

# SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET

Birgit Loeper

## **Toxicitetstest för pesticider med protozoer**

Nils Brink, Arne Gustafson och Gunnar Torstensson

## **Odlingsåtgärders inverkan på kvalitet hos yt- och grundvatten**

Barbro Ulén

## **Lakning av fosfor ur jordar**

Nils Brink och Gunnar Torstensson

## **Vådan av proteingödsling. Värdera miljön.**

Jenny Kreuger

## **Bekämpningsmedel. Utlakning från åkermark.**

---

Ekohydrologi 21

Uppsala 1986

Avdelningen för vattenvård  
Swedish University of Agricultural Sciences  
Division of Water Management

ISBN 91-576-2704-5  
ISSN 0347-9307



## INNEHÅLL

Toxicitetstest för pesticider med protozoer av Birgit Loeper.	5
Odlingsåtgärders inverkan på kvalitet hos yt- och grundvatten av Nils Brink, Arne Gustafson och Gunnar Torstensson.	24
Lakning av fosfor ur jordar av Barbro Ulén.	32
Vådan av proteingödsling. Värdera miljön. av Nils Brink och Gunnar Torstensson.	40
Bekämpningsmedel. Utlakning från åkermark. av Jenny Kreuger.	48

## FÖRORD

I Sverige har man levt i förvissningen om att kemiska bekämpningsmedel bryts ned så effektivt i jorden att de inte kunde nå vattendrag och än mindre grundvattnet. Uppståndelsen blev därför stor när vi fann halter i skånska åar som kunde skada såväl växt- och djurlivet i åarna som en del känsliga grönsakskulturer på land.

Detta var i och för sig ingen ny kunskap, men att det var så pass utbrett visste vi inte, även om vi kunde räkna oss till det på grund av våra studier av bekämpningsmedlens rörlighet i åkermark och på grund av utländska erfarenheter. (Se Ekohydrologi nr 20.)

En annan viktig fråga är hur de marklevande små krypen mår när de duschas med sprutvätskor.

I de två uppsatserna Toxicitetstest för pesticider med protozoer och Bekämpningsmedel - Utlakning från åkermark (tidigare publicerad i Konsulentavdelningens rapporter. Allmänt 84) behandlas dessa livsviktiga frågor.

I motsats till bekämpningsmedlens sidoeffekter har växtnäringsämnenas betydelse för vattendrag, sjöar, hav och grundvatten diskuterats i årtionden mot bakgrunden av en omfattande forskning på alla fronter. Våra bidrag gäller jordbrukets andel och omfattar dels en registrerande, dels en orsaksanalyserande del. Det förstnämnda löper i Naturvårdsverkets Program för övervakning av miljökvalitet (PMK) med försök i stora åkerskiften och det sistnämnda i särskilt anlagda storruteförsök där olika styrande faktorer kan bemästras. Uppsatsen Odlingsåtgärders inverkan på kvalitet hos yt- och grundvatten är vår senaste årsrapport till PMK och Lakning av fosfor ur jordar är en specialundersökning som knutits till PMK-nätet.

Ekonomiska styrmedel är troligen de mest effektiva för att dämpa kväveläckaget. Konstgödselpris och spannmålspris inbegripet kvalitetsbetalning för protein är faktorer som påverkar gödslingen och därmed läckaget. Den frågan har också vållat livlig pressdebatt och behandlas i uppsatsen Vådan av proteingödsling.

Kostnaderna för de försök som utmynnat i rapporterna har bestridits i innehållsförteckningens ordning av Forskningsnämnden vid Statens naturvårdsverk, PMK, Stiftelsen Oscar och Lili Lamms minne, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) och SLU.

Maj 1986

Nils Brink

# TOXICITETSTEST FÖR PESTICIDER MED PROTOZOER

*Toxicity Test for Pesticides using Protozoa*

Birgit Loeper

**Abstract.** A toxicity test using protozoa as test organisms has been standardised for pesticides. Two different methods were used: the MPN method (Most Probable Number) and the clarification method (based on measurement of protozoa growth through absorbance). The ciliates *Colpoda cucullus*, *Blepharisma undulans* and the flagellate *Oikomonas termo* were isolated from different biological starter cultures and tested with the herbicides Chlorex 55, MCPA, Matrigon, Dichlorprop, the fungicide Benlate and the insecticide Somicidin.

*O. termo* was the most susceptible of the organisms tested with the pesticides using LC50 (9h) as a criterion.

In the case of MCPA, an LC50 (9h) value of 2 ppm was obtained for *O. termo*.

## INLEDNING

I en utredning angående testsystem för markmiljö har betonats behovet att utveckla särskilda ekosystem för testning av olika bekämpningsmedel (Torstensson 1982). Vidare har Naturvårdsverket efterlyst markparametrar, användbara för att fastställa negativa effekter av ökad föroreningsbelastning på mark (SNV 1983).

## Protozoer

Effekter av bekämpningsmedel på markens bakterier och svampar har studerats av många forskare (cf. Torstensson 1979) medan protozoer har ägnats förhållandevis liten uppmärksamhet. Ändå är det troligt att protozoer har en stor ekologisk betydelse, då de genom predation till stor del reglerar bakteriepopulationerna i mark- och vattenmiljöer. Protozoerna utsöndrar ca 1/3 av bakteriekvävet som ammonium och man antar nu att de har betydelse för kvävemineriseringen (Legner 1973), framför allt i rotzonen (Clarholm 1984). Motsvarande roll för protozoer har också antagits gälla akvatiska miljöer (Azam, Fenchel, Field, Meyer-Reil & Thingstad 1983).

Protozoer tillhör de eukaryota organismerna och har därför till skillnad från bakterier en eller flera cellkärnor. Protozoer är vattenberoende organismer som varierar från 2 till 1000  $\mu\text{m}$ . De förekommer i jorden och i vatten. Protozoers huvudsakliga föda är bakterier (Côteau 1982). De kan snabbt anpassa sig till en ökad eller minskad bakteriepopulation genom delning eller bildande av vilcystor. Frilevande protozoer kan grovt sett delas in i ciliater, flagellater och amöbor. Dessa grupper identifieras lätt genom sina rörelseorganeller (Kudo 1966).

Protozoer har i tidigare undersökningar använts som testorganismer på grund av att:

- 1) de är lätta att arbeta med och lätta att hålla i kultur,
- 2) de har korta generationstider och saknar komplexa utvecklingsstadier,
- 3) de förväntas vara speciellt känsliga för bekämpningsmedel eftersom de saknar cellvägg, vilket gör att deras cellmembran står i nära kontakt med den yttre miljön.

I andra undersökningar har man studerat effekter av tungmetaller, oljespill, dispergentmedel och bekämpningsmedel.

## Protozoer och toxiska substanser

Alla undersökningar utförda med tungmetaller visade en klar hämmande effekt på protozoer (Carter & Cameron 1973; Gray & Ventilla 1973; Dunlop & Chapman 1981; Berhin, Houba & Remacle 1984). Endast Ruthven och Cairns (1973) fann skillnader på effekter beroende på vilken tungmetall och vilken art av protozoer som användes. Rogertson, Shin, Huang, MacKay & Berger (1983) fann i sina försök med oljespill ingen effekt på protozoers tillväxt. I ett annat försök med dispergentmedel fann de däremot en hämmande effekt. Undersökningar vari studeras bekämpningsmedels effekter på protozoers tillväxt visar motsägande resultat beroende på vilken testorganism man har använt. De flesta försök med amöbor ger varierande resultat eller ingen effekt alls på tillväxten (Gelcer & Geptner 1976; Prescott, Kubovec & Tryggestad 1977; Pons & Pussard 1980). Försök med ciliater och flagellater visar en klar hämmande effekt (Moore 1970; Silberstein & Hooper 1972; MacRae & Vinckx 1973; French & Roberts 1976; Shivaji, Saxena & Pillai 1978).

### MÅL

Målet är att standardisera en testmetod för bedömning av bekämpningsmedels effekter på protozoer i olika kulturer.

### MATERIAL OCH METODER

#### Utgångskulturer

Material från tre biotoper användes för testning av bekämpningsmedel.

Kultur A härstammade från vatten och detritus från Hågaån, 5 km söder om Uppsala centrum. Vattnet förvarades tillsammans med detritus i rumstemperatur och dagsljus, väl skyddat från solljus. Två vattenprov (5 l) togs från ån, det första den 16 mars och det andra den 4 maj 1984.

Kultur B härstammade från aktivt slam från Uppsala reningsverks luftningsbassänger. Ett vattenprov med aktivt slam (1 l) togs den 12 februari 1985. Vattnet förvarades i rumstemperatur och dagsljus.

Kultur C härstammade från en jordsuspension från Kättslinge försöksfält använt av projektet "Åkermarkens ekologi" (Steen, Jansson & Persson 1983).

#### Pesticider

De herbicider som användes i undersökningen var de äldre preparaten Klorex 55 (Kema Nobel), MCPA 750 och Diprop 640 (båda Lantmännens) samt det nyare preparatet Matrigon (Dow Chemical). Fungiciden Benlate (Du Pont), som tillhör de äldre bekämpningsmedlen, och insekticiden Sumicidin, som tillhör de nyare, användes också. I det följande kommer MCPA 750 och Diprop 640 att benämnas MCPA och diklorprop.

Klorex 55 används vid totalbekämpning av ogräs på ej odlad mark, är måttligt giftig för människan (klass 2), den har lång persistenstid (ca 1 år) och är lätttrörlig (Ogräsnyckeln 1984). I tidigare undersökningar visade sig denna herbicid ha en obetydlig effekt på mikrofloran i jorden men hämmar andra steget i nitrifikationen (Nilsson 1951; Belser & Mays 1980) och har en klar hämmande effekt på mikrofloran i näringslösningar (Nilsson 1951).

MCPA är ganska rörlig och har i regel kort persistenstid (Ogräsnyckeln 1984). Den används mot ogräs i stråsåd och potatis, gräs- och betesvalar på åker (Kemiska bekämpningsmedel 1985).

Diklorprop är ganska lätttrörlig och har en kort persistenstid (1-3 mån.) (Ogräsnyckeln 1984). Den används mot ogräs i stråsåd utan vallin-sådd samt gräs och betesvallar på åker (Kemiska bekämpningsmedel 1985).

Både MCPA och diklorprop är i halter omkring 10 ppb skadliga för tomat, lök och linser (Solyom, 1986).

Matrigon innehåller klopuralid (3,6-diklorpikolinsyra) som aktiv substans. Den är känd för att vara mycket lätttrörlig och bryts ned långsamt av mikroorganismer i jorden (Ogräsnyckeln 1984).

Benlate används mot svampangrepp på fruktträd (karenstid 14 dagar) och prydnadsväxter, för jordbehandling vid sådd och plantering, mot utvint-ringssvampar i höstsåd, mot stråknäckarsvamp och brunfläckssjuka på våren i höstsåd före axgång, mot Fusarium, svartprickssjuka och sotdagg på vete före axgång. Den är måttligt giftig för människan (klass 2) (Ogräsnyckeln 1984). Benlate visar sig ha negativ effekt på dagmaskar i doser 0,25 och 0,50 ppm (Lofs-Holmin 1982) och kan i vissa fall inverka på kväveomsättningen i jord (Torstensson & Wessén 1984).

Insekticiden Sumicidin är mycket giftig för fisk och används mot skadeinsekter (ej endast bladlöss) i oljeväxter, åkerbönor, majs, jordgubbar, frukt före blomning, stråsåd före eller i samband med axgång, frögräs, potatis, konserv- och foderärter samt i tomma växthus och champinjonhus för spridning med stationär dimmare. Den är måttligt giftig för människor (klass 2) (Ogräsnyckeln 1984).

### Artbestämning

För att kunna följa protozoutvecklingen förbehandlades kulturerna A och B medan C användes direkt. Av kulturerna A och B överfördes 100 ml till varsin glasburk efter noggrann omblandning. Bakterietillväxten initierades genom tillsats av stärkelse 0,2 g kokta och kluvna havrekorn. Efter fem dagar kunde de första protozoerna iakttagas. Arter bestämdes med hjälp av "Protozoology" (Kudo 1966).

### Antals- och tillväxtbestämningar

Genom protozoers förmåga att konsumera bakterier har protozoernas antal bestämts indirekt, dels genom en MPN-metod (Most-Probable-Number), dels med en så kallad uppklärningsmetod.

**MPN-metoden.** Protozoernas antal bestämdes med en MPN-metod enligt Darbyshire, Wheatley, Greaves & Inkson (1974). Metoden innebär att man gör 1:1 spädningar av vattensuspensioner på mikrotiterplattor med tolv spädningssteg och åtta paralleller. Som spädningsmedium användes "Modified Neff's amoeba saline" (Page 1967) vilken består av en saltlösning innehållande NaCl, MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O, CaCl<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O, Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> och KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>. Denna saltlösning blandades med bakterier av *Enterobacter aerogenus* som utgjorde föda för protozoerna. Efter inkubation i 10 och 20 dagar undersöktes individuella brunnar i ett inverterat mikroskop på förekomsten av protozoer. Antal brunnar i tre påföljande spädningssteg med många, några och få protozoer ger en MPN-konstant som används för uträkning av totala antalet protozoer i lösningen från en tabell baserad på Poissons fördelning (Rowe, Todd & Waide 1977).

**Uppklärningsmetoden.** Protozoers tillväxt kan kvantifieras utan direkt räkning eftersom deras konsumtion av bakterier leder till en uppkläring av mediet. Uppkläringen kan mätas spektrofotometriskt som absorbans. Sätter man till ett bekämpningsmedel som påverkar protozoernas tillväxt påverkas nämligen uppklärningshastigheten. Testerna utfördes genom inkubering av testorganismerna och bakterier av *E. aerogenus* som föda i

Tabell 1. Tillväxtförsök med protozoer vid olika koncentrationer av pesticider. Talen i tabellen anger antal försök i serier. *Growth experiments with protozoans at different concentrations of pesticides. Numbers in the table give number of experiments in a series.*

Pesticid	Halt (ppm)										Metod
	0	0,001	0,01	0,1	1,0	10	100	1000	10000	56000	
<i>Niotimmarsförsök med C. cucullus (0,47)<sup>a</sup>, B. undulans (0,60)<sup>a</sup>, O. termo (0,002)<sup>a</sup></i>											
Klorex	2	0	0	0	0	0	2	2	2	2	Uppkl.
Matrigon	2	2	2	0	2	2	2	0	0	0	MPN
Övriga <sup>b</sup>	2	0	0	2	2	2	2	0	0	0	Båda
<i>Niodagarsförsök med C. cucullus (0,92)<sup>a</sup></i>											
Klorex	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	Uppkl.
	2	0	0	0	0	0	0	2	2	2	
Matrigon	2	3	3	3	3	0	0	0	0	0	Båda
	2	2	2	0	2	2	2	0	0	0	

<sup>a</sup>Utgångsabsorption. <sup>b</sup>MCPA, diklorprop, Benlate och Sumicidin.

provrör skyddade från direkt solljus i nio timmar eller nio dagar vid rumstemperatur. Före varje mätning skakades rören i en skakapparat (Whirley Mixer, Scientific Instrumentation, UK). Absorbansen mättes vid våglängden 650 nm varje eller varannan timme i notimmarsförsöken och varje dag i niodagarsförsöken. Korrektion för blankvärden gjordes. I förförsök bestämdes också en lämplig startkoncentration av födobakterier. Startkoncentration för nio timmar gav absorbansen 0,47, 0,60 och 0,002 och för nio dagar 0,92.

### Känslighetstest med Klorex 55

För att finna de känsligaste grupperna och arterna av protozoer från kulturerna A och B användes Klorex 55, som är ett känt toxiskt bekämpningsmedel. De som slogs ut först ansågs tillhöra den känsligaste gruppen och användes vidare för framtagning av testorganismer. Följande försök utfördes.

Till sex E-kolvar från kultur A överfördes 3 ml protozoer och detritus jämte 0,03 g havrekorn. Klorex 55 tillsattes i doserna 100, 1000, 10 000 och 56 000 ppm. Den sistnämnda dosen används normalt vid totalbekämpning av ogräs. Två E-kolvar med enbart vatten, protozoer och detritus fick tjäna som kontroller. Alla E-kolvar täcktes med plast med lufthål för att minska avdunstning och samtidigt tillåta en god syretillförsel. Kolvarna förvarades i rumstemperatur och väl skyddade från solljus. Vid starten var pH 7,4. Tillväxten och artfördelningen av protozoer följdes dagligen efter tillsättning av Klorex 55 och därefter i fem dagar. Ytterligare ett försök gjordes med tre paralleller och under nio dagar.

Kultur B förbereddes på samma sätt som kultur A. Men endast tillväxten av ciliater följdes dagligen i fem dagar, eftersom försök med kultur A visat att ciliater tillhörde den känsligaste gruppen.

De känsligaste organismerna isolerades genom successiva spädningar av vatten och detritus (kultur A) respektive slam (kultur B) på mikrotiterplattor med 12 x 8 brunnar. Som spädningsmedium användes amoeba saline.



Efter inkubation med bakterien *E. aerogenus* som föda undersöktes individuella brunnar på förekomsten av aktuella protozoer. Från brunnar med bara dessa protozoer överfördes sedan innehållet med en pipett till ett provrör med amoeba saline och bakterier där de fick växa till.

Valet av testorganism ur kultur C bestämdes på förhand. Förutsättningen var att den skulle tillhöra gruppen flagellater i jorden och vara en vanligt förekommande art. Flagellaten isolerades ur kultur C på samma sätt som de aktuella protozoerna i kultur A och B.

### **Inhibitionsförsök för testning av pesticider**

Renkulturer av *Colpoda cucullus*, *Blepharisma undulans* och *Oikomonas termo* användes. Försöken utfördes i provrör med amoeba saline, bakterier och 15 ml av ciliatsuspensionen, allt till en förutbestämd utgångsabsorbans. Aktuell pesticid tillsattes så att koncentrationen blev som angivits i tabell 1. Där redovisas också antalet försök, metod för antalsbestämning och försökstid.

Valet av pesticidhalter har bestämts med tanke på vilka halter som kan beräknas uppträda i dräneringsvatten efter spridning av en rekommenderad (normal) dos.

### **Beräkning av inhibition och LC50**

I stort sett stämde resultaten från uppklärnings- och MPN-metoden väl överens. Värden från uppklärningsmetoden anses därför kunna jämföras med värden från MPN-metoden. Två beräkningar med uppklärningsmetoden av tillväxten hos protozoer utfördes, en i början och en i slutet av försöket. Absorbansvärdena sattes härvid in i följande formel (Personne & Dive 1978):

$$NG = \log_2 N^+ - \log_2 N^0 = \log_2 N^+/N^0, \quad (1)$$

där NG är antal generationer,  $N^0$  är antal protozoer (dvs. absorbansvärdet) i början av försöket och  $N^+$  antalet i slutet. Procent inhibition efter 9h räknas sedan ut från förhållandet mellan antal generationer i olika koncentrationer av bekämpningsmedel och antal generationer i kontrollen:

$$\text{Inh} = 100 \cdot NG / NG_0. \quad (2)$$

Sambandet mellan Inh och motsvarande koncentration av bekämpningsmedel kan framställas grafiskt, varur t.ex. 9h LC50 kan beräknas, dvs. den halt vid vilken 50 % av populationen dött efter nio timmars inkubering.

## **RESULTAT OCH DISKUSSION**

### **Känslighet för Klorex 55 i blandkultur A (åvatten och detritus)**

**Hämning av tillväxten av ciliater.** Av fig. 1a framgår att ciliaternas tillväxt hämmades vid 100 ppm av Klorex 55. Vid 10 000 och 56 000 ppm skedde ingen tillväxt alls. Upprepning av försöket (fig. 1 b-c) visade en klar hämning vid alla koncentrationer.

**Stimulans och hämning av flagellater.** Fig. 1d och 1f visar att Klorex 55 i koncentrationen 10 000 ppm hade en stimulerande effekt på flagellater.

Nedgången av tillväxten hos flagellater från övriga halter av Klorex 55 i fig. 1 e-f är eventuellt orsakad av konkurrens från amöbor. Den do-

minerande arten var *Chromulina* sp. Koncentrationen 56 000 ppm gav ingen tillväxt alls. Stimulansen av flagellaterna kan bero på att dessa är mindre känsliga än ciliater för Klorex 55 och att de därför fick tillgång till de bakterier som ciliaterna skulle ha konsumerat. Bekämpningsmedel kan selektivt slå ut känsliga arter av vattenfloras protozoer. De arter som är toleranta mot bekämpningsmedel gynnas ur konkurrenssynpunkt och kan utveckla en stor biomassa och dominera (fig. 1d och 1f).

Motsvarande observationer har gjorts i flera undersökningar. I en limnologisk undersökning visade det sig att toxiska substanser såsom oljeföroreningar och utsläpp från industrier minskade antalet protozoarter. De medförde att antal toleranta individer av protozoer ökade på grund av minskad konkurrens (Cairns 1965). Liknande observationer har även gjorts i en tysk undersökning (Heuss 1972) där man fann att herbiciderna paraquat, amitrol, dichlobenil och terbutryn åstadkom en artförskjutning. Förändringar av artsammansättningen visade också en undersökning av protozoer i en arktisk sjö, där man studerade effekter av oljespill. Där ersattes amöbor av flagellater (Atlas, Schofield, Morelli & Cameron 1976).

Bekämpningsmedel kan brytas ned av både bakterier (Torstensson 1979) och protozoer (Balasubramanya & Patl 1980). Att nedbrytning skulle vara orsaken till stimulans av flagellaterna i föreliggande studie är tveksamt. Tillförsel av Klorex 55 utgör nämligen endast 3 % av födottillgången. Slutsatsen blir att främsta orsaken till stimulans torde vara ökad födottillgång genom minskad konkurrens.

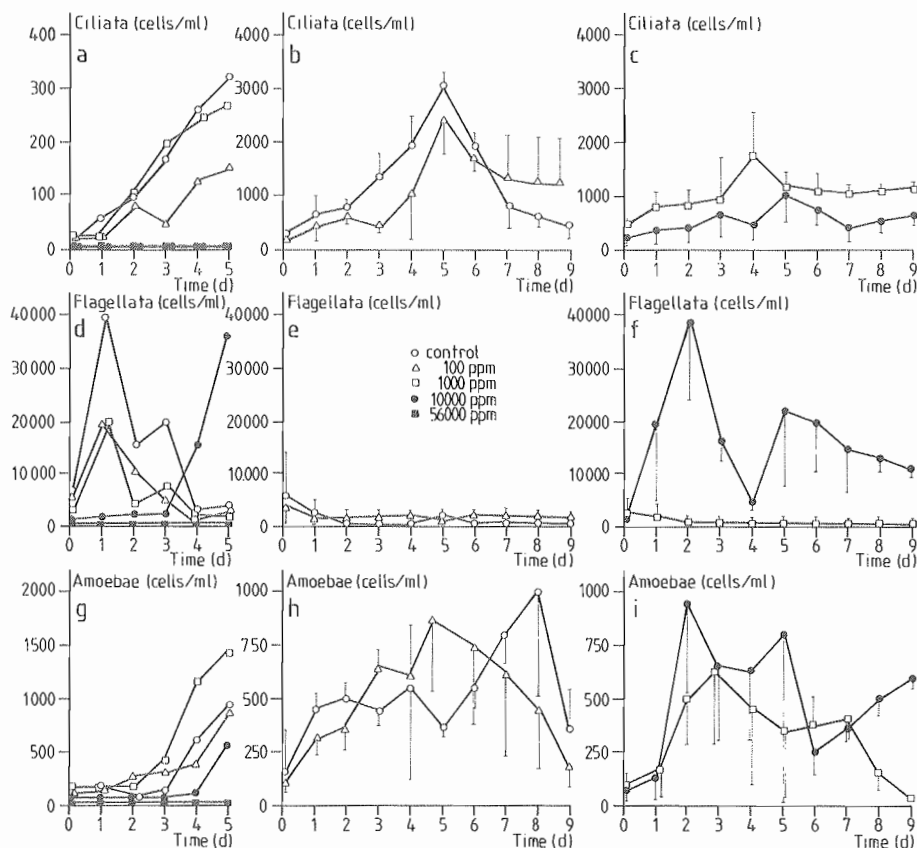


Fig. 1. Känslighetstest med Klorex 55 på antalsutvecklingen av totala antalet ciliater, flagellater och amöbor bestämt med MPN-metoden. Försök 1: a, d och g inga paralleller. Försök 2: b, c, e, f, h och i x standardavvikelse,  $n = 3$ . Sensitivity test with Klorex 55 on the growth of total numbers of ciliates, flagellates and amoebae measured with MPN-method. Experiment 1: a, d and g no parallels. Experiment 2: b, c, e, f, h and i x standard deviation,  $n = 3$ .

Tabell 2. Dominerande (+) och underordnade (-) arter i kultur A (åvatten+detritus) vid två tillfällen efter 2-3 och 4-5 dagars inkubering, och förekommande (x) vid olika halter (ppm) av Klorex 55 under de fem första dygna av inkubering. *Dominating species in culture A (creek water and detritus) from two different sampling days after 2-3 and 4-5 days of incubation, and occurring species at different concentrations of Klorex 55 during the first five days of incubation.*

Protozoer	Mar 16		May 5		Mar 16			May 5		
	2-3	4-5	2-3	4-5	0	10 <sup>2</sup>	10 <sup>4</sup>	0	10 <sup>2</sup>	10 <sup>4</sup>
<b>Ciliata</b>										
Halteria grandinella	+	-	-	-	x	0	0	x	0	0
Tetrahymena sp.	+	-	+	-	x	x	0	x	x	x
Colpidium campylum	-	+	+	-	x	x	0	x	x	0
Colpoda cucullus	-	+	-	+	x	x	0	x	x	x
Gastrostyla steini	-	-	-	+	0	0	0	x	x	0
Oxytricha fallax	-	-	-	+	0	0	0	x	0	0
Vorticella microstoma	-	-	-	+	0	0	0	x	x	0
Aspidisca costata	-	-	-	+	0	0	0	x	0	0
<b>Flagellata</b>										
Euglena sp.	x	-	x	-	0	0	0	0	0	0
Chromulina sp.	x	-	x	-	0	0	0	0	0	0
<b>Amoeba</b>										
Diffflugia urcolata	-	+	-	+	x	0	0	x	0	0
Amoeba gorgonia	-	+	-	+	x	x	0	x	x	0
Amoeba kerri	-	+	-	+	x	x	0	x	x	0
Amoeba diminutiva	-	+	-	+	x	x	0	x	x	0

**Effekter på amöbor.** Amöbor i försöket utan upprepning visade en klar hämning vid 10 000 och ingen tillväxt alls vid 56 000 ppm (fig. 1g). Försöket med upprepning pekar på varierande resultat med stor spridning på värden, vilket gör det svårtolkat (fig. 1 h-i). En hämning, stimulans eller ingen effekt alls kan ha ägt rum. Varierande resultat med amöbor som testorganismer visar också andra undersökningar. Prescott *et al.* (1977) påvisade med amöban *Acanthamoeba castellanii* en varierande effekt av insekticider och herbicider. Pons och Pussard (1980) fann ingen effekt hos tjugofem olika arter av amöbor besprutade med fem olika herbicider utom vid koncentrationen 250 ppm.

**Artsammansättning.** Den naturliga vattenfloras protozoer i kultur A dominerades både 16 mars och 4 maj de två följande dagarna av ciliater och flagellater (tabell 2). Fjärde och femte dagen dominerade större ciliater och amöbor. Antal arter ökade från 16 mars till 4 maj.

Artsammansättningen förändrades vid ökande koncentrationer av Klorex 55 (tabell 2). Ju högre koncentration desto artfattigare populationer av protozoer. Den grupp som visade sig mest känslig för Klorex var ciliater, framför allt *Halteria grandinella*, *Gastrostyla steini*, *Oxytricha fallax*, och *Aspidisca costata*.

I en undersökning där påverkan av artsammansättningen av protozoer i ett dräneringssystem studerades vid tillsats av tre olika herbicider

Tabell 3. Dominerande arter av ciliater i kultur B (aktivt slam) vid olika halter (ppm) av Klorex 55 under de fem första dygnet av inkubering. *Dominating species of ciliates in culture B (activated sludge) at different concentrations of Klorex 55 during the first five days and nights of incubation.*

Protozoer	0	100	1000	10000	56000
<b>Ciliata</b>					
Chilodonella sp.	x	x	x	x	x
Eupletes patella	x	x	x	x	0
Litonotus lamella	x	x	x	x	x
Blepharisma undulans	x	x	x	x	0
Vorticella microstoma	x	x	x	x	0
Vorticella convallaria	x	x	x	x	0

fann man liknande resultat som i denna undersökning (Gelcer & Geptner 1976). Artsammansättningen förändrades efter trettio dagar efter besprutning. Man fann ingen effekt hos amöbor, en hämmande hos ciliater och en stimulerande hos flagellater.

Valet av testorganism i föreliggande undersökning gjordes inom gruppen av ciliater eller flagellater. Amöbor anses som en svårtolkad grupp när det gäller effekter på bekämpningsmedel. Ciliaten *Halteria grandinella* valdes som testorganism men måste bytas ut på grund av svårigheter vid isoleringen. Eftersom problemet var att de känsligaste testorganismerna endast fanns i litet antal valdes en känslig testorganism som fanns i större antal, vilket skulle underlätta isoleringen. Ciliaten *C. cucullus* valdes som testorganism för att den fanns i stort antal under en längre tidsperiod och därför var lätt att odla. Den är också en av våra mest betydelsefulla ciliater i jorden (Fenchel 1983).

#### Känslighet för Klorex 55 i kultur B (aktivt slam)

Dominerande ciliater i kultur B var *Chilodonella sp.*, *Eupletes patella*, *Litonotus lamella*, *Blepharisma undulans*, *Vorticella microstoma* och *Vorticella convallaria* (tabell 3). Bland de mest känsliga för Klorex 55 valdes *B. undulans* som testorganism. Den är både lätt att odla och att hålla i kultur och hör till de vanligare protozoerna i vatten och slam (Kudo 1966).

#### Känslighet för Klorex 55 i kultur C (jordsuspension)

Testorganismen från kultur C förutsattes vara en flagellat, eftersom flagellater redan i kultur A ansågs kunna lämpa sig som testorganismer. Flagellaten *Oikomonas termo* valdes. Den är vanlig i jorden (Kudo 1966), förekommer i stort antal och är dessutom både lätt att odla och hålla i kultur.

#### Testmetodernas tillförlitlighet

Det framgår redan av fig. 1 att spridningen är påfallande stor i bestäm-

ningen enligt MPN-metoden. I motsats härtill var spridningen liten vid bestämning med uppklaringsmetoden (fig. 2). I båda fallen användes Klorex 55 som hämmande substans. Samma slutsats kan man dra av försök med Matrigan (fig. 3).

Uppklaringsmetoden är alltså den säkraste och samtidigt den minst arbetskrävande. I fortsättningen har MPN-metoden begränsats till antalsräkning vid start- och slutpunkterna.

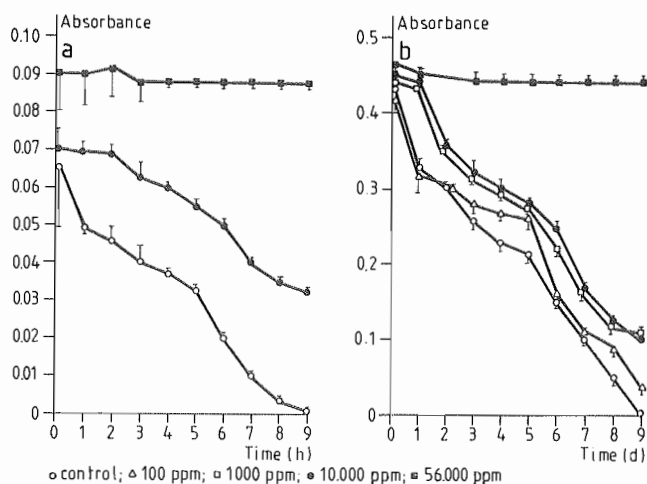


Fig. 2. Effekt av Klorex 55 på antalsutvecklingen av *Colpoda cucullus* bestämt med uppklaringsmetoden.  $\bar{x} \pm$  standardavvikelse,  $n = 3$ . Effect of Klorex 55 on the growth of *Colpoda cucullus* measured with the absorbance method.  $\bar{x} \pm$  standard deviation,  $n = 3$ .

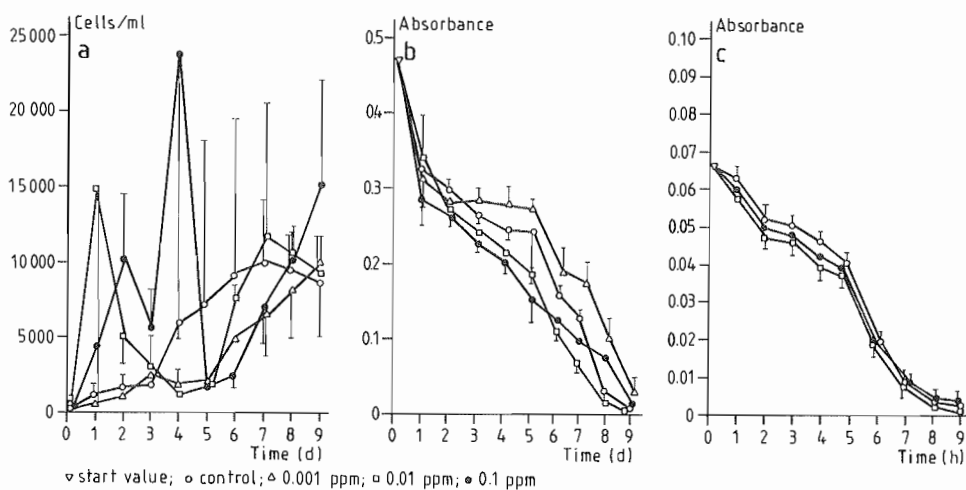


Fig. 3. Effekt av Matrigan (aktiv substans klopypiralid) på antalsutvecklingen av *Colpoda cucullus* bestämt med: a) MPN-metoden, b) och c) uppklaringsmetoden.  $\bar{x} \pm$  standardavvikelse,  $n = 3$ . Effect of Matrigan (active substance klopypiralid) on the growth of *Colpoda cucullus* measured with: a) the MPN method, b) and c) the absorbance method.  $\bar{x} \pm$  standard deviation,  $n = 3$ .

Tabell 4. Normal spridningshalt NC och hämmande koncentration IC av sex pesticider på tre arter av protozoer. *Standard application and inhibiting concentration of six pesticides on three species of protozoans.*

Pesticid	NC (ppm)	IC (ppm)			Fig.
		<i>C. cucullus</i>	<i>B. undulans</i>	<i>O. termo</i>	
<b>Uppklarningsmetoden</b>					
Matrigan	0,4	0,1-1	0,001-0,01	<0,001	7
Sumicidin	2	<0,1	0,1-1	<0,1	9
MCPA	3	<0,1	<0,1	0,1-1	5
Benlate	0,8	0,1-1	0,1-1	<0,1	8
Diklorprop	2	<0,1	1-10	0,1-1	6
Klorex	1000	100-1000	100-1000	100-1000	4
<b>MPN-metoden</b>					
Matrigan	0,4	0,001-0,01	0,01-1	0,001-0,01	7
Sumicidin	2	<0,1	<0,1	<0,1	9
MCPA	3	0,1-1	0,1-1	<0,1	5
Benlate	0,8	0,1-1	0,1-1	<0,1	8
Diklorprop	2	>100	10-100	>100	6
Klorex 55	1000	100-1000	100-1000	100-1000	4

<sup>a</sup>Beräknad enligt Torstensson (1979).

#### Hämning av de valda protozoerna

**Hämmande koncentration (IC).** De båda bestämningsmetoderna skall ge resultatkurvor som är varandras spegelbilder. När antalet djur ökar skall födan avta och därmed absorptionsen i substratet. Detta skedde också i experimentet med olika bekämpningsmedel (fig. 4-9). I diagrammen kan man avläsa när protozoerna hämmats eller inte vid jämförelse med kontrollen. Det är stundom lätt att avgöra, stundom svårt. Allmänt kan man säga att en påverkan ägt rum om kurvornas eller linjernas lutning avviker från kontrollens.

Se till exempel på fig. 4. Där kan man klart se att *C. cucullus* var opåverkad av Klorex 55 vid 100 ppm och tydligt hämmad vid 1000 ppm. IC ligger sålunda i intervallet 100-1000 ppm. Samma intervall gäller också för *B. undulans* och *O. termo*. I det sistnämnda fallet är saken emellertid inte lika tydlig. De båda metoderna utföll lika i de tre fallen.

Vid genomgång av fig. 4-9 finner man hämmande (IC) dos av sex pesticider på de tre arterna. Resultaten har sammanställts i tabell 4. Normal halt (NC) vid spridning på åkermark har också angivits. Rangordningen mellan preparaten blir densamma för de två metoderna om man räknar antalet 1:a, 2:a etc. platsen inbegripet delade placeringar. Enligt denna ordning är Matrigan det preparat som gjort skada i lägst koncentration och Klorex i högst. Känslighetsintervallen ligger oftast en bra bit under normaldos.

Det är intressant att notera att tillväxten av testorganismerna i vissa fall stimulerats vid tillsatser i låga koncentrationer. Så var det ifråga om *C. cucullus* och *B. undulans* med Klorex 55 100 mg/l (fig. 4) och med Benlate 0,1 mg/l (fig. 8).

Ifråga om klopuralid kan följande anföras: Företaget Dow Chemical, som tillverkar blandpreparatet Lontrel kombi, där klopuralid ingår som en av de verksamma substanserna liksom i Matrigan, har i ett växthusförsök bestämt gränsen för känslighet hos ärter, bönor, klöver, lusern, sallat,

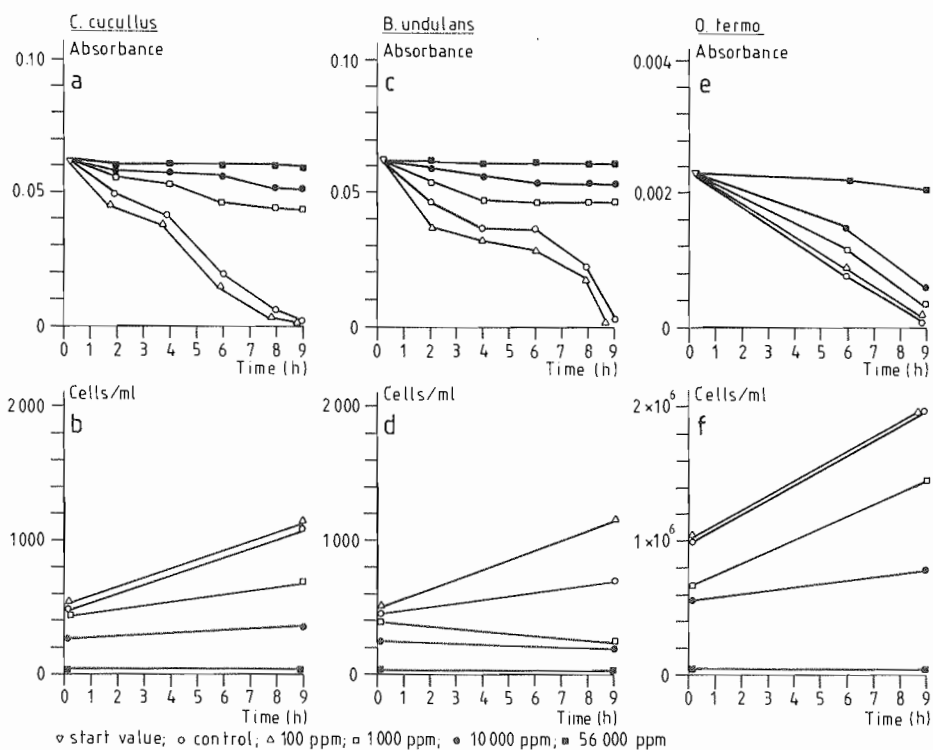


Fig. 4. Effekt av Klorex 55 på antalsutvecklingen av *C. cucullus*, *B. undulans* och *O. termo*. a, c, e - uppklärningsmetoden. b, d, f - MPN-metoden. Effect of Klorex 55 on the growth of *C. cucullus*, *B. undulans* and *O. termo*. a, c, e - absorbance method. b, d, f - MPN method.

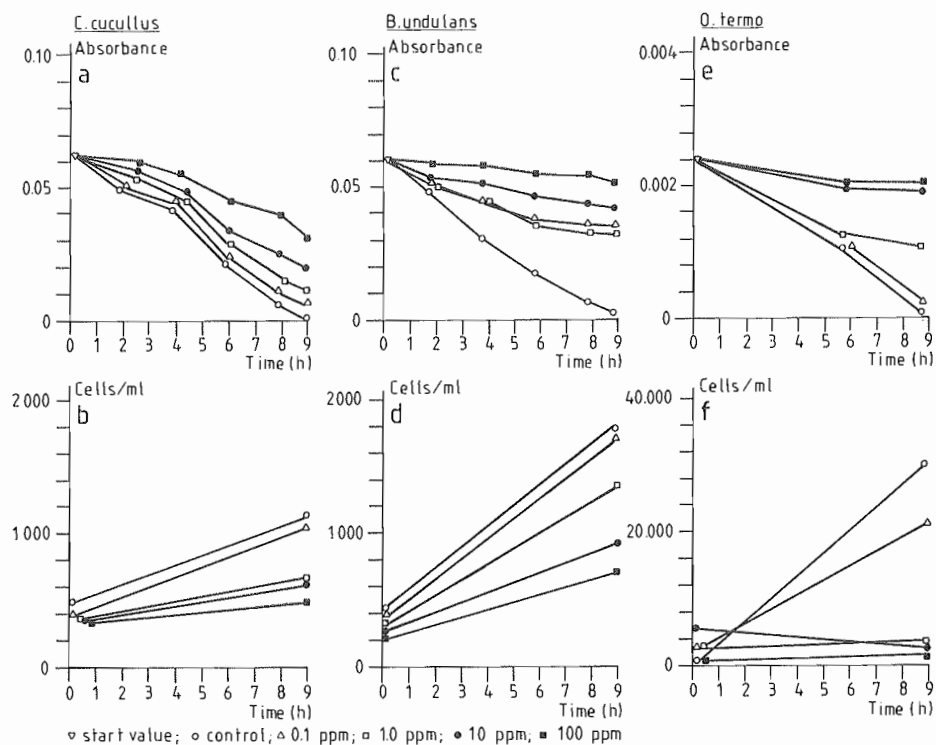


Fig. 5. Effekt av MCPA på antalsutveckling av *C. cucullus*, *B. undulans* och *O. termo*. a, c, e - uppklärningsmetoden. b, d, f - MPN-metoden. Effect of MCPA on the growth of *C. cucullus*, *B. undulans* and *O. termo*. a, c, e - absorbance method. b, d, f - MPN method.

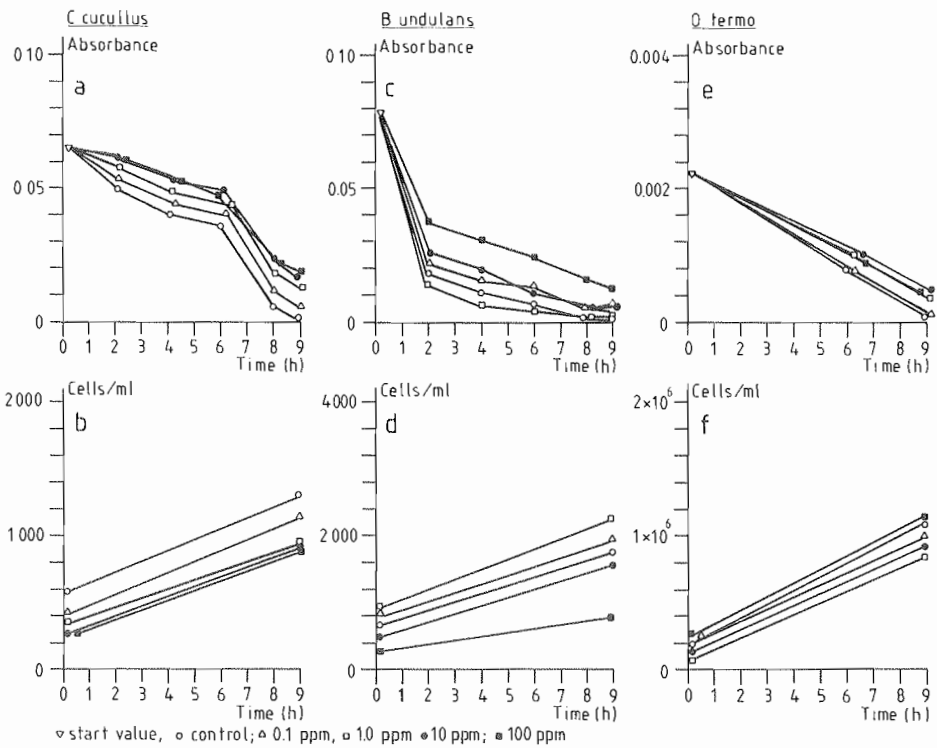


Fig. 6. Effekt av diklorprop på antalsutvecklingen av *C. cucullus*, *B. undulans* och *O. termo*. a, c, e - uppklärningsmetoden. b, d, f - MPN-metoden. Effect of diklorprop on the growth of *C. cucullus*, *B. undulans* and *O. termo*. a, c, e - absorbance method. b, d, f - MPN method.

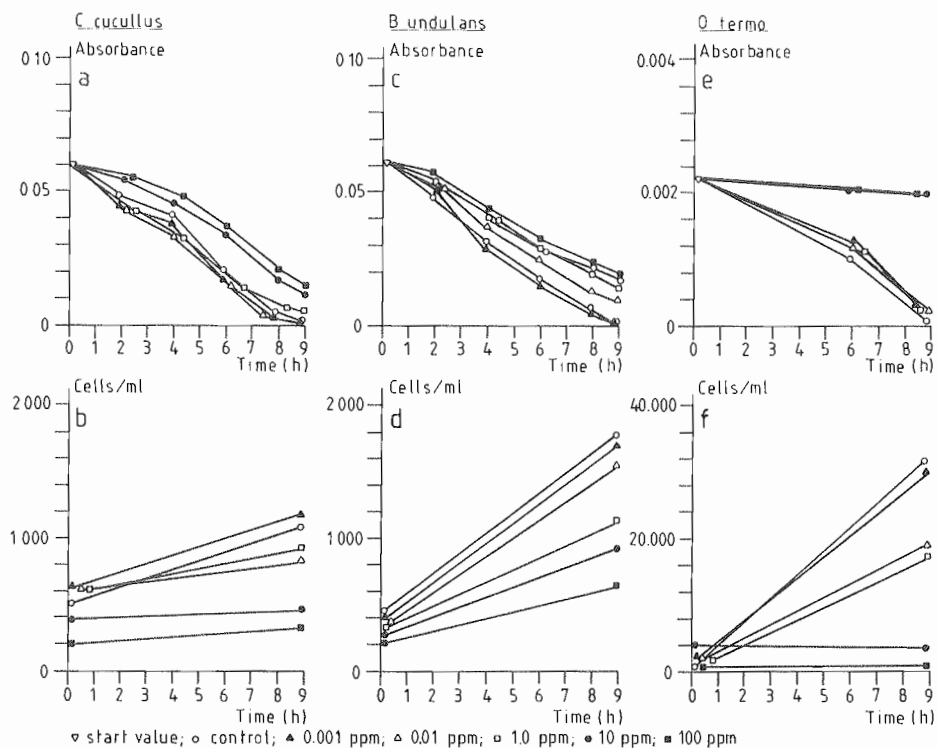


Fig. 7. Effekt av Matrigon på antalsutvecklingen av *C. cucullus*, *B. undulans* och *O. termo*. a, c, e - uppklärningsmetoden. b, d, f - MPN-metoden. Effect of Matrigon on the growth of *C. cucullus*, *B. undulans* and *O. termo*. a, c, e - absorbance method. b, d, f - MPN method.



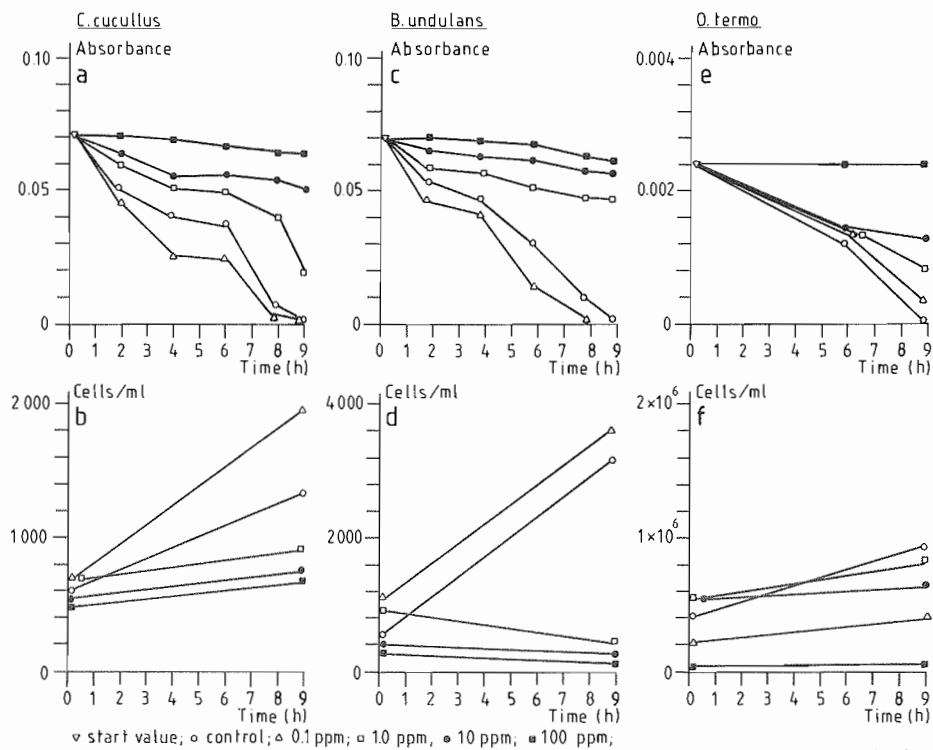


Fig. 8. Effekt av Benlate på antalsutvecklingen av *C. cucullus*, *B. undulans* och *O. termo*. a, c, e - uppklärningsmetoden. b, d, f - MPN-metoden. Effect of Benlate on the growth of *C. cucullus*, *B. undulans* and *O. termo*. a, c, e - absorbance method. b, d, f - MPN method.

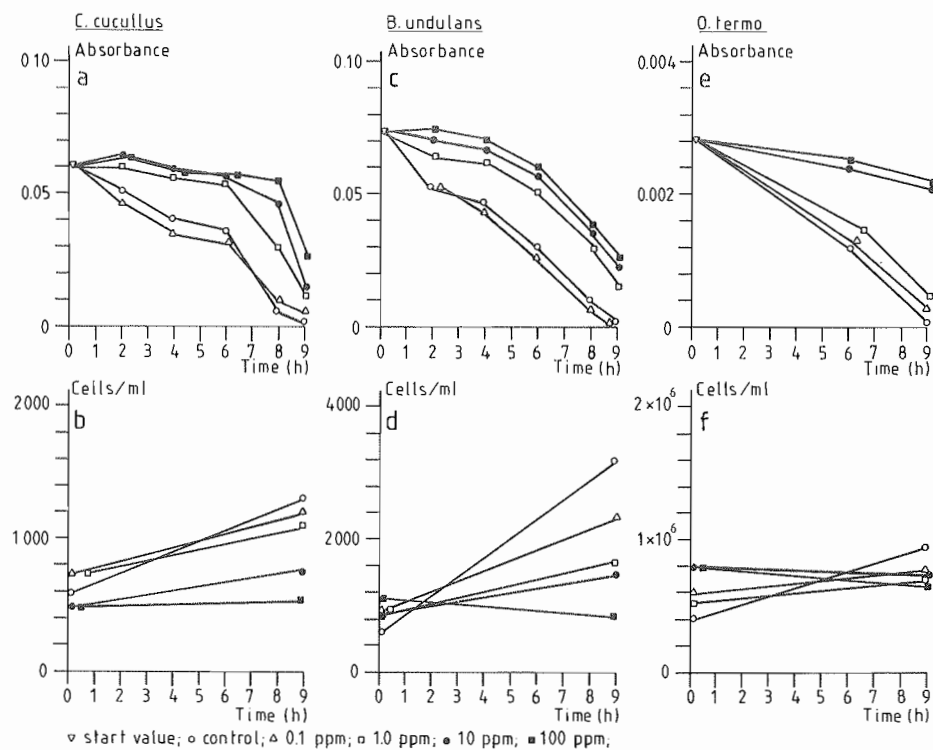


Fig. 9. Effekt av Sumicidin på antalsutvecklingen av *C. cucullus*, *B. undulans* och *O. termo*. a, c, e - uppklärningsmetoden. b, d, f - MPN-metoden. Effect of Sumicidin on the growth of *C. cucullus*, *B. undulans* and *O. termo*. a, c, e - absorbance method. b, d, f - MPN method.

tomat, gurka och potatis. Man fann inga missbildningar vid halterna 0,001-0,005 ppm klorpyralid räknat på torr jord. I motsats härtill fann Ebbersten (1983) krökta och missbildade blad hos ärter som planterats i jord med mjöl från höstveten innehållande 0,0004 ppm klorpyralid efter besprutning med Lontrel kombi. Inga sådana morfologiska missbildningar kunde iakttagas hos våra protozoer. Däremot hämmades både *B. undulans* och *O. termo*, men inte *C. cucullus*, i och under Dow Chemicals intervall. En sådan varierande känslighet för olika preparat är ett genomgående drag.

**9h LC50 - 9h LC10.** LC50 kan beräknas eller uppskattas mot bakgrund av gjorda analyser. Härvid används värden från upplärningsmetoden återgivna i fig. 10-12. De funna LC50-värdena har sammanställts i tabell 5. Även här ligger Klorex 55 längst ned på känslighetsskalan medan övriga inte kan placeras på grund av för många osäkra värden.

Viktigare än ordningen mellan preparaten är likväl de halter vid vilka testdjuren reagerat. Ur den synpunkten är 9h LC50 ett alltför okänsligt mått. Då skulle t.ex. 96h LC50 givetvis ge lägre tal men risken är stor att födan skulle tryta i kulturerna och vålla betydande svårigheter. I föreliggande material är 9h LC10 en bättre ansats med de fel och brister det kan ha. Byter man plats mellan Matrigon och Benlate får man den genomsnittliga ordningen. Men fortfarande är LC-värdena ofta högre än IC.

Här kan tillfogas att Domsch, Jagnow & Anderson (1983) anser att värden under LC50 inte har någon betydelse ifråga om bekämpningsmedel, eftersom mikroorganismer (inklusive protozoer) i jorden återhämtar sig snabbt vid lägre värden.

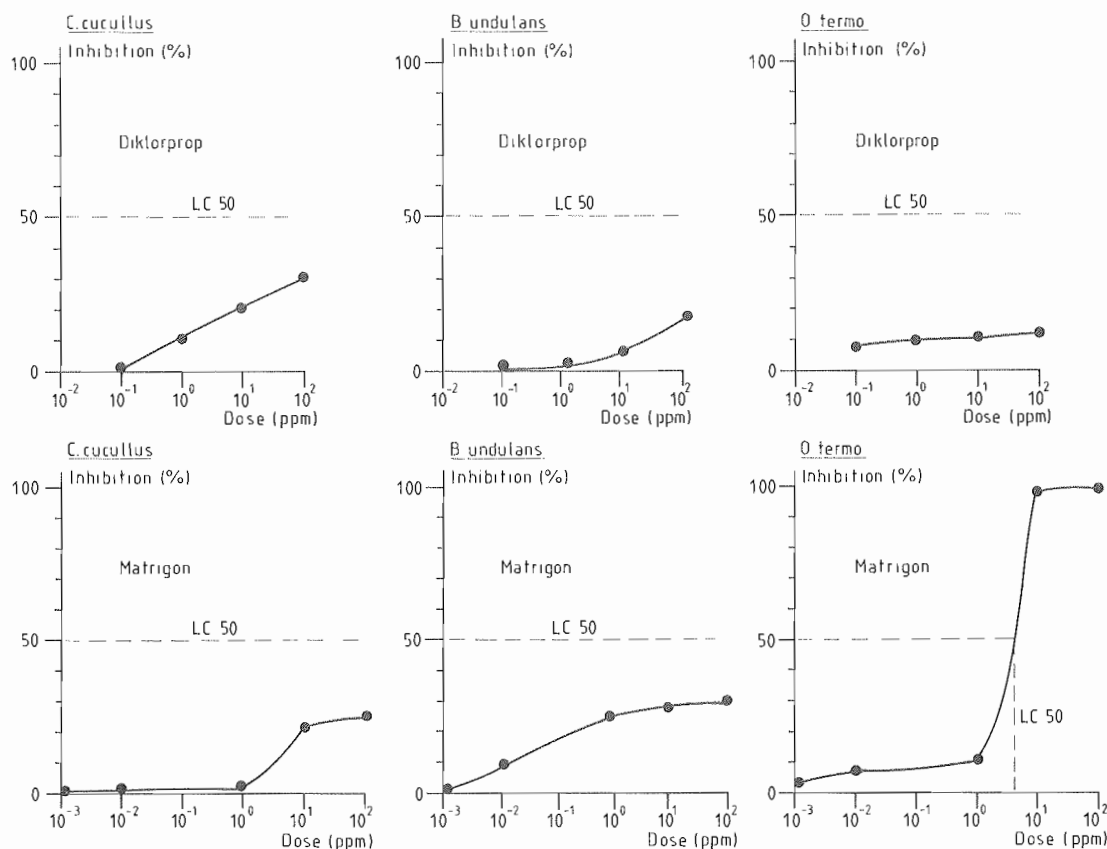


Fig. 10. Bestämning av LC50 för testorganismer med diklorprop och Matrigon. Estimation of LC50 to test organisms with diklorprop and Matrigon.

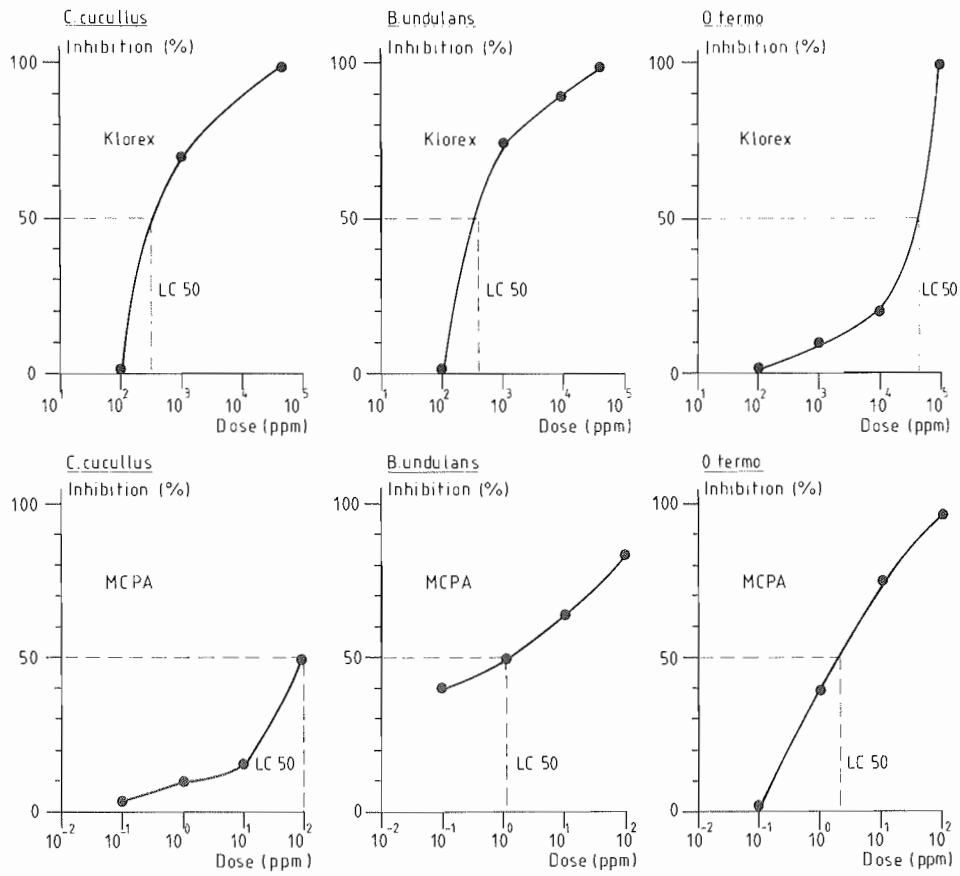


Fig. 11. Bestämning av LC50 för testorganismer med Klorex 55 och MCPA. *Estimation of LC50 to test organisms with Klorex 55 and MCPA.*

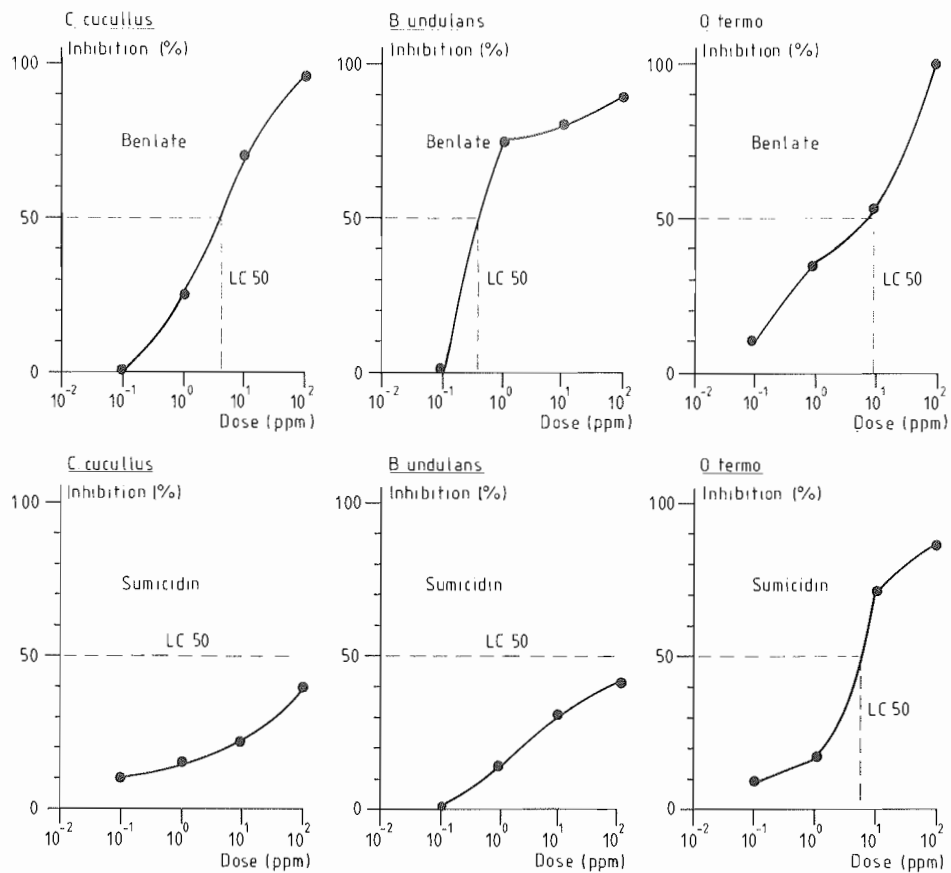


Fig. 12. Bestämning av LC50 för testorganismer med Benlate och Sumicidin. *Estimation of LC50 to test organism with Benlate and Sumicidin.*

Tabell 5. 9h LC50 och 9h LC10 för sex pesticider och tre protozoer. (Värden i ppm.) 9h LC50 and 9h LC10 for six pesticides and three protozoans. (Values in ppm.)

Pesticid	<i>C. cucullus</i>		<i>B. undulans</i>		<i>O. termo</i>		Fig.
	LC50	LC10	LC50	LC10	LC50	LC10	
Matrigon	>100	1,4	>100	0,01	4	1,0	11
Sumicidin	>100	0,10	>100	0,18	6	0,10	12
MCPA	100	1,0	1	<0,10	2	0,12	10
Benlate	4	0,14	0,7	0,11	10	0,10	12
Diklorprop	>100	1,0	>100	12	>100	4	11
Klorex 55	320	110	360	110	40000	1000	10

### Värdering av testorganismerna

Vi jämför LC50, LC10 och IC med NC enligt tabellerna 4 och 5. När t.ex. LC50 >NL sätts tecknet > och när LC50 <NL blir det <. Beteckningen (<) innebär att IC inte fullt ut ligger under NC. Resultatet ses i tabell 6.

Man ser strax att LC50 inte fungerar särdeles väl, men att både LC10 och IC var för sig eller helst i kombination mycket bra täcker behovet vad det gäller urdjurens känslighet vid direktsprutning på marken. Det gäller då halter större än 0,4 ppm. Däremot torde dessa djur i regel klara sig undan ganska bra i åar och grundvatten, där halterna av pesticider ofta understiger 0,010 ppm (Kreuger, 1986).

De bekämpningsmedel som testats i denna undersökning har gett skilda effekter på olika organismer bland annat beroende på vilken koncentration som använts. Man bör dock beakta att den inbördes olika känsligheten hos olika protozoer för olika bekämpningsmedel inte alltid kommer att förbli densamma. Arten x kanske är två gånger så tolerant som arten y, men den relativa känsligheten kanske är totalt annorlunda för ett bekämpningsmedel (Ruthven & Cairns 1973).

En viss kritik kan riktas mot LC50. En 10 %-ig bestående nedgång av tillväxten hos en population kan t.ex. vara värre än 90 % nedgång som går tillbaka inom 30 dygn (Domsch, Jagnow & Anderson 1983). Emellertid tycks en fortblivande nedgång sällan förekomma utom då det gäller just de ogräs, svampar eller insekter som bekämpningen riktar sig mot (Torstensson 1979).

### Värdering och standardisering av MPN-metoden och uppklärningsmetoden

Fördelen med uppklärningsmetoden framför MPN-metoden är att den ger mindre spridning mellan paralleller. Den är också mindre tids- och arbetskrävande.

Efter användning av uppklärningsmetoden i 2-3 veckor uppkommer en ökad grumlighet på grund av exkretionsprodukter och döda celler. Metoden bör därför inte användas vid långvariga försök. MPN-metoden kan användas oberoende av försökens utsträckning i tiden. Man skall dock se till att det finns tillräckligt med föda under hela försökstiden.

Risken med valet av koncentrationsintervallet 0,1-100 ppm av bekämpningsmedel är att 9h LC50 kan komma utanför intervallet. I denna undersökning har i en del fall högre koncentrationer behövts för att få fram LC50. Däremot har 9h LC10 med ett undantag kunnat anges. Utprovning av metoderna har lett till en standardisering enligt följande schema:

Tabell 6. Jämförelse av 9h LC50, 9h LC10 och IC (hämmande koncentration) med NC (normal spridningsdos). *Comparison of 9h LC50, 9h LC10 and IC (inhibiting concentrations) with NC (standard application).*

Pesticid	<i>C. cucullus</i>			<i>B. undulans</i>			<i>O. termo</i>		
	LC50	LC10	IC	LC50	LC10	IC	LC50	LC10	IC
Matrigon	>	>	(<)	>	<	<	>	>	<
Sumicidin	>	<	<	>	<	<	>	<	<
MCPA	>	<	<	<	<	<	<	<	<
Benlate	>	<	(<)	<	<	(<)	>	<	<
Diklorprop	>	<	<	>	>	(<)	>	>	<
Klorex	<	<	<	<	<	<	>	<	<
	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC

1. Utgångskoncentration av födobakterier (se uppklärningsmetoden) bestäms för varje testorganism med nio timmars inkubationstid.
2. En renkultur av varje testorganism med amoeba saline och bakterier av *Enterobacter aerogenus* som föda iordningställs i provrör med den rätta utgångskoncentrationen.
3. Två paralleller och två kontroller ingår alltid i försöken.
4. Normala dosen beräknas i ppm för det bekämpningsmedel som skall testas. Torstensson (1979) har angivit regler för hur jämförelser mellan ppm och kg/ha kan göras för normal åkerjord. En viss skepsis mot jämförelsen anföras.
5. Bekämpningsmedel sätts till i provrören så att den slutliga koncentrationen blir 0,1, 1,0, 10 och 100 ppm. Korrektion för blankvärden görs.
6. Uppklärningsmetoden används för att följa tillväxten varannan timme. Antalsbestämningar i början och i slutet med MPN kompletterar bedömningen.
7. Tillväxten och hämningen tas fram och beräknas enligt Personne & Dives' formler (1978).

## SAMMANFATTNING

Ett toxicitetstest har standardiserats för bekämpningsmedel med protozoer som testorganismer. Två olika metoder har använts: MPN-metoden (Most-Probable-Number) och uppklärningsmetoden (vilken går ut på att mäta protozoers tillväxt genom absorbans). Ciliaterna *Colpoda cucullus*, *Blepharisma undulans* och flagellaten *Oikomonas termo* isolerades ur olika biotiska utgångskulturer och testades med fyra olika herbicider (Klorex 55, MCPA, Matrigon och diklorprop), en fungicid (Benlate) och en insekticid (Sumicidin).

IC (hämmande koncentration), LC50 och LC10 har använts som mått på testorganismens känslighet. *O. termo* reagerar känsligast av de tre testorganismerna mot de tillsatta bekämpningsmedlen.

## REFERENSER

- Atlas, R.M.E., Schofield, E.A., Morelli, F.A. & Cameron, E.A. 1976. Effects of petroleum pollutants on arctic microbial population. *Environ. Pollut.*, 10, 35-43.
- Azam, F., Fenchel, T., Field, J.G., Meyer-Reil, L.A. & Thingstad, F. 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar.*

- Ecol. Prog. Ser., 10, 257-263.
- Balasubramanya, R.H. & Patl, R.B. 1981. Effect of carboxin on soil biological properties. *Ind. J. Microbiol.*, 21, 303-311.
- Belser, L.W. & Mays, E.L. 1980. Specific Inhibition of Nitrite Oxidation by Chlorate and its Use in Assessing Nitrification in Soil and Sediment. *Appl. Environ. Microbiol.*, 39, 505-510.
- Berhin, F., Houba, C. & Remacle, J. 1984. Cadmium toxicity and accumulation by *Tetrahymena pyriformis* in contaminated river waters. *Environ. Pollut. Ser.*, 35, 315-329.
- Cairns, J.C. 1965. The protozoa of Conestoga basin. *Notulae naturae.*, 375, 1-14.
- Carter, J.W. & Cameron, I.L. 1973. *Water Res.*, 7, 951-961.
- Clarholm, M. 1984. Microbes as Predators or Prey. In: Current perspectives on microbial ecology. Klug, M.J. & Reddy, C.A. (eds.) A.S.M. Washington.
- Coûteau, M.-M. & Pussard, M. 1982. Nature du regime alimentaire de protozoaires du sol. In: New trends in soil biology. P.H. Lebrun, M. André, A. de Medas, C. Grégoire-Wibo and G. Wanthly (eds.) Dieu Brichatt, Ottigries-Lovain-la Neuve.
- Darbyshire, J.F., Wheatley, R.R., Greaves, M.P. & Inkson, R.H.E. 1974. A rapid micromethod for estimating bacterial and protozoan population in the soil. *Rev. Ecol. Biol.*, 12, 465-475.
- Domsch, K.H., Jagnow, G. & Anderson, T. 1983. An ecological concept for the assessment of side effects of agrochemicals on soil microorganism. *Residue Rev.*, 6, 7-105.
- Dunlop, S. & Chapman, G. 1981. Detoxication of zink and cadmium by the freshwater protozoa *Tetrahymena pyriformis*. *Environ. Res.*, 24, 264-274.
- Ebbersten, S. 1983. Rester av kemiska ogräsbekämpningsmedel med särskild hänsyn till Lontrel kombi - några resultat och en principdiskussion. Stencil. Institutionen för växtodling. SLU, Uppsala.
- Fenchel, T. 1983. Protozoa - en systematisk oversigt. *Inst. f. genetik og økologi*, 1-23.
- Fletcher, W.W. 1960. The effect of herbicides on soil microorganisms. In: *Herbicides and the soil*. E. K. Woodford (ed.), Oxford.
- French, J.E. & Roberts, J.F. 1976. Effect of DDT and polychlorinated biprenyls on cellpopulation growth of *Crithidia fasciculata*, a flagellated protozoan. Armed Forces Radiobiology research in Bethesda Report. North Carolina State University. 1-17.
- Gelcer, Ju. G. & Geptner, B.A. 1976. The prostesticide effect of herbicides. *Pedobiolog.*, 16, 171-184.
- Gray, J.S. & Ventilla, R.J. 1973. Growth Rates of Sediment-living Marine Protozoan as a Toxicity Indicator for Heavy Metals. *Ambio*, 2, 118-121.
- Grossbard, E. 1976. Effects on the soil microflora. In: Audus L.J. (ed.). *Herbicides*, 2, 99-147.
- Heuss, K. 1972. Zur Wirkung einiger Herbizide auf limnische Protisten - Gemeinschaften. *Ver. Wass.-Boden-Lufthyg.*, 37, 222-229.
- Hofer, I., Beck, Th. & Wallnöfer, P. 1971. Der Einfluss des Fungizides Benomyl auf die Bodenmikroflora. *Z. Pflanzenkrankheit Pflanzen-schutz.*, 78, 398-405.
- Kemiska bekämpningsmedel 1985. För jordbruk, skogsbruk och trädgård. Författarna och LT:s förlag, Centraltryckeriet AB, Borås.
- Kreuger, J. 1986. Bekämpningsmedel - utlakning från åkermark. Konsulent-avdelningens rapporter. Allmänt 84.
- Kudo, R. 1966. *Protozoology*. Charles C. Thomas Publisher Springfield, Illinois, USA.
- Legner, M. 1973. Experimental Approach to the Role of Protozoa in Aquatic Ecosystems. *Am. Zool.*, 13, 177-192.
- Lofs-Holmin, A. 1982. Measuring Cocoon Production of the Earth worm *Allolobphora caliginosa* (SAV.) as a Method of Testing Sublethal Toxic-

- ity of Pesticides. Swedish J. Agric. Res., 12, 117-119.
- MacRae, J.C. & Vinckx, E. Effect of lindane and DDT on population of protozoan in a garden soil. Soil. Biol. Biochem., 5, 245-247.
- Moore, R.B. 1970. Effects of Pesticides Growth and Survival of *Englena gracilis*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 12, 227-230.
- Nilsson, P. 1951. The action of Chlorate on some Microbial phenomena in the soil. Kungl. Lantbrukshögskolan Annaler, 8, 60-73.
- Newman, A.S. 1947. The effect of certain plant growth-regulators on soil microorganisms and microbial processes. Soil Sci. Soc. Proc., 12, 217-221.
- Ogräsnyckeln. 1984. Aktuellt från lantbruksuniversitetet 328. Mark - växter. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Page, F.C. 1967. Taxonomic criteria for limax amoebae with description of 3 new species of *Hartmannella* and 3 of *Vahlkamfia*. J. Protozool., 14, 499-521.
- Personne, P. & Dive, D. 1978. Toxicity tests on ciliates - A short Review. Ecotoxicol. Environ. Saf., 2, 105-114.
- Pons, R. & Pussard, T. 1980. Action des herbicides sur les Amibes libres (Rhicopoda, Protozoa), Etude preliminaire, 1, 15-20.
- Prescott, M. & Olson, L. 1972. The effect of pesticides on the soil amoeba *Acanthamoeba castellanii* (NEFF) Proc. SD. Acad. Sci., 136-141.
- Prescott, L.M., Kabovek, M.K., Tryggestad, D. 1977. The effects of Pesticides, Polychlorinated Biphenyls and Metals on the Growth and Reproduction of *Acanthamoeba castellanii*. Environ. Contam. Toxicol., 18, 29-33.
- Rogerson, A., Shin, W.Y., Huang, G.L., MacKay, D. & Berger, J. 1983. Determination and interpretation of hydrocarbon toxicity to ciliate protozoa. Aquat. Toxicol., 3, 214-228.
- Rowe, R., Todd, R. & Waide. 1977. Microtechnique for most-probable-number analysis. Appl. Environ. Microbiol., 33, 675-680.
- Ruthven, J.A. & Cairns, J. 1973. Response of Fresh-Water Protozoan Artificial communities to Metals. J. Protozool., 20, 127-135.
- Shivaji, S., Saxena, D.M., Pillai, M.K.K. 1978. Mode of Action of Alkylating Agents using a Ciliate Protozoa as a Model System. Arch. Protistenk., 120, 354-365.
- Silberstein, G.B. & Hooper, A.B. 1972. Herbicide (24 T) effect on *Tetrahymena pyriformis*. J. Protozool., 19, 28-29.
- SNV 1983. Information till forskare. Angelägna forskningsområden inom sektorn grundvatten och mark. Forskningssektariatet.
- Solyom, P. 1986. Synpunkter på kvalitetskrav på vatten till bevattning. Konsulentavdelningens rapporter. Allmänt 84.
- Steen, E., Jahnsson, P.-E. & Persson, J. 1983. Size description of Kjettslinge, the experimental field of the "Ecology of Arable Land project". Acta Agriculturae Scandinavica. (In press.)
- Torstensson, L. 1979. Bekämpningsmedlens inverkan på markorganismer. Rapport från Statens Naturvårdsverk (SNV PM 1208).
- Torstensson, L. 1982. Testsystem för markmiljö. Forskningsutredning. Institutionen för mikrobiologi. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Torstensson, L. & Wessén, B. 1984. Interactions between the fungicide benomyl and soil microorganisms. Soil Biol. Biochem., 16, 445-452.

# ODLINGSÅTGÄRDERNS INVERKAN PÅ KVALITET HOS YT- OCH GRUNDVATTEN

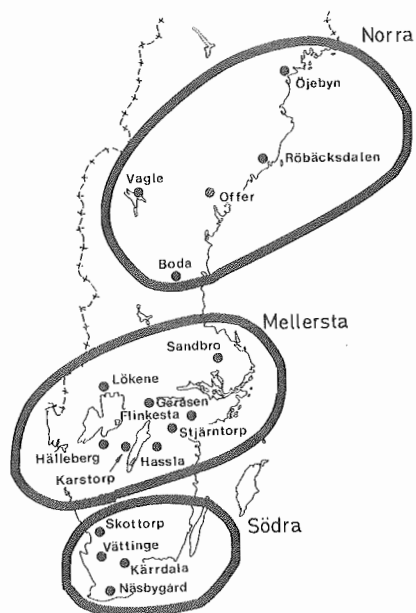
Nils Brink, Arne Gustafson och Gunnar Torstensson  
Avdelningen för vattenvård, Sveriges lantbruksuniversitet

## PROJEKTET

Projektet startade 1972 som en ren forskningsuppgift och övertogs 1975 av PMK. Det kom igång för studium av miljöeffekter på grund av den allt intensivare produktionen i jordbruket med överoptimal gödsling, ensidighet i växtodlingen och koncentrerad av husdjurskötseln. Syftet var från början att klara ut risken för vattenförorening vid gödsling i ordinärt jordbruk och ta fram underlag för rekommendationer att motverka vattenförorening. När PMK övertog projektet ändrades målet enligt nedan. Fram till 1976 var sexton stationer klara, alla på fastmarksjord och de flesta på täckdikade fält utan ovidkommande störning från hushållsavlopp o. dyl. Den på Geråsen tillkom 1982 på en ren mulljord. Fig. 1 visar läge, jordart och driftsinriktning på gården. Stationerna i norra Sverige ingår inte i PMK. Mätningarna på Öjebyn, Röbbäcksdalen, Offer och Boda har upphört.

## MÅL

Målet är att inom valda jordbruksområden kontrollera odlingsåtgärders inverkan på kvaliteten hos yt- och grundvatten.



Plats	Jordart	Husdjur
Öjebyn	Sandig mo	Nöt
Röbbäcksdalen	Lerig mo	Nöt, får
Vagle	Moränlera	Nöt
Offer	Moig mjäla	Nöt
Boda	Moig mjäla	Nöt
Sandbro	Sand, lera	Inga
Lökene	Mo	Inga
Geråsen	Mull	Nöt
Flinkesta	Lera	Nöt
Hälleberg	Lera	Inga
Karstorp	Lera	Nöt
Hassla	Lerig mo	Inga
Stjärntorp	Lera	Nöt
Skottorp	Sand	Svin
Vättinge	Lera	Nöt, svin
Kärrdala	Sand	Nöt, svin
Näsbygård	Moränlera	Inga

Fig. 1. Karta med försöksfälten jämte gårdens namn, jordart och driftsinriktning.



Tabell 1. Avrinning och ämnestransport från fältstationer i PMK-nätet 1984/85.

Station	Avr. (mm)	Ämnestransport (kg/(ha.a))							
		S <sup>a</sup>	Cl	N	P	Na	K	Ca	Mg
Sandbro	96	6	16	6	0,09	5	1	88	7
Lökene	153	9	39	10	0,16	10	7	34	5
Geråsen	450	380	65	30	0,45	29	15	680	33
Flinkesta	240	10	67	15	1,20	11	11	36	12
Stjärntorp	432	78	79	14	0,30	34	10	310	92
Hälleberg	151	13	18	4	0,11	21	3	21	16
Karstorp	234	14	20	25	0,21	15	3	91	16
Hassla	147	21	39	15	0,17	11	2	76	10
Skottorp	183	32	70	41	0,04	22	11	120	8
Vättinge	242	36	66	16	0,40	35	10	190	32
Kärrdala	267	96	120	68	1,70	78	91	390	16
Näsbygård	265	50	45	22	0,13	36	2	380	14

<sup>a</sup>S avser SO<sub>4</sub>-S.

#### VERKSAMHETEN 1984/85

Berättelsen omfattar det agrohydrologiska året 1984/85 (1 juli-30 juni).

På Flinkesta och Hälleberg har byggts särskilda underjordiska mätöverfall för registrering av ytligt avrinnande vatten. Det på Flinkesta anlades i mars och på Hälleberg i oktober 1985. Särskilda anordningar har konstruerats för tagning av representativa vattenprov.

Alla mätdata lagras fortlöpande på skivminne (disc) för vidare bearbetning i dator (VAX 11/750). Egna dataprogram utvecklas efter hand för effektiva bearbetningsrutiner. Skilda program för framställning av olika slags diagram finns nu.

#### RESULTAT

##### Ytvatten och dräneringsvatten

**Fördelning.** De första resultaten från Flinkesta sedan ytvattenavrinningen skilts från dräneringsvattnet visar att ytvattenandelen utgjorde den mindre parten. Förlusterna av NO<sub>3</sub>-N, tot-P och K följde samma mönster.

Period	Vatten	Avrinning (mm)	Förluster (kg/ha)		
			NO <sub>3</sub> -N	Tot-P	K
4-23 apr	Ytan	23	0,45	0,19	0,37
4-23 apr	Dränering	86	2,89	0,55	2,06
Hela året	Summa	240	11	1,2	11

**Jämförelser.** Årets kväve- och fosforförluster i mellersta Sverige låg strax över medeltalen för åttaårsperioden 1976/84. I medeltalen har Geråsen uteslutits. Det försöksfältet skiljer sig från alla de andra däri att det är en ren mulljord. Värdena där låg över medeltalet för åren 1982/84 ifråga om kväve och under ifråga om fosfor. Kväveförlusterna

följer tydligt årsnederbörden, fosforförlusterna icke lika tydligt.

I södra Sverige låg kväveförlusten en bra bit under det normala beroende på liten avrinning. Däremot blev fosforförlusten något högre än normalt. Det sistnämnda beror på stigande förluster på Kärrdala, där mycket stallgödsel har använts under årens lopp.

	M. Sverige		Geråsen		S. Sverige	
Agrohydrologiskt år	76/84	84/85	82/84	84/85	76/84	84/85
Avrinning (mm)	166	207	369	450	322	237
N-förlust (kg/(ha.a))	12	13	21	30	48	37
P-förlust (kg/(ha.a))	0,29	0,32	0,69	0,45	0,52	0,57

**Totalförluster.** För att ge en uppfattning om totalförlusterna har mass-transporten beräknats för alla undersökta ämnen och stationer. Beräkningen har gått så till att ett koncentrationvärde för varje dygn med avrinning har interpolerats fram och multiplicerats med dygnsavrinningen. De erhållna dygnstransporterna har sedan summerats för erhållande av årstransport (tabell 1).

Det mest anmärkningsvärda är den stora förlusten av svavel tredje året i sträck på Geråsen. I stor utsträckning kompenseras den med Ca. Ett varningstecken är att pH fallit från 6,5 till 6,1 sedan denna mulljord uppodlades för tre år sedan.

Andra ställen med förhållandevis stora förluster av Ca är Stjärntorp, Kärrdala och Näsbygård. Där finns inga tecken på pH-fall.

**Långsiktiga förändringar.** Långsiktiga förändringar belyses i fig. 2. Därav framgår att både kväve- och fosforförlusterna svängt kraftigt under nioårsperioden från 1976 och att detta i hög grad har att göra med nederbörden och avrinningen. Kvävehalterna avtog först och höll sig därefter någorlunda konstanta. Fosforhalterna ökade tydligt och därmed förlusterna.

Fig. 3 visar hur de enskilda stationerna uppfört sig. Med något undantag ger de samma bild, men nivåerna är väsentligt olika. Av fig. 4 framgår tydligt sambandet mellan avrinning och kväve- och fosforläckage.

Våra resultat visar klart och tydligt att det är nödvändigt med långa serier för att inte hamna fel ifråga om orsaker och motåtgärder.

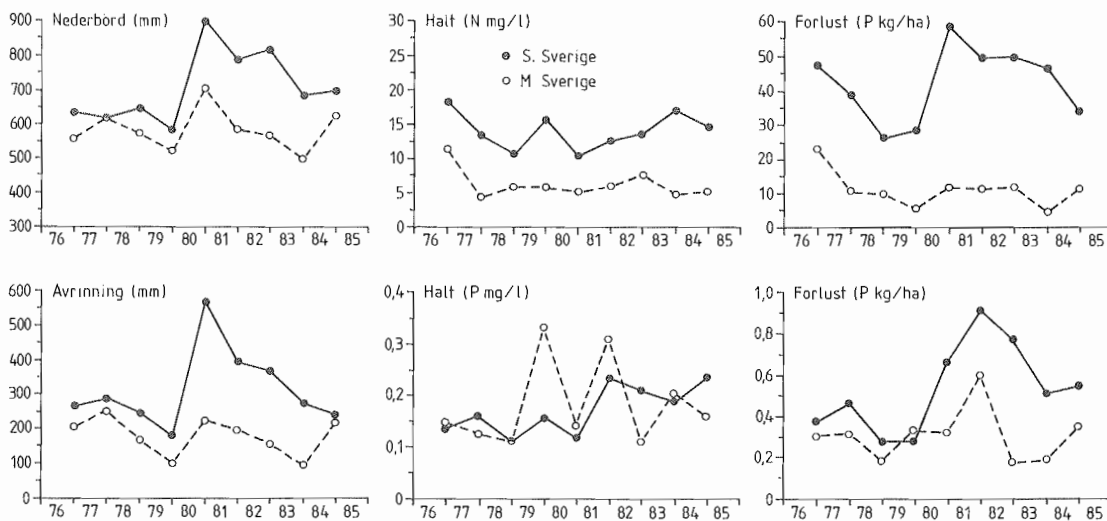


Fig. 2. Långsiktiga förändringar i nederbörd och avrinning jämte halter och förluster av kväve och fosfor i södra och mellersta Sverige.

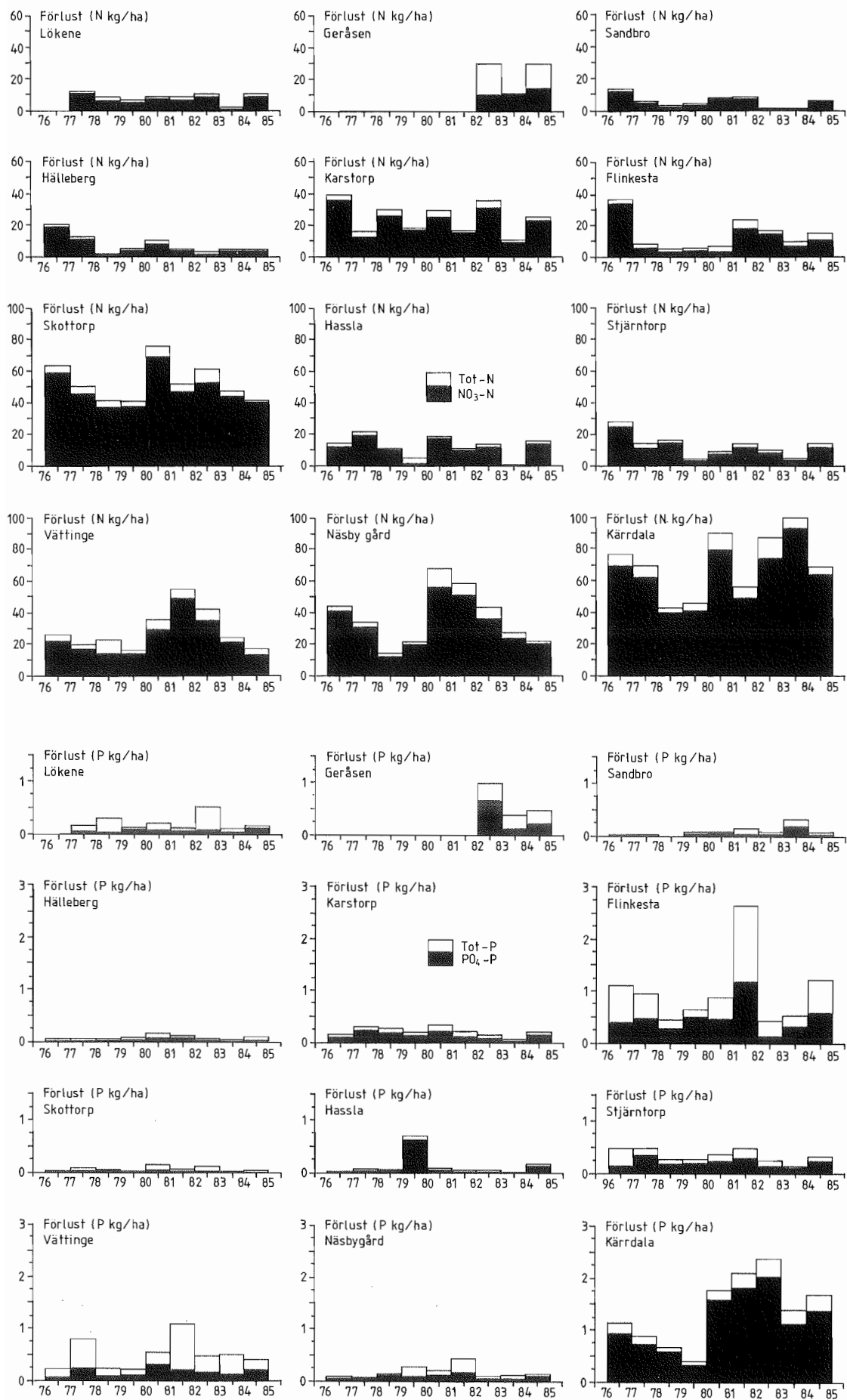


Fig. 3. Förluster av kväve (N) och fosfor (P) från PMK-fälten 1976-85.

## Grundvatten

För grundvatten har beräknats koncentrationsmedeltal. Mätningarna omfattar bara kvalitet. Som jämförelse har medtagits medelhalter för dräneringsvatten. Medeltalen för grundvatten är aritmetiska medan medeltalen för dräneringsvatten är vägda mot vattenföringen (tabell 2).

I de djupare rören överstiger nitratkvävehalterna inte gränsvärdet för hygieniskt anmärkningsvärt dricksvatten ( $6,8 \text{ NO}_3\text{-N mg/l}$ ). Två av de grundare rören (Skottorp 1,7 m och Kärrdala 1,0 m) har liksom tidigare däremot medelhalter som överskrider detta värde.

Det förstnämnda röret är också ett av de få där pH-värdet understiger 7,0. Eftersom dessutom vätekarbonathalten är låg föreligger risk att pH-värdet lätt kan sjunka ytterligare.

## REPRESENTATIVITET

Under skilda perioder har fältens representativitet studerats. Härvid togs vattenprov regionvis i totalt 289 täckdikessystem tre till fyra gånger per år i ett eller två år. Resultaten framgår av tabell 3, där medianvärden av  $\text{NO}_3\text{-N}$  och tot-P från stationerna jämförs med motsvarande värden för regionerna. I allmänhet är avvikelserna mindre än 50 % åt ena eller andra hållet och mindre för kväve än för fosfor i genomsnitt.

Stationen Sandbro avviker mest ifråga om kväve. En förklaring är att nitrathalterna där avtagit fortlöpande sedan 1976 från ca 20 mg/l till 2,5 mg/l då den regionala studien gjordes. Sådana tydliga trender förekommer inte på de andra ställena.

Som allmänt omdöme kan man säga att representativiteten är ganska bra (pretty good). Samtidigt må framhållas att värderingen borde göras i längre serier.

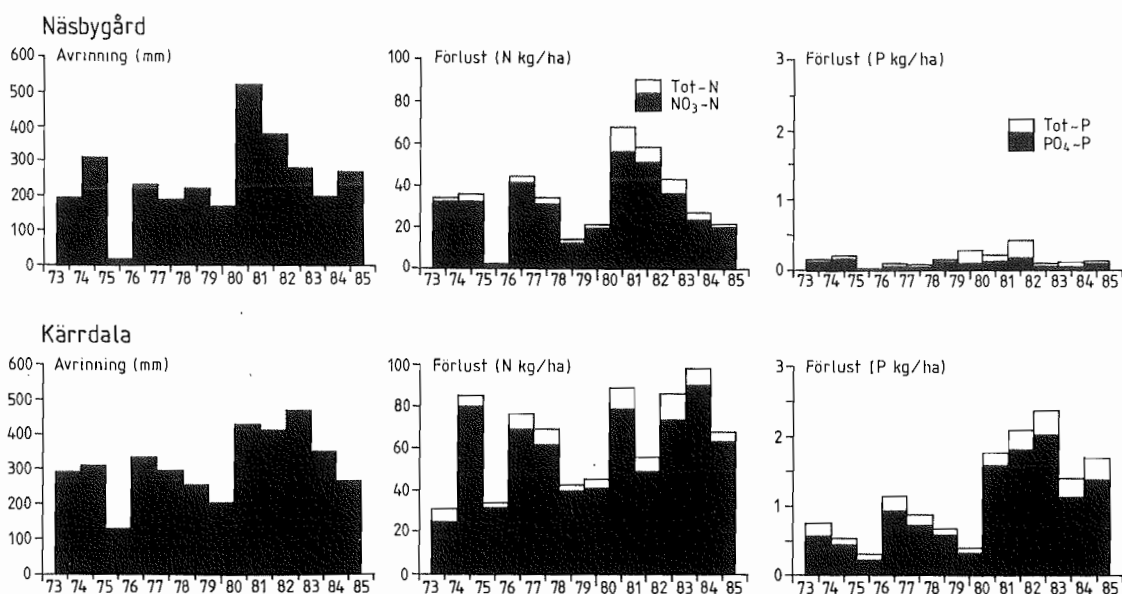


Fig. 4. Avrinning och förluster av kväve (N) och fosfor (P) från PMK-fälten 1973-85.

Tabell 2. Årsmedelvärden för pH, konduktivitet och ämneskoncentrationer i dräneringsvatten (D) och grundvatten (G) på fältstationer i PMK-nätet 1984/85.

Station		Koncentrationer (mg/l)													
Lokal	Djup	pH	mS/M	HCO <sub>3</sub>	S <sup>a</sup>	Cl	NO <sub>3</sub> -N	Tot-N	PO <sub>4</sub> -P	Tot-P	Na	K	Ca	Mg	
<b>Sandbro</b>															
SAD	1,0	7,5	51	243	7	17	5,9	6,3	0,05	0,10	5	1	92	7	
SAG 1	2,0	7,5	59	373	9	13	2,1	-	-	-	9	2	101	15	
SAG 1	4,0	7,5	60	418	7	7	0,3	-	-	-	18	5	90	19	
<b>Lökene</b>															
LÖD	1,0	6,6	21	12	6	26	5,6	6,5	0,07	0,10	7	5	23	3	
<b>Geråsen</b>															
GED	1,0	6,1	79	77	84	15	3,3	6,7	0,05	0,10	6	3	152	7	
<b>Flinkesta</b>															
FLD	1,0	6,8	13	29	5	28	4,6	6,3	0,25	0,51	5	5	15	5	
FLG 2	2,2	7,5	40	218	11	5	0,9	-	-	-	24	2	34	19	
FLG 2	3,5	7,8	44	257	11	6	0,0	-	-	-	31	3	37	21	
FLG 2	4,1	7,8	39	211	10	7	1,2	-	-	-	19	7	41	16	
<b>Stjärntorp</b>															
STD	1,0	7,5	51	233	18	18	2,9	3,4	0,05	0,07	8	2	72	21	
STG 2	2,5	7,9	60	391	13	10	0,0	-	-	-	10	6	91	27	
STG 2	4,0	7,9	61	385	15	7	0,0	-	-	-	10	6	85	29	
<b>Hälleberg</b>															
HLD	1,0	7,1	31	73	9	12	2,6	2,8	0,02	0,07	14	2	14	11	
HLG 1	2,0	7,3	41	199	11	20	0,0	-	-	-	46	4	17	18	
HLG 1	4,0	7,3	60	400	3	22	0,0	-	-	-	63	11	30	31	
<b>Karstorp</b>															
KPD	1,0	7,2	29	79	6	9	9,8	10,7	0,06	0,09	7	1	39	7	
KPG 1	2,0	7,1	33	85	16	8	4,8	-	-	-	39	2	11	11	
KPG 1	4,0	7,1	41	175	17	9	4,5	-	-	-	55	2	17	13	
<b>Hassla</b>															
HAD	1,0	7,6	56	143	14	27	9,3	10,3	0,09	0,11	7	2	51	7	
HAG 2	2,0	7,8	59	131	39	50	3,3	-	-	-	41	1	70	7	
HAG 2	4,0	7,8	56	381	5	13	0,0	-	-	-	25	22	89	15	
<b>Skottorp</b>															
SKD	1,0	6,8	43	37	17	38	21,9	22,7	0,01	0,02	12	6	66	5	
SKG 2	1,7	6,2	40	11	26	32	15,3	-	-	-	14	6	51	4	
SKG 2	2,2	7,4	53	203	25	36	0,3	-	-	-	50	4	54	9	
SKG 2	5,5	7,8	100	358	25	133	0,1	-	-	-	166	10	43	11	
<b>Vättinge</b>															
VTD	1,0	7,9	54	217	15	27	5,3	6,8	0,09	0,16	15	4	79	13	
VTG 1	3,6	7,9	70 <sup>b</sup>	194	13	22	0,2	-	-	-	81	10	49	27	
VTG 1	5,8	8,6	** <sup>b</sup>	367	8	** <sup>b</sup>	0,1	-	-	-	b	b	39	29	
<b>Kärrdala</b>															
KAD	1,0	7,2	87	265	36	47	23,7	25,6	0,52	0,64	29	34	148	6	
KAG 1	1,0	6,7	95	357	261	194	17,6	-	-	-	113	70	201	27	
KAG 1	2,0	7,6	49	237	16	24	0,2	-	-	-	22	3	108	7	
<b>Näsbygård</b>															
NAD	1,0	7,6	65	365	19	17	7,5	8,3	0,04	0,05	14	1	143	5	
NAG 3	2,9	7,4	96	470	15	85	3,5	-	-	-	33	2	188	11	
NAG 3	5,6	7,4	94	459	14	77	1,7	-	-	-	31	2	171	7	

<sup>a</sup>S avser SO<sub>4</sub>-S, <sup>b</sup>Analys saknas, - Analyseras ej

Tabell 3. PMK-fältens representativitet avseende  $\text{NO}_3\text{-N}$  och  $\text{PO}_4\text{-P}$ . Medelvärden (mg/l) för fälten 1976-85 och för regionerna under nämnda perioder. Avvikelse i %.

Fält	Period	$\text{NO}_3\text{-N}$			Tot-P		
		Fält	Reg.	Avv.	Fält	Reg.	Avv.
<b>Mellersta Sverige</b>							
Sandbro	1982-84	7,4	2,6	+185	0,040	0,066	-39
Lökene	-	2,9	-	-	0,015	-	-
Geråsen	-	0,3	-	-	0,130	-	-
Flinkesta	1979-81	2,1	3,4	-38	0,119	0,146	-18
Hälleberg	1979-81	3,8	4,5	-16	0,029	0,156	-81
Karstorp	1979-81	9,7	6,1	+59	0,065	0,214	-69
Hassla	1980-81	8,7	5,4	+61	0,022	0,031	-29
Stjärntorp	1980-81	1,9	3,1	-38	0,045	0,121	-63
Alla		5,6	4,2	+33	0,053	0,122	-57
<b>Södra Sverige</b>							
Skottorp	1979-80	10,9	11,0	-1	0,013	0,035	-63
Vättinge	1977-79	5,6	8,5	-34	0,110	0,125	-12
Kärredala	1976-78	16,8	13,5	+29	0,340	0,233	+46
Näsbygård	1977-79	9,1	10,9	-17	0,039	0,050	-22
Alla		10,6	11,8	-1	0,126	0,111	+14

### Hur utnyttjas datamaterialet?

Data från PMK har i stor utsträckning utnyttjats inom och utom avdelningen. Inom avdelningen har det givit upphov till ca 35 uppsatser, som återopas i olika sammanhang, både nationellt och internationellt. Som exempel kan nämnas den statliga utredningen om användning av växtnäring (SOU 1983:10) och länsstyrelsens i Östergötland m.fl. utgivna skrift om växtnäringsläckage från åkermark i Östergötland (1985).

Ett stort antal förfrågningar från länsstyrelser, miljö- och hälsovårdsnämnder, lantbruksnämnder och hushållningssällskap har kunnat besvaras mot bakgrund av fakta från PMK.

Resultaten från PMK har väckt en rad nya frågor som studeras i särskilt anlagda rutförsök. Dessa gäller åtgärder i jordbruket mot växtnäringsläckaget. Vi driver nu tolv sådana försök, varav de flesta i södra Sverige där problemen är störst. Fånggrödor (catch crops) ger den bästa effekten vid sidan av minskad gödsling.

### FÖRESLAGNA FÖRÄNDRINGAR

1. Införliva med PMK stationerna i Öjebyn, Offer, Röbbäcksdalen och Boda.
2. Anlägg en ny station i södra Sverige.
3. Möjliggör mätning av ytavrinningen vid två av stationerna i södra Sverige.
4. Påbörja ett mätprogram för vanliga bekämpningsmedel.
5. Upprepa representativitetsstudierna.

## PUBLIKATIONER (1984-85)

- Brandt,\* M., Bergström, S. & Gustafson, A. 1984. Avrinning och utlakning av kväve från åkrar. Hydrologi og Vandkvalitet, Band 1, 25-31. Den 8:e Nordiska hydrologiska konferensen, NHK 84 (NHP rapport nr 5). Nyborg Strand 6-8 augusti 1984. (Rapporten kan beställas på Miljöstyrelsen, Strandgade 10, Köpenhamn.)
- Brandt,\* M. & Gustafson, A. 1984. Modellsimulering av avrinning från åkermark. FAKTA (mark-växter) SLU nr 21, 2 s.
- Brink,\* N. 1983. Jordprov på hösten eller våren för kväveprognoser. FAKTA (mark-växter) SLU nr 11, 2 s.
- Brink, N. 1985. Växtnäringsförluster till yt- och grundvatten efter stallgödselspridning. Rapp. nr 1 från SJFR:s programgrupp. 20-27.
- Brink, N., Gustavsson, A.S. & Ulén, B. 1984. Växtnäringsförluster runt Ringsjön. FAKTA (mark-växter) SLU nr 16, 2 s.
- Brink,\* N. & Gustavsson, A. 1985. Förluster av växtnäring från sandjord. FAKTA (mark-växter) SLU nr 6, 2 s.
- Brink,\* N. & Ivarsson, K. 1985. Utlakning av växtnäring från lerjord i Skåne. Ekohydrologi nr 19, 17-33.
- Brink,\* N. & Ivarsson, K. 1985. Förluster av växtnäring från lerjordar i Skåne. FAKTA (mark-växter) SLU nr 17, 2 s.
- Gustafson, A. 1984. Förluster av kväve och erosionsmaterial vid bruk av fånggrödor. Rapport nr 2 från SJFR:s programgrupp, 15-27.
- Gustafson,\* A., Gustavsson, A.S. & Torstensson, G. 1984. Intensitet och varaktighet hos avrinning från åkermark. FAKTA (mark-växter) SLU nr 19, 2 s.
- Gustafson, A. & Torstensson, G. 1984. Vad händer med Skånes åkrar? PMK-Bulletinen nr 2, 40-45. Statens naturvårdsverk, Solna.
- Gustavsson, A. 1985. Nitrat i dräneringsvatten och dricksvatten i Uppland. FAKTA (mark-växter) SLU nr 18, 2 s.
- Gustavsson,\* A., Tomassen, B. & Wiksten, B. 1985. Växtnäringsförluster från åker på Uppsalaslätten. Ekohydrologi nr 19, 35-45.

\*Baserade i huvudsak på PMK-data, övriga delvis.

# LAKNING AV FOSFOR UR JORDAR

## *Leaching of Phosphorus from Soils*

Barbro Ulén

**Abstract.** Leaching and extraction of phosphorus from surface soils were compared with phosphorus concentrations and phosphorus losses from eleven experimental fields in Sweden. A simple leaching procedure showed the strongest relationship with phosphorus concentration and transport off the fields.

### INLEDNING

I skiftesförsök från södra och mellersta Sverige (Brink, Gustafson & Persson 1979) har uppmätts en betydande variation av fosforförluster från skilda skiften. Under åren 1976-85 har som mest konstaterats en årlig fosforförlust på 2,63 kg/ha. En stor variation av erosionsfosforförluster under snösmältningen har också noterats (Ulén 1985). I avsikt att se hur olika ytjordar kan påverka fosforförlusterna utfördes några lakningsförsök. Därvid undersöktes även effekten av frysning av jordarna, eftersom frysning av ett växttäckte har visat sig kunna ge ökade fosforförluster (Ulén 1984).

För lakning eller extraktion av fosfor har flera olika lösningsmedel använts av olika forskare. Vid lakning ur organogena jordar använde Cogger & Duxbury (1984) 0,01 M  $\text{CaCl}_2$ . Sharpley, Tillman & Syers (1977) extraherade fosfor ur jord med 0,1 M NaCl och gjorde jämförelser med fosforhalter i yt- och dräneringsvatten. Vid extraktion ur jordar för

Tabell 1. Kemisk sammansättning av ytjorden (procent av torrvikten).  
*Chemical composition of surface soil (percent of dry weight).*

Försök	Totalhalter <sup>a</sup>				Oxalatlösligt			
	C	Ca	Fe	P	Fe	Al	Mn	
<b>Skiften</b>								
Skottorp SK	4,07	0,25	6,14	0,069	0,12	0,32	0,03	
Hassla HA	3,49	0,66	3,06	0,092	0,14	0,13	0,01	
Hälleberg HL	2,06	0,38	3,89	0,062	0,15	0,16	0,04	
Näsbygård NA	—	—	—	—	0,19	0,08	0,05	
Vättinge VT	2,30	0,30	3,38	0,072	0,36	0,13	0,05	
Stjärntorp ST	2,53	0,48	3,85	0,073	0,31	0,12	0,06	
Flinkesta FL	1,67	0,35	4,02	0,125	0,46	0,10	0,07	
Kärrdala KA	2,12	0,40	1,07	0,118	0,11	0,06	0,03	
<b>Ringsjön</b>								
Lyby LY16	—	—	—	—	0,26	0,21	0,03	
Lyby LY18	—	—	—	—	0,29	0,23	0,01	
Snogeröd SN2	—	—	—	—	0,18	0,14	0,04	

aVärden från Bengt Boström, Limnologiska inst., Uppsala.



bestämning av fosforbehovet används numera ibland 0,1 M  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  (Ståhlberg 1982). Tidigare har ammoniumlaktat länge använts som extraktionsmedel (Egnér, Riehm & Domingo 1960). För fraktionering av fosfor i jord och sjösediment används ofta en metod med på varandra följande extraktioner med 1 M  $\text{NH}_4\text{Cl}$ , 0,1 M NaOH och 0,5 M HCl (Hjeltjes & Lijklema 1980).

## MÅL

Avsikten med denna undersökning är att prova förmågan att laka fosfor ur jordar från några försöksfält och att jämföra detta med fosforhalter och fosfortransporter från försöksfälten.

## MATERIAL OCH METODER

### Jordar

Jordprov har tagits från vattenvårdsavdelningens försöksfält (tabell 1). Alla prov är ytjord från skiktet 0-5 cm. Jordarna från skiftesförsöken var av varierande geologisk sammansättning (cf Brink et al. 1979). De tre jordarna från Ringsjöområdet var en moränlättilera, en moränmo och en morän. Den organiska halten mätt som kol var genomgående ganska låg. Något samband med stallgödsling förelåg inte. Sålunda har sådan förekommit i riklig mängd på Kärrdala och i måttlig mängd på Flinkesta båda med låga värden och ingen alls på Hassla med ett betydligt lägre tal.

Ett par av jordarna (Skottorp och Flinkesta) kännetecknades av ganska hög totaljärnhalt. Av dessa hade emellertid endast den sistnämnda hög halt oxalatlösligt järn (analyserat enligt Tamm 1934). Lerjordarna (Vättinge, Stjärntorp och Flinkesta) hade högre totaljärnhalt än mo- och moränjordarna Hassla, Hälleberg och Näsbygård. Oxalatlösligt aluminium och järn varierade oregelbundet beroende på den geologiska sammansättningen.

Tabell 2. Fosforextraktioner av ytjord (procent av torrvikten). *Phosphorus extraction of surface soil (percent of dry weight).*

Försök		P-AL	P-HCl	P-AS	P- $\text{NH}_4\text{Cl}^a$	P-NaOH <sup>a</sup>	P-HCl <sup>a</sup>
<b>Skiften</b>							
Skottorp	SK	0,0068	0,045	0,00029	0,0012	0,014	0,011
Hassla	HA	0,0091	0,063	0,00082	0,0057	0,008	0,025
Hälleberg	HL	0,0041	0,037	-	0,0035	0,014	0,013
Näsbygård	NA	0,0118	0,043	0,00085	-	-	-
Vättinge	VT	0,0045	0,054	0,00027	0,0042	0,009	0,012
Stjärntorp	ST	0,0072	0,050	0,00045	0,0073	0,008	0,013
Flinkesta	FL	0,0099	0,096	0,00074	0,0030	0,010	0,030
Kärrdala	KA	0,0317	0,083	0,00440	0,0143	0,022	0,043
<b>Ringsjön</b>							
Lyby	LY16	0,0135	0,073	-	-	-	-
Lybyån	LY18	0,0131	0,083	-	-	-	-
Snogeröd	SN02	0,0111	0,054	-	-	-	-

<sup>a</sup>Värden från Bengt Boström, Limnologiska inst., Uppsala.

Tabell 3. Årsvariation av lättlöslig fosfor (P-AL) och förrådsfosfor (P-HCl) i procent av torrvikten jämte pH i ytjorden i skiftesförsöken. *Annual variations of easily solved phosphorus (P-AL) and store phosphorus (P-HCl) in percent of dry weight and pH in surface soil at experimental fields.*

Försök		Höst 1978	Höst 1979	Sommar 1982	Höst 1983
<b>P-AL</b>					
Skottorp	SK	0,0103	-	0,0068	0,0090
Hassla	HA	-	-	0,0091	0,0102
Hälleberg	HL	-	0,0053	0,0041	-
Näsbygård	NA	0,0118	-	0,0118	0,0090
Vättinge	VT	0,0048	-	0,0045	0,0042
Stjärntorp	ST	-	-	0,0072	0,0070
Flinkesta	FL	-	0,0131	0,0099	0,0141
Kärrdala	KA	0,0410	-	0,0317	0,0400
<b>P-HCl</b>					
Skottorp	SK	0,043	-	0,045	0,042
Hassla	HA	-	-	0,063	0,052
Hälleberg	HL	-	0,027	0,037	-
Näsbygård	NA	0,043	-	0,043	0,040
Vättinge	VT	0,043	-	0,054	0,049
Stjärntorp	ST	-	-	0,050	0,037
Flinkesta	FL	-	0,139	0,096	0,090
Kärrdala	KA	0,083	-	0,083	0,094
<b>pH</b>					
Skottorp	SK	6,4	-	6,6	-
Hassla	HA	-	-	7,1	-
Hälleberg	HL	-	6,7	6,6	-
Näsbygård	NA	7,0	-	-	-
Vättinge	VT	6,9	-	6,6	-
Stjärntorp	ST	-	-	6,6	-
Flinkesta	FL	-	6,9	6,6	-
Kärrdala	KA	6,9	-	7,1	-

Fosforextraktion med ammoniumlaktat (P-AL), ammoniumsulfat (P-AS) och ammoniumklorid (P-NH<sub>4</sub>Cl) ger alla ett mått på den mera lättillgängliga fosfor (tabell 2). Dessa mått visade på hög fosfortillgänglighet hos jord från Kärrdala och låg hos jord från Skottorp, båda sandjor. Hassla hade relativt hög andel lättillgänglig fosfor. För jordar från övriga skiftesförsök gav de olika analyserna något skiftande bild av fosfortillgängligheten. P-AL-mängden i ytjorden förändrades i allmänhet inte så mycket från hösten 1978 till hösten 1983 (tabell 3). pH varierade mellan 6,6 och 7,1.

#### Lakningsförsök

Torkad jord och kvartssand blandades i lika delar (15 g). En sugkolv med sugytan 17 cm<sup>2</sup> försågs med ett membranfilter (Sartorius 1107) med provvidden 0,2 μ, varefter jordblandningen hälldes ovanpå. Jordpelaren genomfuktades med några milliliter vätska och packades homogent. Lakningen

Tabell 4. Lakningsförsök på jordar med olika lakningsmedel. *Leaching experiments in soils with different leaching solutions.*

Behandling	Summa (ml)	Antal jordar
<b>0,01 M CaCl<sub>2</sub></b> Lakning 4 x 2 <sup>100</sup> ml, frysning, lakning 4 x 100 ml	800	4
<b>0,1 M (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub></b> Lakning 4 <sup>4</sup> x 2 <sup>100</sup> ml, frysning, lakning 35 ml + 3 x x 100 ml, torkning, lakning 35 ml + 3 x 100 ml, inkubering, lakning 4 x 100 ml	1470	4
Lakning 25 ml + 9 x 100 ml, frysning, lakning 25 ml + + 9 x 100 ml	1850	3
<b>Destillerat vatten</b> Lakning 25 ml + 9 x 100 ml, frysning, lakning 25 ml + + 9 x 100 ml	1850	6
Lakning 5 x 50 ml	250	11
Lakning 10 x 50 ml, frysning, lakning 10 x 50 ml	1000	4
Lakning 100 ml, frysning, lakning 100 ml, frysning, lakning 100 ml	300	11
Lakning 80 x 50 ml	4000	2

utfördes därefter i småportioner under vakuum så att jordpartiklar ej flöt upp.

Tre olika lakningsmedel testades; CaCl<sub>2</sub>, (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> och destillerat vatten (tabell 4). Frysning av jorden skedde till ca -10 °C. Vid ett tillfälle torkades även jorden vid rumstemperatur före fortsatt lakning. För att se om den organiskt bundna fosfor var lättnedbrytbar inkuberas jordarna vid ett tillfälle under 4 veckor i mörker och + 4 °C i fuktat tillstånd.

Lakvattnet analyserades på NO<sub>3</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P och tot-P enligt Brink, Gustafson & Persson (1978). Parallella försök gav god överensstämmelse, varför i de flesta fall inge dubbelprov utfördes.

## RESULTAT

### Val av lakningsmedel

Lakning av fosfatfosfor och nitratkväve från två olika jordar med tre olika lakningsmedel visas i fig. 1. Destillerat vatten och (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> lakade betydligt större mängder fosfor än CaCl<sub>2</sub>. Däremot lakade CaCl<sub>2</sub> mera nitrat ur den ena jorden än vad övriga lösningssmedel gjorde. Eftersom försöken var inriktade på att studera fosfor valdes destillerat vatten som lakningsmedel i fortsättningen. Detta gav en större skillnad mellan olika jordar än vad (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> gjorde. De inledande försöken visade att frysning av en jord kunde ge ökad lakning av fosfor och nitrat medan torkning och den inkubering som företogs gav liten effekt.

### Lakningens förlopp

Fig. 2 a och b visar lakning av totalfosfor med 250 ml destillerat vat-

ten för alla undersökta jordar. Lakningen var kraftigast i början och minskade sedan i allmänhet långsamt. Lakning med 250 ml vatten motsvarar en avrinning av 147 mm. Två jordar lakades med 4 l destillerat vatten, vilket motsvarar en avrinning av 2400 mm. Fosforlakningen var då vid slutet 8-9 procent av lakningen med de första 50 ml vatten.

"Övrig fosfor" dvs skillnaden mellan totalfosfor och fosfatfosfor minskade under lakningens gång för alla jordar. I den första 50 ml portionen som lakades utgjorde övrig fosfor i genomsnitt 53 procent och i portionen 200-250 ml i genomsnitt 20 procent av totalfosfor.

### Lakning och uppmätt fosforhalt

I fig. 2c anges dels ackumulerade lakade mängder av totalfosfor med 250 ml destillerat vatten, dels totalfosforhalterna i dräneringsvatten från försöksfälten. Totalfosforhalterna från skiftesförsöken är beräknade från medianvärdet av transport och avrinning under åtta år (1976/77-1984/85). Totalfosforhalter från Ringsjöområdet är beräknade från medeltransport och medelavrinning under en treårsperiod (juli 1982-juni 1985). Ett rätlinjigt samband förelåg ( $r = 0,95$ ). Sambandet var klarare än med extraherade mängden lättillgänglig fosfor mätt som P-AL, P-AS och P-NH<sub>4</sub>Cl. Korrelationskoefficienten mellan totalfosforhalten och dessa mängder var 0,83, 0,85 respektive 0,74. Ett samband förelåg även mellan lakad mängd fosfor och fosfortransporten från försöksfälten (fig. 2d). Transporten utgjordes på några fält (Snogeröd 2, Flinkesta, Lyby 16 och Näsbygård) till en ganska stor del av eroderad fosfor under våren, såsom den mättes i dräneringssystemen under en fyraårsperiod 1982-1985 (Ulén 1985). Sambandet lakad fosfor-fosfortransport är naturligt nog mindre

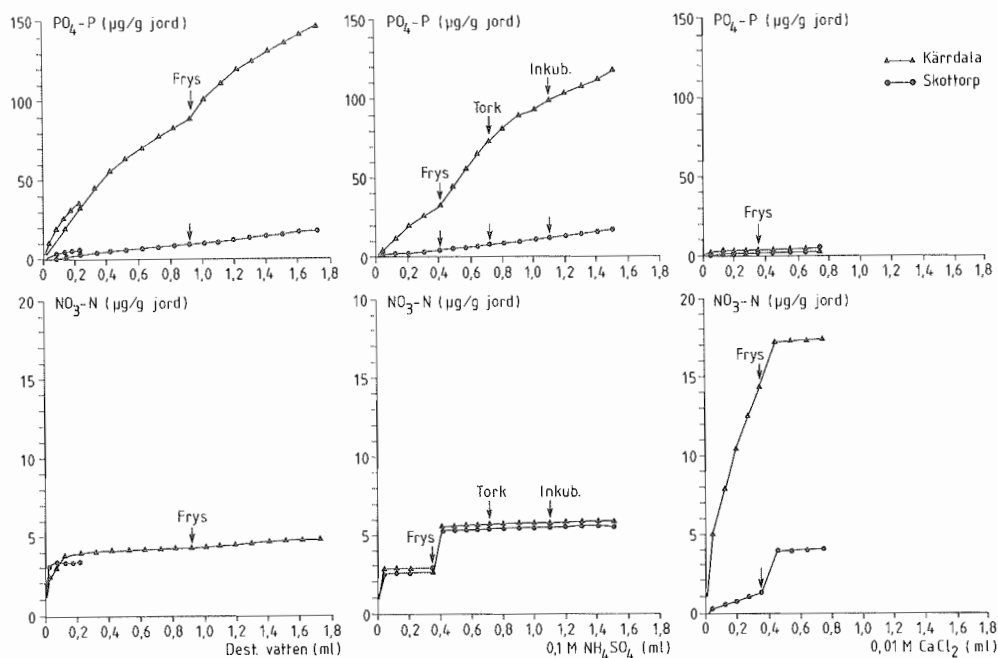


Fig. 1. Lakade mängder fosfatfosfor och nitratkväve ur ytjord från Kärrdala och Skottorp med olika lakningsmedel. *Phosphate phosphorus and nitrate nitrogen leached out from surface soils from Kärrdala and Skottorp with different leaching solutions.*

klart än mellan lakad fosfor-fosforhalt eftersom avrinningen varierat mellan försöksfälten.

Materialet är ännu för litet för att några allmängiltiga slutsatser skall kunna dras. Speciellt gäller detta stallgödelspridningens eventuella effekter på lakningsbarheten hos fosfor.

### Effekt av frysning

Frysning av jordarna medförde nästan genomgående en ökning av fosforutlakningen (tabell 5). Även en upprepade frysning medförde ökad utlakning. En stor del av ökningen i serie 1 contra serie 2 utgjordes av fosfatfosfor. De jordar som reagerade mest på frysning var från Hälleberg, Näsbygård, Vättinge, Flinkesta, Kärrdala och Snogeröd 2.

### SAMMANFATTNING

Ytjord från elva försöksfält packades i en liten sugkolv och lakades upprepade gånger med destillerat vatten under vakuüm. Betydande mängder fosfor kunde på så vis lakas ur jordarna. Frysning av jordarna gav ofta en ökad mängd lakad fosfor. Fosformängden som lakades hade ett klarare samband med uppmätt fosforhalt från försöksfälten än vad extrahering av lättillgänglig fosfor hade.

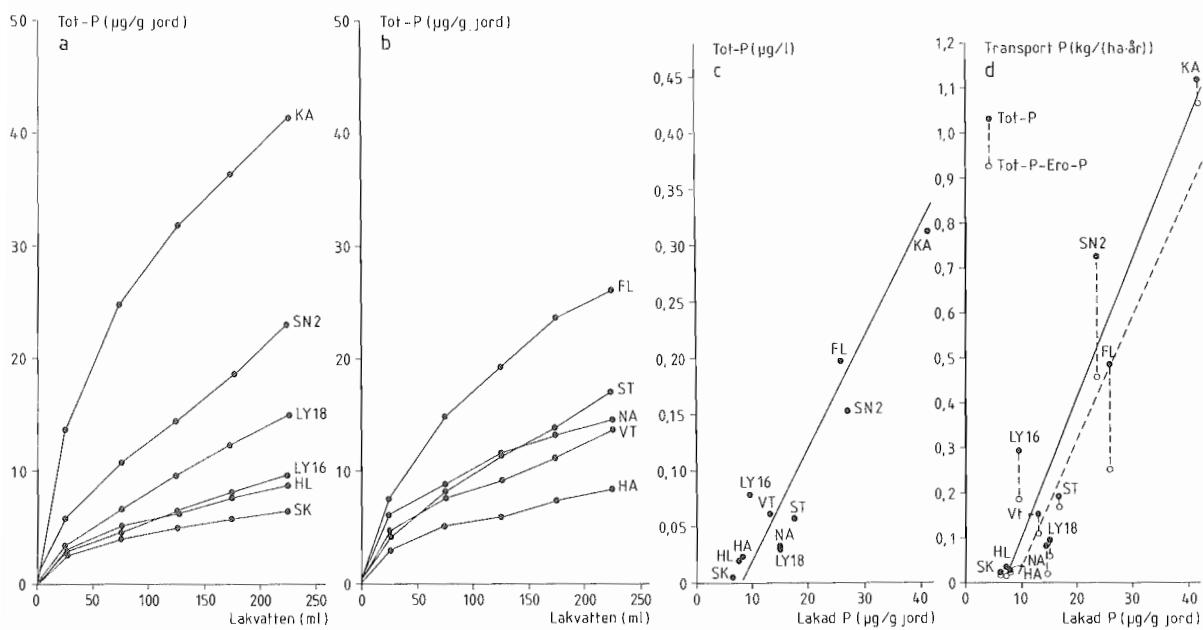


Fig. 2 a) och b). Lakad mängd tot-P ur ytjord som funktion av mängden destillerat vatten. c). Halt av tot-P i dräneringsvatten från försöksfält. d). Transport av tot-P med dräneringsvatten hela året och minskad med eroderad P under snösmältningen. (a) and (b). Total phosphorus leached out from surface soils as a function of the amount of distilled water. (c). Content of total phosphorus in drainage water from the fields. (d). Transports of total phosphorus with drainage water during the entire year and when the erosion phosphorus during the snowmelt period has been subtracted.

Tabell 5. Med destillerat vatten lakade mängder fosfor ( $\mu\text{g/g}$  jord). Serie 1: Lakning (La) med 100 ml, frysning + lakning (FrLa) med 100 ml och upprepad frysning + lakning med 100 ml. Serie 2: Lakning tre gånger med 100 ml. *Phosphorus leached out with distilled water. Series 1: Leached with 100 ml, freezing + leaching with 100 ml and repeated freezing + leaching with 100 ml. Series 2: Leaching three times with 100 ml.*

Försök	Serie 1			Serie 2		
	La	FrLa	FrLa	La	La	La
<b>TOTALFOSFOR</b>						
<b>Skiften</b>						
Skottorp SK	5,80	4,35	4,33	5,78	4,20	1,95
Hassla HA	6,50	3,90	3,57	6,54	2,93	2,74
Hälleberg HL	4,53	4,67	4,33	4,67	2,23	1,95
Näsbygård NA	5,73	6,47	5,76	5,82	2,84	2,32
Vättinge VT	5,90	6,37	5,43	5,88	2,96	3,03
Stjärntorp ST	6,40	6,63	5,20	6,37	6,44	5,07
Flinkesta FL	10,67	12,33	10,33	10,58	9,24	3,39
Kärrdala KA	23,00	12,00	13,00	21,05	11,26	8,93
<b>Ringsjön</b>						
Lyby LY16	3,77	4,93	2,90	3,68	2,73	2,32
Lyby LY18	4,77	5,46	4,27	4,76	4,22	4,02
Snogeröd SN2	9,33	13,00	10,66	9,54	9,03	8,72
<b>FOSFATFOSFOR</b>						
<b>Skiften</b>						
Skottorp SK	2,80	2,40	2,30	2,85	2,42	2,15
Hassla HA	3,93	2,40	2,38	3,87	2,53	1,73
Hälleberg HL	2,10	3,30	2,40	2,13	1,40	1,24
Näsbygård NA	3,27	5,17	4,03	3,67	2,34	2,28
Vättinge VT	2,70	3,70	2,73	2,53	2,70	2,43
Stjärntorp ST	3,17	5,00	3,33	3,18	4,94	4,91
Flinkesta FL	7,33	9,00	6,66	7,30	6,54	3,20
Kärrdala KA	20,00	10,33	9,40	20,19	8,58	7,50
<b>Ringsjön</b>						
Lyby LY16	2,67	3,63	1,83	2,53	2,50	1,80
Lyby LY18	3,37	3,93	3,37	3,32	3,62	3,28
Snogeröd SN2	7,67	10,67	9,33	7,20	8,72	7,21

#### REFERENSER

- Brink, N., Gustafson, A. & Persson, G. 1978. Förluster av växtnäring från åker. *Ekohydrologi* nr 1, 3-60.
- Brink, N., Gustafson, A. & Persson, G. 1979. Förluster av kväve, fosfor och kalium från åker. *Ekohydrologi* nr 4, 7-57.
- Cogger, C. & Duxbury, J.M. 1984. Factors affecting phosphorus losses from cultivated organic soils. *J. Environ. Qual.* 13, 111-114.
- Egner, H., Riehm, H. & Domingo, W.R. 1960. Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. *Ann. Landw. Hochsch. Schwedens* 26, 199-215.

- Sharples, A.N., Tillman, R.W. & Syers, J.K. 1977. Use of laboratory data to predict losses of dissolved inorganic phosphate in surface runoff and tile drainage. *J. Environ. Qual.* 6, 33-36.
- Ståhlberg, S. 1982. A fixation method for estimation of the P requirement of soils. *Acta Agriculturae Scandinavica* 32, 3-11.
- Tamm, O. 1934. Über die Oxalatmethode in der chemische Bodenanalyse. *Meddel. från Statens Skogsförsöksanstalt* 27, 1-20.
- Ulén, B. 1984. Nitrogen and phosphorus to surface water from crop residues. *Ekohydrologi* 18, 39-44.
- Ulén, B. 1986. Åkermarkens erosion. *Ekohydrologi* nr 20. (In prep.)

# VÅDAN AV PROTEINGÖDSLING. VÄRDERA MILJÖN.

*Risk of Fertilizing for Increased Protein. Evaluate the Environment.*

Nils Brink och Gunnar Torstensson

**Abstract.** In Sweden, quality bonus payments are made for wheat and are being discussed for barley and oats. The payments are based on protein contents in the grain. While yields and protein contents rise to a maximum level with increased fertilizing, the N-leaching is unlimited. Research results from our own division as well as from the literature are used to illustrate the ecological and economic viewpoints with regard to the leaching of nitrogen in relation to optimum fertilizing. The following facts may be observed:

Fertilization of cereal crops to increase the protein content leads to increased N-leaching to the surface water and groundwater, and counteract the environmental taxes placed on nitrogeneous fertilizers. Leaching will decrease if the protein bonus is abolished, if the price of nitrogen is increased and the grain price decreased. A world market price for wheat would lead to considerable reductions in the leaching of nitrogen.

## INLEDNING

I Sverige har införts kvalitetsbetalning för vete grundad på proteinhalten i kärnan. Tanken är att också korn och havre skall betalas på samma sätt. Eftersom proteinhalten stiger med ökad insats av kvävegödsel, åtminstone till en viss gräns, så inbjuder detta till ökad gödsling. Och detta är ett uttalat syfte, ty proteinhalten i vetet är icke sällan för låg för de bakningsmetoder som används i industriell skala.

För något år sedan höjdes jämförelsenivån 10 % protein till 11 %. Varje enhet över denna nivå ger 4,5 % pristillägg för vårvete och 3 % för höstvetet. Proteinhalten under jämförelsenivån leder till prisavdrag.

Även om en del av kvävetillskottet genom gödslingen tas upp av grödan kan det befaras att en ökande andel lakas och försvinner till ytvattnen eller grundvattnet. De ställda frågorna skall belysas i det följande, dels med egna, dels med lånade resultat.

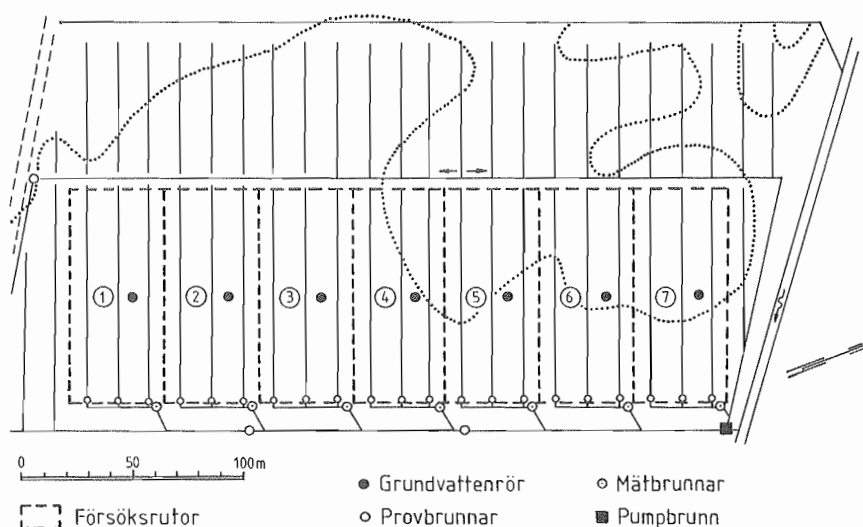


Fig. 1. Försöksfältet på Lanna. *Plot experiment field at Lanna.*

● Groundwater pipes. ○ Sampling and discharge measuring. ■ Pump well.



# MATERIAL OCH METODER

## Försöksfältet

Försöksanläggningen har tidigare beskrivits av Brink & Lindén (1980). Den utgörs av sex väl fungerande separat täckdikade rutor, vardera 0,40 ha (fig. 1). En sjunde ruta har uteslutits på grund av att avrinningen därifrån avviker för mycket från de övriga. Avrinningen från varje ruta mäts fortlöpande. Grundvattenrör är nedslagna till 2 och 4 m djup på varje ruta för kontroll av vattenkvalitet och tryck.

Matjorden är en måttligt mullhaltig styv sedimentär lera. Alven är styv till 0,5 m och därunder mycket styv. Under 2,2 m är leran vattenmättad och flytande. På 11 m djup under leran vidtar ett 0,2 m tjockt lager av sandig-moig morän på berg.

Anläggningen ligger på Lanna försöksstation på Västgötaslätten 20 km väster om Skara.

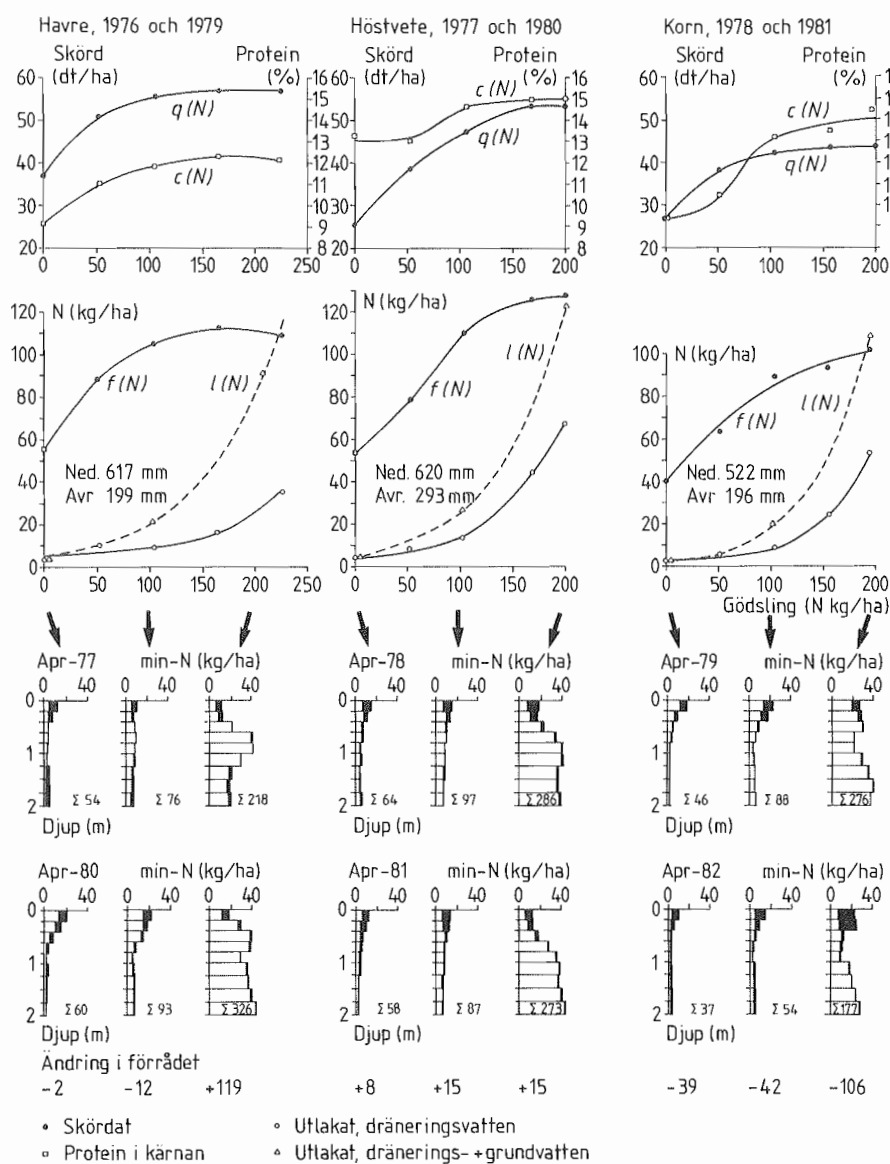


Fig. 2. Mätresultat från Lanna. Results from the Lanna experiment.  $q(N)$  skörd, yield;  $c(N)$  proteinhalt, protein concentration;  $l(N)$  länkingsförluster, leaching losses;  $f(N)$  skördat N, harvested protein. Gödsling, fertilizer application; min-N, mineral N in the soil, mineral-N in soil.

## Analyser

Analys på avrinnande vatten gjordes två gånger i månaden och på grundvatten en gång.

Vidare bestämdes höst och vår mängden mineraliskt kväve i jorden ned till 2 m djup, allt enligt Lindén (1977). Vid två tillfällen utsträcktes djupet till 3 och 4,5 m.

## Växtodling

Växtföljden var havre, höstvetete, höstvetete, havre, höstvetete, korn, havre, höstvetete, korn med början 1973. Från 1975 var kvävegivan nominellt N0, N50, N100, N100, N150 och N200 kg/ha årligen, vanligen med någon variation uppåt på gödslade rutor. Konstgödsel har använts hela tiden.

## RESULTAT OCH DISKUSSION

### Gödsling, skörd och lakning

I fig. 2 har resultaten grupperats efter gröda. De är medeltal från två försöksår räknade från 1 juli ett år till 30 juni nästa år. Den första kolumnen gäller havre, den andra höstvetete och den tredje korn.

I översta raden ser man hur skörden och proteinhalten påtagligt ökade vid låga kvävegivor och planar ut vid höga. Merskörden blev minimal efter 100 N kg/ha för havre och korn och efter ca 140 kg/ha för höstvetete. Proteintillskottet var störst upp till kvävegivan 100 kg/ha i alla tre och därefter obetydligt. Ett omotiverat högt proteinvärde vid 200 N kg/ha förrycker bilden något ifråga om korn.

I mellersta raden av diagram finner vi skördat N i kärnan och utlakad mängd. Kurvorna är något av varandras spegelbilder. Vid givor där skörden ökade kraftigt var utlakningen liten men steg drastiskt där skördeökningen avtog eller uteblev.

Den nedre delen av fig. 2 ger besked om hur mineralkvävet lagrats och rört sig från markytan till 2 m djup. Med kännedom också om summorna 60, 94 och 149 min-N kg/ha i apr-76 kan man beräkna ändringarna i förrådet längst ned i fig. 2. För havre vid gödselgivan 200 N kg/ha blir det t.ex.  $218 - 149 + 326 - 276 = 119$  eller i medeltal för två år i runt tal 60 kg/ha. Minst hälften hamnade i detta fall och även i övrigt under rottdjup. Förändringarna vid gödslingsnivåerna N0 och N100 var relativt blygsamma. Detsamma gäller alla nivåerna efter veteodlingen, då emellertid förrådet ena året ökade kraftigt och det andra minskade nästan lika mycket. Efter kornodlingen minskade förråden genomgående. Minskningen var särskilt stor 1981/82, hela 96 kg/ha vid N200. Transport till djup under 2 m har också bekräftats med jordanalyser. I december 1981, dvs. tre månader efter den andra kornskörden, var mängden min-N följande i kg/ha:

Djup (m)	N0	N100	N20
1,2-3	0,0	85	380

Utslaget på sju år med differentierad gödsling blir det 0, 12 och 54 N kg/(ha.a). Lika fördelat på de tre grödorna får man de streckade lakningskurvorna.

Summerar man nu mängden upptaget N i kärnan och förlusterna till yt- och grundvatten fattas det 0-60 kg/ha, mest i ogödslade försöksled. Underskottet täcks åtminstone delvis genom nedfall (10-20 kg/ha) och kvävefixering, som torde kunna uppgå till 30 kg/ha. Eftersom skörderes-terna nedbrukats kan dessas kväve uteslutas från balansräkningen. Denit-

rifikation, mineralisering av mull vid låga givor och mullbildning vid höga komplicerar bilden ytterligare.

Kurvorna i fig. 2 kan beskrivas med följande funktioner av gödselgivan N kg/ha:

$$q = q(N) = Q_0 + Q_1N + Q_2N^2 + Q_3N^3, \quad (1)$$

$$c = c(N) = C_0 + (C_{200} - C_0)/(1 + 10^{k(N_i - N)})^2, \quad (2)$$

$$l = l(N) = L_0 + L_1N + L_2N^2 + L_3N^3, \quad (3)$$

där q kg/ha är kärnskörden, c % är proteinhalten i kärnan och l kg/ha lakningen. Alla Q och L samt k är konstanter, C<sub>0</sub> kg/ha är proteinhalten vid N = 0 och C<sub>200</sub> vid N = 200 kg/ha. N<sub>i</sub> är N-värdet för en S-formad kurvas inflexionspunkt. För vidare diskussion kring funktionen (2) hänvisas till Brink (1963). Aktuella konstanter i (1), (2) och (3) är redovisade i tabell 1.

Ur (1) och (2) kan mängden skördat kväve i kärnan lätt beräknas:

$$f(N) = 0,16 \cdot q(N) \cdot c(N), \quad (4)$$

där 0,16 är förhållandet mellan N-halt och proteinhalt.

### Miljömässiga och ekonomiska synsätt

Ur miljömässig och resursbevarande synpunkt var gödselgivor över 70-80 N kg/ha knappast motiverade. Merskörden blev allt mindre och merutbytet av protein avstannade medan utlakningen tilltog kraftigt. Företagsekonomiskt kan det emellertid te sig annorlunda. I det följande skall biohydrologiska, företagsekonomiska och miljöekonomiska synsätt ställas mot varandra.

**Biohydrologiskt optimum.** I produktionsbiologiska sammanhang används begreppet biologiskt optimum, som är den punkt där en ökad insats av ett produktionsmedel inte ger något ytterligare utbyte. Här skulle det gälla N-skördens beroende av N-gödslingen. Ur ekologisk synvinkel är det rimligt att dra bort det kväve som försvinner till luften och framför allt till vattnet, där små mängder understundom kan ha positiva effekter, men där stora mängder blir förödande. Begränsar vi oss till den lakade mängden får vi ur (3) och (4)

$$B(N) = f(N) - l(N), \quad (5)$$

ett optimum när

$$B'(N) = f'(N) - l'(N) = 0. \quad (6)$$

I denna punkt växer N-lakningen lika snabbt som N-skörden och därefter snabbare. Vi kan kalla punkten ett biohydrologiskt optimum.

**Företagsekonomiskt optimum.** Som bakgrund till en ekonomisk kalkyl kan man utgå från (1) och (2). Intäkten minus gödselkostnaden blir:

$$F(N) = q(N) \cdot p(1 + (c(N) - b) \cdot r) - N \cdot s, \quad (7)$$

där p är priset per skördeenheter vid b % proteinhalt, r % är pristillägg per procentenhet över b % och s är kvävepriset. Om c(N) = b blir det avdrag.

Derivatans

$$F'(N) = 0 \quad (8)$$

ger företagsekonomiskt optimum.

**Miljöekonomiskt optimum.** Det är en svår uppgift att sätta pris på miljön och inte heller vanligt. Utgångspunkten kan härvidlag vara mängden av ett enskilt ämne som hamnar i omgivningen. Det är rimligt att anta direkt proportionalitet. Med utgångspunkt från (3) och (7) får man då

$$M(N) = F(N) - l(N) \cdot m, \quad (9)$$

där  $m$  är priset på miljön. Derivatans

$$M'(N) = 0$$

ger ett miljöekonomiskt optimum.

### Tillämpningar

Egna resultat från Lanna och lånade från Supra ger följande värderingar.

**Lanna.** Med hjälp av funna samband är det nu lätt att ta fram olika optimumpunkter om man känner spannmålspriserna  $p$  vid proteinhalten  $b$ , pristillägget  $r$ , kvävepriset  $s$  och "miljöpriset"  $m$ .

Sätt  $p = 122$  kr/dt för havre,  $p = 136$  kr/dt för vete och  $p = 128$  kr/dt för korn. Sätt vidare  $b = 11$  %,  $r = 0, 1,5, 3$  och  $4,5$  % och  $s = m = 7$  kr/kg N.

Man finner nu biohydrologiskt optimum vid följande gödselgivor:

Gröda...	Havre	Höstvete	Korn
Gödsling (N kg/ha)	87	106	102
Lakning (N kg/ha)	18	26	18

I fig. 3 visas exempel på optimumkurvor av de tre olika slagen. Där ser man att den optimala gödselgivan för höstvete är lägst vid biohydrologiskt synsätt, högre vid miljöekonomisk och högst vid företagsekonomisk beräkning. Samma ordning återkommer för övrigt i alla grödor fränsett korn vid små pristillägg (fig. 4). Prisnivåer och prisrelationer avgör.

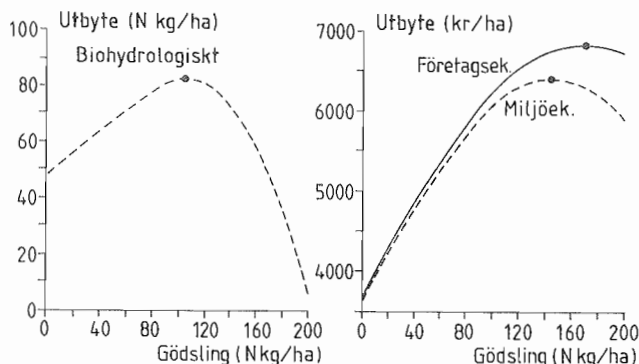


Fig. 3. Biohydrologiskt, företagsekonomiskt och miljöekonomiskt optimum som funktion av gödselgiva i försök med vete på Lanna. *Biological, business economical, and environment economical optima as functions of fertilizer application in experiments with winter wheat at Lanna.*

I nämnda figur 4 är gödslingsoptimum och motsvarande lakning avsetta mot proteintillägget. Som väntat föreligger positiva samband. Störst utslag noteras för korn där ju spännvidden var störst i proteinhalt. För havre och vete hamnade optimum på övre platån av proteinhaltskurvorna vilket gör att halten inte slår igenom på samma sätt. Där är det pristillägget som dominerar.

De största avstånden mellan kurvorna gällde vetet. Detta beror på skörden som ökade kraftigt över nästan hela gödslingsskalan till skillnad från havrens och kornets skördekurvor med långsam tillväxt över en stor del av skalan.

Lakningen ökar med pristillägget om optimal gödslingsnivå eftersträvas. För havre innebär det 6, för vete 10 och för korn 12 kg/ha årlig ökning när pristillägget växer från 0 till 4,5 % i exemplet från Lanna, eller i ordning 30, 14-22 och 80 %.

**Supra.** Utgångspunkten är Supras försök S-8424. Elva försök i höstvetet gav följande resultat (Warlin, 1985):

Gödsling (kg/ha)...	0	80	120	160	200
Kärnskörd (kg/ha)	3930	5990	6340	6430	6420
Proteinhalt (%)	11,2	11,1	11,3	12,4	13,0

Funktionerna (1) och (2) för kärnskörd resp. proteinhalt kan anpassas mycket bra till de angivna värdena med de koefficienter som redovisas i tabell 1. Eftersom lakningsvärden saknas utnyttjas här resultaten från höstveteförsöket på Lanna.

Med samma priser som förut får vi de i fig. 4 redovisade kurvorna. I detta fall slår proteinhalten kraftigt igenom på företagsekonomiskt optimal gödsling och på utlakning vid stigande pristillägg. Det åsatta

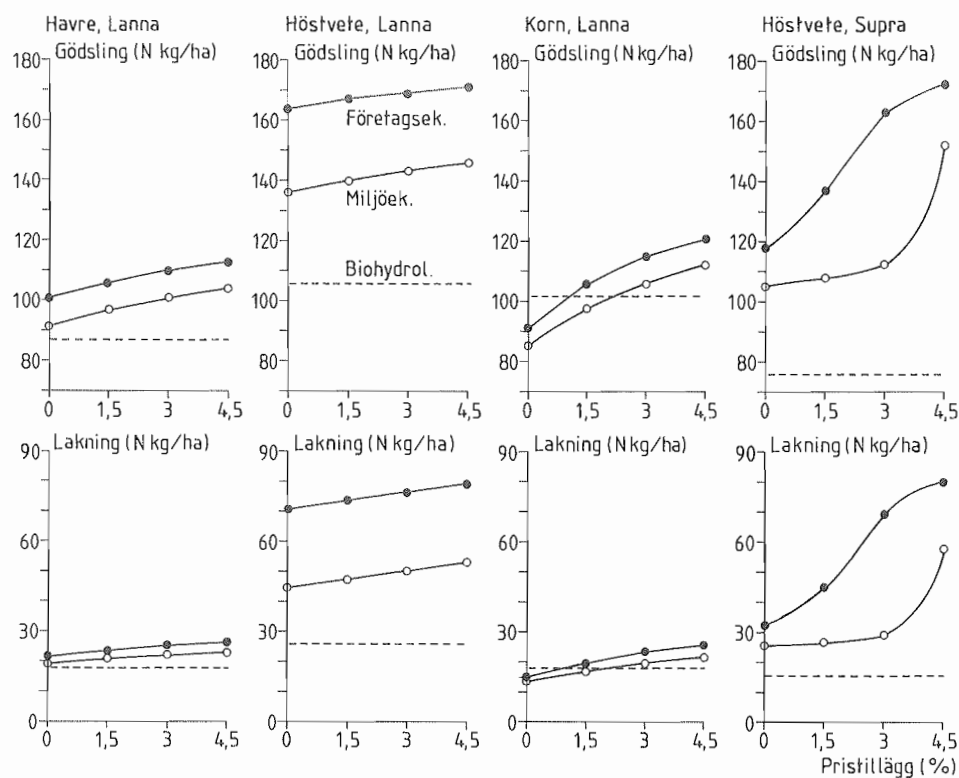


Fig. 4. Gödsling och lakning som funktioner av pristillägg för proteinhalt i havre, höstvetet och korn. *Fertilization and leaching as functions of the bonus payment for protein contents in oats, winter wheat, and barley.*

Tabell 1. Koefficienter i ekvationerna (1), (2) och (3). L, Lanna; S, Supra. *Coefficients in the equations (1), (2), and (3). L, Lanna experimental station; S, SUPRA fertilizer factory.*

Koeff.	Havre L	Höstvete L	Korn L	Höstvete S
$Q_0$	37,08	25,55	26,25	39,30
$Q_1$	0,352	0,277	0,311	0,409
$Q_2$	$-2,04 \cdot 10^{-3}$	$-6,86 \cdot 10^{-4}$	$-2,00 \cdot 10^{-3}$	$2,21 \cdot 10^{-3}$
$Q_3$	$3,84 \cdot 10^{-6}$	0	$4,36 \cdot 10^{-6}$	$3,92 \cdot 10^{-6}$
$C_0$	5,2	13,0	9,2	11,2
$C_{200}$	12,3	15,0	14,0	13,1
k	0,011	0,025	0,019	0,024
Ni	-45,0	-70,0	52,0	135
$L_0$	3,912	4,338	4,791	4,338
$L_1$	0,105	0,144	0,174	0,144
$L_2$	$9,21 \cdot 10^{-5}$	$-1,117 \cdot 10^{-3}$	$-2,56 \cdot 10^{-3}$	$-1,117 \cdot 10^{-3}$
$L_3$	$6,33 \cdot 10^{-6}$	$1,68 \cdot 10^{-5}$	$2,09 \cdot 10^{-3}$	$1,68 \cdot 10^{-5}$

priset på miljön drar drastiskt ned både optimal gödslingsnivå och lakning vid låga pristillägg men ger fortfarande högt optimum och stor lakning vid stora pristillägg.

Jämfört med höstvetet på Lanna ligger optimumvärdena i paritet vid högt pristillägg men väsentligt olika vid lågt. Supras försök visar hur drastiskt ett förhöjt proteinpris kan slå mot miljön.

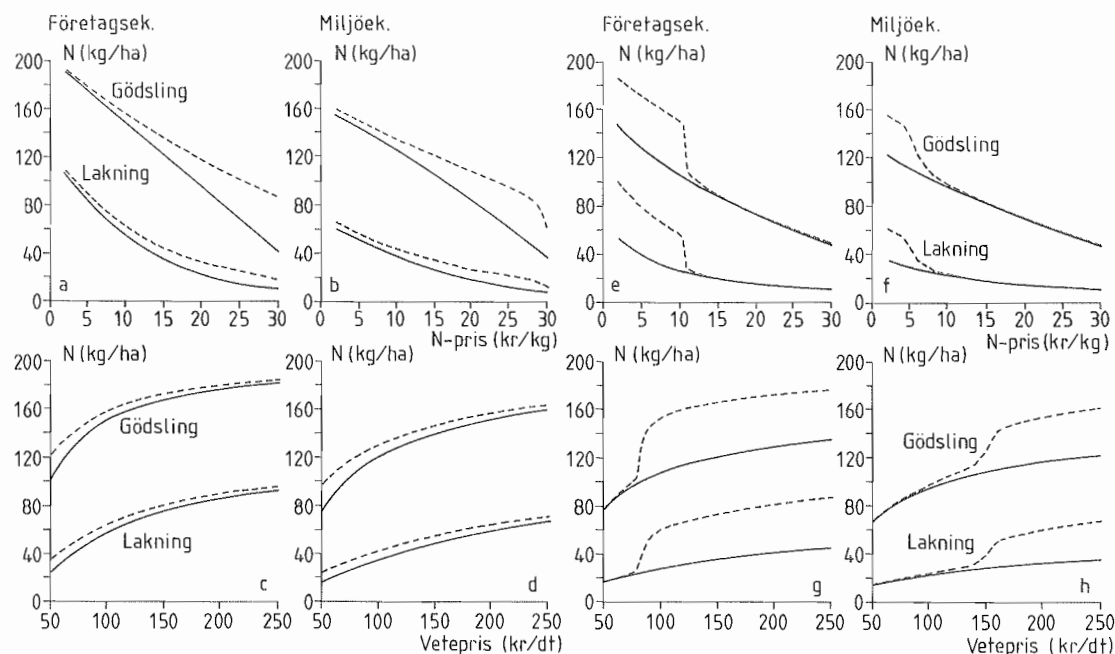


Fig. 5. Gödsling och lakning vid veteodling som funktioner av N-pris och vetepris ur företagsekonomisk och miljöekonomisk synpunkt. a-d Lanna, e-h Supra. Helledragen linje 0 % proteintillägg. Streckad linje 3 % tillägg. *Fertilization and leaching as functions of N-price and wheat price from the viewpoint of business- and environmental economics. (a-d) Lanna, (e-h) Supra. Unbroken line 0 % bonus. Dashed line 3 % bonus.*

## Motåtgärder

Det går alltså att med priser på olika sätt styra den optimala gödslingen och därmed även utlakningen. Vill man minska lakningen kan man ta bort proteintillägget, lägga på en miljöavgift, höja N-priset och sänka spannmålspriset.

Slopandet av proteintillägget där det redan införts skulle alltid medföra minskad lakning. Koppling till de andra sätten ger ytterligare effekt. Det är därför en felsyn att bagarnas behov av hög proteinhalt i mjölet skall mötas med ökad gödsling. De borde i stället rätta sin teknik efter mjölets kvalitet, vilket bevisligen går - hemmavid. Alternativt kan man sätta andra substanser till degen. Lipider har nämnts.

I exemplen har miljöpriset kopplats till utlakad mängd kväve. Effekten blir störst vid låga N-priser (fig. 5 ab och ef). Miljöpriset 7 kr/kg minskar i sämsta fall läckaget med ca 35 %, i bästa fall med 65 %.

Men det är opraktiskt att gå den här vägen. Man kan enklare nå samma mål genom att höja N-priset. Så t.ex. skulle 11 å 12 kr/kg företagsekonomiskt ge samma lakning som miljöpriset 7 kr/kg.

N-priset är alltså ett lätthanterligt redskap att styra gödsel förbrukningen med. Det är ju också vad statsmakterna utnyttjar med miljöavgiften 15 % på konstgödsel. Denna avgift äts emellertid upp av proteintilläggen, vilket exemplen i fig. 5 visar.

Johansson (1984) menar att det behövs en tredubbling av N-priset för en 30-procentig minskning av gödselanvändningen och Mattsson (1986) en fördubbling. I våra exempel behövs två- till tredubbling (fig. 5a och e). Samma figurer ger i bästa fall mer än halverad lakning vid fördubblat N-pris, i sämsta fall behövs tredubbling.

Sänkt spannmålspris verkar också dämpande på den optimala gödselnivån. Lakningen följer efter (fig. 5 cd och gh). Halverat vetepris ger ungefär samma effekt på gödslingen och lakningen som fördubblat N-pris. Men världsmarknadspriset på vete är mindre än hälften av det inhemska!

## SAMMANFATTNING

I Sverige har införts kvalitetsbetalning för vete och diskuteras för korn och havre. Betalningen grundas på proteinhalten i kärnan. Skörd och proteinhalt stiger till en högsta nivå med ökande gödsling, kväveläckaget stiger obegränsat. Med egna och lånade försöksresultat belyses följderna av miljömässiga och ekonomiska synsätt för kväveläckaget med utgångspunkt från optimal gödsling. Följande har härvid framkommit.

Proteingödsling av spannmål ökar kväveläckaget till yt- och grundvatten och motverkar miljöavgifter på N-gödselmedel. Läckaget minskar om proteintillägget avskaffas, kvävepriset höjs och spannmålspriset sänks. Världsmarknadspris på vete skulle minska kväveläckaget avsevärt.

## REFERENSER

- Brink, N. 1963. Markvärde som funktion av markens höjd över en vattenyta. Grundförbättring, 16, 117-119.
- Brink, N. & Lindén, B. 1980. Vart tar handelsgödselkvävet vägen? Ekohydrologi nr 7, 3-20.
- Johansson, V. 1984. Anpassning av jordbrukets kväveanvändning. Stencil SLU. Inst. ekonomi och statistik.
- Lindén, B. 1977. Utrustning för jordprovtagning i mark. Rapp. Avd. Växtning SLU nr 196, 1-29.
- Mattsson, C. 1986. Kväveprisets inverkan på gödselgivor och stallgödselhanteringens lönsamhet. Rapp. 265. Inst. Ekonomi Stat. SLU, p. 29.
- Warlin, B. 1985. Tilläggsgödsling med kväve kan höja proteinhalten i vete vid höga skördenivåer. Växtpressen nr 2, 2-6.

## BEKÄMPNINGSMEDEL. UTLAKNING FRÅN ÅKERMARK.

Av Jenny Kreuger  
Avdelningen för vattenvård

### SLUTSATSER

- Risken för utlakning av bekämpningsmedel bör uppmärksammas mer än hittills.
- Fältförsök visar att fenoxisyrorna MCPA och diklorprop kan lakas ner till dräneringsdjup och påvisas i dräneringsvattnet.
- Undersökningar av bekämpningsmedelsrester i sydsvenska åar visar halter som överstiger gällande normer för dricksvattenkvalitet i Danmark (svenska normer saknas).

### INLEDNING

MCPA (4-klor-2-metylfenoxiättiksyra) och diklorprop (2-(2,4-diklorfenoxi)propionsyra) är sedan länge de två mest använda bekämpningsmedlen inom svenskt jordbruk. Under 1984 såldes 1150 ton MCPA och 650 ton diklorprop (SNV 1985). De används normalt i doser mellan 0,75-1,5 kg/ha för MCPA och 1,3-2,5 kg/ha för diklorprop räknat på aktiv substans.

MCPA och diklorprop är relativt lättrörliga bekämpningsmedel. Helling et al. (1971) anger MCPA:s relativa rörlighet till klass 4 på en skala från 1 till 5, med orörliga medel i klass 1 och mest lättrörliga medel i klass 5. I Ogräsnyckeln (1984) klassificering av herbicidens rörlighet kommer båda ämnena i klass 2 på en skala från 0 till 3, med mest rörliga medel i klass 3.

I laboratorieförsök har uppmätts halveringstider ( $t_{1/2}$ ) för MCPA och diklorprop i jord på mellan 5 och 14 dagar (Altom & Stritzke 1973, Smith 1978, Moreale & Van Bladel 1981, Smith & Hayden 1981, Smith 1982). Enligt Ogräsnyckeln (1984) är persistenstiden för MCPA 1-4 veckor och för diklorprop 1-3 månader vid vårbehandling. Persistensen kan dock variera mycket starkt från plats till plats och från år till år. Rent allmänt gäller att persistensen ökar vid låga temperaturer, torka och dålig luftväxling samt vid låg näringstill-

Konsulentavdelningens rapporter

Allmänt 84  
Uppsala 1986

7:1



gång i marken. Detta innebär bland annat att persistensförhållandena för ett bekämpningsmedel kan ändras om det rör sig ned under matjordslagret.

Den relativt korta nedbrytningstiden tillsammans med den vanligtvis ringa överskottsnerbörden efter vår-spridning har gjort att risken för utlakning av MCPA och diklorprop bedömts som mycket liten vid normala brukningsförhållandena. I några utländska utredningar pekar man dock på vikten av att närmare studera utlakningsrisken för MCPA och diklorprop, bland annat med hänsyn till deras utbredda användning (Schmidt & Beitz 1980, OECD 1983, Helweg 1984).

Vid avdelningen för vattenvård har genomförts fältförsök med spridning av MCPA och diklorprop vid olika tidpunkter på året och på olika typer av jordar. Syftet med undersökningarna har varit att studera dessa herbicidens rörlighet i åkerjord. Under sommaren 1985 genomfördes även en undersökning av några sydsvenska åars innehåll av bekämpningsmedel.

## MATERIAL OCH METODER

### Fältförsöken

De tre fält som utnyttjats i försöket används normalt för studier av växtnäringsläckage vid avdelningen för vattenvård. Varje fält består av 6-8 rutor som omfattar mellan 0,2 och 0,4 hektar vardera. Varje ruta har ett eget täckdikessystem, varifrån vattnet leds i en tät ledning till en mätstation för registrering av avrinning och vattenprovtagning.

Det försöksfält som användes för **höstspridning på grovmojord** ligger på Björnstorps gods i sydvästra Skåne. Jordarten är en något mullhaltig lerig grovmojord (tabell 1) med pH på ca 6,5. På cirka 1 meters djup övergår jordarten till styv lera. Försöksfältet har tidigare beskrivits närmare av Kreuger & Brink (1984). Spridningen av bekämpningsmedlen ägde rum 8 november 1982. En månad efter spridningen plöjdes hela fältet.

Det försöksfält som användes för **höstspridning på lerjord** ligger på Lanna försöksstation i Västergötland. Jordarten är en måttligt mullhaltig styv lera (tabell 1) med pH på ca 7,5. Försöksfältet har tidigare beskrivits närmare av Brink & Lindén (1980). Spridningen av bekämpningsmedlen ägde rum 24 oktober 1983. Fältet plöjdes och harvades veckan innan spridningen.

7:2

Tabell 1. Jordens mekaniska sammansättning på försöksfälten i viktprocent.

Djup (cm)	Kornstorleksfördelning (%)				
	Ler	Mjäla	Mo	Sand	Mull
<b>Björnstorp</b>					
0-30	8	3	55	33	2,7
30-60	7	4	53	35	0,7
60-90	7	3	47	43	0,0
<b>Västraby</b>					
0-30	10	6	23	61	2,5
30-60	7	3	19	70	0,5
60-leran	7	3	14	75	0,2
Leran	56	27	9	8	1,0
<b>Lanna</b>					
0-20	45	28	20	7	4,0
20-40	55	28	13	4	2,1
40-60	60	26	13	1	0,8
60-80	61	25	13	1	0,6
80-100	64	25	10	1	0,4

Det försöksfält som användes för **vårspridning på sandjord** ligger på Västraby gård i nordvästra Skåne. Jordarten är en något mullhaltig lerig mellansand (tabell 1) med pH på ca 6,5. På mellan 70 och 100 cm djup övergår sanden till styv lera. Försöksfältet har tidigare beskrivits av Gustafson & Torstensson (1984). Under försöksperioden var grödan korn med sådd 19 april, uppkomst 29 april och skörd 18 augusti. Spridningen av bekämpningsmedlen ägde rum 8 juni 1984.

Nederbörden mättes kontinuerligt vid varje fält liksom avrinningen av dräneringsvatten från varje ruta. Prov på dräneringsvattnet togs i mån av avrinning omkring en gång i veckan med början innan spridningstillfället. Proven togs i glasflaskor och nådde laboratoriet inom 24-48 timmar. Där skedde en sammanslagning av prov från de rutor som behandlats med respektive bekämpningsmedel. Därefter förvarades proven frysta i väntan på analys. Jordprov togs mellan tre och fem gånger per försök från djupen 0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-60, 60-80 och 80-100 cm. Proven består av mellan 8 och 16 delprov som slagits samman till ett generalprov per skikt och led. De frystes till -18 °C direkt efter provtagningen.

7:3

Handelspreparaten som användes var Lantmännens MCPA 750 (MCPA 750 g/l) och Diprop 640 (diklorprop 640 g/l). Av bägge ämnena spreds på Björnstorp och Lanna (höstspredning) 2,0 kg aktiv substans per hektar och på Västraby (vårspredning) 1,5 kg aktiv substans per hektar. För spridningen av medlen användes traktorspruta med spaltspredare. På hälften av rutorna vid försöksfältet spreds MCPA och på de övriga spreds diklorprop.

Analyserna har utförts med gaskromatografisk teknik på Statens Lantbrukskemiska Laboratorium i Uppsala. Metoden har beskrivits av Åkerblom & Jansson (1986). I vattenproven låg detektionsgränsen vid 1 µg/l för bägge ämnena när proven från Björnstorp analyserades och vid 0,3 µg/l när proven från Lanna och Västraby analyserades. I jordproven låg detektionsgränsen i området 0,001-0,01 mg/kg.

En mera detaljerad beskrivning av försöksuppläggning, använda metoder och uppnådda resultat finns i Kreuger (1985 a och b).

#### Åundersökningen

I undersökningen ingick följande åar:

Fyrisån (Uppland) - vattenprov togs 18 juni och 22 juli vid intaget till Uppsalas vattenverk vid Storvad strax norr om Gamla Uppsala. Hela åns avrinningsområde är 2000 km<sup>2</sup>, varav ca 25 % är åker.

Smedjeån (södra Halland) - vattenprov togs 12 juni och 16 juli ca 1 mil innan ån rinner ut i Laholmsbukten. Avrinningsområdet är 280 km<sup>2</sup>, varav ca 45 % är åker.

Vegeån (Skåne) - vattenprov togs 10 juni och 15 juli strax innan ån passerar Strövelstorps samhälle ca 1 mil innan utloppet i Skälderviken. Hela åns avrinningsområde är 500 km<sup>2</sup>, varav ca 60 % är åker.

Råån (Skåne) - vattenprov togs 17 juni, 22 juli och 13 augusti vid intaget till Helsingborgs vattenverk strax innan ån rinner ut i Öresund. Under juli och augusti användes ån som transportled för berggrundsvatten, varför provet i juli var utspätt i ungefärliga proportionerna 2/3 åvatten och 1/3 berggrundsvatten, i augusti togs provet några kilometer uppströms vattenverket dvs. strax uppströms uttaget av berggrundsvatten. Avrinningsområdet är 150 km<sup>2</sup>, varav ca 80 % är åker.

Snogerödsbäcken (Skåne) - vattenprov togs 10 juni och

7:4

15 juli strax innan reningsverket vid Snogeröd, bäcken mynnar kort därefter i östra Ringsjön. Avrinningsområdet är 7 km<sup>2</sup>, varav ca 90 % är åker.

Lybybäcken (Skåne) - vattenprov togs 10 juni, 15 juli och 21 augusti vid avdelningen för vattenvårds mätstation i bäcken strax innan den rinner ut i Hörbyån som sedan mynnar i östra Ringsjön. Avrinningsområdet är 16 km<sup>2</sup>, varav ca 80 % är åker.

Höjeån (Skåne) - vattenprov togs 10 juni och 15 juli vid Kyrkheddinge ca 1,5 mil innan ån rinner ut i Öresund. Hela åns avrinningsområde är 290 km<sup>2</sup>, varav ca 60 % är åker.

Proven togs i 1-liters glasflaskor och nådde laboratoriet inom 24-48 timmar. Analyserna vid vilka lite drygt 120 substanser kan spåras har utförts med gaskromatografisk teknik på Statens Lantbrukskemiska Laboratorium i Uppsala. Metoden har beskrivits av Åkerblom & Jansson (1986). Påvisningsgräns för fenoxisyror var 0,1 µg/l och för övriga pesticider i området 0,1-0,5 µg/l. I analyspaketet ingick inte analys av TCA.

## RESULTAT OCH DISKUSSION

### Fältstudier

Den sena tidpunkten för höstspredningen valdes för att i möjligaste mån reducera nedbrytningen av MCPA och diklorprop. Därmed kunde man studera rörligheten av preparaten mera renodlat.

Resultaten visar att det vid en sen höstspredning kan förekomma utlakning av MCPA och diklorprop. I dräne-

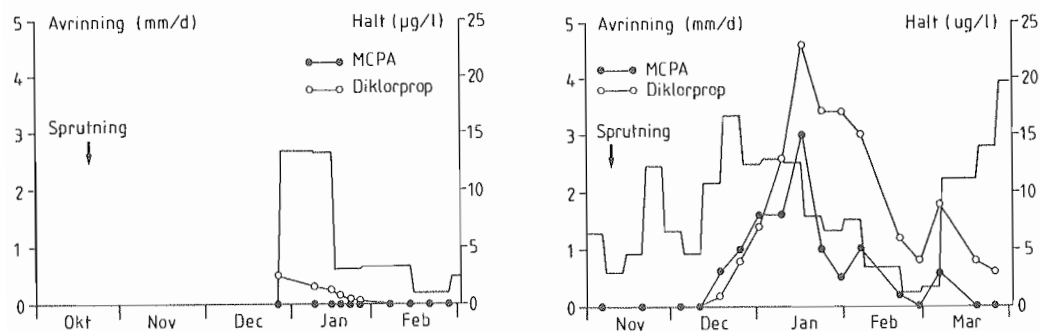


Fig. 1. Avrinning och halter av MCPA och diklorprop i dräneringsvatten från Lanna (t.v.) och Björnstorp (t.h.).

7:5

ringsvattnet från grovmojorden på Björnstorp kom de första spåren av bekämpningsmedel knappt en och en halv månad efter spridningen (fig. 1) och efter ca 60 mm i avrinning. I jordprover tagna vid samma tidpunkt kunde bekämpningsmedel dock bara påvisas ner till 30 cm (fig. 2). Detta beror på att det är möjligt att analysera mindre kvantiteter i vatten än i jord.

Högsta halterna uppmättes i dräneringsvattnet från grovmojorden med som mest 15 µg/l MCPA och 23 µg/l diklorprop. Totalt rann det bort 0,41 % respektive 0,85 % av spridd mängd. Motsvarande tal för lerjorden på Lanna är 0 % MCPA och 0,06 % diklorprop. Efter en torr och relativt mild höst började det regna i mitten av december. Kort därefter kom avrinningen genom dräneringsledningarna igång. I vattenprover som togs i början av avrinningsperioden återfanns diklorprop men ej MCPA (fig. 1). I jordproven återfanns små halter av främst diklorprop under matjordslagret dagen efter spridningen (fig. 3). En månad senare återstod ingenting i alven och endast mindre mängder i matjordslagret motsvarande mellan 7 och 9 % av det som fanns dagen

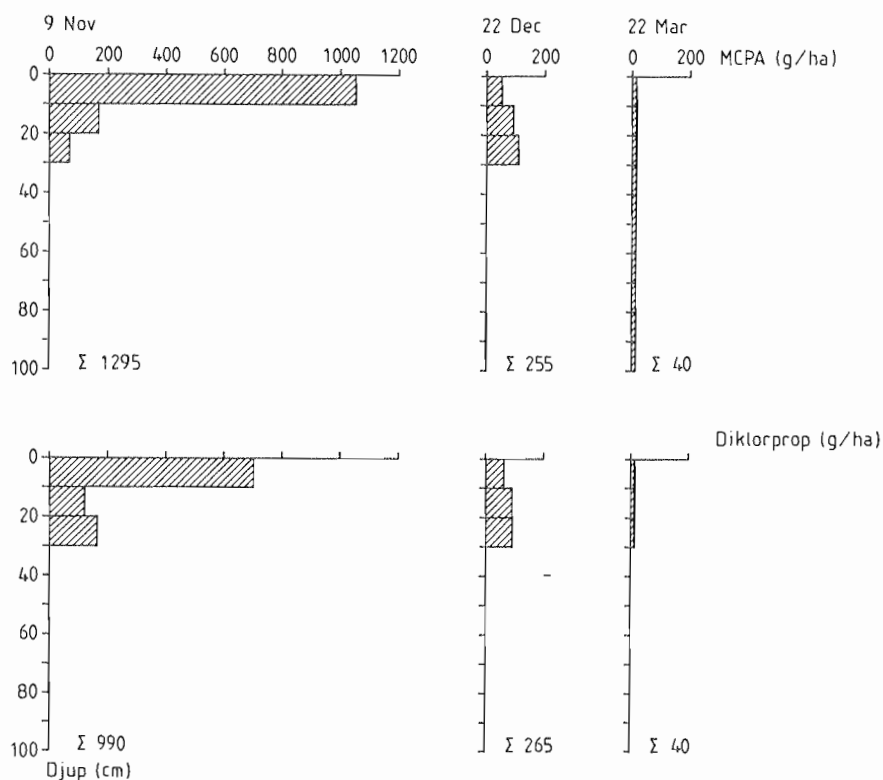


Fig. 2. Innehåll av MCPA och diklorprop i jord från Björnstorp.

7:6

efter sprutningen.

Resultaten från vårspridning på sandjord (Västraby) pekar även de på att man under vissa förhållanden kan ha en utlakning av MCPA och diklorprop. Av vart och ett av dessa medel återfanns i dräneringsvattnet 0,3 µg/l i det första vattenprovet som togs nio dagar efter spridningen. Efter ytterligare 10 dagar togs nästa vattenprov men det innehöll inga påvisbara mängder. Under hela våren och försommaren var det dock mycket liten avrinning genom dräneringsledningarna. I juni var avrinningen totalt 2 mm. Istället kom det nederbördsöverskott som uppstod i juni på ca 30 mm att passera dräneringsledningarna på grund av lågt grundvattenstånd. Totalt föll 99 mm regn i juni (fig. 4).

Vid jordprovtagningen dagen efter spridningen den 8 juni kunde MCPA och diklorprop påvisas ner till en meters djup (fig. 5). Det var också överraskande stora mängder som påträffades i nedre delen av profilen. I utländsk litteratur finns mycket få undersökningar där man genom jordprovtagningar strax efter spridningen undersökt rörligheten hos bekämpningsmedel i fält. I ett fältförsök avseende förluster av metribuzin från en sandjord kunde dock medlet spåras i små halter ner till 60 cm dagen efter spridningen och till 100 cm två dygn efter spridningen (LaFleur 1980).

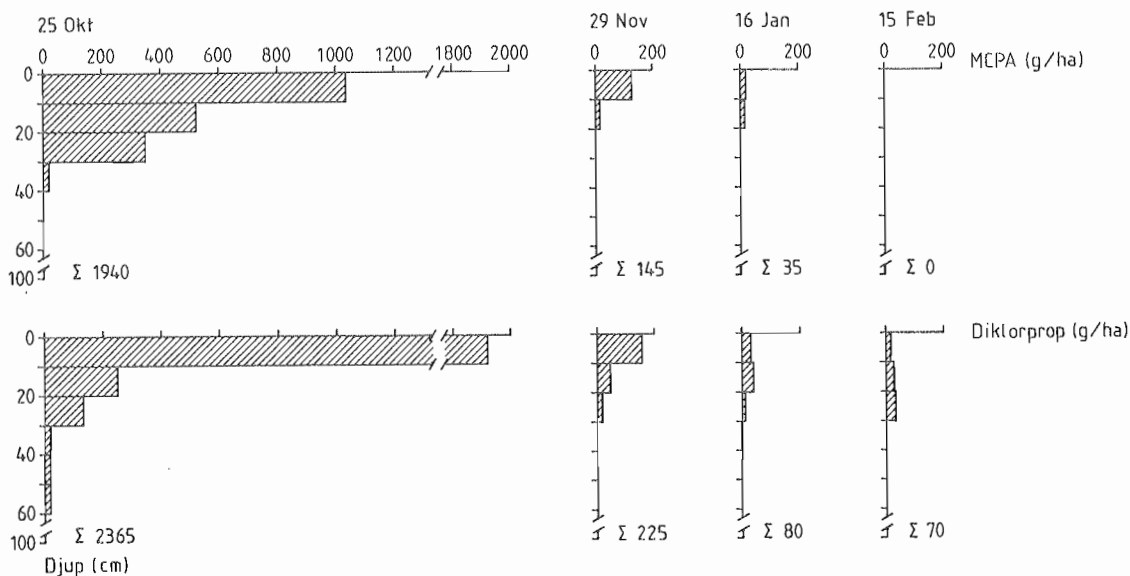


Fig. 3. Innehåll av MCPA och diklorprop i jord från Lanna.

Sidotransporten av främst MCPA har varit betydande. Vid jordprovtagningen den 21 juni (fig. 5) ca två veckor efter spridningen återfanns MCPA endast i det översta 10 cm-skiktet på den del av fältet där MCPA spreds. Däremot påträffades i proven från diklorpropledet både MCPA och diklorprop. Storleken på rutorna är 40 x 40 meter och jordproven togs på var sida om en tänkt mittlinje ca 10-15 m från rutgränserna. Att MCPA vandrat från ena sidan av försöksfältet till den andra bekräftas av vattenprovtagningen nio dagar efter spridningen. Då återfanns MCPA tillsammans med diklorprop i vatten som rann från diklorpropledet.

Kan utlakning även förekomma från lerjordar efter vår-spridning? För att på ett enkelt sätt studera detta togs prov på dräneringsvatten från några av avdelningens skiftesförsök under sommaren 1985. Från ett av de tilltänkta lerjordsskiftena som besprutades med fenoxisyror var avrinningen nästan obefintlig (< 0,1 mm). Avrinningen från de två övriga fälten redovisas i fig. 6.

Försöksfältet på Näsbygård i Skåne, vars areal är 36 ha, består av en något mullhaltig lättlera. Grödan var engelskt rajgräs. I mitten på maj spreds 1,2 kg/ha MCPA och 2,5 kg/ha 2,4-D. Tre dagar senare togs det första vattenprovet vilket innehöll 0,4 µg/l MCPA och 0,2 µg/l 2,4-D. En månad senare efter totalt 4 mm avrinning fanns det fortfarande 0,2 µg/l MCPA men ingen 2,4-D.

Försöksfältet på Flinkesta i Södermanland, vars areal

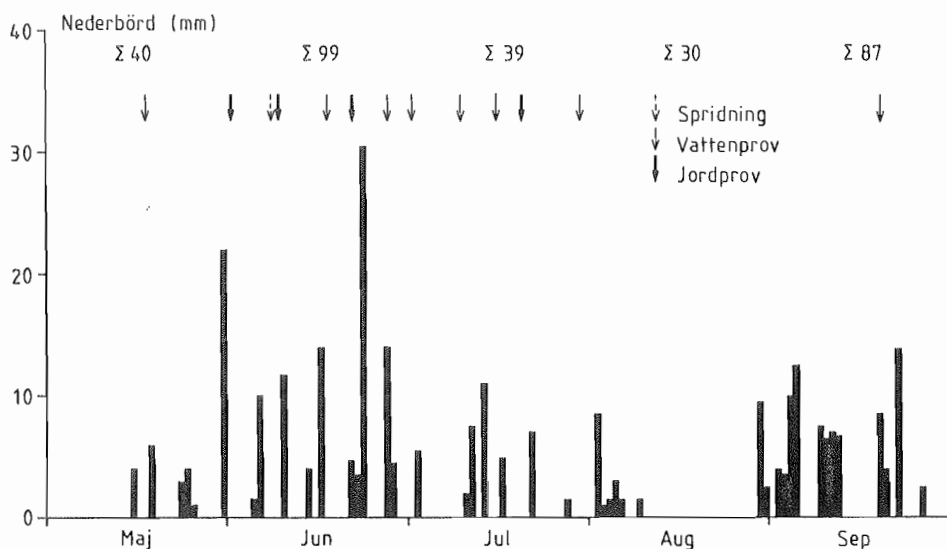


Fig. 4. Nederbörd på Västraby 1984.

7:8

är 7 ha, består av en något mullhaltig mellanlera. Vid spridningstillfället den 24 juni var grödan korn med insådd. Bekämpningsmedlet som spreds var Basagran MCPA och dosen av MCPA räknat på aktiv substans var 0,5 kg/ha. Sex dagar senare togs det första vattenprovet vilket innehöll 0,4 µg/l MCPA. Vid nästa provtillfälle efter totalt ca 1 mm avrinning fanns inga spår.

Då nedbrytningsförhållandena för bekämpningsmedel kan försämrats om det rör sig ned under matjordslagret är frågan om utlakning av små mängder bekämpningsmedel på sikt kan förorena vårt grundvatten. I en undersökning gjord i USA har man funnit belägg för att atrazin (som anses vara mindre rörligt än MCPA och diklorprop) i vissa intensiva odlingsområden kan spåras i grundvatten som en direkt följd av utlakning från åkermark (Wehtje et al. 1984). Sammanlagt har man funnit 12 olika bekämpningsmedel vid grundvattenprovtagningar i

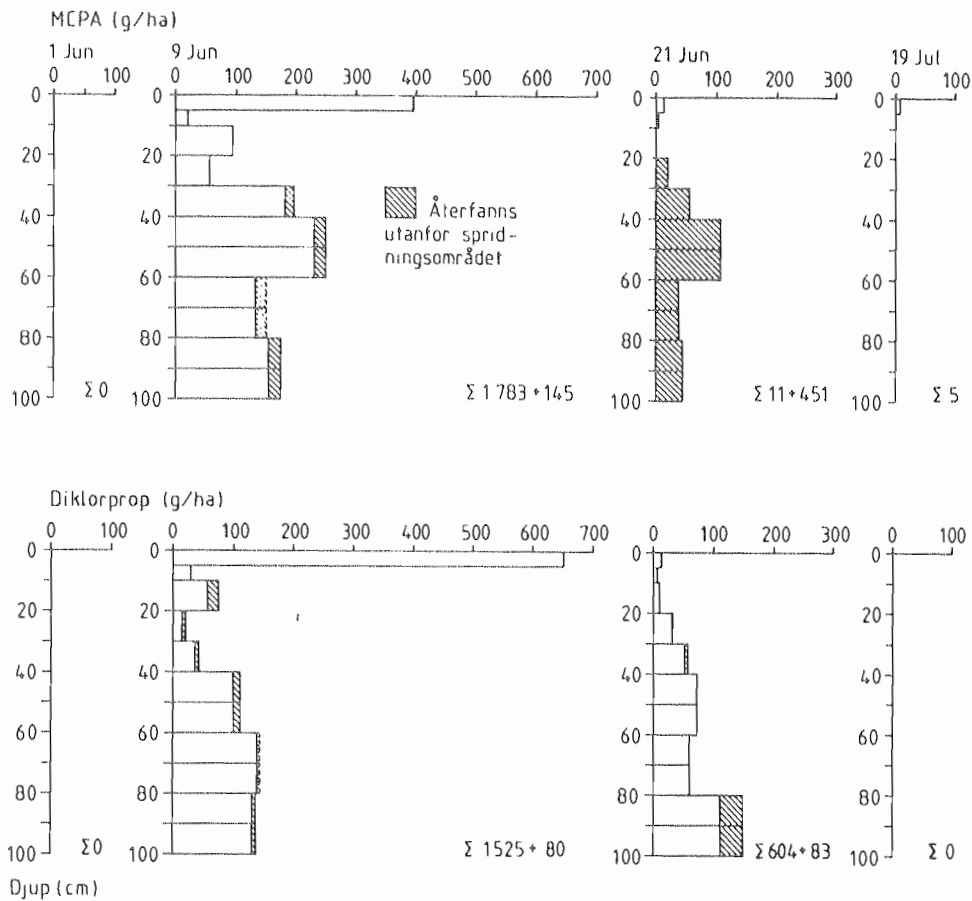


Fig. 5. Innehåll av MCPA och diklorprop i jord från Västraby.



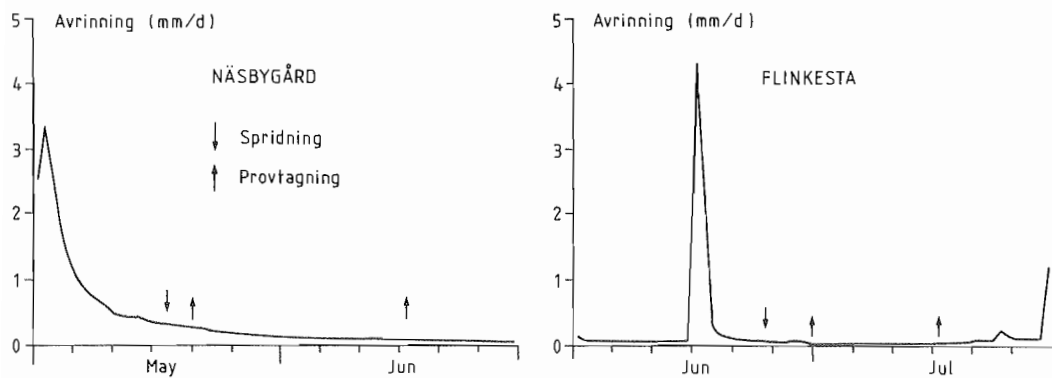


Fig. 6. Avrinning från Näsbygård och Flinkesta 1985.

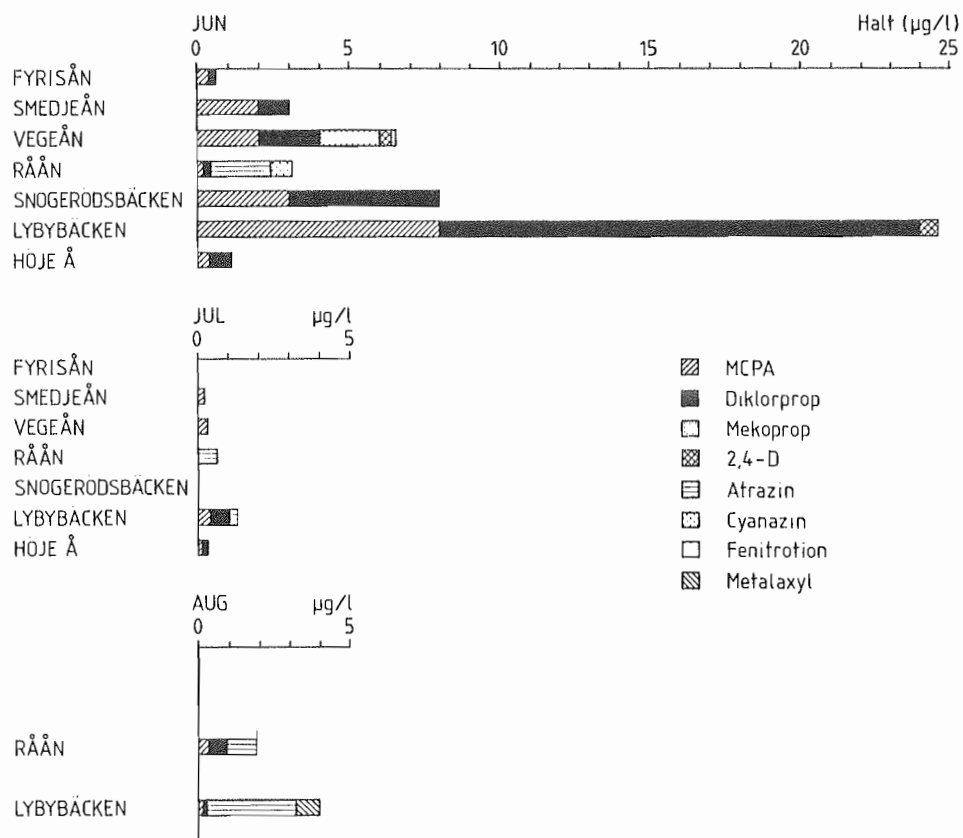


Fig. 7. Innehåll av bekämpningsmedel i några åar sommaren 1985.

7:10

18 olika stater över hela USA (Cohen et al. 1984).

### Studier i vattendrag

Vattnet i vissa floder i USA är likaledes kontaminerat med en lång rad bekämpningsmedel (Baker 1983). I finländska åar som undersöktes med avseende på fenoxisyror i oktober 1975 fann man halter av MCPA (0,2-1,6 µg/l), 2,4-D (0,2-8,0 µg/l) och 2,4,5-T (0,1-6,8 µg/l) (Kiviranta & Miettinen 1976). Vid en uppföljning sommaren 1985 i fyra finländska åar kunde man spåra ett tiotal substanser med högsta halterna av MCPA (0,5-2,7 µg/l) och diklorprop (0,1-4,5 µg/l) (Rekolainen 1985).

I början av juni 1983 gjorde IVL en studie i skånska åar med avseende på fenoxisyror. De fann då en medelhalt av fenoxisyror i åarna på 14,7 µg/l (Öresundskommissionen 1984, p. 32). Vid de egna mätningarna under sommaren 1985 kunde vi spåra sammanlagt åtta olika medel (fig. 7) med en medelkoncentration av fenoxisyror i juni på 6,3 µg/l. Att halterna 1983 var lite drygt dubbelt så höga som 1985 kan bero på att våren 1983 var mycket nederbördsrik jämfört med våren 1985. I Råån förekom atrazin och i Lybybäcken MCPA och diklorprop under en tid av ca två månader.

Bekämpningsmedel i vattendragen kan få konsekvenser på flera olika sätt. Kommer de vattenlevande organismerna att minska i antal eller kan det tvärt om tänkas att små halter av fenoxisyror stimulerar alg-tillväxt? Fenoxisyrorerna är ju kemiskt besläktade med växternas tillväxthormoner. Kan bekämpningsmedel i vattendragen skapa problem inom växthusodlingen? Försök visar att tomat reagerar för fenoxisyrahalter kring 10 µg/l och däröver, lök vid över 5,2 µg/l och den tvåhjärtbladiga växten lins reagerar vid fenoxisyrahalten 1,8 µg/l och däröver (Solyom 1986). Till sist, hur påverkas kvaliteten på vårt dricksvatten? I Danmark är kraven på dricksvattnets renhet mycket stränga. Högsta tillåtna innehåll av pesticider är 0,5 µg/l och av en enskild sådan 0,1 µg/l (Miljöministeriet 1980). Dessa värden ansluter sig till EG:s direktiv.

### LITTERATUR

- Altom, J.D. & Stritzke, J.F. 1973. Degradation of Dicamba, Picloram and four phenoxy herbicides in soils. *Weed Sci.* 21, 556-560.
- Baker, D.B. 1983. Studies of sediment, nutrient and pesticide loading in selected Lake Erie and Lake

7:11

- Ontario tributaries. Part IV. Pesticide Concentrations and Loading in Selected Lake Erie Tributaries - 1982. Draft Final Report, U.S. EPA Grant No. R005708-01.
- Brink, N. & Lindén, B. 1980. Vart tar handelsgödselkvävet vägen. *Ekohydrologi* nr 7, 3-20.
- Cohen, S.Z., Creeger, S.M., Carsel, R.F. & Enfield, C.G. 1984. Potential Pesticide Contamination of Groundwater from Agricultural Uses, pp. 297-325. In: Treatment and disposal of pesticide wastes. (Krueger, R.F. & Seiber, J.N., Eds.) ACS Symposium Series 259.
- Gustafson, A. & Torstensson, G. 1984. Fånggröda efter korn. *Ekohydrologi* nr 15, 13-20.
- Helling, C.S., Kearney, P.C. & Alexander, M. 1971. Behavior of pesticides in soils. *Adv. in Agronomy*, 23, 147-240.
- Helweg, A. 1984. Beskrivelse af pesticiders nedvaskning i jord. En udredning om problemet med forslag till foranstaltninger på området. Statens Planteavlssøg, Danmark, 51 s.
- Kiviranta, A. & Miettinen, V. 1976. Bekämpningsmedlen och vattendragen. *Organiska miljögifter i vatten*. Nordforsk. Miljövårdssekretariatet. Publikation 1976:2, 427-438.
- Kreuger, J. 1985a. Rörlighet hos MCPA och diklorprop. *Ekohydrologi* nr 19, 55-64.
- Kreuger, J. 1985b. Rörlighet hos MCPA och diklorprop på sandjord. *Ekohydrologi* nr 20 (in press).
- Kreuger, J. & Brink, N. 1984. Fånggröda och delad giva vid potatisodling. *Ekohydrologi* nr 17, 3-14.
- LaFleur, K.S. 1980. Loss of Pesticides from Congaree sandy loam with time: Characterization. *Soil Sci.* 130, 83-87.
- Miljöministeriet. 1980. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vand-forsyningsanlaeg. Bekendtgørelse nr. 6 af 4 januar 1980, bilag 4.
- Moreale, A. & Van Bladel, R. 1981. Adsorption, degradation et mouvement du 2,4,5-T, MCPA et carbofuran en colonne de sol homogène. *Med. Fac. Landbouww. Rijks-univ. Gent*, 46/1, 281-296.
- OECD. 1983. Diffuse Sources of Agricultural Pollution: Pesticides. Problems Posed by their Residues in the Fresh Water Environment. Water Management Policy Group. ENV/WAT/82.1 (2nd Rev.). 46 s.
- Ogräsnyckeln. 1984. Aktuellt från lantbruksuniversitetet 328. *Mark-Växter*. Uppsala, 84 s.
- Rekolainen, S. 1985. Läckage av pesticider. Forskningsprogram som innehåller plan för fältförsök, testning av CREAMS-modellen och biotestning av toxicitet. Föredrag vid NJF:s Workshop - Läckage av bekämpningsmedel, Uppsala 26-27 november 1985.

7:12

- Schmidt, H. & Beitz, H. 1980. Erkenntnisse zum Eindringen von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser und daraus abzuleitende Schutzmassnahmen. Nachrichtenblatt für den Pfl.schutz in der DDR, 34, 146-150.
- Smith, A.E. 1978.. Relative persistence of di- and tri-chlorophenoxyalkanoic acid herbicides in Saskatchewan soils. Weed Res. 18, 275-279.
- Smith, A.E. 1982. Soil persistence studies with  $^{14}\text{C}$  MCPA in combination with other herbicides and pesticides. Weed Res. 22, 137-142.
- Smith, A.E. & Hayden, B.J. 1981. Relative persistence of MCPA, MCPB and mecoprop in Saskatchewan soils, and the identification of MCPA in MCPB-treated soils. Weed Res. 21., 179-183.
- SNV. 1985. Användning av bekämpningsmedel 1984. Naturvårdsverket Rapport 7590-351-2, 21 s.
- Solyom, P. 1986. Synpunkter på kvalitetskrav på vatten till bevattning. Konsulentavdelningens rapporter. Allmänt 84, Uppsala 1986.
- Wehtje, G., Mielke, L.N., Leavitt, J.R.C. & Schepers, J.S. 1984. Leaching of atrazine in the root zone of an alluvial soil in Nebraska. J. Environ. Qual. 13, 507-513.
- Åkerblom, M. & Jansson, L. 1986. Bestämning av bekämpningsmedel i å- och brunnsvatten. Växtskyddskonferensen 1986. Växtskyddsrapporter, konsulentavdelningen/växtskydd, Uppsala 1986.
- Öresundskommissionen. 1984. Öresund. Tillstånd, belastning och nivåer av toxiska ämnen. Naturvårdsverket Rapport 3009.





- | Nr | År   | Författare och titel. <i>Author and title.</i>  |
|----|------|---|
| 18 | 1984 | Barbro Ulén. Påverkan på yt-, dränerings- och grundvatten vid Ekenäs. <i>Influence on surface water, drainage water and groundwater at Ekenäs.</i><br>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. <i>Losses of Nitrogen and Phosphorus in the Ringsjö Area.</i><br>Nils Brink och Kjell Ivarsson. Förluster av växtnäring från lerjordar i Skåne. <i>Losses of Nutrients from Clay Soils in Skåne.</i><br>Arne Gustavsson, Berit Tomassen och Björn Wiksten. Växtnäringsförluster från åker på Uppsalaslätten. <i>Nutrient Losses from Arable Land in the Region of Uppsala.</i><br>Christina Lindgren, Margaretha Wahlberg och Arne Gustavsson. Dricksvattenkvalitet i Uppsalaregionen. <i>Drinking Water Quality in the Region of Uppsala.</i><br>Jenny Kreuger. Rörlighet hos MCPA och diklorprop. <i>Mobility of MCPA and Dichlorprop.</i><br>Barbro Ulén. Ytavrinningsförluster av cyanazin. <i>Losses with Surface Run-off of Cyanazine.</i> |
| 20 | 1985 | Jenny Kreuger. Rörlighet hos MCPA och diklorprop på sandjord. <i>Mobility of MCPA and Dichlorprop in a Sandy Soil.</i><br>Kjell Ivarsson och Nils Brink. Utlakning från en grovmojord i Halland. <i>Losses of Nutrients from a Sandy Soil in Halland.</i><br>Barbro Ulén. Åkermarkens erosion. <i>Erosion of Phosphorus from Arable Land.</i><br>Arne S. Gustavsson. Förluster av kväve och fosfor runt Ringsjön.<br>Arne Gustafson. Växtnäringsläckage och motåtgärder.<br>Nils Brink. Bekämpningsmedel i åar och grundvatten.   |

Denna serie efterträder den åren 1970–1977 utgivna serien Vattenvård. Här publiceras forsknings- och försöksresultat från avdelningen för vattenvård 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 vattenvård (adress nedan).

This series is a successor to Vattenvård published in 1970–1977. Here you will find research reports from the Division of Water Management at the Department of Soil Sciences, Swedish 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 Management (address, see below).

Nr År Författare och titel. *Author and title.*

- 1 1978 Nils Brink, Arne Gustafson och Gösta Persson. Förluster av växtnäring från åker. *Losses of nutrients from arable land.*
- 2 1978 Nils Brink och Arne Joelsson. Stallgödsel på villovägar. *Manure gone astray.*  
Nils Brink. Kväveutlakning från odlingsmark. *Nitrogen leaching from arable land.*
- 3 1979 Sven-Åke Heinemo och Nils Brink. Utlakning ur kompost av sopor och slam. *Leachate from compost of refuse and sludge.*  
Nils Brink. *Self-purification studies of silage juice.*  
Arne Gustafson och Mats Hansson. Växtnäringsläckage på Kristianstadssläätten. *Loss of nutrients on the Kristianstad Plain.*  
Per-Gunnar Sundqvist och Nils Brink. En gödselstad förorenar dricksvatten. *Pollution of the Groundwater by a Dung Yard.*
- 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. *Losses of nitrogen, phosphorus and potassium from arable land.*
- 5 1979 Gunnar Fryk och Sven-Åke Heinemo. Självrening av lakvatten från kompost på sand och mo. *Self-purification of leachate from compost on sand and fine sand.*  
Nils Brink. Växtnäringsförluster från skogsmark. *Losses of Nutrients from Forests.*  
Nils Brink. Utlakning av kväve från agroecosystem. *Leaching of nitrogen from agro-ecosystems.*  
Nils Brink. Ytvatten, grundvatten och vattenförsörjningen.
- 6 1980 Arne Gustafson och Mats Hansson. Växtnäringsförluster i Skåne och Halland. *Losses of nutrients in Skåne and Halland.*  
Nils Brink, Sven L. Jansson och Staffan Steineck. Utlakning efter spridning av potatisfruktsaft. *Leaching after Spreading of Potato Juice.*  
Nils Brink och Arne Gustafson. Att spå om gödselkväve. *Forecasting the need of fertilizer nitrogen.*  
Arne Gustafson och Börje Lindén. Lantbruksuniversitetet satsar på exaktare kvävegödsling.
- 7 1980 Nils Brink och Börje Lindén. Vart tar handelsgödselkvävet vägen. *Where does the commercial fertilizer go.*  
Barbro Ulén och Nils Brink. Omgivningens betydelse för primärproduktionen i Vadsbro sjön. *The importance of the environment for the primary production in Lake Vadsbro.*  
Arne Gustafson. Jordbruket och grundvattnet.  
Nils Brink. Utlakningen av växtnäring från åkermark.  
Nils Brink. Vart tar gödseln vägen.
- 8 1981 Nils Brink. Försurning av grundvatten på åker. *Acidification of Groundwater on arable land.*  
Rikard Jernlås och Per Klingspor. TCA-utlakning från åker. *Leaching of TCA from arable land.*  
Arne Joelsson. Ytavspolning av fosfor från åkermark. *Storm Washing of Phosphorus from Arable Land.*  
Arne Gustafson, Sven-Olof Ryding och Barbro Ulén. Kontroll av växtnäringsläckage från åker och skog. *Control of losses of nutrients from arable land and forest.*
- 9 1981 Barbro Ulén och Nils Brink. Miljöeffekter av ureaspridning och glykolanvändning på en flygplats. *Environmental effects of spreading of urea and use of glycol at an airport.*  
Gunnar Fryk. Utlakning från upplag av malda sopor. *Leachate from piles of shredded refuse.*
- 10 1982 Arne Gustafson och Arne S. Gustavsson. Växtnäringsförluster i Västergötland och Östergötland. *Losses of nutrients in Västergötland and Östergötland.*  
Barbro Ulén. Växtnäringsförluster från åker och skog i Södermanland. *Losses of nutrients from arable land and forests in Södermanland.*  
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. Vadsbro sjöns närsaltsbelastning och trofinivå. *The nutrient load and trophic level of Lake Vadsbro.*  
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 into groundwater in Sweden.
- 13 1983 Nils Brink, Arne S. Gustavsson och Barbro Ulén. Yttransport av växtnäring från stallgödselad åker. *Surface transport of plant nutrient 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 woodland.*  
Nils Brink. Gödselansvändningens 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 Arnje 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.

DISTRIBUTION:

Avdelningen för vattenvård  
Box 7072  
750 07 UPPSALA, Sweden

Tel 018-17 24 60

Pris: 35:-