



Barbro Ulén

Bakgrundsbelastning av fosforförluster från åkermark till vatten

Barbro Ulén

Odlingsåtgärders inverkan på fosforläckage från observationsfälten

Ekohydrologi 79

Uppsala 2004

Avdelningen för vattenvårdslära

**Swedish University of Agricultural Sciences
Division of Water Quality Management**

ISRN SLU-VV-EKOHYD--79--SE

ISSN 0347-9307



Barbro Ulén

Bakgrundsbelastning av fosforförluster från åkermark till vatten

Barbro Ulén

Odlingsåtgärders inverkan på fosforläckage från observationsfälten

Ekohydrologi 79

Uppsala 2004

Avdelningen för vattenvårdslära

Swedish University of Agricultural Sciences

Division of Water Quality Management

ISRN SLU-VV-EKOHYD--79--SE

ISSN 0347-9307

INNEHÅLL

Bakgrundsbelastning av fosforförluster från åkermark till vatten av Barbro Ulén	5
Odlingsåtgärders inverkan på fosforläckage från observationsfälten av Barbro Ulén	19
Bilaga	25

BAKGRUNDSBELASTNING AV FOSFORFÖRLUSTER FRÅN ÅKERMARK TILL VATTEN

Barbro Ulén, avdelningen för vattenvårdslära, SLU

INLEDNING

Vid beräkningar av belastningen och källfördelningen av fosfor (P) från diffusa utsläpp till sjöar och havsbassänger vill man relatera förlusterna till någon form av bakgrundsbelastning (ursprungsbelastning). Härigenom kan man beräkna hur mycket av förlusterna som beror på de mänskliga aktiviteterna; det antropogena bidraget. För jordbruksmarken är det önskvärt att skilja på att man dels har en förhöjning av förlusten till en viss nivå i och med att man använder marken till livsmedelsproduktion (odlingsbakgrunden) och att man därtill får en ytterliggare förhöjning om man använder olämpliga metoder vid brukningen. Den senare förhöjningen kan t ex bero på att man packat jorden, utarmat den på organiska ämnen som skulle kunna ha kittat ihop markpartiklarna eller att man slitit sönder jordaggregaten vid bearbetningen. En sådan förhöjd odlingsbakgrund kan man dock inte beräkna med dagens kunskap.

Bakgrundsbelastningen var också utgångspunkten för att ta fram jämförande värden (jämförtal) av bl a fosfor i sjöar och vattendrag i "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – sjöar och vattendrag" (Naturvårdsverket, 1999a och b). Uppskattning av bakgrundshalter fick förnyad aktualitet vid beräkningen av bruttotransporten av fosfor till Östersjön för år 1999 (Brandt & Ejhed, 2002) i utredningen "Transport, Retention och Källfördelning - TRK." Nedan följer olika sätt att beskriva bakgrundshalter av fosfor som kommer att diskuteras här:

1 Fosforhalter i relation till suspenderat material Antropogen inverkan kan innebära att koncentrationerna av suspenderat material ökar i det avrinnande vattnet, men också att fosforhalten i detta material förhöjs jämfört med fosforkoncentrationerna i det suspenderade materialet från "naturlig erosion". Detta testas med data från observationsfält på jordbruksmark.

2 Fosforhalter vid basflöden Beräkningen av bakgrunden indikeras genom att spalta upp bidraget från basflödet och bidraget via flöden från markytan. Detta görs med hjälp av data från observationsfälten, från typområden på jordbruksmark och från miljöövervakningen av stora vattendrag.

3 Naturvårdsverkets jämförvärden I bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket 1999) utgick man i rinnande vatten från de arealspecifika förlusterna av fosfor och jämförde dessa med ett jämförtal. Talet kan beräknas baserat på fem olika faktorer och man rekommenderas att nyttja den faktor som ger det högsta jämförtalet. Siffrorna bör baseras på minst tre års mätningar:

- a) Den första faktorn är specifik avrinning som med högre flöden antas öka den naturliga bakgrunds förlusten.
- b) Den andra faktorn är andelen sjöar i avrinningsområdet vilket antas påverka retentionen av fosfor.
- c) Den tredje faktorn är transporten av organiskt kol (baserat på analys genom reduktion av mangan) som antas bära med sig fosfor.
- d) Den fjärde faktorn är transporten av kisel som antas lämna marken när den vittrar. Högre vittring antas förhöja jämförtalet.

e) Den femte faktorn är koncentration av flödesvägd absorbans som antas vara ett mått på naturligt organiskt material från marken som inte påverkas av föroreningar från t ex avlopp. I typområden från jordbruksmark finns data från specifik avrinning och total organiskt kol. Dessutom finns transport av kisel från ett observationsfält.

4 Kiselhalter och kiselkvoter i mark och vatten En variant till att använda transporten av kisel är att studera kvoten fosfor/kisel. Markens kisel är vanligen i form av kvarts. Denna löses upp mycket långsamt i marken och approximeras i vittringsberäkningar till att vara mer eller mindre inert. Som bas för att beräkna långtidsvittring i skogsmark används zirkonium och titan men sådana data saknas från jordbruksmark. Kiselhalter mäts i skogsmarkjord och i de stora vattendragen inom miljöövervakningen.

5 Fosforhalter från ogödslad vall och andra gräsmarker Bakgrundsbelastningen kan också studeras i ”naturliga” obrukade marker med en liknande andel lerkomponenter som i jordbruksmark. Även här finns en besvärande brist på data. De svenska data som finns att tillgå diskuteras och jämförs också med danska resultat.

6 Fosforhalter i jord Bakgrundshalten av fosfor i vattnet skulle kunna vara relaterad till totalfosforkoncentrationen i jorden. Samtidigt kan en hög fosforhalt i marken bero på att mycket fosfor finns kvar som inte vittrats och som inte lakats bort. Fosforhalten kan därför vara ett tveksamt mått. De svenska data som finns från jordbruksmark och skogsmark jämförs dock.

7 TRK:s beräkning av bakgrund TRK utnyttjade läckage av fosfor från skogsmark (inklusive fjäll, sankmark och övrig mark) som naturlig bakgrundsbelastning av fosfor från åker. Ursprungsbelastningen beräknades från framräknade typkoncentrationer från skogsmark. Dessa beräknades i sin tur med en formel från den beräknade avrinningen från skogen. Förutsättningen för att det gjorts en bra beräkning av bakgrundsnivåerna är därför att det gjorts en bra beräkning av avrinningen. Avrinningen (Q) från skogsmark har först beräknats genom HBV-modellen. Transport av totalfosfor (kg/ha * år) från skogsmark som avrinner till Bottenviken och norra Bottenhavet har beräknats enligt formeln $c = 3,13 \cdot 10^{-4} \cdot Q - 2,8 \cdot 10^{-2}$, där Q är i mm. Fosforförluster från skogsmark som rinner till södra Bottenhavet och alla skogar söder därom har beräknats enligt $c = 1,40 \cdot 10^{-4} \cdot Q - 3,83 \cdot 10^{-3}$. Själva beräkningarna av avrinningen och fosforförlusten från skog i TRK kommer att diskuteras. En reservation har gjorts i TRK-rapporten för att bakgrundsbelastningen troligen har underskattats. Jordbruksmarken är vanligen mer rik på finkorniga fosforrika jordarter än moränen och borde därför ha en högre naturlig bakgrundsbelastning.

Andra bedömningsgrunder vore att genom mineralanalys av leror få en uppskattning av hur stor vittringen är. I Sverige finns dock bara enstaka sådana analyser. Man bör då också skilja på den naturliga bakgrundsvittringen och den förhöjda vittring som en brukad jord får till följd av att den luftas.

I Mälaren har man använt paleolimnologiska studier av diatoméer för att beräkna nivåer före år 1900. Man beräknade en bakgrundshalt av 0,05-0,06 mg/l TOTP före förra sekelskiftet (Bradshaw & Anderson, 2001).

1 FOSFORHALTER I RELATION TILL SUSPENDERAT MATERIAL

Förekomsten av erosionsmaterial kan antas att till en mycket hög grad styrs av odling och jordbearbetning. I ett ursprungstillstånd med total och konstant beväxt mark är däremot erosionen till stor del begränsad till vattnets kanaler i landskapet. Högre fosforhalter än 0,1 %

Tabell 1. Median (Q2), första kvartil (Q1) och minimum värden (min) av totalfosfor (TOTP), fosfatfosfor efter filtrering (PO₄P(f)) och suspenderat material (SS) från samtliga fält, övrig fosfor (ÖVRP) i procent av suspenderat material från fält med lerjordar och fosfatfosfor i procent av totalfosfor i dräneringsvatten baserat på alla koncentrationer från observationsfälten år 1972-2000

Fält no	TotP Q2	TotP Q1	TOTP min	PO ₄ P(f) Q2	PO ₄ P(f) Q1	PO ₄ P(f) min	SS Q2	SS Q1	SS min	ÖVRP SS (%)	PO ₄ P(f) TotP (%)
1	0,069	0,057	<0,005	0,048	0,030	<0,005	36	10	0	0,1	38
2	0,035	0,025	<0,005	0,021	0,015	<0,005	2	0	0	0,3	56
3	0,442	0,352	0,092	0,412	0,309	0,037	2	0	0	-	81
4	0,065	0,048	<0,005	0,044	0,033	<0,005	8	2	0	0,2	61
5	0,027	0,020	<0,005	0,017	0,010	<0,005	4	0	0	-	48
6	0,019	0,014	<0,005	0,013	0,008	<0,005	2	0	0	-	71
7	0,035	0,025	<0,005	0,026	0,018	<0,005	2	0	0	0,1	70
8	0,036	0,023	0,010	0,023	0,014	<0,005	4	0	0	0,2	61
11	0,152	0,085	0,017	0,058	0,040	<0,005	54	17	0	0,2	35
12	0,016	0,010	<0,005	0,005	<0,005	<0,005	3	0	0	-	34
16	0,014	0,009	<0,005	0,007	0,000	<0,005	0	0	0	0,2	46
17	0,086	0,065	0,022	0,070	0,050	0,004	2	0	0	-	81
18	0,053	0,041	0,016	0,027	0,019	<0,005	9	4	0	0,3	54
20	0,059	0,028	<0,005	0,033	0,017	<0,005	10	4	0	0,1	62
21	0,015	0,009	<0,005	0,008	0,000	<0,005	2	0	0	-	56
Alla	0,035	0,025	0,01	0,026	0,017	<0,005	3	0	0	0,2	56

i eroderat lermaterial kan antas bero på antropogen förhöjning från ursprungsbelastningen (Persson, 2001). Drygt hälften av totalfosfor från observationsfälten (Tabell 1) är i form av fosfatfosfor som har analyserats efter membranfiltrering. Skillnaden totalfosfor minus filtrerat fosfatfosfor anges här som övrig fosfor (ÖVRP). Denna fraktion antas här indikera den erosionsbundna fosfor men kan också innefatta fosfor bundet till mycket fina kolloider och löst organisk fosfor. Suspenderat material (SS) ger ett mått på erosionsmaterialet och i tabellen anges ÖVRP/SS (%) för de observationsfält som har åtminstone 17% lera i jorden. Motsvarande kvot för lättjordar är ofta höga, beräknade med en låg halt suspenderat material och har uteslutits i tabellen. Medelvärde för fosfor som är bunden till erosionsmaterial från lerjordar har varit knappt 0,2 %, lite drygt dubbelt så högt som bakgrundsvärdet 0,1 %. Med detta synsätt skulle alltså bakgrundhalten av totalfosfor i det suspenderade materialet vara omkring hälften av den nuvarande halten. Detta gäller för lerjordar. Ogödslade organogena jordar har en hög fosforhalt och bör beräknas särskilt, men här saknas tillräckligt med data.

2 FOSFORHALTER VID BASFLÖDEN

I och med att man dränerat stora delar av den svenska jordbruksmarken har denna blivit mer luftad samtidigt som markpackningen minskat. Nederbördsvattnet från ytan infiltrerar ner till grundvattnet och grundvattenytan ligger ofta högre än dräneringsdjupet. I dräneringssystemen består vattnet därför mestadels av grundvatten bortsett från de tillfällen då det får en snabb påfyllning av ytvatten. Vid lågflöden minskar ofta fosforhalterna då andelen grundvatten ökar. För de flesta observationsfält på åkermark gäller att fosforhalterna periodvis går ner till detektionsgränsen (Tabell 1). Även värden för första kvartilen är låga. De har i genomsnitt varit omkring 0,025 mg/l för totalfosfor (TOTP). Minimivärdet för alla 15 fält har i genomsnitt uppmätts till 0,01 mg/l TOTP som kan ses som ett bakgrundsvärde baserat på fosforhalten via grundvattenbidraget.

I små jordbruksbäckar är ofta inslaget av grundvatten inte så stort som i större åar. Den genomsnittliga åldern på vattnet i en av jordbruksbäckarna i Skåne beräknades ändå till så mycket som ett halvår om nederbördsvattnet sattes som "nytt" vatten (Ulén & Lindström, in prep.). Samtidigt med lågflöden kan avloppsvatten från enskilda hushåll inverka kraftigt på

Tabell 2 Areal, andel åker, förlust av totalt organiskt kol (TOC) i kg/ha·år som medelvärde under alla år från typområden på jordbruksmark. Fosforhalter (mg/l) och kvoten mellan fosfatfosfor och totalfosfor vid basflöde (vanligen september) åren 1995-2001 men då år med förmodad mycket inverkan av avloppsvatten har uteslutits

Län	Kod	Beteckning	Areal km ²	Andel åker	TOC (kg/ha·år)	TOTP (mg/l)	PO ₄ P (mg/l)	PO ₄ P / TOTP (%)
Norrbotten	AC	fl1	32,79	0,31	35,2	0,037	0,019	51
		fl2	23,13	0,19	39,0	0,029	0,021	72
		fl3	18,76	0,05	18,1	0,017	0,009	53
Dalarna	W	ma	23,99	0,54	-	0,041	0,003	7
Värmland	S	sa	35,21	0,41	64,7	0,075	0,025	33
Västmanland	U	fi	4,70	0,62	43,0	0,016	-	-
		fr	7,60	0,53	43,0	0,020	-	-
Uppsala	C	la	32,90	0,60	24,0	0,068	0,042	62
Stockholm	AB	loh1	18,49	0,40	29,1	0,059	0,047	80
		loh2	9,32	0,27	28,8	0,056	0,033	59
		sk1	21,00	0,52	18,7	0,093	0,061	66
		sk2	10,15	0,54	20,9	0,100	0,062	62
		sk3	6,38	0,52	16,4	0,080	0,048	60
Södermanland	D	be	15,00	0,62	20,5	0,010	0,007	70
		hi	2,60	0,60	31,9	0,018	0,011	61
Örebro	T	hu	7,20	0,70	85,8	0,013	-	-
		va	25,00	0,50	48,4	0,071	-	-
Östergötland	E	gis	5,64	0,68	21,7	0,179	0,103	58
		ma	16,81	0,89	10,0	0,052	0,033	63
Västra Götaland	O	fo1	5,10	0,25	32,4	0,061	0,032	52
		fo2	0,97	0,10	35,4	0,014	0,004	29
		fo3	0,45	0,08	53,6	0,081	0,052	64
		ja	10,00	0,70	47,0	0,130	0,088	68
		ox1	11,50	0,27	36,2	0,021	0,009	43
		ox2	7,20	0,10	37,1	0,011	0,001	9
		fa	9,75	0,53	41,8	0,047	0,025	53
		uv	7,76	0,91	-	0,143	0,088	62
Jönköping	F	dr	1,93	0,63	78,8	0,046	0,010	22
Kalmar	H	lj1	11,33	0,60	15,8	0,023	-	-
		kl	7,19	0,80	13,5	0,010	0,008	80
Gotland	I	ba	4,90	0,90	11,0	0,045	-	-
Blekinge	K	he	7,50	0,34	34,9	0,027	0,010	37
		ho	8,60	0,66	-	0,151	0,054	36
Halland	N	da	14,60	0,99	28,2	0,027	0,009	33
		gu	6,50	0,93	25,3	0,068	0,041	60
		me	19,55	0,70	31,9	0,024	0,007	29
Skåne	M	ka	7,91	0,79	30,6	0,092	0,043	47
		ko	1,79	0,80	23,6	0,019	0,000	0
		sm	12,28	0,67	33,0	0,036	0,024	67
		as	8,69	0,95	25,4	0,050	0,044	88
		log	9,02	0,95	24,3	0,038	0,009	24
		ut10	8,28	0,95	33,0	0,243	0,016	7
		ste	5,63	0,95	37,6	0,068	0,046	68
Medel			11,82	0,45	33,2	0,058	0,031	50

Tabell 3. Områdenas totalareal och andel åker år 2001 för 20 år med relativt stor andel åker i tillrinningsområdet, totalfosforhalt (TOTP) vid basflöde (vanligen september) åren 1995- 2001, samt årlig förlust av TOTP och kvoten totalfosfor till kisel (P/Si) baserat på årstransport och på viktbasis

Region	Vattendrag	Kod	Areal (km ²)	Åker (%)	TOTP (mg/l)	TOTP (kg ha ⁻¹ år)	<u>TOTP (%)</u> Si
Mälardalen	Sagån (Målhammar)	U	865	33	0,055	0,29	4,6
	Sävjaån (Kuggebro)	C	726	23	0,035	0,16	1,3
	Örsundaån (Örsundsbro)	C	727	31	0,07	0,36	2,4
	Fyrisån (Flottsund)	C	1982	22	0,045	0,14	1,5
	Åkerströmmen (Åkers kanal)	AB	397	21	0,045	-	3,0
	Märstaån (1996-2001)	AB	71	38	0,04	-	1,1
Östra Svealand och östra Götaland	Nyköpingsån (Spånga)	D	3578	18	0,04	0,10	4,1
	Mjölnaån (utlopp Vättern)	E	387	41	0,045	0,65	3,3
	Gothemsån (Hörsne)	I	476	37	0,06	0,08	4,3
Skåne	Tolångaån (Tolånga)	M	288	63	0,07	0,29	3,0
	Kävlingeån (Högsmölla)	M	1197	65	0,08	0,24	3,1
	Nyrebäcken (2000-2001)	M	51	44	0,08	0,43	1,5
	Råån (Helsingborg)	M	194	73	0,10	0,27	2,9
Halland	Stensån (Malen)	N	284	24	0,04	0,22	1,1
	Lagan (Laholm)	N	954	13	0,02	0,08	1,1
	Genevadsån (Tönnersa)	N	219	24	0,03	0,24	1,3
V Götaland	Tidan (Mariestad)	O	2330	29	0,03	0,22	1,6
	Lidan (Lidköping)	O	2260	45	0,04	0,30	1,8
	Nossan (Sal)	O	818	34	0,05	0,32	1,8
	Örekilsälven (Munkedal)	O	1321	15	0,03	0,23	1,7
Medel		SE	956	35	0,05	0,26	2,3

Tabell 4. Områdenas totalareal och andel skog år 2001 för 15 år med stor andel skog (dvs ej åker, betes- eller tätortsmark) i tillrinningsområdet, totalfosforhalt (TOTP) vid basflöde (vanligen september) åren 1995- 2001, samt årlig förlust av TOTP och kvoten mellan totalfosfor till kisel (Si) baserat på årstransport och på viktbasis

Region	Vattendrag	Kod	Areal (km ²)	Skog (%)	TOTP (mg/l)	TOTP (kg/ha ⁻¹ år)	<u>TOTP (%)</u> Si
Norrland	Torne älv (Mattila)	BD	34400	63	0,007	0,10	1,05
	Kalix (Karlsborg)	BD	23600	73	0,007	0,10	0,95
	Piteälv (Bölebyn)	BD	11200	69	0,007	0,10	0,94
	Skellefte älv (Slagsnäs)	BD	11200	70	0,005	0,19	1,05
	Ångermanälven (Sollefteå)	Y	30600	77	0,006	0,05	0,11
	Ljungan (Skallböleforsen)	Y	12000	72	0,007	0,14	0,09
Mellansverige	Klarälven (Edsfors)	S	8580	78	0,009	0,08	0,90
	Gullspångsälven (Gullspång)	O	5047	64	0,008	0,05	0,86
Sydöstra Götaland	Emån (Emsfors)	H	4446	73	0,009	0,04	0,71
	Alsterån (Getebo)	H	1345	81	0,009	0,04	0,61
	Ljungbyholmsån (1996-2001)	H	720	-	0,020	0,05	0,57
	Lyckebyån (Lyckeby)	K	846	77	0,019	0,07	0,76
Halland	Färgeån (2000-2001)	N	21,3	-	0,012	0,08	0,46
	Åtran (Falkenberg)	N	3342	-	0,020	0,11	0,96
	Nedre Pipbäcken	N	1,22	-	0,010	0,03	0,46
Medel			9800	72	0,010	0,08	0,70

vattenkvalitén. I omkring en tredjedel av bäckarna minskar halterna TOTP trots detta till omkring 0,02 mg/l under hösten (Tabell 2). I sammanställningen har höga koncentrationer som sammanfallit med mycket låga flöden uteslutits. Man kan förmoda att avloppsvatten från enskilda avlopp har inverkat mycket under sådana perioder. Möjligen kan också vattenproven då ha påverkats av uppslammad fosfor från botten.

I såväl dräneringsvatten som i vattendrag i jordbrukslandskap har man också bidrag av vatten från markytan. Halten 0,01 mg/l TOTP ska alltså höjas för att man ska få en bakgrundshalt som inbegriper vatten från marken. Eftersom pulser med ”yngre” vatten ofta har höga fosforhalter behöver man antagligen höja bakgrundshalten mycket. Hur bidraget av ytvatten till vattendragen har förändrats genom och installation av alla täckdiken och av ytvattenbrunnar vet vi inte. Detta måste på något sätt beräknas med för att man ska kunna använda ”historiska” koncentrationer och för att kunna beräkna bakgrundsvärden för ytvattenbidraget.

För större åar är grundvattenbidraget generellt större än för bäckarna. Inslag från andra punktkällor såsom samhällen kan inverka mycket, speciellt för jordbruksåar. TOTP-halterna under höstens torra perioder har ofta legat runt 0,05 mg/l (Tabell 3). För åar/älvar med mycket skog (Tabell 4) borde det vara mindre bebyggelse än i jordbruksområdena och därmed mindre inverkan av hushållsavlopp. Fosforhalterna vid basflöde har i genomsnitt varit en fjärdedel i skogsälvarna jämfört med i jordbruksåarna. Förutom att alla punktkällors inverkan är okända, kan retentionen av fosfor och grundvattenbidraget vara helt olika i jordbruks- och skogsåar. Grundvattenmagasinen är stora och innefattar vanligen både jordbruksmark och skog. Tabell 3 och 4 indikerar stora skillnader i bakgrundshalter för åker- och skogsområden under den tid på året då inverkan av ytvatten från markerna är som lägst. Grundvatten i vattendrag med mycket skog verkar ha en typkoncentration av 0,01 mg/l TOTP (Tabell 4), dvs ungefär samma koncentration som minimihalterna i åkrarnas dräneringssystem och som speglar grundvattnet (Tabell 1). Jordbruksbäckarna har däremot ofta en fosforhalt på 0,05 vid basflöde (Tabell 3) och källan till detta är oklar även om enskilda avlopp antagligen spelar stor roll.

3 NATURVÅRDSVERKETS JÄMFÖRVÄRDEN

De ekvationer som tagits fram för beräkningar av naturvårdsverkets jämförelsetal är baserade på ett datamaterial från stora avrinningsområden med liten andel åker. Samband mellan totalfosforförluster och avrinning i små jordbruksdominerande områden har en mycket låg regressionskoefficient. Avrinningen i sig är inte en bra faktor för förlusterna av TOTP, däremot avrinningens intensitet och varaktighet (Ulén et al., 2001). Ansätts ändå den av Naturvårdsverket givna ekvationerna direkt erhålls ett mycket lågt jämförelsetal baserat på avrinningen; 0,012 mg TOTP/l.

Om arealspecifika förluster av total organiskt kol (Tabell 2) omräknas till att motsvara en total oxidation från COD erhålls 0,04 mg/l TOTP som ett genomsnittligt jämförelsetal. Organiskt kol är dock en mycket tveksam bas för bakgrundsberäkningar från jordbruksmark. De flesta jordarna är minerogena, halterna organiskt kol är låga och de samvarierar dåligt med fosforförlusterna.

Kiseltransporten under en fyraårsperiod från ett observationsfält i Södermanland (52 kg/ha*år) ger ett jämförelsetal av 0,15 kg TOTP/ha. Detta fält har höga fosforförluster och jämförelsetalet är rimligt. Jämförtalet motsvarar en halt på 0,06 mg/l TOTP.

Tabell 5. Länsvisa medelvärden av totfosfor (TOTP) och kiselhalter (Si) i jord. Totalfosfor ($\text{LiBO}_4 + \text{HNO}_3\text{-P}$) i skogsmark (morän) vid 0,45-0,55 m djup (ståndortskartering, SLU), totalfosfor (XRF-P) i skogsmark (morän) vid 0,7-1,0 m djup (Sveriges geologiska undersökning), totalfosfor i åkermark (alv) vid 0,4-0,6 m djup och i åkermark (matjord) vid 0-0,25 cm, kiselhalt (Si) samt kvoten (viktsbasis) i skogsmark från ståndortskarteringen

Län	Kod	TOTP skogsmark SLU (%)	TOTP skogsmark SGU (%)	TOTP åker alv SLU (%)	TOTP åker matjord SLU (%)	Si skogsmark SLU (%)	<u>TOTP</u> Si SLU (%)
Norrbotten	BD	0,073	0,107	0,100	0,115	32,5	0,22
Västerbotten	AC	0,065	0,102	0,073	0,098	34,2	0,19
Jämtland	Z	0,063	0,098	0,064	0,104	35,3	0,18
Västernorrland	Y	0,061	0,107	0,083	0,103	35,5	0,17
Gävleborgs	X	0,064	0,084	0,063	0,092	34,8	0,18
Dalarna	W	0,046	-	0,065	0,083	36,9	0,12
Värmland	S	0,047	-	0,057	0,086	36,4	0,13
Västmanland	U	0,042	0,069	0,061	0,094	36,2	0,12
Uppsala	C	0,056	-	0,077	0,103	34,2	0,16
Stockholm	AB	0,057	-	0,064	0,105	33,4	0,17
Södermanland	D	0,067	0,057	0,060	0,091	32,7	0,20
Örebro	T	0,056	-	0,053	0,086	34,7	0,16
Östergötland	E	0,060	0,099	0,066	0,103	34,6	0,17
Västra Götaland	O	0,051	0,101	0,062	0,093	35,0	0,15
Jönköping	F	0,053	0,111	0,065	0,109	35,7	0,15
Kronoberg	G	0,054	0,110	0,060	0,128	34,3	0,16
Kalmar	H	0,053	0,105	0,056	0,099	33,9	0,16
Gotland	I	0,037	-	0,043	0,076	35,4	0,10
Blekinge	K	0,057	0,109	0,057	0,110	33,9	0,17
Halland	N	0,059	0,127	0,060	0,109	34,2	0,17
Skåne	M	0,053	0,097	0,061	0,098	35,6	0,15
Medel för länen	SE	0,056	0,099	0,064	0,099	34,7	0,16
Antal prov		1899	23 393	1751	3034	1899	1899

4 KISELHALTER OCH KISELKVOTER I MARK OCH VATTEN

En hög andel kisel (Si) i skogsjorden indikerar hög andel svårvittrat material. Mycket Si finns framför allt i skogsmarker i Dalarna, Värmland och Västmanland (Tabell 5). Halten TOTP relativt Si i skogsmarken är låg men det finns vissa regionala skillnader. I Norrland och Mälarenregionen är skogsmarkens TOTP-halt i förhållande till Si oftast högre än i övriga skogsmarker. Detta kan indikera en högre bakgrund för fosfor från skog i Norrland och Mälarenregionen än i övriga Sverige. Tvärtom kan det också indikera att fosfor inte lakats ur från dessa områden utan finns kvar i marken.

Kiselhalter i vatten kan uppvisa en årstidsvariation till följd av biogent upptag av bl. a. påväxtalger. Vid beräkningar av bakgrundsvärden bör man därför använda årsvärden.

I centrala Södermanland har vittringen i en skogsmark ($\text{kg/ha} \cdot \text{år}$) beräknats med en modell (Ulén & Snäll, 1999). Kvoten P/Si transporterat med vattnen var 6,6 gånger högre från en åker än från en intilliggande skog:

	Vittring TOTP	Vittring Si	Vattentransporterad TOTP/Si (%)
Åker	-	-	2,3
Skog	0,71	152	0,35
Åker/skog			6,6

Tabell 6. Medianhalter av totalfosfor (TOTP), övrig fosfor (ÖVRP) dvs skillnaden totalfosfor minus fosfatfosfor, partikelbunden fosfor (PartP) och suspenderat material (SS) från en västgötsk lerjord (Lanna) under nio år, från ett observationsfält med grovmjord och med gödslad vall (handelsgödsel) respektive öppen odling, från ett typområde (F län) med mycket vall samt från små danska avrinningsområden utan jordbruksmark

	TOTP	ÖVRP	PartP	PO ₄ P	SS
Försöksruta lera Västergötland, ogödslad gräsvall 93/00	0,046	0,028	0,021	0,018	18
Försöksruta lera Västergötland, vårsådd spannmål 93/00	0,052	0,037	0,027	0,015	34
Obsfält grovmo Värml. handelsgödslad vall 90/96 o 97/00	0,089	0,014	-	0,075	2
Obsfält grovmo Värmland spannmål 77/91	0,081	0,022	-	0,059	1
Typområde lättjord Småland med mycket vall (7 år)	0,064	0,049	-	0,015	13
7 danska "örörda" avrinningsområden	0,054	-	-	-	-

Vittringen i åkermarken kunde inte modellberäknas, men baserat på budgetar skattades den att vara upp till 10 ggr större än vittringen från den närbelägna skogsmarken. Förhållandet mellan vittringen av åkerjorden och vittringen av skogsjorden var alltså av samma storleksordning som förhållandet mellan kvoterna P/Si i vattnet från åker respektive skog. Att vittringen är större från åkermarken kan, förutom att jorden inte var densamma som i skogen, också bero på att vittringen ökat i och med att man bearbetat och dränerat (luftat) jorden. Tyvärr finns bara detta exempel. Som all jordbruksmark är den också uppgödslad vilket gör vittring baserat på budgetar osäkra.

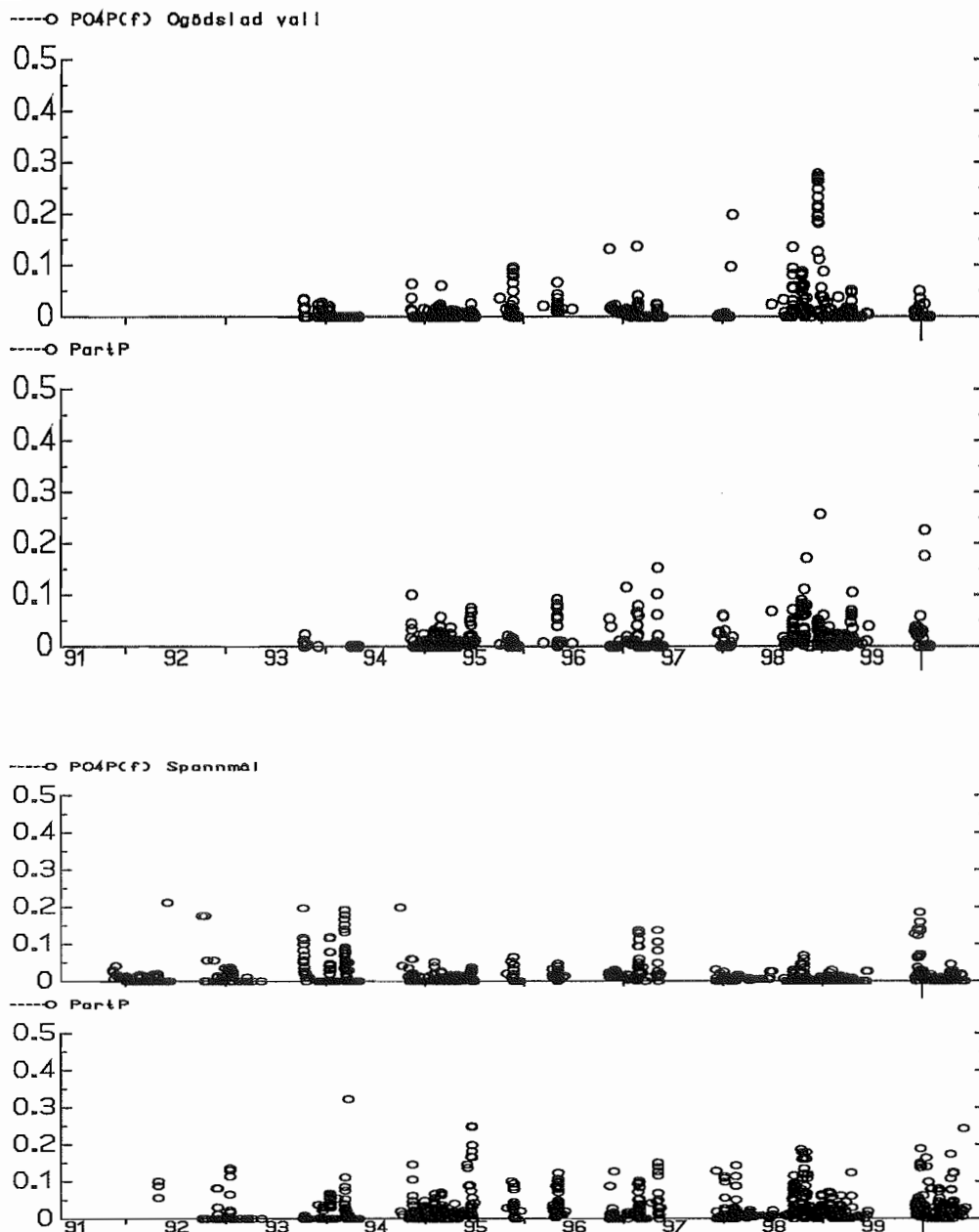
Kvoten fosfor till kisel under året är genomgående högre för vatten som domineras av åkermark, omkring 2,3 (Tabell 3), än för skogsmarken, omkring 0,7 (Tabell 4). I de jordbruksdominerade vattendragen är alltså kvoten i genomsnitt 3,3 gånger högre än i vattendrag dominerat av skogs. Detta ger också en antydning om hur mycket högre den genomsnittliga bakgrundshalten från jordbruksmarken jämfört med skogsmark kan vara.

5 FOSFORHALTER FRÅN OGÖDSLAD VALL OCH ANDRA GRÄSMARKER

Från en lerjord i Västergötland (Lanna, Varaslätten) är fosforhalterna normalt mycket låga i dräneringsvattnet och påverkas bara lite av odlingen. En ogödslad vall (omställningsmark) har studerats under nio år (Figur 1). I samband med blöta perioder (år 98/99) var PO₄P-halterna höga. Medianhalterna PartP från vällen (0,027) har bara varit obetydligt högre än då jorden odlats med spannmål (0,021), Tabell 6. Denna observation baserar sig visserligen på mycket tät provtagning men det är bara en vallruta som studerats. Vall från Värmland har fått handelsgödsel som ytspridits utan inblandning i jorden. Dräneringsvattnet från fältet har då haft högre koncentration av PO₄P, men lägre halt övrig fosfor, än under år då fältet fått handelsgödsel till spannmål (Tabell 6). De långa vallperioderna har därför inte kunnat utnyttjats som indikator på bakgrundsnivån.

Halterna TOTP från ett område i Småland med mycket vall och men samtidigt fått mest stallgödsel har legat på 0,06 mg/l. I Danmark har TOTP-halten från "örörda" avrinningsområden legat på drygt 0,05 mg/l som genomsnitt under 7 år (Larsen et al., 1999).

Den ogödslade omställningsmarken har haft den lägsta medianhalten (0,046 mg/l TOTP) jämfört med de andra gräsmarkerna. Normalt sätt är fosforhalterna låga i dräneringsvattnet från denna jord (Ulén & Mattsson, 2003). Nio års uppehåll med gödsling har inte givit någon omedelbart neråtgående trend (Figur 1). Eftersom nederbörden varit stor de sista åren har fosforhalterna varit höga då. På lång sikt kommer halterna troligen att minska men det är möjligt att det dröjer ett par decennier innan man ser en klar förändring i fosforläckaget.



Figur 1. Halter av fosfatfosfor (PO_4P) och partikulär fosfor med ögödslad vall resp vårsådd spannmål, Lanna.

6 FOSFORHALTER I JORD

Fosforhalter i skogsmark (Tabell 5) är mätta efter uppslutning med litiumborat (LiBO_4) och upplösning med salpetersyra (HNO_3). De har erhållits från ståndortskarteringen (SLU) 1983-1987. Uppslutningen ger i allmänhet all totalfosfor. Totalfosforhalter från SGU:s kartering (Kaj Lax, SGU, geokemi) är mätta med röngnenfluorescens (XRF) i fraktionen $<0,06$ mm. SLU:s prov är tagna på mindre djup, delvis i utarmningszonen, och har lägre halter. Det kan bero på att de är mer påverkade av vittring än SGU:s prov.

Fosforhalter i åkerjord (alv och matjord) från SLU:s markkartering (J. Eriksson, SLU markvetenskap) är mätta som P-HCl-tal. De är alla omräknade till totalfosfor (Tabell 7) från samband som erhållits med 133 av alvproven och 133 av matjordsproven:

$$\text{TOTP}_{\text{alv}} = 1,0657 * \text{PHCl}_{\text{alv}} + 7,687 \quad r^2 = 0,89$$

$$\text{TOTP}_{\text{matj}} = 0,8877 * \text{PHCl}_{\text{matj}} + 23,742 \quad r^2 = 0,71$$

Åkermarkens matjord är rikare på fosfor än alven (Tabell 5). Det kan man anse bero på att det skett en upplagring av fosfor i matjorden till följd av många års gödsling (Andersson et al., 2000).

Bakgrundskoncentrationen för åkermark bör i första hand beräknas från matjordens fosforhalt, om man i begreppet lägger att bakgrunden ska vara en koncentration som man ska kunna nå i ett rimligt tidsperspektiv.

Höga halter av fosfor i skogsmark och alv kan bero på mycket apatit i berggrunden. Halterna är ofta höga i norra Sverige. Ibland är skogsmoränen lika eller rentav mera rik på fosfor jämfört med åkers utarmningszon (alven), speciellt i Södermanland. Halten fosfor i åkermarkens alv är dock ofta högre än i skogsmarkens utarmningszon, speciellt tydligt är detta i Norrbottens, Dalarna, Västmanland och Uppsala län.

Åkermarkens matjord är rikare på fosfor än skogens utarmningszon vid 0,5 meters djup, i genomsnitt 1,7 ggr (0,098/0,051). Vattnets bakgrundshalt från åker skulle därför kunna antas ligga åtminstone lika mycket högre än vattnets bakgrundshalt från skog. Som tidigare diskuterats är dock fosforhalten i jorden en tveksam bas för att beräkna relativa bakgrundshalter i vattnet.

7 TRK:S BERÄKNING AV BAKGRUND

Typkoncentrationerna från skogsmark bygger på avrinningsberäkningarna och därför måste avrinningen beräknas bra för att haltberäkningar ska bli trovärdiga. Beräknad avrinning från åkermark respektive skogsmark anges länsvis i Tabell 7. Med den använda parametersättningen beräknades avrinningen från skogsmark vara högre (326 mm), som genomsnitt för länen, jämfört med från åkermark (296 mm). Eftersom avdunstningen vanligen är högre från skog jämfört med från åker borde man istället förvänta sig att avrinningen från åker skulle vara högre. I vissa Norrlandslän kan en beräknad hög avrinning för skog bero på att man använt parametersättningar som antar att avdunstningen är noll så länge snön ligger kvar. Den kan också bero på att man inkluderat arealer mot fjällen i skogsmarkerna. Har man generellt räknat med en för hög avrinning från skogen har också koncentrationerna från skogsmarken beräknats som höga.

I Tabell 7 jämförs även de beräknade länsvisa avrinningarna med de som uppmätts från jordbrukets typområden under år 1999. Typområden på jordbruksmark har vanligen 60-90 % åkermark. I några fall (t ex i Värmlands, Västra Götalands och i Jönköpings län) finns det bara enstaka typområden som därför inte behöver spegla medelsituationen i länet. I Hallands län däremot finns tre områden, och jämfört med dessa ter sig den beräknade avrinningen (629 mm) som anmärkningsvärt hög jämfört med de uppmätta (medelvärde 377 mm).

Tabell 7. I TRK, Transport, retention och källfördelning, (Brandt och Ejhed, 2002) beräknade avrinningar och typkoncentrationer av totalfosfor (TOTP) i ytvatten från skog och åker år 1999, och kvoten dem emellan, uppmätta medelavrinningar från typområden på jordbruksmark i varje län, beräknade typkoncentrationer av fosfor från skog och åker och kvoten dem emellan

Län	Kod	Beräknad avrinning från skog (mm)	Beräknad avrinning från åker (mm)	Beräknad kvot skog/åker	Uppmätt avrinning typomr* (mm)	Beräknad typkonc. TOTP skog ** (mg/l)	Beräknad typkonc. TOTP åker (mg/l)	Beräknad kvot typkonc. skog/åker
Norrbottn	BD	388	300	1,29	319	0,024	0,243	0,10
Västerbotten	AC	444	370	1,20	-	0,025	0,205	0,12
Jämtland	Z	480	365	1,32	-	0,025	0,230	0,11
Västernorrland	Y	355	366	0,97	-	0,023	0,215	0,11
Gävleborgs	X	314	288	1,04	272	0,022	0,172	0,13
Dalarna	W	410	335	1,22	340	0,024	0,134	0,18
Värmland	S	410	367	1,12	472	0,013	0,161	0,08
Västmanland	U	243	211	1,15	338	0,012	0,135	0,09
Uppsala	C	236	211	1,12	290	0,012	0,203	0,06
Stockholm	AB	226	219	1,03	228	0,012	0,139	0,09
Södermanland	D	203	197	1,03	290	0,012	0,132	0,09
Örebro	T	329	259	1,27	320	0,013	0,121	0,11
Östergötland	E	188	176	1,07	169	0,012	0,184	0,06
Västra Götaland	O	399	392	1,02	578	0,011	0,147	0,07
Jönköping	F	317	294	1,08	694	0,013	0,214	0,06
Kronoberg	G	297	305	0,97	-	0,013	0,263	0,05
Kalmar	H	190	196	0,97	112	0,012	0,197	0,06
Gotland	I	212	216	0,98	235	0,012	0,112	0,11
Blekinge	K	227	218	1,04	183	0,012	0,251	0,05
Halland	N	631	629	1,00	377	0,013	0,236	0,06
Skåne	M	351	316	1,11	408	0,013	0,178	0,07
Medel för länen	SE	326	296	1,10	(351)	0,017	0,184	0,09

* medelvärdet för alla typområden i länet. **beräknad från medelavrinningen för varje län.

Medelvärdet för beräknad avrinning från de 17 län där det finns typområden är 310 mm från skog och 283 mm från åker. Medelavrinningen från alla typområden har varit 331 mm. Medelavrinningen från dräneringssystemen från alla observationsfält i drift (14 st) har under året varit 276 mm. I dräneringsrören kan andelen grundvatten vara mindre än i bäckarna och avrinningen är därför lägre.

De beräknade avrinningarna från skogsmark har i sin tur använts för att beräkna typkoncentrationer av fosfor i vatten från skog. Att två olika formler har använts, en för skog norr om Dalälven och en för skog söder därom har inneburit att det skulle gå en skarp gräns mellan Norrlandslänen och övriga län (Tabell 7). Typkoncentrationerna från skogsmarken i Norrland har på så vis beräknats vara höga men de borde ha kalibrerats med uppmätta halter i vattendragen.

Då den beräknade fosfor från skogen används som bakgrundsbelastning innebär detta att i delar av östra Sverige som har liten avrinning (främst Uppsala, Östergötlands, Kalmar och Blekinge län), är de använda bakgrundshalterna mycket låga jämfört med de beräknade fosforhalterna från åkermarken. Det antropogena bidraget blir därmed mycket högt, 94-96 %. I Dalarna å andra sidan, skulle det antropogena bidraget vara som lägst och fosfortransporten från åker minus skog skulle vara (0,45-0,10) dvs 0,35 kg/ha. I detta område har man mjälajordar med dokumenterade erosionsproblem och bearbetningen av jordarna medför att ursprungsbelastningen förhöjs kraftigt. Det antropogena bidraget (82%) är mera rimligt men fortfarande väl högt. I och med att halter från skogen använts för att räkna fram bakgrundsnivåer för fosfor är det antropogena bidraget överlag för högt och det speglar inte heller en sannolik regional fördelning av den antropogena fosfor.

Ett annat koncept som testades i TRK för bakgrund än att använda fosforhalter från skogsmark var baserat på koncentrationer av totalfosfor i vatten från tre områden; ett med omställningsmark, en igenvuxen hagmark och ett område med relativt mycket vall. Det första och det sista området finns med i tabell 6. Inom flera av TRK:s rasterområden gav detta högre värden än de som beräknades från åkermark och förkastades därför. I TRK-rapporten föreslås också att man för att få en bakgrundshalt skulle utnyttja det regressions samband som upprättats för att beräkna koncentrationen från åkermark. Istället för att använda fosforhalten i matjorden, skulle man då använda fosforhalten i alven, och dessutom skulle man anta en mycket låg djurtäthet. Förutsättningen för att få ett bra bakgrundsvärde på detta sätt är då att fosforhalten i alven speglar ett ursprungstillstånd. Det speglar dock inte den basförlust man får i och med att man odlar jorden (odlingsbakgrund) eftersom man inte luftat den som en jordbruksmark.

I TRK baserades fosforförlusterna från uppmätta förluster i dräneringssystem. All avrinning sker dock inte så utan en del infiltrerar långsamt till de stora grundvattenmagasinen. Detta vatten har troligen lägre fosforhalter än de snabba ytvattenflödena till ytvattenbrunnar och dränering. Så länge man inte har en bra bild av de olika typerna av avrinning inom ett avrinningsområde blir såväl de totala transporterna som bakgrunds nivåerna dåligt beräknade.

SAMMANFATTNING AV OLIKA METODER FÖR ATT BERÄKNA BAKGRUNDSBELASTNINGEN

Kunskapen om vittringen av jordbruksmark är rudimentär. I genomgången av bakgrundsvärden av fosfor från åkermark har åtta metoder för beräkning av bakgrunden diskuterats (Tabell 8). För att grovt uppskatta bakgrunden kvantitativt har 1, 5 3d/4 och 8 använts. För att

Tabell 8. Summering av för- och nackdelar med olika bakgrundsberäkningar. Numreringen hänför sig till inledningen

Metod	Fördelar	Nackdelar
1 Fosforhalt i suspenderat material.	Kan baseras på mycket data	Halten i ursprungsmaterialet blir alltid ungefärlig
2 Uppspaltning i basflöde och flöden från ytan	Speglar i viss mån effekten av dränering av jorden	Osäker korrigering för avlopp i öppna vattendrag
3a Jämförtal specifik avrinning	Används för skogsmark	Tar över huvudtaget inte hänsyn till odlingens inverkan
3c/3e Jämförtal kolhalt	Kan baseras på mycket data i de stora vattendragen	Tar inte hänsyn till all fosfor som binds minerogent
3d, 4 Jämförtal kiselhalt eller kvoter fosfor/kisel	Lätt att analysera	Biologisk omsättning av kisel i vattendrag är en felkälla. Kisel är inte heller lika orörlig i markprofilen som t ex zirkonium
5 Obrukad eller extensivt brukad mark	Jordar med ungefär samma bördighet som åkrar jämförs	Mera fältdata skulle behövas
6 Fosforhalt i jord	Man kan ta hänsyn till lokala variationer av markens fosforhalt	Olika analysmetoder har använts för att analysera P i jorden. Ökad vittring ger minskad koncentration
8 Diatoméstudier	Ger bra datering av sedimenterat material	Finns bara en bra studie

kunna göra det bättre skulle det vara värdefullt med mera jämförbara data på fosforhalten relaterat till det suspenderade materialet (1) och framför allt data på kiselhalten i vatten från jordbruksmark (3d/4). Mätningar av fosforförluster från ängsmark vore också mycket bra men blir dyrare.

SAMMANFATTNING

Fosforförluster från skogsmark är rimligen för låga för att utgöra bakgrundsförluster för åkermark. I åtminstone en svensk studie har jordbruksmark visat sig vittra betydligt mer än närliggande skogsmark. Fosforförluster från skog, såsom de har beräknats i TRK, speglar inte heller en sannolik regional fördelning av bakgrundsnivåerna för åkermark.

Kvoten fosfor/kisel i ett antal större vattendrag antyder att bakgrundshalten av fosfor från åker kan vara 3,3 ggr högre än från skog. Motsvarande kvot från ett område där vittringen beräknas indikerade en motsvarande kvot på 6,6. I stället för en bakgrundshalt av omkring 0,012 mg/l totalfosfor (TOTP) söder om Dalälven borde man använt sig av en halt på 0,04-0,08 mg/l.

Grundvatten i mindre jordbruksvattendrag (inklusive påverkan av t ex enskilda avlopp) har haft en typhalter av omkring 0,05 mg/l TOTP. Dräneringsvatten från extensiva marker har haft halter mellan 0,05-0,08 mg/l TOTP. Totalfosforhalter från relativt ostörda avrinningsområden i Danmark och från diatoméstudier i Mälaren hamnar på ungefär samma nivåer nämligen 0,05-0,06 mg/l.

Bakgrundshalten bör därför ligga mellan 0,05 och 0,08 mg/l TOTP. Får man lokalt lägre värden vid beräkning av typhalter från åker med den regressionsmodell man använt inom TRK är det bättre att ändra grundekvationen så att halten från åkermarken antar ett högre rimligt värde asymptotiskt än att generellt använda ett så lågt bakgrundsvärde som halter från skogsmark.

I TRK har det antropogena bidraget av fosfor från åker och beten beräknats vara 90% av bruttobelastningen i genomsnitt, men baserat på ovannämnda halter blir andelen max 70%. Baserat på fosfor/kiselkvoterna från det svenska området där vittringen beräknats sjunker andelen antropogent bidrag ner till att vara drygt 50%. Förhållandet mellan fosfor och suspenderat material i vatten från jordbruksmark antyder också att det antropogena bidraget av fosfor från åkermark kan vara drygt 50 %.

Fosforrelation till kisel i vattnet och fosforhalten i eroderat och suspenderat material är båda indikatorer som relativt enkelt borde kunna förbättras med mera dataunderlag. Det vore önskvärt att mäta kiselhalter i yt- och dräneringsvattnen inom miljöövervakningen av jordbruksmark. Kisel mäts fortlöpande inom övervakningen av de stora vattendragen. Det är en enkel metod som kan automatiseras.

I miljöövervakningen av de större vattendragen med lerjordar vore det önskvärt att analysera partikelbunden fosfor och suspenderat material med finporiga membranfilter. Detta görs nu i yt- och dräneringsvattnen inom miljöövervakningen av jordbruksmark.

Referenser

- Andersson, A., Eriksson, J. & Mattson, M. 2000. *Phosphorus accumulation in Swedish agricultural soils*. Swedish Environmental Protection Agency Report no 5110.
- Bradshaw, E., and Anderson, J. 2001. Validation of a diatom-phosphorus calibration set for Sweden. *Freshwater Biology* **46**, 1035-1048.
- Brandt, M. & Ejhed, H. 2002. *TRK Transport-Retention-Källfördelning - Belastning på havet*. Naturvårdsverkets rapport 5247.
- Larsen, S. E., Kronvang, B., Windolf, J. & Svendsen, L. M. (1999). Trends in diffuse nutrient concentrations and loadings in Denmark: statistical trend analysis of stream monitoring data. *Wat. Sci. Tech.*, **39**, 197-205.
- Naturvårdsverket. 1999a. *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag*. Rapport 4913.
- Naturvårdsverket. 1999b. *Bakgrundsunderlag till bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Sjöar och vattendrag*. Rapport 4920.
- Persson, G. 2001. Phosphorus in tributaries to Lake Mälaren, Sweden: Analytical fractions, Antropogenic contribution and bioavailability. *Ambio* **30**, 486-495.
- Ulén, B. & Snäll, S. 1999. Biogeochemistry and weathering in a forest catchment and an arable field in central Sweden. *Acta Agric. Scand. B; Soil and Plant* **48**, 201-211.
- Ulén, B., Johansson, G. & Kyllmar, K. 2001. Model prediction and a long-term trend of phosphorus transport from arable land in Sweden. *Agric. Water Manage.* **4**, 197-210.
- Ulén, B. & Mattsson, L. 2003. Losses of different form of phosphorus and of nitrate from a clay soil under grass and cereal production. *Nutrient Cycling Agroecosys.* **65**: 129-140.
- Personliga meddelanden: Jan Eriksson, SLU, markvetenskap, Ingemar Cato, SGU, Kaj Lax, SGU
Kjell Olsson, SLU, miljödata, Gunnar Persson, SLU, miljöanalys, Sven Snäll, SGU

Denna studie har finansierats av Naturvårdsverket till vilket riktas ett tack

ODLINGSÅTGÄRDERS INVERKAN PÅ FOSFORLÄCKAGE FRÅN OBSERVATIONSFÄLTEN

Barbro Ulén, avdelningen för Vattenvårdslära, SLU

INLEDNING

Samhället har såväl på ett nationellt plan som genom internationella överenskommelser uppställt klara miljömål för acceptabel inverkan orsakad av växt- och animalieproduktion. Genom fortlöpande miljöövervakning av bland annat observationsfält på jordbruksmark kontrolleras graden av måluppfyllelsen. Fälten anlades på 1970-talet för att man på så sätt skulle kunna kvantifiera förlusterna av växtnäring från jordbruksmark och studera trender. För växtnäringen fosfor (P) har resultaten också använts till sådana kvantifieringar (Brant & Ejhed, 2002) baserat på regressionssamband från fälten (Ulén et al., 2001). Resultaten från fälten har också använts för trendanalyser (Djodjic & Bergström, 2004). Fälten är dock inga experiment utan de är vanliga skiften som ingår i respektive gårds ordinarie drift. Fälten är utvalda för att man ska kunna ta vattenprover och mäta flödet på ett bra sätt och är därför antingen artificiellt dränerade genom systemtäckdikning eller behovsdränerade med enklare ledningssystem. Dräneringsrören tar enbart emot nederbörd som faller på fältet, men inte avloppsvatten eller skogsvatten. Det är vanligt med grusfilter vid igenlagda ytvattenbrunnar vilket gjort det praktiskt mycket svårt att separera ytvatten. Endast på ett fält är det därför möjligt att provta ytvatten separat.

Observationsfälten är alltså inte anlagda för att utvärdera effekten av olika detaljerade odlingsåtgärders inverkan på näringsförlusterna men väl för att följa odlingsåtgärdernas förändring över tiden och vilken betydelse det har för läckagets utveckling. De har ändå gett god information om åtgärders effekter för kväveförluster. Fosfor är betydligt svårare att studera och hur långt man kan nå genom bättre odlingsåtgärder är därför fortfarande till stor del okänt. Några odlingsåtgärders inverkan på fosforförlusterna har dock kunnat studeras i kontrollerade försök i anslutning till fälten (Brink et al., 1983, Ulén, 1988, Ulén, 2003, Ulén & Mattsson 2003, Wither et al., 2003). De flesta övriga försök med växtnäringförluster har varit anpassade för kväve och ligger på jordar med små fosforförluster.

Avsikten med den här studien har varit att gå igenom hur kända kritiska odlingsmetoder har påverkat fosforförlusterna från observationsfälten på odlingsmark. Förväntningarna har däremot inte varit att kunna ge välgrundade råd baserat på detta datamaterial. Tidsserier med fosforanalyser av vatten från dräneringssystemen från 13 av observationsfält spridda över landet har studerats i relation till tre kritiska odlingsåtgärderna (Bilaga 1).

SKILLNADER MELLAN LERJORD OCH SANDJORD

Flera av observationsfälten har en lerhalt på minst 25%, andra har mycket grovmo och sand i profilen. Nedan görs en litteraturgenomgång för egenskaperna hos dessa. Övriga jordar har lämnats därhän eftersom blandstrukturen (sandblandade lerjordar, leriga mjälalättjordar etc) gör att de inte har så tydliga karakteristika eller för att de är mindre vanliga (organiska jordar, mjälajordar).

Lerjordar I Sverige har man dokumenterat stora fosforhalter i vattnet från vissa lerjordsområden. Leror med stort inslag av illit har visat sig kunna slamma upp partiklar och frigöra fosfater speciellt vid låga pH (Ulén, 2003). Marina leror med stort gyttjeinslag har visat sig kunna ge stora förluster via dräneringssystemet (Ulén & Persson, 1999). Exaktare kunskap om varför förlusterna varierar så mellan olika lerorna saknas dock och variationen i förluster uppmätta i jordbruksbäckar runt Mälaren (Carlsson et al, 2002) är slående.

Lerjordarna är vanligtvis dränerade. Makroporflöde är snabba och heterogena flöden genom markens håligheter har troligen stor betydelse för fosfortransporten i lerjordar (Djodjic, 2001). Den generella betydelsen av makroporflöde kombinerat med ytvatten-transport till ytvattenbrunnar och dräneringen är dock inte klarlagd på fältnivå. Transportsättet torde dock innebära att det framför allt är förhållandena i matjorden som påverkar fosfor-koncentrationerna från lerjordar.

Sandjordar Ett fåtal sand- och grovmojordar kännetecknas av en hög grad av fosformättnad. I vissa regioner är däremot fosformättnaden låg både i matjord och alv (Ulén och Eriksson, 2004). I sandjordar har en större del av jordvolymen kontakt med vattnet och flöden genom profilen är långsammare än genom lerjordar. Processer i alven därför viktigare för lätta jordar. Om de markkemiska förhållandena är kända underlättar detta utvärderingen av effekterna av gödsling.

HYDROLOGI PÅ FÄLTNIVÅ

Är jordarna dränerade tillförs de vid lågflöden framförallt det grundvatten som finns i ledningarnas närhet. Nästan allt vatten i ledningarna består då av ytligt grundvatten som bildats av tidigare infiltrerad nederbörd. Vid intensiv nederbörd karakteriserades däremot vattnet av snabba flöden till den mättade zonen. Liksom tidigare förs ytligt grundvatten till dräneringsledningarna men detta vatten har nu förorenats av ytvattnet. Dessutom kan det ske laterala flöden ovan marken eller ovan plogsulan och sådant ytligt vatten kan nå ledningarna antingen direkt via ytvattenbrunnar eller via infiltration i återfyllnadsområdet ovan ledningarna. I detta område står grundvattenytan ofta lägre än på längre avstånd från ledningarna.

Har marken en dålig allmän infiltration kommer vattenflödet lättare att kanaliseras i makroporer. Den allmänna kunskapen om infiltrationsförmågan och makroporutveckling hos jordar är dock starkt begränsad. Vissa makroporer i marken är naturliga eftersom de växer fram då rötterna utvecklas. Sådana djupa kanaler kan hjälpa till att förbättra infiltrationen genom en plogsula där det är risk att det bildas laterala flöden. Sprickor som bildas när jorden packas riskerar däremot att kanalisera vattnet på ett negativt sätt. I jordar med mycket ytvattentransport och makroporflöde påverkas flödena av markens struktur och infiltrationsförmåga. Koncentrationerna man finner i dräneringssystemet kan också vara ett kombinerat resultat av processer i jorden och i det artificiella dräneringssystemet. Att kunskapen är ofullständig om vilka processer som är verksamma är den viktigaste orsaken till att utvärderingen av uppmätta fosforförluster måste bli begränsad och diskussionen har fått inskränka sig till några odlingsmetoder som man vet kan vara kritiska.

KRITISKA ODLINGSÅTGÄRDER

De odlingsåtgärder som man vet kan vara kritiska är att tillföra flytgödsel under blöta förhållanden, att förrådsgödsla med handelsgödsel fosfor och att jordbearbeta under blöta förhållanden.

Flytgödsling Flytgödsel som applicerades under fuktiga förhållanden har visat sig kunna ge mycket distinkta om än relativt kortvariga förluster av fosfatfosfor via dräneringssystemen (Ulén och Mattsson, 2003). Gödseln kan rinna ner direkt i makroporerna och föras till ledningarna under påföljande flöde. I England rekommenderar ”good agricultural practice” att flytgödsel inte appliceras på lerjordar inom ett år efter nydränering eftersom fosforhalterna i dräneringsledningarna kan förhöjas (Hodgkinson et al., 2002). Det är här vanligt med tubulering dvs att man kör upp gångar i marken för att få bort vattnet. Gångarna (”mole drains”) läggs vinkelrätt över det egentliga dräneringssystemet på 60 cm djup och på tätt

avstånd. Sådana tillfälliga dräneringar är dock mycket ovanliga i Sverige där man istället har permanenta dräneringsledningar på omkring en meters djup.

Förrådsgödsling I Ulén och Mattsson (2003) beskrivs resultatet av vad som förmodligen är ett "värsta fall" av gödsling med handelsgödsel då så mycket som 80 kg P/ha höstspreds på en lerjord. Handelsgödseln som tillfördes blandades in mycket ofullständigt eftersom den bara plöjdes ner och fosfor fick därför dålig kontakt med jordens mineraldel. Åtgärden efterföljdes också av en ovanligt blöt vinter och dessa två faktorer medförde en snabb transport av fosfor till dräneringsledningarna. Exakt hur denna transport har skett är oklart. Lysimeterförsök har emellertid visat att det kan förekomma snabba transporter av fosfatfosfor med makropor-flöden i just den här lerjorden genom hela markprofilen ner till dräneringsdjupet (Djordjic, 2001).

Från England finns ett annat dokumenterat fall med höga förluster av fosfatfosfor i dräneringsvattnet en hel vintersäsong. Det rörde sig då om tubulering med ledningar på 60 cm djup. Jorden hade lågt innehåll av kalciumkarbonat. Appliceringen av handelsgödsel gjordes även i detta fall sent under året (2 december) till en blöt jord. Både en giva av 17 och av 33 kg P/ha gav mycket höga fosforförluster i den underliggande dräneringen (Catt et al., 1998).

Jordbearbetning Vid jordbearbetning, speciellt plöjning under blöta förhållanden, kan man befara att jordaggregaten sönder och att den partikelbundna fosfor lättare transporteras från marken med vattnet. En bearbetning av en blöt jord innebär också alltid större risk för att man packar jorden. En packad jord kan ge ojämna vattenflöden genom marken. Vatten kan bli stående på delar av markytan och i det stående vattnet kan jordpartiklar slammas upp. Det är svårt att i resultat från observationsfälten skilja på om det är själva jordbearbetningen eller om det är de blöta förhållanden vid bearbetningen som är det största problemet.

Riktigt uttorkade leror kan också vara ett problem med sprickbildning. Packningen av vissa leror kanske medför ännu mera sprickor vid upptorkningen. När flödet sedan kommer igång kan det ske en kraftigt accelererad transport av det slammiga ytvattnet.

METODPROBLEM VID UTVÄRDERING AV OBSERVATIONSFÄLTEN

Två sätt på vilket undersökningarna av observationsfälten utförts försvårar utvärderingen. För det första är provtagningsfrekvensen (ett manuellt prov var fjortonde dag) så pass gles att episodiska förluster av suspenderat material och av fosfor lätt missas.

För det andra mättes koncentrationerna av lösta fosfater under åtskilliga år med en förbehandling av vattenprovet som innebar centrifugering. Vid centrifugeringen skiljdes då inte de fina partiklarna av utan blev kvar i det översta vattnet i centrifugörret. Det är detta vatten som tas till analys och då tillsätter man syra. Fosfor från de finaste partiklarna har kunnat frigöras i den sura lösningen och kommit med i fosfatanalysen så att fosfatkoncentrationen överskattats. Detta märks tydligt i vattnet från ett par fält. Alla fosfathalter har därför räknats om till att motsvara fosfatfosfor efter filtrering enligt samband från Johansson och Ulén (2002).

DISKUSSION

Flytgödsling Rekommendationerna är att man inte bör applicera flytgödsel till blöt mark, speciellt när det rinner i dräneringssystemet. Flytgödsling kan annars medföra läckage även om gödseln brukas ned. När man applicerar flytgödsel ska det ske till mark som bara är lätt fuktig, men inte så torr att det uppstått torrsprickor, och flytgödseln ska brukas ned så snart som möjligt. En lätt fuktig luft vid appliceringen är också bra för att minimera ammoniak-

förlusterna. Om fältet är nydränerat bör man undvika att applicera direkt på återfyllnadsområdet. Marken där kan då transportera fosfor direkt till dräneringsledningarna.

Av de observationsfält som ingår i jordbrukets miljöövervakning och som bara har en gröda på fältet har det sammanlagt gjorts 66 appliceringar av flyt- eller annan stallgödsel. Man har också i många fall gett flytgödsel till delar av fälten. Mycket få av dessa har dock inneburit märkbara förhöjningar av fosforhalterna med den använda provtagningsfrekvensen, bara i några få fall har förhöjda halter synts. Den exakta orsaken till de höga halterna är oftast svår att fastställa och man kan bara konstatera att det blir höga halter av fosfor ibland efter gödsling. Man bör därför ha som försiktighetsprincip att undvika applicering av stallgödsel på blöt jord.

Vallbrott med efterföljande stallgödselgiva och sådd av höstvetete är ett kritiskt moment i växtföljden eftersom detta är känt att kunna ge höga nitratläckage (Ulén, 1999). Ett fall finns dokumenterat med förhöjda halter av fosforhalter efter en lusernvall (Ulén et al., 2004). Även gröntråda och grön gödslingvallar kan ge problem (Torstensson, 2003). Brytning av konventionella gräsvallar brukar dock inte medföra förhöjda fosforförluster.

Handelsgödsling Rekommendationerna är att för att undvika onödiga läckage av fosfatfosfor efter PK-gödsling bör man vara noga med att blanda jord och gödsel. Detta gäller speciellt om gödslingen görs på hösten. Hur vädret blir den efterföljande vintern vet man aldrig och handelsgödsel fosfor bör därför alltid myllas ner. Man bör också undvika att förrådsgödsla, speciellt en blöt höst. Det bör rimligen vara en fördel att undvika förrådsgödsling och i stället radmylla så att gödseln hamnar nära kärnan.

Till observationsfälten har det ofta skett en viss förrådsgödsling med PK-gödsel under hösten till höstvetete eller höstoljeväxter och då alltså enbart för att täcka ett enda efterföljande års behov. Oftast har fosforgödseln radmyllats eller spridits med exaktspridare. Höstgödsling före vårsådd av t ex havre verkar inte lika vanligt nu som under 70- och 80-talet. Totalt finns det bara två tillfällen där höga fosfatkoncentrationer kan kopplas till PK-gödsling på ett tydligt sätt.

Jordbearbetning Enbart nerplöjning är en alldeles för otillräcklig inblandning av gödseln. Olämplig gödsling i kombination med blöta jordar innebär som tidigare nämnts ett riskmoment för läckage av lösta fosfater, och antagligen kan en utbildad plogsula förvärra situationen. Jordbearbetningen innebär framför allt en risk för förluster av den partikelbundna fosfor.

Olika jordar är olika känsliga och för en del leror är antagligen jordbearbetningen på hösten under blöta förhållanden ett kritiskt moment. Nederbörden under september är normalt omkring 60 mm varav mycket brukar komma som lätt regn (SMHI, 2002). Rekordnederbörden är däremot nära 3 ggr så mycket. Stor nederbörd under september och plöjning under blöta förhållanden kan göra att större mängder partiklar och därtill bunden fosfor förloras i dräneringssystemet under åtminstone den närmast efterföljande avrinningsperioden. I vissa fall har halterna minskat senare, men i några fall har halterna varit fortsatt höga under åtminstone ett par månader. Det är oklart om det är bearbetningen i sig, den blöta marken eller den stora avrinningsmängden som är det egentliga problemet. De jordar som är känsliga för den fysiska störningen man utsätter den för vid jordbearbetningen bör identifieras för att sedan studeras systematiskt.

Markfysikaliska egenskaper Av 13 observationsfält har tre en lerhalt på minst 35%. Aggregatstabiliteten är inte undersökt men jordarna verkar ha dålig aggregatstruktur så att partiklarna lätt mobiliseras med stora fosforförluster som följd. En jord med lerhalten 34% verkade dock inte ha denna egenskap. Två fält med lerhalt mellan 26-34% hade delvis denna egenskap. Enbart lerhalten förklarar inte jordarnas egenskaper på ett bra sätt utan man

bör definiera andra markegenskaper: hur lätt partiklarna slammar upp, i vilken grad jordarna kan "jäsa" (flyta ut vid tjällossningen) och om marken utvecklar "onyttiga" makroporer. Man får börja med att kartlägga förekomst av makroporer som ofta har en väl definierad rumslig struktur (Zavattaro et al., 1999).

Hydrologi på fältnivå Hydrologin på fältet bör undersökas för att man så småningom ska komma fram till en metod att på skiftesnivå bedöma hydrologiska risker för fosforförluster. De direkta mätningar av fosforläckage som görs, på observationsfälten, bör därför kopplas till mera detaljerade studier av de hydrologiska förhållandena på dessa fält. Kontinuerligt studeras bara den totala avrinningen via dräneringssystemet och i några fall grundvattennivåerna. Den klassiska mätmetoden att bestämma samband mellan avrinningen i dräneringssystemet med sjunkhastigheten (infiltration i stora rör) genom marken ger jämna värden som kan följas under en lång tid. Samtidigt riskerar man att smeta igen eventuella makro och mesoporer. Genom mätningar med tensiometrar är risken att förstöra porerna mindre men innebär å andra sidan att man lägger på ett konstlat tryck vid mätningen. Infiltration såväl i stora rör som med hjälp av tensiometrar borde studeras vid ett par tillfällen under året på de fält med lerjordar som har höga fosforförluster (3st) och de som har låga eller måttliga fosforförluster (3st). Området nära dräneringsledningarna är speciellt viktiga att studera eftersom en större del av vattnet i ledningarna rör sig härifrån.

SLUTSATSER

Den allmänna kunskapen om fälthydrologin och jordars fysikaliska egenskaper behöver bli bättre och man bör framför allt komplettera observationsfälten med systematiska försök på de ur fosforsynpunkt mest extrema jordarna.

Sammantaget är det svårt att spåra enskilda händelsers betydelse för fosforkoncentrationerna från observationsfälten, eftersom provtagningen skett glest. En utveckling vore därför om man kunde förbättra provtagningen till att vara flödesproportionell från de fält där halterna varierar kraftigt med flödet. Sådan provtagning sker redan på fält D1 men borde också göras på fält M11, E7, E21, O4 och M2.

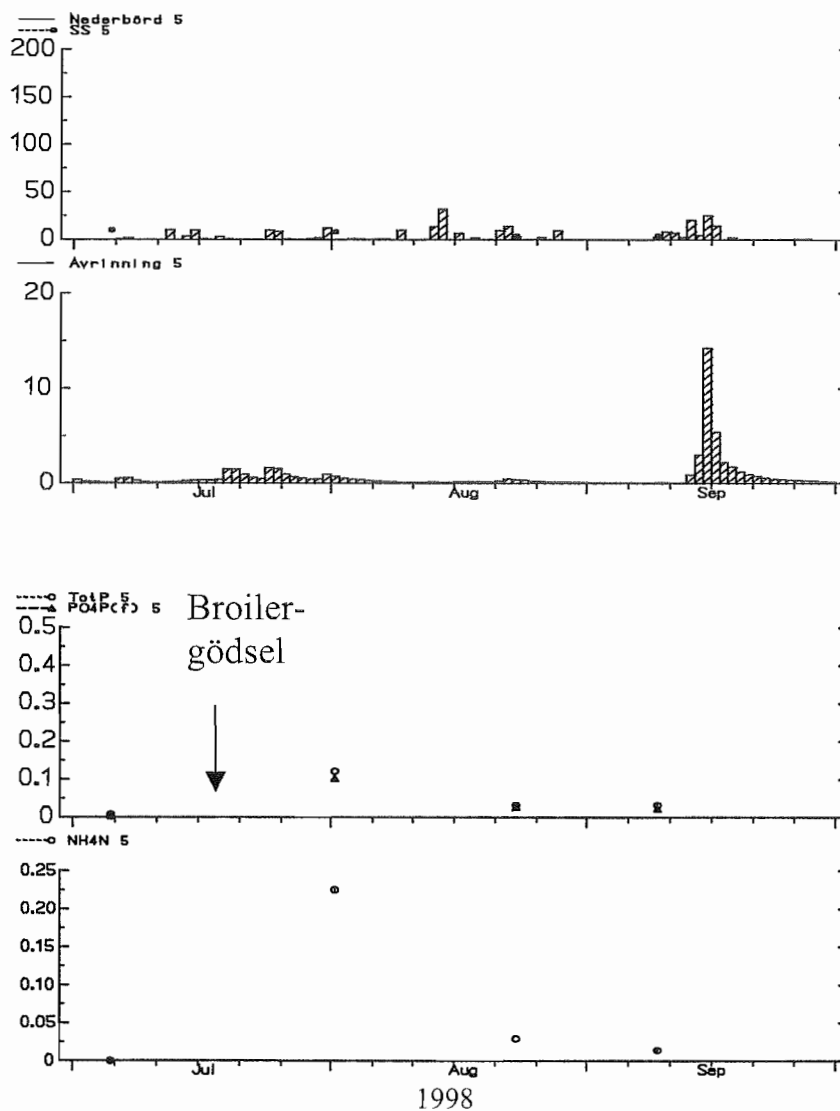
REFERENSER

- Brandt, M. & Ejhed, H. 2002. TRK Transport-Retention-Källfördelning - Belastning på havet. *Naturvårdsverkets rapport 5247*.
- Brink, N., Gustavsson, A. och Ulén, B. 1983. Yttransport av växtnäring från stallgödsblad åker. *Ekohydrologi 13*, 3-14.
- Carlsson, C., Kyllmar, K. Ulén, B och Johansson, H. 2002. Typområden på jordbruksmark. Avrinning och växtnäringsförlust för det agrohydrologiska året 2000/2001. *Ekohydrologi 66*, 39 sidor.
- Catt, J.A., Howse, K.R., Farina, R., Brockie, D., Chambers, B.J., Hodgkinson, R., Harris, G.L. & Quinton, J.N. 1998. Phosphorus losses from arable land in UK. *Soil Use Manage. 14*, 168-174.
- Djodjic, F. 2001. Displacement of Phosphorus in Structured Soils. *Agraria 283*, Swedish University of Agricultural Sciences. SLU, Uppsala.
- Djodjic, F & Bergström, L. 2004. Phosphorus losses from arable fields in Sweden – effects of field-specific factors and long-term trends. *Environ. Monitor. Assess.* (in press).
- Hodgkinson, R.A., Chambers, B.J., Withers, P.J.A. & Cross, R. 2002. Phosphorus losses to surface waters following organic manure application to a drained clay soil. *Agric. Water Manage. 57*, 155-173.
- Johansson, G. och Ulén B. 2002. Observationsfält på åkermark. Avrinning och växtnäringsförluster för de agrohydrologiska åren 1999/00 och 2000/01 samt en långtidsöversikt. *Teknisk rapport 68*. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala 2002.

- SMHI December 2002. Liten väderguide. Faktablad nr 11.
- Torstensson, G. 2003. Ekologisk odling – Utlakningsrisker och kväveomsättning. *Ekohydrologi* 73, 1-38.
- Ulén, B. 1988. Fosforerosion vid vallodling och skyddszon med gräs. *Ekohydrologi nr 26*, 23-28.
- Ulén, B. 1999. Simulation of nitrate leaching before and after conversion over to ecological farming. *Biol. Agric. Hort.* 17, 59-75.
- Ulén, B. & Persson, K. Fieldscale phosphorus losses from a drained clay soil in Sweden. *Hydrol. Processes* 13, 2801-2812.
- Ulén, B., Johansson, G. and Kyllmar, K. 2001. Model prediction and a long-term trend of phosphorus transport from arable land in Sweden. *Agric. Water Manage.* 4, 197-210.
- Ulén, B., 2003. Concentration and transport of different forms of phosphorus during snowmelt runoff from an illite clay soil. *Hydrol. Proc.* 17, 747-758.
- Ulén, B. & Mattsson, L. 2003. Transport of phosphorus forms and of nitrate through a clay soil under grass and cereal production. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 65, 129-140.
- Ulén, B. & Eriksson, J. 2004. Degree of Phosphorus Saturation for Rapid Risk Assessment of Phosphorus Losses in Southern Sweden. Poster presentation at the workshop 'Tools for assessing phosphorus loss from Nordic agriculture', Folum, Denmark 4-5 Feb. 2004.
- Ulén, B., Aronsson, H., Torstensson, G. och Mattsson, L. 2004. Växtnäringsomsättning och risker för fosforförluster från odlingsystem på lerjord i Västra Götaland (in prep.)
- Withers, P., Ulén, B., Stamm, C. & Bechmann, M. 2003. Incidental phosphorus losses – are they significant and can they be predicted? *J. Plant Nutr. Soil Sci* 166, 459-468.
- Zavattaro, L., Jarvis, N. & Persson, L. 1999. Use of similar media scaling to characterize spatial dependence of near-saturated hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 486-492.

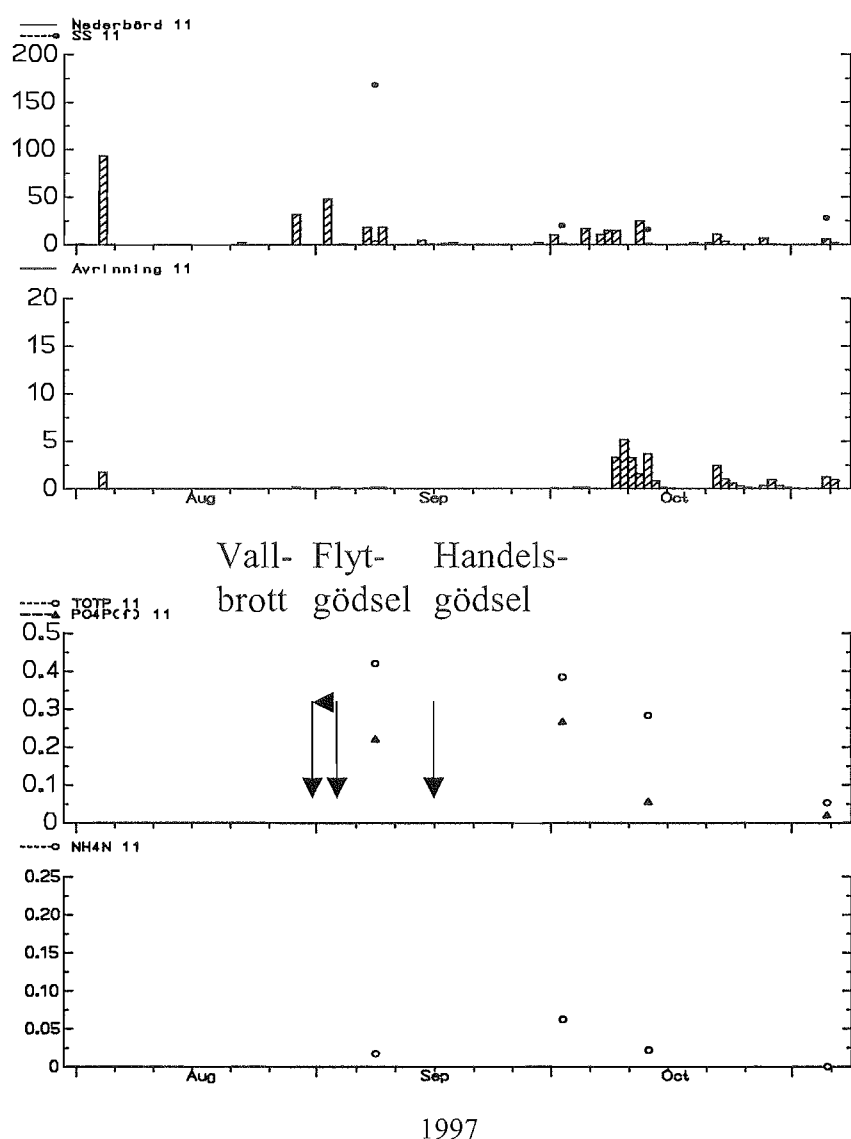
FLYTGÖDSLING

Under senare delen av juli 1998 var det blöta förhållandena i marken vid fält 5 eftersom det rann från dräneringsrören. Fastgödsel från broiler (10 ton/ha och 42 % vattenhalt), 99 kg P/ha, tillfördes med stallgödselspridare den 21/7 och brukades ner efter 9 dygn. Under avrinningsperioden 21/7-7/8 hade vattenprovet (Figur 1) förhöjda halter av fosfatfosfor och ammoniumkväve. Förlusterna motsvarade minst 0,015 kg P/ha. Detta är inte mycket i förhållande till fältets genomsnittliga förlust (0,5 kg P/ha). Den reella fosforförlusten som kunnat uppmätas om provtagning skett omedelbart efter spridningen kan dock ha varit betydligt större. Framför allt medförde broilergödseln höga nitratkväveläckage under efterföljande vinter.



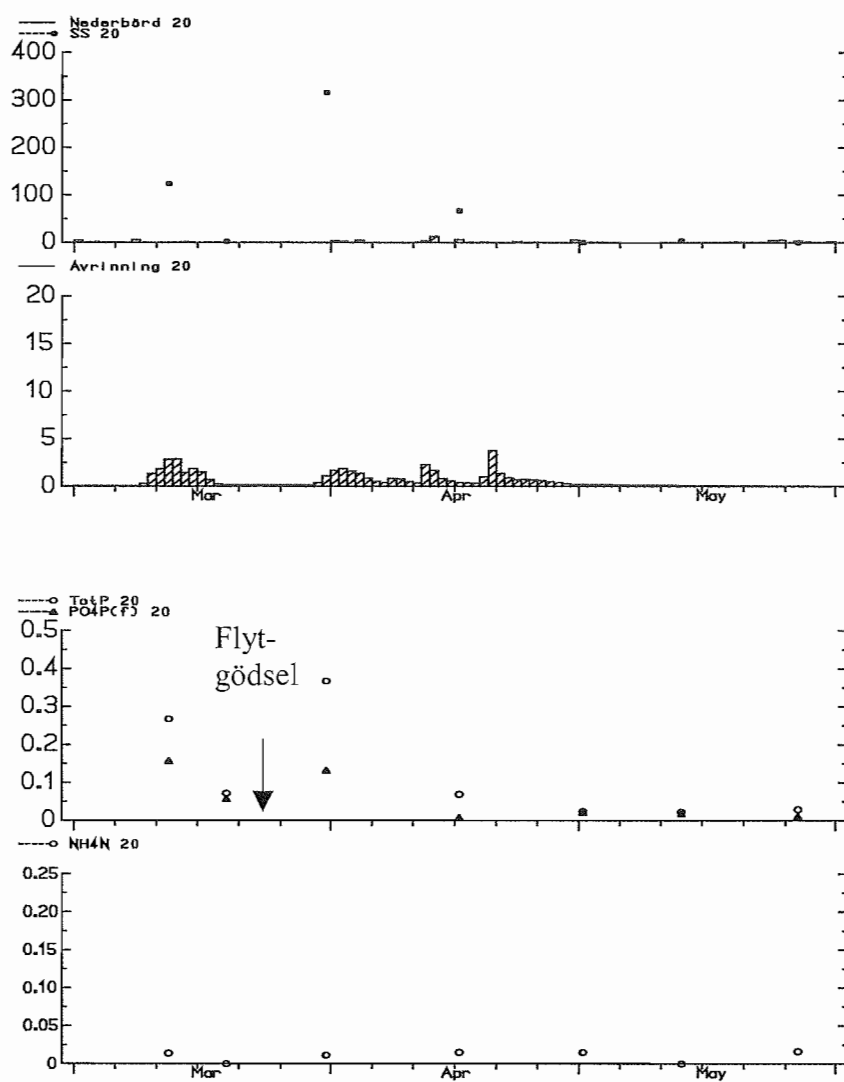
Figur 1. Applicering av broilergödsel i slutet av juli på fält 5 då det samtidigt var avrinning via dräneringssystemet. Gödseln brukades ner efter nio dagar. Andelen fosfatfosfor och ammoniumkväve i dräneringsvattnet var högt i stickprov under avrinningsperioden i samband med tillförseln. Nederbörd och avrinning i mm och koncentrationer i mg/l.

På halva fält 11, främst på den nedre mera sluttande delen, bröts en vall och flytgödsel från nöt (30 t/ha) spreds med spegelspridare 2-4 september 1997. Flytgödseln brukades ner inom 4 timmar. Vallbrottet medförde höga halter av suspenderat material (Figur 2), men de höga fosfathalterna 8/9 kan ha berott på flytgödseln. Den 16/9 fick 68% av fältet handelsgödsel motsvarande 80 Pkg/ha som tillfördes med skivbill före sådd av höstvetete. Den 2/10 var såväl fosfat- som ammoniumhalterna förhöjda. Nederbörden under månaderna september-oktober var 217 mm mot normala 140 mm. Under perioden 6/9-14/10 var avrinningen 19 mm och fosforförlusten motsvarade minst 0,06 kg/ha TOTP. Vallbrott i kombination med gödslingen bidrog sannolikt väsentligt till detta. Så höga handelsgödselgivor som 80 kg/ha är ovanliga i åtminstone östra Sverige.



Figur 2. Vallbrott och flytgödsel på 51% av fält 11. Flytgödseln brukades ner inom ett dygn. Efter två veckor fick 68% av fältet handelsgödsel motsvarande 18 kg P/ha före sådd av höstvetete. Andelen fosfatfosfor i dräneringssystemet var antagligen höga under en månad efter flytgödslingen. Nederbörd och avrinning i mm och koncentrationer i mg/l.

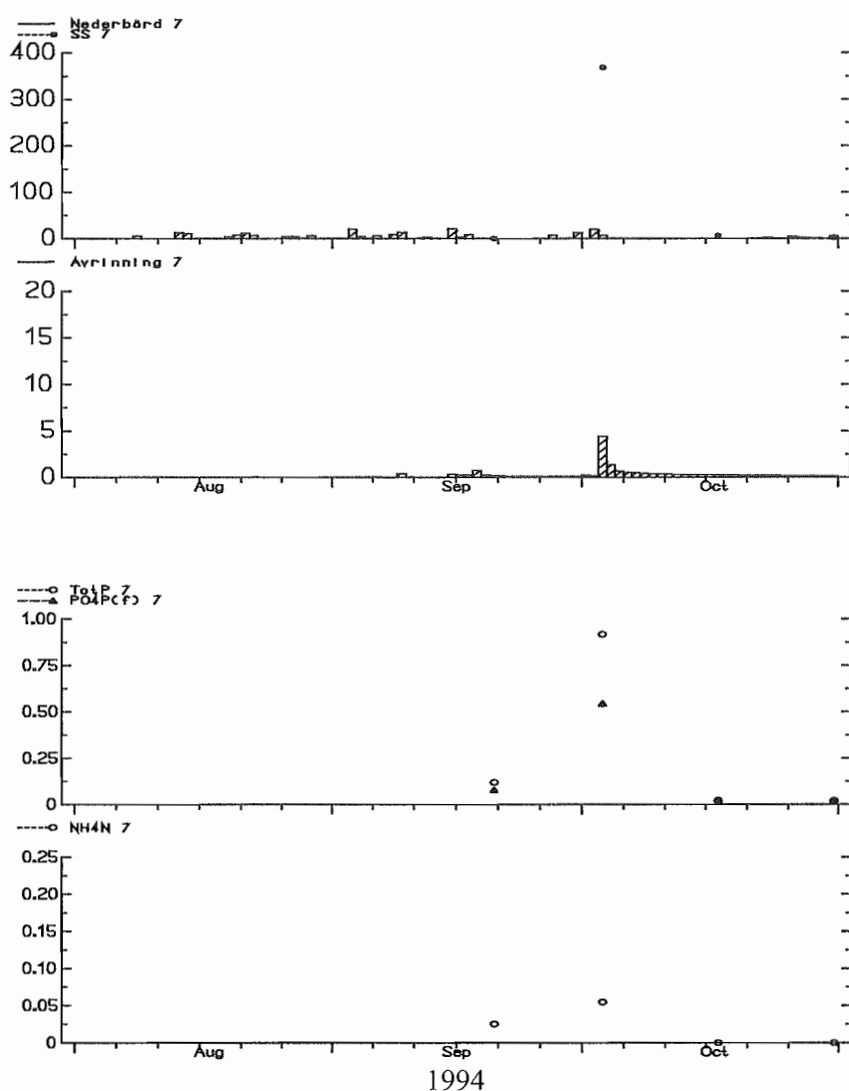
När exakt under mars vårspridningen av svinflytgödsel utfördes på fält 20 år 2001 (Figur 3) är okänt. Avrinningen under april var 28 mm mot normala 12. Mycket hög halt av suspenderat material men måttlig andel fosfatfosfor i början av april, antyder att en del av fosforförlusterna kan ha berott på "vanlig" erosion som alltså inte berodde på olämpliga odlingsmetoder. Under perioden 22/3-11/4 förlorades minst 0,02 kg PO₄P(f) till vilket flytgödseln kan ha bidragit.



2001

Figur 3. Flytgödsel från svin (25 t/ha) tillfördes med slangspridare i mitten av mars på fält 20. Nederbörd och avrinning i mm och koncentrationer i mg/l.

Under månaderna september-oktober 1994 var nederbörden vid fält 7 något rikare än normalt, nämligen summa 157 mm, jämfört med normala 121 mm. På en större del av fältet bröts en vall. Före höstvetesådd fick marken flytgödsel av nöt som motsvarade 20-25 ton/ha och därefter gavs handelsgödsel fosfor med en giva av 20 kg/ha som radmyllades. I mitten på september kultiverades resterande 28% av fältet två gånger. I början av oktober var halten suspenderat material hög. Eftersom även fosfor- och ammoniumhalterna var höga (Figur 4) antyder detta en påverkan av flytgödseln. Under perioden 15/9-12/10 var avrinningen 12,5 mm och totalfosforförlusten 0,08 kg/ha. Minst 0,06 kg/ha förlorades som fosfatfosfor och en del av detta har förmodligen kommit från flytgödseln. Detta är ett exempel då gödseln blandades mycket dåligt med jorden eftersom den bara plöjdes ner och detta efterföljdes av en ovanligt blöt vinter. I vilken mån det fanns en utbildad plogsula är okänt.

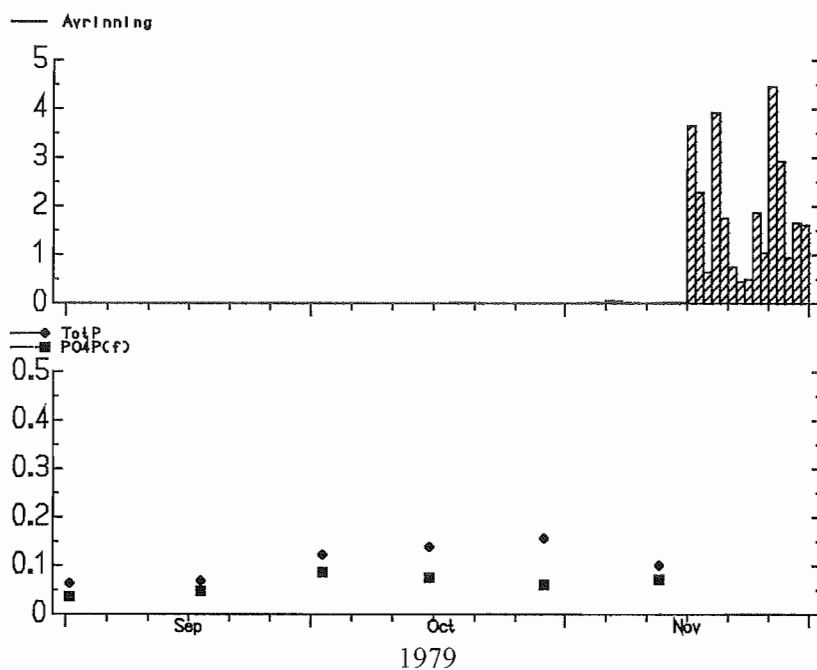


Figur 4. Vallbrott 5/9 på 72% av arealen av fält 7. Höstvete såddes och i samband därmed fick arealen flytgödsel av nöt (okänt datum) och handelsgödsel motsvarande 20 kg P/ha den 13/9. Nederbörd och avrinning i mm och koncentrationer i mg/l.

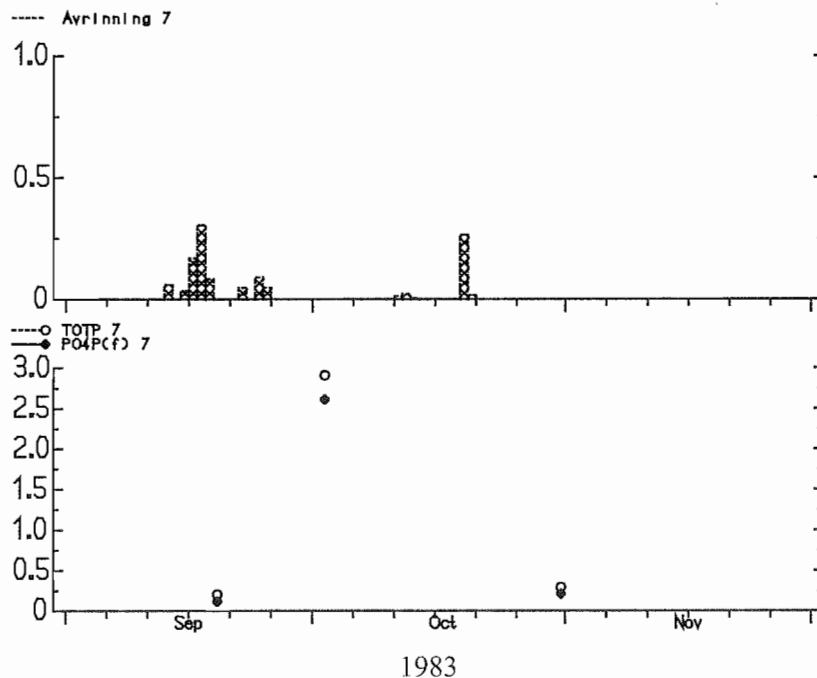
FÖRRÅDSGÖDSLING

På fält 4 spreds fosfor på ytan till en mindre del av fältet och gödselkornen brukades inte ner (Figur 5). Fosfathalten var rätt hög under senare delen av september men avrinningen var liten och läckaget av fosfor därför försumbar. Man kan därför inte påstå att gödslingen bidragit till mycket fosforförluster i detta fall.

Avrinningen hösten 1983 var ovanligt liten från fält 7. Efter höstspredning med exaktspridare och innan plöjningen den 11-14 oktober var fosfathalten i dräneringsvattnet mycket hög vid ett tillfälle (Figur 6). Andelen fosfatfosfor i procent av totalfosfor var uppemot 90%, men brukar i genomsnitt vara 70% i dräneringsvattnet från detta fält. Eftersom provet representerar mindre än 1 mm var mängden fosfor som läckte liten och någon större total effekt av gödslingen kan inte beläggas.



Figur 5. Förråds gödsling av fosfor på fält 4. 70 % av arealen PK-gödsledes under perioden 8-28/9 1979 med en giva motsvarande 27 kg P/ha. Det mesta brukades ned före sådd av höstgröda men på 10% av arealen spreds PK-gödseln på markytan (27/9) till en frövall. Avrinning i mm och koncentrationer i mg/l.

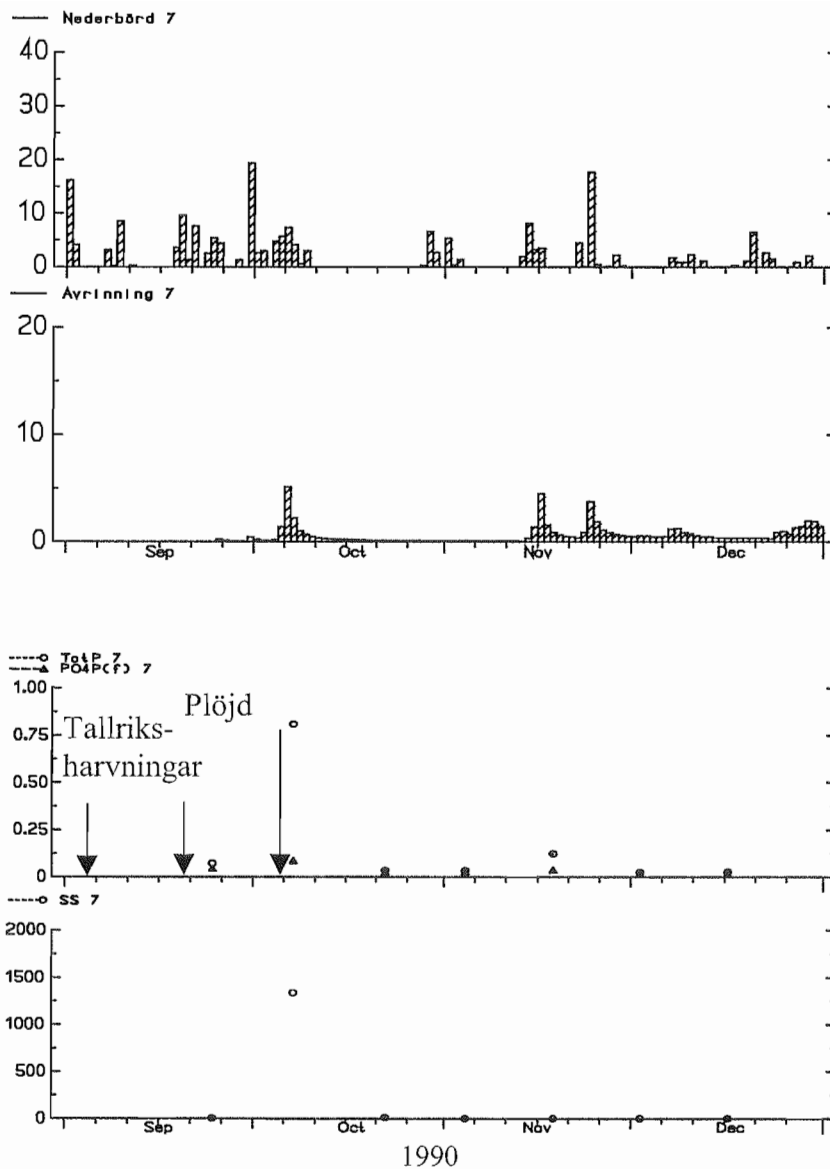


Figur 6. Hela fält 7 såddes med höstveten hösten 1983 och fick PK gödsel motsvarande 32 kg P/ha med exaktspridare. Gödseln applicerades till en mindre del av fältet den 3/9 medan större delen (71%) gödslades den 30/9. Två dygn efter var fosfatkoncentrationen i dräneringsvattnet mycket högt. Avrinning i mm och koncentrationer i mg/l.

JORDBEARBETNING

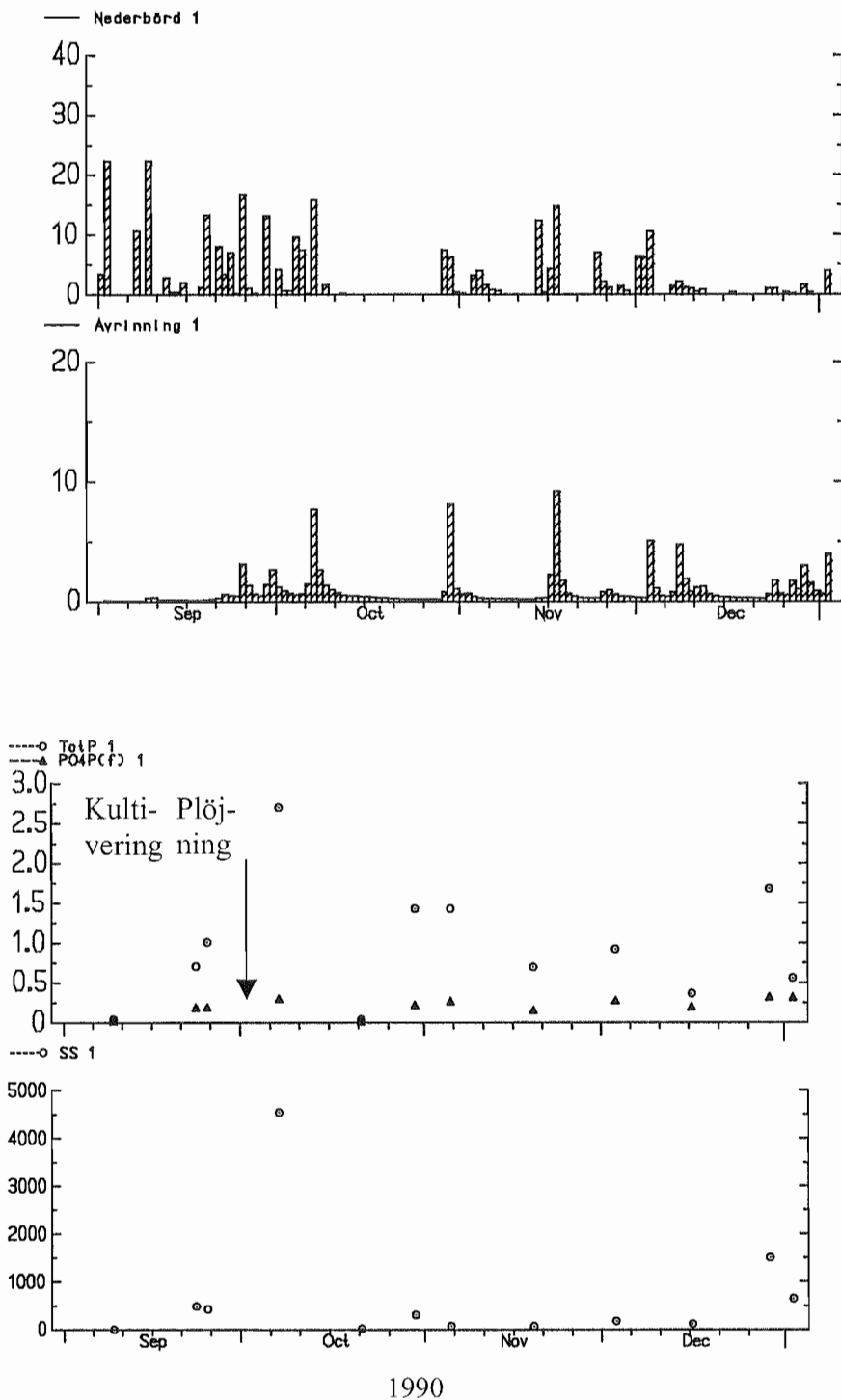
Fält 7 har nära 40% lera i matjorden. Under september 1990 var nederbörden 1,5 gånger större än den normala. Under hösten tallriksharvades 72% av fältets areal och den 5/10 plöjdes den då marken var blöt (Figur 7). Dygnen efter var vattenflödet stort och då var halterna av totalfosfor och suspenderat material mycket höga. Den förhöjda förlusten av partikelbunden fosfor, (approximerad till totalfosfor minus fosfatfosfor) var 0,085 kg P/ha under perioden 5-20/10 med 13 mm avrinning. Detta motsvarar nästan hälften av förlusterna av partikelbunden fosfor under ett genomsnittligt år. Totalfosforhalterna var av samma storleksordning som efter en olämplig gödselspridning. En enstaka halt men mycket förhöjd koncentration av suspenderat material uppmättes också.

Fält 1 har lerjord (35%) karakteriserad av illitmineral. Nederbörden under september samma år (1990) var 2,7 gånger så hög som normalt. Fältet kultiverades den 13/9 och plöjdes den 3-4/10 under blöta förhållanden. Under de efterföljande regnen uppmättes rekordhöga halter av totalfosfor (2,5 mg/l) och suspenderat material (5g/l) vid två tillfällen under det dygn då flödet var som högst. Totalfosforhalterna var höga i stort sett hela hösten (Figur 8). Redan kultivering tycks ha förhöjt förlusterna av partikelbunden fosfor något. Effekten av jordbearbetningen är svår att beräkna men torde ha utgjort en stor del av den årliga totalfosforförlusten som var drygt 2 kg totalfosfor per hektar från fält 1 och bearbetningen var alltså en viktig faktor.



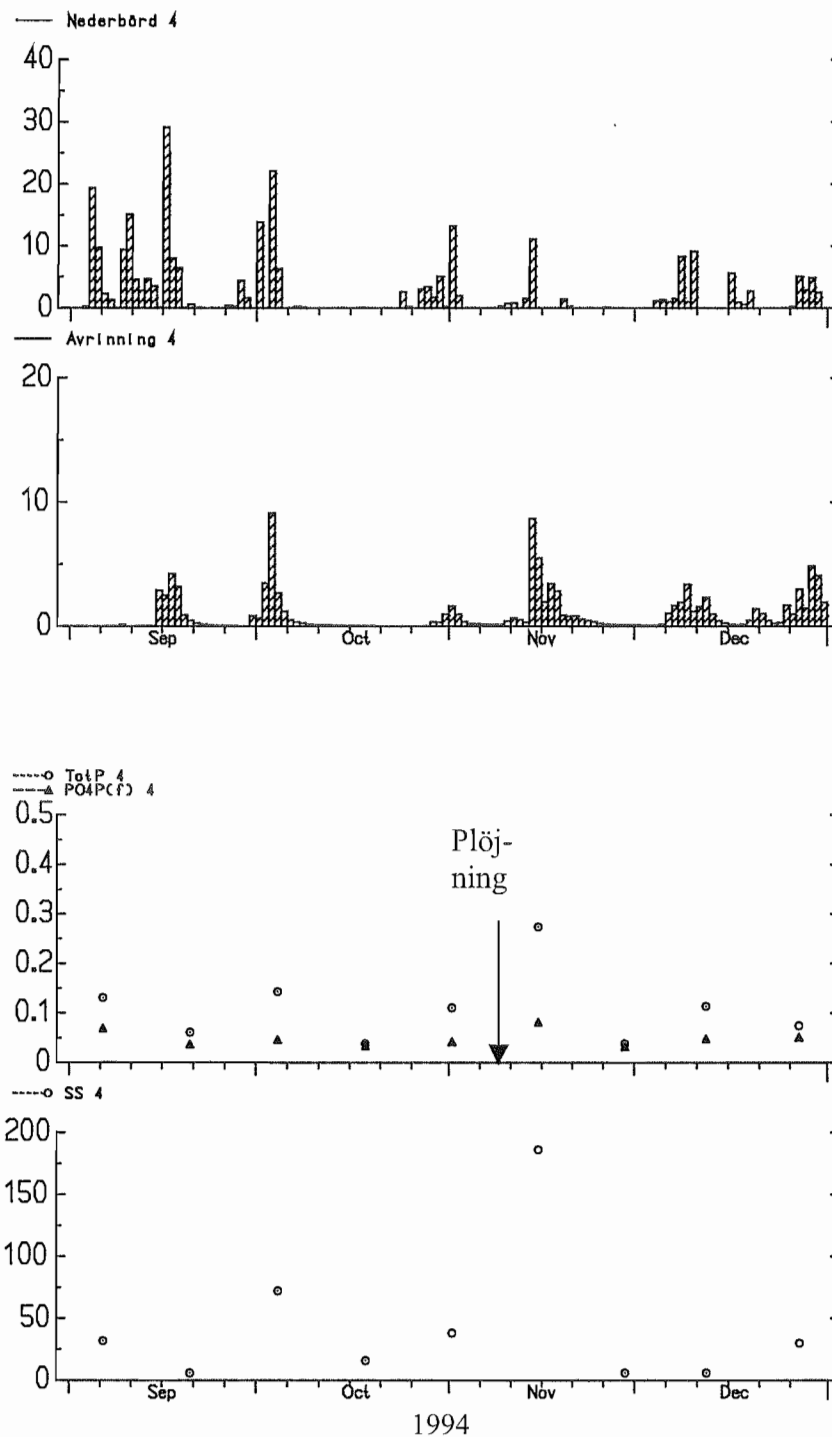
Figur 7. Höstplöjning av fält 7 (72% av arealen) under blöta förhållanden i början av oktober 1990. Höga halter av totalfosfor och suspenderat material strax efter plöjning men låga koncentrationer under resten av hösten. Nederbörd och avrinning i mm och koncentrationer i mg/l.

Fält 4 har också lerjord (25%). Nederbörden under september 1994 var 1,9 gånger den normala. En mindre del av fältet kultiverades den 23/8 och plöjdes den 8/11 under blöta förhållanden. Under de efterföljande dagarna var avrinningen stor med höga halter av suspenderat material (Figur 9). Under perioden fram till den 29/11 var förlusten av



Figur 8. Höstplöjning av fält 1 (Södermanlands län) under blöta förhållanden i början av oktober 1990 med efterföljande mycket höga koncentrationer av totalfosfor och suspenderat material strax efter. Höga totalfosforkoncentrationer under hösten i samband med flöden. Nederbörd och avrinning i mm, och koncentrationer i mg/l.

partikelbunden fosfor (beräknad som skillnaden mellan totalfosfor och fosfatfosfor) förhöjd med 0,03 kg/ha. Detta motsvarar ungefär en fjärdedel av den årliga förlusten av partikelfosfor under ett normalt år. Förlusten av partikelfosfor brukar annars vara måttlig från detta fält.



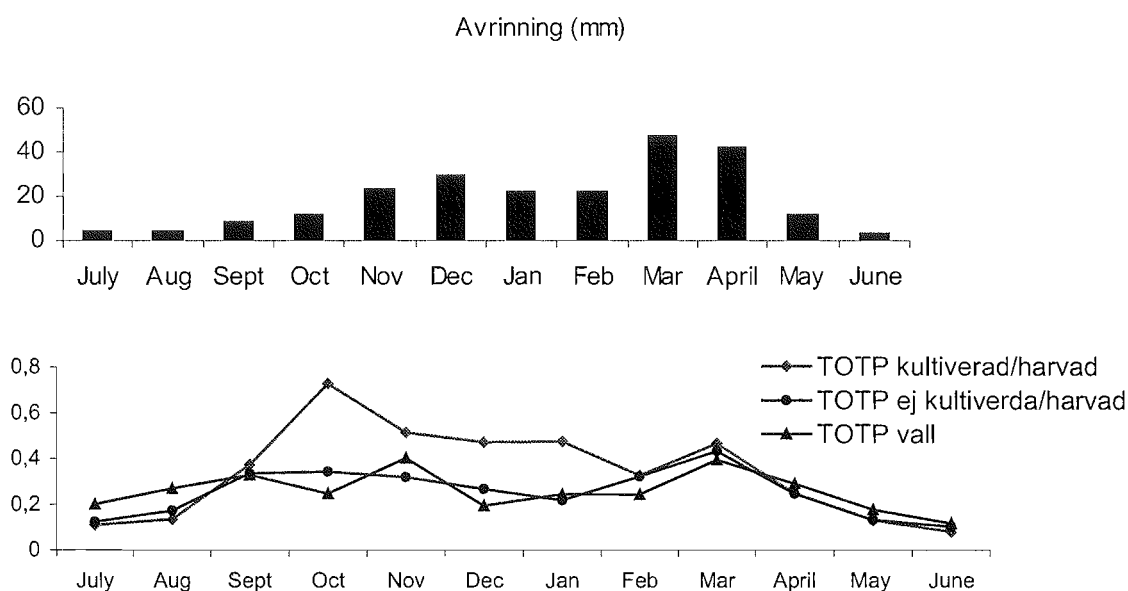
Figur 9. Höstplöjning av fält 4 (22% av arealen närmast mätpunkten) under blöta förhållanden i början av november 1994. Höga koncentrationer av totalfosfor och suspenderat material strax efter men lägre halter resten av hösten. Nederbörd och avrinning i mm och koncentrationer i mg/l.

Observationsfält (nr 1) tycks mycket känsligt för jordbearbetning ur fosforsynpunkt, som kan vara en kombination av illitmineralets dåliga förmåga att binda fosfor och dålig aggregatstabilitet i jorden. Fältet har under åren haft högre totalfosforhalter de höstar som fältet bearbetats genom kultivering eller harvning före höstsådd (Figur 10). I vad mån man slipper denna förlust vid vårplöjning i torrt väder har inte kunnat kvantifieras. Jorden är besvärlig på så sätt att den ofta ger stora fosforförluster, och man har alltid en del förluster av partikelfosfor på hösten. Förhållandena under vårvintern är svåra att koppla till jordbearbetningen.

Från fält 2 uppmättes omkring 0,1-0,3 mg TOT P/l ungefär ett år av tre. Mycket höga halter (0,8 mg/l) noterades i mars 1982 då fältet hade höstvetete och hade harvats på hösten (Figur 11). De höga fosforförlusterna kan dock inte förklaras med harvningen med detta kläna underlag.

Även andra fält som höstharvats i samband med att man sått ny gröda på hösten har haft tillfälliga höga koncentrationer av totalfosfor under våren. Från fält 7 uppmättes omkring 0,25 mg TOTP/l vid något tillfälle under vårvintern ungefär två år av tre. Den högsta halten (0,66 mg TOTP/l) noterades 27/4 1986. Större delen av fältet var plöjt efter vårryps och en mindre del hade höstraps. Förlusten under april månad var 0,47 kg/ha.

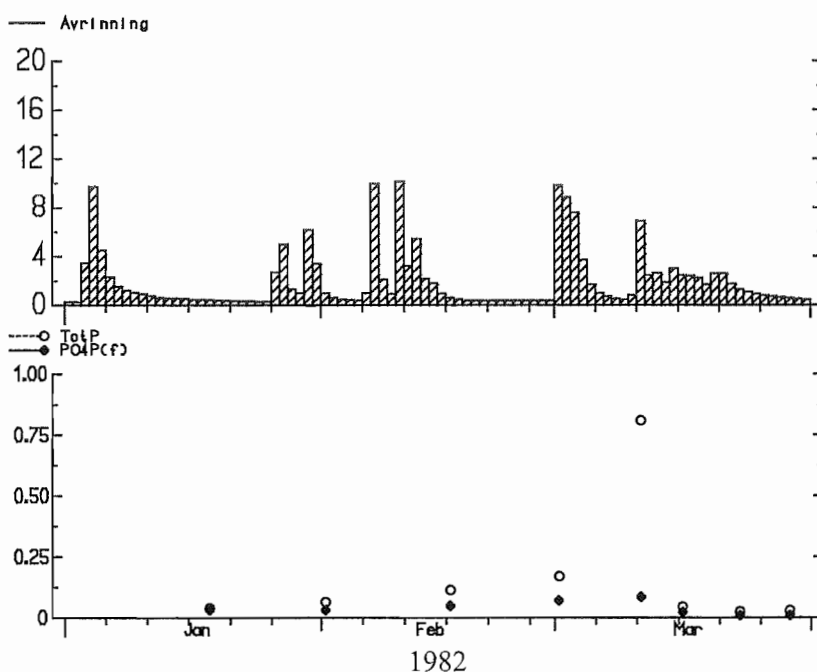
Från fält 1 har koncentrationerna av totalfosfor under vårvintern uppgått till mellan 0,3-2 mg/l. Den högsta koncentrationen (2,1 mg/l) uppmättes den 10/3 1996 då fältet var vallbevuxen. Från fält 4 har fosforhalten varje vår ökat till 0,2 mg TOTP/l vid något tillfälle.



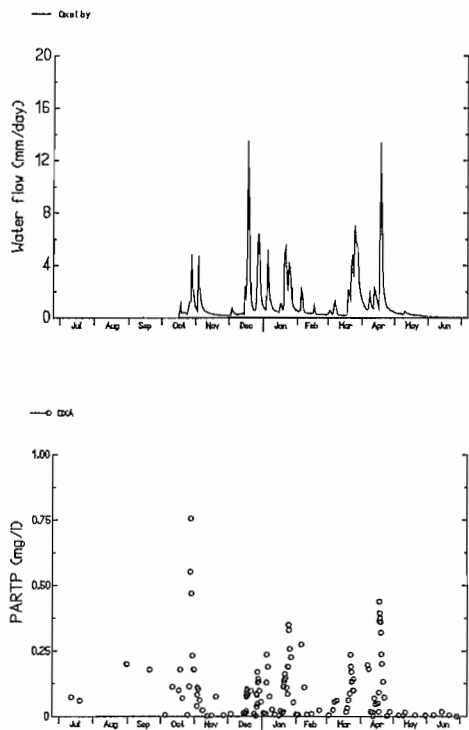
Figur 10. Genomsnittlig månadsavrinning (mm) och genomsnittlig koncentration av totalfosfor TOTP (mg/l) i dräneringsvattnet från fält 1 i Södermanland 1972-2000 då bearbetningen skett med kultivator eller med harv före höstsådd.

Oxelbygården har en ur fosforsynpunkt besvärlig lerjord. Lerhalten är över 50% och jorden har dessutom gyttejinslag och får stabila makroporflöden, speciellt i samband med att flödet kommer igång under hösten efter torrperioder. Under september 1998 föll bara hälften av normal nederbörd. I samband med plöjningen 29/9 föll ett lätt regn (1 mm). Koncentrationen av partikelfosfor var mycket låg under det första avrinningstillfället (Figur 12). Plöjningen bröt förmodligen inte makroporerna eftersom koncentrationerna ökade kraftigt senare under oktober. Flödesvägda medelkoncentrationer under oktober-november var 0,15 mg/l partikulär fosfor och 170 mg/l suspenderat material. Under hösten två år senare var nederbörden den dubbla mot normalt under första halvan av oktober. I samband med plöjning den 11-13 oktober föll sammanlagt 24 mm regn och marken torde ha varit blöt, även om någon större mängd avrinning ännu inte kommit igång.

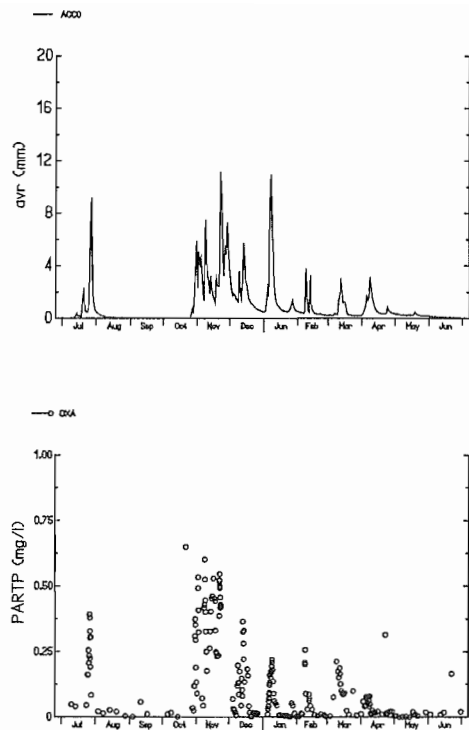
Under oktober-november detta år var de flödesvägda medelkoncentrationerna det dubbla jämfört med då fältet plöjts under en torr period två år tidigare 0,33 mg/l partikulär fosfor och 320 mg/l suspenderat material. Det är dock svårt att dra några ordentliga slutsatser om dessa iakttagelser eftersom många förhållanden såsom aggregatstabilitet och mineralsammansättning i leran är okända. Denna jord är liksom fält 1-jorden är känslig för den fysiska störning man utsätter den för vid jordbearbetningen. I vad mån flödesförhållandena under hösten påverkat förlusterna under våren är oklart och måste undersökas på ett systematiskt sätt i försök.



Figur 11. Fält 2 under vårvintern 1982. Fältet hade höstvetegröda men hade inte PK-gödsel. Höga totalfosforhalter under våren. Avrinning i mm, och koncentrationer i mg/l.



Figur 12. Halter partikelbunden fosfor från Oxelbygården. Fältet plöjdes den 29/9 1998. Nederbörd och avrinning i mm och koncentrationer i mg/l.



Figur 13. Halter partikelbunden fosfor från Oxelbygården. Fältet plöjdes den 13/10 2000. Nederbörd och avrinning i mm och koncentrationer i mg/l.

Denna serie efterträder den åren 1970-1977 utgivna serien Vattenvård. Här publiceras forsknings- och försöksresultat från avdelningen för vattenvårdslära vid institutionen för markvetenskap Sveriges lantbruksuniversitet. Serien vattenvård redovisas i Ekohydrologi nr 1-6. Tidigare nummer i serien Ekohydrologi redovisas nedan. Alla kan i mån av tillgång anskaffas från avdelningen för vattenvårdslära (adress på omslagets baksida).

This series is successor to "Vattenvård" Published in 1970-1977. Here you will find research reports from the Division of Water Quality Management at the University of Agricultural Sciences. The "Vattenvård" series is listed in "Ekohydrologi 1-6". You will find earlier issues of "Ekohydrologi" listed below. Issues still in stock can be acquired from the Division of Water Quality Management (address, see the back page).

Nr	År	Författare och titel. <i>Author and title.</i>
1	1978	Nils Brink, Arne Gustafson och Gösta Persson. Förluster av växtnäring från åker. <i>Losses of nutrients from arable land.</i>
2	1978	Nils Brink och Arne Joelsson. Stallgödsel på villovägar. <i>Manure gone astray.</i> Lars Lingsten och Nils Brink. Åkergödslingens inverkan på miljön i en bäck. <i>The effect of agricultural manuring on the environment in a brook.</i> Nils Brink. Kväveutlakning från odlingsmark. <i>Nitrogen leaching from arable land.</i>
3	1979	Sven-Åke Heinemo och Nils Brink. Utlakning ur kompost av sopor och slam. <i>Leachate from compost of refuse and sludge.</i> Nils Brink. Self-Purification studies of silage juice. Arne Gustafson och Mats Hansson. Växtnäringsförluster på Kristianstadsslätten. <i>Loss of nutrients on the Kristianstad plain.</i> Per-Gunnar Sundqvist och Nils Brink. En gödselstad förorenar dricksvatten. <i>Pollution of the groundwater by a dung yard.</i>
4	1979	Nils Brink. Vattnet är det yppersta. Arne Gustafson och Börje Lindén. Kvävebehovet för 1979. Nils Brink, Arne Gustafson och Gösta Persson. Förluster av kväve, fosfor och kalium från åker. <i>Losses of nitrogen, phosphorus and potassium from arable land.</i>
5	1979	Gunnar Fryk och Sven-Åke Heinemo. Självrening av lakvatten från kompost på sand och mo. <i>Self-purification of leachate from compost on sand and fine sand.</i> Nils Brink. Växtnäringsförluster från skogsmark. <i>Losses of nutrients from forests.</i> Nils Brink. Utlakning av kväve från agroecosystem. <i>Leaching of nitrogen from agro-ecosystems.</i> Nils Brink. Ytvatten, grundvatten och vattenförsörjning.
6	1980	Arne Gustafson och Mats Hansson. Växtnäringsförluster i Skåne och Halland. <i>Losses of Nutrients in Skåne and Halland.</i> Nils Brink, Sven L. Jansson och Staffan Steineck. Utlakning efter spridning av potatisfruktsaft. <i>Leaching after spreading of potato juice.</i> Nils Brink och Arne Gustafson. Att spå om gödselkväve. <i>Forecasting the need of fertilizer nitrogen.</i> Arne Gustafson och Börje Lindén. Lantbruksuniversitetet satsar på exaktare kvävegödsling.
7	1980	Nils Brink och Börje Lindén. Vart tar handelsgödselkvävet vägen. <i>Where does the commercial fertilizer go.</i> Barbro Ulén och Nils Brink. Omgivningens betydelse för primärproduktionen i Vadsbrosjön. <i>The importance of the environment for the primary production in lake Vadsbrosjön.</i> Arne Gustafson. Jordbruket och grundvattnet. Nils Brink. Utlakning av växtnäring från åkermark. Nils Brink. Vart tar gödseln vägen.
8	1981	Nils Brink. Förurning av grundvatten på åker. <i>Acidification of groundwater on arable land</i> Rikard Jernlås och Per Klingspor. TCA-utlakning från åker. <i>Leaching of TCA from arable land.</i> Arne Joelsson. Ytavspolning av fosfor från åkermark. <i>Storm washing of phosphorus from arable land.</i> Arne Gustafson, Sven-Olof Ryding och Barbro Ulén. Kontroll av växtnäringsläckage från åker och skog. <i>Control of losses of nutrients from arable land and forest.</i>
9	1981	Barbro Ulén och Nils Brink. Miljöeffekter av ureaspridning och glykolanvändning på en flygplats. <i>Environmental effects of spreading of urea and use of glycol at an airport.</i> Gunnar Fryk. Utlakning från upplag av malda sopor. <i>Leachate from piles of shredded refuse.</i>
10	1982	Arne Gustafson och Arne S. Gustavsson. Växtnäringsförluster i Västergötland och Östergötland. <i>Losses of nutrients in Västergötland and Östergötland</i> Barbro Ulén. Växtnäringsförluster från åker och skog i Södermanland. <i>Losses of nutrients from arable land and forests in Södermanland.</i>

- Arne S. Gustavsson och Barbro Ulén. Nitrat, nitrit och pH i dricksvatten i Västergötland, Östergötland och Södermanland. *Nitrate, nitrite and pH in drinking water in Västergötland, Östergötland and Södermanland.*
Lennart Mattsson och Nils Brink. Gödslingsprognoser för kväve. *Fertilizer forecasts.*
- 11 1982 Barbro Ulén. Vadsbrosjöns närsaltbelastning och trofinivå. *The nutrient load and trophic level of lake Vadsbrosjön.*
Arne Andersson och Arne Gustafson. Metallhalter i dräneringsvatten från odlad mark. *Metal contents in drainage water from cultivated soils.*
Arne Gustafson. Växtnäringsförluster från åkermark i Sverige.
Barbro Ulén. Erosion av fosfor från åker. *Erosion of phosphorus from arable land.*
Rikard Jernlås. Kväveutlakningens förändring vid reducerad gödsling.
- 12 1982 Nils Brink och Rikard Jernlås. Utlakning vid spridning höst och vår av flytgödsel. *Leaching after spreading of liquid manure in autumn and spring.*
Gunnar Fryk och Thord Ohlsson. Infiltration av lakvatten från malda sopor. *Leachate migration through soils.*
Nils Brink. Measurement of mass transport from arable land in Sweden.
Arne Gustafson. Leaching of nitrate from arable land in Sweden.
- 13 1983 Nils Brink, Arne S. Gustavsson och Barbro Ulén. Yttransport av växtnäring från stallgödslad åker. *Surface transport of plant nutrients from field spread with manure.*
Rikard Jernlås. TCA-utlakning på lerjord. *Leaching of TCA on a clay soil.*
Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster vid Öjebyn. *Losses of nutrients at Öjebyn.*
Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster vid Röbbäcksdalen. *Losses of nutrients at Röbbäcksdalen.*
Rikard Jernlås och Per Klingspor. Nitratutlakning och bevattning. *Drainage losses of nitrate and irrigation.*
- 14 1983 Arne Gustafson, Lars Bergström, Tomas Rydberg och Gunnar Torstensson. Kvävemineralisering vid plöjningsfri odling. *Nitrogen mineralization in connection with non-ploughing practices.*
Rikard Jernlås. Rörlighet och nedbrytning av fenvalerat i lerjord. *Decomposition and mobility of fenvalerate in a clay soil.*
Nils Brink. Jordprov på hösten eller våren för N-prognoser. *Soil sampling for nitrogen forecasts.*
Nils Brink. Närsalter och organiska ämnen från åker och skog. *Nutrients and organic matters from farmland and forest.*
Nils Brink. Gödselanvändningens miljöproblem.
- 15 1984 Nils Brink, Arne S. Gustavsson och Barbro Ulén. Växtnäringsförluster runt Ringsjön. *Nutrient losses in the Ringsjö area.*
Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Fånggröda efter korn. *Catch crop after barley.*
Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster från åker i Nybroåns avrinningsområde. *Losses of nutrients from arable land in the Nybroån river basin.*
Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster i Vagle. *Losses of nutrients at Vagle*
Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster i Offer. *Losses of nutrients at Offer.*
- 16 1984 Arne Gustafson, Arne S. Gustavsson och Gunnar Torstensson. Intensitet och varaktighet hos avrinning från åkermark. *Intensity and duration of drainage discharge from arable land.*
- 17 1984 Jenny Kreuger och Nils Brink. Fånggröda och delad giva vid potatisodling. *Catch crop and divided N-fertilizing when growing potatoes.*
Nils Brink och Arne Gustavsson. Förluster av växtnäring från sandjord. *Losses of nutrients from sandy soils.*
Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster i Boda. *Losses of nutrients at Boda.*
Nils Brink. Vattenföreningar från tippen i Erstorp - ett rättsfall.
- 18 1984 Barbro Ulén. Påverkan på yt-, dränerings- och grundvatten vid Ekenäs. *Influence on surface water, drainage water and groundwater at Ekenäs.*
Barbro Ulén. Nitrogen and Phosphorus to surface water from crop residues.
- 19 1985 Arne Gustavsson och Nils Brink. Förluster av kväve och fosfor runt Ringsjön. *Losses of nitrogen and phosphorus in the Ringsjö area.*
Nils Brink och Kjell Ivarsson. Förluster av växtnäring från lerjordar i Skåne. *Losses of nutrients from clay soils in Skåne.*
Arne Gustavsson, Berit Tomassen och Börje Wiksten. Växtnäringsförluster från åker på Uppsalaslätten. *Nutrient losses from arable land in the region of Uppsala.*
Christina Lindgren, Margaretha Wahlberg och Arne Gustavsson. Dricksvattenkvalitet i Uppsala regionen. *Drinking water quality in the region of Uppsala.*
Jenny Kreuger. Rörlighet hos MCPA och Diklorprop. *Mobility of MCPA and Dichlorprop.*
Barbro Ulén. Ytavrinningsförluster av cyanazin. *Losses with surface run-off of cyanazine.*
- 20 1985 Jenny Kreuger. Rörlighet hos MCPA och diklorprop på sandjord. *Mobility of MCPA and Dichlorprop in a sandy soil.*
Kjell Ivarsson och Nils Brink. Utlakning från en grovmojord i Halland. *Losses of nutrients from a sandy soil in Halland.*
Barbro Ulén. Åkermarkens erosion. *Erosion of phosphorus from arable Land.*
Arne S. Gustavsson. Förluster av kväve och fosfor runt Ringsjön.

- Arne Gustafson. Växtnäringsläckage och motåtgärder.
Nils Brink. Bekämpningsmedel i åar och grundvatten.
- 21 1986 Birgit Loeper. Toxicitetstest för pesticider med protozoer. *Toxicity test for pesticides using protozoa.*
Nils Brink, Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Odlingsåtgärders inverkan på kvalitet hos yt- och grundvatten.
Barbro Ulén. Lakning av fosfor ur jordar. *Leaching of phosphorus from soils.*
Nils Brink och Gunnar Torstensson. Vådan av proteingödsling. Värdera miljön. *Risk of fertilizing for increased protein. Evaluate the environment.*
Jenny Kreuger. Bekämpningsmedel. Utlakning från åkermark.
- 22 1987 Arne Gustafson. *Water Discharge and Leaching of Nitrate.*
- 23 1987 Lars Bergström. *Transport and Transformations of Nitrogen in an Arable Soil.*
- 24 1987 Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Fånggröda efter skörd. *Catch crop after harvest.*
Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Läckage av växtnäring från åker i Nybroåns vattensystem. *Leaching of nutrients from arable land in the Nybroån river basin.*
Solweig Ellström och Nils Brink. Stallgödsblad och konstgödsblad åker läcker växtnäring. *Fields spread with manure and fertilizer leach plant nutrients.*
Nils Brink. Kväveläckage vid försök med nitrifikationshämmare.
Nils Brink. Kväve och fosfor från stallgödsblad åker.
Nils Brink. Kväve och fosfor från konstgödsblad åker.
- 25 1987 Nils Brink och Klaas van der Meulen. *Losses of Phosphorus and Nitrogen to Lake Ringsjön.*
Nils Brink. Regional vattenundersökning söder och öster om Ringsjön. *Water nutrient status to the south and east of Lake Ringsjön.*
Petra Fagerholm. Vattenkvalitet och jordbruksdrift inom Ringsjöområdet. *Water quality and agriculture in the area of Lake Ringsjön.*
Nils Brink. Nitrifikationshämmare eller svält mot kväveläckage. *Nitrification inhibitors or starvation against nitrogen losses.*
Nils Brink, Jenny Kreuger och Gunnar Torstensson. Näringsflöden från åkermark. *Nutrient fluxes from arable land.*
- 26 1988 Arne Andersson och Arne Gustafson. Deposition av spårelement med nederbörden. *Bulk deposition of trace elements in precipitation*
Arne Andersson, Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Utlakning av spårelement från odlad jord. *Removal of trace elements from arable land by leaching.*
Barbro Ulén. Fosforerosion vid vallodling och skyddszon med gräs. *Phosphorus erosion under ley cropping and a grass protective zone.*
Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsläckage efter vallbrott. *Leaching of nutrients after ploughing a ley.*
Solweig Ellström. Avrinning och växtnäringstransport från åkermark. *Discharge and losses of nutrients from arable land.*
- 27 1990 Lisbet Lewan. Insådd fånggröda: Effekter på utlakning av växtnäringsämnen. *Undersown Catch Crop - Effects on leaching of plant nutrients.*
Lisbet Lewan och Holger Johnsson. Insådd fånggröda: Effekter på utlakning av kväve. *Undersown Catch Crops – Effects on leaching of Nitrogen.*
Solweig Wall Ellström. Avrinning och växtnäringsförluster från JRK:s stationsnät på åkermark. *Discharge and nutrient losses from arable land.*
- 28 1992 Gunnar Torstensson, Arne Gustafson, Börje Lindén, och Gustav Skyggesson. Mineralkvävedynamik och växtnäringsutlakning på en grovmojord med handels- och stallgödslade odlingssystem i södra Halland. *Mineral nitrogen dynamics and nutrient leaching in a sandy soil in southern Halland with cropping systems fertilized with commercial fertilizers and manure.*
- 29 1992 Barbro Ulén. Närsaltsförluster från mindre avrinningsområden inom jordbrukets recipientkontroll i Sverige. *Nutrient losses from small catchment areas in the recipient control of agriculture in Sweden.*
Markus Hoffman. Avrinning och växtnäringsförluster från JRK:s stationsnät agrohydrologiska året 90/91 samt långtidsöversikt för 1977/90. *Discharge and nutrient losses from arable land in 1990/91 and review of the years 1977/90.*
Markus Hoffman. Odlingsåtgärder och vattenkvalitet - en studie på sju fält i Malmöhus län. *Cultivation practices and water quality - a study on seven fields in Malmöhus county.*
- 30 1993 Börje Lindén, Arne Gustafson, Gunnar Torstensson och Erik Ekre. Mineralkvävedynamik och växtnäringsutlakning på en grovmojord i södra Halland med handels- och stallgödslade odlingssystem. *Mineral nitrogen dynamics and nutrient leaching in a sandy soil in southern Halland with cropping systems fertilized with commercial fertilizers and manure, and with or without ryegrass catchcrop.*
- 31 1993 Gunnar Torstensson, Arne Gustafson och Börje Lindén. Kväveutlakning på sandjord - motåtgärder med ny odlingsteknik. *Leaching of nitrogen from sandy soil - counter measures with new technique.*
- 32 1993 Markus Hoffman och Solweig Wall Ellström. Avrinning och växtnäringsförluster från JRK:s stationsnät för agrohydrologiska året 1991/92 samt långtidsöversikt. *Discharge and nutrient losses from arable land in 1991/92 and a long term review.*
- 33 1993 Börje Lindén, Helena Aronsson, Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Fånggrödor, direktsådd och delad kvävegivastudier av kväveverkan och utlakning i olika odlingssystem i ett lerjordsförsök i Västergötland. *Catch crops, direct drilling and split nitrogen fertilization - studies of nitrogen turnover and leaching in crop production systems on a clay soil in Västergötland.*

- 34 1993 Gunnar Torstensson, Arne Gustafson, Helena Aronsson och Artur Granstedt. Ekologisk odling - utlakningsrisker och kväveomsättning. Ecological Agriculture - Leaching risks and Nitrogen Turnover. *Ecological agriculture – leaching risks and nitrogen turnover*.
- 35 1993 Erik Kellner. Årstidsbunden kvävebelastning och denitrifikation i dammar - en enkel modellansats. *Seasonal nitrogen fluxes and denitrification in ponds - simple model approach*.
- 36 1995 Markus Hoffmann och Solweig Wall Ellström. Avrinning och växtnäring förluster från JRK:s stationsnät för agrohydrologiska året 1992/93 samt en långtidsöversikt. *Discharge and nutrient losses from arable land in 1992/93 and a long term review*.
- 37 1995 Katarina Kyllmar och Holger Johnsson. Växtnäring förluster till vatten från ett jordbruksområde på Gotland 1989/94.
- 38 1995 Katarina Kyllmar, Göran Johansson och Markus Hoffmann. Avrinning och växtnäring förluster från JRK:s stationsnät för agrohydrologiska året 1993/94 samt en långtidsöversikt. *Discharge and nutrient losses from arable land in 1993/94 and a long term review*.
- 39 1996 Holger Johnsson och Markus Hoffmann. Normalutlakning av kväve från svensk åkermark 1985 och 1994.
- 40 1996 Katarina Kyllmar och Holger Johnsson. Typområden på jordbruksmark (JRK). Avrinning och växtnäring förluster för det agrohydrologiska året 1994/95.
- 41 1997 Bo Wejfeldt och Arne Gustafson. Utesuggor och kväveutlakning. Resultat från ett fältförsök i Halland.
- 42 1997 Katinka Hessel, Jenny Kreuger och Barbro Ulén. Kartläggning av bekämpningsmedelsrester i yt-, grund- och regnvatten i Sverige 1985-95. Resultat från monitoring och riktad provtagning.
- 43 1997 Göran Johansson och Katarina Kyllmar. Observationsfält på åkermark. Avrinning och växtnäring förluster för det agrohydrologiska året 1994/95 samt en långtidsöversikt. *Discharge and nutrient losses from arable land in 1994/95 and a long term review*.
- 44 1998 Katarina Kyllmar och Holger Johnsson. Växtnäring förluster till vatten i Typområden på jordbruksmark (JRK) 1984-1995. *Nutrient losses from arable land within the period 1984-1995. Results from the water quality monitoring programme "Typområden på jordbruksmark"*.
- 45 1998 Kristina Mårtensson och Katarina Kyllmar. Växtnäring förluster till vatten från fyra jordbruksområden i Västra Götalands län 1993-97. Utvärdering av mätningar och inventeringar utförda inom miljöövervakningsprogrammet "Typområden på jordbruksmark" i Jämsbäckens, Öxnevallabäckens, Vikensbäckens och Forshällaåns avrinningsområden.
- 46 1998 Katinka Hessel, Helena Aronsson, Börje Lindén, Maria Stenberg, Tomas Rydberg och Arne Gustafson. Höstgrödor – Fånggrödor – Utlakning. Kvävedynamik och kväveutlakning på en moränlättilera i Skåne.
- 47 1998 Kristina Mårtensson och Katarina Kyllmar. Växtnäring förluster till vatten från två jordbruksområden i Örebro län 1994-1997. Utvärdering av mätningar och inventeringar utförda inom miljöövervakningsprogrammet "Typområden på jordbruksmark" i Husöns och Vällbäckens avrinningsområden.
- 48 1998 Katarina Kyllmar och Holger Johnsson. Typområden på jordbruksmark (JRK) Avrinning och växtnäring förluster för det agrohydrologiska året 1995/96. *Nutrient losses from arable land in 1995/96. Results from the water quality monitoring programme "Typområden på jordbruksmark"*.
- 49 1999 Göran Johansson, Katarina Kyllmar och Holger Johnsson. Observationsfält på åkermark. Avrinning och växtnäring förluster för det agrohydrologiska året 1995/96 samt en långtidsöversikt. *Discharge and nutrient losses from arable land in 1995/96 and a long term review*.
- 50 1999 Katinka Hessel Tjell, Helena Aronsson, Gunnar Torstensson, Arne Gustafson, Börje Linden, Maria Stenberg och Tomas Rydberg. Mineralkvävedynamik i handels- stallgödslande odlingssystem med och utan fånggröda. Resultat från en grovmjord i södra Halland, perioden 1990-1998.
- 51 1999 Börje Lindén, Lena Engström, Helena Aronsson, Katinka Hessel Tjell, Arne Gustafson, Maria Stenberg och Tomas Rydberg. Kvävemineralisering under olika årstider och utlakning på en mjöjord i Västergötland. Inverkan av jordbearbetningstidpunkter, flygödseltillförsel och insådd fånggröda. *Nitrogen mineralization during different seasons and leaching losses on a loamy sand soil in Västergötland, southwest Sweden. Impact of soil tillage times, application of pig slurry and an undersown catch crop*.
- 52 2000 Kristian Persson. Jordbearbetningens påverkan på fosforförlusterna från en mjälalättlera i södra Dalarna. *The impact of soil cultivation on phosphorus losses from a silty clay soil in southern Dalarna*.
Barbro Ulén, Göran Johansson och Katarina Kyllmar. Fosforläckage från elva observationsfält under tjugoett år. *Losses of phosphorus from eleven arable fields in Sweden over twenty-one years*.
Barbro Ulén och Jenny Kreuger. Bekämpningsmedelsrester i vatten 1985-1999. Riktade provtagningar och monitoring samlade i en databas. *Pesticides in Swedish water 1985-1999*.
- 53 2000 Katarina Kyllmar och Holger Johnsson. Typområden på jordbruksmark (JRK). Avrinning och växtnäring förluster för det agrohydrologiska åren 1996/97 och 1997/98. *Nutrient losses from arable land in 1996/97 and 1997/98. Results from the water quality monitoring programme "Typområden på jordbruksmark"*.
- 54 2000 Jenny Kreuger. Övervakning av bekämpningsmedel i vatten från ett avrinningsområde i Skåne. Årsredovisning för Vemmenhögprojektet 1998 samt en kortfattad långtidsöversikt. *Monitoring pesticide concentrations and transport in streamwater from a small agricultural catchment in southern Sweden. Annual report from the "Vemmenhög-project" 1998, including a summary of the long-term trends*.
- 55 2000 Carina Carlsson, Katarina Kyllmar och Holger Johnsson. Typområden på jordbruksmark (JRK). Avrinning och växtnäring förluster för det agrohydrologiska året 1998/99. *Nutrient losses from arable land in 1998/99. Results from the water quality monitoring programme "Typområden på jordbruksmark"*.
- 56 2000 Gunnar Torstensson, Arne Gustafson, Lars Bergström och Barbro Ulén. Utredning om effekterna på kväveutlakning vid övergång till ekologisk odling. *Investigation of the effects of conversion to ecological (organic) agriculture on nitrogen leaching*.
- 57 2000 Gunnar Torstensson och Magnus Håkansson. Kväveutlakning på sandjord - motåtgärder med ny odlingsteknik. Miljöanpassad stallgödselanvändning och odling i realistiska odlingssystem. Resultat från en grovmjord i södra Halland, perio-

- den 1991-1999.
- 58 2001 Kristian Persson. *Measurement and Modelling of Phosphorus Transport from Arable Land*.
- 59 2001 Carina Carlsson, Katarina Kyllmar och Holger Johnsson. Typområden på jordbruksmark. Avrinning och växtnärlingsförluster för det agrohydrologiska året 1999/2000.
- 60 2001 Barbro Ulén, Göran Johansson, Arne Gustafson och Holger Johnsson. Observationsfält på åkermark. Avrinning och växtnärlingsförluster för de agrohydrologiska åren 1996/97, 97/98 och 98/99 samt en långtidsöversikt. *Experimental fields on arable land. Discharge and nutrient losses for the agro-hydrological years 1996/97, 97/98 and 98/99 and a long-term review*.
- 61 2001 Carina Carlsson. Växtnärlingsförluster till vatten i Averstadsåns avrinningsområde. Redovisning av mätresultat för perioden 1988 till 2000, Averstadsån, Värmlands län.
- 62 2002 Gunnar Torstensson. Kväveutlakning i frilandsodling av sallat på sandig mojord med reducerade N-bövrädesnivåer. Resultat från södra Halland, perioden 1999-2001.
- 62 Gunnar Torstensson och Göran Ekblad. Kväveutlakning i frilandsodling av sallat och vitkål på sandig mojord med olika kvävegödslingsmodeller. Resultat från södra Halland, perioden 1995-1997.
- 63 2002 Barbro Ulén, Jenny Kreuger och Peter Sundin. Undersökning av bekämpningsmedel i vatten från jordbruk och samhällen.
- 64 2002 Peter Sundin, Jenny Kreuger och Barbro Ulén. Undersökning av bekämpningsmedel i sediment i jordbruksbäckar år 2001.
- 65 2002 Mirja Törnquist, Jenny Kreuger och Barbro Ulén. Förekomst av bekämpningsmedel i svenska vatten 1985-2001. Sammanställning av en databas. Resultat från monitoring och riktad provtagning i yt-, grund- och dricksvatten.
- 66 2002 Carina Carlsson, Katarina Kyllmar, Barbro Ulén och Holger Johnsson. Typområden på jordbruksmark. Avrinning och växtnärlingsförluster för det agrohydrologiska året 2001.
- 67 2002 Jenny Kreuger. Övervakning av bekämpningsmedel i vatten från ett avrinningsområde i Skåne. Årsredovisning för Venmenhögprojektet 1999.
- 68 2002 Jenny Kreuger. Övervakning av bekämpningsmedel i vatten från ett avrinningsområde i Skåne. Årsredovisning för Venmenhögprojektet 2000.
- 69 2002 Jenny Kreuger. Övervakning av bekämpningsmedel i vatten från ett avrinningsområde i Skåne. Årsredovisning för Venmenhögprojektet 2001.
- 70 2002 Katarina Kyllmar. Metod för bestämning av jordbrukets kvävebelastning i mindre avrinningsområden samt effekter av läckagereducerande åtgärder. Redovisning av projektet "Gröna fält och blåa hav".
- 71 2003 Gunnar Torstensson, Erik Ekre. Kväveutlakning på sandjord - motåtgärder med ny odlingssteknik. Miljöanpassad stallgödselanvändning och odling i realistiska odlingsystem. Resultat från en grovmojord i södra Halland, perioden 1999-2002.
- 72 2003 Gunnar Torstensson. Ekologisk odling - Utlakningsrisker och kväveomsättning Ekologiska odlingsystem med resp. utan djur hållning på sandig grovmoj i södra Halland. Resultat från perioden 1991-2002.
- 73 2003 Gunnar Torstensson. Ekologisk odling med resp. utan djurhållning på lerjord i Västra Götaland. Resultat från perioden 1997-2002.
- 74 2003 Helena Aronsson, Gunnar Torstensson och Börje Lidén. 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.
- 75 2003 Helena Aronsson och Gunnar Torstensson. Höstgrödor -- Fånggrödor - Utlakning. Kvävedynamik och kväveutlakning i två växtföljder på moränlättilera i Skåne. Resultat från 1993-2003.
- 76 2003 Carina Carlsson., Katarina Kyllmar och Barbro Ulén. Typområden på jordbruksmark. Växtnärlingsförluster i små jordbruksdomierade avrinningsområden 2001/2002.
- 77 2003 Jenny Kreuger, Helena Holmberg, Henrik Kylin och Barbro Ulén. Bekämpningsmedel i vatten från typområden, åar och nederbörd under 2002. Årsrapport till det nationella programmet för miljöövervakning av jordbruksmark, delprogram pesticider.
- 78 2004 Helena Aronsson och Gunnar Torstensson. Beräkning av olika odlingsåtgärders inverkan på kväveutlakningen. Beskrivning av ett pedagogiskt verktyg för beräkning av kväveutlakning från enskilda fält och gårdar.

