myllning är redskapen för att minska förlusterna efter spridning, för jordar där man riskerar en snabb transport av fosfor, och det gäller även vid normala givor. De svenska försöken visar att gödning i nära anslutning till avrinning ger ökad risk för läckage. Det stämmer väl med studier i andra länder, i både lab- och fältskala (diskuteras i Djodjic & Kyllmar, 2011). En sammanställning av avrinningsförhållanden i svenska utlakningsförsök visade att dagar med kraftig avrinning främst är centrerade till från och med oktober/november till och med mars/april, figur 2. Därmed är spridning av gödsel särskilt riskabelt under dessa tider.



Figur 2. Antal dagar per månad med dygnsavrinning över 1 mm/dygn på två försöksplatser under en 20-30-årsperiod. Källa: Aronsson m.fl., Slutrapport för SLF-projekt H1233031 (opublicerat)

För en mellanlera i Halland (Lilla Böslid) ökade fosforläckaget efter stallgödselspridning på hösten jämfört med vårspridning, både på obevuxen och bevuxen mark, tabell 4, men särskilt på vall där den inte myllades. För denna mellanlera, där fosfor riskerar att transporteras i snabba flödesvägar kunde myllning minska risken för läckage betydligt, vilket också visats i andra studier, se exempel i tabell 5. På en sandjord i samma område (Mellby) är däremot flödesförhållandena och markens bindningsförmåga sådan att flytgödseltillförsel på hösten (30-50 kg P/ha) inte gett ökat läckage av fosfor jämfört med vårspridning under 16 försöksår (Aronsson & Torstensson, 2009), även då givorna varit stora. Läckaget var snarare lägre efter höstspridning (tabell 4), vilket i och för sig är svårt att förklara. Skillnaderna mellan denna mojord och mellanleran ovan kunde också verifieras under kontrollerade förhållanden i ett försök med matjordslysimetrar (Liu m.fl., 2012b). Sandjordar har en jämn infiltration, och förutsatt att det finns bindningskapacitet för fosfor är läckaget alltså ofta litet. Ett av fälten inom miljöövervakningsprogrammet Observationsfält på åkermark

(Linefur m.fl., 2018) visar exempel på en sandjord med liten bindningskapacitet och där blir läckaget av fosfor istället kraftigt, på samma sätt som en sandjord ofta får ett stort nitratläckage på grund av att hela jordvolymen utsätts för flöde.

Tabell 4. Mätt fosforutlakning efter spridning av flytgödsel under september-oktober till vall (ej myllad) eller obevuxen mark (myllad), i jämförelse med vårspridning. På vallarna användes nötflytgödsel, i övrigt svinflytgödsel

		Relativ utlakning vid höstspridning jämfört med vårspridning	Skillnad i utlakning	Referens
Referens: vårspridning		1		
<b>FOSFOR</b>				
Mellanlera, Halland				
<b>Höstspridning</b>				
Obevuxet (19 kg P/ha)	2009-2011	1,2	+0,08 kg/ha	Aronsson m.fl. (2014)
Blandvall (13 kg P/ha)		1,5	+0,2 kg/ha	
Mojord Halland				
Obevuxet (40 kg P/ha)	1983-1988	0,9	-0,02 kg/ha	Torstensson m.fl. (1992)
Fånggröda (30 kg P/ha)	1989-2005	0,8	-0,04 kg/ha	Aronsson & Torstensson
Fånggröda (40 kg P/ha)		0,7	-0,05 kg/ha	(2009)

Tabell 5. Relativ jämförelse av utlakning eller ytavrinning av löst fosfor efter nedmyllning av gödsel i relation till spridning på ytan utan nedbrukning

Relativ effekt på förlust: nedbrukning/ytspridning			Kommentar	Referens
Referens: spridd på ytan		1		
<b>FOSFOR</b>				
Svinflytgödsel	Mellanlera	0,36	Matjordslysimetrar, Sverige	Liu m.fl. (2012)
Svinflytgödsel	Sandjord	1	Matjordslysimetrar, Sverige	Liu m.fl. (2012)
Mineralgödsel	Lera	0,8	Långa lysimetrar, Sverige	Djodjic m.fl. (2002)
Svinflytgödsel	Lättleror	0,01-0,1	Ytavrinning, USA	Kleinman m.fl. (2002)
Nötflytgödsel	Lera	0,14	Ytavrinning, Finland	Uusi-K & Heinonen-T. (2008)

## Effekt av stallgödselåtgärderna på fosforförluster

Stallgödselåtgärderna kopplar främst till läckage av löst fosfor, men t ex förluster av partikulär fosfor påverkas också av markens fosforinnehåll (Djodjic & Bergström, 2005). Därför kan det vara logiskt att låta reduktionseffekten gälla för totalbelastningen, som man tidigare gjort.

### Åtgärd 1: Ingen stallgödsel på fosforrik mark

Förutsatt att man identifierar jordar med en kombination av högt P-AL och lågt järn- och aluminiuminnehåll (liten bindningsförmåga), vilka indikerar att det finns behov av åtgärd 1, kan man räkna med att ingen fosforgödsling kan ha effekt på sikt. Ingen fosforgödsling har också en direkt effekt i de fall man tar bort gödsling som annars skulle skett under riskperioder för läckage. Denna direkta effekt är densamma som för åtgärd 2.

Åtgärden har effekt på lång sikt, men om effekten är relevant utifrån vattendirektivets tidsperspektiv för åtgärdsacykler, kan diskuteras. Utifrån de svenska bördighetsförsöken, som utgör det underlag som finns, handlar det dock om långsiktiga processer att minska fosforförrådet och det tar troligen många decennier innan man kan avläsa effekter i form av kraftigt minskat P-AL-tal och läckage för en del jordar. Mycket tyder på att fosforrika marker utgör ett potentiellt problem och att det finns ett behov



av att inte tillföra mer gödsel till dessa jordar, men hur lång tid en specifik mark fortsätter att leverera förhöjd fosforutlakning finns ingen färdig metod som kan beskriva för svenska jordar. Vi har inte heller redskapen ännu att värdera kritiska nivåer för fosformättnadsgraden utifrån mätningar av järn och aluminium i marken. Den data som finns i jordbruksverkets databas gäller bara matjorden, medan också alvens innehåll har stor betydelse för den fosforbindande förmågan, både vad gäller fysikaliska och kemiska egenskaper.

Åtgärden är svår både med avseende på tidsaspekten, och på realismen. Att helt sluta gödsla med stallgödsel på gårdar i djurtäta regioner (där problemet kan vara mest tydligt) kan vara svårt, i alla fall för andra djurslag än fjäderfä. Ofta handlar åtgärdsarbetet i praktiken snarare om att minska gödslingen, genom bättre hantering och värdering av stallgödsel mm. Det kan i det långsiktiga perspektivet vara en minst lika viktig åtgärd att minska upplagringen av fosfor och därmed förhindra att tröskelvärdet nås-

### *Kunskapsbehov*

Här finns ett kunskapsglapp som är mycket angeläget att fylla för att åtgärden ska hamna där den har potential att hindra en läckageökning eller minska en som redan inträtt (även om det är på lång sikt). Det handlar om kunskap om hur svenska jordars fosformättnadsgrad ser ut idag och hur den kan användas tillsammans med information om fosforinnehållet för att bedöma risken för läckage idag och på sikt i olika gödslingsregimer. Det finns ny och intressant information om matjorden men vi behöver också information om alvens kemiska och fysikaliska egenskaper för bra bedömningar

## **Åtgärd 2-4 sammanförs till en åtgärd: Ingen gödsling under riskperioder**

Baserat på kunskapsläget och på hur förhållandena ser ut kan det vara rimligt att omformulera åtgärd 2-4 till åtgärd 2: Ingen stallgödselspridning under riskperioder. Här skulle även effekter av stora givor och frånvaro av myllning kunna inbakas i effektvärdet för denna åtgärd.

Alla stallgödselgivor kan ge upphov till ökat läckage av fosfor om förhållandena är de "rätta", men inga givor ger upphov till förluster om förutsättningar inte finns, dvs effekten av en giva har 0-100% sannolikhet att ge utslag. Om man tar hänsyn till riskperioder (höst-tidig vår), jordars transportvägar och givans storlek kan man lättare identifiera när de flesta givor ändå förväntas ge en påverkan. Att snäva in åtgärdsutrymmet utefter det ger en tydligare signal för vad stallgödselåtgärder verkligen betyder än att ange ett väldigt generellt värde som ska gälla som ett medelvärde i ett väldigt stort spann.

Kunskapsunderlaget från mätningar i fält är inte stort, men om man utgår från resultaten från mellanleran i Halland (tabell 4) och SCB:s statistik om stallgödselspridningens tidsfördelning kan följande antaganden bidra till att bygga upp ett resonemang kring effekt. De bygger på att vårspridning av normala givor motsvarar grundförlusten enligt belastningsberäkningarna. Man skulle då kunna ta fram en sorts medelreduktion för åtgärden att undvika riskperioder för stallgödselspridning, där man väger in hur verkligheten ser ut vad gäller myllning och stora givor:

- Höstspridning med myllning ger ca 20% ökat läckage (tabell 4)
- Höstspridning utan myllning ger 50-60% ökat läckage (tabell 4 och 5)
- På ca 50 % av arealen som stallgödselas, myllas gödseln enligt SCB (2017)
- 5% av den höstgödselade arealen får stora givor (>60 kg P/ha enligt Djodjic & Kyllmar, 2011), vilket ökar läckaget med 400% (effekt 20% på den höstgödselade arealen)
- Ungefär 30% av den stallgödselade arealen utsätts för höstspridning (SCB, 2014), och det är främst här som det finns en identifierbar potential för åtgärder, även om också tidig vårspridning är riskabel (däremot är spridning med myllning i vårbruket ofta den bästa åtgärden)

Den läckagereduktion som skulle kunna göras genom att undvika höstspredning på den areal som höstspreds skulle då i medeltal kunna bli:

$$20\% * x + 50\% *(100-x) + 20\% = 55\%$$

X=andel areal som myllas (50%)

Ovanstående grundar sig på läckage till dräneringsledningarna, och effekten av t ex myllning kan vara större på ytavrinningsförluster.

Vad blir effekten av åtgärden i praktiken om t ex förflyttning av stallgödselgivor från hösten till andra årstider genomförs? Om lagringskapaciteten inte är tillräckligt stor kan risken bli att större andel sprids under tidig vår, då risken fortfarande kan vara stor (figur 2), och då är vinsten av åtgärden tveksam.

### *Kunskapsbehov*

Flera parametrar påverkar effektsiffran, och det finns ett klart osäkerhetsintervall för effekten som beror av både variationen mellan hur/när gödseln sprids och hur jorden påverkar. Med angreppssättet ”riskperioder” vet vi att effektutfall är troligt, och utifrån rådgivningsperspektiv är behovet av ytterligare studier inte så stort.

## Åtgärdsutrymme för stallgödselåtgärder

### **Beskrivning av hur åtgärdsutrymmet hittills skattats och osäkerheter**

När det gäller stallgödselåtgärderna används i underlagsrapporten den totala åkerarealen som åtgärdsutrymme, och man utgår från stallgödselmängden för områdets hela åkerareal (som blir själva åtgärdsutrymmet) för att uppskatta den potentiella effekten.

$$\text{Reduktionspotential} = \text{Områdets åkerareal} * \text{Specifik belastning (kg P/ha)} * \text{reduktionsschablon}$$

Åtgärdsutrymmet är grovt förenklat genom bland annat antagandena att stallgödseln från djuren i området fördelas över hela åkerarealen och att all gödsel som produceras stannar inom område. Vidare tas ingen hänsyn till markernas P-AL-tal, men effekten baseras på P-AL-tal minst klass 4b. Ingen uppskattning görs heller av vad som redan är åtgärdat.

Det finns naturliga förklaringar till förenklingarna, t ex begränsning av tillgång till rumslig data. För den detaljnivå man arbetar med finns exempelvis inte P-AL-värden för marken att tillgå. Om man vill veta hur lantbrukare gödslar finns SCB:s gödselmedelsundersökning, men inte heller den har tillräcklig upplösning för att kunna ge platsspecifik information. Däremot kan man få fram antalet djur (och uppskattningar av gödselmängden) med god upplösning, vilket är det man utnyttjat.

För att närma sig möjligheten att kunna räkna med en effekt av åtgärder överhuvudtaget, måste åtgärdsutrymmet definieras tydligare utifrån markens egenskaper, tabell 3. I Ulén och Jacobsson (2005) identifieras typiska riskjordar med avseende på fosforförluster, utefter situationen i Sverige. Detta är typexempel på jordar med risk för fosfortransport, vilka man kan ha med i bedömning av åtgärdsutrymmet:

- Lerjordar med dålig struktur
- Mo- och mjälajordar
- Sandjordar med dålig P-bindningsförmåga

I och med den utökade markkartering som gjordes 2011-2012 av Sveriges åkermarker (ca 13 000 matjordsprover) finns information som kan vara viktig som ett underlag för åtgärdsutrymmet (JV,

2015). Förutom jordart gäller det innehåll av fosfor, järn och aluminium i marken (ammoniumlaktatlösligt). Datan har utnyttjats för att ta fram en detaljerad lerhaltskarta (Söderström & Piiki, 2016). Mängden järn och aluminium ger en indikation på markens fosforbindningsförmåga, och tillsammans med information om fosforinnehållet säger det framför allt något om behovet av åtgärd 1. Karteringen är visserligen begränsad till matjorden, men kan sannolikt också för många jordar avspegla förhållandena i alven. Men eftersom alven har väldigt stor betydelse i sammanhanget innebär det en osäkerhet som skulle behöva åtgärdas med mer datainsamling och bearbetning. Det är inte heller verifierat vad som menas med höga/låga halter av aluminium och järn och var gränsen bör gå för att klassa en jord utefter det.

Detta material innehåller ändå viktig information för att förbättra uppskattningarna, och man skulle exempelvis kunna ha andelen jordar med fosforklass IV och V i det aktuella länet som ett sätt att identifiera utrymmet.

För stallgödselåtgärderna har också mycket åtgärder genomförts på gårdar i Sverige. Det är väldigt svårt att klargöra vad exempelvis rådgivning inneburit för nuvarande åtgärdsutrymme, men att tex ta hänsyn till befintligt regelverk är ett sätt att närma sig rimligare åtgärdsutrymme. Vi föreslår att areal som finns inom nitratdirektivet behandlas som genomförd för åtgärd 2. Emellertid är nitratdirektivet med definierade stängda perioder ingen garanti för att stallgödsel sprids utanför riskperioder, då det i praktiken kan bli stallgödelspridning vid tillfällen strax innan förbudsdatum som är direkt olämpliga.

## Påverkar regelverket åtgärdsutrymmet?

I ett uppdrag för HaV utvärderades vad regelverket för stallgödsel och djurhållning betytt för införande och effekt av åtgärder (Aronsson & Johnsson, 2017).

### *Undvika höga engångsgivor*

Det finns både indirekta och direkta regler som ska styra bort från höga engångsgivor av stallgödsel. Det generella regelverket skyddar inte mot enstaka höga givor, som i teorin kan motsvarande ända upp till 110 kg P/ha. I nitratkänsligt område råder däremot begränsningar för kväve som indirekt begränsar fosfortillförseln till ca 20-30 kg P/ha för flytgödsel, tabell 6.

Tabell 6. Kväve- och fosforinnehåll i olika gödselslag enligt schablonvärden i rådgivningsprogrammet VERA

	Tot-N kg/ton	Tot-P kg/ton	P/N	P i giva om 170 kg Tot-N kg/ha
Svin flyt	3.08	0.59	0.19	33
Nöt flyt	3.62	0.49	0.14	23
Svin fast	6.35	2.78	0.44	74
Nöt fast	6.17	1.47	0.24	41
Nöt djupströ	5.38	1.81	0.34	57
Höns klet	14.1	3.69	0.26	44

### *Undvika spridning på jordar med höga fosforklasser*

I regelverket finns ingen generell regel som kräver att undvika stallgödsel på jordar med höga fosforklasser. Däremot utvecklas en praxis i vissa områden i samband med upprättande av villkor för stora företag med utökad djurhållning. Dessa krav styrs alltså främst till stora gårdar med många djur.

### *Myllning av stallgödsel på obevuxen mark eller vall*

Regelverket kräver myllning av stallgödsel som sprids på obevuxen mark under vintern (endast aktuellt utanför nitratkänsligt område). Särskilda krav på myllning vid stallgödelspridning på obevuxen mark och åtgärd för ökad markkontakt vid spridning i gröda krävs i tre län. Det finns inga särskilda krav för vallar.

### *Undvika stallgödning sent på hösten*

För stallgödelspridning på hösten finns omfattande restriktioner i nitratkänsliga områden och mindre omfattande i andra delar av landet, särskilt för flytgödsel. Enligt SCB (2014) sprids ca 70% av

stallgödseln på våren. För nitratkänsliga områden finns tydliga regler som ska hindra eller styra stallgödselspridning under hösten:

- Gödslingsförbud under perioden 1 nov-28 februari alla nitratkänsliga områden
- Förbud mot spridning på vattenmättad, snötäckt och frusen mark
- Restriktioner i många områden för spridning under 1 augusti-31 oktober, som bara får ske till växande gröda eller inför höstådd. I tre län finns det förbud mot gödsling inför höstsäd för jordar med lerhalt <15%.
- Fasta gödselslag (utom fjäderfä) får spridas på obevuxen mark under 1 aug-31 okt förutsatt myllning

## Förslag på definition av åtgärdsutrymme

Förslag till angreppssätt för att identifiera åtgärdsutrymmet för åtgärd 1 och 2 ges nedan. Den nya databasen med jordarter och ammoniumlaktatlöslig P, Fe och Al skulle kunna användas t ex för information i form av andel av ytan inom ett län.

### *Åtgärdsutrymme för Åtgärd 1: Ingen stallgödsel på klass IVb och över*

- Har området värden för Fe- och Al-AL som indikerar god bindningsförmåga? Och sammanfaller det med grovkorniga jordarter (sand-loamy sand). I så fall är åtgärden troligen inte aktuell, eftersom marken kommer att fungera som ett bindande filter.
- Hur stor andel av jordarna i aktuellt område har P-AL över klass IVa? Det är för denna yta som åtgärden troligen är mest aktuell.
- Hur mycket gödsel finns i området. Om gödseln fördelas enligt maximal djurtäthet (22 kg P/ha) kan det bli ett mått på stallgödselareal. Om den är mindre än arealen med högt P-AL bör man räkna denna areal som åtgärdsutrymme (Normalgivan av stallgödsel i Sverige är 29 kg P/ha vilket stärker att man har relativt stora stallgödselgivor)
- Om man vet att det finns stora arealer med djur som har särskilda villkor att inte sprida på jordar med högt P-AL bör den arealen räknas bort från åtgärdsutrymmet.

### *Åtgärdsutrymme för Åtgärd 2: Sluta sprida stallgödsel under riskperioder*

- Utgångsläget för åtgärdsutrymmet är all areal som stallgödselas och här kan t ex arealen som motsvarar mängden 22 kg P/ha räknas ut.
- Eftersom statistiken säger att ungefär 30% av den stallgödselade arealen utsätts för höstspredning (SCB, 2014) kan information från SCB:s Gödselmedelsundersökning vara en bas för att hitta den areal där åtgärden kan ha effekt. Data finns för olika regioner.
- Den andel av området som ligger inom nitratkänsligt område föreslås dras bort från åtgärdsutrymmet. Här sprids enligt lag varken riktigt stora givor, och restriktioner för höstspredning är stora, liksom krav på myllning och försiktighetsåtgärder vid särskilda riskförhållanden. Dock ger nitratdirektivet ingen garanti att riskperioder undviks om de uppstår utanför stängda perioder.
- En förutsättning för effekt är att jorden har transportvägar som leder till fosforläckage. Det gäller de flesta jordar under riskförhållanden, men om områdets jordar domineras av sandjordar med höga halter av järn och aluminium bör de kanske räknas bort från åtgärdsutrymmet. Dock är alvens egenskaper ofta okända, men betydelsefulla
- Om det finns arealer med särskilda villkor med förbud mot höstspredning bör dessa dras bort.

# Strukturkalkning

Kerstin Berglund

## Beskrivning av åtgärden

Vid kalkning mäts kolloidkomplexet i marken med främst kalciumjoner. Basmättnadsgraden ökar vilket påverkar markens kemiska, biologiska och fysikaliska egenskaper. Tvåvärda joner, kalcium och magnesium, verkar utflockande på kolloiderna och lerpartiklarna klumpar sig lätt samman till aggregat med bättre markstruktur som följd. Vid kalkningen höjs markens pH och växtnäringsämnenas växttillgänglighet påverkas. Den biologiska aktiviteten stimuleras av kemiskt neutral och alkalisk miljö. Det är främst bakterierna som gynnas, men även dagmaskarna trivs. Marksvamparna däremot, föredrar en kemiskt surare miljö. Om kalkningsmedlen innehåller löslig bränd eller släckt kalk, så förstärks den strukturförbättring som basutbytet medför, av andra långsammare reaktioner som leder till stabilare aggregat (Berglund, 1971; Berglund & Eriksson, 1982; Haynes & Naidu, 1998; Berglund & Blomquist, 2002). Markstrukturförbättringen förbättrar markens vattenhållande egenskaper men också dess dränerings- och bearbetningsegenskaper. Eftersom strukturkalkningen påverkar, förutom markens fysikaliska egenskaper, även de kemiska och biologiska egenskaperna (Holland et al, 2018) är effekterna på skörden svåra att förutsäga.

Fosforutlakning motverkas, dels av reaktioner som begränsar fosfatjonernas löslighet i markvattnet, dels av åtgärder som gynnar markens strukturstabilitet. Eftersom en stor del av fosforläckaget på lerjordarna sker genom partikulärt bunden fosfor som följer med yt- och dräneringsvattnet bör markstrukturförbättrande åtgärder minska fosforläckaget avsevärt på dessa jordar. I Gyllström et al. (2016) beskrivs strukturkalkning som en åtgärd för att minska fosforförlusterna från lerhaltig åkermark (Bång et al., 2012; Ulén & Etana, 2014). Effekten uppges till 30 % reduktion av utlakad totalfosfor och åtgärdsutrymme till alla agrara jordar med >15 % ler. I VISS räknar man med 4 % skördeökning vid strukturkalkning.

## Osäkerheter i bedömningen av strukturkalkningens effekt och kunskapsunderlag

Ett problem med tidigare forskning inom strukturkalkningsområdet är att man med få undantag har använt de rena kalkningsmedlen kalkstensmjöl ( $\text{CaCO}_3$ ), bränd kalk ( $\text{CaO}$ ) och släckt kalk ( $\text{Ca(OH)}_2$ ) medan man idag använder en blandning av släckt kalk (ca 15 %) och kalkstensmjöl. Fokus i de äldre projekten har dessutom i allmänhet varit effekten på markstruktur och skörd. Eftersom mycket få studier har fokuserat på strukturkalkningens effekt på fosforförlusterna är åtgärden ytterst knapphändig beskriven i Gyllström et al (2016). I princip nämns endast Lindström och Ulén (2011), som troligtvis är en studie från ett kalkfilterdike där en större giva  $\text{CaO}$  blandades med återfyllningen (länken fungerar inte så det är lite oklart vilken studie man hänvisar till) och Stjernman Forsberg et al. (2013) som är en "abstract" från en fosforkonferens. I den senare artikeln redovisas resultat från projektet Greppa fosfor och pilotområde U8 i Västmanland. I området strukturkalkades i stort sett all åkermark (93 %) sommaren och hösten 2010. Kalkningen utfördes med Nordkalk Aktiv (blandkalk med ca 15 % släckt kalk) i en förhållandevis måttlig giva, ca 4 ton/ha. Andra åtgärder som genomförts samtidigt var anpassad fosforgödning, rensning av diken, reducerad jordbearbetning och skydds zoner längs hela vattendraget. Den uppmätta minskningen i fosforförluster (halverade förluster) som redovisas blir en integrerad effekt av alla åtgärderna. I VISS-biblioteket hänvisas till Bornsjöförsöket (Ulén et al. 2012) som kalkades med bränd kalk och till en Greppanyhet "Halverat fosforläckage med strukturkalkning" som i sin tur hänvisar till Ulén et al. (2014) där resultat från både Bornsjön (bränd kalk) och Wiad (antagligen blandkalk men något oklart i artikeln) redovisas.

I några få studier har man mätt effekten av strukturkalkningen på fosforutlakningen från separat dränerade rutor i fältförsök, men i huvuddelen av experimenten har man istället studerat risken för fosforförluster i lysimeterstudier eller bedömt risken för utlakning av partikulär fosfor genom att mäta aggregatstabiliteten. I huvuddelen av de svenska försöken har utvärderingen avseende bl.a. skörd och aggregatstorleksfördelning skett i fältförsök och avseende strukturstabilitet och risken för fosforutlakning i laboratoriestudier. I projekten har strukturkalkens förmåga att stabilisera lerjordarnas struktur analyserats antingen genom att jordaggregat utsatts för regnsimulering på labbet eller genom att lysimetrar (20 cm diameter, ca 20 cm höjd) med jord i ostörd lagring tagits ut från fältförsöken och utsatts för regnsimulering. Genom att mäta grumligheten (turbiditeten) på vattnet som passerar aggregaten respektive genom den ostörda jorden i lysimetrarna värderas strukturstabiliteten. Grumligheten beror på att partiklar lossnar från aggregaten vid regnsimuleringen. Korrelationen mellan mängden suspenderat material (jordpartiklar, oftast mätt mängden ler) i utlakningsvattnet och partikulär fosfor har visat sig vara mycket god (Puustinen et al., 2005; Ulén et al., 2012). Forskning om blandvarans effekter är ännu ytterst begränsad men för närvarande pågår flera nya svenska projekt och undersökningar där blandvaran används. Inom ett par år kommer vi att få ett bättre underlag för att bedöma strukturkalkningens effekter på markstrukturen, skörden och risken för fosforutlakning från lerjordar. I denna sammanställning redovisas resultat från projekt med blandkalk, främst sådana som publicerats redan men även i viss mån resultat från studier som redovisats, men ännu inte publicerats vetenskapligt.

## Svenska studier

Ulén et al. (2014) redovisar resultat från ett fältförsök på en lerjord (26 % ler i matjorden och högre i alven) vid Wiad där antagligen blandvaran Nordkalk Aktiv använts. Kalkgivan anges som motsvarande 2 ton aktiv CaO/ha vilket motsvarar antingen ca 4 ton/ha av blandvaran om man räknat på hela kalkinnehållet inklusive kalciumkarbonaten eller ca 11 ton/ha om man bara räknat på den släckta kalken ("...in the form of a commercially available product with active lime in slaked form (Ca(OH)<sub>2</sub>. Total amount applied, recalculated to active CaO, was ..... 2 t ha<sup>-1</sup> at Wiad."). Utlakningen i fältförsöket (medel 2011/2013) av totalfosfor (TP) och löst fosfor (DRP) minskade signifikant i strukturkalkade led med ca 50 % och även i lysimetrar (fältkalkade led) var minskningen i utlakning signifikant men betydligt mindre (ca 20 %). Två år efter kalkningen mätte man även aggregatstabiliteten (aggregat 8-11 mm) genom att doppa aggregaten i vatten och mäta turbiditeten och fosforinnehållet i vattnet. Även detta test visade på en stor reduktion av såväl turbiditet (40 %) och löst fosfor (50 %) samt även partikulär fosfor (60 %). Överensstämmelsen mellan resultaten i olika skalor, från fältförsöken med stora dränerade rutor till lysimetrar och mätning av aggregatstabilitet, tyder på att man kan använda de två senare mycket billigare metoderna för att uppskatta risken för fosforutlakning. Strukturkalkningen påverkade inte kväveutlakningen i detta experiment.

Fyra fältförsök med olika kalciumprodukter, lades ut i oktober 2010 vid Säby söder om Uppsala på lättare mellanleror (Berglund et al., 2015; Blomquist et al., 2017). I försöken testades olika givor (motsvarande 1, 2 och 6 ton CaO/ha) av släckt kalk och en blandprodukt (släckt/bränd kalk och kalciumkarbonat). Givan 1 ton CaO/ha (0,7 ton Ca/ha) innebar en tillförsel av 1,4 ton släckt kalk och 2 ton/ha blandvara (Nordkalk Aktiv Struktur). Jord (2–5 mm diameter) togs i samband med såbäddsundersökning på våren 2013 i samtliga försök och aggregatens stabilitet mättes genom att doppa dem i vatten och sedan mäta vattnets grumlighet (turbiditet). Turbiditeten reducerades och därmed jordförlusten signifikant med 26 respektive 21 % vid 6 ton CaO som släckt kalk respektive blandvaran. Givorna 1 respektive 2 ton CaO per hektar av produkterna gav däremot inga signifikanta skillnader i turbiditet jämfört med obehandlat led. Effekten på skörden varierade mellan minus 11 % till plus 11 %.

I tre fältförsök på styva lerjordar testades 2014–2016 strukturkalkningens effekt på skörd, markstruktur och risken för fosforutlakning (Berglund et al., 2017b). I försöken testades tillförsel av en restprodukt från stålindustrin (i projektet benämnd "Ekokalk"), blandkalk (ca 20 % släckt kalk och resten kalciumkarbonat) och som referens ren släckt kalk. Givan var 3 ton CaO/ha (2,1 ton Ca/ha) vilket innebar en tillförsel av 4,2 ton/ha släckt kalk, 8,3 ton/ha Ekokalk respektive 6 ton/ha blandvara

(Nordkalk Aktiv struktur torr). Struktureffekten, uppmätt som minskad turbiditet i utlakningsvattnet efter regnsimuleringar av både aggregatprover och i lysimeterprover, visade på att strukturen stabiliserats av strukturkalkningen och därmed minskar även risken för fosforutlakning. I lysimeterstudien var både turbiditeten i utlakningsvattnet och utlakningen av totalfosfor och partikulär fosfor 40-50 % lägre i strukturkalkade led. Även aggregatstabilitetstestet visade på samma tendens men med färre signifikanta resultat. I försöken uppmättes ingen skillnad i struktureffekt mellan kalkslagen i det här mycket korta perspektivet där provtagningen skedde ett halvår efter kalkspridningen på våren 2015 respektive ett år efter kalkinblandningen, hösten 2015. Den genomsnittliga skördeökningen i strukturkalkade led för alla tre försöken under de två försöksåren var 3-4 %.

I Skåne pågår just nu många strukturkalkningsprojekt inom ramen för LOVA. En inledande sammanställning har just gjorts av en del av försöken i en slutrapport till Lantmännens stiftelse och en mer fullständig sammanställning kommer att ske i en slutrapport till Jordbruksverket som är planerad till senare i år. Inriktningen i LOVA-projekten under åren har varit lite olika. Ambitionen i LOVA14 var att specialstudera lerhaltens betydelse samt effekten av stigande kalkgivor med upplägget att genomföra en screening av strukturkalkningens effekt på både jord (aggregatstabilitet) och gröda (avkastning). I LOVA15 var målet att testa om strukturkalkning vid en tidig spridningstidpunkt ger bättre markstruktureffekt än sen och om man med en grund inblandning av strukturkalken får en bättre effekt på markstrukturen än djup. I LOVA16 testades återigen lerhaltens betydelse men denna gång med ett något mindre ambitiöst upplägg med hög respektive låg lerhalt på varje plats. Normalgivan i försöken har varit 8 ton/ha Nordkalk Fostop Struktur (tidigare produktnamn Nordkalk Aktiv Struktur = NKAS) som är en blandprodukt mellan kalciumkarbonat  $\text{CaCO}_3$  och ca 15-20 % släckt kalk  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ . 8 ton/ha NKAS motsvarar vid omräkning ca 4 ton/ha CaO. I vissa försök testades olika kalkgivor med givorna 0, 1/2, 1 respektive 2 gånger normalgiva av strukturkalk (8 ton/ha NKAS). En övergripande slutsats av projekten är att aggregatstabiliteten förbättrades signifikant med tillförseln av strukturkalk vid normal eller dubbel giva, men inte med halv giva. Resultaten visade också en tendens till ökad struktureffekt med stigande lerhalt. I en lysimeterstudie fanns en viss tendens till minskade partikelförluster (ler) och fosforförluster (partikulär fosfor) i ledet med dubbel kalkgiva, men den var inte statistiskt säkerställd. I medeltal för de 11 försöken med höstvetete i LOVA14 fanns inga signifikanta skördeeffekter men variationerna mellan de olika försöksplatserna var stora med ibland positiva effekter på skörden och ibland negativa. Ett uppenbart resultat av de omfattande undersökningarna i LOVA-projektens alla försök är att försöksplatserna reagerar olika på strukturkalkningen. I de enskilda försöken gick det inte att se några statistiskt säkerställda förändringar av aggregatstabiliteten, men samlade på platsnivå (LOVA16) eller i en sammanställning av alla försök (LOVA14) fanns det sådana. LOVA-projektet har sammantaget kunnat visa att en fosforreducering till Östersjön är möjlig genom att strukturkalka skånska leråkrar. Denna P-reducering är ett resultat av en förbättrad aggregatstabilitet. Aggregatstabilitetsförbättringen går dock inte nödvändigtvis hand i hand med en skördehöjning. Hur strukturkalkningen samspelar med pH, lerhalt, P-status och lerfraktionens mineralogi kräver fler studier och fler skördeår från fältförsök för att klarläggas. Framför allt bör studierna omfatta flera delar av Sverige med stora sammanhängande lerjordsområden där strukturkalkningens miljönytta bör verifieras.

Förutom LOVA-försöken pågår det i Skåne kalkningsprojekt inom sockerbetsodlingen där jämförelse görs mellan effekten av kalkstensmjöl och blandvaran på skörd, näringsupptag, markstruktur och risken för fosforutlakning. Inom LOVA lades det dessutom ut 10 fältförsök (samma led som i Skåne) under 2018 i Mellansverige. LOVA-försöken är en bra grund för att förbättra utvärderingen av åtgärden strukturkalkning speciellt som den nu även omfattar en del av lerområdena i Mellansverige. Tyvärr är den utvärdering som ingår i dessa projekt inte särskilt omfattande så det krävs även en mer samlad utvärdering som dessutom kan utvärdera de långsiktiga effekterna.

## Utländska studier

I finska lysimeterstudier (Alakukku & Aura, 2006) testades tillförsel av 5 ton/ha filterkalk (reactive, soft lime kiln dust) till lerjord (60 % ler). Filterkalken består av ungefär samma blandning som de

svenska blandvarorna men det exakta innehållet redovisas inte. Kalken tillsattes i lysimetrarna och redan två dagar efteråt utsattes de för regnsimulering och halten fosfor mättes i utlakningsvattnet. Utlakningen dominerades av partikulär fosfor. Kalkningen reducerade utlakningen av fosfor högst avsevärt, ca 90 % reduktion av partikulär fosfor och utlakningen av löst fosfor halverades. Tillsatsen av kalk gjordes på labbet under ideala förhållanden där i temperaturen är mycket högre än i fält. Dessutom gjordes regnsimuleringen redan två dagar efter inblandning så det är bara den mycket kortsiktiga effekten man mätt. Under fältförhållanden och några år efter inblandning är det troligt att effekten är mindre.

I en kanadensisk labundersökning (Eslamian et al., 2018) testades fyra olika kalkningsmedel: släckt kalk och släckt kalk med inslag av magnesium (från dolomitkalk) samt två typer av filterkalk med olika innehåll av kalciumoxid (23 respektive 41 %). Jorden var en mellanlera med 40 % ler, relativt högt pH (7,9–8,2) och höga fosforhalter. Kalkgivorna bestämdes genom en utlakningsstudie i kolonner som gav till resultat följande optimala kalkgivor angivna som procent av jordvikten: 1,25 % av släckt kalk med magnesium, 1,0 % av släckt kalk, 2,0 av filterkalk med 23 % CaO och 1,0 % av filterkalk med 41 % CaO. Jorden blandades med kalken 24 timmar innan de utsattes för regnsimulering. Totalfosfor- och partikulärfosforhalterna i utlakningsvattnet ökade i alla kalkade led medan den lösta fosfor minskade i led kalkade med släckt kalk respektive filterkalk med 41 % CaO.

#### *Hur länge varar effekten?*

Vad som händer i ett längre perspektiv, när de lösta kalciumjonerna lakats ut ur profilen, är svårt att förutsäga. Den släckta kalken borde enligt teorin ge en bättre struktureffekt eftersom den är mycket löslig vilket krävs för aggregeringen och dessutom innehåller så stor andel  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  vilket krävs för att få de reaktioner som behövs för de stabiliserande effekterna på strukturen. Blandvarorna innehåller en liten andel släckt kalk och resten kalciumkarbonat. Mycket av ekonomin för lantbrukaren och motiven för strukturkalkning som miljöåtgärd beror ju på hur långsiktig effekten är. Resultaten från Lannaförsöken (Berglund et al., 2017a), som strukturkalkades med bränd och släckt kalk vid starten för dryga 70 år sedan och omkalkades på 70-talet, visar att struktureffekten kan vara mycket långvarig med stabilare aggregat och bättre genomsläpplighet för vatten. Risker för fosforförluster testades i en dräneringsstudie och utlakningen av partikulär fosfor var ca 40 % lägre i strukturkalkade led. Tyvärr finns det ännu inga studier på hur långsiktiga struktureffekterna är för de strukturkalkningsmedel som idag används i lantbruket som är en blandning av ca 15 % släckt kalk och resten kalciumkarbonat. Det vore givetvis en fördel om man kunde följa upp resultaten och göra mätningar 10 år efter strukturkalkningen.

#### *Faktorer som påverkar strukturkalkningens effekt på markstruktur, gröda och risken för fosforutlakning*

Eftersom strukturkalkningen påverkar i princip markens alla egenskaper är effekterna mycket svåra att förutse. För att få markstruktureffekterna så skall kalken reagera med leret vilket indikerar att såväl *lerhalt* som *lermineralogi* kommer att ha betydelse. Resultaten från LOVA-försöken i Skåne visade en tendens till ökad struktureffekt med stigande lerhalt medan analysen av lermineralogin inte gav några entydiga resultat. I fler av försöken har endast de högre *kalkgivorna* givit mätbara effekter på aggregatstabilitet och risken för fosforutlakning vilket ger en indikation om att antingen är inte inblandningen med 15 % släckt kalk tillräcklig eller måste kalkgivan kanske höjas. I Säbyförsöken (Berglund et al., 2015; Blomquist et al., 2017) gav den släckta kalken och blandvaran samma effekt på aggregatstabiliteten och samma resultat blev det i de tre fältförsöken på styva lerjordar som testades av Berglund et al. (2017b). Kommer vi att få annorlunda resultat om vi återkommer med mätningarna om 10 år?



Huvudteorin bakom strukturkalkningen är att de stabilare aggregaten gör att den partikulärt bundna fosfor binds till aggregaten och inte följer med yt- och dräneringsvattnet. Men kalkningen kan även påverka fosfors löslighet och i en del studier har det framför allt varit utlakningen av den lösta fosfor som minskat (Ulén et al., 2014; Eslamian et al., 2018).

Många lantbrukare vittnar om att effekten av strukturkalkningen blir sämre eller uteblir om inte *strukturkalkningen utförs under ideala förhållanden*. LOVA15-försöken visade signifikant högre aggregatstabilitet i försöken där kalken hade spridits och brukats ner tidigt (20 augusti) jämfört med sent (14 september). Skillnaden var sannolikt en effekt av flera faktorer som tidpunkt, temperatur och även finare bruk och stabilare aggregat vid tidig spridning. Strukturkalken som spreds tidigt hann verka längre och dessutom under en period med högre temperatur än den som spreds i medeltal 25 dagar senare i mitten av september (Blomquist & Berglund, 2018).

En vanlig fråga från praktiken är om det inte är ett problem att tillföra kalk vid höga pH-värden? Det som man är mest orolig för är mikronäringsbrister och fosfortillståndet. Här har försöken visat på mycket varierande resultat som kan bero på jordens ursprungliga egenskaper avseende *pH, fosfor- och mikronäringsstatus, CEC/basmättnadsgrad, lermineralogi, mullhalt och även den enskilda grödans behov*.

## Effekt av strukturkalkning på fosforförluster

Med hänvisning till redogörelsen ovan kan man konstatera att reduktionen varierat mellan 0 och ca 60 %. Åtgärdens effekt beror på ett mycket stort antal faktorer varav kalkgivan är en och en annan viktig faktor är lerhalten. Om man tillfört en kalkgiva på ca 8 ton/ha av blandvaran under ideala förhållanden på en mellanlera eller styvare så bör man kunna reducera utlakningen av totalfosfor med ca 30 %, men ännu har vi inte utrett var gränsen går för vilken lerhalt man måste ha för att få effekt eller vilken kalkgiva vi ska rekommendera på olika jordar. Vattenmyndigheterna uppger effekten till 30 % reduktion av utlakad totalfosfor för alla agrara jordar med >15 % ler. De inledande resultaten från LOVA-försöken i Skåne tyder på att strukturkalkningens effekter på fosforutlakningen på lättleror (15-25 % ler) är mycket varierande och osäker och snarare varierar mellan 0 och 15 % reduktion av risken för fosforutlakning.

## Åtgärdsutrymme för strukturkalkning

I Gyllström (2016) anges effekten av strukturkalkningen till 30 % reduktion av utlakad totalfosfor och åtgärdsutrymmet till alla agrara jordar med >15 % ler. Att effekten på fosforutlakningen är osäker på de lättare lerjordarna har redan påpekats. Uppskattningen av lerjordsarealen är också mycket osäker. Lerjordar med gyttejinslag skall inte ingå i åtgärdsarealen eftersom gyttejordarnas struktur redan är mycket bra och stabil. Gyttejordarna kan behöva kalkas för att höja pH men då kan det billigare kalkstensmjölet användas. Den nya lerhaltskartan (Söderström & Piikki, 2016) anger inte om det är en vanlig postglacial lera eller gyttejlera. SGU:s jordartskartor anger inte jordarten i matjorden utan jordarten på 50 cm djup (där lerhalten i allmänhet är högre än i matjorden) men anger å andra sidan i allmänhet (inte alltid) om det är gyttejinslag eller ej. Skillnaden i uppskattning av lerjordsarealen (>15% ler) mellan SGU och den nya lerhaltskartan är enligt Geranmayeh (2017) mycket stor, 670 000 ha jämfört med 1 263 000 ha. Vad som ligger bakom denna stora skillnad kräver en ingående analys men helt klart är osäkerheterna stora.

Åtgärdsutrymmet låter sig inte beräknas så lätt som att bara ta hänsyn till lerhalten, även om man vet vilken lerhalt som krävs. Var åtgärden kommer att utföras kommer givetvis att bero på en mängd andra faktorer. Ekonomin kommer här vara av stor betydelse. Att som Viss räkna med 4 % skördeökning vid strukturkalkning fungerar inte i det enskilda fallet när skördeeffekten kan variera mellan +10 % till -10

%. De positiva effekterna som strukturkalkningen kan få på markstruktur, dragmotstånd i marken och minskat behov av bearbetning kan i många fall vara avgörande för ekonomin, men här behövs det mer data. Om strukturkalkningen skall utföras i stor skala uppstår en hel rad logistikproblem när stora mängder kalk skall spridas under ett par veckor när markförhållandena är ideala. Den blöta sensommaren/hösten 2017 ställde till många problem och en mycket liten areal kunde strukturkalkas. Torkan 2018 ledde till mycket låga skördenivåer vilket gör att likviditeten i jordbruket är för dålig för att tillåta några större investeringar i markförbättring. LOVA-bidragen har inneburit att det strukturkalkats relativt stora arealer. Fördelen jämfört med landsbygdsprogrammet är att LOVA-bidraget betalas ut innan man genomfört åtgärden vilket innebär att man slipper ligga ute med stora pengar. Numera är dessutom länsstyrelserna mer flexibla, så om förhållandena är dåliga för spridning kan man skjuta upp åtgärden.

Vid en uppskattning av åtgärdsutrymmet måste de arealer som redan strukturkalkats räknas bort. Storleksordningen 50-100 000 ha har strukturkalkats inom LOVA-projekten. Utöver detta har det strukturkalkats inom olika lokala miljövårdsprojekt och även en hel del utan bidrag. Innan LOVA-bidragen startade levererades det filterkalk (blandning av bränd/släckt kalk och kalkstensmjöl) som en billig restprodukt för kalkning i lantbruket. I äldre tider användes ofta vid normal pH-kalkning bränd kalk, som släcktes med vatten på gården. Hur stora arealer som omfattas av dessa åtgärder är mycket svårt att uppskatta.

All mark som brukas ekologiskt måste undantas eftersom man inom ekologisk odling inte får använda bränd kalk, släckt kalk eller blandvaran.

# Kalkfilterdiken

Ingrid Wesström

## Beskrivning av åtgärden

Kalkfilterdiken är en metod som bygger på att man blandar in strukturkalk i jorden vid återfyllning av täckdiken på lerjordar. Kalkfilterdiken kan anläggas vid installation av ny täckdikning, vid restaurering av befintliga täckdiken eller längs ett vattendrag på sluttande mark, t.ex. i gränsen mellan brukad mark och skyddszon. Efter inblandning av kalk får jorden en bättre aggregatstabilitet vilket leder till en stabilare markstruktur och ökad infiltrationsförmåga. När mer vatten infiltrerar i marken minskar ytvattenavrinningen och förluster av partikulär fosfor. På lerjordar med låg genomsläpplighet förbättras täckdikningens funktion. Den kalkinblandade återfyllnadsjorden kan binda fosfor i markvattnet.

Metoden kräver en noggrann planläggning av täckdikningssystemet. Det är av stor betydelse att dräneringsledningarna anläggs parallellt med fältets nivåkurvor för att skära av ytvattnets strömningsriktning. På så sätt sker infiltrationen jämt över hela fältet utan koncentration till ett fåtal platser. Det finns inga entydiga riktlinjer för hur mycket kalk som behöver blandas in i återfyllnadsjorden för att få önskad effekt. Mer forskning behövs om mängden kalk som behöver blandas in i jordar med olika lerhalter och vid användning av olika kalkprodukter.

## Effekt av kalkfilterdike

### Fosfor

Inblandning av osläckt kalk i täckdikningsåterfyllningen har använts i Finland på lerjordar med låg hydraulisk konduktivitet för att reducera fosforförlusterna via ytvavrinning. Fosforförlusterna har reducerats med upp till 90 % på en försöksplats under åren 1992 till 1994 (Weppling et al., 1995). Åtgärderna har haft effekter också efterföljande år och man kan räkna med god effekt under åtminstone 10 år (Weppling, muntl. kom.). Det är emellertid viktigt att inblandningen av kalken i återfyllnadsmaterialet sker noggrant.

Försök med inblandning av 0,6 % CaO vid återfyllnad av täckdiken har också genomförts i Litauen (Šaulys & Bastienė, 2008). Koncentrationen av totalfosfor i avrinnande vatten minskade där med ca 50 % och koncentrationen av löst fosfor minskade med ca 64 % jämfört med kontrolleret där täckdikning hade gjorts utan inblandning av kalk. Effekten var konstant under de sju åren som mätningarna pågick.

I Sverige har försök med kalkfilterdike genomförts i Västmanland under åren 2000 till 2003 (Lindström & Ulén, 2003). Ytvattenavrinningen under de tre mätperioderna minskade med 80 % från fält med kalkfilterdiken. Avrinningen genom markprofilen från täckdiket utan kalkfilter var 40 % lägre än för täckdiket med kalkfilter. Detta visade tydligt den positiva effekten på jordens genomsläpplighet. Både totalfosfor och suspenderat material i avrinnande vatten minskade under de tre år försöket pågick. Beräkningar visade att de totala fosforförlusterna minskade med 0,2 kg P/ha, vilket motsvarar 16 % av fosforförlusterna från fältet med konventionell täckdikning.

### Kväve

Det är oklart om, och i så fall hur, kalkfilterdiken påverkar kväveförlusterna. I försöket med kalkfilterdike i Sverige var kväveläckaget högre från fältet med kalkfilterdike, 17 kg N/ha jämfört med 9 kg N/ha i det okalkade ledet, delvis på grund av att mer vatten infiltrerade genom den kalkinblandade återfyllningen. I försöket från Litauen uppmättes inga statistiskt signifikanta skillnader i kvävekoncentration mellan de olika försöksleden. Kalkfilterdike är alltså främst en åtgärd mot fosforförluster och bör inte ses som en åtgärd mot kväveutlakning.

## Åtgärdsutrymme för kalkfilterdike

Kalkfilterdike är aktuellt för lerjordar som har ett behov av om- eller nydränering. Generellt i Sverige skulle det gälla ca 38 % av lerjordarna (Gyllström, et al, 2016).

*Sammanfattningsvis kan man med hänvisning till redogörelsen ovan konstatera att reduktionen fosforutlakning har varierat mellan 16 och 90 %. Åtgärdens effekt beror på ett stort antal faktorer som t ex kalkgivans storlek, jordens lerhalt och fosforkoncentrationer i dräneringsvattnet. Precis som för strukturkalkning är det ännu inte utrett var gränsen går för vilken lerhalt man måste ha för att få effekt eller vilken kalkgiva vi ska rekommendera på olika jordar. Vi har heller inte tillräcklig kunskap om hur fosforinnehållet i matjord och alv påverkar effekten på läckaget. År 2017 lade vi ut ett nytt dräneringsförsök med medel ifrån Jordbruksverket. I försöket ingår ett led med kalkfilterdike. Genom resultat från försöket hoppas vi kunna belysa hur kalkfilterdiken påverkar avrinning och vattenkvalitet.*

## Tvästegsdiken och avfasade dikesslänter

Ingrid Wesström

### Beskrivning av åtgärderna

En variant av skyddszoner i anslutning till öppna diken och åfåror är avfasade slänter, som gör dikets kanter mer flacka och vegetationsklädda än ”vanliga diken”. Om avfasningen görs i terrasser på ena eller båda sidorna om dikets mittfåra, kallas det tvästegsdike. Terrasserna fungerar som ett svämplan vid högvattenflöden. Syftet med avfasningen i ett tvästegsdike är att öka vattnets uppehållstid i strandzonen och därmed öka vattendragets självrenande förmåga. Avfasningen av vanliga diken eller tvästegsdiken innebär att dikets kanter görs mer flacka så att rasvinkeln minskar. Detta gör att vegetationen får lättare att etablera sig vilket leder till ett ökat upptag av näringsämnen, minskad erosion och sedimenttransport. Om själva terrassen i ett tvästegsdike är vegetationsklädd kommer vattenhastigheten och därmed risken för erosion i diket att minska. Genom minskad erosion och bättre släntstabilitet kan sedimenttransport och partikelbunden transport av näringsämnen minska. Svämplanet (terrassen) i ett tvästegsdike kan också fungera som magasin vid höga flöden, utjämna höga flödestoppar och minska riskerna för översvämning av omgivande marker. Dessutom kan behovet av att underhålla diket minska. Genom att sänka markytan i anslutning till vattendraget kan man skapa vattenmättade zoner med syrefria miljöer som gynnar denitrifikation och medför ytterligare rening av vattnet från kväve.

### Kunskapsläge om effekter

Genom att med avsläntning minska erosion i och kring diket kan man minska transport av sediment och därmed partikelbundet fosfor. För att kunna minska transporten av lösta näringsämnen i vatten (fosfor och kväve) krävs att växtmaterialet skördas och transporteras bort vid underhåll. Vid en breddning av dikessektionen ökar dikets flödeskapacitet och dräneringen förbättras.

Försök har utförts i Ohio, USA, med avfasade strandzoner. Resultaten visar att det med denna åtgärd går att förbättra vattenkvaliteten i diken som leder vatten från åkermark och samtidigt

bibehålla dikets förmåga att avvattna mark (Miami Conservancy District, 2009). Hoffman et al (2009) presenterade en översikt över fosforretentionen i "buffertzoner" och konstaterade att studier av tillfälligt översvämmade ånära områden har visat en retention på upp till 127 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>, men med mycket stor variation i datamaterialet. Förmodligen förklaras en stor del av denna variation av skillnader i vattenkvaliteten. Ju högre halt av partikulärt bunden fosfor desto större retention, eftersom sedimentationen är den dominerande processen i strandzonen.

Lindmark (2013) sammanfattar de begränsade erfarenheter som finns från USA där man framför allt har studerat effekten på sediment- och kvävetransport. Dikena hade alla en effekt på sedimenttransporten, men med mycket stor variation, från ca 10 % minskning till 80 %. I Östergötland pågår en uppföljning av hur mycket material som sedimenterar på terrasserna i ett ca 2 km långt nyanlagt tvåstegsdike. De första erfarenheterna visar att det är mycket viktigt att snabbt etablera vegetation för att motverka erosion av de barlagda jordytorna. I övrigt saknas det kvantitativa data över åtgärdens effekt i Sverige.

*Tvästegsdike och avslantning av dikeskanter är alltså främst en fosforåtgärd genom att det minskar sedimenttransporten, förutsatt att vegetationsetableringen lyckas. Att sätta en siffra på reduktionen är utifrån dagens kunskap inte möjligt.*

### **Synergieffekter och målkonflikter**

Förutom minskad sedimenttransport innebär åtgärden att högvattenflöden kan jämnas ut lokalt och översvämningsrisken minskar på omkringliggande mark. Den biologiska mångfalden ökar.

Det finns dock risk för att mittfåran eroderar bort vid höga flöden, vilket bidrar till ny transport av sediment och fosfor. Anläggandet av tvåstegsdiken medför även en förlust av åkermark och kan kräva stora jordomflyttningar till höga kostnader. Markåtgången i de genomförda tvåstegsdikena i Sverige ligger på ungefär 0,5 till 1,0 hektar per kilometer dike (Jordbruksverket, 2016). Behovet av underhåll kan öka om det blir så mycket växtlighet i mittfåran och på terrasserna att det uppstår dämning och avrinningen från dräneringssystemen hindras.

### **Åtgärdsutrymme**

Avfasning av dikeskanter och tvåstegsdiken är lämpliga att anlägga i diken med erosionsproblem, som ofta svämmar över.

# Fosfordammar och våtmarker

Pia Geranmayeh och Faruk Djodjic

I Gyllström et al. (2016) har våtmarker delats upp på de vars huvudsyfte är att rena kväve och de som främst anlagts för att fånga fosfor, sk fosfordammar. Fosfordammar är små dammar som anläggs högt upp i vattensystemet nära den åkermark som läcker fosfor, främst i syftet att avskilja fosfor och fastläggning av sediment. Våtmarker (för näringsretention) anläggs främst för att rena kväve, men beroende på utformningen kan de också ha en betydande effekt på avskiljningen av fosfor. Storleken och utformningen på våtmarker och fosfordammar kan skiljas, men i dagsläget anläggs större dammar med samma utformning som fosfordammar (djupdel följt av en grunddel med vegetation) och även små våtmarker. På grund av detta och att faktorerna som påverkar förmågan att avskilja näring är desamma kommer fosfordammar och våtmarker att slås samman och diskuteras samtidigt nedan.

## Osäkerheten i bedömningen av fosfordammars och våtmarkers effekt

### Fosforretention

I rapporten (Gyllström et al. 2016) har fosforreduktionen för fosfordammar och våtmarker uppskattas olika. För fosfordammar används en fosforreduktion baserat på en studie av endast en fosfordamm under de två första åren efter anläggning (Kynkäänniemi, m fl 2013). Det finns få studier med noggranna mätningar av svenska våtmarkers och fosfordammars fosforreducerande effekt. Det är endast två fosfordammar som ingått i forskningssyfte och studerats noggrant med flödesproportionell vattenprovtagning och sedimentprovtagning. Dessa har nu mätningar på 8 respektive 6 år, som kan ge ett bättre mått på reduktionen. Dessvärre är det stor skillnad på reduktionen, vilket visar på vikten att basera effekten på fler studier under längre tid.

Gyllström et al. (2016) har delat upp fosfordammars effekt för olika fosforformer i inflödande vatten (28 % för löst fosfor och 40 % för partikelbundet). Mätningar av partikulärt fosfor sker vanligtvis inte utan har endast skett i två fosfordammar. Att uppskatta retentionen av partikulärt fosfor innebär därför mer osäkerheter då de baseras på färre studier. Vid jämförelse med beräkningen av våtmarksreduktion i samma rapport har de däremot inte gjort denna uppdelning, utan istället delat upp våtmarkers reduktionsförmåga beroende på inflödande koncentration totalfosfor (Weisner och Thiere, 2009; Johannesson, 2011; Weisner m fl, 2015). Om koncentrationen totalfosfor i respektive vattendrag är 0,05 mg P/l uppskattas retentionen vara 2,5 kg/ha våtmark, motsvarande retention med fosforkoncentrationer på 0,1 mg, 0,2 mg och 0,3 mg är 5, 11 respektive 18 kg P/ha våtmark. Koncentrationer för ingående vatten hämtades från S-HYPE (<http://vattenwebb.smhi.se/>). Detta är dock koncentrationerna i vattendraget (t ex Lillån) och inte ingående koncentration till respektive våtmark inom vattendragets avrinningsområde, vilket innebär att retentionen egentligen inte baserats på inflödande halter. Om retentionen inte tar hänsyn till den specifika platsen för anläggning av respektive damm/våtmark känns uppdelning på löst och partikulärt fosfor än mer osäkert.

*Vår bedömning är att beräkningen av fosforeffekten för fosfordammar och våtmarker borde ske på samma sätt. Hänsyn bör inte tas till koncentrationen i vattendraget nedströms, utan inflödande vatten- och näringsmängd till de specifika våtmarkerna/dammarna samt deras utformning.*

### Kväveretention

I Gyllström et al (2016) baseras kvävereduktionen på ett samband mellan ingående kvävekoncentration och reduktion för ett antal anlagda våtmarker (Weisner och Thiere, 2009). Utifrån de mindre våtmarkerna i denna studie sattes kväveretentionen för fosfordammar till 50 % högre än den för våtmarker. Kvävekoncentrationer för ingående vatten hämtades från det genomsnittliga åkermarksläckaget i 22 läckageregioner (Johnsson m fl, 2008). Effekten är därefter reducerad med 30 procent för att beakta att vatten med lägre koncentration av kväve från andra markslag också kommer

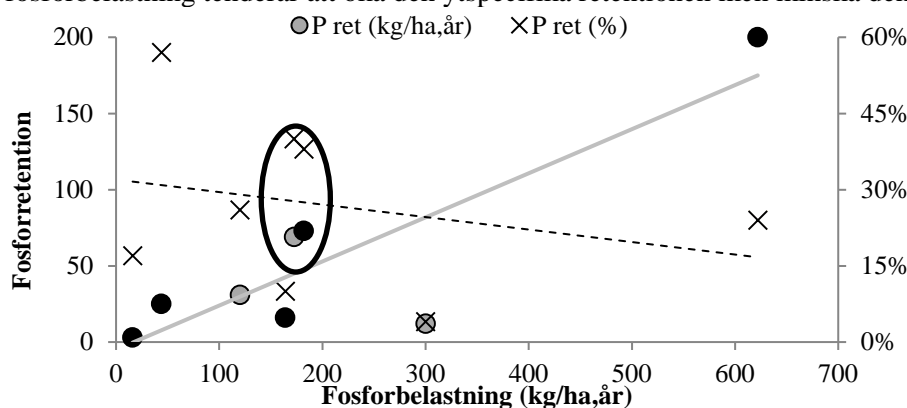
ingå i det vatten som passerar våtmarken. Vilket innebär att kvävereduktionen i olika läckageregioner varierar mellan 47 och 382 kg N/ha för våtmarker och mellan 71 och 573 kg N/ha för fosfordammar. Nya studier på kväveavskiljning visas nedan. Att anta att fosfordammar har 50 % högre retention än våtmarker när de dels är mindre och placeras där fosforhalterna är höga känns inte rimligt.

*Precis som för fosfor är vår bedömning att beräkningen av kvävereduktionen för fosfordammar och våtmarker borde ske på samma sätt. Hänsyn bör inte tas till koncentrationen i nedströms vattendrag, utan inflödande vatten- och näringsmängd till de specifika våtmarkerna/dammarna samt deras utformning.*

## Studier på fosfordammars och våtmarkers effekt

### Fosfor

Eftersom provtagningsmetoden har stor betydelse för skattningen av fosforreduktionen har endast resultaten från studier med flödesstyrd vattenprovtagning i fosfordammar och våtmarker sammanfattats. Den genomsnittliga årliga fosforretentionen varierar mellan olika fosfordammar och våtmarker. I de tre fosfordammarna varierar fosforavskiljningen mellan 12 och 69 kg fosfor per ha vattenyta och år, vilket motsvarar en relativ retention mellan 4 och 40 % (figur 3). Fosforavskiljningen i våtmarkerna varierade något mer, 3-200 kg ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Variationen i genomsnittlig reningsgrad var då 10-57 %. Bölarp våtmark och Bergaholm fosfordamm är de enda som har både hög ytspecifik (ca 70 kg ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) och relativ fosforretention (ca 40 %). Detta kan vara svårt att uppnå, vilket visas i figur 1 där en ökad fosforbelastning tenderar att öka den ytspecifika retentionen men minska den relativa.

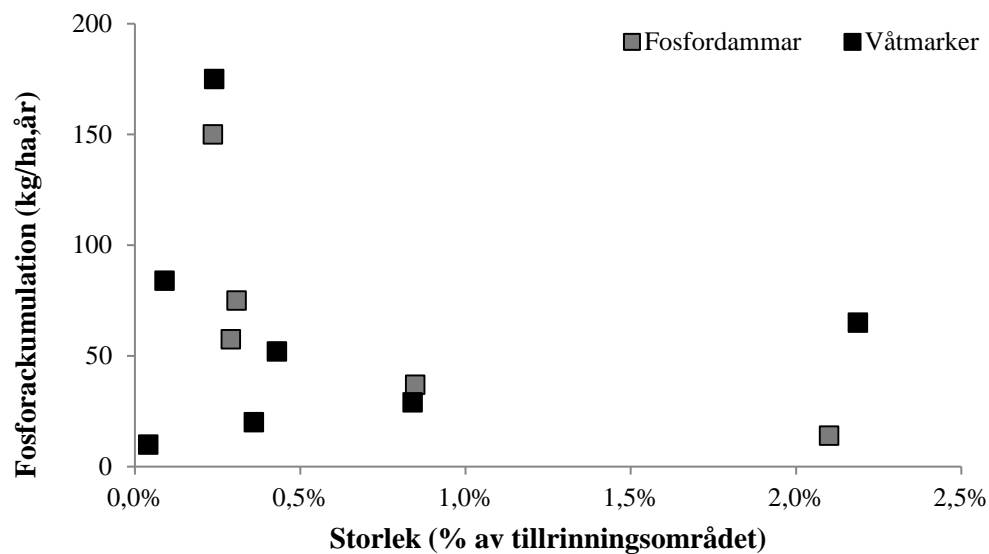


Figur 3. Förhållandet mellan genomsnittlig ytspecifik (kg ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) och relativa fosforretentionen och fosforbelastningen (kg ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) i de fosfordammarna (grå) och våtmarkerna (svart) med flödesstyrd provtagning. Bergaholm fosfordamm och Bölarp våtmark med en belastning strax under 200 kg ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>, har båda en hög ytspecifik och relativ retention.

Fosforreningsgraden i dessa svenska våtmarker och fosfordammar är lägre än medianvärdet, 44 % (37-55 % med 95 % konfidensintervall), i våtmarker som renar avrinning från jordbruksmark från en större utvärdering av alla våtmarksstudier i Europa, USA och Asien (Land et al. 2016). Utvärderingen visade dock på en betydligt lägre reningsgrad, -16 % fosfor (-77-24 % med 95 % konfidensintervall), om våtmarkerna restaurerats (inte nödvändigt att matjorden grävts bort) jämfört med om de anlagts genom schaktning på åkermark.

Förutom att våtmarkers och fosfordammars förmåga att fånga fosfor varierar mellan olika objekt, varierar den även mellan och inom år. Det ena året kan våtmarken/dammen släppa mer fosfor än vad som flödar in, medan ett annat år fånga mycket fosfor. För en våtmark i Skåne varierade den årliga ytspecifika fosforavskiljningen mellan -37 till 80 kg per ha och år, vilket motsvarar -16 till 36 % (Wedding, 2004). Detta visar på vikten av en näringsreduktion uppskattad med noggranna mätningar på flera år och objekt. Det finns ytterligare påbörjade flödesstyrd mätning av avskiljningen i våtmarker och en fosfordamm i Kalmar län, som ska utvärderas inom ett doktorandprojekt. Hösten 2018 startade

även ett nytt forskningsprojekt på SLU (<https://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/forskning/alla-forskningsprojekt/optimerad-utformning-och-placering-av-vatmarker/>), som ska mäta den långsiktiga ackumulerade fosformängden sedan anläggning i 40 st våtmarker/fosfordammar i lerjordsområden. Projektet kommer även bedöma risken för internbelastning i dessa 40 våtmarker. Detta kommer bli a ske i några fosfordammar där den relativa fosforretentionen (medel varierade mellan -93 % och 13 %) endast uppskattats genom skillnader i koncentrationer (Kumblad & Rydin, 2017; Ekstrand 2018, Ekstrand 2016, Ekstrand et al. 2015). Studier som uppskattat hur mycket fosfor som ackumulerats under ett par år i sedimenten visar att variationen var lika stor i fem fosfordammar, 14-150 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (Geranmayeh et al. manuskript; Johannesson 2014; Ekstrand 2016; Ekstrand et al. 2015) som i sju våtmarker, 10-180 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (Kynkäänniemi, 2014; Johannesson et al. 2011). Sambandet mellan fosforackumulation och relativ damm/våtmarksstorlek visas i figur 4. Eftersom fosfor inte avgår i gasform till atmosfären utan allt ansamlas i sedimenten är det en rimlig uppskattning av fosforavskiljningen. Denna metod kan dock inte skatta en negativ retention och ger ingen retention i relation till hur mycket som flödar in.



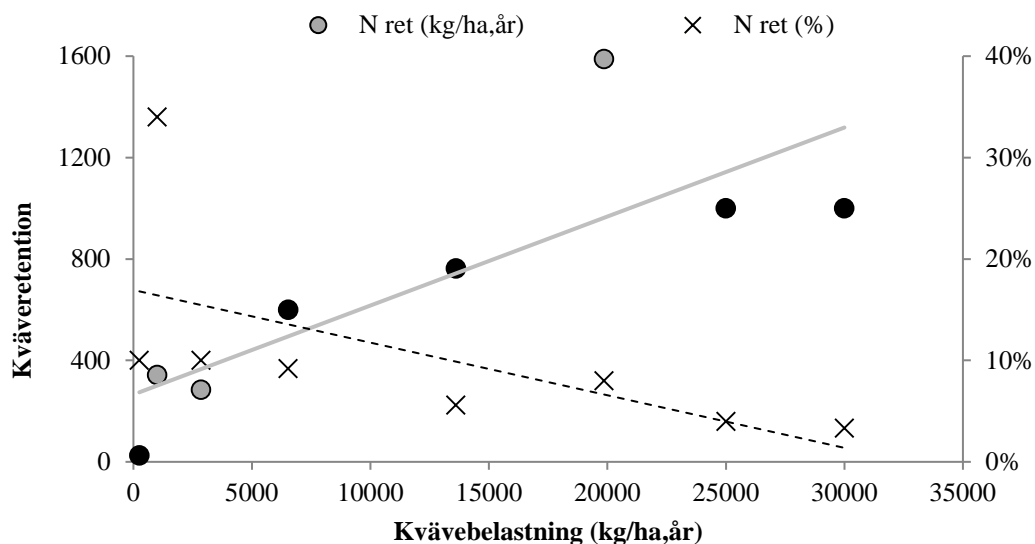
Figur 4. Genomsnittlig fosforackumulation (kg ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) i fosfordammar (grå) och våtmarker (svarta) i relation till deras relativa storlek i förhållandet till avrinningsområdet.

## Kväve

Kväveavskiljningen i studerade våtmarker i södra Sverige varierade mellan 20 och 1100 kg kväve per ha vattenyta och år (Weisner m fl, 2016). Trots att fosfordammar anläggs främst för fosfor har även kväve avskilts med årsmedel från 285 till 1500 kg N per ha vattenyta och år (figur 5).

Kväveavskiljningen har samma positiva korrelation till belastningen som fosfor. Reningsgrad för kväve är dock lägre < 10 %, förutom i en fosfordamm med 34 % reningsgrad.





Figur 5. Förhållandet mellan genomsnittlig ytspecifik ( $\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ ) och relativa kväveretentionen och kvävebelastningen ( $\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ ) i de fosfordammar (grå) och våtmarker (svart) med flödesstyrd provtagning.

## Faktorer som påverkar våtmarker och fosfordammars effekt

Förutom provtagningsmetod, så har tidpunkten för mätningarna betydelse för reningsförmågan, dvs när under dammens/våtmarkens livslängd proverna tas. Flera placerings- och utformningsfaktorer påverkar våtmarkers och fosfordammars fosforreduktion, bl a följande:

- Hur mycket vatten den ska rena (hydraulisk belastning)
- Inflödande mängd näring och form
- Storlek
- Form
- Våtmarkens/Fosfordammens ålder
- Temperatur (kväve)

### Hydraulisk belastning och storlek

En jämförelse av våtmarker i södra Sverige visade att det var större skillnad mellan retentionen olika år än mellan våtmarker, trots att våtmarkerna skiljde sig i storlek och belastning. Detta indikerar att vattenflödet som varierar mycket mellan år har stor betydelse för hur mycket fosfor och kväve som avskiljs och flera studier visar på att den hydrauliska belastningen är en viktig faktor (Braskerud et al. 2005; Land et al. 2016). Den ytspecifika retentionen verkar vara positivt korrelerad till den hydrauliska belastningen upp till en viss i dagsläget odefinierad gräns (Kynkänniemi 2014). Den hydrauliska belastningen (vattenvolymen våtmarken mottar delat på våtmarksytan) är kopplad till dammens relativa storlek till avrinningsområdet. Den relativa retentionen har däremot visats öka med våtmarkens relativa storlek (Braskerud et al. 2005). Samma samband med ökad ytspecifik retention och minskad relativ retention med ökad hydraulisk belastning som visats mellan olika våtmarker har även visats mellan olika år i en fosfordamm (Geranmayeh et al. manuskript).

### Näringsbelastning och fosforform

Liknande samband mellan ytspecifik fosfor retention och näringsbelastning som visas i Figur 3, har även visats i andra studier och gäller även för kväve (Weisner et al. 2016). Det är dock svårt att uppnå både hög ytspecifik och relativ retention. En jämförelse av genomsnittlig avskiljning per hektar vattenyta mellan landsbygdsprogrammet och den avskiljning som uppnås i individuella våtmarker

visar emellertid att effektiviteten skulle kunna höjas betydligt i framtiden genom en bättre placering och utformning av våtmarker i landskapet (Weisner et al 2015). Enligt författarna bör en avskiljning på 1000 kg N ha år respektive 100 kg P ha år kunna uppnås om våtmarker placeras optimalt. Det är då viktigt att våtmarkerna placeras i kritiska källområden med hög näringsbelastning och är rätt dimensionerade och utformade. Förutom en hög fosforkoncentration i inflödande vatten, påverkar även inflödande form av fosfor (löst fosfat eller partikulärt bunden fosfor) reningsförmågan. Stor andel partikelbunden fosfor har lättare att sedimentera. Placeringen i landskapet påverkar vilken form mestadels näringen består av beroende på variationer i jordart (lerhalt), P status, andel djur, gödsling mm.

## Utformning

Våtmarkers/dammars utformning påverkar den hydrauliska effektiviteten, dvs hur stor andel av våtmarksytan som vattnet sprids på. Våtmarkens längdbredd-förhållande påverkar reningsförmågan, då långsmala våtmarker tenderar att ackumulera mer fosfor (Kynkäänniemi 2014; Johannesson et al. 201X). Detta troligen för att vattnet lättare flödar genom en större del av dammens totala yta jämfört med en rund damm, och får dessutom en längre flödesväg och tid för reningsprocesserna att ske. Det är därför viktigt att tänka på att förlänga vattnets väg genom våtmarken, vilket kan göras genom meandring och placering av inlopp och utlopp. Fosforackumuleringen har visats minska med avståndet från inloppet i några våtmarker och var större i djupa delar än grunda (Kynkäänniemi 2014). Detta indikerar vikten av en initial djupdel i både fosfordammar och våtmarker.

## Ålder

Det är relativt vanligt att den blottade jorden efter anläggningen ger upphov till större transporter av fosfor ut ur dammen än vad som flödar in. Det kan ta olika lång tid för våtmarker/dammar att stabiliseras och erosion från botten och slänter där vegetation inte hunnit etablera sig, beroende på om de planteras eller sås och om det finns en stor fröbank i jorden. Å andra sidan kan retentionsförmågan avta efter flera år av sedimentackumulering och är då i behov av att tömmas på sediment för att kunna uppnå hög retention igen. Hur lång tid det tar innan skötselbehovet uppstår beror på platsspecifika faktorer, framförallt hur mycket partiklar som flödar in i respektive fosfordamm/våtmark. Det finns fosfordammar/våtmarker som tömts efter 5-9 år, medan andra har dröjt 20 år innan sedimentet grävts ur.

## Temperatur

Kväveavskiljningen styrs även av årsmedeltemperaturen. Reningsgraden (relativa avskiljningen) ökar med en ökad årsmedeltemperatur (Land et al. 2016). Detta kan vara anledningen till att en utvärdering av alla våtmarksstudier i Europa, USA och Asien visade en högre reningsgrad i våtmarker som renar avrinnande vatten från jordbruksmark, medianvärde 36 % (25-46 % med 95 % konfidensintervall) (Land et al 2016). Restaurerade våtmarker hade inte lika stor skillnad i kväveavskiljning (median 28 %, 9-44 % med 95 % konfidensintervall) som i fosforavskiljning.

## Effektintervall

Näringsreduktionen uttrycks vanligtvis på två olika sätt: I) näringsavskiljning, dvs hur stor mängd näring som våtmarken/dammen avskiljer per ytenhet under ett år (kg/ha och år) och II) reningsgrad, dvs andelen avskild näring i relation till inflödande mängd näring (%). Det som är viktigt att tänka på är att det är svårt att uppnå både god reningsgrad och näringsavskiljning och att de olika faktorerna kan påverka dessa olika. Det blir därför viktigt att tänka på vad målet egentligen är: en hög reningsgrad (%), att rena störst mängd näring (kg) eller att våtmarken/dammen ska vara så effektiv som möjligt per ytenhet (kg/ha)?

Effektintervallet blir mindre om man tar hänsyn till optimal placering och utformning, men bredare om åtgärdsutrymmet ökas. Baserat på de studier som finns, rekommenderar den här utvärderingen att våtmarker och fosfordammars reduktion borde ta hänsyn till den hydrauliska belastningen och näringsbelastningen och placeringen ske på optimala platser för att uppnå hög retention i de våtmarker och dammar som anläggs. Nedan visas reduktionsekvationer som uppskattar hur mycket fosfor och kväve som avskiljs med hänsyn till bl a näringsbelastningen.

## Underlag för säkrare bedömning av våtmarkers och fosfordammars effekt

För att få en säkrare bedömning av våtmarkers och fosfordammars effekt behövs uppföljning av flera våtmarker/dammar med olika storlek och placering. Vid en uppskattning av åtgärdens potential och reningseffekt behöver hänsyn till de lokala förhållandena tas, framförallt den hydrauliska belastningen och även våtmarkens/dammens form. Nedan föreslås ett placeringsverktyg som är möjligt att ta fram för södra Sverige. Dessa kartor skulle hjälpa rådgivare vid diskussion med markägare att visualisera våtmarkers/fosfordammars optimala placering och storlek, baserat på en hydraulisk belastning som ger en hög fosforavskiljning.

### Uppskattning av fosforeffekt

Det finns olika studier som tagit fram en ekvation för att beräkna en förväntad fosforavskiljning i våtmarker. Baserat på samband mellan genomsnittlig årlig ytspecifik (kg/ha,år) fosforavskiljning ( $P_{ret}$ ) och fosforbelastning ( $P_{bel}$ ) i 15 våtmarker kan förväntad fosforavskiljning beräknas med följande regressionskvation (Weisner et al. 2016):

$$P_{ret} = -0,0003 \times P_{bel}^2 + 0,4584 P_{bel}$$

Avskiljningen baseras på flödesproportionell vattenprovtagning i tre våtmarker och resterande provtogs strategiskt med manuella stickprover. Det har även tagits fram en retentionsekvation baserat på sedimentmätningar under två år i 8 våtmarker/dammar. Den uppskattar fosforackumuleringen inte bara med hänsyn till fosforbelastningen ( $P_{bel}$ ) utan även hydrauliskbelastning ( $H_{bel}$ ), längd:breddförhållande ( $L/B$ ) och inloppstyp ( $I$ ), dvs öppet dike eller dräneringsrör (Johannesson et al. 201X; Weisner et al. 2016).

$$P_{ack} = -23,1 + (0,55 \times P_{bel}) + (8,44 \times L/B) - (284 \times H_{bel}) + (47,1 \times I)$$

Dessa studier skulle kunna kompletteras med nya data från (Geranmayeh et al. manuskript), resultat från doktoranden i Kalmar län och det data som kommer att samlas in i det nya våtmarksprojektet på SLU som nämnts ovan. Mätningarna från det nya projektet (som avslutas i slutet på 2021) kommer att kunna ta fram en liknande fosforackumulationsekvation baserat på dels fler objekt inom större storleksintervall och fosforackumulation under en längre period av våtmarkens/dammens livslängd.

### Uppskattning av kväveeffekt

Det har även tagits fram en retentionsekvation för kväve baserat på sambandet mellan ytspecifik retention och belastning (kg/ha,år) beräknat från vattenprovtagning i de 15 våtmarkerna (Weisner et al. 2016).

$$N_{ret} = 229,41 \ln \times N_{bel} - 1405,3$$

## Åtgärdsutrymme för fosfordammar och våtmarker

### Osäkerheten i den gjorda skattningen av åtgärdsutrymmet

Tillförlitlighet i de beräkningarna av åtgärdsutrymme utförda i Gyllström et al (2016) är svåra att bedöma om man inte tar hänsyn till lokalspecifika förutsättningar. För fosfordammarna antas ett tillrinningsområde på 100 ha och en dammarea på 0.2 ha. Likaså antas utifrån dikenans längd i proportion till åkermarkens areal att 30 % (ca 2573 ha) av den totala åkerarealen (8577 ha) kan avvattnas till dammarna. Således finns det utrymme för ca 26 dammar med tillrinningsområdet på 100 ha, och de skulle då sammanlagt uppta 5,2 ha. Å andra sidan, för våtmarkerna antogs åtgärdsutrymme till 2.5 % (214 ha) av den totala åkerarealen (8577 ha). Författarna själva konstaterar att ”ingen geografisk differentiering har ansatts för denna åtgärd eftersom det krävs lokalkunskap som kan identifiera lämpliga områden och hur mycket mark som kan antas rinna genom våtmarken”.

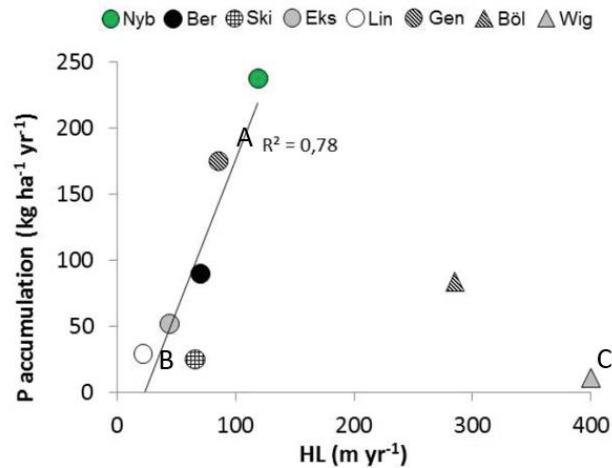
Denna fråga måste kopplas också till åtgärdernas reningsförmåga. Att anta att man kan i tillrinningsområdet till dammar/våtmarker inkludera enbart eller till största del åkermarken är väldigt beroende av just lokala förutsättningar. Oftast är andra markanvändningar också en del av tillrinningsområdena. De påverkar dammar och våtmarker dels genom tillskottet av vatten, dels genom att, med sina oftast lägre fosforförluster, späda ut de högre fosforhalterna från åkermark. Både fosfor- och kväveretentionen per våtmarksyta ökar med en högre näringsbelastning (Weisner m fl. 2016). Då den hydrauliska belastningen till stor del styr näringsbelastningen har våtmarkernas placering och storlek stor påverkan på deras reningsförmåga. Precis som Gyllström et al. (2016) har antagit en högre effekt i våtmarker beroende på inflödande koncentrationer till vattendragen, så behövs hänsyn tas till näringsbelastningen och därmed placeringen av de enskilda våtmarkerna/dammarna. Bristen på hänsyn till den hydrauliska och näringsbelastningen till de enskilda våtmarkerna & fosfordammarna är de största osäkerheterna. Det finns möjlighet att ta fram kartunderlag som visar olika dammars möjliga placering baserat på optimal hydraulisk belastning och näringsbelastning för hela södra Sverige. Denna metod visas nedan.

### Nytt dataunderlag för att skatta åtgärdsutrymme

För att få en säkrare skattning av åtgärdsutrymmet för våtmarker och fosfordammar med hög fosforavskiljning måste hänsyn tas till deras storlek och lokala förutsättningar vid placering. Nedan beskrivs dataunderlag som kan användas för en sådan skattning.

Kynkäänniemi (2014) visade att fosforering i små våtmarker i jordbruksområdena är beroende av den hydrauliska belastningen (m/år) som i sin tur är en kvot av vattenvolymen (m<sup>3</sup>) som kommer till våtmarken och våtmarkens yta (m<sup>2</sup>), figur 6. Sambandet mellan fosforackumulation och hydraulisk belastning baseras endast på mätningar av två års fosforackumulation i åtta våtmarker och dammar. Hösten 2018 startade samma forskare ett nytt forskningsprojekt där fosforackumuleringen sedan anläggning kommer att mätas i 40 våtmarker/dammar. Syftet är att få en förbättrad bild av sambandet mellan ackumulerad fosfor och hydraulisk belastning, vilket kan vara grunden till ett nytt beräkningssätt av optimerad placering och storlek av våtmarker och dammar som beskrivs i nedan.

I det första steget måste placeringen och storleken/arean av våtmarken optimeras utifrån tillrinningsområdets storlek och vattenvolymen som det ger upphov till. Helst ska den hydrauliska belastningen ligga runt 100 m/år (position A i figur 6). Vid lägre belastningen minskar fosforackumulation eftersom det blir för lite vatten och näringsämnen (position B i figur 6), medan vid högre belastningen överskrider våtmarkens förmåga att ackumulera fosfor (position C i figur 6).



Figur 6. Samband mellan den hydrauliska belastningen och årliga P ackumuleringen på sedimentplattorna.

Därefter, i det andra steget, när en optimal hydraulisk belastning har säkrats, kan våtmarken prioriteras även utifrån näringsbelastningen, med högre prioritet på våtmarkerna med högre näringsbelastning.

Utifrån dessa värden kan man utvärdera de föreslagna dammar och våtmarker i Lillån. Årsmedelvärde för avrinningen i Lillån är 234 mm, enligt mätningarna från stationen Gränvad för perioden 1978-2018. Detta innebär att de föreslagna fosfordammarna på 0.2 ha (2000 m<sup>2</sup>) och med ett tillrinningsområde på 100 ha (1000000 m<sup>2</sup>) får en hydraulisk belastning på 117 m/år (0.234 m<sup>3</sup>/år \* 1000000 m<sup>2</sup> / 2000 m<sup>2</sup>), vilket är över men ganska nära det föreslagna riktvärdet på 100 m/år.

Å andra sidan, de större våtmarkerna med den totala ytan på 214 ha (2.5% av 8577 ha) skulle ha relativt mindre tillrinningsområden. Jordbruksmark utgör ca 45 % av markanvändningen i Lillån. Varje hektar våtmark skulle då vid en jämn fördelning få ca 40 ha jordbruksmark plus ca 50 ha annan mark i sitt tillrinningsområde. Det skulle då ge en hydraulisk belastning på enbart 21 m/år, och därmed även en låg P ackumulering per ytenhet (position B i figur 6). Observera dock att denna beräkning förutsätter att det är möjligt ta fram en någorlunda jämn fördelning av åkermark och övrig mark i tillrinningsområdet.

### Alternativ metod för att skatta åtgärdsutrymme

Underlaget för en mer optimal lokalisering av fosfordammar och våtmarker kan förbättras genom att ta hänsyn till hur vatten flödar i avrinningsområdet. Utvecklingen av högupplösta distribuerade modeller baserade på detaljerad topografisk information kan vara ett sätt att räkna fram optimal positionering av fosfordammar och våtmarker. Nedan presenteras en möjlig strategi för framtagandet av diskussionsunderlag för att beräkna åtgärdsutrymme och effekter av fosfordammar och våtmarker med hänsyn tagen till lokalspecifika förutsättningar. Som ett exempel används samma avrinningsområde, Lillån, som användes i rapporten av Gyllström et al. (2016).

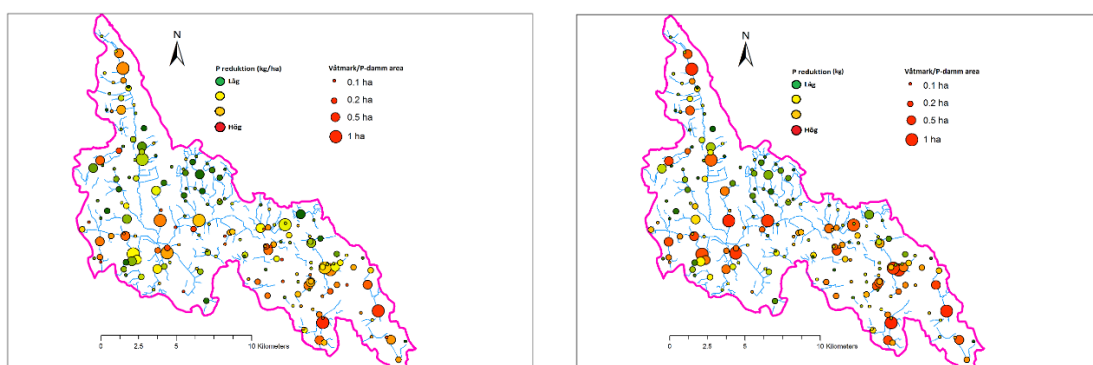
Beräkningen utförs i två steg. I det första steget beräknas möjlig placering av våtmarker/dammar utifrån deras area och hydraulisk belastning. Utvecklingen av högupplösta distribuerade modeller för att beräkna erosionsrisk (Djodjic and Villa 2015, Djodjic et al. 2018) inbegriper också beräkningen av flödesackumulering. Flödesackumulering kan användas för att beräkna årlig hydraulisk belastning i varje 2x2m cell. Således, med antagandet av t ex fyra storleksklasser av våtmarker/fosfordammar, kan på vilka platser i avrinningsområdet tillrinningsområdet och vattenflödet är optimalt utifrån våtmarkens/fosfordammens areal beräknas. I tabell 7 visas beräkningen för fyra storleksgrupper av dammar/våtmarker: 0.1 ha, 0.2 ha, 0.5 ha och 1 ha. För alla fyra storleksgrupper är den projekterade hydrauliska beräkningen i enighet med värdena i figur 6, 100 ± 10% m/år. Utifrån en årlig

medelavrinning på 234 mm är det möjligt att beräkna vilka celler i avrinningsområdet som har en hydraulisk belastning på 100 m/år ± 10%.

Tabell 7. Areal och hydraulisk belastning för dammar/våtmarker för vilka beräknade placering, fosforbelastning och fosforreduktion i Lillåns avrinningsområden.

HL= Flow(m <sup>3</sup> )/Area(m <sup>2</sup> )	ha	m <sup>2</sup>	Flöde (m <sup>3</sup> )	HL=100-10%	HL=100+10%
100	0.1	1000	100000	90000	110000
100	0.2	2000	200000	180000	220000
100	0.5	5000	500000	450000	550000
100	1	10000	1000000	900000	1100000

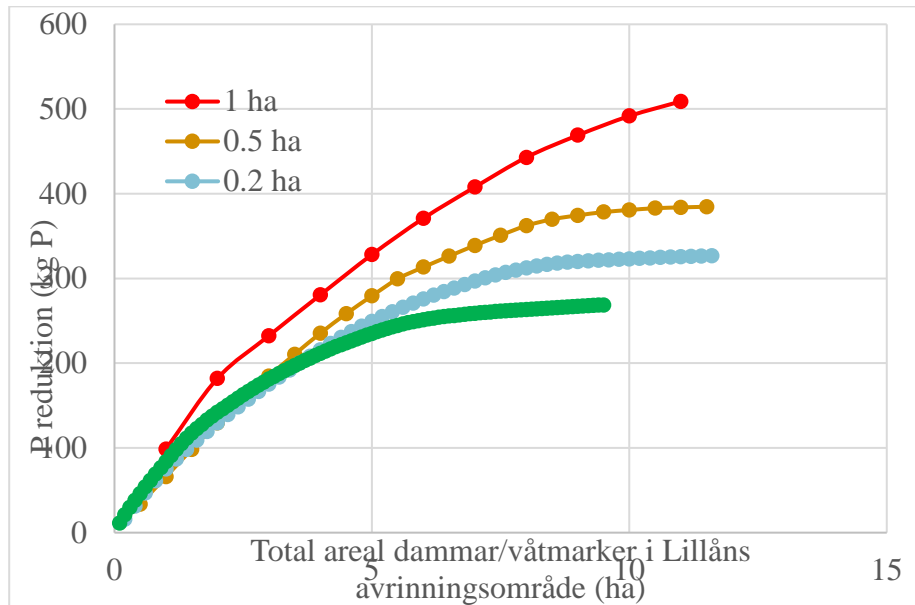
I det andra steget kan fosforbelastningen beräknas till varje damm/våtmark. Erosionsmodellering beräknar flöden av suspenderat sediment (SS) i avrinningsområdet. Vanligtvis är det en hög korrelation mellan transporter av SS och totalfosfor i allmänhet och partikulärt bundet fosfor i synnerhet. Inom Lillåns avrinningsområde fanns det under 90-talet aktiv miljöövervakning i typområde U7 med mätningar av vattenföring och vattenkvalitet, inklusive fosfor. Analys av samband mellan de beräknade månatliga transporterna av SS och totalfosfor i U7 området är hög, med en R<sup>2</sup> värde på 0.82. Den framtagna ekvationen för linjärregression har därför använts för att beräkna totalfosfortransporter utifrån modellerade SS transporter. Därefter tillämpades en P-reduktionsfaktor på 30 % av den ingående belastningen. Ett alternativ skulle kunna vara att sätta det i relation till belastningen, mer kg/ha år. Resultat presenteras nedan i Figur 7. Således blir det möjligt att rangordna och prioritera placering av våtmarker/dammar av olika storlekar som behövs för att uppnå en hög fosforackumulering. Det är viktigt att notera att belastningen och reduktionen är beräknad för varje våtmark/damm, utan att hänsyn tagits till eventuella uppströmsliggande dammar. Anläggning av t ex en 0.5 ha damm/våtmark uppströms en 1 ha damm/våtmark kommer påverka (minska) den senares belastning och effektivitet. Det har alltså inte tagits hänsyn till i denna enkla beräkning.



Figur 7. Placering och åtgärdspotential av våtmarker/dammar av olika storlekar i Lillåns avrinningsområde. Kartan ovan visar P-reduktion per ytenhet (ha) medan kartan nedan visar den absoluta P reduktion i kg.

Det är också möjligt att, baserat på denna beräkning, jämföra reningsförmåga av dammar/våtmarker av olika storlekar, förutsatt att antagandet om samma reduktionseffekt (30 %) gäller. Enligt denna beräkning så är de största, 1 ha stora dammar och våtmarker, också de som ackumulerar mest fosfor. Det är en logisk följd eftersom i Lillåns exempel kan de stora våtmarkerna/dammarna placeras så att de får en högre andel åkermark i sitt tillrinningsområde, och därmed en högre belastning. De mindre dammarna/våtmarker bör placeras längre upp i systemet, för att uppfylla kravet på hydraulisk belastning (<100 m/år), och då får de en lägre andel åkermark i tillrinningsområdet. Notera att det enligt beräkningen finns plats för 11 stycken 1-ha dammar/våtmarker i Lillåns avrinningsområde, 23 stycken 0.5-ha dammar/våtmarker, 58 stycken 0.2-ha dammar/våtmarker och hela 98 stycken 0.1-ha

dammar/våtmarker. Det ger sammanlagt 43.9 ha våtmarksarea för hela Lillån, vilket är betydligt lägre än den totala åtgärdsutrymme från Gyllström et al. (2016) på 214 ha. Dessutom konkurrerar olika våtmarker om samma åtgärdsutrymme. Om man t ex anlägger små våtmarker uppströms så minskar effektiviteten av de större våtmarkerna nedströms, då ingångsbelastningen minskar. Det blir därför inte rimligt att anlägga alla dessa våtmarker/dammar. Det är också intressant att notera att mängden ackumulerad fosfor avtar och planar ut snabbare ju mindre dammar/våtmarker är (figur 8).



Figur 8. Den ackumulerade P-reduktion för dammar/våtmarker av olika storlekar. Dammar/våtmarker är rangordnade utifrån fallande P-reduktion så att de mest effektiva kommer först. Därefter avtar effekten då nya dammar/våtmarker anläggs i mindre gynnsamma lägen.

# Skydds-zoner och anpassade skydds-zoner

Faruk Djodjic, Holger Johnsson och Helena Aronsson

Syftet med både skydds-zoner och anpassade skydds-zoner är att minska fosforförlusterna via ytavrinning från åkermarken. Skydds-zoner är gräsbevuxna skydds-zoner längs vattendrags som är blåmarkerade på fastighetskartan eller har rinnande vatten året runt medan anpassade skydds-zoner anläggs där synlig erosion uppkommer frekvent till exempel längs erosionsstråk inne på fält, längs åkerdiken och vid brunnar som fungerar som ytvattenintag (Gyllström et al. 2016).

I Gyllström et al. (2016) hanteras skydds-zoner och anpassade skydds-zoner separat, med olika beräkningar för både åtgärdsutrymme och effekt.

Åtgärdsutrymmet för skydds-zoner är utmanande på det sättet att effekten är extremt osäker i och med att ytavrinning sker så ojämnt fördelat i landskapet. Med en stödform för att åtgärda långa sträckor längs vattendrag blir effekten mycket liten eller obefintlig på långa sträckor och effektintervall stort. Man kan därigenom ifrågasätta åtgärdens effektivitet för fosfor, även om den också kan ge andra värden för t ex stabilisering av dikeskanter. Där kommer begreppet anpassade skydds-zoner in som en vidareutveckling av skydds-zonsåtgärden. Den handlar om åtgärdande i en högre detaljskala än skydds-zoner, riktat till de delar av fält där ytavrinning och erosion uppstår.

Nedan beskrivs nuvarande metoder för att beräkna reduktionspotentialen för skydds-zoner och möjligheter till vidareutveckling med nuvarande metod som bas. Det beskrivs också nya möjliga sätt att anpassa skydds-zoner som riktar åtgärden till de områden där man kan få en säker effekt.

## Nuvarande beräkningsmetod för skydds-zoners reduktionspotential

Reduktionspotentialen för skydds-zoner har i rapporten ”Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status – underlag till vattenmyndigheternas åtgärdsprogram” (Gyllström et al., 2016) beräknats med hjälp av Skydds-zonsdatabasen Fyrisskz (<http://fyrisskz.slu.se>). Fyrisskz är ett webbaserat verktyg för att redovisa resultat ur en nationellt täckande databas för skydds-zoners effekt och kostnad. Med hjälp av verktyget kan man välja ut ett eller flera delavrinningsområden (indelning enligt SVAR) i Sverige och få fram uppgifter om skydds-zoners effekt, kostnad och potential längs sjöar, vattendrag och diken i dessa områden. Resultatet har beräknats för flera olika skydds-zonsbredder för att analysera hur detta påverkar effekt, kostnad och potential. Databasen är baserade på beräkningarna av fosforläckage från jordbruksmark som utfördes för Helcom-PLC5 rapporteringen 2005.

Belastningen av fosfor på skydds-zonerna beräknas för delavrinningsområden utifrån läckageregion, jordart, fosforinnehåll i marken, lutning, gröda, andel ytavrinning samt en antagen påverkansarea. Reduktionseffekten av skydds-zon beror på skydds-zonsbredd och lutning och varierade mellan 13 och 72% beroende på kombinationen av ovanstående faktorer. Effekten av olika bredder på skydds-zon beräknades specifikt för Skydds-zonsdatabasen med hjälp av Icecream modellen.

Åtgärdsutrymmet i Fyrisskz har skattats genom att först beräkna den totala längd som åkermark har längs med vattendrag. Detta har gjorts med hjälp av blockkartan (jordbruksverket) och blå kartan (lantmäteriets väggkarta). Från denna längd har längden befintlig skydds-zon och längden av den åkerareal som har vall räknats bort. Reduktionspotentialen i Gyllström et al. (2016) har därefter beräknats genom att anta 6 m skyddsbredd (går att välja skydds-zonsbredd i fyrisskz).



## Möjliga förbättringar av nuvarande metod för reduktionspotential hos skyddszoner

Databasen i Fyrisskz är baserade på beräkningarna som utfördes för Helcom-PLC5 rapporteringen 2005. Metoden för beräkningarna (NLeCCS) har därefter utvecklats och beräkningar har utförts för PLC6 (för år 2013) och nu senast för PLC7 (2016) rapporteringen. Fosformodellen i NLeCCS har utvecklats på ett flertal punkter och nya parameteriseringar har gjorts. Bland annat har metoden för beräkning av erosionsförlusten av fosfor utvecklats och metoden för beräkning av skyddszonseffekten på dessa förluster är ny. I underlagsrapporten för jordbruksberäkningarna till PLC6 (SMED rapport 189 (Johnsson m.fl. 2016)) beskrivs förändringarna i detalj. Förändringarna påverkar arealen åkermark som bidrar till erosionsförluster (påverkansareal), erosionsförlusternas storlek och effekten av skyddszonerna på dessa förluster.

Belastningsberäkningsprogrammet som användes för Fyrisskz är också utvecklad och innehåller nu data för PLC6 och kan beräkna belastningen för den finare indelningen av delavrinningsområden (baserade på vattenförekomstområden) som användes i PLC6. Detta program har utnyttjats i beräkningar utförda på uppdrag av jordbruksverket som underlag i utredningen om resultatbaserad ersättning för att beräkna effekten av skyddszoner på delavrinningsområdesskala.

Fyrisskz skulle därmed kunna uppdateras med nya beräkningsresultat som dels är baserade på en förbättrad metod (utveckling och förbättrad parameterisering av fosformodellen i NLeCCS) och dels är mer aktuella i tiden (2016 jämfört med 2005).

Uppskattning av åtgärdsutrymmet skulle kunna förbättras. Beräkningen av längden åkermark som gränsar till vattendrag går att uppdatera med nya kartor. Även längden av åkermark med vall och skyddszon som gränsar till vattendrag bör uppdateras utifrån aktuella arealer. Som grund för antagande om åtgärdsutrymme bör dessutom en noggrannare analys av existerande skyddszoners bredd kunna göras utifrån stöd och blockdatabasen och kartorna med jordbruksblock och vattendrag.

## Nuvarande beräkningsmetod för anpassade skyddszoners reduktionspotential

Det maximala åtgärdsutrymmet för anpassade skyddszoner enligt Gyllström et al. (2016) grundas på antagandet att den åtgärdbara ytavrinningen sker i genomsnitt på vart 15:e hektar, och att det anläggs en skyddszon där på 300 m<sup>2</sup>. För anpassade skyddszoner är grundantagandet vid uppskattningen av effekten att 70 procent av alla fosforförluster som sker via ytavrinning är åtgärdbara med anpassade skyddszoner. Vidare har reduktionseffekten för anpassade skyddszoner satts till 50 procent på den del av belastningen som sker via ytavrinning.

I princip finns det två typer av ytavrinning. Den ena, så kallade hortonsk ytavrinning, uppstår när nederbörds eller snösmältningens intensitet överskrider jordarnas infiltrationsförmåga. Den andra typen av ytavrinningen uppstår när marken är vattenmättad. Generellt, svenska jordar har en hög infiltrationsförmåga vilket gör att hortonsk ytavrinning sällan uppstår. För den mättade ytavrinningen har topografin en avgörande roll då grundvattenytan i svenskt landskap generellt följer markytan och vatten ansamlas i svackorna. Det är omöjligt att bedöma rimligheten i ovan nämnda antagande eftersom ytavrinningen är lokalspecifik och beroende av de platsspecifika förutsättningarna.

## Kunskapsläget om skyddszoners och anpassade skyddszoners effekt

I en överblick över studier på skyddszoners kapacitet framgår att man kan förvänta sig en 50 procentig reduktion av sedimenttransport och totalfosfor (Dorioz et al. 2006). Hoffmann med fl. (2009) konstaterar att retentionen av total P (TP) från ytavrinningen i skyddszonerna är generellt hög (32-93

%; median 67%) även om skyddszoner är mindre effektiva med avseende på retention av löst P (-71 till 95%, median 65%).

## Bredd och skötsel är viktiga faktorer

Det är många faktorer som påverkar belastningen av partikelbunden fosfor på en skyddszon, där markens lutning och sträcka, regnintensitet/infiltrationsförmåga, jordart (och fosforinnehåll) och vegetation är viktiga. Hur stor andel av belastningen som sedan kan fångas i zonen beror i sin tur på vattenflödets intensitet och fördelning över zonen, men också på partiklarnas storlek. Fritt svävande lerpartiklar tar längre tid att sedimentera än grövre partiklar, men när vattenflödet väl bromsas kan de infiltrera genom marken. För lerjordar där lerpartiklarna främst transporteras i aggregatform får man alltså en effektivare sedimentation (Syversen & Borch, 2005).

Skyddszonens bredd är en parameter som man har att arbeta med för att få en bra effektivitet. Här finns många studier gjorda. Ju bredare zon desto större effekt, men redan de två första metrarna har stor betydelse. Det är slutsatsen från Kronvang (2014) som sammanställde 256 studier. För måttliga erosionsrisker är 10 m bredd tillräckligt för att klara de allra flesta besvärliga ytavrinningstillfällen, men på fält med stora erosionsrisker behövs betydligt bredare zoner (upp till 60 m) om man vill klara 80% av alla besvärliga erosionstillfällen, fastslås också i studien. Liu (2008) sammanställde 80 studier av skyddszoner och konstaterade att det sällan verkar finnas skäl att öka skyddszonens bredd till mer än 10 m. I ett verktyg för skyddszoner i Canada landar man i rekommendationen 5 m för att få bra effekt, men hänvisar till en bredd på 10-20 i lägen där man vill ha riktigt säker effekt på fosforreduktion (Stewart m.fl., 2011). Hawes and Smith (2005) refererar till modeller för att bestämma bredd på skyddszoner där de enklaste endast beaktar lutningen, tex en fast bredd som grund ock sedan 0.6 m ökning per grad lutning.

I en skyddszon ökar mängden fosfor i det översta skiktet genom de partiklar som sedimenterar och genom att fosfor anrikas i markytan genom de växtrester som ligger kvar (de plöjs inte ner). Vatten som rinner av från skyddszonen kan därför föra med sig löst fosfor, dels från tidigare sedimenterade partiklar, men främst från döda växtrester på markytan. En studie av Bechmann et al (2005) visade att gräs zoner som utsattes för frysning gav upphov till ökat läckage av löst fosfor, vilket också visats i andra studier. I en 17-årig finsk studie (Uusi-Kämppe & Jauhiainen, 2010) uppmätte man ökad halt av vattenlöslig fosfor i markskiktet 0-2 cm i en skyddszon som ej skördades, och man hade också ökad transport av löst fosfor med ytvattnet från zonen. I skördad skyddszon såg man ingen sådan ökning. Att skörda zonens vegetation är en allmänt vedertagen rekommendation för att undvika anrikning av växtmaterial som riskerar att läcka fosfor under höst och vinter, i kalla klimat där växter fryser och utsätts för blött väder. Detta studeras sedan 7 år i ett svenskt skyddszonsförsök med mätning av både dräneringsavrinning och yterosion (Krusenberg, Uppsala). Ytavrinningen har varit mycket liten i försöket, men skyddszonen har minskat utlakningen av totalfosfor med i medeltal 17%. Från oskördad zon var läckaget av löst fosfor däremot något större än i kontrolleret, medan skörd av zonen resulterade i lika stor utlakning som kontrollen (Ararso Etana, opublicerat).

Skörd av skyddszonen kan påverka funktionen på andra sätt, t ex genom att minska förekomsten av sork. Sorkgångar i skyddszonen kan få oönskade konsekvenser för vatten- och partikelflöden.

Arterna i skyddszonen kan påverka effekten, även om det verkar vara av mindre betydelse än andra faktorer, så länge vegetationen är flerårig. I svenska studier av fosforläckage från växtmaterial som utsatts för frysning/tining följt av simulerat regn har bland annat rajgräs, rödklöver och hundäxing ingått (Liu et al 2014). Resultaten varierade, utan stora skillnader mellan dessa arter. I en norsk studie (Ogaard, 2015) ingick bland annat ängssvingel, timotej, rajgräs, ängsgröe och vitklöver i en utomhusstudie med frysning- och tiningförfaranden. Slutsatsen var att rajgräs och timotej gav större frisläppning av fosfor än ängssvingel, ängsgröe och vitklöver. Också i en studie av Sturite et al (2007) var ängssvingel mer motståndskraftig än flera andra arter.

## Att anpassa efter den rumsliga variationen

Oavsett vad den antagna reduktionseffekten av en skyddszon är, och oavsett den stora variabiliteten och osäkerheten i det antagandet, det som bestämmer potentialen av bägge dessa åtgärder är inte reduktionseffekten utan den del av fosforbelastningen som faktiskt har chans att nå en anpassad eller vanlig skyddszon. De rumsliga variationerna i förekomsten av ytavrinning är avgörande för dessa åtgärder och är svåra att beskriva i termer av medelvärden. Medelvärdena kan till och med vara kontraproduktiva då de, å ena sidan, ger en sken av nytta som antingen inte finns eller är överdriven på merpart av det beräknade åtgärdsutrymmet där ytavrinningen aldrig/sällan sker, samtidigt som, å andra sidan, de delarna av landskapet där en skyddszon verkligen har stor potential förblir oidentifierade och därmed inte kan prioriteras i åtgärdsarbetet. Djodjic and Villa (2015) rapporterade till exempel en förlust på nästan 10 kg P per ha på ett 12,3 ha fält i Uppland vid en enda erosionsepisod. Själva erosionsepisoden skedde dock på en väldigt liten del av fältet.

## Nya angreppssätt för maximalt utnyttjande av reduktionspotential hos skyddszoner

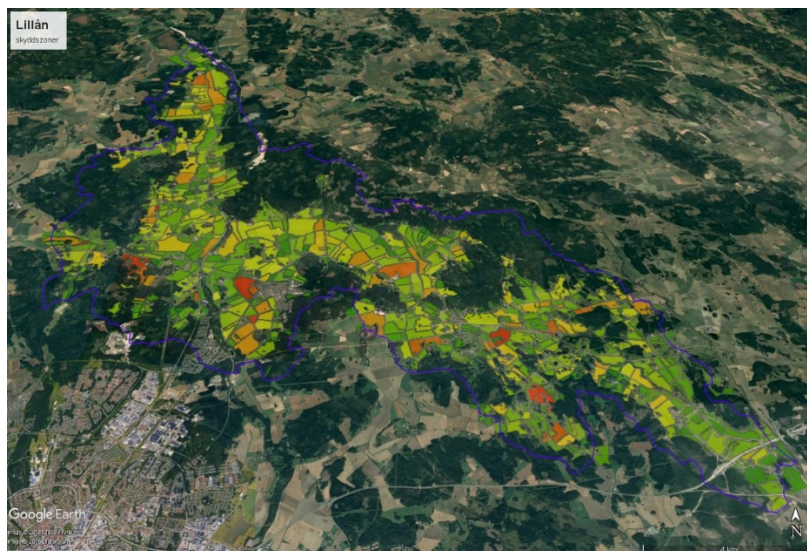
Kritiska källområden för fosforerosion är med dagens metoder och befintligt underlag möjliga att identifiera genom distribuerad, högupplöst modellering (Djodjic and Villa 2015, Djodjic et al. 2018). Det är i dag möjligt att ta fram detaljerade riskkartor för erosion och ytavrinning för alla avrinningsområden i Sverige. Eftersom både förekomsten av ytavrinning och skyddszonernas effekt är beroende av lokalspecifika förutsättningar, det är svårt att beräkna åtgärdsutrymme, åtgärdseffekt och åtgärdspotential baserat på medelvärden. Däremot är det fullt möjligt att göra detsamma för varje avrinningsområde specifikt.

Som ett exempel har vi gjort beräkningar här för Lillån, samma område som Gyllström et al. (2016) hade som ett beräkningsexempel. Beräkningen har utförts på två olika sätt. Bägge metoder delar dock samma flödesackumulering som grundas på topografisk information från den högupplösta höjdmодellen.

I den första metoden nyttjades resultat av erosionsmodelleringen. Med denna metodik beräknas flöden av suspenderat sediment (SS) i avrinningsområdet. Vanligtvis är det en hög korrelation mellan transporter av SS och total fosfor i allmänhet och partikulärt bundet P i synnerhet. Inom Lillånsavrinningsområde fanns det under 90-talet aktiv miljöövervakning i typområde, U7, med mätningar av vattenföring och vattenkvalitet, inklusive P. Analys av samband mellan de beräknade månatliga transporterna av SS och total fosfor (TP) i U7 området är hög, med en  $R^2$  värde på 0.82. Den framtagna ekvationen för linjärregression har därför använts för att beräkna TP transporter utifrån modellerade SS transporter.

I den andra metoden tilldelades varje 2x2 m cell en typhalt baserat på jordarten i cellen och ett antagande att höstvetet odlas på hela åkerarealen. Förutom mängd P tilldelades till varje cell även den beräknade andel av P förlusterna som sker via ytavrinning. Även den parametern är jordartsspecifik. Typhaltvärden och värden för andel ytavrinning erhöles från Institutionen för Mark och Miljö, SLU, och grundas på beräkningar utförda under PLC6 (Johnsson et al. 2016). Därefter ackumulerades de beräknade förlusterna per cell utifrån samma flödesackumuleringslinjer som i den första metoden.

Resultat av bägge metoder blir riskkartorna över förekomst av ytavrinning och erosion. Först (Figur 9a) kan jordbruksblocken rangordnas utifrån de beräknade värdena för ytavrinning, erosion och förlust av P. Dessutom (Figur 9b och 10) presenteras ackumuleringslinjerna inom varje jordbruksblock för att identifiera ytavrinnings- och erosionsområden ännu mer detaljerat. För varje ackumuleringslinje är det dessutom möjligt att ta fram beräknade värden på TP (den första metoden), alternativt både TP samt TP i ytavrinningen (andra metoden).



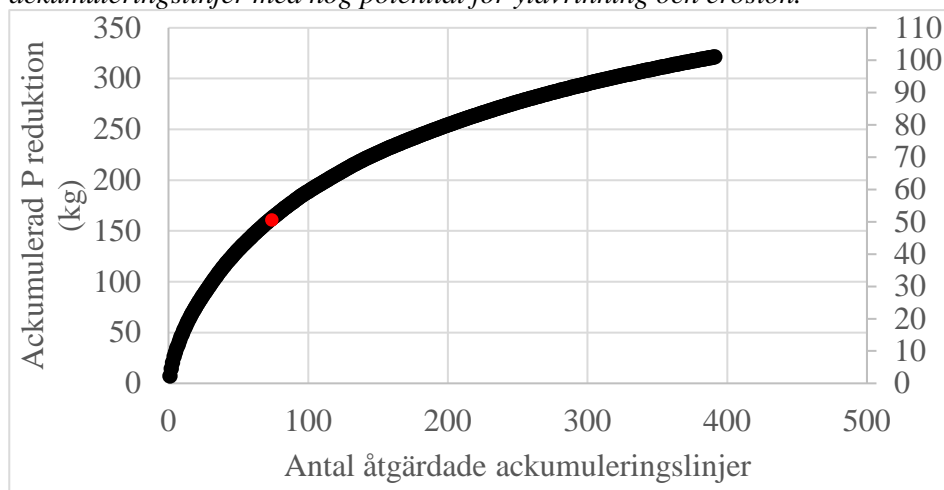
Figur 9 a (överst) och b (nederst). Jordbruksblock i Lillåns avrinningsområde rangordnade utifrån den beräknade värdet för ytavrinning av fosfor (a). Grön färg innebär låg risk, gul och orange medelhög och röd högrisk. I b visas identifierade ackumuleringslinjer med hög potential för ytavrinning och erosion i Lillåns avrinningsområde.



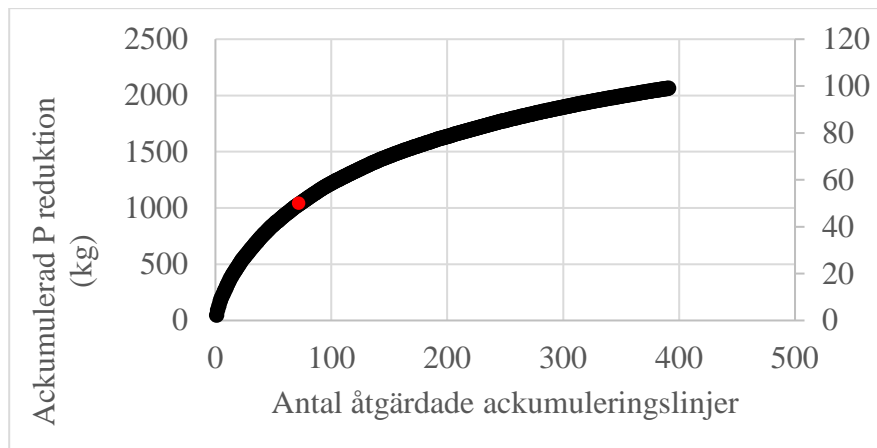




Figur 10. Exempel på beräkningen för enskilda jordbruksblock i Lillånsavrinningsområde. Bilden i mitten visar den beräknade värden för ytavrinning av fosfor för hela blocken. Grön färg innebär låg risk, gul och orange medelhög och röd högrisk. I bilden nedan visas identifierade ackumuleringslinjer med hög potential för ytavrinning och erosion.



Figur 11. Ackumulerad P reduktion i november 2000 baserad på en reduktionseffekt på 50% och belastning beräknad utifrån jordartsspecifika typhalter och andel ytavrinningsförluster



Figur 12. Ackumulerad P reduktion i november 2000 baserad på en reduktionseffekt på 50% och belastning beräknad utifrån jordartsspecifika typhalter och antagandet att alla P förluster skedde via ytavrinningen.

I figur 11 och 12 har vi räknat på P-förlusterna och möjliga reduktioner av dem via skyddszoner under november månad år 2000. Under denna, ganska extrema månaden i tidsserien, antas det att ytavrinningen spelade en mer betydande roll jämfört med medelförhållandena. Försiktigt räknat utifrån andelen ytavrinning för varje cell (metod 2) och en reduktionseffekt på 50 % så ligger åtgärdsutrymme på ca 322 kg P (figur 11). Detta värde kan tas som den lägre gränsen, dels för att det är beräknat för enbart en månad, dels för att ytavrinningens bidrag under extrema månader borde vara högre än den faktorn som beräknats som långtidsmedelvärde, det vill säga den använda typhalten. Den övre gränsen av åtgärdsutrymme skulle i så fall utgöras av antagandet att alla fosforförluster i området under denna extrema månad skedde som ytavrinningsförluster. I så fall ligger åtgärdsutrymme på 2064 kg P (figur 12).

Det är viktigt att observera att i modellresultat når alla framräknade ackumuleringslinjerna hela vägen till vattendragen i vägkartan. I verkligheten finns ofta ytavrinningsbrunnar som bryter dessa ackumuleringslinjer, där ytavrinningen leds under markytan till täckdiken och vidare till öppna diken och vattendrag. Dessa ytavrinningsbrunnar är i dagsläge svåra att ta hänsyn till i modellerna, då det inte finns några uppgifter om dem. Analys av ackumuleringslinjer visar dock att de oftast löper exakt ovan ytavrinningsbrunnarna och därför bör man diskutera om en anpassad skyddszon ska läggas runt ytavrinningsbrunnen eller om man ska ha en skyddszon där ackumuleringslinje når öppna diket/vattendraget, eller både och.

Underlagsdata till figurerna 11 och 12 har sorterats enligt fallande reduktionseffekten för att illustrera att reduktionseffektiviteten avtar. Högsta reduktionseffekt fås om man fokuserar på de ackumuleringslinjerna som enligt modellresultat bär med sig mest P. Den röda cirkeln i figurerna 11 och 12 indikerar antal åtgärdade ackumuleringslinjer när 50 % av P-reduktionen är uppnådd. Till exempel, åtgärdandet av ca 70 ackumuleringslinjer (ca 18% av alla ~390 identifierade) står således för 50 % av den totala reduktionspotentialen.

Det bör noteras att osäkerheten i effekten är väldigt stor (jämför figurer 11 och 12). Denna osäkerhet borde kunna reduceras genom att t ex förfinas beräkningen av ytavrinningsförluster. Här används ett årsmedelvärde, men den temporala (inom ett år) variation i ytavrinningen är mycket stor. Ett första steg skulle kunna bli att studera månatliga variationer i ytavrinningen som ett sätt att minska ovan nämnd osäkerhet. Samtidigt bör man också utreda möjligheter att använda typhalter som tar hänsyn till lutningen och P-halt i marken istället för generella typhalter. I dag finns det framräknade erosionskartorna för all åkermark i södra Sverige, vilket täcker mer än 90% av åkermarksarealen (Djordjic and Markensten 2018). Dessa riskkartor kan användas direkt för att prioritera placeringen av skyddszonerna. Att beräkna åtgärdsutrymme och effekt kräver dock vidareutvecklingen av metodiken.

## DEL 2: EFFEKT OCH ÅTGÄRDSUTRYMME ÖVRIGA ÅTGÄRDER

### Precisionsgödsling

Helena Aronsson och Holger Johnsson

Detta är en åtgärd som främst har effekt på läckaget av kväve, genom att planera och fördela gödseln så att kväveutnyttjandet av tillförd mineralgödsel ökar. Grundidén är att genom bättre gödsel-fördelning så kan skörden ökas jämfört med om samma giva sprids jämnt över fältet.

Uppskattningar enligt Yara (Knud Nissen, muntligen) visar att en skördeökning på ca 3% är något man generellt kan räkna med vid användning av precisionsgödsling.

Genom att undvika överdosering med kväve på de delar av fältet där skördepotentialen är lägre minskar utlakningen från dessa ytor. För kväve finns ett tydligt samband mellan överdosering och ökad utlakning, och redan vid ganska små mängder restkväve efter gödsling får man en ökad utlakningsrisk. För fosfor finns inget liknande förväntat samband vid måttlig överdosering och åtgärden är därmed inte aktuell för fosfor.

Precisionsgödsling innebär att man varierar en kompletteringsgiva av mineralgödsel över fältet efter fältets/grödans varierande avkastningsförmåga. Det kan göras enligt olika metoder, t ex genom avläsning i grödan med t ex N-sensor, med hjälp satellitbilder eller efter tidigare års skördekartering. Precisionsgödslingen handlar både om medelgivan som sätts för gödslingen, och om hur den fördelas. Medelgivans storlek anpassas efter förväntad medelskörd kan bygga på en avläsning i grödan på fältet med N-sensorn, allmänna gödslingsrekommendationer, mineraliseringspotential hos fältet bedömd utifrån nollrutor, m.m.

### Kunskapsläget om precisionsgödsling

En ökad kväveeffektivitet leder till minskad utlakning. På riktigt lång sikt, om man räknar med när jordens mullhalt nått en ny jämviktsnivå, innebär det i princip att kväveförlusterna minskar lika mycket som det kväve som sparas genom ökad effektivitet. Ökad effektivitet uppskattades vara en betydande del av utlakningsminskningen av kväve från Sveriges åkermarker under 1995-2005 (Johnsson m.fl., 2008). Graden av ökad effektivitet kan vara ett sätt att bedöma potentialen hos åtgärden.

Grunden till att precisionsfördelning av en kvävegiva, istället för en jämn giva, ger en minskad utlakning är att sambandet mellan gödselgiva och utlakning inte följer samma lutning under och över gödslingsoptimum. Om det var ett helt linjärt samband, och fördelningen mellan över- och underdosering var normalfördelad, skulle summaeffekten bli noll. Men genom att lutningen är svagare under optimum, och verkar öka exponentiellt över optimum får man en utlakningsminskning som summaeffekt. Sambandet mellan gödsling och utlakning har länge varit ett föremål för intresse, även om precisionsodlingsfrågan är ganska ny. Studier på svenska jordar med utlakningsmätningar är visserligen få (Bergström & Brink, 1986; Delin & Stenberg, 2014) men stämmer relativt väl med andra studier (Simmelsgaard & Djurhuus, 1998).

I utlakningsmodellen i Jordbruksverkets rådgivningsprogram Vera beräknas effekten av överdosering (Aronsson & Torstensson, 2004). Modellen bygger på principen att en viss mängd av restkvävet i marken utlakas, och att det varierar beroende på jordart (intervallet är ca 10-30%), och hur stor avvikelser från optimal giva är. Sambandet som används mellan avvikelse från optimal giva och utlakning stämmer inte riktigt med studien av Delin & Stenberg (2014). Funktionen i Vera bygger på

bland annat en dansk empirisk modell (Simmelsgaard & Djurhuus, 1998) och har en något brantare lutning både strax under och över optimum jämfört med vad som framkom i studien ovan, men gav ett liknande summaresultat.

## Effekten av precisionsgödsling

### Påverkan av olika faktorer

Vilken effekt man kan räkna med beror till stor del av hur stor variationen är över fältet, dvs hur fel hade det blivit utan platsspecifik fördelning. Vidare är det första steget, medelgivan, mycket viktigt för att som helhet hamna på rätt nivå.

Jordarten har stor betydelse för hur stor andel av restkvävet i marken som utlakas efter skörd. På jordar som genomtvättas effektivt, t ex sand- och mojordar, utlakas en större andel än på lerjordar som kan hålla kvar nitratkväve i porvolymen i större omfattning. Vidare har nederbörden, liksom för de flesta åtgärder, stor betydelse. På alla jordar verkar man dock kunna räkna med en effekt av minskad överdosering. Överdoserings var exempelvis den faktor som gav utslag på en styv lera i Västergötland, medan tidpunkt för jordbearbetning på hösten inte gjorde det (Aronsson & Stenberg, 2010).

### Effekten på kväveläckage

Effekten av åtgärden har varit föremål för uppskattningar tidigare, t ex i inventering av åtgärder för Aktionsplanen för Östersjön (Naturvårdsverket, 2009). I bakgrundsmaterialet för denna rapport baserade man uppskattningarna bland annat på att variationen över fälten och att möjligheten att kunna sänka medelgivan är större på djurgårdar än på växtgårdar. Man antog att medelgivan kan minskas med 10 kg/ha på växtodlingsgårdar och 20 kg/ha på djurgårdar utan att påverka skörden negativt. Den utlakningsminskning man kom fram till var 3-8 kg/ha, tabell 8.

Tabell 8. Underlagsarbete (opublicerat) för rapporten Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan (Naturvårdsverket, 2009)

	Minskat rot- zonsutlakning, kg N/ha	Areal, ha
Stråsäd, växtodlingsgård lerjord	3	200000
Stråsäd, växtodlingsgård lättjord	4	75000
Stråsäd, djurgård lerjord	6	75000
Stråsäd, djurgård lättjord	8	100000
Höstoljeväxter, lerjord/lättjord	4	50000
Summa		500000

Ett kandidatarbete (Nilsson, 2010) gjorde en systematisk genomgång för att uppskatta trolig effekt av precisionsgödsling, tabell 9 Som utgångspunkt användes utlakningsmodellen i Jordbruksverkets rådgivningsprogram Vera (underlag i Aronsson & Torstensson, 2004). För att undersöka hur grad och typ av inomfältvariation påverkar effekten av precisionsgödsling på olika jordar användes olika variationsfördelningar (olika grad av variation och olika förskjutningar), hämtade från N-sensorkörningar och olika fältstudier. En test gjordes också med antagandet att medelgivan kunde sänkas med 10 kg/ha med bibehållen skörd.



Tabell 9. Utlakningsskillnad mellan homogen gödsling och precisionsgödsling för olika jordarter, intervall för 7 olika fördelningar av variation (Nilsson, 2010). Maximal överdosering var 60 kg. Beräkningen gjord för medelgiva som representerar optimum och ett scenario där medelgivan bedömdes kunna sänkas 10 kg/ha utan att skörden påverkades negativt

	<5%ler	5-15%ler	15-25% ler	25-40%ler	>40% ler
Medelgivan stämmer med fältets medelbehov	0,5-3,8	0,5-3,5	0,4-3,3	0,3-2,3	0,2-1,6
Medelgiva som sänktes med 10 kg/ha med bibehållen skörd	3,2-6,8	3-6,4	2,8-scenario 5,9	1,9-4,1	1,4-3

En slutsats från studien var att om man kan räkna med att medelgivan generellt kan sänkas, så är det en viktig del i precisionsgödslingen, vilket också var något man poängterade i underlagsarbetet för ”BSAP-rapporten”, tabell 8. Därmed är förarbetet genom kännedom och bedömning av fältet i stort innan gödslingen en viktig del av åtgärden, förmodligen den viktigaste i många fall.

En studie av Stenberg m. fl. (2009) undersökte hur väl lantbrukares givor till höstvetete, malkorn och gryn havre stämde med Jordbruksverkets rekommendationer för gödsling. I studien utnyttjades skördedata under 2000-2004 från drygt 10000 fält tillsammans med kvävegödslingsförsök, med slutsatsen att kvävegivorna var i medeltal 30 kg/ha större än rekommenderade givor.

Effekt och åtgärdspotential för precisionsodling handlar alltså inte bara om metoden att fördela gödseln, utan också om i vilken grad man kan minska medelgivorna. Med utgångsläget att man kan dra ned kvävegivan generellt med 10 kg skulle precisionsfördelningen enligt Nilsson (2010) kunna innebära en minskning av läckaget med ca 1-7 kg/ha, beroende på fältens variation och jordart.

Utän sänkt medelgiva skulle själva precisionsfördelningen kunna minska utlakningen med 0,2-4 kg/ha, där intervallet beror på jordart och hur variationen ser ut över fältet.

Modellberäkningar skulle kunna ge ett mer systematiskt svar på kopplingen mellan ökad kväveeffektivitet och minskad utlakning på kort och lång sikt.

## Åtgärdsutrymme för precisionsgödsling

Åtgärdsutrymmet för åtgärden beror av vad som redan är genomfört. Den svåraste delen är definitivt att uppskatta åtgärdsutrymmet för att anpassa medelgivan bättre, vilket är det viktigaste steget och den egentliga förutsättningen för förväntad effekt av precisionsfördelningen.

När det gäller medelgivan på fältet har både regelverk (i nitratkänsliga områden krävs behovsberäkning för kvävegödsling) och rådgivning sannolikt haft stor betydelse. Ökad kväveeffektivitet på gårdar har observerats i Greppa näringens material och i de nationella belastningsberäkningarna (Johnsson m.fl., 2008). Samtidigt visar studien av Stenberg m.fl. (2009) att potentialen för att sänka givorna till flera stråsädesgrödor verkade vara betydande i början av 2000-talet.

Precisionsfördelning av kväve används främst i höstvetete idag. Enligt Yara finns en potential att precisionsgödsla nästan alla grödor där det finns anledning att använda delade givor (grödan kan inte läsas av innan den kommit upp), även om det idag dominerar för spannmålsgrödor. Man har i ca 20 år samlat försöksmaterial för att översätta avläsningar i grödan till kg N/ha upptaget i plantan vid de olika utvecklingsstadierna, och menar att det är ekonomiskt försvarbart i alla kvaliteter oavsett om det är bröd, foder eller industri (Knud Nissen, muntligen).

I Underlagsrapporten för BSAP (Naturvårdsverket, 2009) uppskattades åtgärdsutrymmet till att gälla all spannmålsareal där delade givor tillämpas.

Om man räknar med att all spannmål och oljeväxter ingår i åtgärdsutrymmet för åtgärden skulle det för år 2017 utgöra 1 013 000 ha spannmål och 114 000 ha oljeväxter (totalt 1 127 000 ha), som kan använda någon av de metoder som står till buds, där Cropsat är ett gratisverktyg. Yara N-sensor användes under 2017 på 110 000 ha, där 65% gällde höstvetete (17% av höstvetetearealen). Detta utrymme är alltså redan åtgärdat, och man vet ungefär var. Hur stora arealer som precisionsgödslas på annat vis är svårt att uppskatta. Man vet att Cropsat hade fler än 6500 användare under 2018 (Mats Söderström, SLU, muntligen), men vad användarna använt kartmaterial m.m. till finns ingen möjlighet att närmare utreda, annat än med en enkätundersökning eller liknande.

## Fånggröda

Helena Aronsson och Holger Johnsson

Fånggröda är främst en åtgärd för minskat kväveläckage. En gröda som tar upp överblivet gödselkväve och mineraliserat kväve under hösten minskar mängden utlakningsbart kväve i marken. Under förhållanden där detta kväve löper risk att utlakas under vintern är fånggrödan en effektiv åtgärd.

Fånggrödors effekt för att minska fosforförluster handlar om att marken hålls bevuxen och därmed skyddas från erosion, dvs partikulära fosforförluster. För att en fånggröda ska vara verksam mot fosforförluster behöver den alltså finnas på fältet över vintern. På sikt kan också en fånggröda förbättra markens struktur vilket minskar risken för fosforförluster, vilket inte beaktas här. Fånggrödor kan sås in i huvudgrödan på våren (gräs eller gräs blandat med klöver) och sedan lämnas att växa efter skörden av huvudgrödan fram till senhösten eller ända till våren. De kan också sås efter skörd av huvudgrödan (t ex oljerättika eller råg), ofta efter någon form av ytlig bearbetning.

## Kunskapsläge, faktorer som påverkar och effekten av fånggröda

En fånggrödans potential att minska läckaget av kväve, dvs att tömma markprofilen på kväve påverkas av vilken fånggröda man använder och hur den odlas. Insådda fånggrödor som får växa över vintern är generellt effektivast genom att odlingssystemet hålls bevuxet under hela året (Aronsson m.fl., 2003; Aronsson m.fl., 2011). Man har då ingen jordbearbetning efter skörd av huvudgrödan som kan leda till ökad kvävefrigörelse, och fånggrödan har ett etablerat rotsystem redan tidigt på hösten som sedan får arbeta aktivt så länge förhållandena tillåter.

Insådda gräsfånggrödor har funnits med i stödsystemet sedan början av 2000-talet, och stödområdet är det som omfattas av nitratkänsligt område. Även eftersådda fånggrödor kan odlas med stöd, och lämpar sig efter grödor som skördas tidigt. Både danska och svenska resultat visar att en sådd i början av augusti är nödvändigt för att en eftersådd fånggröda ska hinna ta upp tillräckligt med kväve (Hansen m.fl., 2000; Norberg & Aronsson, 2019). Oljerättika och senap är eftersådda fånggrödor som hittills gett bra resultat för läckaget efter ex odling av potatis (Neumann m.fl., 2012) och efter stråsäd eller ärtor som skördats i början av augusti (Norberg & Aronsson, 2019).

Faktorer som påverkar fånggrödors effekt på kväveläckaget är alltså de som har att göra med tillväxtmöjligheterna för fånggröda (såtidpunkt, fånggrödeart/artblandning och tidpunkt för avdödning eller nedbrukning). Här har klimatet en stor betydelse för tillväxtmöjligheterna, och begränsar t ex användningen av eftersådda fånggrödor till sydligaste delen av landet. Vidare är jordart och nederbördsförhållanden är vidare viktiga faktorer för vilken effekt en fånggröda ger. För lätta jordar i milt och nederbördsrikt klimat är effekten störst genom att det är under dessa förhållanden som markkväve riskerar att bildas och också löper störst risk att utlakas. För lerjordar, där kväve till viss del skulle ligga kvar i markprofilen över vintern, eller förloras genom denitrifikation, blir ofta effekten lägre, särskilt i absoluta tal räknat eftersom läckaget överlag är mindre från lerjord.

Ytterligare en faktor som är viktig att beakta är vad man sätter effekten i relation till. Att senarelägga jordbearbetningen till våren istället för att bearbeta jorden på hösten är i sig en åtgärd som minskar läckaget, och om det är den rena fånggrödeeffekten man är ute efter så måste det sättas i relation till samma jordbearbetningsförhållanden, dvs sen höst eller vår. I jämförelsen för modellberäkningarna som redovisas nedan jämförs läckaget från mark med fånggröda med medelutlakningen från övrig åkermark med ettåriga grödor, dvs exklusive vall och träda.

Eftersom fånggrödans effekt på fosforförlusterna handlar om skydd mot erosion på markytan eller genom marken är det endast intressant för fånggrödor som täcker markytan över vintern. På så vis skulle fånggrödan ha samma effekt och vara intressant på samma platser som skyddszoner, förutsatt att den växer ända fram till kanten på fältet. De faktorer som har betydelse för behovet av växttäckning på fältet, och därmed effekten av det, skulle i så fall handla om jordarts-, topografi- och avrinningsförhållanden. I utlakningsförsöken, där transport till dräneringsrören mäts, har man inte kunnat se signifikanta effekter av fånggrödan (Aronsson m.fl., 2016) på fosforutlakning. Däremot har man i flera studier visat att fånggrödor förlorar fosfor från växtmaterialet, då det fryser sönder under vintern, vilket utgör en potential för ökade förluster av fosfor både genom marken och på markytan (Bechmann m.fl., 2005; Riddle & Bergström, 2013; Øgaard, 2015).

Flera svenska och norska studier har visat att vårbearbetning i sig ger ett skydd mot erosion (Lundekvam & Skoien, 1998; Bechmann, 2012; Ulén, 1997; Ulén & Kalisky, 2005), och ytterligare effekt av fånggröda verkar därmed vara marginell eller rentav något negativ.

Vårt förslag är att se fånggrödan enbart som en kväveåtgärd.

## Effekt på kväveläckage av fånggröda

Fånggrödors effekt på kväveläckaget är relativt väl undersökt. Ofta har man tittat på hur mycket markprofilens kväve minskar, men i Sverige och i Danmark har man också haft en hel del försök med utlakningsmätningar. En sammanställning av utlakningsförsök gjordes av Aronsson m.fl. (2016), tabell x. Den relativa effekten varierar från noll till nästan 100% vida beroende på jordart, försöksplats och hur man lyckats med fånggrödan. I medeltal för alla typer av fånggrödor minskade läckaget med 43% (48% för insådda). Detta är ett medelvärde av relativt många studier och det innefattar en hel del olika situationer, t ex olika nedbrukningstidpunkter för fånggrödor.

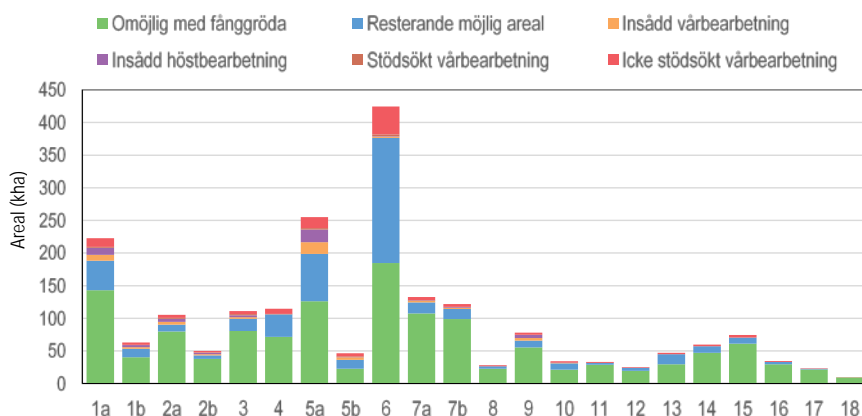
Det finns några försök med jämförelser av olika nedbrukningstidpunkter för fånggröda på lätta jordar i Halland och Västergötland, och också försök som undersökt hur kemisk avdödning av fånggröda påverkar effekten på läckaget. Resultaten visar att vårnedbrukning kan ge 30-50% bättre effekt än höstnedbrukning (Aronsson m.fl., 2003). De visar också att en glyfosatbehandling av fånggröda eller ogräsvegetation ger en omedelbar effekt liknande den man får vid nedbrukning av växtrester. Glyfosatbehandling av fånggröda i början av oktober har gett kraftigt försämradeffekt av fånggrödan (Aronsson m.fl., 2011).

I beräkningssupplett kopplat till de nationella belastningsberäkningarna har man gjort bedömningar av vad odlingen av fånggrödor har betytt för minskad utlakning på nationell nivå, baserat på den stödsökta arealen. De resultat man kommit fram till visar på att en insådd fånggröda med vårnedbrukning i medeltal reducerar utlakningen med 42% (30-60%, eller 5-18 kg/ha för de olika regionerna) jämfört med medelutlakningen från övriga grödor, exklusive vall och träda. Insådd fånggröda med nedbrukning på hösten fick en reduktion på 26% (20-50%). Vårnedbrukning gav enligt modellberäkningarna nästan 70% bättre effekt, vilket var större skillnad än vad försöken visat.

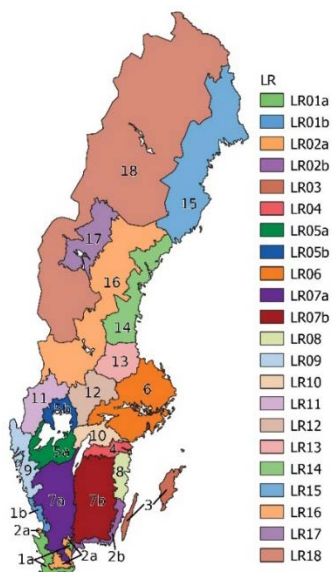
*Läckagestudierna och modellberäkningarna tyder på att ett rimligt antagande för fånggrödors reducerande effekt på kväveutlakningen ligger i intervallet 30-60 %, och att en siffra på ca 40% som ett medelvärde av olika typer av fånggrödor och nedbrukningstidpunkter kan vara en siffra om man inte vill använda ett intervall*

## Åtgärdsutrymme för fånggröda

I och med att fånggröda ingår i stödprogrammet för minskat kväveläckage är åtgärden delvis redan införd i nitratkänsliga områden. I vilken mån det finns ytterligare utrymme för fånggrödor hänger samman med hur odling och växtföljder ser ut. Också klimatet (tillväxtförhållanden under hösten) begränsar utrymmet för fånggröda, särskilt de som sås efter skörd. Typiska odlingssystem som lämpar sig för insådda fånggrödor är exempelvis de som domineras av ettåriga stråsädesgrödor, medan vallväxtföljder ofta har begränsade möjligheter. I beräkningsuppdrag kopplat till de nationella belastningsberäkningarna har man gjort bedömningar av utrymmet för fånggrödor enligt de olika regionernas (totalt 22 st, figur 13 och 14) grödfördelningar (Johnsson, m.fl., 2016). Genom att utesluta "omöjliga" grödkombinationer med avseende på fånggröda och dra ifrån den stödsökta arealen har man fått fram möjliga arealer för ytterligare fånggrödeodling de olika utlagningsregionerna. Att använda grödfördelningen i utlagningsregionerna för sådana uppskattningar skulle göra att man kan använda ett underlag som redan finns.



Figur 13. Areal med insådd fånggröda och/eller vårbearbetad areal samt areal som antas vara omöjlig att ha fånggröda på (kha). Insådd fånggröda kan inte följas av vall, höstsådd gröda eller komma efter träda, sockerbetor eller potatis. Region 12-18 omfattades inte av stöd för fånggröda eller vårbearbetning. Omarbetat material belastningsberäkningarna för svensk åkermark (Johnsson m.fl., 2016).



Figur 14. Läckageregionerna (22 st) enligt de nationella belastningsberäkningarna för näringsförluster från Sveriges åkermarker (SMED rapport 189, Johnsson m.fl., 2016)

## Vårbearbetning

Helena Aronsson, Holger Johnsson och Ararso Etana

Vårbearbetning, istället för stubbearbetning eller plöjning på hösten, innebär att markytan lämnas orörd, bevuxen med en höstgröda, fånggröda eller ogräs. Det innebär ett skydd mot erosion, både på markytan och ned genom marken, närmare förklarad i avsnittet om direktsådd och reducerad jordbearbetning. Det innebär också minskad mineralisering av kväve under hösten och ett visst upptag av kväve och fosfor i vegetation.

### Faktorer som påverkar och effekt av vårbearbetning

Jordart har stor betydelse för förväntad effekt av vårbearbetning på både kväve- och fosforförluster (Tabell 10). Jordarten begränsar också för vilka jordar det är möjligt att tillämpa vårbearbetning över huvud taget. En gräns för där vårplöjning generellt är tillämplig och att rekommendera går kring 20-25% ler enligt erfarenheter från försök och praktik.

På lerjordar hålls kväve i större omfattning kvar i markprofilen över vintern, eller förloras genom denitrifikation (Wetterlind m.fl., 2006). Det är främst på lätta jordar och lerhalter upp till 20-30% som man sett minskad kväveutlakning vid vårplöjning eller senarelagd höstplöjning i svenska försök.

För fosforförlusterna är det skyddet mot erosion som ger effekt och därför är det på jordar som riskerar att förlora partiklar genom markprofilen eller på ytan som man kan vänta sig effekt. På lätta genomsläppliga jordar ser man mycket sällan någon effekt av vårbearbetning på fosforläckage. I och med att åtgärden inte är tillämplig för lerjordar i någon större utsträckning är det främst på mo- och mjälajordar på sluttande fält som åtgärden ger ett skydd mot fosfor erosion (Ulén & Jacobsson, 2005; Ulén m.fl., 2010).

Om något växer under hösten har också stor betydelse, särskilt för effekten på kväve, eftersom växtupptaget av kväve ofta är en betydande del av effekten på läckaget. Därför gör kemisk avdödning av växtmaterialet, t ex ogräsbekämpning, på hösten att effekten blir mindre. Flera studier har visat att en kemisk avdödning ger liknande effekt på mängden mineralkväve i marken som en stubbearbetning (Myrbeck m.fl., 2012; Aronsson m.fl., 2003; Aronsson m.fl., 2011). Avdödning eller sönderfrysning av växtmaterial kan också påverka risken för fosforläckage på jordar med snabba transportvägar (makroporer).

### Effekt för kväve

Studier på mojordar med utlakningsmätningar i Västergötland och Halland hade mellan 20 och 40% minskad kväveutlakning vid vårplöjning jämfört med höstplöjning (Aronsson m.fl., 2003; Stenberg m.fl., 1999; Lewan, 1994; Aronsson & Torstensson 1998, samt opublicerat material). En del av effekten av vårbearbetning har i de flesta försök innefattat upptag i ogräs. På styvare lerjordar har försöken däremot inte visat att utlakningen minskas vid senarelagd bearbetning på hösten eller vårbearbetning (Aronsson m.fl., 2010, Myrbeck 2014).

### Effekt för fosfor

En skandinavisk översikt som sammanställer många studier (Ulén m.fl., 2010) visade att vårplöjning minskade förlusterna av partikelbunden fosfor på lerjordar (clay, clay loam, dvs >30% ler) med 10-50%, men ökade förlusterna av löst fosfor med ca 10-30%. För jordar sluttande jordar med tydlig erosionsrisk visar svenska och norska studier enligt samma översikt att partikelförlusterna kan minska med 50-75%, och det är för dessa jordar åtgärden alltså är relevant.

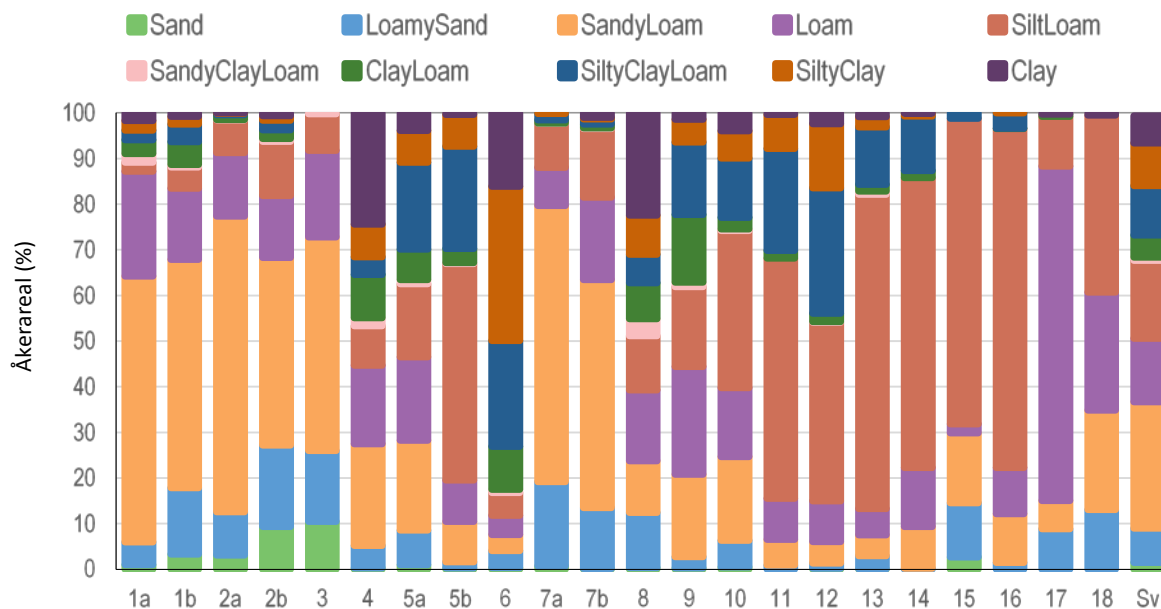
## Åtgärdsutrymme för vårbearbetning

För vårbearbetning som kväveåtgärd begränsas åtgärdsutrymmet till viss naturligt efter de jordar där åtgärden ger effekt. Vårbearbetning är sällan tillämpligt på jordar med över 20-25% ler, och för leror som ligger på höga lerhalter över ca 30% kan man inte heller räkna med att få en minskad kväveutlakning.

På samma som för åtgärdsutrymme för fånggrödor skulle man kunna använda underlaget från beräkningsuppdraget kopplat till de nationella belastningsberäkningarna, figur 13 (Johnsson, m.fl., 2016) för att beräkna åtgärdsutrymme för vårbearbetning. Den areal med grödkombinationer som gör det omöjligt med fånggrödor bör också sammanfalla med att vårbearbetning inte är möjligt. Det man behöver ta hänsyn till är alltså vilken areal som är möjlig för vårbearbetning utom den areal som redan är åtgärdad. Dessutom behöver restriktioner läggas in för jordart, t ex <30% ler. Det finns ingen statistik om hur grödor fördelar sig på jordarter så det måste handla om någon form av generalisering. Figur 15 exemplifierar jordartsförhållanden i läckageregionerna, där exempelvis region 4, 6 och 8 (Figur 14) är regioner med jordar där vårbearbetningsutrymmet är mycket begränsat. Om man antar att den areal som redan är åtgärdad främst gäller jordar med låga lerhalter skulle en rimlig beräkningsprocedur ha följande steg:

Med läckageregionerna (22 st) som bas dra den ”omöjliga arealen” utifrån grödkombinationer bort och från denna subtraheras arealen med lerhalt över 30%, baserat på fördelning mellan jordarter i regionen. Därefter subtraheras stödsökt areal för vårbearbetning samt icke-stödsökt areal för vårbearbetning (finns som SCB-statistik).

Åtgärdsutrymmet för vårbearbetning som fosforåtgärd handlar specifikt om att rikta in sig på särskilda riskområden med sluttande fält och erosionsbenägna finmo- och mjälajordar. På andra jordar har åtgärden ingen effekt, eller kan t o m vara negativ. Här kan erosionsmodellering ge vägledning (se skydds zoner).



Figur 15. Fördelning av de tio jordarterna som använts i nationella belastningsberäkningar för åkermark (Omarbetning av data i SMED rapport 189, Johnsson, m.fl., 2016), för regioner och Sverige som medel. Clay och Silty clay motsvarar > 40% ler, Clay loam och silty clay loam motsvarar 30-40% ler.

Tabell 10. Sammanfattning av fånggrödans och jordbearbetnings effekter på kväveläckage och fosforförluster. God=god effekt, Viss= viss effekt, Var= effekt varierar beroende på lerhalt, Neg=ökade förluster

	Lätt genomsläpplig jord, ingen erosion			Lätt jord, erosionsbenägen			Lerjord, makroporer		
	N	PP	DRP	N	PP	DRP	N	PP	DRP
Fånggröda	God			God			God	*	Neg
Vårbearbetning	God			God	God		Var**	God	Neg
Direktsådd	God		Neg	God	God	Neg	Var**	God	Neg
Reducerad jordbearbetning	Viss		Neg	Viss		Neg			Neg

\*Om fånggrödan vårnedbrukas minskar erosionen, men fånggrödans

\*\*Ingen förväntad effekt på styva leror, ej heller tillämpligt för styva leror

## Direktsådd och reducerad jordbearbetning

Ararso Etana, Helena Aronsson och Holger Johnsson

Jordbearbetningssystem och tidpunkt för jordbearbetning påverkar växtnäringsutnyttjande och transport i marken. I Sverige tillämpas konventionell jordbearbetning på den största delen av arealen, reducerad bearbetning på 20-25% och direktsådd på 1-2%. I konventionell jordbearbetning ingår plöjning och såbäddsberedning. Vid plöjning vänds jorden och såbäddsberedning blandar om ytlagret. I detta system blandas växtdelar och deras näringsinnehåll i det bearbetade jordlagret, till 20-30 cm djup. Med reducerad avses system med ytlig kultivering, icke vändande bearbetning, där inblandning sker till endast 5-10 cm djup. I direktsådda system är det endast såbillarnas störning av markytan som sker. Våra svenska studier i långliggande jordbearbetningsförsök visar att vid plöjningsfri odling (direktsådd (DS) eller reducerad bearbetning (RED) ackumuleras fosfor nära markytan. Detta över stämmer med studier i andra länder (Duiker & Beegle, 2006; Vu m.fl., 2009; Houx 2011). Anrikningen av förna och växtnäring i ytan ökar med åren och samtidigt utarmas nedre delen av matjorden på fosfor.

## Faktorer som påverkar effekten av direktsådd

Jordbearbetningssystem och tidpunkt för bearbetning påverkan på mineralisering är särskilt viktigt när det gäller kväveutnyttjande och kväveläckage. Nedbrukning av växtrester påverkar kvävedynamiken i marken, och därmed kvävetillgången för både grödupptag och läckage. Förhållande mellan jordbearbetningen och växande gröda eller ogräs på hösten påverkar risken för kväveläckage under avrinningssäsongen. Studier har visat att en ytlig jordbearbetning kan ge mindre kvävemineralisering och utlakning än en djupare, men framför allt är det tidpunkten på hösten som ger störst påverkan (Stenberg m.fl., 1999; Stenberg 2010; Myrbeck, 2014). Därför är reducerad jordbearbetning i sig inte en särskilt viktig åtgärd mot kväveläckage (tabell 10).

Direktsådd kan förväntas ha större effekt på kväveläckaget, i samma storleksordning som vårplöjning, med vissa förbehåll, så som att skörden (kväveutnyttjandet) är lika stabilt som i konventionell jordbearbetning. En annan viktig faktor är hur markytan ser ut under hösten, dvs om den är bevuxen med en fånggröda för att hålla nere ogräs eller om det är kemisk bekämpning som tillämpas. Det faktum att makroporer bildas i marken i direktsådda system, och som leder till snabb nedtransport av fosfor, kan däremot skydda nitrat som bildas i markens mindre porer undan utlakning (Goss m.fl., 1993). Men om stora mängder lösligt kväve ansamlas i ytliga skikt, som t ex efter en glyfosatbehandling, kan det öka risken för nitratläckage. I och med att direktsådda system har en ökad användning av kemisk avdödning av ogräs under hösten är det en viktig frågeställning för att bedöma åtgärdens effekt.

När det gäller fosforförluster är det främst systemens påverkan på stratifiering och markens transportvägar som är särskilt viktiga. Jordbearbetning sönderdelar och försvagar aggregaten och ökar riskerna för förlust av jord och fosfor, främst i partikulär form. Därför kan system utan jordbearbetning minska erosionen av fosfor, både på markytan och ned genom markprofilen (tabell 10). Men däremot ökar markens förekomst av kontinuerliga makroporer i direktsådd mark, genom att de aldrig bryts av en plog. Detta sker även till viss del i reducerad jordbearbetning. Snabba transportvägar i kombination med ytlig anrikning av fosfor och minskad myllning av gödselmedel gör att läckaget av fosfor riskerar att öka. Ett flertal studier visade att DS eller RED reducerar utlakningen av PP men ökar utlakningen av löst reaktiv fosfor (DRP) (Bertol m.fl., 2007; Hansen m.fl., 2000; Tiessen m.fl. 2010; Ulén m.fl., 2010). Risken för utlakning ökar med åren efter omläggning till DS eller RED eftersom anrikningen nära markyta ökar med åren.

Ett sätt för att minska yt-ackumulering är växlande jordbearbetningssystem som innebär att man tillämpar DS eller RED i 3-4 år och sedan plöjer ner för att blanda in både P och K i hela matjordslagret. Våra långliggande försök visar att skörden är litet högre och stabilare när man tillämpar detta system (plöjning ibland), vilket i sig är viktigt för ett effektivt utnyttjande av tillförd gödsel. En annan faktor är mullhalten. Vid DS eller RED ökar mullhalten nära markytan och genom att fosfor och organiskt material konkurrerar om samma adsorptionsyta så ökar risken för läckage av löst fosfor.

Sammanfattningsvis kan man säga att jordbearbetning inte i första ska räknas som en fosforåtgärd, men jordbearbetningen är en viktig faktor som påverkar fosfor, och där det gäller att göra rätt för att värna om markens struktur för att få en jämn infiltration av vatten. Fel tidpunkt för jordbearbetning, t ex vid blöta förhållanden på höst eller vår, kan få förödande konsekvenser för markens struktur och transportvägar för fosfor

## Effekter för kväve och fosfor av direktsådd

En sammanvägning av fånggröde- och jordbearbetningsåtgärdernas effekt på kväve- och fosforförluster ges i tabell 10. Direktsådd och reducerad jordbearbetning har alltså motsägelsefulla effekter på fosforförlusterna. Särskilt eftersom de riskerar att öka läckaget av löst fosfor, som är ett direkt hot mot vattenmiljön, bör de inte ses som åtgärder mot fosforläckage.

Reducerad jordbearbetning bör inte heller ses som en primär kväveåtgärd genom det inte definitionsmässigt betyder att jordbearbetningsintensiteten minskar under hösten.

Direktsådd kan däremot förväntas minska kväveläckaget i samma utsträckning som vårbearbetning, dvs med 20-40% på lätta jordar, men om kemisk behandling av ogräs tillämpas under hösten blir effekten troligen betydligt mindre.

## Åtgärdsutrymme för direktsådd

Direktsådd tillämpas idag på en liten areal, endast 1-2% av åkerarealen. Intresset är emellertid stort och arealen kan förväntas öka. Att generellt bedöma åtgärdsutrymmet för denna åtgärd är svårt, eftersom det är en typ av åtgärd som kräver kunskaper, intresse och anpassning efter olika företags förutsättningar för att komma till stånd och fungera. I och med att det endast är en åtgärd för kväve och som riskerar att öka förlusterna av fosfor är det inte en åtgärd som bör prioriteras enligt våra slutsatser.



# Täckdikning

Ingrid Wesström

## Beskrivning av täckdikning som åtgärd

Det främsta målet med täckdikning i Sverige är att avlägsna ett överskott av vatten i markprofilen i syfte att skapa gynnsamma förutsättningar för växtodling samt att förlänga växtperioden. Behovet av dränering är platsspecifikt. Vid dimensionering av ett dräneringssystem tar man hänsyn till klimatförhållande på platsen, markens fysikaliska egenskaper och markanvändning.

Dräneringsledningarnas avstånd och djup bestämmer hur mycket vatten som kan ledas bort per dygn. Jordar med bra genomsläpplighet och låg vattenhållande förmåga kan ha ett större ledningsavstånd än jordar med låg genomsläpplighet och hög vattenhållande förmåga. Intensiv markanvändning behöver ett dräneringssystem som kan leda bort vatten snabbare än vid extensiv markanvändning. Vid valet av ledningsavstånd och djup måste man väga in kostnader för systemet och miljöpåverkan. Installation av ett dräneringssystem har två direkta effekter. Det leder till ett flöde av vatten genom marken till dräneringssystemet och minskar den mängd vatten som lagras på eller i marken (Ritzema & Braun, 1994). Hur stor minskningen av vatten som lagras i marken blir beror på markens textur och struktur. I allmänhet minskar kvoten mellan dränerbart vatten och markens totala innehåll av vatten med ökande lerinnehåll.

Fält som avvattnas med täckdikningssystem har mindre ytvattenavrinning och lägre topputflöden än fält som avvattnas med ytvattenavledning genom öppna diken (Skaggs, 1987; Irwin & Whitely, 1983; Gregory et al., 1984; Gilliam & Skaggs, 1986; Evans et al., 1989). Genom att grundvattennivån sänks leder täckdikning till en ökning av det tillgängliga utrymmet i markens porvolym för tillfällig lagring av vatten. Detta minskar andelen ytvattenavrinning som sker som snabba vattenflöden och ökar andelen av långsammare markvattenflöde som varar under en längre tidsperiod (Skaggs et al., 1994).

I ett framtida klimatscenario blir täckdikningen på slättområden ännu viktigare om en långsiktig markbördighet ska kunna bevaras. Med högre nederbörd, mildare vintrar och kortare perioder av tjäle finns risk för sämre strukturuppbyggnad vilket leder till lägre genomsläpplighet, större packningskänslighet och ökad risk för ytvattenavrinning. Ett högre nederbördsöverskott under vinterhalvåret medför ökade flöden i underdimensionerade system med risk för översvämningar, erosion och ökat läckage av växtnäringsämnen.

## Effekt av täckdikning på förluster av kväve och fosfor

Utformning och skötsel av dräneringssystem har en stor effekt på mängden och kvaliteten på vatten som lämnar avrinningsområdet. Modellen DRAINSWAT användes i en studie för att beräkna hur täckdikning påverkar avrinning och sedimenttransport i ett avrinningsområde i Ontario, Kanada (Golmohammadi et al, 2017). Markanvändningen i avrinningsområdet var till största delen jordbruksmark och 65 % av marken var täckdikad. Resultaten visade att om man tog bort täckdikningssystem ökade ytavrinningen med 37 % och sedimenttransporten med 55 %.

Väl-dränerade jordar gynnar nitrifikationen och risken för lustgasavgång vid nitrifikation minskar. En god dränering gynnar också grödans rottillväxt och därmed grödans växtnäringsupptag, vilket är positivt både för skörden och för att motverka växtnäringsläckage av framför allt kväve. Mängden lättillgängligt kväve i markprofilen kan vara högre på en väl-dränerad jord jämfört en dåligt dränerad jord, eftersom den ökade syretillgången ökar kväveminaliseringen och minskar denitrifikationen. Då en större andel av vattnet infiltrerar genom markprofilen och marken innehåller mer kväve, så finns en viss risk för ökade kväveförluster. Men sett till helheten i odlingen, så ger en väl-dränerad mark bättre förutsättningar för en bra gröda, som därmed kan ta upp mer kväve, vilket motverkar läckagerisken.

Fosforläckaget styrs inte till lika stor del av mineraliseringsprocessen som läckaget av kväve eftersom fosfor kan bindas kemiskt till markpartiklar. Markpartiklarna kan i sin tur forma jordaggregat. Fosfors förmåga att binda till markpartiklar gör att markens kemiska och fysikaliska egenskaper spelar stor roll för storleken på fosforläckage (Ulén, 2008). Under vissa förutsättningar kan ytvattenavrinning vara den dominerande orsaken till fosforförluster från jordbruksmark. Ett flertal studier visar att fosforförlusterna minskar när markens infiltrationskapacitet ökar och ytvattenavrinningen minskar (Turtola & Jaakola, 1995; Gillingham & Thorrold, 2000; Simard et al., 2000).

Täckdikningssystem kan också bidra till fosforförluster från jordbruksmark, speciellt i samband med snabba vattenflöden i makroporerna, vilket minskar tiden för adsorption av fosfor i marken (Gächter et al., 1998; Heathwaite & Dils, 2000; Chapman et al., 2001; Gentry et al., 2007). I områden med kraftig marklutning är det extra viktigt att ha en bra dränering, speciellt i områden med lerjordar med dålig aggregatstabilitet där det finns stor risk för ytvattenavrinning och erosion.

*Sammanfattningsvis kan täckdikning öka risken för läckage av kväve och löst fosfor genom mindre vattenlagring i marken, ökad kvävemineralisering och ökad transport genom markprofilen. Samtidigt innebär säkrare odlingsförhållanden ett bättre utnyttjande av kvävet i markprofilen vilket minskar risken för restkväve efter skörd och därmed minskar risken för kväveförluster. Täckdikning är främst en åtgärd för minskade erosionsförluster u av fosfor eftersom det kan minska risken för ytavrinning på jordar med låg genomsläpplighet.*

## Åtgärdsutrymme

Idag är 50 % av Sveriges åkermark täckdikad, varav 63 % har systemtäckdikats de senaste 50 åren med tegelrör. Cirka 20 % av åkerarealen har otillräcklig dränering och underhållet av huvudavvattningssystemen är eftersatt (Sveriges officiella statistik, 2014). De årliga investeringarna i täckdikning behöver bli två till tre gånger större än idag för att åkermarken ska få en tillfredsställande dränering och klara framtida klimat (Jordbruksverket, 2018). Med avseende på minskade fosforförluster är det främst i områden med kraftig marklutning som det är extra viktigt att ha en bra dränering, speciellt i områden med lerjordar med dålig aggregatstabilitet där det finns stor risk för ytvattenavrinning och erosion.

## Synergieffekter och målkonflikter

Brukningens kostnader minskar genom bättre bärighet på fältet, minskat dragkraftsbehov vid jordbearbetning och minskad markpackning. Med en bra etablerad göda ökar konkurrenskraften och ogrästrycket blir lägre. En bra gröda är även mindre känslighet för vissa växtsjukdomar och skadedjursangrepp. Herbicid- och pesticidanvändningen kan minska.

# Regelbunden översyn och underhåll av dräneringssystem

Ingrid Wesström

## Beskrivning av åtgärden

En väl utförd täckdikning har en funktionstid på kanske mer än 100 år. En regelbunden översyn av dräneringssystem är viktig för att säkerställa systemens funktion på långsikt. Vid en översyn av systemen är det viktigt att kontrollera funktionen på utloppsdikey, täckdikningsögon, kantdiken, ytvattenintag, kopplings- och slambrunn samt kabelkorsningar.

Tänkbara orsaker till att dräneringen inte fungerar är att markens genomsläpplighet har försämrats på grund av sämre markstruktur, markpackning eller en plogsula. Om markanvändningen har ändrats kan dräneringssystemet vara underdimensionerat för den nya markanvändningen. Andra orsaker till funktionsnedsättning är att vattnet inte kommer in i ledningen på grund av igensatta filter eller att ledningen är igensatt av sediment, rötter eller järnutfällningar. Det är också viktigt att kontrollera att ytvattenintag, kopplingsbrunnar och utloppet inte är igensatta utan fungerar som det är tänkt. Först efter att man vet orsakerna bakom en försämrad funktion är det möjligt att sätta in rätt åtgärder på rätt plats.

Underhåll av stamledningarna kan göras genom att spola ledningarna om de slammat igen eller är igenväxta av rötter. I regel går det bara att göra från utloppet till närmaste krök utan att gräva upp stamledningen på flera ställen. Spolning av grenledningarna är mer arbetskrävande och kostsamt vilket ofta medför att man istället installerar nya grenledningar eller helt nytt täckdikessystem. Huvudavvattningsystemet kanske behöver underhållas för att utloppet ska kunna fungera tillfredställande.

## Effekt

Vid täckdikning minskar sedimenttransporten och transporten av partikelbunden fosfor genom minskad ytavrinning och erosion, se täckdikning ovan. För att upprätthålla dräneringsfunktionen krävs underhåll.

## Åtgärdsutrymme

Idag är 50 % av Sveriges åkermark täckdikad, varav 63 % har systemtäckdikats de senaste 50 åren med tegelrör. Cirka 20 % av åkerarealen har otillräcklig dränering (Sveriges officiella statistik, 2014). De årliga investeringarna i täckdikning behöver bli två till tre gånger större än idag för att åkermarken ska få en tillfredsställande dränering och klara framtida klimat (Jordbruksverket, 2018).

# Miljöanpassat dikesunderhåll

Ingrid Wesström

## Beskrivning av åtgärden

Vissa diken i skogs- och jordbrukslandskapet är stabila medan andra kräver stora summor pengar för att underhållas. Först efter att man vet orsakerna bakom en försämrad funktion, och en hög transport av sediment och näringsämnen, är det möjligt att sätta in rätt åtgärder på rätt plats. Joel et al. (2015) har arbetat med att utveckla en metod för utvärdering av dikens status och åtgärdsbehov och kom fram till att det går att klassificera ett dikes status med hjälp av en visuell metod. Att åtgärda orsakerna bakom ett rensningsbehov har uppstått skulle öka både miljönyttan och kostnadseffektiviteten av insatser och i förlängningen kunna leda till att öka dikens stabilitet och minska behovet av rensning.

Ett miljöanpassat underhåll börjar med en planering av åtgärder som är anpassad till behovet av dränering av omgivande mark. Ofta kan det räcka med punktvis underhåll och ta bort sedimentbankar och dämmande växtlighet eller nedfallna träd. Om man stabiliserar eroderande slänter kan man minska framtida underhållsbehov. Med stabila dikesslänter går det att använda en klippskopa och bevara rötter som stabiliserar slänterna. Man ska också undvika att gräva i hårbotten och vidta åtgärder för att minimera grumling nedströms. Det är viktigt att anpassa tidpunkten för underhåll så att de arter som är knutna till biotopen störs så lite som möjligt. Man ska alltid använda bästa möjliga teknik för att minska miljöpåverkan.

## Effekt

Ett väl underhållet dike ökar odlings säkerheten och minskar risken för översvämning både inom bebyggelse och på åkermark. En ökad odlings säkerhet minskar risken för växt näringsläckage. Det är svårt att ange en procentsats för minskat läckage då väl fungerande diken är en förutsättning för odling.

## Åtgärdsutrymme

Idag har cirka 20 % av Sveriges åkerareal otillräcklig dränering och underhållet av huvudavvattningsystemen är eftersatt. Enligt Sveriges officiella statistik (2014) har 42 % av jordbruksföretagen mellan 100 och 1000 meter öppna diken på sin fastighet och 44 % av företagen har underhållsrensat någon del av sina öppna diken de senaste 5 åren. Detta innebär att 23 % av jordbruksföretagen har ett eftersatt underhåll på mellan 100 och 1000 meter på sin fastighet. I Lantbruksregistret finns 67000 jordbruksföretag registrerade (SCB, 2016).

## Synergieffekter och målkonflikter

Miljöanpassat dikesunderhåll kan ge en ökad biodiversitet. Vid klippning eller bortgrävning av ensartade bestånd, t ex vass, ges utrymme för mer konkurrenssvaga eller hävdgynnade arter. Detta kan öka variationen av växter i diket och på slänter. Om dikesfåran är blockerad av slambankar, vegetation eller skräp kan det medföra en dämning som negativt påverkar vattenhastigheten över hårbotten uppströms. Genom att ta bort dämningen vid underhåll kan vattnet på nytt strömma över hårbotten och öka framkomligheten för fisk och bottenfauna (Jordbruksverket, 2018b).

# Reglerbar dränering

Ingrid Wesström

## Beskrivning av åtgärden och faktorer som påverkar

I Sverige är avrinningen från åkermark i regel störst under vintern och tidigt på våren, eftersom nederbörden då är stor i förhållande till avdunstningen samtidigt som växternas behov av vatten är litet. Reglerbar dränering gör det möjligt att variera dräneringsintensiteten efter dräneringsbehovet. Metoden är enkel och går att anpassa till befintliga dräneringssystem. Genom att placera dämpningsbrunnar på stamledningen kan man reglera grundvattennivån i marken. Ofta sätts ståndarrör in i brunnarna, men man kan också använda höj- och sänkbara slangar eller överfallströsklar av trä eller stålplåt (Wesström, 2002).

Reglerbar dränering passar inte överallt. Ideala förhållanden är plana fält med god genomsläpplighet i övre delen av profilen och med en naturligt högt stående grundvattenyta, eller ett tätt jordlager på ett markdjup av 1 till 3 meter. Att jorden har relativt god genomsläpplighet gör att den svarar snabbt på ökat eller minskat dräneringsdjup. En förutsättning för att man ska kunna behålla vattnet inom fältet är att jorden har ett behov av dränering. Marklutningen har stor betydelse för den praktiska möjligheten att reglera dräneringen. Ju större nivåskillnaderna är inom fältet desto fler dämpningsbrunnar måste installeras, vilket bl.a. ökar kostnaden. I Finland är det allmänna kriteriet att fält med större lutning än 2 procent inte är lämpade för reglerbar dränering (Jord- och skogsbruksministeriet, 2000).

## Åtgärdsutrymme

I en översiktlig studie med hjälp av GIS undersöktes förutsättningarna för reglerbar dränering i södra Sveriges kustnära områden, dvs. i delar av Kalmar, Blekinge, Skåne och Hallands län (Joel et al., 2004). Av den totala undersökta arealen på cirka 700 000 ha fanns förutsättning för reglerbar dränering på cirka 200 000 ha. Cirka 100 000 ha hade för låg genomsläpplighet, 170 000 ha hade för stora nivåskillnader inom fälten och resterande areal bedömdes inte ha något dräneringsbehov. Detta ger en uppfattning om i vilken omfattning reglerad dränering skulle kunna bidra till en minskning av kvävebelastningen på Sveriges kustvatten.

## Effekt

Den största fördelen med reglerbar dränering är att det går att minska avrinningen när dräneringsbehovet är litet. Detta minskar transporten av både kväve och fosfor från åkermark främst genom en minskad avrinning från fälten. Svenska fältförsök med reglerad dränering har utförts i Halland, Skåne och Småland sedan 1996 (Wesström, 2006; Wesström & Messing, 2007). Resultat från fyra års försök i Halland visade att kväveläckaget kunde minskas med 20-30 kilo kväve per hektar och år jämfört med läckaget från fält med traditionell täckdikning. Under samma period var avrinningen 70-90 % lägre från de reglerade dräneringssystemen. Resultat från 14 amerikanska undersökningar visade att med reglerbar dränering minskade förlusterna av kväve och fosfor från åkermarken med 45 % (10 kg ha<sup>-1</sup>) respektive 35 % (0,12 kg ha<sup>-1</sup>). Det totala utflödet från dräneringssystemen minskade med cirka 30 % (Evans et al., 1996).

## Synergieffekter och målkonflikter

Synergieffekter av reglerbar dränering är kopplade till att vattnets uppehållstid i marken ökar. Detta leder till ett bättre vattenutnyttjande och möjlighet till högre skördar och bättre kväveutnyttjande. Skördeökningar uppmättes i samtliga svenska försök med potatisodling, i genomsnitt med 10 %

(Wesström et al., 2014). I Småland uppmättes 20 % skördeökning vid odling av höstvetete. Kväveupptaget i potatis ökade med 20 % och i höstvetete med 30 %. Målkonflikter som har framförts mot reglerbar dränering är att avgången av lustgas ( $N_2O$ ) och läckaget av fosfor kan öka eftersom marken är vattenmättad under längre perioder. I en litteraturstudie framkom att det saknas tillräckligt med kunskap om markens förmåga att lagra, transportera och reducera producerad  $N_2O$  för att man ska kunna förutse hur reglerbar dränering påverkar direkt och indirekt  $N_2O$ -avgång från åkermark (Wesström & Joel, 2005). Få studier finns tillgängliga, men Kliewer & Gilliam (1995) visade att  $N_2O$ -avgången motsvarade 2 % av den totala denitrifikationen i alla led med reglerbar dränering. Det behövs nya försök för att kunna säga hur reglerbar dränering påverkar lustgasavgången under svenska klimatförhållanden. Reglerbar dränering kan leda till ökade fosforförluster om ytvattenavrinningen ökar, t.ex. vid stående ytvatten som ökar risken för makroporflöden och om jorden är helt vattenmättad. Anledningen är att anaeroba förhållanden kan öka mängden löst fosfor i markvätskan på grund av reducering av oxiderade järnföreningar som binder fosfat (Stämpfli & Madramootoo, 2006; Sanchez et al., 2007). Detta gäller framförallt på jordar med högt innehåll av järn.

*Sammanfattningsvis kan man konstatera att åtgärden har stor potential att minska både kväve- och fosforförluster. Läckaget minskar sannolikt både genom minskad avrinning och bättre grödotnyttjande. Åtgärden kräver skötsel för att undvika vattenmättad med anaeroba förhållande i matjorden som kan leda till ökad denitrifikation frigörelse av fosfor, ytavrinning och makroporflöden*

## **Nytt förslag på åtgärd: Förbättrad dränering – backdiken**

Vatten som kommer från skogen är vanligtvis väldigt fattigt på näringsämnen. I vissa delar av Sverige (t ex Uppland) är det vanligt med skogsområden på höjderna och jordbruksmark i dalarna. Detta innebär att vatten på sin väg nedströms kan rinna över från skogsmark till nedströmsliggande åkermark. Speciellt vid höga flöden, som t ex vid snösmältningen på våren kan det vattnet som har sitt ursprung på skogbeklädda delar av avrinningsområdet rinna över till åkermark och orsaka översvämningar, ytavrinning och erosion. Effektivt fungerande backdiken kan leda rent vatten från skogsmark förbi åkermarken och därmed förhindra mobilisering av markpartiklarna på jordbruksfälten. Det är svårt att kvantifiera både åtgärdsutrymme och effekt av detta men inkommande vatten från skogen kan vara just den faktorn som skapar förutsättningarna att ytavrinning bildas på åkermarken och att erosion uppstår. Med andra ord, effektiva backdiken kan utgöra skillnad mellan ingen erosion alls och intensiv erosion med höga P-förluster. Nederbörden som faller på åkermark är sällan av sådan intensitet, speciellt i östra delar av landet, att den kan initiera och orsaka ytavrinningen, men det kan givetvis förekomma.

Medan beräkningen av den kvantitativa effekten kan vara svår, hög-upplöst rumslig identifiering av ”brytpunkter” där vatten från skogen kommer in på jordbruksmark är möjlig för södra halva av Sverige utifrån befintliga erosionskartor (Djordjic and Markensten 2018). Att vatten från skogen kommer in på jordbruksmark med påföljande översvämningar, stående vatten och erosion kan ha negativa effekter även ur produktionssynpunkt och därför kan lantbrukarna vara mer benägna att genomföra sådana åtgärder som gynnar både produktion och miljö. En beräkning av åtgärdsutrymme och effekt skulle bli möjlig att göra om man accepterar vissa antaganden. Ett möjligt antagande är att ingen ytavrinning skulle uppstå på jordbruksmarken om man effektivt leder bort vatten från skogen med backdiken. Ett annat skulle kunna vara att effekten blir enbart minskning av vattenvolymerna från skogen, det vill säga att vatten från åkermarken fortfarande skulle leda till ytavrinning. I vilket fall så behöver denna beräkning göras specifikt för varje avrinningsområde. Inom detta projekt fanns dock inte utrymme att genomföra en sådan beräkning.

Genomförande av denna åtgärd kan påverka behov av andra åtgärder nedströms, som t ex skyddszoner och våtmarker. Bortledning av vatten från skogen och påföljande minskning av förekomsten av ytavrinning skulle leda till ett minskat behov av skyddszoner. Samtidigt kan snabbare bortföring av vatten öka behov av våtmarker för att bromsa vattenföring i diken och vattendrag.

## Referenser

- Alakukku & Aura, 2006. Zero Tillage and Surface Layer Liming Promising Technique to Reduce Clay Soil Erosion and Phosphorus Loading. Presentation at the 2006 ASABE Annual International Meeting, Portland, Oregon, 9 - 12 July 2006. Paper Number: 062191. 8 p.
- Andersson, H., Bergström, L., Ulén, B., Djodjic, F. & Kirchmann, H. The role of subsoil as a source or sink for phosphorus leaching. *Journal of Environmental Quality*, 44(2): 535-544. doi: 10.2134/jeq2014.04.0186
- Aronsson, H., and Torstensson, G. 1998. Measured and simulated availability and leaching of nitrogen associated with frequent use of catch crops. *Soil Use and Management*, 14:6-13.
- Aronsson, H., Torstensson, G. och Lindén, B. 2003. Utlakningsförsök med höstveteväxtföljd på lerjord i Västergötland, 2001-2003. Teknisk rapport 73. Avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Aronsson, H., Torstensson, G. Och Lindén, B. 2003. Långliggande utlakningsförsök på lätt jord i halland och Västergötland. Effekter av flytgödseltillförsel, insådda fånggrödor och olika jordbearbetningstidpunkter på kvävedynamiken i marken och kväveutlakningen. Resultat från perioden 1998-2002. *Ekohydrologi nr 74*. Avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Aronsson, H. & Torstensson, G. 2009. Långsiktiga effekter av flytgödsel och fånggrödor på växtnäringens dynamik i marken och utlakning. Mellby försöksfält 1989-2009. *Ekohydrologi* 114, SLU, Uppsala.
- Aronsson, H., Stenberg, M. & Ulén, B. 2011. Leaching of N, P and glyphosate from two soils after herbicide treatment and incorporation of a ryegrass catch crop. *Soil Use and management* 27, 54-68.
- Aronsson H, Hansen E M, Thomsen I K, Liu, J, Øgaard A F, Känkänen H, Ulén B. 2016. The ability of cover crops to reduce nitrogen and phosphorus losses from arable land in southern Scandinavia and Finland – a review. *Journal of Soil and water Conservation* 71 (1): 41-55.
- Aronsson, H. & Johnsson, H. 2017. Beskrivning av och kvantitativ utvärdering av effekter från åtgärder som följer av befintliga regelverk för att minska jordbrukets kväve- och fosforförluster. *Ekohydrologi* 145, Inst f mark och miljö, SLU, Uppsala.
- Bechmann, M.E., P.J.A. Kleinman, A.N. Sharpley, and L.S. Saporito, L.S. 2005. Freeze-thaw effects on phosphorus loss in run-off from manures and catch-cropped soils. *Journal of Environmental Quality* 34:2301.
- Bechmann, M., Kværnø, S., Skøien S., Øygarden L. and Riley H., Børresen, T., och Krogstad, T. 2011. Effekter av jordarbeidning på fosfortap - Sammenstilling av resultater fra nordiske forsøk. *Bioforsk Rapport Vol. 6 Nr. 61*.
- Bechmann, M. 2012. Effect of tillage on sediment and phosphorus losses from a field and a catchment in south eastern Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica Sect. B* 62 Supplement 2:206-216.
- Bergström L, Kirchmann H, Djodjic F, Kyllmar K, Ulén B, Liu J, Andersson H, Aronsson H, Börjesson G, Kynkäänniemi P, Svanbäck A, Villa A. 2015. Turnover and losses of phosphorus in Swedish agricultural soils: long-term changes, leaching trends, and mitigation measures. *Journal of Environmental Quality*, doi:10.2134/jeq2014.04.0165.
- Berglund, G. 1971. Kalkens inverkan på jordens struktur. *Grundförbättring* 24, 1971:2; 81-93
- Berglund, K & Blomquist, J. 2002. 4.2.1. Effekter av strukturkalkning på skörd och markstruktur I: *4T Tillväxt Till Tio Ton (4T The Ten Ton Target)*. Slutrapport. Kap 4.2.1, 14-15.
- Berglund, K., Blomquist, J., Etana, A. & Simonsson, M. 2015. Markstrukturförbättring och begränsning av fosforförluster från åkermark med hjälp av inblandning av olika kalciumprodukter i matjorden. Institutionen för mark och miljö, SLU. Slutrapport avseende SLF-projekt H1070272. 10 s.
- Berglund, K & Eriksson, L. 1982. Kalkens struktureffekt. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala. Avd. för växtnäringlära. Rapport 148, p.59-70.
- Berglund, K., Etana, A., Simonsson, M. & Börjesson, G. 2017a. Är strukturkalkning lönsam för både lantbrukaren och miljön? Studier av de långsiktiga effekterna av strukturkalkning på markstruktur och risken för fosforförluster. Institutionen för mark och miljö, SLU. Slutrapport avseende SLF-projekt H1233136. 10 s.
- [http://www.lantbruksforskning.se/projektbanken/ar-strukturkalkning-lonsam-for-bade-lantbrukaren-o/?app\\_year=&search=kalk&pub\\_year=&category=&page=1](http://www.lantbruksforskning.se/projektbanken/ar-strukturkalkning-lonsam-for-bade-lantbrukaren-o/?app_year=&search=kalk&pub_year=&category=&page=1)

- Berglund, K., Etana, A. & Simonsson, M. 2017b. EKOKALK: Strukturkalkning för förbättrad markstruktur och minskade fosforförluster i ekologisk odling? Slutrapport för projekt (Jordbruksverket Dnr 4.1.18-10955/13).
- Bertol, I., Engel, F.L., Mafra, A.L., Bertol, O.J., Ritter, S.R., 2007. Phosphorus, potassium and organic carbon concentrations in runoff water and sediments under different soil tillage systems during soybean growth. *Soil & Tillage Research* 94: 142-150.
- Blomquist, J., Simonsson, M., Etana, A. & Berglund, K. 2017. Structure liming enhances aggregate stability and gives varying crop responses on clayey soils. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, <https://doi.org/10.1080/09064710.2017.1400096>
- Blomquist, J. & Berglund, K. 2018. Timing, tillage and temperature determine the effect of soil structure liming on aggregate stability. *Proceedings of the 21th ISTRO International Conference, 24-27 September, Paris, France. Poster presentation, Abstract*, pp. 261-262.  
[http://webistem.com/ISTRO2018/output\\_directory/cd1/data/articles/000093.pdf](http://webistem.com/ISTRO2018/output_directory/cd1/data/articles/000093.pdf)
- Braskerud B.C., Tonderski, K.S., Wedding, B., Bakke, R., Blankenberg, A.G.B., Ulén, B. and Koskiaho, J. 2005. Can constructed wetlands reduce the diffuse phosphorus loads to eutrophic water in cold temperate regions? *Journal of Environmental Quality* 34(6), 2145-2155.
- Bång M., Carlsson-Ross C., Börling K., Wallentin J., Karlsson L., Larsson M. och F. Fredriksson, 2012. Jordbruket och vattenkvaliteten. Kunskapsunderlag om åtgärder. Rapport 2012:22, Jordbruksverket.
- Börling, K., E. Ottabong, and E. Barberis. 2004. Soil variables for predicting phosphorus release in Swedish noncalcareous soils. *Journal of Environmental Quality* 33:99-106.
- Chapman, A. S., Foster, I. D. L., Lees, J. A., Hodgkinson, R. A. & Jackson, R. H. 2001. Particulate phosphorus transport by subsurface drainage from agricultural land in the UK: Environmental significance at the catchment and national scale. *Sci. Total Environ.* 266: 95–102.
- De Smet, J., Hofman, G., Vanderdeelen, J., van Meirvenne, M. & Baert, L. 1996. Phosphate enrichment in sandy loam soils of West Flanders, Belgium. *Fertilizer Research*, 43, 209–215.
- Djordjic, F., and L. Bergström. 2005. Phosphorus losses from arable fields in Sweden - Effects of field-specific factors and long-term trends. *Environmental Monitoring and Assessment* **102**:103-117.
- Djordjic, F. & Kyllmar, K. 2011. Spridning av gödselmedel på åkermark. SLU, Institutionen för Vatten och miljö, rapport 2011:22
- Djordjic, F., and A. Villa. 2015. Distributed, high-resolution modelling of critical source areas for erosion and phosphorus losses. *Ambio* **44**:241-251.
- Djordic, F. and Markensten, H. 2018. From single fields to river basins: Identification of critical source areas for erosion and phosphorus losses at high resolution. *Ambio* <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1134-8>
- Djordjic, F., H. Elmquist, and D. Collentine. 2018. Targeting critical source areas for phosphorus losses: Evaluation with soil testing, farmers' assessment and modelling. *Ambio* **47**:45-56.
- Djordjic, F., and H. Markensten. 2018. From single fields to river basins: Identification of critical source areas for erosion and phosphorus losses at high resolution. *Ambio*.
- Dorioz, J. M., D. Wang, J. Poulenc, and D. Trevisan. 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.
- Duiker, S.W., Beegle, D.B., 2006. Soil fertility distributions in long – term no-till, chisel/disk and moldboard plow/disk systems. *Soil & Tillage Research* 88: 93-100.
- Ekologgruppen. 2017. LOVA redovisning Projekt Brandstad – uppföljning av fosfordamm. Kävlingeåns vattenråd, Sjöbo kommun, Skåne.
- Ekstrand S. 2018. Mätbaserad uppföljning av kalkfilterbädden och fosfordammen vid Karlslund 2015-2017.
- Ekstrand S. 2016. Mätbaserad uppföljning av fosfordammar och kalkfilterbädd 2015-2016. För Västerås Stad.
- Ekstrand S., P. Kynkäänniemi & T. Persson. 2015. Mätbaserad uppföljning av fosfordammar och kalkfilterbädd 2015-2016. För Västerås Stad.



- Eslamian, F., Qi, Z., Tate, M.J., Zhang, T. & Prasher, S.O. 2018. Phosphorus Loss Mitigation in Leachate and Surface Runoff from Clay Loam Soil Using Four Lime-Based Materials. *Water Air Soil Pollut* 229:97.
- Evans, R.O., Gilliam, J.W. & Skaggs, R.W. 1989. Effects of agricultural water table management on drainage water quality. Technical Report 237. Water Resources Research Institute, University of North Carolina, Raleigh, NC, USA.
- Evans, R. O., Gilliam, J. W. & Skaggs, R. W. 1996. Controlled drainage management guidelines for improving drainage water quality. North Carolina Cooperative Extension Service, Publ. Nr AG 443.
- Gentry, L. E., David, M. B., Royer, T. V., Mitchell, C. A. & Starks, K. M. 2007. Phosphorus Transport Pathways to Streams in Tile-Drained Agricultural Watersheds. *J. Environ. Qual.* 36: 408–415.
- Geranmayeh, P., Johannesson, K.M., Ulen, B. and Tonderski, K.S. 2018. Particle deposition, resuspension and phosphorus accumulation in small constructed wetlands. *Ambio* 47, 134-145.
- Geranmayeh P., M. Blomberg, B. Ulén & M. Bieroza. (manuskript). Small constructed wetlands in cold climate reduce sediment and nutrient losses from agricultural catchments.
- Gilliam, J.W. & Skaggs, R.W. 1986. Controlled agricultural drainage to maintain water quality. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 112: 254-263.
- Gillingham, A.G. & B.S. Thorrold. 2000. A review of New Zealand research measuring phosphorus in runoff from pasture. *J. Environ. Qual.* 29: 88-96.
- Golmohammadi, G, Rudra, R., Prasher, S., Madani, A., Youssef, M., Goeld, P. & Mohammadi, K. 2017. Impact of tile drainage on water budget and spatial distribution of sediment generating areas in an agricultural watershed. *Agricultural Water Management* 184: 124–134.
- Goss, M.J., Howse, K.R., Lane, P.W., Christian, D.G., Harris, G.L. 1993. Losses of nitrate±nitrogen in water draining from underautumn-sown crops established by direct drilling or mouldboard ploughing. *J. Soil Sci.* 44, 35±48.
- Gregory, J.D., Skaggs, R.W. Broadhead, R.G. Culbreath, R.H., Bailey, J.R. & Foutz, T.L. 1984. Hydrologic and water quality impacts of peat mining in North Carolina. Research Institute Report 214, University of North Carolina, Raleigh, NC, USA.
- Gächter, R., Ngatiah, J. M. & Stamm, C. 1998. Transport of Phosphate from Soil to Surface Waters by Preferential Flow. *Environ. Sci. Technol.* 32(13): 1865-1869.
- Gyllström, M., M. Larsson, J. Mentzer, J. F. Petersson, M. Cramér, P. Boholm, and E. Witter. 2016. Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status - underlag till vattenmyndigheternas förslag till åtgärdsprogram
- Hansen, E.M., I.K. Thomsen, J. Djurhuus, A. Kyllingsbaek, V. Jørgensen, and K. Thorup-Kristensen. 2000b. Efterafgrøder (Cover crops). DJF rapport Markbrug nr 37. Danmarks jordbrugsforskning (in Danish).
- Hansen, N.C., Gupta, S.C., Moncrief, J.F., 2000. Snowmelt runoff, sediment, and phosphorus losses under three different tillage systems. *Soil & Tillage Research* 57: 30-41
- Hawes, E. and Smith. 2005. Riparian Buffer Zones: Functions and Recommended Widths. Yale School of Forestry and Environmental Studies, for the Eightmile River Wild and Scenic Study Committee, April 2005
- Haynes, R.J. & Naidu, R. 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter and soil physical conditions: A review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51, 123-137.
- Heathwaite, A. L., & Dils, R. M. 2000. Characterizing phosphorus loss in surface and subsurface hydrologic pathways. *Sci. Tot. Environ.* 251–252: 523-538.
- Heckrath, G., P.C. Brookes, P.R. Poulton, and K.W.T. Goulding. 1995. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *Journal of Environmental Quality* 24:904-910.
- Hoffmann, C. C., C. Kjaergaard, J. Uusi-Kamppa, H. C. B. Hansen, and B. Kronvang. 2009. Phosphorus Retention in Riparian Buffers: Review of Their Efficiency. *Journal of Environmental Quality* 38:1942-1955.
- Holland, J.E. Bennett, A.E., Newton, A.C., White, P.J., McKenzie, B.M., George, T.S., Pakeman, R.J., Bailey, J.S., Fornara, D.A. & Hayes, R.C. 2018. Liming impacts on soils, crops and biodiversity in the UK: A review. *Science of the Total Environment* 610–611 (2018) 316–332.

- Houx, J.H., Wiebold, W.J., Fritschi, F.B., 2011. Long-term tillage and crop rotation determines the mineral nutrient distributions of some elements in a Vertic Epiaqualf. *Soil & Tillage Research* 112: 27-35.
- Irwin, R.W. & Whiteley, H.R. 1983. Effects of land drainage on stream flow. *Canadian Water Resource Journal* 8(2): 88-103.
- Joel A., Wesström I. & Linner H. 2004. Kartläggning av förutsättningarna för reglerad dränering i södra Sveriges kustnära jordbruksområden. Slutrapport Statens Jordbruksverk, Dnr: 25-2216/02.
- Joel, A., Wesström, I. & Messing, I. 2015. A tool for assessing the status of agricultural ditches and the need for measures. *Acta Agric. Scand., Section B - Soil & Plant Science*. Vol. 65, No. Supplement 1: 100–109.
- Johannesson K. 2014. Uppföljning av en anlagd våtmark genom sedimentstudier. Linköpings Universitet.
- Johannesson K.M., J.L. Andersson & K.S. Tonderski. 2011. Efficiency of a constructed wetland for retention of sediment-associated phosphorus. *Hydrobiologia* 674: 179–190.
- Johannesson K.M., Kynkaanniemi, P., Ulen, B., Weisner, S.E.B. and Tonderski, K.S. 2015. Phosphorus and particle retention in constructed wetlands-A catchment comparison. *Ecological Engineering* 80, 20-31.
- Johnsson, H., Mårtensson, K., Lindsjö, A., Persson, K., Andrist Rangel, Y. och Blombäck, K. 2016. Läckage av näringsämnen från svensk åkermark. Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 2013. SMED rapport 189.
- Jordbruksverket, 2016. Från idé till fungerande tvåstegsdike - en vägledning. *Jordbruksinformation* 16:15.
- Jordbruksverket, 2018. Avvattning av jordbruksmark i ett förändrat klimat. Rapport 2018:19.
- Jordbruksverket, 2018b. Underhåll ditt dike för ett rikare odlingslandskap. *Jordbruksinformation* 2018-1
- Jord- och skogsbruksministeriet 2000. Reglerbar dränering, reglerbar underbevattning, återanvändning av avrinningsvatten. Finland. *Jordbrukets miljöspecialstöd år 2000– 2006*.
- Kliwer, B. A. & Gilliam, J. W. 1995. Water table management effects on denitrification and nitrous oxide evolution. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 1694-1701.
- Kronvang, B., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Kjeldgaard, A. och Larsen, S.E. Etablering af ”intelligent” udlagte randzoner. Notat fra DCE-National Center for Miljø og Energi Dato: 31. maj 2013. Århus universitet
- Kumblad L. & E. Rydin. 2017. Sedimentationsdammar med Kalkfilterbäddar på Säby gård - Utvärdering av funktion, kostnad och effektivitet. En åtgärd inom projekt Levande kust. *BalticSea2020*.
- Kynkäänniemi P. 2014. Small Wetlands Designed for Phosphorus Retention in Swedish Agricultural Areas – Efficiency variations during the First Years after Construction. Doktorsavhandling *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae* 2014:70. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Kynkäänniemi, P., Ulén, B., Torstensson, G. and Tonderski, K.S. 2013. Phosphorus Retention in a Newly Constructed Wetland Receiving Agricultural Tile Drainage water. *Journal of Environmental Quality* 42(2), 596-605.
- Land M., W. Granéli, A. Grimvall, C.C. Hoffmann, W.J. Mitch, K.S. Tonderski & J.T.A. Verhoeven. 2016. Hur bra är anlagda och restaurerade våtmarker på att rena vatten från kväve och fosfor? MISTRA EviEM Sammanfattning.
- Larsson, M. och Gyllström, M. 2013. Åtgärder för god ekologisk status i ett jordbruksdominerat avrinningsområde. Exemplet Lillån. Länsstyrelsen Västmanlands län, rapport 2013:16
- Lewan, E. 1994. Effects of a catch crop on leaching of nitrogen from a sandy loam: Simulations and measurements. *Plant and Soil* 166:137-152.
- Lindén, B., Aronsson, H., Engström, L., Torstensson, G. och Rydberg, T. 2006. Kväve mineralisering och utlakning av kväve och fosfor på en lerjord vid Lanna i Västergötland. *Ekohydrologi nr 91*, Avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala
- Lindmark, P. 2013. Tvåstegsdiken. Ett steg i rätt riktning? Rapport 2013:15, Jordbruksverket, Jönköping.
- Linefur, H., Norberg, L., Andersson, S. och Blomberg, M. 2018. Växtnäringsförluster från åkermark 2016/2017. *Ekohydrologi* 156, *SLU*

- Lindström, J. & Ulén, B. 2003. Effekt av kalk i täckdikensåterfyllningen på fosforförluster från jordbruksmark. Slutrapport SJV, Dnr 25-5666/99, Jordbruksverket, Jönköping.
- Lindström J. och Ulén, B. 2011. Fosforläckage med kalkfilterdike Rapport till Jordbruksverket (SLU).
- Liu, J., Aronsson, H., Ulén, B. & Bergström, L. 2012a. Potential phosphorus leaching from sandy topsoils with different fertilizer histories before and after application of pig slurry. *Soil Use and Management* 28:457-467.
- Liu, J., Aronsson, H., Bergström, L. & Sharpley, A. 2012b. Phosphorus leaching from loamy sand and clay loam topsoils after application of pig slurry. *SpringerPlus* 1:53 <http://www.springerplus.com/content/pdf/2193-1801-1-53.pdf>
- Liu, X., Zhang, X. and Zhang, M. 2008. Major Factors Influencing the Efficacy of Vegetated Buffers on Sediment Trapping: A Review and Analysis. *Journal of Environmental Quality*, 37: 1667-1674.
- Liu J., B. Ulén, G. Bergkvist, and H. Aronsson. 2014. Phosphorus leaching from soil lysimeters with catch crops after freezing-thawing. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 99:17-30.
- Lundekvam, H., and S. Skjøien. 1998. Soil erosion in Norway. An overview of measurements from soil loss plots. *Soil Use and Management* 14:84-89.
- Mattsson, L. 2002. Exploiting P in heavily P-dressed fields in Sweden. *Arch. Acker- Pfl. Boden.*, 48:577-583.
- Miami Conservancy District, 2009. Getting better water quality from an agricultural ditch. Project information. [www.miamiconservancy.org](http://www.miamiconservancy.org)
- Myrbeck, Å., Stenberg, M. and Rydberg, T. 2012. Establishment of winter wheat – strategies for reducing the risk of nitrogen leaching in a cool-temperate region. *Soil & Tillage Research*, 120: 25-31.
- Myrbeck, Å. 2014. Soil tillage influences on soil mineral nitrogen and nitrate leaching in Swedish arable soils. Doctoral Thesis No. 2014:71. Faculty of natural resources and agricultural sciences, SLU.
- Neumann, A., Torstensson, G. and Aronsson, H. 2012. Nitrogen and phosphorus leaching losses from potatoes with different harvest times and following crops. *Field Crops Research* 133, 130-138.
- Nilsson, H. och Olofsson, S. 2015. Miljöeffekter på Greppa Näringens gårdar - resultat från rådgivningen 2001-2013. Jordbruksverket, Greppa näringen (arbetsdokument).
- Norberg, L. and Aronsson, H. 2019. Effect of an oilseed radish cover crop on N and P losses in southern Sweden (manuscript)
- Pote, D.H., T.C. Daniel, D.J. Nichols, A.N. Sharpley, P.A. Moore Jr., D.M. Miller, and D.R. Edwards. 1999. Relationship between phosphorus levels in three urtisol soils and phosphorus concentrations in runoff. *Journal of Environmental Quality* 28:170-175.
- Puustinen, M., J. Koskiahio, and K. Peltonen. 2005. Influence of cultivation methods on suspended solids and phosphorus concentrations in surface runoff on clayey sloped fields in boreal climate. *Agric. Ecosystems Environment* 105: 565-579.
- Riddle, M.U., and L. Bergström. 2013. Phosphorus leaching from two soils with catch crops exposed to freeze-thaw cycles. *Agronomy Journal* 105:803-811.
- Ritzema, H.P. & Braun, H.M.H. 1994. Environmental aspects of drainage. In: *Drainage Principles and Application*. H.P. Ritzema (Ed.). ILRI Publication 16: 1041-1065.
- Šaulys, V. & Bastienė, N. 2008. The impact of lime on water quality when draining clay soils. *Ekologija* 54: 22-28.
- Sanchez Valero, C., Madramootoo, C. A. & Stämpfli, N. 2007. Water table management impacts on phosphorus loads in tile drainage. *Agricultural Water Management* 89:71–80.
- SCB. 2014. Gödselmedel i jordbruket 2012/13. *Statistiska meddelanden, MI 30 SM 1402, SCB, Stockholm*
- SCB, 2017. Gödselmedel i jordbruket 2015/16. Mineral- och stallgödsel till olika grödor samt hantering och lagring av stallgödsel. Rapport MI 30 SM 1702.
- Schoumans, O.F. & Groenendijk, P. 2000. Modeling soil phosphorus levels and phosphorus leaching from agricultural land in the Netherlands. *Journal of Environmental Quality*, 29, 111–116.
- Simard, R.R., Beauchemin, S. & Haygarth, P.M. 2000. Potential for preferential pathways of phosphorus transport. *Journal of Environmental Quality* 29:277-293.

- Skaggs, R.W. 1987. Design and management of drainage systems, Keynote address. In: Proceedings of the 5th National Drainage Symposium. American Society of Agricultural Engineers 7-87, 1.
- Skaggs, R.W., Brevé, M.A. & Gilliam, J.W. 1994. Hydrologic and water quality management impacts of agricultural drainage. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 24(1): 1-32.
- Stenberg, M., Aronsson, H., Lindén, B., Rydberg, T. & Gustafson, A. 1999. Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combined with a catch crop. *Soil Tillage Res.* 50:115-125.
- Stenberg, M. 2010. Reducerad jordbearbetning på rätt sätt – en vinst för miljön! Jordbruksverket rapport 2010:36.
- Stewart, A., Sharon, R., Franz, B., Fomradas, K., Hilliard, C. and Hall, S. A planning tool for design and location of vegetative buffers on watercourses in the Canadian prairies. *Journal of Soil and Water Conservation*, 66(4):97-103.
- Stjernman Forsberg L., Kyllmar K., Andersson S., Ulén B., Djodjic F., Gustafsson J. och J. Malgeryd. 2013. Halving of P losses after implementation of mitigation measures in a small agricultural catchment in Sweden. Poster Abstract P77, sid 146 i Programme and Book of Abstracts from the 7th International Phosphorus Workshop, IPW7, Uppsala, Sweden, 9-13 September 2013.
- Sturite I., T.M. Henriksen, T.A. Breland. 2007. Winter losses of nitrogen and phosphorus from Italian ryegrass, meadow fescue and white clover in a northern temperate climate. *Agriculture Ecosystems and Environment* 120:280–290.
- Stämpfli, N. & Madramootoo, C.A., 2006. Dissolved phosphorus losses in tile drainage under subirrigation. *Water Qual. Res. J. Can.* 41:63–71.
- Svanbäck, A., B. Ulén, L. Bergström, and P. J. A. Kleinman. 2015. Long-term trends in phosphorus leaching and changes in soil phosphorus with phytomining. *Journal of Soil and Water Conservation* 70:121-132.
- Sveriges officiella statistik, 2014. Dränering av jordbruksmark 2013, slutlig statistik. Statistiska meddelanden: JO 41 SM 1402. Statens jordbruksverk, Jönköping.
- Syversen, N. and Borch H. 2005. Retention of soil particle fractions and phosphorus in cold-climate buffer zones. *Ecological Engineering* 25:382-394
- Söderström, M. and K. Piikki. 2016. Digital soil map: Detailed mapping of soil texture in the topsoil of the arable land. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil and Environment, Precision agriculture. Technical report 37 (in Swedish)
- Tarkalson, D.D., and L. R. Mikkelsen. 2004. Runoff phosphorus losses as related to soil test phosphorus and degree of phosphorus saturation on piedmont soils under conventional and no-tillage. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 35:2987-3007.
- Tiessen, K.H.G., Elliott, J.A., Yarotski, J. Lobb, D.A., Flaten, D.N., Glozier, N.E. 2010. Conventional and conservation tillage: Influence on seasonal runoff, sediment, and nutrient losses in the Canadian Prairies. *J. of Environmental quality*, 39:964-980.
- Torbert, H.A., T.C. Daniel, J.L. Lemunyon, and R.M. Jones. 2002. Relationship of soil test phosphorus and sampling depth to runoff phosphorus in calcareous and noncalcareous soils. *Journal of Environmental Quality* 31:1380-1387.
- Turtola, E. & A. Jaakkola. 1995. Loss of phosphorus by surface waters runoff and leaching from a heavy clay soil under barley and grass ley in Finland. *Acta Agric. Scand. Sect. B-Soil Plant Sci.* 45: 159-165.
- Ulen, B. 1997. Nutrient losses by surface runoff from winter green and spring-ploughed soil in the south of Sweden. *Soil & Tillage Research* 44:165-177.
- Ulen, B. and Mattson, L. 2003. Transport of phosphorus forms and nitrate through a clay soil under grass and cereal production. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 65: 129-140.
- Ulen, B., and T. Kalisky. 2005. Water erosion and phosphorus problems in an agricultural catchment—Need for natural research for implementation of the EU Water Framework Directive. *Environmental Science & Policy* 8:477-484.
- Ulen, B. 2008. Odlå gröda men inte övergöda. I: Havet – om miljötillståndet i svenska havsområden. Naturvårdsverket, Stockholm.

- Ulén, B., H. Aronsson, M. Bechmann, T. Krogstad, L. Øygarden, and M. Stenberg. 2010. Soil tillage measures to control phosphorus loss and potential side-effects: A Scandinavian review. *Soil Use and Management* 26:94-107.
- Ulén, B. and Jakobsson, C. 2005. Critical evaluation of measures to mitigate phosphorus losses from agricultural land to surface waters in Sweden. *Science of the total environment*, 344:37-50.
- Ulén B., Alex G., Kreuger J., Svanbäck A. och A. Etana, 2012. Particulate-facilitated leaching of glyphosate and phosphorus from a marine clay soil via tile drains. *Acta Agriculturae Scandinavica*, Section B, 62:241-251.
- Ulén, B. & Etana, A. 2014. Phosphorus leaching from clay soils can be counteracted by structure liming, *Acta Agriculturae Scandinavica*, Section B — Soil & Plant Science, 64:5, 425-433.
- Ulén, B., Larsbo, M., Koestel, J., Hellner, Q., Blomberg, M. & Geranmayeh, P. 2018 Assessing strategies to mitigate phosphorus leaching from drained clay soils. *Ambio Suppl 1*, 114-123. DOI 10.1007/s13280-017-0978-7
- Ulén, B., Etana, A., Larsbo, M och Blomberg M. 2019. Näringsläckage från en vermikulitlera med konventionell odling jämfört med ogödslad träda *Ekohydrologi* 157 (under tryckning).
- Uusi-Kämpä, J. and Jauhiainen, L. 2010. Long-term monitoring of buffer zone efficiency under different cultivation techniques in boreal conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137: 75-85.
- van der Zee, S.E.A.T.M., Van Riemsdijk, W.H. & De Haan, F.A.M. 1990. The protocol of phosphate saturated soils Part I: explanation (in Dutch). Department of soil science and plant nutrition, Faculty of agriculture, Wageningen, The Netherlands, pp. 69.
- Vu, D.T., Tang, C. and Armstrong, R.D., 2009. Tillage system affects phosphorus form and depth distribution in three contrasting Victorian soils. *Australian Journal of Soil Research*, 47:33-45.
- Wedding B. 2004. Näringsämnesreduktion i nyanlagda dammar. Aktuella resultat nr 3 - 2004. Höje å projektet & Kävlingeå-projektet. Ekologgruppen, Landskrona.
- Weisner S. 2012. Potential hos våtmarker anlagda för fosfor- och kväveretention i jordbrukslandskapet: analys och tolkning av mätresultat. Redovisning av projekt som genomförts med bidrag från Jordbruksverket beslutat 2011-07-01 (Dnr 25-7087/11).
- Weisner S.E.B., Johannesson K., Thiery G., Svengren H., Ehde P.M. and Tonderski K.S. 2016. National Large-Scale Wetland Creation in Agricultural Areas-Potential versus Realized Effects on Nutrient Transports. *Water* 8(11).
- Weppling, K., Palko, J. & Puustinen, M. 1995. Kalkkisuodinoja uusi ojitusmenetelmä. *Vestitalous* 1, 1995.
- Wesström, I. 2002. Reglerad dränering - mindre kvävebelastning och högre skörd. *FAKTA Jordbruk* Nr 13, SLU.
- Wesström, I. 2006. Controlled drainage and subirrigation - water management options to reduce nonpoint source pollution from agricultural land. NJF-seminar No. 373, Transport and retention of pollutants from different production systems, 11-14 June 2006, Tartu, Estonia. NJF report 2 (5).
- Wesström, I. & Messing, I. 2007. Effects of controlled drainage on N and P losses and N dynamics in a loamy sand under cultivation. *Agricultural Water Management* 87 (3), 229-240.
- Wesström, I., Joel, A. & Messing, I. 2014. Controlled drainage and subirrigation – water management options to reduce non-point source pollution from agricultural land. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 198: 74–82.
- Wetterlind, J., Stenberg, B., Stenberg, M. & Lindén, B. 2006. Mouldboard ploughing in early autumn on clay soils – risk assessment of nitrogen leaching. Division of precision agriculture, Report 6 (in Swedish with English summary). Available at: <http://pub-epsilon.slu.se/280/01/porapp6.pdf>, accessed 28/10/2009.
- Øgaard, A.F. 2015. Freezing and thawing effects on phosphorus release from grass and cover crop species. *Acta Agriculturae Scandinavica*, Section B 65(6):529-536.