



Anna Melakari

Aggregatstabilitet, jordbearbetning och fosforförluster i ett typområde på jordbruksmark



Handledare: Johan Arvidsson och Barbro Ulén

Seminarier och examensarbeten Nr 51
Swedish University of Agricultural Sciences
Division of Water Quality Management

Uppsala 2005
ISRN SLU-VV-SEMEX-51-SE
ISSN 110-2263

Abstract

Large amounts of phosphorus (P) are lost from the arable land due to water erosion. Both phosphorus attached to particles and dissolved phosphorus (mainly phosphate) are transported away with drainage-water and surface runoff. Good soil structure is important in minimizing these losses.

In this study, soils from 50 fields were analysed with respect to aggregate stability as measured by dispersion of clay together with the content of total phosphorus (TotP), particulate phosphorus (PP) and phosphate phosphorus (PO₄P) in the water phase. All soils were clay soils with clay content varying between 21 and 54%.

The results showed that the amount of dispersed clay, as well as TotP and PP increased with decreasing soil carbon content. The dispersed clay content also had a significant positive correlation with the soil clay. For all fractions of phosphorus analysed in the water phase there was a significant correlation with the P-AL-number. The correlation was highest for PO₄P with an R²-value of 0,68. Different kinds of soil management were shown to be important both for the stability of aggregates and the amount of phosphorus in the solution. Fields with pasture had significantly less dispersed clay than either ploughed fields or fields with winter wheat. There was also a significant difference between pasture and winter wheat as regards both the TotP content and PP content, with higher amounts of P in waters from the winter wheat fields.

Sammanfattning

Fosfor är idag det begränsande näringsämnet i våra svenska sjöar och vattendrag, vilket innebär att varje ökad mängd tillförd fosfor ger ökad tillväxt av plankton och annan växtlighet. Detta i sin tur leder till försämrad vattenkvalitet. Jordbruket står för en stor del av den fosfor som tillförs vattnet. Att begränsa mängden fosfor som når vattendragen från åkermarken är därför viktigt. Fosfor adsorberas starkt till jordpartiklar och förs bort från åkermarken med avrinnande vatten, både via ytavrinnande vatten och via dräneringsvatten. Fosfor transporteras både i löst form (fosfatfosfor) och bundet till oorganiskt- och organiskt material (partikulärt fosfor). Fosforförlusterna är särskilt stora från silt- och lerjordar där den partikelbundna fosfor spelar en stor roll. Då det är svårt att stoppa partiklar som redan är på flykt är det viktigt att minimera frigörandet av dem. Detta kan bland annat göras genom att förbättra markstrukturen och att gynna en god aggregatstabilitet.

Aggregatstabilitet kan kvantifieras som mängden upplöst ler efter det att aggregaten skakats med vatten. Huvudsyftet med mitt examensarbete var att undersöka om det, utifrån ett antal kända markparametrar tillsammans med en analys av hur mycket ler och fosfor som löses ut från jordaggregat efter skakning, går att uttala sig om risken för fosforförluster från den aktuella jorden. Då jordbearbetningen förväntades påverka aggregatstabiliteten delades proverna in i grupper efter vilken höstbearbetning de genomgått. Dessa grupper jämfördes därefter statistiskt med avseende på mängd upplöst ler och mängd utlöst fosfor. I arbetet ingick också en metodjämförelse mellan att mäta mängden upplöst ler med en turbidimeter och genom vägning. 50 prov från ett avrinningsområde i Uppland, med en skiftande lerhalt mellan 21 och 54% undersöktes.

Mängden upplöst ler hade signifikanta samband med lerhalt och kolhalt i marken. Mängden upplöst ler ökade med ökande lerhalt liksom med minskande kolhalt. De båda metoderna att mäta mängden upplöst ler hade god överensstämmelse med ett R^2 -värde av 0,95. För mängden utlöst fosfor var det framförallt markens P-AL-tal som hade betydelse och ett högre P-AL-tal gav högre koncentration fosfatfosfor (PO_4P) i vattenfasen. Minskande kolhalt i marken medförde signifikant högre koncentrationer av partikulärt fosfor (PP) och totalfosfor (TotP).

Jordbearbetningen hade effekt på både mängden upplöst ler och mängden fosfor. Jord från fält med vall hade en signifikant mindre mängd upplöst ler i vattenfasen efter skakning i förhållande till jord från fält med höstvet eller från plöjd mark. Höstvet hade signifikant högre koncentrationer av både totalfosfor- och fosfatfosfor jämfört med vall. För den partikulära fosfor var inte skillnaderna signifikanta även om liknande mönster som för övriga fosforfraktioner kunde ses mellan jordar med olika grad av bearbetning.

Abstract	1
Sammanfattning	2
Inledning	4
Syfte	4
Litteraturstudie	4
Fosfor	4
Förekomst i marken	4
Förluster	5
Fosfor i vattenmiljön	5
Fosforförlusternas påverkan av jordens innehåll av organiskt material, jordbearbetning och lerhalt	6
Aggregatstabilitet	6
Aggregatstabilitetens inverkan av halten organiskt material i jorden och av jordbearbetning	7
Metoder att mäta aggregatstabilitet	8
Material och metoder	8
Platsbeskrivning	8
Uttagning av provplatser	8
Provtagning	10
Aggregatstabilitet	10
Preparering	10
Suspensionsmätning	10
Turbiditetsbestämning	10
Fosforanalyser	11
Totalfosfor	11
Fosfatfosfor	11
Partikulärt fosfor	11
Jordbearbetning	11
Statistik	11
Resultat	11
Samband turbiditet och suspenderad mängd ler	13
Aggregatstabilitet	13
Variation inom området.....	13
Fosfor	14
Totalfosfor	14
Partikulärt fosfor	14
Jordbearbetning	15
Samband jordbearbetning och aggregatstabilitet	15
Samband jordbearbetning och mängd fosfor.....	16
Diskussion	17
Aggregatstabilitet	17
Fosforförluster	18
Slutsatser	19
Referenser	20

Inledning

Ytavrinning, jorderosion och medförande fosforförluster är ett ökande problem i norra Europa (Sibbesen *et al.*, 1993). Fosfor är idag det begränsande näringsämnet för övergödning i våra svenska sjöar, vilket medför att varje extra tillförsel ger ökad tillväxt av alger och annan växtlighet (Naturvårdsverket, 2004). Detta i sin tur leder till försämrad vattenkvalitet. Jordbruket bidrar till att en stor mängd fosfor hamnar i vattendragen. 1995 stod jordbruket för 49%, vilket är den största enskilda källan av den samlade fosforbelastningen på vatten orsakad av mänsklig verksamhet (Naturvårdsverket, 2004). Fosfor försvinner från åkermarken i form av löst fosfat och partikelbunden fosfor. Borttransporten sker genom vattenerosion och transporten sker både på markytan och genom dräneringsrör (Naturvårdsverket, 2004). Förlusterna sker framförallt vid kraftig avrinning såsom vid häftiga regn och vid snösmältningen, dvs. under relativt korta perioder (Naturvårdsverket, 2004). En stor del av fosfor transporteras bundet till partiklar. Dessa är svåra att hejda när de väl är på flykt och därför är det viktigt att försöka hindra frigörandet av dem (Ulén, 2002). Speciellt viktigt är detta i silt- och lerjordar varifrån fosforförlusterna ofta är stora (Naturvårdsverket, 2004). En god markstruktur kan förhindra borttransport av små lerpartiklar, samtidigt som detta förbättrar infiltrationsförmågan. På så sätt minskar ytavrinningen (Naturvårdsverket, 2004). Andelen stabila aggregat som kan motstå nedbrytning är ett mått på god markstruktur (Tisdall & Oades, 1982). När det i den här undersökningen skrivs om stabila aggregat menas vattenstabila aggregat, dvs. aggregatens förmåga att motstå vattenerosion.

Syfte

Avsikten med examensarbetet var att undersöka om ett mått på mängden upplöst ler från jordaggregat tillsammans med ett antal kända markparametrar kan ge en bedömning av risken för fosforförluster från jorden. Det ena syftet var att undersöka vilka markparametrar som var viktiga för mängden upplöst ler samt hur bearbetningen påverkade mängden upplöst ler och mängden fosfor i vattenfasen. Ett annat syfte var att utvärdera två metoder för att mäta mängden upplöst ler; turbidimetermätning och vägning av suspenderat material.

Litteraturstudie

Fosfor

Förekomst i marken

Fosfater i marken har framförallt sitt ursprung i mineralet apatit. Genom vittringsprocesser frigörs fosfor från mineralen och blir tillgängliga för mikroorganismer och växter. I marken förekommer fosfor mest i sitt oxiderade stadiet, dvs. som ortofosfat och ofta som komplex med kalcium, järn, aluminium och silikatmineraler (Stevenson, 1986).

Man kan dela in markfosfor i följande fem klasser: (Stevenson, 1986; Wiklander, 1976)

1. Löst i marklösningen som H_2PO_4^- och HPO_4^{2-}
2. I utbytbar form, svagt adsorberade oorganiska fosfater
3. I olöslig eller svårlöslig form
 - a. med Ca^{2+} i kalkrika jordar och jordar med högt pH
 - b. med Fe^{3+} och Al^{3+} i jordar med lågt pH
4. Fosfater fixerade till silikatmineral
5. I olöslig organisk form
 - a. i markens biomassa
 - b. i icke nedbrutet dött organiskt material från växter och djur
 - c. som en del av markens organiska material, humus

På grund av fosfors förmåga att så starkt adsorbera till olika föreningar i marken är det en väldigt liten del av fosfor som är löst i markvätskan; högst 0,5 kg per hektar åkermark i matjorden (Persson, 1996). Hur mycket fosfat som finns i marklösningen beror till mycket stor del på markens pH-värde (Wiklander, 1976). Fosfatet har ett löslighetsmaximum inom intervallet pH 5,5 – 8,0 (Wiklander, 1976). Är markens pH lägre eller högre bildas svårlösliga föreningar med järn och aluminium respektive kalcium.

Förluster

Till skillnad från kol-, svavel- och kvävecyklerna har inte fosforcykeln någon gasfas. Fosfor kan därför inte försvinna upp i atmosfären. Förluster sker genom vattentransport via läckage, ytavrinning, erosion och diffusion. Ytavrinning och erosion är de viktigaste förlustmekanismerna från jordbruksmark (Naturvårdsverket, 2004), men även genom utlakning kan mycket fosfor förloras (Djodjic, 2001).

Ytavrinning sker då markens infiltrationsförmåga överskrids och medför att näringsämnen och partiklar följer med vattnet ut i vattendragen (Djodjic, 2001). Partikulärt fosfor transporteras främst bort från bearbetad åkermark medan jordpartiklar på bevuxen mark inte slammas upp lika lätt. Därmed transporteras inte lika mycket sediment och partikulärt fosfor (Djodjic, 2001). Störst risk för ytavrinning föreligger vid häftiga regn och vid snösmältningen då marken är frusen men vattenflödena stora (Naturvårdsverket, 2004).

Utlakning sker i lerjordar ofta via makroporflöde. Via makroporer kan stora mängder vatten och däri lösta ämnen transporteras genom markprofilen och ut i dräneringsledningarna. Då transporten sker snabbt och utan egentlig kontakt med marken adsorberas inte fosfor till denna (Djodjic, 2001).

Fosfor i vattenmiljön

I vattnet sker en kontinuerlig omvandling mellan löst och bundet fosfor och med en hastighet som beror på biologiska och kemiska faktorer. Fosfat är direkt biotillgängligt och kan tas upp av olika organismer såsom växter och bakterier (Leonardson, 2002) medan partikulärt bundet fosfor måste frigöras innan det kan tas upp. Fosfatet kan också adsorberas och komplexbindas till föreningar i vattenmassan

och bilda sediment. Dessa föreningar kan vara järn-, mangan- och aluminiumhydroxider, kalciumkarbonat, lerpartiklar och humusämnen (Leonardson, 2002). Adsorberad fosfor kan i vissa fall desorbera. Fosfor återförs också kontinuerligt till fosfat genom nedbrytning av plankton och bakterier.

Fosforförlusternas påverkan av jordens innehåll av organiskt material, jordbearbetning och lerhalt

Organiskt material Organiskt material är en viktig fosforkälla för växterna (Tate, 1984). I och med mineraliseringen av organiskt material frigörs fosfor som i sin tur antingen fixeras eller hamnar i markvätskan. Jordar med hög andel organiskt material kan uppvisa en minskad förmåga att fixera fosfor (Brady, 2002). Förklaringen ligger i att organiska föreningar på olika sätt konkurrerar med fosfor om bindningsytor. De organiska föreningarna binder både till lerpartiklar och metalloxider och maskerar bindningsytorna för fosfor. Vissa organiska syror och liknande föreningar kan bilda kelater med aluminium och järn och på så sätt bilda mycket stabila föreningar, vilket hindrar fosforfixeringen.

Jordbearbetning Bearbetning ökar vanligtvis mängden partikulärt fosfor i vattnet som förs bort med eroderat material (Brady, 2002). Har jorden tillförts stallgödsel kan dock detta innebära att andelen löst fosfor i det avrinnande vattnet ökar om gödsel ligger kvar på markytan utan att myllas ner. Förutom den organiska fraktionen verkar det framförallt vara lerfraktionen som transporteras bort. Fint material är mer rikt på fosfor jämfört med det grövre materialet som inte eroderar lika lätt.

Lerhalt De föreningar som fosfor främst binds till finns i de finare jordpartiklarna. Då man jämfört jordar med ungefär samma pH-värde och mineralogi har man funnit att fixeringen ökar och fosforförlusten minskar med ökande lerhalt (Brady, 2002).

Aggregatstabilitet

Jordaggregat är grupper av jordpartiklar som är starkare bundna till varandra än till angränsande partiklar (USDA, 2001). Markstrukturen kan beskrivas hierarkiskt (Dexter, 1987). Den lägsta hierarkiska ordningen är enskilda partiklars bindning till varandra i flockulat. Nästa ordning uppkommer när flockulaten bildar kluster med varandra. Den tredje hierarkiska ordningen är mikroaggregat, vilket är en sammanslagning av olika kluster. Mikroaggregaten i sin tur bildar makroaggregat. Makroaggregaten har en diameter $>250\mu\text{m}$. I silt- och lerjordar eftersträvar man att majoriteten av makroaggregaten ska ha en diameter av 1-10 mm (Oades, 1984). Detta bidrar till en låg skrymdensitet och en hög andel makroporer. Samtidigt behövs det en viss andel fint material, $<250\mu\text{m}$, som kan blockera de större porerna (Dexter, 1987). Både biotiska (biologiska) och abiotiska (fysikaliska och kemiska) processer är involverade i bildandet av aggregat (Brady, 2002). De abiotiska processerna är viktigare när det gäller de små aggregaten, medan de biotiska processerna är viktigare vid bildandet av större aggregat. De abiotiska processerna är kopplade till lerpartiklarna och spelar alltså en större roll i finpartikulära jordar.

De viktigaste abiotiska processerna som påverkar aggregatstabiliteten är lerpartiklarnas attraktionskraft till varandra samt lerans förmåga att svälla och krympa. Aggregaten stabiliseras med hjälp av humus och polyvalenta katjoner (Ca^{2+} ,

Fe²⁺ samt Al³⁺). Katjonerna binder till de negativa laddningar som finns på lerpartiklarnas yta.

Aggregatstabilitetens inverkan av halten organiskt material i jorden och av jordbearbetning

Organiskt material Halten organiskt kol har visat sig ha en stor effekt på aggregatstabiliteten (Tisdall & Oades, 1982; Oades, 1984). Olika former av organiskt material bidrar på olika sätt till aggregatformation och aggregatstabilitet. Vissa organiska föreningar har en kortvarig effekt medan andra har en mer persistent effekt (Tisdall & Oades, 1982). Till de föreningar som bidrar med en kortvarig effekt hör polysackariderna. De är viktiga för stabiliseringen av de minsta mikroaggregaten (<50 µm), men inte för makroaggregaten (Tisdall & Oades, 1982). Viktiga för bildande och stabilisering av makroaggregat är däremot rötter och hyfer. De har en något mer långvarig effekt än polysackariderna då de har en längre nedbrytningstid (Tisdall & Oades, 1982). De påverkas av bearbetning av jorden. En mer persistent effekt på aggregaten ger organomineraler, vilka bildas då organiska nedbrytningsprodukter interagerar kemiskt med partiklar i silikatleror samt med järn- och aluminiumoxider, och komplexa polymerer. Dessa är liksom polysackariderna viktigast för mikroaggregaten (Tisdall & Oades, 1982).

Jordbearbetning Bearbetning av marken medför att det organiska materialet bryts ner snabbare och dess effekt som aggregatbildare och aggregatstabiliserare minskar. Om man tar bort det organiska materialet eller om man lägger marken i träda efter bearbetningen minskar markens halt av organiskt material snabbare än om marken varit obearbetad (Tisdall & Oades, 1982). Stabiliteten hos makroaggregaten är associerad till växande rotsystem och påverkas därför mycket av bearbetningen. Elliott (1986) påvisade att antalet makroaggregat minskar om jorden bearbetas medan antalet mikroaggregat ökar. Förklaringen kan vara att det främst är det organiska materialet som binder ihop mikroaggregat till makroaggregat som frigörs vid bearbetning (Six *et al.*, 2000). Det organiska materialet i makroaggregaten är också mer labilt än i mikroaggregaten.

Jordbearbetningen påverkar inte bara aggregatstrukturen utan också de hydrologiska förhållandena i marken. I motsats till vid plöjning slätar såbäddsberedning ut markytan samt kompakterar jorden och bryter ner markstrukturen (Sibbesen, 1993). Därmed minskar den ytvattenhållande förmågan och ytavrinningen ökar. I ett danskt försök hösten 1989 till våren 1992 undersöktes ytavrinning, erosion och fosforförluster under olika odlingsförhållanden på leriga sand- och mojordar. Vid jämförelse mellan vall, träda plöjd på våren och ogräsharvad ett par gånger under säsongen, höstvetete, plöjd mark samt vårsäd med fånggröda visade det sig att vällen, fånggrödan och den plöjda marken hade betydligt mindre ytavrinning jämfört med mark som var bevuxen med höstvetete eller trädad mark. Detta berodde antagligen på olika förmåga att infiltrera och lagra vattnet i matjordsskiktet. Koncentrationen suspenderat material minskar vanligtvis med minskad ytavrinning varför det ofta transporteras bort mindre mängder jordmaterial från vällen och den plöjda ytan jämfört med från en såberedd yta. Aggregatstabiliteten kan öka under gräsbevuxen mark men minskar under perioder med bar träda (Oades, 1984). I dessa försök var det troligen rotsystemet som spelade den viktigaste rollen som stabiliserare.

Metoder att mäta aggregatstabilitet

Det finns olika metoder att mäta aggregatstabilitet. En ofta använd metod att bestämma mängden vattenstabila aggregat och mikroaggregat är genom våtsiktning. Det finns två olika sätt för våtsiktning (Dexter, 1987). I den ena används lufttorkade aggregat. Dessa sänks direkt ner i destillerat vatten, vilket medför att det blir en skadeverkan på aggregaten i och med den snabba uppfuktningen (Dexter, 1987). Storleksfördelningen för de sönderfallna fragmenten bestäms med ett antal såll som är i rörelse. Fragmenten som är större än 250 μm är ett mått på andelen vattenstabila aggregat medan fragment som är mellan 50-250 μm är ett mått på mängden vattenstabila mikroaggregat. I den andra typen av våtsiktning vattenmättas aggregaten långsamt med vattenånga och sänks därefter ner i destillerat vatten. Här testas den vattenmättade jordens styrka och förmåga att undgå sönderfall under den mekaniska stress som de rörliga sållen medför.

En annan metod är att undersöka mängden lättdispergerat ler (readily-disperible clay) i jorden (Czyz *et al.*, 2002). I jordar som innehåller lättdispergerat ler finns det en risk att strukturen kollapsar och porsystemet förändras när jorden blöts upp. När jorden sedan torkar upp kan det bildas en hård skorpa, vilket bland annat medför groningsproblem och ökat energibehov vid bearbetning. Aggregat tas fram så försiktigt som möjligt och placeras i en flaska. Destillerat vatten tillförs, men det är viktigt att en viss mängd luft finns kvar i flaskan och att mängden luft är densamma vid jämförande analyser. Provet skakas och får därefter sedimentera. Från en förutbestämd nivå i flaskan tas sedan provet och lerhalten kan analyseras med hjälp av en turbidimeter (Czyz *et al.*, 2002). I denna sänds ljus genom suspensionen och andelen ljus som sprids 90° i förhållande till det infallande ljuset utnyttjas som ett mått på mängden ler.

Material och metoder

Platsbeskrivning

Provtagningen skedde i avrinningsområde C6 i Uppland. Området ingår i miljöövervakningsprogrammet ”Typområden på jordbruksmark”, vilket totalt omfattar 28 typområden i hela landet (Carlsson *et al.*, 2003). Dessa har utvalts så att de är typiska för regionens jordbruksbygd och har minst 50% åkermark. Avrinningsområde C6 är 3290 ha stort och består till 60% av åker- och betesmark. Den dominerande jordarten är mellanlera.

Uttagning av provplatser

1999 gjordes en markinventering i avrinningsområdet där 150 provplatser analyserades med avseende på textur, kolhalt och P-AL tal. Provplatsernas koordinater bestämdes med GPS (Global Positioning System). Av dessa 150 provplatser valdes 50 ut till den här undersökningen, se tabell 1. Provplatserna valdes ut så att de skulle representera varierande mull- och lerhalt och så att det skulle bli en jämn geografisk spridning över området.

Tabell 1. Provyplats, jordart, jordens halt av organiskt kol, fosfortal (P-AL) och sand (2–0,2mm), mo (0,2-0,02 mm), mjäla(0,02-0,002 mm) och ler (<0,002 mm)

Skifte	Jordart	C (mg C kg ts ⁻¹)	P-AL (mg 100g torr jord ⁻¹)	Sand (%)	Mo (%)	Mjäla (%)	Lerhalt (%)
A7	mf SL	1,69	3,7	4,6	16,3	37,5	41,7
C6	mmh ML	2,89	3,9	1,7	12,9	46,0	39,4
C7	nmh SL	1,91	3,5	2,0	8,4	36,0	46,5
C8	mf SL	1,57	2,4	1,5	15,6	39,0	44,0
C9	nmh ML	2,06	3,5	5,4	25,4	37,7	31,5
D4	nmh ML	2,01	8,0	4,0	29,1	35,5	31,4
D8	mmh SL	2,58	2,7	0,7	13,1	41,0	45,2
E4	mf ML	1,51	3,5	2,9	20,6	49,6	26,9
E9	mr ML	3,52	6,0	5,6	16,4	40,1	37,9
F3	mf ML	1,25	2,7	22,9	32,0	16,4	28,7
F5	mr ML	3,22	2,4	1,7	3,0	56,4	38,9
F8	mf ML	1,61	4,7	4,1	27,4	37,4	31,2
F10	nmh mo LL	2,36	3,2	17,2	36,7	25,1	21,0
F14	nmh ML	2,06	16,4	11,0	15,3	31,6	42,1
F16	mr ML	3,96	5,9	30,3	25,8	17,6	26,3
G5	mmh SL	3,13	12,1	2,2	9,8	46,2	41,8
G8	nmh SL	1,99	5,0	2,0	13,4	44,4	40,2
G10	mmh ML	2,22	14,3	13,1	19,7	33,7	33,6
G14	mmh ML	2,48	49,0	12,7	23,8	38,1	25,4
H11	mmh SL	3,02	3,0	1,1	13,4	37,3	48,2
H17	mmh ML	2,69	1,6	7,8	39,0	25,5	27,7
I4	nmh ML	1,99	3,9	10,8	24,3	29,3	35,6
I12	mr SL	3,52	2,9	0,5	12,8	44,4	42,3
I13	mr SL	4,20	2,9	0,5	15,3	36,4	47,8
I15	nmh ML	1,84	6,0	3,6	22,7	37,9	35,8
K3	nmh SL	1,81	4,2	3,9	15,4	36,1	44,6
K4	mr SL	1,63	5,0	2,7	14,5	34,5	48,3
K5	mmh SL	2,28	3,1	3,0	25,6	30,3	41,1
L5	mmh SL	2,56	4,3	4,9	21,9	32,4	40,9
L6	nmh ML	1,55	3,1	9,8	21,4	32,3	37,6
L9	mr SL	3,85	5,0	0,4	7,3	38,3	54,0
M8	mf ML	1,37	4,4	13,4	33,2	16,4	32,9
M9	mr MSL	4,27	4,5	1,4	0	38,3	60,3
N8	nmh mo LL	1,83	4,2	30,3	32,4	14,5	22,8
N11	mf SL	1,50	2,2	3,6	10,9	33,4	52,8
O10	mr SL	4,67	3,0	1,1	0	55,7	44,1
P9	mf ML	1,34	16,3	24	20,2	26,9	28,9
P10	mr SL	4,56	8,9	0,9	7,6	45,8	45,7
P11	mr SL	3,57	3,2	0,6	0	39,9	59,5
P12	mmh SL	2,49	1,7	1,6	2,8	40,0	55,6
P14	mmh SL	2,64	4,5	1,7	18,1	36,8	43,4
P15	nmh ML	2,72	3,7	5,1	11,4	35,2	48,3
Q10	mmh SL	2,05	15,1	9,0	14,8	32,7	43,6
Q11	mkt mr SL	5,69	10,0	2,6	0	48,2	50,7
Q13	mf SL	1,60	4,9	1,1	13,7	39,5	45,7
Q14	mmh SL	1,84	12,1	4,5	8,4	42,5	44,6
R10	nmh SL	1,73	4,0	7,0	8,5	35,9	48,6
R13	mf SL	1,48	4,3	12,1	17,3	29,1	41,5
R15	nmh SL	1,66	8,5	7,3	10,9	35,7	46,1
S15	nmh ML	1,66	27,8	8,2	14,2	37,8	39,8
Medianhalt för samtliga fält		2,06	4,3	3,9	15,3	37,1	41,8

Provtagning

Jordprovtagningen ägde rum vid tre olika tillfällen i november 2003. Hösten hade varit relativt torr och ingen tjäle hade förekommit före provtagningstillfället. Provplatserna lokaliserades med hjälp av en GPS-utrustning, GPS Pathfinder Pro XR. Utrustningen har en felmarginal på mindre än 50 cm i horisontell riktning. Jord togs sedan från fyra olika punkter runt koordinaten inom en diameter av 1m. Provtagningen gjordes med hjälp av en spade och två olika provtagningdjup togs, 0-5 cm samt 5-20 cm. Jorden lades därefter i separata 6 l påsar, en för ytprovet och en för det djupare provet, och förslöts.

Aggregatstabilitet

Preparering

Efter avslutad provtagning sållades större aggregat fram med ett såll med maskstorleken 8-16 mm. Jord från varje provplats delades upp i fyra delprov med 8 aggregat i varje. Endast jord från skiktet 5-20 cm analyserades. Aggregaten lades på porösa sandblock över natten för att vattenmättas. Vattenytan hade 5 cm undertryck, dvs. vattenytan låg 5 cm under sandblockets övre kant.

Dagen därpå vägdes aggregaten. Tre av delproven skulle användas till aggregatstabilitetstesterna och dessa lades i 150 ml plastflaskor innehållande 125 ml destillerat vatten. Det fjärde delprovet som skulle användas för bestämning av torrsvikt (ts) lades i en aluminiumform och torkades i 105°C i 24 timmar och vägdes därefter igen.

När aggregaten lagts i plastflaskorna skakades de kraftigt i en stor skak i 5 minuter. Därefter fick provet stå och sedimentera i 24 timmar. Efter 24 timmar pipetterades 50 ml från vattenfasen försiktigt upp och överfördes till glasflaskor. Från de 50 ml togs sammanlagt 15 ml ut till aggregatstabilitetstester. Glasflaskorna med de resterande 35 ml förvarades väl förslutna i +8°C för att senare användas till fosforanalyserna.

Suspensionsmätning

Suspenderat material bestämdes genom vägning. 10 ml från vattenfasen pipetterades över till noggrant invägda metalldeglar. Provet torkades därefter i 105°C i ett dygn varefter deglarna åter vägdes. Mängden suspenderat material kunde därefter bestämmas genom skillnad i degelvikt före och efter. Den suspenderade mängden beräknades dels i förhållande till de invägda aggregatens vikt (aggregatstabilitet) och dels som bortförd mängd ler hos de invägda aggregaten.

Turbiditetsbestämning

5 ml från vattenfasen pipetterades över från vattenfasen till behållaren för turbiditetsmätningen. För att få mätbara värden späddes provet ut med 25 ml destillerat vatten. Turbiditeten mättes därefter med en Hach 2100N turbidimeter i enheten NTU (Nephelometric Turbidity Units).

Fosforanalyser

De ca 35 ml som återstod efter aggregatstabilitetsmätningen användes till fosforanalyserna. Först pipetterades 10 ml av den ofiltrerade lösningen över i 25 milliliters glasflaskor för att senare analyseras med avseende på totalfosfor. Resterande lösning filtrerades med en vakuumpump genom filter med pordiametern 0,45 μm och hölls därefter tillbaka till de ursköljda glasflaskorna. Alla prover förvarades i +8°C fram till analys. Fosforanalyser utfördes vid avd för Vattenvårdsläras laboratorium, som är ackrediterad enligt SWEDAC (styrelsen för teknisk kontroll).

Totalfosfor

Totalfosfor i vattenfasen analyserades på både filtrerat och ofiltrerat prov. Totalfosfor uppslöts enligt Svensk Standard SS-EN 1189-1 och analyserades sedan som fosfatfosfor på FIA (Flow Injection Analysis). Resultaten relaterades till vikten av aggregaten.

Fosfatfosfor

Fosfatfosfor i vattenfasen analyserades på filtrerat prov enligt Svensk Standard SS-EN 1189-1 på FIA. Resultaten relaterades till vikten av aggregaten.

Partikulärt fosfor

Partikulärt fosfor i vattenfasen beräknades som skillnaden mellan totalfosfor på ofiltrerat prov och totalfosfor på filtrerat prov. Resultaten relaterades till vikten av aggregaten.

Jordbearbetning

Hur fälten bearbetats bestämdes visuellt och antecknades. Därefter delades den in i olika kategorier: vall, träda, höstvet, plöjd mark samt stubb.

Statistik

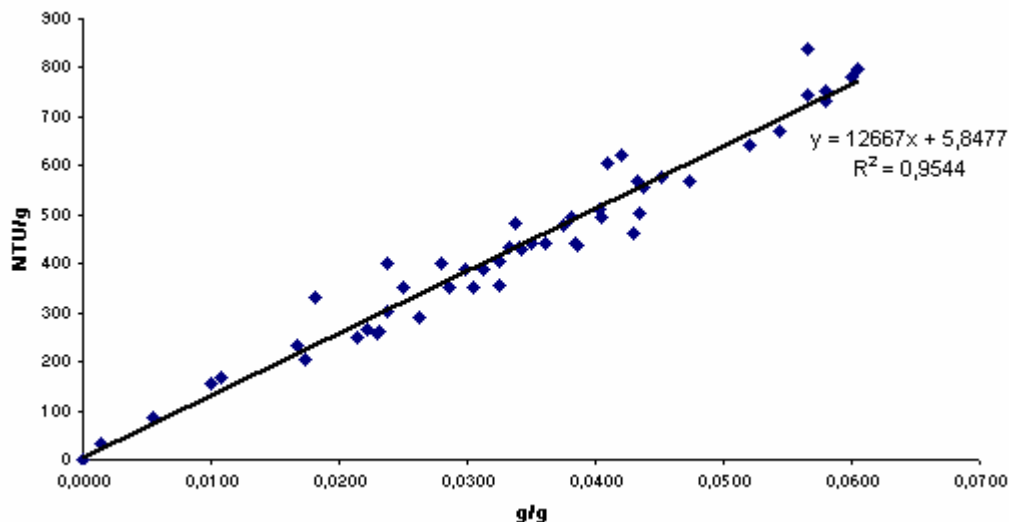
Eventuella statistiska samband mellan olika markparametrar beräknades med stegvis regressionsanalys i statistikprogrammet SAS (SAS system for Windows V8)

Resultat

I tabell 2 redovisas resultaten av analyserna för aggregatstabilitet och fosfor för de olika provplatserna.

Tabell 2. Suspenderad mängd (SS), turbiditet (Turb) samt fosfatfosfor (PO₄P), totalfosfor (TotP) och partikulärt fosfor (PP) i skiktet 5-20 cm. Resultatet har relaterats till torrvikten hos aggregaten och för SS också till andelen bortförd ler i jorden.

Skifte	Fältstatus	SS (g/g ts)	Turb (NTU/g ts)	PO ₄ P (µg/g ts)	TotP (µg/g ts)	PP (µg/g ts)	SS (%)
A7	höstvete	0,0565	744	2,00	14,10	11,73	-13.6
C6	plöjt	0,0333	434	1,24	9,60	7,96	-8.5
C7	plöjt	0,0338	481	0,69	8,18	7,21	-7.3
C8	höstvete i stubb	0,0410	606	0,96	10,57	9,29	-9.3
C9	Vall, gräsmark	0,0167	233	0,10	6,52	6,32	-5.3
D4	höstvete	0,0405	496	0,76	27,68	25,32	-12.9
D8	plöjt	0,0600	782	0,35	15,35	14,68	-13.3
E4	plöjt	0,0474	569	4,77	38,24	28,82	-17.6
E9	vildvuxen vall	0,0231	262	0,36	11,60	10,92	-6.1
F3	höstvete	0,0579	753	0,27	7,77	7,29	-20.2
F5	vall	0,0325	357	0,44	16,49	14,94	-8.4
F8	träda	0,0250	350	0,68	15,54	13,38	-8.0
F10	träda	0,0054	84	2,64	13,00	9,05	-2.6
F14	höstvete	0,0385	442	3,36	29,17	24,92	-9.1
F16	vall	0,0014	33	0,51	5,77	4,90	-0.5
G5	vall	0,0222	265	0,70	17,68	15,92	-5.3
G8	plöjt	0,0437	556	0,70	18,96	17,29	-10.9
G10	höstvete	0,0605	799	3,49	67,97	69,44	-18.1
G14	harvat	0,0173	206	9,89	33,71	20,20	-6.8
H11	höstvete	0,0430	462	0,11	13,37	13,16	-8.9
H17	hagmark	0,0108	168	0,13	3,46	3,15	-3.9
I4	höstvete	0,0341	434	4,42	32,20	26,21	-9.6
I12	plöjt	0,0325	405	0,17	8,09	7,66	-7.7
I13	harvat	0,0238	302	0,12	7,01	6,57	-5.0
I15	höstvete	0,0181	330	1,24	11,28	9,55	-5.1
K3	plöjt	0,0544	670	0,67	16,62	15,28	-12.2
K4	plöjt	0,0521	643	0,83	19,45	17,94	-10.8
K5	plöjt	0,0286	353	0,53	12,75	11,98	-7.0
L5	höstvete	0,0342	428	0,33	8,83	8,07	-8.4
L6	höstvete	0,0433	567	0,57	21,28	20,54	-11.7
L9	plöjt	0,0350	441	0,19	8,45	7,97	-6.5
M8	plöjt	0,0280	401	0,42	10,44	9,90	-8.5
M9	höstvete	0,0230	258	0,62	15,38	14,44	-3.8
N8	plöjt	0,0100	154	0,39	18,54	17,22	-4.4
N11	höstvete	0,0403	513	2,16	24,49	21,19	-12.3
O10	harvat	0,0313	388	0,42	6,13	5,68	-7.1
P9	harvat	0,0305	352	3,96	24,50	19,28	-10.5
P10	stubb	0,0214	251	0,86	19,82	17,61	-4.7
P11	träda	0,0382	493	0,56	8,03	6,14	-6.4
P12	plöjt	0,0262	291	0,25	4,71	4,23	-4.7
P14	höstvete	0,0238	400	1,00	8,32	10,19	-5.5
P15	plöjt	0,0375	478	0,36	19,34	18,70	-7.8
Q10	höstvete	0,0386	437	2,86	36,22	32,71	-8.9
Q11	linstubb	0,0298	387	5,16	18,56	13,21	-5.9
Q13	höstvete	0,0566	839	1,92	13,56	11,54	-12.4
Q14	höstvete	0,0435	503	2,29	26,73	24,15	-9.8
R10	bearb. stubb	0,0451	575	0,98	7,12	5,84	-9.3
R13	höstvete	0,0421	623	0,89	14,57	13,54	-10.1
R15	höstvete	0,0361	440	1,68	26,63	24,14	-7.8
S15	harvat	0,058	731	7,05	39,51	31,67	-14.6
Medianvärde för samtliga fält		0,0342	436	0,70	14,96	13,29	-8.7



Figur 1. Samband mellan turbiditet och mängd suspenderat ler från 50 matjordsprov i skiktet 5-20 cm.

Samband turbiditet och suspenderad mängd ler

Turbiditeten hade ett starkt linjärt samband med mängden suspenderat material, figur 1. Regressionssambandet hade ett R^2 -värde på 0,95.

Aggregatstabilitet

Aggregatstabiliteten hade ett visst samband¹ med markparametrarna kol- och mohalt. Turbiditeten ökade med minskande kolhalt och mohalt enligt:

$$\text{Turb} = 925,65 - 126,21 C^{***} - 10,35 mo^{***} \quad R^2 = 0,4127 \quad (1)$$

Ett samband av liknande styrka återfanns med kolhalt och lerhalt. Här ökade turbiditeten med minskande kolhalt samt med ökande lerhalt:

$$\text{Turb} = 312,33 - 110,84C^{***} + 9,96 \text{lerhalt}^{***} \quad R^2 = 0,4055 \quad (2)$$

Liknande samband återfanns då aggregatstabiliteten uttrycktes som invägd suspenderad mängd:

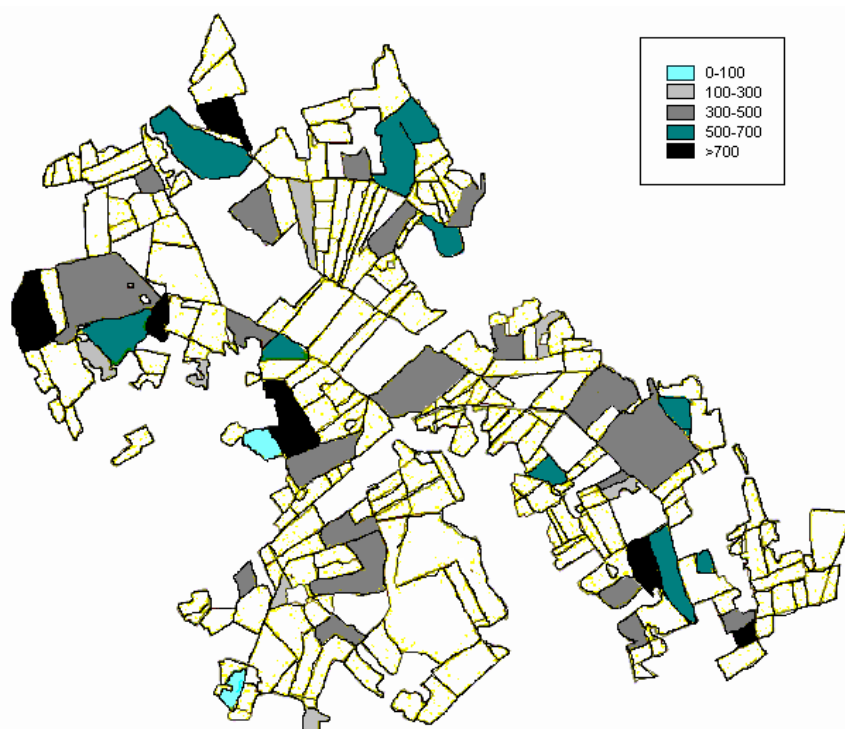
$$SS = -0,02 - 0,008C^{***} + 0,0008 \text{lerhalt}^{***} \quad R^2 = 0,39 \quad (3)$$

$$SS = 0,073 - 0,009C^{***} - 0,0009 mo^{***} \quad R^2 = 0,4274 \quad (4)$$

Variation inom området

Aggregatstabiliteten mellan olika skiften varierade med över en tiopotens mellan de olika skiftena (figur 2). Någon geografisk snedfördelning verkar inte förekomma utan höga värden uppmättes från alla delar, möjligen undantaget den sydvästra delen.

¹ Signifikansnivå: <0,001***; <0,01**; <0,05*; <0,15⁰



Figur 2. Aggregatstabilitet uttryckt som turbiditet (NTU/g) från olika skiften i typområde C6

Fosfor

Totalfosfor

Vid minskande kolhalt i marken ökade mängden totalfosfor i vattenfasen efter skakning av aggregaten. Samtidigt ökade totalfosfor i vattnet vid ökande PAL-halt i marken:

$$\text{TotP} = 18,75 - 2,72C^* + 0,80\text{P-AL}^{***} \quad R^2 = 0,3532 \quad (5)$$

Signifikanta samband fanns också med aggregatstabiliteten, PAL och lerhalt både om stabiliteten uttrycktes som turbiditet och som mängd suspenderat material:

$$\text{TotP} = 10,54 + 0,025 \text{Turb}^{***} + 0,79 \text{P-AL}^{***} - 0,24 \text{lerhalt}^0 \quad R^2 = 0,4519 \quad (6)$$

$$\text{TotP} = 11,16 + 3757,98 \text{SS}^{***} + 0,75 \text{P-AL}^{***} - 0,29 \text{lerhalt}^0 \quad R^2 = 0,4923 \quad (7)$$

Fosfatfosfor

P-AL-talet i jorden hade ensamt ett relativt starkt samband med fosfatfosforhalten i vattnet:

$$\text{PO}_4\text{P} = 0,14 + 0,21 \text{P-AL}^{***} \quad R^2 = 0,6788 \quad (8)$$

Partikulärt fosfor

Den partikulära fosfor uppvisade samband med P-AL-talet och kolhalten. Mängden partikulärt fosfor ökade med minskande kolhalt och stigande P-AL-tal:

$$PP = 17,67 + 0,56P-AL^{**} - 2,47 C^0 R^2 = 0,2298 \quad (9)$$

Det fanns ett samband mellan suspenderad mängd/turbiditet och mängden partikulär fosfor:

$$PP = 0,47 + 0,58 P-AL^{***} + 316,92 SS^{***} R^2 = 0,3522 \quad (10)$$

$$PP = 1,29 + 0,60 P-AL^{***} + 0,02 turb^{**} R^2 = 0,3247 \quad (11)$$

För lerhalten fanns det inget signifikant samband förutom då suspenderad mängd ingick som variabel:

$$PP=16,67-0,36 lerhalt^*+386,36 SS^{***} R^2=0,26 \quad (12)$$

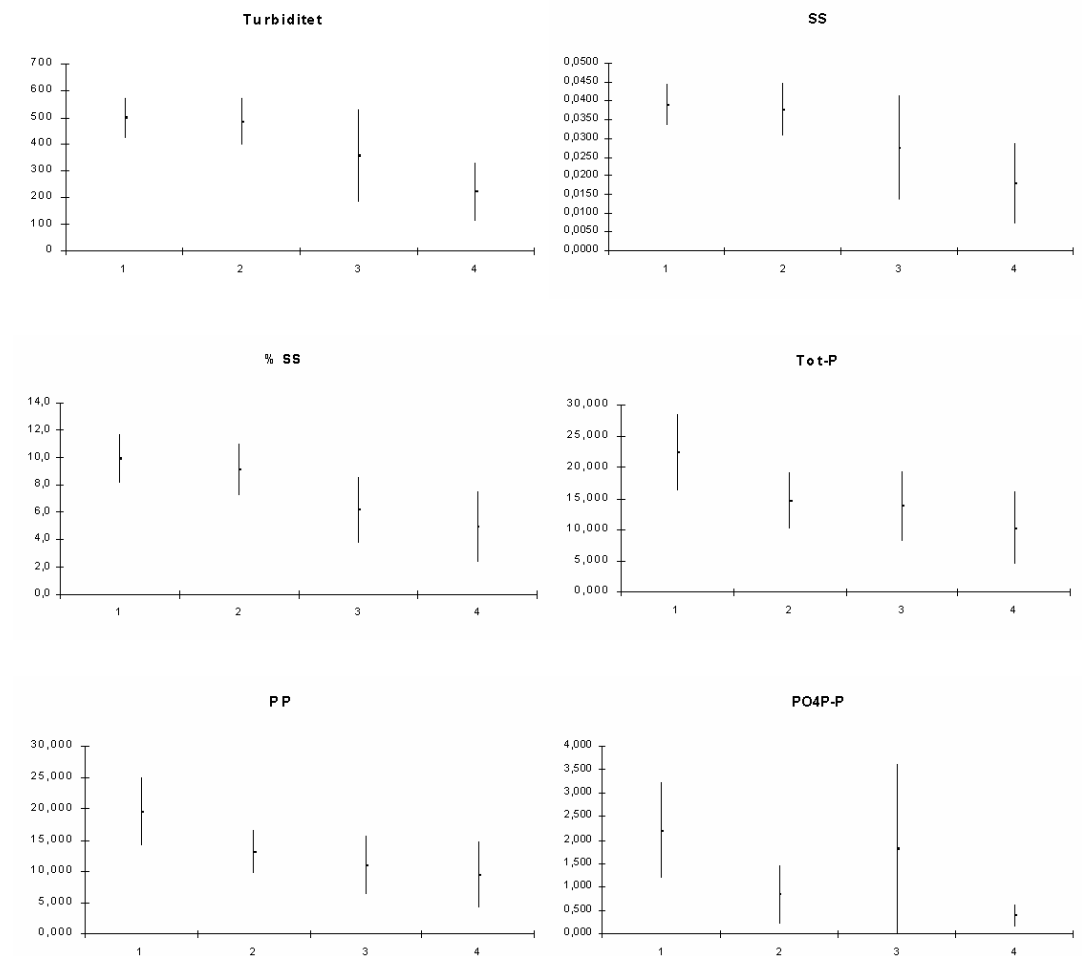
Jordbearbetning

Samband jordbearbetning och aggregatstabilitet

Vid en jämförelse mellan olika bearbetningars medelvärden kunde signifikanta skillnader ses för mängden upplöst ler, se tabell 3. Mängden upplöst ler var signifikant lägre för provplatser med vall i jämförelse med både höstvet och plöjd mark. Resultatet var detsamma oavsett om mängden upplöst ler bestämdes med en turbidimeter eller genom invägning.

Tabell 3. Medelvärde samt konfidensintervall ($p < 0,05$) för suspenderad mängd, turbiditet, totalfosfor, fosfatfosfor och partikulärt fosfor för olika bearbetningar

	Höstvet	Plöjt	Stubb och träda	Vall
Suspenderad mängd (g/g ts)				
Medel	0,0388	0,0376	0,0275	0,0178
Konfidensintervall	± 0,0056	± 0,0070	± 0,0139	± 0,0108
Turbiditet (NTU/g ts)				
Medel	498	484	357	220
Konfidensintervall	± 76	± 88	± 175	± 110
Suspenderad mängd (%)				
Medel	9,9	9,1	6,1	4,9
Konfidensintervall	± 1,7	± 1,9	± 2,4	± 2,6
Totalfosfor ($\mu\text{g/g ts}$)				
Medel	22,37	14,62	13,68	10,25
Konfidensintervall	± 6,08	± 4,47	± 5,60	± 5,93
Partikulärt fosfor ($\mu\text{g/g ts}$)				
Medel	19,48	13,08	10,87	9,36
Konfidensintervall	± 5,43	± 3,50	± 4,64	± 5,37
Fosfatfosfor ($\mu\text{g/g ts}$)				
Medel	2,20	0,84	1,82	0,37
Konfidensintervall	± 1,03	± 0,62	± 1,81	± 0,23



Figur 3. Olika grad av jordbearbetning avsett mot turbiditet (NTU/g ts), suspenderat material (g/g ts), suspenderat material (%), totalfosfor, fosfatfosfor och partikulärt fosfor ($\mu\text{g/g ts}$), medelvärde och konfidensintervall ($p < 0,05$). 1=Höstvete, 2=plöjt, 3=stubb och träda och 4=vall

Samband jordbearbetning och mängd fosfor

För mängden totalfosfor liksom fosfatfosfor var det endast vallen och höstvetet som skiljde sig signifikant åt, se figur 3. Till skillnad mot mängden upplöst ler fanns det ingen signifikant skillnad mellan vallen och den plöjda marken. För den partikulära fosfor kunde inga signifikanta skillnader ses i något av fallen. Det fanns dock en tendens till att ju mer bearbetad marken var desto högre var halten partikulärt fosfor i vattenfasen.

Tabell 4. Den procentuella fördelningen mellan partikulärt fosfor och fosfatfosfor (% av TotP i vattenfasen) för olika bearbetningar

	Höstvete	Plöjt	Stubb och träda	Vall
Partikulärt fosfor	88,3	90,8	79,0	91,3
Fosfatfosfor	8,7	5,3	12,9	4,0

I alla provpunkter var den procentuella andelen partikulärt fosfor hög i förhållande till andelen fosfatfosfor.

Diskussion

Aggregatstabilitet

En del av det här försöket gick ut på att jämföra två olika metoder att mäta mängden upplöst ler i en vattenlösning. Den ena metoden bestod av att mäta grumligheten med en turbidimeter och den andra av att torka in en del av vattenfasen och väga det suspenderade materialet. Det visade det sig att de båda metoderna stämde väl överens linjärt (R^2 -värde på 0,95). Att mäta mängden upplöst ler med en turbidimeter är enkelt och mindre tidskrävande än att torka in prover och väga dem. Med en turbidimeter går det också bra att mäta små koncentrationer av suspenderat material där vågen kan vara en begränsande faktor. I undersökningar liknande den här, där alla undersökta jordar hade ett högt lerinnehåll (21-54%) och därmed förmodligen liknande egenskaper, är därför turbiditetsmätningar att föredra. Vid stegvis regression och beräknat tillsammans med kolhalten ökade mängden upplöst ler med lerhalten i jorden på samma sätt som i polska jordar (Czyz *et al.*, 2002). Hur mycket av aggregaten som löstes upp och fanns kvar i suspensionen efter sedimentering kan dock inte på ett enkelt sätt förklaras av jordens kornstorleksfördelning. Ingår det olika jordarter med varierande textur i en undersökning bör därför båda metoderna användas. Alternativt kalibrerar man inledningsvis turbidimetermetoden för de aktuella jordarna.

Mängden upplöst ler minskade också med halten organiskt material i jorden. Med minskande mängd organiskt material minskar sannolikt aggregatstabiliteten då jorden har mindre mängd sammanhållande kitt, vilket innebär ökad mängd upplöst ler. Att kolhalten och därmed den organiska halten är viktig för aggregatstabiliteten stämmer väl överens med tidigare forskning (Tisdall & Oades, 1982; Oades, 1984; Czyz *et al.*, 2002). Organiskt material ökar partiklarnas förmåga att binda till varandra. För lerjordar kan detta vara mycket viktigt när det är fråga om partikelförlust genom ytavrinning då enskilda lerpartiklar sedimenterar väldigt långsamt. Kan de hållas ihop i större aggregat minskar sedimentationshastigheten och därmed risken att de når vattendragen. När det gäller bearbetningsgraden och mängd upplöst ler sågs tendenser till att ju mer bearbetad jorden var desto mer ler löstes upp. Signifikanta skillnader i mängd upplöst ler kunde ses mellan höstvet och vall respektive plöjd mark och vall för båda mätmetoderna. Höstvetet hade högst medelvärde följt av plöjd mark. Att ökande grad av bearbetning minskar aggregatstabiliteten har också visat sig i andra försök (Sibbesen *et al.*, 1993). Ska man jämföra hur olika bearbetningar påverkar aggregatstabiliteten på ett bra sätt krävs större och jämnare urvalsgrupper än vad som var möjligt i denna undersökning. Aggregatstabiliteten kan variera under året och det krävs också att studierna görs vid upprepade tillfällen på samma plats för att få mer tillförlitliga resultat.

I det här försöket var vi främst ute efter att hitta en enkel jämförande metod för att kunna uttala sig om jordarnas risk för att mobilisera framförallt de väldigt små partiklarna. Dessa hinner inte sedimentera utan riskerar att föras till vattendragen liksom den fosfor som är bunden till partiklarna (Ulén, 2002). Aggregatstabiliteten har därför i det här försöket primärt mätts som mängd upplöst ler. Vid beräkning av

andelen ler som slammats upp har det antagits att de utplockade aggregaten innehöll samma mängd ler som jorden i genomsnitt. I medeltal skulle då nästan 10% av lerinnehållet i aggregaten finnas dispergerat i vattenfasen efter skakningen.

Hade jordarna kommit från helt olika områden och haft helt olika mineralogi och egenskaper säger inte den här använda metoden mycket om stabiliteten. En ostrukturerad likaväl som en struktursvag jord kan uppvisa låg turbiditet trots att aggregaten har fallit isär medan en lerjord kan uppvisa hög turbiditet men ändå ha en stor del av aggregaten intakta.

Fosforförluster

Fosfatfosfor i vattenfasen hade inte oväntat ett starkt samband med P-AL-talet. Ett högt P-AL-tal i marken ökade dessutom också totalfosfor och den partikelbundna fosfor i vattenfasen. Ett högt P-AL-tal tyder på en ökad risk för förluster i form av PO_4P . De flesta jordarna i området har en liten andel lättillgängligt fosfor då de ligger i fosforklass II eller III (21- resp. 16 st). 11 jordar låg i fosforklass IV eller V och för dessa var risken för fosfatförluster större. Mängden fosfor i vattenfasen ökade med minskande mängd organiskt material vilket kan bero på att stabiliteten minskat vid minskande halt organiskt material. Något direkt samband mellan partikulärt fosfor i vattenfasen och lerhalten i jorden erhöles däremot inte, bara indirekt då även mängden upplöst ler ingick som variabel i analysen. I tidigare undersökningar har ett samband mellan mängd partikulärt fosfor och suspenderat material kunnat påvisas (Ingvast, 2003; Ulén, 2002). Detsamma sågs här även om sambandet inte var så starkt (ekv. 10). Ingvast (2003) fick i sin undersökning ett starkt samband mellan mängden suspenderat material och mängden partikulärt fosfor där sambandet antogs följa en polynomkurva, men något liknande kunde inte ses i denna undersökning.

Signifikanta skillnader återfanns mellan helt obearbetad mark (vall) och höstplöjd + såberedd under hösten (höstvetet) både för totalfosfor och fosfatfosfor i vattenfasen. Det fanns också en tendens till att ju mer bearbetad marken var (fält med höstvetet och plöjd mark) desto högre halt partikulärt fosfor uppmättes i vattenfasen i jämförelse mot vällen, men denna skillnad var inte signifikant. Dessa resultat stämmer väl överens med erfarenheter från danska försöksrutor trots att jordarna i de danska försöken är leriga sandjordar och därför innehåller mycket mindre ler än jordarna i det svenska typområdet (Sibbesen, 1993). Procentandelen partikulärt fosfor av mängden totalfosfor i vattenfasen var hög för alla bearbetningar. Vällen hade högst andel partikulärt fosfor, men skillnaden var liten och urvalsgruppen för vall var endast sex fält. För fosfatfosfor var den procentuella andelen högst för trädan och stubben. Även här utgjordes gruppen av sex fält och ett enstaka högt värde från en träda inverkade även kraftigt på detta resultat.

Hur väl laboratorievärdena speglar aggregatstabiliteten och fosforförlusterna i fält är det i det här fallet svårt att uttala sig om. Här utsattes aggregaten för en mycket kraftig skakning där både lättdispergerat- och mer stabilt ler frigjordes. På grund av den kraftiga skakningen blev även mängden partikulärt fosfor sannolikt högre än den skulle ha blivit i fält. Resultaten antyder dock att fosforförlusterna från de olika fälten kan variera mycket i och med att fosforhalterna i vattenfasen varierade med mer än en tiopotens.

Slutsatser

Metoden att mäta mängden upplöst ler med hjälp av en turbidimeter visade sig stämma väl överens med metoden att mäta det suspenderade materialets vikt för de här undersökta jordarna med liknande egenskaper.

Med ökande lerhalt och minskande halt organiskt material i jorden ökade mängden ler som löses upp när aggregaten utsätts för yttre påverkan.

De mest skilda typerna av jordbearbetning: vall och höstvet/plöjd mark hade signifikant skilda aggregatstabilitet och skilda total- och fosfatfosforhalter i vattenfasen.

Mängden totalfosfor i vattenfasen ökade med ett ökande P-AL-tal och minskande halt organiskt material. Totalfosfor ökade också med ökande mängd suspenderat material, men var ej kopplad till kornstorleksfördelningen. Fosfatfosfor ökade med ökande P-AL-tal. Sambanden var dock för svaga för att utifrån parametrarna organisk halt i jorden, textur eller P-AL-tal kunna uttala sig säkert om risken för fosforförlust.

Med ett betydligt större dataunderlag finns goda förutsättningar för att metoden skulle kunna tjänstgöra som en del i ett riskindex för fosforförluster från åkermark.

Referenser

Brady, C., Weil, R., 2002. The nature and properties of soils, 13th ed., 592-618. Upper saddle river, 2002.

Carlsson, C., Kyllmar, K., Ulén, B., 2003. Typområden på jordbruksmark, växtnäringsförluster i små jordbruksdominerade avrinningsområden 2001/2002. Ekohydrologi 76. Uppsala 2003

Czyz, E.A., Dexter, A.R., Terelak, H. 2002. Content of readily-dispersed clay in the arable layer of some Polish soils. I Pagliai, M & Jones, R (Editors). Sustainable land management-environmental protection a soil physical approach. Advances in geocology 35, 115-123. Catena verlag, Germany.

Dexter, A.R., 1988. Advances in characterization of soil structure. Soil & tillage research 11, 199-238.

Djordjic, F., 2001. Displacement of phosphorus in structured soils. Doctoral thesis, Agraria 283.

Elliott, E.T., 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. Soil science society of America journal vol. 50, 627-633. Business and editorial offices, Madison

Ingvast, J., 2003. Vägsaltets effekt på åkermarkens aggregatstabilitet och fosforförlust. Seminarier och examensarbete 46.

Leonardson, L., 2002. Hur avskiljer våtmarker kväve och fosfor? I Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J., Oscarsson, H.(red), Våtmarksboken, 31-39. VASTRA rapport 3.

Naturvårdsverket, 2004. Fosforutsläpp till vatten år 2010 – Delmål, åtgärder och styrmedel. Rapport 5364, maj 2004. Stockholm

Oades, J.M., 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. Plant and soil 76, 319-337.

Persson, J., 1996. Processer i mark, vatten och luft, i Jordbruksmark. Kväve och fosfor i mark och vatten – en ödesfråga inför 2000-talet, seminarium den 22-23 mars 1995. Kungliga skogs- och lantbruksakademiens tidskrift 135:3, 1996.

Sibbesen, E., Hansen, A.C., Nielsen, J.D, Heidmann, T., 1993. Effect of soil tillage and surface runoff, soil erosion and loss of phosphorus – plot studies, I. Course and extent processes. NJF seminar no.228. Jokioinen

Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., 2000. Soil structure and soil organic matter, II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. Soil Science of America Journal 64, 1042-1049.

Stevenson, F.J., 1986, Cycles of soil, C, N, P, S, micronutrients, 232-280. New York

Tate, K.R., 1984. The biological transformation of P in soil, *Plant and Soil* 76, 245-256.

Tisdall, J.M., Oades, J.M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils, *Journal of Soil Science* 33, 141-163.

Ulén, B., 2002. Svävande lerpartiklar för fosfor till havet. Fakta jordbruk nr 6, 2002. SLU reproenheten, Uppsala

USDA, Natural Resources Conservation Service, 2001 Rangeland soil quality-aggregate stability, Rangeland sheet 3 may 2001. <http://soils.usda.gov/sqi/files/RSQIS3.pdf>

Wiklander, L., 1976. Marklära, 186-187. SLU Service/Repro, Uppsala