

Tillståndet i svensk åkermark och gröda

Data från 2001-2007

RAPPORT 6349 • APRIL 2010



Tillståndet i svensk åkermark och gröda, data från 2001-2007

Current status of Swedish arable soils and
cereal crops. Data from the period
2001-2007

Jan Eriksson, Lennart Mattsson och Mats Söderström

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM Gruppen AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

Tel: 08-698 10 00, fax: 08-20 29 25

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620- 6349-8.pdf

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2010

Elektronisk publikation

Omslag: Naturvårdsverket, bild/illustration: Mats Gerentz, SLU

Form: Naturvårdsverket

Förord

I Riksdagens miljö kvalitetsmål för jordbruksmark står att den svenska åkermarken ska ha ett välbalanserat näringstillstånd, bra markstruktur och mullhalt samt så låg föroreningshalt att ekosystemens funktioner och människors hälsa inte hotas.

För att följa upp detta mål finansieras delprogrammet ”Yttäckande rikskartering av åkermark” inom miljöövervakningens programområde jordbruksmark på Naturvårdsverket.

Delprogrammet ska på ett kvantitativt och ytrepresentativt sätt beskriva tillståndet i jordbruksmark, grödans kvalitet i relation till markens tillstånd samt odlingsåtgärder och driftsformer i de undersökta områdena. Det ska också vara möjligt att göra generaliseringar som gäller för hela landet. I den mån det går även på en mer detaljerad nivå, t.ex. produktionsområden.

Denna rapport redovisar data från den andra provtagningsomgången och bygger på sammanlagt 2035 provpunkter på svensk åkermark. I alla provpunkterna har ett prov från matjorden och ett från alven uttagits. Grödprov har tagits i knappt hälften av provtagningspunkterna.

Resultaten från studien har jämförts med en tidigare provtagningsomgång perioden 1988-1995 men det är för tidigt att uttala sig om signifikanta skillnader för enskilda variabler.

Docent Jan Eriksson, Institutionen för mark och miljö, SLU är författare och ansvarig för föreliggande rapport. AgrD Lennart Mattsson Institutionen för mark och miljö, SLU har tillsammans med författaren gjort statistiska analyser och FD Mats Söderström vid samma institution har gjort kartorna. För det praktiska genomförandet har Statistiska Centralbyrån (urval av provpunkter), Hushållnings-sällskapen (provtagning), ALS (analyser), Eurofins (analyser), dåvarande HS Miljölab (analyser), Agrilab (analyser) samt laboratorier vid Institutionen för mark och miljö (växtnäring- och markfysiklaboratorierna) (provpreparering och analyser) stått.

Stockholm april 2010



Anders Johnson
Avdelningschef
Naturvårdsverket, Miljöanalysavdelningen

Innehåll

FÖRORD	3
SAMMANFATTNING	7
SUMMARY	11
MATERIAL OCH METODER	15
Provtagning och provpreparering	15
Analysmetoder	17
Jordprov	17
Kärnprov	20
Kvalitetskontroll	21
Metoder för kartframställning	23
Statistisk bearbetning	25
RESULTAT OCH DISKUSSION	27
Textur	27
pH, kalkhalt och organiskt material	28
Halt organiskt kol i markprofiler	31
Utbytbara katjoner, katjonbyteskapacitet och basmättnadsgrad	32
Fosfor- och kaliumtillstånd samt K/Mg-kvot	35
Spårelement i matjorden	39
Makronäringsämnen och spårelement i grödor	43
Kalcium, magnesium, kalium, kväve och fosfor i kärna	44
Spårelement i kärna	45
Samband mellan elementhalter i gröda och markens egenskaper	53
Driftsinriktningens påverkan på markens egenskaper	59
SLUTSATSER OCH DISKUSSION KRING PROGRAMMETS FORTSÄTTNING	65
ERKÄNNANDE	69
LITTERATURFÖRTECKNING	71
Appendix 1. Kartor	73
Appendix 2. Variation i kontrollprovernas värden mellan analysomgångar	107
Appendix 3. Statistik för kontrollprov typ I per analysomgång	115
Appendix 4. Samband mellan kolhalt och skrymdensitet	127

Sammanfattning

I denna rapport redovisas resultatet av den andra provtagningsomgången (omdrevet) i miljöövervakningsprogrammet ”Yttäckande rikskartering av åkermark”. Karteringen innefattar markens organiska material, syra/bas-status, fosfor- och kaliumtillstånd och spårelement samt halter av makro- och mikroelement i höstvet, korn och havre. I rapporten redovisas också ett urval av nya kartor baserade på alla provpunkter i de två provtagningsomgångarna. Fler kartor och möjlighet att söka statistik för produktionsområden, län, jordbruksstäta kommuner och stora avrinningsområden samt rapporterna från omdrev 1 (pdf-filer) är tillgängliga via datavärdskapet för jordbruksmark: www-jordbruksmark.slu.se

I omdrev 2 har sammanlagt 2034 provpunkter provtagits fördelat på fyra delprovtagningar åren 2001, 2003, 2005 och 2007. I alla provpunkterna har ett prov från matjorden (0-20 cm) och ett från alven (40-60 cm) uttagits. Matjordsproverna har analyserats, medan alvproverna tills vidare arkiverats utan analys. Om grödan vid provtagningstillfället var höstvet, vårkorn eller havre togs också kärnprov (301, 303 och 231 prov av respektive gröda). De utvalda provpunkterna i denna omgång har exakta koordinater och var och en kommer att provtas igen vart 10:e år.

Följande analyser utfördes på matjordsproverna: pH (H₂O), total kolhalt, kolhalt efter syrabehandling för avdrivande av karbonatkol (organiskt C), total kväve- och svavelhalt, utbytbart Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ och Na⁺, titrerbar aciditet vid pH 7, ammoniumlaktat-acetatlöslig fosfor (P-AL) och kalium (K-AL) samt saltsyralöslig fosfor (P-HCl) och kalium (K-HCl). Vidare utfördes analys av spårelementen arsenik (As), bly (Pb), cesium (Cs), kadmium (Cd), kobolt (Co), koppar (Cu), krom (Cr), mangan (Mn), molybden (Mo), nickel (Ni), selen (Se), strontium (Sr), vanadin (V) och zink (Zn) efter uppslutning i 7M HNO₃. På matjordar med mindre än 20 % organiskt material utfördes också mekanisk analys för bestämning av mineraljordart.

På kärnproverna analyserades totalhalter av följande element: makroämnena kalcium (Ca), magnesium (Mg), kalium (K), fosfor (P) och kväve (N) samt spårelementen arsenik (As), bly (Pb), kadmium (Cd), cesium (Cs), kobolt (Co), koppar (Cu), krom (Cr), mangan (Mn), molybden (Mo), nickel (Ni), strontium (Sr), vanadin (V) och zink (Zn).

Det går inte att redan i denna andra provtagningsomgång säkert påvisa några förändringar i de undersökta markegenskaperna. En orsak är att många av de variabler som ingår förändras ganska långsamt - miljöövervakningen har ett mycket längre perspektiv än 10 år. En annan är att kontrollprover som inkluderats i analyserna visar att det är mycket svårt att undvika systematiska skillnader i mätnivå när laboratorierna mäter med många års mellanrum.

Fosforgödslingen har mer eller mindre kontinuerligt minskat sedan början av 1990-talet, men det har inte lett till någon nämnvärd minskning av matjordens fosforvärden mellan omdreven. Det kan tolkas som att ett tillstånd nära balans mellan tillförsel via gödsling och bortförsel via grödorna uppnåddes i tidsperioden

mellan de två omdreven. Inte heller matjordens pH verkar ha förändrats nämnvärt trots en relativt sparsam kalkning den aktuella tidsperioden. Detsamma gäller spår-elementhalterna. Det senare kan bero på att åtgärder för att minska tillförsel via nedfall från luften, gödselmedel och avloppsslam resulterat i mer eller mindre balans mellan tillförsel och bortförsel. Inte heller halten organiskt material har förändrats nämnvärt mellan mätningarna. Andelen jordar som har halter över gränsvärdet för tillåten halt av någon av tungmetallerna Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb och Zn vid användning av avloppsslam är ca 15 %.

I det andra omdrevet har några nya variabler analyserats. Exempelvis har titrerbar aciditet bestämts vilket innebär att katjonbyteskapacitet (CEC) vid pH7 och motsvarande basmättnadsgrad har kunnat beräknas. Dessa mått på förmåga att binda baskatjoner (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ och Na^+) och försurningsgrad/kalkbehov är de som traditionellt används i jordbrukssammanhang. Medelvärdet för CEC_{pH7} är 20,3 cmol_c/kg medan medianvärdet är 14,8 cmol_c/kg. Den relativt stora skillnaden mellan dessa värden beror på att mulljordarna drar upp medelvärdet eftersom organiskt material har mycket hög CEC per viktsenhet. I övrigt bestäms CEC av lerhalt och typ av lermineral. Basmättnadsgraden uppvisade medel- och medianvärden på 70 respektive 73 %.

Även K-AL och K-HCl är nya variabler i andra omdrevet. K-AL ger ett mått på lätt tillgängligt K medan K-HCl är ett mått på förråd som relativt lätt kan mobiliseras. Medel- och medianvärdena var 12,4 respektive 10,4 mg/100 g för K-AL och 173 respektive 127 mg/100 g för K-HCl. Både K-AL och K-HCl-talen är koncentrerade mot mitten av skalan för markkarteringsklasser. Den procentuella fördelningen mellan klasserna I, II, III, IV och V för K-AL är 9, 26, 41, 21 respektive 3 %. För K-HCl är motsvarande fördelning 18, 25, 25, 24 och 9 % i klasserna 1, 2, 3, 4 respektive 5. Eftersom lermineralen i svenska jordar är ganska kaliumrika är K-HCl ganska starkt korrelerat till lerhalt ($R^2 = 0,72$).

I denna rapport redovisas också statistik över K/Mg-kvoten baserat på mängder i utbytbar form av dessa ämnen. 24 % av jordarna hade en kvot större än de riktvärden som anges i Jordbruksverkets riktlinjer för gödsling och kalkning. Hög kvot innebär risk för magnesiumbrist. Om K/Mg-kvoten är under 0,7 kan jordar med K-AL-klass IV behöva gödslas enligt rekommendationen för den lägre klass III. Tre procent av jordarna uppfyllde detta kriterium för potentiell kaliumbrist.

Elementhalterna i spannmålskärna varierade som väntat med årsmånen (variationer i tillväxtbetingelser mellan år som styrs av väderleksförhållandena), vilket gör att det är för tidigt att dra några slutsatser om eventuella trender.

Sambandet mellan elementhalterna i grödan och några utvalda markegenskaper såsom halten i marken av samma ämne, pH, halt organiskt material, lerhalt och CEC undersöktes med hjälp av multipel regressionsanalys. Elementhalterna i kärna var generellt starkare kopplade till markens egenskaper för havre än för de andra grödorna. För makroämnen N, K, P, Ca och Mg var korrelationen till de undersökta markegenskaperna i de flesta fall mycket svagt, speciellt för de ämnen som regelbundet tillförs med gödsling. För spår-elementen var kopplingen mellan växt- och markvariabler i de flesta fall starkare än de var för makroelementen. För de flesta av spår-elementen fanns ett signifikant samband mellan halten i växt och den i

mark av samma ämne. För många ämnen ökade också koncentrationen i kärna med ökande pH.

Hur olika driftsinriktningar eventuellt påverkat matjordens egenskaper undersöktes också. För att få tillräckligt stort och samtidigt jämförbart underlag med avseende på markegenskaper, klimatförhållanden mm. gjordes dessa studier huvudsakligen på produktionsområdesnivå. pH i matjorden var i de flesta fall någonting lägre på gårdar med nötkreatur än på gårdar med enbart växtodling och svinproduktion. Nötkreatursgårdarnas jordar hade också i de flesta fall 0,5 till 1 procentenheter högre halt organiskt material jämfört med de andra gårdstyperna. Fosforhalten tenderade att vara högre på svinproducerande gårdar än på växtodlingsgårdar. Nötkreatursdominerade gårdar tenderade att ha högre P-HCl- och lägre P-AL-tal än de andra gårdstyperna. Den mindre andelen löslig fosfor (P-AL) kan vara kopplad till den lägre pH-nivån. För Cd, Cu och Zn var det svårt att se några systematiska skillnader mellan gårdstyperna.

I en specialundersökning analyserades organiskt kol förutom i matjorden också i nivåerna 20-40 cm och 40-60 cm. Syftet var att ta fram en databas för beräkningar av kolförråd i åkermarken. I 461 mineraljordar med minde än 12 % organiskt material var medianhalten organiskt kol 2,4 % (4,1 % org. material) i 0-20 cm, 1,4 % (2,5 %) i 20-40 och 0,6 % (1,1 %) i 40-60 cm. Också 46 jordar med mer än 12 % organiskt material undersöktes. På ett urval av mineraljordar från Skåne och Mälardalen bestämdes också skrymdensitet (volymvikt) varpå sambandet mellan skrymdensitet och halt organiskt material beräknades. En grov beräkning baserat på medianvärdena för de undersökta mineraljordarna och motsvarande skrymdensitet ger en genomsnittlig kolmängd ned till 60 cm i storleksordningen 125 ton/ha.

Summary

This report presents the results of the second sampling series in the Swedish environmental monitoring program on arable soils with regard to organic matter content, acid/base status and potassium, phosphorus and trace element concentrations. The results of analyses for macro- and micro elements in cereal crops are also presented. The report also presents a selection of new maps based on sampling points in the two series of samplings carried out to date. Additional maps and the scope to search for statistics for production areas, counties, intensive agricultural communities and major catchment areas are available on the project website:

www-jordbruksmark.slu.se

Also the reports from the previous sampling series are available at this site.

In sampling series 2, a total of 2034 sampling points were sampled, divided into four sub-samplings in 2001, 2003, 2005 and 2007. At all sampling points, one sample was extracted from the topsoil (0-20 cm) and one from the subsoil (40-60 cm). The topsoil samples were analysed, while the subsoil samples are being stored without being analysed for the present. When the crop on the sampling occasion was winter wheat, spring barley or oats, grain samples were also taken (301, 303 and 231 samples of these crops, respectively). The sampling points selected for this series have exact coordinates and each one of them will be sampled every 10 years.

The following analyses were performed on topsoil samples: pH (H₂O), total carbon content, carbon content after acid treatment to remove carbonate carbon (organic C), total nitrogen and sulphur content, exchangeable Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ and Na⁺, titrable acidity at pH 7, ammonium lactate-acetate soluble phosphorus (P-AL) and potassium (K-AL), and hydrochloric acid-soluble phosphorus (P-HCl) and potassium (K-HCl). In addition, analyses were carried out of the trace elements arsenic (As), lead (Pb), caesium (Cs), cadmium (Cd), cobalt (Co), copper (Cu), chromium (Cr), manganese (Mn), molybdenum (Mo), nickel (Ni), selenium (Se), strontium (Sr), vanadium (V) and zinc (Zn) after extraction in 7M HNO₃. On topsoils with less than 20 % organic material, mechanical analysis was also carried out for determination of the mineral soil texture.

With the grain samples, the total concentrations of the following elements were analysed: the macroelements calcium (Ca), magnesium (Mg), potassium (K), phosphorus (P) and nitrogen (N) and the trace elements arsenic (As), lead (Pb), cadmium (Cd), caesium (Cs), cobalt (Co), copper (Cu), chromium (Cr), manganese (Mn), molybdenum (Mo), nickel (Ni), strontium (Sr), vanadium (V) and zinc (Zn).

It is not possible in only this second series of samplings to accurately predict changes in the characteristics of the investigated soil properties. One reason for this is that many of the variables included are altered relatively slowly – environmental monitoring has a much longer perspective than 10 years. Another reason is that the control samples included in the analyses show that it is very difficult to avoid systematic differences in measurement level when the laboratories carry out measurements at intervals of many years.

Phosphorus fertilisation has decreased more or less continuously since the beginning of the 1990s, but the results indicate that this has not brought about any marked decrease in the phosphorus values in the topsoil. This is probably because during the period between sampling series there has been a situation where a near balance between inputs via fertilisation and removal via crops was reached. Furthermore, the pH in the topsoil does not appear to have changed appreciably, despite relatively modest liming during the relevant period. In addition, the organic matter content has not changed substantially between the sampling occasions. The same applies for trace elements. For many of these elements this is probably because remedial measures to decrease the inputs via deposition from the atmosphere, fertilisers and sewage sludge have resulted in a balance between inputs and outputs having been more or less achieved. The proportion of soils above the boundary values on the concentrations of the metals Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb and Zn in agricultural soil for the use of sewage sludge was ca 15 %.

The second sampling series included new variables that were not present in the first. In this series titrable acidity was taken into consideration, which meant that it was possible to calculate the cation exchange capacity (CEC) at pH7 and the corresponding degree of base saturation. These measures of the ability to bind base cations (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} and Na^{+}) and the degree of acidification/liming requirement are those conventionally used in an agricultural context. The mean value for CEC-pH7 was 20.3 cmol_c/kg, while the median value was 14.8 cmol_c/kg. The relatively large difference between these values is due to the organic soils increasing the average value, since organic matter has a very high CEC per unit mass. Otherwise, CEC is determined by the clay content and the type of clay minerals present. The degree of base saturation displayed a mean value of 70 % and a median value of 73 %.

The variables K-AL and K-HCl are also new to the second sampling series. K-AL gives a measure of readily soluble K, while K-HCl is a measure of stored K that can be mobilised relatively easily. For K-AL the mean and median values were 12.4 and 10.4 mg/100 g, respectively, while for K-HCl they were 173 and 127 mg/100 g, respectively. Both the K-AL and K-HCl values are concentrated in the middle of the scale for soil chemical mapping classes. The percentage distribution between Classes I, II, III, IV and V for K-AL was 9, 26, 41, 21 and 3 %, respectively. For K-HCl the corresponding distribution was 18, 25, 25, 24 and 9 % in Classes 1, 2, 3, 4 and 5 respectively. Since the clay minerals in Swedish soils are quite rich in potassium, K-HCl is rather strongly correlated with clay content ($R^2 = 0.72$).

This report presents statistics on the K/Mg ratio based on determination of the amounts of these elements present in exchangeable form. Twenty-four percent of the soils had a ratio greater than the guideline values specified in the Swedish Board of Agriculture guidelines on fertilisation and liming. A high ratio carries a risk of magnesium deficiency. If the K/Mg ratio is under 0.7, soils with a K-AL rating of Class IV may need to be fertilised according to the recommendations for the lower Class III. Three per cent of the soils fulfilled this criterion for potential potassium deficiency.

The concentrations of elements in cereal grain varied, due on the influence of varying weather conditions on growth, as expected with year, which means that it is too early to draw any conclusions on possible trends in the concentrations of the different elements.

The relationship between the concentrations of elements in the crop and some selected soil characteristics such as the concentration of the same element in the soil, pH, organic matter content, clay content and CEC was investigated with the aid of multiple regression analysis. The concentrations of elements in the grain were generally more strongly linked to characteristics of the soil for oats than for the other crops. For the macroelements N, K, P, Ca and Mg, the correlation with the soil characteristics investigated was in most cases very weak, especially for the elements that are regularly added with fertiliser. For the trace elements, the correlation between plant and soil variables was in most cases stronger than it was for the macroelements. For most of the trace elements there was a significant correlation between the concentration in the plant and the concentration of the same element in the soil. For many elements the concentration in the grain also increased with increasing soil pH.

The effect of different types of farming on the properties of the topsoil was investigated. In order to accumulate a sufficiently large amount of data for comparative statistics without a concomitant excessive variation in soil characteristics, climatic conditions, etc., the comparisons were mainly carried out at production area level. The pH in the topsoil was in most cases a few tenths lower on farms with cattle than on farms with only arable and pig production. The cattle farms also had 0.5 to 1 percentage points higher organic matter content in most cases compared with the other types of farm. The phosphorus concentrations tended to be higher on pig-producing farms than on arable farms. Farms predominantly based around cattle tended to have higher P-HCl and lower P-AL values than other types of farms. The lower proportion of readily soluble phosphorus (P-AL) can be connected to the lower pH level. For Cd, Cu and Zn, it was difficult to discern any systematic differences between types of farms.

In a special investigation, the organic carbon content was analysed in the 20-40 cm and 40-60 cm soil layers as well as in the topsoil. The aim was to produce a database for calculations of carbon storage in agricultural soil. In the 461 mineral soils with less than 12% organic matter (OM), the median concentration of organic carbon was 2.4 % (4.1 % OM) in the 0-20 cm layer, 1.4 % (2.5 % OM) in the 20-40 cm layer and 0.6 % (1.1 % OM) in the 40-60 cm layer. In addition, 46 soils with more than 12 % organic matter were investigated. For a selection of mineral soils from Skåne and Mälardalen, the dry bulk density was also determined and then the relationship between dry bulk density and organic matter content was calculated. With the help of this relationship the dry bulk density of the other soils can be estimated. A calculation based median values resulted in average carbon stocks down to 60 cm in the order of 125 ton/ha.

Material och metoder

Provtagning och provpreparering

Provtagningen åren 2001, 2003, 2005 och 2007 (omdrev 2) innefattar 2034 provpunkter jämnt spridda över Sveriges åkerareal. I dessa provpunkter uttogs matjordsprov (0 - 20 cm) och alvprov (40 - 60 cm). Alvprov kunde dock ej tas i några få punkter. När provpunkten var bevuxen med någon av grödorna höstvetete (301 st), vårkorn (303 st) och havre (231 st) togs också prov av dessa grödor. Vid provplatser med slåttervall togs också 314 prov av denna gröda: Dessa har analyserats inom ett annat program för övervakning av radiocesium finansierat av Strålskyddsmyndigheten (ansvarig vid SLU, Klas Rosén). Dessa prover redovisas ej här.

Provtagningen i första omdrevet (1988-1997) omfattade 3108 provplatser, men eftersom koordinaterna då sattes för gårdscentrum togs nya provplatser ut vid omprovtagningen då det ej gick att återfinna exakt samma provtagningspunkt som förra gången. Merparten av proven togs 1995, men prover från 1988, 1992, 1994 och 1997 ingick också. Proverna från 1988 täckte hela landet och proverna från 1992-1997 utgör tillsammans också ett urval som är representativt för hela åkerarealen. För vidare information om provtagningen i första omdrevet se (Eriksson, m.fl., 1997).

Urvalet av provplatser utfördes av Statistiska Centralbyrån (SCB). Totalt valdes ca 20 000 platser ut. Tanken bakom att välja ut så många platser var att det i framtiden ska finnas näraliggande reservplatser för att ersätta eventuellt bortfall av någon provplats med påbörjad provtagning. Dessa reservplatser kan även komma till användning vid eventuella regionala önskemål om utökad provtagning. Provpunkterna bestämdes genom ett systematiskt urval där ett rutnät med slumpmässig startpunkt lades ut över landet. Rutstorleken anpassades efter önskat antal provpunkter. Om den valda punkten i varje ruta hamnade på åkermark registrerades den som provpunkt i detta första urval och dess koordinater fastställdes. Denna urvals metod ger provpunkter som är jämnt spridda över hela landets åkerareal. Underlaget för urvalet var den åkermark som fanns registrerad och koordinatsatt inom Jordbruksverkets administrativa register för arealbaserade ersättningar till jordbruksmark. Åkermark vid jordbruksföretag som inte hade ansökt om arealbaserade ersättningar ingick därmed inte i urvalsramen. Arealen åkermark som inte fanns registrerad i denna databas utgjorde vid urvalstidpunkten mindre än 3 procent av den totala åkermarksarealen och detta bortfall bedömdes därför vara av marginell betydelse.

Från det större urvalet valdes sedan drygt 2 000 provplatser ut för provtagning under åren 2001-2007 och för fortsatt provtagning vart 10:e år, såvida bortfall ej sker. Även i detta fall genomfördes urvalet så att provplatserna fördelas jämt över hela landets åkerareal. Detta sätt att fördela provpunkterna innebär att deras frekvens geografiskt varierar med andelen åkermark; ju större andel jordbruksmark i ett område desto tätare mellan provpunkterna (karta 1a i appendix 1). Av sekretessskäl utfördes provtagningen inte exakt i rutnätets skärningspunkter utan i slump-

mässigt utvalda punkter inom en radie av 500 meter från skärningspunkterna. Denna gång är provtagningspunkten koordinatsatt på metern när för att möjliggöra framtida omprovtagningar av samma punkt. I databasen är koordinatvärdena avrundade till jämna kilometer av sekretesskäl.

För att få fram data över årsmånsvariationen i grödornas halter spreds också de ca 500 provpunkter som provtogs vid varje delprovtagning jämnt över hela landet. För att få ut så många grödprov som möjligt skedde vid de tre första provtagnings-tillfällena en viss styrning så att provplatser som förväntades ha någon av de önskade spannmålsgrödorna prioriterades. För att åstadkomma denna styrning valdes en större andel provpunkter med någon av grödorna höstvet, vårkorn och havre ut för provtagning, än vad som var en representativ fördelning under de aktuella undersökningsåren. Detta innebar att de provplatser som återstod 2007 i högre grad än tidigare kom från fält med vallgrödor och grödor som inte alls ingick som provtagningsgrödor. Styrning mot gröda kommer inte att gå att upprätthålla i de fortsatta provtagningsomgångarna. Efter en del bortfall av utvalda provpunkter på grund av att de visade sig inte ligga på åkermark eller för att lantbrukarna inte ville medverka i undersökningen provtogs till slut 2034 platser. Om den valda provpunkten visade sig ligga alldeles utanför fältet, mindre än 3 m från fältkant eller på åkerholme etc. var instruktionen till provtagaren att flytta punkten 10 m mot fältets mitt. Om punkten ändå ej hamnade på fältet utgick den. Den geografiska fördelningen av provtagningspunkterna framgår av karta 1a i appendix 1.

Med ovanstående antal provplatser i omdrev 2 (2001-2007) blir provtagnings-tätheten en provtagen punkt per 1300 ha räknat på 2007 års åkerareal. Om man slår ihop alla provpunkter från både första och andra omdrevet blir det i genomsnitt en punkt per 500 ha. Vid uttagning av nya provpunkter inom omdrev 1 togs dock ej någon hänsyn till läget för redan utlagda punkter. Inte heller påverkades urvalet i omdrev 2 av hur punkterna fördelats i omdrev 1. Omdrev 2 var ju en omstart av karteringen där ett nytt nät av fasta och exakt koordinatsatta punkter etablerades. De sammanslagna punkterna från båda omdreven utgör därför inte ett optimalt urval på samma sätt som det skulle ha varit om alla hade valts ut samtidigt.

Provtagningen utfördes läns- eller regionvis av Hushållningssällskapen. Den utfördes i en cirkel med 3 m radie med de förutbestämda koordinaterna som mittpunkt. Matjorden provtogs med minst 9 borrhstick i nivån 0-20 cm, jämnt fördelade i cirkelytan. Alven provtogs med minst 5 stick i nivån 40-60 cm. För grödprovtagning delades cirkeln in i 4 kvadranter. Grödprov togs med hjälp av ram med arean 0,25 m², ett från vardera kvadranten. Ramens mitt placerades 1,5 m från provpunktens mittpunkt och alla ax inom ramen klipptes bort. Delproven från varje provyta slogs ihop till generalprov per provplats för matjord, alv respektive gröda.

Vid 2003 års provtagning togs också alvprover i nivån 20-40 cm för kolanalys. Syftet med denna av Naturvårdsverket finansierade kompletterande provtagning och analys var att ta fram underlag för att kunna beräkna kolförråd i åkermarken. För att kunna räkna om halter av kol till mängder krävs också uppgifter om markens skrymdensitet (volymvikt). Därför utfördes också en kompletterande provtagning av volymsbestämda prover från 31 av miljöövervakningens platser i Mälardalen och 5 platser i Skåne. Med hjälp av dessa stickprov beräknades samband mellan

skrymdensitet och kolhalt som kan användas för att skatta skrymdensitet för andra ej volymsbestämda jordar.

Provpunkterna har koordinatsatts i rikets nät (RT 90, 2.5 g V). Vid provtagningen användes GPS för att söka upp den förutbestämda provpunktens exakta position. Provpunkterna exakta koordinater, som behövs vid framtida omprovtagningar av de fasta provpunkterna, finns lagrade hos SCB i Örebro.

För att kunna lagras torkades jord- och grödprover genom kallluftstorkning i den utrustning som de olika Hushållningssällskapen disponerar. Före analys preparerades matjordsproverna med en s.k. jordkvarn, varvid eventuellt innehåll av grus och sten siktas ifrån och större aggregat sönderdelas så att de passerar genom 2 mm sikt. Alvproverna, med undantag för 2003 års prover som användes i kolanalysprojektet, preparerades ej utan arkiverades för eventuell analys i framtiden. Grödproverna tröskades. Provprepareringen utfördes vid Inst. för mark och miljö vid SLU.

Analysmetoder

Jordprov

Analys av jordart utfördes vid Institutionen för mark och miljö vid SLU. 20 g finjord vägdes in och provet fuktades upp med vatten. Eventuellt karbonatinnehåll löstes upp med tillsats av 1M HCl tills det slutade fräsa varefter provet behandlades med 35 % väteperoxid för att oxidera bort organiskt material. Därefter tillsattes 25 ml av en lösning innehållande 3,5 % natriumpolyfosfat+0,7 % natriumkarbonat och provet skakades i minst 8 timmar (över natten) för att dispergera provet (skilja alla mineralpartiklarna från varandra). Om provet innehöll så mycket Ca^{2+} från upplöst kalciumkarbonat att lerpartiklarna flockade ut centrifugerades provet och den Ca^{2+} -rika överlösningen hölls av varefter ny natriumpolyfosfatlösning tillsattes och skakningen upprepades. Vid behov justerades pH i suspensionen till pH 8-9 med 1 M NaOH. Mängden sand i provet bestämdes efter våtsiktning genom 0,2 mm sikt och mängden grovmo efter våtsiktning genom 0,063 mm sikt. De frånsiktade kornstorleksfraktionerna torkades och mängderna bestämdes genom vägning. Finare kornstorleksfraktioner bestämdes genom sedimentationsanalys med hjälp av pipettmetoden. Partiklar mindre än 0,02 mm (mjäla och ler) bestämdes genom avpipettering av 10 ml jordsuspension på 10 cm djup i mätcylindern 4 min och 48 s efter start av sedimentationen. Mängden ler (<0,002 mm) bestämdes på motsvarande sätt genom avpipettering på 7 cm djup efter 6 timmar. De avpipetterade proverna torkades, vägdes och efter korrektion för delprovets innehåll av salt av natriumpolyfosfat/karbonat beräknades hela jordprovets innehåll av ler och mjäla. Som en kontroll av analysens kvalitet summerades kornstorleksfraktionerna och resultatet jämfördes med invägd jordmängd minus halt organiskt material+kalciumkarbonatinnehåll. Om felprocenten var större än 5 % analyserades provet om.

Analys av arsenik (As), bly (Pb), cesium (Cs), kadmium (Cd), kobolt (Co), koppar (Cu), krom (Cr), mangan (Mn), molybden (Mo), nickel (Ni), selen (Se), strontium (Sr), vanadin (V) och zink (Zn) i matjordsprov utfördes av nuvarande

ALS Scandinavia AB i Luleå (tidigare Svensk Grundämnesanalys AB och sen Analytica AB).

As, Cd, Co, Cr, Cs, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sr, V och Zn i matjordsprov extraherades i autoklav vid 200 kPa (120 °C) i 30 minuter med 7 M salpetersyra enligt Svensk standard, SS 02 83 11 (ersätter SS 02 81 83 som användes på 1990-talets prov). För 2001 till 2005 års prov invägdes 2,5 g jord till 50 ml syra och för 2007 års 1 g jord till 20 ml syra.

Se i matjordsprover extraherades på 2001 till 2005 års prover enligt metod föreslagen i Application Note 015 från PS Analytical Ltd, Orpington, Kent, Storbritannien (samma metod som användes på 1990-talet). Till 1 g jord tillsattes 16 ml kungsvatten och provet värmdes upp tills en mild återloppskokning erhöles. Efter 10 minuter tillsattes 5 ml vatten varefter provet återloppskokades i ytterligare 10 minuter. Efter kylning späddes provet till 100 ml med avjoniserat vatten och lösningen filtrerades över till en polypropylenflaska. Lösningen späddes ytterligare en gång med 1+1 saltsyra (1 del vatten + 1 del konc. syra) och värmdes på vattenbad vid 70 °C i 30 minuter. Före mätning utfördes hydridgenerering med 1,2 % natriumtetrahydroborat stabiliserat med 0,1 M natriumhydroxid som reduktionsmedel. Det var dock svårt att hålla konstant mätnivå mellan analysomgångarna med denna metod (se vidare appendix 2). På 2007 års prover bytte vi därför metod och analyserade också Se på HNO₃-extraktet.

Fram till och med 2005 års prov bestämdes Se med AFS (atomfluorescens) efter hydridgenerering. Sr, V och Zn bestämdes med ICP-AES (optisk emissionspektrometri med induktivt kopplad plasma). Cs bestämdes med ICP-MS (masspektrometri med induktivt kopplad plasma). As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni och Pb bestämdes med en kombination av ICP-AES och ICP-MS. Vilken ICP teknik som användes för varje enskilt prov bestämdes av dess haltnivå. ICP-MS analys utfördes till och med 2003 års prover med ICP-QMS (quadropolteknik), därefter med ICP-SFMS (sektorsteknik). På 2007 års prov analyserades alla ämnen, även Se, med ICP-SFMS.

Analys av ammoniumlaktat-acetatlöslig fosfor (P-AL), saltsyralöslig fosfor (P-HCl), total kolhalt (tot-C), kolhalt efter syrabehandling (organiskt C), total kväve- och svavelhalt (tot-N och tot-S) samt mätning av pH och bestämning av torrsubstanshalt i matjordsprover utfördes 2001 och 2003 vid HS-Miljölab i Kalmar. Efter att detta laboratorium lagts ned utfördes dessa analyser vid Inst. för mark och miljö vid SLU.

Lättlöslig fosfor (P-AL) extraherades enligt SS 02 83 10. Till 5 g jord tillsattes 100 ml extraktionslösning (0,10 mol ammoniumlaktat och 0,40 mol ättiksyra). Provet skakades i 90 minuter och filtrerades därefter omedelbart genom veckfilter.

Förrådsfosfor (P-HCl) extraherades enligt metod i Kungliga Lantbruksstyrelsens kungörelse (KLS, 1965). Till 2 g jord tillsattes 50 ml 2 M saltsyra. Provet nedsänktes i kokande vattenbad i 2 timmar. Därefter kylde provet och jorden filtrerades ifrån. Fosforhalten i AL- och HCl-extrakten bestämdes med ICP-AES.

Bestämning av total kol- och kvävehalt utfördes med elementaranalys enligt SS-ISO 10694. I elementaranalysapparaten upphettas provet så att organiska material förbränns och karbonater sönderdelas. Mängden bildad koldioxid och kväveox-

id mäts, för kvävet del efter reduktion till N_2 . Vid analysen av 2001 och 2003 års prov vägdes 0,2-0,5 g finmaljd jord in och proven upphettades till $950\text{ }^\circ\text{C}$ i en LECO CHN 600 tills gasutvecklingen upphörde (ca 5 minuter). På alla matjordsprov med pH 6,8 eller högre utfördes också kolanalys efter behandling av provet med 2 M HCl för att driva ut eventuell karbonatkol i form av koldioxid. Karbonatkol innehåll beräknades från skillnaden i kolhalt mellan jordprov med och utan saltsyra behandling.

På 2005 och 2007 års prov utfördes elementaranalysen med en LECO CN-2000. Cirka 1 g prov invägdes och upphettades till $1\ 250\text{ }^\circ\text{C}$ i ca 5 minuter. Eventuellt karbonatinnehåll på prov med pH 6,8 eller högre bestämdes genom att samma mängd av ett annat delprov först hettades upp till $550\text{ }^\circ\text{C}$ i 5 timmar för att oxidera bort allt organiskt kol. För att kontrollera att inget karbonatkol avgick i detta steg ingick också två kontrollprov med känd tillsatt mängd av $CaCO_3$ i varje analysomgång. Sedan upphettas provet till $1\ 250\text{ }^\circ\text{C}$ som ovan och varvid mängden CO_2 som frigjorts från eventuellt karbonatinnehåll mättes.

I resultatredovisningarna anges karbonatkol som ekvivalent mängd $CaCO_3$. För prov som innehöll karbonatkol beräknades halten organiskt kol från skillnaden mellan totalkol och karbonatkol. För övriga prov antogs halt organisk kol vara lika med total kolhalt.

Svavel extraherades med 7M HNO_3 enligt samma förfarande som beskrivs för extraktion av spårelement i jordprov ovan. Analys av extraktets svavelinnehåll utfördes på ICP-AES.

pH i matjords- och alvprover bestämdes enligt SS-ISO 10390. Till 10 ml jord sattes 50 ml avjoniserat vatten, varefter provet skakades i 1 timme. Avläsning av pH skedde nästföljande dag på prov som åter uppskakats i en minut.

Torrsubstanshalt i matjords- och alvprover bestämdes enligt SS-ISO 11465. Provmängden 10-15 g jord torkades vid $105\text{ }^\circ\text{C}$ tills konstant vikt uppnåddes.

Analys av utbytbar kalcium (Ca), magnesium (Mg), kalium (K) och natrium (Na) samt utbytbar aciditet och titrerbar aciditet utfördes av nuvarande Eurofins Food & Agro Sweden AB (tidigare AnalyCen Nordic AB och Lantmännen AnalyCen AB).

Utbytbara katjoner extraherades enligt SS-ISO 11260 genom att 2,5 g jord skakades med 30 ml 0,1 M $BaCl_2$ i en timme, centrifugerades vid 1 200 varv per minut, varefter extraktet filtrerades ned i en 100 ml mätkolv. Denna extraktionsprocedur upprepades ytterligare två gånger. De sammanslagna extrakten späddes därefter till 100 ml. Halterna av Ca, Mg, K, och Na i $BaCl_2$ -extraktet bestämdes med ICP-AES. Utbytbar aciditet bestämdes genom att 50 ml $BaCl_2$ -extrakt titrerades till pH 7,8 med 0,01 M $Na(OH)_2$.

Titrerbar aciditet vid pH 7 bestämdes med en metod som utvecklats internt vid Eurofins laboratorium i Kristianstad. Provmängden 5 g av mineraljordar och 2 g av organogena jordar vägdes in i 3-4 plaströr per prov. Till rören tillsattes 20 ml buffertlösningar innehållande 1 M ammoniumacetat med stigande koncentration av KOH. Proven skakades över natt i skakmaskin och pH i varje serie av provrör mättes. Genom att plotta pH mot tillsatt mängd KOH kunde mängden KOH som gått åt för att höja pH till 7 beräknas, vilket i sin tur motsvarar provets titrerbara aciditet.

Eftersom ammoniumacetatlösningen inte justerades exakt till pH 7,00 vid tillblandningen korrigerades KOH-tillsatsen med hjälp av pH-mätning i blindprov (utan jord) av de tillsatta lösningarna. Om pH avvek från det förväntade, dvs. det pH-värde varje lösning nominellt borde haft om ammoniumacetatet hållit pH 7,00 före KOH-tillsatsen, justerades KOH-värdet som plottades i titrerkurvan i motsvarande mån.

Redovisade elementanalyser är generellt baserade på torrsubstansen. P och K extraherbara i AL- och HCl-extrakt redovisas dock per lufttorrt prov eftersom detta är rutin vid markkarteringsanalyser. I Eriksson m. fl. (1997) redovisades P per torrsubstans eftersom 360 prov ej torkats ordentligt. Fosforvärdena för dessa har dock räknats om med hjälp av ett samband mellan torrsubstanshalt vid normal lufttorkning och ler och halt organiskt material framtaget från normalt torkade prover. Värdena för P-AL och P-HCl från omdrev 1 som redovisas här är därför något lägre än de i Eriksson m. fl. (1997).

Kärnprov

ALS i Luleå och dess föregångare utförde även analys av makroämnena kalcium (Ca), magnesium (Mg), kalium (K), fosfor (P) och kväve (N) samt spårelementen arsenik (As), bly (Pb), kadmium (Cd), cesium (Cs), kobolt (Co), koppar (Cu), krom (Cr), mangan (Mn), molybden (Mo), nickel (Ni), strontium (Sr), vanadin (V) och zink (Zn) i kärnprov. Luleå-laboratoriet utförde även ovanstående analyser i första omdrevet på 1990-talet.

På kärnproven utfördes även analys av kväve (N). På 2001 till 2005 års prover utfördes dessa analyser av underleverantörer till Luleå-laboratoriet (2001 och 2003 HS Miljölab i Kalmar. Troligen gjordes analyserna även 2005 i Kalmar eftersom företaget som köpte upp HS Miljölab hade viss verksamhet kvar där). År 2007 utfördes kväveanalyserna vid Inst. för mark och miljö vid SLU.

Kärnproven från 2001 till 2005 års provtagningar uppslöts med konc. HNO₃ i Tecatorblock för analys av andra ämnen än N. Förhållandet jord:vätska var 2 g till 10 ml syra och provet upphettades till 120 °C i 60 minuter. Detta är samma metod som användes vid 1990-talets analyser. Metodbeskrivningen i Eriksson m.fl. (2000) är felaktig.

Vid analys av 2007 års prover skedde dock uppslutningen med konc. HNO₃ i mikrovågsugn. Förhållandet jord:vätska var 2 g till 10 ml syra och provet upphettades till 100 °C i 60 minuter. Vid uppslutningen användes 50 ml polypropylenrör (nuncrör). Detta är en numera ofta använd modern metod som också är standardmetoden vid det aktuella laboratoriet. Att byta metod i fortlöpande miljöanalys är alltid vanskligt, men denna modernisering bedömdes som relevant. Jämförelser mellan de gamla och nya uppslutningsmetoderna på kontrollprov antyder att acceptabel överensstämmelse i analysresultat mellan uppslutningsmetoderna.

På de uppslutna proven bestämdes totalhalterna av olika ämnen med vissa modifieringar enligt metoderna 200.7 (ICP-AES) och 200.8 (ICP-SFMS) från U.S. Environmental Protection Agency. Fram till och med 2005 års provtagning analyserades Ca, Mg, K, och P, med ICP-AES (optisk emissionsspektrometri med induktivt kopplad plasma). Cs bestämdes med ICP-SFMS (masspektrometri med

induktivt kopplad plasma och sektorsteknik). Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sr, V och Zn bestämdes med en kombination av ICP-AES och ICP-SFMS. Vilken ICP- teknik som användes för varje enskilt prov bestämdes av dess haltnivå. På 2007 års prov analyserades alla ämnen med ICP-SFMS.

Kväve i kärnprov bestämdes med elementaranalys. På 2001 till 2005 års prov gjordes analysen enligt ISO 13878 på en LECO CNS 600. Provet upphettades till 950 °C vid mätningen. Vid analys av 2007 års prov upphettades 35 g prov till 1050 °C i en LECO CN-2000.

TS i kärnprov (105 °C) bestämdes enl. SS 028113. 2 g prov torkades i minst 20 timmar.

Kvalitetskontroll

I ett miljöövervakningsprojekt är det viktigt att kontrollera reproducerbarheten i analysvärdena vid det enskilda analystillfället, men också att så långt möjligt undvika systematiska skillnader i mätvärdena mellan analystillfällena. Det senare är som framgår nedan och som också erfarits i andra projekt ganska svårt. I den mån systematiska skillnader ej går att undvika är det viktigt att de kan kvantifieras så att man inte misstolkar variationer över tiden i en viss markegenskap som en verklig förändring när den i själva verket beror på osäkerheter i mätningarna.

Redovisningen av data över kontrollproverna blir på grund av många analysomgångar och många mätvariabler både för jord- och grödprov ganska omfattande. I detta avsnitt beskrivs resultatet av kvalitetskontrollen bara översiktligt medan den detaljerade redovisningen har lyfts över i appendix 2 och 3.

För att kontrollera analyskvaliteten och ha kontroll på systematiska variationer i mättnivå över tiden har vi i detta projekt haft två olika typer av kontroller:

Kontrollprov typ I: Delprov av ett och samma jordprov, som slumpmässigt placeras in med jämna mellanrum i hela serien på ca 500 prov. Data från detta prov visar hur stabila och reproducerbara värdena är inom den aktuella mätserien. Ett sådant kontrollprov har dels lagts in av SLU, och ett annat har det laboratorium som utför analysen ålagts att lägga in och redovisa. SLU:s prov har nummerats in på för det utförande laboratoriet okända positioner i nummerserien med ett kontrollprov per ca vart 50:e ordinarie prov. Provet som använts för denna kontroll är ett prov från en försöksyta nära Kungsängens försöksgård i Uppsala. Detta prov används också som ”husstandard” vid markkemiska analyser på Institutionen för mark och miljö vid SLU.

Kontrollprov typ II: Ett urval av prov som redan analyserats i första omdrevet och som vi därför redan hade mätvärden på. Dessa indikerar hur väl mätvärdena kan reproduceras över tiden mellan olika analystillfällen. De har också placerats in i provserien i för det utförande laboratoriet okända positioner. Förutsättningen för denna typ av kontroll är att provets egenskaper ej förändras nämnvärt över tiden vid lagring. De flesta av de här analyserade variablerna torde vara ganska stabila i detta avseende.

En annan möjlighet att i viss mån kontrollera hur väl mätvärdena kan reproduceras över tiden är att jämföra medelvärden för alla markdata mellan olika provtagningsomgångar. Hela provmaterialet från första omdrevet och varje delprovtagning i det pågående andra omdrevet representerar hela åkerarealen, så om inga större förändringar sker mellan provtagningarna bör medelvärdena åtminstone i provtagningar som bara skett med några års mellanrum vara ungefär desamma. Denna typ av jämförelse har främst använts som komplement till den bild som kontrollproven gett för att kunna avgöra om en tvivelaktiga analysvärden måste omanalyseras. För kärnprover har denna jämförelse ej gjorts eftersom halterna i växtprover naturligt kan variera en del mellan åren.

Laboratorierna hade också sin interna kvalitetskontroll. ALS och dess föregångare hade två jordprov (typ I) som gick med i analyserna. Data från dessa redovisas i appendix 3. Detta laboratorium har också redovisat blankvärden (prov med extraktionslösning utan jord som gått med i hela analysproceduren). Dessa prov visade genomgående värden under detektionsgränsen eller så låga värden att de var försumbara i förhållande till mätvärdena på jordproven vilket indikerar bra kontroll på föroreningsrisker. De andra laboratorierna har också haft olika kontrollprover (typ I) som i varierande grad gått med i analyserna och som också redovisas i appendix 3.

När det gäller texturanalysen kördes inga kontrollprover eftersom dessa prover analyserades på tilläggsanslag och det var ont om tid för att få dessa tidskrävande analyser färdiga i tid till sammanställandet av denna rapport. År 2007 gjordes dock på Naturvårdsverkets uppdrag en liten jämförande undersökning där texturanalys gjordes på 10 prov från omdrev 1. På dessa hade vi data både från den ordinarie analysen vid det då anlitate laboratoriet och från kontrollkörningar gjorda på vårt eget laboratorium. Resultaten från vårt eget laboratorium stämde mycket bra överens med de som mättes för 10 år sedan och också med dem från merparten av de andra laboratorier som ingick i den jämförande undersökningen. Också för ett prov från som av misstag kördes två gånger vid analyserna av prov från omdrev 2 var resultaten närmast identiska.

Vid analysen av kärna hade ALS med ett kontrollprov typ I (appendix 3) och blankar. Från och med analyserna av 2005 års prover anmodades de också att inkludera ett prov med certifierad halt och använde då standarden NIST SRM 1547, peach leaves.

Kontrollprovsdata som redovisas i appendix 2 och 3 visar att mätnivån vid jordanalyserna i de flesta fall varit ganska stabil, men att det varit problem att hålla en konstant mätnivå för en del analyser. Främst gäller detta As, Cr, Se, P-AL, P-HCl och utbytbar aciditet. Kontrollproverna har spelat en viktig roll för att fortlöpande kontrollera kvaliteten i analysresultaten som levererats från de olika laboratorierna. Som framgår ovan har kontrollerna flera gånger visat på fel som föranlett omanalys. Tyvärr verkar det som om spårelementanalyserna inte fungerade så bra vid analyserna av 2001 års prover. Halterna av Cr, Cs, Mo, Sr och V var betydligt lägre än i andra analysomgångar. Det var dock svårt att tolka skillnaden mot omdrev 1 vid den tidpunkten eftersom vi bara hade värdet från det omdrevet att jämfö-

ra med för många ämnen. Vi visste inte riktigt om det var det värdet i omdrev 1 eller i omgång 1 i omdrev 2 som var tveksamt. Det var först när vi analyserade de följande omgångarna som det blev tydligt att det var data från omgång 2:1 som i många fall var avvikande.

Vid analyserna av kärna verkar mätnivån ha varierat lite mer än i jordproverna. Trenderna är också för många ämnen lite motsägande mellan de olika serierna av kontrollprover. En kan visa en ökande tendens mellan två provtagningar, en annan kan uppvisa en minskning. För en del ämnen är förklaringen nog att halterna är låga och ligger nära rapporteringsgränsen. Även vid analyserna av ämnen som föreligger i ganska höga halter som Ca, K, Mg, Mn och P har det dock varit lite svårt att hålla en jämn nivå. Möjligen kan en del av variationen bero på att analysen utförs på hela kärnor. Halterna varierar förmodligen mellan enskilda kärnor vilket ger en viss variation beroende på vilka kärnor som råkar komma med i det enskilda provet. Tester som vi tidigare gjort vid SLU tyder på antalet invägda kärnor 20-25 st är tillräckligt för att få representativa prov. Den alternativa metoden vore att mala proverna före analys, men det innebär en föroreningsrisk.

Data för det certifierade standardprovet (NIST SRM 1547) från analysen av 2005 och 2007 års prover visar på halter i nivå med de certifierade för alla ämnen utom för Ni och för V (tabell A7b i appendix 3). För Ni var halterna bara 46 % av de certifierade vid analysen av 2005 års prov och 67 % vid analysen av 2007 års prov. För V var motsvarande siffror 57 respektive 70 %. För V spelar detta inte så stor roll eftersom halterna i de flesta prov ändå inte var mätbara. För Ni diskuteras detta vidare i avsnittet ”Spårelement i kärna”. För Co, Cr och Cs fanns inga certifierade värden varför det finns en osäkerhet om det är totalhalter som mäts. För Cr låg halterna i de flesta proven under rapporteringsgränsen och för Co och Cs var andelen halter under rapporteringsgränsen ganska stor. För N fanns inte heller certifierade värden, men det mättes med en helt annan metod (elementaranalys) än övriga element som säkrare bör ge totalhalter.

Metoder för kartframställning

Eftersom det inte skett några större förändringar i mark- och gröddata mellan omdreven slog vi i de flesta fall ihop alla data och framställde kartor baserade på maximalt antal provpunkter.

De tillgängliga observationernas fördelning över landet är beroende av andelen åkermark. Det betyder att det i vissa områden där åkermarken dominerar finns ett relativt stor antal provpunkter. I andra delar av landet är det glesare mellan observationerna. Värdena hos flera av de i denna undersökning ingående variablerna varierar ofta påtagligt geografiskt, t.o.m. inom enskilda fält (Söderström, 2008). Vidare är det även i de tätast provtagna områdena relativt glest mellan proverna. I Skåne där provtagningen är mest omfattande är medelavståndet mellan observationer drygt 1,5 km. Detta betyder att enskilda provpunkters analysvärden inte bör få påverka sin omgivning alltför mycket eftersom den lokala variationen normalt är

påtaglig. I den här rapporten har istället målsättning varit att ge en bild av den övergripande regionala variationen och minska inflytandet av lokala, enskilda värden.

För data från de kemiska analyserna på jordprover (spårelement, näringsämnen) har därför glidande medianvärdesinterpolation använts för kartering. Beräkningarna gjordes till ett raster med $10 \times 10 \text{ km}^2$ rutor (celler). I varje rastercell beräknades medianvärdet av analysvärden inom ett kvadratisk sökfönster med storleken $25 \times 25 \text{ km}^2$ förutsatt att antalet observationer var minst 10 stycken. I områden med glesare provtagningen användes ett fönster på $50 \times 50 \text{ km}^2$. Det betyder att kartbilden är mer detaljerad i de mer intensiva jordbruksområdena. Anledningen till att öka interpolationsfönstrets storlek var att även kunna kartera områden med något mindre andel åkermark. Vid färre än 10 observationer erhöll rastercellen inget beräknat värde. I vilka av de mindre jordbrukstäta områdena som det fanns tillräckligt många observationer för att kunna göra medianvärdesinterpolation med det större sökfönstret framgår av karta 1b i appendix 1.

När det gäller växtanalyser har datamaterialet delats upp efter gröda: höstvet, vårkorn och havre. Det betyder att ett betydligt mindre antal provpunkter är tillgängliga för kartering. I princip samma metodik användes som för jordanalyserna, men antalet observationer inom ett fönster kring en rastercell skulle här vara minst fem. Kartvärdena är således mindre tillförlitliga.

Den använda kartmetoden har fördelen av att vara enkel och snabb. Enskilda extrema värden får inget genomslag, men detaljeringsgraden blir låg. Den valda storleken på sökfönstret kring cellerna kommer att vara avgörande för de beräknade värdena. Dessutom kan vissa artefakter uppkomma, t ex diskontinuerliga värden (de Smith et al, 2007).

För jordartskarteringen användes en annan metod. Förhållandet mellan de olika kornstorleksfraktionerna (sand, mo, mjäla och ler) från den mekaniska analysen är avgörande för jordartsklassificeringen av det enskilda jordprovet. Vissa jordarter karakteriseras av antingen en ganska hög eller en ganska låg procentuell andel av någon av de ingående fraktionerna. Vid interpolation sker typiskt en viss utjämning av de mer extrema värdena. Om man i det här fallet skulle applicera samma metod som för näringsämnen och spårelement skulle därför flera jordarter inte komma med i kartan. I det här arbetet valdes att interpolera de enskilda fraktionerna med ”ordinary 2x2 block kriging” (Burrough & McDonnell, 1998). För att öka enskilda provers inflytande användes i samtliga fall en exponentiell variogrammodell med en låg nuggetvarians. Rasterstorleken som användes här var $2,5 \times 2,5 \text{ km}^2$. Jordartskartan skapades genom att de enskilda interpolerade fraktionskartorna kombinerades och klassificerades. En annan geostatistisk interpolationsmetod, ”indicator kriging”, användes för framställning av kartor som visar risken att halten av en metall i marken överskrider gränsvärdet för slamspridning. I den metoden görs en binär omklassificering av data till värdet 1 eller 0 beroende på om ett valt gränsvärde överskrids (Burrough & McDonnell, 1998). Vid interpolationen erhålls en kontinuerlig yta som anger risken för att gränsvärdet överskrids. Mjukvaran som användes vid spatial analys och kartframställning var ArcGIS 9.3 (ESRI, Redlands, USA).

Statistisk bearbetning

Sambandet mellan elementhalter i spannmålskärna och olika markvariabler testades med multipel regression enligt ”Stepwise”-proceduren. I denna procedur väljs den kombination av de testade markvariablerna som tillsammans bäst förklarar variationen i kärnans elementhalt. Prob-värdet för att en variabel skulle tas med i regressionsekvationen var 0,15. De flesta variablerna logaritmerades före regressionsanalysen för få mer normalfördelade värden.

Övrig statistisk bearbetning bestod i beräkning av medelvärden och standardavvikelse samt percentiler. Vid beräkning av percentiler rangordnas alla värden och delas in i hundra lika stora delar. Om exempelvis värdet för 10-percentilen är 0,25 mg/kg betyder det att 10 % av det totala antalet värden för den aktuella variabeln är 0,25 mg/kg eller mindre, och följaktligen är 90 % av värdena 0,25 mg/kg eller större.

Medianen är värdet för 50%-percentilen, dvs. hälften av alla värden i en fördelning är mindre och hälften är större än detta värde. Mätvariabler av den typ som redovisas i denna rapport tenderar ofta att ha ett antal höga värden som avviker från en normalfördelning. Därför är medianvärdet ofta ett bättre mått av medelnivån än det statistiska medelvärdet eftersom det senare påverkas uppåt av de höga värdena.

Resultat och diskussion

Textur

Jordarnas textur är egentligen ingen miljöövervakningsvariabel i sig eftersom den normalt inte förändras inom överskådlig tid. Den har dock ändå tagits fram eftersom den är viktigt för tolkningen av miljöövervakningsdata. Den behövs också i modellering för beräkning av växtnäringsförluster som baseras på andra data från provpunkterna. Lite statistik över jordarterna i de jordar som provtogs i omdrev 2 framgår av tabell 1. Jämfört med data från omdrev 1 i Eriksson m.fl. (1999) har fördelningen på texturklasser förskjutits så att andelen lerfattiga jordar är mindre. Detta kan bero på att grovkorniga jordar tagits ur drift, men också på slumpfaktorn i urvalet. Hur medeljordarten varierar geografiskt framgår av karta 2 i appendix 1 som baseras på provpunkterna både i omdrev 1 och omdrev 2. För diskussion om jordarternas geografiska fördelning hänvisas till Eriksson m.fl. (1999). Grunddata som presenteras i den rapporten är till 60 % samma som de som använts för att framställa karta 2 i appendix 1.

Tabell 1. Antal och procentuell andel jordar inom varje jordartsklass i det svenska systemet samt jordarnas medelsammansättning inom varje klass i omdrev 2. Data saknas för 35 jordar pga. slut på prov och för 76 jordar på grund av för hög halt organiskt material (>20%).

Table 1. Number and fraction (%) of soils within each soil texture class and mean composition of the soils within each class in sampling series 2. Data are missing for 35 soils due to lack of samples and for 76 soils due to excessive organic matter content (>20%).

Jordart	Antal	Andel		Fördelning på kornstorlekar (mm) i %				
		A	L	Sand	Grovmo	Finmo	Mjåla	Ler
				2- 0,2	0,2- 0,06	0,06- 0,02	0,02- 0,002	<0,002
lerfri sand	3	<1	}	62	33	2	1	2
lerfri mo	1	<1		13	84	1	2	0
lerfri mjåla	0	0		-	-	-	-	-
svagt lerig sand	60	3	}	64	21	6	5	4
svagt lerig mo	53	3		21	48	18	9	4
svagt lerig mjåla	1	0		9	3	31	52	5
lerig sand	242	13	}	49	21	10	11	9
lerig mo	414	21		23	32	19	16	10
lerig mjåla	23	1		5	6	22	55	12
sandig lättlera	48	3	}	36	17	10	17	20
moig lättlera	259	13		16	24	19	21	20
mjålig lättlera	63	3		8	7	18	46	21
mellanlera	431	22	22	9	12	16	31	32
styv lera	280	15	15	4	6	11	30	49
mycket styv lera	52	3	3	2	3	6	23	66
Alla	1930	100	100	20	19	15	23	23

A = alla jordartsklasser (for all texture classes) L = lerhaltsklasser sammanslagna (based on the range of clay content only)

pH, kalkhalt och organiskt material

pH-värdet i omdrev 2 varierade mellan 4,0 och 8,4 och var i medeltal 6,3 (tabell 2). Motsvarande data för omdrev 1 redovisas i appendix 1 i Eriksson m. fl. (1997). pH-värdet har legat ganska stabilt under hela den undersökta perioden (tabell 3). Kontrollprov typ I antyder dock att mätnivån låg högre i omdrev 1 och omgång 2:1 i omdrev 2 (appendix 2, tabell A1b). Detta skulle antyda att pH kan ha ökat på senare år. Detta motsägs dock av kontrollprov typ II som antyder en stabil mätnivå över tiden. När det gäller pH finns det en liten osäkerhet i kontrollerna eftersom det är en variabel som kan ha förändrats i kontrollproverna under lagringstiden mellan mätningarna.

Försäljningen av kalkningsmedel till jord- och trädgårdsbruk har visat en nedåtgående trend sedan början av 1980-talet (SCB, 2007; Jordbruksstatistisk årsbok, 2009). Detta talar emot att pH skulle ha ökat som kontrollprov typ I antyder. Den stora minskningen skedde från ca 360 000 ton CaO 1982-83 till ca 120 000 ton CaO 1992. Därefter har försäljningen pendlat mellan 120 000 CaO och 200 000 ton CaO till 1995. 1995-97 har försäljningen legat kring eller under 120 000 ton. I genomsnitt per ha motsvarar de senaste årens kalkgivor 40-50 kg CaO/ha (Jordbruksstatistisk årsbok, 2009). De allra senaste åren har gödslingen med kalksalpeter som innehåller nitratkväve (NO_3^-) minskat samtidigt som användningen av ammoniumhaltiga (NH_4^+) kvävegödselmedel ökat i motsvarande mån. Ammoniumkväve har en försurande effekt på marken medan det är tvärtom för nitrat. Detta har dock

Tabell 2. pH (H_2O), karbonatinnehåll uttryckt som CaCO_3 -ekvivalenter, organiskt kol, totalkväve och totalsvavel samt beräknad halt organiskt material och C/N-kvot i matjord. Statistik för omdrev 2.

Table 2. pH (H_2O), carbonate content expressed as CaCO_3 -equivalents, organic carbon, total nitrogen, total sulphur and calculated organic matter content and C/N ratio in the topsoil. Statistics for sampling series 2.

	pH	CaCO_3	C	N	S	Org. m.	C/N
		% ts	% ts	% ts	% ts	% ts	
Antal	2031	1533	2033	2034	2034	2034	2033
Min	4,0	0	0,2	0,02	0,004	0,3	2
Max	8,4	66,6	54,2	3,56	1,81	93,5	35
Medelvärde	6,3	0,48	4,1	0,33	0,056	7,1	11
Stdav.	0,6	2,85	6,6	0,38	0,112	11,3	3
Percentiler:							
5 %	5,4	0,00	1,3	0,13	0,016	2,2	7
10 %	5,6	0,00	1,5	0,15	0,019	2,5	8
25 %	5,9	0,00	1,9	0,18	0,024	3,2	10
50 %, medianv.	6,2	0,00	2,5	0,24	0,031	4,3	11
75 %	6,6	0,00	3,5	0,31	0,042	6,0	13
90 %	7,0	0,37	5,6	0,46	0,075	9,7	15
95 %	7,4	2,62	10,9	0,81	0,146	18,8	17

troligen ännu inte hunnit påverka miljöövervakningens prov i någon högre grad. Enligt Haak (1991) motsvarar den årliga försurningen pga. nedfall, skördeuttag, kvävegödsling och utlakning av alkalinitet ca 150 kg CaO per år och ha om man regelbundet kalkar till 70 % basmättnadsgrad (pH kring 6,5). pH-data tyder dock inte på att den låga kalkningsintensiteten lett till någon nämnvärd pH-sänkning i marken. Som påpekades redan i Eriksson m.fl. (1997) kan en förklaring vara att man på många marker får ett acceptabelt skördeutbyte utan att hålla ett högt pH med regelbunden underhållskalkning. Många marker innehåller ju också kalk naturligt och har inget omedelbart kalkbehov. Dessutom har ju det försurande nedfallet minskat sedan 1970-talet. Enligt Löfgren m.fl. (2007) minskade nedfallet av S och N i Sverige med 57 respektive 29 % från 1990 till 2005. Även om nedfallet står för en mindre del av försurningsbelastningen har det medfört minskat kalkbehov. En annan faktor som i viss mån kan dölja en eventuellt sjunkande trend i markens pH-värden är att andelen grovkorniga jordar, som är mer försurningskänsliga, minskat mellan provtagningsomgångarna.

Karta 3 i appendix 1 visar hur pH i åkermarken varierar geografiskt. Eftersom pH inte tycks ha förändrats i någon högre grad baseras kartan på alla provpunkter

Tabell 3. pH (H₂O), karbonat innehåll uttryckt som CaCO₃-ekvivalenter, organiskt kol, totalkväve och totalsvavel samt beräknad halt organiskt material och C/N-kvot i matjord. Jämförelse mellan delprovtagningar och omdrev.

Table 3. pH (H₂O), carbonate content expressed as CaCO₃-equivalents, organic carbon, total nitrogen, total sulphur and calculated organic matter content and C/N ratio in the topsoil. Comparison between sub-samplings and sampling series.

Delprovtagning (år)	Antal	pH	CaCO₃ % ts	C % ts	N % ts	S % ts	Org. m. % ts	C/N
<i>Medelvärde</i>								
1:1 (1988)	340 ¹	6,2	0,45	3,4	0,28	0,045	5,9	11
1:2 (1992-97)	2805 ¹	6,3	0,42	3,7	0,30	0,048	6,3	11
2:1 (2001)	495	6,3	-	4,4	0,39	0,062	7,5	9
2:2 (2003)	512	6,3	0,63	4,0	0,32	0,049	6,9	11
2:3 (2005)	505	6,3	0,45	3,9	0,30	0,058	6,7	12
2:4 (2007)	518	6,2	0,36	4,2	0,31	0,054	7,2	13
<u>Omdrev 1</u>	3145 ¹	6,3	0,43	3,6	0,30	0,047	6,3	11
<u>Omdrev 2</u>	2030	6,3	0,48	4,1	0,33	0,056	7,1	11
<i>Medianvärde</i>								
1:1 (1988)	340 ¹	6,1	0,0	2,2	0,21	0,030	3,9	10
1:2 (1992-97)	2805 ¹	6,3	0,0	2,4	0,22	0,031	4,1	10
2:1 (2001)	495	6,2	0,0	2,4	0,27	0,027	4,1	9
2:2 (2003)	512	6,3	0,0	2,5	0,24	0,030	4,3	10
2:3 (2005)	505	6,3	0,0	2,4	0,21	0,033	4,2	12
2:4 (2007)	518	6,1	0,4	2,6	0,22	0,032	4,5	12
<u>Omdrev 1</u>	3145 ¹	6,3	0,0	2,4	0,22	0,031	4,1	11
<u>Omdrev 2</u>	2030	6,2	0,0	2,5	0,24	0,030	4,3	11

¹ enstaka värden saknas för en del variabler

både de i omdrev 1 och i omdrev 2. pH är som konstaterades redan i Eriksson m.fl. (1997) högst i områden som påverkats av kalkhaltigt modermaterial och i områden med lerrika jordar. De senare är både mer motståndskraftiga mot försurning och kalkas förmodligen mer frekvent för att optimalt utnyttja deras stora produktionspotential.

Data över karbonathaltens (kalk) variation över tiden är lite svårtolkade (tabell 3). De flesta jordar innehåller inga nämnvärda mängder, men det mindretal som innehåller naturligt karbonat kan ha halter på flera procent. En nykalkad jord kan också innehålla mätbara mängder; en giva på 10 ton kalk/ha motsvarar ca 0,3 % i matjord. Den sneda fördelningen i jordarnas kalkinnehåll gör att medianvärden inte kan användas för jämförelsen mellan olika provtagningar eftersom de är noll. Medelvärden är också osäkra eftersom enstaka höga värden kan höja medelvärdet påtagligt. Medelhalterna varierar en aning mellan provtagningsomgångarna, men det mesta tyder på små förändringar i kalkinnehållet över mättiden. Mätbara kalkhalter återfanns i ca 15 % av jordarna. Generellt över längre tid bör kalkhalten dock sjunka eftersom den försurande påverkan på jordarna som alltid finns i ett nederbördsrikt klimat leder till upplösning av naturlig kalk i markens ytskikt. Eftersom de flesta jordar inte innehåller kalk blir medelhalterna ganska låga, 0,48 % i omdrev 2, men statistiken visar också att 10 % av jordarna innehåller 0,37 % eller mer och 5 % av jordarna innehåller ca 2,7 % eller mer (tabell 2).

Halten organiskt material, här beräknad från organiskt kol med hjälp av den s.k. van Bemmelen-faktorn 0,58 (58 % kol i markens organiska material), har inte förändrats nämnvärt mellan omdreven av medianvärdet att döma (tabell 3). I medelvärdet finns en större skillnad, men den beror på att halten organiskt material marken är snedfördelad. De flesta jordar har halter kring medianvärdet, medan enstaka torvjordar kan ha upp till mer än 20 ggr högre halter. Medelvärdet påverkas därför påtagligt av hur många sådana jordar som råkar komma med i urvalen i respektive omdrev. I omdrev 2 hade ca 5 % av jordarna en halt organiskt material på 20 % eller mer och ca 3 % en halt organiskt material på 40 % eller mer (tabell 2). I Eriksson m.fl. (1997) var motsvarande siffror 4 och 2 %. Jordar med 20-40 % organiskt material klassas som mineralblandade mulljordar och de med högre halt som mulljordar enligt Ekström (1953).

Karta 4 i appendix 1 visar den geografiska variationen i matjordarnas halt av organiskt material. Halterna tenderar att vara lägre än genomsnittet i slättbygderna och högre i skogsbygderna. I Skåne är många jordar mullfattiga, medan höga halter av organiskt material är frekventa i de nederbördsrika områdena i Västsverige.

Det organiska materialet innehåller oftast merparten av markens kväve och svavel. Halten av dessa ämnen samvarierar därför med halten organiskt kol och har samma tidstrend (tabell 3). Även C/N kvoten är relativt oförändrad mellan provtagningsomgångarna och ligger i medeltal nära 10 vilket är den typiska kvoten i väl omsatt organiskt material som mestadels utgör merparten av det organiska materialet i en åkerjord.

Halt organiskt kol i markprofiler

Som nämndes i kapitlet Material och metoder bestämdes i omgång 2:2 (år 2003) också kolhalt i alvprov ned till 60 cm djup i en specialundersökning. Syftet var att ta fram en databas för beräkningar av kolförråd i åkermarken. I tabell 4 sammanfattas resultatet av dessa kolanalyser. Materialet har delats upp i jordar med mindre än 7 % organiskt kol (≈ 12 % halt organiskt material) i alla horisonter och jordar med 7 % organiskt kol eller mer i en eller flera horisonter. Den första gruppen representerar typiska mineraljordar och den andra mullrika mineraljordar (12 – 20 % organiskt material) och mulljordar (> 20 % organiskt material) enligt Ekström (1953). Eriksson m.fl. (2000) fann att mullrika jordar egenskapsmässigt mer liknar mulljordar än mineraljordar med måttliga halter av organiskt material.

Mineraljordarna har en medianhalt på 2,4 % C ($\approx 4,1$ % org. m.) i 0-20 cm-nivån. Även i 20-40 cm-nivån är halterna ganska höga (1,4 % C / $\approx 2,5$ % org. m.), delvis för att en del av matjorden troligen ingår i denna horisont, delvis för att en del organiskt material blandas ned i övre alven av dagmaskar och för att det produceras mer rotförna där. I 40-60 cm sjunker halten påtagligt när denna biologiska påverkan avtar (0,6 % C / $\approx 1,1$ % org. m.). Observera dock att en av de provtagna markprofilerna med mineraljordart i 0-20 cm hade 14,3 respektive 20,2 % organiskt kol i de djupare horisonterna (se maxvärden i tabell 4).

Gruppen med mullrika jordar och mulljordar är ganska heterogen med stor variation i kolhalter både mellan och inom profiler. Ofta är jordarna rika på organiskt material i matjorden, men har mer eller mindre snabbt avtagande halt mot djupet.

Tabell 4. Data över halter av organiskt kol (% ts) i olika nivåer i de provtagna markprofilerna.
 Table 4. Data on organic carbon content (% DM) at different levels in the soil profiles sampled.

Statistik	Jordar med < 7 % C i matjorden			Jordar med ≥ 7 % C i matjorden		
	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm
Antal	461	461	461	46	46	48
Min	0,8	0,3	0,1	7,0	1,3	0,4
Max	6,9	14,3	20,2	52,9	44,7	43,4
Medelvärde	2,6	1,6	0,9	17,5	14,1	9,8
Stdav	1,2	1,0	1,1	13,3	13,2	12,5
<i>Percentiler:</i>						
10%	1,4	0,7	0,3	7,5	3,0	0,9
25%	1,8	1,0	0,4	8,8	4,4	1,8
50%, medianv.	2,4	1,4	0,6	10,4	8,5	3,9
75%	3,1	1,9	1,1	23,5	18,9	11,5
90%	4,2	2,5	1,7	41,7	35,3	29,7

Ganska många jordar håller dock hög halt organiskt material i hela den provtagna profilen. Vissa har en stigande humushalt mot djupet. Fyra av jordarna hade < 7 % organiskt material i matjorden men hade mullrik eller i ett fall mulljordart i alven. Frekvensen markprofiler som klassades som mullrika eller mulljordar i någon horisont utgjorde 9,4 %, medan 8,6 % hamnade i dessa jordartsklasser om man bara tog hänsyn till matjorden. Denna variabilitet i mullrika jordar är något som kanske måste beaktas vid beräkningar av totala kolmängder i åkermark.

På ett urval av mineraljordar från Skåne och Mälardalen bestämdes också skrymdensitet (volymvikt) och sedan räknades ett samband mellan skrymdensitet och halt organiskt material ut (se Appendix 4 för detaljer). Med hjälp av detta samband kan skrymdensiteten skattas också för andra jordar. Med hjälp av skrymdensitet kan kolmängden ned till 60 cm djup beräknas. En grov beräkning baserat på medianvärdena för de undersökta mineraljordarna och motsvarande skrymdensitet ger en genomsnittlig kolmängd ned till 60 cm i storleksordningen 125 ton/ha.

Utbytbara katjoner, katjonbyteskapacitet och basmättnadsgrad

Detaljerad statistik för markens katjonbyteskomplex från omdrev 2 redovisas i tabell 5. Motsvarande data för omdrev 1 redovisas i appendix 1 i Eriksson m. fl. (1997).

I tabell 6 jämförs de olika provtagningsomgångarna. Mängden utbytbar Ca^{2+} , Mg^{2+} och K^+ har inte förändrats nämnvärt mellan omdreven. Förändringar i dessa variabler styrs i hög grad av pH. Eftersom pH inte verkar ha förändrats nämnvärt är det logiskt att inte heller mängden av utbytbara baskatjoner förändrats. När det gäller Na^+ avviker omgång 2:1, vilket beror på att många värden rapporterades som <1 mg/kg (annan sort än i tabell 6). För övrigt verkar halterna i omdrev 2 vara lite högre än de i omdrev 1. Om man jämför med data för kontrollproverna är det samma tendens för typ II (tredje raden) men inte för typ I (appendix 2, tabell A1c). Natriumhalterna är dock låga i förhållande till de övriga utbytbara katjonerna och i sig är de inte så intressanta i detta sammanhang. Natrium ingår mest för att man ska kunna beräkna (katjonbyteskapacitet (CEC)) och basmättnadsgrad. När det gäller de senare redovisades i Eriksson m. fl. (1997) de storheter som kallas effektiv katjonbyteskapacitet (CEC_{eff}) och effektiv basmättnadsgrad (BS). Dessa anger hur mycket negativa laddningar (CEC) markens ler- och humuspartiklar har vid markens rådande pH i en jord med $\text{pH} < 7$ och hur stor andel av de katjoner som binder till dessa laddningar som utgörs av de s.k. baskatjonerna Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ och Na^+ (basmättnadsgrad). I jordbruket relaterar man dock traditionellt till den katjonbyteskapacitet som en jord har vid pH 7 (CEC_{pH7}). Den katjonbyteskapacitet en jord har vid pH 7 är större än den effektiva katjonbyteskapacitet den har vid ett lägre pH. Basmättnadsgraden blir på motsvarande sätt mindre om den anges i procent av CEC_{pH7} jämfört med om den anges per CEC_{eff} (man utgår från den faktiska upp-

Tabell 5. Utbytbara katjoner, utbytbar och titrerbar aciditet samt katjonbyteskapacitet och basmättnadsgrad. Statistik för omdrev 2.

Table 5. Exchangeable cations, exchangeable and titratable acidity, cation exchange capacity and degree of base saturation. Statistics for sampling series 2.

	Ca	Mg	K	Na	Utb. acid.	Titr. acid.	CEC		BS	
							eff.	pH7	eff.	pH7
	cmol _c /kg ts						% ts			
Antal	2033	2033	2033	2033	1508	2031	1516	2031	1516	2031
Min	0,2	0,03	0,03	<0,01	0,0	0,0	1,9	3,4	23	7
Max	237	11,9	4,1	10,8	26,3	101	248	255	100	100
Medelvärde	13,0	1,3	0,35	0,10	0,9	5,6	16,1	20,3	91	70
Stdav.	17,7	1,3	0,25	0,26	1,8	8,4	19,3	22,6	13	21
Percentiler:										
5 %	2,3	0,2	0,08	0,02	0,0	0,0	4,4	7,0	62	30
10 %	3,3	0,2	0,11	0,02	0,0	0,0	5,4	8,3	74	40
25 %	5,6	0,4	0,19	0,02	0,2	2,1	7,7	11,0	88	56
50 %, medianv.	9,1	0,8	0,29	0,07	0,4	4,1	11,8	14,8	96	73
75 %	14,6	1,8	0,45	0,11	1,0	6,0	18,2	21,3	99	86
90 %	22,3	2,9	0,61	0,17	2,0	9,0	26,6	30,8	100	100
95 %	30,3	4,1	0,76	0,22	3,0	15,1	36,7	100	100	100

mätta mängden baskatjoner i den aktuella jorden i båda fallen). Se vidare Eriksson m.fl. (2005).

För att kunna beräkna CEC_{eff} behöver man mäta mängden baskatjoner och s.k. utbytbar aciditet (i princip H^+ och Al^{3+} som binds utbytbart till laddningarna). För att kunna beräkna CEC_{pH7} behöver man istället bestämma den s.k. titrerbara aciditeten. I denna ingår förutom den utbytbara aciditeten också de vätejoner (H^+) som avges från markpartiklarna, och därmed ökar dessas negativa laddning (CEC), när man titrerar upp pH i jordprovet till 7.

I omdrev 1 bestämdes utbytbar aciditet eftersom metoden är enklare och mycket billigare att bestämma än titrerbar aciditet. Detta ledde dock till många missförstånd av resultaten eftersom det ger en lägre CEC och en högre basmättnadsgrad än de traditionellt använda måtten. I omdrev 2 inkluderades därför titrerbar aciditet för att kunna beräkna CEC och basmättnadsgrad vid pH 7. Ett annat gott skäl att byta metod för aciditetsbestämning är att de anlidade laboratorierna uppenbart har haft mycket svårt att bestämma den utbytbara aciditeten på ett reproducerbart sätt.

Att det är en ganska stor skillnad mellan medel- och medianvärden för katjonbyteskapaciteten i tabell 5 beror på att mulljordarna påtagligt höjer medelvärdet eftersom humuspartiklar har mycket stor CEC. Detta framgår av tabell 7 där CEC_{pH7} i mulljordar och mineraljordar jämförs. Några viktsprocent organiskt material i en sandjord kan höja katjonbyteskapaciteten avsevärt och därmed dess

Tabell 6. Utbytbara kationer, utbytbar och titrerbar aciditet samt kationbyteskapacitet och basmättnadsgrad. Jämförelse mellan delprovtagningar och omdrev. För antal observationer se tabell 3.

Table 6. Exchangeable cations, exchangeable and titratable acidity, cation exchange capacity and degree of base saturation. Comparison between sub-samplings and sampling series. For number of observations, see table 3.

Delprovtagning (år)	Ca	Mg	K	Na	Utb. acid.	Titr. acid.	CEC		BS	
							eff.	pH7	eff.	pH7
							cmol _c /kg ts		% ts	
<i>Medelvärde</i>										
1:1 (1988)	13,8	1,42	0,33	0,091	0,48	-	16,1	-	95	-
1:2 (1992-97)	13,3	1,3	0,35	0,081	0,55	-	15,6	-	94	-
2:1 (2001)	14,4	1,34	0,41	0,046	1,02	6,02	17,2	22,2	90	70
2:2 (2003)	13,0	1,38	0,35	0,116	0,83	5,16	15,7	20,0	92	72
2:3 (2005)	13,0	1,31	0,32	0,107	0,93	5,92	15,5	20,5	91	70
2:4 (2007)	11,6	1,26	0,31	0,111	-	5,39	-	18,6	-	67
<u>Omdrev 1</u>	13,3	1,32	0,35	0,082	0,54	-	15,6	-	94	-
<u>Omdrev 2</u>	13,0	1,32	0,35	0,095	0,93	5,62	16,1	20,3	91	70
<i>Medianvärde</i>										
1:1 (1988)	10,5	0,76	0,29	0,080	0,22	-	12,5	-	98	-
1:2 (1992-97)	9,7	0,8	0,31	0,066	0,28	-	11,8	-	98	-
2:1 (2001)	9,7	0,92	0,35	0,023	0,59	3,98	12,1	15,0	95	74
2:2 (2003)	9,5	0,89	0,29	0,074	0,31	3,94	11,9	15,2	97	75
2:3 (2005)	9,1	0,78	0,28	0,093	0,42	4,05	11,4	15,1	96	73
2:4 (2007)	8,3	0,75	0,28	0,080	-	4,63	-	14,3	-	69
<u>Omdrev 1</u>	9,8	0,84	0,31	0,068	0,27	-	11,9	-	98	-
<u>Omdrev 2</u>	9,1	0,83	0,29	0,071	0,43	4,09	11,8	14,8	96	73

förmåga att hålla de näringsämnen som förekommer som positivt laddade joner i marken. En ren mulljord har dock inte så mycket högre CEC än en ganska styv lera eftersom mulljorden har mycket lägre skrymdensitet. Jämförda på volymbasis är skillnaden i CEC inte så stor. Basmättnadsgraden i åkermarken är i medeltal 70 % medan medianvärdet är på 73 % (tabell 5). I kalkningsssammanhang anges minst 70 % basmättnadsgrad som det eftersträvsvärda tillståndet i fastmarksjordar. Medianvärdet visar att lite mer än hälften av åkerarealen har en basmättnadsgrad på denna nivå eller högre. Riktvärdet 70 % gäller inte mulljordar. På dessa är man försiktig med kalkning eftersom det ger ökad nedbrytning/bortodling och för att grödorna bättre tolererar lågt pH på sådana jordar. Som framgår av tabell 7 har mulljordarna också lite lägre pH och basmättnadsgrad än mineraljordarna.

Resultaten från bestämningarna av CEC_{pH7} och motsvarande basmättnadsgrad i de olika analysomgångarna framgår av tabell 6. Eftersom dessa variabler inte funnits med i miljöövervakningen tidigare är det för tidigt att dra några slutsatser om tidstrender. Mer intressant är den geografiska variationen eftersom den inte tidigare redovisats från systematiskt insamlade data för dessa variabler. Kationbyteskapaciteten är generellt hög i områden med lerrika jordar i östra Sverige och i Västergöt-

Tabell 7. Jämförelse av mulljordar (org. m. > 20 %) och mineraljordar med max 8 % org. m. med avseende på katjonbyteskapacitet (CEC) vid pH 7 och basmättnadsgrad (BS) i förhållande till detta CEC. Data från omdrev 2.

Table 7. Comparison of organic soils (org. m. > 20%) and mineral soils (max. 8% org. m.) with respect to cation exchange capacity (CEC) at pH 7 and degree of base saturation (BS) in relation to this CEC. Data from sampling series 2.

	Mulljordar			Mineraljordar		
	CEC _{pH7}	BS _{pH7}	pH	CEC _{pH7}	BS _{pH7}	pH
	cmol _c /kg ts	% ts		cmol _c /kg ts	% ts	
Antal	100	100	100	1750	1750	1750
Min	22	8	4,5	3,4	7	4,0
Max	255	100	7,8	45	100	8,4
Medelvärde	97	62	5,7	15,2	71	6,3
25 %	56	43	5,3	10,5	58	5,9
50 %, medianv.	83	63	5,7	13,8	74	6,3
75 %	125	80	6,0	18,6	87	6,6

land (karta 5 i appendix 1). Hög CEC är också korrelerat till hög frekvens av mulljordar vilket de blå fläckarna i Norduppland och östra Östergötland antyder. I Skåne är CEC måttligt högt. De baltiska moränlerorna innehåller inte så mycket ler som de vattensorterade jordarna i exempelvis Mälardalen och jordarna i Skåne är också ganska mullfattiga. Basmättnadsgraden är ett mått på i vilken grad syragrupper på markpartiklarna är neutraliserade och samvarierar därför med pH som är ett mått på antalet vätejoner i marklösningen. De högsta basmättnadsgraderna är tydligt kopplade till områden med kalkhaltig berggrund, medan de kalkfria och grovkorniga jordarna i skogs- och mellanbygder generellt har lägre basmättnadsgrad (karta 6 i appendix 1).

Analysen av utbytbar aciditet antyder att den skulle vara högre i omdrev 2 än i omdrev 1, och att den effektiva basmättnadsgraden sjunkit i motsvarande mån (Tabell 6). Den uppenbara osäkerheten i analysen gör dock att detta inte ska övertolkas, speciellt inte som pH verkar vara oförändrat mellan omdreven. Den effektiva katjonbyteskapaciteten har inte förändrats mellan omdreven.

Fosfor- och kaliumtillstånd samt K/Mg-kvot

Extraktion men ammoniumlaktat-acetat (AL) används i markkartering som ett mått på lätt växttillgängligt P och K medan saltsyralöslig (HCl) fraktion är ett mått på förråd av ämnena som relativt lätt kan mobiliseras. Medelhalterna av AL- och HCl-löslig P var 8,2 respektive 70 mg/100 g i omdrev 2 (tabell 8). Motsvarande data för omdrev 1 redovisas i appendix 1 i Eriksson m. fl. (1997). De uppmätta medelhalterna av AL- och HCl-löslig fosfor var 10-15 % lägre i omdrev 2 än i omdrev 1 (tabell 9). Det finns dock också en motsvarande skillnad i kontrollproverna (appendix 2, tabell A1b) varför det är svårt att avgöra om halterna har minskat. Förmodligen påverkar det faktum att vi tvingades byta utförare av analyserna, både inför 2001 års och inför 2005 års provtagning, mättnivån på ett icke önskvärt sätt. Under

den aktuella tiden har det dock också skett en minskning av den totala fosfortillförseln från ca 41 000 ton 1995 till 33 000 ton år 2007 (Jordbruksstatistisk årsbok, 2009). Även från 1988 till 1993 skedde en påtaglig minskning av tillförseln. Om dessa neddragningar innebär att tillförseln sedan en tid understiger bortförseln via grödor och andra fosforförluster måste halterna rimligtvis minska. En egen beräkning baserad på data från aktuella årgångar av Jordbruksstatistisk årsbok (mineralgödselbrukning, stallgödselproduktion och skördar) och Jordbruksverket riktlinjer för gödsling och kalkning (fosforhalter i olika grödor) antyder att en balans mellan total tillförsel och bortförsel av fosfor uppnåddes mellan åren 2000 till 2005. Åren därefter var tillförseln mindre än bortförseln. Om detta stämmer bör minskade fosforgivor ännu inte ha medfört generell minskade fosforhalter i den här gjorda jämförelsen.

Den procentuella fördelningen av P-HCl mellan klasserna 1, 2, 3, 4 och 5 är <1 (1 prov), 9, 35, 28 respektive 28 %. Mindre än 10 % av åkerarealen har alltså enligt dessa data klass I och II och mer än hälften har de två högsta klasserna. Denna förskjutning mot högre klasser återfinns dock inte i P-AL. Där är den procentuella fördelningen mellan klasserna I, II, III, IV och V mer normalfördelad med 5, 24, 37, 24 och 10 % i respektive klass. I rådgivningstabellen för fosforgödsling är P-AL-klass IV numera uppdelad i två delar, IV A (8,1 - 12,0) och IV B (12,1 - 16,0) (Jordbruksverket, 2009). Fördelningen mellan dessa klasser är drygt 16 % i klass IV A och drygt 7 % i klass IV B. I omdrev 1 var det en tydlig förskjutning mot fler prov i högre fosforklasser även i P-AL (Eriksson m.fl., 1997). På grund av den ovannämnda osäkerheten i mätnivån mellan omdreven är det svårt att veta hur

Tabell 8. Lättlösligt (AL) fosfor och kalium, förråd (HCl) av fosfor och kalium samt K/Mg-kvot. Statistik för omdrev 2.

Table 8. Readily soluble (AL) phosphorus and potassium, stored (HCl) phosphorus and potassium and K/Mg ratio. Statistics for sampling series 2.

	P-AL	K-AL	P-HCl	K-HCl	K/Mg-kvot
	mg/100 g lufttorrt prov				
Antal	2034	2034	2031	2031	2033
Min	0,5	0,3	18	10	0,1
Max	115,4	144,0	302	806	44,4
Medelvärde	8,2	12,4	70	173	1,4
Stdav.	7,7	8,7	29	143	1,5
Percentiler:					
5 %	1,9	3,2	37	29	0,3
10 %	2,4	4,3	42	36	0,4
25 %	3,7	6,6	51	63	0,6
50 %, medianv.	6,0	10,4	64	127	1,1
75 %	10,0	15,9	83	246	1,9
90 %	16,2	22,6	105	384	2,8
95 %	21,5	28,1	123	465	3,6

Tabell 9. Lättlösligt (AL) fosfor och kalium, förråd (HCl) av fosfor och kalium samt K/Mg-kvot. Jämförelse mellan delprovtagningar och omdrev.

Table 9. Readily soluble (AL) phosphorus and potassium, stored (HCl) phosphorus and potassium and K/Mg ratio. Comparison between sub-samplings and sampling series.

Delprovtagning (år)	Antal (P, K/Mg)	Antal (K)	mg/100 g lufttorrt prov				
			P-AL	K-AL	P-HCl	K-HCl	K/Mg- kvot
<i>Medelvärde</i>							
1:1 (1988)	340 ¹	-	11,2	-	92	-	1,4
1:2 (1992-97)	2798 ¹	-	10,1	-	80	-	1,4
2:1 (2001)	495	495	7,7	11,5	63	175	1,6
2:2 (2003)	512	512	8,3	14,5	79	172	1,4
2:3 (2005)	505	505	8,6	11,3	72	178	1,3
2:4 (2007)	518	518	8,1	12,1	67	169	1,5
<u>Omdrev 1</u>	3148 ¹	-	10,2		82		1,4
<u>Omdrev 2</u>	2030	2030	8,2	12,4	70	174	1,4
<i>Medianvärde</i>							
1:1 (1988)	340 ¹	-	9,3	-	75	-	1,1
1:2 (1992-97)	2798 ¹	-	7,9	-	74	-	1,1
2:1 (2001)	495	495	6,0	9,6	58	135	1,2
2:2 (2003)	512	512	5,8	12,0	72	119	1,0
2:3 (2005)	505	505	6,3	9,5	65	136	1,0
2:4 (2007)	518	518	5,9	10,6	60	124	1,0
<u>Omdrev 1</u>	3148 ¹	-	8,1		74		1,1
<u>Omdrev 2</u>	2030	2030	6,0	10,4	64	127	1,1

¹ enstaka värden saknas för en del variabler

denna skillnad ska tolkas. Frågan är om den minskande gödslingen med fosfor har lett till att den lättlösliga fraktionen (P-AL) minskat trots att förråden (P-HCl) fortfarande är ganska stora.

Kartorna 7 och 8 i appendix 1 visar den geografiska variationen i P-AL- respektive P-HCl-talen. Data från båda omdreven har slagits ihop för att få en bild baserad på så många punkter som möjligt. Observera dock att om haltnivån i verkligheten har sjunkit något mellan omdreven kan haltnivån avvika några procent från dagens situation eftersom data från omdrev 1 ingår.

Både K-AL- och K-HCl-talen är koncentrerade mot mitten av skalan för markarteringsklasser enligt Jordbruksverket (2009) (tabell 8). Den procentuella fördelningen av K-AL mellan klasserna I, II, III, IV och V är 9, 26, 41, 21 respektive 3 %. För K-HCl är motsvarande fördelning 18, 25, 25, 24 och 9 % i klasserna 1, 2, 3, 4 respektive 5.

För AL- och HCl-lösligt K finns inga jämförelsevärden från omdrev 1 eftersom dessa analyser inte ingick i detta omdrev. K-HCl nivån har legat stabilt genom delprovtagningarna i omdrev 2 både för provpunkterna och i kontrollerna (tabell 9). Detsamma gäller i stort sett K-AL även om det finns en tendens till högre mätnivå i omgång 2:2. Eftersom AL- och HCl-lösligt kalium inte varit med i tidigare miljöövervakning finns det också anledning att i denna rapport lite mer detaljerat beskri-

va hur kaliumtillståndet ser ut i åkermarken. Karta 10 i appendix 1 visar att K-HCl-talen är högst i områdena under högsta kustlinjen i Mellansverige. Halterna är tydligt kopplade till förekomsten av vattensorterade leror och vilken lerhalt dessa har (karta 2 i appendix 1). De generellt högsta K-HCl-talen finns i Mälardalen och östra Östergötland där frekvensen av ganska styva leror är hög. Leret i dessa jordar domineras också av illit som är det lermineral som framförallt innehåller stora mängder kalium. Fig. 1 visar den tydliga kopplingen mellan HCl-lösligt K och lerhalt. K-AL-talen är tydligt korrelerade till K-HCl-talen om man jämför kartorna 9 och 10 i appendix 1. R^2 -värdet för sambandet är 0,34, vilket visar att det också finns en stor oberoende variation i K-AL som sannolikt beror på kaliumgödsling.

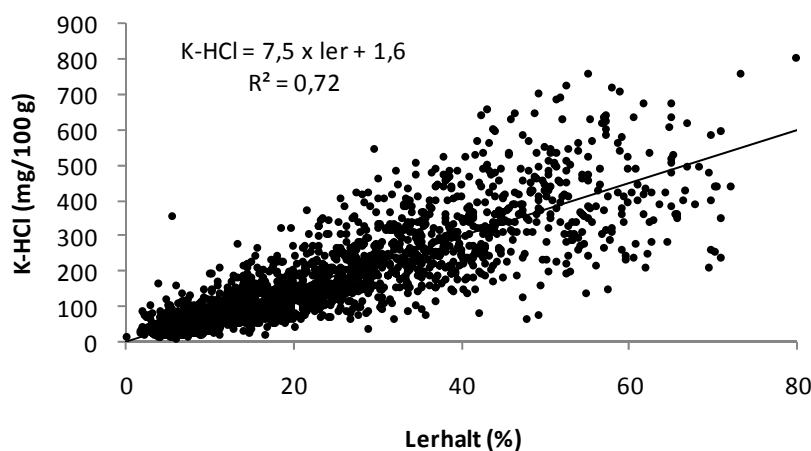


Fig. 1. K-HCl som funktion av lerhalt i matjorden.
Fig. 1. K-HCl as a function of clay content in the topsoil.

I markkarteringsanalys bestäms ofta också Mg-AL för att bedöma behovet av Mg-gödsling. Kalium och Mg följer samma väg in i växtroten och är därför antagonistiska vid upptaget i växten; stor lättillgänglig mängd av det ena ämnet hämmar uttaget av det andra. Därför är balansen mellan ämnena i marken viktig och den s.k. K/Mg-kvoten tas i markkarteringen fram som ett mått på detta. Mg-AL ingår inte i miljöövervakningen, men kvoten kan också beräknas med hjälp av utbytbar K och Mg eftersom AL-lösningen tar i stort ut sett de utbytbara mängderna. I de här redovisade jordarna är K-AL ca 10 % högre än K-utb. Och ungefär samma borde förhållandet vara för Mg. Data över K/Mg beräknat på detta sätt redovisas i tabellerna 8 och 9.

I Jordbruksverkets riktlinjer för gödsling och kalkning (Jordbruksverket, 2009) anges vilket kvotintervall man bör hålla sig inom för att inte få obalans mellan ämnena i grödornas upptag. Sammanlagt 21 % av de undersökta jordarna hade högre K/Mg-kvoter än de maximalt godtagbara (tabell 10).

I riktlinjerna anges också att om jorden har en högre kvot än 3 kan kaliumgödsling, även om jorden är kaliumfattig, ge en skördenedsättning om man inte

Tabell 10. Maximalt godtagbar K/Mg-kvot vid olika K-AL-klasser enligt Jordbruksverket (2009) samt procentuell andel av totala mängden prov som överskrider riktvärdena.

Table 10. Maximum acceptable K/Mg ratio for different K-AL classes according to Jordbruksverket (2009) and percentage of the total number of samples exceeding the guideline values.

	Klass I-II, <8 mg K/100 g	Klass III, 8-16 mg K/100 g	Klass IV-V, >16 mg K/100 g	Summa
Kritisk K/Mg-kvot	2,5	2	1,5	
Procent över riktvärde	4	8	9	21

samtidigt magnesiumgödslar. Knappt 1 % av de undersökta jordarna hade en K/Mg-kvot högre än 3 och K-AL-klass I och ytterligare och drygt 1 % hade en så hög kvot och K-AL-klass II.

För hög K/Mg-kvot kan ge magnesiumbrist, men det finns också en risk för kaliumbrist om kvoten är för låg. I riktlinjerna anges att jordar i kaliumklass IV kan behöva kaliumgödslas enligt rekommendationerna för den lägre klass III om kvoten är lägre än 0,7. Bland de undersökta jordarna var det 7 %, dvs. mer än en fjärdedel av jordarna med K-AL-klass IV, som uppfyllde detta kriterium för potentiell kaliumbrist.

Spårelement i matjorden

I tabell 11a och b redovisas statistik för spårelementhalterna i de drygt 2000 matjordsproverna från omdrev 2. Motsvarande data för omdrev 1 redovisas i appendix 1 i Eriksson m. fl. (1997).

I tabell 12a och b redovisas de spårelementhalter som uppmätts i matjorden i olika provtagningsomgångar. Eftersom medelvärden är väldigt känsliga för enstaka höga halter (som i värsta fall kan bero på att proven förorenats på väg från fält till laboratoriet) är det lämpligt att i första hand jämföra medianvärden. Spårelementhalterna i matjorden påverkas dels av tillförsel från nedfall av luftföroreningar och av gödselmedel, stallgödsel och andra insatsmedel, dels av bortförsel via grödorna och utlakning. När det gäller tillskotten har de genom olika åtgärder minimerats för

Tabell 11a. Spårelementhalter (mg/kg ts) i matjord. Statistik för omdrev 2. Kromvärden från omgång 2:1 ej medräknade (se kvalitetskontroll).

Table 11b. Trace element concentrations (mg/kg DM) in topsoil. Statistics for sampling series 2. Chromium values from sub-sampling 2:1 not included (did not pass quality control).

	As	Cd	Co	Cr	Cs	Cu	Mn
Antal	2034	2032	2034	1535	2034	2034	2034
Min	<0,1	0,01	< 1	2	<0,1	<0,2	20
Max	74,0	8,7	30,5	88	8,75	124	9528
Medelvärde	4,3	0,24	6,7	22	2,42	15	461
Stdav.	4,7	0,32	4,6	15	1,72	12	481
Percentiler:							
5 %	1,1	0,08	1,2	5	0,45	4	90
10 %	1,4	0,10	1,8	6	0,61	5	126
25 %	2,0	0,13	3,2	10	1,04	7	219
50 %, medianv.	3,4	0,18	5,6	19	1,91	11	369
75 %	5,1	0,26	9,4	30	3,52	20	577
90 %	7,1	0,37	13,1	44	4,92	30	814
95 %	9,3	0,52	15,7	52	5,86	36	1012
Rapp. gräns ¹	2	0	67	0	5	1	0

¹ Antal prov med halt lägre än lägsta rapporteringsgräns

Tabell 11b. Spårelementhalter (mg/kg ts) i matjord. Statistik för omdrev 2, fortsättning. Strontium- och vanadinvärden från omgång 2:1 ej medräknade (se kvalitetskontroll).

Table 11 (contd). Trace element concentrations (mg/kg DM) in topsoil. Statistics for sampling series 2. Strontium and vanadium values sub-sampling 2:1 not included (did not pass quality control).

	Mo	Ni	Pb	Se	Sr	V	Zn
Antal	1535	2034	2034	2033	1535	1535	2034
Min	0,1	0,4	3	<0,05	4	4	5
Max	81,8	171	451	5,3	146	296	612
Medelvärde	1,5	13	18	0,29	28	38	59
Stdav.	4,6	11	14	0,32	15	23	35
Percentiler:							
5 %	0,2	2	8	0,10	9	12	18
10 %	0,3	3	10	0,12	12	15	23
25 %	0,4	6	12	0,15	17	22	36
50 %, medianv.	0,7	10	17	0,21	25	34	52
75 %	1,1	17	22	0,31	35	51	76
90 %	2,5	25	27	0,47	44	67	101
95 %	4,3	30	31	0,70	51	76	115
Rapp. gräns ¹	0	0	0	5	0	0	0

¹ Antal prov med halt lägre än lägsta rapporteringsgräns

att undvika potentiellt skadliga effekter. Därför ska man kanske inte förvänta sig några påvisbara haltökningar under den korta tid som huvuddelen av mätningarna omfattar. Data bekräftar också detta antagande. Haltskillnaderna mellan omdrev 1

och omdrev 2 är i de flesta fall små och om man jämför de olika analysomgångarna ser man ingen entydig trend. De största skillnaderna är korrelerade med de variationer i mätnivån som registrerats av kontrollproverna (se appendix 2, tabellerna A1a och A1b) t.ex. för Se, där det var svårt att hålla konstant mätnivå och för Cd. Man skulle möjligen kunna tänka sig att det åtminstone för vissa ämnen skulle finnas en signifikant skillnad mellan första delprovtagningen 1988 och den sista 2007. Det finns haltskillnader mellan dessa tidpunkter som för en del ämnen är större än dem mellan omdreven, men om det inte är en tydlig sjunkande eller stigande trend i mellanliggande provtagningar kan man i nuläget inte dra några slutsatser av detta. På senare tid har man också diskuterat om ökande skördar leder till en utarmning av de spårelement, Cu, Mn, Mo, Ni och Zn som också är mikro-näringsämnen för växterna (Kirchmann, m.fl. 2009). Någon sådan tendens går dock inte att se för åkerarealen som helhet. Medelhalterna av As, Cd, Se och Zn är något högre än de som uppmättes i aqua regia-extrakt i finska åkerjordar provtagna år 1998 (Mäkelä-Kurto m.fl., 2007). Halten av Pb är nästan dubbelt så hög i svenska jordar som i de finska. Halterna av Cr och Cu är högre i de finska jordarna, medan halterna av Ni och V inte skiljer sin nämnvärt mellan länderna.

Tabell 12a. Spårelementhalter (mg/kg ts) i matjord. Jämförelse mellan delprovtagningar och omdrev.

Table 12a. Trace element concentrations (mg/kg DM) in topsoil. Comparison between sub-samplings and sampling series.

Delprovtagning (år)	Antal	As	Cd	Co	Cr	Cs	Cu	Mn
<i>Medelvärde</i>								
1:1 (1988)	330	4,0	0,24	6,4	20,5	2,6	13,8	415
1:2 (1992-97)	2776	4,0	0,23	6,4	20,5	2,5	14,8	426
2:1 (2001)	495	3,6	0,22	6,1	17,2	1,6	13,9	424
2:2 (2003)	512	4,4	0,26	6,7	22,1	2,8	14,9	456
2:3 (2005)	505	4,6	0,24	7,1	22,9	2,7	16,4	491
2:4 (2007)	518	4,5	0,23	6,7	21,2	2,5	14,8	472
<u>Omdrev 1</u>	3105	4,0	0,23	6,4	20,5	2,5	14,7	425
<u>Omdrev 2</u>	2030	4,3	0,24	6,7	20,9	2,4	15,0	461
<i>Medianvärde</i>								
1:1 (1988)	330	3,2	0,20	5,9	17,6	2,2	10,8	351
1:2 (1992-97)	2776	3,3	0,19	5,5	17,4	2,1	11,4	352
2:1 (2001)	495	3,0	0,18	5,1	13,9	1,3	9,7	343
2:2 (2003)	512	3,6	0,20	5,7	18,8	2,5	11,0	368
2:3 (2005)	505	3,7	0,19	6,2	19,9	2,2	12,4	395
2:4 (2007)	518	3,4	0,16	5,4	17,3	2,0	11,3	368
<u>Omdrev 1</u>	3105	3,2	0,20	5,5	17,4	2,1	11,4	351
<u>Omdrev 2</u>	2030	3,4	0,18	5,6	17,6	1,9	11,3	370

I kartbilagan redovisas uppdaterade kartor över matjordens halter av 6 av de 7 spårelement för vilka det finns restriktioner vid spridning av avloppsslam (Kartorna 12-

17 i appendix 1). Det som saknas är Hg som ej analyserades i omdrev 2. Kartorna ger som väntat ungefär samma bild som de som redovisas i Eriksson m.fl. 1997) och är också kommenterade i denna rapport. Uppdaterade kartor över de andra spårelement som ingår i miljöövervakningen kommer att finnas tillgängliga via datavårdskapet för jordbruksmark: www-jordbruksmark.slu.se

Det finns inga gränsvärden för hur höga spårelementhalterna får vara i marken vid produktion av livsmedel i Sverige. Däremot finns som nämnts ovan gränsvärden för högsta tillåtna halt i marken vid spridning av avloppsslam (tabell 13). Knappt 15 % av jordarna från omdrev 2 har halter över gränsvärdet för minst en metall. Den metall som oftast föreligger i för höga halter är Cd. Drygt 8 % av jordarna har Cd-halter över gränsvärdet. Kvicksilver analyserades inte i andra omdrevet, men i första omdrevet hade bara 0,2 % av jordarna halter över gränsvärdet. De flesta av dessa jordar hade dessutom för höga halter av någon annan metall så Hg-halten påverkar inte helhetsbilden nämnvärt. I rapporten från omdrev 1 angavs att 37 % av jordarna hade halter över gränsvärdet för minst en metall (Eriksson m.fl., 1997).

Sedan dess har dock gränsvärdena för Cr och Zn höjts från 30 mg/kg respektive 75 mg/kg (i hela landet) (SNFS, 1994) till värdena i tabell 13. Såvitt vi förstått gjorde man en annan riskbedömning när man fick bättre information vilka som var de naturliga nivåerna av dessa ämnen i den kartering av alvjordar som redovisades i Erikson, m.fl. (1997).

Karta 18a i appendix 1 visar hur stor sannolikheten är att minst en tungmetall har en halt över gränsvärdet i olika delar av landet. Karta 18b i appendix 1 visar på motsvarande sätt hur stor sannolikheten är att vart och ett av de aktuella ämnena har en halt över gränsvärdet så att man ser vilka som är mest begränsande i olika regioner.

De områden som har högst värden för flera metaller och halter över gränsvärdena för slamspridning är de delar av Jämtland som är påverkade av spårelementrika alunskiffrar. Även i Mälardalen och Östergötland finns områden där möjligheten till slamspridning är begränsad, liksom kring Västgötabergen som liksom berggrunden i Jämtland innehåller alunskiffrar.

Tabell 12b. Spårelementhalter (mg/kg ts) i matjord. Jämförelse mellan delprovtagningar och omdrev, fortsättning.

Table 12b Trace element concentrations (mg/kg DM) in topsoil. Comparison between sub-samplings and sampling series, continued.

Delprovtagning (år)	Mo	Ni	Pb	Se	Sr	V	Zn
<i>Medelvärde</i>							
1:1 (1988)	1,1	12,5	16,8	0,29	25,9	37	59
1:2 (1992-97)	1,3	13	17	0,32	26,4	36	59
2:1 (2001)	1,4	11,1	17,4	0,24	20,4	28	53
2:2 (2003)	1,4	12,8	18,6	0,30	26,1	38	59
2:3 (2005)	1,4	13,3	18,6	0,27	29,3	39	63
2:4 (2007)	1,7	13,5	17,9	0,35	27,5	37	60
<u>Omdrev 1</u>	1,3	12,6	17,0	0,31	26,3	36	59
<u>Omdrev 2</u>	1,5	12,7	18,1	0,29	25,9	36	59
<i>Medianvärde</i>							
1:1 (1988)	0,60	10,4	16,1	0,23	23,9	33	54
1:2 (1992-97)	0,63	10	16	0,24	24,0	32	54
2:1 (2001)	0,52	8,7	15,6	0,18	17,1	23	47
2:2 (2003)	0,65	10,7	16,4	0,23	24,2	34	52
2:3 (2005)	0,67	11,0	17,2	0,21	26,3	34	56
2:4 (2007)	0,68	10,1	16,9	0,24	25,3	32	54
<u>Omdrev 1</u>	0,63	10,4	15,9	0,24	24,0	32	54
<u>Omdrev 2</u>	0,63	10,0	16,5	0,21	23,1	31	52

Tabell 13. Gränsvärden för halten metaller i åkermark vid användning av avloppsslam (SNFS, 1998) och andel mark över gränsvärden aför varje metall och sammanlagt.

Table 13. Boundary values on the concentrations of metals in agricultural soil for the use of sewage sludge (SNFS, 1998) and proportion of soils above the boundary value for each single metal and for all metals together.

Metall	mg/kg ts	% över	Metall	mg/kg ts	% över
Bly	40	1,4	Kvicksilver	0,3	-
Kadmium	0,4	8,4	Nickel	30	5,3
Koppar	40	3,7	Zink	100/150 ¹	4,0
Krom	60	1,5	Alla	-	14,8

¹ I Jämtlands, Stockholms, Södermanlands, Uppsala, Västernorrlands och Västmanlands län får åkermarkens zinkhalt uppgå till 150 mg/kg ts

Makronäringsämnen och spårelement i grödor

Eftersom tre olika grödor provtagits blir det ganska många tabeller. Därför redovisas dessa efter texten. I tabellerna 14-16 redovisas statistik från omdrev 2 över innehållet av makronäringsämnen och spårelement i kärnproverna av höstvetete, vårkorn och havre. I tabellerna 17-19 visas hur halterna varierat mellan provtagningssomgångarna. Genom att slå samman data från omdrev 1 och 2 finns också

underlag för att göra interpolerade kartor som visar haltnivåerna åtminstone i delar av landet (kartorna 19-25 i appendix 1).

Kalcium, magnesium, kalium, kväve och fosfor i kärna

Halterna av makronäringsämnen är ganska lika hos de tre spannmålsslagen (tabellerna 14a-16a). Den största skillnaden är att havre innehåller något mer Ca än de andra sädeslagen. Medelhalter och medianhalter är lika stora vilket beror på att växterna styr sitt upptag av dessa ämnen och att begränsningar i tillgången på dem kan minska skörden. Halterna blir därför normalfördelade.

Kalciumhalten i höstvet (karta 19a i appendix 1) är som väntat högst i områden som är påverkade av kalkhaltig berggrund som t.ex. norra Uppland, västra Östergötland, Öland, Gotland och Skåne. Bilden är ungefär densamma för de andra sädeslagen (kartorna 19b-c i appendix 1).

Magnesiumhalterna är högst i stora delar av Södermanland och i västra delen av Västmanland och norra delen av Västergötland och generellt låga i Skåne (kartorna 20a-c i appendix 1). Kaliumhalterna är generellt höga i norra Götaland och delvis i sydöstra Södermanland (kartorna 21a-c i appendix 1).

Även om det går att se vissa mönster är bilden av upptaget av dessa tre ämnen ganska spretig. Upptaget av ett ämne kan i vissa områden vara ganska högt i en gröda och lägre i en annan. Detta kan delvis ha att göra med hur olika provtagna fält gödslats och eventuellt kalkats under provtagningsåret. Skillnad mellan grödor kan också bero på att grödvalet delvis styrs av jordarten och på skillnader i gödslingsbehov och var i växtföljden kalkning sker. Intressant är att det stora upptaget av Mg tycks resultera i låga kalciumhalterna i alla grödorna i stora delar av Södermanland och i västra delen av Västmanland. Detta beror troligen på att marken i detta område innehåller mycket utbytbar Mg (Eriksson, m.fl., 1997) vilket ger ett stort upptag av Mg som är antagonistiskt mot kalciumupptaget. När det gäller K är det lite förvånande att upptaget i grödorna är relativt lågt norr om Mälaren. I detta område finns det gott om kaliumrika ganska styva lerjordar och mängden utbytbar K är ganska stor. Kanske handlar det om konkurrens från Ca eller Mg i upptaget.

Höga fosforhalter i grödorna är mest frekventa i norra Götalands och Svealands slättbygder (kartorna 22a-c i appendix 1). Spridningen är dock stor. I vete är frekvensen av höga halter speciellt stor i västra delen av Sörmland och i östra delen av Östergötland (karta 22a i appendix 1). I havre är halterna tvärtom generellt ganska låga i samma område i Sörmland (karta 22b i appendix 1). Om man jämför med kartan över lättlösligt P (P-AL) stämmer inte heller bilden så bra. P-AL talen är generellt måttligt höga i Mellansverige (karta 7 i appendix 1). De är betydligt högre i Sydsverige där upptaget av P i grödorna dock är mer måttligt. Att sambandet mellan generell marktillstånd och upptag i växten tycks vara så svagt kan bero på att gödslingen själva provtagningsåret kan ha stor betydelse. Skördenivån kan också ha betydelse. Höga skördar ger ofta lägre halter genom s.k. utspädningseffekt.

Jämförelsen mellan omdrev och provtagningsomgångar visar att halterna av Ca, Mg, K, N och P varierar mellan åren (tabell 17a, 18a och 19a). Detta beror på variation i årsmånen, men troligen till viss del också på en viss svårighet att hålla jämn mätnivå vid analyserna. För vete innefattar omdrev 1 prov från 1988 och

1995, för korn bara prov från 1995 och för havre bara från 1988. Kalciumhalten tycks vara lägre i omdrev 2 än i omdrev 1 i alla grödorna. Det är dock för tidigt att uttala sig om trender i grödornas halter eftersom det finns en årsmånsvariation. Lägre halter i omdrev 2 kan bero på att provtagningarna i högre grad råkat ske under år med generellt lägre upptag.

Spårelement i kärna

När det gäller halterna av spårelement skiljer sig grödorna mer åt än vad som är fallet för makroämnena (tabell 14ab, 15ab och 16ab). Havre har högst och korn lägst halter av de flesta av de ämnen som förekom i mätbara halter. Halten av Cu är dock högst i korn. Vete har högre eller för några ämnen samma halt som korn. Vete har lägre halt än havre av alla ämnen utom Cd och Cu. För de för växter livsnödvändiga spårelementen Cu, Mn och Zn är medel- och medianhalter i stort sett desamma, vilket antyder normalfördelning. För likaledes livsnödvändiga Mo och Ni och för de andra spårelementen är detta ej fallet, utan de har en fördelning med fler höga värden än vad som är fallet i en normalfördelning.

Geografiskt är mönstret i kadmiumhalt ungefär detsamma för vete och korn (jämför kartorna 23a och c i appendix 1). Det är dock en tydlig skillnad i nivå med betydligt lägre upptag i korn. Frekvensen av höga halter är störst i östra Mellansverige och i Skåne och lägst i Västergötland och i mellan- och skogsbygderna. Havre följer samma mönster förutom att kadmiumhalterna i Skåne tenderar att relativt vara lägre i denna gröda än i de andra (karta 23b i appendix 1). Detta beror troligen på att upptaget i havre i högre grad än i de andra styrs av pH. Upptaget minskar med ökande pH och blir därför mindre i havre från Skåne eftersom många jordar där har en naturlig kalkhalt. Kopparhalterna i grödorna visar ett ganska samstämmigt mönster (kartorna 24a-c i appendix 1) och är i stora drag korrelerade till kopparhalten i marken (karta 14 i appendix 1). Östra Svealand har hög frekvens av halter över genomsnittet, vilket i hög grad hänger samman med att jordar med hög halt av ler är kopparrika.

När det gäller förändringar över tiden går det ej att påvisa för As, Cr, Pb och V eftersom de flesta värdena ligger under rapporteringsgränsen (tabell 17-19). Även för Co och Cs är jämförelser över tiden osäkra eftersom många värden är under rapporteringsgränsen och merparten av de övriga ligger strax ovanför. Inget av dessa element tillhör dock dem som vi betraktat som obligatoriska i miljöövervakningen utan vi får dem på köpet efter som de ingår utan extra kostnad i de analyspaket som laboratoriet erbjuder.

För Cd finns en tendens till lägre halter i omdrev 2 speciellt i korn (tabell 18a) men också i havre (tabell 19a). Dock är det samtidigt stora variationer inom provtagningsomgångarna i omdrev 2 så det är för tidigt att uttala sig om någon eventuell trend. För Cu, Mn och Zn tenderar halterna att vara lite lägre i omdrev 2 än i omdrev 1, men skillnaderna är ganska små. Halterna av Mo var mycket högre i både vete- och kornkärna från 1995 än de var i provtagningarna före för vete och efter för båda. Orsaken skulle kunna vara analysfel, men det finns ingen antydning i kontrollproverna att mätnivån skulle ha varit betydligt högre detta år. Proverna från 1988 och 1995 analyserades dessutom samtidigt så skillnaden mellan dessa prov-

tagningsomgångar handlar inte om olika mätnivå mellan mättillfällena. Havrekärna provtogs ej 1995 så i det fallet är molybdenhalten lite högre i omdrev 2 än i omdrev 1 (1988). Molybdenhalter i höstveten från två olika försöksserier som redovisas i Kirchmann m.fl. (2009) ligger i medeltal på 1,2 mg/kg (1995-2003) och på 1,5 mg/kg (1950-1970). För Ni bör påpekas att de redovisade halterna förmodligen bara är cirka hälften av totalhalterna (se avsnittet om kvalitetskontrollen i kapitlet Material och metoder). Förutsatt att mätnivån ändå är ganska stabil antyder resultatet att halterna av Ni inte har ändrats nämnvärt mellan omdreven. För Co och Cs finns inga kontroller som visar om det verkligen är totalhalter som mätts. Halten av Sr var lägre i omdrev 2 än i omdrev 1. För detta ämne har inte analyserna från 2001 års prov tagits med eftersom kontrollproverna antydde en avvikande låg mätnivå det året. Framtida analyser får visa om tendensen till minskande halter håller i sig eller om skillnaden mellan omdreven beror på årsmån och eventuella skillnader i mätnivå. Kontrollerna tenderade dock att ligga högre i de två sista mätningarna i omdrev 2 (2:3 och 2:4) än tidigare. Ytterligare en faktor som kan ge variationer i grödornas halter över tiden är sortskillnader i upptag. Frekvensen av olika sorter varierar kanske inte så mycket mellan näraliggande år, men förändras över längre tidsperioder när nya och bättre sorter tas i bruk. Sortuppgifter har samlats in i omdrev 2 för att möjliggöra framtida jämförelser av enskilda sorter över tiden.

Tabell 14a. Elementhalter (mg/kg ts) i höstvetekärna. Statistik för omdrev 2.

Table 14a. Concentrations of elements (mg/kg DM) in winter wheat grain. Statistics for sampling series 2.

	Ca	K	Mg	N ¹	P	As	Cd	Co	Cr
Antal	301	301	301	301	301	301	301	301	301
Min	178	2340	607	1,2	1936	<0,05	<0,003	<0,003	<0,05
Max	775	7089	1679	3,2	5646	0,51	0,239	0,488	0,44
Medelvärde	369	4668	1152	2,0	3705	<0,05	0,047	0,006	<0,05
Stdav.	96	663	150	0,3	561	-	0,029	0,029	-
Percentiler:									
5 %	234	3801	909	1,5	2756	<0,05	0,016	<0,003	<0,05
10 %	264	3935	966	1,6	2981	<0,05	0,019	<0,003	<0,05
25 %	305	4184	1050	1,8	3341	<0,05	0,029	<0,003	<0,05
50 %, medianv.	353	4578	1149	2,0	3730	<0,05	0,041	0,0028	<0,05
75 %	423	5026	1245	2,2	4070	<0,05	0,059	0,0047	<0,05
90 %	497	5546	1339	2,4	4397	<0,05	0,077	0,0084	<0,05
95 %	535	5891	1403	2,4	4540	<0,05	0,091	0,0148	<0,05
Rapp. gräns ²	0	0	0	0	0	299	1	150	296

¹ För N är sorten % av ts

² Antal prov med halt lägre än lägsta rapporteringsgräns

Tabell 14b. Elementhalter (mg/kg ts) i höstvetekärna, fortsättning.

Table 14b. Concentrations of elements (mg/kg DM) in winter wheat grain, continued.

	Cs	Cu	Mn	Mo	Ni	Pb	Sr	V	Zn
Antal	301	301	301	301	301	301	223	300	301
Min	<0,001	1,0	4	0,03	<0,05	<0,04	0,25	<0,01	13
Max	0,0484	7,1	58	3,60	0,849	0,254	6,21	0,97	53
Medelvärde	0,0043	3,9	26	0,68	0,161	<0,04	1,72	<0,01	25
Stdav.	0,0045	1,0	9	0,54	0,140	-	0,84	-	6
Percentiler:									
5 %	<0,001	2,3	12	0,14	<0,05	<0,04	0,68	<0,01	17
10 %	<0,001	2,6	15	0,23	0,05	<0,04	0,81	<0,01	19
25 %	0,0018	3,3	20	0,34	0,07	<0,04	1,15	<0,01	21
50 %, medianv.	0,0032	3,9	26	0,52	0,12	<0,04	1,59	<0,01	24
75 %	0,0052	4,5	31	0,80	0,19	<0,04	2,23	<0,01	29
90 %	0,0092	5,1	39	1,35	0,33	0,060	2,85	<0,01	33
95 %	0,0116	5,6	43	1,66	0,46	0,084	3,13	<0,01	35
Rapp. gräns ¹	39	0	0	0	27	233	0	295	0

¹ Antal prov med halt lägre än lägsta rapporteringsgräns

Tabell 15a. Elementhalter (mg/kg ts) i vårkornkärna. Statistik för omdrev 2.

Table 15b. Concentrations of elements (mg/kg DM) in spring barley grain. Statistics for sampling series 2.

	Ca	K	Mg	N ¹	P	As	Cd	Co	Cr
Antal	303	303	303	303	303	303	302	302	303
Min	225	3623	733	1,2	2013	<0,05	<0,003	<0,003	<0,05
Max	791	9379	1639	2,9	6257	0,20	0,076	0,376	0,08
Medelvärde	412	5458	1221	1,9	4058	<0,05	0,016	0,006	<0,05
Stdav.	91	895	157	0,3	656	-	0,014	0,024	-
Percentiler:									
5 %	278	4274	992	1,4	3078	<0,05	<0,003	<0,003	<0,05
10 %	308	4505	1032	1,5	3281	<0,05	<0,003	<0,003	<0,05
25 %	356	4840	1118	1,6	3594	<0,05	0,006	<0,003	<0,05
50 %, medianv.	402	5351	1216	1,8	4074	<0,05	0,012	<0,003	<0,05
75 %	450	5945	1313	2,1	4484	<0,05	0,022	0,005	<0,05
90 %	521	6548	1440	2,3	4838	<0,05	0,039	0,008	<0,05
95 %	552	7022	1490	2,4	5126	<0,05	0,046	0,011	<0,05
Rapp. gräns ²	0	0	0	0	0	299	43	181	296

¹ För N är sorten % av ts

² Antal prov med halt lägre än lägsta rapporteringsgräns

Tabell 15b. Elementhalter (mg/kg ts) i vårkornkärna, fortsättning.

Table 15b. Concentrations of elements (mg/kg DM) in spring barley grain, continued.

	Cs	Cu	Mn	Mo	Ni	Pb	Sr	V	Zn
Antal	303	303	303	303	303	303	210	302	303
Min	<0,001	1,0	5	0,08	<0,05	<0,04	0,36	<0,01	11
Max	0,0301	12,0	48	3,55	1,29	0,15	4,31	0,61	80
Medelvärde	0,0038	4,4	14	0,63	0,06	<0,04	1,79	<0,01	30
Stdav.	0,0040	1,5	5	0,54	0,11	-	0,71	-	10
Percentiler:									
5 %	<0,001	2,3	8	0,15	<0,05	<0,04	0,82	<0,01	17
10 %	<0,001	2,6	9	0,20	<0,05	<0,04	0,98	<0,01	20
25 %	0,0014	3,3	11	0,30	<0,05	<0,04	1,31	<0,01	24
50 %, medianv.	0,0026	4,3	13	0,44	<0,05	<0,04	1,71	<0,01	29
75 %	0,0045	5,2	16	0,77	0,07	0,043	2,17	<0,01	35
90 %	0,0085	6,2	19	1,24	0,12	0,066	2,70	<0,01	42
95 %	0,0122	6,7	21	1,49	0,15	0,080	3,18	<0,01	46
Rapp. gräns ¹	54	0	0	0	177	217	0	295	0

¹ Antal prov med halt lägre än lägsta rapporteringsgräns

Tabell 16a. Elementhalter (mg/kg ts) i havrekärna. Statistik för omdrev 2.

Table 16a. Concentrations of elements (mg/kg DM) in oat grain. Statistics for sampling series 2.

	Ca	K	Mg	N ¹	P	As	Cd	Co	Cr
Antal	231	231	231	231	231	231	231	231	231
Min	382	3680	764	1,0	2384	<0,05	<0,003	<0,003	<0,05
Max	1122	8758	1706	3,0	5667	0,40	0,288	0,293	0,69
Medelvärde	680	5239	1188	1,8	3923	<0,05	0,029	0,013	<0,05
Stdav.	131	718	145	0,3	607	-	0,030	0,025	-
Percentiler:									
5 %	474	4288	950	1,3	2961	<0,05	0,004	<0,003	<0,05
10 %	522	4456	1019	1,3	3144	<0,05	0,005	<0,003	<0,05
25 %	588	4747	1095	1,5	3529	<0,05	0,011	0,004	<0,05
50 %, median	676	5105	1181	1,7	3910	<0,05	0,022	0,006	<0,05
75 %	760	5625	1283	2,0	4345	<0,05	0,037	0,011	<0,05
90 %	841	6105	1372	2,2	4749	<0,05	0,063	0,026	<0,05
95 %	893	6461	1412	2,4	4933	<0,05	0,083	0,046	<0,05
Rapp. gräns ²	0	0	0	0	0	222	10	43	229

¹ För N är sorten % av ts

² Antal prov med halt lägre än lägsta rapporteringsgräns

Tabell 16b. Elementhalter (mg/kg ts) i havrekärna, fortsättning.

Table 16b. Concentrations of elements (mg/kg DM) in oat grain, continued.

	Cs	Cu	Mn	Mo	Ni	Pb	Sr	V	Zn
Antal	231	231	231	231	231	231	164	231	231
Min	<0,001	1,1	8	0,09	<0,05	<0,04	0,37	<0,01	13
Max	0,117	9,2	99	8,73	9,27	0,10	4,83	0,01	68
Medelvärde	0,014	3,5	43	1,02	1,25	<0,04	2,10	<0,01	30
Stdav.	0,015	1,0	16	0,87	1,33	-	0,79	-	10
Percentiler:									
5 %	0,002	1,9	17	0,21	0,20	<0,04	1,06	<0,01	17
10 %	0,003	2,2	23	0,29	0,26	<0,04	1,19	<0,01	19
25 %	0,006	2,8	33	0,49	0,42	<0,04	1,49	<0,01	23
50 %, medianv.	0,010	3,4	41	0,76	0,76	<0,04	1,95	<0,01	28
75 %	0,016	4,2	54	1,34	1,47	<0,04	2,58	<0,01	37
90 %	0,028	4,7	62	2,03	2,87	0,050	3,20	<0,01	46
95 %	0,032	5,1	69	2,55	4,03	0,058	3,57	<0,01	49
Rapp. gräns ¹	4	0	0	0	1	195	0	222	0

¹ Antal prov med halt lägre än lägsta rapporteringsgräns

Tabell 17a Variation i elementhalter (mg/kg ts) i höstvetekärna. Jämförelse mellan delprovtagningar och omdrev.

Table 17a. Variations in concentrations of elements (mg/kg DM) in winter wheat grain. Comparison between sub-samplings and sampling series.

	Antal ¹	Ca	K	Mg	N ²	P	As	Cd	Co ³	Cr
<i>Medelv.</i>										
1988	125	404	4852	1304	-	3795	<0,05	0,051	0,007	<0,05
1995	278	401	4684	1269	-	3748	<0,05	0,044	0,005	<0,05
2001	78	373	4297	1179	1,9	3846	<0,05	0,048	0,004	<0,05
2003	89	364	4754	1133	2,2	3621	<0,05	0,043	0,006	<0,05
2005	81	403	4821	1168	1,8	3888	<0,05	0,045	0,010	<0,05
2007	53	318	4838	1121	2,2	3358	<0,05	0,057	0,006	<0,05
<u>Omdr. 1</u>	403	402	4736	1280	-	3763	<0,05	0,046	0,005	<0,05
<u>Omdr. 2</u>	301	369	4668	1152	2,0	3705	<0,05	0,047	0,006	<0,05
<i>Medianv.</i>										
1988	125	395	4806	1283	-	3838	<0,05	0,045	0,004	<0,05
1995	278	398	4642	1274	-	3743	<0,05	0,038	0,003	<0,05
2001	78	358	4285	1182	1,9	3852	<0,05	0,044	<0,003	<0,05
2003	89	348	4798	1129	2,2	3648	<0,05	0,038	<0,003	<0,05
2005	81	371	4763	1168	1,9	3882	<0,05	0,041	<0,003	<0,05
2007	53	308	4730	1113	2,2	3351	<0,05	0,044	0,004	<0,05
<u>Omdr. 1</u>	403	398	4684	1276	-	3771	<0,05	0,040	0,003	<0,05
<u>Omdr. 2</u>	301	353	4578	1149	2,0	3730	<0,05	0,041	0,003	<0,05

¹ Maximalt antal. Enstaka bortfall förekommer för en del ämnen pga. felanalys mm.

² För N är sorten % av kg ts

³ Osäkra värden eftersom 19-63 % av värdena sattes till halva rapporteringsgränsen

Tabell 17b. Variation i elementhalter (mg/kg ts) i höstvetekärna, fortsättning.

Table 17b. Variations in concentrations of elements (mg/kg DM) in winter wheat grain, continued.

	Cs ¹	Cu	Mn	Mo	Ni ²	Pb	Sr ³	V	Zn
<i>Medelv.</i>									
1988	0,0051	4,1	31	0,63	0,16	<0,04	1,98	<0,01	29
1995	0,0033	4,0	33	1,70	0,17	<0,04	2,49	<0,01	28
2001	0,0048	4,1	26	0,74	0,16	<0,04	-	<0,01	27
2003	0,0043	3,9	26	0,64	0,14	<0,04	1,77	<0,01	26
2005	0,0040	3,9	27	0,73	0,16	<0,04	1,70	<0,01	23
2007	0,0041	3,7	28	0,55	0,18	<0,04	1,66	<0,01	24
<u>Omdr. 1</u>	0,0039	4,1	32	1,37	0,17	<0,04	2,33	<0,01	28
<u>Omdr. 2</u>	0,0043	3,9	26	0,68	0,16	<0,04	1,72	<0,01	25
<i>Medianv.</i>									
1988	0,0029	4,2	30	0,52	0,10	<0,04	1,91	<0,01	28
1995	0,0025	4,1	31	1,20	0,12	<0,04	2,43	<0,01	26
2001	0,0034	4,0	25	0,58	0,14	<0,04	-	<0,01	26
2003	0,0028	4,0	25	0,47	0,10	<0,04	1,63	<0,01	26
2005	0,0033	4,0	26	0,57	0,12	<0,04	1,62	<0,01	23
2007	0,0033	3,6	27	0,48	0,12	<0,04	1,44	<0,01	24
<u>Omdr. 1</u>	0,0027	4,1	31	0,86	0,11	<0,04	2,26	<0,01	27
<u>Omdr. 2</u>	0,0032	3,9	26	0,52	0,12	<0,04	1,59	<0,01	24

¹ 9-17 % av värdena sattes till halva rapporteringsgränsen (<0,001 mg/kg)

² 6-30 % av värdena sattes till halva rapporteringsgränsen (<0,05 mg/kg)

³ Felaktiva värden från 2001 borttagna

Tabell 18a. Variation i elementhalter (mg/kg ts) i vårkornkärna. Jämförelse mellan delprovtagningar och omdrev.

Table 18a. Variations in concentrations of elements (mg/kg DM) in spring barley grain. Comparison between sub-samplings and sampling series.

	Antal ¹	Ca	K	Mg	N ²	P	As	Cd ³	Co ⁴	Cr
<i>Medelv.</i>										
2001	92	414	5403	1272	1,9	4292	<0,05	0,022	0,004	<0,05
2003	70	386	5666	1146	1,9	3940	<0,05	0,012	0,003	<0,05
2005	95	449	5387	1258	1,8	4204	<0,05	0,013	0,008	<0,05
2007	46	370	5399	1156	1,9	3470	<0,05	0,019	0,006	<0,05
<u>Omdr. 1</u>	283	446	6029	1277	-	4005	<0,05	0,019	0,005	<0,05
<u>Omdr. 2</u>	303	412	5458	1221	1,9	4058	<0,05	0,016	0,006	<0,05
<i>Medianv.</i>										
2001	92	416	5333	1251	1,9	4222	<0,05	0,018	0,002	<0,05
2003	70	376	5532	1118	1,9	3908	<0,05	0,009	0,002	<0,05
2005	95	429	5273	1249	1,7	4115	<0,05	0,010	0,002	<0,05
2007	46	374	5227	1146	1,9	3517	<0,05	0,012	0,005	<0,05
<u>Omdr. 1</u>	283	439	6004	1269	-	4074	<0,05	0,015	0,002	<0,05
<u>Omdr. 2</u>	303	402	5351	1216	1,8	4074	<0,05	0,012	0,002	<0,05

¹ Maximalt antal. Enstaka bortfall förekommer för en del ämnen pga. felanalys mm.

² För N är sorten % av kg ts

³ 4-12 % av värdena sattes till halva rapporteringsgränsen

⁴ Osäkra värden eftersom 33-68 % av värdena sattes till halva rapporteringsgränsen

Tabell 18b. Variation i elementhalter (mg/kg ts) i vårkornkärna, fortsättning.

Table 18b. Variations in concentrations of elements (mg/kg DM) in spring barley grain, continued.

	Cs ¹	Cu	Mn	Mo	Ni ²	Pb	Sr ³	V	Zn
<i>Medelv.</i>									
2001	0,0049	4,7	13	0,58	0,06	<0,04	-	<0,01	34
2003	0,0025	4,1	13	0,59	<0,05	<0,04	1,71	<0,01	28
2005	0,0037	4,4	14	0,69	0,09	<0,04	1,71	<0,01	29
2007	0,0039	4,1	14	0,65	0,05	<0,04	2,08	<0,01	28
<u>Omdr. 1</u>	0,0034	4,5	16	1,18	0,07	<0,04	2,02	<0,01	32
<u>Omdr. 2</u>	0,0038	4,4	14	0,63	0,06	<0,04	1,79	<0,01	30
<i>Medianv.</i>									
2001	0,0035	4,5	13	0,43	<0,05	<0,04	-	<0,01	32
2003	0,0020	4,0	13	0,41	<0,05	<0,04	1,53	<0,01	27
2005	0,0026	4,5	13	0,51	<0,05	<0,04	1,59	<0,01	28
2007	0,0027	4,0	14	0,44	<0,05	<0,04	1,98	<0,01	26
<u>Omdr. 1</u>	0,0022	4,5	16	0,86	<0,05	<0,04	1,90	<0,01	31
<u>Omdr. 2</u>	0,0026	4,3	13	0,44	<0,05	<0,04	1,71	<0,01	29

¹ 9-24% av värdena sattes till halva rapporteringsgränsen (<0,001 mg/kg)

² Osäkra värden eftersom 52-73% av värdena sattes till halva rapporteringsgränsen (<0,05 mg/kg)

³ Felaktiva värden från 2001 borttagna

Tabell 19a. Variation i elementhalter (mg/kg ts) i havrekärna. Jämförelse mellan delprovtagningar och omdrev.

Table 19b. Variations in concentrations of elements (mg/kg DM) in oat grain. Comparison between sub-samplings and sampling series.

	Antal ¹	Ca	K	Mg	N ²	P	As	Cd ³	Co ⁴	Cr
<i>Medelv.</i>										
2001	67	727	4934	1252	1,9	4337	<0,05	0,041	0,013	<0,05
2003	79	606	5272	1119	1,7	3703	<0,05	0,024	0,010	<0,05
2005	45	735	5679	1240	1,6	4093	<0,05	0,022	0,016	<0,05
2007	40	687	5190	1158	1,9	3471	<0,05	0,029	0,014	<0,05
<u>Omdr. 1</u>	206	883	5277	1354	-	4166	<0,05	0,036	0,017	<0,05
<u>Omdr. 2</u>	231	680	5239	1188	1,8	3923	<0,05	0,029	0,013	<0,05
<i>Medianv.</i>										
2001	67	717	4879	1262	1,9	4349	<0,05	0,029	0,006	<0,05
2003	79	611	5140	1115	1,7	3699	<0,05	0,017	0,005	<0,05
2005	45	739	5583	1216	1,5	4213	<0,05	0,018	0,006	<0,05
2007	40	680	5294	1157	1,8	3427	<0,05	0,018	0,009	<0,05
<u>Omdr. 1</u>	206	874	5230	1333	-	4135	<0,05	0,027	0,009	<0,05
<u>Omdr. 2</u>	231	676	5105	1181	1,7	3910	<0,05	0,022	0,006	<0,05

¹ Maximalt antal. Enstaka bortfall förekommer för en del ämnen pga. felanalys mm.

² För N är sorten % av kg ts

³ 0-18 % av värdena sattes till halva rapporteringsgränsen

⁴ 0-19 % av värdena sattes till halva rapporteringsgränsen

Tabell 19b. Variation i elementhalter (mg/kg ts) i havrekärna, fortsättning.

Table 19b. Variations in concentrations of elements (mg/kg DM) in oat grain, continued.

	Cs ¹	Cu	Mn	Mo	Ni ²	Pb	Sr ³	V	Zn
<i>Medelv.</i>									
2001	0,022	3,9	47	1,04	1,44	<0,04	-	<0,01	37
2003	0,011	3,1	38	1,12	1,02	<0,04	1,92	<0,01	25
2005	0,012	3,6	43	0,93	1,33	<0,04	2,39	<0,01	29
2007	0,010	3,5	47	0,89	1,30	<0,04	2,11	<0,01	31
<u>Omdr. 1</u>	0,011	3,7	47	0,87	1,26	<0,04	2,42	<0,01	37
<u>Omdr. 2</u>	0,014	3,5	43	1,02	1,25	<0,04	2,10	<0,01	30
<i>Medianv.</i>									
2001	0,016	4,0	47	0,88	1,10	<0,04	-	<0,01	36
2003	0,009	3,1	36	0,78	0,72	<0,04	1,82	<0,01	23
2005	0,010	3,7	41	0,79	0,76	<0,04	2,50	<0,01	28
2007	0,008	3,3	45	0,64	0,66	<0,04	1,99	<0,01	28
<u>Omdr. 1</u>	0,008	3,7	46	0,74	0,77	<0,04	2,25	<0,01	36
<u>Omdr. 2</u>	0,010	3,4	41	0,76	0,76	<0,04	1,95	<0,01	28

¹ 2-4% av värdena sattes till halva rapporteringsgränsen (<0,001 mg/kg)

² Ett värde sattes till halva rapporteringsgränsen (<0,05 mg/kg)

³ Felaktiva värden från 2001 borttagna

Samband mellan elementhalter i gröda och markens egenskaper

Sambandet mellan halterna av makro- och spårelement i spannmålskärna och de viktigaste markegenskaperna har undersökt med multipel regression. Den så kallade stepwise-proceduren har använts som väljer ut vilka av de markvariabler som testas i regressionsmodellen som tillsammans bäst förklarar variationen i kärnans elementhalter. Sambandet kärna-mark har tidigare undersökts på materialet från omdrev 1 med hjälp av multivariat analys (PLS) och enkla korrelationer (samband kärna-mark för en markegenskap i taget) (Eriksson, m.fl., 2000). I föreliggande rapport har regressionsanalysen gjorts på omdrev 1 och 2 tillsammans för att få maximalt antal observationer.

Vi redovisar här multipla regressionsmodeller med halt av ett ämne i grödan som funktion av ett begränsat urval av grundegenskaper hos marken som pH, lerhalt, humushalt och katjonbyteskapacitet vid pH 7. Markvariabler som visar förekomsten av ett visst ämne i marken togs också med i modellen när regressions sambandet för detta ämne undersöktes (ex. Cd-gröda mot Cd-mark; P i gröda mot P-AL och P-HCl).

Fig. 2a, b och c visar översiktligt hur sambandet mellan ämneshalter i gröda och de markfaktorer de matchas emot i den multivariata analysen ser ut. Determinationskoefficienten (R^2 -värdet) visar hur väl halterna i växten förklaras av de markfaktorer som ingår i regressionsmodellen; exempelvis ett R^2 -värde på 0,50 innebär att markfaktorerna förklarar 50 % av variationen. Staplarna visar hur det totala R^2 -värdet fördelar sig på de olika markfaktorer som kom med i modellen (partiella R^2 -värden). För den markfaktor som har störst partiellt R^2 -värde visar detta dess maximala förklaringsgrad i det aktuella datasetet. För övriga faktorer visar de partiella R^2 -värdena hur mycket av den totala variationen i ämnes halt i grödan som de förklarar utöver det som kan hänföras till den första faktorn. Det betyder att om den första faktorn tas bort ur modellen kan det partiella R^2 -värdet för de andra faktorerna öka om de delvis samvarierar med den borttagna faktorn. Modellens totala R^2 -värde minskar dock alltid om den första faktorn tas bort. I tabell 20 visas också regressionsekvationerna för samma modeller som redovisas i fig. 2a, b och c.

R^2 -värdena är generellt högre för havre än för de andra sädeslagen (fig. 2a, b och c). De är i de flesta fall relativt låga eftersom upptaget i växten också styrs av faktorer som inte ingår i modellen, ex. andra markfaktorer som mineralogi samt väderleksförhållanden, växtsorter mm. R^2 -värdena är generellt lägre för makroämnen än för spårelementen. Speciellt låga är de för kväve och kalium. Kväveupptaget i höstvetete var inte korrelerat till någon av de aktuella markfaktorerna. För kalium fanns mycket svaga samband med några markfaktorer för alla grödor, men notabelt är att utbytbar kalium inte togs med i modellen. Ej heller togs K-AL eller K-HCl med vid test av en alternativ modell. Dessa variabler mättes ej i omdrev 1 så kanske begränsades regressionsanalysen i detta fall av få observationer. Att de inte

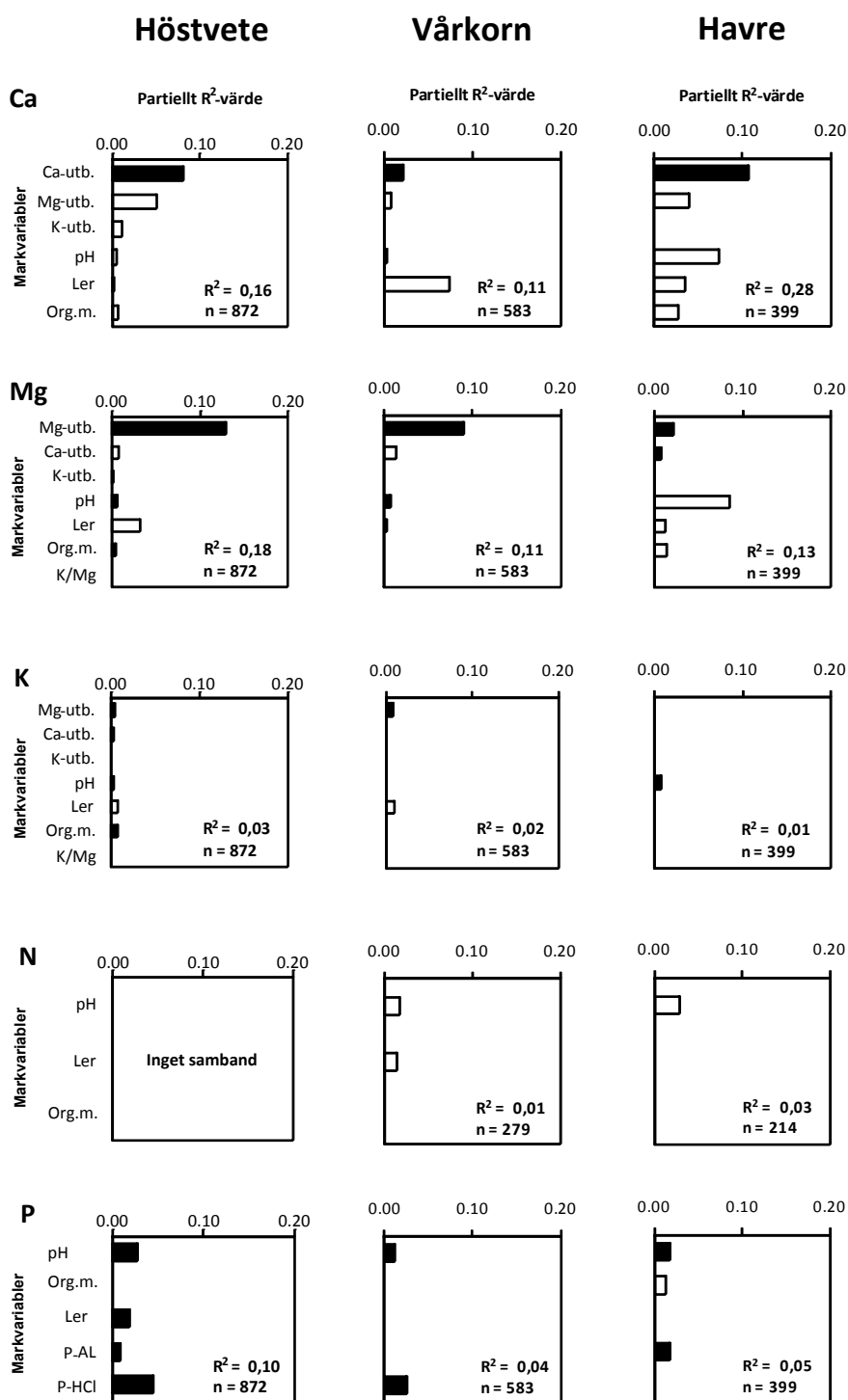


Fig. 2a. Samband mellan halt av makronäringsämnen i kärna och olika markvariabler framtagna med multipel regressionsanalys med Stepwise-metoden. Graden av samband indikeras med staplar som visar hur stor del av regressionsmodellens totala R²-värde som kan hänföras till de testade markvariablerna. Svart = positivt samband. Vitt = negativt samband

Fig. 2a. Relationship between concentrations of macronutrients in grain and various soil variables, produced by multiple regression analysis using the step-wise method. Degree of relationship indicated by bars showing the proportion of the total R² value of the regression model that can be attributed to the soil variables tested. Black = positive relationship. White = negative relationship.

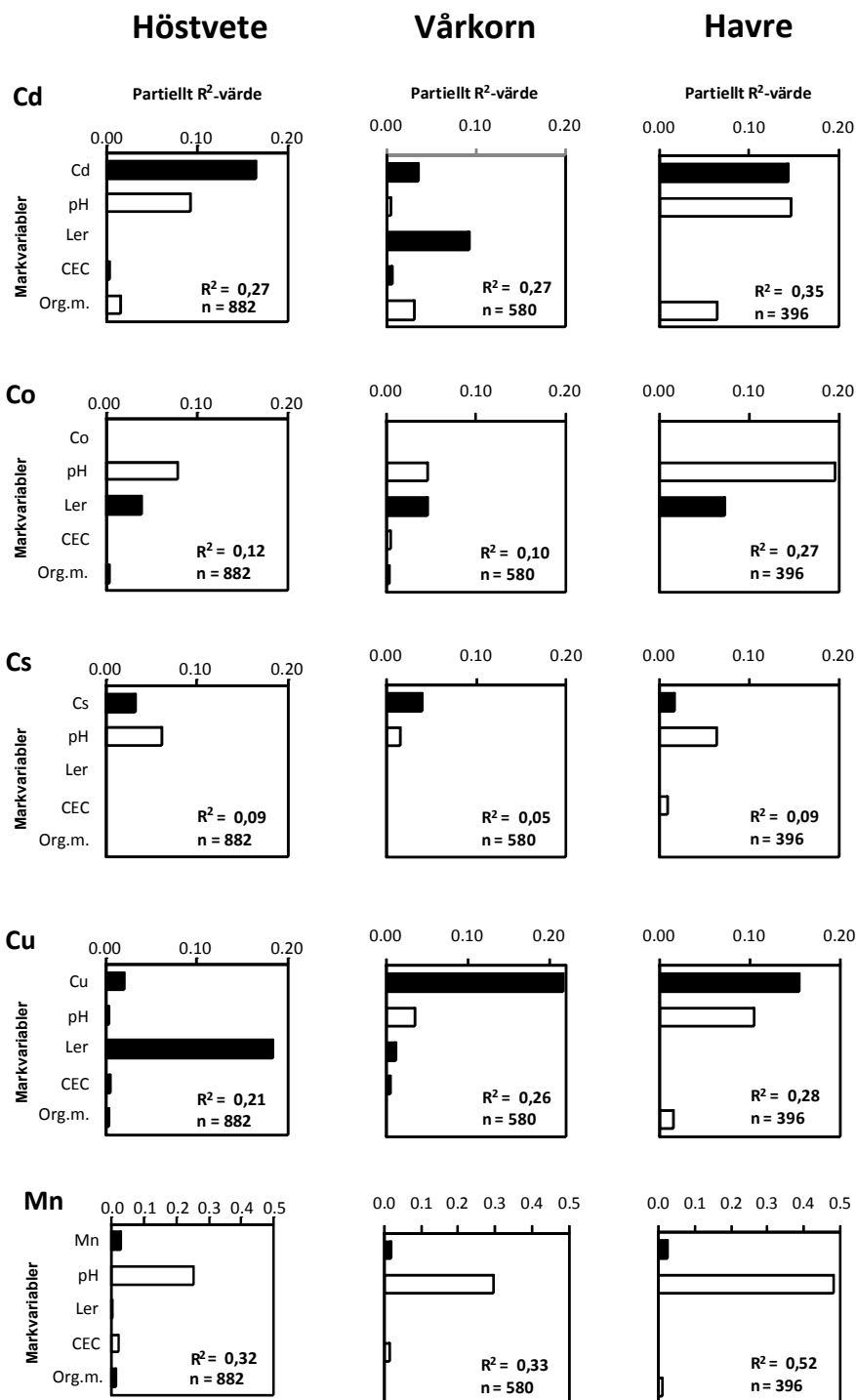


Fig. 2b. Samband mellan halt av spårelement i kärna och olika markvariabler framtagna med multipel regressionsanalys med Stepwise-metoden. Graden av samband indikeras med staplar som visar hur stor del av regressionsmodellens totala R²-värde som kan hänföras till de testade markvariablerna. Svart = positivt samband. Vitt = negativt samband

Fig. 2b. Relationship between concentrations of trace elements in grain and various soil variables, produced by multiple regression analysis using the step-wise method. Degree of relationship indicated by bars showing the proportion of the total R² value of the regression model that can be attributed to the soil variables tested. Black = positive relationship. White = negative relationship

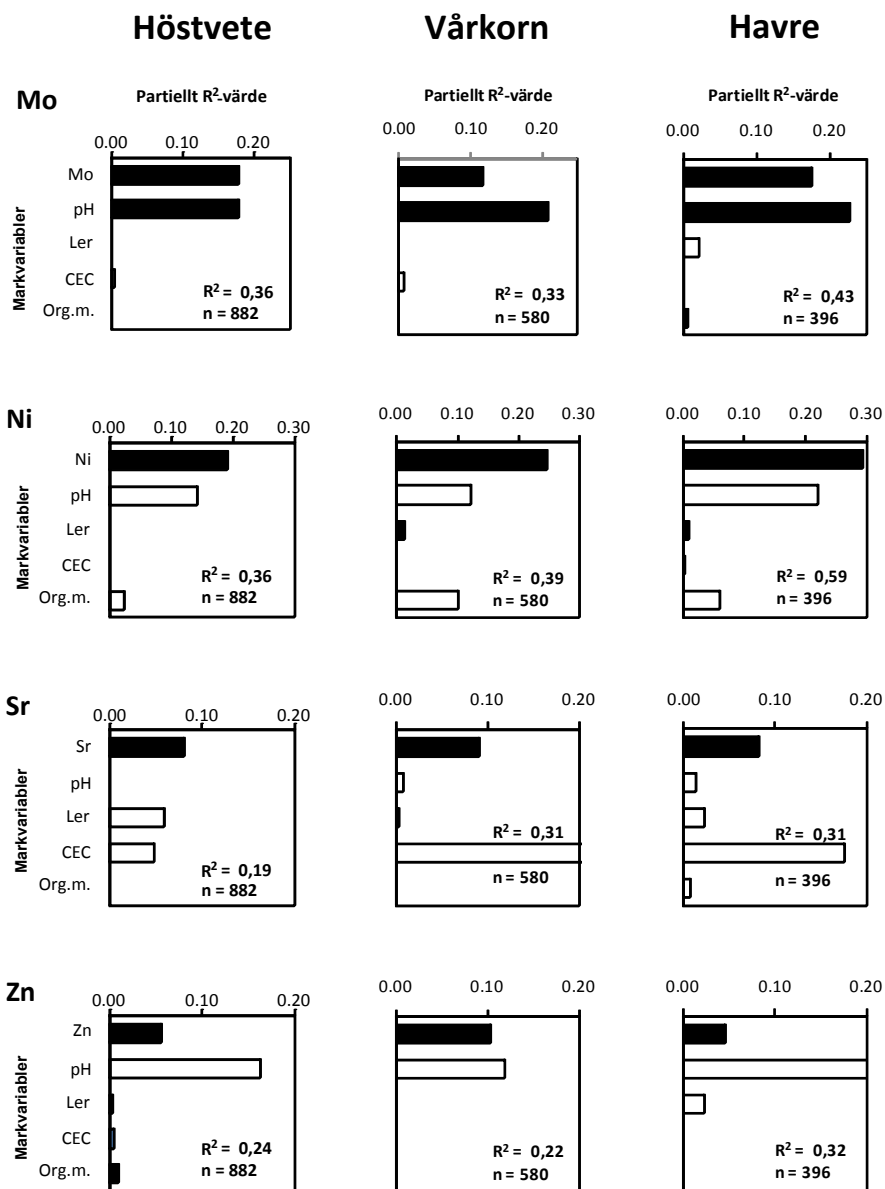


Fig. 2c. Samband mellan halt av spårelement i kärna och olika markvariabler framtagna med multipel regressionsanalys med Stepwise-metoden. Graden av samband indikeras med staplar som visar hur stor del av regressionsmodellens totala R²-värde som kan hänföras till de testade markvariablerna. Svart = positivt samband. Vitt = negativt samband

Fig. 2c. Relationship between concentrations of trace elements in grain and various soil variables, produced by multiple regression analysis using the step-wise method. Degree of relationship indicated by bars showing the proportion of the total R² value of the regression model that can be attributed to the soil variables tested. Black = positive relationship. White = negative relationship.

Tabell 20. Regressionsekvationer för modellerna i Fig 2a-c. log = 10-logaritmerade värden.
 Table 20. Regression equations for the models in Fig 2a-c. log = log₁₀-values.

Höstvete

logCa_kärna = 2,53 + 0,20*logCa - 0,060*logMg - 0,050*logK - 0,18*pH - 0,0006*ler
 - 0,074*logorgm

logMg_kärna = 3,01 - 0,045*logCa + 0,10*logMg - 0,013*logK + 0,019*pH - 0,001*ler
 + 0,026*logorgm

logK_kärna = 3,61 - 0,019*logCa + 0,018*logMg + 0,18*pH - 0,0006*ler + 0,011*logorgm

logN_kärna = Inget samband

logP_kärna = 3,33 + 0,012*pH + 0,00074*ler + 0,028*logP-AL + 0,056*P-HCl

logCd_kärna = -0,029 + 0,57*logCd - 0,15*pH + 0,093*logCEC*pH7 - 0,23*logorgm

logCo_kärna = -1,59 + -0,16*pH + 0,004*ler + 0,14*logorgm

logCs_kärna = -1,57 + 0,24*logCs - 0,16*pH

logCu_kärna = 0,44 + 0,073*logCu - 0,017*pH + 0,002*ler + 0,124*logCEC*pH7 - 0,044*logorgm

logMn_kärna = 2,09 + 0,13*logMn - 0,32*logCEC*pH7 - 0,11*pH + 0,17*logorgm + 0,0009*ler

logMo_kärna = -1,65 + 0,42*logMo - 0,15*logCEC*pH7 + 0,27*pH

logNi_kärna = 0,29 + 0,75*logNi - 0,27*pH - 0,35*logorgm

logSr_kärna = 0,11 + 0,56*logSr - 0,44*logCEC*pH7 - 0,005*ler

logZn_kärna = 1,65 + 0,15*logZn - 0,059*pH + 0,0006*ler - 0,15*logCEC*pH7 - 0,089*logorgm

Vårkorn

logCa_kärna = 2,59 + 0,15*logCa - 0,040*logMg - 0,013*pH - 0,001*ler

logMg_kärna = 3,08 - 0,038*logCa + 0,065*logMg + 0,0093*pH - 0,00031*ler

logK_kärna = 3,77 + 0,026*logMg - 0,00085*ler

logN_kärna = 0,38 - 0,017*pH - 0,00055*ler

logP_kärna = 3,40 + 0,012*pH + 0,071P-HCl

logCd_kärna = -1,10 + 0,43*logCd - 0,10*pH + 0,004*ler + 0,41*logCEC*pH7 - 0,67*logorgm

logCo_kärna = -1,90 - 0,96*pH + 0,006*ler - 0,30*logCEC*pH7 + 0,29*logorgm

logCs_kärna = -2,15 + 0,26*logCs - 0,086*pH

logCu_kärna = 0,66 + 0,18*logCu - 0,051*pH + 0,0008*ler + 0,074*logCEC*pH7

logMn_kärna = 1,86 + 0,062*logMn - 0,11*pH - 0,12*logCEC*pH7

logMo_kärna = -2,06 + 0,33*logMo - 0,18*logCEC*pH7 + 0,33*pH

logNi_kärna = -0,34 + 0,48*logNi - 0,22*pH - 0,21*logorgm + 0,004*ler

logSr_kärna = 0,22 + 0,76*logSr - 0,64*logCEC*pH7 - 0,044*pH - 0,001*ler

logZn_kärna = 1,73 + 0,15*logZn - 0,085*pH

Havre

logCa_kärna = 3,29 + 0,32*logCa - 0,080*logMg - 0,087*pH - 0,0017*ler - 0,21*logorgm

logMg_kärna = 3,43 + 0,037*logCa + 0,039*logMg - 0,049*pH - 0,00081*ler - 0,064*logorgm

logK_kärna = 3,67 + 0,0078*pH

logN_kärna = 0,41 - 0,028*pH

logP_kärna = 3,71 + 0,019*pH - 0,046*logorgm + 0,038P-AL

logCd_kärna = 1,78 + 0,88*logCd - 0,38*pH - 0,66*logorgm

logCo_kärna = -0,38 - 0,31*pH + 0,006*ler

logCs_kärna = -1,03 + 0,26*logCs - 0,13*pH - 0,26*logCEC*pH7

logCu_kärna = 1,01 + 0,18*logCu - 0,10*pH - 0,10*logorgm

logMn_kärna = 2,90 + 0,084*logMn - 0,23*pH - 0,12*logorgm

logMo_kärna = -1,87 + 0,39*logMo + 0,29*pH - 0,003*ler + 0,13*logorgm

logNi_kärna = 1,78 + 0,58*logNi - 0,37*pH + 0,003*ler + 0,21*logCEC*pH7 - 0,71*logorgm

logSr_kärna = 0,50 + 0,69*logSr - 0,10*pH - 0,004*ler - 0,27*logCEC*pH7 - 0,16*logorgm

logZn_kärna = 2,04 + 0,16*logZn - 0,12*pH - 0,003*ler

kommer med i dessa modeller behöver dock inte betyda att de inte påverkat grödans tillväxt. Även om kopplingen mellan kaliumhalt i kärna och kaliumtillståndet i marken är ganska svagt kan markens kaliumtillstånd ha haft stor betydelse i en tidigare mer vegetativ tillväxtfas. Även för N i kärna, som också bara mättes i om-drev 2, kan det ha varit svårare att hitta samband av samma orsaker som för kalium. De obefintliga till svaga korrelationen kan också bero på att växternas tillgång på dessa ämnen i högre grad styrs av hur man gödslat under provtagningsåret än av markegenskaperna. Fosfor har något högre R^2 -värden, vilket förmodligen speglar att detta ämne binds hårdare i marken och att dess tillgänglighet i högre grad styrs av pH och jordart trots att det tillförs genom gödsling. Halterna av Ca och Mg är korrelerade till marktillståndet i högre grad än N, P och K. Framförallt ökar upptaget med halten av respektive ämne i utbytbar lätt växttillgänglig form. De motverkar också varandra; upptaget av Ca tenderar att minska med ökande halt utbytbar Mg och upptaget av Mg tenderar att minska med ökande halt utbytbar Ca. I havre minskar också upptaget av båda ämnena med ökande pH. Detta är svårt att förklara. Högre pH innebär högre basmättnadsgrad, vilket innebär mer utbytbar Ca och Mg. Varken för Mg eller för K i kärna kom markens K/Mg-kvot med i modellen om markvariablerna utbytbar Mg och K testades modellen. Dock var fallet så om de senare ej togs med.

Spårelementhalterna är i de flesta fall starkare korrelerade till markegenskaperna (Fig. 2a, b och c). Att alla spårelement som analyserats inte redovisas här beror på att halterna kärna för de saknade elementen i de flesta fall ej var mätbara. Även för Co och Cs låg halterna i kärna i ett antal fall under rapporteringsgränsen. Dessa analyser fick ett värde motsvarande halva rapporteringsgränsen, men detta ger osäkerhet i regressionsanalysen, vilket kan vara en bidragande orsak till generellt låga R^2 -värden. De ämnen i kärna som var tydligast korrelerade till markegenskaperna var Ni och Mn. Som tidigare nämnts, är det tveksamt om de uppmätta halterna i kärna verkligen är totalhalterna för Ni. Att det blev ett tydligt samband mellan Ni i kärna och markegenskaperna tyder på att de uppmätta Ni-halterna ändå är korrelerade med totalhalterna. För många spårelement var halten i kärna starkast korrelerat till halten av samma ämne i marken. Undantaget var Co där halten i marken inte kom med alls i regressionsmodellerna och Mn där pH var den helt dominerande faktorn. För Mn liksom för de flesta av de redovisade ämnena sjunker halterna i kärna med ökande pH. Undantaget är Mo som förekommer som anjon (MoO_4^{2-}), medan de andra ämnena föreligger i katjonform i marken. Ökat pH ökar den negativa laddningen på de strukturer på markpariklarna där spårelement binds vilket ökar bindningen av katjoner och minskar anjonbindningen. Att mangans löslighet är starkt pH-beroende är väl känt i jordbruket. Högt pH innebär risk för manganbrist speciellt om jorden är relativt grovkorning (Jordbruksverket, 2009). Sambandet mellan pH och löslighet innebär att kalkning kan leda till brist på mikronäringsämnen om halterna i marken är låga, medan det för ett oönskat ämne som Cd kan bidra till en önskvärd minskning av dess biotillgänglighet.

Övriga markegenskaper som testades kom med i modellerna i varierande grad, men förklarade ofta en väldigt liten del av variationen i kärnans spårelementhalter. Halten av Sr i kärna var dock tydligt negativt korrelerad till katjonbyteskapaciteten

(CEC). Detta beror troligen på att Sr och Ca är kemiskt närbesläktade och därför kan vara antagonistiska vid upptaget i växten. Hög CEC innebär oftast hög halt av utbytbart Ca. Om CEC byttes mot utbytbart Ca togs Ca med i regressionsmodellen, men förklaringsgraden blev lägre. Om båda togs med betydde CEC mest, vilket antyder att även utbytbart Mg och kanske K kan påverka Sr-upptaget.

Vi har också undersökt modeller där halterna av varje element körs mot alla uppmätta markegenskaper. Resultatet är dock ganska svårtolkat eftersom många markegenskaper samvarierar. Att halterna i grödan av två spårelement samvarierar beror ofta mer på att de förekommer naturligt eller anrikats i samma miljö, eller att de inte gör det om sambandet är negativt, än att de påverkar varandra i upptaget. Regressionsanalys där alla markvariabler testades gav ungefär samma bild som den som framkom vid den multivariata analysen i Eriksson, m.fl. (2000) och vi hänvisar därför vidare till denna rapport.

Driftsinriktningens påverkan på markens egenskaper

I Eriksson m.fl. (1997) gjordes en ansats att undersöka hur driftsinriktningen påverkar markens egenskaper. Det var dock ganska svårt att få fram några entydiga resultat eftersom driftsinriktningen också är kopplad till marktyp, klimatförhållanden, traditioner mm. Skillnader i markegenskaper mellan driftsinriktningar kan därför bero på att de i hög grad är knutna till vissa marktyper och geografiska områden. Ett sätt att komma runt detta är att så långt möjligt jämföra driftsinriktningar inom ett avgränsat område och man kan också minska skillnader genom att snäva in urvalet med tanke på exempelvis lerhalt och halt organiskt material.

En sådan strategi var utgångspunkten i den utvärdering som redovisas här. Trots att vi slog ihop data från båda provtagningsomgångarna visade det sig dock snart vara ganska svårt att komma så mycket längre än vi gjorde för 10 år sedan (Eriksson, m.fl., 1997). Under dessa 10 år har det skett en påtaglig omstrukturering av jordbruket. Mellan 1995 och 2005 minskade antalet mjölkor med 18 % och antalet övriga nötkreatur med 6 % (Jordbruksstatistisk årsbok, 2006). Antalet sugor och galtar (smågrisproduktion) minskade med 23 % och antalet slaktsvin med 9 %. Det har också skett en påtaglig koncentration av djurproduktionen till större gårdar. Av tabell 21 att döma har det också skett en arealmässig koncentration. Tabellen visar genomsnittligt antal djur av olika slag, omräknat till djurenheter per ha på de gårdar som miljöövervakningens provpunkter hörde till vid provtagnings-tillfället. Antalet djurenheter per ha har ökat påtagligt, speciellt i smågrisproduktionen där det fördubblats. Detta tillsammans med färre antal djur återspeglas i att antalet provpunkter på gårdar med smågrisproduktion minskade från 65 till 7.

Tabell 21. Antal djurenheter per ha på djurgårdar med olika driftsinriktning i omdrev 1 och omdrev 2.

Table 21. Number of stock units per ha on animal farms with different enterprises in sampling series 1 and sampling series 2.

Driftsinriktning	Omdrev 1		Omdrev 2	
	Antal	Djurenh./ha	Antal	Djurenh./ha
211 Mjölkkor	843	0,51	418	0,85
212 Köttdjur	202	0,35	209	0,68
213 Nötkreatur, blandat	56	0,39	45	0,57
231 Smågrisar	65	0,97	7	1,84
232 Slaktsvin	43	0,98	20	1,17
233 Svin, blandat	68	0,83	29	1,17

Denna minskning är dock större än den teoretiskt borde vara, vilket får tillskrivas slumpfaktorn i urvalet.

En konsekvens av denna utveckling för utvärdering av hur driftsinriktningen påverkar markens egenskaper blir att det tenderar att bli för få observationer från framförallt svingårdar när urvalet snävas in för att få jämförbarhet mellan inriktningar. En annan är att byte av driftsinriktning innebär att gruppering av jordar i olika kategorier blir mindre renodlad. I exempelvis gruppen med provpunkter från gårdar som numera är specialiserade på spannmålsodling kan komma att ingå ett antal punkter som under lång tid varit påverkade av djurhållning.

En annan intressant fråga i detta sammanhang är också hur koncentrationen av djurhållningen påverkat stallgödselhanteringen. Förmodligen har mängden stallgödsel som sprids per hektar ökat med ökande djurtäthet, men troligen har man också löst problemet genom kontrakt på spridning på växtodlingsgårdar i grannskapet. Om det sprids på granngårdarna, vilket är önskvärt ur miljösynpunkt, kommer även detta på sikt att ge en påverkan på eventuella provpunkter på gårdar som inte direkt framgår av gårdarnas klassning efter driftsform.

I tabellerna 22a-c redovisas det slutliga resultatet av bearbetningarna av materialet för att få fram eventuella effekter på marken av olika driftsinriktningar. För att få tillräckligt många observationer inom varje driftsinriktning slogs data från de två omdreven ihop. Jämförelserna gjorde i huvudsak på basis av de största av de 8 produktionsområden som används i jordbruksstatistiken. Data redovisas också för Skåne län eftersom det är jordbruksintensivt med många provpunkter inom ett ganska begränsat geografiskt område. För att homogenisera urvalet av provpunkter en aning togs bara jordar med mindre än 8 % organiskt material med och de olika områdena delades upp geografiskt och efter lerhalt. Resultatet visar att det finns några tendenser som är relativt genomgående i de undersökta områdena.

pH i matjorden var i nästan alla fall lägre på nötkreatursgårdar än på växtodlingsgårdar och svingårdar. Lägre pH i nötkreaturssystem än i växtodlingssystem

Tabell 22a. Driftsinriktningens påverkan på några markegenskaper. Endast jordar med en halt organiskt material lägre än 8 % ingår.

Table 22. Effect of farm type on some soil characteristics. Only soils with organic matter content lower than 8% are included.

Urval	Antal	pH	Org.m.	Ler	P-AL	P-HCl	Cd	Cu	Zn
			% ts	% ts	mg/100 g	mg/kg ts			
Skåne									
11 Jordbruksväxter	337	6,8	3,1	16	13,3	70	0,26	10,1	50
21 Nötkreatur	123	6,4	4,1	11	13,5	94	0,28	9,1	55
23 Svin	57	6,7	3,6	17	17,5	89	0,27	12,5	58
111 Spannmål mm,	157	6,8	3,2	18	13,1	70	0,28	11,1	55
211 Mjölkcor	81	6,4	4,1	11	13,4	97	0,28	9,0	55
212 Kötttdjur	24	6,3	4,4	10	14,2	94	0,33	9,2	59
231 Smågrisar	17	6,7	3,4	13	19,8	95	0,28	11,8	57
232 Slaktsvin	16	6,4	3,8	18	15,9	93	0,24	11,3	62
Götalands södra slättbygder, Skåne									
11 Jordbruksväxter	250	6,9	3,0	17	13,3	66	0,27	10,7	51
21 Nötkreatur	32	6,7	3,4	15	14,3	83	0,25	9,5	55
23 Svin	30	6,9	3,3	19	19,3	79	0,24	10,3	55
111 Spannmål mm,	121	6,8	3,2	18	13,4	69	0,28	11,5	54
211 Mjölkcor	20	6,5	3,5	14	12,6	81	0,22	8,1	49
212 Kötttdjur	3	7,1	3,7	19	23,9	98	0,35	13,4	79
231 Smågrisar	10	7,0	3,0	11	23,4	94	0,30	10,2	56
232 Slaktsvin	7	6,8	3,8	23	15,5	69	0,23	11,5	62
Götalands norra slättbygder, Östergötland									
11 Jordbruksväxter	113	6,8	3,6	34	10,5	71	0,27	19,1	73
21 Nötkreatur	43	6,4	4,1	38	6,9	66	0,24	17,3	72
23 Svin	12	7,1	3,5	26	11,9	70	0,27	16,9	62
111 Spannmål mm,	85	6,8	3,6	36	10,5	72	0,27	20,7	77
211 Mjölkcor	34	6,4	4,1	40	7,3	67	0,24	18,0	74
212 Kötttdjur	6	6,3	4,5	38	5,7	69	0,26	17,0	75
231 Smågrisar	4	7,1	3,6	25	9,7	75	0,28	19,5	69
232 Slaktsvin	4	7,1	3,6	28	12,4	70	0,24	15,5	60
Götalands norra slättbygder, Västergötland									
11 Jordbruksväxter	190	6,5	3,8	25	6,4	62	0,16	10,7	52
21 Nötkreatur	126	6,3	4,3	20	6,2	70	0,17	11,1	51
23 Svin	35	6,7	3,5	27	7,6	66	0,17	13,8	59
111 Spannmål mm,	155	6,5	3,8	27	6,3	63	0,14	10,2	53
211 Mjölkcor	99	6,3	4,3	21	6,6	69	0,17	11,3	52
212 Kötttdjur	21	6,2	4,4	18	4,8	72	0,16	11,1	48
231 Smågrisar	8	6,6	3,2	25	8,6	73	0,14	11,7	54
232 Slaktsvin	14	6,7	3,8	27	7,3	66	0,21	17,1	64

Tabell 22b. Driftsinriktningens påverkan på några markegenskaper, fortsättning.
 Table 22b. Effect of farm type on some soil characteristics, continued.

Urval	Antal	pH	Org.m.	Ler	P-AL	P-HCl	Cd	Cu	Zn
			% ts	% ts	mg/100 g				
Götalands norra slättbygder, < 15 % ler									
11 Jordbruksväxter	74	6,4	3,4	8	9,0	67	0,15	9,3	35
21 Nötkreatur	63	6,2	4,0	8	7,3	73	0,16	9,7	36
23 Svin	10	6,6	3,4	8	9,8	61	0,16	10,2	32
111 Spannmål mm.	48	6,4	3,3	8	8,1	68	0,14	8,6	34
211 Mjölkcor	47	6,2	4,0	9	7,7	70	0,16	9,8	37
212 Kött djur	12	6,2	4,2	8	5,8	83	0,17	10,4	39
231 Smågrisar	3	6,5	3,2	7	7,8	63	0,13	8,3	27
232 Slaktsvin	5	6,6	3,8	7	8,3	56	0,16	11,3	31
Götalands norra slättbygder, ≥ 15 % ler									
11 Jordbruksväxter	228	6,7	3,9	35	7,4	65	0,21	15,3	67
21 Nötkreatur	106	6,4	4,4	35	5,8	66	0,21	14,5	68
23 Svin	37	6,8	3,5	32	8,4	69	0,21	15,8	68
111 Spannmål mm.	191	6,7	3,9	36	7,5	65	0,20	15,2	69
211 Mjölkcor	86	6,5	4,4	35	6,2	68	0,21	14,7	70
212 Kött djur	15	6,2	4,6	34	4,3	62	0,19	14,1	66
231 Smågrisar	9	6,9	3,4	31	9,4	77	0,20	16,2	70
232 Slaktsvin	13	6,8	3,8	35	8,5	71	0,24	18,9	75
Götalands skogsbygder, östra halvan									
11 Jordbruksväxter	31	6,1	3,9	18	7,8	63	0,15	11,7	49
21 Nötkreatur	220	6,1	4,8	11	11,6	90	0,16	9,7	51
23 Svin	6	6,1	5,4	18	14,8	88	0,17	14,9	49
111 Spannmål mm.	16	6,1	3,9	25	8,6	64	0,17	14,8	50
211 Mjölkcor	147	6,1	4,7	11	11,4	87	0,16	9,8	51
212 Kött djur	67	6,1	5,2	10	12,3	96	0,17	9,6	49
231 Smågrisar	2	6,3	5,4	9	4,5	76	0,16	10,4	47
232 Slaktsvin	2	5,8	6,0	5	12,6	106	0,13	9,1	46
Götalands skogsbygder, västra halvan									
11 Jordbruksväxter	49	6,0	4,1	18	7,0	78	0,16	10,0	52
21 Nötkreatur	261	6,0	4,8	12	9,3	86	0,19	10,0	47
23 Svin	13	6,2	3,9	11	12,5	111	0,18	10,0	50
111 Spannmål mm.	23	6,1	4,1	21	6,7	71	0,17	10,2	52
211 Mjölkcor	165	6,1	4,7	12	9,5	86	0,18	9,8	47
212 Kött djur	81	6,0	4,8	12	8,9	88	0,20	10,0	49
231 Smågrisar	4	5,8	5,1	16	11,6	87	0,18	9,6	47
232 Slaktsvin	6	6,1	3,3	10	13,2	133	0,21	11,2	53

Tabell 22c. Driftsriktningens påverkan på några markegenskaper, fortsättning.
 Table 22c. Effect of farm type on some soil characteristics, continued.

Urval	Antal	pH	Org.m.	Ler	P-AL	P-HCl	Cd	Cu	Zn
			% ts	% ts	mg/100 g				
Svealands slättbygder, <15 % ler									
11 Jordbruksväxter	53	6,1	3,2	9	7,4	61	0,16	11,0	46
21 Nötkreatur	32	6,3	3,9	10	9,0	71	0,18	11,0	45
23 Svin	3	6,4	3,1	8	5,8	51	0,13	6,1	30
111 Spannmål mm.	36	6,1	3,2	10	7,4	63	0,16	11,1	45
211 Mjölkcor	26	6,2	3,8	9	9,6	72	0,18	11,2	43
212 Kötttdjur	4	6,6	4,1	11	4,8	72	0,19	10,8	48
231 Smågrisar	0	-	-	-	-	-	-	-	-
232 Slaktsvin	2	6,3	3,5	7	6,5	52	0,12	5,5	28
Svealands slättbygder, ≥ 15 % ler									
11 Jordbruksväxter	398	6,4	4,0	41	8,8	76	0,25	24,2	91
21 Nötkreatur	190	6,3	4,3	36	7,7	73	0,23	21,4	83
23 Svin	32	6,4	3,9	41	9,6	79	0,25	23,2	96
111 Spannmål mm.	338	6,4	4,0	42	8,9	76	0,25	24,9	94
211 Mjölkcor	148	6,3	4,2	36	7,6	74	0,23	21,2	83
212 Kötttdjur	25	6,3	4,8	36	7,4	68	0,23	20,6	81
231 Smågrisar	10	6,7	3,3	44	12,0	83	0,28	27,7	105
232 Slaktsvin	7	6,4	3,4	36	6,1	68	0,20	20,4	78

har också konstateras i de svenska bördighetsförsöken (Mattsson, 1996). Ofta hade svingårdarna de högsta halterna. Skillnaden är tydligast när den genomsnittliga nivån ligger vid eller strax under pH 7, men jämnas ut i områden där nivån ligger kring pH 6. Halten organiskt material var genomgående högst på gårdar med nötkreatur. Även detta har konstaterats i bördighetsförsöken (Carlgren & Mattsson, 2001) och är förmodligen i första hand en effekt av vallodlingen. I Eriksson m.fl. (1997) kunde vi påvisa att halten organiskt material i provpunkterna ökade med ökande vallandel på de gårdar de hörde till. Vallodling tenderar att öka halten organiskt material eftersom den innebär mindre jordbearbetning och därmed mindre exponering hos markens humusförråd för nedbrytning. Även stallgödseltillförseln bidrar till ackumuleringen, men detta borde i ännu högre grad kunna gälla svinproduktionen i alla fall om det verkligen är så att djurintensiteten per hektar där är större. Någon entydig trend att halten organiskt material skulle vara högre på svingårdar än på växtodlingsgårdar finns dock inte.

En intressant observation när det gäller halten organiskt material, som dock inte redovisas i tabellerna, är att den i jordar på vilka det ofta odlas potatis i de aktuella områden ofta är 0,5 -1 procentenheter lägre än de är på jordar på vilka det huvudsakligen odlas spannmål. Detta gällde dock inte i Skåne. Lägre humushalt i potatisjordar kan kopplas till den mer intensiva jordbearbetningen (kupning, upptagning) och att potatis ofta odlas på sandiga jordar som inte har så stor kapacitet att binda

humusämnen på partikelytorna och bygga in det i aggregat och på så vis göra det mindre åtkomligt för nedbrytning.

Lerhalten i matjorden (kolumn 4 i tabellerna 21a-c) påverkas inte av driftsinriktningen utan det är i så fall snarare så att driftsinriktning styrs av jordarten. Det kan också bli ett skenbart samband mellan jordart och driftsinriktning på grund av att en viss driftsinriktning kan vara mer frekvent i ett visst område på grund av t.ex. klimatiska förutsättningar och att en viss typ av jordart dominerar i detta område. I det redovisade materialet är den tydligaste tendensen att gårdar med nötkreatursdrift verkar ligga på jordar med något lägre lerhalter än de med andra driftsinriktningar. Kanske ligger de mer i randområdena till lerslätterna. Östergötlands slättbygder avviker dock i detta avseende.

Fosfortalen tenderar att vara högre på svingårdar än på gårdar specialiserade på jordbruksväxter. Speciellt tydligt är detta för P-AL. Undantaget är jordar med >15 % ler i Svealands slättbygder, men det kan bero på slumpen eftersom det bara finns data från tre svinproducerande gårdar. Nötkreatursgårdar har i många fall lägre genomsnittligt P-AL-tal än både växtodlings- och svingårdar samtidigt som P-HCl-talen i några fall är högre. Detta kan kanske bero på att pH ofta är lite lägre på nötkreatursgårdar än på de andra gårdstyperna. Lösligheten hos fosfor, som indikeras av P-AL, minskar med sjunkande pH. P-HCl-talen är oftast, men inte alltid högre på djurgårdarna än växtodlingsgårdarna, vilket troligen är kopplat till hög djurintensitet och nettotillskott av fosfor från inköpt foder via stallgödseln. Kadmiumhalterna skiljer sig ofta ganska lite mellan olika produktionsinriktningar och i de fall där det är skillnader är det svårt att se några generella mönster. Det samma gäller koppar och zink även om variationen i medelvärdena kanske är större än för Cd. I Eriksson m.fl. (1997) tyckte vi oss se en tendens till högre halter av Cu och Zn i matjordsprov från svingårdar som skulle kunna bero på tillförsel via mineraltillskott i fodret, men så var det inte konsekvent i det här redovisade materialet. Detta utesluter som sagt inte att en sådan effekt finns utan kan bero på att det fanns systematiska skillnader från början mellan marker på gårdar med olika produktionsinriktning och att omstruktureringen av jordbruket gör att en del gårdar som vid provtagningen klassades som växtodlingsgårdar tidigare kan ha haft djurhållning under lång tid.

Slutsatser och diskussion kring programmets fortsättning

Resultaten ovan antyder inte några större förändringar i markens status mellan perioderna 1988-1997 (huvudsakligen 1994-1995) och 2001-2007. Detta är inte heller att förvänta efter så kort tid för de flesta av de aktuella variablerna. Av diskussionen tidigare framgår att de variabler som ligger närmast till för att förändras kanske är pH och P-AL-talet åtminstone om kalkförbrukningen och fosforgödslingen fortsätter att vara låg. Det finns också farhågor för utarmning av livsnöd-vändiga spårelement. Höga skördar innebär ett stort uttag av dessa som speciellt på rena växtodlingsgårdar inte kompenseras genom gödsling i någon högre grad. Detta kan så småningom leda till sjunkande halter i mark och gröda. Eftersom vi i miljöövervakningen mäter nära totalhalterna i marken så visar sig kanske en eventuell sådan effekt först i grödproverna om det framförallt är den lättlösliga fraktionen i marken som minskar.

Det är viktigt att hålla i minnet att den yttäckande rikskarteringen av åkermark är ett långsiktigt projekt. Även om en markegenskap är på väg att förändras på grund av att yttre förutsättningar förändras kan det ta tid innan det går att påvisa det för många av de här undersökta variablerna. Det handlar dels om hur snabbt förändringen sker, men här kommer ju också det faktum in att det finns osäkerhetsfaktorer i provtagning, provpreparering och (som tidigare diskuterats i rapporten) i analyserna. När det gäller grödor så sker en utveckling av sorter och brukningsmetoder som kan påverka innehållet av näringsämnen och spårelement. Som också framgår ovan är det svårt att hålla en konstant nivå i analyserna över tiden. Detta ger upphov till systematiska skillnader i uppmätta värden mellan provtagningsomgångar, som lätt kan förväxlas med verkliga förändringar. Detta är tyvärr oundvikligt och ett välkänt fenomen i denna typ av övervakningsprogram.

Det är dock viktigt att trots detta fortsätta programmet som planerat med provtagning av varje punkt vart 10:e år. Om man har relativt täta omprovtagningar kommer sådana förändringar som beror på olika osäkerhetsfaktorer att ta ut varandra över tiden. När man plottar värdena på en tidsaxel varierar nivån upp och ned men om det finns en trend kommer den ändå att framträda. Tilläggas kan att ett sätt att verifiera en möjlig trend som man tycker sig se i ett material är att plocka ut en antal representativa arkiverade prov från olika provtagningsomgångar och analysera om dem i en och samma körning. Då rensar man bort brus som beror på olika mätnivåer vid olika tidpunkter förutsatt att den aktuella egenskapen inte påverkas av lagringen av proverna. En sådan omanalys av utvalda prov planeras för att se om det trots allt finns någon skillnad i P-AL och P-HCl mellan omdreven.

För att kunna utvärdera vilka skillnader mellan provtagningsomgångar som är artefakter och vilka som är verkliga är det också viktigt att fortsätta med de kontrollprover som hittills inkluderats i provserierna vid analys. Med hjälp av dessa kan man rensa resultaten från eventuella skillnader som bara beror på systematiska skillnader i mätnivå. Kontrollproverna är också väldigt viktiga för att kontrollera att analyserna verkar riktigt utförda vid leverans av data. Indikationer på problem i

kontrollprovdata har flera gånger föranlett omanalys av delar av eller hela provserier.

I denna rapport redovisas ingen statistisk analys av skillnaderna mellan omdreven. Vi körde s.k. t-test för att se om det fanns några signifikanta skillnader mellan omdrev 1 och omdrev 2. Det blev signifikanta skillnader i flera fall. Ett skäl till detta är att det är lätt att påvisa att en skillnad är signifikant med många observationer (ca 3000 mot 2000 när man jämför matjordsdata från de båda omdreven). pH i matjorden visade sig till exempel vara signifikant lägre i omdrev 2 än i omdrev 1 trots att det avrundade värdet i tabell 3 i båda fallen är 6,3. I detta fall var en skillnad på 0,06 pH-enheter statistiskt signifikant. Att en sådan liten skillnad blev signifikant beror på att spridningen kring medelvärdet för pH är ganska snäv. För andra variabler är den större. Detta visar att man vid statistisk analys inte bara måste undersöka om en skillnad är statistisk signifikant utan också bedöma om den är tillräckligt stor för att vara intressant eller inte. Så är inte fallet med den lilla skillnaden i pH. Den är i samma storleksordning som mätfelet och förmodligen mindre än den variation man har i fält beroende på när på säsongen man provtar. Till det faktum att man lätt får signifikans på små skillnader med många observationer kommer i miljöövervakningen också problemet med varierande nivå över tiden i analysvärdena. Detta ger också signifikanta skillnader som dock är rena artefakter. Av dessa skäl har vi därför avstått från att redovisa statistisk analys i denna rapport. Risken är för stor att den misstolkas.

Vid utvärderingen av kommande omdrev då chansen är större att några variabler påtagligt hunnit förändras blir det mer motiverat att redovisa signifikanser. Även om det alltid är en bedömningsfråga vad man drar för slutsatser av en signifikant skillnad gäller inte detsamma för en skillnad som inte är signifikant. Man kan inte resonera sig till att en skillnad som inte kan beläggas statistiskt är en sannolik skillnad. Om kontrollerna entydigt visar att det är en viss procentuell skillnad i mätnivå mellan två omdrev kan man justera upp eller ned värdena från det ena omdrevet i motsvarande mån innan man gör den statistiska analysen. Om man då får en statistiskt signifikant skillnad kan man vara mer säker på att det skett en faktisk förändring. Som tidigare nämnts kanske man också får göra en omanalys av ett urval av arkiverade prov från olika provtagningstidpunkter om man riktigt säkert vill fastställa en förändring.

Som framgått tidigare var det svårt att påvisa effekter av olika driftsinriktningar. Man kan jämföra med ett enkelt kontrollerat försök. Om man vill studera effekten av t.ex. något organiskt jordförbättringsmedel väljer man ut en försöksyta som verkar så homogen som möjligt och delar upp den i fyra block. Varje block delas upp i två rutor, en ogödslad och en där man lägger på jordförbättringsmedlet. Vilken ruta som gödslas i varje block låter man slumpen avgöra. När man så småningom mäter skörden kommer den att variera både mellan rutorna som ej gödslats inbördes och mellan dem som gödslats inbördes. Detta beror på att det finns skillnader i markegenskaper mellan rutorna, att växtbestånden etablerat sig olika bra i olika rutor, att man spridit jordförbättringsmedlet ojämnt och på andra sätt inte gjort exakt på samma sätt i varje ruta. All sådan okontrollerad variation mellan rutor med samma behandling innebär att det blir svårare att avgöra om en eventu-

ellt högre medelskörd i rutorna som tillförts jordförbättringsmedel beror på att detta höjer skörden eller om det bara blev så av en slump. Om försöksytan är jämn och man varit noggrann vid skötseln av försöket får man en liten okontrollerad variation mellan lika behandlingar och kan med statistik visa att ganska små skördeökningar med största sannolikhet beror på jordförbättringsmedlet. Om man däremot valt en väldigt ojämn försöksyta och skött försöket slarvigt krävs det att jordförbättringsmedlet har en rejält skördehöjande effekt för att kunna utesluta att ökningen inte bara beror på slumpen. Att jämföra effekten av driftsinriktningar är lite som att ha en väldigt ojämn försöksyta. Det finns skillnader i jordart, lokalklimat, förhistoria mm. som både kan dölja faktiska skillnader mellan driftsinriktningar och som kan ge skillnader som inte har med driftsinriktning att göra.

Jämförelser av driftsinriktningar bör dock underlättas när man i fortsättningen återkommer till samma provplatser och kan jämföra plats för plats. Man eliminerar då sådana skillnader i nuvarande tillstånd som beror på skiljda naturliga förutsättningar och haltskillnader som beror på annat än att den aktuella markegenskapen faktiskt förändrats. Med detta kommer man dock inte ifrån den del av osäkerheten som beror på att driftsinriktningen kan ha ändrats från en provtagning till en annan. För att hantera detta krävs att vi har bättre kontroll på hur driftsinriktningen förändras över tiden. Detta blir lättare att hantera när vi nu etablerat ett nät av fasta provpunkter. Det räcker dock förmodligen inte med att ta fram dessa uppgifter vart 10:e år i samband med provtagning utan dessa uppgifter bör tas fram med tätare mellanrum för att man ska ha bra koll på hur påverkan på marken ser ut och veta mer exakt när driftsinriktningen eventuellt ändrats. När man i senare omdrev ska utvärdera driftsinriktningens betydelse kan man då välja ut och jämföra de platser som haft en någorlunda konstant inriktning under en längre tid. Önskvärt hade varit att kunna jämföra eventuella skillnader i påverkan på marken mellan konventionell och ekologisk odling. Detta gick dock inte att genomföra eftersom vi inte fick fram uppgifter om dessa odlingstyper i tid. De flesta gårdar som odlar ekologiskt har gått över till denna odlingsform efter 1995 (Jordbruksverket, 2008). Det betyder att det inte är sannolikt att eventuell påverkan på markegenskaperna av denna odlingsform ännu hunnit bli så stor att den kan påvisas i miljöövervakningsdata. Möjligheterna att upptäcka eventuella skillnader bör dock vara goda i nästa omdrev, men även i detta fall krävs en mer kontinuerlig uppföljning av när omläggning till ekologisk odling skedde och hur driftsinriktning varierat över tiden.

Även om det medfört problem vid utvärderingen bör det dock också framhållas att en fördel med att nya provpunkter togs i omdrev 2 är att vi nu har data från sammanlagt mer än 5 000 provpunkter. Eftersom förändringarna i markegenskaper är ganska små kan man slå ihop dataseten från båda omdreven. Detta ger en databas med ganska hög upplösning, vilket vi bland annat utnyttjat vid de kartor som presenteras i denna rapport. Det innebär också att det går att ta fram representativa data även för ganska lokal nivå i de mest intensiva jordbruksdistrikten, se även www-jordbruksmark.slu.se. Man bör dock komma ihåg att kartorna som presenteras avser att visa regionala mönster snarare än faktiska värden på detaljnivå.

Programmet ska under 2010 revideras. Det innebär att man ser över programmets upplägg och hur detta överensstämmer med den efterfrågan eller krav som finns från andra avnämare. Det kan vara stöd till andra myndigheter liksom utveckling av modeller för att beräkna växtnäringsförluster.

Erkännande

Ett stort tack till alla som på olika sätt bidragit till att genomföra projektet.

- Annette Andersson på SLU:s upphandlingsenhet som hjälpte till med upphandlingen av de externa utförare som anlätades i projektet
- Gerda Ländell med medarbetare på Statistiska Centralbyrån som gjorde urval av provpunkter och försåg oss med data om driftsinriktning mm. och som i övrigt på ett förtjänstfullt sätt hjälpte till att lösa problem som dök upp under projektets gång
- Lars Danielsson, som fungerade som samordnare och kontaktperson, och all övrig personal vid landets olika Hushållningssällskap som genomförde provtagningen
- Annika Hansson och andra vid före detta Provcentralen och nuvarande Växtnäringslaboratoriet Inst. f mark och miljö som utförde provberedning och distribuerade proverna till de olika laboratorierna. Annika gjorde också en del av analyserna.
- Roland Edelbro, Rickard Hernell och Lars- Gunnar Omberg och övriga medarbetare vid ALS Scandinavia AB i Luleå och dess föregångare som utförde analys av jord- och växtprov
- Björn Gustavsson och Thomas Olsson och övriga medarbetare vid Eurofins Food & Agro Sweden AB och dess föregångare som utförde analys av jordprov
- Mohammad Bigee, Johan Sonesson och övriga medarbetare vid f d HS Miljölab som utförde analys av jordprov 2001 och 2003
- Inger Juremalm och övriga medarbetare vid Växtnäringslaboratoriet, Inst. f mark och miljö vid SLU som gjorde analyser 2005 och 2007
- Christina Öhman och övriga medarbetare vid Markfysiklaboratoriet, Inst. f mark och miljö vid SLU som gjorde texturanalyser
- Gunilla Hallberg och andra vid Inst. f mark och miljö som med många nyttiga småtjänster bidragit till projektet
- Ingrid Öborn, Inst. f. Växtproduktionsekologi för värdefulla synpunkter på manuskriptet
- Mary McAfee som översatte delar av texterna till engelska
- De lantbrukare som ställde sin mark till förfogande och därmed bidrog till att möjliggöra projektet
- och sist men inte minst Lena Nerkegård och andra på Naturvårdsverket för gott samarbete och finansiering av projektet.

Litteraturförteckning

Burrough, P. A. & McDonnell, R. A. 1998. Principles of Geographical Information Systems. Oxford University Press, UK, 333 s.

Carlgren, K. & Mattsson, L. 2001. Swedish Soil Fertility Experiments. Acta Agric. Scand., Sect. B, Soil and Plant Sci. 51, 49-76.

de Smith, M. J., Goodchild, M. F. & Longley, P. A. 2007. Geospatial analysis: a comprehensive guide to principles, techniques and software tools. Matador, Leicester, UK, 394 s.

Ekström, G. 1953. Åkermarkens matjordstyper. I: Atlas över Sverige, nr 63-64. Svenska sällskapet för antropologi och geografi. Stockholm.

Eriksson, J., Andersson, A. & Andersson, R. 1997. Tillståndet i svensk åkermark. Naturvårdsverket, rapport 4778.

Eriksson, J., Andersson, A., & Andersson, R. 1999. Åkermarkens matjordstyper. Naturvårdsverket, rapport 4955.

Eriksson, J., Nilsson, I. & Simonsson, M. 2005. Wiklanders marklära. Studentlitteratur.

Eriksson, J., Stenberg, B., Andersson, A. & Andersson, R. 2000. Tillståndet i svensk åkermark och spannmålsgröda – jordartens betydelse för markegenskaper, samband markfaktorer och elementhalter i kärna. Naturvårdsverket, rapport 5062.

Haak, E. 1991. Kalkning av fastmarksjordar. Växtpressen nr 2, s. 12-13.

Jordbruksstatistisk årsbok, 200X. Jordbruksstatistisk årsbok med data om livsmedel. Årlig publikation från Statistiska centralbyrån.

Jordbruksverket, 2009. Riktlinjer för gödning och kalkning 2010. Jordbruksinformation 13 -2009. Jordbruksverket.

Jordbruksverket, 2008. Den ekologiska odlingens utveckling under senare år. Vad visar tillgänglig statistik? Statistik från Jordbruksverket. Statistikrapport 2008:2.

Kirchmann, H., Mattsson, L. & Eriksson, J. 2009. Trace element concentrations in wheat grain – results from the Swedish long-term soil fertility experiments and national monitoring program. Environmental Geochemistry and Health 31, 561-571.

KLS, 1965. Kungliga Lantbruksstyrelsens kungörelse med (5) bestämmelser för undersökning av jord vid statens lantbrukskemiska kontrollanstalt och lantbrukskemisk kontrollstation och lantbrukskemisk station med av staten fastställda stadgar. Kungliga Lantbruksstyrelsens kungörelser m.m., Nr 1.

Löfgren, S., Cory, N., Zetterberg, Larsson, P-E. & Kronnäs, V. 2009. The long-term effects of catchment liming and reduced sulphur deposition on forest soils and runoff chemistry in southwest Sweden. *Forest Ecology and Management* 258, 567-578.

Mattsson, L. 1996. Växtnäringsförsök 1995. Skörderesultat med växt- och jordanalyser. SLU, Inst. f. markvetenskap, Avd. för växtnäringslära, Rapport specialnr. 6, Uppsala.

Mäkelä-Kurtto, R., Eurola, M. & Laitonen, A. 2007. Monitoring programme of Finnish arable land. Aqua regia extractable trace elements in cultivated soils in 1998. *Agrifood Research Reports* 104. MTT Agrifood Research, Finland.

SCB, 2007. Försäljning av kalk för jord- och trädgårdsbruk, sjöar, vattendrag och skog 2006. *Statistiska meddelanden MI 30 SM 0703*.

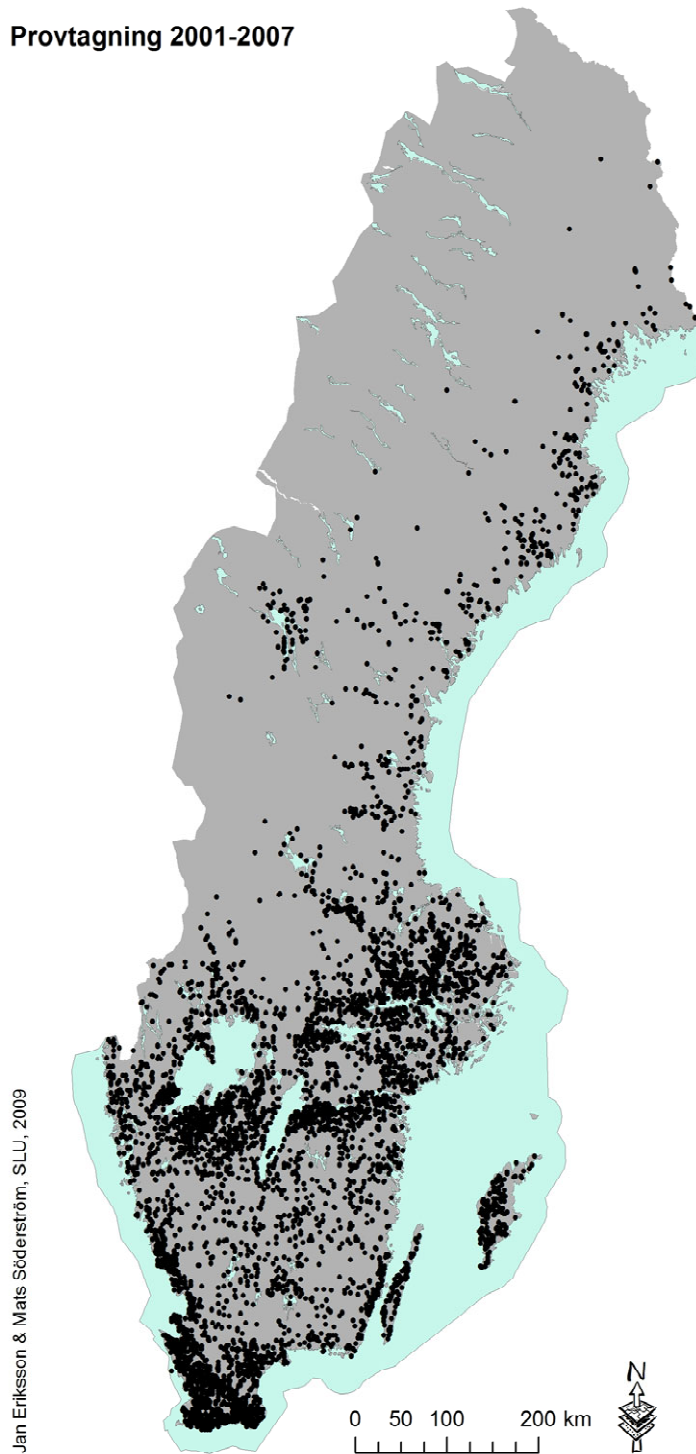
SNFS, 1994. Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket. *Statens naturvårdsverks författningssamling, SNFS 1994:2, MS 72*.

SNFS, 1998. Statens naturvårdsverks föreskrifter om ändring i kungörelsen (SNFS 1994:2) med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket – *Statens naturvårdsverks författningssamling, SNFS 1998:4*.

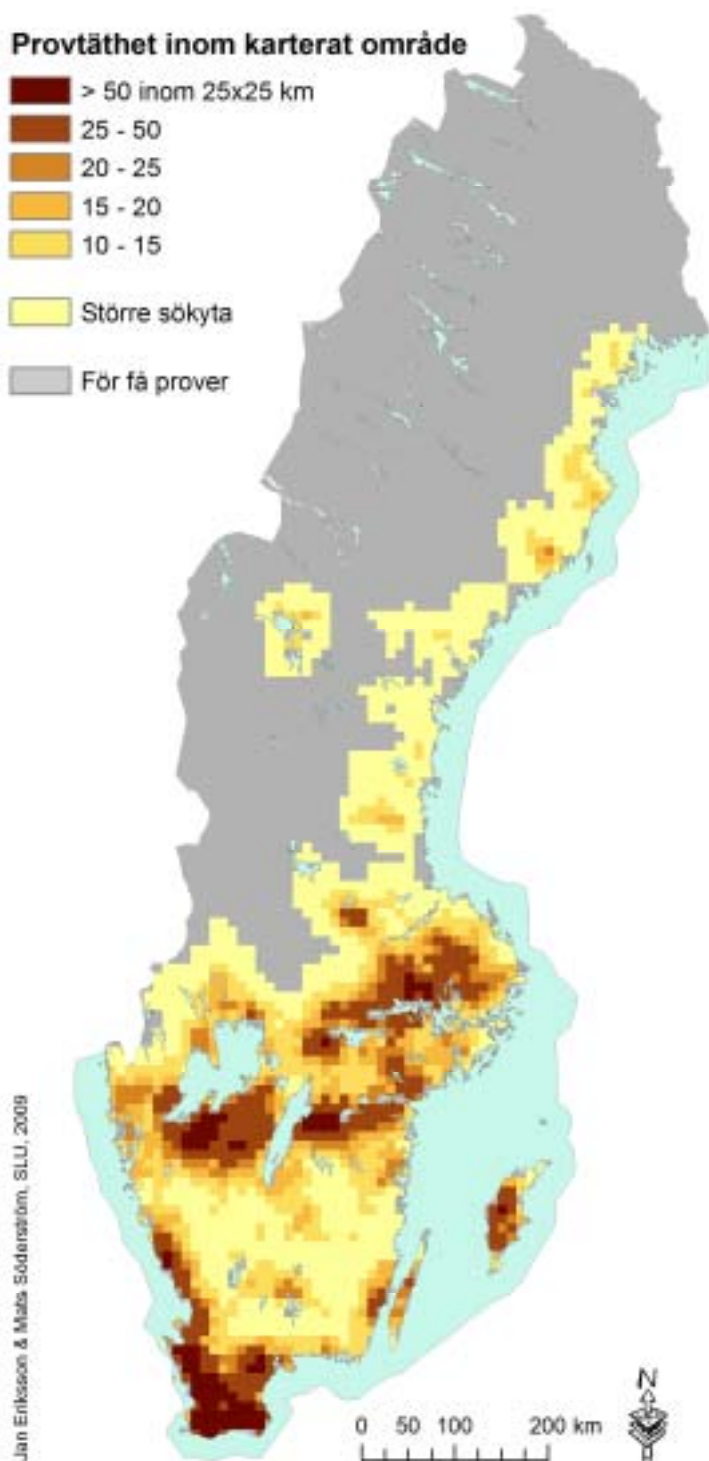
Söderström M., 2008. Traditionell markkartering i precisionsodling: sammanställning av markkarteringsstatistik 1998-2002. *Precisionsodling Sverige, POS Teknisk rapport 15*. Institutionen för mark och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet, 47 s.

Appendix 1. Kartor

Provtagning 2001-2007

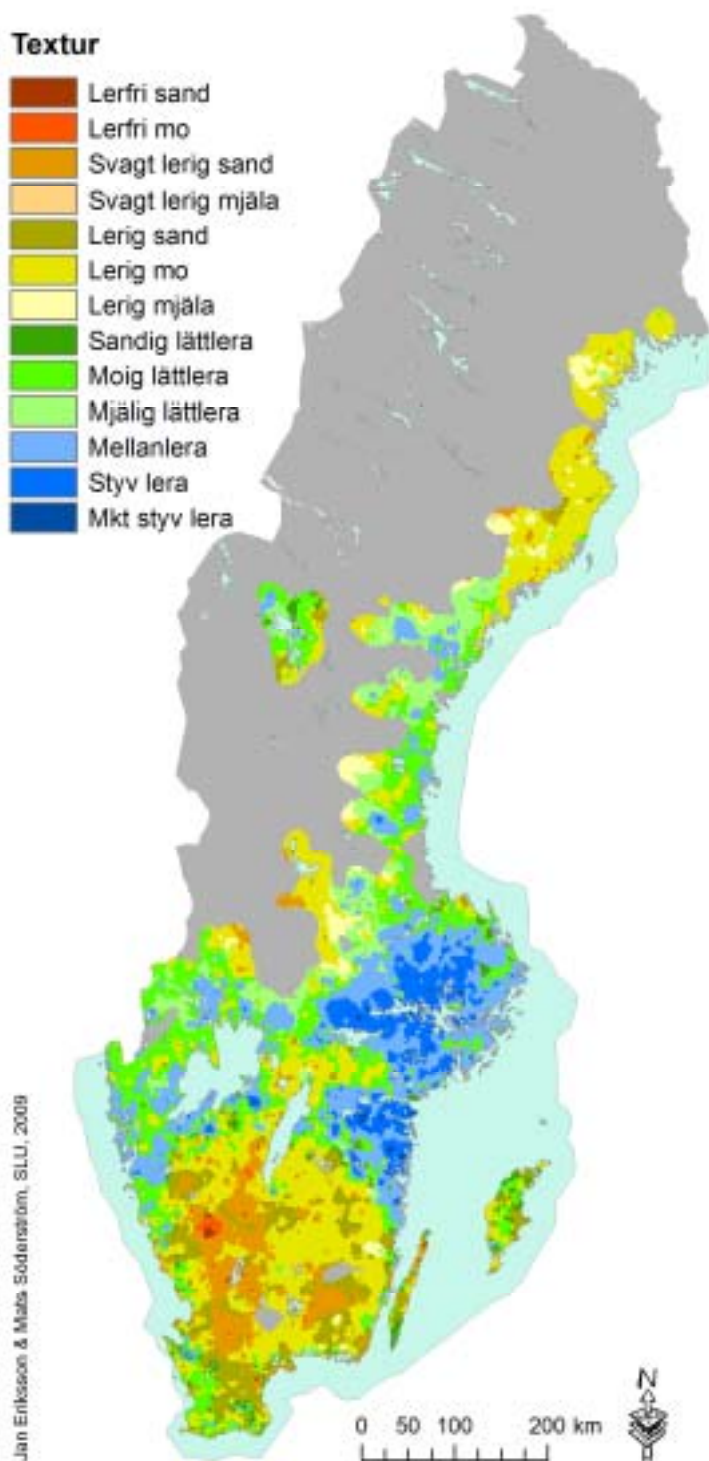


Karta 1a. Provpunkternas fördelning i provtagningsomgång 2.
Map 1a. Distribution of sampling points in sampling series 2.



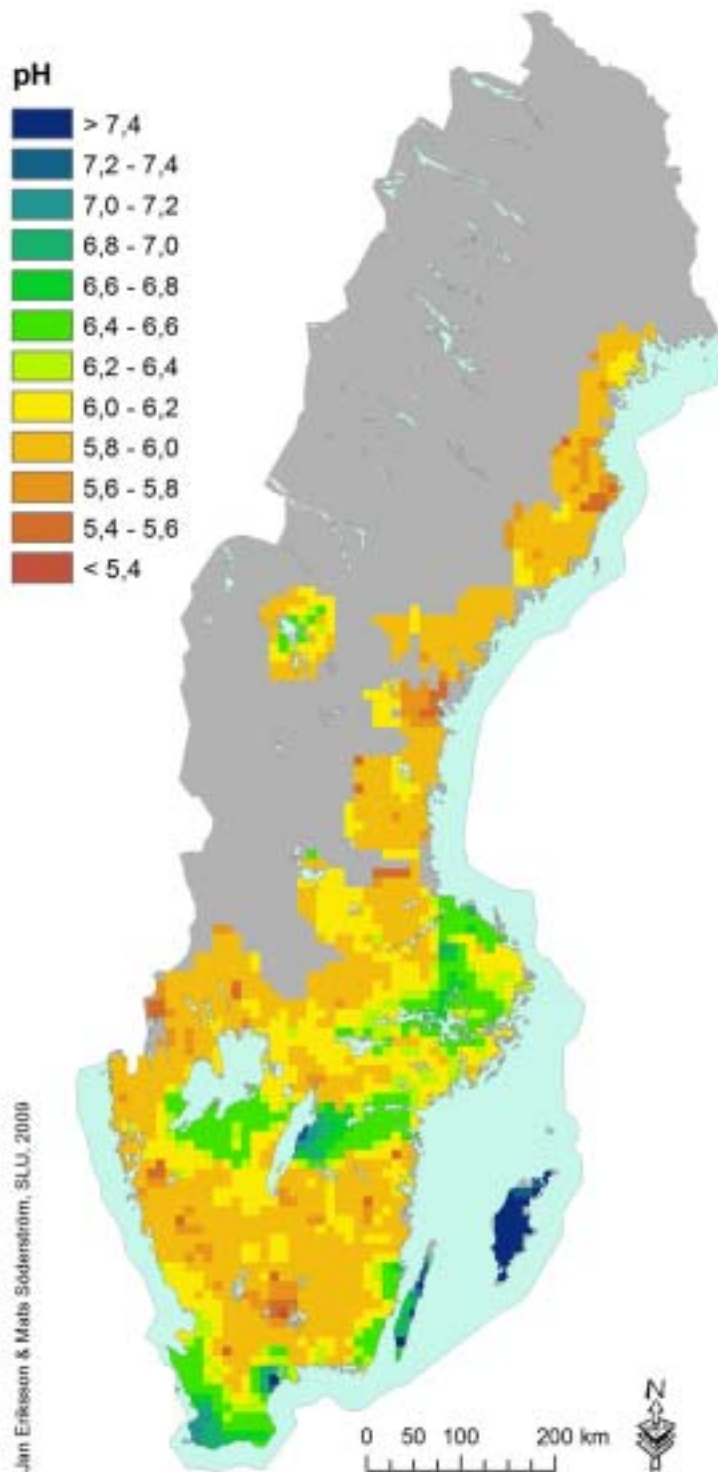
Karta 1b. Provpunkternas fördelning – provtagningsomgångarna sammanslagna. I områden med liten andel jordbruksmark (gul färg) har sökytan 50x50 km använts (se avsnitt om karteringsmetodik).

Map 1b. Distribution of sampling points – sampling series combined. In areas with a small proportion of agricultural land (coloured yellow), a search square of 50x50 km was used (see section on mapping methodology).

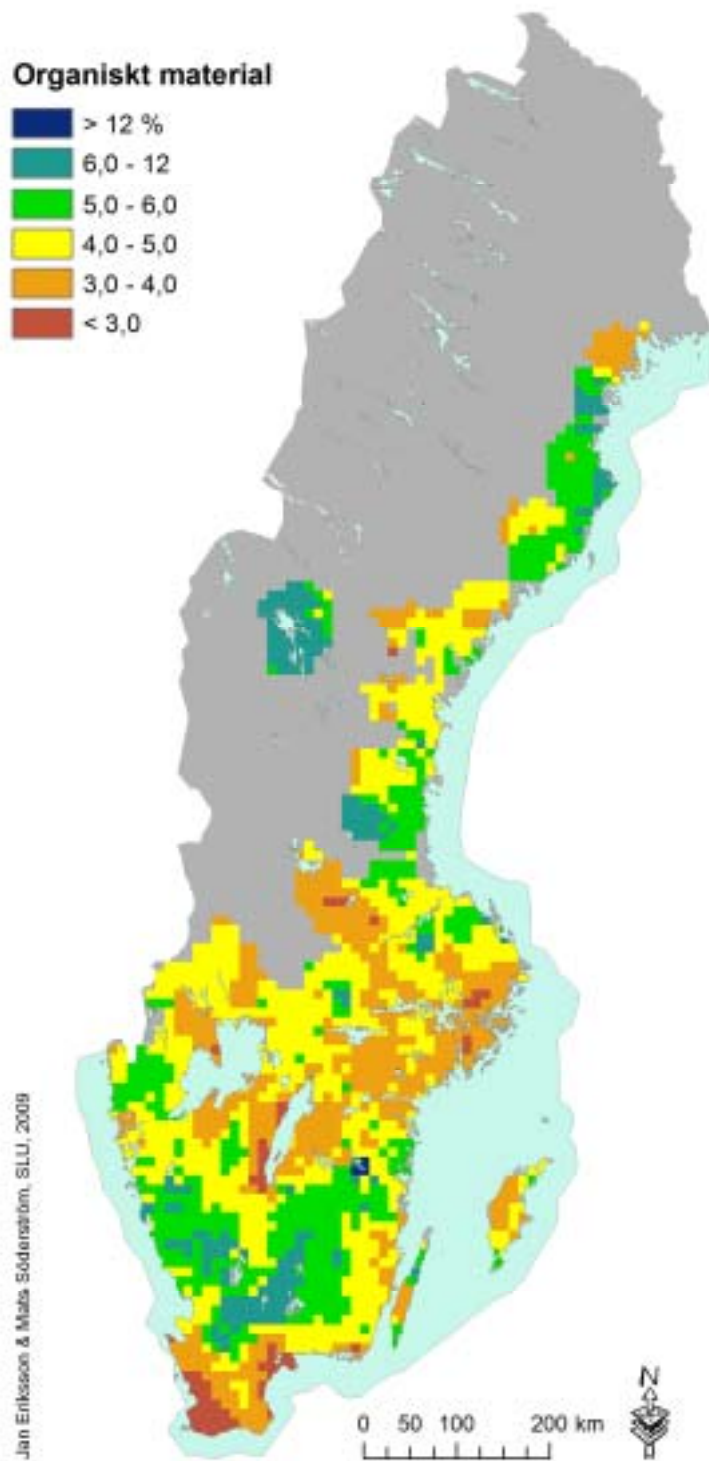


Karta 2. Geografisk variation i dominerande mineraljordart i matjorden enligt svensk klassificering. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 4 954.

Map 2. Geographical variation in the dominant mineral soil texture in the topsoil according to Swedish classification system. Data from sampling series 1 and 2 combined (n = 4 954).

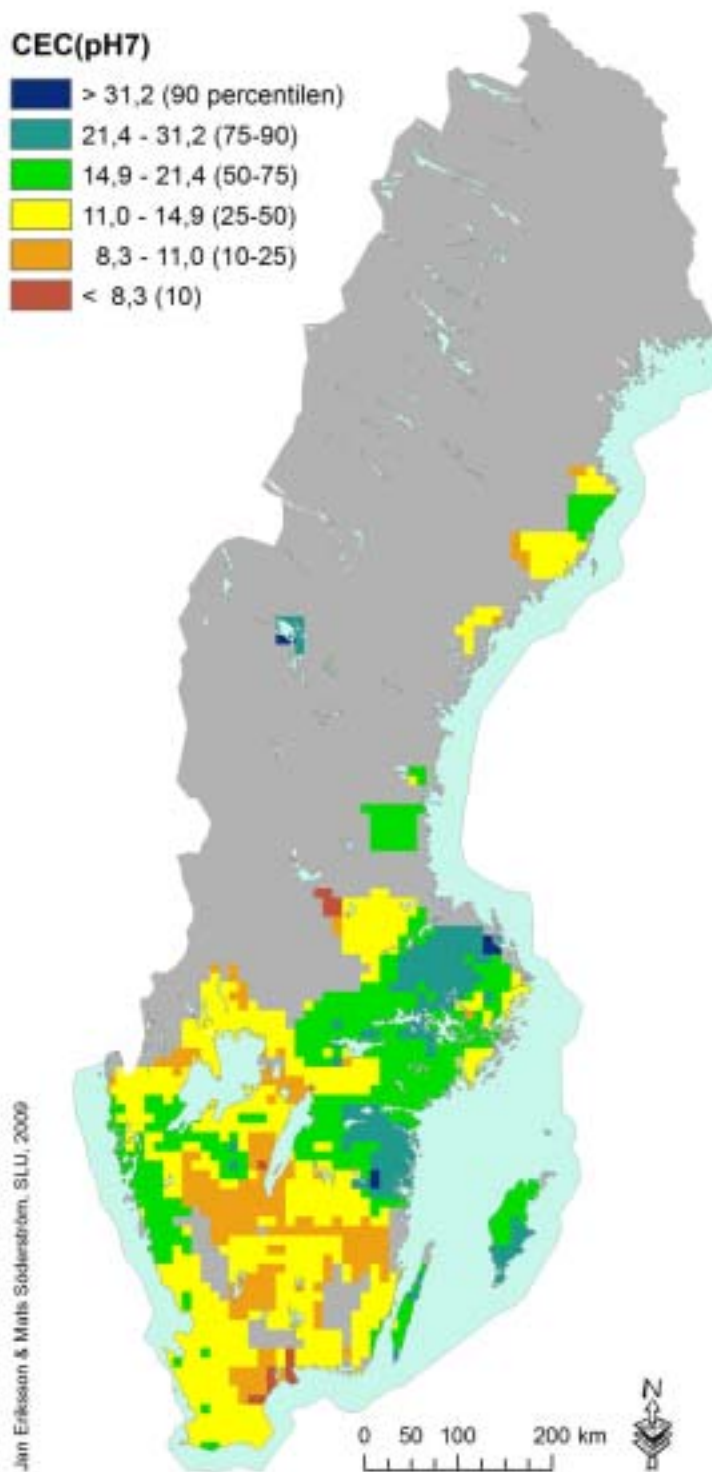


Karta 3. pH-H₂O i matjorden. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 5 176.
Map 3. pH-H₂O in the topsoil. Data from sampling series 1 and 2 combined (n = 5 176).



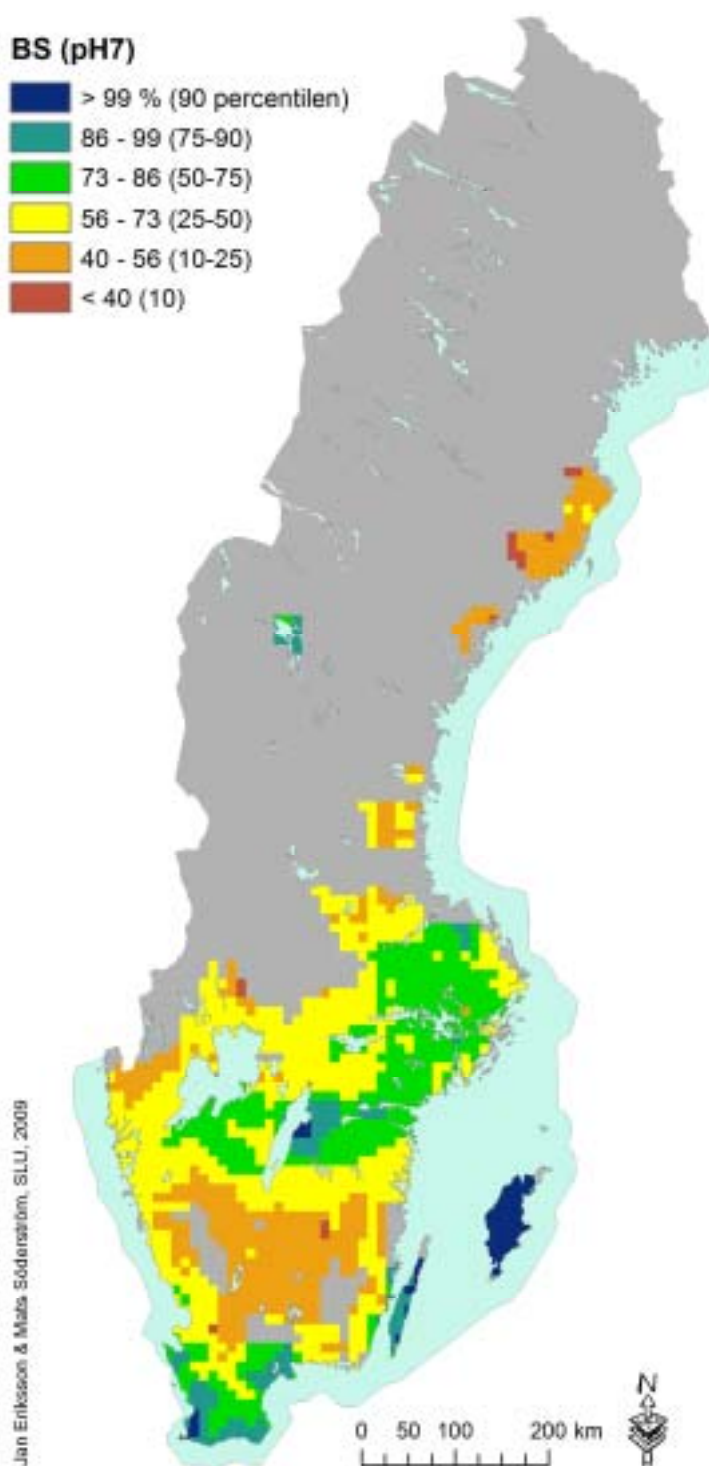
Karta 4. Halt organiskt material i matjorden. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 5 179.

Map 4. Organic matter content in the topsoil. *Data from sampling series 1 and 2 combined (n = 5 179).*



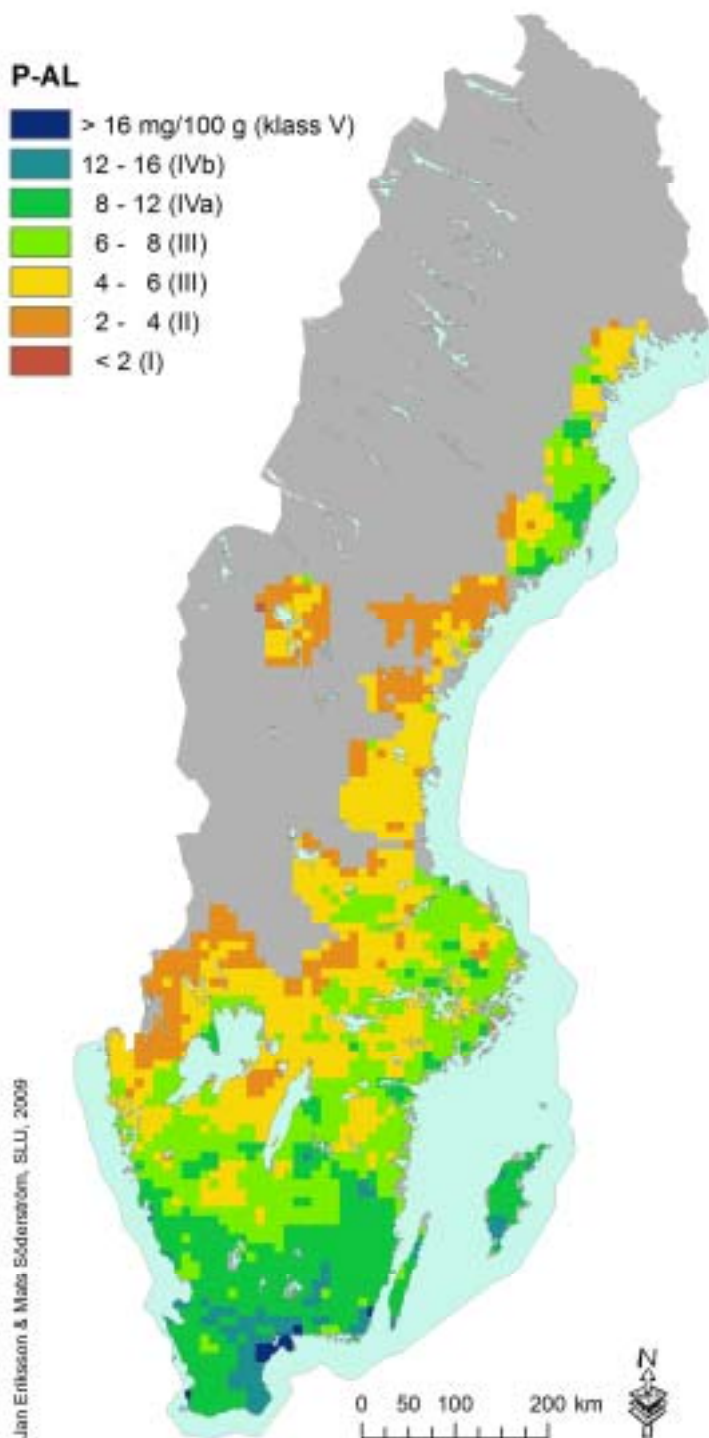
Karta 5. Katjonbyteskapacitet (CEC) vid pH 7 i matjorden. Data från omdrev 2. Antal värden 2 030.

Map 5. Cation exchange capacity (CEC) at pH 7 in the topsoil. *Data from sampling series 2 (n = 2 030).*



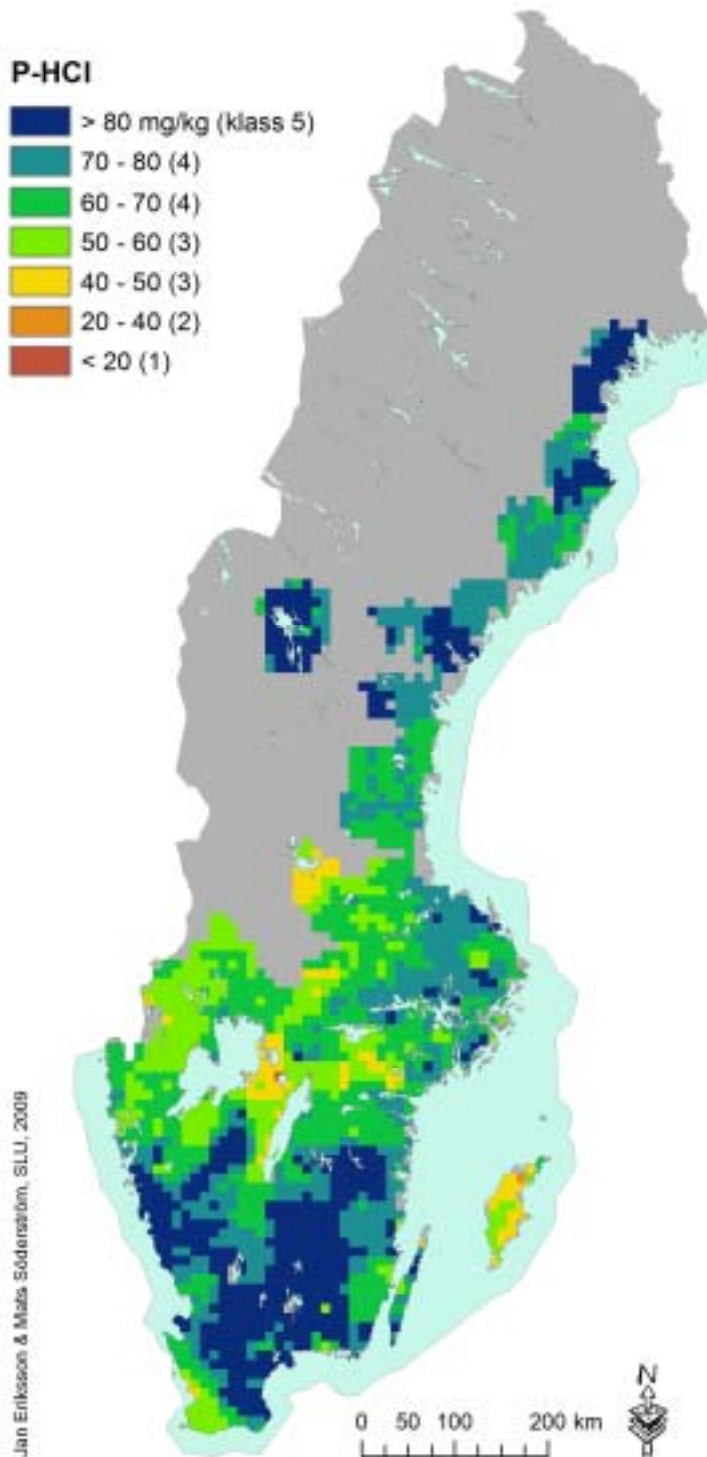
Karta 6. Basmättnadsgrad (summan av utbytbar Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ och Na^+ i % av CEC vid pH 7) i matjorden. Data från omdrev 2. Antal värden 2 030.

Map 6. Degree of base saturation (sum of exchangeable Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ and Na^+ in % of CEC at pH 7) in the topsoil. *Data from sampling series 2 (n = 2 030).*



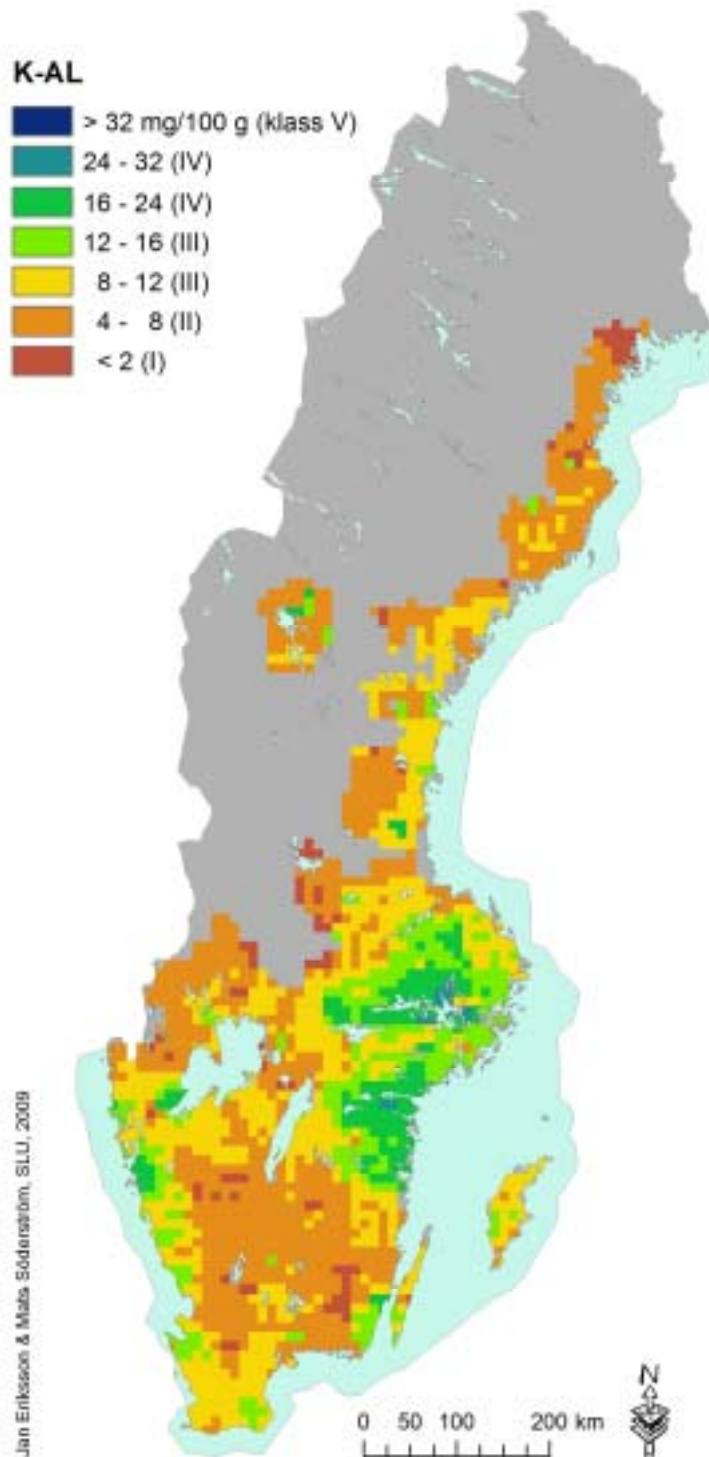
Karta 7. Ammoniumlaktat-acetat-löslig fosfor (P-AL) i matjorden. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 5 172.

Map 7. Ammonium lactate-acetate soluble phosphorus (P-AL) in the topsoil. Data from sampling series 1 and 2 combined ($n = 5\,172$).



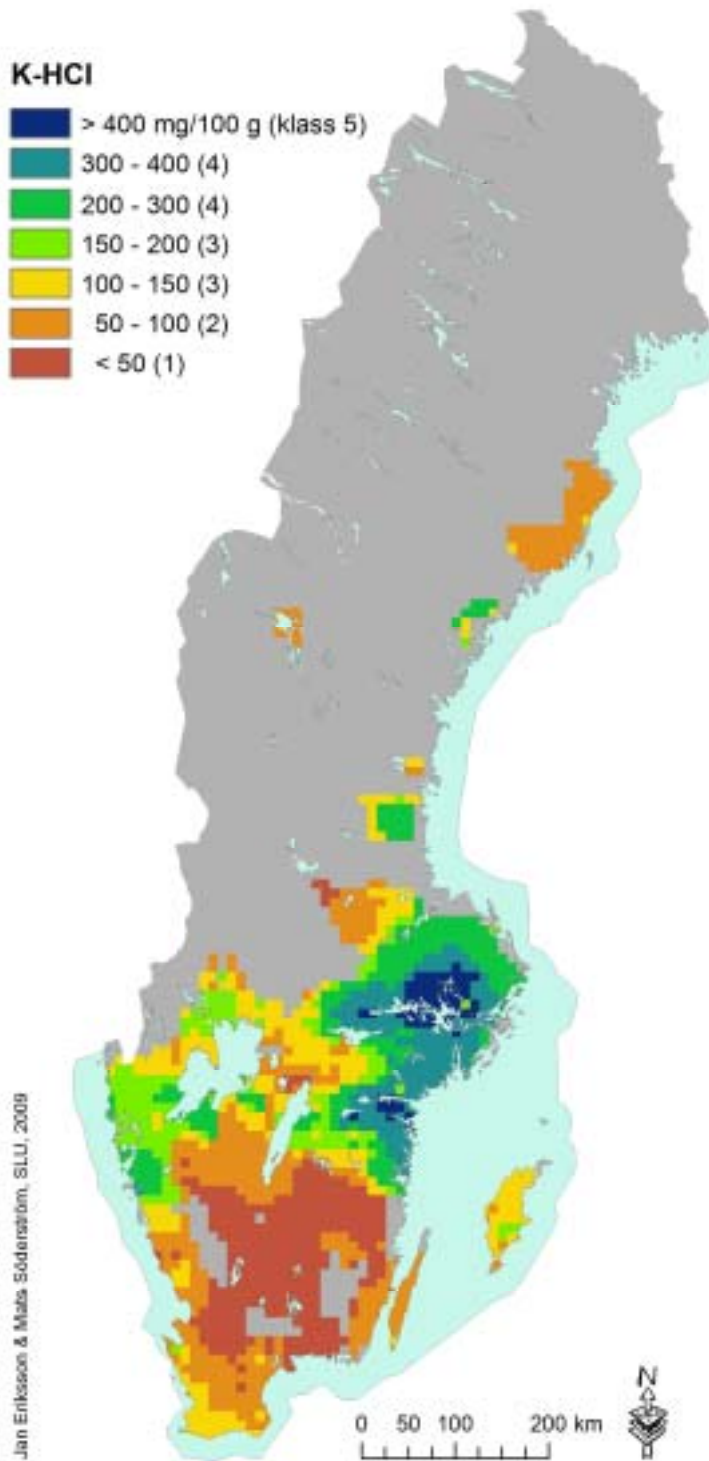
Karta 8. Saltsyralöslig fosfor (P-HCI) i matjorden. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 5 167.

Map 8. Hydrochloric acid soluble phosphorus (P-HCI) in the topsoil. Data from sampling series 1 and 2 combined (n = 5 167).



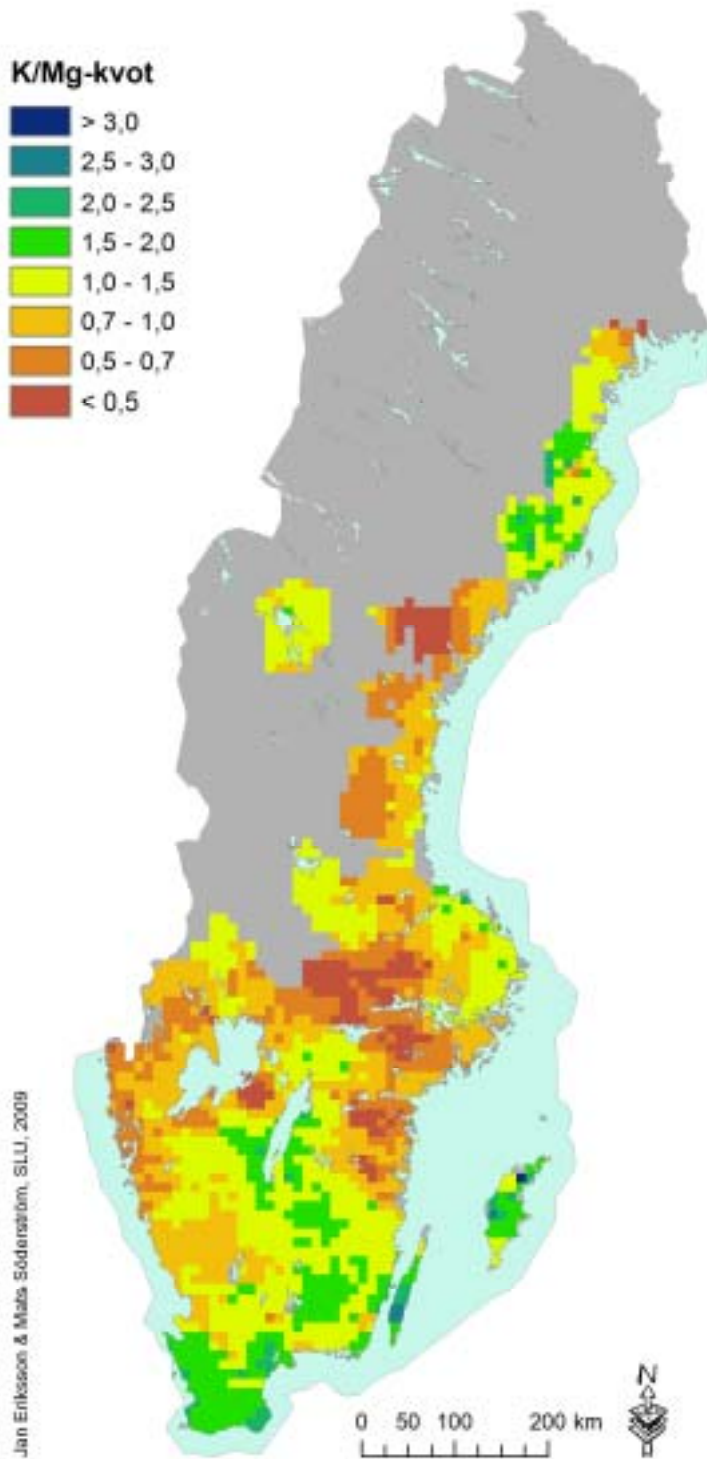
Karta 9. Ammoniumlaktat-acetat-lösligt kalium (K-AL) i matjorden. Data från omdrev 2. Antal värden 2 034.

Map 9. Ammonium lactate-acetate soluble potassium (K-AL) in the topsoil. Data from sampling series 2 (n = 2 034).

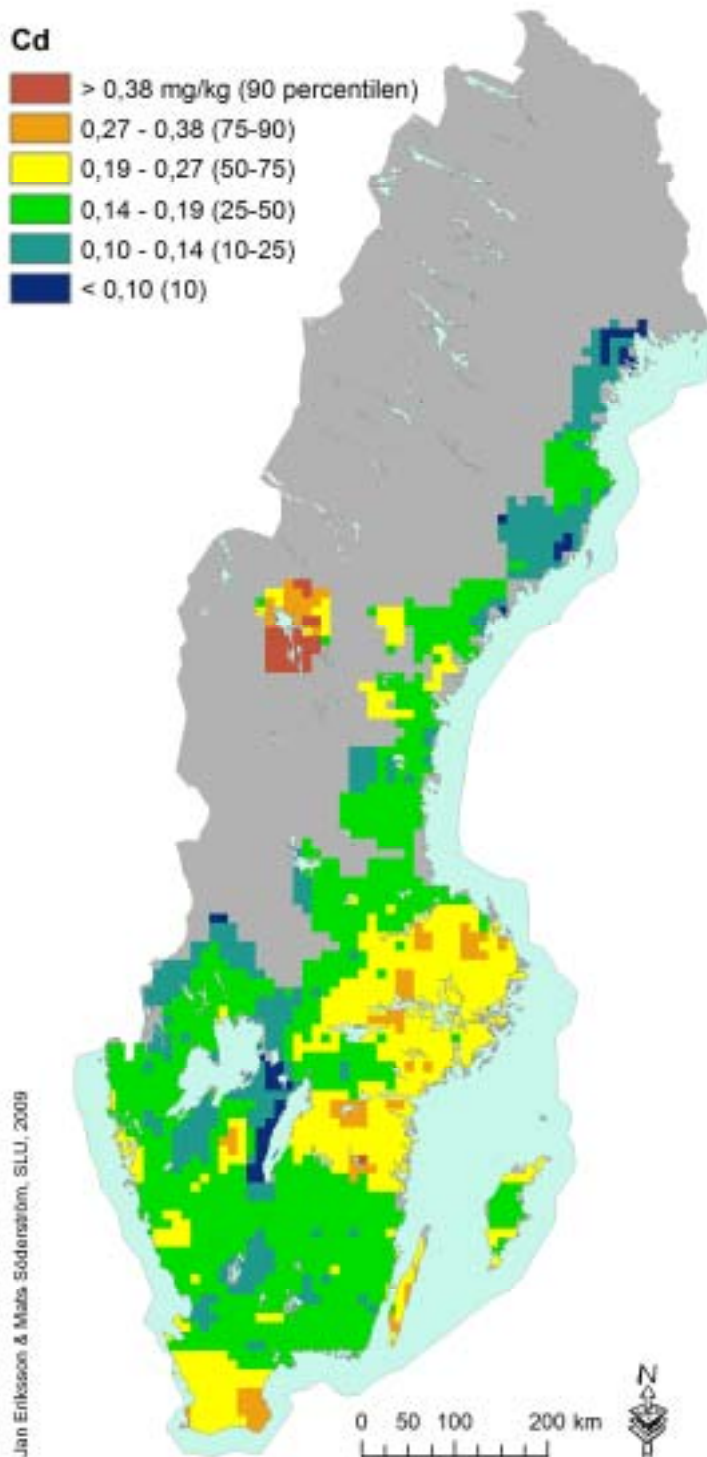


Karta 10. Saltsyralösligt kalium (K-HCl) i matjorden. Data från omdrev 2. Antal värden 2 031.

Map 10. Hydrochloric acid soluble potassium (K-HCl) in the topsoil. Data from sampling series 2 (n = 2 031).

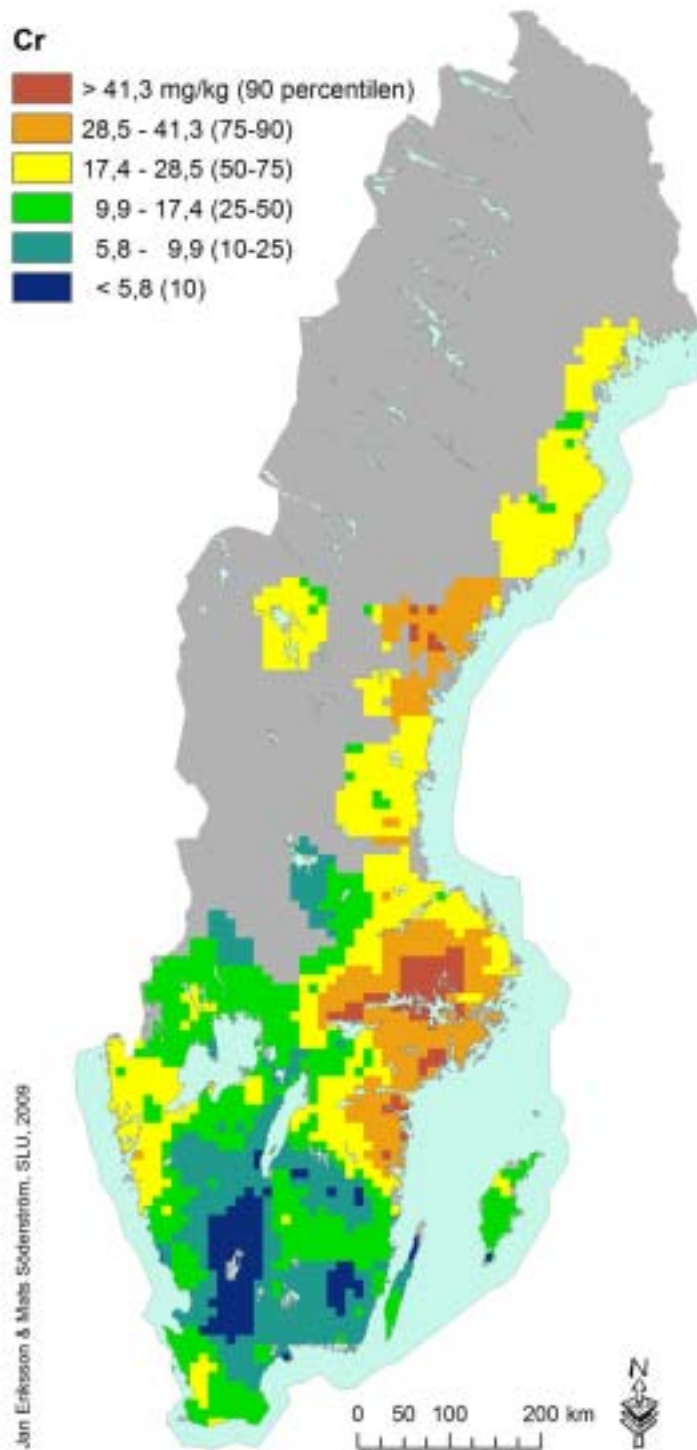


Karta 11. Kalium/magnesium-kvot i matjorden. Data från omdrev 2. Antal värden 2 033.
Map 11. Potassium/magnesium ratio in the topsoil. *Data from sampling series 2 (n = 2 033).*



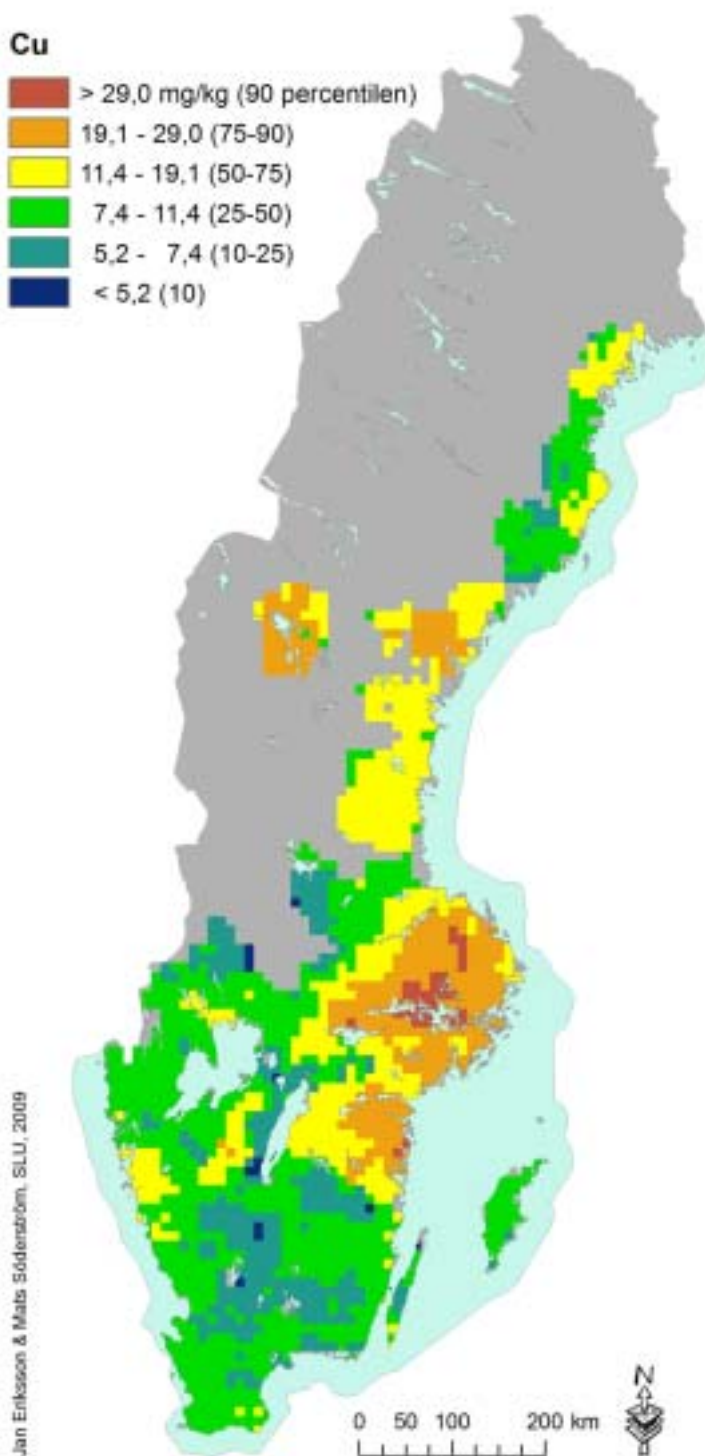
Karta 12. Kadmiumhalter (7M HNO₃) i matjorden. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 5 138.

Map 12. Cadmium concentration (7M HNO₃) in the topsoil. *Data from sampling series 1 and 2 combined (n = 5 138).*



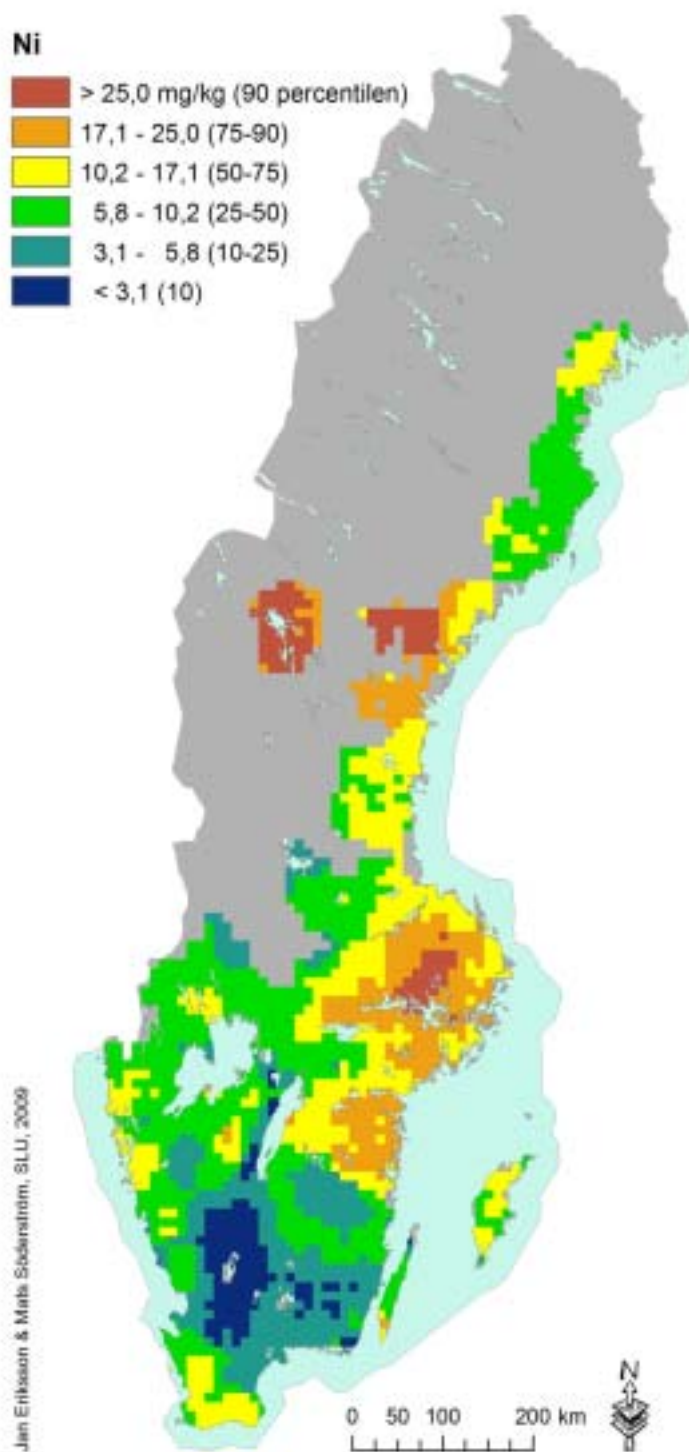
Karta 13. Kromhalter ($7M HNO_3$) i matjorden. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 5 140.

Map 13. Chromium concentration ($7M HNO_3$) in the topsoil. Data from sampling series 1 and 2 combined ($n = 5\ 140$).



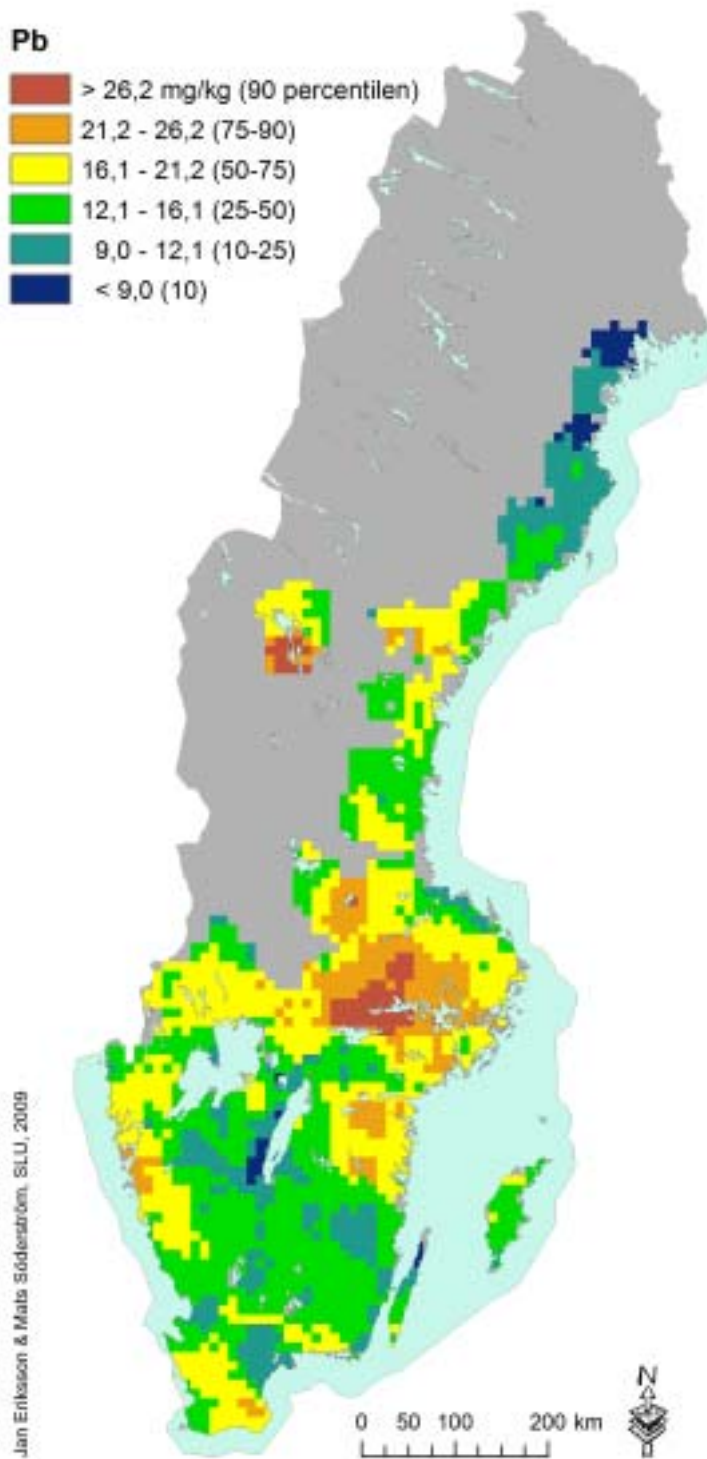
Karta 14. Kopparhalter ($7M\ HNO_3$) i matjorden. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 5 140.

Map 14. Copper concentration ($7M\ HNO_3$) in the topsoil. Data from sampling series 1 and 2 combined ($n = 5\ 140$).



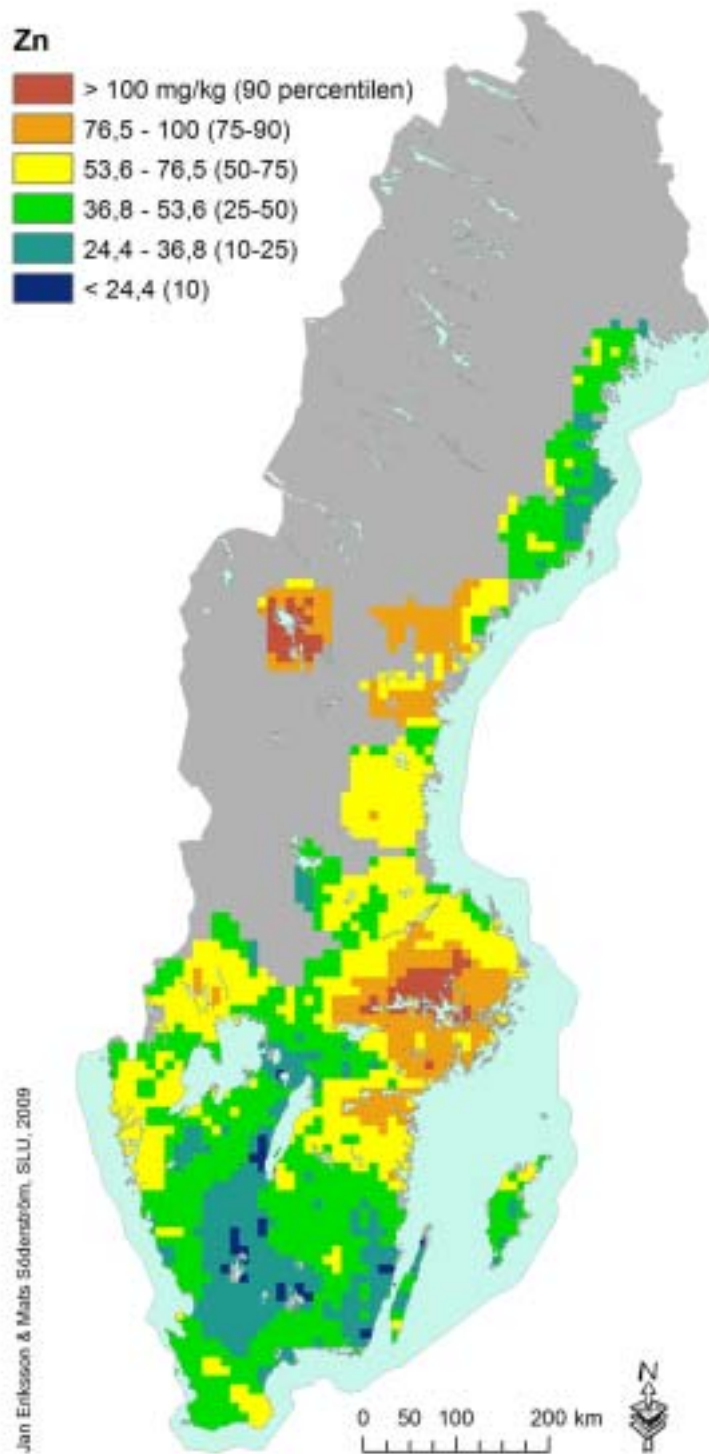
Karta 15. Nickelhalter (7M HNO₃) i matjorden. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 5 140.

Map 15. Nickel concentration (7M HNO₃) in the topsoil. Data from sampling series 1 and 2 combined (n = 5 140).



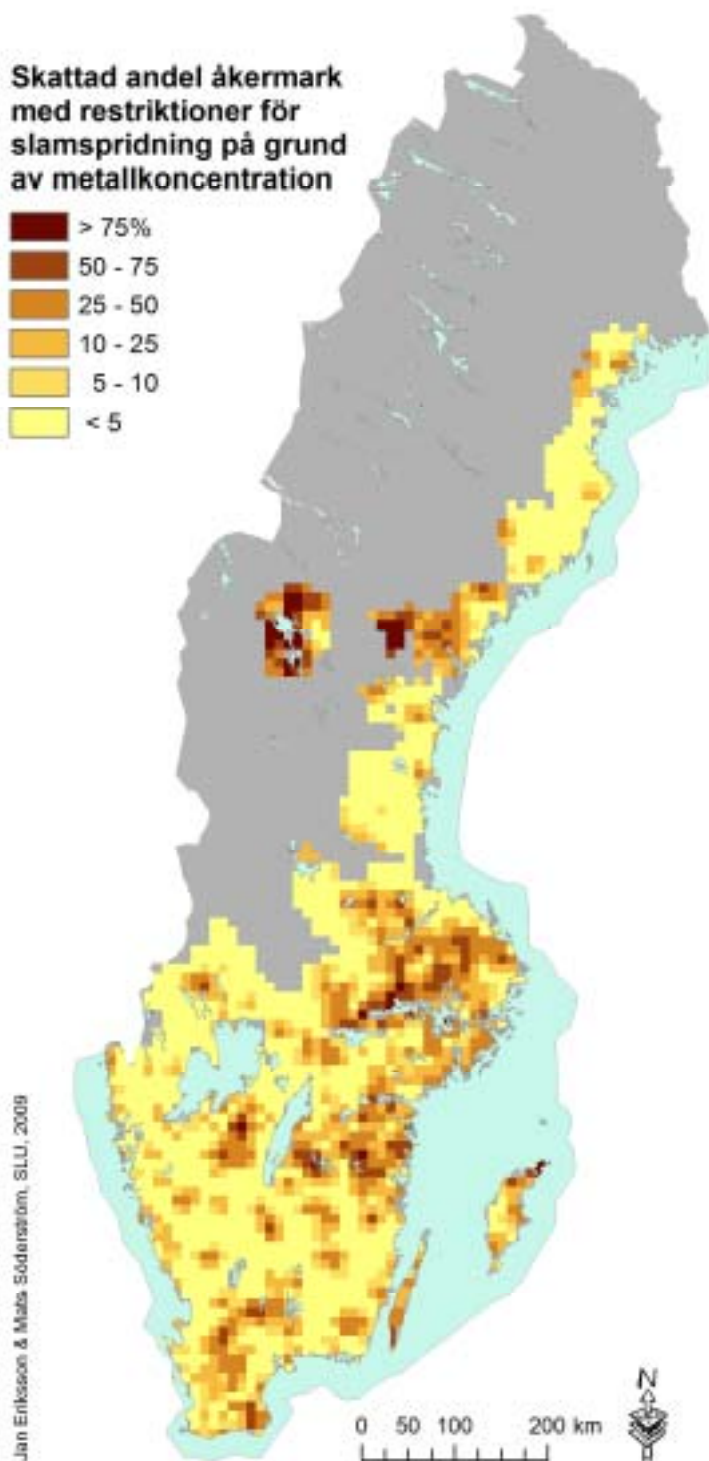
Karta 16. Blyhalter ($7M\ HNO_3$) i matjorden. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 5 140.

Map 16. Lead concentration ($7M\ HNO_3$) in the topsoil. Data from sampling series 1 and 2 combined ($n = 5\ 140$).



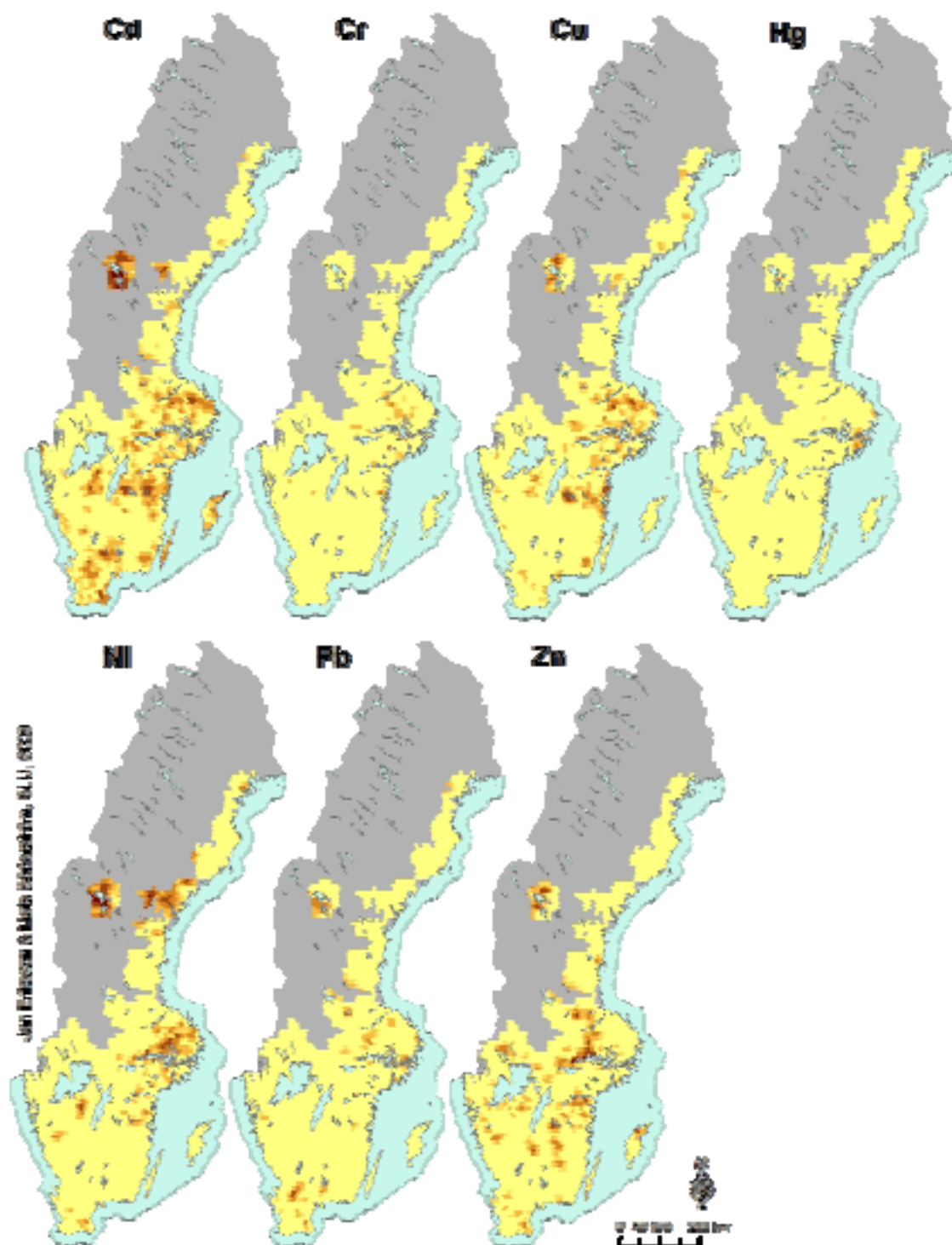
Karta 17. Zinkhalter ($7M\ HNO_3$) i matjorden. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 5 140.

Map 17. Zinc concentration ($7M\ HNO_3$) in the topsoil. Data from sampling series 1 and 2 combined ($n = 5\ 140$).



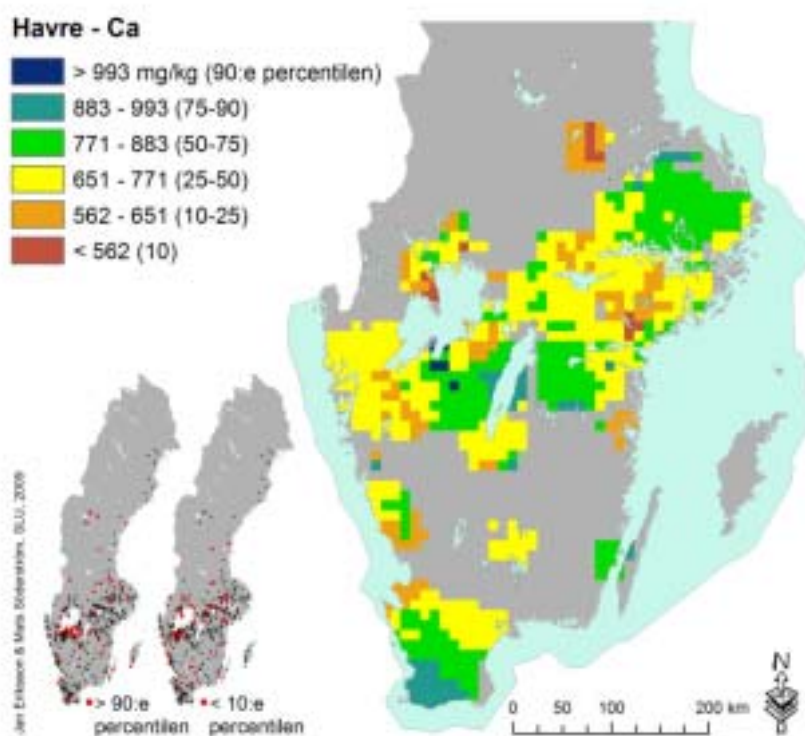
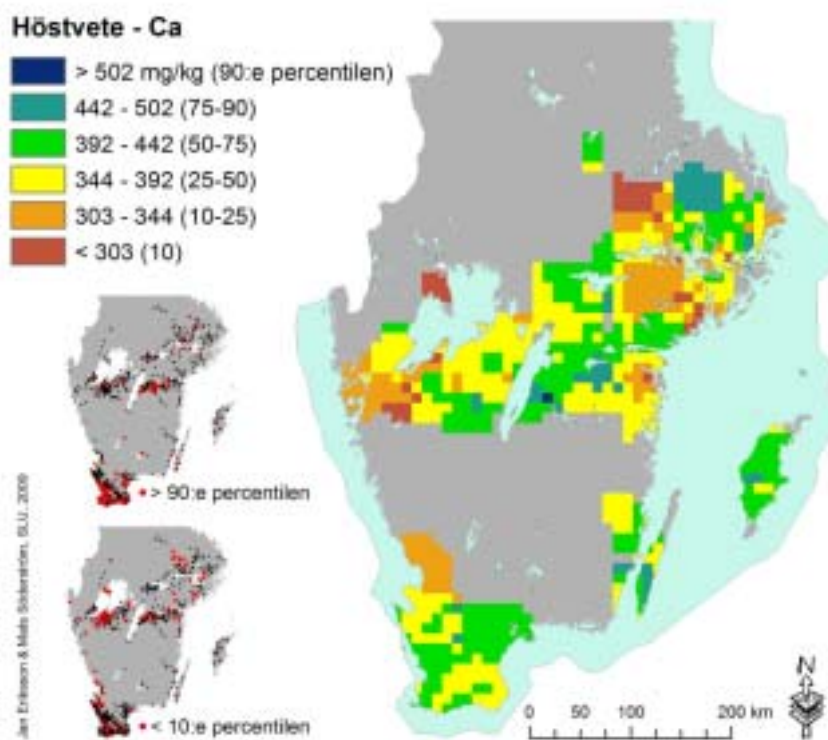
Karta 18a. Karta som visar procentuell andel åkermark där risk för att halten av någon metall i matjorden överskrider de gränsvärden som gäller vid spridning avloppsslam enligt SNFS (1998). Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna.

Map 18a. Map showing percentage arable land with risk of the concentration of any metal in the topsoil exceeding the boundary values regarding application of sewage sludge according to SNFS (1998). Data from sampling series 1 and 2 combined.



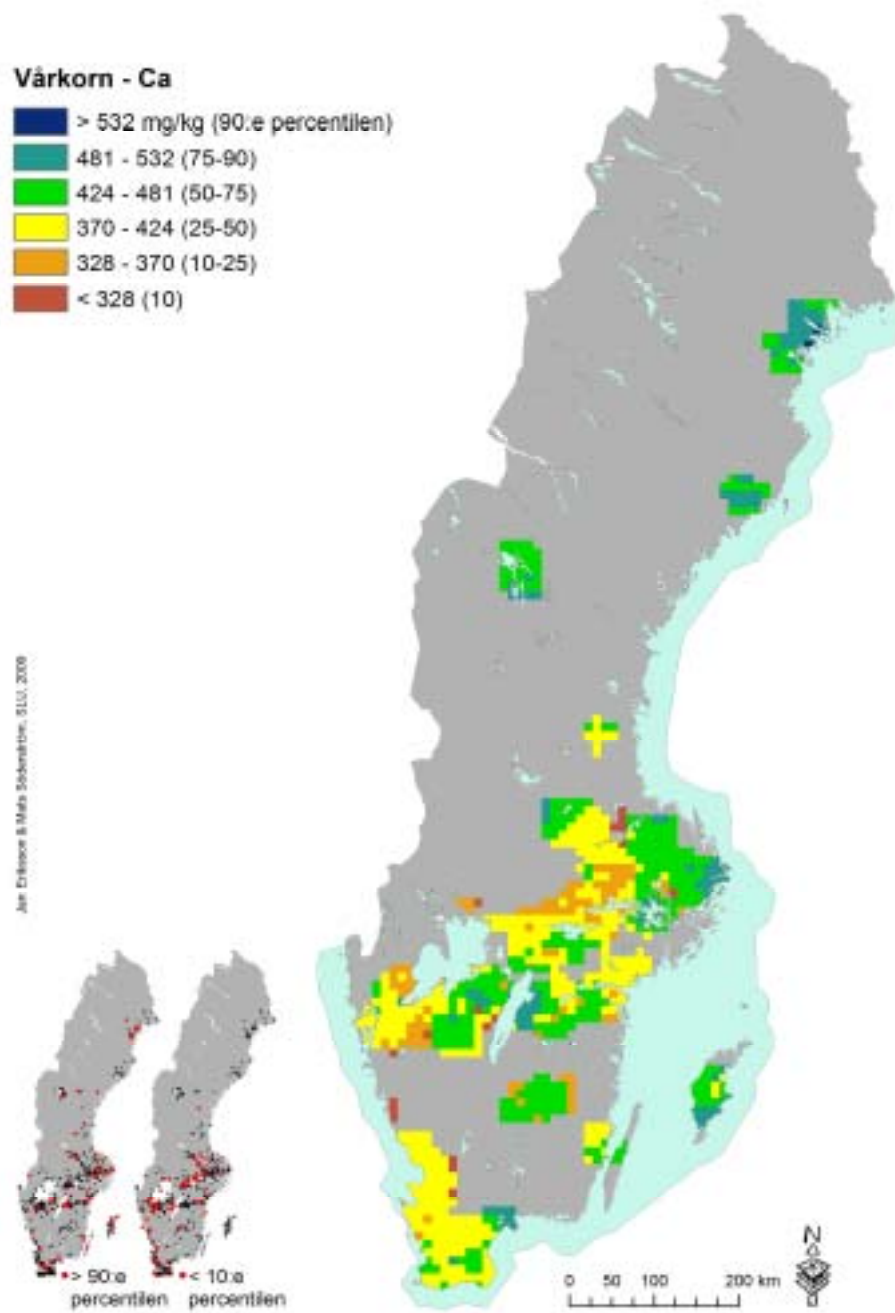
Karta 18b. Karta som visar procentuell andel åkermark där risk för att halten av en enskild metall i matjorden överskrider de gränsvärden som gäller vid spridning avloppsslam enligt SNFS (1998). Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Samma legend som i karta 17.

Map 18b. Map showing percentage arable land with risk of the concentration of a particular metal in the topsoil exceeding the boundary values regarding application of sewage sludge according to SNFS (1998). Data from sampling series 1 and 2 combined. For legend, see map 17.

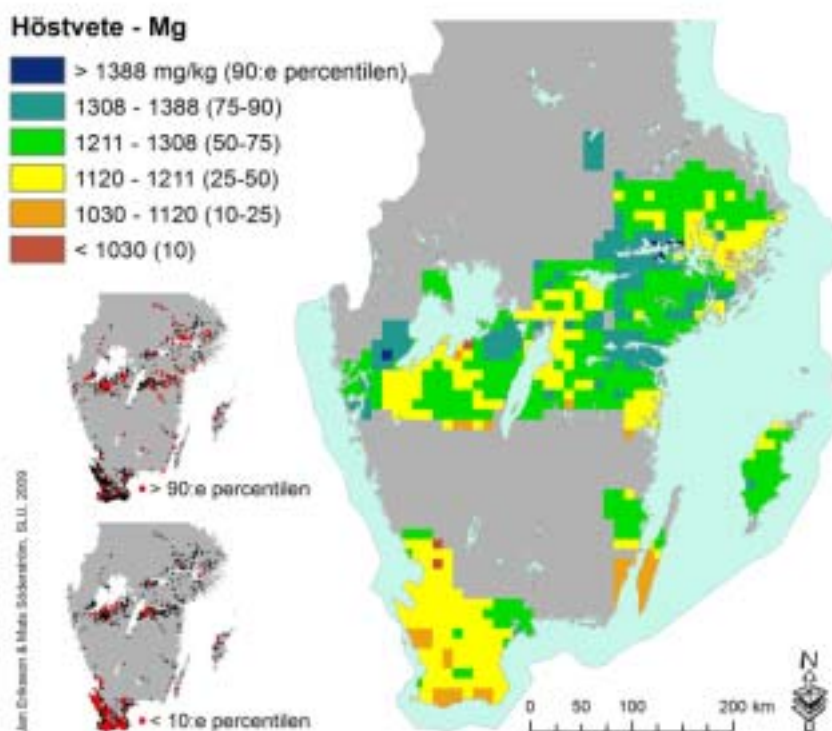
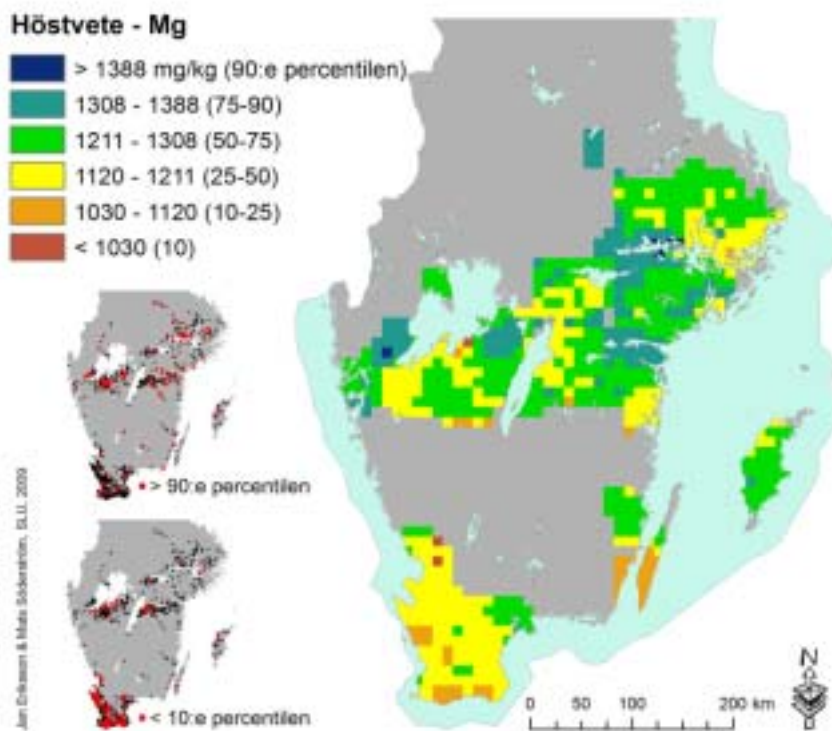


Karta 19 a och b. Kalcium i höstvete och havre. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 896 (vete) och 437 (havre).

Map 19 a and b. Calcium in winter wheat and oats. Data from sampling series 1 and 2 combined (n = 896 (wheat) and 437 (oats)).

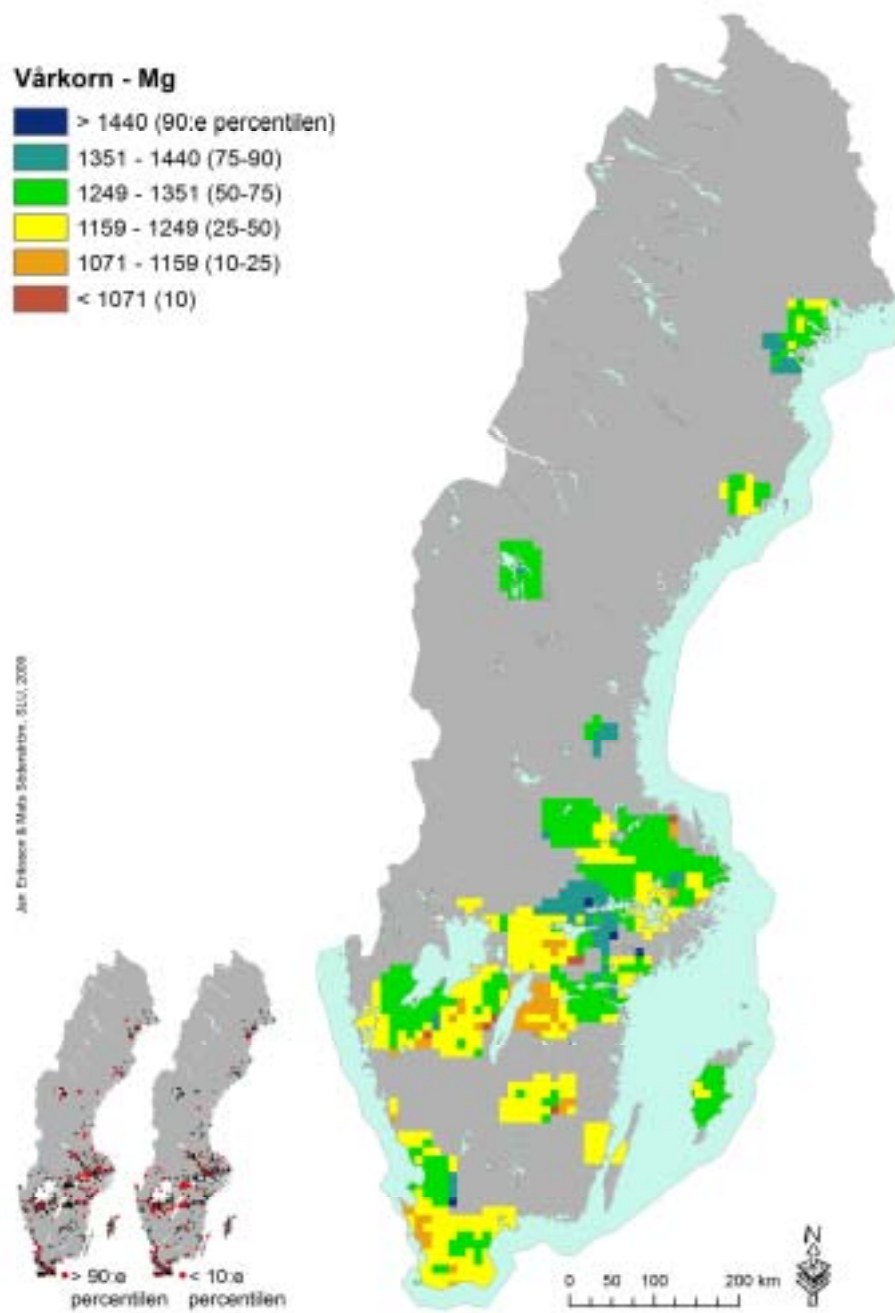


Karta 19c. Kalcium i vårkorn. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 622.
Map 19c. Calcium in spring barley. Data from sampling series 1 and 2 combined (n = 622).

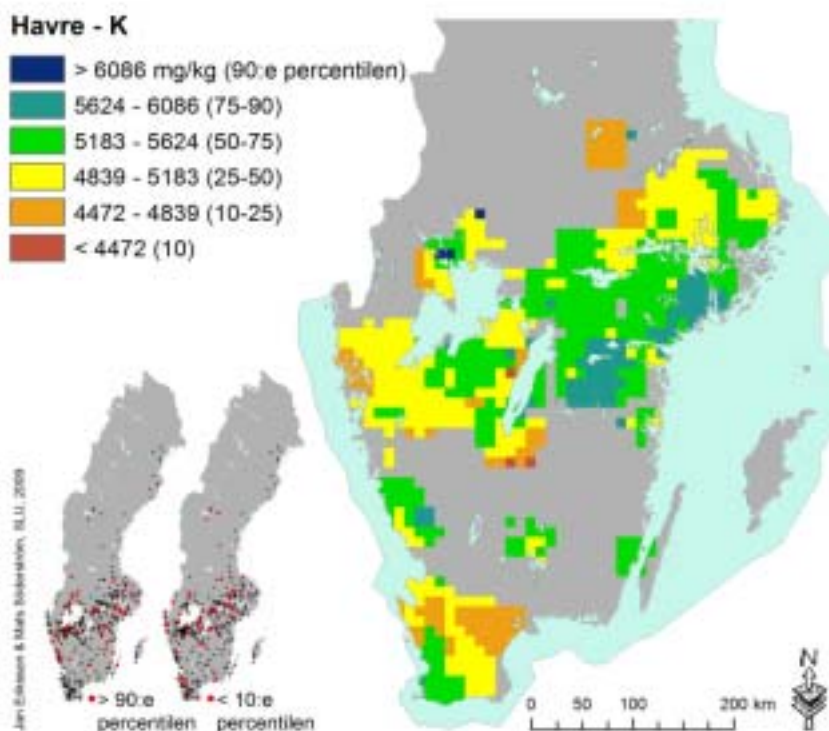
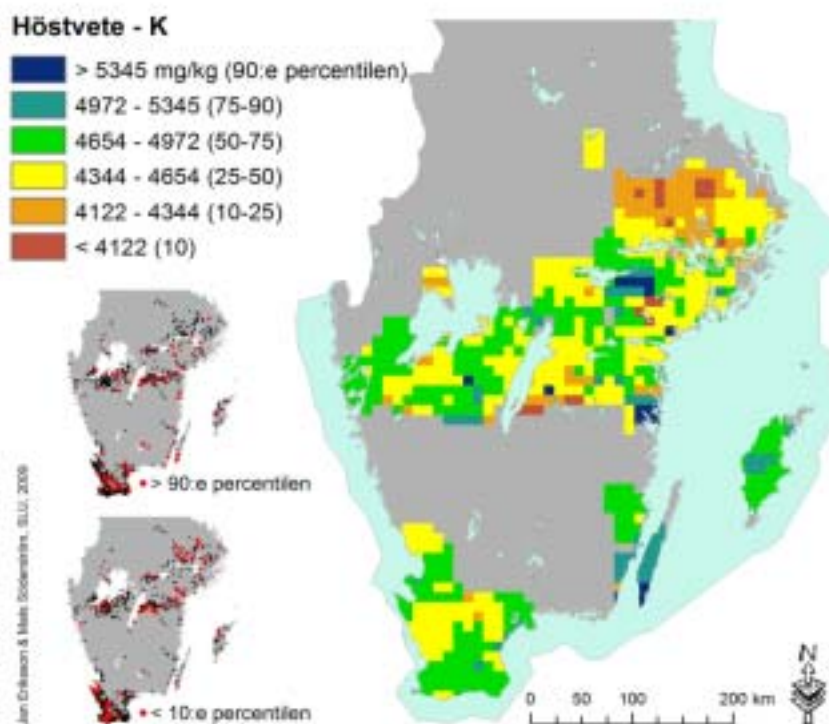


Karta 20 a och b. Magnesium i höstvete och havre. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 896 (vete) och 437 (havre).

Map 20 a and b. Magnesium in winter wheat and oats. Data from sampling series 1 and 2 combined (n = 896 (wheat) och 437 (oats)).

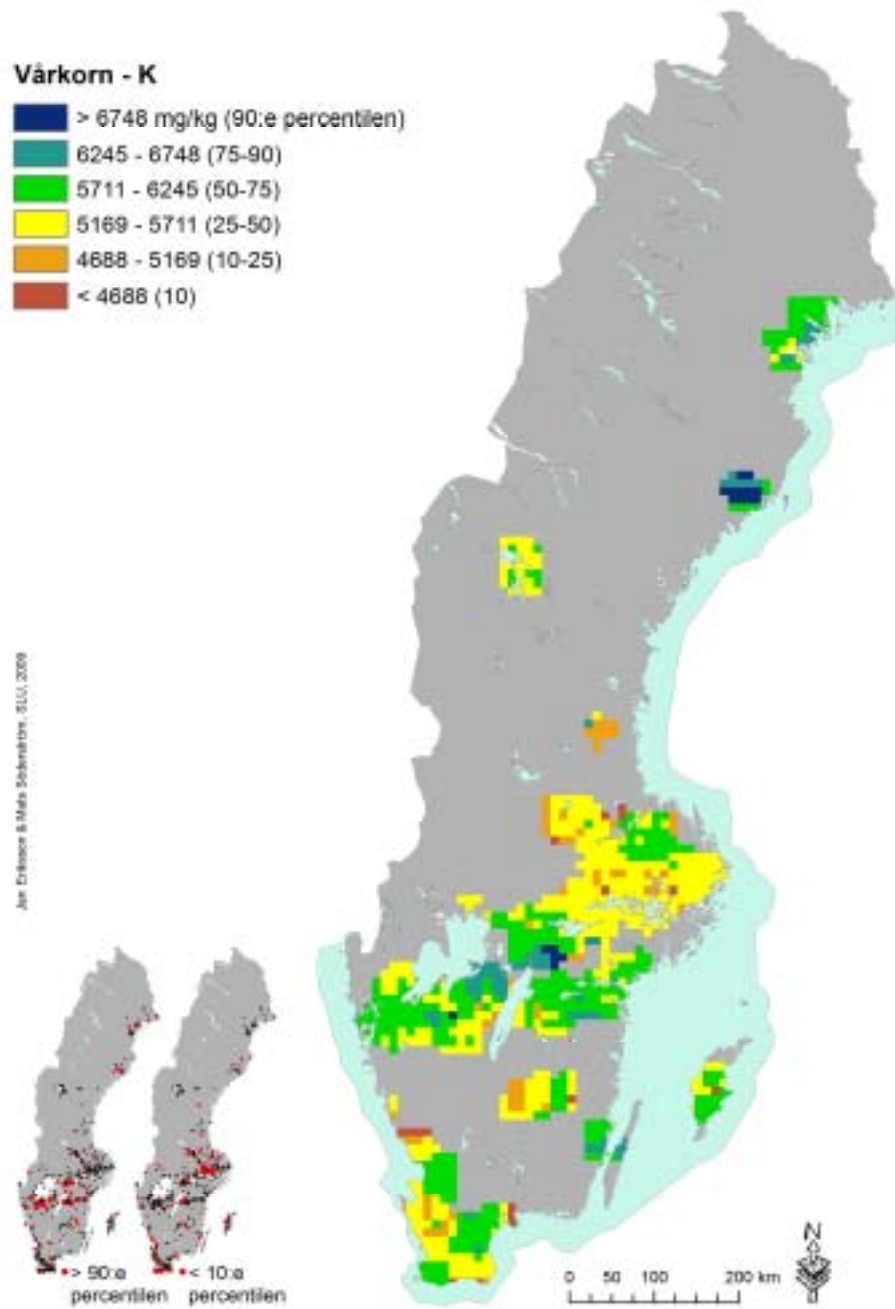


Karta 20c. Magnesium i vårkorn. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 622.
Map 20c. Magnesium in *spring barley*. Data from sampling series 1 and 2 combined ($n = 622$).

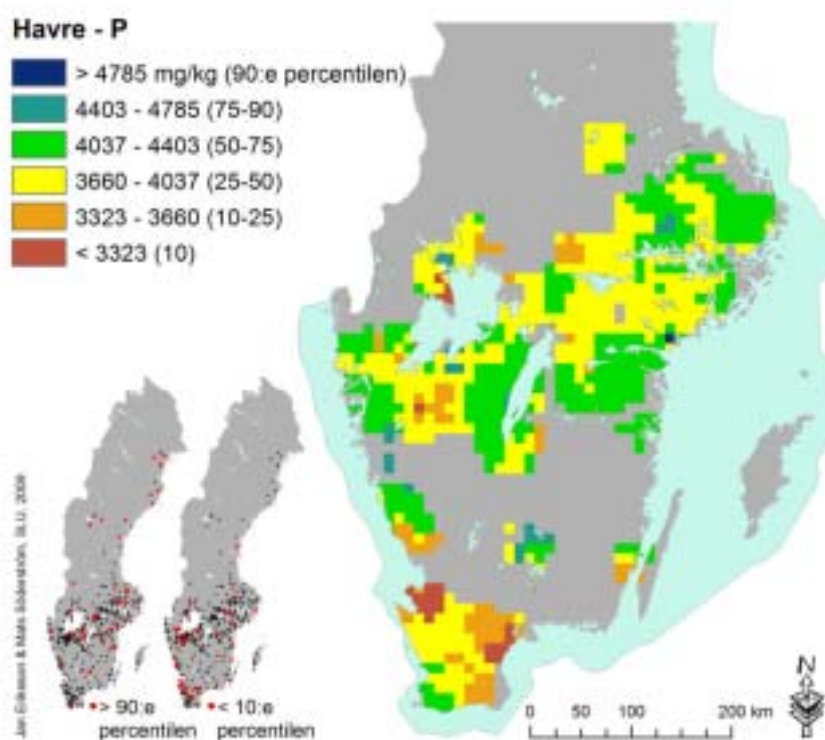
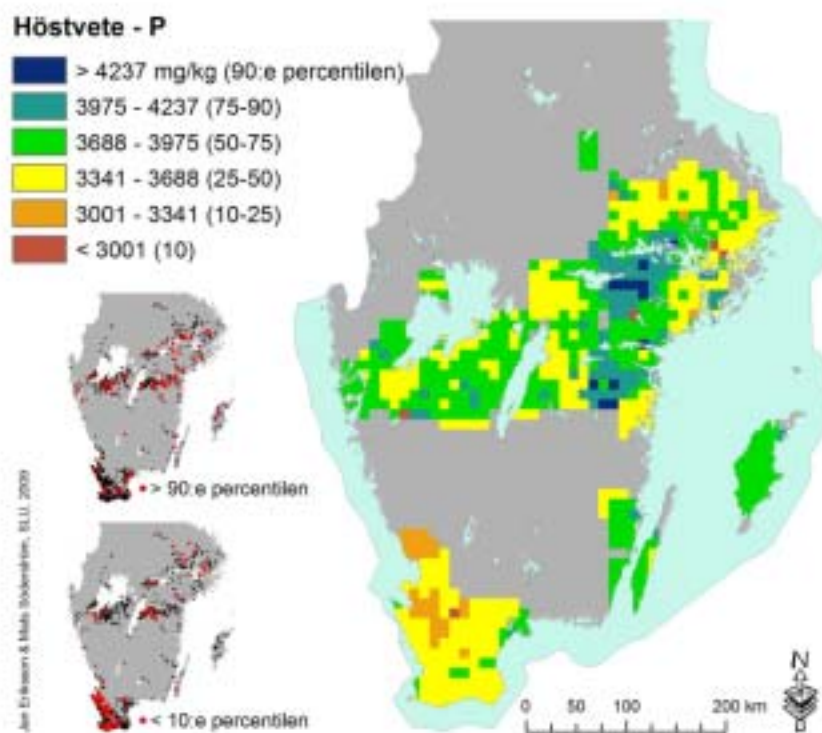


Karta 21a och b. Kalium i höstvete och havre. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 896 (vete) och 437 (havre).

Map 21a and b. Potassium in winter wheat and oats. Data from sampling series 1 and 2 combined (n = 896 (wheat) och 437 (oats)).

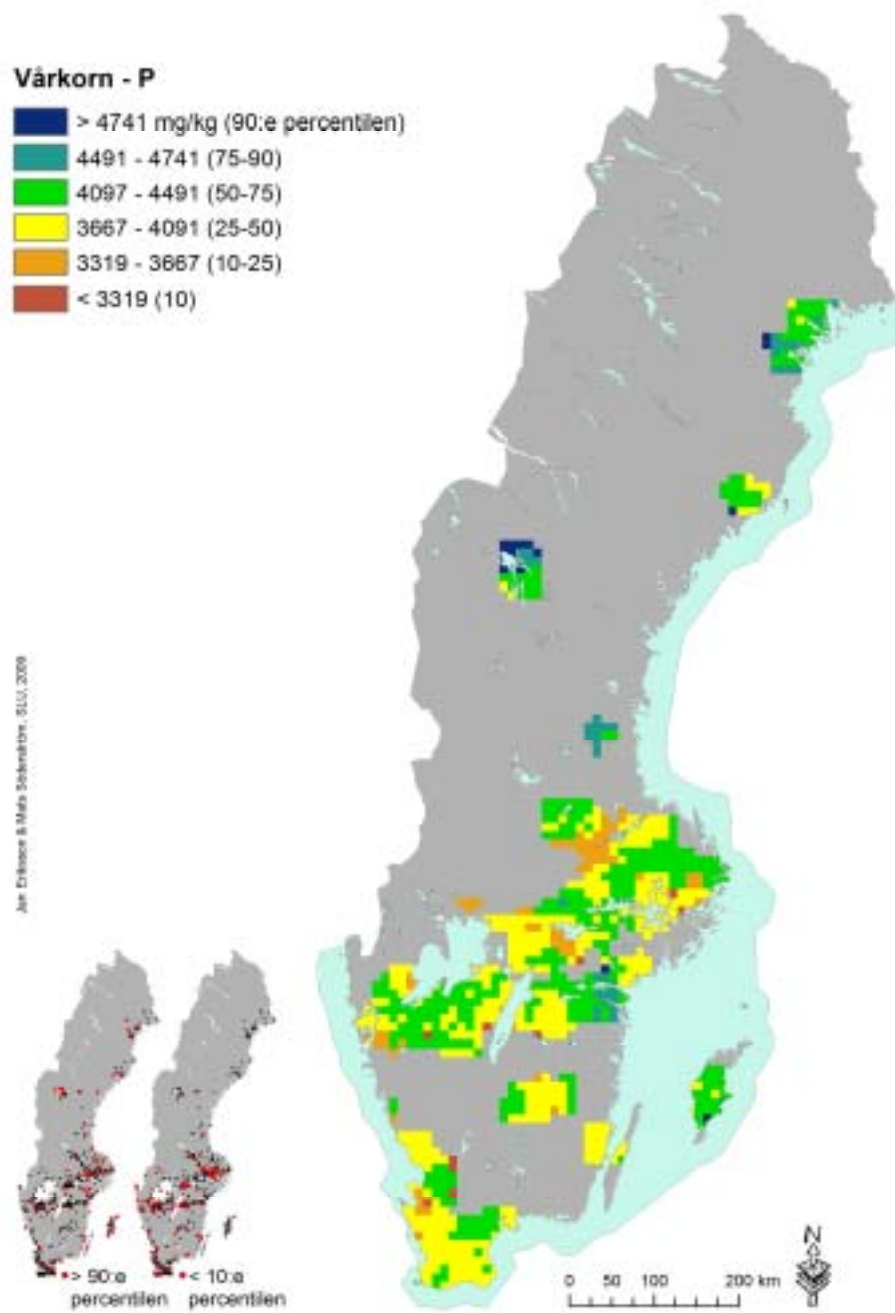


Karta 21c. Kalium i vårkorn. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 622.
Map 21c. Potassium in spring barley. Data from sampling series 1 and 2 combined (n = 622).

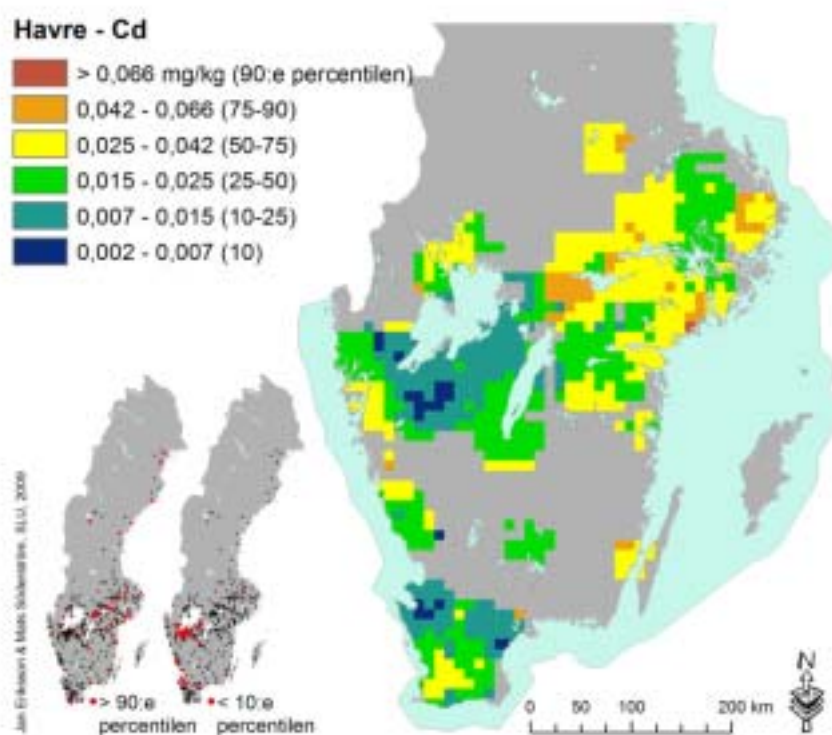
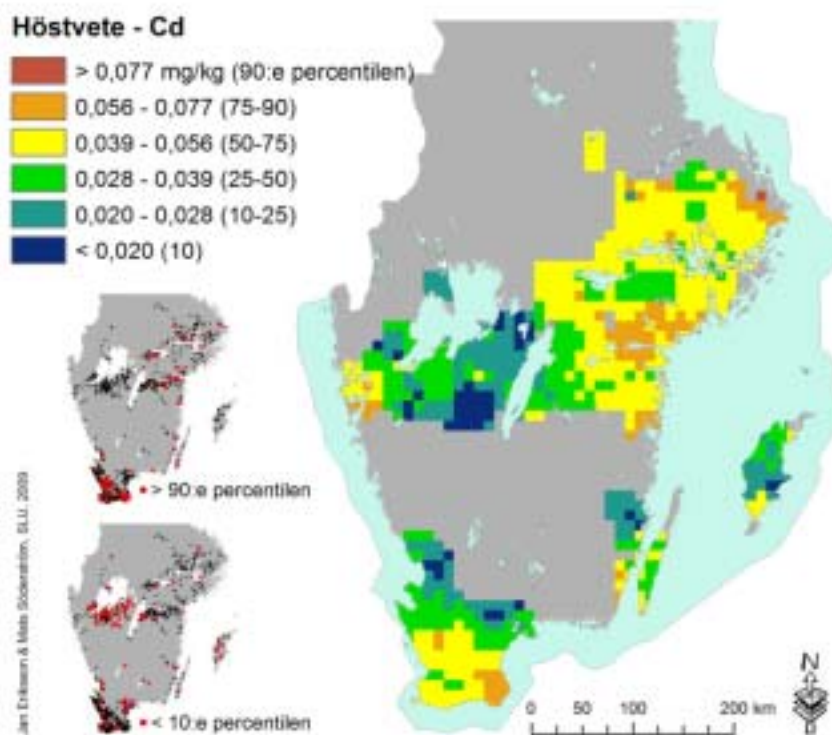


Karta 22a och b. Fosfor i höstvete och havre. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 896 (vete) och 437 (havre).

Map 22a and b. Phosphorus in winter wheat and oats. Data from sampling series 1 and 2 combined (n = 896 (wheat) och 437 (oats)).

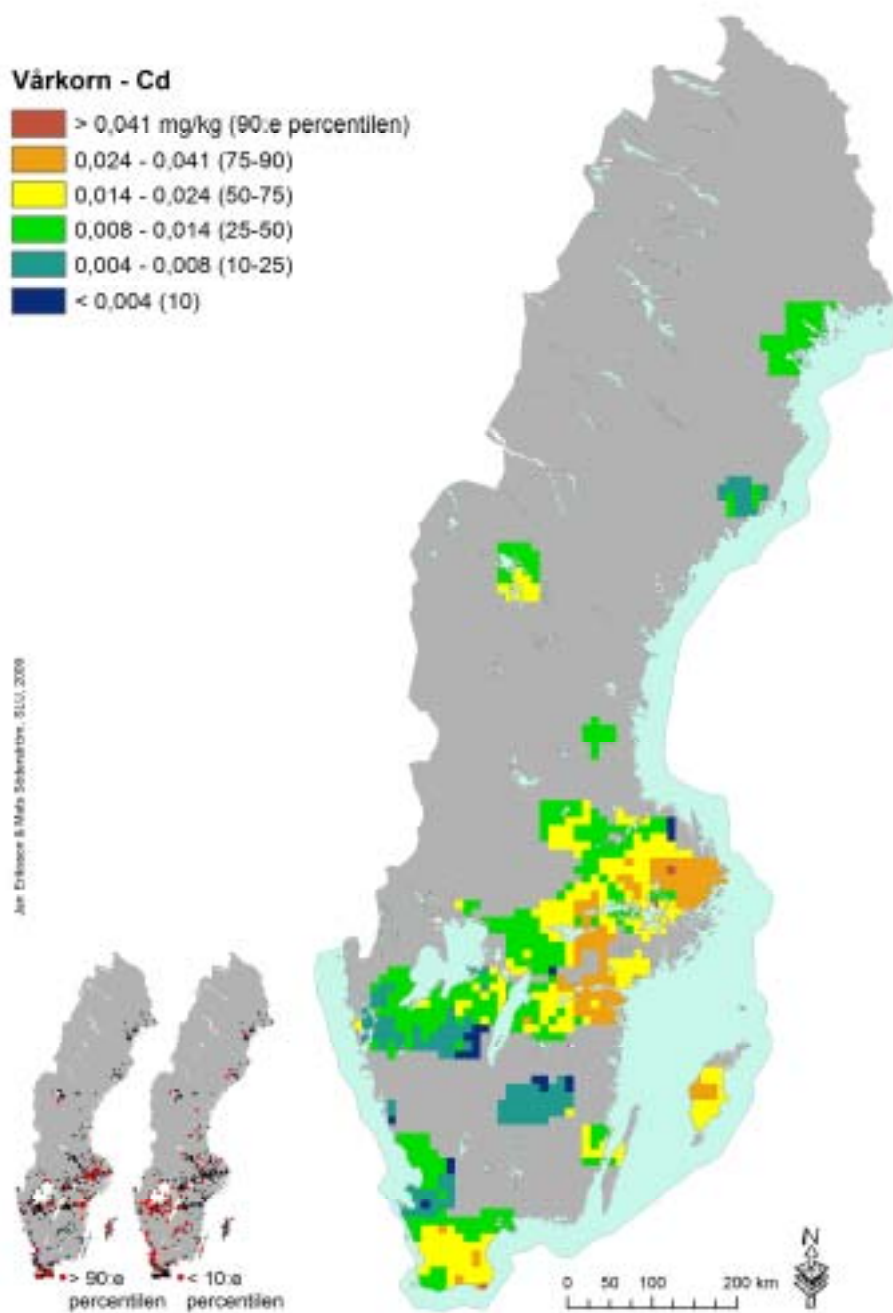


Karta 22c. Fosfor i vårkorn. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 622.
Map 22c. Phosphorus in spring barley. Data from sampling series 1 and 2 combined (n = 622).

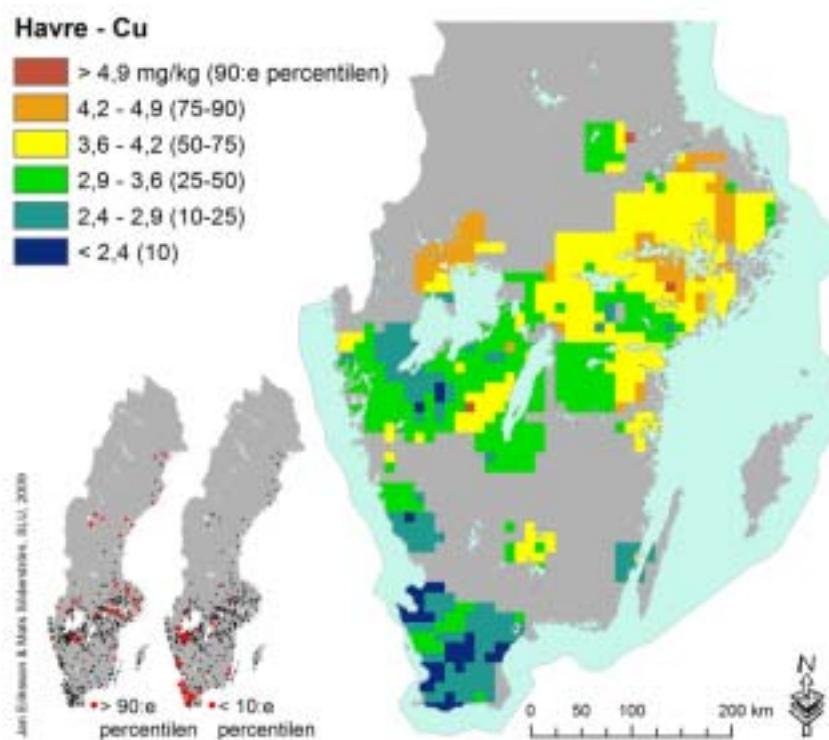
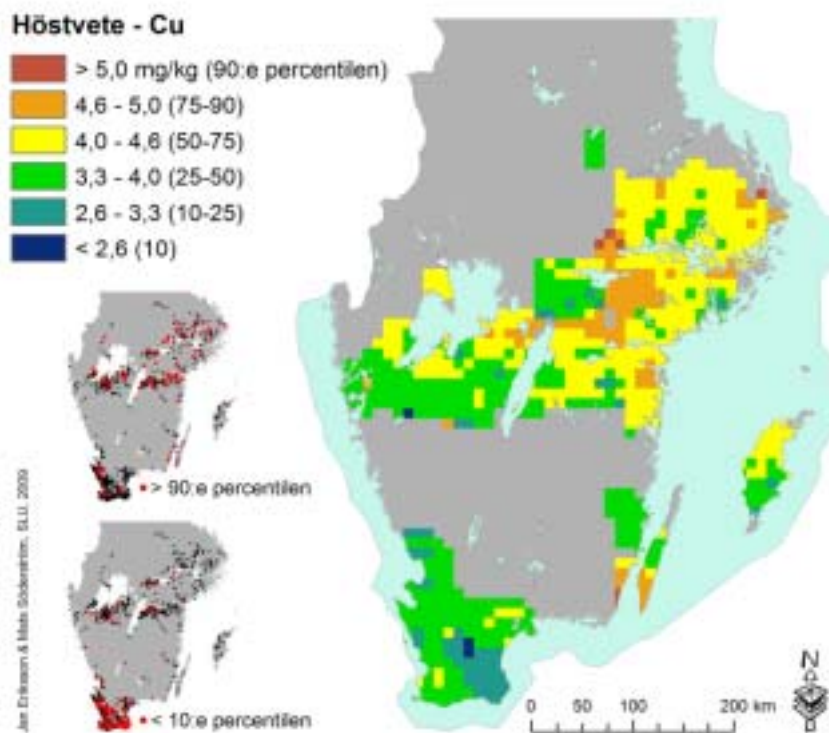


Karta 23a och b. Kadmium i höstvete och havre. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 897 (vete) och 437 (havre).

Map 23a and b. Cadmium in winter wheat and oats. Data from sampling series 1 and 2 combined ($n = 896$ (wheat) och 437 (oats)).

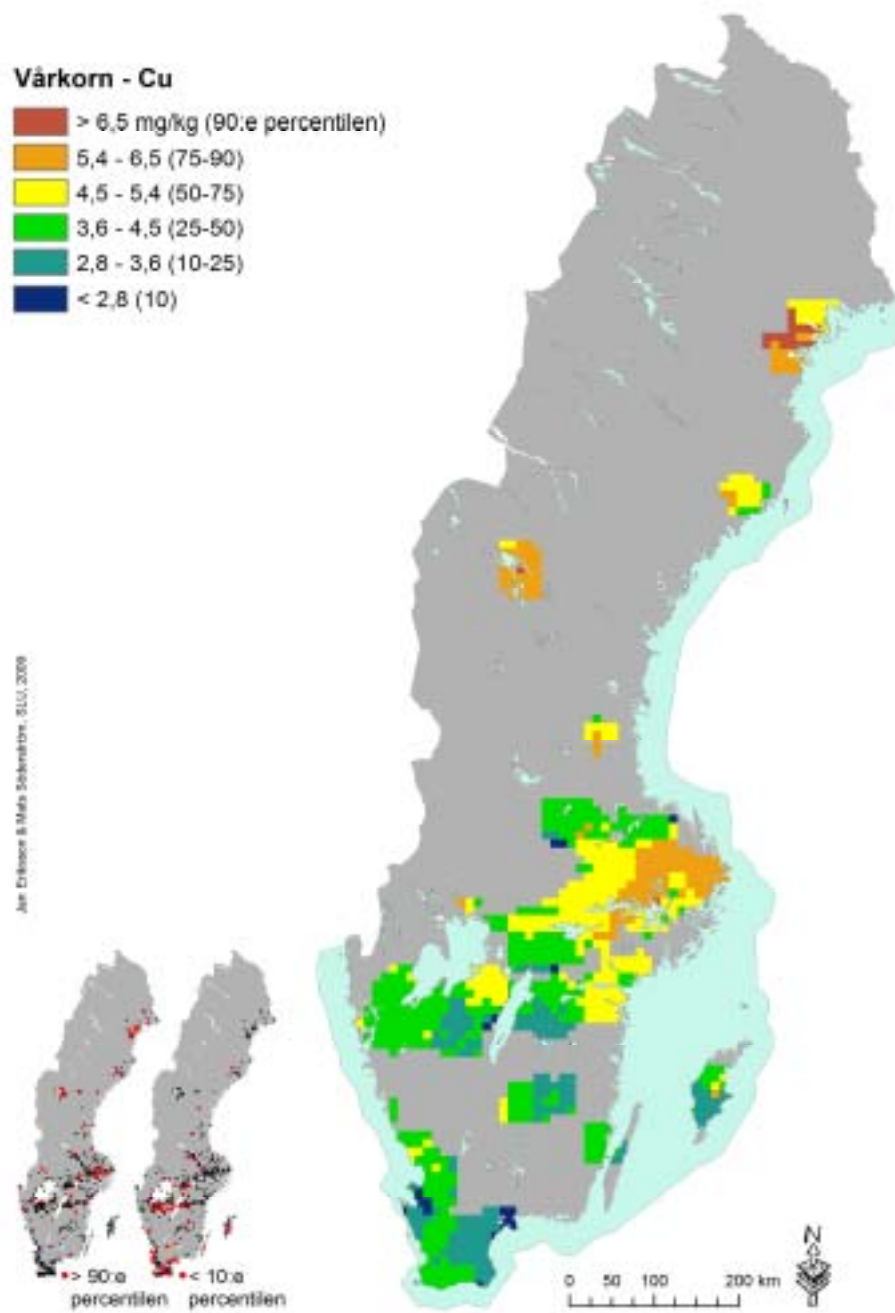


Karta 23c. Kadmium i vårkorn. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 621.
Map 23c. Cadmium in spring barley. Data from sampling series 1 and 2 combined ($n = 621$).

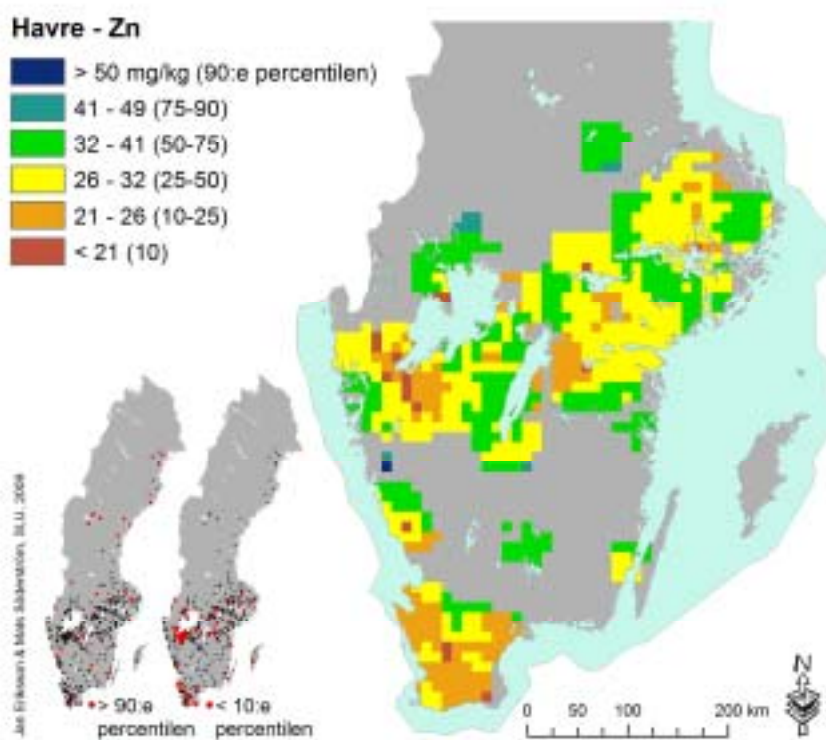
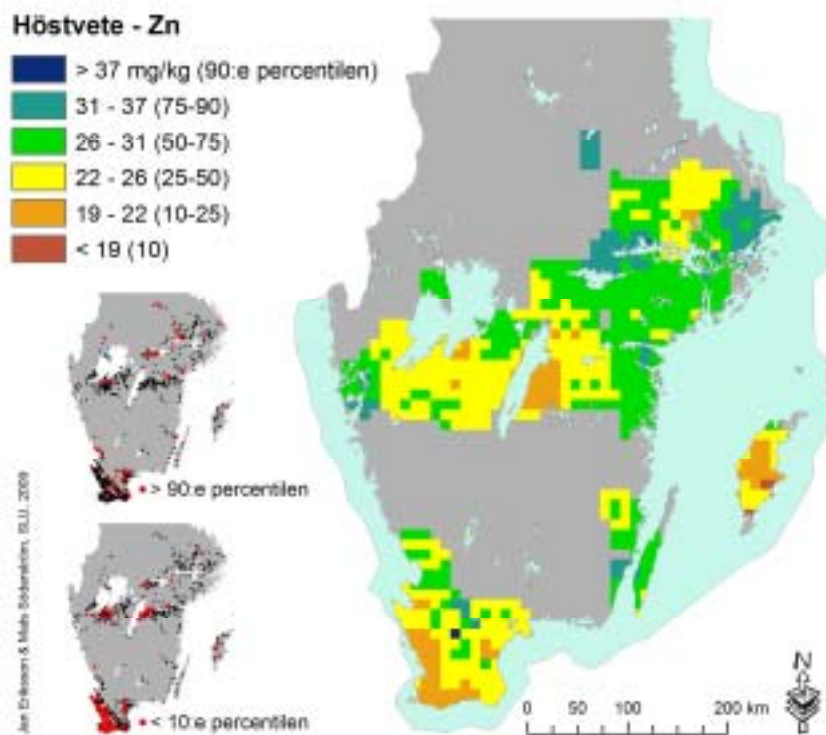


Karta 24a och b. Koppar i höstvete och havre. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 897(vete) och 437 (havre).

Map 24a and b. Copper in winter wheat and oats. Data from sampling series 1 and 2 combined (n = 897 (wheat) och 437 (oats)).

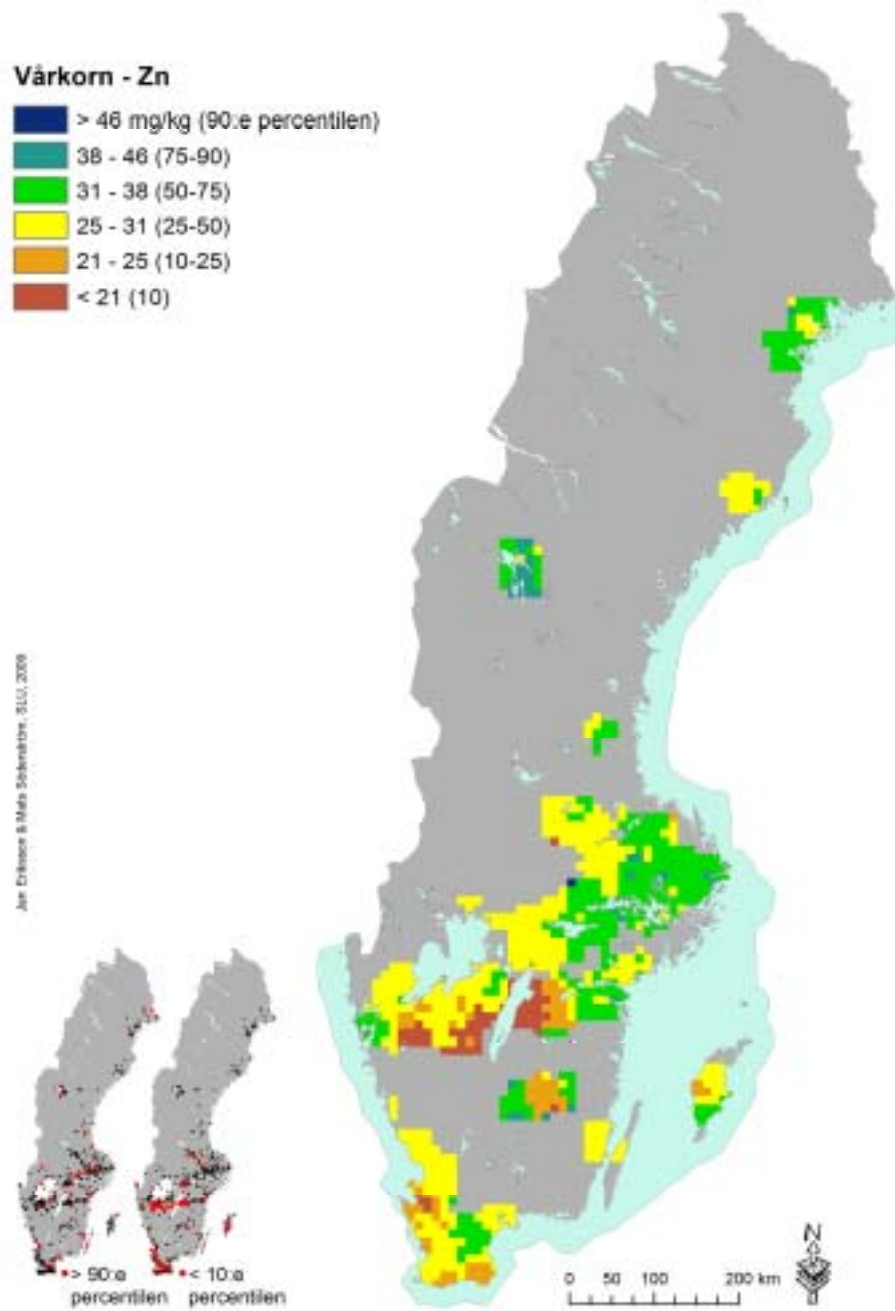


Karta 24c. Koppar i vårkorn. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 622.
Map 24c. Copper in spring barley. Data from sampling series 1 and 2 combined (n = 622).



Karta 25a och b. Zink i höstvete och havre. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 896 (vete) och 437 (havre).

Map 25a and b. Zinc in winter wheat and oats. Data from sampling series 1 and 2 combined ($n = 896$ (wheat) och 437 (oats)).



Karta 25c. Zink i vårkorn. Data från omdrev 1 och 2 sammanslagna. Antal värden 622.
Map 25c. Zinc in spring barley. Data from sampling series 1 and 2 combined (n = 622).

Appendix 2. Variation i kontrollprovernas värden mellan analysomgångar

I detta appendix visas med hjälp av medelhalter i kontrollproverna hur mätnivån varierat mellan provtagningstidpunkter/analysomgångar. Resultatet kommenteras också ämne för ämne medan den sammanfattande texten finns under rubriken ”Kvalitetskontroll” i kapitlet ”Material och metoder”.

Tabellerna A1 och A2 är upplagda så att medelvärden för kontrollprov typ I visas i första raden. Samma prov användes i båda omdreven. Mera detaljerad statistik bakom dessa medelvärden för analyserna för 2000-talet samt kommentarer kring detta finns i appendix 3. För omdrev 1 finns de i tabellerna 2 och 3 i Eriksson m.fl. (1997). I de följande raderna i tabellerna redovisas också hur medelvärdena för kontrollprov typ II varierat över tiden. Tyvärr hade vi från början inte någon riktigt långsiktig strategi för dessa kontroller. De prover från omdrev 1 som vi använde tog efterhand slut och fick ersättas av andra. Därför är det ganska få kontrollprover som analyserats i alla delprovtagningar och vi redovisar därför olika set av prover för att få med så många som möjligt i bedömningsunderlaget. Oftast ingår ett visst prov i flera av de redovisade seten. För att förbättra inför framtiden tog vi dock i samband med omgång 2:3 fram och körde in 10 helt nya kontrollprover av vilka det finns tillräckliga mängder för att räkna flera omdrev framåt. Det är dessa som redovisas på sista raden för kontrollprov II i respektive analys.

As: Kontrollproverna antyder att mätnivån blev högre från och med omgång 2:2. Därefter tycks den vara ganska stabil

Cd: Mätnivån varierar lite men har i stort sett varit ganska stabil.

Co: Mätnivån varierar lite men har i stort sett varit ganska stabil.

Cr: Tydligt lägre halter i omgång 1:1. Tendens till lite högre halter i de två sista omgångarna. Data från omgång 2:1 ej tillförlitliga.

Cs: Tydligt lägre halter i omgång 2:1. I övrigt relativt stabilt.

Cu: Relativt stabilt.

Mn: Relativt stabilt, men tendens till lite högre värden i de två sista omgångarna.

Mo: Tydligt lägre halter i omgång 2:1. I övrigt relativt stabilt.

Ni: Relativt stabilt.

Pb: Relativt stabilt.

Se: Svårigheter med analysnivån. Redan i omgång 2:1 noterades att halterna var avsevärt lägre än i omdrev 1. Det anlidade laboratoriet testade då metoden på olika sätt (oxidationstals-, homogenitets- och tidsberoendetester mm.) för att utreda varför de uppmätta halterna var lägre än gången innan. Dessa tester gav ej någon förklaring till de lägre värdena. I omgång 2:1 var halterna åter högre, men ej riktigt i nivå med dem från omdrev 1. Därför skickades 8 st av typ II-kontrollproverna till Wessex Water i England för att få en oberoende kontroll. Deras laboratorium analyserar Se regelbundet. De använder ungefär samma metod med uppslutning i kungsvatten som det av oss anlidade laboratoriet. Resultatet av jämförelsen blev att Wessex Water uppmätte en medelhalt på 0,33 mg Se kg⁻¹ mot 0,34 mg Se kg⁻¹ för

Tabell A1a. Variation i mätnivån mellan provtagningsomgångar i SLU:s kontrollprover i jordanalyserna. K-I = kontrollprov typ I (se text). K-II = olika set av kontrollprov typ II. e.a. = ej analyserat i aktuell provtagningsomgång.

Table A1a. Variation in measurement levels between sampling series in SLU control samples for soil analyses. K-I = control sample type I (see text). K-II = different set of type II control samples. e.a. = not analysed in the particular sampling series.

	Omdr. 1		Omdrev 2				Omdr. 1		Omdrev 2			
	1	2:1	2:2	2:3	2:4	1	2:1	2:2	2:3	2:4		
Antal prov						As (mg/kg)						
K-I	63	10	12	12	12	4,9	4,5	5,3	5,5	5,5		
K-II	12	12				4,4	4,3					
K-II	9	9	9	9		4,2	4,2	5,0	4,9			
K-II	6 ¹	6 ¹	6 ¹	6 ¹	6 ¹	3,1	3,7	4,7	4,6	4,4		
K-II				10	10				4,9	5,0		
	¹ 5 prov för P-HCl och K-HCl											
	Cd (mg/kg)					Co (mg/kg)						
K-I	0,22	0,19	0,22	0,21	0,21	14,5	14,2	14,3	15,3	16,1		
K-II	0,23	0,21				7,9	7,7					
K-II	0,24	0,22	0,24	0,22		7,4	6,8	7,7	7,6			
K-II	0,18	0,16	0,18	0,17	0,13	7,9	7,3	8,3	8,0	7,1		
K-II				0,26	0,23				8,2	8,6		
	Cr (mg/kg)					Cs (mg/kg)						
K-I	49	44	51	56	57	5,2	3,2	5,8	5,7	5,7		
K-II	25	20				3,4	1,9					
K-II	25	20	27	29		3,7	2,0	3,5	3,3			
K-II	25	22	27	30	27	3,9	2,2	3,6	3,5	3,5		
K-II				27	28				3,1	3,2		
	Cu (mg/kg)					Mn (mg/kg)						
K-I	29	28	28	32	32	440	406	421	460	472		
K-II	19	19				452	461					
K-II	19	19	20	20		404	411	424	440			
K-II	14	13	16	16	15	426	434	445	472	456		
K-II			21	19				598	600			
	Mo (mg/kg)					Ni (mg/kg)						
K-I	1,2	1,0	1,3	1,2	1,3	32	30	33	34	37		
K-II	1,4	1,2				16	14					
K-II	1,3	1,1	1,5	1,3		15	13	15	15			
K-II	1,4	1,2	1,6	1,4	1,5	14	13	14	15	15		
K-II				2,4	2,5				15	16		
	Pb (mg/kg)					Se (mg/kg)						
K-I	25	25	25	28	28	0,38	0,28	0,35	0,32	0,40		
K-II	19	18				0,31	0,22					
K-II	20	19	19	20		0,36	0,25	0,32	0,28			
K-II	19	18	19	20	19	0,30	0,20	0,26	0,21	0,28		
K-II				20	21				0,30	0,39		

Tabell A1b. fortsättning.

Table A1b (contd).

	Omdr. 1		Omdrev 2			Omdr. 1		Omdrev 2		
	1	2:1	2:2	2:3	2:4	1	2:1	2:2	2:3	2:4
	Sr (mg/kg)					V (mg/kg)				
K-I	34	27	34	38	39	64	51	64	69	70
K-II	26	19				38	30			
K-II	27	21	26	30		40	32	40	43	
K-II	25	20	24	29	28	39	33	40	43	43
K-II				29	29				41	42
	Zn (mg/kg)					pH				
K-I	108	104	105	112	116	6,8	6,7	6,5	6,5	6,4
K-II	63	60				6,4	6,1			
K-II	61	60	61	65		6,3	6,2	6,2	6,2	
K-II	61	64	63	67	67	6,3	6,2	6,2	6,2	6,1
K-II				74	77				5,8	5,9
	P-AL (mg/100 g)					K-AL (mg/100 g)				
K-I	6,7	5,3	5,4	5,6	5,1	e.a.	17	20	16	17
K-II	10,8	10,1				e.a.				
K-II	8,5	8,1	7,9	8,5		e.a.	13	15	13	
K-II	7,5	7,2	6,8	7,3	7,1	e.a.	13	15	14	14
K-II				13,8	12,8	e.a.			19	17
	P-HCl (mg/100 g)					K-HCl (mg/100 g)				
K-I	80	69	84	74	66	e.a.	412	402	413	423
K-II	93	79				e.a.				
K-II	83	69	81	76		e.a.	198	206	212	
K-II	81	61	74	68	63	e.a.	182	196	193	201
K-II				95	92	e.a.			260	259
	C-tot (%)					N-tot (%)				
K-I	2,5	2,7	2,7	2,6	2,7	0,29	0,35	0,30	0,28	0,28
K-II	3,3	3,5				0,31	0,36			
K-II	3,6	3,7	3,7	3,5		0,34	0,38	0,33	0,30	
K-II	2,9	3,0	2,9	2,9	3,1	0,28	0,34	0,27	0,25	0,26
K-II				5,6	5,7				0,45	0,47
	Tot-S (%)					C-karb (%)				
K-I	0,47	0,45	0,48	0,53	0,52	För få karbonathaltiga kontrollprover.				
K-II	0,46	0,40								
K-II	0,52	0,44	0,45	0,54						
K-II	0,39	0,33	0,34	0,42	0,38					
K-II				0,33	0,33					

Tabell A1c. fortsättning.

Table A1c (contd).

	Omdr. 1		Omdrev 2			Omdr. 1		Omdrev 2		
	1	2:1	2:2	2:3	2:4	1	2:1	2:2	2:3	2:4
	Antal prov					Ca (mg/100 g)				
K-I	63	10	12	12	12	376	380	366	358	343
K-II	11 ¹	11 ¹				278	292			
K-II	9	9	9	9		300	321	297	299	
K-II		8	8		8		221	231		225
K-II				10	10				327	281
	¹ 9 prov									
	Mg (mg/100 g)					K (mg/100 g)				
K-I	37	40	39	38	36	20	24	18	18	18
K-II	14	17				21	23			
K-II	15	18	14	14		23	25	24	24	
K-II		16	15		16		20	21		20
K-II				16	16				13	12
	Na (mg/100 g)					Utbytbar aciditet (cmol_c/kg)				
K-I	2,2	<1	1,9	2,2	2,0	0,09	0,23	0,18	0,28	e.a.
K-II	3,0	2,4				0,36	0,51			e.a.
K-II	3,0	2,4	3,1	3,3		0,26	0,44	0,38	0,42	e.a.
K-II		2,5	2,9		4,3		0,42	0,46		e.a.
K-II				1,5	1,3					
	Antal, titrerbar aciditet					Titrerbar aciditet (cmol_c/kg)				
K-I	e.a.	10	12	12	12	e.a.	3,4	3,4	3,4	3,2
K-II	e.a.	15	15			e.a.	4,1	3,9		
K-II	e.a.	10	10	10		e.a.	4,8	4,6	5,1	
K-II	e.a.	6	6		6	e.a.	4,1	4,0		3,3
K-II	e.a.			10	10	e.a.			10,0	9,4

det av oss anlitate laboratoriet. Vi antog då att denna nivå var den rätta. I omgång 2:3 gav dock analysen lägre halter igen. Inför omgång 2:4 föreslog laboratoriet ett byte av metod för uppslutning. Denna gång kördes Se på samma HNO₃-extrakt som andra spårelement. Analysmetoden uppdaterades också (se analysmetoder i Material och metoder). Detta resulterade i att mätnivån blev i paritet med den från omdrev 1. Förhoppningsvis går det att reproducera denna mätnivå i framtiden.

Sr: Tydligt lägre halter i omgång 2:1. Tendens till lite högre halter i de två sista omgångarna. Data från omgång 2:1 ej tillförlitliga.

V: Tydligt lägre halter i omgång 2:1. Tendens till lite högre halter i de två sista omgångarna. Data från omgång 2:1 ej tillförlitliga.

Zn: Relativt stabil nivå men liten tendens till högre halter i de två sista omgångarna.

pH: Relativt stabilt, men lite tendens till sjunkande nivå med tiden. Här finns en osäkerhet eftersom pH kan förändras i lagrade prover. I omgångarna 2:3 och 2:4 hade vi problem med mätnivån vid pH-analysen och fick köra om en hel del prov (inklusive kontroller). I omgång 2:4 skickades några testprover till flera olika laboratorier för att kontrollera mätnivån. Detta ledde till byte av laboratorium för omkörningen. pH-analyserna i denna omgång utfördes till slut av Agrilab i Uppsala.

P-AL: Kontrollprov typ I antyder lägre mätnivå i omdrev 2 än i omdrev 1. Denna tendens finns också i övriga kontrollprov men är då mindre. Det fanns en del indikationer på att mätnivån i omdrev 1 var lite för hög (se Eriksson m.fl., 1997). Eftersom nivån blev påtagligt lägre vid analysen av omgång 2:1 än i omdrev 1 skickades också några prover för analys av P (och K) både i AL och i HCl-extrakt till flera laboratorier för kontroll. Dessa kunde inte påvisa att analyserna i omgång 2:1 skulle ligga på fel nivå.

K-AL: Denna analys utfördes ej i omdrev 1. I omdrev 2 har mätnivån varierat men ej visat någon tidstrend.

P-HCl: Liksom för P-AL är mätnivån lägre i omdrev 1.

K-HCl: Denna analys utfördes ej i omdrev 1. I omdrev 2 har mätnivån varit mycket stabil trots byte av laboratorium efter halva tiden. Den under P-AL ovan beskrivna kontrollen av analyserna i omgång 2:1 innefattade också HCl-lösligt P och K och visade på för höga K-HCl-värden, vilket föranledde omanalys av samtliga prover. Kontrollproverna indikerar att omanalyserna gav rätt värden.

Totalkol: Mätnivån varierar lite men har i stort sett varit ganska stabil.

Totalkväve: Mätnivån var lite högre i omgång 2:1, men i övrigt ganska jämn nivå mellan mätningarna.

Karbonatkol: Bara något enstaka av de utvalda kontrollproverna innehåller karbonatkol. För höga karbonathalter i förhållande till pH vid pH 6,8–6,9 tyder dock på att analyserna i omgång 2:1 ej är tillförlitliga.

Utbytbart Ca, Mg, K och Na: Lite varierande mätnivå och lite motsägande resultat mellan olika serier av kontrollprover, men inga tydliga trender över tiden.

Utbytbar aciditet: Mätnivån ser ganska stabil ut, men statistiken för kontrollprov typ I i appendix 3 (tabell A4a) visar på ganska dålig reproducerbarhet i enskilda analyser. Eftersom titrerbar aciditet som är ett mer inarbetat mått på aciditet i jordbruksmark och som ingår i miljöövervakningen slutade vi analysera utbytbar aciditet i omgång 2:4.

Titrerbar aciditet: Ganska stabil men med tendens till lite lägre värden i sista omgången.

Variationen i mätnivå i kärnproverna visas tabell A2. Mer detaljerad statistik för kontrollprov I visas också i appendix 3 (tabellerna A7a och A7b). Även för kärnproverna fanns det kontrollprover både av typ I och typ II. Tolkningen av kontrollerna försårades dock av att laboratoriet till att börja med ville köra varje växtslag för sig. Eftersom det var få prover totalt blev det bara 2-3 kontrollprov av varje slag för varje gröda. Också i detta fall tog också de gamla proverna från omdrev 1 så småningom slut. För att få bättre kontroll kördes prover av alla tre spannmålsslagen blandat i omgångarna 2:3 och 2:4 med gemensamma kontrollprover. Som kontrollprov typ I använde vi då bara ett veteprov. Liksom för jordanalyserna körde vi också i dessa omgångar in ett antal nya kontrollprov av typ II (redovisas på sista raden för varje analyserad variabel), som kommer att räcka några omdrev framåt i tiden.

I analyserna av kärna verkar mätnivån varierat lite mer än i jordproverna. Trenderna är också för många ämnen lite motsägande mellan de olika serierna av kontrollprover. En kan visa en ökande tendens mellan två provtagningar, en annan kan uppvisa en minskning. För en del ämnen är förklaringen nog att halterna är låga och ligger nära rapporteringsgränsen. Även vid analyserna av ämnen som föreligger i ganska höga halter som Ca, K, Mg, Mn och P har det dock varit lite svårt att hålla en jämn nivå. Möjligen kan en del av variationen bero på att analysen utförs på hela kärnor. Halterna varierar förmodligen mellan enskilda kärnor vilket ger en viss variation beroende på vilka kärnor som råkar komma med i det enskilda provet. Tester som vi tidigare gjort vid SLU tyder på antalet invägda kärnor 20-25 st är tillräckligt för att få representativa prov. Den alternativa metoden vore att mala proverna före analys, men det innebär en föroreningsrisk.

Tabell A2. Variation i mätnivån mellan provtagningsomgångar i SLU:s kontrollprover i analyserna av spannmålskärna. K-I = kontrollprov typ I (se text). K-II = olika set av kontrollprov typ II. e.a. = ej analyserat i aktuell provtagningsomgång.

Table A2. Variation in measurement levels between sampling series in SLU control samples for grain analyses. K-I = control sample type I (see text). K-II = different sets of type II control samples. e.a. = not analysed in the particular sampling series.

	Omdr.		Omdrev 2			Omdr.		Omdrev 2		
	1	2:1	2:2	2:3	2:4	1	2:1	2:2	2:3	2:4
	Antal prov					As (mg/kg)				
K-I	9	2	3	8	8	För få mätbara halter				
K-II	4	4	4							
K-II		5	5	5	5					
K-II				12	12					
	Ca (mg/kg)					Cd (mg/kg)				
K-I	377	385	342	414	365	0,024	0,028	0,021	0,025	0,025
K-II	401	367	330			0,026	0,018	0,019		
K-II		526	496	542	477		0,018	0,018	0,018	0,028
K-II				511	446				0,035	0,041
	Co (mg/kg)					Cr (mg/kg)				
K-I	0,0025	0,0033	0,0027	0,0037	0,0057	För få mätbara halter				
K-II	0,0032	0,0033	0,0037							
K-II		0,0173	0,0222	0,0293	0,0107					
K-II				0,0241	0,0070					
	Cs (mg/kg)					Cu (mg/kg)				
K-I	0,0037	0,0033	0,0027	0,0037	0,0057	2,8	2,8	2,4	3,2	2,8
K-II	0,0049	0,0049	0,0041			4,1	3,6	3,2		
K-II		0,0244	0,0174	0,0253	0,0067		4,2	4,0	4,9	3,9
K-II				0,0241	0,0070				4,5	4,0
	K (mg/kg)					Mg (mg/kg)				
K-I	4360	4450	3903	4615	4430	1050	1045	906	1120	1067
K-II	5480	4735	4458			1275	1120	1015		
K-II		4702	4561	5010	4788		1141	1102	1195	1172
K-II				4593	4571				1211	1244
	Mn (mg/kg)					Mo (mg/kg)				
K-I	17	17	13	18	16	0,66	0,72	0,56	0,72	0,75
K-II	20	18	15			2,7	2,3	2,1		
K-II		24	21	26	25		1,6	1,4	1,8	1,7
K-II				21	21				1,1	1,0
	N (%)					Ni (mg/kg)				
K-I	e.a.	1,5	1,7	1,6	1,6	<0,05	0,049	0,043	0,055	0,062
K-II	e.a.					0,09	0,08	0,07		
K-II	e.a.	1,7	1,8	1,8	1,6		0,53	0,51	0,62	0,40
K-II	e.a.			1,9	1,8				0,34	0,26

Tabell A2. (fortsättning)

Table A2. (contd)

	Omdr. 1		Omdrev 2			Omdr. 1	Omdrev 2			
	1	2:1	2:2	2:3	2:4		2:1	2:2	2:3	2:4
	P (mg/kg)					Pb (mg/kg)				
K-I	2965	3545	2760	3695	3733	<0,04	0,026	0,037	0,037	0,025
K-II	4081	4083	3460			<0,04	0,020	0,026		
K-II		3990	3633	4052	3360		0,024	0,026	0,045	0,055
K-II				3894	3375				0,044	0,031
	Sr (mg/kg)					V (mg/kg)				
K-I	3,5	1,4	3,1	3,4	3,4	0,0013	0,0036	0,0019	<0,01	0,0024
K-II	1,9	0,6	1,4			0,0035	0,0036	0,0031		
K-II		0,6	1,4	1,6	1,5		0,0039	0,0029	<0,01	0,0055
K-II				1	1				<0,01	0,0042
	Zn (mg/kg)									
K-I	18	19	14	18	17					
K-II	30	28	24							
K-II		31	29	30	27					
K-II				28	26					

Appendix 3. Statistik för kontrollprov typ I per analysomgång

Appendix 3 innehåller statistik för kontrollprov typ I, dvs. för delprov av ett och samma kontrollprov som då och då lades in i analysserien. Ett lågt RSD-värde (standardavvikelse i % av medelvärde) antyder stabila förhållanden under analysens gång. Medelvärdena redovisas också i rad 1 i tabellerna A1-A2 i appendix 2.

Tabell A3a. Statistik för kontrollprover typ I i de olika jordanalysomgångarna i omdrev 2 (2:1 och 2:2). RSD = relativ standardavvikelse. Utförande laboratorium var HS Miljölab. Detta laboratorium hade två olika kontrollprov med olika pH-nivå vid analysen av omgång 2:1.

Table A3a. Statistics for type I control samples in the different soil analysis series in sub-samplings 2:1 and 2:2 in sampling series 2. RSD = relative standard deviation. The laboratory concerned was HS Miljölab. This laboratory had two different control samples with different pH levels in the analyses in sub-sampling 2:1 in sampling series 2.

	Ts %	pH	pH	CaCO ₃ %	tot-C %	tot-N %	tot-S %
Omgång 2:1							
SLU:s kontroll							
Antal	10	10	-	-	10	10	10
Min värde	97,3	6,6	-	-	2,5	0,3	0,038
Max värde	98,8	6,9	-	-	2,9	0,4	0,061
Medelvärde	97,6	6,7	-	-	2,7	0,35	0,045
Stdav	0,5	0,1	-	-	0,1	0,0	0,006
RSD	0	2	-	-	5	6	14
Laboratoriets egna							
Antal	-	14	7	10	49	49	14
Min värde	-	6,2	4,1	0,2	4,1	0,21	3,4
Max värde	-	6,4	4,3	0,6	4,5	0,33	4,2
Medelvärde	-	6,3	4,2	0,5	4,3	0,26	3,8
Stdav	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,03	0,2
RSD	-	1	2	27	2	9	6
Omgång 2:2							
SLU:s kontroll							
Antal	12	12	-	-	12	12	12
Min värde	97,3	6,3	-	-	2,6	0,26	0,042
Max värde	98,2	6,7	-	-	2,8	0,34	0,053
Medelvärde	97,7	6,5	-	-	2,7	0,30	0,048
Stdav	0,3	0,1	-	-	0,1	0,02	0,003
RSD	0,3	2	-	-	3	7	6
Laboratoriets egna							
Antal	-	-	-	-	53 ¹	53 ¹	-
Min värde	-	-	-	-	2,7	0,17	-
Max värde	-	-	-	-	2,9	0,29	-
Medelvärde	-	-	-	-	2,8	0,20	-
Stdav	-	-	-	-	<0,1	0,02	-
RSD	-	-	-	-	2	10	-

¹ ett extremvärde borttaget

Tabell A3b. Statistik för kontrollprover typ I i de olika jordanalysomgångarna i omdrev 2 (2: 3 och 2:4). RSD = relativ standardavvikelse. Utförare var växtnäringens laboratorium vid Inst för mark och miljö, SLU. Svavel analyserades dock av ALS och pH av Agrilab 2007.

Table A3b. Statistics for type I control samples in the different soil analysis series in sub-samplings 2:3 and 2:4 in sampling series 2. RSD = relative standard deviation. Work carried out by the plant nutrient laboratory at the Dept. of Soil & Environment, SLU. However, sulphur was analysed by ALS and pH by Agrilab in 2007.

	Ts	pH	CaCO₃	C	N	S
	%		%	%	%	%
Omgång 2:3						
SLU:s kontroll						
Antal	12	12	-	12	12	12
Min värde	97,3	6,3	-	2,6	0,27	0,049
Max värde	97,6	6,6	-	2,7	0,29	0,057
Medelvärde	97,5	6,5	-	2,6	0,28	0,053
Stdav	0,1	0,1	-	0,0	0,00	0,002
RSD	0,1	1	-	1	1	4
Laboratoriets egna						
Medelvärde	-	-	-	se tabell A3c		0,052
Stdav	-	-	-			0,004
RSD	-	-	-			9
Omgång 2:4						
SLU:s kontroll						
Antal	12	12	-	12	12	12
Min värde	97,4	97,4	-	2,6	0,27	0,048
Max värde	97,8	97,8	-	2,8	0,29	0,057
Medelvärde	97,6	97,6	-	2,7	0,28	0,052
Stdav	0,1	0,1	-	0,1	0,01	0,002
RSD	0,1	0,1	-	2	2	5
Laboratoriets egna						
Antal	-	-	-	16	16	11
Min värde	-	-	-	2,6	0,28	
Max värde	-	-	-	2,8	0,29	
Medelvärde	-	-	-	2,7	0,29	0,046
Stdav	-	-	-	0,05	<0,01	0,003
RSD	-	-	-	0,3	<0,1	7

Tabell A3c. Resultat av dubbelanalys av karbonatkol på ett antal prover i omgång 2:3 i omdrev 2.
Table A3c. Results of double analyses of carbonate carbon on a number of samples in sampling in sub-sampling 2:3 in sampling series 2.

Prov	Analys 1	Analys 2	Prov	Analys 1	Analys 2
1	0,010	0,006	5	0,006	0,014
2	0,010	0,011	6	0,019	0,025
3	0,021	0,011	7	0,113	0,094
4	0,009	0,012	8	0,454	0,508

Tabell A4a. Statistik för kontrollprover typ I i de olika jordanalysomgångarna i omdrev 2 (2:1 och 2:2). RSD = relativ standardavvikelse. Utförare var Analycen/Eurofins.

Table A4a. Statistics for type I control samples in the different soil analysis series in sub-samplings 2:1 and 2:2 in sampling series 2. RSD = relative standard deviation. Work carried out by Analycen/Eurofins.

	Ca	Mg	K	Na	Utb. acid.	Tit. acid.
	mg/100 g				cmol _c /kg	
Omgång 2:1						
SLU:s kontroll						
Antal	9	9	9	9	10	9
Min värde	358	20	35	<1	0,12	2,8
Max värde	403	30	43	7,6	0,64	3,7
Medelvärde	380	24	40	-	0,23	3,4
Stdav	16	4	2	-	0,16	0,3
RSD	4	15	6	-	68	8
Laboratoriets egna 1						
Antal	16	16	16	-	-	-
Min värde	146	4,1	10,7	-	-	-
Max värde	181	5,5	13,9	-	-	-
Medelvärde	161	4,8	12,4	-	-	-
Stdav	11	0,4	1,0	-	-	-
RSD	7	8	8	-	-	-
Laboratoriets egna 2						
Antal	18	16	18	-	-	-
Min värde	64	1,7	4,8	-	-	-
Max värde	72	2,2	7,2	-	-	-
Medelvärde	68	2,0	6,2	-	-	-
Stdav	2	0,2	0,7	-	-	-
RSD	3	8	11	-	-	-
Omgång 2:2						
SLU:s kontroll						
Antal	12	12	12	12	12	12
Min värde	354	16	37	1,5	0,14	2,5
Max värde	383	20	40	2,3	0,28	4,0
Medelvärde	366	18	39	1,9	0,18	3,4
Stdav	8	1	1	0,2	0,04	0,4
RSD	2	6	2	11	20	12
Laboratoriets egna						
Antal	35	35	35	35	33	43
Min värde	913	131	84	19	0,75	0,8
Max värde	1139	174	111	25	1,25	1,7
Medelvärde	1036	152	99	22	1,03	1,2
Stdav	63	11	7	2	0,12	0,2
RSD	6	7	7	9	12	17

Tabell A4b. Statistik för kontrollprover typ I i de olika jordanalysomgångarna i omdrev 2 (2:3 och 2:4). RSD = relativ standardavvikelse. Utförare var Analycen/Eurofins.

Table A4b. Statistics for type I control samples in the different soil analysis series in sub-samplings 2:3 and 2:4 in sampling series 2. RSD = relative standard deviation. Work carried out by Analycen/Eurofins.

	Ca	Mg	K	Na	Utb. acid.	Tit. acid.
	mg/100 g				cmol _c /kg	
Omgång 2:3						
SLU:s kontroll						
Antal	12	12	12	12	11	12
Min värde	334	35	17	1,5	0,03	0,9
Max värde	382	41	20	2,7	0,74	5,8
Medelvärde	358	38	18	2,2	0,28	3,4
Stdav	15	1	1	0,3	0,18	1,2
RSD	4	4	5	14	67	34¹
Laboratoriets egna						
Antal	18	18	18	18	-	25
Min värde	99	8,3	6,6	1,3	-	1,9
Max värde	131	10,9	9,7	2,6	-	3,8
Medelvärde	119	9,8	8,8	1,7	-	3,0
Stdav	8	0,8	0,8	0,3	-	0,4
RSD	7	8	9	18	-	14
Omgång 2:4						
SLU:s kontroll						
Antal	12	12	12	12	-	12
Min värde	243	9	26	1,1	-	2,9
Max värde	369	19	39	3,1	-	4,1
Medelvärde	343	18	36	2,0	-	3,2
Stdav	34	3	3	0,4	-	0,4
RSD	10	16	9	22	-	3
Laboratoriets egna						
Inga kontrollprover av denna typ tillgängliga						

¹ Två värden avvek starkt (min- och max-värdena). Utan dessa blev RSD 12 %.

Tabell A5. Statistik för kontrollprover typ I i de olika jordanalysomgångarna i omdrev 2. RSD = relativ standardavvikelse. Utförare var HS Miljölab (omgång 2:1-2:2) och växtnäringens laboratorium vid Inst. f. mark och miljö, SLU. (omgång 2:3-2:4).

Table A5. Statistics for type I control samples in the different soil analysis series in sampling series 2. RSD = relative standard deviation. Work carried out by HS Miljölab (sub-samplings 2:1-2:2) and the plant nutrient laboratory at the Dept. of Soil & Environment, SLU (sub-samplings 2:3-2:4).

	P-AL	K-AL	P-HCI	K-HCI	P-AL	K-AL	P-HCI	K-HCI
	mg/100 g				mg/100 g			
	Omgång 2:1				Omgång 2:2			
SLU:s kontroll								
Antal	10	10	10	10	12	12	12	12
Min värde	4,6	15	60	363	4,8	16	73	328
Max värde	6,0	20	77	485	6,1	23	94	451
Medelvärde	5,3	17	69	412	5,4	20	84	402
Stdav	0,4	2	5	40	0,4	2	6	33
RSD	8	10	7	10	8	11	7	8
Laboratoriets egna								
Antal	14	14	17	-	-	-	-	-
Min värde	5,4	2,6	5,4	-	-	-	-	-
Max värde	7,2	3,5	7,2	-	-	-	-	-
Medelvärde	6,2	2,9	6,3	-	-	-	-	-
Stdav	0,6	0,3	0,6	-	-	-	-	-
RSD	9	9	3	-	-	-	-	-
	Omgång 2:3				Omgång 2:4			
SLU:s kontroll								
Antal	12	12	12	12	12	12	12	12
Min värde	5,2	14	70	374	3,0	13,5	61	399
Max värde	6,3	17	83	440	5,8	19,9	71	467
Medelvärde	5,6	16	74	413	5,1	17,1	66	423
Stdav	0,4	1	4	20	0,7	1,6	3	18
RSD	7	7	5	5	14	10	5	4
Laboratoriets egna								
Antal	14	14	9	9	25	25	29	29
Min värde	13	27	77	532	12,1	27,2	72	579
Max värde	15	32	88	614	13,5	30,3	78	619
Medelvärde	14	29	83	575	12,7	28,5	75	600
Stdav	1	1	4	29	0,3	0,8	1	11
RSD	5	5	4	5	3	3	2	2

Tabell A6a. Statistik för kontrollprover typ I i de olika jordanalysomgångarna i 2 (2:1 och 2:2). RSD = relativ standardavvikelse. Utförare var Analytica/ALS.

Table A6a. Statistics for type I control samples in the different soil analysis series in sub-samplings 2:1 and 2:2 in sampling series 2. RSD = relative standard deviation. Work carried out by Analytica/ALS.

	As	Cd	Co	Cr	Cs	Cu	Mn
	mg/kg						
Omgång 2:1							
SLU:s kontroll							
Antal	10	10	10	10	10	10	10
Min värde	4,1	0,17	12,8	41	2,9	26	384
Max värde	4,8	0,21	15,3	48	3,8	30	436
Medelvärde	4,5	0,19	14,2	44	3,2	28	406
Stdav	0,2	0,01	0,7	3	0,3	1	19
RSD	5	6	5	6	10	4	5
Laboratoriets egna							
Antal	13	13	13	13	13	13	13
Min värde	3,7	0,19	10,0	31	2,4	22	390
Max värde	5,5	0,23	13,4	44	4,9	26	463
Medelvärde	4,5	0,21	12,2	38	3,2	24	435
Stdav	0,4	0,01	1,0	3	0,6	1	25
RSD	10	5	8	9	18	5	6
Omgång 2:2							
SLU:s kontroll							
Antal	12	12	12	12	12	12	12
Min värde	4,7	0,20	13	48	5,3	26	399
Max värde	5,8	0,24	16	55	6,4	31	450
Medelvärde	5,3	0,22	14	51	5,8	28	421
Stdav	0,3	0,01	1	3	0,4	1	16
RSD	6	5	7	5	6	4	4
Laboratoriets egna 1							
Antal							
Medelvärde	4,8	0,23	11	38	4,4	23	431
Stdav	0,3	0,02	1	2	0,4	1	45
RSD	7	7	9	6	8	6	10
Laboratoriets egna 2							
Antal							
Medelvärde	4,2	0,22	4	13	1,1	9	337
Stdav	0,2	0,01	0	1	0,1	1	13
RSD	5	4¹	3	6	6	5	4

¹ ett avvikande värde på 0,36 mg kg⁻¹ borttaget

Tabell A6b . Statistik för kontrollprover typ I i de olika jordanalysomgångarna i omdrev 2 (2:3 och 2:4). RSD = relativ standardavvikelse. Utförare var Analytica/ALS.

Table A6b. Statistics for type I control samples in the different soil analysis series in sub-samplings 2:3 and 2:4 in sampling series 2. RSD = relative standard deviation. Work carried out by Analytica/ALS.

	As	Cd	Co	Cr	Cs	Cu	Mn
	mg/kg						
Omgång 2:3							
SLU:s kontroll							
Antal	12	11	12	12	12	12	12
Min värde	4,9	0,18	12	52	12	30	407
Max värde	6,2	0,24	14	59	5,0	34	508
Medelvärde	5,5	0,21	17	56	6,8	32	460
Stdav	0,4	0,02	15	2	5,7	2	33
RSD	8	9¹	1	4	0,5	5	7
Laboratoriets egna 1							
Antal							
Min värde	4,2	0,21	4,5	13,5	1,11	10,4	369
Max värde	0,3	0,02	0,4	1,4	0,11	0,8	32
RSD	8	9	10	10	10	8	9
Laboratoriets egna 2							
Antal	10						
Medelvärde	4,9	0,22	12,2	40	4,4	26	500
Stdav	0,4	0,02	1,4	3	0,7	3	50
RSD	9	11	11	8	17	11	10
Omgång 2:4							
SLU:s kontroll							
Antal	12	12	12	12	12	12	12
Min värde	5,2	0,18	15	53	5,3	30	448
Max värde	6,6	0,24	17	65	6,5	33	485
Medelvärde	5,5	0,21	16	57	5,7	32	472
Stdav	0,4	0,02	0,5	3	0,3	1	12
RSD	3	8	3	5	6	3	2
Laboratoriets egna 1							
Antal	11	11	11	11	11	11	11
Medelvärde	4,3	0,22	4,2	13,6	1,2	9,7	354
Stdav	0,2	0,02	0,2	1,2	0,1	0,3	12
RSD	5	10	4	9	7	3	3
Laboratoriets egna 2							
Antal	11	11	11	11	11	11	11
Medelvärde	4,71	0,20	11,3	38	4,2	23	461
Stdav	0,34	0,02	0,8	3	0,3	1	32
RSD	7	8	7	7	8	6	7

¹ ett avvikande värde på 0,51 mg kg⁻¹ borttaget

Tabell A6c. Statistik för kontrollprover typ I i de olika jordanalysomgångarna i omdrev 2 (2:1 och 2:2). RSD = relativ standardavvikelse. Utförare var Analytica/ALS.

Table A6c. Statistics for type I control samples in the different soil analysis series in sub-samplings 2:1 and 2:2 in sampling series 2. RSD = relative standard deviation. Work carried out by Analytica/ALS.

	Mo	Ni	Pb	Se	Sr	V	Zn
	mg/kg						
Omgång 2:1							
SLU:s kontroll							
Antal	10	10	10	10	10	10	10
Min värde	0,9	27	24	0,25	25	41	98
Max värde	1,1	34	29	0,30	31	61	119
Medelvärde	0,97	30	25	0,28	27	51	104
Stdav	0,05	2	2	0,02	2	6	8
RSD	5	6	6	6	8	11	7
Laboratoriets egna							
Antal	13	13	13	12	13	13	13
Min värde	0,75	22	20	0,25	23	37	85
Max värde	1,14	29	27	0,28	38	63	107
Medelvärde	0,93	25	23	0,26	27	47	93
Stdav	0,10	2	3	0,01	4	6	7
RSD	11	7	11	4	14	14	8
Omgång 2:2							
SLU:s kontroll							
Antal							
Min värde	1,2	30	23	0,31	32	60	100
Max värde	1,4	44	27	0,41	36	68	112
Medelvärde	1,3	33	25	0,35	34	64	105
Stdav	0,1	4	1	0,03	1	2	4
RSD	5	11	4	8	4	4	4
Laboratoriets egna 1							
Antal							
Medelvärde	1,07	24	22	0,30	33	52	85
Stdav	0,07	2	1	0,02	2	2	4
RSD	7	8	5	7	5	4	5
Laboratoriets egna 2							
Antal							
Medelvärde	0,39	8	33	0,21	10	19	49
Stdav	0,01	0	1	0,02	1	1	2
RSD	3	4	3	9	7	6	5

Tabell A6d. Statistik för kontrollprover typ I i de olika jordanalysomgångarna i omdrev 2 (2:3 och 2:4). RSD = relativ standardavvikelse. Utförare var Analytica/ALS.

Table A6d. Statistics for type I control samples in the different soil analysis series in sub-samplings 2:3 and 2:4 in sampling series 2. RSD = relative standard deviation. Work carried out by Analytica/ALS.

	Mo	Ni	Pb	Se	Sr	V	Zn
mg/kg							
Omgång 2:3							
SLU:s kontroll							
Antal	12	12	12	12	12	12	12
Min värde	1.1	31	26	0.28	32	61	106
Max värde	1.7	38	30	0.38	43	77	129
Medelvärde	1.2	34	28	0.32	38	69	112
Stdav	0.1	2	1	0.03	3	5	7
RSD	12	7	4	9	8	7	6
Laboratoriets egna 1							
Antal							
Medelvärde	0,40	8,3	33	0,18	10,9	19,4	52
Stdav	0,02	0,8	2	0,03	1,8	2,4	5
RSD	5	10	5	16¹	16	12	9
Laboratoriets egna 2							
Antal							
Medelvärde	1,09	25	23	0,28	38	54	94
Stdav	0,16	3	2	0,04	5	4	9
RSD	14	12	8	13²	13	8	10
Omgång 2:4							
SLU:s kontroll							
Antal	12	12	12	12	12	12	12
Min värde	1,2	36	27	0,34	35	67	110
Max värde	1,4	39	32	0,47	44	80	128
Medelvärde	1,3	37	28	0,40	39	70	116
Stdav	0,1	1	1	0,03	2	4	5
RSD	5	3	4	9	6	5	4
Laboratoriets egna 1							
Antal	11	11	11	11	11	11	10
Medelvärde	0,42	8,4	35	0,25	12	20	51
Stdav	0,02	0,4	1	0,02	1	1	3
RSD	5	5	4	9	12	8	5
Laboratoriets egna 2							
Antal	11	11	11	11	11	11	11
Medelvärde	1,1	24	23	0,36	35	53	88
Stdav	0,1	1	1	0,03	3	4	6
RSD	8	5	3	7	8	8	6

¹ 15 observationer

² 20 observationer

Tabell A7a. Statistik för kontrollprover typ I i de olika växtanalysomgångarna i omdrev 2. RSD = relativ standardavvikelse. Utförare var Analytica/ALS.

Table A7a. Statistics for type I control samples in the different plant analysis series in sampling series 2. RSD = relative standard deviation. Work carried out by Analytica/ALS.

	Ts	Ca	Cd	Cu	K	Mg	Mn	N	P	Zn
	%	mg/kg								
Omgång 2:1										
SLU:s kontroll (n=4, havrekärna)										
Medelv.	-	786	0,024	4,1	4205	1285	31	1,93	4395	34
Stdav	-	24	0,002	0,2	132	19	2	0,03	156	2
RSD	-	3	7	4	3	1	8	1	4	6
Omgång 2:2										
SLU:s kontroll (n=3, havrekärna)										
Medelv.	92	690	0,023	3,8	3860	1183	28	1,86	3783	29
Stdav	0,4	39	0,000	0,1	75	40	3	0,13	102	2
RSD	0,5	6	1	3	2	3	12	7	3	7
Omgång 2:3										
SLU:s kontroll (n=8, vetekärna)										
Min värde	93,1	380	0,022	2,9	4100	1020	16	1,6	2840	16
Max värde	94,0	440	0,028	3,3	5280	1250	20	1,6	4310	20
Medelvärde	93,6	414	0,025	3,2	4615	1120	8	1,6	3695	18
Stdav	0,3	25	0,002	0,1	359	77	1	0,0	438	1
RSD	0,3	6	10	5	8	7	7	0	12	7
Laboratoriets egna (n=8, NIST SRM 1547)										
Certifierat värde	-	15600	0,026	3,7	24300	4320	98	-	1370	18
Medelvärde	-	15875	0,023	3,5	23800	4148	87	-	1484	16
Stdav	-	1733	0,002	0,5	2293	455	7	-	159	1
RSD	-	11	8	13	10	11	8	-	11	9
Laboratoriets egna (n=16, grahamsmjöl)										
Medelvärde	-	336	0,061	3,9	4271	1051	24	-	3369	23
Stdav	-	39	0,005	0,5	559	189	3	-	549	3
RSD	-	12	8	12	13	18	14	-	16	12
Omgång 2:4										
SLU:s kontroll (n=8, vetekärna)										
Min värde	91,2	239	0,021	2,3	3810	857	15	1,54	2610	15
Max värde	93,7	453	0,029	3,1	5250	1270	18	1,65	3260	18
Medelvärde	92,8	365	0,025	2,8	4430	1067	16	1,58	3080	17
Stdav	0,8	65	0,003	0,3	466	123	1	0,05	213	1
RSD	1	18	14	11	11	12	9	3	7	7
Laboratoriets egna (n=8, NIST SRM 1547)										
Certifierat	-	15600	0,026	3,7	24300	4320	98	-	1370	18
Medelvärde	-	15600	0,023	3,7	24509	4235	98	-	1452	18
Stdav	-	1348	0,001	0,2	1064	362	12	-	102	2
RSD	-	9	5	6	4	9	12	-	7	9
Laboratoriets egna (n=16, grahamsmjöl)										
Medelvärde	-	312	0,060	3,8	4296	1010	24	-	3125	24
Stdav	-	34	0,007	0,3	432	98	3	-	280	2
RSD	-	11	12	8	10	10	13	-	9	9

Tabell A7b. fortsättning.

Table A7b (contd).

	As	Co	Cr	Cs	Mo	Ni	Pb	Sr	V
	mg kg ⁻¹								
Omgång 2:1 (n=4, havrekärna)									
SLU:s kontroll									
Medelvärde	0,021	0,020	<0,02	0,010	2,1	1,8	0,021	0,835	0,004
Stdav	0,005	0,004	-	0,004	0,05	0,2	0,003	0,056	0,001
RSD	22	18	-	45	2	12	13	7	14
Omgång 2:2 (n=3, havrekärna)									
SLU:s kontroll									
Medelvärde	<0,01	0,021	0,014	0,0046	1,9	1,9	0,018	1,8	0,0022
Stdav		0,001	0,002	0,0004	0,2	0,2	0,010	0,1	0,0001
RSD		7	13	8	10	12	57	8	3
Omgång 2:3 (n=8, vetekärna)									
SLU:s kontroll									
Min värde	<0,05	0,0032	<0,02	0,0039	0,65	0,041	<0,02	3,1	<0,01
Max värde	<0,05	0,0043	0,023	0,0046	0,82	0,065	0,063	4,0	<0,01
Medelvärde	<0,05	0,0037	<0,02	0,0043	0,72	0,055	0,037	3,4	<0,01
Stdav	-	0,0005	-	0,0003	0,06	0,008	0,015	0,3	-
RSD	-	15	-	6	9	14	39	8	-
Laboratoriets egna (n=8, NIST SRM 1547)									
Certifierat värde	0,06	-	-	-	0,06	0,69	0,87	53	0,37
Medelvärde	0,080	0,049	0,40	0,060	0,047	0,32	0,70	52	0,21
Stdav	0,008	0,004	0,04	0,006	0,004	0,02	0,14	4	0,02
RSD	10	8	10	9	8	7	20	7	11
Laboratoriets egna (n=16, grahamsmjöl)									
Medelvärde	<0,05	0,005	0,02	0,002	0,417	0,07	0,04	2	<0,01
Stdav	-	0,001	0,00	0,001	0,034	0,01	0,00	0	-
RSD	-	18	5	23	8	20	9	19	-
Omgång 2:4 (n=8, vetekärna)									
SLU:s kontroll									
Min värde	<0,04	0,003	0,017	0,0043	0,67	0,048	0,021	2,7	0,0011
Max värde	<0,04	0,010	0,035	0,0068	0,87	0,089	0,032	4,3	0,0041
Medelvärde	<0,04	0,006	0,025	0,0050	0,75	0,062	0,025	3,4	0,0024
Stdav	-	0,003	0,007	0,0008	0,07	0,013	0,003	0,5	0,0011
RSD	-	47	29	16	9	21	12	13	45
Laboratoriets egna (n=8, NIST SRM 1547)									
Certifierat	0,06	-	-	-	0,06	0,69	0,87	53	0,37
Medelvärde	*	0,062	0,51	0,073	0,054	0,46	0,84	60	0,26
Stdav	*	0,007	0,07	0,005	0,006	0,05	0,04	5	0,03
RSD	*	11	13	7	11	11	4	8	13
Laboratoriets egna (n=16, grahamsmjöl)									
Medelvärde	<0,04	*	*	0,0028	0,46	0,081	<0,02	2,0	0,0029
Stdav	-	*	*	0,0009	0,02	0,011	-	0,1	0,0009
RSD	-	*	*	32	5	13	-	7	33

* Värden både över och strax under detektionsgränsen

Appendix 4. Samband mellan kolhalt och skrymdensitet

I en specialundersökning bestämdes på proverna från 2003 (omgång 2:2) halten organisk kol i hela markprofiler ned till 60 cm djup. Kolhaltsdata från undersökningen redovisas i avsnittet "Halt organiskt kol i markprofiler". För att kunna beräkna mängden kol i åkermark behöver man också uppgift om jordarnas skrymdensitet (volymvikt). Därför bestämdes också skrymdensitet på jordarna i specialundersökningen och sambandet mellan kolhalt och skrymdensitet undersöktes. Resultatet av dessa beräkningar redovisas nedan.

Figureerna A1-A3 visar skrymdensitet som funktion av kolhalt på olika nivåer i markprofilen. Den första figuren visar alla data från Mälardalen. Denna presentation antyder att skrymdensiteten skulle vara lägre i övre delen av alven (20-30 cm) än i matjorden (0-20 cm) vid kolhalter i intervallet 3-5 % (fig. A1). Om vi tar bort värden med kolhalter högre än 5,5 % får vi dock en annan bild (fig. A2). Då närmar sig kurvorna för matjordshorisonerna dem för den övre alven. Denna skillnad beror på att kurvan egentligen planar ut, sambandet är asymptotiskt inte rätlinjigt. Ju högre kolhalten blir desto mindre sjunker skrymdensiteten för varje procents ökning av kolhalten, vilket innebär att skrymdensiteten går mot en konstant slutnivå. Denna slutnivå bör ligga på ca 0,1 kg/dm³ som är skrymdensiteten i en ren mulljord (kolhalt drygt 50 %). I vår undersökning har vi bara en mulljord. Den hade en kolhalt på ca 35 % och en skrymdensitet som varierade mellan 0,2 och 0,3 kg/dm³ mellan de olika provtagningsdjupen.

Att skrymdensiteten i nivån 30-40 cm i fig. A2 sjunker snabbare med halten organiskt material än i horisonerna ovanför är nog en artefakt. De flesta prover från denna nivå har låga kolhalter inom ett smalt intervall och inom detta intervall

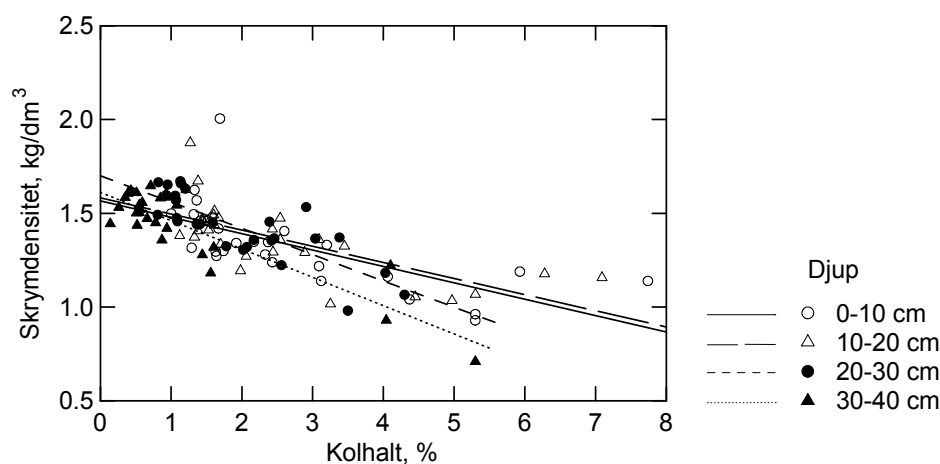


Fig. A1. Skrymdensitet som funktion av kolhalt på olika djup i mineraljordar från Mellansverige. Alla data.

Fig. A1. Dry bulk density as a function of carbon content at different depths in mineral soils from Central Sweden. All data.

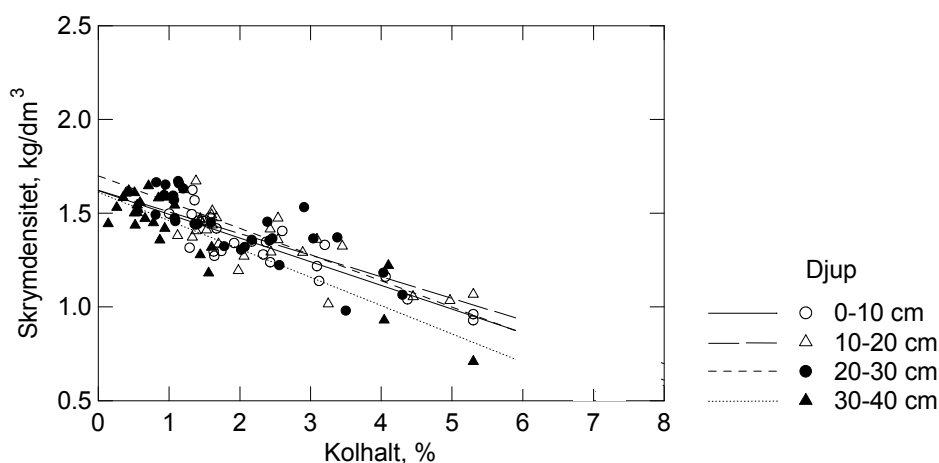


Fig. A2. Skrymdensitet som funktion av kolhalt på olika djup i mineraljordar från Mellansverige. Avvikare och matjordprover med mer än 5.5 % C borttagna.

Fig. A2. Dry bulk density as a function of carbon content at different depths in mineral soils from Central Sweden. Outliers and topsoil samples with more than 5.5% C excluded.

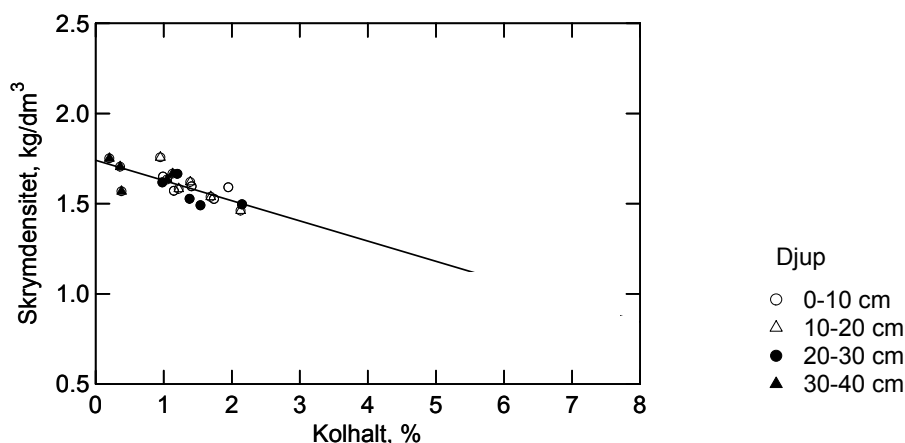


Fig. A3. Skrymdensitet som funktion av kolhalt för mineraljordar från Skåne. Regressionslinjen är gemensam för alla djup.

Fig. A3. Dry bulk density as a function of carbon content at different depths in mineral soils from Skåne. Regression line is the same for all depths.

skiljer sig inte skrymdensiteterna mot dem i överliggande horisonter. De två punkterna (svarta trianglar) med kolhalter över ca 4 är förmodligen från gyttejeleror, som följer ett eget samband mellan kolhalt och densitet. I fig. A2 har vi också tagit bort de två matjordspunkterna som hade en skrymdensitet upp mot 2,0 kg/dm³. Anmärkningarna från provtagningen antyder att den höga densiteten kan komma från stenar i provtagningscylindrarna, så deras representativitet kan också diskuteras.

Moränlerorna från Skåne har generellt högre skrymdensitet (tabell A8) än de mellansvenska jordarna, men effekten av ökad humusinblandning tycks vara ungefär densamma (fig. A3). Skånejordarna hade ganska låg kolhalt i matjorden, något som är ganska karaktäristiskt för jordar i denna landsdel (Eriksson m fl., 1997).

Tabell A8. Medelvärden för skrymdensitet och kolhalt. Antalet provplatser var 31 (dock bort fall av enstaka prov i olika horisonter) i Mellansverige och 5 i Skåne.

Table A8. Mean values of dry bulk density and carbon content. No. of sampling sites = 31 (with loss of individual samples in different horizons) in Central Sweden and 5 in Skåne.

Djup (cm)	Mellansvenska jordar		Skånejordarna	
	Skrymdens. (kg dm ³)	Kolhalt (%)	Skrymdens. (kg dm ³)	Kolhalt (%)
0-10	1,34	2,6	1,59	1,4
10-20	1,36	2,6	1,59	1,5
20-30	1,45	1,9	1,56	1,5
30-40	1,44	1,2	1,66	0,6

Den generella bilden sambanden ger är att högre skrymdensitet i lägre horisonter beror på lägre humushalter. Någon effekt av packning är svårare att urskilja i dessa data. Även om kurvan egentligen är asymptotisk bör det gå att använda linjära samband för halter upp till 5 % kol (ca 8,5 % halt organiskt material). 90 % av åkerjordarnas matjordar har halter i detta intervall. Om vi slår ihop alla nivåer i A. 2 till en gemensam regressionslinje blir ekvationen för denna:

$$\text{Skrymdensitet} = 1,632 - 0,126 * \text{kolhalt} \quad R^2 = 0,70 \quad n = 108$$

För Skånejordarna blir motsvarande samband:

$$\text{Skrymdensitet} = 1,741 - 0,112 * \text{kolhalt} \quad R^2 = 0,54 \quad n = 20$$

För anpassning av asymptotiska linjer som täcker högre humushalter bör man försöka få fram de få data som finns över mer mullrika jordar.

Om man vill räkna om kolhalter till traditionellt använda halt organisk material eller mullhalt brukar man anta att markens organiska material innehåller 58 % C. Halten organiskt material erhålls alltså genom att dividera kolhalten med 0,58.

Tillståndet i svensk åkermark och gröda

RAPPORT 6349

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-6349-8
ISSN 0282-7298

Data från 2001-2007

I mitten av 1990-talet togs initiativ till ett program för yttäckande miljöövervakning på svensk åkermark. Denna skall i enlighet med riksdagens miljö kvalitetsmål för jordbruksmark på ett kvantitativt och ytrepresentativt sätt beskriva tillståndet i svensk jordbruksmark liksom också grödans kvalitet i relation till markens tillstånd och odlingsåtgärder och driftsformer i de undersökta områdena. Det ska också vara möjligt att göra generaliseringar som gäller för hela landet.

En första provtagning genomfördes huvudsakligen under åren 1994-95 och innefattade matjordsprov från 3100 provpunkter fördelade över landets åkermark. 2001- 2007 slutfördes en ny provtagningsomgång omfattande 2000 provpunkter där det togs matjordsprov och alvprov på alla platser och kärnprov på ca 40%. Matjordsproven analyseras på humushalt, jordart, pH och kalktillstånd, innehåll av växtnäringsämnen och halter av spårelement. På grödproven bestäms innehåll av de viktigaste makronäringsämnena och spårelementen.

Analyserna antyder att åkermarkens kemiska tillstånd varit ganska stabilt med små förändringar mellan de två provtagningsomgångarna. Åkermarkens tillstånd presenteras i form av statistik och kartor som visar den geografiska variationen i de studerade mark- och grödegenskaperna.

