

Utveckling av ett biologiskt – kemiskt – fysikaliskt system för prediktion av skörd och gödslingsbehov i precisionsjordbruk

Bakgrund

Projektets mål var att utveckla ett analyspaket som genom att ta hänsyn till biologiska, kemiska och fysikaliska markegenskaper gör det möjligt att bedöma de skördebegränsande markfaktorerna inom olika delar av enskilda fält. Bedömningen skulle kunna ligga till grund för mängden tillförd N-gödsel. Syftet var att bättre utnyttja tillförd handelsgödsel, vilket har en central betydelse i precisionsjordbruk. Tillförlitliga beslutsunderlag saknas idag i stor utsträckning för att kunna anpassa gödselgivorna till markens varierande skördepotential inom ett fält. Viktiga begränsande faktorer är markens egen förmåga att leverera N och dess fysikaliska och hydrologiska egenskaper. Mineraliseringen av N sköts huvudsakligen av mikroorganismerna, vars aktivitet bestäms av miljöfaktorerna i marken samt av substratets kvalitet. Markbiologiska tester kan användas för att spegla inverkan av odlingsåtgärder på kol- och kvävecykeln i mark. Genom att kombinera analyser av mikroorganismernas aktivitet och dess biomassa kan vi erhålla känsliga instrument för att studera förhållanden och spåra förändringar i markekosystemet (Anderson, 1994; Kennedy & Papendick, 1995; Turco et al., 1994). Mikroorganismerna svarar dessutom på förändringar i markmiljön mycket snabbare än vad t ex C eller N innehållet i marken gör (Powlson & Jenkinson, 1981). De starka interaktionerna mellan biologiska, kemiska och fysikaliska egenskaper hos marken gör dock att utvärdering av biologiska data bör göras i relation till grundläggande kemiska och fysikaliska parametrar (Turco et al., 1994). Att mäta mikroorganismernas aktivitet direkt har visat sig vara det bästa sättet att prediktera näringstillförseln från mulden i marken under kontrollerade förhållanden i odlingskammare (Stenberg, 1998). Under fältförhållanden kan det däremot vara minst lika viktigt att ta hänsyn till fysikaliska faktorer viktiga för växternas vattenförsörjning.

I det redovisade projektet har därför data som representerar både biologiska, kemiska och fysikaliska egenskaper från två försöksfält användas för att göra en integrerad utvärdering av eventuella skördebegränsande markfaktorer. Målsättningen var sedan att med ett minimum av variabler föreslå ett testpaket som skall kunna användas som beslutsunderlag för gödselns fördelning över enskilda fält. De bakomliggande hypoteserna som testades var att:

1. De analyserade kemiska, fysikaliska och biologiska parametrarna är relativt konstanta över åren.
2. Grödans N-upptag i fält kan predikteras med en kombination av kemiska, fysikaliska och biologiska parametrar

Material och metod

Fältförsök och provtagning

På två fält i Skaraborg har 21 (Bjertorp) respektive 30 (Ribbingsberg) ogödslade provytor som ej kvävegödselats fördelats under tre år, 1998-2000. Ytorna var 5x5 meter. På Ribbingsberg användes samma fält samtliga år medan fältet på Bjertorp byttes efter första året. Ribbingsberg var 15 ha stort medan Bjertorp 18 var 61 ha och Bjertorp 21 47 ha stora. Grödsekvansen på både Ribbingsberg och Bjertorp var höstvetete – korn – höstvetete.

I provytorna som försköts något varje år togs ett matjordsprov ut med 12 borrstick per yta. Första året på varje plats gjordes texturanalyser genom andra projekts försorg. Eftersom vittring som är det enda som med någon omfattning förändrar texturen är en långsam process mättes texturen endast en gång per plats. Samtliga år analyserades proverna för mikrobiologisk aktivitet och organiskt kol och kväve. Dessutom togs två volymsäkra prov per yta ut för analys av porositet och porstorleksfördelning.

Omedelbart innan skörd togs växtprover från sex 50x50 cm slumpvis fördelade rutor ut från varje provyta. Dessa slogs ihop till ett prov per provyta, torkades, vägdes och maldes. N-innehållet i allt ovanjordiskt växtmaterial analyserades som ett mått på kväveupptaget.

Mikrobiologiska analyser

De mikrobiologiska tester vi använt beskriver mikrobiologiska processer och aktiviteter i marken som är relaterade till omsättningen av kol och kväve (Torstensson, 1997). De utförs samtliga under standardiserade förhållanden och i vissa fall tillsätts substrat för att uppnå potentiella aktiviteter. Detta gör att årsvariationerna i fält minimeras och metoderna ger ett så reproducerbart mått av tillståndet i marken som möjligt. Metoderna är utförligt beskrivna i Stenberg et al. (1996).

Basrespiration (B-res) och substratinducerad respiration (SIR) mäts som koldioxidbildningens hastighet och ger ett mått av markens grundaktivitet respektive ett index på den mikrobiella biomassan genom att stimulera till maximal aktivitet. Den mikrobiella biomassan, som mäts med SIR, kan med hjälp av en produktbildningsformel delas in i två grupper, beroende på om de svarar på substratinduceringen med (r) eller utan (K) tillväxt (Stenström et al., 1998; Stenström et al., 2001).

N-mineralisering (N-min) analyseras som mängd ammonium mineraliserat under tio dagar anaerobt (processen stannar vid ammonium och kvävet kan inte denitrifieras) i 37°C. N-min utgör ett index på det organiska kvävet mineraliserbarhet.

Potentiell ammoniumoxidation (PAO) mäts som den hastighet under fem timmar varmed nitrifikationsbakterier oxiderar ammonium till nitrit i en slurry med ammonium tillsatt i överskott. Klorat är också tillsatt för att förhindra att nitriten oxideras vidare till nitrat.

Fysikaliska analyser

Texturen analyserades genom sedimentationsanalys (Gee & Bauder, 1986). Resultatet redovisas enligt internationell standard i sand 2 mm-0,06 mm, silt 0,06-0,002 mm och ler <0,002 mm.

Porositet och porstorleksfördelningen bestämdes på volymsäkra prov (cylinderdiameter = 7,2 cm och höjd 10 cm). Vid beräkning av porstorleksfördelningen har det antagits att ett vattenavförande tryck av 150 meter vattenpelare motsvarar en por med diametern 0,2 µm, 15 mvp motsvarar diametern 2 µm och 1 mvp motsvarar pordiametern 30 µm. En jord i god struktur har en porfördelning som möjliggör transport av vatten och luft, lagring av växttillgängligt vatten och en god rotutveckling (Oades, 1984). Porstorleksfördelningen är också av direkt betydelse som miljöfaktor för mikroorganismerna eftersom lagom stora porer ger ett fysiskt skydd mot predation medan allt för små porer gör näringsämnen och substrat otillgängligt (Hassink et al., 1993).

Kemiska analyser

pH mättes i vatten och totalkol och kväve i mark och växtmaterial mättes med LECO.

Statistiska analyser

För att ge en uppfattning om de olika variablernas variation och spridning beräknades för enskilda år och fält medelvärde, skillnaden mellan högsta och lägsta värde och standardavvikelsen. Stabiliteten över år beräknades genom linjär regression mellan åren. Förhållanden och samband mellan variabler inom fält och år har analyserats genom linjär regression och principalkomponent analys (PCA). PCA är en multivariat teknik för att åskådliggöra samband och grupperingar av flera variabler samtidigt. En principalkomponent kan liknas vid en regressionslinje i flera dimensioner (de mätta markparametrarna) som beskriver maximalt med variation i hela datasetet. Nästa komponent beskriver maximalt av den återstående variationen och får därmed en riktning vinkelrätt mot den första. Två komponenter kan därmed ritas som ett x-y diagram. De mätta variabler vars riktning i stor utsträckning sammanfaller med komponenten hamnar långt ut på den komponenten. Därmed är variabler som hamnar nära varandra samvarierande. Hamnar de långt ut på var sin ända är de motsatta varandra.

Förmågan hos de mätta markvariablerna att prediktera N-upptaget i grödan bestämdes inom år och fält med "Partial Least Squared" (PLS) regression. PLS är också en multivariat teknik, men här används förhållandet mellan en uppsättning oberoende variabler (markvariablerna) till att beskriva variationen i en beroende variabel (N-upptaget). De på så vis kalibrerade PLS-modellerna validerades genom korsvalidering. Dvs ett prov i taget hölls utanför kalibreringen och bestämdes med kalibreringen gjord på de återstående proven. Varje sådant segment kalibrerades tills varje prov hållits utanför en gång. I och med korsvalideringen får man också ett mått på hur mycket inflytandet av en variabel varierar mellan de olika korsvalideringssegmenten. Är variationen, mätt som standardavvikelse, större än 50% av inflytandet i den slutliga modellen anses den som osäker och tas bort genom s.k. Jack-Knifning (Martens & Martens, 2000). Kalibreringens precision mäts som medelavvikelsen av de korsvaliderade prediktionerna till det mätta värdet (RMSECV, Residual Mean Squared Error of Cross Validation) och som kvoten mellan standardavvikelsen i referensmaterialet och RMSECV (RPD). RPD-värdet bör vara över 2 för att indikera ett samband och över 3 för att kalibreringen skall kunna anses som användbar. Om RPD=1 vinner man ingenting jämförbart med att använda medelvärdet.

Alla analyser sammanfattas i tabell 1.

Resultat och diskussion

Inomfältsvariationer

För att markparametrarna skall kunna förväntas ha något inflytande på skördevariationer inom fält måste även deras variation och spridning vara tillräckligt stor (tab. 2 och 3). För att sätta variationen i relation till vad som uppmätts på andra platser presenteras även standardavvikelsen för tidigare studier där samma analysmetoder använts (tab. 3).

Kol-halten har en större spridning på Bjertorp 18 och 21 än på Ribbingsberg. N har likartad spridning på båda platserna, vilket gör att C/N sprider betydligt mer på Bjertorp. pH sprider något mer på Bjertorp, medan jordarten är något lättare och varierar mer på Ribbingsberg.

Basrespirationen är likartad på de båda platserna, men SIR är något högre och sprider mer på Ribbingsberg. qCO₂ är likartad. Nitrifikationen varierar likartat på båda platserna.

N-upptaget sprider ungefär lika mycket på båda platserna, men är, liksom skörden, högre under åren med höstvetete. Skillnaden mellan högsta och lägsta värde varierar mellan 40 och 60 kg per ha och standardavvikelsen (medelskillnaden till medelvärdet) varierar mellan knappt 10 och knappt 20 kg per ha. I jämförelse med andra undersökta fält var variationen måttlig. I ett fält i närheten av Ribbingsberg med en mycket hög mullhaltsvariation och ett utanför Örebro med moderat mullhaltsvariation var spridningen 50-100 % större (Stenberg et al., 2005; Wetterlind et al. 2005). I ett fält utanför Enköping med mycket liten mull och jordartsvariation var spridningen fortfarande 20-80 % större (Wetterlind et al. 2005).

Den totala porositeten varierar ungefär lika mycket på de båda platserna, men fördelningen i olika porstorleksklasser varierar mer på Ribbingsberg.

I jämförelse med andra platser går det inte att säga att variationen på Ribbingsberg och Bjertorp är vare sig påfallande hög eller låg. Ett undantag är jordarten som närmar sig variationen mellan vitt skilda svenska fält (tab. 3). Ekhaga är ett 1 ha stort fält med mycket stora inomfältsvariationer i mullhalt och pH. Därmed är också den mikrobiologiska variationen mycket stor och tydliga samband finns mellan de olika markparametrarna (Stenberg et al., 1998). I jämförelse med detta är variationen på de båda här studerade platserna relativt liten. Orup, Ekebo och Örja är tre av bördighetsförsöken och representerar förhållandevis små ytor och är dessutom valda för att vara jämna. Trots det är variationen på dessa platser jämförbar med Ribbingsberg och Bjertorp bortsett från textur och strukturvariabler där variationen är liten. Den variation som finns i de tre bördighetsförsöken är till stor del orsakad av de olika odlingssystem vad gäller stall- och handelsgödseltillförsel som pågått sedan 50-talet. Variationen är därför systematisk tydlig trots att den inte är så stor (Stenberg et al. 2005).

Samspel mellan variabler

I PCA-plottarna där variablernas inflytande (loading) på principalkomponenterna (PC) för Ribbingsberg visas (fig. 1a-c) är det generellt stora olikheter mellan åren, men de tendenser till likheter som syns är att porer större än $2\mu\text{m}$ associerar till de sandigaste platserna och att porer mindre än $2\mu\text{m}$ associerar till lerjordarna vilket var förväntat. Porstorleksklasserna $>30\mu\text{m}$ och $0,2-2\mu\text{m}$ relaterar, negativt respektive positivt, också svagt till mullen. Mullhalten är helt oberoende av lerhalten och platser med hög mullhalt tenderar att även ha hög porositet och mikrobiell aktivitet i form av potentiell N-mineralisering och basrespiration. Den totala porositeten är inte beroende av lerhalten, men påverkas positivt av mullhalten. Förutom mellan textur och porstorlekar är sambanden svaga (data ej visade).

På Bjertorp återfinns de svaga sambanden mellan mullhalt och potentiell N-mineralisering på båda platserna (data ej visade). För skifte 21 1999 är även sambanden mellan porstorlekar, porositet, textur och mull likartad (fig. 1e). För skifte 21 2000 (fig. 1f) och skifte 18 1998 (fig. 1d) är emellertid porositeten starkare relaterad till texturen och endast de minsta porerna är pålitligt relaterade till lerhalten.

När det gäller ovaliderade korrelationer mellan kväveupptaget i grödan och enskilda markparametrar (data ej visade) finns det svaga samband på båda platserna till potentiell kvävemineralisering, särskilt 1999 och 2000. Detta samband återfinns också på Bjertorp 18 1998. Kväveupptaget påvisar också en intressant likhet mellan Ribbingsberg och Bjertorp genom de positiva sambanden till sand och negativa till ler och silt. Detta samband är särskilt starkt 1999. År 2000 saknas det helt på Bjertorp och 1998 nästan helt på Ribbingsberg. På Ribbingsberg finns också ett samband till mullhalten som växlar i styrka motsatt texturen. Dessa förhållanden skulle kunna förklaras med att under blöta perioder med mycket

mineraliserat N i marken ökar risken för denitrifikation särskilt på de leriga platserna, medan det organiska materialets förmåga att mineralisera N får större genomslag under torrare år. Detta resultat överensstämmer med en annan undersökning på Ribbingsbergsfältet där det konstaterades att början av odlingsäsongen då tillväxten och därmed upptaget av mineraliserat N är lågt var relativt torr 1998 men blötare de båda andra åren, särskilt 1999 (Delin, 2005). I denna studie visade sig också en indelning i brukningszoner vara möjlig om man tog hänsyn till att olika jordar reagerar olika på en och samma vädertyp (Delin & Berglund, 2005).

Stabilitet över åren

För att kunna göra användbara prediktionsmodeller eller åtminstone kunna fastställa stabila brukningszoner utifrån markparametrar förutsätts att markparametrarna är stabila över åren. Denna förutsättning uppfylls i varierande grad av de olika markparametrarna (tab. 4).

Kol och N korrelerar relativt väl (med tanke på förskjutningen av provrutor) över åren på båda platser, men C/N bara på Bjertorp. pH korrelerar däremot bara på Ribbingsberg.

Bland de mikrobiologiska parametrarna finns få starka korrelationer, men SIR korrelerar svagt på Bjertorp, liksom r/K. Nitrifikationen korrelerar svagt på Ribbingsberg, liksom N-min mellan vissa år. Basrespiration och SIR uttryckt på kolinnehållet korrelerar på Bjertorp, men bara mellan 98 och 99 på Ribbingsberg. Sannolikt hänger detta samman med korrelationen till organiskt kol.

De flesta och starkaste korrelationerna återfinns bland de textur- och strukturrelaterade parametrarna. Porositet korrelerar bara på Bjertorp, men på Ribbingsberg korrelerar alla porstorleksklasser. Porer $>30\ \mu\text{m}$, som är mest strukturberoende korrelerar dock svagt. På Bjertorp korrelerar, förutom den totala porositeten, endast de minsta porerna ($<2\ \mu\text{m}$) som är huvudsakligen texturberoende.

N-upptaget korrelerar svagt på Ribbingsberg, men inte alls på Bjertorp. Detta beror sannolikt på årsmånsvariationer och förhindrar möjligheterna till prediktionsmodeller som inte inkluderar väderdata. Prediktionsmodeller har därför endast kalibrerats för enskilda platser och år för att testa möjligheterna om samma parametrar har stort inflytande för kalibreringarna i alla modeller. I sådana fall kan det vara möjligt att fastställa stabila brukningszoner.

Prediktion av N-upptag

När förmågan hos multivariata modeller att utifrån markparametrar prediktera kväveupptaget testas genom korsvalidering försvinner mycket av styrkan hos de enskilda korrelationerna som finns. Det tyder på instabilitet i korrelationerna, dvs att antingen är provplatserna för få, vilket ger för stora luckor i datasetet att interpolera, eller också är sambanden påverkade av tillfälligheter. Prediktionsförmågan hos PLS-kalibreringarna är alltså relativt svag (tab. 5).

På Ribbingsberg liknar modellerna från 1999 och 2000 varandra, men 1998 var det inte möjligt att kalibrera någon modell överhuvudtaget. Detta trots att variationen i N-upptag var relativt stor 1998. 1999 och 2000 var N-mineralisering och organiskt material de viktigaste variablerna tillsammans med texturvariabler. Detta är i överensstämmelse med vad som befunnits vara de viktigaste markvariablerna i 26 åkerjordar spridda över Sverige när kväveupptaget mätts i odlingskammare under kontrollerade förhållanden (Stenberg, 1998). Det överensstämmer också med de viktigaste variablerna för att på liknande sätt bestämma N-

upptaget i ett antal olika mineral- och stallgödslingsled i de långliggande bördighetsförsöken på Ekebo, Orup och Örja beskrivna av Carlgren och Mattsson (2001), (Stenberg et al. 2005).

På Bjertorp var huvudsakligen textur och strukturvariabler de viktigaste på skifte 18 1998 och på skifte 21 1999 och avviker därmed från Ribbingsberg, men även från varandra. För skifte 21 2000 var det inte möjligt att kalibrera någon modell. Detta år liksom 1998 på Ribbingsberg var de tillfällen som sambandet mellan textur och N-upptag var som sämst (Tab. 4-9). Om vi hypotetiskt antar förklaringen enligt ovan att den negativa korrelation till lerhalt speglar undandragande av mineraliserat N genom denitrifikation, pekar våra resultat på att vi inte kan prediktera N-upptaget via markparametrar som vi tror reglerar N-mineraliseringen, men däremot via faktorer som reglerar denitrifikationen.

Slutsatser

Möjligheten att prediktera N-upptaget i en gröda utifrån enbart markparametrar befanns vara svårt. Även utsikterna att fastställa brukningszoner, vilket borde vara mindre årsmånsberoende, förefaller vara mindre goda. Orsakerna till detta är flera:

Många, särskilt mikrobiologiska, markparametrar är inte stabila mellan år och är därför svåra att använda i prediktionsmodeller. Markkemiska och fysikaliska parametrar klarar sig bättre. Det var också bland dessa som den största förklaringsgraden för N-upptaget återfanns. Det är emellertid inte samma faktorer som bidrar till att förklara N-upptaget och tillväxten på olika platser eller alla år på samma plats. Sannolikt har årsmånen inte bara en kvantitativ betydelse för olika markparametrars inflytande, utan också en kvalitativ. Man får alltså olika prediktionsmodeller ett torrt år jämfört med ett vått år. Trots detta skulle det kunna vara möjligt att fastställa brukningszoner, men hur de skall användas är plats- och årsmånsberoende och förutsätter delade N-givor. Inför en sen giva blir det då möjligt att justera för årsmånen.

De tillfällen som N-upptaget i viss mån kan predikteras är de år då texturen har betydelse, men även då är prediktionsförmågan låg. Detta kan delvis förklaras med att variationen inom de undersökta fälten varit lägre än vad som var väntat utifrån tidigare studier. Den osäkerhet i provtagningar, analyser och mätningar som finns får därmed större betydelse och riskerar att överskugga faktiska effekter.

Litteratur

- Anderson, T.-H. 1994. Physiological analysis of microbial communities in soil: Applications and limitations. In: Ritz, K., Dighton, J. & Giller, K. E. (eds.) *Beyond the Biomass*. John Wiley & Sons, Chichester, UK, pp. 67-76.
- Carlgren, K. & Mattsson, L. 2001. Swedish soil fertility experiments. *Acta Agric. Scand. Sect. B-Soil Plant Sci.* 51, 49-78.
- Delin, S. 2005. Site-specific nitrogen fertilization demand in relation to plant available soil nitrogen and water – Potential for prediction based on soil characteristics. Thesis No. 2005:6 SLU, Uppsala, Sweden. 55 pp.
- Delin, S. & Berglund, K. 2005. Management zones classified with respect to drought and waterlogging. (Submitted to *Precision Agriculture*)
- Gee, G. W. & Bauder, J. W. 1986. Particle-size analysis. In: Klute, A. (ed.) *Physical and mineralogical methods*. 9, 2 2. Soil Science Society of America, Madison, pp. 383-411.
- Hassink, J., Bouwman, L. A., Zwart, K. B., Bloem, J. & Brussard, L. 1993. Relationships between soil texture, physical protection of organic matter, soil biota, and C and N mineralization in grassland soils. *Geoderma* 57, 105-128.

- Kennedy, A. C. & Papendick, R. I. 1995. Microbial characteristics of soil quality. *Journal of Soil and Water Conservation* 50, 243-248.
- Martens, H. & Martens, M. 2000. Modified Jack-knife estimation of parameter uncertainty in bilinear modelling by partial least squares regression (PLSR). *Food Quality and Preference* 11, 5-16.
- Oades, J. M. 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil* 76, 319-337.
- Powlson, D. S. & Jenkinson, D. S. 1981. A comparison of the organic matter, biomass, adenosine triphosphate and mineralizable nitrogen contents of ploughed and direct drilled soils. *Journal of Agricultural Sciences* 97, 713-721.
- Stenberg, B. 1998. Soil attributes as predictors of crop production under standardized conditions. *Biology and Fertility of Soils* 27, 104-112.
- Stenberg, B., Berglund, K. & Mattsson, L. 2005. Soil quality indicators for characterisation of soil fertility development in long term cropping system experiments. Manuskript.
- Stenberg, B., Johansson, M., Pell, M., Sjö Dahl-Svensson, K., Stenström, J. & Torstensson, L. 1996. Effect of freeze and cold storage of soil on microbial activities and biomass. *Pesticides, soil microbiology and soil quality*. SETEC, Dijon, pp. 68-69.
- Stenberg, B., Pell, M. & Torstensson, L. 1998. Integrated evaluation of variation in biological, chemical and physical soil properties. *Ambio* 27, 9-15.
- Stenström, J., Johansson, M. & Stenberg, B. 1998. Kinetics of substrate-induced respiration (SIR): Theory. *Ambio* 27, 35-39.
- Stenström, J., Svensson, K. & Johansson, M. 2001. Reversible transition between active and dormant microbial states in soil. *Fems Microbiology Ecology* 36, 93-104.
- Torstensson, L. 1997. Microbial assays in soil. In: Tarradellas, J., Bitton, G. & Rossel, D. (eds.) *Soil Ecotoxicology*. Lewis, New York, pp. 208-233.
- Turco, R. F., Kennedy, A. C. & Jawson, M. D. 1994. Microbial indicators of soil quality. In: Doran, J. W., Coleman, D. C., Bezdicek, D. F. & Stewart, B. A. (eds.) *Defining soil quality for a sustainable environment*. 35, American Society of Agronomy Special Publication, Madison, pp. 73-90.
- Wetterlind, J., Stenberg, B. & Jonsson, A. 2005. Relationships between variation in nitrogen mineralization and soil and crop characteristics within fields for identifying mineralization zones. Accepted for the Proceedings of the 5th European Conference on Precision Agriculture (SECPA).

Tabell 1. Mätta variabler ingående i studien. Texturen är endast mätt första året på respektive plats.

Förkortning	Benämning	Enhet	Förklaring
Org C	Organiskt kol	Ts-%	Mullhalt = org C * 1,72
Tot N	Totalkväve	Ts-%	
C/N	Kol-kväve kvot	-	Indikerar mullkvalitet
pH	pH	-	
Ler	Lerhalt	Ts-%	Partiklar <0,002 mm
Silt	Silthalt	Ts-%	Partiklar 0,002-0,06 mm
Sand	Sandhalt	Ts-%	Partiklar 0,06-2 mm
B-res	Basrespiration	$\mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1} \text{ ts h}^{-1}$	Standardiserad markandning utan tillsats
SIR	Substratinducerad respiration	$\mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1} \text{ ts h}^{-1}$	Glukosinduserad markandning, indikerar biomassa
Resp r/K	Inducerad respirationskvot	-	Andning hos mikroorganismer som växer mot dem som inte växer på tillsatt glukos
qCO ₂	Aktivitetskvot	-	Specifik aktivitet, B-res/SIR
PAO	Potentiell ammoniumoxidation	$\text{ng NO}_2\text{-N g}^{-1} \text{ ts min}^{-1}$	Indikerar nitrifikationspotentialen
N-min	Potentiell kväve mineralisering	$\mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1} \text{ ts } 10\text{d}^{-1}$	Indikerar N-mineraliseringspotentialen
Porositet <0,2 μ	Markens porositet	Volym-%	Andel jordvolym som utgörs av porer
	Porer mindre än 0,2 μm	Volym-%	För växterna ej tillgängligt vatten, mikroorganismerna kan ej ta sig in
0,2-2 μ	Porer 0,2-2 μm	Volym-%	-Svårtillgängligt vatten, mikroorganismer skyddade
2-30 μ	Porer 2-30 μm	Volym-%	För växterna lättillgängligt vatten
>30 μ	Porer större än 30 μm	Volym-%	Luftfyllda porer vid normal dränering
N-uppt.	Grödans N-upptag utan kvävegödsel	g N m^{-2}	Indikerar markens N-leverans i fält

Tabell 2. Medelvärde och skillnaden mellan högsta och lägsta värde (range) för mätta variabler respektive år

År	Medelvärde Ribbingsberg			Medelvärde Bjertorp			Range Ribbingsberg			Range Bjertorp		
	1998	1999	2000	1998 (18)	1999 (21)	2000 (21)	1998	1999	2000	1998 (18)	1999 (21)	2000 (21)
Org C	2,03	2,01	1,96	1,93	2,01	1,67	0,95	1,24	1,04	1,99	1,30	1,20
Tot N	0,18	0,17	0,17	0,16	0,18	0,15	0,08	0,09	0,09	0,14	0,18	0,08
C/N	11,4	12,0	11,7	11,6	11,5	11,4	2,6	2,8	1,7	5,9	6,1	3,2
pH	6,0	6,0	6,5	6,6	6,0	6,8	0,7	0,6	0,7	1,1	1,0	0,5
Ler	15,6	-	-	24,9	23,2	-	19,9	-	-	16,6	22,9	-
Silt	36,3	-	-	40,5	46,1	-	35,8	-	-	37,1	33,1	-
Sand	42,7	-	-	28,7	25,0	-	54,5	-	-	33,5	50,8	-
B-res	0,26	0,23	0,30	-	0,25	0,28	0,15	0,12	0,16	-	0,11	0,08
SIR	4,22	4,21	4,83	-	3,44	3,89	2,68	1,99	4,74	-	1,96	1,46
Resp r/K	0,14	0,11	0,11	-	0,22	0,16	0,22	0,19	0,51	-	0,26	0,18
qCO ₂	0,06	0,06	0,06	-	0,07	0,07	0,05	0,04	0,06	-	0,04	0,02
PAO	3,34	3,02	3,25	4,07	3,77	-	4,10	3,16	3,44	7,40	5,72	-
N-min	31,9	32,6	34,2	23,5	26,5	25,2	16,4	24,8	21,3	24,1	16,5	15,0
Porositet	49,8	49,9	49,9	47,4	51,0	50,6	10,8	11,5	13,0	10,1	8,3	9,9
<0,2 µ	9,1	8,5	8,9	13,2	11,5	11,9	11,6	7,5	8,2	7,5	9,7	4,0
0,2-2 µ	13,8	15,2	13,0	13,6	14,2	13,4	19,4	11,3	10,9	4,6	7,0	5,9
2-30 µ	10,6	11,3	8,3	8,0	7,9	6,4	11,1	10,7	11,6	5,6	4,8	2,2
>30 µ	16,3	14,9	19,7	12,7	17,5	18,8	17,6	14,2	19,6	12,8	12,3	12,0
N-uppt.	7,0	3,3	7,6	6,4	3,4	5,2	8,0	4,6	6,3	4,9	4,03	4,7

Tabell 3. Standardavvikelse för de olika variablerna respektive år för Ribbingsberg och Bjertorp 18 och 21 i jämförelse med tidigare studier av enskilda fält, Ekahaga (Stenberg et al., 1998), Bördighetsförsöken (Stenberg et al. 2004) och från 26 svenska fält (Stenberg et al., 1998)

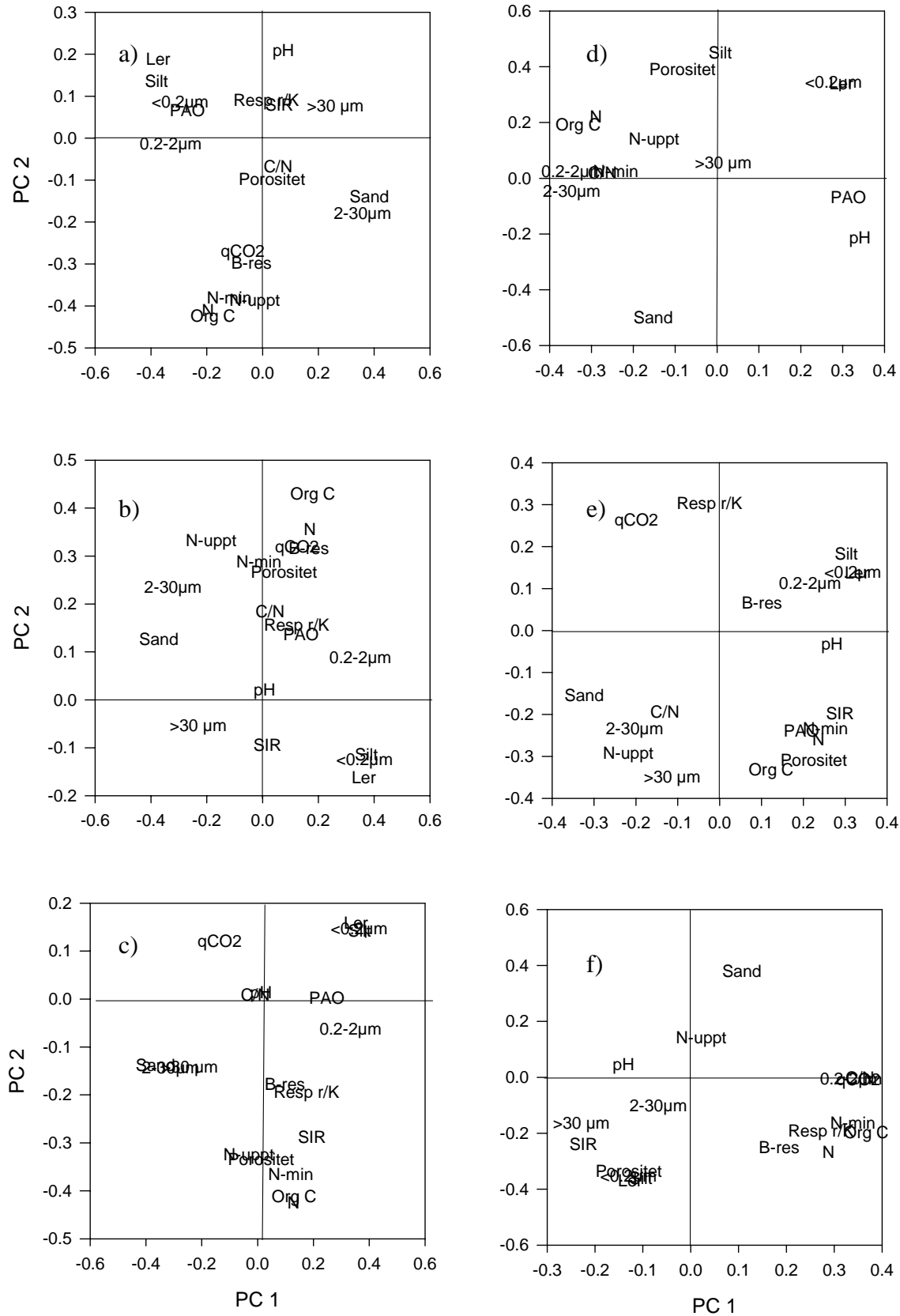
	Rib. 98	Rib. 99	Rib. 00	Bje. 18, 98	Bje. 21, 99	Bje. 21, 00	Ekahaga	Orup	Ekeby	Örja	Sverige n=26
Org C	0,28	0,28	0,26	0,51	0,43	0,36	1,3	0,29	0,23	0,11	1,4
Tot N	0,024	0,023	0,022	0,033	0,035	0,021	0,09	0,017	0,020	0,011	0,14
C/N	0,60	0,71	0,36	1,48	1,69	1,18	0,6	0,88	0,65	0,24	2,4
pH	0,15	0,15	0,16	0,30	0,26	0,17	0,5	0,33	0,41	0,22	0,8
Ler	6,85	-	-	5,93	6,4	-	-	1,71	1,14	1,68	13
Silt	12,6	-	-	8,60	10,7	-	-	0,85	1,04	1,06	15
Sand	19,9	-	-	10,93	17,0	-	-	1,54	0,90	2,02	12
B-res	0,041	0,033	0,034	-	0,032	0,025	0,1	0,055	0,064	0,027	0,1
SIR	0,54	0,5	0,83	-	0,48	0,33	1,5	0,64	0,47	0,45	1,5
Resp r/K	0,056	0,055	0,091	-	0,079	0,049	-	0,15	0,36	0,05	-
qCO ₂	0,013	0,011	0,010	-	0,010	0,007	0,01	0,036	0,043	0,014	0,02
PAO	1,02	0,88	0,93	2,18	1,75	-	6,8	0,59	0,52	1,03	3,8
N-min	3,73	5,65	5,36	6,48	4,66	4,75	-	5,40	3,72	3,72	28
Porositet	2,23	2,22	2,50	2,64	2,45	2,79	-	2,17	2,45	1,46	-
<0,2 µ	2,78	2,40	2,55	2,61	2,43	1,09	-	0,97	1,03	1,22	-
0,2-2 µ	4,39	3,63	3,11	1,27	1,58	1,44	-	1,17	1,36	0,84	-
2-30 µ	3,83	3,37	2,97	1,58	1,20	0,62	-	0,98	1,14	0,67	-
>30 µ	3,69	3,96	4,16	2,87	2,87	2,89	-	2,96	3,12	2,13	-
N-uppt.	1,92	1,24	1,57	1,28	0,93	1,38	-	-	-	-	-

Tabell 4. Regressionsanalyser över åren.
Korrelationskoefficient (r^2) och signifikans $p < 0,5$ (*)

	år	Ribbingsberg		Bjertorp 21
		1998	1999	1999
Org C	1999	0.588*		
	2000	0.837*	0.607*	0.569*
Tot N	1999	0.471*		
	2000	0.699*	0.529*	0.233*
C/N	1999	0.012		
	2000	0.065	0.076	0.671*
pH	1999	0.266*		
	2000	0.168*	0.391*	0.010
B-res	1999	0.000		
	2000	0.071	0.010	0.067
SIR	1999	0.027		
	2000	0.005	0.048	0.253*
Resp r/K	1999	0.032		
	2000	0.013	0.008	0.233*
qCO ₂	1999	0.000		
	2000	0.005	0.000	0.044
PAO	1999	0.249*		
	2000	0.792*	0.147*	0.026
N-min	1999	0.007		
	2000	0.139*	0.153*	0.048
Porositet	1999	0.035		
	2000	0.017	0.013	0.277*
<0,2 μ	1999	0.534*		
	2000	0.548*	0.856*	0.340*
0,2-2 μ	1999	0.677*		
	2000	0.643*	0.638*	0.206*
2-30 μ	1999	0.843*		
	2000	0.903*	0.854*	0.000
>30 μ	1999	0.125*		
	2000	0.181*	0.225*	0.086
N-uppt.	1999	0.187*		
	2000	0.151*	0.222*	0.067

Tabell 5. PLS-modeller med signifikanta oberoende variabler enligt ”Jack-knifing”.
Regressionskoefficienterna anger variabelns inflytande på det predikterade värdet på kväveupptaget

Plats och år	Signifikanta variabler (regressionskoefficient)	R ²	RMSECV	RPD
Ribbingsberg 1998	Inga signifikanta variabler			
Ribbingsberg 1999	N-min (0,27) , Tot-N (0,19), Org-C (0,18), Silt (-0,13), Sand (0,12)	0,39	0,88	1,4
Ribbingsberg 2000	N-min (0,22), Org-C (0,20), Tot-N (0,20), <0,2μ (-0,11), Silt (-0,10)	0,26	1,33	1,2
Bjertorp 1998 Skifte 18	Nitri (0,83), 0,2-2μ (0,81), Porositet (0,62)	0,45	0,96	1,3
Bjertorp 1999 Skifte 21	Ler (-0,25), <0,2μ (-0,25), Sand (0,23)	0,40	0,71	1,3
Bjertorp 2000 Skifte 21	Inga signifikanta variabler			



Figur 1. Loadingplottar över Ribbingsberg 1998-2000 (a-c) och Bjertorp 1998-2000 (d-e).