



Sveriges  
lantbruksuniversitet

Barbro Ulén, Claudia von Brömssen, Göran Johansson, Gunnar  
Torstensson och Lovisa Stjernman Forsberg

## Närsaltstrender i dräneringsvatten från observationsfälten 1988-2009



*Observationsfält 1D foto Barbro Ulén*

---

**Ekohydrologi 129**

**Uppsala 2011**

**Institutionen för Mark och miljö**

**Swedish University of Agricultural Sciences  
Department of Soil and Environment**

ISRN SLU-VV-EKOHYD-129-SE  
ISSN 0347-9307

---



# Innehållsförteckning

<b>Sammanfattning</b>	5
<b>Inledning</b>	5
<b>Observationsfält med mätstationer</b>	6
<b>Provtagning och analyser</b>	7
<i>Jordprov och vattenprov</i>	7
<i>Analyser och primära beräkningar</i>	7
<b>Beräkningar av gödslingen och närsaltstrender</b>	8
<i>Gödsling</i>	8
<i>Årsmedelhalter och närsaltstrender</i>	8
<b>Resultat och diskussion</b>	8
<i>Textur och lösta närsaltskoncentrationer i dräneringsvattnet</i>	9
<i>Produktionsinriktning och trender i gödslingen</i>	9
<i>Närsaltstrender</i>	9
<i>Slutsatser</i>	13
<i>Referenser</i>	14



## Sammanfattning

Inom programmet Observationsfält på åkermark undersöks avrinning, växtnäringens utlakning och odlingsåtgärder på ett antal fält (13 st) som ingår i lantbrukarens normala drift. Programmet ingår i den nationella miljöövervakningen av jordbruksmark med Naturvårdsverket som ansvarig myndighet, och med SLU som ansvarig utförare. Mann-Kendall test har använts för att utvärdera om läckaget av kväve och fosfor minskat sedan 1988, det år då alla fält började vara i drift. Testet har anpassats till den manuella provtagning som skett var 14:e dag 'Mann-Kendall-biweekly' sedan programmet startade.

Det har skett en statistiskt säker minskad trend (3% per år) av koncentrationerna nitratkväve ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) från två av fälten. Ett av dessa får sedan 1993 inte längre någon stallgödsel, har vissa år haft reducerad jordbearbetning eller endast vårplöjning, och alla trädor har brutits sent under säsongen under senare år. Det andra fältet med minskande kvävekoncentrationer har odlats med fånggröda kombinerat med vårplöjning sedan 1999 så ofta det varit möjligt i växtföljderna. Dessutom beräknades en minskad trend av löst reaktiv fosfor (DRP) från det senare fältet och ett annat fält. Båda har haft en ogödslad träda som en inre skyddszon på den del av fältet där dräneringsledningarna mynnar ut, den ena under åren 1999–2010 och den andra sedan 2001.

Det beräknades ingen statistiskt säker trend i någon riktning för totalfosforhalten i dräneringsvattnet från något av de 13 fälten. Det fanns en ökande trend av löst reaktiv fosfor i dräneringsvattnet från ett fält som fått ökande fosforgödning. Fosforgödslingen under den senaste perioden har skett nästan varje år, även åren efter potatis och sockerbetor. Den generella fosforinivån i detta dräneringsvatten är emellertid låg ( $4\text{--}13 \mu\text{g L}^{-1}$ ), sannolikt beroende på att både matjorden och alven har en hög kapacitet att binda (sorbera) fosfor till ytan av jordpartiklarna.

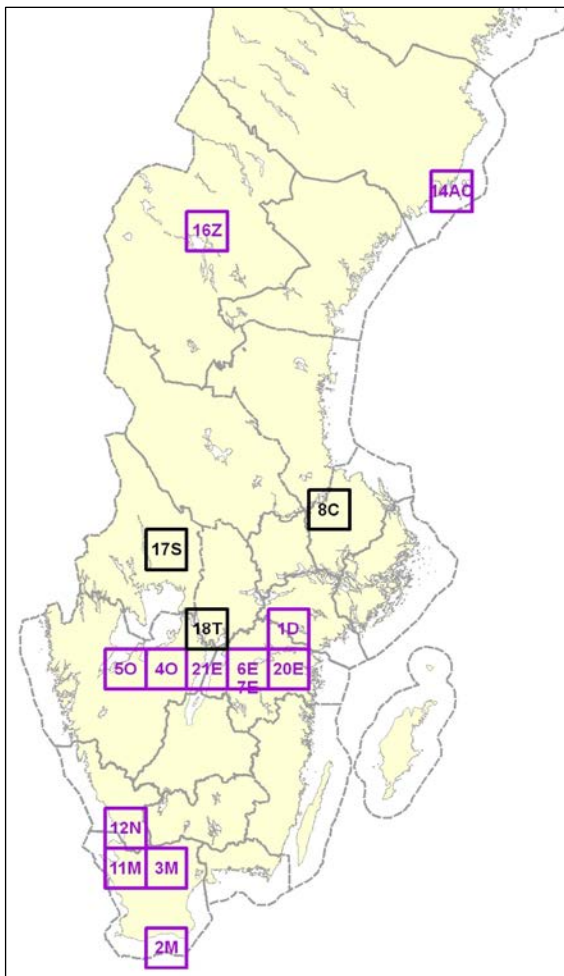
Eftersom näringskoncentrationerna är så starkt beroende av väder och klimatförändringar är det inte förvånande att antalet funna trender som varit statistiskt säkra var begränsade. Resultaten visar betydelsen av långtidsövervakning av kvalitén på det vatten som lämnar jordbruksfälten.

## Inledning

Näringsämnen som rinner bort med vatten från åkermark bidrar till övergödning av sjöar och kustvatten. Samhället har både på ett nationellt plan och genom internationella överenskommelser, såsom nitratdirektivet (Jordbruksverket, 2006) och Baltic Sea Action Plan (HELCOM, 2007), uppställt klara miljömål för vad som är acceptabel inverkan på vattensystemen orsakade av bl. a. växt- och animalieproduktionen. Sektorsmål och åtgärdsprogram för reduktion av växtnäringens förluster från jordbruksmark till vattensystemen har upprättats (Jordbruksverket, 2000). Genom miljöövervakning kontrolleras graden av målpuff-fyllelse, samtidigt som övervakningen interagerar med forskningen. Observationsfält på åkermark är en metod för att följa jordbrukets förändrade odlingsåtgärder och hur detta inverkar på kvalitén på det avrinnande vattnet från jordbruksmarken (Naturvårdsverket, 2008). Projektet finansieras av Naturvårdsverket.

Det har införts flera restriktioner i stallgödselhanteringen i södra Sverige sedan 1990-talet. Dessa innefattar allmänna begränsningar av djurtätheten baserat på fosforinnehållet i stallgödseln vilket motsvarar max 1,6 djurenheter per hektar (ha). Stallgödselspridningen på hösten och vintern är också begränsad. Inom rådgivningen har man rekommenderat att anpassa gödslingen så att det inte tillförs mer kväve och fosfor än vad som förs bort med skörden, dvs. en strategi med balanserad växtnäringshushållning på fältnivå. Miljöersättningar för att så fånggröda och för att ersätta höstplöjning med vårplöjning erbjuds i södra Sverige sedan början av 2000-talet.

Det finns många osäkerheter när man beräknar växtnäringens förluster till vattendrag vilket gör det svårt att bestämma de direkta effekterna av förändrade jordbruksåtgärder i vattnet som lämnar fälten. Väderförhållanden och tidsskillnaden mellan odlingsåtgärderna och avrinningen är några exempel. Man riskerar därför att hydrologiska och meteorologiska variationer överskuggar förändringar i jordbrukspraxis och att antalet statistiskt säkra trender är få. Förlusten av totalfosfor är vanligen relaterad till jordförlusten och denna är extremt beroende av väder och klimatförändringar. Därför bör man också ta med fosfor i löst form, t.ex. i löst reaktiv form (DRP), när man relaterar vattenkvalitén med åtgärder inom de areella näringarna. Man behöver också göra trendberäkningar baserade på många års observationer. Trendberäkningarna här har gjorts under perioden 1988-2009 dvs. fr. o. m. det år då alla nuvarande 13 observationsfält har varit i drift.



**Figur 1.** Observationsfältens ungefärliga läge. På fälten 8 C, 17 S och 18 T sker sedan flera år inga mätningar. Ingen trendberäkning har gjorts för dessa fält.

**Tabell 1.** Huvudsaklig driftsinriktning på observationsfälten och regionens normalnederbörd 1961/90 (källa: SMHI:s nederbörds-karta)

Fält	Drifts- inriktning	Normal- Nederbörd (mm)
2 M	Växtodling	650
3 M	Mjök	650
11 M	Mjök	750
12 N	Mjök	800
4 O	Köttjur	600
5 O	Växtodling	600
21 E	Växtodling	500
6 E	Växtodling	500
20 E	Nöt, svin	550
7 E	Nöt	500
1 D	Mjök, eko- logisk	550
16 Z	Mjök	500
14	Växtodling	600
AC	#	

# Fält 14 AC innehåller även ett antal försöksrutor med olika odling och gödsling.

## Observationsfält med mätstationer

Observationsfälten ingår i lantbrukens normala drift och årligen rapporterar lantbrukarna in flertalet företagna odlingsåtgärder. Fälten, som varierar i storlek från 4 till 34 ha, är utvalda så att allt vatten i dräneringssystemet, förutom eventuellt tillkommande grundvatten, härstammar från det regn- eller bevattningsvatten som fallit på fältet. Via dräneringsledningarna förs vattnet sedan till en mätstation där prov tas och flödet mäts med ett triangulärt överfall och en kontinuerligt skrivande pegel. Flertalet av mätstationerna är även utrustade med OTT Thalimedes-datalogger för automatisk registrering av vattenståndshöjden i Thomson-överfallet. Det pågår även installation för loggerbaserad flödesregistrering och detta är nu genomfört på 8 fält. Registreringen av vattenståndet sker med hjälp av en deplacementkropp (ø ca 9 cm) som hänger i en lastcell. Då vattennivån ändrar sig omkring deplacementkroppen ändras belastningen på lastcellen (Arkimedes princip) viken registreras av loggern och översätts till mm vattenstånd över V-spetsen. Mätmetoden har ofta en bättre upplösning och noggrannhet än en skrivande pegel och efterföljande avläsning på ett digitaliseringsbord. Loggern beräknar aktuell avrinning 2 gånger per minut vilken sedan summeras och lagras som timavrinning (Torstensson & Johansson, 2011).

Det är bara en station, 14 AC, som har separat mätning av yt- och dräneringsvatten. Ytavrinnande vatten som uppträder på övriga fält infiltrerar till täckdikessystemet och i vissa fall leds det via speciella ytvattenntag direkt till systemet. Ytvattnet ingår därmed i det flöde som registreras via mätstationen i utloppet av fältet. Allt detta uppmätta vatten kallas här genomgående för dräneringsvatten även om det ofta kan finnas inslag av både yt- och grundvatten i vattnet som lämnar fälten via dräneringssystemen.

**Tabell 2.** Fältens storlek (hektar) använda vid transportberäkningarna, internationell (och svensk) jordartsklass i matjorden, dess specifika yta (SSA) och 'graden av fosformättnad' (DPS-AL) både i matjord (0–20 cm) och alv (20–90 cm) år 2005

Field	Area (ha)	Jordartsklass	SSA ( $\text{m}^2 \text{m}^{-3} \times 10^{-6}$ )	DPS-AL <sub>(0-20)</sub> (%)	DPS -AL <sub>(20-90)</sub>
14AC <sup>a</sup>	8,4	Loam (lerig mjäla)	2,4	14	9
16Z	7,4	Loam (mjälig lättlera)	3,9	15	10
1D	6,6	Silty clay loam (mjälig mellanlera)	4,7	11	12
7E	27,1	Clay loam (styv lera)	5,5	14	13
20E	5,0	Clay (styv lera)	6,9	13	10
21E	4,4	Sandy loam (sandig lättlera)	2,7	38	25
6E	10,7	Loam (lerig grovmo)	2,7	17	24
4O	19,3	Silty clay loam (mjälig mellanlera)	4,5	7	14
5O	10,9	Loam (mjälig lättlera)	2,8	11	16
12N	14,5	Sandy loam (lerig sand)	1,8	9	2
11M	22,2	Silty clay loam (mjälig mellanlera)	5,3	6	8
3M	8,6	Loamy sand (moig sand)	1,0	87	>100
2M	33,8	Loam (moig lättlera)	3,0	22	20

<sup>a</sup>Ytan innefattar experimentrutor

## Provtagning och analyser

### Jordprov och vattenprov

Jordprovtagning utfördes på tre nivåer (0–20, 20–60 och 60–90 cm) år 2005 med en allmän provtäthet av ett prov per ha och med ett minimantal av 10 prov per ha för de sex fält som är mindre än 10 ha. Fält 11M provtogs dock två år tidigare och med större provtäthet för matjorden.

Dräneringsvattnet har provtagits manuellt (momentan provtagning), som regel varannan vecka då det funnits flöde. Under höghöjden har det i vissa fall förekommit förtätad provtagningsfrekvens. Vattenanalyserna har utförts vid institutionen för Mark och miljö vid SLU, dit proven nått inom ett dygn. De analyser som används i trendanalysen har varit, totalfosfor, löst reaktiv fosfor (DRP) (som ungefär motsvarar fosfatfosfor), totalkväve och nitrat + nitritkväve.

### Analys och primära beräkningar

Jordprovets kornstorleksfördelning (textur) analyserades med pipettmetoden vid det markfysikaliska laboratoriet, Institutionen för Mark och Miljö, SLU och klassificerats enligt ett internationellt system (FAO-ISRIC, 1990) (Tabell 2). Resultaten beräknades också om som jordens specifika yta ( $\text{m}^2 \text{m}^{-3} \times 10^{-6}$ ) genom att använda standardkoefficienter för de tre kornstorleksfraktionerna ler, mjäla och sand (Ulén m fl., 2001). Den i Sverige vanliga sura extraktionslösningen med ammoniumlaktat (AL) enligt Egnér m fl. (1960), användes för att bestämma den växttillgängliga fosfor i jorden (P-AL). Dessutom analyserades järn (Fe-AL) och aluminium (Al-AL) i samma extrakt. Därefter omräknades resultaten till graden av fosformättnad (DPS-AL) som kvoten mellan P-AL och summan av Fe-AL och Al-AL på basis av molvikterna enligt Ulén (2006).

Vattenanalyserna har hela tiden utförts av vattenlaboratoriet vid SLU, Institutionen för Mark och miljö, vilket sker enligt Handboken för miljöövervakning (Naturvårdsverket, 2008). Tillämpade analysmetoder finns beskrivna i laboratoriets kvalitetsmanual (Anonym, 2010). Totalfosfor analyseras som reaktiv fosfor efter uppslutning (oxidation i sur miljö). Löst reaktiv fosfor ( $\text{DRP}_c$ ) analyserades efter centrifugering (3000 rpm under 20 minuter) under perioden 1988–2001, och f o m. 2000 efter filtrering ( $\text{DRP}_f$ ) med filter som har porstorleken 0,2  $\mu\text{m}$  (Schleicher & Schüll GmbH, Dassel, Germany). För svenska lerjordar har dessa förbehandlingar visat sig vara viktiga för resultaten eftersom de fina lerpartiklarna hålls kvar effektivare av filtren än genom centrifugeringen. De äldre  $\text{DRP}_c$  resultaten (t o m. 1999) räknades därför om till  $\text{DRP}_f$ , med hjälp av regressionskvationer med de två förbehandlingarna från perioden 2000–2001. För de flesta av de lättare jordarna (fälten 3M, 6E och 12N), var denna korrektion liten och motsvarande en minskning på 1–4% jämfört med  $\text{DRP}_c$  halterna. För mjälalättleror (silty clay loams) dvs. fälten 4O, 11M och 1D), beräknades  $\text{DRP}_f$  -värdena att vara ung. 20% lägre jämfört med  $\text{DRP}_c$ -värdena under perioden 1988–1999.

## Beräkningar av gödslingen och närsaltstrender

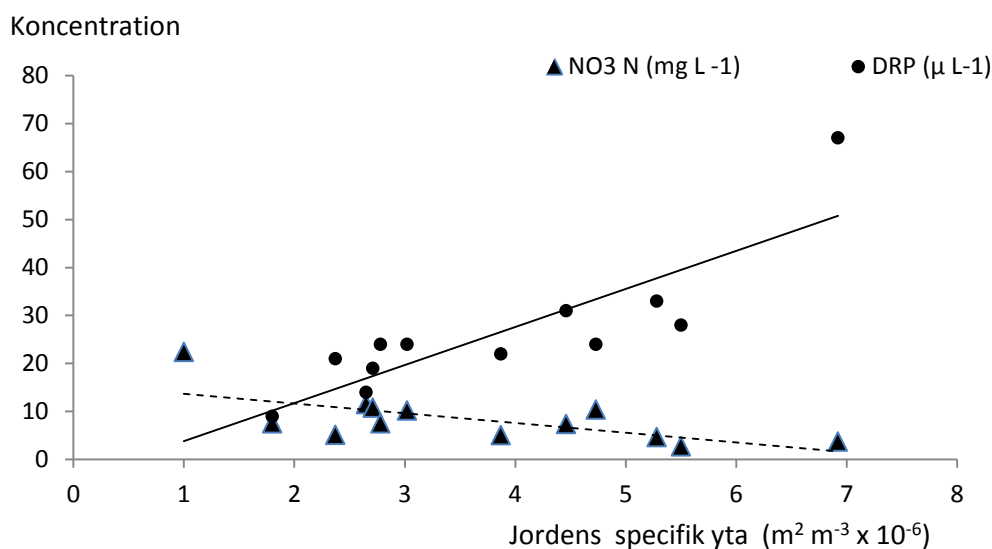
### Gödsling

Fyra av fälten är uppdelade på olika skiften och i dessa fall arealviktades all gödsling. Mineralgödsel som ges till fälten har känt innehåll. Den stallgödsel som applicerats har beräknats att ha en standardsammansättning av kväve och fosfor enligt Steineck m fl. (1999). Svin- och nötflytgödsel som gavs till fält 12N beräknades ha något lägre torrvikthalt än vad som är vanligt (6% jämfört med 9%) baserat på erfarenheter från denna gård. Ekologisk vall (fält 1D) och konventionell men klöverrik vall (fält 16Z) uppskattades att fixera kväve som resulterade i ett nettotillskott (Engström och Lindén, 2008), inklusive året då vallen såddes in. Detta extra tillskott antogs motsvara ett värde av + 30 kg N under året med insädd och av + 100 kg N under två år med klövervall. Dessa siffror adderades till kvävegödslingen. En sexårsperiod i början av perioden jämfördes med sex år i slutet för att ungefär täcka in en växtföljd och eliminera att fosforgödsling vanligen inte sker varje år.

### Årsmedelhalter och närsaltstrender

För dräneringsvatten gäller att dygnskoncentrationer har interpolerats fram linjärt för tiden mellan provtagningarna. Dygnskoncentrationerna har sedan multiplicerats med dygnsavrinningarna för att beräkna dygnstransporter som därefter summerats till årstransporter. Årsmedelhalterna av närsalterna har slutligen räknats fram genom att dividera årstransporten med årsavrinningen.

Det icke-parametriska periodtestet Mann-Kendall (Hirsch & Slack, 1984; Loftis m fl., 1991) användes för att beräkna trender. Mann-Kendall testet är robust (McBride, 2005), som i det här sammanhanget betyder att det är relativt okänsligt för enstaka extrema värden. Metoden förutsätter att det inte är några trender eller långtidsförändringar i själva vattenföringen. Metoden tar inte heller hänsyn till några kovariat, dvs. till andra variabler som förbättrar uppskattningen av närsaltstrenden mot tiden. För att kunna urskilja påverkan från en eller några få andra faktorer (kovariat) förutom vattenföringen kan man använda 'Partial Mann-Kendall test' (Libiseller & Grimvall, 2002). Perioden i testet sattes till 2 veckor som en anpassning till provtagningsschemat 'Mann-Kendall biweekly'. För att beräkna storleken på statistiskt säkra trender användes 'Sen slope' (Helsel & Hirsch, 1992).



**Figur 2.** Medelkoncentration av löst reaktiv fosfor (DRP) ( $\mu$ g L<sup>-1</sup>) och nitratkväve (NO<sub>3</sub>-N) (mg L<sup>-1</sup>) avsatt mot matjordens specifika yta ( $m^2 m^{-3} \times 10^{-6}$ ) hos observationsfälten. Spearmans korrelationskoefficienter var -0,85 för halten NO<sub>3</sub>-N ( $p < 0,001$ ) och 0,67 för halten DRP ( $p < 0,01$ ). Ett fält (3M) med ovanligt hög grad av fosformättnad i såväl matjord som alv har uteslutits.



## Resultat och diskussion

### *Textur och lösta näringskoncentrationer i dräneringsvattnet*

De 13 observerade fälten representerar sex av de sju mest vanliga svenska jordklasserna enligt Eriksson m. fl. (1998). Jorden i de olika fälten hade en specifik yta på mellan 1 och  $7 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3} \times 10^{-6}$  (Tabell 2).

I genomsnitt för alla fälten återfanns det mesta av kvävet (85%) i form av nitrat medan 45% av totalfosfor återfanns i löst reaktiv form (DRP). Andelen DRP i förhållande till totalfosfor varierade stort mellan fälten (15–95%). Medianvärdet för nitratkoncentrationerna mellan de olika fälten var  $7,5 \text{ mg L}^{-1}$  och motsvarande värde för DRP var  $24 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ . I allmänhet fanns det en relativt klar ( $p < 0,05$ ) korrelation mellan uppmätt nitrathalt och avrinning och mellan koncentrationen DRP och avrinningen över tiden för alla fälten. Nitratkoncentrationen var omvänt relaterad till jordens specifika yta (Figur 2), vilket inte är förvånande eftersom sandjordar med liten specifik yta är kända att läcka mer kväve än lerjordar med stor specifik yta.

Både matjorden och alven hade kraftigt förhöjd fosformättnadsgrad i den moiga sandjorden 3M, vilket var den troliga orsaken till de höga koncentrationerna av löst reaktiv fosfor i dräneringsvattnet från det fältet. För resten av fälten var koncentrationerna löst reaktiv fosfor måttliga och inte korrelerad till fosformättnadsgraden. Koncentrationerna DRP från de olika fälten ökade däremot tydligt med ökad specifik yta hos jorden (Figur 2). Antagligen kan man därför inte se koncentrationen löst reaktiv fosfor som ett resultat av en enkel frigörningsprocess direkt från fosfor i jorden utan den skulle också kunna bero på desorption (frigörning från ytan) från fosforrika och dispergerade fina lerpartiklar i det fria vattnet.

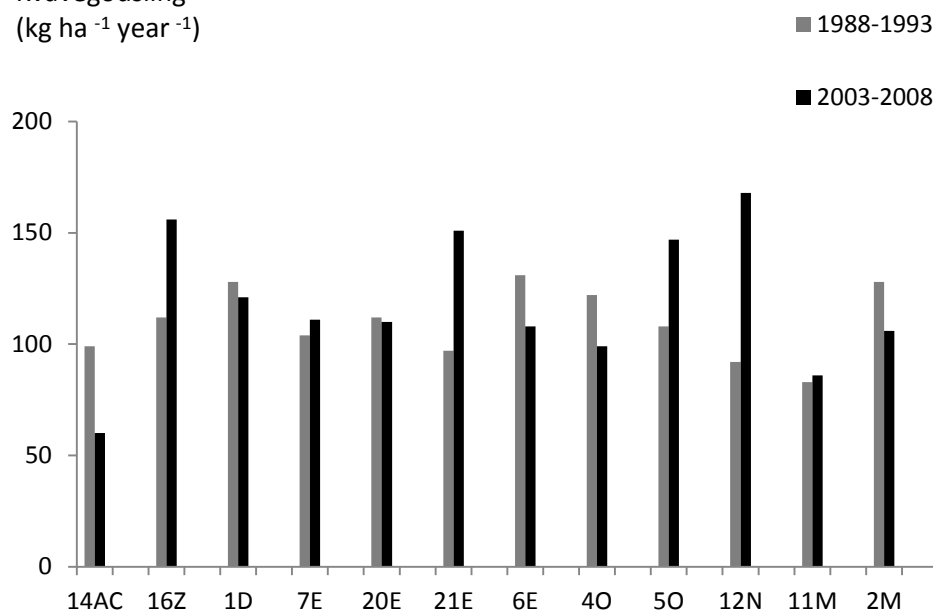
### *Produktionsinriktning och trender i gödslingen*

Fem av gårdarna till vilka fälten tillhör har enbart växtproduktion, sex är mjölkgårdar medan de andra två har svin och köttproduktion. Växtproduktionen domineras av korn och höstvetete. Bara på ett fåtal fält odlas fånggröda med rajgräs (*Lolium perenne* L.). Fyra av fälten (16Z, 7E, 12N och 2M) har fått ny ägare eller brukare under den studerade perioden men det har inte varit några stora förändringar i produktionen. Fält 1D ställdes dock om till ekologisk odling 1989 och har sedan dess fått strögödsel. Fält 21E utnyttjas för närvarande endast för växtproduktion. Det fick sin sista stallgödsel 1992 då man slutade med mjölkkor på gården.

Tre av de observerade fälten har gödslats med något mer kvävegödsel och tre med mindre kvävegödsel i början av perioden jämfört med slutet (Figur 3). Summan av mineral- och stallgödselkvävet var i genomsnitt  $110 \text{ kg ha}^{-1}$  de första sex åren (1988-1993). Femton år senare, under perioden 2003–2008, hade kvävegödslingen ökat med i genomsnitt  $10 \text{ kg ha}^{-1}$ , huvudsakligen i samband med mer frekvent odling av höstvetete. På fälten 21E och 5O, odlades höstvetete under 30% av tiden 1988-1993 och under 60% av tiden 2003-2009.

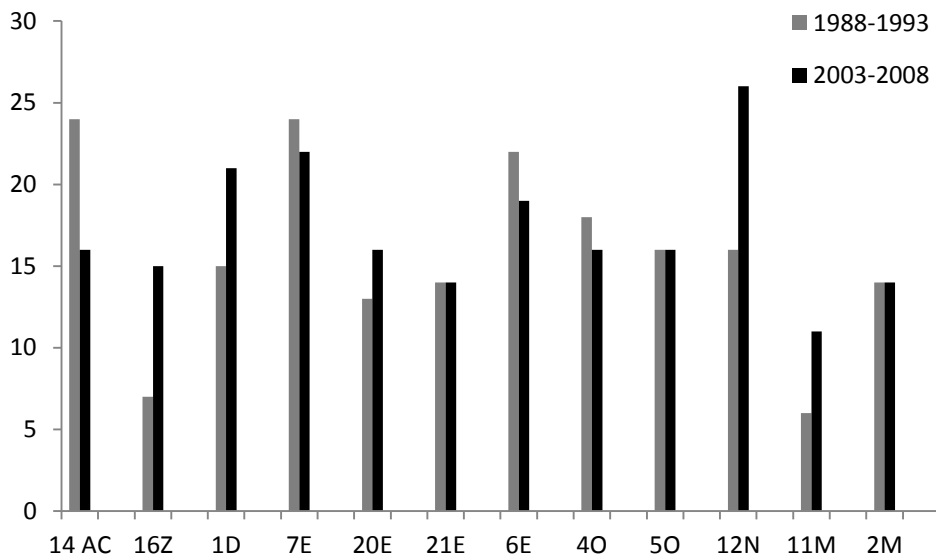
Den genomsnittliga fosforgödslingen ( $7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ } \text{år}^{-1}$ ) under 2003–2008 ligger nära den genomsnittliga för Sverige. Fosforgödslingen har varit fortsatt konstant ( $7\text{--}8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ } \text{år}^{-1}$ ) sedan 1920 (SCB, 2006). Till detta har fälten 6E och 5O fått stallgödsel från andra gårdar under den mellanliggande perioden som inte visas i Figur 4. För fält 12N har typen av stallgödsel förändrats som ett resultat av annan djurhållning sedan 2002. Nötgödsel, antingen i fast eller löst form, har tillförts upprepade gånger under den senaste perioden, och detta fält fick fosfor (antingen som mineralgödsel eller stallgödsel) mer eller mindre årligen, även år med vall och vårkorn. Medelvärdet för gödslingen av alla fält ( $18 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ } \text{år}^{-1}$ ) indikerar inte något allmänt överskott av markens fosforbalans eftersom den fosfor som fördes bort med grödan uppskattades (från schabloninnehåll) att motsvara  $12\text{--}25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ } \text{år}^{-1}$  för de olika fälten. Trender för växtnäringsbalanserna finns redovisade i Ulén m.fl. 2012.

Kvävegödsling  
(kg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>)



**Figur 3.** Medelvärde för gödslingen med kväve (N) till marken (kg ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) med mineral- och stallgödsel under de två perioderna 1988–1993 och 2003–2008. En klövervall på fält 16Z och en ekologisk vall på fält 1D beräknades bidra med ett nettotillskott av kväve vilket har inkluderats i staplarna.

Fosforgödsling  
(kg ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>)



**Figur 4.** Medelvärde för gödslingen med fosfor (P) till marken (kg ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) med mineral- och stallgödsel under de två perioderna 1988–1993 och 2003–2008.

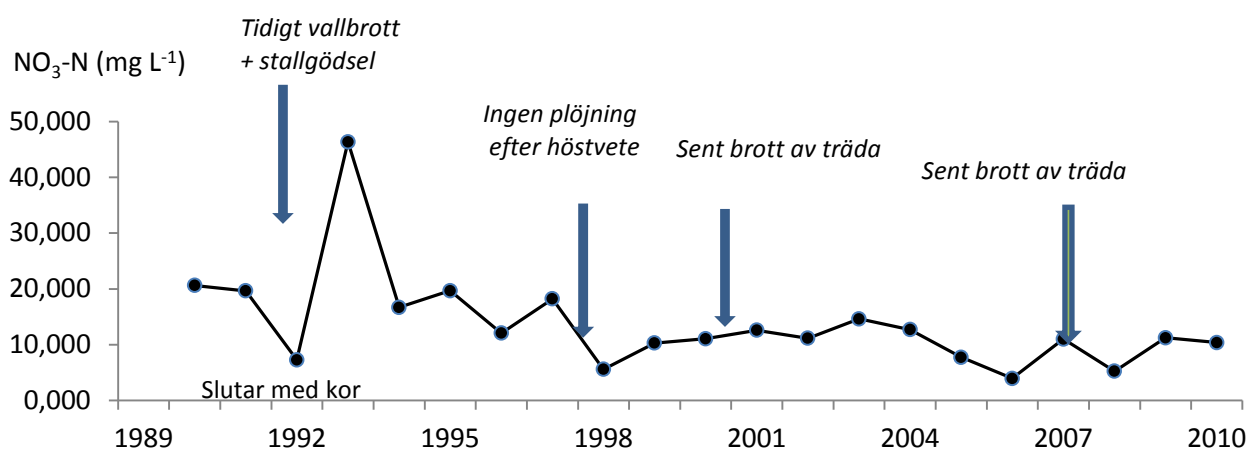
**Tabell 3.** Fält, antalet observationer (Obs) och resultatet av Mann-Kendall trendstatistik (MK stat) för nitratkväve (NO<sub>3</sub>-N) och löst reaktiv fosfor (DRP) i dräneringsvattnet från observationsfälten 1988–2009. Fet stil indikerar att resultaten är signifikanta (tvåsidigt test) i olika grad (p<0,005 eller p<0,001)

Fält	Obs.	NO <sub>3</sub> -N		DRP	
		MK stat	p-värde	MK stat	p-värde
14AC	422	0,64	0,521	–	–
16Z	512	0,36	0,720	1,91	0,057
1D	591	-0,26	0,797	-0,68	0,496
7E	488	0,97	0,332	-2,09	0,036
20E	380	1,73	0,053	1,24	0,213
21E	358	<b>-2,75</b>	<b>&lt;0,005</b>	1,60	0,113
6E	374	-0,16	0,875	-0,52	0,601
4O	488	<b>-3,87</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>-3,35</b>	<b>&lt;0,001</b>
5O	322	-0,15	0,877	1,36	0,173
12N	539	-0,95	0,341	<b>2,84</b>	<b>&lt;0,005</b>
11M	359	-0,52	0,606	<b>-3,27</b>	<b>&lt;0,005</b>
3M	516	-0,18	0,869	0,75	0,454
2M	447	-0,54	0,591	1,74	0,081

### Närsaltstrender

Det beräknades inga långtidsförändringar i själva avrinningen för något av fälten. Trendanalysen med 'Mann-Kendall biweekly' visade inte på någon signifikant trend av koncentrationen totalfosfor, och antagligen förändrades inte erosionen under perioden (Tabell 3).

Fält 21E, med en statistiskt säker minskande nitratkvävekoncentration har inte gödslats med stallgödsel sedan 1992. Detta år avslutades trädan tidigt under säsongen men senare trädesbrott har alltid skett sent på säsongen. Under senare år har jordbearbetningen reducerats i vissa fall (Figur 5). Även om man betraktade den förhöjda kvävehalten i samband med trädesbrottet och stallgödslingen 1993 som extremvärden och utesluter dem från Mann-Kendall testet, beräknades trenden fortfarande vara statistiskt säker och nedåtgående. Kväveläckaget minskade alltså från detta fält med lättjord trots att man började gödsla med mer mineralgödselkväve under senare år. Sent avslut av trädor och reducerad jordbearbetning senare år skulle kunna förklara trenden.



**Figur 5.** Årlig flödesvägd medelkoncentration av nitratkväve (NO<sub>3</sub>-N) i dräneringsvattnet från observationsfält 21E och några utvalda odlingsåtgärder under perioden 1988–2009. Figuren visar faktiska flödesvägda koncentrationer, medan trenderna är baserade på flödesnormaliserade koncentrationer över hela perioden 1988-2008.

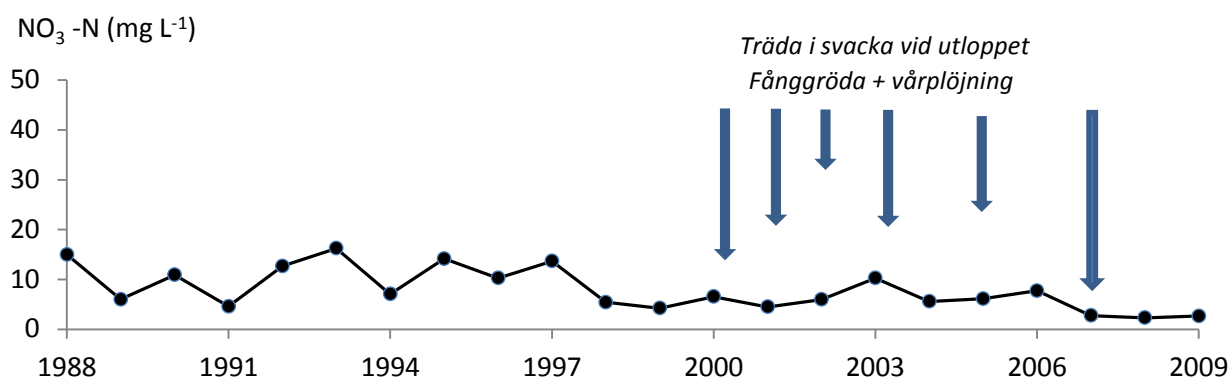
**Tabell 4.** Fält, medelkoncentration och med 'Sen slope' beräknad årlig trend av nitratkväve (NO<sub>3</sub>-N) och löst reaktiv fosfor (DRP) i dräneringsvattnet från observationsfälten 1988–2009, dels som absolutvärde (mg L<sup>-1</sup>) och dels i relation (%) till medelkoncentrationen under de första 2 åren av perioden

Kod	Medelvärde		Tidstrend			
	NO <sub>3</sub> -N (mg L <sup>-1</sup> )	DRP (mg L <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> -N (mg L <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> )	DRP (mg L <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> -N (%)	DRP (%)
21E	11,5	0,013	-0,49	–	3	–
4O	7,4	0,030	-0,38	-0,0010	3	2
12N	7,3	0,008	–	+0,00027	–	3
11M	4,6	0,033	–	-0,0018	–	3

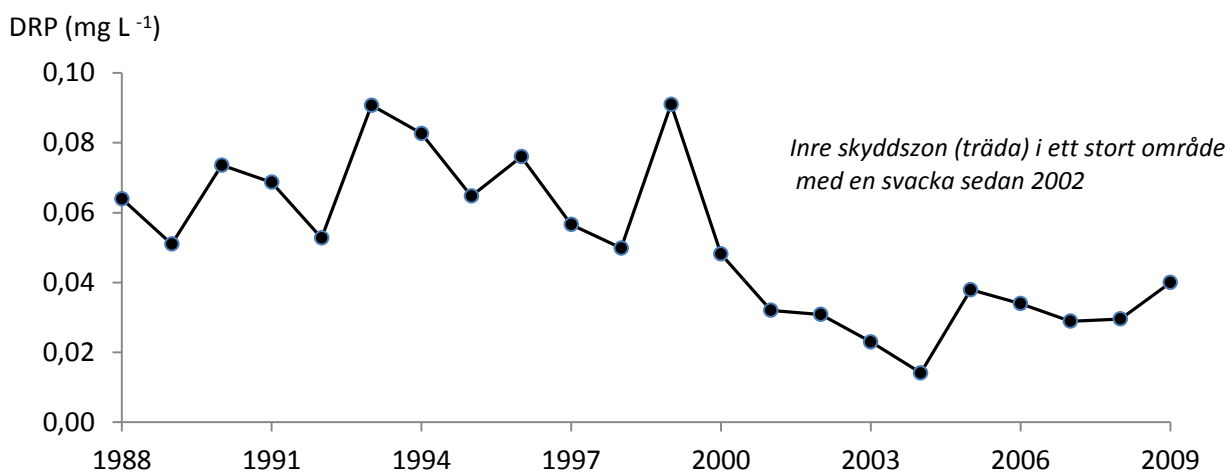
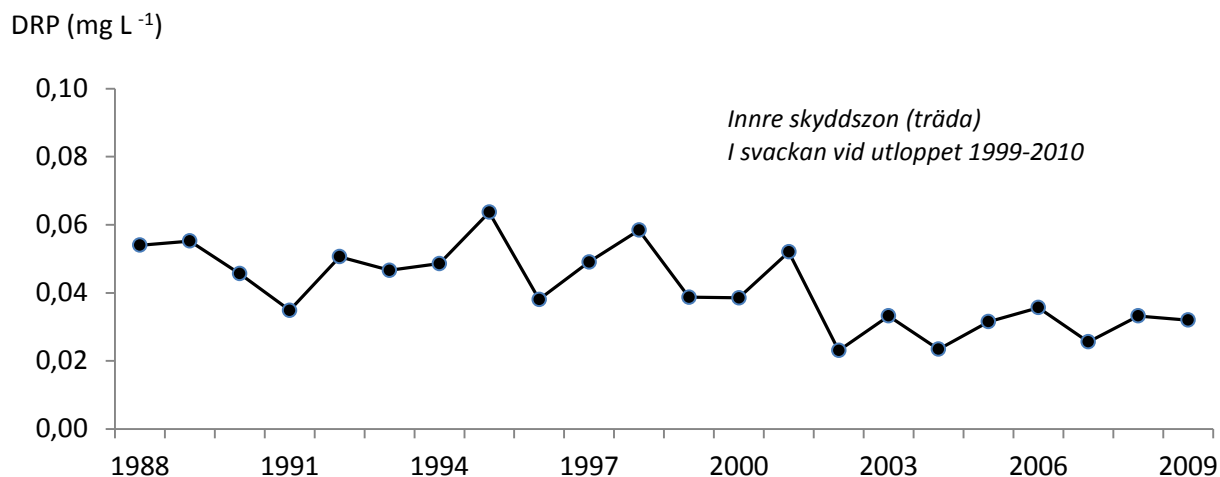
Fält 4O, som är uppdelat i fyra skiften och uppvisade minskande nitratrend gödslades något mindre och odlades upprepade gånger med fånggröda i kombination med vårplöjning på något eller några av skiftena efter 1999 (Figur 6). Dessutom var skiftet närmast utloppet i träda, som dock bröts under 2010. Fältet, som har en lerhalt på 22–33% i matjorden, uppvisade en ganska låg nitrat halt men den relativa minskningen var lika stor som för fält 21E (Tabell 4).

Den minskande trenden löst reaktiv fosfor från fält 4O liknade den från ett annat fält (11M), och båda fälten hade en inre skyddszon av ogödslad träda (Figur 6). Detta är något förvånande, eftersom skyddszoner vanligen förväntas att minska erosionen och partikelbunden fosfor, men inte vara förknippad med minskande förluster av löst reaktiv fosfor (Hoffmann m fl., 2009; Stevens och Quinton, 2009; Roberts m fl., 2011). De här två inre skyddszonerna är emellertid belägna i dränerade svackor utan några problem med stående vatten. Infiltrationen av vatten ner genom marken är därför antagligen tillfredsställande. Vill man försäkra sig om en fortsatt god effekt av skyddszonen under lång tid framöver bör det vara en fördel att skörda och föra bort gräsväxtligheten i trädan enligt finska erfarenheter (Uusi-Kämpä, 2005).

Den enda statistiskt säkra ökningen av löst reaktiv fosfor skedde på fält 12N, som hade ökad fosforgödsling (Figur 8). Koncentrationen löst reaktiv fosfor ökade från 6 till 10 µg L<sup>-1</sup> efter år 2001. Denna ökning verkar ha skett trots att jorden har en god förmåga att binda fosfor (hög sorptionkapacitet), vilken indikeras av det ovanligt låga värdet för fosformättnad (DPS-AL) i matjorden (9%) liksom i alven (2%) (Tabell 2). Stallgödseltillförseln var mindre än den maximalt tillåtna, men tillsammans med gödslingen med mineralfosfor var tillförseln högre än den rekommenderade gränsen på 22 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Upprepad tillförsel med nötgödsel skulle kunna ha ökat mängden organiska syror i jorden, vilket kan förhindra kristallisationen av aluminiumoxid och, i sin tur, medföra mindre fosforadsorption (Borggaard m fl., 1990; Bolan m fl., 1994).



**Figur 6.** Årlig flödesvägd medelkoncentration av nitratkväve (NO<sub>3</sub>-N) i dräneringsvattnet från observationsfält 4O och några utvalda odlingsåtgärder under perioden 1988–2009. Figuren visar faktiska flödesvägda koncentrationer, medan trenderna är baserade på flödesnormaliserade koncentrationer över hela perioden 1988-2008.



**Figur 7.** Årlig flödesvägd medelkoncentration av löstreaktiv fosfor (DRP) i dräneringsvattnet från observationsfälten 11M (överst) och 4O (underst) under perioden 1988–2009 inklusive perioderna med en inre skyddszon med träda. Figuren visar faktiska flödesvägda koncentrationer, medan trenderna är baserade på flödesnormaliserade koncentrationer över hela perioden 1988–2008.

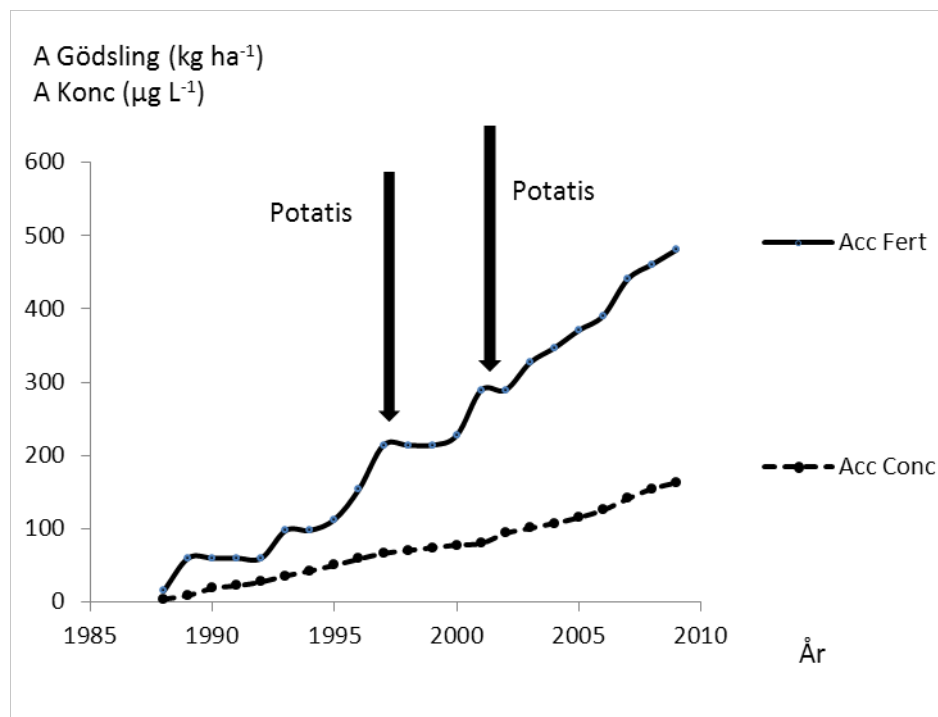
Minskad förmåga att binda fosfor kan dock i själva verket bero på fosforfrigörning från det organiska materialet (Guppy m fl., 2005), speciellt från den relativt färska stallgödseln. I båda fallen kan en mer eller mindre årlig upprepad fosforgödning ha förhöjt risken för fosforläckage. Däremot var den för grön lättillgängliga fosfor i matjorden av måttlig storlek (7,2 mg P-AL 100 g jord<sup>-1</sup>).

## Slutsatser

Matjordens kornstorleksfördelning, omräknad till specifik yta, var relaterad till halterna nitrat och löst reaktiv fosfor i dräneringsvattnet från observationsfälten. Fem statistiskt säkra trender kunde beräknas under 1988–2009. Fyra av dessa var nedåtgående varav två för nitratkväve och två för löst reaktiv fosfor. Att bryta trädan sent under året och utnyttja reducerad jordbearbetning tycks vara en bra strategi för ett fält med lättare jord. På motsvarande sätt verkade fånggröda och minskad eller senarelagd jordbearbetning ha varit en bra strategi för ett fält med mjälalättlera.

Den enda ökningen av fosfor skedde i löst reaktiv form från ett fält med accelererande fosforgödning. Det är därför viktigt att inte gödsla med mer fosfor än vad som rekommenderas även till en jord med måttlig

fosforstatus och god förmåga att binda fosfor. Fosforgödslingen bör också beräknas på mängden som ges till hela växtföljden, inklusive växtföljder med grödor som potatis, som av tradition får höga fosforgivor.



**Figur 8.** Ackumulerad (A) gödsling av fosfor (P) med mineralgödsel och stallgödsel och ackumulerad (A) koncentration av löst reaktiv fosfor (DRP) i dräneringsvatten från fält 12N.

## Referenser

- Anonym, 2010. *Kvalitetsmanual för vattenanalyser*. Institutionen för Mark och miljö, SLU, Uppsala.
- Bolan, N.S., Naidu, R., Mahimaraja, S., Baskaran, S., 1994. Influence of low-molecular-weight organic acids on the solubilization of phosphates. *Biology and Fertility of Soil* 18, 311-319.
- Borggaard, O. K., Jorgensen, S. S. Moberg, J. P., Rabenlange B., 1990. Influence of organic matter on phosphate adsorption by aluminium and iron oxides in sandy soils. *Journal of Soil Science* 41, 443-444.
- Egnér, H., Riem, H., Domingo, W.R., 1960. Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. *Kungliga Lantbrukshögskolan. Annaler* 26, 199-215.
- Engström, L., Lindén, B., 2008. *Kväveförsörjning i ekologiska odlingsystem med vall-höstraps-vete*. Avdelningen för precisionsodling, SLU. Rapport 16, 36 sidor.
- Eriksson, J., Andersson, A., Andersson, R., 1998. *Åkermarkens matjordstyper*. Naturvårdsverkets rapport 4955, Naturvårdsverket, Stockholm, 26 sidor.
- FAO-ISRIC 1990. Guidelines for soil description, FAO, Rome.
- Guppy, C.N., Menzies, N.W., Moody, P.W., Blamey, F.P.C., 2005. Competitive sorption reaction between phosphorus and organic matter in soil: a review. *Australian Journal of Soil Research* 43, 189-202.
- HELCOM, 2007. Baltic Sea Action Plan (antagen den 15:e november 2007 i Krakow, Polen).
- Helsel, D. R., Hirsch, R. M., 1992. *Statistical Measures in Water Research*. New York, US, Elsevier *Science*, 522 pp.
- Hirsch, R. M., Slack, J. R., 1984. Non-parametric trend test for seasonal data with serial dependence. *Water Resources Research* 20, 727-732.

- Hoffmann, C. C., Kjærgaard, C., Uusi-Kämpä, J., Bruun Hansen, H.C., Kronvang, B., 2009. Phosphorus retention in riparian buffers: review of their efficiency. *Journal of Environmental Quality*, 39, 1942–1955.
- Jordbruksverket, 2000. Sektorsmål och åtgärdsprogram för reduktion av växtnäringsförluster från jordbruket. *Rapport 2000:1*, 162 pp.
- Jordbruksverket, 2006. Översyn av känsliga områden enligt nitratdirektivet. *Rapport 2006:5*, 79 pp.
- Libiseller C., Grimvall, A., 2002. Performance of partial Mann-Kendall test for trend detection in the presence of covariates. *Environmetrics* 13, 71–84.
- Loftis, J. C., Taylor, C. H., Chapman, P. L., 1991. Multivariate tests for trend in water quality. *Water Resources Research*, 27, 1419–1429.
- McBride, G. B., 2005. Using statistical methods for water quality management: issue, problem and solutions. In: Ganoulis J. (ed.) *Risk Analysis of Water Pollution*. Wiley-VCH, GmbH & Co KGaA, 2009 pp.
- Naturvårdsverket. 2008. *Handbok för miljöövervakning*. Programområde Jordbruksmark. Miljöövervakningsmetod: Dräneringsvatten på observationsfält.  
[www.naturvardsverket.se/upload/02\\_tillstandet\\_i\\_miljon/Miljoovervakning/metod/jordbruk](http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/metod/jordbruk).
- Roberts, W. M., Stutter, M. I., Haygarth, P. M., 2011. Phosphorus retention and remobilization in vegetated buffer strips: a review. *Journal of Environmental Quality*, published online 25 July 2011.
- Steineck, S., Gustafson, G., Andersson, A., Tersmeden, M. & Bergström, J., 1999. Stallgödsel – innehåll av näringsämnen och spårelement. Naturvårdsverket Rapport 4794, 106 48 Stockholm, 28 sidor.
- Stevens, C. J., Quinton J. N., 2009. Diffuse pollution swapping in arable agricultural systems. *Environmental Science and Technology* 39, 478–520.
- Torstensson G. & Johansson, G. 2011. Avrinning och växtnäringsförluster från åkermark, agrohydrologiska året 2009/2010. *Ekohydrologi* 125, Institutionen för Mark och Miljö, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil and Environment, 25 sidor.
- Ulén, B., Johansson, G. & Kyllmar, K. 2001. Model prediction and a long-term trend of phosphorus transport from arable lands in Sweden. *Agricultural Water Management* 4, 197-210.
- Ulén, B. 2006. A simplified risk assessment for losses of dissolved reactive phosphorus through drainage pipes from agriculture soils. *Acta Agriculturae Scandinavica B Plant and Soil* 56, 307-314.
- Ulén, B., von Brömssen, C., Johansson, G., Torstensson, G. & Stjernman Forsberg, L. 2012. Trends in nutrient concentrations in drainage water from single fields under ordinary cultivation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 151, 61-69.
- Uusi-Kämpä, J., 2005. Phosphorus putrification in buffer zones in cold climates. *Ecological Engineering*, 24, 491–502.







---

Distribution:  
Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU)  
Institutionen för Mark och miljö  
Box 7014  
750 07 Uppsala

Pris: 50:- (exkl. moms)

Tel: 018 - 67 24 60

Fax: 0167-673156

[www.slu.se/mark](http://www.slu.se/mark)

---