SVERIGES
LANTBRUKSUNIVERSITET

Jordbrukets bidrag till föroreningen av Gullmarsfjorden

Pollution of the Gullmar Fjord as related to agricultural activities

Ingrid M. Karlsson

Institutionen för markvetenskap
Avdelningen för lantbrukets hydroteknik

Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Soil Sciences
Division of Agricultural Hydrotechnics

Rapport 161
Report

Uppsala 1990
ISSN 0348-1816
ISBN 91-576-3775-X

Tryck: SLU/Repro, Uppsala 1990

1 INNEHÅLL

1. GULLMARSFJORDEN - EN VÄRDEFULL MILJÖ FÖR MÄNNISKOR, DJUR OCH VÄXTER 5

2. VAD HAR HÄNT SEDAN GULLMARNPLANENS TILLKOMST? 6
- 2.1 Föroreningssituationen 6
- 2.2 Jordbruksnäringens utveckling 10
- 2.3 Skogsnäringens utveckling 13
- 2.4 Turistnäringens utveckling 14
- 2.5 Luftföroreningar 14
- 2.6 Klimat och avrinning 14
- 2.7 Bidrag med havsströmmarna 15

3. ORSAKER TILL FÖRORENINGSSITUATIONEN I GULLMARSFJORDEN 15
- 3.1 Vilka föroreningar orsakar en förhöjd algproduktion i Gullmarsfjorden? 15
- 3.2 Närsalttransport till Gullmarsfjorden från kustnära områden 16
- 3.3 Närsalttransport från tillrinningsområdets avlägsna delar 17

4. FAKTORER SOM INVERKAR PÅ JORDBRUKETS BIDRAG TILL FÖRORENINGEN AV SJÖAR, VATTENDRAG OCH HAVSMILJÖER I BOHUSLÄN 18
- 4.1 Klimat 18
- 4.2 Topografi 19
- 4.3 Jordartsförhållanden 19
- 4.4 Markanvändning 21

5. SKATTNING AV OLIKA MARKANVÄNDNINGARS NÄRSALTTRANSPORT 23
- 5.1 Arealkoefficienter 23
- 5.2 Jordbrukets andel av föroreningen av Gullmarsfjorden 25

6. INSATSER FÖR MINIMERING AV JORDBRUKETS FÖRORENINGAR 26
- 6.1 Åtgärder för minskad ammoniakavgång från stallgödsel 26
- 6.2 Åtgärder för minskad utlakning från användning av stallgödselkväve 26
- 6.3 Åtgärder för minskad utlakning från användning av handelsgödselkväve 27
- 6.4 Åtgärder för ökad effektivitet i grödans kväveupptagning 27
- 6.5 Åtgärder för ökad retention av främst kväve i sjöar, våtmarker och vattendrag 27
- 6.6 Prioritering av åtgärder mot jordbrukets närsaltsläckage 27

7. FORSKNINGSINSATSER 29
- 7.1 Orsaksutredande forskning 29
- 7.2 Utvidgat kontrollprogram inom Göteborgs och Bohus län och Älvsborgs län 30
- 7.3 Försöksverksamhet på åkermark inom Göteborgs och Bohus län 30
- 7.4 Utveckling av metodik för riskbedömning 31

8. SAMMANFATTNING 31

9. SUMMARY 32

10. TILLKÄNNAGIVANDE 33

11. REFERENSER 33

1 Gullmarsfjorden - en värdefull miljö för människor, djur och växter

Algblomningar och fiskdöd i Västerhavet blev ett allmänt erkänt problem under 70-talet och har givit stora rubriker främst under 80-talet, men har givetvis förekommit i mindre omfattning även tidigare.

Gullmarsfjorden i mellersta Bohuslän är Sveriges enda riktiga tröskelfjord, och dess vattenmiljö och de omgivande naturområdena är mycket värdefulla för den lokala befolkningen och för besökare från när och fjärran. Fjorden har under mer än 100 år varit föremål för vetenskapliga studier av skilda slag. De långa tidsserierna med data från fjorden utgör ett mycket viktigt underlag för studier av de lokala, regionala och globala föroreningar som den svenska västkusten utsätts för.

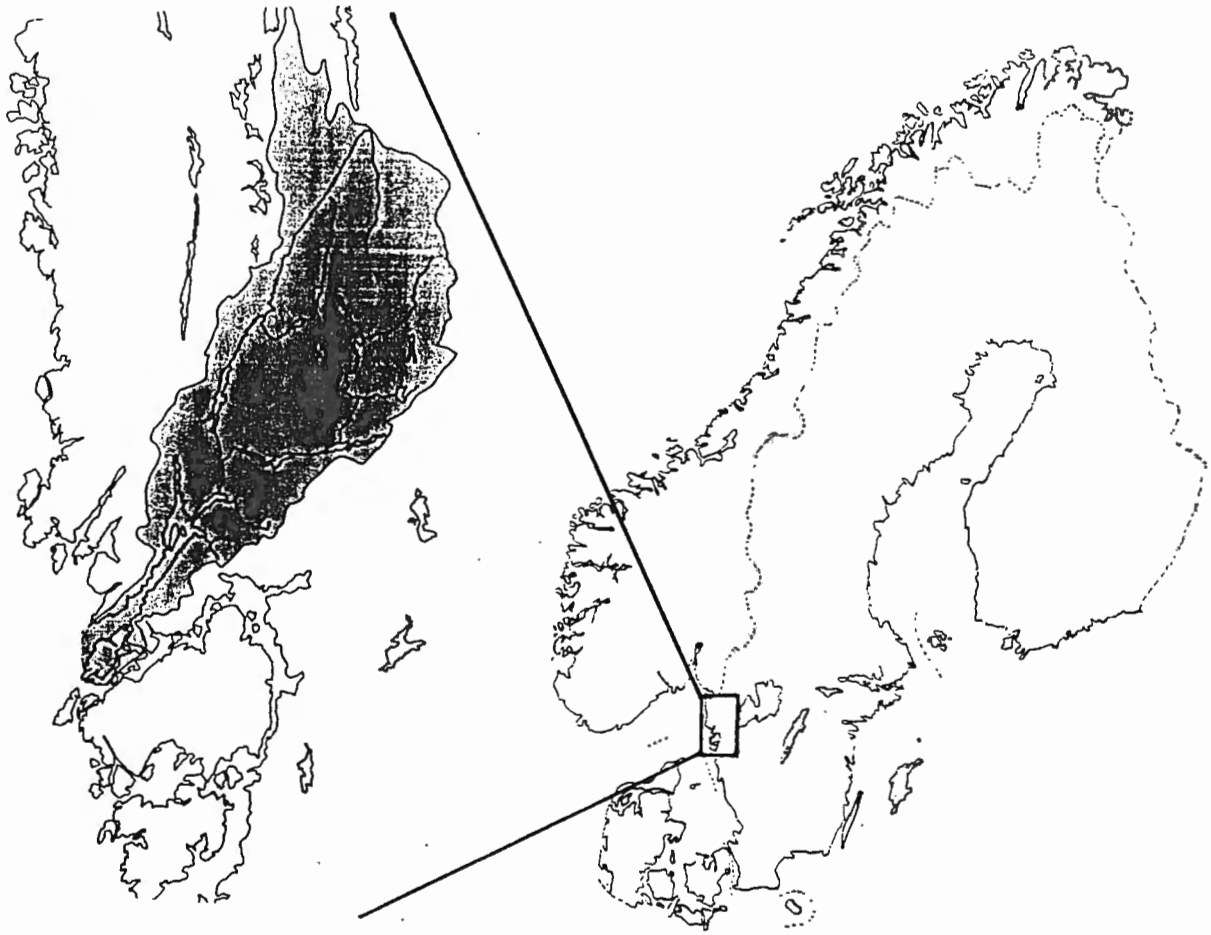

Fig. 1. Gullmarsfjordens tillrinningsområde (1. Färlev älv, 2. Örekilsälven, 3. Taske å, 4. Skredsviksån).
Fig. 1 The drainage basin of Gullmar Fjord (1. Färlev River, 2. Örekil River, 3. Taske Stream, 4. Skredsvik Stream).

Forskare vid Kristinebergs Marinbiologiska Station, som noggrant följt vattenmiljön i Gullmarsfjorden och andra västsvenska kustvatten under decennier, har funnit att den långsiktiga förändringen av algsammansättning och fauna på senare tid blivit alltmer dramatisk. Man har också noterat tydliga tendenser till en minskning av Gullmarsfjordens djupvatten-syrehalter. Detta beror sannolikt på höga fosfat- och nitrathalter, vilka i stora delar av Västerhavets ytvatten nästan tredubblats sedan 1960-talet.

Gullmarsfjordens tillrinningsområde omfattar en yta på drygt 1600 km^2 (se fig. 1). Av detta område hör den största delen, ca 1400 km^2, till Örekilsälvens avrinningsområde (SCB, 1984). Inom det senare området dominerar skog (48%) och "övrig mark" (hällar, mycket grunda jordar, myrar mm, 31%). Inom de kustnära delarna av fjordens tillrinningsområde är andelen "övrig mark" högre, mer än 55% (se avsnitt 4.3).

Tabell 1. Naturtyper inom Örekilsälvens avrinningsområde (Beskow & Rasmusson, 1963; SCB, 1984)
Table 1. Types of surface cover within the Örekil River drainage basin.

Naturtyp *Natural surface*	Areal i % *Area, %*
Utnyttjad åker *(cultivated fields)*	14
Ej utnyttjad åker *(not cultivated fields)*	1
Betesmark *(pasture)*	3
Skogsmark *(forest)*	48
Sjöar *(lakes)*	3
Övrigt *(other surfaces)*	31

Enligt Gullmarnplanens uppskattningar från 1981 levererade Örekilsälven ca 2000 kg kväve per dygn till fjorden, medan det övriga tillrinningsområdet levererade ca 460 kg/dygn. När det gäller fosfor beräknade man dock att de kustnära områdena levererade lika mycket (ca 60 kg/dygn) som hela Örekilsälvens avrinningsområde.

1984 antog kommunerna Lysekil, Munkedal, Uddevalla, Färgelanda och Dals-Ed en gemensam plan för skydd av Gullmarns marina miljö (Gullmarnplaneringens kommunala ledningsgrupp, 1984). I denna slår man fast att kommunerna gemensamt, var för sig och tillsammans med staten skall motverka en ökad föroreningsbelastning av fjorden. På sikt skall en minskad belastning eftersträvas. Nyligen har länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län ställt upp som konkreta mål att de genomsnittliga kvävehalterna i länets vattendrag och sjöar måste minska med 40-60 %, och de genomsnittliga fosforhalterna måste minska med 75 % inom 5 år (Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, 1989a).

2 Vad har hänt sedan Gullmarnplanens tillkomst?

Underlaget till Gullmarnplanen togs i huvudsak fram under 1978-1982. Under den 10-årsperiod som gått sedan dess har mycket hänt som påverkat tillståndet i Gullmarsfjorden.

2.1 Föroreningssituationen

Den långsiktiga trenden i hela Sverige är att föroreningen av vattendrag, sjöar och hav stadigt ökar. Den årliga ökningen av fosforbelastningen var 1,5% och av kvävebelastningen 3,1%. På senare tid (från 1984 till 1987) ökade dock den totala belastningen på havet mest för fosfor (20%) och något mindre för kväve (13%) (SCB, 1989a).

Tydliga tendenser till en minskning av djupvattnets redan förut låga syrehalter har konstaterats i flera av Bohusfjordarna, bl.a. i Gullmarsfjorden. Särskilt låga syrehalter uppmättes vintrarna 1979/80, 1983/84 och 1987/88. De kontinuerliga mätningarna av närsaltshalter som gjorts i Gullmarsfjorden indikerar en pågående övergödningsprocess, där främst de inre delarna (Saltkällefjorden och Bredungen) är mycket utsatta (Miljö- och Hälsoskyddskontoret, Uddevalla kommun, 1988).

Hösten 1987 noterades döda bottendjur i de inre delarna av fjorden (Bredungen och Saltkällefjorden) på mindre än 40 m djup, dvs över fjordens tröskeldjup (SNV, 1988). Våren 1988 var syrehalterna åter mycket låga medan närsaltshalterna före vårblomningen var extremt höga. Den totala årliga primärproduktionen i Gullmarsfjorden för år 1988 beräknades till 249 g C/m^2, vilket är den största produktionen någonsin - och betydligt högre än i Laholmsbukten (Lindahl & Andersson, 1989; Lindahl, pers. komm.).

I länsstyrelsens kontrollprogram för Gullmarsfjorden har man för de kustnära områdena inga data som indikerar att några dramatiska förändringar skett, förutom den bottendöd som noterades i den inre delen av fjorden 1987. Inga signifikanta förändringar i närsaltstransporterna har skett i de bäckar som provtas kontinuerligt (Skredsviksån, Taske å och Färlev älv; Länsstyrelsen i Göteborgs & Bohus län, 1989b) med undantag för Örekilsälven. Den senare har uppvisat en trend till ökning av både fosfor- och kvävehalterna. Med den mest pessimistiska beräkningsmodellen som gjordes i Gullmarnplanen (Modell B) så har fosfortransporterna ökat från 18 till 23 kg/km^2 och år räknat som medelvärde från perioden 1976-81, jämfört med medelvärdet från perioden 1978-87, dvs en ökning på 28% (Gullmarnplaneringens kommunala ledningsgrupp, 1984; Länsstyrelsen i Älvsborgs län, 1989). Kvävetransporten har (med motsvarande beräkningsmetod) ökat i Örekilsälven med 29% från perioden 1968-77 jämfört med medelvärdet från 1977-87 (Länsstyrelsen i Älvsborgs län, 1989).

Dessa trender i tillförseln av närsalter till Gullmarsfjorden illustreras nedan i fig. 2 och 3. Uppgifterna är sammanställda från Statens Naturvårdsverks program för övervakning av miljökvalitet (Örekilsälven), samt från Länsstyrelsens i Göteborgs och Bohus län kontrollprogram (Färlevälven, Taske å och Skredsviksån). Observera att man i de mindre bäckarna baserat årsmedelvärdena på 6 provtagningar av närsaltshalter per år och att inga flödesmätningar förekommit, dvs årsmedelavrinningen antas varje år vara 12 l/s och km^2. I Örekilsälven däremot baseras årsmedelvärdena på såväl flödesmätningar som haltprovtagningar varje månad. Områdena är sinsemellan väldigt olika - Örekilsälven har som redan nämnts ett avrinningsområde på nästan 1400 km^2 och en jordbruksareal på 14%, medan Färlevälven, Taske å och Skredsviksån har avrinningsområden på respektive 40,0, 27,6 och 27,3 km^2, och jordbruksarealer på 35%, 8% och 20% (Miljö- och hälsoskyddskontoret i Uddevalla kommun, 1988). Färlevälven utgör recipient för ett mindre reningsverk och ett mejeri i Dingle, och Skredsviksån var fram till 1984 recipient för en fiskodling och fram till 1987 recipient för ett mindre reningsverk vid Hogstorps samhälle.

Det är uppseendeväckande att kväveutlakningen per ytenhet inom Örekilsälvens avrinningsområde är lika hög som långtidsmedelvärdena för 100% jordbruksmark från spannmålsgårdar i Värmland och Västergötland (6-8 kg N/år; Wall-Ellström, 1989). Enligt Fleischer mfl (1989) kan "naturliga" förluster av kväve skattas till ca 1,3 kg N per ha och år. Detta innebär att skogsbäcken Taske å skulle ha fördubblade kvävenivåer mot normalt, trots att i stort sett orörda våtmarker och sjöar ingår med 5-10% av avrinningsområdets yta (dessa våtmarker borde bidra med en stor självreningseffekt, dvs denitrifikation).

Nitrathalter i grävda eller borrade brunnar har inte varit anmärkningsvärt höga annat än i enstaka fall, såvitt det är känt på miljö- och hälsoskyddskontoren i några tillfrågade kommuner (Uddevalla, Munkedal).

I Uddevalla kommun har man gjort en särskild genomgång av grävda och borrade brunnar (Miljö- och hälsoskyddskontoret, Uddevalla kommun, 1988). Man fann då att på Bokenäset, dvs en väsentlig del av det kustnära tillrinningsområdet till Gullmarsfjorden, var nitrathalterna genomgående mycket låga (endast 4 av 27 grävda brunnar hade nitrathalter över 2 mg per liter). Om jordbrukets bidrag till kväveföroreningen av grundvattnet varit betydande, borde detta ha inneburit att vatten från grävda brunnar innehöll höga halter av nitrat.

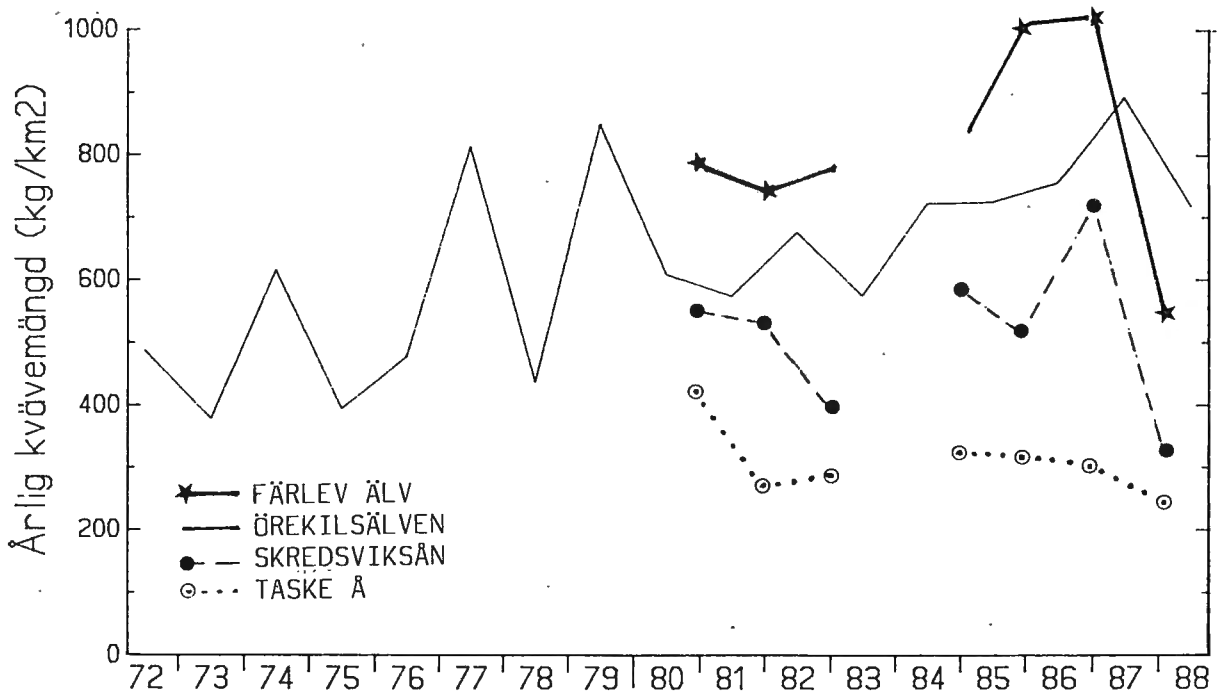

Fig. 2. Skattning av årligen till Gullmarsfjorden tillförd total kvävemängd (kg/km^2 från Färlev älv, Örekilsälven, Skredsviksån och Taske å.

Fig. 2. Estimated total amount of nitrogen (kg/km^2) transported yearly to Gullmar Fjord from Färlev River, Örekil River, Skredsvik Stream and Taske Stream.

Fosforförlusterna till Örekilsälven är ännu mer anmärkningsvärda - de genomsnittliga förlusterna är 0,2-0,3 kg P/ha och år för hela arealen inom avrinningsområdet, vilket ungefär motsvarar långtidsmedelvärdet från 100% jordbruksmark från en spannmålsgård i Malmöhus län (Wall-Ellström, 1989). De mycket höga fosforhalterna som uppmätts i Färlev älv är också alarmerande och borde leda till omedelbara åtgärder.

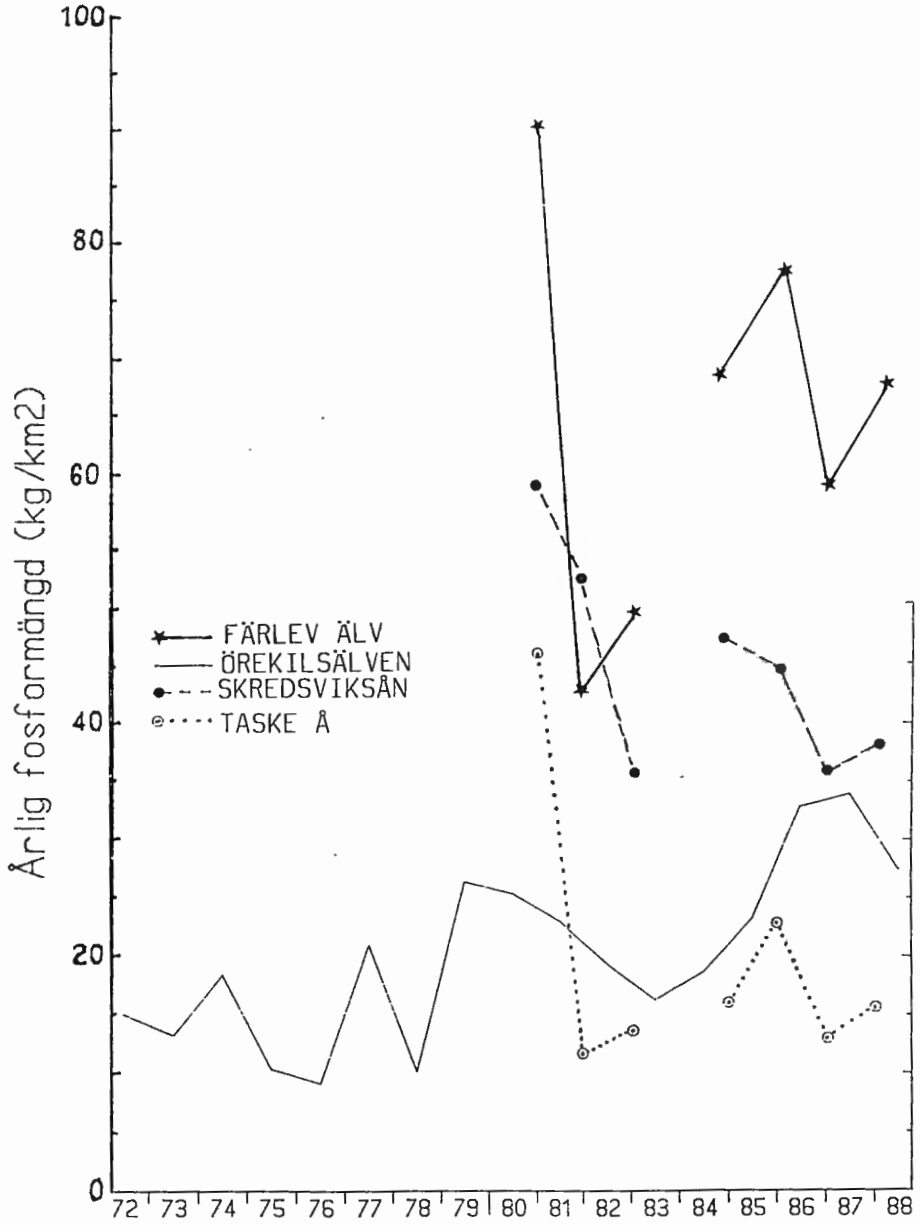

Fig. 3. Skattning av årligen till Gullmarsfjorden tillförd total fosformängd (kg/km^2) från Färlev älv, Örekilsälven, Skredsviksån och Taske å.

Fig. 3. Estimated total amount of phosphorus (kg/km^2) transported yearly to Gullmar Fjord by Färlev River, Örekil River, Skredsvik Stream and Taske Stream.

2.2 Jordbruksnäringens utveckling

Jordbruksnäringen har minskat något i omfattning i hela Bohuslän den senaste 10-årsperioden. Nedan följer en översiktlig sammanställning (se fig. 4-7) rörande jordbrukets strukturförändringar inom Gullmarsfjordens tillrinningsområde (data har hämtats från Lantbruksregistret, SCB, 1989b). Följande församlingar har tagits med: Lysekils kommun, samtliga församlingar; Uddevalla kommun, Dragsmark, Bokenäs, Högås och Skredsviks församlingar; Munkedals kommun, samtliga församlingar; Färgelanda kommun, samtliga församlingar utom Sundals-Ryr; Dals Eds kommun, Dals Ed, Gesäter, och Töftedals församlingar; Bengtsfors kommun, Ödskölts församling.

Under perioden från 1979 till 1988 har jordbruksarealen minskat något, från 1979 till 1988 med 3% i Lysekils kommun, med 1% i Munkedals kommun, med 7% i Uddevalla kommun, med 4% i Dals Eds kommun och med 2% i Färgelanda kommun. Betesmarken har minskat med 26% i Dals Eds kommun och med 25% i Färgelanda kommun.

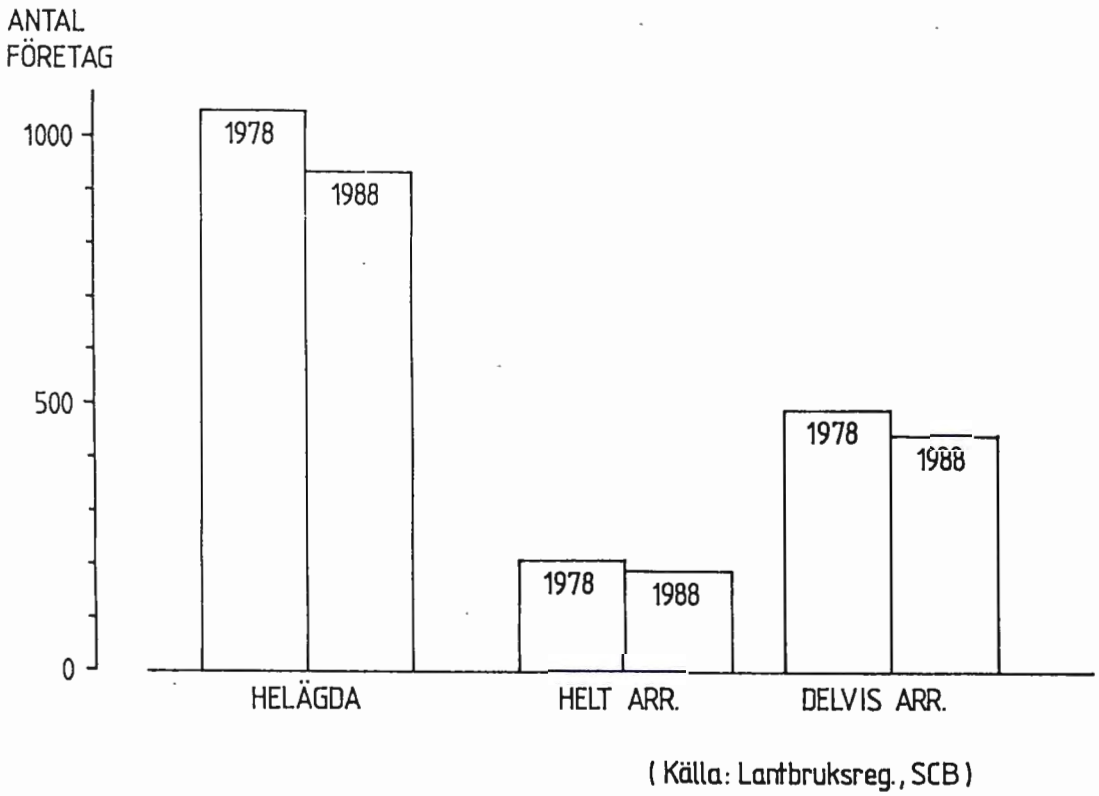

Fig. 4. Antal jordbruksföretag uppdelade efter brukningsform inom Gullmarsfjordens tillrinningsområde 1978 och 1988.

Fig. 4. Frequency of different types of farm ownership within Gullmar Fjord drainage basin in 1978 and 1988. "Helägda"= owned, "helt arr."= leased, "delvis arr."= partly leased

Antal företag, särskilt de helt ägda, har också minskat något inom avrinningsområdet (se fig. 4). En omfördelning har ägt rum, så att små företag köpts upp av större. Det är främst gårdar i storleksklassen 2-20 ha som försvunnit (fig. 5).

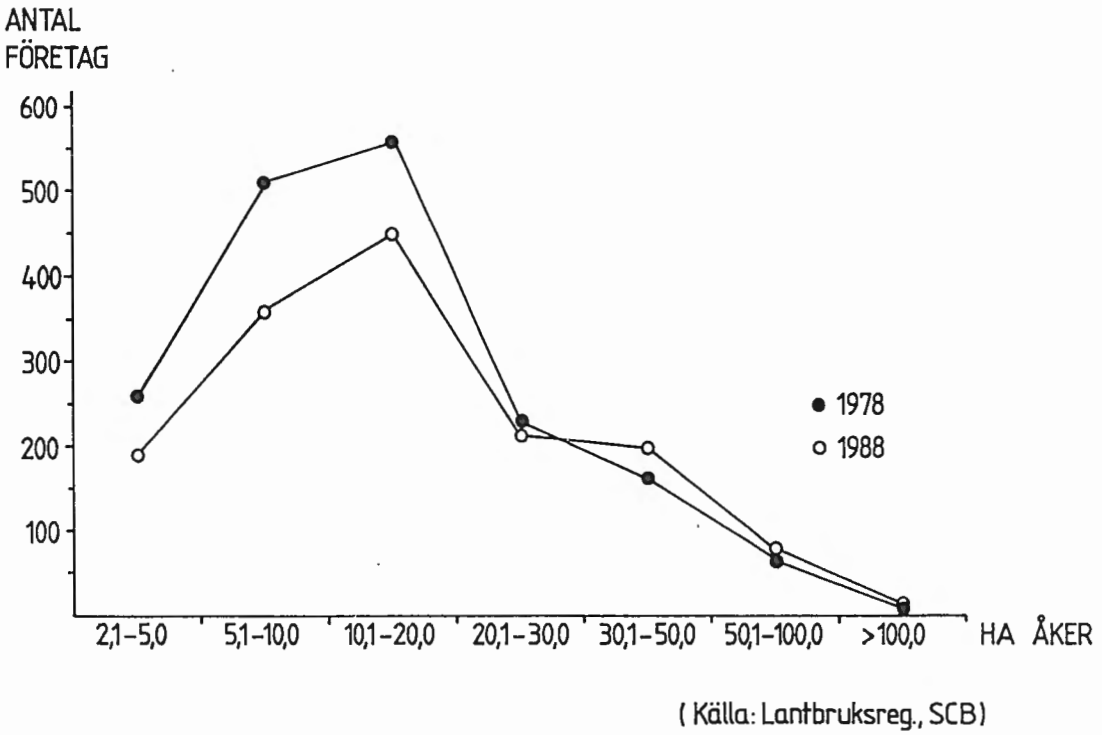

Fig. 5. Antal jordbruksföretag i olika storleksklasser inom Gullmarsfjordens tillrinningsområde 1978 och 1988.
Fig. 5. Frequency of farms of different sizes ("ha åker"=hectares of arable land) within Gullmar Fjord drainage basin in 1978 and 1988.

Ingen avgörande förändring av jordbruksarealens näringstillstånd har skett. På den markkarterade arealen finns det en tendens till höjning av pH-värdena och fosfortillståndet, medan kaliumtillståndet är konstant eller något sjunkande. Man måste dock hålla i minnet att mindre än 20% av åkerarealen markkarterats under den senaste 20-årsperioden, och att icke markkarterad jord i regel har lägre näringsstatus (Johansson, 1989; Charpentier, 1989).

Djurantalet har minskat men koncentrationen av djur ökar. Under perioden 1978-1988 har antalet nötkreatur minskat med 18%, svin har minskat med 27% och höns har ökat med 6% (fig. 6). Antalet företag med nötboskap har under perioden 1978-1988 minskat med 37%, antalet företag med svin med 51% och antalet företag med höns med 32% (fig. 7).

De mindre djurhållande företagen har inte varit lönsamma med 80-talets utveckling av prissättning på spannmål, kött och mjölk. Med en avreglering av jordbruket (vilket innebär sänkning av produktionspriserna till EG-nivå) kommer denna djurkoncentration att fortsätta. Koncentrationen av djur på färre gårdar leder till att en mindre areal utnyttjas för gödselspridning, vilket kan öka risken för närsaltutlakning inom vissa områden.

Det är dock möjligt att Bohuslän och Dalsland helt förlorar stora delar av sin animalieproduktion till slättbygderna.

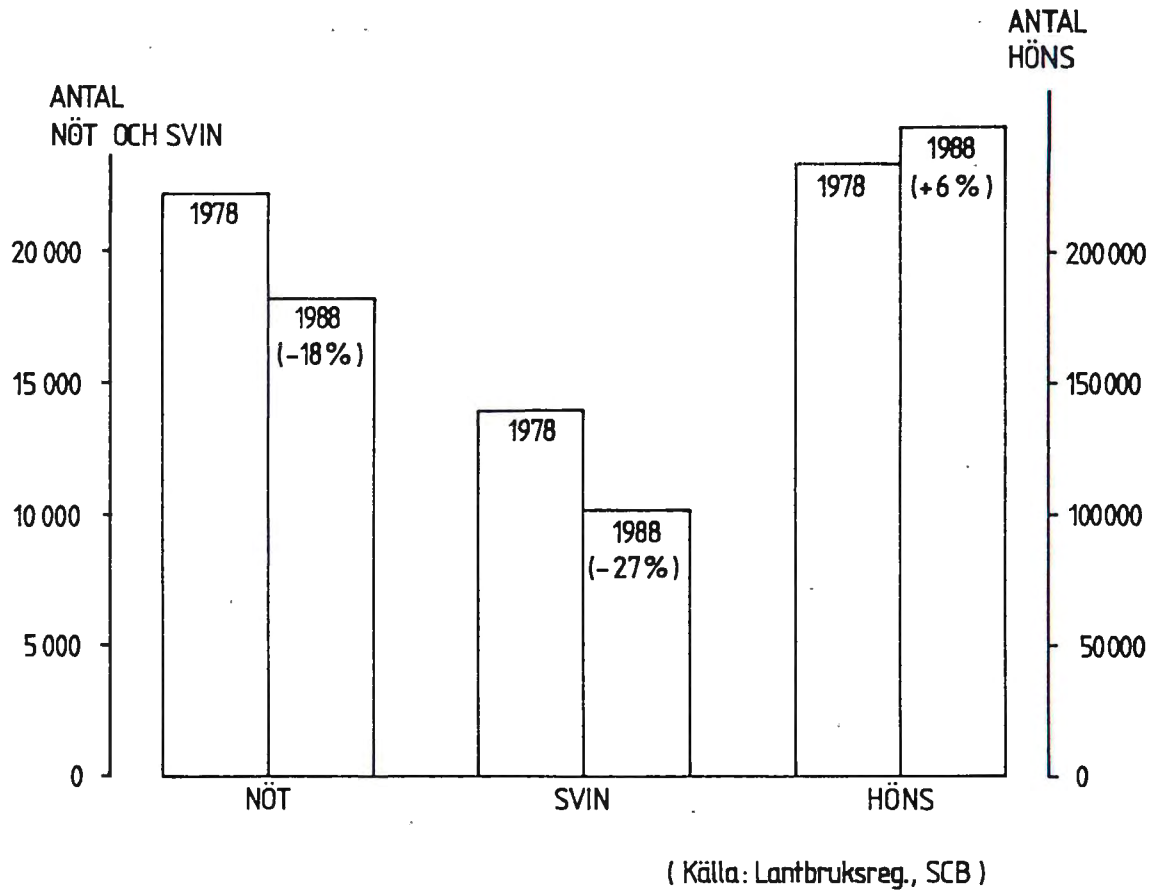

Fig. 6. Antal husdjur inom Gullmarsfjordens tillrinningsområde 1978 och 1988.
Fig. 6. Number of domestic animals within Gullmar Fjord drainage basin in 1978 and 1988 ("nöt och svin"= cattle and pigs, "höns"= poultry).

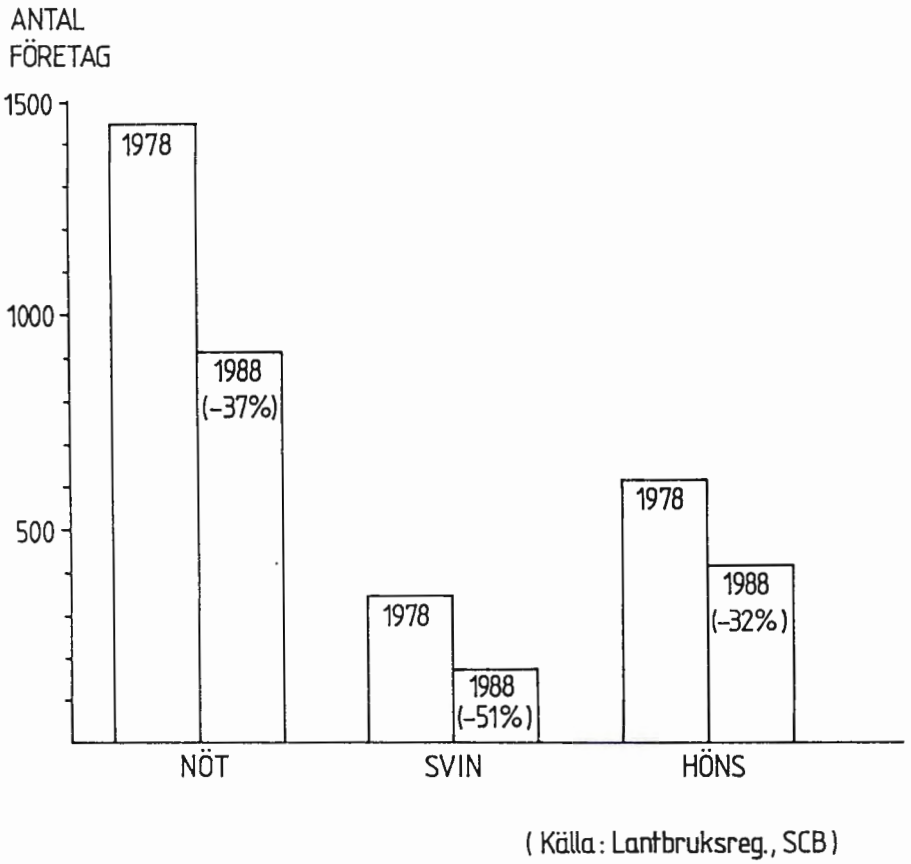

Fig. 7. Antal jordbruksföretag med nöt, svin och/eller höns inom Gullmarsfjordens tillrinningsområde 1978 och 1988.

Fig. 7. Number of farms with cattle, pigs and/or poultry within Gullmar Fjord drainage basin in 1978 and 1988.

2.3 Skogsnäringens utveckling

Under den senaste 10-årsperioden har skogsuttaget ökat - i Göteborgs och Bohus län från ca 1000 ha/år till ca 1800 ha/år (Wentzel, 1989). Andelen kalhuggna ytor har alltså ökat. Detta beror främst på förbättrade villkor i form av högre virkespriser och skatteförmåner, men kan också förklaras med att många bönder kompenserar den sämre ekonomiska situationen inom jordbruket med att ta ut mer ur skogen.

Eftersom skogen inte tar upp mer än några få kg kväve per ha och år (Rodhe, 1982) måste en ackumulation ske i förnan och i undervegetationen - alternativt utlakas till vattendragen. Utlakningen kan bedömas vara störst från den marktyp som har låg produktivitet, dvs från hällmarker och mycket grunda jordar. Denna marktyp är mycket vanlig i Bohuslän - den utgör mer än 50% av landarealen (se nedan under 4.3 Jordartsförhållanden).

2.4 Turistnäringens utveckling

Turistströmmen ökar årligen. Detta ger en ganska marginell ökning av föroreningssituationen, men vi vet att Gullmarnplanens antagande att alla sommarstugor är försedda med torrklosett inte stämmer i dag. En människa producerar 12 g kväve och 2,5 g fosfor per dygn (inklusive bad, tvätt och diskvatten; Nordström, 1986). Inom Örekilsälvens avrinningsområde skulle den fasta befolkningen (15 493 personer år 1980 varav 51,2 % bor i tätorter; SCB, 1985) stå för en årsproduktion av 67,9 ton kväve och 14,1 ton fosfor. Till detta kommer sommargästers och turisters bidrag (i regel orenat) och avgår rening av tätortsavloppen (0-30% av kvävet och 0-90% av fosforn). Rötslammet lagras upp och kan så småningom blir punktkällor för närsaltsläckage.

En viss permanentning av tidigare fritidsbebyggelse har skett under senare år (Miljö- och Hälsoskyddskontoret, Uddevalla kommun, 1988).

2.5 Luftföroreningar

Sedan 1950-talet har utsläppen av kväveoxider i Sverige nästan tredubblats, främst som en följd av den ökade bilismen. Från mitten av 1970-talet minskar dock halten av surgörande sulfat- och vätejoner i regnet. Den senaste 10-årsperioden har depositionen från såväl kväveoxider som ammonium varit mer eller mindre oförändrad och beräknas förbli på denna nivå fram till sekelskiftet. Fram till 1995 förväntas i Sverige en 20% minskning av kvävedioxidutsläppen (SNV 1987b; Andersson, 1988).

Enligt Rodhe (1982) är nitrathalten och ammoniumhalten i nederbörden av samma storleksordning (ca 0,5 mg/l). Med totala kvävehalter på 1 mg/l i nederbörden kommer direktdepositionen av kväve på vattenytorna att bli ett betydande tillskott, särskilt i de nederbördsrikare och sjörikare inre delarna av Bohuslän och Älvsborgs län. Eftersom nederbörden under 80-talet i genomsnitt varit betydligt högre än normalt (se nedan, avsnitt 2.6), kan man räkna med att våtdepositionen av kväve varit förhöjd under denna period.

2.6

2.7 Klimat och avrinning

Sverige har på senare tid haft en tydlig trend mot ökad avrinning: från 1969 till 1987 ökade vattenföringen i de svenska floderna med 2% årligen (SCB, 1989a).

Inom Gullmarsfjordens tillrinningsområde är såväl nederbörd som avrinning högre i inlandet (östra Bohuslän och västra Dalsland) än nära kusten (se avsnitt 4.1). Trots att retentionen av både kväve och fosfor är hög för de längst bort belägna delarna inom Örekilsälvens avrinningsområde kan just dessa områden på grund av klimatfaktorer spela en relativt viktig roll för miljön i fjorden.

Under perioden 1979-1988 registrerades 12-21% högre nederbörd än genomsnittet för perioden 1931-1960 på de tre klimatregistreringsstationer (Lysekil, Dingle och Sanne) som SMHI har inom Gullmarsfjordens tillrinningsområde. Under år 1988, då vi hade de värsta problemen hittills i fjorden, noterades en mycket högre nederbörd än normalt i Dingle och Sanne (ca 50%), medan Lysekil hade 18% högre nederbörd (Jansson, 1975; Eriksson, pers. komm.)

2.7 Bidrag med havsströmmarna

För Gullmarsfjorden, liksom för hela Bohuskusten, saknas säkra uppgifter för havsströmmarnas bidrag av närsalter in till kustområdena. När beräkningen av föroreningssituationen utfördes för Gullmarnplanen, kunde man endast göra skattningar av havsströmmarnas bidrag till föroreningen av Gullmarsfjorden. Man har dock kunnat konstatera att koncentrationen av närsalter, främst kväve, har ökat i Kattegatts djupvatten under 1970- och 80-talen (Aksnes m.fl., 1989, cit. av Lindahl, 1990). Under de senaste åren har det skett en ökning av algblomningarna en bit ut från själva kustområdet, vilket möjligen är en indikation på en ökning av närsalter transporterade till svenska västkusten från Östersjön (Baltiska strömmen) och från den europeiska kontinentens västkust (Jutska strömmen; Lindahl, 1990).

3 Orsaker till föroreningssituationen i Gullmarsfjorden

3.1 Vilka föroreningar orsakar en förhöjd algproduktion i Gullmarsfjorden?

Algtillväxten kräver i första hand tillgång på väte, syre och kol (98% av färskvikten), men utöver detta krävs också kväve, fosfor och kalium. Även kalcium, svavel och magnesium krävs i relativt stora mängder. Kväve, fosfor och kisel är de centrala tillväxtbegränsade ämnena. Balansen mellan kväve och fosfor är i de marina algerna ungefär 7:1, baserat på viktsförhållandet. Även om kvoten mellan kväve och fosfor i det vatten som omger algerna är ett mycket grovt och osäkert mått på vilket av ämnena som är mest begränsande för algtillväxten, kan den användas för att studera balansen under en längre tid.

Vilka närsalter som har störst betydelse för algblomningsproblemen och syrebristen på bottnarna i havsmiljön har under lång tid diskuterats intensivt av havsforskarna. I regel är fosfor det begränsande ämnet i sötvatten medan kväve anses vara det begränsande ämnet i havsvatten. Vatten med N:P-kvoter högre än 7 skulle således behöva tillskott av fosfor för att en algproduktion skall komma igång, medan kvoter under 7 skulle vara beroende av tillskott av kväve (SNV, 1987a). Det finns dock flera teorier och även mätserier som visar att båda ämnena kan vara begränsande (Forsberg, 1982). Mycket beror på de lokala förutsättningarna. Norska undersökningar har visat, att fosfor ofta är det begränsande ämnet i vatten med låga salthalter, dvs i ytvatten och i de inre delarna av fjordarna, medan kväve är det begränsande ämnet i vatten med högre salthalt (Sakshaug m.fl., 1972; Andreassen, 1976). Fosfor har av vissa forskare tillmätts en större betydelse under sommarhalvåret efter vårblomningen (Källqvist, 1988).

Fleisher mfl (1989) anser, att kväveföroreningarna är den i särklass viktigaste orsaken till föroreningen av havsmiljön utanför Hallandskusten. I samma rapport (Fleischer mfl, 1989) tar man också upp det faktum att vårblomningen (februari-mars) bidrar med ca 30% av nettoupptaget av kväve, medan sommarperioden (april-oktober) står för 70%.

Algblomningsproblemen påverkas förutom av kväve- och fosfortillgång också av tillgången på organiskt material och kisel (t ex i suspenderade ler- och siltpartiklar).

3.2 Närsalttransport till Gullmarsfjorden från kustnära områden

De kustnära områdenas relativt milda klimat är jämförbart med södra Sveriges, vilket borde innebära att huvuddelen av kvävemineralisering och utlakning från jordbruksmark sker under perioden november-mars.

Att det finns ett samband mellan höga nitrathalter och längre perioder med låga salthalter i Gullmarsfjordens ytvatten märktes tydligt under det kalla och regniga året 1987 (Lindahl & Andersson, 1988). Vid en genomgång av data på närsaltshalterna från fjordens kontrollprogram, ställt i relation till nederbördsdata från Lysekil kan man konstatera att total-P har mycket tydliga toppar under perioder med hög och intensiv nederbörd (Lindahl & Andersson 1986, 1987, 1988, 1989; Eriksson, SMHI 1989). Total-P inkluderar ju organiskt bundet fosfor, så dessa tillfälliga toppar orsakas troligen av erosion. Däremot är fosfathalterna i regel genomgående låga i Gullmarsfjorden under sommarhalvåret.

N:P-kvoten i 5 bäckar (Bokenäsbäcken, Hällebäcken, Vikenbäcken, Skredsviksån och Taske å) som rinner till Gullmarsfjorden var under en intensiv provtagningsperiod på 3-5 år (1980-83 för Bokenäsbäcken, Hällebäcken och Vikenbäcken; 1980-1985 för Skredsviksbäcken och Taske å) i medeltal ca 15 (berbetning av data från Strand, 1987). Under högvattenföring var dock kvoten ibland så låg som 2-5. Vid lågvattenföring (dvs under sommarmånaderna) är kvoterna också relativt sett lägre än genomsnittet för året. Detta kan bero på att N:P-kvoten i regel är lägre från orenat avloppsvatten (8-10:1; Andreassen, 1976), vilket på landsbygden utgör en större andel av avrinningen under sommarmånaderna då ju avrinningen från jordbruksmark är liten.

Andelen åker är relativt låg såväl inom de kustnära områdena som inom Örekilsälvens avrinningsområde (se tabell 1), och verkade inte ha någon avgörande betydelse för storleksordningen på fosfortransporterna per arealenhet i den bohuslänska bäckundersökningen.

Vad gäller kvävetransporterna ut i Gullmarsfjorden kan man däremot konstatera att Taske å, som har den lägsta andelen åker inom avrinningsområdet (Strands arealangivelser är något högre än de som angivits av Miljö- och hälsoskyddskontoret i Uddevalla (1988), också har en lägre utlakning per arealenhet än de övriga fyra bäckarna. I övrigt kan det vara stora skillnader i utlakning av kväve per ytenhet mellan närbelägna bäckar (t.ex. mellan Vikenbäcken och Bokenäsbäcken), trots att andelen jordbruksmark är nästan lika stor (se fig. 8).

Om man studerar de provtagningstillfällen med extremt höga halter av fosfor respektive kväve från kustnära bäckar till Gullmarsfjorden som redovisas av Strand (1987), kan man konstatera att nederbördens storlek och fördelning är en mycket viktig faktor. 47% av fosfortransporten och 23 % av kvävetransporten i Vikenbäcken under 1981 skedde under de 8 registrerade dygn då vattenföringen var som högst!

Med dagliga nederbördsdata från Lysekil (Eriksson, SMHI 1989) som underlag för studium av hur närsalttransporten varierade i Strands undersökningar av de fem kustnära bäckarna, kan man konstatera att höga fosfor- och kvävehalter oftast inträffar samtidigt. Fosforhalterna varierar dock i högre grad än kvävehalterna. De dagar då extremt höga halter har uppmätts i bäckarna (>300 ug/l totalfosfor eller > 2000 ug/l totalkväve) har nederbörden antingen varit relativt hög under flera dagar i följd, eller också har den fallit med hög intensitet (5-10 mm/tim) samma dag eller dagen innan. Av de 11 tillfällen med halter som överstiger de ovan nämnda har 8 tillfällen varit under oktober-mars, 1 tillfälle i maj-juni och 2 tillfällen i augusti. Även dessa data visar att ytavrinningen troligen spelar en viktig roll för storleksordningen på närsaltstransporterna (särskilt fosfor) - viktigare ju närmare kusten området är beläget eftersom sedimentation (retention av partikelbundet fosfor) och nitratreduktion inte har så stor effekt här.

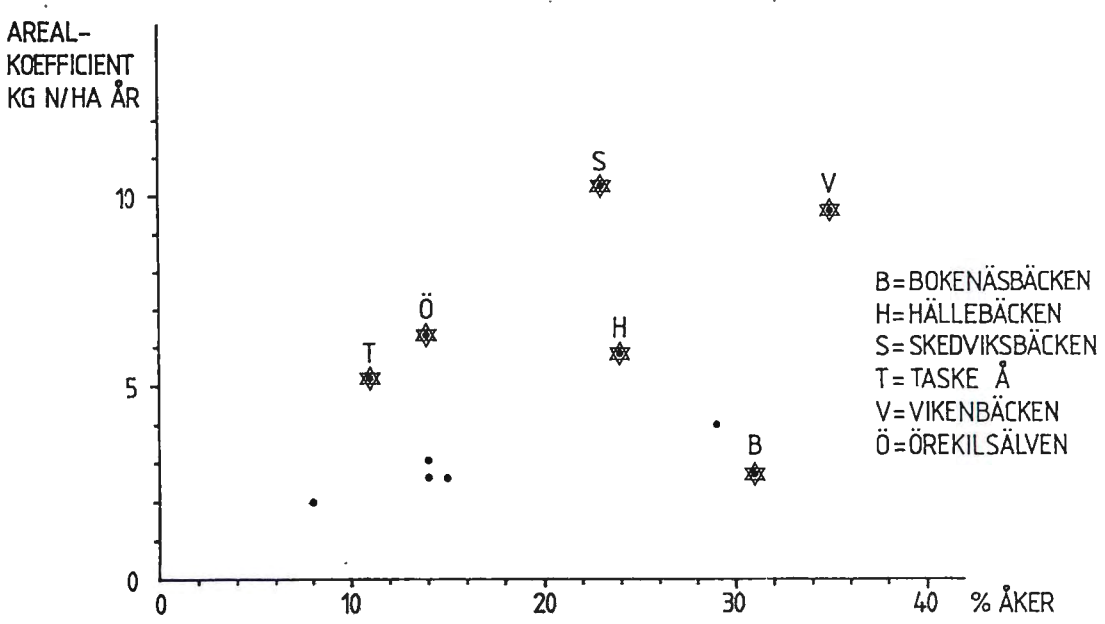

Fig. 8. Total kvävetransport från Örekilsälven samt några mindre åar inom Uddevalla kommun (skattade årsmedeltal från 3-6 år 1980-1986; vattendrag som mynnar i Gullmarsfjorden markeras med en *).

*Fig. 8. Total amount of nitrogen ("arealkoefficient, kg N/ha och år"= area coefficient, kg N/ha and year) transported by Örekil River and some smaller streams within the Uddevalla city council area (estimated yearly averages from 3-6 years in 1980 - 1986; streams discharging to Gullmar Fjord are marked with an *).*

Man bör kanske vara försiktig med att dra generella slutsatser av Strands material på endast 5 bäckar, där den intensivaste undersökningen (i Vikenbäcken) inneburit provtagning var 14 dag under ett år (1981). Detta är dock det enda faktamaterial om sambandet avrinning/närsaltsförluster från marker inom Gullmarsfjordens kustnära tillrinningsområde som finns att tillgå idag. Någon möjlighet att bedöma vilken markanvändning som ger störst bidrag till närsalttransporterna går givetvis inte att göra, men att halterna är relativt höga trots en låg intensitet på jordbruket tyder på att skogsmark och "övrig" mark måste ge större bidrag än man hittills trott. Den stora andelen "övrig" mark innehåller till stor del hällmarker och grunda jordar, som inte kan ta emot atmosfärskvävet utan "släpper igenom" detta till vattendragen.

3.3 Närsalttransport från tillrinningsområdets avlägsna delar

Örekilsälven utgör den helt dominerande transportvägen för landtransporterat kväve till Gullmarsfjorden. Kvävehalterna är, som påpekats tidigare, mycket höga och den ökande trenden är tydlig (fig. 2), trots att kväveretentionen i form av denitrifikation, sedimentation av organiskt material och upptag av växter och djur bör uppgå till i storleksordningen 20-50%.

Jordbrukets bidrag till kvävetransporterna bör i det något kallare klimatet i östra Bohuslän och Dalsland ske under två perioder: dels i november-december och dels i mars-april.

Vad gäller fosforföroreningarna i Örekilsälven kan man räkna med att stora mängder finns upplagrat i sjösediment. Sjöarna kommer även fortsättningsvis att fungera som fosforfällor, men utgör också en fosforkälla varifrån fosfor kan frigöras.

Den regionala miljöanalysen som genomfördes i Göteborgs och Bohus län samt Älvsborgs län under 1989 visar att Valboån inklusive Ellenösjön är den mest förorenade förgreningen av Örekilsälven. En möjlig anledning till detta kan vara den relativt intensiva jordbruksdriften med stor andel animalieproduktion (bla mycket höns) som förekommer på utmed detta vattendrag. En annan viktig anledning är tätare enskild bebyggelse, och utsläpp från reningsverk från tätorterna Högsäter, Färgelanda och Ödeborg. Ökat skogsuttag i kombination med ökad användning av skogsskötselåtgärder som markberedning och skogsdikning i ett område där nederbörden och avrinningen är hög kan vara ytterligare en möjlig orsak till höga närsalthalter i Valboån.

4 Faktorer som inverkar på jordbrukets bidrag till föroreningen av sjöar, vattendrag och havsmiljöer i Bohuslän

4.1 Klimat

Enligt Destouni & Cvetkovic (1988) är det främst klimatfaktorer som nederbördsintensitet samt grundvattenytans läge (det senare en kombinerad effekt av nederbörd, jordart, topografi, dränering och nederbördsöverskott) som inverkar på vattenflöden och transport av lösta ämnen genom en omättad jord. Med det avrunna vattnet, som förekommer som perkolation eller som ytavrinning, följer lättlösliga närsalter som nitrat, ammonium och kalium. Fosfor är i regel partikelbundet och följer därför nästan enbart med i ytavrinningen. Fosfatfosfor förekommer i mycket små mängder i markvätskan.

Bohusläns årsmedelnederbörd ökar från kusten och inåt landet (Jansson, 1975). Det är en skillnad på i genomsnitt 150 mm/år mellan Bokenäset vid Bohuskusten och Högsäter i Dalsland. Även nederbördsintensiteten ökar ju längre in från kusten man kommer (Vägverket, 1984). Risken för såväl utlakning som ytavrinning ökar således markant från kusten och inåt, och är störst i Dalslandsdelen av Gullmarsfjordens avrinningsområde.

Även årsmedeltemperaturen uppvisar stora skillnader mellan kusten och de inre delarna av Gullmarsfjordens avrinningsområde (Jansson, 1975). Denna skillnad är ca 1,5 °C, vilket har stor betydelse för flera viktiga biologiska processer. Temperaturen inverkar t.ex. på mineraliseringen av nitrat från markens organiska kvävepool. Detta innebär att om grödan skördas i augusti så mineraliseras under ett par månader ytterligare kväve som då inte kan tas upp av en växtligheten. I södra Sverige, liksom längs de yttre delarna av Bohuskusten, kan mineralisering vissa år pågå under stora delar av vintern. I östra Bohuslän och Dalsland har man dock som regel en rejäl tjälningsperiod under vintern.

Den totala kväveutlakningens storlek från jordbruksmark i Sverige är direkt beroende av årets medelavrinning (Andersson, 1986). Inom Sveriges olika klimatområden är det främst avrinningsmönstret i kombination med vegetationsperiodens längd som avgör när på året som kvävetransporten sker från jordbruksmark. Inom Gullmarsfjordens tillrinningsområde hör det kustnära området närmast till södra Sveriges avrinningsmönster, där kväveläckaget oftast pågår under hela vintern från november till mars, medan de inre delarna av tillrinningsområdet förmodligen mera liknar Mellansveriges där jordbrukets läckage koncentreras till november-december och mars-april (Gustafsson, 1983).

Varje avrinningsområde har sitt eget avrinningsmönster och detta mönster förändras givetvis t.ex. vid variationer i nederbörden. Dygnsvariationerna i både avrinning och sedimenttransport kan vara mycket höga (Gretener, 1985).

Det finns också ett uppenbart samband mellan intensiv nederbörd och utlösning av erosionsprocesser. Ofta börjar jorden flyta iväg om den vattenmättade ytjorden underlagras av tätare jordarter med lägre genomsläpplighet för markvatten. En lägre genomsläpplighet i de undre jordlagren fås t.ex om denna är tjälad. Om jordlagret är mycket grunt, vilket oftare är fallet på skogsmark med låg produktivitet än på jordbruksmark, är givetvis risken för erosion ännu högre.

Kombinationen långvariga regn och intensiv nederbörd har särskilt stor betydelse för sedimenttransport från ytan. Även snösmältning i kombination med regn ger samma effekt, dvs att ytjordlagret är helt vattenmättat och mycket lätt transporteras iväg av regn med hög energi.

Enligt Nilsson (1986) kan man räkna med att luftföroreningar för med sig ca 16 kg N/ha i total kvävedeposition över mellersta Bohuslän och Dalsland. Invid Gårdsjön har man uppmätt en total deposition på 16,2-22,6 kg N/ha och år (Grennfelt mfl., 1985). Ett maximum för kvävedepositionen bör sammanfalla med nederbördsmaximum, dvs i de inre delarna av Gullmarsfjordens avrinningsområde. Länsstyrelsen i Älvsborgs län (1989) räknar med en kvävedeposition i Älvsborgs län på i genomsnitt 17 kg N/ha och år.

Denitrifikation (populärt kallat "självrening", dvs omvandling av nitrat till kvävgas som avges till atmosfären) påverkas också i hög grad av temperaturen, men för att denna process skall kunna fortgå i marken måste det dessutom vara anaeroba förhållanden (syrebrist) åtminstone lokalt. Danska undersökningar visar att denitrifikationen på jordbruksmark var högst under våren och lägst i juli-augusti, dvs i den intensivaste delen av växtsäsongen (Maag, 1988). I samma undersökning fann man att de högsta förlusterna (upp till 2 kg N/ha och dygn) inträffade under perioder med upprepade tjälnings- och upptiningsförhållanden.

4.2 Topografi

Bohusläns topografi karakteriseras av ett starkt brutet och kuperat landskap. Denna typ av topografi ger givetvis en stor andel ytavrinning, särskilt som hällmarkerna är den dominerande andelen av landarealen (se nedan). Men även grundvattenströmningen går förhållandevis mycket snabbare i ett backigt landskap än i flacka landskapstyper. Särskilt gäller det sådana landskap som består av många mindre svackor där grundvattnet kommer upp nära markytan (Grip & Rodhe, 1985).

I en studie av åkermark i Ringsjöområdet i konstaterades att fältets längd och lutning var de enskilda parametrar som mest påverkar ytavrinning och därmed erosion (Alström & Bergman, 1988).

4.3 Jordartsförhållanden

Av den totala landarealen i Bohuslän utgörs enligt Lundqvist (1959) hela 55% av berghällar och hällmarker (jordar med mindre än 10 cm jordlager), 20 av lerjord, 10% av sandjord och 10% av moräner.

I kustnära områden är jordmånsbildningen starkt påverkat av kustklimatet. De bohuslänska jordarna är bildade från sura bergarter och har därför i regel både låg katjonbyteskapacitet (= näringshållande förmåga) och relativt låg basmättnadsgrad (= liten buffringsförmåga mot ökad försurning). Endast på enstaka ställen förekommer fossila skalbankar, där det är ett högt naturligt pH. På den andel av åkermarken som markkarterats under det senaste årtiondet (ca

15-20%) har inga tendenser till försurning noterats, men hur tillståndet är generellt är svårt att bedöma (Johansson, 1989; Charpentier, 1989). Skogsmarken är dock så starkt påverkad av försurande luft- och vattenföroreningar att skogstillväxten har tagit skada.

Kustjordmåner är starkt influerade av salter som blåser in från havet, vilket gör att de har jämförelsevis höga halter av natrium, magnesium, klor, jod, brom och selen (Låg, 1976). I de marint avsatta lerorna har jordmånsbildningen gett naturligt höga kloridhalter.

Lerorna i Bohuslän och Dalsland är i regel moiga eller mjäliga lättleror/mellanleror. Sådana jordar är struktursvaga och därmed känsliga för erosion. De har dessutom ett porsystem med starka kapillära krafter, vilket ger höga vattenhalter och låg andel luft om grundvattenytan står högt. Särskilt under vintern och våren då det översta matjordsskiktet tinar upp, har jordar av denna typ en stark benägenhet att falla isär från aggregat till enstaka partiklar (Njøs & Hove, 1984). I Norge har man i försök konstaterat att en mjälig mellanlera kan förlora upp till 5 gånger mer jord vid normal jordbruksdrift än en styvare lera (Hove & Njøs, 1985). Försöksfält på mellansvenska lerjordar har uppvisat större materialförluster och oftast även större fosforförluster än försöksfält med sandiga eller moiga jordar (Ulén, 1986a,b).

De jordar som är mest utlakningsbenägna är sand- och grovmojordar. Dessa läcker kväve även under år med måttliga nederbördsmängder (Gustafson, 1983). Däremot är ytavrinning och erosion inte lika stort problem på sådana grövre jordar, åtminstone inte om marken är bevuxen under större delen av året.

I regel utlakas mindre kväve från lerjordar än från sand- och mojordar. Det kan delvis bero på att magasineringskapaciteten för markvätska är större i lerjordarna, men också på att rötterna ofta tränger ner djupare på lerhaltiga jordar och därmed ökar upptagningen av kväve till växten.

Effektiviteten av tillfört handelsgödselkväve har studerats i de engelska drygt 100 år gamla växtföljdsförsöken på mjälig, moig mellanlera i Rothamstead. Man har gödslat med isotopmärkt kväve och därvid konstaterat att 50-60% tas upp av växten, 10-20% blir kvar i jorden och 10-30% förloras. Den sistnämnda andelen består dels av kväve som förloras i form av nitrat och ammonium till yt- oxh dräneringsvatten, dels av denitrifierat kväve som går upp i atmosfären. Denitrifikationen är enligt Fulham (1989) den största förlustkällan, och den försiggår under perioder med relativt varmt klimat och hög fukthalt i jorden. Colbourn (1988) rapporterar denitrifikationsförluster på 1-6% av den årliga tillförseln av kväve från 4 års försök på lerjord i England (Oxfordshire).

Denitrifikation påverkas i hög grad av jordartsförhållanden. I jordar med aggregatstorlekar > 1 cm pågår denitrifikation i de inre delarna av aggregaten även under förhållandevis torra perioder. Det är dock endast i de delar av jorden där kol finns tillgängligt för mikroorganismerna som denitrifikationen blir av någon större betydelse, dvs oftast begränsat till matjorden (Eriksson, 1982). I lerjordar pågår således denitrifikation under de varmare delarna av året, i kvantitet 10-200 kg/ha och år på danska jordar (Maag, 1988). Samma danska undersökning visade att även vid låga handelsgödselgivor (40 kg N/ha och år) fås denitrifikationsförluster på i medeltal 2-73 kg N/ha och år, och vid låga flytgödselgivor (80 kg N/ha och år) uppmättes denitrifikationsförlusterna till i medeltal 8- 107 kg N/ha och år. De högsta denitrifikationsförlusterna påvisades 1987, som var ett ovanligt kallt och regnigt år även i Danmark.

De danska forskningsresultaten visar, att denitrifikationen på åkerjordar i regel är större vid flytgödselanvändning än vid enbart användning av handelsgödselkväve. Detta motsägs dock av en engelsk undersökning av denitrifikation på en mullrik moränlättlera med vall (Ennington & Smith, 1986). I den senare undersökningen menar man, att det är helt avgörande för denitrifikationen vilka fuktighetsförhållanden som råder vid spridningstillfället. Om marken är relativt torr så får man alltid större denitrifikation vid gödsling med handelsgödsel än med flytgödsel. Storleksordningen på denitrifikationsförlusterna i den engelska studien är dock samma som i den danska undersökningen. Ingen gödsling alls ger den lägsta denitrifikationen.

4.4 Markanvändning

Skog - jordbruk

Markanvändningen har en avgörande betydelse för hur stora närsalttransporterna blir. Provtagningar i 9 små avrinningsområden i södra Halland har visat att man här har en tydlig ökning av kväveförluster ju större andelen jordbruksmark är (Joelsson, 1989). Även i Älvsborgs län har man noterat att det är betydligt högre mängd transporterat kväve per ytenhet avrinningsområde i vattendrag med hög andel åkermark (Länsstyrelsen i Älvsborgs län, 1989). Andelen åkermark är dock i båda fallen i regel betydligt högre än för de bohuslänska bäckar som redovisats av Strand (se avsnitt 3.2).

En annan intressant iakttagelse som man gjort i södra Halland är att kvävehalterna i typiska jordbruksåar minskat under 1978-1988, medan kvävehalterna i vattendrag som avvattnar skogsområden tenderar att öka (Joelsson, 1989). Avrinningen har i båda typerna av åar uppskattats med hjälp av en matematisk modell som utarbetats av SMHI ("PULS"). Samma tendens, dvs en stor ökningen i närsaltshalter i vattendrag vars avrinningsområden domineras av skog, sjöar och myrmarker, har man funnit i de åar och älvar som ingår i kontrollprogrammet i Älvsborgs län (Länsstyrelsen i Älvsborgs län, 1989).

Djurhållning

Ungefär 70 % av den fosfor som djuret intar med fodret återfinns i stallgödseln. Denna fosfor är till övervägande delen partikelbunden (inbyggd i det organiska materialet). Den andel fosfor som frigörs till atmosfären från animalieproduktionen är försumbar.

För kväve är det svårare att bestämma förlusterna, eftersom man har dels ammoniakförluster, dels denitrifikationsförluster samt läckage i form av nitrat. Vid vallodling kan man dessutom räkna med en viss ökning av kväveinnehållet i jorden (humushalthöjning), medan det motsatta är fallet vid öppen odling.

De största kväveförlusterna för djurgårdarna är i form av ammoniak upp i atmosfären (ca 20% av totala mängden kväve i producerad gödsel för gårdar med flytgödselhantering och omedelbar nedbrukning, ca 40% för fastgödsel som spridits utan nedmyllning; Lundin, 1988).

Kvävehushållningen är sämst på mjölkkogårdar. Vid en beräkning av kvävebalansen, har Steineck mfl (1989) funnit att mjölkkogårdarna bara utnyttjar 1/3 av det kväve som tillförts gården. Men en stor andel av det kväve som inte utnyttjas lagras upp i vallarna och kan med en väl avpassad växtföljd komma efterföljande grödor till godo. Slaktsvinsgården utnyttjar 3/4 av tillfört kväve och en gård som endast använder handelsgödselkväve utnyttjar 4/5 av kvävet.

Ammoniakförlusterna från stallgödselhanteringen i jordbruket utgör ca 25% av de totala kväveutsläppen i Sverige (84% av de totala ammoniakutsläppen, vilka i sin tur utgör 30% av den totala kvävedepositionen; SNV, 1987a.). Det skulle för Gullmarsfjordens tillrinningsområde betyda att 4 kg av de 16-17 kg N som deponeras från atmosfären härrör sig från jordbruksdriften.

Storleksordningen på denitrifikationens andel av kväveförlusterna från jordbruket påverkas i hög grad av tillgången på lättomsättbar organisk substans, eftersom denna stimulerar tillväxten av denitrifikationsbakterier.

Dränering och jordbearbetning

Intensivt dränerad mark ger högre utlakningsförluster av kväve än jordar med mindre intensiv dränering. Även när det gäller jordbearbetning finnsväsentliga skillnader i utlakningsmönster; plöjningsfri odling ger lägre utlakningsförluster i dräneringsvattnet än plöjda åkrar (Goss m.fl., 1988).

Plöjningsfri odling ger högre denitrifikationsförluster än plöjd mark (Colbourn, 1988).

Växtföljd

Nitratutlakningen är lägst på djurgårdar med stor andel vall och en balanserad kvävegödsling (Steineck m.fl., 1989). Vallen ackumulerar kväve i rotzonen, vilket innebär att ett vallbrott kan orsaka ökad mineralisering och därmed risk för utlakning, om det inte finns en gröda som direkt kan ta upp den frigjorda mängden kväve. Vallen är dock inte lika effektiv på att hindra fosforfrigörelse, eftersom en del fosfor kan frysa ut från växande gräs under vintern (Ulén, 1986b).

Kväveförlusterna ökar med andelen öppen odling, (särskilt potatis och köksväxter) och minskar med stigande vallandel (Kuhlmann, 1988). Orsakerna till detta är att grundrotade grödor som potatis och köksväxter "missar" det kontinuerligt mineraliserade kvävet både i tiden (kort odlingssäsong), och i rummet (grunt rotsystem - dels genetiskt betingat, dels beroende på att sådan odling oftast sker på sand- och mojordar där rötterna inte kan tränga ner på grund av mekaniskt motstånd i marken).

Undersökningar från södra Norge har visat att det mesta av närsaltsutlakningen sker under snösmältningsperioden, samt på höstarna om jordbearbetningen gjorts tidigt. Storleksordningen på närsaltsförlusterna har varit starkt beroende av om ytavrinning förekommit under snösmältningen, samt av om marken under denna period var beväxt eller inte. Nederbörd som förekommer under växtsäsongen kan ge betydande kväveförluster, medan fosforförlusterna är låga (Øygarden, 1989). Här måste dock skjutas in att både kväve- och fosforgödslingsnivåerna i södra Norge är minst 50% högre än i Bohuslän.

I södra Norge, där öppen odling utgör mer än 80% av åkerarealen, är erosion ett erkänt allvarligt problem. Den årliga höstplöjningen ses här som den viktigaste orsaken till att närsalttransporterna blir så höga (Skøien, 1988).

Produktionsintensitet

Statistik som baseras på långtidsmedelvärden från lokala provytor visar att skördenivåerna för spannmål i Göteborgs och Bohus län ligger 4-17 % lägre än genomsnittet för landet. Odling av vall ger däremot 8% högre skördar än riksgenomsnittet (data från den objektiva skördeuppskattningen 1987; Salomonsson, 1988).

Något statistiskt säkert samband mellan tillförsel av kvävegödsel och kvävetransport har man inte funnit inom Laholmsbuktens tillrinningsområde (Joelsson,1989).

Risken att passera gränsen för vad grödan kan ta upp eller vad som kan byggas in i markens organiska substans är dock större i ett intensivt odlingssystem med hög biomassaproduktion än i ett odlingssystem med lägre biomassaproduktion. För att rätt kunna bedöma hur en skiftesanpassad gödsling skall utföras krävs säkrare analysmetoder och brukningsmetoder eller andra åtgärder som minskar variationerna från år till år. En väl utförd bevattning är ett exempel på en sådan åtgärd (Persson & Steineck, 1989).

I Göteborgs och Bohus län och Älvsborgs län gödslade bönderna under 1983/84 sina marker med ungefär hälften så mycket som i Malmöhus län och Hallands län. De genomsnittliga gödselnivåerna per ha låg 1983/84 på 88 kg N (36 kg i stallgödsel och 52 kg i handelsgödsel) och 14 kg P (3 kg i stallgödsel och 11 kg i handelsgödsel) för Göteborgs och Bohus + Älvsborgs län. Under samma år var gödslingsnivåerna per ha i Hallands län 163 kg N (64 kg i stallgödsel och 99 kg i handelsgödsel) och 31 kg P (13 kg i stallgödsel och 18 kg i handelsgödsel), medan de i Malmöhus län var 148 kg N (30 kg i stallgödsel och 128 kg i handelsgödsel) och 30 kg P (6 kg i stallgödsel och 24 kg i handelsgödsel).

Även jämfört med Skaraborgs län är gödslingsintensiteten i Göteborgs och Bohus län + Älvsborgs län lägre: 1983/84 gödslade skaraborgsbönderna per ha med 130 kg N (30 kg i stallgödsel och 100 kg i handelsgödsel) och 25 kg fosfor (6 kg i stallgödsel och 19 kg i handelsgödsel; SCB, 1985b).

5 Skattning av olika markanvändningars närsalttransport

5.1 Arealkoefficienter

Många försök har gjorts att ge generella arealkoefficienter för närsalttransporter från olika markanvändning. I Bohuslän har utlakningsstudier gjorts i skogsområden, men när det gäller jordbruksmark måste skattningar göras med hjälp av data från andra håll. I Gullmarnplanen (1984) gjordes följande skattningar, vilka baserades på en äldre undersökning från Ösan i Skaraborgs län (Länsstyrelsen i Skaraborgs län, 1974; tabell 2):

Tabell 2. Arealkoefficienter för närsalttransport från olika ytor inom Gullmarsfjordens tillrinningsområde (Gullmarplaneringens kommunala ledningsgrupp, 1984).
Table 2. Area coefficients for nutrient transport from different surfaces within Gullmar Fjord drainage basin.

Naturtyp *(Surface type)*	N kg/ha och år *(N kg/ha and year)*	P kg/ha & år *(P kg/ha and year)*
Åkermark *(arable land)*	14,6	0,12
Skogsmark *(forested land*	1,3	0,06
Gullmaren *(fjord surface)*	20,0	0,14

Med dessa arealkoefficienter som grund kom man fram till att jordbrukets bidrag till närsalttransporten ut i Gullmarsfjorden var 56% för kväve och 13% för fosfor.

För Mellansverige har en generell skattning gjorts av vid Inst. för Markvetenskap, Sveriges Lantbruksuniversitet (Brink mfl, 1986), vilket baseras på 7 mätstationer på jordbruksfält med varierande klimat, jordart och produktionsinriktning. Under perioden 1976-1985 var medeltalet från dessa stationer (där de flesta ligger inom slättbygder) 12 kg kväve per ha och år.

En ambitiös genomgång av olika jordarter och olika vegetationstyper har nyligen gjorts för att belysa jordbrukets föroreningar i Skaraborgs län (se tabell 3 och 4 nedan). Dessa data baseras på i huvudsak på utlakningsförsök inom det egna länet. Utlakningen av kväve från jordbruket i Skaraborgs län (vars högre produktionsintensitet bör ge betydligt högre närsaltutlakning från jordbruket än i Bohuslän och Dalsland) beräknas vara 42-62% av den totala kvävebelastningen i de tre stora åarna Tidan, Lidan och Nossan (Anonym, 1989).

Tabell 3. Arealkoefficienter för kvävetransport från olika jordar och växtslag i Skaraborgs län (källa: Anonym, 1989).
Table 3. Area coefficients for nitrogen transport from different soils and vegetation types within Skaraborg County.

Jordart *(soil type)*	kg N/ha & år *(kg/ha & year)*			
	Stråsäd *(cereal)*	Vall *(ley)*	Potatis *(potatoes)*	Ärter *(peas)*
Lera *(clay)*	8	4		50
Sand, mo och morän *(sand, silt and morain)*	20	4	30	50
Mulljordar *(peat)*	30	5		

Tabell 4. Arealkoefficienter för fosfortransport från olika jordar i Skaraborgs län (källa: Anonym, 1989).
Table 4. Area coefficients for phosphorus transport from different soils within Skaraborg County.

Jordart *(soil type)*	Kg P/ha och år *(kg P/ha and year)*
Lera och moränlera *(clay and morain clay)*	0,08
Sand- och mojordar *(sand and silt)*	0,19
Mulljordar *(peat)*	0,52

"Åtgärdsgrupp Väst" (1988) har räknat ner jordbrukets andel av föroreningen av Väster- havet till 42% av kväveföroreningarna och 15% av fosforföroreningarna. Istället har man höjt arealkoefficienterna för skogen med hjälp av schablonsiffror baserade på nyare forskningsresultat från Sveriges Lantbruksuniversitet. För övrig mark och sjöyta har siffrorna bl.a. baserats på uppgifter om den atmosfäsiska depositionen (se tabell 5 nedan).

Fleischer mfl (1989) har gjort nya beräkningar för Laholmsbuktens tillrinningsområde som skiljer sig från de som ges i tabell 5. Här anser man sig ha belägg för att ge ännu högre arealkoefficienter för kväveläckaget från skog i Halland och västra Småland (5 kg N/ha och år), och man har också räknat upp depositionen på sjöyta till 10 kg N/ha och år. Detta innebär att jordbrukets andel av kvävetransporten till Laholmsbukten enligt dessa nya skattningar är 38%.

Tabell 5. Arealkoefficienter för närsaltsläckaget från skogsmark, övrig mark och sjöyta (källa: Åtgärdsgrupp Väst, 1988).

Table 5. Area coefficients for nutrient leaching from forested land, land with unspecified usage and lake surfaces.

Naturtyp *(Surface type)*	N kg/ha och år *(N kg/ha and year)*	P kg/ha och år *(P kg/ha and year)*
Skog *(forest)*	2	0,05
Övrig mark *(unspecified)*	5	0,1
Sjöyta *(lake surface)*	5	0,1

5.2 Jordbrukets andel i föroreningen av Gullmarsfjorden

De skiftande uppgifterna om jordbrukets roll i närsalttransporterna till sjöar, vattendrag och den svenska kusten beror på att det är mycket vanskligt att överföra data från mindre till större skala (lysimetrar - fält - större avrinningsområden) och från ett klimatområde till ett annat. När det gäller Gullmarsfjordens tillrinningsområde pekar mycket på att närsalttransporten från jordbruket inte är lika hög här som i de intensivt odlade mellansvenska slättbygderna eller som i de djurtäta sydvästra delarna av Sverige. Detta kan man sluta sig till från studier av gödselmedelsanvändning och produktionsintensiteten i tillrinningsområdet, från uppgifter om minskade jordbruksarealer och minskat djurantal, från det faktum att nitratföroreningar av dricksvatten är mycket ovanliga, samt från de nya fakta om de stigande utlakningstrenderna från skogsområden som noterats på flera andra håll i Sverige. Det finns också tecken som tyder på att intransporten av kväve från havet är mer betydelsefull än man trott tidigare. Så länge som det inte finns tillgång på relevanta mätdata inom länet blir dock alla skattningar mycket osäkra.

Jordbrukets andel av närsalttransporten till Gullmarsfjorden kan med de fakta som tagits fram i denna rapport uppskattas till att vara i storleksordningen 25-40% av den totala kvävetransporten och 15-25% av den totala fosfortransporten. Mer noggranna angivelser kräver att mätningar under en längre tid utföres inom avrinningsområdet. Jordbrukets andel av föroreningen är dock tillräckligt hög för att verksamma åtgärder mot närsaltförluster kan få en gynnsam inverkan på vattenmiljön i fjorden. För att motivera bönderna till sådana mer eller mindre kostsamma åtgärder är det viktigt att dessa följs upp noggrant, så att de som utför åtgärderna själva kan se hur verksamma dessa är. Kampanjer för en bättre vattenmiljö i Gullmarsfjorden kan läggas upp inom mindre avrinningsområden och inkludera bättre kontroll av reningsverk och avfallstippar, upprustning av enskilda avlopp och intensifierad rådgivning till skogsägare om skogsskötselåtgärder för minimering utlakning från skog och övrig mark. Detta helhetsgrepp är naturligt för jordbrukarna själva, eftersom de allra flesta jordbruksföretag innefattar såväl jordbruk som skogsbruk, och dessutom arrenderar dessa ofta ut eller säljer av tomter för heltids- och fritidsbebyggelse.

Den enda förändring inom jordbruksnäringen som under den senaste 10-årsperioden ökat risken för närsaltföroreningar är koncentrationen av djur på färre och större gårdar. Å andra sidan har antalet djurenheter minskat drastiskt under samma tid. Eftersom man vet att stallgödselspridningen är den aktivitet inom jordbruket som är svårast att kontrollera, både vad gäller

gäller lagring och spridning, bör en större ansträngning än hittills göras på rådgivningssidan för animalieproducerande bönder. Särskilt när det gäller lagrings- och spridningsteknik för minimering av ammoniakavgång till atmosfären finns mycket att vinna (men rådgivningen behöver mera stöd av forsknings- och försöksverksamhet på detta område).

Åtgärder som görs måste följas upp med mätningar av avrinning och närsaltshalter, så att man tydligt kan se att miljön förbättras när instatser görs. Förslag på åtgärder och prioritering av dessa ges i följande avsnitt.

6 Insatser för minimering av jordbrukets föroreningar

6.1 Åtgärder för minskad ammoniakavgång från stallgödsel

Under lagring kan ammoniakförlusterna minimeras för flytgödsel genom täckning av flytgödselbrunnen. För fastgödsel, där lagringsförlusterna är större och kan utgöra hälften av de totala ammoniakförlusterna, är det svårare att få fram effektiva åtgärder. Givetvis ger en täckning av urinbrunnen lägre lagringsförluster, men det är svårt att komma under 25% i lagringsförluster via ammoniakavgång från fastgödsel (Steineck mfl., 1989).

De effektivaste åtgärderna mot ammoniakavdunstning från flytgödsel och urin är en omedelbar myllning, helst i en växande gröda eller i vårbruket så att upptagning kan ske från växterna. De bästa grödorna från denna synpunkt är vall och radsådda grödor. En svårighet är att undvika jordpackning i vårbruket, då arbetsperioden oundvikligen blir mycket koncentrerad.

6.2 Åtgärder för minskad utlakning från användning av stallgödselkväve:

Man skall alltid anpassa gödslingsnivån till gröda, förfrukt, klimat och jordart (aldrig för höga givor, arealer för spridning av stallgödsel kan fås genom upprättande av spridningskontrakt hos grannar).

Spridning skall ske vid rätt tidpunkt, dvs ej under perioder med risk för mycket nederbörd eller i snösmältningsperioden.

Man skall eftersträva en god spridningsteknik, med jämn spridning och en effektiv myllning (t.ex. rampspridning för flytgödsel). Metoder för bättre spridningsteknik utvecklas för närvarande på Jordbrukstekniska Institutet i Uppsala.

Spridningen skall helst göras på bevuxen mark, eventuellt i form av fasta körspår i växande gröda.

Erosionsförebyggande åtgärder som avskärningsdiken mot omgivande mark, minimerad jordbearbetning (särskilt effektivt mot matjords- och fosforförluster) i sänkor, plöjning tvärs mot lutningsriktningen på särskilt flytningsbenägna jordarter, minskad jordpackning, skyddszoner av gräs eller träd invid de öppna vattenvägarna, mm är effektivt mot förluster med ytavrinning. Även anläggning av av effektiva ytvattenintag samt väl fungerande detaljdränering hör till de erosionsförebyggande åtgärder som är viktiga.

6.3 Åtgärder för minskad utlakning från användning av handelsgödselkväve:

För handelsgödselmedel gäller också att anpassad gödslingsnivå, spridning vid rätt tidpunkt och så exakt fördelade som möjligt samt uppdelade givor minimerar riskerna för utlakning.

Det är bara en liten andel av handelsgödselkvävet som tas upp direkt av växten första året, det mesta går in i markens organiska kvävepool och frigörs igen senare för upptagning i växterna. Växterna tar upp mest kväve under etablerings- och stråskjutningsfasen, medan mineraliseringen av kväve fortgår långt in på hösten, dvs långt efter det att de flesta grödor har skördats. Mineraliseringens storlek beror mycket lite på årets handelsgödselgiva, utan är i stället starkt beroende av bla mullhalt, markfukt och temperatur. Detta är förklaringen till att torvjordar och jordar med höga mullhalter läcker mycket kväve även om man inte gödslar alls med handelsgödsel.

6.4 Åtgärder för ökad effektivitet i grödans kväveupptagning:

Mineraliseringen av kväve sker kontinuerligt när temperatur och fuktighet gör det möjligt för mikroorganismerna att arbeta. När mineraliseringen sker samtidigt som det inte finns någon växtproduktion kan kväve lätt förloras genom utlakning. I sådana klimat där mineraliseringsperioder kan inträffa även under vintern är fånggrödor eller andra vintergrödor (höstvete, höstoljeväxter) en av de viktigaste möjligheterna att stoppa kväveförlusterna. Man arbetar för närvarande intensivt för att få fram fånggrödor som är lämpliga för svenskt klimat, och som på ett rimligt sätt kan anpassas till växtföljder, jordbearbetningssystem och växtskyddsaspekter.

Åtgärder som ökar odlingssäkerheten, t ex en väl anpassad bevattning och ett effektivt växtskydd, bidrar till att öka effektiviteten i upptagningen av kväve och andra växtnäringsämnen.

6.5 Åtgärder för ökad retention av främst kväve i sjöar, våtmarker och vattendrag:

Kväveretentionen (denitrifikation + upptag i växter och sedimentation av organiskt material) i sjöar, våtmarker och vattendrag inom Laholmsbuktens tillrinningsområde har beräknats till ca 50% i områden som ligger i de inre delarna av landet och ca 15% i kustnära områden (Fleischer mfl, 1989). Försöksverksamhet har påbörjats i Halland och i Skåne för att närmare kvantifiera hur mycket kväve som kan denitrifieras i översilningsängar. Även på enskilda fält har denitrifikationen i mark en viktig och hittills underskattad betydelse (se avsnitt 4.3). Kunskapen om såväl våtmarksretention som denitrifikationens betydelse i åkermark är än så länge mycket begränsad i Sverige, särskilt för det mellansvenska klimatområdet, men forskning och försöksverksamhet pågår.

6.6 Prioritering av åtgärder mot jordbrukets närsaltsläckage:

Ett samhällsekonomiskt sätt att ekonomiskt värdera och prioritera mellan olika åtgärder för minskning av läckage av fosfor och kväve från åkermark är att jämföra kostnaderna för åtgärderna med den extra kostnad som en utbyggnad av reningen i reningsverken skulle innebära per kg kväve eller kg fosfor (Rijtema, 1980).

Det samhällsekonomiskt bästa alternativet för att reducera kväve- och fosforläckaget från jordbruksnäringen till vattendrag, sjöar och hav är utan tvekan att i första hand öka utnyttjandegraden av närsalterna i odlingen av jordbruksgrödor eller skog. Prioritering mellan åtgärder måste

göras från både samhällsekonomisk och företagsekonomisk synvinkel. En sådan utvärdering av åtgärder mot jordbrukets föroreningar pågår för närvarande på Landbrukshögskolan i Ås, Norge. Preliminära resultat (Johnsen, pers.komm.) visar att klart kostnadseffektiva åtgärder är:

* Individuell gödslingsplanering (baserad på en noggrann markkartering) på alla jordbruksföretag

* En skogsvårdsplan på alla fastigheter som innebär att en zon alltid sparas mellan hygge och vattendrag

* Införande av fosforfria tvättmedel i mjölkrum och i enskilda hushåll

* Enkla erosionshejdande jordbearbetningsåtgärder, som intag (brunnar) för ytvatten, minimerad jordbearbetning i sänkor och utsatta lägen på fälten, plöjning tvärs mot lutningsriktningen.

* Ökning av andelen åkermark som är höst- eller vintergrön

Åtgärder som kräver vissa ekonomiska insatser kan sättas in efter övervägande hur kostnadseffektiva de är, och dessa kräver därför att mer fakta om länets jord- och skogsbruk och dess naturresurser (jordtyper, försurningsskador mm) tas fram. Några sådana åtgärder skulle kunna vara:

* 50-200 m skogsplantering ovanför mynningen till bäckar och åar med utlopp i havet

* 2-5 m skyddszoner med gräs- eller buskvegetation mellan åkerkant och vattendrag

* Markbädd eller infiltrationsanläggning eller motsvarande till varje fastighet, såväl bofasta som sommarbostäder

Mer långsiktiga åtgärder för ett resurssnålt och miljövänligt jordbruk inom Gullmarsfjordens tillrinningsområde borde innefatta följande åtgärder:

* Utökat kontrollprogram i kustnära vattendrag

* Försöksverksamhet för åtgärder mot jordbrukets föroreningar

* Utarbetande av kampanjmaterial och massmediainformation till bönder, skogsägare och ägare till enskilda hushåll i Bohuslän

* Tillsättande av en projektledare som samordnar forsknings- och försöksverksamhet inom jord- och skogsbruk i länet och som placeras på Kristinebergs Marinbiologiska Station för att underlätta ett nära samarbete med marinbiologisk expertis

7 Forskningsinsatser

7.1 Orsaksutredande forskning

Modeller för växtnäringsförluster från åker- och skogsmark:

Datorbaserade modeller är ett viktigt hjälpmedel för att förstå komplexa reaktionssystem i mark och vatten, och man kan i dessa ta med såväl fysikaliska, kemiska och biologiska parametrar. I Norden arbetas det på flera håll med modeller som är anpassade till våra klimatförhållanden (Botterweg, 1989; Brandt, 1989; Jansson, 1989; Jarvis, 1989; Karvonen, 1989; Lundekvam, 1989b; Simmelsgaard, 1989; Storm, 1989).

Enligt Jarvis (1989) har de matematiska modellerna bidragit i hög grad till ökad förståelse av de fysikaliska processerna, medan de kemiska processerna är något mindre kända, och den största osäkerheten gäller biologiska förhållanden.

På länsstyrelserna i Älvsborgs och Göteborgs- och Bohus län har man nyligen börjat använda en hydrologisk modell utarbetad på SMHI, den s.k. PULS-modellen. Denna modell måste kalibreras mot hydrologiska- och klimatdata under några års tid för att sedan kunna extrapoleras såväl bakåt som framåt i tiden. Hittills är modellen enbart inriktad på modellering av avrinning och kvävetransport. Sjöandelen är en viktig faktor, eftersom sjöarna bidrar till en utjämning av flöde och koncentration av kväve. I sjöarna sker också sedimentation, upptagning och denitrifikation (Brandt & Ulén, 1988). Aktuella markanvändningsarealer och typvärden för de olika markanvändningarna behövs också för att denna förhållandevis enkla modell skall bli användbar. De senare data finns inte alls för Bohuslän när det gäller jordbruk, däremot finns det vissa data från Gårdsjöområdet och Hensbacka skogsbruksskola när det gäller skogsbruk.

Användningen av PULS-modellen i Ringsjöområdet i Skåne har visat att den med stor försiktighet (om det finns tillgång till data av bra kvalitet från det aktuella området) kan användas som ett prognosiskt verktyg för avrinning och kväveutlakning (Brandt, 1989). Om man således får fram riktvärden på effekten av odling av fånggrödor eller införandet av en ny jordbearbetningsteknik, kan den sammanlagda effekten av denna åtgärd i ett stort blandat avrinningsområde uppskattas.

Några exempel på behov av forskning med grundläggande inriktning:

Det behövs mera kunskaper om mekanismerna bakom denitrifikationen på åker , i vattendrag och i sjöar, om olika jordars kväveleverererande förmåga (mineralisering av kväve, det organiska materialets fraktionering, mikroorganismernas roll, metoder för analys mm), samt om vilka faktorer som påverkar ammoniakavgången från olika typer av stallgödsel och vid olika spridningstidpunkt och spridningssätt.

Tillämpad forskning:

Forskning för att ta fram bättre lagrings- och spridningsteknik för stallgödsel för att minimera ammoniakavgången till atmosfären är mycket angelägen, och har påbörjats bla på Jordbrukstekniska institutet i Uppsala.

Det behövs en fortsatt försöksverksamhet med odlingssystem som innefattar olika typer av mellangrödor i kombination med förändrad jordbearbetningsteknik. Dessutom finns det ett stort behov av att ta fram en säker jordanalys för bedömning av kvävegödslingsbehovet (Persson & Steineck, 1989).

Forskning och försöksverksamhet för att utnyttja olika självreningsmetoder (denitrifikation) på åker och i vattendrag och sjöar har redan startats, men det är viktigt att denna verksamhet får pågå under ett tillräckligt antal år och under olika klimat- och jordartsförhållanden.

7.2 Utvidgat kontrollprogram inom Göteborgs & Bohus län och Älvsborgs län

1. Bohuslän:

Det nuvarande kontrollprogramet innebär i regel provtagning varannan månad. Denna provtagningstäthet har valts av ekonomiska skäl och innebär att osäkerheten är stor för årsmedelvärden av närsaltstransporterna. Intensivare kontrollprogram borde införas för vissa bäckar under en längre tidsperiod, t.ex. 5 år, om målet med en minskning av närsaltstransporterna till Gullmaren skall kunna följas upp på ett invändningsfritt sätt.

2. Älvsborgs län:

Valboåns huvudfåra och Ellenösjön uppvisar en betydande påverkan av närsaltsbelastning. Jordbruksmarken står här för en ansenlig del (Henrikson, 1987). För att ge en rimlig säkerhet i medelvärdesberäkningarna bör provtagningen utökas till minst 1 gång/mån och kompletteras med flödesmätningar. Det vore också mycket angeläget att göra orsaksutredande undersökningar i områden med hög andel jordbruksmark, särskilt i områden med hög djurtäthet.

Sjöarnas sediment mottar och frigör närsalter under olika perioder under året. Studier av dessa processer och kvantifiering av deras betydelse är en viktig del för förståelsen av närsalternas roll för kortsiktiga och långsiktiga störningar av sjöar och hav.

7.3 Försöksverksamhet på åkermark inom Göteborgs & Bohus län

Ytavrinningens storlek och betydelse för närsalttransporten behöver undersökas på bohuslänska och dalslänska jordar, både i kustnära områden där klimatet är mildare och där avrinning kan pågå under stora delar av vintern och i de längre bort belägna delarna där klimatet är kallare men nederbörd och avrinning är högre. En försöksverksamhet bör startas omgående, där olika jordbearbetningsmetoder och växtföljder samt andra skyddsåtgärder (t.ex. skyddszoner mellan åker och vattenvägar) kan detaljstuderas. Särskild vikt bör läggas vid att försöksytorna skall kunna användas för demonstration av olika skyddsåtgärder.

Försöksverksamheten bör följas upp med kontinuerlig mätning av avrinning och närsaltshalter i områden med olika typer av markanvändning. Särskilt behöver storleksordningen på kväveutlakningen från "övrig mark" kontrolleras. De olika åtgärderna för minimering av jordbrukets bidrag kan på så sätt värderas och prioriteras inbördes.

7.4 Utveckling av metodik för riskbedömning

I Norge arbetar man för närvarande mycket med att utarbeta metoder för värdering av risken för jord- och fosforförluster. Bl.a. har man försökt utveckla den amerikanska universella erosionsekvationen för norska förhållanden, vilket bl.a. inneburit att man fått omvärdera nederbördsfaktorns betydelse (Lundekvam, 1989a). I det arbete som hittills gjorts i Norge har man också gjort en preliminär klassindelning av risken för jordförluster (tabell 5; Lundekvam, 1989c). Även i Sverige pågår arbete med riskklassificering, bla i Ringsjöområdet, där man konstaterat att matjordsförlusterna i enstaka fall kan uppgå till mer än 10000 kg/ha (Alström & Bergman, 1986; Alström & Bergman, 1988). Denna typ av klassificering skulle dock behöva utvecklas så att den gäller för bohuslänska och dalslänska förhållanden.

Tabell 6. Klassificering av jordförlustrisken på jordbruksmark i Norge (Lundekvam, 1989c).
Table 6. Classification of soil erosion risk on agricultural land in Norway.

Klass *(Class)*	Jordförlust, kg torr jord/ha och år *(Soil loss, kg dry soil/ha and year)*
Låg *(low)*	< 500
Mellan *(intermediate)*	500-3000
Hög *(high)*	3000-10000
Mycket hög *(very high)*	> 10000

8 Sammanfattning

Transporten av kväve och fosfor från land till Gullmarsfjorden har ökat med 25-30% under det senaste decenniet. Flera tillfällen med låga syrehalter i djupvattnen har registrerats under de senaste åren, förmodligen som en direkt följd av den ökande närsaltsbelastningen på fjorden.

En viktig orsak till ökningen av transporten av kväve och fosfor till Gullmarsfjorden är att det under 80-talet regnade mellan 10 och 20 % mer än normalt i tillrinningsområdet. Detta innebär en betydligt ökad avrinning och därmed närsalttransport från alla föroreningskällor till vattendragen.

Jordbrukets andel av kväveföroreningen överskattades förmodligen i Gullmarnplanen, främst pga att odlingsintensitet och gödselanvändning har varit och är betydligt lägre i Gullmarsfjordens tillrinningsområde än i de områden från vilka arealkoefficienter för jordbrukets utlakning hämtats. Jordbruksareal och antal djur har minskat under 80-talet, vilket tyder på att det inte är jordbruket som står för det senaste decenniets ökning av föroreningsmängden.

Mycket tyder på att den stora andelen hällmarker och grunda jordar som har ingen eller mycket sparsam vegetation (55% av landarealen i Göteborgs- och Bohuslän) är känslig för erosion och därmed släpper ut relativt stora mängder fosfor. Dessa ytor har dessutom en mycket begränsad kapacitet att i rotzonen eller i biomassan lagra upp den atmosfäriska depositionen av kväve (16-17 kg per ha och år), vilket betyder att även utlakningen av kväve kan vara betydande. Dessa hypoteser bör prövas genom forsknings- och försöksverksamhet på grunda jordar i det aktuella området.

Eftersom utlakningsstudier på åkermark inte har gjorts i området blir skattningar av jordbrukets bidrag till föroreningen av Gullmarsfjorden mycket svåra att göra, men en rimlig gissning är att jordbruket bidrar med 25-40% av kväveföroreningarna och 15-25% av fosforföroreningarna.

I rapporten föreslås en intensifierad kontroll av vattenflöden och närsaltshalter i vattendrag från olika markanvändningstyper med utlopp i Gullmarsfjorden och en ökning av tillämpad forsknings- och försöksverksamhet för minimering av närsalttransporter från jord- och skogsbruk i Bohuslän och Dalsland. I kombination med detta bör kampanjer för minimering av föroreningar från andra källor föras. Rapporten innehåller också förslag på vilka åtgärder som bör vara mest effektiva mot jordbrukets näringsläckage i Bohuslän och Dalsland.

9 Summary

The transport from land of phosphorus and nitrogen to Gullmar Fjord has increased by 25-30% during the past decade. Within the last few years there has been several instances of low oxygen concentrations in the deeper water levels of the fjord, obviously caused by the increasing pollution load.

A main cause of the increasing transport of phosphorus and nitrogen to the Gullmar Fjord is the 10-20% increase in precipitation within the drainage basin, which prevailed during the last ten years. The high precipitation increased runoff, which may have increased leaching of nutrients from all landbased sources into the streams.

The percentage of nutrient loss from agricultural land was probably over-estimated in the Gullmar Plan (published in 1984), mainly because the cultivation intensity and the use of fertilizer and manure was, and still is, much lower in the Gullmaren area than in the agricultural areas from where the area leaching coefficients were adopted. Agricultural acreage and numbers of domestic animals have decreased during the the last ten years, which indicates that the agricultural activities have not caused the last few years' increase in pollution.

There is some evidence that the high percentage of rock and shallow soils with no or very limited vegetation (55% of the land area in the county of Göteborgs and Bohus län) increases the risk of erosion, which means that loss of phosphorus may be high from this type of land. The same type of areas also have a limited capacity for storage and uptake of nitrogen in the rootzone, and this means that the nitrogen deposited from the atmosphere (16-17 kg per ha and year) runs a high risk of being leached out. These hypothesises should be tried on shallow soils in the field within the area of interest.

Accurate estimations of how much of the pollution is caused by agricultural activities are very difficult to make, since there are no leaching studies on agricultural land from the actual area. A guess based on the facts collected within this study is that agriculture contributes 25-40% of the nitrogen pollution and 15-25% of the phosphorus pollution.

An intensified monitoring of runoff volumes and nutrient contents in streams discharging from areas of different land usages into Gullmar Fjord is suggested. Also, field experiments aiming at minimizing the nutrient pollution from agricultural and forested land in the Bohuslän and Dalsland areas should be carried out. These activities could take place along with campaigns to minimize pollution from other sources as well.

In the report there are also suggestions on which types of agricultural practices are most effective in decreasing the pollution from agricultural land in Bohuslän and Dalsland.

10 Tillkännagivande

Denna studie har genomförts med medel från Vilhelm och Martina Lundgrens Stiftelse, Västsvenska Lantmäns Stiftelse, samt Stiftelsen Gullmarnfonden. Ett stort antal personer på bla Sveriges Lantbruksuniversitet, Kristinebergs Marinbiologiska Station, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Länsstyrelsen i Älvsborgs län, Miljö- och hälsoskyddskontoren i Uddevalla, Munkedal och Färgelanda kommuner, Lantbruksnämnden i Göteborgs och Bohus län, Lantbruksnämnden i Älvsborgs län, Skogsvårdsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län samt Hushållningssällskapet i Göteborgs och Bohus län har bidragit med sina kunskaper och erfarenheter. Till samtliga bidragsgivare och kollegor framförs ett varmt tack.

11 Referenser

Aksnes, D.L., Aure, J., Furnes, G.K., Skjoldal, H.R. & Saetre, R. 1989. *Analysis of the Chrysochromulina polyepsis bloom in the Skagerrak, May 1988. Environmental conditions and possible causes.* Report BSC 89/1, Bergen Scientific Centre, Bergen, Norway.

Alström, K. & Bergman, A. 1986. *Kartering av erosionskänsliga områden i Ringsjöbygden.* Lunds Universitets Naturgeografiska Institution, Seminarieuppsatser nr. 2. Lund.

Alström, K. & Bergman, A. 1988. *Vattenerosion och närsaltförluster via ytavrinning i åkermark i Skåne.* Lunds Universitets Naturgeografiska Institution, Rapporter och Notiser 71. Lund.

Andersson, F.O. 1988. Luftföroreningarna och den sydsvenska skogen år 2010. *K. Skogs- o. Lantbr.akad. Tidskr. Suppl. 22,* 7-18.

Andersson, R. 1986. *Förluster av kväve från åkermark i Sverige - omfattning, orsaker och förslag till åtgärder.* Avhandling. Sveriges Lantbruksuniversitet, Inst. för markvetenskap, avd för marklära och ekokemi. Uppsala. s. 111-112.

Andreassen, E. 1976. A short Survey on Nitrogen and Phosphorus in some Norwegian Fjords. Ur: Skreslet, S., Leinebø, R., Matthews, J.B.L. & Sakshaug, E.(red.), *"Fresh Water on the Sea". Proceedings from a symposium 22-25 April 1984 in Geilo, Norway,* s. 119-128. Oslo.

Anonym. 1989. *Jordbrukets miljöpåverkan i Skaraborgs län samt åtgärder för att minska näringsläckaget till vattendragen.* Länsstyrelsen i Skaraborgs län, Lantbrukarnas Länsförbund i Skaraborg & Lantbruksnämnden i Skaraborgs län. 66 s. Skara.

Beskow, G. & Rasmusson, G. 1963. *Sjöar och vattendrag i Sverige söder om Norrlandsområdet.* Del II B Sjöregister samt kartbilaga.

Botterweg, P.F. 1989. The SOIL-CREAMS Model Used to Estimate Surface Runoff and Erosion in Scandinavia. Ur: *NJF-seminar nr. 162 "The Hydrological Effects of Agricultural Practices and Impacts on Water Quality"* den 13-15 september i Tune, Danmark, 4 s.

Brandt, M. & Ulén, B. 1988. Beräkning av avrinning och kväveläckage från ett vattendrag med olika markanvändning. *Vatten 44:4,* 287-294.

Brandt, M. 1989. Kväveläckageberäkningar från Ringsjö-området i Skåne. Ur: *NJF-seminar nr. 162 "The Hydrological Effects of Agricultural Practices and Impacts on Water Quality" den 13-15 september i Tune, Danmark,* 8 s.

Brink, N., Gustafsson, A. & Torstensson, G. 1986. *Odlingsåtgärders inverkan på kvalitet hos yt- och grundvatten.* Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för markvetenskap, Avdelningen för vattenvårdslära. Ekohydrologi nr. 21.

Charpentier, Å. 1989. *Personlig kommunikation.* Lantbruksnämnden i Älvsborgs län, Vänersborg.

Colbourn, P. 1988. The influence of drainage and cultivation on denitrification losses from an arable clay soil. Ur: Jenkinson, D.S., & Smith, K.A. (red.), *"Nitrogen Efficiency in Agricultural Soils",* s. 283-294. Elsevier, London.

Destouni, G. & Cvetkovic, V. 1988. The effect of heterogeneity on large scale solute transport in the unsaturated zone. Ur: L. Rantajärvi (red.), *"Nordisk hydrologisk konferens 1988 i Rovaniemi, Finland 1-3 augusti 1988".* Nordisk NHP-rapport nr 22:2, 211-221.

Ennington, G.M. & Smith, K.A. 1986. Nitrous oxide emission from a grassland soil fertilized with slurry and calcium nitrate. *J. Soil Sci. 37,* 59-67.

Eriksson, B. 1989. *Personlig kommunikation.* Statens Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI), Norrköping.

Eriksson, E. 1982. Kemiska aspekter på kvävereduktion i mark. Ur: *"Kväve i luft, mark och vatten",* Föreningens för Vattenhygien Höstmöte den 5-6 oktober 1982. FVH's meddelande V82:2, 6:1-4. Stockholm.

Fleischer, S., Andreasson, I.-M., Holmgren, G., Joelsson, A., Kindt, T., Rydberg, L. & Stibe, L. 1989. *Markanvändning - Vattenkvalitet. En studie i Laholmsbuktens tillrinningsområde.* Länsstyrelsen i Hallands län. 236 s. Halmstad.

Forsberg, C. 1982. Kväve, fosfor och eutrofiering. Ur: *"Kväve i luft, mark och vatten", Föreningens för Vattenhygien Höstmöte den 5-6 oktober 1982.* FVH's meddelande V82:2, 1:1-7. Stockholm.

Fulham, D. 1989. *Personlig kommunikation.* Rothamstead Exp. Sta., England.

Goss, M.J., Colbourn, P., Harris, G.L. & Howse, K.R. 1988. Leaching of nitrogen under autumn-sown crops and the effects of tillage. Ur: Jenkinson, D.S., & Smith, K.A. (red.), *"Nitrogen Efficiency in Agricultural Soils",* s. 269- 282. Elsevier, London.

Grennfelt, P., Larsson, S., Leyton, P. & Olsson, B. 1985. Atmospheric deposition in the Lake Gårdsön area, SW Sweden. *Ecological Bulletins 37,* 101-108.

Gretener, B. 1985. The river Fyrisån, transportation and deposition of suspended sediment. *Geografiska Annaler 67A (1985), 1-2,* s. 139-143.

Grip, H. & Rodhe, A. 1985. *Vattnets väg från regn till bäck.* Forskningsrådens Förlagstjänst, s.79-82.

Gullmarnplaneringens kommunala ledningsgrupp. 1984. *Gullmarnplanen.* Lysekils, Munkedals, Uddevalla, Färgelanda och Dals Eds kommuner. 68 s., 20 bilagor.

Gustafson, A. 1983. Leaching of Nitrate from arable land into groundwater in Sweden. *Environmental Geology 5:2,* 65-71.

Henriksson, L. 1987. *Utvärdering av recipientkontrollen i Färgelanda kommun 1975-1986.* Hyssna.

Hove, P. & Njøs, A. 1985. Vannerosjon ved korndyrking: Jordbruksproblem og miljøproblem. *Norsk Landbruk nr 13/85,* 16-18 & 47.

Jansson, P.-E. 1989. *Personlig kommunikation.* Sveriges Lantbruksuniversitet, Inst. för Markvetenskap.

Jansson, C.-A. 1975. *Klimatet i Göteborgs och Bohus län.* Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län. 20 s, 13 kartor, 7 bilagor.

Jarvis, N. 1989. *Personlig kommunikation.* Sveriges Lantbruksuniversitet, Inst. för Markvetenskap.

Joelsson, A. 1989. Hur påverkar jordbrukets produktionsmetoder vattendragens kväveinnehåll? Ur: *NJF-seminar nr. 162 "The Hydrological Effects of Agricultural Practices and Impacts on Water Quality" den 13-15 september i Tune, Danmark,* 6 s.

Johansson, L. 1989. *Personlig kommunikation.* Lantbruksnämnden i Göteborgs och Bohus län, Uddevalla.

Johnsen, F. 1989. *Personlig kommunikation.* Landbrukshøgskolan i Ås, inst. för ekonomi.

Karvonen, T. 1989. Microcomputer Based Programs for Predicting the Effect of Drainage on Soil Nitrogen and Phosphosur Balance. Ur: *NJF-seminar nr. 162 "The Hydrological Effects of Agricultural Practices and Impacts on Water Quality" den 13-15 september i Tune, Danmark,* 4 s.

Kuhlmann, H. 1988. *Ursachen und Ausmass der N-, P-, K- und Mg- Ehrährung der Pflanzen aus dem Unterboden.* Genehmigte Habilationsschrift zur Erlangung der Vernia Legendi für das Fachgebiet Pflanzeehrnährung am Fachbereich Gartenbau der Universität Hannover.

Källqvist, T. 1988. Kväve eller fosfor - vad är begränsande närsalt i kustområden ? Exempel från norska fjordar. *Vatten 1/88,* 11-18.

Lindahl, O. & Andersson, B. 1986. *Redogörelse för hydrografi, närsalt- och planktondelen inom Gullmarens kontrollprogram 1985.* Kristinebergs marinbiologiska station, Fiskebäckskil. Stencil.

Lindahl, O. & Andersson, B. 1987. *Redogörelse för hydrografi, närsalt- och planktondelen inom Gullmarens kontrollprogram 1986.* Kristinebergs marinbiologiska station, Fiskebäckskil. Stencil.

Lindahl, O. & Andersson, B. 1988. *Redogörelse för hydrografi, närsalt- och planktondelen inom Gullmarens kontrollprogram 1987.* Kristinebergs marinbiologiska station, Fiskebäckskil. Stencil.

Lindahl, O. & Andersson, B. 1989. *Redogörelse för hydrografi, närsalt- och planktondelen inom Gullmarens kontrollprogram 1988.* Kristinebergs marinbiologiska station, Fiskebäckskil. Stencil.

Lindahl, O. 1989. *Personlig kommunikation.* Kristinebergs Marinbiologiska Station, Fiskebäckskil.

Lindahl, O. 1990 (i tryck). Planktonblomning och primärproduktion i Västerhavet. *Föredrag inför Kungliga Skogs- och Jordbruksakademien den 14 dec. 1989.* 9 s.

Lundekvam, H. 1989a. Forenkla bruk av den universelle jordtapslikninga ved vurdering av risiko for jord- og P-tap. Ur: *NJF-seminar nr. 162 "The Hydrological Effects of Agricultural Practices and Impacts on Water Quality"* den 13-15 september i Tune, Danmark, 2 s.

Lundekvam, H. 1989b. Avrenning og stofftap på leirjord sett i samanheng med strøymingsmodellar. Ur: *NJF-seminar nr. 162 "The Hydrological Effects of Agricultural Practices and Impacts on Water Quality"* den 13-15 september i Tune, Danmark, 2 s.

Lundekvam, H. 1989c. *Personlig kommunikation.* Norges Lanbrugshögskole i Ås, Institutionen for jordfag.

Lundqvist, G. 1959. Description to a map of the quaternary deposits of Sweden. *SGU, Ba 17,* s. 60-63.

Lundin, G. 1988. *Avdunstning av ammoniak från stallgödsel.* Rapport nr 94, Jordbrukstekniska Institutet. Uppsala.

Låg, J. 1976. Influence of soils on freshwater. Ur: Skreslet, S., Leinebø, R., Matthews, J.B.L. & Sakshaug, E.(red.), *"Fresh Water on the Sea". Proceedings from a symposium 22-25 April 1984 in Geilo, Norway,* s. 21-25. Oslo.

Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län. 1989a. *Närsalter i bäckar i Bohuslän.* Stencil. Göteborg. 23 s.

Länsstyrelsen i Göteborgs & Bohus län. 1989b. *Gullmarsfjorden - kontrollprogram och vårdåtgärder 1987/88.* Länsstyrelsen, miljövårdsenheten Rapport 1989:1.

Länsstyrelsen i Skaraborgs län. 1974. *Närsaltundersökning i Ösans avrinningsområde.* Meddelande 74:8. Skara.

Länsstyrelen i Älvsborgs län, Miljövårdsenheten. 1989. *Miljöanalys för Älvsborgs län med åtgärdsprogram.* Vänersborg.

Maag, M. 1988. Denitrification losses from soil added slurry. Ur: *"Nitrogen in Organic Wastes Applied to Soils", Seminarium i Aalborg, Danmark, 19-22 sept. 1988.* 11 s.

Miljö- och hälsoskyddskontoret, Uddevalla kommun. 1988. *Miljööversikt vatten.* Uddevalla.

Nilsson, J. 1986. (Ed.) *Critical loads for Nitrogen and Sulphur. Report from a Nordic working group.* Miljörapport 1986:11. Nordiska Ministerrådet, Stockholm.

Njøs, A. & Hove, P. 1984. Erosjonsundersøkelser på Østlandet i Norge. *Nordforsk, Miljøvårdsserien, Publ. 21 1984,* s. 57-68.

Nordström, R. 1986. *Vattenkvalitet och transport av näringsämnen i små åar i Göteborgs och Bohus län.* Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Naturvårdsenheten. Miljöfakta 1986:6. Göteborg.

Persson, J. & Steineck, S. 1989. *Bättre växtnäringsutnyttjande, svårigheter och möjligheter. Lantbrukskonferensen 1989.* Sveriges Lantbruksuniversitet, Konsulentavdelningens rapporter, Allmänt 147, 183-188.

Rijtema, P.E. 1980. Nitrogen balance model. In: *Research Digest, Institute for Land and Water Management Research,* 125-132. Wageningen.

Rodhe, H. 1982. Tillförsel av växtnäringsämnen från luften. *Kungl. Skogs- o. Lantbr.- akad. Tidskr. Suppl. 14,* 32-36.

Sakshaug, E., Haug, A., Jensen, A. & Myklestad, S. 1972. *Phytoplankton ecology of the Trondheimsfjord.* (Mimeo) 20 pp. International Council for the Exploration of the Sea (ICES), Plankton Committee, C.M. 1972/L:13.

Salomonsson, B. 1988. *Normskördar och 1987 års skördar.* Lantbruksnämnden i Göteborgs och Bohus län. Stencil. 1 s.

Simmelsgaard, S.E. 1989. Modelberegning af afstrømning og kvaelstofudvasking til undergrunden i forbindelse med draenvandsundersøgelser. Ur: *NJF-seminar nr. 162 "The Hydrological Effects of Agricultural Practices and Impacts on Water Quality" den 13-15 september i Tune, Danmark,* 5 s.

Skøien, S. 1988. Omfang og utbredelse av jorderosion i Norge. *Norsk Landbruksforsking 2,* 199-205.

Statens Naturvårdsverk (SNV). 1987a. *Miljökvalitet i haven runt Sverige. Del 1. Bakgrundsmaterial till "Aktionsplan mot havsföroreningar".* Naturvårdsverkets Rapport 3320. Solna.

Statens Naturvårdsverk (SNV). 1987b. *Aktionsplan 87 mot luftföroreningar och försurning.* Naturvårdsverkets Rapport 3379. Solna.

Statens Naturvårdsverk (SNV). 1988. *Monitor 1988: Östersjön och Västerhavet - livsmiljöer i förändring.* s. 112-145. Liber, Helsingborg.

Statistiska Centralbyrån (SCB). 1984. *Miljöstatistisk Årsbok 1983-84.* Stockholm 1984.

Statistiska Centralbyrån (SCB). 1985a. *Statistik på avrinningsområden 1980-81 - Befolkning, jordbruk och industri.* Statistiska meddelanden Na 11 SM 8501. Örebro.

Statistiska Centralbyrån (SCB). 1985b. *Handelsgödsel, stallgödsel och kalk i jordbruket - långa tidsserier.* Statistiska meddelanden Na 15 SM 8501. Örebro.

Statistiska Centralbyrån (SCB). 1989a. *Belastningen på havet 1987 av fosfor, kväve och organiskt material.* Serie Na 29 SM 8901. 22 s. Örebro.

Statistiska Centralbyrån (SCB). 1989b. *Lantbruksregistret, Göteborgs och Bohus län samt Älvsborgs län.*

Steineck, S. Gustafsson, A., Persson, J. & Lundin, G. 1989. *Kvävehushållning i några odlingssystem.* Sveriges Lantbruksuniversitet, Konsulentavdelningens rapporter, Allmänt 147, 175-182.

Storm, B. 1989. Distributed Modelling of Water Quantity and Quality in Catchments. Ur: *NJF-seminar nr. 162 "The Hydrological Effects of Agricultural Practices and Impacts on Water Quality"* den 13-15 september i Tune, Danmark, 6 s.

Strand, P. 1987. *Närsalttransport i länets vattendrag.* Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Naturvårdsenheten. Miljöfakta 1987:1. Göteborg.

Ulén, B. 1986a. Erosion of arable land in Seden. Ur: B.Hasholt (ed.), *Nordisk Hydrologisk Konferens, Köbenhavn 6 febr. 1986.* NHP-rapport No. 14.

Ulén, B. 1986b. *Lakning av fosfor ur jordar.* Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för markvetenskap, Avdelningen för vattenvårdslära. Ekohydrologi nr 21, 32-39.

Vägverket, Väg- och Gatusektionen, Utvecklingskontoret. 1984. *Hydraulisk dimensionering - diken, trummor, ledningar, magasin.* Vägverket DV 18.

Wall-Ellström, S. 1989. *Avrinning och växtnäringsförluster från PMK:s stationsnät på åkermark.* SNV Rapport 3677. 17 s.

Wentzel, R. 1989. *Personlig kommunikation.* Skogsvårdsstyrelsen, Uddevalla.

Åtgärdsgrupp Väst. 1988. *Västerhavet, Öresund - Kattegatt - Skagerrack. Förslag till åtgärder för att minska den svenska föroreningsbelastningen.* Naturvårdsverket Rapport 3472. Malmö. 72 s., 9 bilagor.

Øygarden, L. 1989. *Utproving av tiltak mot arealavrenning i Akershus. Handlingsplan mot landbruksforurensninger,* Rapport nr.6. Institutt for Georesurs- og Forurensningsforskning, Ås.

Förteckning över utgivna häften i publikationsserien.

SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET, UPPSALA. INSTITUTIONEN FÖR MARKVETENSKAP. AVDELNINGEN FÖR LANTBRUKETS HYDROTEKNIK. RAPPORTER.

115 Ingvarsson, A. 1978. Bevattning i fältmässig trädgårdsodling - Teknik och ekonomi. 45 s.

116 Berglund, G. 1978. Frosthävningens inverkan på dräneringsledningar. 59 s.

117 Berglund, G. 1979. De odlade jordarna i Uppsala län, deras geografiska fördelning och fördelning på jordarter. 42 s.

118 Berglund, G. m fl. 1979. Resultat av 1978 års fältförsök avseende täckdikning, övrig grundförbättring och bevattning. 98 s.

119 Valegård, A. & Persson, R. 1981. Optimering av större ledningssystem för bevattning. 49 s.

120 Berglund, G. m fl. 1980. Resultat av 1979 års fältförsök avseende täckdikning, övrig grundförbättring och bevattning. 93 s.

121A Bjerketorp, A. 1982. Inventering av avrinningen inom regioner med stor jordbruksbevattning. 2A: Deskriptiv behandling av grunddata från Kristianstads län. Preliminär upplaga.

121B Bjerketorp, A. 1982. Inventering av avrinningen inom regioner med stor jordbruksbevattning. 2B: Resultat och slutsatser avseende Kristianstads län. Preliminär upplaga.

122 Berglund, G., Håkansson, A. & Eriksson, J. 1980. Om dikningsintensiteten vid dränering av åkerjord. Resultat av fältförsök med olika dikesavstånd. III: Jönköpings, Kronobergs, Kalmar och Gotlands län. 68 s.

123 Johansson, W. 1980. Bevattning och kvävegödsling till gräsvall. 83 s.

124 Heiwall, H. 1980. Underbevattning. Studier av grödans tillväxt och vattenförbrukning vid olika djup till grundvattenytan på en sandig grovmo. 17 s.

125 Berglund, K. 1982. Beskrivning av fem myrjordsprofiler från Gotland. 55 s.

126 Eriksson, J. 1982. Markpackning och rotmiljö. Packningsbenägenheten hos svenska åkerjordar. Förändringar i markens funktion orsakade av packning. 138 s.

127 Erpenbeck, J. M. 1982. Irrigation Scheduling. A review of techniques and adaptation of the USDA Irrigation Scheduling Computer Program for Swedish conditions. 135 s.

128 Berglund, K. & Björck, R. 1982. Om skördeskadorna i Värmlands län 1981. S. 1-8
Linnèr, H. 1982. Växtnäringsbevattning. S. 9-16
Eriksson, J. 1982. A field method to check subsurface-drainage efficiency. S. 17-23

129 Karlsson, I. 1982. Soil moisture investigation and classification of seven soils in the Mbeya region, Tanzania. 56 s.

130 Wiklert, P., Andersson, S. & Weidow, B. Bearbetning och publicering: Karlsson, I. & Håkansson, A. 1983. Studier av markprofiler i svenska åkerjordar. En faktasammanställning. Del V: Skaraborgs län. 134 s.

131 Wiklert, P., Andersson, S. & Weidow, B. Bearbetning och publicering: Karlsson, I. & Håkansson, A. 1983. Studier av markprofiler i svenska åkerjordar. En faktasammanställning. Del VI: Örebro och Västmanlands län. 83 s.

132 Wiklert, P., Andersson, S. & Weidow, B. Bearbetning och publicering: Karlsson, I. & Håkansson, A. 1983. Studier av markprofiler i svenska åkerjordar. En faktasammanställning. Del I: Ultunajordar. 125 s.

133 Wiklert, P., Andersson, S. & Weidow, B. Bearbetning och publicering: Karlsson, I. & Håkansson, A. 1983. Studier av markprofiler i svenska åkerjordar. En faktasammanställning. Del VII: Uppsala län. 140 s.

134 Wiklert, P., Andersson, S. & Weidow, B. Bearbetning och publicering: Karlsson, I. & Håkansson, A. 1983. Studier av markprofiler i svenska åkerjordar. En faktasammanställning. Del VIII: Stockholms, Södermanlands och Östergötlands län. 122 s.

135 Wiklert, P., Andersson, S. & Weidow, B. Bearbetning och publicering: Karlsson, I. & Håkansson, A. 1983. Studier av markprofiler i svenska åkerjordar. En faktasammanställning. Del IX: Hallands, Jönköpings, Kronobergs, Kalmar och Gotlands län. 104 s.

136 Wiklert, P., Andersson, S. & Weidow, B. Bearbetning och publicering: Karlsson, I. & Håkansson, A. 1983. Studier av markprofiler i svenska åkerjordar. En faktasammanställning. Del X: Malmöhus och Kristianstads län. 116 s.

137 Wiklert, P., Andersson, S. & Weidow, B. Bearbetning och publicering: Karlsson, I. & Håkansson, A. 1983. Studier av markprofiler i svenska åkerjordar. En faktasammanställning. Del XI: Kristianstads län. 110 s.

138 Berglund, G., Huhtasaari, C, & Ingevall, A. 1984. Dränering av jordar med rostproblem. S. 1-20.
Ingevall, A. 1984. Dränering av tryckvatten. S. 21-36.

139 Persson, R. 1984. Vattenmagasin för bevattning. 57 + 5 s.

140 Ingevall, A. 1984. Beräkning av lerhalt från vattenhaltsdata. En jämförelse mellan hygroskopicitets- och vissningsgränsdata som underlag för översiktlig jordartsbestämning. 61 s.

141 Alinder, S. 1984. Alternativa bevattningsformer. 1: Bevattningsramp. 29 s.

142 Linnèr, H. 1984. Markfuktighetens inflytande på evapotranspiration, tillväxt, näringsupptagning, avkastning och kvalitet hos potatis (Solanum Tuberosum L.). 153 s.

143 McAfee, M. 1984. Drainage of Peat Soils. A literature review. 38 s.

144 Messing, I. 1985. Inverkan av tung körning på mark vid två tidpunkter under vårperioden. En markfysikalisk studie av en lerjord i Revingehedsområdet. 20 s.

145 Jonsson, B. 1985. Organiska och syntetiska fibermaterial som dräneringsfilter. 46 s.

146 Ericson, L., Fabricius, M., Danielsson, E., Hultman, B., Juto, H. och Huhtasaari, C. 1985. De odlade jordarna i Norrbottens och Västerbottens län. 82 s.

147 McAfee, M. 1985. The Rise and Fall of Bälinge Mossar. 76 s.

148 Johansson, W., Gustafsson, E.-L. & McAfee, M. 1985. Description of physical properties of twelve cultivated soils. 64 s.

149 Kreuger, J. 1986. Kemisk vattenkvalitet vid bevattning. S. 9-59.
Håkansson, A. & Kreuger, J. 1986. Vägledning för bedömning av kemisk vattenkvalitet vid bevattning. S. 61-78.

150 Alinder, S. 1986. Alternativa bevattningsformer. 2: Reglering av grundvattennivån. 65 s.

151 Edling, P. 1986. Soil Air. Volume and Gas Exchange Mechanisms. 132 s.

152 Andersson, L. & Gervais, P. 1987. Marktypskartering i NV Skåne med satellit fjärranalys. 29 s. (Institutionen för biometri och skogsindelning, Avd. för skoglig fjärranalys, Box 7079, 750 07 Uppsala)

153 Lindström, J. & McAfee, M. 1987. Air and water movement in covers for mine waste. 56 s.

154 Bjerketorp, A. & Axelson, U. 1987. Markytesjunkning efter avvattning. Litteratur- och fältstudier i anslutning till ett område i Emådalen. 67 s.

155 Gustafsson, E.-L. 1987. Marktäckning. Effekter på olika jordtyper. 59 s.

156 Johansson, W. & Gustafsson, E.-L. 1988. Vattenförsörjning, tillväxt och evapotranspiration hos korn på fem lerjordar. 100 s.

157 Andersson, S. 1988. Om metoder att med utgångspunkt från bindnings kurvan beräkna den kapillära ledningsförmågan. 30 s.

158 Karlsson, I. & Gustafsson, E.-L. 1988. Rotmiljö för vedartad växtlighet: Markundersökningar i sex planteringsytor. 77 s.

159 Jarvis, N. J. 1989. CRACK - a model of water and solute movement in cracking clay soils: Technical description and user notes. 54 s.

160 Berglund, K., Miller, U. & Persson, J. 1989. Gyttjejordar, deras sammansättning och egenskaper. 106 s.

161 Karlsson, I. M. 1990. Jordbrukets bidrag till föroreningen av Gullmarsfjorden. 38 s.