



Upp till

SVERIGES
LANTBRUKSUNIVERSITET
UPPSALA

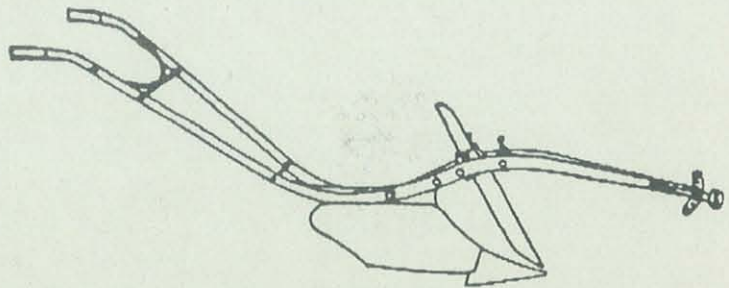
INSTITUTIONEN FÖR MARKVETENSKAP

MEDDELANDEN FRÅN _____ JORDBEARBETNINGSAVDELNINGEN

Swedish University of Agricultural Sciences,
S-750 07 Uppsala

Department of Soil Sciences

Bulletins from the Division of Soil Management



Nr 4

1993

Anna Borg

**FLÖDEN AV KVÄVE OCH FOSFOR I
FORSHÄLLAÅNS AVRINNINGSSOMRÅDE -
BERÄKNING AV OLIKA KÄLLORS BIDRAG
TILL VÄXTNÄRINGSLÄCKAGET**

ISSN 0348-0976

ISRN SLU-JB-M--4--SE



SVERIGES
LANTBRUKSUNIVERSITET
UPPSALA

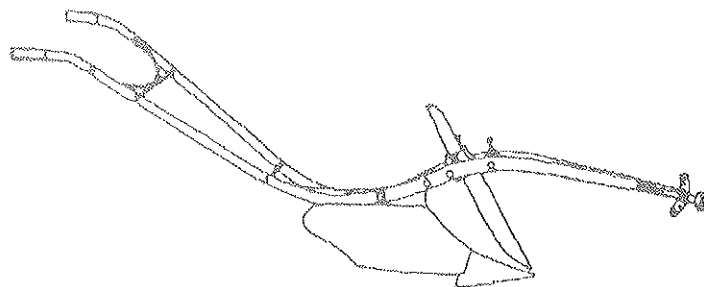
INSTITUTIONEN FÖR MARKVETENSKAP

MEDDELANDEN FRÅN JORDBEARBETNINGSAVDELNINGEN

Swedish University of Agricultural Sciences,
S-750 07 Uppsala

Department of Soil Sciences

Bulletins from the Division of Soil Management



Nr 4

1993

Anna Borg

FLÖDEN AV KVÄVE OCH FOSFOR I
FORSHÄLLAÄNS AVRINNINGSSOMRÅDE -
BERÄKNING AV OLIKA KÄLLORS BIDRAG
TILL VÄXTNÄRINGSLÄCKAGET

ISSN 0348-0976

ISRN SLU-JB-M--4--SE

Sveriges lantbruksuniversitet
Institutionen för markvetenskap
Avdelningen för jordbearbetning

Meddelanden från jordbearbetnings-
avdelningen. Nr 4, 1993
ISSN 0348-0976
ISRN SLU-JB-M--4--SE

Anna Borg

FLÖDEN AV KVÄVE OCH FOSFOR I FORSHÄLLAÅNS
AVRINNINGSOMRÅDE - BERÄKNING AV OLIKA KÄLLORS BIDRAG
TILL VÄXTNÄRINGSLÄCKAGET

*FLOWS OF NITROGEN AND PHOSPHORUS IN THE FORSHÄLLAÅN WATERSHED
- ESTIMATIONS OF THE CONTRIBUTIONS FROM DIFFERENT SOURCES TO THE
LEACHING OF PLANT NUTRIENTS*

Examensarbete i jordbearbetning

Handledare: Ingrid K. Karlsson

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Abstract	2
Inledning	3
Litteraturöversikt	5
Kvävets kretslopp	5
Fosforns kretslopp	7
Deposition	10
Skogsmark	11
Jordbruksmark	12
Erosion	14
Jordförlusternas storlek	15
Åtgärder	16
Enskilda avlopp	20
Beräkningar av växtnäringsflöden i Forshällaans avrinningsområde	22
Beskrivning av Forshällaområdet	22
Deposition	23
Skogsmark	24
Jordbruksmark	24
Erosion	27
Enskilda avlopp	29
Skolan	31
Sammanlagt växtnäringsflöde	32
Diskussion	34
Skogsmark	35
Jordbruksmark	35
Erosion	38
Avlopp	39
Sammanfattning	40
Tillkännagivande	41
Referenser	42
Personliga meddelanden	45

ABSTRACT

The objective of this work was to examine the flows of nitrogen and phosphorus in the Forshällaån watershed, which covers an area of 27,4 km² and is situated between Uddevalla and Ljungskile in the province of Göteborgs- and Bohus län, in southwest Sweden, latitude 58°18' N and longitude 11°56' E. 28 % of the watershed is agricultural land, the remaining is forest and some unproductive areas with bare bedrock. The dominant soil types on the agricultural land are sandy loam, silty loam and clay loams, but sand and clay also occur. The forested areas are located on shallow morainic tills in higher areas. Average annual precipitation and runoff are 900 mm and 425 mm respectively. Nitrogen deposition is estimated at 20 kg ha⁻¹ year⁻¹.

For the calculations, results from literature studies, interviews with farmers and estimations of plant nutrient balances on the farms in the watershed and an inventory of the household waste water systems made by the Uddevalla community have been used.

Total leaching from the forest area (1960 ha) was estimated to 5.9 Mg N and 0,08 Mg P year⁻¹, viz 3 kg N and 0,04 kg P ha⁻¹ year⁻¹, but these figures are fairly approximative. With an increase in N-leaching of 1 kg ha⁻¹ year⁻¹ the total leaching from forest land would reach 7,9 Mg year⁻¹.

The agricultural land (458 ha) contributes with approximately 4.8 Mg N each year, which is 44 % of the total nitrogen loss. Thus, the agricultural land is the most important source of nitrogen losses. Extensively used agricultural areas (320 ha) contributes with approximately 1.3 Mg N year⁻¹. These estimations have been done with good precision.

It is difficult to give a precise figure on the contribution of erosion to N and P losses. Estimates of the nutrient losses caused by erosion have been made only for agricultural land with annual crops (200 ha). The estimated losses of P and N are about 0.20 and 0.80 Mg per year, respectively. Phosphorus is lost mainly through household waste water, which contributes with 0.52 Mg per year or 65 % of the total losses. Nitrogen lost from household waste water is calculated to about 1.9 Mg per year.

In the forest areas large clearcuts and ruts should be avoided in order to reduce leaching of plant nutrients. In cultivated areas, fertilizing should be adapted to the uptake by the crops and the manure should be spread over the whole area. Fallow should be avoided. Ploughing should be done as late as possible, preferably in the spring, and in direction perpendicular to the slope. Concerning the household waste water the best for the water quality would be to use moulder toilets whenever possible.

INLEDNING

Forshällaåns avrinningsområde är 27,4 km² stort och ligger mellan Uddevalla och Ljungskile i Göteborgs- och Bohus län (Figur 1). Ån har två källflöden, dels Forshällaån som rinner upp i den östra delen av avrinningsområdet, dels Koppungeån som rinner upp i den norra delen av området. De båda källflödena förenas och den fem kilometer långa huvudfåran mynnar i Åsebukten inom Fräknefjorden (Uddevalla kommun, 1988).



Figur 1. Karta över södra Sverige. Pilen visar lokaliseringen av Forshällaåns avrinningsområde.
 Map of south Sweden. The arrow points out the location of Forshällaån watershed.

Forshällaån är ett vattendrag i jordbruksbygd och jordbruksmark omger mer än 90 % av huvudfåran. Jordbruksmarken utgör 28 % av hela avrinningsområdet. Blandad skogs- och hällmark finns på höjderna som omger dalen. Lite myrmark men inga sjöar hör till vattensystemet (Uddevalla kommun, 1988).

Under stora delar av 1980-talet gjordes bestämningar av totala mängderna kväve och fosfor i vattnet vid Forshällaåns utlopp. Dessa visade höga halter av både kväve och fosfor. Den låga vattenkvaliteten har sannolikt bidragit till att havsöringbeståndet i vattendraget har minskat mycket kraftigt. Dessutom påverkar Forshällaån lokalt vattenkvaliteten i havsvattnet utanför mynningen (Uddevalla kommun, 1991).

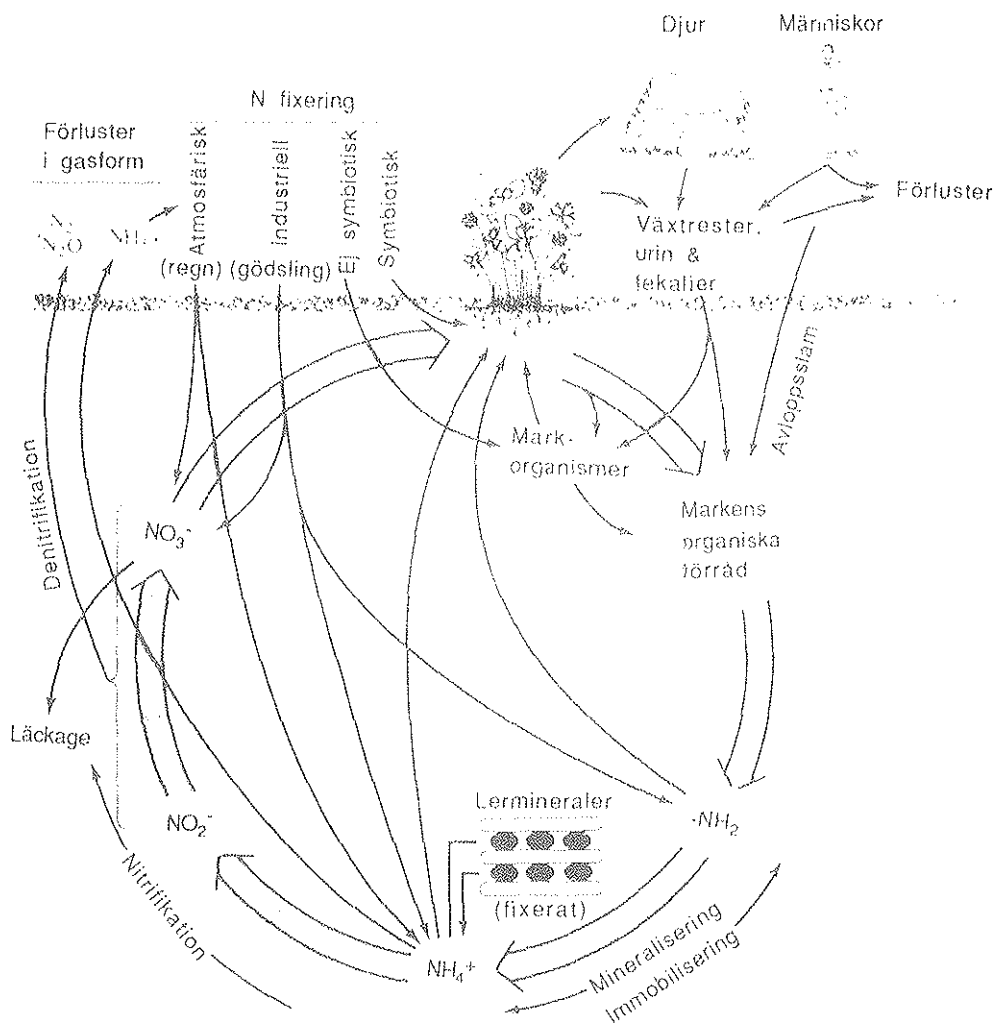
För att komma till rätta med problemen startade kommunen "Forshällaprojektet" med representanter från bland andra länsstyrelsen och Lantbrukarnas Riksförbund. Målet med projektet är att återföra den starkt påverkade ån till reproduktionsområde för havsöring och att minska transporten av kväve och fosfor till havsområdet utanför åmynningen (Uddevalla kommun, 1991). Kväve, fosfor samt några ämnen ytterligare kan benämnas antingen närsalter eller näringsämnen, beroende på sammanhang.

Syftet med detta examensarbete är att sammanställa och dra slutsatser av det material som finns angående transport av kväve och fosfor till Forshällaån. Olika källors bidrag till näringsflödet ska bedömas och eventuella åtgärder diskuteras. På grund av uppgiftens bredd görs inga detaljstudier av de olika komponenterna men förhoppningen är att arbetet likväl ska ge en bra översikt av Forshällaåns avrinningsområde som helhet.

LITTERATURÖVERSIKT

Kvävets kretslopp

De olika kväveformerna i mark, växter, luft, människor och djur bildar kvävet kretslopp (Figur 2). Tillförsel av kväve till marken sker med växtrester, urin och fekalier från människor och djur, nedfall från luften och med handelsgödselmedel. Dessutom kan vissa mikroorganismer fixera luftens kväve. Bortförsl av kväve sker med skördeprodukterna, utlakning, erosion och förluster i gasform till luften (Brady, 1990).



Figur 2. Kvävets kretslopp (efter Brady, 1990).
Cycle of nitrogen (after Brady, 1990).

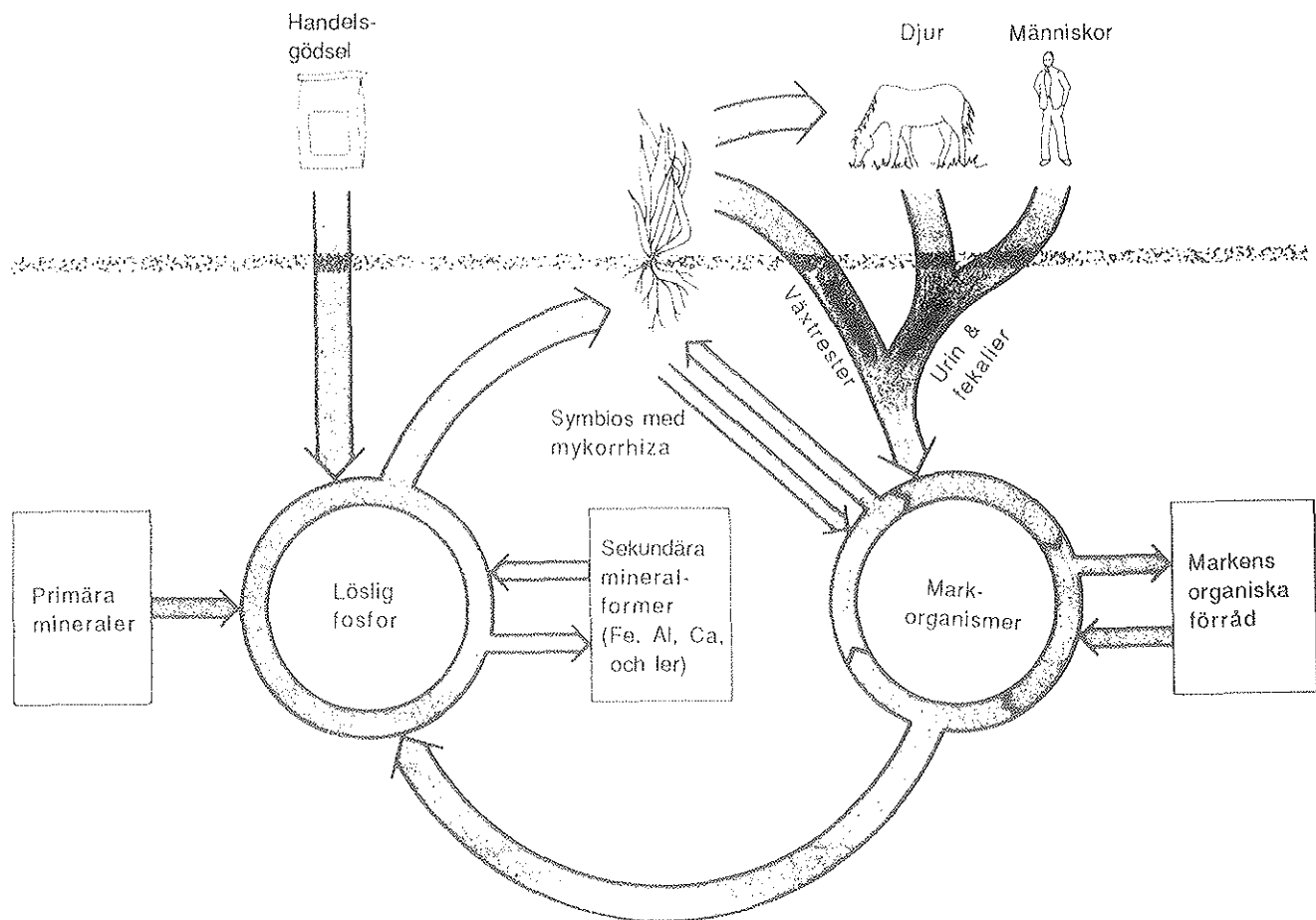
Det mesta kvävet som tillförs marken går igenom flera reaktioner och omvandlas till olika kväveformer innan det lämnar marken igen. Kvävet som tillförs i organisk form med växtrester eller stallgödsel, bryts först ner till enkla aminosyror, $R-NH_2$, där R betecknar en organisk molekyl som binder aminogruppen, NH_2 . Därefter fortsätter nedbrytningen till ammoniumjoner, NH_4^+ , och slutligen till nitrat, NO_3^- . Denna process, där organiskt bundet kväve frigörs till oorganiska former, brukar benämnas mineralisering. Både ammonium- och nitratkväve kan tas upp av växter och mikroorganismer (Brady, 1990).

Nitratkväve är lätttröligt och lakas lätt ut med dräneringsvattnet, det vill säga vatten som rör sig ner genom marken och når grundvattnet eller rinner ut i ett vattendrag. Under syrefria förhållanden, till exempel när marken är vattenmättad, kan nitratkvävet med hjälp av vissa mikroorganismer reduceras till kväveoxid, NO , lustgas, N_2O , och kvävgas, N_2 , i nämnd ordning. Denna reaktion brukar benämnas denitrifikation. Det är inte säkert att reaktionen blir fullständig utan såväl kväveoxid och lustgas som kvävgas kan "försvinna" upp i luften och cirkeln är sluten (Brady, 1990). Lustgas är en så kallad växthusgas och bidrar till att en del av värmeutstrålningen från jorden hindras (SCB, 1990).

Förutom att omvandlas till nitrat eller tas upp av växter och mikroorganismer, kan positivt laddade ammoniumjoner bindas till de negativt laddade lermineralen eller fixeras i det organiska materialet i marken. På kalkrika jordar med högt pH är det vanligt att ammoniumkväve "försvinner" upp i luften i gasform som ammoniak, NH_3 (Brady, 1990). Denna ammoniak reagerar med vattenånga och bildar ammoniumjoner. Vid deposition av ammoniumsalter omvandlas ammoniumkvävet till nitratkväve samtidigt som vätejoner, H^+ , frigörs. Dessa vätejoner bidrar till markförsurningen (Jarvis & Pain, 1990).

Fosfors kretslopp

Marken tillförs fosfor genom växtrester, urin och fekalier från människor och djur samt genom handelsgödsel (Figur 3). Mikroorganismer bryter ner och binder åtminstone en del av fosfor temporärt. Så småningom bryts ungefär hälften av fosfor ner till organisk form, till mer eller mindre stabila humusformer, och den andra hälften till oorganisk form som olösliga kalcium-, järn- eller aluminiumföreningar. Oavsett vilken form fosfor föreligger i omvandlas den långsamt så att den blir tillgänglig för växterna. I och med att växterna tar upp fosfor är cirkeln sluten (Brady, 1990).

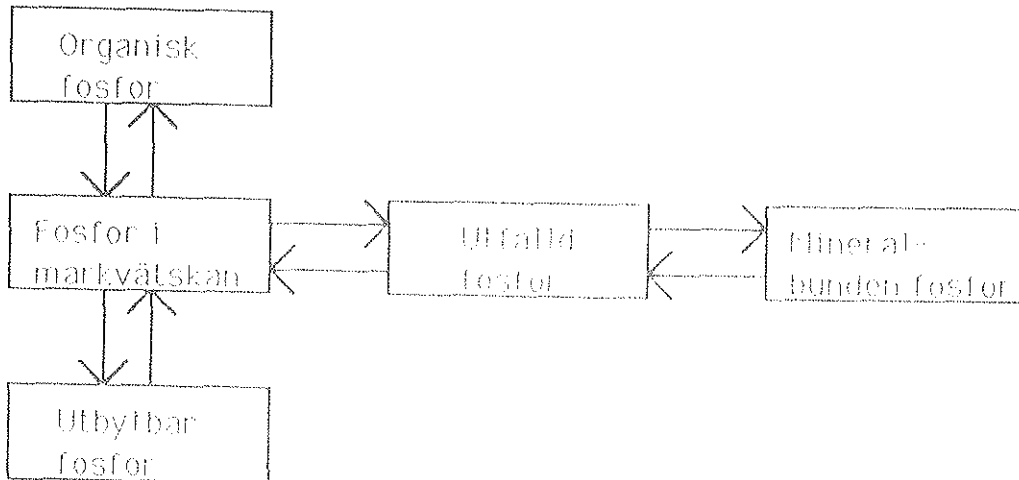


Figur 3. Fosfors kretslopp (efter Brady, 1990).
Cycle of phosphorus (after Brady, 1990).

I en mineraljord är 98-99 % av fosfor bunden i primära eller sekundära mineraler samt i markens organiska förråd. 1-2 % binds i mikrobiell biomassa och endast 0,01 % av den totala fosfor är tillgänglig för växterna (Brady, 1990). Det är av den anledningen som man på de flesta jordar måste tillföra fosfor i tillgänglig form med kemiska gödselmedel. Mycket av den tillförda fosfor binds dock till otillgängliga oorganiska föreningar.

Hahlin & Ericsson (1981) delar in markens fosfor på följande sätt (Figur 4):

- Fosfor i markvätskan, som divätefosfatjoner, H_2PO_4^- upp till pH 7 och som vätefosfatjoner, HPO_4^{2-} vid pH över 7.
- Utbytbar fosfor.
- Mineralbunden fosfor.
- Organiskt bunden fosfor.



Figur 4. Markens fosfor (efter Hahlin & Eriksson, 1981).
Phosphorus in the soil (after Hahlin & Eriksson, 1981).

Fosforlösligheten är mycket liten så markvätskan innehåller inte mer än 0,3 till 3 kg fosfor per ha. Goda fuktighetsförhållanden ökar mängden löst fosfor och gynnar upptagningen.

Med utbytbar fosfor menas fosfatjoner som är bundna vid markpartiklarna. Dessa joner kan lösas i markvätskan då koncentrationen sjunker, till exempel genom växternas upptagning. Mängden utbytbar fosfor är dock liten och har ingen större betydelse för växternas fosforförsörjning.

En stor del av fosfor förekommer som mer eller mindre svårlösliga utfällningar med kalcium, järn och aluminium. Allteftersom växterna tar upp fosfor ur markvätskan går utfälld fosfor i lösning. De utfällda fosfaterna lämnar det största bidraget till växternas fosforförsörjning och är i storleksordningen 150 till 500 kg per ha.

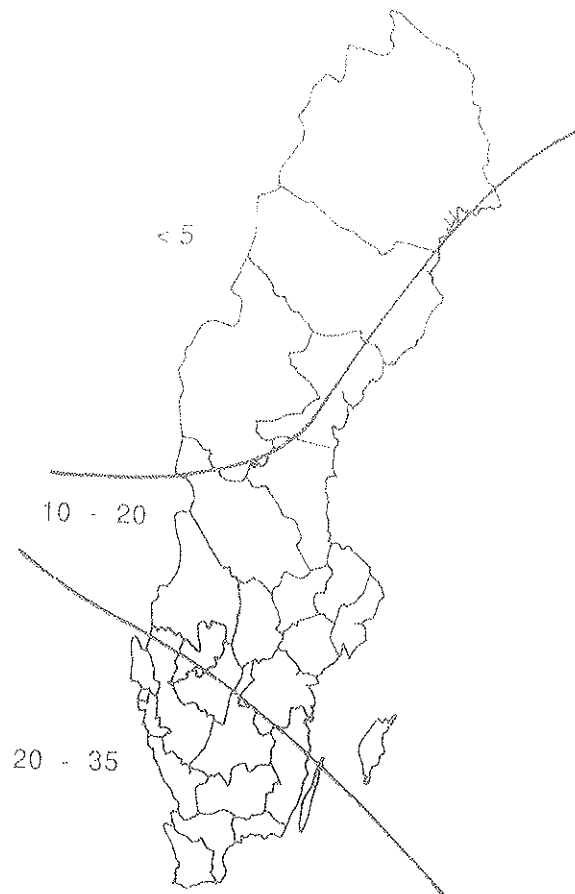
Det vanligaste fosfomineralet är fluorapatit. Den är ytterst svårlöslig och vittrar mycket långsamt. Apatiten angrips först av mikroorganismer som frigör och utnyttjar fosfor. Allteftersom dessa mikroorganismer dör, lämnas fosfor i en något mer tillgänglig form för växterna. Apatiten ingår i många bergarter och finns därför i de flesta jordar, från obetydliga mängder till mer än hälften av totalfosfor.

Halten organiskt bunden fosfor varierar från 2-3 % av totalfosfor i mullfattiga mineraljordar till 75 % i mulljordar. Vid mineraliseringen av fosforrik organisk substans kan en del av fosfor ställas till växternas förfogande (Hahlin & Ericsson, 1981).

Det är i detta sammanhang värt att notera att det mesta av fosfor är partikelbunden och att inga direkta förluster sker genom utlakning eller i gasform.

Deposition

Den atmosfäriska torr- och våtdepositionen av kväve varierar i olika delar av landet. Karlsson (1990) anger, beroende på källa, storleksordningen 16 till 22,6 kg ha⁻¹ år⁻¹ för Göteborgs- och Bohus län samt angränsande område. Hultberg (1985) har uppskattat den totala depositionen av nitratkväve och ammoniumkväve till mellan 16,3 och 22,6 kg sammanlagt i ett skogsområde invid Gårdsjön. Fagerberg & Salomon (1992) anger storleksordningen 20-35 kg kväve per ha i årlig total deposition från Skåne i söder till en linje från Göteborgs- och Bohus läns nordspets till Ölands nordspets (Figur 5). Enligt Statistiska centralbyrån tyder flera undersökningar på att torrdepositionen är av storleksordningen 10-60 % av våtdepositionen (SCB, 1990).



Figur 5. Kvävedeposition (torr + våt) över Sverige i kg ha⁻¹ år⁻¹ (Fagerberg & Salomon, 1992).
Nitrogen deposition (dry + wet) over Sweden, kg ha⁻¹ year⁻¹ (Fagerberg & Salomon, 1992).

Skogsmark

Claesson och Steineck (1991) redovisar nitratutlakningen i olika odlingssystem. Angivna värden är medeltal för lätta och styva fastmarksjordar över hela landet. Nitratutlakningen från skogsmark anses ligga mellan 2 och 10 kg ha⁻¹ år⁻¹.

Statens Naturvårdsverk (1990b) har beräknat läckaget av kväve och fosfor genom att utnyttja ett samband mellan vattenföring och vattendragens transport av näringsämnen i fem skogsmarksdominerade älvar i norra Svealand och Norrland. I en förteckning över litteraturuppgifter angående arealförluster av kväve anges värden på mellan 0,6 och 2,3 kg ha⁻¹ år⁻¹ från Gårdsjön i Göteborgs- och Bohus län (Naturvårdsverket, 1990b).

I det så kallade "Gårdsjöprojektet" har undersökningar gjorts på utlakning av både kväve och fosfor från skogsmark. Tre områden på vardera 3,6, 3,3 respektive 2,8 ha har studerats. Kväveförlusten har i medeltal över två år, 1979/80 och 1980/81, varit mellan 0,21 och 0,53 kg ha⁻¹ år⁻¹ (Hultberg, 1985). Persson och Broberg (1985) har för samma områden angivit förlusterna av totalkväve, det vill säga inklusive organiskt bundet kväve, till mellan 1,8 och 2,0 kg ha⁻¹ år⁻¹. Motsvarande värden för totalfosfor har i alla tre områdena uppmätts till 0,03 kg ha⁻¹ år⁻¹.

Andelen sjöar och våtmarker i ett avrinningsområde har viss betydelse för reduktionen av kväve och fosfor. Reningsgraden varierar dock mycket vilket beror på bland annat belastningen av växtnäringsämnen och vattnets uppehållstid. Enligt Wennberg & Gustafsson (1992) är den årliga kvävereduktionen i många sjöar uppemot 50 %. Betydligt mindre anses den vara i vattendragen där reningsgraden av kväve ofta är omkring 5 %. Trots den procentuellt låga effekten i vattendragen kan den kvantitativa kvävereduktionen vara stor.

Hur mycket fosfor som reduceras beror i första hand på hur mycket material som sedimenterar i sjöar och våtmarker. Sedimentationen i sin tur styrs av vattnets hastighet och uppehållstid. Beroende på de platsgivna förutsättningarna redovisar Bechmann (1990) varierande reduktion av fosfor på mellan 6 och 93 % i vegetationszoner och våtmarker. I en sedimentationsdamm på åkermark sedimenterade 6,2 kg fosfor från den 15 maj till den 20 oktober 1992, vilket motsvarade 0,34 kg per ha åkermark (Bechmann, 1992).

Jordbruksmark

Jordbrukets bidrag av kväve och fosfor till vattendragen bestäms av många faktorer. Klimat, topografi och jordartsförhållanden hör till dem som inte kan påverkas av den enskilde lantbrukaren. Andra betydelsefulla faktorer är markanvändning, djurhållning och brukningsmetoder, till exempel produktionsintensitet, växtföljd, jordbearbetning och dränering (Karlsson, 1990).

Nederbördsmängd och avrinningsmönster har stor betydelse för transport av lösta ämnen, däribland nitrat- och ammoniumkväve. Nederbördsintensitet och topografi påverkar ytavrinningen och därmed erosion och transport av partikelbunden fosfor. De biologiska processerna i marken är mycket temperaturberoende. Vid högre temperatur går till exempel mineraliseringen av nitrat från markens organiska kväveförråd snabbare än vid lägre temperatur (Karlsson, 1990).

Det föreligger stora skillnader mellan olika jordarter. Sand-, mo- och vissa moränjordar läcker till exempel mer kväve än lerjordar. I organogena jordar som moss- och torvjordar mineraliseras stora mängder kväve, det vill säga att organiskt bundet kväve frigörs till oorganiskt ammonium- och nitratkväve. Mineraliseringsnivån är också högre på gårdar med stallgödsel än på kreaturslösa brukningsenheter. Även växtodlingsinriktningen är en betydelsefull faktor. Slåttervall och betesmark läcker mindre kväve än åkermark som är besådd med spannmål, oljeväxter, örter eller rotfrukter (Lann m.fl., 1989).

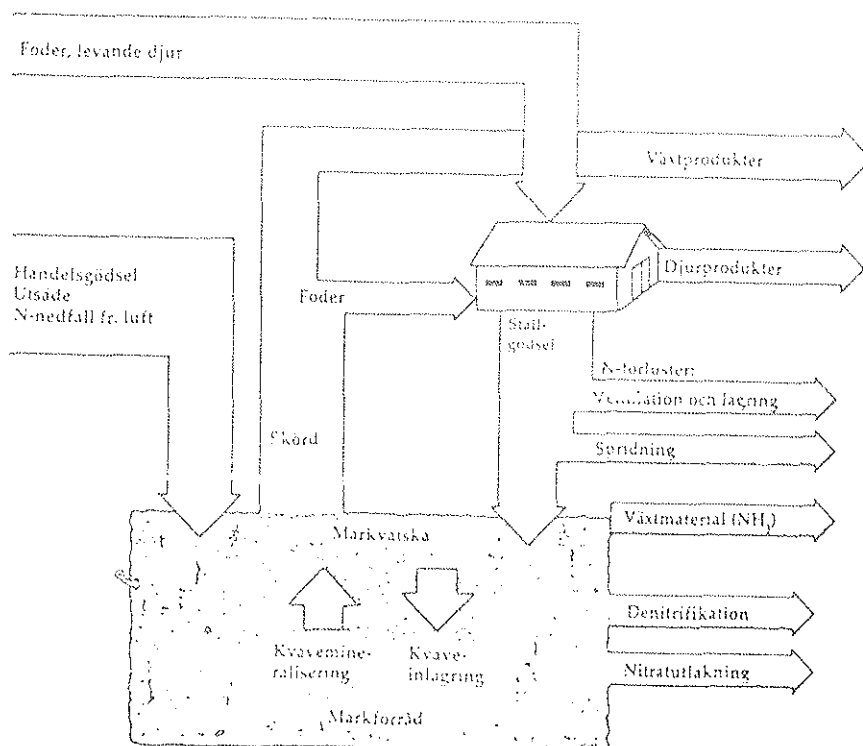
Jordar med intensiv dränering ger högre utlakningsförluster av kväve än mark som är mindre intensivt dränerad (Karlsson, 1990). Kväveutlakningen skiljer sig också mellan olika jordbearbetningssystem. Plöjda åkrar ger större utlakningsförluster i dräneringsvattnet än åkrar där plöjningsfri odling tillämpas (Goss m.fl., 1988). Å andra sidan kan plöjningsfri odling ge större denitrifikationsförluster än plöjd mark (Colbourn, 1988). Det bör i detta sammanhang också påpekas att inte alla jordar är lämpliga för plöjningsfri odling.

Med hänsyn till en eller flera av ovan nämnda faktorer har det gjorts flera försök att upprätta generella arealkoefficienter för transport av kväve och fosfor inom större eller mindre områden. Någon form av fältförsök ligger i regel bakom bedömningarna. Karlsson (1990) redovisar arealkoefficienter för ytor med olika markanvändning, det vill säga åkermark respektive skogsmark.

Lann m.fl., (1989) har delat upp arealkoefficienterna efter både jordart och växtslag.

Statens Naturvårdsverk (1990b) däremot har använt en annan metod vid sin beräkning av fosfor- och kväveläckaget från åkermark. I stället för att använda sig av arealkoefficienter har de utnyttjat några matematiska ekvationer som gäller för sambandet mellan avrinning och näringsämnesläckage. Vid beräkning av kväveläckaget har Sverige delats in i södra, mellersta och norra regionerna medan ekvationen för fosforläckaget har varit densamma för hela landet.

Ett tredje sätt som kan tillämpas, under förutsättning att området inte är för stort, är att upprätta en växtnäringsbalans för varje enskild gård. Med uppgifter om hur mycket foder, handelsgödsel och djur som köps in till en gård respektive hur mycket som säljs ut i form av till exempel mjölk, kött och spannmål, kan man få en god uppfattning om gårdens växtnäringsbalans avseende kväve, fosfor och kalium. I balansen räknas även nedfall av kväve från luften samt baljväxternas kvävefixering med (Figur 6). På djurgårdar är det mer komplicerat att beräkna växtnäringsflödet än på en gård med enbart växtodling. Detta beror på svårigheterna att bedöma kväveförlusterna i hanteringen av stallgödseln (Claesson & Steineck, 1991).



Figur 6. Principskiss av växtnäringsbalans på gårdsnivå (Claesson & Steineck, 1991).

Principal figure for calculations of plant nutrient balances on the farm level (Claesson & Steineck, 1991).

Trots vissa begränsningar, som alltid följer med när matematik tillämpas på komplexa biologiska system, är växtnäringsbalansen ett bra hjälpmedel för att upptäcka obalanser i växtnäringstillförseln. Förlusterna kan överblickas och det blir lättare att välja åtgärder för att minska dessa.

Erosion

Fosfortillförseln till vattendrag och sjöar från åkermark sker antingen med ytillrinning eller som tillrinning av dräneringsvatten. Mängd och fördelning beror på bland annat klimat, jordart, topografi, vegetation och driftsinriktning. Det är därför stora lokala och regionala skillnader på fördelningen mellan ytavrinning och avrinning från dräneringssystemen (Krogstad & Løvstad, 1988).

Ytavrinningen är störst vid snösmältningen, vid kraftig nederbörd på sommaren och sent på hösten efter plöjningen. I en amerikansk försöksserie har tjälens och brukningsmetodernas betydelse för erosionen studerats (McCool, 1990). Försöken ägde rum på erosionskänslig mark under tio år. Det var höstvetefälten som studerades. I de flesta försöksleden var det under vintern, med tjäle på djupet och omväxlande frysning och upptining i markytan, som den mesta erosionen skedde. Det enda undantaget var när fälten låg i träda, det vill säga att ingen skyddande gröda odlades, innan höstvetesådden. I dessa fall var det 40 % av jordförlusterna som skedde medan marken var frusen, trots att hela 60 % av avrinningen skedde under den tiden.

På grund av fosfors starka bindning till jordpartiklar blir fosforavrinningen störst när ytvattnet för med sig mycket jord. Med andra ord kan det uttryckas som att mycket erosion innebär stora förluster av partikulärt bunden fosfor. Vid ytavrinning och erosion på brukad mark är det till största delen jord från det översta jordskiktet som avlägsnas. Fosfor i erosionsmaterialet förekommer därför bundet i både organiska och oorganiska föreningar (Krogstad & Løvstad, 1988).

Fosformängden i ytvattenavrinningen varierar mycket mellan olika fält. För att med någorlunda god säkerhet kunna göra beräkningar av fosforförlusterna från ett jordbruksområde är det därför nödvändigt att göra kontinuerliga provtagningar i avrinningsvattnet. Ofta används dock teoretiska avrinningskoefficienter som brukar ligga i området 0,4 till 3,0 kg fosfor per ha och år.

I några norska försök har dock fosformängder på mellan 0,1 och 3,0 kg ha⁻¹ år⁻¹ uppmätts i ytavrinningsvattnet från gräsmark medan motsvarande värden för åkermark varierat mellan 0,1 och 13,0 kg fosfor per ha och år (Krogstad & Løvstad, 1988).

I jämförelse med ytavrinningen från öppen åker är fosfortransporten med dräneringsvattnet i regel betydligt mindre. Detta beror på mineraljordarnas förmåga att binda fosfor innan den når ner till dräneringsledningarna. Det finns dock några viktiga undantag. På grovkorniga jordarter och i jord som lätt torkar ut och bildar djupa torksprickor kan gödselmedel snabbt transporteras ner till dräneringsledningarna. Erosionskänsliga jordar kan även erodera nedåt i markprofilen så att partikelbundet material når dräneringsrören. I motsats till mineraljord har mineralfattig torvjord liten förmåga att binda fosfor. Överskott av fosfor i sådan jord sköljs därför lätt bort med dräneringsvattnet (Krogstad och Løvstad, 1988).

Jordförlusternas storlek

Erosion är en komplicerad företeelse, eftersom den styrs av ett antal faktorer som var och en kan variera mycket. I USA används "The Universal Soil Loss Equation", den universella jordförlustekvationen, för beräkning av den genomsnittliga jordförlusten på ett fält under ett år. Den så kallade USLE-metoden är dock inte direkt överförbar till våra skandinaviska förhållanden. De faktorer som påverkar erosionen och ingår i ekvationen är följande (Mitchell & Bubenser, 1980):

$$A = R * K * L * S * C * P$$

A är jordförlust.

R är regnenergi, det vill säga regnets förmåga att riva loss jordpartiklar. Denna förmåga bestäms av droppstorlek och form, regndropparnas fallhastighet, regnets varaktighet och nederbördsmängd samt eventuell vind. Ofta är det snabba men kraftiga regnskurar som gör störst skada. I Skandinavien har i regel rinnande vatten lika stor eller större betydelse som själva regnen. Detta gäller framför allt under snösmältningen.

K är markfaktorn. Den beskriver markens förmåga att motstå erosion. Viktiga markegenskaper är jordart, struktur, infiltrationskapacitet och markytans ojämnhet. Mest utsatt för erosion är mo-, mjäla- och lättlerajordar.

Med ökande inslag av organiskt material minskar erosionsrisken, eftersom aggregatstabiliteten och jordens struktur förbättras.

$L * S$ beskriver topografin. L står för sluttningens längd och S för lutningsgraden. Ju brantare och längre sluttningen är desto större är risken för erosion och jordförlusterna ökar. Även sluttningens form har betydelse. På konkava fält, där lutningen minskar kan erosionsmaterialet avsättas igen medan jordförlusterna ökar på ett konvext fält, där sluttningen blir brantare mot "botten".

C är ett mått på odlingstekniken, det vill säga vilka grödor som odlas och vilken jordbearbetning som tillämpas. Gräsvallar ger bäst skydd mot erosion medan hackgrödor är sämst i det avseendet, speciellt om raderna är lagda i fallriktningen. Spannmål intar en mellanställning. I dessa grödor är det främst i perioderna utan skyddande växter, efter höstplöjning och i snösmältning, som erosionen kan bli betydande. Fält med hög avkastningsnivå ger bättre skydd än glesa bestånd med låg avkastning.

P är en faktor för särskilda erosionsreducerande åtgärder, till exempel att plöjningen sker i riktning med nivåkurvorna eller att det har anlagts vegetationszoner utmed vattendragen.

USLE-ekvationen är utarbetad i USA men kan i princip användas var som helst, problemet är bara att den måste "kalibreras" efter de förhållanden som råder där den ska användas. H. Lundekvam (1992) har utarbetat vissa konstanter som används vid bedömning av erosionens storlek vid olika förutsättningar i Norge. Ett antal norska undersökningar ligger till grund för dessa konstanter.

Viktiga faktorer som måste undersökas för att kunna viktas inbördes är jordart och struktur, lutningsgrad och längd på fältet samt brukningsmetoder. Även regnenergifaktorn måste bestämmas för olika områden. Anledningen till att de norska konstanterna inte kan överföras direkt till svenska förhållanden beror på att det inte finns några undersökningar i Sverige att kalibrera värdena mot (Lundekvam, personligt meddelande, 1993).

Åtgärder

I Norge har olika åtgärder för att komma till rätta med erosionsproblemen utvecklats och studerats. De olika åtgärderna berör fyra områden; gödsling, jordbearbetning, körskador och jordpackning samt kontroll över ytvattnet. Gödslingsåtgärderna behandlas nedan. Därför redovisas endast några av åtgärdspaketet inom de andra områdena här.

De fält som bearbetas minst har minst förluster av jord. Eftersom de största jordförlusterna sker när marken ligger oskyddad, sent på hösten och i snösmältningsperioden på våren, undviks mycket erosion där jordbearbetningen flyttas fram till våren. Vårplöjning på styva leror kan ge dåligt resultat, men på jordar med stort inslag av mjåla är det ofta fördelaktigt att plöja på våren (Øygarden, 1987). Även sen höstplöjning minskar erosionsrisken genom att marken ligger oskyddad under kortare tid. Däremot ökar då risken för packningsskador (Berger m.fl., 1989).

Genom att plöja tvärs emot fallriktningen dämmer varje plogfåra upp vattnet så att det får längre tid till att infiltrera. Denna åtgärd fungerar bäst i jämnt sluttande terräng. Med växelplög finns också möjligheten att vända jorden uppåt (Øygarden, 1987).

Reducerad jordbearbetning är en effektiv åtgärd mot erosion. Under begreppet reducerad jordbearbetning ingår ett flertal metoder, såsom exempelvis stubbearbetning i stället för plöjning, enbart harvning innan sådd eller direktsådd. Alla dessa metoder reducerar erosionen mer eller mindre genom att skyddande växtrester finns kvar i ytan under den tid marken är som känsligast för erosion. Vilken metod som ska användas bestäms av klimat, jordart, gröda, dräneringstillstånd och ogräsmängd (Berger m.fl., 1989).

Det är viktigt att körskador och jordpackning undviks eftersom det då i första hand är de största markporerna som pressas samman. Det är också de största porerna som är effektiva för vattnets infiltration. Vid jordpackning ökar därför ytavrinning och erosion. För att undvika packningsskador bör dräneringen vara i gott skick. Traktorer och maskiner ska ha bra hjulustrustning, till exempel breda lågprofildäck, lågt lufttryck, dubbelmontage och fyrhjulsdrift. Det är också viktigt att aldrig köra på åkern när marken är för blöt, för att så långt det är möjligt undvika slirning och ältning av jorden. Ältning ger strukturskador som bidrar till mindre infiltration av ytvatten och försämrade rotutveckling för grödan (Øygarden, 1987). Detta talar emot senareläggning av höstplöjningen samt användning av reducerad jordbearbetning, eftersom marken inte luckras lika effektivt med denna teknik som med plöjning.

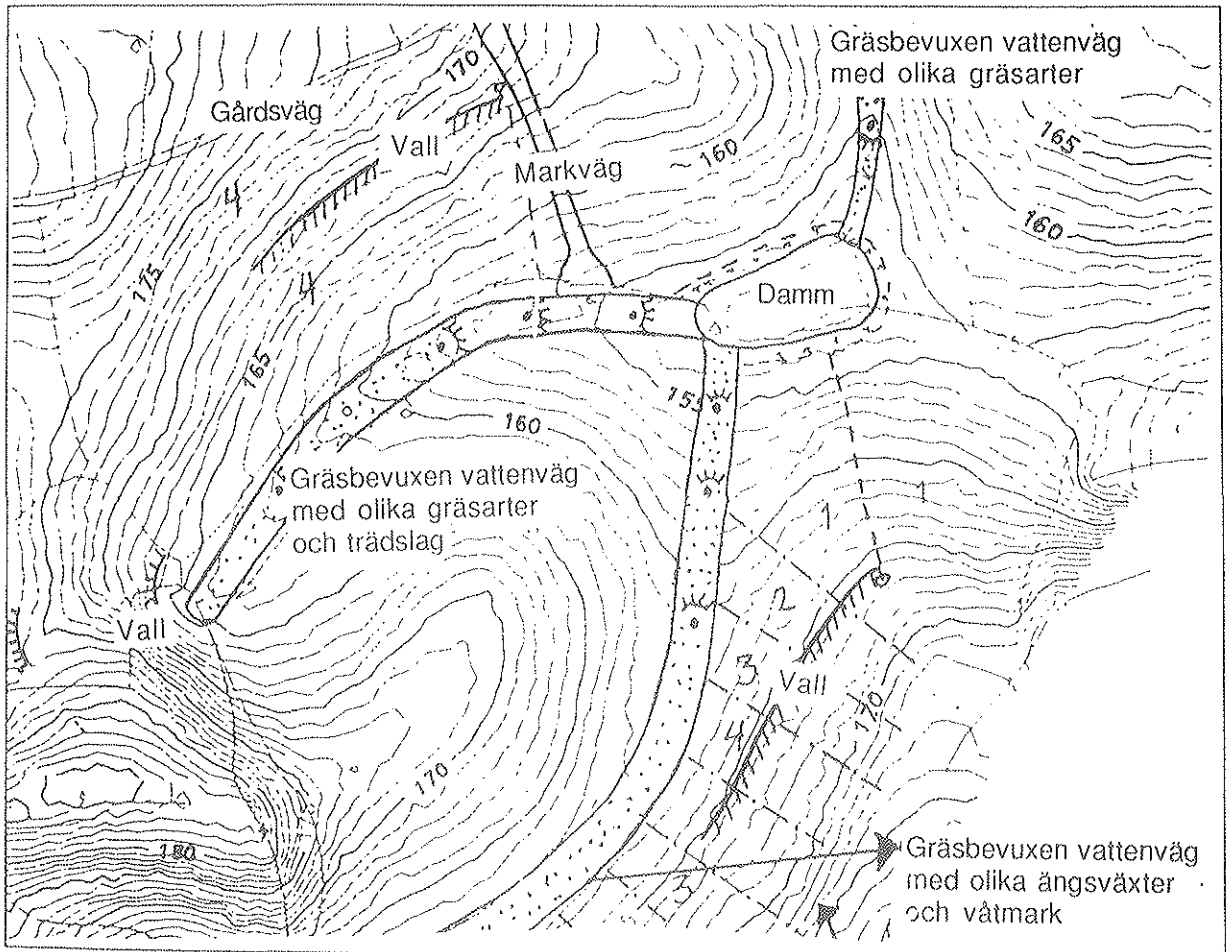
Genom att ha kontroll över ytvattnet och förhindra att det börjar rinna, hindras även jordtransporten. För att inte ytvatten från högre liggande skogsområden och liknande ska rinna in på åkrarna bör det finnas avskärande diken i åkerkanterna. I sänkor där vattnet ofta samlas kan brunnar leda bort ytvattnet innan det börjar rinna och föra med sig jordmaterial.

I sådana svackor kan dessa brunnar också kombineras med ett permanent grästäckes som hindrar vattnet att riva med sig ytterligare jordmaterial. Ett alternativ till sistnämnda åtgärd är att endast lyfta plögen några meter precis när sänkans botten passeras. En väl utförd dränering leder snabbt bort överflödigt vatten (Øygarden, 1987).

Varken i Sverige eller i Norge finns det mycket kunskap om effekten av att anlägga vegetationszoner utmed vattendragen. Ett vegetationsbälte håller dock jorden på plats och växterna omsätter de tillgängliga näringsämnena. Enligt Bechmann (1990) är det sedimentation av näringsrika partiklar som har störst betydelse. Reningseffekten varierar dock mycket beroende på hur vegetationszonen är utformad och hur de omgivande markförhållandena är. Sedimentationen fungerar bäst när ytavrinningen är jämnt fördelad utmed hela vegetationsbältet och vattenhastigheten är låg.

I Nannestad, Akershus i Norge finns sedan 1991 ett kombinerat försöks- och demonstrationsfält där olika åtgärder mot erosionen vidtagits. Fältet är cirka 30 ha och trots att det är planerat, det vill säga att jordmassor flyttats från fältets högsta delar till de lägst belägna delarna, är det fortfarande mycket kuperat. Förutom brunnar och permanent gräsbevuxna sänkor, har sluttningarna "halverats" genom anläggning av vallar och brunnar där ytvattnet samlas upp och leds bort. Dessutom finns en grävd damm där vatten från cirka 18 ha hejdas upp och där medfört material kan sedimentera (Figur 7). Från den 15 maj 1992 till den 20 oktober samma år sedimenterade 6,2 kg fosfor och 17,3 kg kväve i denna damm. Kornstorleksfördelningen var densamma i det sedimenterade materialet som i jordprover tagna på fältet ovanför dammen. Även de finaste lerpartiklarna sedimenterade men orsaken till detta är ännu inte utredd. Teoretiskt sett borde de fina lerpartiklarna vara för lätta för att snabbt sjunka till botten (Bechmann, 1992).

Johnsen (1990) studerade de ekonomiska konsekvenserna av olika åtgärder mot erosion. Han drog slutsatsen att endast vårplöjning och plöjning tvärs emot fallets lutning var åtgärder som kunde genomföras utan extra kostnader för den enskilde lantbrukaren. Dessa metoder förutsatte dock att de naturliga förhållandena var lämpliga. Direktsådd kunde tillämpas utan extra kostnader på gårdar som hade därför avsedda redskap eller ändå skulle byta ut de traditionella redskapen. Anläggning av gräsbevuxna "vattenvägar" och vårharvning som enda jordbearbetning var åtgärder som förde med sig extra kostnader för det stora flertalet lantbrukare, enligt den norska undersökningen.



Figur 7. Kombinerat försöks- och demonstrationsfält där olika åtgärder mot erosionen vidtagits i Norge (Bechmann, 1992).
 Field in Norway for experiments and demonstrations with different measures to prevent erosion (Bechmann, 1992).

Enskilda avlopp

Avloppsvatten är egentligen ett samlingsnamn för spillvatten, dagvatten och dräneringsvatten. Spillvatten från enskilda hushåll består i huvudsak av bad-, disk- och tvättvatten, eller BDT-vatten som det också kallas, samt toalettavlopp. Dagvatten är regn- och smältvatten som rinner av på ytan från tomter, vägar, taktäckta ytor och liknande. Med dräneringsvatten menas grundvatten som avleds i rörledning, dike eller dräneringslager vid dränering av husgrunder eller mark (Statens Naturvårdsverk, 1990a). Varken dagvatten eller dräneringsvatten leds till enskilda reningsanläggningar för spillvatten. I det här fallet behandlas endast spillvatten.

För att kunna göra en bedömning av de enskilda avloppens läckage av näringsämnen behövs kunskap om dels hur mycket kväve och fosfor som lämnar hushållet med avloppsvattnet, dels hur mycket av näringsämnena som reduceras i reningsanläggningen. Några exakta uppgifter är svåra att finna när det gäller båda faktorerna och de varierar mellan olika litteraturkällor.

Statens Naturvårdsverk (1990b) räknar med att avloppsvattnet innehåller 12 g kväve och 2,2 g fosfor per person och dag. Under ett år blir det 4,4 kg kväve och 0,8 kg fosfor per person. Elmquist m.fl. (1992) anger ett intervall på 5,7-6,6 kg kväve samt 0,9-1,6 kg fosfor per person och år som hamnar i avloppsvattnet. Andersson (1992) har genom en omfattande litteraturstudie kommit fram till att en person i medeltal per år producerar 5,9 kg kväve, varav 5,3 kg i urin och fekalier, och 1,2 kg fosfor, varav 0,5 kg i urin och fekalier.

När det gäller reningsgraden av olika anläggningar föreligger stora variationer, dels mellan olika typer av reningsanläggning, dels inom samma anläggningstyp. De tre vanligaste reningsanläggningarna är slamavskiljare, markbädd och infiltrationsanläggning.

Slamavskiljarens främsta uppgift är att förbehandla avloppsvattnet så att en fullgod rening kan ske i efterföljande steg, det vill säga i infiltrationsanläggning eller markbädd. En riktigt utformad slamavskiljare ger cirka 70 % reduktion av avsättbara och suspenderade ämnen. Reduktionen av organiska ämnen, fosfor och kväve är vanligtvis 10-20 %, enligt Statens Naturvårdsverk (1990a). Andersson (1992) har med analysresultat och beräkningar kommit fram till att reduktionen av kväve och fosfor med slamavskiljare i praktiken är högst 10 %.

Även Steineck & Salomon (1992) har i ett projekt inom Uppsala kommun, som handlar om recirkulation av slam från enskilda avlopp till jordbruket, kommit fram till liknande resultat som Andersson (1992).

I en infiltrationsanläggning renas avloppsvattnet under perkolation genom naturliga jordlager och avleds diffust till grundvattnet. Reningsgraden är för fosfor 60-80 % och för kväve 20-40 % (Statens Naturvårdsverk, 1990a).

Markbädd är en anläggning där avloppsvattnet renas i en sandbädd varefter det samlas upp och avleds till ett vattendrag. En markbädd anläggs där jordarten är sådan att en infiltrationsanläggning inte är möjlig eller där avståndet till grundvattenytan är för kort för att tillåta infiltration (Elmqvist m.fl., 1992).

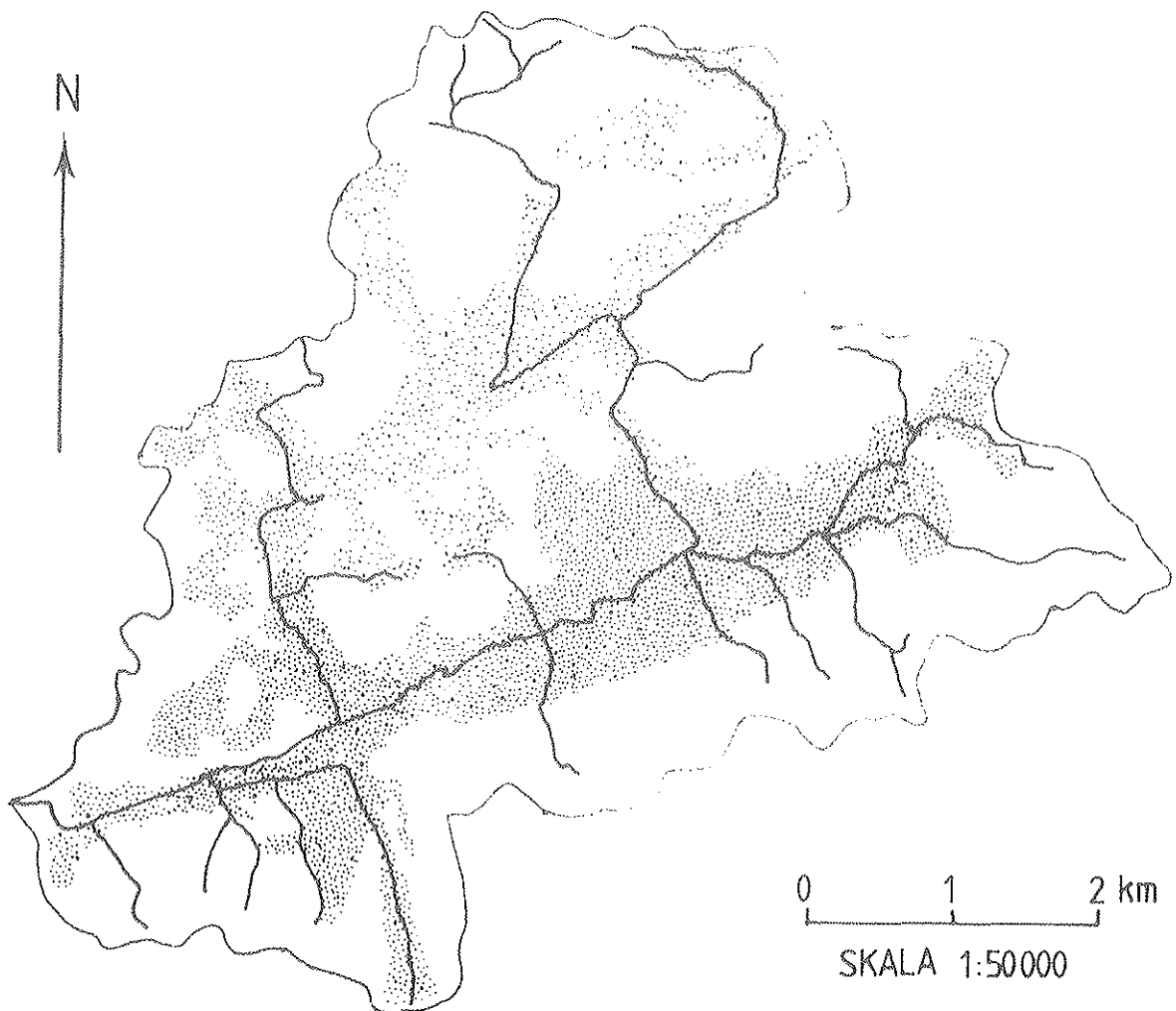
Fosforreduktionen i en markbädd minskar med tiden. Därför beror den genomsnittliga reduktionen av fosfor på hur länge anläggningen är i drift. Med en drifttid på 5-10 år räknar Statens Naturvårdsverk (1990a) med 50 % fosforreduktion. Vid en drifttid på 10-20 år är inte reduktionen av fosfor större än 25 %. Beroende på vilket sandmaterial markbädden består av anger Stuanes & Nilsson (1985) ännu större variation. Genomsnittlig fosforreduktion på 50 % gäller vid en drifttid på 1-10 år och 25 % om drifttiden är mellan 5 och 20 år. Kvävereduktionen anges vara 10-40 % (Statens Naturvårdsverk, 1990a).

Anledningen till att fosfor reduceras bättre av infiltrationsanläggningar än av markbäddar beror på att markbäddarna innehåller ett homogent grovkornigt material, medan jordlagren under infiltrationsanläggningarna har ett större inslag av finmaterial. Dessutom passerar avloppsvattnet en större jordvolym i en infiltrationsanläggning, vilket medför längre uppehållstid än i en markbädd (Nilsson & Englov, 1979).

BERÄKNINGAR AV VÄXTNÄRINGSFLÖDEN I FORSHÄLLAÅNS AVRINNINGSOMRÅDE

Beskrivning av Forshällaområdet

Forshällaåns avrinningsområde, beläget 58°18' N och 11°56' Ö, är cirka 27,4 km² stort eller med andra ord 2740 ha. Ungefär 780 ha, det vill säga 28 % av hela arealen är jordbruksmark. Resterande 1960 ha upptas av skogsmark och impediment (figur 8). Jordbruksmarken kan delas upp i brukad mark, som ingår i växtföjden och är 458 ha, samt övrig jordbruksmark på cirka 320 ha, vilket kan vara exempelvis permanenta beten eller omställd areal som inte skördas.



Figur 8. Forshällaåns avrinningsområde. Markerade områden är jordbruksmark (efter Uddevalla kommun, 1988).
Forshällaån watershed. Shaded areas are agricultural land (after Uddevalla kommun, 1988).

Jordbruksmarken är till största delen belägen på slätten närmast vattendraget. Alla kornstorlekar förekommer inom området som en gradient från styv lera intill Forshällaån till lätta sandjordar uppe på sluttningarna där skogsmarken tar vid. De dominerande jordarterna är lättleror och mellanleror med varierande inslag av mo och mjåla. Skogen växer på förhållandevis tunna moränjordar och inkluderar relativt mycket hållmarker. Berggrunden i avrinningsområdet består från väster mot öster av gnejs, gnejsgranit och pegmatit.

Årsnederbörden var i medeltal under 1951-1980 cirka 900 mm. Avrinningen under ett år var under 1931-1960 cirka 425 mm i medeltal. Flödestopparna inträffade på våren under mars och april samt på hösten under oktober, november och december (SMHI, 1989).

Under 1980-talet undersöktes regelbundet vattenkvaliteten vid Forshällaåns utlopp. Sedan hösten 1990 har provtagningar även utförts i de båda källflödena och direkt nedströms sammanflödet. Analysresultaten visar att ån är hårt belastad av framför allt fosfor men också av kväve. Tabell 1 visar medelvärden av totala mängden kväve och fosfor som uppmätts varje månad 1981-1985 respektive 1988-1990 vid Forshällaåns utlopp.

Tabell 1. Uppmätta halter och beräknade mängder per år av kväve, N, respektive fosfor, P. Medelvärden för två perioder (Uddevalla kommun, 1991)
Measured and estimated amounts of nitrogen, N, and phosphorus, P. Mean values of two periods (Uddevalla kommun, 1991)

Period	N		P	
	($\mu\text{g/l}$)	(ton)	($\mu\text{g/l}$)	(ton)
1981-1985	1450	20	124	1,7
1988-1990	1010	14	195	3,0

Målsättningen för Forshällaprojektet är att medelhalterna av kväve och fosfor på sikt ska underskrida 500 $\mu\text{g/l}$ respektive 40 $\mu\text{g/l}$.

Deposition

Den atmosfäriska depositionen av kväve uppskattades till i genomsnitt 20 kg ha⁻¹ år⁻¹. Detta skulle betyda ett tillskott av kväve på totalt 54,8 ton årligen inom avrinningsområdet. Eftersom kvävedepositionen ingår i beräkningarna för både jordbruksmark och skogsmark, utgör inte depositionen någon egen källa när de totala flödena presenteras längre fram.

Skogsmark

Enligt de litteraturuppgifter som presenterats tidigare har läckaget av kväve från skogsmark uppmätts till $2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i Gårdsjöområdet medan fosforläckaget har uppmätts till $0,03 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Enligt L. Karlsson (personligt meddelande, 1993) är dock läckaget troligtvis större i Forshällaåns avrinningsområde, på grund av större andel kalavverkningar än vid Gårdsjön. Dessutom är skogsterrängen mycket brant, vilket ökar vattnets hastighet och därmed erosionsrisken. Kväveläckaget har därför uppskattats till $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ och läckaget av fosfor har uppskattats till $0,04 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Eftersom det inte finns några sjöar och endast ett fåtal våtmarker inom avrinningsområdet har eventuell reduktion av näringsämnen ansetts försumbar.

Det sammanlagda växtnäringsläckaget från 1960 ha skogsmark i Forshällaåns avrinningsområde har, med ovan angivna skattningar som grund, beräknats till cirka 5880 kg kväve och 80 kg fosfor årligen.

Om läckaget av kväve i stället hade uppskattats till $4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ skulle skogsmarkens bidrag av kväve till Forshällaån vara 7840 kg årligen. Denna beräkning, som gjorts på grund av osäkerheten om kväveläckagets verkliga storleksordning, visar att varje kg kväve som läcker per ha skogsmark ger en total bidragsökning på nästan 2 ton till vattendraget.

Jordbruksmark

Med dataprogrammet NPK-FLO kan växtnäringsbalanser på gårdsnivå beräknas. Detta är ett dataprogram som i huvudsak bygger på de beräkningar som beskrivs av Claesson och Steineck (1991). Liknande program används också av Jordbruksverket (Jordbruksverket, 1992) och SCB (SCB, 1991 & 1992). I beräkningarna ingår innehållet av kväve, fosfor och kalium i de till gården införda förnödenheterna och i produkterna som säljs från gården. Kvävetillskott genom deposition och baljväxternas kvävefixering uppskattas liksom de kväveförluster som sker från mark och stallgödsel. Hänsyn tas till djurslag, produktionsnivå, hanteringsform, spridningstid och spridningstidpunkt vid beräkning av växtnäringsomsättningen i stallgödseln (Fagerberg & Salomon, 1992).

För att kunna göra en bedömning av jordbrukets bidrag av kväve och fosfor till Forshällaån gjordes växtnäringsbalanser på tolv gårdar i området. Uppgifter om vilka lantbrukare som finns i avrinningsområdet erhöles av Å. Käck (personligt meddelande, 1993) som arbetar på länsstyrelsen i Uddevalla. Till grund för gårdsbalanserna låg gårdsbesök och intervjuer med lantbrukarna. Växtnäringsbalanserna omfattade totalt 458 ha brukad mark. Av denna areal var 60 % eller 273 ha vintergrön mark, det vill säga att antingen vall eller höstvetete odlades. Även omställd areal för extensivt bete var medräknad. Balanserna beräknades för ett "normalår" eller ett "genomsnittså". Mellan olika år föreligger därför en viss variation.

Djurtätheten i området är låg. Sammanlagt under ett "normalår" i början av 1990-talet fanns cirka 95 mjölkkor, 7 amkor, 170 ungdomdjur mellan ett och två år, 167 kalvar upp till ett år, 27 suggor i produktion samt 100 hästar i genomsnitt. Enligt Statens Naturvårdsverk (1989) skulle dessa djur tillsammans behöva en spridningsareal för gödseln på 173 ha. Ingen enskild gård i området hade fler djur än att spridningsarealen räckte till. Endast en av de tolv gårdarna hade kreaturslös drift. En annan gård hade "ekologisk" drift och använde ingen handelsgödsel.

I programmet för växtnäringsbalanser gjordes en bedömning av nitratutlakning och denitrifikation eftersom inga provtagningsresultat fanns från Forshällaåns avrinningsområde. På sju försöksplatser, fördelade över hela Sverige och med olika jordarter, har provtagning av nitratutlakningen och en uppskattning av denitrifikationen skett. Resultaten från dessa försök (Tabell 2) har legat till grund för skattningen av nitratutlakning och denitrifikation från jordbruksmarken i Forshällaåns avrinningsområde. Skattningen av nitratutlakningens storlek är säkrare än motsvarande bedömning av denitrifikationen.

Eftersom jordarter och klimat är i stort sett likartade i hela dalgången har denitrifikationen uppskattats till 25 kilo per hektar och år för samtliga gårdar.

Vid uppskattning av nitratutlakningens storlek har hänsyn tagits till andelen "grön mark" och på vilket sätt stallgödselhanteringen går till på gården. I några växtnäringsbalanser har därför nitratutlakningen fått storleksordningen $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ medan den i andra har satts till $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. I medeltal är det årliga kväveläcket från den brukade arealen cirka 17 kg per ha. Totalt för denna del av jordbruksmarken, 458 ha, läcker cirka 7790 kg kväve per år.

Tabell 2. Nitratutlakning, NO_3 , och denitrifikation, N_2 & N_2O , i $\text{kg N ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ år från sju lokaler i Sverige (efter Fagerberg & Salomon, 1992)
Nitrogen leaching, NO_3 , and denitrification, N_2 & N_2O , $\text{kg N ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ from seven places in Sweden (after Fagerberg & Salomon, 1992)

Lokal	Jordart	Antal år med vall	Växt- följd antal år	Stall- gödsel	NO_3	N_2 & N_2O
Halland	mh mo Sa	3	9	ja	35	23
Halland	mmh Mj-mr Sa-l Sa	4 *	6	ja	30	38
Östergötland	mh sa Mo-LL	4	6	ja	12	16
Dalarna	mmh Mj-mj LL	5	8	ja	10	25
Uppland	mh LL-SL	0	5	ja	15	32
Uppland	mh ML	0	7	nej	12	18
Norrbottnen	mr Mo-Mj	4	6	ja	4	25

* fånggröda

Differensen mellan tillförd växtnäring till gården och bortförd växtnäring inklusive förluster gav gårdens nettoflöde av kväve, fosfor och kalium. Dessa nettoflöden sammanräknades och dividerades med den totala arealen. Resultatet blev att i genomsnitt tillfördes 24 kg kväve, 3 kg fosfor och 11 kg kalium mer per ha än vad som fördes bort.

Kvävets vägar är komplicerade och många flöden är svåra att bestämma till storleken. Även om forskning och försök ligger till grund för de flesta bedömningarna, får de på flera punkter endast uppfattas som rimliga skattningar. Denna osäkerhet gör att resultat och skillnader måste tolkas med viss försiktighet (Claesson & Steineck, 1991). Detta innebär att fosforflödet in och ut från gårdarna kan anses vara i balans, ett litet överskott av kalium fördes in och även kvävetillförseln var något för riklig i genomsnitt.

Utöver den brukade arealen finns i Forshällabygden cirka 320 ha jordbruksmark som inte omfattas av växtnäringsbalanserna. Det är mark som ligger utanför växtföljden. Det kan vara permanenta beten där växtnärningen cirkulerar inom betesmarken eller omställd areal som inte skördas. Även från sådan mark, som inte gödglas, sker dock viss utlakning av kväve. Claesson och Steineck (1991) anger ett medelvärde för kväveläckaget i hela landet på 2 till 4 $\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$, från permanent bete som inte gödglas. Eftersom både nederbörden och kvävedepositionen är riklig i Forshällaåns avrinningsområde har kväveutlakningen uppskattats till cirka 4 $\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ från ovan nämnda 320 ha. Detta resulterar i ett läckage på cirka 1280 kg kväve årligen från denna extensiva jordbruksmark.

Erosion

Erosion förekommer mer eller mindre från både skogsmark och jordbruksmark. Eftersom det inte finns några undersökningar som behandlar erosionens omfattning på skogsmark behandlas endast erosion från jordbruksmark. Det "läckage" av fosfor som uppmätts från skogsmark har dock troligtvis orsakats genom erosion.

Erosionens omfattning är svår att uppskatta. Det beror på att erosionsproblematiken inte är tillräckligt undersökt i Sverige. Det finns helt enkelt för lite material att referera till. Under ett besök på Norges Landbrugshøgskole och Jordforsk hade jag i ett par dagar möjlighet att diskutera Forshällaprojektet med olika erosionsforskare. Vi kom bland annat fram till att USLE-modellen inte var användbar (H. Lundekvam, personligt meddelande, 1993). Detta på grund av att modellen inte är kalibrerad efter våra svenska förhållanden. Dessutom fordras detaljkännedom om bland annat de enskilda fältens storlek och lutning, jordartsvariation, gröda samt typ av jordbearbetning och tidpunkt för denna.

L. Øygarden (personligt meddelande, 1993) visade resultat från vissa mätningar där det vid ett kraftigt regnväder kunde försvinna mellan 100 och 1000 kg jord per ha beroende på bland annat fältets lutning och brukningsmetoder. Gemensamt för de olika undersökningarna var att de utförts på erosionskänsliga mo-, mjäla- och lättlerajordar. På norska oplanerade fält är jordförlusterna mellan 500 och 3000 kg ha⁻¹ år⁻¹, vid spannmålsodling och höstplöjning (Lundekvam, 1992).

En riktig bedömning av erosionens betydelse är svår att genomföra utan att undersöka ytavrinning och dräneringsvatten i Forshällaåns avrinningsområde. Det faktum att erosion och jordförluster kan variera så mycket gör det komplicerat att uppskatta dess storleksordning. Det som fanns att utgå ifrån var att en stor del av åkerarealen utgörs av erosionskänsliga jordarter, att cirka 200 ha ligger i öppet bruk, det vill säga att spannmål och oljeväxter odlas på arealen, samt att stallgödsel sprids på det mesta av åkermarken. En framkomlig väg upptäcktes dock för att sätta realistiska siffror på erosionen.

Från ett område i Østfold fylke, mellan gränsen till Sverige och Oslofjorden finns resultat från försök som pågick från 1971 till 1979 (Lundekvam, 1984). Området påminner mycket om Forshälla-bygden, med jordbruksarealen till stor del på lerjordsområdet närmast vattendraget och skogsmarken längre bort på höjderna med moränjardar.

Den brukade marken domineras av lättlera och mellanlera med varierande inslag av mo och mjåla. Fältens lutningsgrad varierar mellan 5,3 och 7,8 % med ett medeltal på 6,5 %.

Djurantalet var lågt under den tid undersökningen pågick och flera gårdar hade kreaturslös drift. Därför varierade mängden stallgödsel, som i regel spreds och plöjdes ned på hösten. Även vinter- och vårspridning förekom. Handelsgödselgivorna var i medeltal 134 kg kväve, 30 kg fosfor och 55 kg kalium per ha och år. I Forshällaområdet är handelsgödselgivorna i medeltal 55 kg kväve, 6 kg fosfor och 12 kg kalium per ha och år. Med resultaten från dessa försök gavs en uppskattning om erosionens betydelse för transporten av växtnäring.

Enligt Lundekvam (1984) var fosforförlusten, exklusive fosfor från punktkällor och ytavrinning från stallgödsel, i medeltal 1,00 kg ha⁻¹ år⁻¹ med en variation från 0,49 kg till 1,80 kg årligen per ha. Jord- och kväveförlusterna erhöles ur följande överslagsberäkningar (B. Albertsson, personligt meddelande, 1993):

Matjorden (0-20 cm) på ett ha väger ca 2500 ton. I mitten av förrådsklass 3 är fosforhalten 50 mg per 100 g torr jord. Detta motsvarar 1,25 ton fosfor per ha. Fosforförlusten i den norska undersökningen (Lundekvam, 1984) uppgick till i medeltal 1,00 kg ha⁻¹ år⁻¹. Genom att använda Albertssons beräkningsmetod på uppgifterna från den norska undersökningen erhöles en årlig jordtransport på 2 ton per ha. Med antagandet att mullhalten är 4 % väger mullen i 2 ton matjord 80 kg. Kvävehalten i mull uppgår till ca 5 % och detta innebär att kväveförlusten på grund av erosion i medeltal var 4,00 kg ha⁻¹ år⁻¹.

Vid användning av beräkningarna ovan på 200 ha öppen åkermark i Forshällaområdet varierade fosforförlusten mellan 100 och 360 kg per år och kväveförlusten varierade mellan 390 kg och 1,44 ton årligen. Med samma medelvärden som i de norska försöken blev den genomsnittliga förlusten 200 kg fosfor och 800 kg kväve.

Detta är mycket grova uppskattningar. På grund av den lägre gödslingsnivån i Forshällaområdet är det troligtvis mindre växtnäring som transporteras bort med erosionen där än i den norska undersökningen. Hur mycket lägre förlusterna är går dock inte att säga. För att kunna göra en bättre bedömning av erosionens betydelse krävs mätningar på plats i Forshällaans avrinningsområde.

Det faktum att jordarterna varierar från styva leror närmast vattendraget till lätta sandjordar uppe vid skogskanterna är en vanlig situation efter isavsmältningen. B. Rognerud (personligt meddelande, 1993) påpekade dock att det även kan vara ett tecken på att jordmaterial har eroderat uppe i sluttningarna och sedimenterat längre ner där marken planat ut.

Enskilda avlopp

Uddevalla kommun har under 1990-1992 inventerat de enskilda avloppen inom Forshällaåns avrinningsområde. Denna inventering, som omfattar 241 hus med 610 permanent boende personer och 54 fritidshus med 99 boende, fick ligga till grund för bedömningen av de enskilda avloppens bidrag av kväve och fosfor till Forshällaån.

Elmquist m.fl (1992) och Andersson (1992) har använt nyare referenser än Statens Naturvårdsverk (1990b) och de har dessutom kommit fram till samma storleksordning avseende en människas utsöndring/användning av kväve respektive fosfor. I detta arbete har Anderssons (1992) uppgifter använts eftersom de bygger på en mycket omfattande litteraturgenomgång.

Den totala mängden kväve och fosfor som kunde antas hamna i avloppet per år beräknades. Som utgångsvärde förväntades en vuxen person "producera" 5,9 kg kväve och 1,2 kg fosfor. Eftersom cirka 90 % av det kväve som finns i avloppsfraktionen kommer från urin och fekalier blir den tid som tillbringas i hemmet avgörande för kvävemängden i det enskilda avloppet. Andersson (1992) viktar sina värden beroende på personernas ålder och efter hur mycket tid de antas tillbringa i hemmet. På grund av att ingen intervjuundersökning gjorts bland de boende i Forshällaområdet fanns inga sådana uppgifter. Vid beräkning av kvävemängden multiplicerades därför antalet personer med en tids- och åldersfaktor, 0,6, vilket är ett medelvärde av "vuxen, icke förvärvsarbetande" och "vuxen, förvärvsarbetande heltid".

Innehållet av fosfor i avloppet påverkas inte lika mycket av hur mycket personerna är hemma. Detta beror på att cirka 60 %, eller 0,7 kg per person och år, av fosformängden kommer från rengöringsmedel av olika slag (Ahl m.fl., 1967; Mejåre, 1990; Siegrist m.fl., 1976). Inte heller åldern påverkar nämnvärt eftersom det faktum att barnkläder behöver tvättas oftare jämnar ut förhållandet att barn utsöndrar mindre mängd fosfor. I enlighet med Anderssons (1992) beräkningar har all tvätt, disk, dusch och bad antagits ske i hemmen. Fosfor från WC-avloppet, 0,5 kg per person och år, har multiplicerats med 0,6 enligt ovan.

De fritidsboende beräknades uträta alla sina behov samt tvätt och disk i fritidshuset. Innehållet av kväve och fosfor i avloppet "vik-tades" därför inte för dessa. Det kan noteras att endast tolv personer av de fritidsboende har vattentoalett men inte sluten tank till avloppsvattnet. Utnyttjandet av fritidshusen uppskattades till i genomsnitt 2 månader per år.

Resultatet av de beskrivna beräkningarna blev att årligen hamnade sammanlagt ungefär 2260 kg kväve respektive 630 kg fosfor i Forshällabygdens avlopp.

Avloppsanläggningarna indelades efter typ och reningsförmåga (Tabell 3). Eftersom en stenkista har samma funktion som en slamavskiljare (E. Salomon, personligt meddelande, 1993) förekommer båda typerna under beteckningen slamavskiljare. Så kallade IVA-filer har klassats som markbädd. I de fall där WC/TC- och BDT-reningen varit separat har BDT-vattnet antagits innehålla 0,6 kg kväve och 0,7 kg fosfor per person och år. Resterande 5,3 kg kväve respektive 0,5 kg fosfor har räknats till WC/TC-avloppet.

Tabell 3. Avloppsanläggningar - typer och reduktionsförmåga (Källor: Statens Naturvårdsverk 1990a; Andersson, 1992; Stuanes & Nilsson, 1985)
Household waste water systems - types and reducing capacity (Sources: Naturvårdsverket 1990a; Andersson, 1992; Stuanes & Nilsson, 1985)

Typ	Kvävereduktion %	Fosforreduktion %
Slamavskiljare	10	10
+ Markbädd	20	25
+ Infiltration	30	70
TC / Sluten tank	100	100

Alla siffror i tabellen ligger inom de intervall som Statens Naturvårdsverk (1990a) anger. Fosforreduktionen i markbädd har dock satts till endast 25 %, vilket är den sämsta reningsgraden som Statens Naturvårdsverk räknar med i en markbädd. Att denna låga reningsgrad använts vid beräkningarna beror på att de flesta anläggningarna i området är gamla. I genomsnitt är markbäddarna enligt inventeringen cirka 15 år.

Av de permanent boende hade 292 personer endast slamavskiljare, 256 personer hade markbädd och endast 32 personer var anslutna till en infiltrationsanläggning. Detta gäller allt avlopp. De flesta fritidsboende hade separat rening av WC/TC- och BDT-vatten. Resultatet blev att sammanlagt reducerades cirka 480 kg kväve och 140 kg fosfor per år i de olika avloppsanläggningarna.

Differensen mellan "producerad" växtnäringsmängd in till avloppen och reduktionen i reningsanläggningarna blev ungefär 1780 kg kväve och 490 kg fosfor årligen. En viss del kan troligtvis reduceras ytterligare under vattnets väg från avloppsanläggningen till vattendraget, men förr eller senare blir marken mättad och även denna reduktion minskar.

Skolan

På Forshälla skola tillbringar cirka 250 barn en stor del av sin tid. Jag har räknat med 240 skolbarn som i genomsnitt vistas på skolan sex timmar per dygn under nio månader och 20 daghemsbarn som vistas på daghemmet i genomsnitt sex timmar per dygn under hela året, dock ej lördagar och söndagar. Dessa antaganden kan verka kraftigt tilltagna men i stället är inte den vuxna personalen inräknad, vilken uppskattas till cirka 30 personer. Barnen utsöndrar och använder mindre kväve och fosfor än genomsnittet, så 5,9 kg kväve och 1,2 kg fosfor har multiplicerats med faktor 0,5 för skolbarnen och med 0,2 för daghemsbarnen. Resultatet blev att det sammanlagt från skola och daghem hamnar cirka 140 kg kväve och 30 kg fosfor årligen i skolans avlopp.

Skolans avloppsanläggning utgörs av endast slamavskiljare. Med en reningsgrad på 10 % för både kväve och fosfor reduceras ungefär 14 kg kväve och 3 kg fosfor per år i anläggningen. Differensen på cirka 126 kg kväve respektive 27 kg fosfor kan hamna i åvattnet varje år.

Sammanlagt växtnäringsflöde

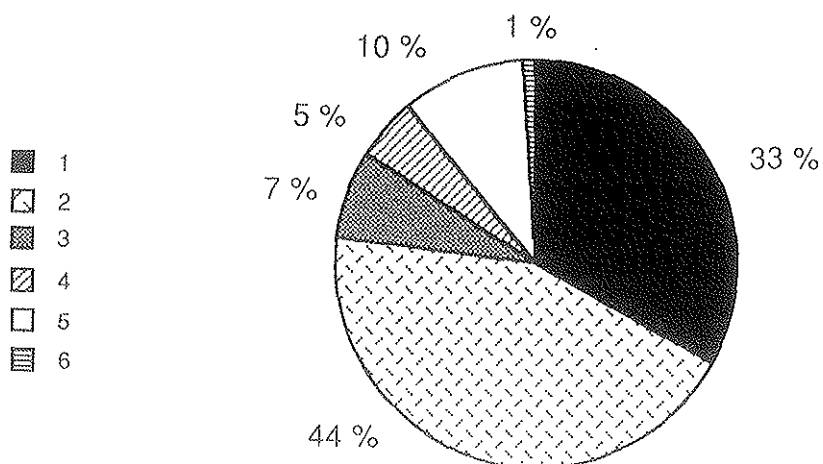
En översikt av de olika källornas bidrag av kväve respektive fosfor ges i tabell 4. Den sammanlagda växtnäringstransporten på 17,7 ton kväve respektive 0,80 ton fosfor per år kan jämföras med kväve- och fosfortransporten som beräknats med månadsprovtagningarna som grund. Dessa värden var i medeltal för perioden 1988-1990 14 ton kväve och 3,0 ton fosfor per år (tabell 1).

Tabell 4. De olika källornas bidrag av kväve och fosfor
Contributions of nitrogen and phosphorus from the different sources

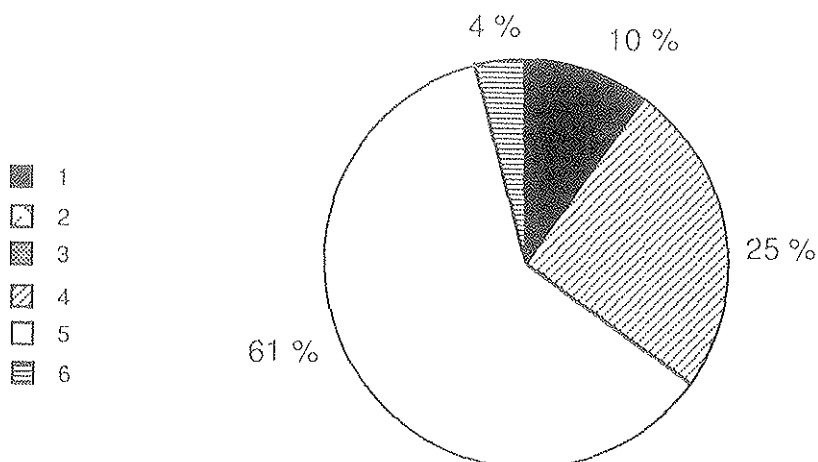
Källa	kg ha ⁻¹ år ⁻¹		ton per år		andel, %	
	N	P	N	P	N	P
Skogsmark	3	0,04	5,9	0,08	33	10
Brukad jordbr.mark	17	0,00	7,8	0,00	44	0
Övr. jordbr.mark	4	0,00	1,3	0,00	7	0
Erosion*	4	1,00	0,8	0,20	5	25
Enskilda avlopp	-	-	1,8	0,49	10	61
Skola	-	-	0,1	0,03	1	4
Summa	-	-	17,7	0,80	100	100

* Erosion från 200 ha med ettåriga grödor.

De olika källornas procentuella andel av växtnäringsläckaget framgår också av figur 9 för kväve och av figur 10 för fosfor.



Figur 9. De olika källornas procentuella andel av kväveläckaget.
 1=Skogsmark, 2=Brukad jordbruksmark, 3=Övrig jordbruksmark,
 4=Erosion från 200 ha jordbruksmark, 5=Enskilda avlopp, 6=Skola.
Percentage of nitrogen leaching from the different sources.
 1=Forest, 2=Cultivated agricultural land, 3=Extensively used agricultural
 land, 4=Erosion from 200 ha agricultural land, 5=Household waste water,
 6=School.



Figur 10. De olika källornas procentuella andel av fosforläckaget.
 1=Skogsmark, 2=Brukad jordbruksmark (0%), 3=Övrig jordbruksmark
 (0%), 4=Erosion från 200 ha jordbruksmark, 5=Enskilda avlopp,
 6=Skola.
Percentage of phosphorus leaching from the different sources.
 1=Forest, 2=Cultivated agricultural land (0%), 3=Extensively used
 agricultural land (0%), 4=Erosion from 200 ha agricultural land,
 5=Household waste water, 6=School.

DISKUSSION

Denna redogörelse för flödena av kväve och fosfor i Forshällaåns avrinningsområde är mycket översiktlig. Trots detta är resultaten så nära "sanningen" det går att komma utifrån det material som finns att tillgå, dels från avrinningsområdet och dels den kunskap som finns inom de olika ämnesområdena. Bedömningarna av jordbruksmarkens och avloppens bidrag har gjorts med relativt god precision. Åtminstone storleksordningen på dessa källors läckage är säker. Däremot när det gäller läckage och erosion från skogsmarken och framför allt erosionen från jordbruksmark i öppen odling är osäkerheten i bedömningarna mycket stor.

Avvikelse mellan mina beräkningar och tidigare beräkningar som gjorts med månadsprovtagningarna som grund kan ha flera orsaker. När det gäller kvävetransporten ligger mina beräkningar på en högre nivå än provtagningarna visar. En del av denna avvikelse kan bero på att jag räknat med att all växtnäring som lämnat avloppen har hamnat i vattendraget. I själva verket har en viss mängd näring bundits upp eller sedimenterat på vägen mellan avloppet och vattendraget. En viss mängd kväve har denitrifierats och "försvunnit" upp i luften.

Trots att jag räknat med största tänkbara erosion ligger mina beräkningar av fosfortransporten lågt. En möjlig förklaring till detta kan vara att växtnäringsbalanserna som gjorts på gårdarna gäller för ett "normalår" som situationen är nu. Enligt uppgift från lantbrukarna har dock djurantalet minskat med ungefär en tredjedel under de senaste tio åren. Gödselgivorna har också minskat på många gårdar. Detta kan betyda att det är "gamla synder" som ger sig till känna i provtagningarna.

En annan förklaring till avvikelse kan vara att provtagningarna av kväve- och fosforhalter i Forshällaån är gjorda en gång i månaden men det finns inga mätningar av vattenflödet. Detta innebär att medeltalen av provtagningarna kan ha hamnat snett i en eller annan riktning, eftersom ingen vet något om hur provtagningen skett i förhållande till vattenflödestopparna.

Här följer en diskussion med en del kommentarer till beräkningarna och förslag till eventuella åtgärder.

Skogsmark

Uppskattningen av läckaget på skogsmarken är mycket osäker. Den årliga kväveutlakningen har uppmätts till 2 kg per ha från skog i Gårdsjöprojektet. Att läckaget bedömts vara större från skogen i Forshällaåns avrinningsområde beror på dels att kalavverkningarna upptar en större andel av skogsmarken, dels att terrängen är brantare kuperad samt att en stor del av skogen är gammal. Dessutom saknar Forshällaåns avrinningsområde sjöar och andelen våtmarker är ringa, vilket innebär att den naturliga reduktionen av framför allt kväve är liten.

Kalavverkningar sätter fart på mineraliseringen och eftersom det inte finns någon vegetation som kan tillgodogöra sig näringen ökar läckaget. Att terrängen är brant innebär att vattnet rinner av med hög hastighet och kan riva med sig partikelbunden fosfor, det vill säga att erosionsrisken är större. Gammal skog har sämre tillväxt än yngre skog, vilket medför ett lägre näringsupptag.

Den årliga kväveutlakningen har uppskattats till i genomsnitt 3 kg per ha från skogsmarken. Detta kan förklaras med att marken är så näringsfattig att det kväve som tillförs via depositionen ändå fångas upp av växtligheten. Viss mängd kväve kan också bindas in i markens organiska förråd, som på sikt blir större. Det kan också tänkas att 3 kg är för lågt räknat med tanke på att såväl deposition som nederbörd är riklig i trakten samt att jordlagren är relativt tunna.

Att vidta några direkta åtgärder i skogsmark är knappast realistiskt. Däremot bör alltför stora sammanhängande kalavverkningar undvikas, i enlighet med ovan förda resonemang. Det är också viktigt att körning med tunga maskiner i skogen görs vid tidpunkter och på sådant sätt att inte spårskador uppstår. Eftersom vattnet gärna rinner i körspåren kan erosionen bli betydande i den kuperade terrängen.

Jordbruksmark

På den brukade arealen har nitratutlakningen uppskattats till 15-20 kg ha⁻¹ år⁻¹, vilket inte är något anmärkningsvärt stort läckage från brukad mark. Denna bedömning har gjorts med hänsyn till jordarter, klimat, nederbörd, andel "grön mark", hantering av stallgödsel samt kvävegiva.

Ju mer kväve det förs in till gården, desto större är risken för ökade förluster genom nitratutlakning och denitrifikation. För att minska dessa förluster bör kväveöverskottet i gårdsbalansen på i genomsnitt 24 kg ha⁻¹ år⁻¹ undvikas. Detta innebär att det finns några gårdar som bör studera gårdsbalansen lite närmare och anpassa gödslingen efter behov, medan andra gårdar redan har balans på flödena av växtnäring in och ut på gården.

Om nuvarande överskott av kväve på 24 kg per ha tillförs årligen under lång tid, ökar naturligtvis risken för kväveförluster till både luft och vatten. På grund av att det odlats mycket vall och tillförts stallgödsel under lång tid på det mesta av den brukade arealen i bygden, har det organiska förrådet i marken troligtvis ställt sig i jämvikt på en hög nivå på de flesta gårdarna. Detta innebär att eventuella överskott av kväve inte kan bindas upp i marken.

Stallgödselhanteringen är i allmänhet av hög standard i Forshälla-bygden. På vissa gårdar kan dock kväveutnyttjandet förbättras genom ändrat val av spridningstidpunkt, jämnare fördelning av stallgödsel till olika grödor samt anpassad stallgödselgiva. Genom dessa åtgärder kan handelsgödselgivorna minskas. Stallgödseln bör spridas på våren eller till vall efter första skörd. Även spridning på vårvintern och till höstsådd går bra. Däremot är stallgödselspridning på hösten mycket osäker med risk för stora kväveförluster. I regel är det bättre att sprida små mängder på stor areal ofta än vice versa.

Att sprida stallgödsel på träda bör alltid undvikas, eftersom trädan om den bearbetas i sig sätter fart på markens mineralisering och det dessutom inte finns någon växande gröda som tar upp näringsämnena. Därmed ökar risken för förluster till luft och vatten. Gödsling till höstvetete på hösten bör vara måttlig eftersom grödan inte tar upp mer än 10-15 kg kväve per ha under hösten.

Alla gårdar odlar större eller mindre andel vall. Eftersom växtnäringen i stallgödseln till stor del kommer från vallfodret och i stort sett överensstämmer med vad som bortförs med vallen bör det vara naturligt att så långt som möjligt utnyttja stallgödseln på mark där slåttervall odlas. Sprids stallgödseln på vallen behöver ingen fosfor och kalium tillföras med handelsgödsel. Risken för utlakning är också minst i vallen. För att inte vallen ska skadas av kvävning- eller brännskador bör givorna inte vara större än 20-30 ton per ha och spridningstillfälle. Sammanlagt under ett år bör givan inte överskrida 50 ton per ha. För urin bör inte givorna vara större än 10-20 ton per ha och spridningstillfälle, eftersom det annars finns risk för brännskador.

Från ett bete där ingen skörd tas, bortförs växtnäring med mjölk och kött samt med den gödsel som inte hamnar på betet. Tillförsel sker genom kraftfoder, mineralfoder och grovfodertillskott. Om betet fungerar som rastplats och djuren får full vinterfoderstat så att små mängder foder tas från betet, kan följden bli stora överskott av växtnäring om beläggningen är hög. Rastbetet kan då närmast liknas vid en gödselstad. Denna situation förekommer ofta på hästgårdar. För att undvika detta kan beläggningen minskas genom att djuren rastas på större areal. En annan åtgärd kan vara att "gödseljorden" tas om hand och sprids på åkerarealen, till exempel på hösten innan plöjningen.

Om djuren däremot betar på högavkastande beten och inte får något tillskottsfoder men mjölkavkastningen ändå är relativt hög, kan stora mängder växtnäring föras bort från betet. Dessa båda ytterligheter visar att ett överslag av växtnäringscirkulationen alltid bör göras innan gödslingsbehovet bestäms.

Stallgödsel bör helst inte spridas på betesvallar av hälso- och smaklighetsskäl. Dessutom får betet för mycket växtnäring om inte vinterfoder skördas. På kombinerade slåtter- och betesvallar kan det däremot vara lämpligt att sprida stallgödsel.

Växtnäringsstillförseln via fodret är ofta förbisedd. Det är dock inte ovanligt att det förs in mer växtnäring med foder än vad som går ut med vegetabilie- och animalieprodukter på en gård. Det mesta av näringen går igenom djuren och hamnar i träck och urin. Med bra stallgödselhantering kan alltså utgifter för en hel del handelsgödsel sparas in. På gårdar med extensiv betesdrift går växtnärningen i stort sett runt mellan betesmark och betesdjur.

Den omställda arealen har ofta blivit uppgödslad under mycket lång tid, så att stora mängder växtnäring och organiskt material ackumulerats i marken, samtidigt som stora mängder växtnäring också förts bort med skördarna varje år. Vad som händer med växtnäringsbalansen när gödsling och skörd av denna areal upphör, finns det ännu inte så mycket kunskap om. Det som finns att jämföra med är fleråriga vallar som läcker små mängder växtnäring. Vid vallbrott däremot sker omsättning och mineralisering mycket snabbt, med ökad risk för kväveläckage som följd. Därför är det viktigt att vallbrottet görs så sent som möjligt på hösten, så att följande års gröda kan tillgodogöra sig kvävet.

Erosion

Eftersom erosionen endast är beräknad på 200 ha åkermark skulle den kunna inkluderas i beräkningarna av den brukade jordbruksmarkens bidrag av växtnäringsämnen. Här har ändå en uppdelning gjorts, för att visa vilken betydelse erosionen kan ha under vissa betingelser.

Den bedömning av erosionens storlek som gjorts här kan naturligtvis inte tolkas som något annat än en mycket grov skattning. Eftersom erosionen är så lite undersökt i Sverige, finns inga försöksresultat att relatera till. Därför var det mycket lärorikt att få ta del av de norska erfarenheterna. Eftersom erosionen är ett stort problem i Norge, har de kommit betydligt längre i forsknings- och försöksverksamheten där. Det är dock svårt att direkt använda resultat från norska försök och göra beräkningar på svensk åkermark.

Det som skiljer de norska försöksfälten från den brukade marken i Forshällaåns avrinningsområde är att i Norge odlas mer spannmål och mindre vall i en växtföljd. Norrmännen använder också mer handelsgödsel och mindre stallgödsel. Dessutom är lutningen på fälten större än den är på många ställen i Forshällaåns avrinningsområde. Alla dessa skillnader talar för att erosionen borde vara större i Norge än i Forshällaabygden. Erosionens storlek i Forshällaåns omgivning har dock endast beräknats på areal med ettåriga grödor, även om viss erosion även kan förekomma från annan mark.

Det kan noteras att erosionen står för en tjugondel av kväveförlusterna och för en fjärdedel av fosforförlusterna (figur 9 & 10). Genom att sätta in åtgärder mot erosionen kan alltså belastningen av framför allt fosfor reduceras. Oavsett om erosionen är något större eller mindre än dessa beräkningar visar, är det anmärkningsvärt hur stora jordmassor som kan spolats bort, om inga åtgärder vidtas. Det bör hållas i minnet att det är matjorden, det vill säga grödornas viktigaste källa för vatten- och växtnäringsupptagning, som försvinner. Såväl matjorden som den växtnäring den innehåller gör större nytta på åkermarken än i vattendragen.

Realistiska åtgärder som kan sättas in mot erosionen är exempelvis att plöja så sent som möjligt på hösten eller ännu hellre vårplöja de mest erosionsutsatta skiftena. Plöjningsriktningen bör vara vinkelrätt emot fallets riktning och om växelplog används kan jorden vändas uppåt. Om lutningen är för brant kan dock plöjning på tvären få motsatt effekt. Detta inträffar när vattnet skär igenom plogtillorna och river med sig stora jordmassor.

En väl utförd dränering är mycket viktig för att överflödigt vatten snabbt ska kunna ledas bort, eftersom höga vattenhalter i matjordens ytlager bidrar starkt till yterrosion. Detta gäller i särskilt hög grad då marken är frusen; en "porös" tjäle kan fortfarande leda ner ytvattnet genom markprofilen, medan en "kompakt" tjäle kan orsaka hög erosion vid enstaka tillfällen då endast några få cm av ytlagret tinat upp.

Stubbearbetning och trädor ska undvikas på jordar som är utsatta för erosion, vilket dock kan öka behovet av kemisk ogräsbekämpning. Generellt bör användningen av kemiska bekämpningsmedel reduceras så mycket som möjligt. Trots detta bör bekämpningsmetoderna ändå omvärderas på erosionskänsliga jordar, där förlusterna av näringsämnen kan bli betydande. En sprutning mot kvickrot brukar till exempel vara verksam i några år, medan mekanisk bekämpning i regel behöver utföras varje år.

Anläggande av vegetationszoner kan inte rekommenderas generellt på grund av att anläggningskostnaderna kan bli höga och den reducerande effekten på växtnäringstransporten ännu är osäker.

Avlopp

Bidraget av kväve och fosfor från de enskilda avloppen och skolan enligt dessa beräkningar stämmer troligtvis ganska väl med "verkligheten". Svårigheten när det gäller avloppsfraktionen är att det inte verkar finnas någon som vet exakt hur mycket kväve och fosfor vi människor lämnar ifrån oss. De värden som använts i beräkningarna stämmer väl med uppgifter från en omfattande litteraturundersökning vilken redovisas av Andersson (1992).

Avloppen har inte speciellt stor betydelse med avseende på kvävebelastningen. Däremot står avloppen för det största bidraget av fosfor. En intressant iakttagelse är att skolan står för 4 % av den totala fosforbelastningen, medan skogsmarken bidrar med 10 % (figur 9 & 10). Osäkerheten är dock större när det gäller skogsmarkens bidrag än avloppens.

När det gäller reduktionen i avloppsanläggningarna är den överlag bristfällig. Åtminstone skolan, där avloppsanläggningen förutom att den endast består av slamavskiljare dessutom är underdimensionerad, bör få en bättre avloppsrening. Det bästa, med avseende på vattenkvaliteten, vore att så många som möjligt använde mulltoa och att det organiska materialet återfördes till åkermarken.

Det kan i detta sammanhang påpekas att belastningen från skolan är störst under den tid på året när den "naturliga" reduktionen i mark och vattendrag är som sämst.

SAMMANFATTNING

Syftet med detta examensarbete var att granska flödena av kväve och fosfor i Forshällaåns avrinningsområde, som är 27,4 km² stort och ligger mellan Uddevalla och Ljungskile i Göteborgs- och Bohus län. Avrinningsområdet utgörs till 28 % av jordbruksmark, resten är skog och impediment. Inom jordbruksmarken förekommer alla jordarter men lättleror och mellanleror med varierande inslag av mo och mjåla dominerar. Skogen växer på grunda moränjordar och finns på höjderna runt dalgången. Nederbörden är i medeltal cirka 900 mm och avrinningen cirka 400 mm per år. Kvävedepositionen har uppskattats till 20 kg ha⁻¹ år⁻¹.

Till grund för beräkningarna ligger litteraturstudier, intervjuer med tolv lantbrukare i trakten och växtnäringsbalanser som gjorts på gårdsnivå samt Uddevalla kommuns inventering av enskilda avlopp.

Skogsmarkens läckage har beräknats till 5,9 ton kväve och 0,08 ton fosfor per år, men dessa uppskattningar är mycket osäkra. Om kväveläckaget skulle vara 1 kg större per ha, motsvarar det en ökning på nästan 2 ton över hela skogsarealen, som är cirka 1960 ha. 458 ha jordbruksmark som är i öppen odling bidrar årligen med cirka 7,8 ton kväve vilket är 44 % av det totala kväveläckaget. Den brukade jordbruksmarken utgör därmed den största källan till kvävebelastningen. Resterande 320 ha jordbruksmark, som kan vara permanenta beten eller omställd areal läcker ungefär 1,3 ton kväve per år.

Erosionens omfattning från både jordbruks- och skogsmark är mycket osäker. Här har endast erosion från jordbruksmark medtagits eftersom inga undersökningar om erosion från skogsmark genomförts i Sverige. Den är beräknad på 200 ha jordbruksmark med ettåriga grödor och orsakar fosforförluster på cirka 0,20 ton per år. Kväveförlusterna är beräknade till 0,8 ton per år. De enskilda avloppen utgör den största källan till fosforläckaget med ett bidrag på 0,52 ton per år, vilket är 65 % av den totala fosforbelastningen. Läckaget av kväve har beräknats till cirka 1,9 ton per år från avloppen.

För att reducera växtnäringsläckaget bör stora sammanhängande kalavverkningar samt spårskador i skogen undvikas. Gödselgivorna bör anpassas efter grödornas behov och stallgödseln fördelas jämnt över hela arealen. Vallbrott bör utföras sent på hösten. Trädor och stubbearbetning bör undvikas. En väl utförd dränering är av stor betydelse. Plöjning bör utföras så sent som möjligt, gärna på våren, och ske i riktning tvärs emot fallets riktning. Angående avloppen vore det bäst, med avseende på vattenkvaliteten, att så många som möjligt använde mulltoa.

TILLKÄNNAGIVANDE

Jag vill framföra ett varmt tack till var och en som bidragit med goda råd och värdefull information eller på annat sätt varit till hjälp under arbetet med detta examensarbete. Särskilt vill jag tacka min handledare Ingrid Karlsson och försöksassistent Eva Salomon som båda tagit sig tid i alla lägen och stöttat mig på ett föredömligt sätt; Lars-Olof Ramnelid på Miljö- och Hälsoskyddskontoret i Uddevalla som varit behjälplig med bakgrundsinformation och annat material som behövts för arbetets genomförande; forskarna, med Peter Botterweg i spetsen, på Jordforsk och Lantbrukshögskolan i Ås, Norge, som lärt mig mycket om erosionproblematiken; Agronom Bertil Albertsson, Statens jordbruksverk i Skara, som bidragit med beräkningsunderlag för kväve- och fosforinnehåll i matjordslager och eroderad jord; lantbrukarna i Forshällaåns avrinningsområde som givit mig information om jordbruksdriften i området samt försöksledare Staffan Steineck och professor Inge Håkansson som jag fått värdefulla synpunkter av vid utformningen av den skriftliga rapporten.

REFERENSER

- Ahl, T., Karlgren, L., Olsson, E. & Tullander, V. 1967. Hushållsavlopps-
vattnet. Vatten 67:3.
- Andersson, R. 1992. Slam från enskilda avlopp - hot eller resurs i
ekologiskt lantbruk? Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen
för växtodlingslära, Seminarier och examensarbeten 887. 69 s.
Uppsala.
- Bechmann, M. 1990. Vegetasjonssoner langs vassdrag - Virkning på
forurensing. JORDFORSK, Rapport forprosjekt. 13 s. Ås.
- Bechmann, M. 1992. Sedimentasjon i Nannevannet. JORDFORSK, Prosjekt
nr. 1380. 9 s. Ås.
- Berger, M. S. Johnsen, F. H. & Roseth, R. (1989). Utprøving av tiltak mot
arealavrenning. Handlingsplan mot landbruksforurensninger,
Rapport nr. 3. Institutt for georessurs- og forurensningsforskning,
GEFO. Ås-NLH. 124 s. Ski.
- Brady, N.C. 1990. The Nature and Properties of Soils. 10:e uppl. 315-338,
351-368. New York: Macmillan Publishing Company.
- Claesson, S. & Steineck, S. 1991. Växtnäring, hushållning - miljö.
Sveriges Lantbruksuniversitet, Speciella skrifter 41. 69 s. Uppsala.
- Colbourn, P. 1988. The influence of drainage and cultivation on
denitrification losses from an arable clay soil. In: Jenkinson, D. S.
& Smith K. A. (eds.), Nitrogen Efficiency in Agricultural Soils. 283-
294. London: Elsevier.
- Elmquist, H., Hjalmarsson, Å., Johansson, S., Lundgren, C., Lundgren, E. &
Sundqvist, U. 1992. Uthållig vattenhantering - för hushåll med
enskilda brunnar och avlopp i Husby-Åby. Sveriges Lantbruks-
universitet. Tvärfackligt projektarbete. 72 s. Uppsala.
- Fagerberg, B. & Salomon, E. 1992. Dataprogrammet NPK-FLO. Handledning
för beräkning av växtnäringsbalansen på gårds- och marknivå.
Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för växtodlingslära,
Växtodling 41. 50 s. Uppsala.
- Goss, M. J., Colbourn, P., Harris, G. L. & Howse, K. R. 1988. Leaching
of nitrogen under autumn-sown crops and the effects of tillage. In:
Jenkinson, D. S. & Smith, K. A. (eds.). Nitrogen Efficiency in
Agricultural Soils. 269-282. London: Elsevier.
- Hahlin, M. & Ericsson, J. 1981. Fosfor och fosforgödsling. Sveriges
Lantbruksuniversitet, Aktuellt från Lantbruksuniversitetet 294,
Mark - Växter. 21 s. Uppsala.

- Hultberg, H. 1985. Budgets of base cations, chloride, nitrogen and sulphur in the acid Lake Gårdsjön catchment, SW Sweden. *Ecological Bulletins* 37. 133-157. Stockholm.
- Jarvis, S. C. & Pain, B. F. 1990. Ammonia volatilisation from agricultural land. *Proceedings no. 298, The Fertilizer Society, 13 December 1990.* 35 s. Petersborough: Greenhill House Thorpe Wood.
- Johnsen, F. H. 1990. Økonomiske analyser av tiltak mot fosforavrenning fra dyrket mark. *Norsk landbruksforskning, Supplement No. 7.* Statens fagtjeneste for landbruket, Ås, Norge. 118 s.
- Jordbruksverket. 1992. Jordbruksverkets dataprogram LNVOPLAN.
- Karlisson, I. M. 1990. Jordbrukets bidrag till föroreningen av Gullmarsfjorden. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för markvetenskap, Avdelningen för lantbrukets hydroteknik, Rapport 161. 38 s. Uppsala.
- Krogstad, T. & Løvstad, Ø. 1988. Fosfor i jord og vann. Handlingsplan mot landbruksforurensninger. Institutt for geossurs- og foruresningsforskning, GEFO, Ås-NLH. 29 s. Ås.
- Lann, H., Pettersson, C-G. & Gustafsson, R. 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.
- Lundekvam, H. 1984. Stofftap frå eit landbruksområde i Østfold. Foredrag ved: Tjugonde Nordiska Symposiet om Vattenforskning, Hægersten, Stockholm, 5-8. okt. 1984. *NORDFORSK, Miljøvårdsserien, Publikation 1984:2.* 119-133.
- Lundekvam, H. 1992. Jorderosjon - Jordarbeiding. Foredrag ved "Seminar om redusert jordarbeiding", Leangkollen, Asker, 15-16. jan. 1992.
- McCool, D. K. 1990. Crop Management Effects on Runoff and Soil Loss From Thawing Soil. In: Cooley, K. R. (ed.), *Proceedings from International Symposium on Frozen Soil Impacts on Agricultural, Range, and Forest Lands, March 21-22, 1990, Spokane, Washington.* 171-176. New Hampshire: U. S. Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory.
- Mejåre, C. 1990. Vart går avloppet? Dagens avloppshantering jämförd med ett antal alternativa system. Fördjupningsarbete, Veterinärlinjen. Institutionen för livsmedelshygien. Sveriges Lantbruksuniversitet. 4 s. Uppsala.

- Mitchell, J. K. & Bubenzer, G. D. 1980. Soil Loss Estimation. In: Kirkby, M. J. & Morgan, R. P. C., (eds.), Soil Erosion. 17-62. New York: Wiley & Sons.
- Nilsson, K. & Englov, P. 1979. Avloppsinfiltration. Slutrapport från forskningsprojektet Avloppsinfiltration- grundvattenpåverkan. Forskningsnämnden SNV och VIAK AB. 192 s. Malmö.
- Persson, G. & Broberg, O. 1985. Nutrient concentrations in the acidified Lake Gårdsjön: The role of transport and retention of phosphorus, nitrogen and DOC in watershed and lake. Ecological Bulletins 37. 158-175. Stockholm.
- Siegrist, R., Witt, M. & Boyle, C. 1976. Characteristics of Rural Household Wastewater. Journal of the Environmental Engineering Division, Proc. Am. Soc. Civ. Eng, 102: 533-548.
- Statens Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI). 1989. Vattenbalans för Uddevallas kommun. Stencil, 10 s. Norrköping.
- Statens Naturvårdsverk. 1989. Miljöskydd vid djurhållning. Allmänna råd 89:6. 43 s. Solna: Naturvårdsverkets förlag.
- Statens Naturvårdsverk. 1990a. Små avloppsanläggningar. Hushålls-spillvatten från högst 5 hushåll. Allmänna råd 87:6. 83 s. Solna: Naturvårdsverkets förlag.
- Statens Naturvårdsverk. 1990b. Tillförsel av kväve och fosfor till vattendrag i Sveriges inland. Rapport 3692. 100 s. Solna: Naturvårdsverkets förlag.
- Statistiska Centralbyrån (SCB). 1990. Naturmiljön i siffror. Jordbruk. 12-13, 128-131. Örebro: SCB förlag.
- Statistiska Centralbyrån (SCB). 1991. Utsläpp till luft av ammoniak i Sverige 1988. Statistiska Centralbyrån. Statistiska meddelanden. NA 37 SM 9101. Örebro: SCB förlag.
- Statistiska Centralbyrån (SCB). 1992. Gödselmedel i jordbruket 1990/91. Tillförsel till åkergrödor. Statistiska Centralbyrån. Statistiska meddelanden. NA 30 SM 9201. 102 s. Örebro: SCB förlag.
- Steineck, S. & Salomon, E. 1992. Hantering av slam från enskilda avlopp. Recirkulation till jordbruket. Lantbrukskonferensen 1992, Stad och land i samverkan. Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU Info Rapporter, Allmänt 177. 70-79. Uppsala.
- Stuanes, A. O. & Nilsson, P. 1985. Fosforreduktion. Ur: Naturvårdsverket informerar, Avloppsvatten - Infiltration. Förutsättningar, funktion, miljökonsekvenser. 33-53. Solna: Naturvårdsverkets förlag.

Uddevalla kommun. 1988. Miljööversikt vatten. 287-291. Uddevalla.

Uddevalla kommun. 1991. Forshällaprojektet. Stencil 5 s. Uddevalla.

Wennberg, K. & Gustafsson, A. 1992. Våtmark som kvävefälla i åkerlandskapet. Lantbrukskonferensen 1992, Stad och land i samverkan. Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU Info Rapporter, Allmänt 177. 80-92. Uppsala.

Øygarden, L. (red.). 1987. Erosjon. Texthefte til overheadserie til bruk for foredragsholder. Handlingsplan mot landbruksforurensninger. Institutt for georessurs- og forurensningsforskning, GEFO, Ås-NLH. 67 s.

Personliga meddelanden:

Albertsson, B. 1993. Jordbruksverket, Miljöenheten, Box 224, 532 23 Skara.

Karlsson, L. 1993. Skogsvårdsstyrelsen, Skansgatan 3, 451 26 Uddevalla.

Käck, Å. 1993. Länsstyrelsen i Göteborgs- och Bohus län, Landsbygdsenheten, Box 767, 451 26 Uddevalla.

Lundekvam, H. 1993. Norges Landbrugshøgskole, Institutt for jordfag, 1432 Ås-NLH, Norge.

Rognerud, B. 1993. JORDFORSK, 1432 Ås, Norge.

Salomon, E. 1993. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för markvetenskap, Avdelningen för växtnäringlära, Box 7014, 750 07 Uppsala.

Øygarden, L. 1993. JORDFORSK, 1432 Ås, Norge.

MEDDELANDEN FRÅN JORDBEARBETNINGSAVDELNINGEN

Nr	År	
1	1992	Johan Arvidsson, Sixten Gunnarsson, Lena Hammarström Inge Håkansson, Tomas Rydberg, Maria Stenberg, Bo Thunholm: 1990 års jordbearbetningsförsök. 40 s.
2	1992	Mats Tobiasson: EKOODLAREN - En studie av ett kombinationsredskap för sådd och ogräshackning, utförd våren och sommaren 1991. Examensarbete. 19 s.
3	1993	Mats Tobiasson: Såbillar för reducerad bearbetning. Undersökningar av nya såbillar för odlingssystem med reducerad bearbetning, utförda 1991 och 1992. 23 s.
4	1993	Anna Borg: Flöden av kväve och fosfor i Forshällaåns avrinningsområde - beräkning av olika källors bidrag till växtnäringssläckaget. Examensarbete. 45 s. <i>Flows of nitrogen and phosphorus in the Forshällaån watershed - estimations of the contributions from different sources to the leaching of plant nutrients. 45 pp.</i>