



# Val av odlingsssystem – effekt på markstruktur, växthusgasemissioner och avkastning

---

Jakob Larsson

Examensarbete • 30 hp  
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU  
SLU, Institutionen för mark och miljö  
Agronomprogrammet – mark/växt  
Examensarbeten / Institutionen för mark och miljö, SLU  
Nummer i serien: 2024:06  
Uppsala 2024



# Val av odlingsystem – effekt på markstruktur, växthusgasemissioner och avkastning.

*Choice of agricultural cropping system – effect on soil structure, greenhouse gas emissions and grain yield.*

Jakob Larsson

**Handledare:** Örjan Berglund, SLU, Institutionen för mark och miljö  
**Bitr. handledare:** Kerstin Berglund, SLU, Institutionen för mark och miljö  
**Bitr. handledare:** Jens Blomquist, Agraria Ord & Jord  
**Examinator:** Thomas Keller, SLU, Institutionen för mark och miljö

**Omfattning:** 30 hp  
**Nivå och fördjupning:** Avancerad nivå, A2E  
**Kurstitel:** Självständigt arbete i Biologi, A2E – Agronomprogrammet – mark/växt  
**Kurskod:** EX0898  
**Program/utbildning:** Agronomprogrammet – mark/växt  
**Kursansvarig inst.:** Institutionen för vatten och miljö  
**Utgivningsort:** Uppsala  
**Utgivningsår:** 2024  
**Omslagsbild:** Jakob Larsson  
**Upphovsrätt:** Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.  
**Serietitel:** Examensarbeten / Institutionen för mark och miljö, SLU  
**Delnummer i serien:** 2024:06

**Nyckelord:** Agrara odlingsystem, pargårdsstudie, markhälsa, markstruktur, växthusgasemissioner, avkastning, höstvetete, plöjning, reducerad jordbearbetning, Conservation Agriculture

**Sveriges lantbruksuniversitet**

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap

Institutionen för mark och miljö

## Sammanfattning

Under mitten av 1900-talet genomgick lantbruket en revolution där avkastningen på diverse grödor fick en markant skördeökning. Men på senare tid visar det sig att dessa skördeökningar har börjat stagnera. De främsta orsakerna antas bero främst på klimatförändringar, men även försämring av markens kvalitet som tär på markhälsan. Jordbruksmark brukas idag genom flera olika metoder och system både nationellt och globalt, vilket kan ge en effekt på markhälsan. Då lantbruket står inför stora utmaningar är det angeläget att undersöka och analysera hur markstruktur, växthusgasemissioner och avkastning påverkas vid val av odlingssystem som inkluderar bearbetningsmetod av jorden.

Fyra par gårdar i Skåne valdes ut i denna studie. De två gårdarna i respektive par ligger geografiskt nära varandra och förutsattes ha liknande väderlek och jordarter. På respektive pargård tillämpade den ena gården ett konventionellt bearbetningssystem med plöjning, medan den andra gården tillämpade ett alternativt bearbetningssystem med reducerad jordbearbetning eller genom principerna i det internationella konceptet Conservation Agriculture. För att studera hur odlingssystemen påverkar markstruktur, växthusgasemissioner och avkastning genomfördes både fält- och laboratoriestudier. Egenskaper som studerades var bedömning av markprofilen som växtplats med hjälp av mobilapplikationen "Hur mår min jord?" samt mätningar av markvattenhalt, elektrisk konduktivitet, mullhalt, markens pH, vatteninfiltration, aggregatstabilitet, markstrukturstabilitet, växthusgasemissioner, dragkraftsbehov och avkastning. I studien användes höstvetets avkastning som en indikator för odlingssystemets produktionsförmåga.

Resultaten visade ingen signifikant skillnad mellan odlingssystemen oavsett egenskap som analyserades. Resultaten tydde på att t.ex. markstrukturen snarare påverkades av förutsättningar i marken som kan påverkas av lantbrukaren, där mullhalt och markens skrymdensitet hade större påverkan på markhälsan (mätt som aggregat- och markstrukturstabilitet), än valet av odlingssystem. Hur lantbrukaren hanterar sin jord, oberoende av odlingssystem, är avgörande för markhälsan. Att resultatet inte visade någon signifikant skillnad mellan odlingssystemen kan även ha berott på att gårdarna i studien har haft egen suveränitet i beslut för strategier och insatser under växtodlingsåret, där bland annat förfrukten och val av höstvetesort skiljde sig mellan gårdarna.

Studien visade att det är svårt att analysera och bedöma hur odlingssystem påverkar markstruktur, växthusgasemissioner och avkastning när gårdarna får ha egen suveränitet i beslut i sin växtodling. Studien visar att en viktig indikator för god markhälsa är en god markstruktur som man kan uppnå genom att bygga upp mullhalten i fält samt bibehålla en låg skrymdensitet. För att kunna analysera odlingssystemets effekt på avkastningen, bör samtliga upprepningar odla identisk grödsort samt ha identisk förfrukt. Det är dessutom viktigt att inkludera fler gårdspår dvs fler upprepningar för att kunna göra en mer säker statistisk bearbetning av resultaten. Framöver är det intressant att fortsätta utvärdera hur markhälsan påverkas vid val av odlingssystem.

*Nyckelord:* Agrara odlingssystem, pargårdsstudie, markhälsa, markstruktur, växthusgasemissioner, avkastning, höstvete, plöjning, reducerad jordbearbetning, Conservation Agriculture

## Abstract

In the middle of 20<sup>th</sup> century, agriculture underwent a revolution where the grain yield of various crops increased a lot. But recently it appears that these yield increases have begun to stagnate. The main causes are said to be mainly due to the climate change, but also degradation of the soil quality, which decrease the soil health. Today, agricultural land is cultivated by using several different methods and systems both nationally and globally, which affect soil health in different ways. As agriculture faces major challenges, it is important to investigate and analyse how soil structure, greenhouse gas emissions and grain yield are affected by choosing cultivation system that includes tillage method of the soil.

Four pair of farms in Skåne in southern Sweden were selected in this study. The farms in each pair are geographically close to each other and were assumed to be exposed to similar weather conditions and have similar soil types. On each pair of farms, one farm applied a conventional cultivation system with mouldboard plough, while the other farm applied an alternative cultivation system with reduced tillage or by the principles of Conservation Agriculture. To study how the cultivation systems, affect soil structure, greenhouse gas emissions and grain yield, both field and laboratory studies were carried out. Characteristics that were studied were assessment of the soil profile using the application “How healthy is my soil?”, soil water content, electrical conductivity, soil organic matter, soil pH, water infiltration, aggregate stability, soil structure stability, greenhouse gas emissions, traction force and grain yield. In this study, winter wheat yield was chosen as an indicator of the production capacity of the cultivation system.

The results showed no significant difference between the cultivation systems regardless of the trait analysed. Instead, the results indicated that soil health was rather influenced by conditions in the soil that can be influenced by the farmer, where soil organic matter and soil bulk density had the greatest impact, than the choice of cultivation system. How the farmer managed his soil, regardless of cultivation system was crucial for soil health. The fact that the results did not show any significant difference between the cultivation systems regarding the factors tested in the study may had been due to the fact that the farms had their own sovereignty in decisions about strategies and efforts during the crop growing year. Where, among other things, the pre-crop and choice of winter wheat variety differed between the farms.

The study shows that it is difficult to analyse and assess how cultivation systems affect soil structure, greenhouse gas emissions and yield when the farms are allowed to have their own sovereignty in decisions in their crop production. The study shows that an important indicator for good soil health is a good soil structure that can be archived by improving the soil organic matter content in the field and maintaining a low soil bulk density. In order to be able to analyse the effect of cultivation systems on yield, all repetitions should cultivate an identical crop variety and have identical pre-crops. It is also important to include more farm pairs, i.e. more repetitions, in order to be able to perform a safer statistical processing of the results. Regardless, it is interesting to continue to evaluate how different cultivation systems affect soil health.

*Keywords:* Agricultural cropping systems, pair study, soil health, soil structure, greenhouse gas emissions, grain yield, winter wheat, mouldboard plough, reduced tillage, Conservation Agriculture

# Innehållsförteckning

<b>Tabellförteckning .....</b>	<b>7</b>
<b>Figurförteckning.....</b>	<b>11</b>
<b>Förkortningar .....</b>	<b>16</b>
<b>1. Inledning .....</b>	<b>17</b>
1.1 Syfte och mål .....	18
1.2 Avgränsning och utformning .....	18
<b>2. Bakgrund .....</b>	<b>19</b>
2.1 Markhälsa – definition .....	19
2.2 Markhälsa – indikatorer.....	19
2.2.1 Markstruktur.....	20
2.2.2 Växthusgasemissioner.....	22
2.2.3 Avkastning och höstvet.....	23
2.3 Odlingssystem.....	23
2.3.1 Reducerad bearbetning .....	24
2.3.2 Conservation Agriculture .....	24
2.3.3 Mellangrödor .....	25
<b>3. Material och metoder .....</b>	<b>26</b>
3.1 Försöksdesign.....	26
3.2 Pargårdar .....	28
3.2.1 Helsingborg.....	28
3.2.2 Ystad.....	32
3.2.3 Landskrona .....	37
3.3 Metoder .....	44
3.3.1 Markvårdsapplikation – ”Hur mår min jord?” .....	44
3.3.2 Markvattenhalt och EC i fält samt jordprovsanalyser .....	47
3.3.3 Aggregatstabilitet .....	48
3.3.4 Lysimetrar - provtagning och studie .....	50
3.3.5 Dragkraftsmätningar och vattenhalt.....	52
3.3.6 Skördemätning.....	53
3.3.7 Statistisk analys .....	54
<b>4. Resultat och diskussion.....</b>	<b>55</b>

4.1	Markvårdsapplikation – ”Hur mår min jord?” .....	55
4.1.1	Helsingborg.....	55
4.1.2	Ystad.....	60
4.2	Markvattenhalt, EC och jordprovsanalyser .....	64
4.3	Aggregatstabilitet .....	66
4.4	Lysimeterstudie .....	69
4.4.1	Markstrukturstabilitet.....	69
4.4.2	Växthusgasemissioner.....	72
4.4.3	Jordprovsanalyser .....	77
4.5	Dragkraft och bränsleförbrukning.....	78
4.5.1	Helsingborg.....	78
4.5.2	Ystad.....	80
4.6	Avkastning.....	81
4.7	Sammanfattande diskussion.....	83
<b>5.</b>	<b>Slutsatser.....</b>	<b>85</b>
	<b>Referenser.....</b>	<b>86</b>
	<b>Populärvetenskaplig sammanfattning .....</b>	<b>91</b>
	<b>Tack</b>	<b>93</b>
	<b>Bilaga 1.....</b>	<b>94</b>
	<b>Bilaga 2.....</b>	<b>95</b>
	<b>Bilaga 3.....</b>	<b>96</b>
	<b>Bilaga 4.....</b>	<b>97</b>

# Tabellförteckning

Tabell 1: Översikt över gårdarna i pargårdstudien och några grundläggande markegenskaper för respektive fält. P-AL, K-AL, Mg-AL och Ca-AL värdena anges i mg/100 g lufttorrt prov. H = Helsingborg, Y = Ystad, L = Landskrona. Källa: Hushållningssällskapet Skåne .....	26
Tabell 2: Växtföljd på försöksskiftena för åren 2020–2023 hos fälten i Helsingborgparet..	31
Tabell 3: Överfarter som genomfördes på Krokstorps Gård på skiftet under växtodlingssäsongen 2022–2023 .....	31
Tabell 4: Överfarter som genomfördes av Jordshögs Jordbruk på skiftet under växtodlingssäsongen 2022–2023 .....	32
Tabell 5: Växtföljd på försöksskiftena hos Ystadparet för åren 2020–2023.....	35
Tabell 6: Överfarter som genomfördes hos Charlottenlund på skiftet under växtodlingssäsongen 2022–2023 .....	36
Tabell 7: Överfarter som genomfördes på Teglagården på skiftet under växtodlingssäsongen 2022–2023 .....	37
Tabell 8: Växtföljd på försöksskiftena för åren 2020–2023 hos Landskronaparen. Skiftena med vårkorn som förfrukt benämns med par C, medan skiftena med höstraps som förfrukt benämns par D .....	41
Tabell 9: Överfarter som genomfördes på Olstorps Gård på skiftet i par C med vårkorn som förfrukt under växtodlingssäsongen 2022–2023.....	42
Tabell 10: Överfarter som genomfördes på Olstorps Gård på skiftet i par D med höstraps som förfrukt under växtodlingssäsongen 2022–2023.....	42
Tabell 11: Överfarter som genomfördes på Härslövs Boställe på skiftet i par C med vårkorn som förfrukt under växtodlingssäsongen 2022–2023.....	43
Tabell 12: Överfarter som genomfördes på Härslövs Boställe på skiftet i par D med höstraps som förfrukt under växtodlingssäsongen 2022–2023.....	44
Tabell 13: "Hur mår min jord?". Resultat för Test 1 Allmänna frågor om skiftet för gårdsparet i Helsingborg. Resultatet är en sammanställning av de frågor lantbrukarna fick besvara utifrån testet vid intervju. De grafiska symbolerna indikerar hur pass bra eller dåligt lantbrukarna upplever markstrukturen samt	

dess inverkan på gröda, dragkraftsbehov och vatteninfiltration på respektive skifte. Grön symbol (glad gubbe) har satts till 3 poäng, gul 2 poäng och röd 1 poäng. Ju fler gröna symboler (närmre medeltalet 3), desto bättre markstruktur .....	55
Tabell 14: "Hur mår min jord?". Sammanställning av resultatet från Test 2 Markstrukturtest för gårdsparet i Helsingborg på de tre platserna (bra, representativ och dålig) i respektive fält som undersökts. De grafiska symbolerna indikerar hur god eller dålig markstrukturen är. Grön symbol (glad gubbe) har satts till 3 poäng, gul 2 poäng och röd 1 poäng. Ju fler gröna symboler (närmre medeltalet 3), desto bättre markstruktur.....	57
Tabell 15: Totalt antal daggmaskar som gick att finna vid respektive grop genom fyra upprepade spadtag. Spaden stacks ner mellan 10–15 cm i markprofilen och grävde sedan upp ungefär 1 dm <sup>3</sup> jord per spadtag .....	58
Tabell 16: "Hur mår min jord?". Resultat för Test 1 Allmänna frågor om skiftet för gårdsparet i Ystad. Resultatet är en sammanställning av de frågor lantbrukarna fick besvara utifrån testet vid intervju. De grafiska symbolerna indikerar hur pass bra eller dåligt lantbrukarna upplever markstrukturen samt dess inverkan på gröda, dragkraftsbehov och vatteninfiltration på respektive skifte. Grön symbol (glad gubbe) har satts till 3 poäng, gul 2 poäng och röd 1 poäng. Ju fler gröna symboler (närmre medeltalet 3), desto bättre markstruktur .....	60
Tabell 17: "Hur mår min jord?". Sammanställning av resultatet från Test 2 på de tre platserna (bra, representativ och dålig) i respektive fält som undersökts. De grafiska symbolerna indikerar hur god eller dålig markstrukturen är. Grön symbol (glad gubbe) har satts till 3 poäng, gul 2 poäng och röd 1 poäng. Ju fler gröna symboler (närmre medeltalet 3), desto bättre markstruktur .....	61
Tabell 18: Totalt antal daggmaskar som gick att finna vid respektive grop genom fyra upprepade spadtag. Spaden stacks ner mellan 10–15 cm i markprofilen och grävde sedan upp ungefär 1 dm <sup>3</sup> jord per spadtag .....	63
Tabell 19: Aggregatstabiliteten (turbiditeten) kan påverkas utav olika markfaktorer som lerhalt, mullhalt (glödningsförlust, Glf) och pH. Turbiditet mätt i lakvattnet efter regnsimulering av aggregat (2–5 mm). Övriga analyser gjorda på lösa jordprov. Resultat från samtliga fält oavsett odlingssystem. Signifikans föreligger när p-värdet <0,05. R <sup>2</sup> -värdet anger hur stor del av variationen i den beroende variabeln (y) som kan förklaras av variationer i den oberoende variabeln (x) ..	68
Tabell 20: EC kan påverkas utav olika markfaktorer som lerhalt mullhalt (glödningsförlust, Glf) och pH. EC mätt i lakvattnet efter regnsimulering av aggregat (2–5 mm). Övriga analyser gjorda på lösa jordprov. Resultat från samtliga fält oavsett odlingssystem. Signifikans föreligger när p-värdet <0,05.	



R<sup>2</sup>-värdet anger hur stor del av variationen i den beroende variabeln (y) som kan förklaras av variationer i den oberoende variabeln (x) ..... 69

Tabell 21: Hur turbiditeten i lakvattnet från samtliga lysimetrar påverkas efter första respektive andra regnsimuleringen av olika markfaktorer. Vattenhalten (VH) i vikt% mätt efter två regnsimuleringar. Vattenhalt, glödgningsförlust och pH är ett medelvärde från jordprover på 0–5, samt 10–15 cm djup i lysimetrarna. Signifikans föreligger när p-värdet är <0,05. I analysen har observationerna för turbiditet logaritmerats (naturlig logaritm (ln)) för att åstadkomma homogen varians. R<sup>2</sup>-värdet anger hur stor del av variationen i den beroende variabeln (y) som kan förklaras av variationer i den oberoende variabeln (x). Skrymd. = torr skrymdensitet, Glf = glödgningsförlust ..... 72

Tabell 22: Hur olika markfaktorer påverkar lustgasemissioner (N<sub>2</sub>O) från samtliga lysimetrar med jord i ostörd lagring baserat på mätningar före eller efter regnsimulering. Signifikans föreligger när p-värdet <0,05. Vattenhalten (VH) i vikt% är mätt efter två regnsimuleringar. Vattenhalt, glödgningsförlust och pH är ett medelvärde från jordprover på 0–5, samt 10–15 cm djup i lysimetern. R<sup>2</sup>-värdet anger hur stor del av variationen i den beroende variabeln (y) som kan förklaras av variationer i den oberoende variabeln (x). Skrymd. = torr skrymdensitet, Glf = glödgningsförlust..... 76

Tabell 23: Jämförelse av kärnavkastning i avkastningsförsök i odlingsområde A + B för de sorter lantbrukarna har odlat i studien. Mätarsorten bestod av ett medeltal av de välprövade sorterna Julius, Informer, Brons och Etana. Avkastningen är ett medelvärde av odlingsåret 2023. Källa: (Sverigeförsöken 2023)..... 83

Tabell 24: Hur EC i lakvattnet från samtliga lysimetrar sammantaget påverkas av olika markfaktorer. Signifikans föreligger när p <0,05. Vattenhalten (VH) i vikt% är ett mått efter två regnsimuleringar. Vattenhalt, glödgningsförlust och pH är ett medelvärde från jordprover på 0–5, samt 10–15 cm djup i lysimetern. R<sup>2</sup>-värdet anger hur stor del av variationen i den beroende variabeln (y) som kan förklaras av variationer i den oberoende variabeln (x). Skrymd. = torr skrymdensitet, Glf = glödgningsförlust..... 95

Tabell 25: Hur olika markfaktorer påverkar koldioxidflöden (CO<sub>2</sub>) från samtliga lysimetrar med jord i ostörd lagring baserat på mätningar före eller efter regnsimulering. Ingen signifikant påverkan på CO<sub>2</sub> flöden fanns för någon av parametrarna. Vattenhalten (VH) i vikt% är mätt efter två regnsimuleringar. Vattenhalt, glödgningsförlust och pH är ett medelvärde från jordprover på 0–5, samt 10–15 cm djup i lysimetern. R<sup>2</sup>-värdet anger hur stor del av variationen i den beroende variabeln (y) som kan förklaras av variationer i den oberoende variabeln (x). Skrymd. = torr skrymdensitet, Glf = glödgningsförlust ..... 96

Tabell 26: Hur olika markfaktorer påverkar metanflöden ( $\text{CH}_4$ ) från samtliga lysimetrar med jord i ostörd lagring baserat på mätningar före eller efter regnsimulering. Signifikans föreligger när p-värdet  $<0,05$ . Vattenhalten (VH) i vikt% är mätt efter två regnsimuleringar. Vattenhalt, glödgningsförlust och pH är ett medelvärde från jordprover på 0–5, samt 10–15 cm djup i lysimetern.  $R^2$ -värdet anger hur stor del av variationen i den beroende variabeln (y) som kan förklaras av variationer i den oberoende variabeln (x). Skrymd. = torr skrymdensitet, Glf = glödgningsförlust.....97

# Figurförteckning

- Figur 1: Skiss över fälten i Helsingborg och Ystad för att grovt illustrera hur försöken var upplagda på respektive gård samt var groparna grävdes i Pargårdsprojektet. Skörderutorna (1, 2 och 3) är anlagda i en representativ del av skiftet. Representativ plats utsätts för normalt antal överfarer. Bra plats i skiftet utgör en plats med få överfarer. Dålig plats utgör en plats som utsätts för många överfarer. Ruta 0 representerar en ogödslad Nollruta. .... 27
- Figur 2: Grävning av gropar. Grävning med minilastmaskin och pallgafflar i Helsingborg (A). Grävning med lastmaskin och skopa i Ystad (B). Grävning för hand i Helsingborg (C). Foto: Jakob Larsson. .... 28
- Figur 3: Karta över de två fälten som studerades i Helsingborgsparet och deras belägenhet i förhållande till varandra. .... 29
- Figur 4: Jordartskarta (källa: SGU) för Krokstorp (A) respektive Jordshög (B). Groparna grävdes vid de svarta punkterna, medan övriga mätningar och provtagning skedde vid den representativa punkten. .... 29
- Figur 5: Medelnederbörd per månad i Helsingborg under normalperioden 1991–2020 (staplar), samt den totala månadsnederbörden under växtodlingssäsongen 2022–2023 (linje). Mätdata är hämtad från SMHI:s mätstation i Helsingborg. . 30
- Figur 6: Medeltemperatur per månad i Helsingborg för normalperioden 1991–2020 (staplar), samt medeltemperatur under växtodlingssäsongen 2022-2023 (linje). Mätdata är hämtad från SMHI:s mätstation i Helsingborg. .... 30
- Figur 7: Karta över de två skiften som studerades i Ystadsparet, och deras belägenhet i förhållande till varandra. .... 33
- Figur 8: Jordartskarta (källa: SGU) för Charlottenlund (A) respektive Teglagården (B). Mätningarna utfördes vid de svarta punkterna. .... 34
- Figur 9: Medelnederbörd per månad i Ystad under normalperioden 1991–2020 (staplar), samt den totala månadsnederbörden under växtodlingssäsongen 2022–2023 (linje). Mätdata från normalperioden är hämtad från SMHI:s dåvarande mätstation i Ystad. Mätdata för växtodlingssäsongen 2022–2023 är hämtad

- från Lantmet:s mätstation på Lovisero som är närmsta geografiska mätstation till Charlottenlund. (Mätstationen i Ystad upphörde september 2022). ..... 35
- Figur 10: Medeltemperatur för normalperioden 1991–2020 (staplar), samt medeltemperatur under växtodlingssäsongen 2022–2023 (linje). Mätdata från normalperioden är hämtad från NASA:s position på Charlottenlund, medan mätdata från växtodlingssäsongen 2022–2023 är hämtad ifrån Lantmet:s mätstation på Lovisero. SMHI:s mätstation i Ystad hade inte uppmätt någon medeltemperatur under intervallen. .... 35
- Figur 11: Karta över de skiften som användes i Landskronaparet och deras belägenhet i förhållande till varandra. Figur A visar skiftena med vårkorn som förfrukt (par C), medan figur B visar skiftena med höstraps som förfrukt (par D). ..... 38
- Figur 12: Jordartskarta (källa: SGU) för skiftena hos Landskronaparet. Skifte I tillhör Härslövs Boställe med förfrukt höstraps, skifte II tillhör Olstorps Gård med förfrukt höstraps, skifte III tillhör Härslövs Boställe med förfrukt vårkorn, och skifte IV tillhör Olstorps Gård med förfrukt vårkorn. Materialinsamling och skördemätning skedde vid den svarta punkten på respektive skifte. .... 39
- Figur 13: Medelnederbörd per månad i Landskrona för normalperioden 1991–2020 (staplar), samt den totala månadsnederbörden under växtodlingssäsongen 2022–2023 (linje). Mätdata är hämtad ifrån SMHI:s mätstation i Landskrona. 40
- Figur 14: Medeltemperatur för normalperioden 1991–2020 (staplar), samt medeltemperaturen under växtodlingssäsongen 2022–2023 (linje). Mätdata för normalperioden är hämtad ifrån NASA med position på Olstorps Gård. Medan mätdata från växtodlingssäsongen 2022–2023 är hämtad ifrån Lantmet:s mätstation Tofta, som var den närmsta geografiska mätstationen till Olstorps Gård. .... 40
- Figur 15: Grävd grop med avsatts för bearbetningssula (A), uppmätning av djup i gropen (B), provning av jordmotstånd (C), bedömning av aggregat där det större aggregatet klämdes sönder och användes som referens mot de mindre aggregaten (D), bedömning av växtresternas förekomst i markprofilen (E), undersökning av maskar och maskgångar vid gropen (F). Foto: Jakob Larsson. .... 46
- Figur 16: Infiltrationsmätning på markytan (A). Infiltrationsmätning vid bearbetningssulan (B). Mätning av höjdskillnad mellan vattenytan och cylinderns övre kant för att kunna beräkna den mängd vatten som infiltrerat på 30 minuter (C). Foto: Jakob Larsson. .... 47
- Figur 17: Fältnätning vattenhalt och EC (A). Insamling av löst jordprov på 15–20 cm djup (B). 100 gram jordprov uppvägt i metalldosor (C). Jordprover torkas i ugn (D). Jordprover glödgas i muffelugn (E). Glödgade jordprover där organiskt material

- och kristallvatten har förbränts (F). Lösa jordprover ihop med avjoniserat vatten skakas för att lösa upp jordprovet (G). Mätning av jordens pH-värde (H). Foto Jakob Larsson..... 48
- Figur 18: En ruta på ungefär 0,5 m<sup>2</sup> bearbetades för att få fram aggregat (A). Aggregat sållades fram, de aggregat som stannade i det mittersta sållet samlades in för analys på labb (B). Aggregat sorterades fram genom att rensa bort skörderester (C). Aggregat utsattes för regnsimulering (D). Flaskor med lakvatten innan de skakades i 10 minuter före sedimentering (E). Flaskor med lakvatten där partiklar > 0,002 mm i diameter sedimenterade innan turbiditeten mättes (F). Mätning av EC i lakvattnet (G). Foto: Jakob Larsson. .... 49
- Figur 19: Lysimetern pressades ned i marken (A). Lysimetern med ostört jordmaterial grävdes fram (B). Lysimetrarna utsattes för regnsimulering (C). GASMET GT5000 TERRA som mätte koncentration av växthusgaserna i luften ovanpå lysimetern (D). Flöden av växthusgaser mättes i ett dragskåp (E). Vattenhalt och EC mättes i lysimeterns översta lager efter två regnsimuleringar (F). Foto: Jens Blomquist (A och B), Jakob Larsson (C-F). .... 52
- Figur 20: Dragkraftsmätning i fält (A). Dragöglan utrustad med töjningsgivare (B). Mätning av vattenhalt och EC på bearbetningsdjupet (C). Foto: Jakob Larsson. .... 53
- Figur 21: Matjord med bra mullhalt och tydligt mörkare än alven (A). Dåligt omsatta växtrester vid bearbetningsulan i konventionellt system (B). Foto: Jakob Larsson. .... 58
- Figur 22: Infiltrationsmätningar (mm/h) vid bra, representativ och dålig grop på Krokstorp och Jordshög. m.y. = markytan och b.s. = bearbetningssula. .... 59
- Figur 23: Täta skikt identifieras i den dåliga gropen vid Charlottenlund där det gick tungt att sticka in kniven horisontellt i markprofilen (A). Matjorden upplevdes inte mycket mörkare än alven i den dåliga gropen vid Teglagården (B). Foto: Jakob Larsson. .... 62
- Figur 24: Infiltrationsmätningar (mm/h) vid bra, representativ och dålig grop på Charlottenlund och Teglagården. m.y. = markytan och b.s. = bearbetningssula. .... 64
- Figur 25: Markvattenhalt (vol%) och EC (mS/m) vid markytan (ca 0–10 cm) mätt med WetSensor för samtliga fält. Ingen signifikant skillnad fanns mellan odlingssystemen. Felstaplarna visar ett 95 % konfidensintervall. .... 65
- Figur 26: Vattenhalt, glödningsförlust (glf), pH och EC i de lösa jordproverna från samtliga fält. Ingen signifikant skillnad fanns mellan odlingssystemen oavsett mätparameter. Felstaplarna visar ett 95 % konfidensintervall. .... 66
- Figur 27: Turbiditet i lakvattnet efter regnsimulering (1 respektive 2 bevattningar) av aggregat (2–5 mm) (A) för samtliga fält samt jämförelse mellan odlingssystem

- med och utan plöjning (B). Ingen signifikant skillnad fanns mellan odlingssystemen oavsett antal bevattningar. Felstaplarna i figur B visar ett 95 % konfidensintervall. .... 67
- Figur 28: Elektrisk konduktivitet (EC) i lakvattnet efter bevattning 1 respektive 2 från samtliga fält. Ingen signifikant skillnad fanns mellan odlingssystemen oavsett antalet bevattningar. Felstaplarna visar ett 95 % konfidensintervall. .... 67
- Figur 29: Turbiditet i lakvattnet från lysimetrar efter 1 respektive 2 bevattningar. (A) för samtliga enskilda fält samt jämförelse mellan odlingssystem med och utan plöjning (B). Ingen signifikant skillnad fanns mellan odlingssystemen oavsett antalet bevattningar. Felstaplarna i figur B visar ett 95 % konfidensintervall. .. 70
- Figur 30: Elektrisk konduktivitet (EC) i lakvattnet efter 1 respektive 2 bevattningar för samtliga fält. Ingen signifikant skillnad fanns mellan odlingssystemen oavsett antalet bevattningar. Felstaplarna visar ett 95 % konfidensintervall. .... 70
- Figur 31: Lustgasemissioner ( $N_2O$ ) före och efter den första regnsimuleringen för alla fält (A) och jämförelse mellan odlingssystemen med och utan plöjning (B). Ingen signifikant skillnad fanns mellan odlingssystemen oavsett tidpunkt för mätning. Felstaplarna i figur B visar 95 % konfidensintervall. .... 73
- Figur 32: Emissioner av koldioxid ( $CO_2$ ) samt metan ( $CH_4$ ) före och efter den första regnsimuleringen för alla fält (A) och jämförelse mellan odlingssystemen med och utan plöjning (B). Ingen signifikant skillnad finns mellan odlingssystemen oavsett tidpunkt för mätning och växthusgas. Felstaplarna i figur B visar 95 % konfidensintervall. .... 73
- Figur 33: Differens i flöden av växthusgaser före och efter regnsimulering.  $CO_2$  = koldioxid,  $N_2O$  = lustgas,  $CH_4$  = metan. Resultat för prover från samtliga fält. Ingen signifikant skillnad mellan odlingssystemen för någon av växthusgaserna. Felstaplarna visar ett 95 % konfidensintervall. .... 75
- Figur 34: Torr skrymdensitet (A) och vattenhalt i skiktet 0–5 cm djup i volyms% (B) mätt i lysimetrarna med jord i ostörd lagring efter två regnsimuleringar. Ingen signifikant skillnad fanns mellan odlingssystemen med och utan plöjning. Felstaplarna visar 95 % konfidensintervall. .... 77
- Figur 35: Vattenhalt, glödningsförlust, elektrisk konduktivitet (EC) och pH ( $H_2O$ ) mätt på jordprov från två olika djup (0–5 cm, 10–15 cm) i lysimetrar med jord i ostörd lagring. Ingen signifikant skillnad fanns mellan odlingssystemen med och utan plöjning oavsett provdjup. Felstaplarna visar 95 % konfidensintervall. .... 78
- Figur 36: Dragkraftsmätningar (kN) och vattenhaltsmätningar (volyms%) på djupen 10 cm och 20 cm i gårdsparet i Helsingborg. Mätvärdena är ett medelvärde av 2 observationer för dragkraftsmätningen respektive 10 observationer för vattenhaltsmätningen. Ingen signifikant skillnad förelåg mellan gårdarna. .... 79

- Figur 37: Bränsleförbrukning per timme (l/h) och per hektar (l/ha) vid djupen 10 cm och 20 cm. Staplarna visar medelvärdet för bränsleförbrukning (l/h), och punkterna bränsleförbrukning (l/ha). Resultaten var inte signifikant skilda från varandra. 79
- Figur 38: Dragkraftsmätningar (kN) och vattenhaltsmätningar (volyms%) på djupen 10 cm och 20 cm i Ystadparen. Mätvärdena är ett medelvärde av 2 observationer från dragkraftsmätningen respektive 10 observationer ifrån vattenhaltsmätningen. Ingen signifikant skillnad förelåg mellan gårdarna..... 80
- Figur 39: Bränsleförbrukning per timme (l/h) och per hektar (l/ha) vid djupen 10 cm och 20 cm. Staplarna visar medelvärdet för bränsleförbrukning (l/h), och punkterna bränsleförbrukning (l/ha). Resultaten var inte signifikant skilda från varandra. 81
- Figur 40: Kärnavkastning (kg/ha) för höstvetete med parjämförelse (A) samt jämförelse mellan odlingssystemen (B). Resultat från samtliga fält. Ingen signifikant skillnad på avkastning finns mellan odlingssystemen. Felstaplarna (B) visar ett 95 % konfidensintervall. .... 82

## Förkortningar

CA	Conservation Agriculture
EC	Elektrisk konduktivitet
EU	Europeiska Unionen
NASA	National Aeronautics and Space Administration
SLU	Sveriges lantbruksuniversitet



# 1. Inledning

Marken har en väsentlig roll i naturen då den bland annat bidrar till viktiga ekosystemtjänster som produktion av mat, kolinlagring (organiskt material) samt, är ett habitat för djur, växter och mikroorganismer (Yang et al. 2020). Människan har sedan man lärde sig bruka marken för livsmedelsproduktion, haft ett stort intresse för markens kvalitet och funktion (Brevik & Sauer 2015). Enligt Lal (2016), fick markens betydelse en allt större uppmärksamhet i samband med att befolkningspopulationen globalt började öka i allt högre takt under 1970-talet och framåt, vilket ställde krav på en ökad livsmedelsproduktion. Under mitten av 1900-talet, genomgick lantbruket en revolutionerande skördeökning mycket tack vare den gröna revolutionen (Patel 2013). Men på senare år har det visat tendenser till att skördeökningarna har börjat stagnera på en del platser globalt, däribland Europa, där bland annat klimatförändringarna anses vara en av orsakerna (Brisson et al. 2010). En annan bidragande orsak till stagnerade skördeökningar anses vara försämring av markens kvalitet som tär på markhälsan (Bindraban et al. 2012). Faktorer som bidrar till försämrade markkvalité är bland annat erosion, markpackning, intensiv jordbearbetning och sänkta mullhalter som kan leda till minskad näringsomsättning i marken (Batey 2009; Bindraban et al. 2012; Karlen & Rice 2015; Shah et al. 2017).

Eftersom lantbruket står inför stora framtida utmaningar på grund av klimatförändringar och försämrade markkvalité, är markhälsan en mer relevant fråga än någonsin tidigare. Att förvalta markhälsan framöver för att säkerställa stabil livsmedelsproduktion utan att tära på markens ekosystemtjänster kommer att bli en stor utmaning (Kibblewhite et al. 2007; Lal 2016; Williams et al. 2020). Enligt Doran & Zeiss (2000) måste produktionssystemen inom lantbruket utvecklas för att kunna bevara och förbättra markkvaliteten framöver, och därmed kunna säkerställa markhälsan och en hållbar livsmedelsproduktion. Dessutom har EU nyligen kommit med ett förslag till ett nytt markdirektiv för markhälsa där samtliga jordbruksmarker senast 2050 ska vara mer hälsosamma och motståndskraftiga samt ha ett netto nollutsläpp av växthusgaser (EU 2023). Val av agrara odlingssystem kan påverka markhälsan. I denna studie har därför odlingssystem med och utan plöjning jämförts med avseende på markstruktur, växthusgasemissioner och avkastning.

## 1.1 Syfte och mål

Syftet med denna studie var att jämföra hur olika odlingssystem kan påverka markstruktur, växthusgasemissioner och avkastning under svenska förhållanden. Studien genomfördes genom en pargårdsstudie på fyra par gårdar (totalt 8 fält) i Skåne som är belägna omkring Helsingborg, Landskrona och Ystad. I varje gårdspår, använde den ena gården ett konventionellt odlingssystem med plöjning medan den andra intilliggande gården i gårdspåret nyttjade ett alternativt odlingssystem med reducerad jordbearbetning eller följde principerna för Conservation Agriculture (CA) med mellangrödor. Genom en pargårdsstudie där gårdarna i varje par ligger nära varandra kan det förutsättas att fälten på respektive plats inte skiljer sig signifikant från varandra avseende jordarter, och väderlek med avseende på nederbörd och temperatur under året.

Målet med studien är:

- Att studera hur olika odlingssystem med och utan plöjning påverkar markhälsa speciellt markstruktur, växthusgasemissioner och avkastning.
- Att analysera hur några markfaktorer såsom torr skrymdensitet, lerhalt, markens pH, vattenhållande förmåga och mullhalt bidrar till en bättre markhälsa.

## 1.2 Avgränsning och utformning

Denna studie är ett delprojekt i ett större pargårdsprojekt *Val av odlingssystem – pargårdsstudier i höstvet*, där pargårdarna i Helsingborg och Ystad ingår. Där ska odlingssystemen jämföras med avseende på produktionsförmåga, gårdarnas långsiktiga ekonomi samt resursutnyttjande. Pargårdarna i Landskrona lades till i denna studie för att få fler upprepningar. Huvudfokus i denna studie är att studera odlingssystemets inverkan på olika fysikaliska aspekter av markhälsa, framförallt markstruktur, växthusgasemissioner och avkastning. På samtliga platser bestämdes ett antal markfaktorer som t.ex. lerhalt, vattenhalt, elektrisk konduktivitet, pH och glödningsförlust (mullhalt). Odlingssystemens och markfaktorernas effekt på markhälsa speciellt markstruktur (aggregatstabilitet och markstrukturstabilitet), växthusgasemissioner och avkastning analyserades. Dessa indikatorer valdes då de ofta lyfts fram som bra markfysikaliska indikatorer för att mäta markhälsan. Utöver det genomfördes dragkraftsmätningar, som ger ett integrerat mått på markstrukturen. Samt en bedömning av markstruktur, infiltration och odlingsförutsättningar med hjälp av markvårdsapplikationen *”Hur mår min jord?”* som ger en allmän uppfattning om markhälsan och hur jorden fungerar som odlingsjord. Dessa två mätindikatorer genomfördes endast i Helsingborg och Ystad.

## 2. Bakgrund

### 2.1 Markhälsa – definition

Markhälsa kan definieras som en marks förmåga att kunna producera och tillhandahålla olika ekosystemtjänster (van Es & Karlen 2019). Utöver det, byggs markhälsa upp av biologiska, kemiska och fysikaliska faktorer som skapar livsviktiga miljöer. Det innebär att markhälsa inte bara är viktigt för växternas hälsa, utan även för djurs och människors hälsa (Doran & Zeiss 2000; Lal 2016). Jordar med god markhälsa kännetecknas bl.a. av god näringsomsättning och vatteninfiltration, bra gasutbyte, stor biologisk mångfald, hög förekomst av dagmaskar samt, god kolinlagring som tillsammans ger goda förutsättningar för en jordbruksmark med en bra produktionsförmåga (Chan 2001; Lal 2004; Williams et al. 2020). Om markens förmåga att bidra med ekosystemtjänster försämras, kan det leda till en sämre markhälsa och hämmad produktionsförmåga och livsmedelsproduktion.

### 2.2 Markhälsa – indikatorer

Markhälsa kan uppskattas med hjälp av en rad olika indikatorer där markens fysikaliska, kemiska och biologiska egenskaper analyseras (Kibblewhite et al. 2007). Enligt Cardoso et al. (2013) kan de biologiska faktorerna (organiskt material, växtrötter, kolinlagring, växthusgasemissioner och markorganismer), påverkas mycket snabbare av intensiteten i markanvändning och hantering, än de fysikaliska (textur, aggregatstabilitet, skrymdensitet, porositet och vatteninfiltration) och kemiska faktorerna (näringsämnen i marken, pH och utbyteskapacitet för kat- och anjoner). De biologiska faktorerna är mer dynamiska och kan indirekt påverka de fysikaliska och kemiska egenskaperna (Cardoso et al. 2013). Tillsammans är de tre faktorerna bidragande till hur markstrukturen ser ut i en jord, som i sin tur är en av huvudfaktorerna som kan ge indikation på bättre eller sämre markhälsa (Kibblewhite et al. 2007). I EU:s markdirektiv lyfts viktiga indikatorer fram som försaltning, erosion, markpackning, näringsomsättning, förorenad mark, vattenhållande förmåga, försurning samt markens biodiversitet (EU 2023). För att

undersöka hur markhälsan påverkas av olika odlingssystem valdes ett antal indikatorer som påverkar markstruktur, växthusgasemissioner och avkastning ut i denna studie.

## 2.2.1 Markstruktur

### *Aggregatstabilitet*

För att göra marken till en så bra växtplats som möjligt, är det viktigt att marken har en god markstruktur. En viktig indikator som kan ge ett mått på markstrukturen är aggregatstabilitet, där man bedömer aggregatens motståndskraft att inte dispergera genom uppblötning (Bronick & Lal 2005). Aggregat bildas av att mineralpartiklar av olika storlek sammanfogas och hålls samman av organiskt och oorganiskt material (Amézketa 1999). Enligt Bronick & Lal (2005), bygger aggregatbildandet och dess stabilitet på flera viktiga faktorer och hur de interagerar med varandra. Dessa är bland annat klimat, organiskt material, mikrobiell aktivitet, utbytbara joner, markvattnets växttillgänglighet och jordbearbetning. Aggregat kan förekomma i olika storlekar och delas ofta in i mikro- och makroaggregat (Bronick & Lal 2005). Mikroaggregat bildas av att lerpartiklar binder till organiska molekyler genom polyvalenta katjoner. När mikroaggregat senare sammanfogas till makroaggregat, hålls de samman av biologiska processer såsom finrötter och svamphyfer (Amézketa 1999). En bra aggregatstabilitet bidrar till positiva effekter som minskad erosion, minskad risk för skorpbildning och stabil vatteninfiltration (Amézketa 1999; Bronick & Lal 2005).

### *Vatteninfiltration*

För att kunna förebygga markerosion och ytavrinning, är en god vatteninfiltration en viktig indikation. En god markstruktur med bra porositet där porerna har bra storlek och är jämnt fördelade, är viktiga aspekter för en bra vatteninfiltration och god vattenhållande förmåga (Franzluebbers 2002). Enligt studier av Franzluebbers (2002), gynnas vatteninfiltrationen i system där jorden bearbetas så lite som möjligt och på platser med hög mullhalt som bidrar till en god markstruktur.

### *Markens skrymdensitet och markpackning*

Vid sämre markstruktur kan vatteninfiltrationen i markprofilen hämmas. Vanliga orsaker till hämmad vatteninfiltration är bland annat skorpbildning och markpackning (Amézketa 1999; Shah et al. 2017). Markpackning uppstår oftast när tunga maskiner körs, och jordbearbetning genomförs på fält vid icke-optimala tillfällen som blöta markförhållanden. Markpackning leder till att jordens torra skrymdensitet ökar och markens aggregatstabilitet försämras, dessutom reduceras stora porer samt porositeten (Batey 2009; Shah et al. 2017). På så vis, hämmas transporten av luft och vatten i markprofilen. Ytterligare konsekvenser av

markpackning är ökat penetrationsmotstånd i marken. Det innebär att exempelvis dagmaskar och växternas rötter möter ett hårdare motstånd vid sin tillväxt. Således, försämras dagmaskarnas förekomst i markprofilen och en hämmad porositet och vatteninfiltration uppstår (McKenzie et al. 2009; Capowiez et al. 2021). Växtens tillväxt och utveckling försämras med ökat motstånd, som kan generera en reducerad avkastning på grödan (Shah et al. 2017).

### *Mullhalt*

En hög mullhalt är också en viktig indikator som kännetecknar en bra markstruktur. Till mullhalten bidrar främst växterna och dess rotsystem och delar av den ovanjordiska biomassan, som inte förs bort från skiftet, omsätts i marken och bygger upp organiskt kol (Yang et al. 2020; Cotrufo & Lavelle 2022). Mullhalten bidrar till många fördelar för en bra markhälsa. Den är en stor bidragande faktor till att mikroaggregat kan sammanfogas till makroaggregat (Amézketa 1999). En högre mullhalt bidrar även till minskad erosion och marken får en bättre motståndskraft mot markpackning (Shah et al. 2017; Cotrufo & Lavelle 2022). Enligt Lal (2020) bidrar även mullhalten till en förbättrad vatteninfiltration, vattenhållande förmåga samt att det finns mer växttillgängligt vatten i markprofilen. I svenska odlingsjordar är det vanligt med en mullhalt i intervallet 3–6 % (Kirchmann et al. 2020).

### *Markens pH*

Markens pH är ett logaritmiskt mått på aktiviteten av vätejoner i marklösningen där ett lågt pH indikerar en hög aktivitet av vätejoner (Rengel 2011). Markens pH-värde kan ha en stor inverkan på markens struktur och markhälsan samt hur marken är som växtplats för olika grödor. Markens pH-värde kan påverka bildandet av aggregat i marken, mikrobiell aktivitet samt, näringsämnenas tillgänglighet för växterna (Haynes & Naidu 1998; Bronick & Lal 2005; Rengel 2011). Enligt Rengel (2011), kan jordar med för högt pH-värde (>8) ha en särskild brist på för växten väsentliga makronäringsämnen som fosfor och många mikronäringsämnen, medan för låga pH-värden (<5,5) gör makronäringsämnen som kväve och fosfor svårtillgängliga för växten. Därför är det viktigt att varken ha ett för högt eller för lågt pH-värde. Optimalt pH-värde (mål-pH) varierar utifrån lerhalten och mullhalten i en jord samt vilka grödor som odlas. Under svenska förhållanden rekommenderas ett pH-värde mellan 6,0 och 6,5 beroende på om det är lättare jordar respektive lerjordar (Jordbruksverket 2024). Kirchmann et al. (2020) visade dock i sina studier i södra Sverige att avkastning på framförallt spannmålsgrödor var som högst vid ett pH-värde närmre 7 och att pH har en stor inverkan på avkastningen. En metod för att öka markens pH är kalkning. Vid högre pH ökar den negativa ytladdningen på lerpartiklar vilket gynnar bildandet av stora aggregat. Utöver det kan kalkning även bidra till ökad mikrobiell aktivitet och mullhalt som i längden gynnar markstruktur och markhälsa (Haynes & Naidu 1998).

## 2.2.2 Växthusgasemissioner

Utsläpp av växthusgaser i atmosfären är en bidragande faktor till dagens klimatförändringar (Virk et al. 2022). Enligt Lokupitiya & Paustian (2006) står lantbruket för ungefär 20 % av de totala globala utsläppen av växthusgaser. Marken fungerar som stora källor och sänkor till de mest förekommande växthusgaserna koldioxid (CO<sub>2</sub>), lustgas (N<sub>2</sub>O) och metan (CH<sub>4</sub>) (Oertel et al. 2016). Växthusgasavgång från marken till atmosfären beror mycket på den mikrobiella aktiviteten och hur den påverkas av markens kemiska, fysikaliska och biologiska egenskaper, som porositet, marktemperatur, mängd mineralkväve, organiskt material och pH (Ball 2013; Oertel et al. 2016). De olika egenskaperna som kan påverka den mikrobiella aktiviteten, innebär att markstrukturen spelar en mycket viktig roll för växthusgasemissionerna. Enligt Ball (2013) kan en dålig markstruktur med dålig aggregatstabilitet och porositet orsakad av bland annat markpackning, öka växthusgasavgången till atmosfären, speciellt för N<sub>2</sub>O. Likaså krävs det en bra dränering i marken för att reducera N<sub>2</sub>O-avgång till atmosfären. Mangalassery et al. (2013) visade i sina studier att aggregatstrukturen och dess stabilitet påverkade växthusgasavgången till atmosfären, specifikt för CO<sub>2</sub> och CH<sub>4</sub>, där en sämre aggregatstabilitet visade sig öka växthusgasavgången till atmosfären. Således, kan valet av jordbearbetningsstrategi påverka växthusgasemissioner.

Lustgas (N<sub>2</sub>O) är den vanligaste växthusgasen som släpps ut från minerogena jordbruksmarker genom nitrifikation och denitrifikation. Den mikrobiella aktiviteten som leder till lustgasavgång påverkas främst av insatser som kvävegödsling och mängden mineralkväve i marken (Lokupitiya & Paustian 2006; Benbi 2013). Lustgasavgången påverkas också av andra faktorer som mullhalt, växtrester, markens pH, jordart samt vilken sorts gröda som odlas (Benbi 2013). Den effektivaste metoden för att minska N<sub>2</sub>O-avgången, är att förbättra kväveutnyttjandet i marken samt tillförsel genom precisionsgödsling. Andra metoder kan vara att hantera växtresterna genom att föra bort skörderester från skiftet, eftersom jordar med högre mängd växtrester och mullhalt kan leda till ökade N<sub>2</sub>O-avgångar genom ökad denitrifikationsaktivitet (Benbi 2013; Stošić et al. 2021).

Koldioxid (CO<sub>2</sub>) är den vanligaste växthusgasen som släpps ut i atmosfären. Koldioxidgasavgången från marken påverkas främst av mineralisering av organiskt kol genom mikrobiell aktivitet där kol används som energikälla ihop med syrgas (O<sub>2</sub>) (Benbi 2013). Marken är den största reservoaren av kol globalt, och under en vegetationsperiod binds kol från atmosfären till växterna genom fotosyntesen. Nettoflödet av CO<sub>2</sub> kan variera stort beroende på mängden organiskt material och hur markanvändningen ser ut på ett skifte. Reducerad bearbetning kan bidra till en ökad inlagring av kol i marken genom ökad mullhalt, och därmed mildra CO<sub>2</sub>-avgången, medan intensiv bearbetning och plöjning kan öka CO<sub>2</sub>-avgången till atmosfären (Lokupitiya & Paustian 2006; Benbi 2013). Genom att gynna

ekosystemtjänster som bidrar till ökad kolinlagring i marken, kan CO<sub>2</sub>-avgången till atmosfären reduceras (Benbi 2013). Stošić et al. (2021) visade i sina studier att nettoflödet av CO<sub>2</sub> också minskar ifall bränsleförbrukningen också tas i beaktning, eftersom det går åt mindre bränsle i ett reducerat bearbetningssystem.

Metan (CH<sub>4</sub>) är en mycket kraftfull växthusgas som inom jordbruket släpps ut i atmosfären via antropogena källor (Benbi 2013). Utsläpp av CH<sub>4</sub> i atmosfären från jordbruksmark, förekommer främst inom risodlingar (Lokupitiya & Paustian 2006). Metanutsläpp från jordbruksmark är inte ett vanligt förekommande problem i norra Europa, där risodling inte förekommer.

### 2.2.3 Avkastning och höstvetete

I flera år har olika studier jämfört avkastningsnivån mellan reducerad och konventionell bearbetning (Cannell 1985). Avkastningen kan påverkas negativt vid ökad konkurrens från ogräs som uppstår vid reducerad bearbetning (Melandar et al. 2013) och reduceras vid direktsådd jämfört med konventionellt system (Pittelkow et al. 2015; Büchi et al. 2019; Woźniak & Rachoń 2020). Woźniak & Rachoń (2020) visade i sina studier att väderförutsättningarna under odlingsåret hade större effekt på avkastningen än valet av odlingsystem. Svenska långliggande försök visade att skördevariationen mellan år kan vara stor beroende på förfrukt, valt bearbetningssystem, grödans etablering, ogrästryck och odlingsplatsens förutsättningar (Arvidsson et al. 2014).

Höstvetete (*Tritium aestivum*) är en av de globalt viktigaste grödorna för human konsumtion och en gröda som odlas frekvent i norra och västra Europa (Kristensen et al. 2011). I Sverige odlades höstvetete på ungefär 417 900 hektar år 2022, vilket motsvarade ungefär 17 % av den totala jordbruksarealen, och var i sin tur den näst mest odlade grödan inom svenskt lantbruk (Jordbruksverket 2022). Studier har visat att skördeökningen på höstvetete har stagnerat på senare år i många länder i Europa främst på grund av klimatförändringarna med ökande temperatur (Brisson et al. 2010; Kristensen et al. 2011).

## 2.3 Odlingsystem

Idag nyttjas en rad olika odlingsystem inom jordbruket både på lokal och global nivå. I det konventionella odlingsystemet har plogen en central roll. Enligt Kuipers (1991) har plogen haft en revolutionerande stor betydelse för lantbruket då den effektivt kan minska ogräsbeståndet och skapa såbäddar som ger en gynnsam start för flertalet grödor. Plogen har emellertid samtidigt blivit ifrågasatt då den bidrar till erosion och minskad biologisk aktivitet i marken, vilket kan försämra markhälsan.

Inom lantbruket finns det flertalet alternativa odlingssystem till den konventionella metoden att plöja. Ett av de vanligaste alternativen är reducerad bearbetning, som är ett brett begrepp och kan innefatta allt ifrån direktsådd till olika grundbearbetningar där plogen inte används (Melander et al. 2013). Inom reducerad bearbetning finns det även ett specifikt inriktat odlingssystem som kallas Conservation Agriculture (CA) (Palm et al. 2014). I EU:s mardirektiv för bättre markhälsa, föreslås åtgärder i odlingssystem som bland annat att undvika bar mark på skiften, minska jordbearbetningen och antalet överfarter för att minska risken för markpackning, anpassa gödslingen, varierande växtföljd samt ett integrerat växtskydd (EU 2023).

### 2.3.1 Reducerad bearbetning

Reducerad bearbetning kan innefatta många begrepp. Utöver direktsådd där grödan sås direkt i förfruktens stubb, kan den reducerade bearbetningen innebära minimal bearbetning på ytan till en djupare bearbetning där arbetsdjupet kan variera stort utifrån jordart och klimatförutsättningar (Unger & McCalla 1980; Melander et al. 2013). Fördelar med reducerad bearbetning har bland annat visat sig vara minskad vind- och vattenerosion genom att lämna kvar växtrester på ytan, minskade produktionskostnader genom reducerad bränsleförbrukning vid minskat dragkraftsbehov, minskat näringsläckage från marken, gynnande av viktiga markorganismer som dagmaskar samt, reducerad växthusgasavgång från marken till atmosfären (Unger & McCalla 1980; Kladivko 2001; Tabatabaefar et al. 2009; Melander et al. 2013; van Kessel et al. 2013).

Liksom plöjning kan också reducerad bearbetning ha nackdelar. Enligt Ingram (2010), ställer reducerad bearbetning högre krav på att bearbeta jorden vid goda förhållanden, samt att hanteringen av bland annat ogräs och sniglar blir svårare. Reducerad bearbetning och direktsådd innebär en mindre störning av marken men även av ogräs som effektivare kan etablera sig vilket kan öka den interspecifika konkurrensen på ett skifte. Det kan leda till en ökad användning av herbicider och glyfosat som i längden kan innebära ökad risk för herbicidresistens (Melander et al. 2013). I odlingssystem med reducerad bearbetning bildas ofta en bearbetningssula högre upp i profilen jämfört med plogsulan i ett konventionellt system som plöjs.

### 2.3.2 Conservation Agriculture

CA är ett odlingssystem som bygger på de tre grundprinciperna minimal bearbetning, att stora delar av arealen ska täckas året om av antingen höstsådda grödor, mellangrödor eller skörderester samt, en diversifierad växtföljd (Hobbs et al. 2007; Palm et al. 2014; Kassam et al. 2019). Odlingssystemet härstammar från odlingsmiljöer som var och är än idag utsatta för utmaningar som vatten- och vinderosion samt torka som i Australien och Amerika. Genom att tillämpa CA,



kunde utmaningarna hanteras bättre (Kassam et al. 2019). Principerna grundar i sig i syftet att störa marken så lite som möjligt för att kunna gynna de ekosystemtjänster som kan bygga upp en god markhälsa (Palm et al. 2014). Genom att minimera jordbearbetningen och ha permanent växande gröda, förväntas andelen organiskt material att byggas upp i övre markprofilen (Hobbs et al. 2007). Enligt Lal (2009), kan uppbyggnad av organiskt material gynna markstrukturen genom minskad jorderosion, gynna markens biologiska mångfald, reducera växthusgasavgången samt förbättra hushållningen av vatten och näringsämnen i marken. Odlingsystemet antas även ha en bättre motståndskraft mot extremväder (Palm et al. 2014).

Eftersom marken ska bearbetas så lite som möjligt, har CA i allmänhet ett stort behov av herbicider och framförallt glyfosat, då ogräshanteringen blir en stor utmaning i odlingsystemet (Bajwa 2014).

### 2.3.3 Mellangrödor

Mellangrödor är grödor som normalt sett kan sås antingen efter skörd mellan två huvudgrödor eller i insådd med en huvudgröda (Sharma et al. 2018). Inom svenskt lantbruk är mellangrödor ett samlingsbegrepp som innefattar benämningarna fånggröda, täckgröda och bottengröda beroende på grödans huvudsakliga syfte (Aronsson et al. 2023). Mellangrödor kan även bestå av flera olika sorters växter beroende på mellangrödans syfte. Vanligast är att odla någon form av baljväxt, gräsväxter eller växter med bra marktäckande förmåga (Koudahe et al. 2022).

Ett generellt syfte med mellangrödor är att vara marktäckande för att förhindra markerosion samt läckage av näringsämnen både på markytan och i alven, och även bidra till positiva effekter för markhälsan (Sharma et al. 2018). Mellangrödor kan även bidra till andra positiva effekter som bland annat ökad kolinlagring, minskad risk för markpackning, bättre ogräskontroll, sanering av växtsjukdomar samt, ökad aggregatstabilitet (Koudahe et al. 2022; Aronsson et al. 2023). Inlagringen av kol är möjlig tack vare den ökade mängd organiskt material som mellangrödorna kan bidra med (Lal 2009). Studier har visat att det inte sker någon direkt påverkan på växthusgasemissioner genom att ha med mellangrödor i sitt odlingsystem, då emissionerna kan öka, minska eller vara opåverkad beroende på valet av mellangröda (Abdalla et al. 2014; Muhammad et al. 2019; Aronsson et al. 2023).

Det gäller att välja rätt gröda som är anpassad till huvudgrödorna i växtföljden, eftersom mellangrödor också kan bidra till icke önskvärda effekter. En mellangröda kan vara värd för jordburna skadegörare som i sin tur kan bidra till att uppföröka växtsjukdomar hos huvudgrödorna (Aronsson et al. 2023).

### 3. Material och metoder

Studien genomfördes i Skåne som en pargårdsstudie med fyra pargårdar (totalt 8 fält) som är belägna omkring Helsingborg, Landskrona och Ystad (tabell 1). På samtliga fält odlades höstvetete under växtodlingsåret 2022–2023. Höstvetet användes denna studie som referens där dess skördeavkastning studerades för att se hur den påverkas av gårdarnas olika odlingssystem och andra faktorer som mättes på pargårdarna i fältstudien. På gårdarna odlades det olika höstvetesorter.

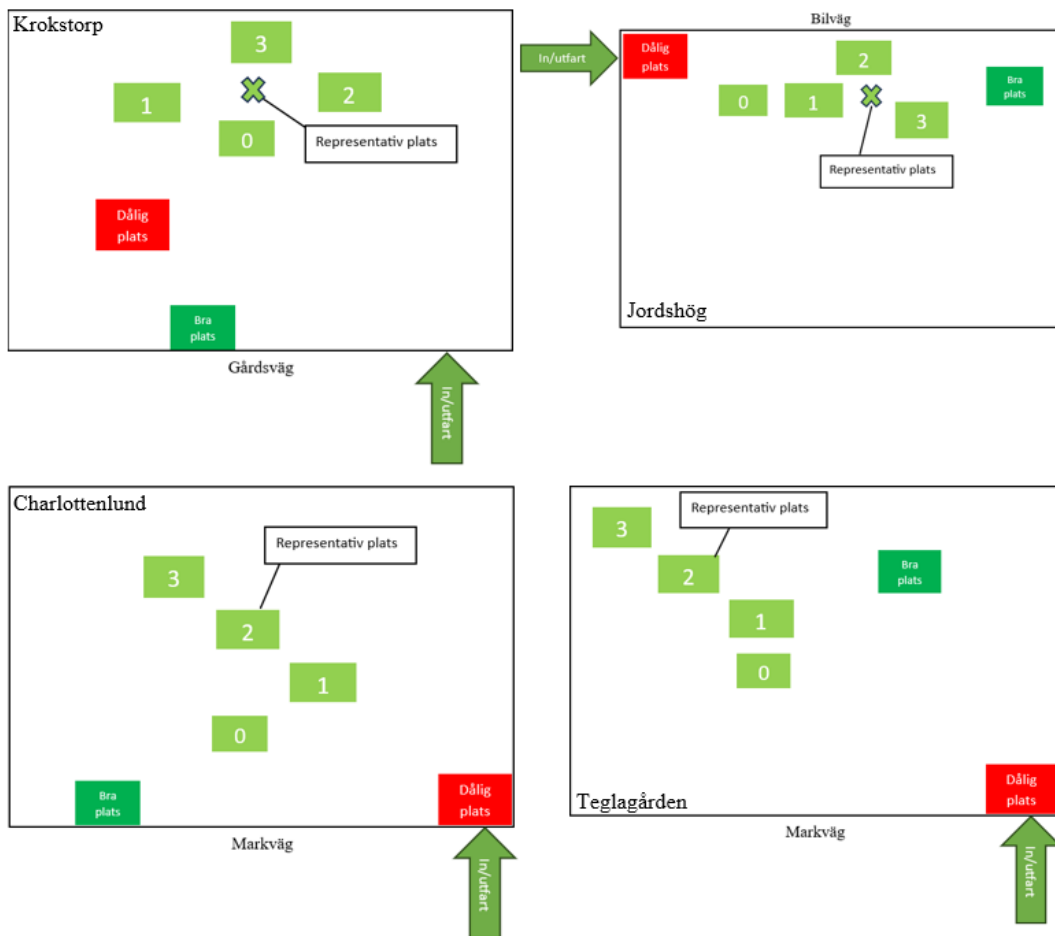
*Tabell 1: Översikt över gårdarna i pargårdstudien och några grundläggande markegenskaper för respektive fält. P-AL, K-AL, Mg-AL och Ca-AL värdena anges i mg/100 g lufttorrt prov. H = Helsingborg, Y = Ystad, L = Landskrona. Källa: Hushållningssällskapet Skåne*

Plats	Par	Odlingssystem	Lerhalt (%)	Mullhalt (%)	pH (H <sub>2</sub> O)	P-AL	K-AL	Mg-AL	Ca-AL
Krokstorp (H)	A	Icke plöjt	13	4,4	6,2	13	12	7,1	170
Jordshög (H)	A	Plöjt	17	2,7	6,5	5,4	5,8	7,8	200
Charlottenlund (Y)	B	Icke plöjt	18	3,2	7,5	31	8,9	12	380
Teglagården (Y)	B	Plöjt	15	2,3	6,6	11	9,7	5,7	150
Härslövs Boställe (L)	C	Icke plöjt	22	2,9	6,2	4,3	12	6,8	180
Olstorps Gård (L)	C	Plöjt	21	2,0	7,0	4,6	8,8	8,0	270
Härslövs Boställe (L)	D	Icke plöjt	16	2,3	6,3	5,0	8,0	5,0	150
Olstorps Gård (L)	D	Plöjt	25	2,2	6,8	10	17	7,2	280

#### 3.1 Försöksdesign

I varje par i Helsingborg och Ystad valdes två fält ut (ett fält per gård) som ansågs ha liknande förutsättningar avseende väder och jordart. Hos gårdarna i Landskrona var det dessutom samma förfrukt i paren. I Landskrona gjordes två jämförelser där den ena jämförelsen hade höstraps som förfrukt, medan den andra jämförelsen hade västkorn som förfrukt. På samtliga fält i studien anlades tre skörderutor intill varandra. På pargårdarna i Helsingborg och Ystad anlades tre skörderutor med en storlek på ungefär 16 m<sup>2</sup> (figur 1), medan skörderutorna i Landskrona anlades inom en yta på ungefär 200 m<sup>2</sup> där lantbrukaren ansåg att denna yta var som mest

representativt för hela skiftet. I samtliga fält samlades aggregat in för mätning av aggregatstabilitet, och lysimetrar med ostörd jord togs ut för mätning av markstrukturstabilitet, växthusgasemissioner samt jordprovsanalys i skikten 0–5 cm respektive 10–15 cm för mätning av vattenhalt, glödningsförlust, pH och EC. Samma analys gjordes även med lösa jordprover som togs ut från skikten 0–5 cm respektive 15–20 cm djup. I Helsingborg- och Ystadparen gjordes dessutom dragkraftsmätningar, samt mätningar med markvårdsapplikationen ”Hur mår min jord?” på tre olika platser i fälten; en bra, en representativ och en dålig, där skörderuta 2 eller en central punkt mellan skörderutorna, företrädde den representativa platsen (figur 1).



Figur 1: Skiss över fälten i Helsingborg och Ystad för att grovt illustrera hur försöken var upplagda på respektive gård samt var groparna grävdes i Pargårdsprojektet. Skörderutorna (1, 2 och 3) är anlagda i en representativ del av skiftet. Representativ plats utsätts för normalt antal överfarter. Bra plats i skiftet utgör en plats med få överfarter. Dålig plats utgör en plats som utsätts för många överfarter. Ruta 0 representerar en gödslad Nollruta.

På respektive plats i skiftet grävdes en grop till ett djup på åtminstone 70 cm samt en avsats på 15–25 cm djup beroende på var i profilen det upplevdes finnas en bearbetningssula. Om ingen bearbetningssula gick att finna, grävdes avsatsen till

15 cm djup. Grävningen i Helsingborg skedde med pallgafflar på ena fältet och för hand på andra fältet, medan det i Ystad grävdes med skopa (figur 2). På grund av den intensiva nederbördsperiod som rådde under augusti 2023 (figur 5; 9; 13), så skedde mätningar i nytröskat fält endast på den konventionella gården i Ystad. Hos övriga gårdar i Ystad och Helsingborg genomfördes mätningarna innan skörderutorna var tröskade. Lantbrukarna hade dock hunnit tröska runt skörderutorna, så att mätningar och provtagningar kunde genomföras precis utanför skörderutorna i stubben.



Figur 2: Grävning av gropar. Grävning med minilastmaskin och pallgafflar i Helsingborg (A). Grävning med lastmaskin och skopa i Ystad (B). Grävning för hand i Helsingborg (C). Foto: Jakob Larsson.

## 3.2 Pargårdar

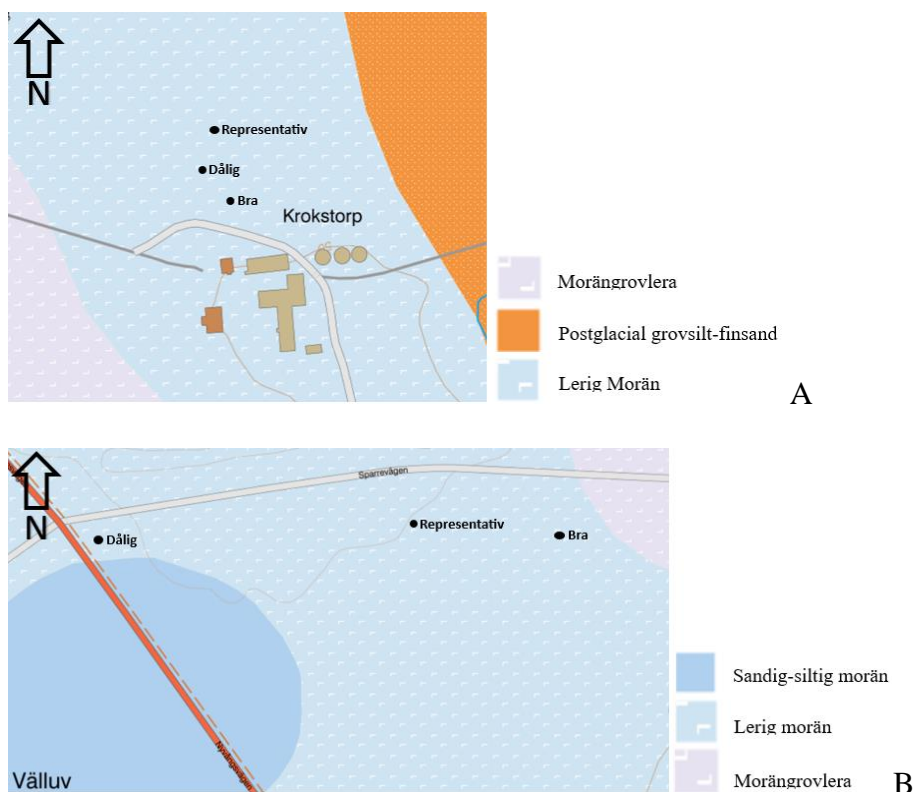
### 3.2.1 Helsingborg

I Helsingborg jämfördes gårdarna Krokstorps Gård och Välluvs Boställe. Krokstorps Gård nyttjar odlingssystemet CA (Conservation Agriculture), medan Välluvs Boställe som drivs genom företaget Jordshögs Jordbruk AB, nyttjar ett konventionellt odlingssystem med plöjning, där ungefär 50 % av den totala arealen inom företaget plöjs årligen. Fälts provplatser som användes i studien ligger ungefär 1,6 kilometer från varandra (figur 3). Mätningar och provtagning hos Krokstorp genomfördes både den 8 och 14 augusti, medan mätningar och provtagning hos Jordshög genomfördes den 18 augusti.



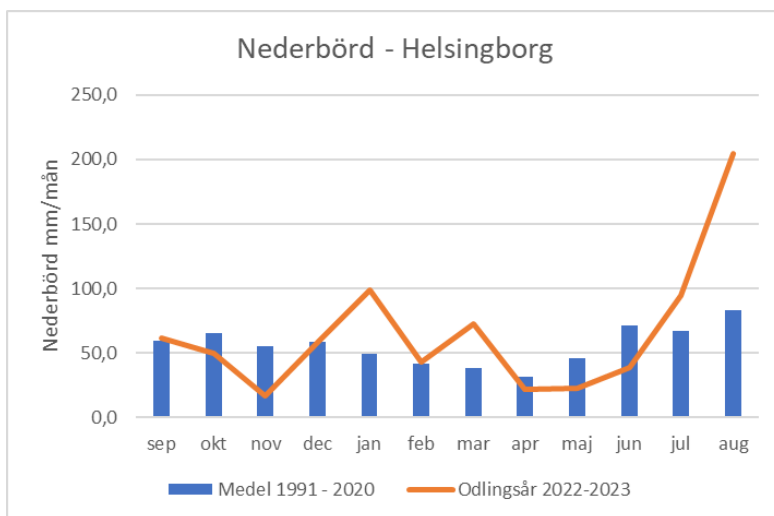
Figur 3: Karta över de två fälten som studerades i Helsingborgsparet och deras belägenhet i förhållande till varandra.

Bergarten i Helsingborgsparets skiften är slam-, ler- och siltsten, och jordarten på skiftena där proverna togs, klassas som lerig morän (Sveriges geologiska undersökning 2023a, 2023b) (figur 4).

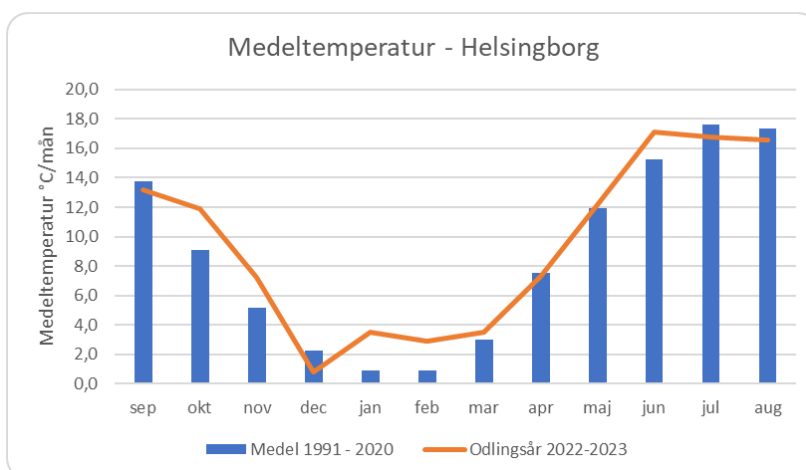


Figur 4: Jordartskarta (källa: SGU) för Krokstorp (A) respektive Jordshög (B). Groparna grävdes vid de svarta punkterna, medan övriga mätningar och provtagning skedde vid den representativa punkten.

Den genomsnittliga årsmedelnederbörden för området under normalperioden 1991–2020 var ungefär 660 mm, och under växtodlingsåret 2022–2023 784 mm (SMHI 2023). Nederbörden under växtodlingsåret varierade gentemot normalperioden vid olika månader med en torr vår och blöt sensommar (figur 5). Årsmedeltemperaturen var för normalperioden 1991–2020 uppmätt till 8,7 °C, medan den under växtodlingsåret 2022–2023 uppmättes till 9,4 °C i området (SMHI 2023). Temperaturen höll sig någorlunda identiskt med normaltemperaturen under årets olika månader, men var något varmare under vintern jämfört med normalperioden (figur 6).



Figur 5: Medelnederbörd per månad i Helsingborg under normalperioden 1991–2020 (staplar), samt den totala månadsnederbörden under växtodlingssäsongen 2022–2023 (linje). Mätdata är hämtad från SMHI:s mätstation i Helsingborg.



Figur 6: Medeltemperatur per månad i Helsingborg för normalperioden 1991–2020 (staplar), samt medeltemperatur under växtodlingssäsongen 2022–2023 (linje). Mätdata är hämtad från SMHI:s mätstation i Helsingborg.

På gårdarna odlades år 2022 konservärt respektive höstvetete som förfrukt före höstvetet (tabell 2).

Tabell 2: Växtföljd på försöksskiftena för åren 2020–2023 hos fälten i Helsinborgparet

Par	Gård/Plats	Gröda 2020	Gröda 2021	Gröda 2022	Gröda 2023
A	Krokstorp	Havre	Höstvetete	Konservärt	Höstvetete
A	Jordshög	Höstvetete	Höstraps	Höstvetete	Höstvetete

### Krokstorps Gård

Under de fyra senaste växtodlingssäsongerna har skörderesterna lämnats kvar på försöksskiftet. Mellan höstvetet och konservärtorna såddes oljerättika som mellangröda den 5 augusti 2021. Under de fyra senaste växtodlingssäsongerna har det inte tillförts någon kalk på försöksskiftet. Dock har det tillförts biogödsel (NPK 0,46–0,05–0,14) vid två tillfällen med en giva på 25 ton/ha vid respektive tillfälle, under mars månad 2021 som startgiva åt höstvetet på våren, samt under mars månad 2023. Försöksskiftet har en modern dränering som genomfördes 2013 med täckdikning med ett avstånd på 16 meter mellan grenledningarna. 2023 gjordes även en ny markkartering på skiftet.

Inför växtodlingsåret 2022–2023, kombisåddes höstvetesorten *KWS Ahoi* den 3 oktober 2022 direkt i stubb med växtnäring (NPK 10–14–12). Utsädesmängden var 160 kg/ha, såddjupet 3 cm, radavståndet på 16,7 cm och gödselgivan var 75 kg/ha. Totalt genomfördes 10 överfarer på skiftet (tabell 3) fördelade på 2 jordbearbetande körslor, inklusive sådd. 4 gödselgivor som spreds vid olika tillfällen på våren, varav 1 giva med mikronäring är inkluderad i en växtskyddsinsats. Gödselgivorna var Ammoniumsulfat (NS 21–24) 100 kg/ha, biogödsel (NPK 0,46–0,05–0,14) 25 ton/ha, ammoniumnitrat (N 34) 200 kg/ha och kalksalpetergranulat (N 31) 200 kg/ha. 3 insatser med växtskydd genomfördes, varav 2 på hösten och 1 på våren. Höstbehandlingarna var främst med herbicider, medan behandlingen på våren var en kombination av mikronäringsämnen, fungicider och tillväxtreglering. Höstvetet skördades den 6 augusti 2023.

Tabell 3: Överfarer som genomfördes på Krokstorps Gård på skiftet under växtodlingssäsongen 2022–2023

Arbetsmoment	Antal överfarer	Redskap	Arbetsdjup (cm)
Hantering av skörderester	1	Tallrikskultivator	2,5
Sådd	1	Kombisåmaskin	3
Växtnäring	4	Gödselspridare	-
Växtskydd	3	Växtskyddsspruta	-
Skörd	1	Skördetröska	-
<b>Totalt</b>	<b>10</b>		

### Jordshög

Under de fyra senaste växtodlingssäsongerna har skörderesterna på försöksskiftet bärgats från fältet efter höstvetet år 2020 och 2023. Plogen har endast använts

mellan höstvetet år 2022 och 2023, medan grödorna under övriga år under den aktuella växtodlingssäsongen har etablerats i en reducerat bearbetad stubb. Inga mellangrödor eller någon form av organisk gödsel har tillförts under den aktuella perioden. Dock så tillfördes Nordkalk Bas 4 efter höstrapsskörden med en giva på 3 ton/ha. Kalken myllades därefter ned till ett djup på ungefär 6 cm. Skiftet har en dränering med tegelrör ifrån början på 60-talet med ett avstånd på ungefär 16 meter mellan grenledningarna. 2021 gjordes en ny markkartering för skiftet.

Inför växtodlingsåret 2022–2023, kombisåddes höstvetesorten *Kask* den 18 september 2022 med en MAP-gödsling (NP 12–23). Utsädesmängden var 160 kg/ha, sådjupet 3 cm, radavstånd på 12,5 cm och gödselgivan var 80 kg/ha. Totalt genomfördes 10 överfarter på skiftet (tabell 4) fördelade på 3 jordbearbetande körslor inklusive sådd, där den första med plog hanterade skörderesterna efter förfrukten och den andra beredde såbädden inför sådd. Under våren genomfördes även 1 vältning på skiftet. Under våren genomfördes 3 växtnäringssatser på skiftet. Gödselgivorna var NPK 27–2–3 250 kg/ha, Axan (N 27) 320 kg/ha och ytterligare Axan med 150 kg/ha. Växtskyddsinsatserna var jämnt fördelade med 1 på hösten som innehöll herbicider, och den andra som genomfördes på våren innehöll både herbicider och fungicider. Höstvetet skördades den 17 augusti 2023.

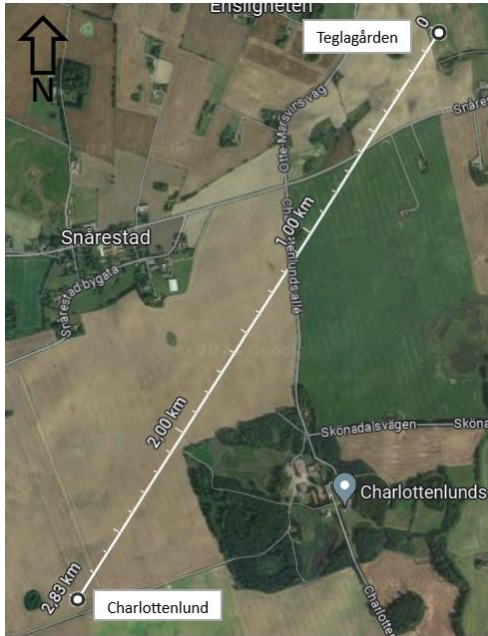
Tabell 4: Överfarter som genomfördes av Jordshögs Jordbruk på skiftet under växtodlingssäsongen 2022–2023

Arbetsmoment	Antal överfarter	Redskap	Arbetsdjup (cm)
Hantering av skörderester	1	Plog	18
Såbäddsberedning	1	Såbäddsharv	5
Sådd	1	Såmaskin	3
Vältning	1	Ringvält	-
Växtnäring	3	Gödselspridare	-
Växtskydd	2	Växtskyddsspruta	-
Skörd	1	Skördetröska	-
<b>Totalt</b>	<b>10</b>		

### 3.2.2 Ystad

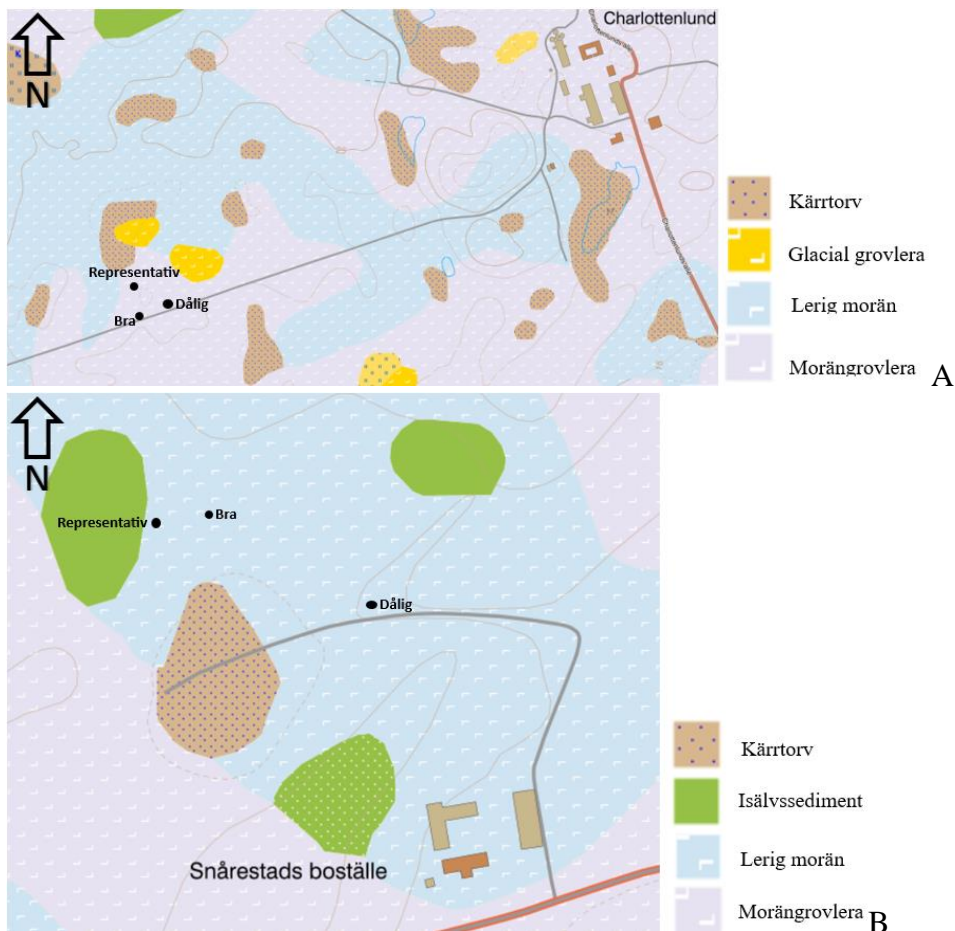
I Ystad jämfördes gårdarna Charlottenlund och Teglagården med varandra. I denna parstudie använder Charlottenlund sig av reducerad bearbetning med kultivator i sitt odlingssystem, medan Teglagården årligen plöjer 40–50 % av sin totala areal i sitt odlingssystem. Fältens provplatser som användes i studien är belägna ungefär 2,8 kilometer ifrån varandra (figur 7). Mätningar och provtagningar hos Charlottenlund genomfördes den 17 augusti, medan de hos Teglagården genomfördes den 15 augusti.





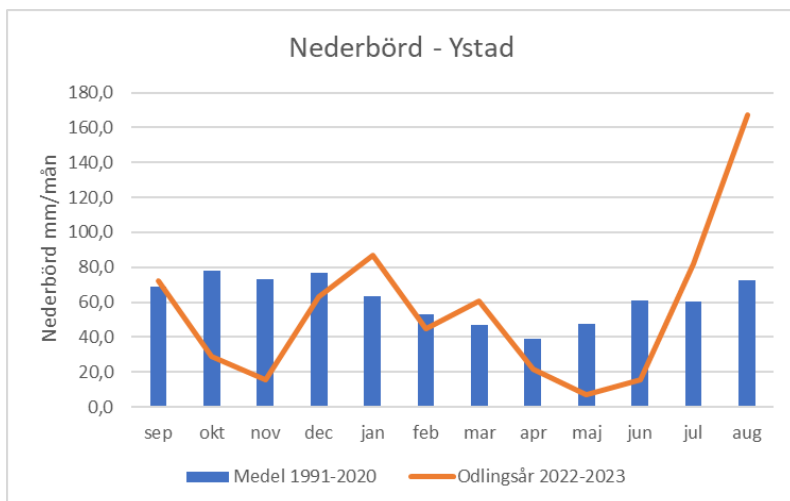
*Figur 7: Karta över de två skiften som studerades i Ystadsparet, och deras belägenhet i förhållande till varandra.*

Bergarten på pargårdarnas skiften är kalksten, och jordarten på skiftena där proverna togs, klassas som morängrovlera hos Charlottenlund, och lerig morän hos Teglågården (Sveriges geologiska undersökning 2023a, 2023b) (figur 8).

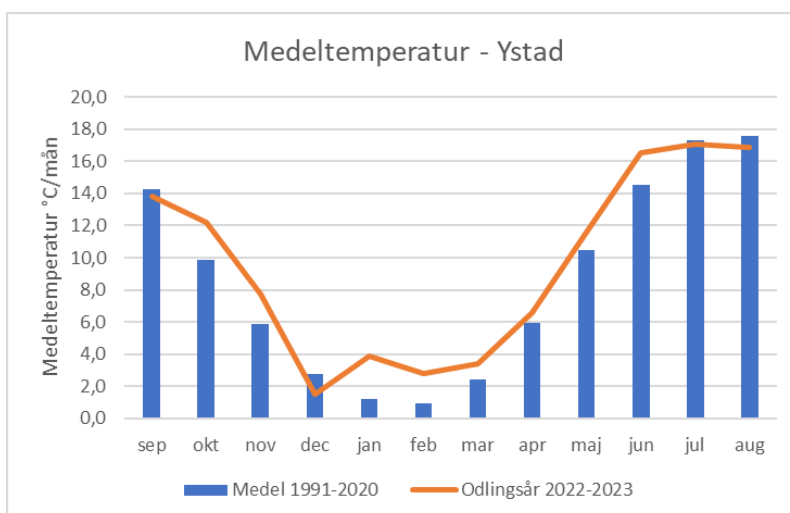


Figur 8: Jordartskarta (källa: SGU) för Charlottenlund (A) respektive Teglagården (B). Mätningarna utfördes vid de svarta punkterna.

Den genomsnittliga årsnederbörden för perioden 1991–2020 i området var 741 mm, och under växtodlingsåret 2022–2023 var årsnederbörden 665 mm (Lantmet 2023; SMHI 2023). Nederbörden under växtodlingsåret varierade gentemot normalperioden vid olika månader med en torr vår och blöt sensommar (figur 9). Årsmedeltemperaturen var för normalperioden 1991–2020 uppmätt till 8,6 °C, medan den under växtodlingsåret 2022–2023 uppmättes till 9,5 °C i området (Lantmet 2023; NASA u.å.). Temperaturen höll sig någorlunda identiskt med normaltemperaturen under årets olika månader, men var något varmare under vintern jämfört med normalperioden (figur 10).



Figur 9: Medelnederbörd per månad i Ystad under normalperioden 1991–2020 (staplar), samt den totala månadsnederbörden under växtodlingssäsongen 2022–2023 (linje). Mätdata från normalperioden är hämtad från SMHI:s dåvarande mätstation i Ystad. Mätdata för växtodlingssäsongen 2022–2023 är hämtad från Lantmet:s mätstation på Lovisero som är närmsta geografiska mätstation till Charlottenlund. (Mätstationen i Ystad upphörde september 2022).



Figur 10: Medeltemperatur för normalperioden 1991–2020 (staplar), samt medeltemperatur under växtodlingssäsongen 2022–2023 (linje). Mätdata från normalperioden är hämtad från NASA:s position på Charlottenlund, medan mätdata från växtodlingssäsongen 2022–2023 är hämtad ifrån Lantmet:s mätstation på Lovisero. SMHI:s mätstation i Ystad hade inte uppmätt någon medeltemperatur under intervallen.

På gårdarna odlades år 2022 höstraps respektive vitklöver som förfrukt innan höstvetet etablerades (tabell 5).

Tabell 5: Växtföljd på försöksskiftena hos Ystadparet för åren 2020–2023

Par	Gård/Plats	Gröda 2020	Gröda 2021	Gröda 2022	Gröda 2023
B	Charlottenlund	Socketbetor	Vårkorn	Höstraps	Höstvete
B	Teglagården	Socketbetor	Vårkorn	Vitklöver	Höstvete

### Charlottenlund

Under de fyra senaste växtodlingssäsongerna har skörderesterna lämnats kvar på försöksskiftet. Mellangrödor har inte såtts under de aktuella växtodlingssäsongerna. Gården tillför ofta kalk när höstraps har odlats på ett skifte. På skiftet spreddes därför strukturkalk under 2022 efter höstrapsen med en giva på mellan 4 och 6 ton/ha som varierade utifrån skiftets lerhaltskarta. Kalken myllades ner med kultivator till ett djup på runt 18 cm. Inför höstrapsådden 2021 tillfördes röttslam på skiftet med en giva på 13,9 ton/ha, som myllades ned till ett djup runt 20 cm, men arbetsdjupet varierades utifrån skiftets förutsättningar och markens egenskaper. Skiftet har en dränering med tegelrör som är gjord runt 60–70-talen med varierande avstånd mellan grenledningarna på 8–16 meter. När delar av dräneringen förnyas blir den utrustad med plaströr istället för tegelrör. 2023 gjordes en ny markkartering för skiftet.

Inför växtodlingsåret 2022–2023 såddes höstvetesorten *Etana* den 15 september 2022 utan växtnäring. Utsädesmängden var 200 kg/ha, såddjupet 4 cm och radavståndet 12,5 cm. Totalt genomfördes 15 överfarter på skiftet (tabell 6). De var fördelade på 3 jordbearbetningsöverfarter inklusive sådd, där den första hanterade skörderester från förfrukten, medan den andra beredde såbädden inför sådd. På hösten genomfördes en vältning för att krossa kokor samt få en jämnare uppkomst på gräsogräsen för en effektivare bekämpning. Under våren tillfördes alla 4 växtnäringsinsatser, där givorna var precisionsanpassade. Gödselgivorna var Axan (NS 27–4) 277 kg/ha, Axan 220 kg/ha, Axan 323 kg/ha och Kalksalpeter (N 15,5) 143 kg/ha. Av de totalt 6 växtskyddsinsatserna, genomfördes 2 på hösten, 1 herbicidbehandling och 1 insekticidbehandling. På våren genomfördes 2 fungicidbehandlingar, 1 tillväxtreglering, samt 1 herbicidbehandling främst på vändtegar och där det fanns behov i skiftet. Höstvetet skördades den 17 augusti 2023.

Tabell 6: Överfarter som genomfördes hos Charlottenlund på skiftet under växtodlingssäsongen 2022–2023

Arbetsmoment	Antal överfarter	Redskap	Arbetsdjup (cm)
Hantering av skörderester	1	Tallrikskultivator	2
Såbäddsberedning	1	Styvpinnskultivator	12
Sådd	1	Såmaskin	4
Vältning	1	Ringvält	-
Växtnäring	4	Gödselspridare	-
Växtskydd	6	Växtskyddsspruta	-
Skörd	1	Skördetröska	-
<b>Totalt</b>	<b>15</b>		

### Teglagården

Under de fyra senaste växtodlingssäsongerna har skörderesterna lämnats kvar på skiftet. Plogen har endast använts mellan vitklöver och höstvetet under den aktuella perioden, medan övriga grödor har etablerats i kultiverad stubb och som

insådd. Inga mellangrödor har etablerats under den aktuella perioden. Efter att vitklövern hade skördats, så kalkades skiftet med sockerbrukskalk med en giva på 8 ton/ha. Kalken plöjdes sedan ner till ett djup på 20 cm. På våren 2023 tillfördes biogödsel i form av kläckeriavfall (NPK 0,21-0,08-0,1) som spreds ut i växande gröda med en giva på 20 m<sup>3</sup>/ha. Skiftet är dränerat efter behov, men saknar komplett systemtäckdikning över hela fältet. Dräneringen är allt mellan 10 och 100 år gammal. Stora delar av den dränering som finns har runt 16 meters avstånd mellan grenledningarna. 2019 gjordes det en ny markkartering för skiftet.

Inför växtodlingsåret 2022–2023 såddes höstvetesorten *Kerrin* den 22 september 2022. Utsädesmängden var 154 kg/ha, såddjupet 4 cm och radavståndet 12,5 cm. Totalt genomfördes 16 överfarer på skiftet (tabell 7). De var fördelade på 5 jordbearbetande överfarer inklusive sådd, där tallrikskultivatoren först hanterade skörderesterna följt av plogen. Crosskillvälten följt av såbäddsharven användes sedan för att bereda såbädden inför sådden. Skiftet blev sedan ringvältat på hösten efter sådd. All växtnäring tillfördes under våren och sommaren. Utöver givan med kläckeriavfall, genomfördes 3 överfarer med mineralgödsel vid olika tillfällen. Mineralgödselgivorna var N 46 + ammoniumsulfat (N 21) 100 kg/ha respektive 88 kg/ha, Axan (NS 27–4) 115 kg/ha och N 46 68 kg/ha. Av de totalt 5 växtskyddsinsatserna, genomfördes 2 insatser på hösten vid olika tillfällen, som var fördelade på 1 herbicid- och 1 insekticidbehandling. På våren 1 herbicidbehandling och 2 fungicidbehandlingar vid olika tillfällen. Höstvetet skördades den 13 augusti 2023.

Tabell 7: Överfarer som genomfördes på Teglagården på skiftet under växtodlingssäsongen 2022–2023

Arbetsmoment	Antal överfarer	Redskap	Arbetsdjup (cm)
Hantering av skörderester	2	Tallrikskultivator och plog	2 respektive 22
Såbäddsberedning	2	Crosskillvält och såbäddsharv	5
Sådd	1	Såmaskin	4
Vältning	1	Ringvält	-
Växtnäring	4	Gödselspridare	-
Växtskydd	5	Växtskyddsspruta	-
Skörd	1	Skördetröska	-
<b>Totalt</b>	<b>16</b>		

### 3.2.3 Landskrona

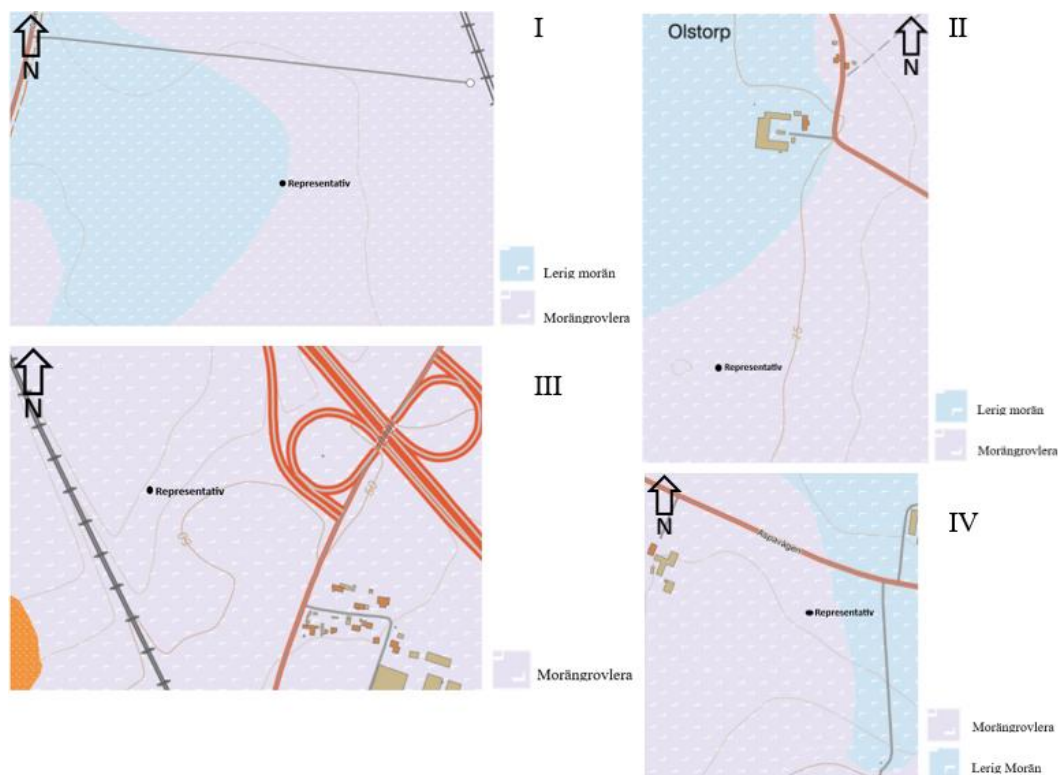
I Landskrona jämfördes gårdarna Härslövs Boställe och Olstorps Gård med varandra i två olika parjämförelser där förfrukten i den ena jämförelsen var vårkorn och i den andra höstraps. Härslövs Boställe använder sig av reducerad jordbearbetning i sitt odlingssystem med kultivator, medan Olstorps Gård använder ett konventionellt odlingssystem med plog där ungefär 80 % av den totala arealen årligen plöjs. I parstudien med höstraps som förfrukt låg fältens provplatser ca 1,8

kilometer från varandra, medan fältens provplatser med vårkorn som förfrukt låg ca 2 kilometer från varandra (figur 11). Mätning och provtagning skedde den 16 augusti hos Olstorps Gård på skiftet med vårkorn som förfrukt, medan mätning och provtagning på resterande tre skiften genomfördes den 21 augusti.



Figur 11: Karta över de skiften som användes i Landskronaparet och deras belägenhet i förhållande till varandra. Figur A visar skiftena med vårkorn som förfrukt (par C), medan figur B visar skiftena med höstraps som förfrukt (par D).

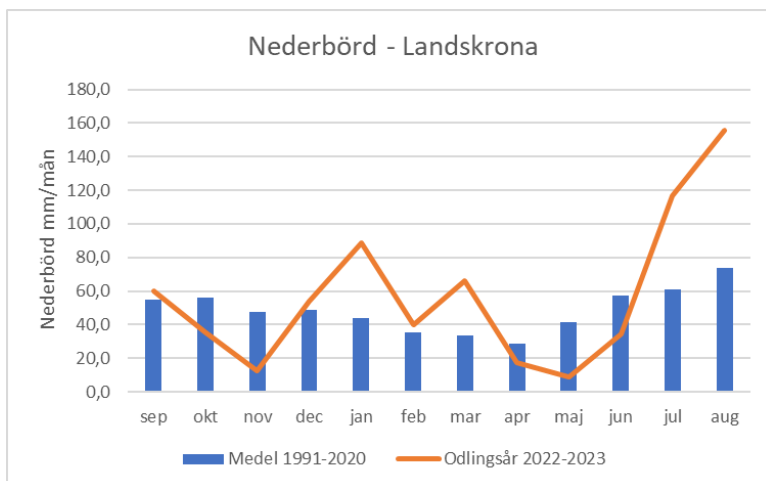
Trots att pargårdarnas skiften ligger ganska nära varandra, så skiljer sig bergarten åt mellan gårdarna. Härlövs Boställes skiften har kalksten som bergart, medan Olstorps Gårds skiften har slam-, ler- och siltsten som bergart. Jordarten på skiftena där proverna togs, varierar mellan lerig morän och morängrovlera (Sveriges geologiska undersökning 2023a, 2023b) (figur 12).



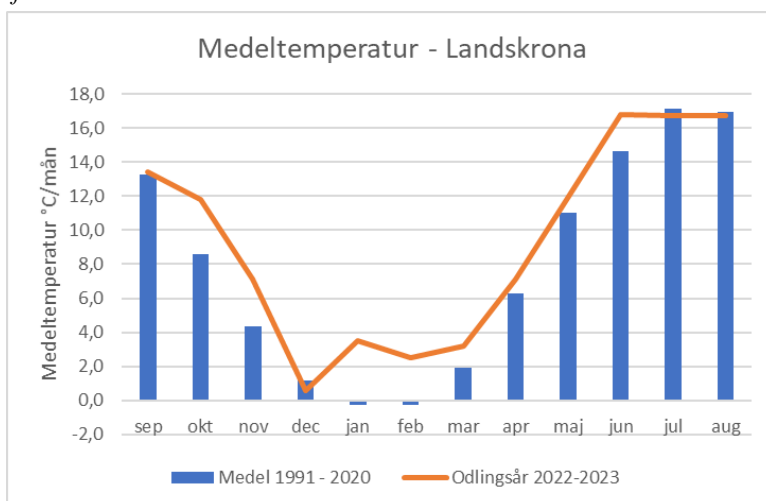
Figur 12: Jordartskarta (källa: SGU) för skiftena hos Landskronaparet. Skifte I till hör Härslövs Boställe med förfrukt höstraps, skifte II tillhör Olstorps Gård med förfrukt höstraps, skifte III tillhör Härslövs Boställe med förfrukt vårkorn, och skifte IV tillhör Olstorps Gård med förfrukt vårkorn. Materialinsamling och skördemätning skedde vid den svarta punkten på respektive skifte.

Den genomsnittliga årsnederbörden för området var under normalperioden 1991–2020 uppmätt till 583 mm, medan den under växtodlingsåret 2022–2023 uppmättes till 689 mm (SMHI 2023). Nederbörden under växtodlingsåret varierade gentemot normalperioden vid olika månader med en torr vår och blöt sensommar (figur 13). Årsmedeltemperaturen för området under normalperioden 1991–2020 uppmättes till 7,9 °C, medan den under växtodlingsåret 2022–2023 uppmättes till 9,3 °C (Lantmet 2023; NASA u.å.). Temperaturen under växtodlingsåret 2022–2023 höll sig runt det normala på våren, men var något varmare än normalperioden på hösten och vintern (figur 14).





Figur 13: Medelnederbörd per månad i Landskrona för normalperioden 1991–2020 (staplar), samt den totala månadsnederbörden under växtodlingssäsongen 2022–2023 (linje). Mätdata är hämtad ifrån SMHI:s mätstation i Landskrona.



Figur 14: Medeltemperatur för normalperioden 1991–2020 (staplar), samt medeltemperaturen under växtodlingssäsongen 2022–2023 (linje). Mätdata för normalperioden är hämtad ifrån NASA med position på Olstorps Gård. Medan mätdata från växtodlingssäsongen 2022–2023 är hämtad ifrån Lantmet:s mätstation Tofta, som var den närmsta geografiska mätstationen till Olstorps Gård.

Fälten i par C med vårkorn som förfrukt och fälten i par D med höstraps som förfrukt, hade en växtföljd enligt tabell 8.



Tabell 8: Växtföljd på försöksskiftena för åren 2020–2023 hos Landskronaparen. Skiftena med vårkorn som förfrukt benämns med par C, medan skiftena med höstraps som förfrukt benämns par D

Par	Gård/Plats	Gröda 2020	Gröda 2021	Gröda 2022	Gröda 2023
C	Olstorps Gård	Höstvete	Socketbetor	Vårkorn	Höstvete
C	Härslövs Boställe	Höstraps	Höstvete	Vårkorn	Höstvete
D	Olstorps Gård	Vårkorn	Höstraps	Höstraps	Höstvete
D	Härslövs Boställe	Socketbetor	Vårkorn	Höstraps	Höstvete

### *Olstorps Gård*

Under de fyra senaste växtodlingssäsongerna har skörderesterna lämnats kvar under samtliga år på skiftena i bägge jämförelserna. Plogen har använts årligen på bägge skiftena, dock skedde ingen plöjning inför höstrapsetableringen på hösten 2020 i jämförelsen på skiftet i par D. I början av 2020 gjordes det en ny markkartering för bägge skiftena, vilket ledde till att kalkning med Nordkalk Bas genomfördes på skiftet i par C hösten 2020 med en giva på ungefär 7,5 ton/ha som plöjdes ner till ett djup på ungefär 20 cm. Skiftet i par D dränerades med tegelrör i slutet av 1930-talet med ett avstånd på 13–15 meter mellan grenledningarna. För skiftet i par C finns inga uppgifter om dränering eftersom varken den nuvarande lantbrukaren eller den förre brukaren av marken hittar några kartor över dräneringen.

Inför växtodlingsåret 2022–2023 på skiftet i par C såddes höstvetesorten *Brons* den 7 oktober 2022 utan växtnäring. Utsädesmängden var 202 kg/ha, sådjupet 4 cm och ett radavstånd på 12,5 cm. Totalt genomfördes 14 överfarter på skiftet (tabell 9). Före sådden hanterades skörderesterna med plog, följt av 1 vältning och sedan 2 överfarter med såbäddsharven. På våren genomfördes ytterligare 1 vältning. Samtliga 3 växtnäringsgivor genomfördes på våren, där 1 bladgödsling med mikronäring är inkluderad i en av växtskyddsinsatserna. Gödselgivorna var NPK 26–3–4 270 kg/ha, NPK 26–3–4 296 kg/ha och Axan (N 27) 144 kg/ha. På hösten genomfördes 1 växtskyddsinsats med herbicider, medan övriga 3 insatser genomfördes på våren. De är fördelade på 1 insekticid, 1 fungicid kombinerat med en herbicid samt 1 blandning av herbicider, fungicider och mikronäring. Höstvetet på skiftet i par C skördades den 13 augusti 2023.

Tabell 9: Överfarter som genomfördes på Olstorps Gård på skiftet i par C med vårkorn som förfrukt under växtodlingssäsongen 2022–2023

Arbetsmoment	Antal överfarter	Redskap	Arbetsdjup (cm)
Hantering av skörderester	1	Plog	20
Såbäddsberedning	2	Såbäddsharv	5
Sådd	1	Såmaskin	4
Vältning	2	Ringvält	-
Växtnäring	3	Gödselspridare	-
Växtskydd	4	Växtskyddsspruta	-
Skörd	1	Skördetröska	-
<b>Totalt</b>	<b>14</b>		

På skiftet i par D såddes höstvetesorten *Brons* den 8 oktober 2022 utan växtnäring. Utsådesmängden var 181 kg/ha, såddjupet 4 cm och radavståndet 12,5 cm. Totalt genomfördes 14 överfarter på skiftet (tabell 10). Jordbearbetning, växtnäring och växtskydd var så gott som identiska med skiftet i par C. Gödselgivorna på skiftet i par D var dock NPK 26–3–4 271 kg/ha, NPK 26–3–4 254 kg/ha och Axan (N 27) 103 kg/ha. Det som även skiljer dem åt är att vid fungicidbehandlingen på våren, kombinerades inte den med en herbicidbehandling i samma överfart. Höstvetet skördades den 17 augusti 2023.

Tabell 10: Överfarter som genomfördes på Olstorps Gård på skiftet i par D med höstraps som förfrukt under växtodlingssäsongen 2022–2023

Arbetsmoment	Antal överfarter	Redskap	Arbetsdjup (cm)
Hantering av skörderester	1	Plog	20
Såbäddsberedning	2	Såbäddsharv	5
Sådd	1	Såmaskin	4
Vältning	2	Ringvält	-
Växtnäring	3	Gödselspridare	-
Växtskydd	4	Växtskyddsspruta	-
Skörd	1	Skördetröska	-
<b>Totalt</b>	<b>14</b>		

### Härslövs Boställe

Under de fyra senaste växtodlingssäsongerna har skörderesterna lämnats kvar på bägge skiftena, förutom på skiftet i par D där skörderesterna fördes bort efter höstvetet 2023. Kalk har endast tillförts på skiftet i par D under den aktuella perioden. Den tillfördes hösten 2019 inför sockerbetorna, och då spreds en sockerbrukskalk med en giva på ungefär 6 ton/ha som senare myllades ner med kultivator till ett djup på 18 cm. Biogödsel har spridits på bägge skiftena. På skiftet i par D spreds inför höstrapsen en giva på 22 ton/ha som myllades ner med tallrikskultivator till ett djup på 5–10 cm. Medan på skiftet i par C spreds inför höstvetet 2023, en giva på 9 ton/ha (NPK 0,3–0,06–0,14) som myllades ner med kultivator till ett djup på 18 cm. Bägge skiftena har en dränering från 1960-talet med tegelrör, där avståndet är 16 meter mellan grenledningarna. Gården anser att dräneringen fungerar bra. 2018 gjordes nya markkarteringar för bägge skiftena.

Inför växtodlingsåret 2022–2023 på skiftet i par C såddes höstvetesorten *Kerrin* den 22 september 2022 utan växtnäring. Utsädesmängden var 182 kg/ha, sådjupet 4 cm och radavståndet 15 cm. Totalt genomfördes 11 överfarter på skiftet (tabell 11). De är fördelade på 3 jordbearbetande överfarter inklusive sådd, där den första hanterade skörderester från förfrukten samt myllade ner biogödseln, medan den andra beredde såbädden inför sådd. Utöver det, skedde det även 1 vältning på hösten. En växtnäringsspreddes på hösten (biogödseln), medan ytterligare två genomfördes på våren. Gödselgivorna på våren var NPK 27–3–3 300 kg och axan (NS 27–4) 327 kg/ha. Likaså genomfördes samtliga 3 växtskyddsinsatser på våren, där behandlingarna var fördelade på 1 herbicid, en fungicid och ytterligare 1 fungicid i kombination med en insekticid. Höstvetet skördades den 23 augusti 2023.

Tabell 11: Överfarter som genomfördes på Härslövs Boställe på skiftet i par C med vårkorn som förfrukt under växtodlingssäsongen 2022–2023

Arbetsmoment	Antal överfarter	Redskap	Arbetsdjup (cm)
Hantering av skörderester	1	Styvpinnskultivator	18
Såbäddsberedning	1	Tallrikskultivator	5
Sådd	1	Såmaskin	4
Vältning	1	Ringvält	-
Växtnäring	3	Gödselspridare	-
Växtskydd	3	Växtskyddsspruta	-
Skörd	1	Skördetröska	-
<b>Totalt</b>	<b>11</b>		

På skiftet i par D såddes höstvetesorten *Kask* den 15 september 2022 utan växtnäring. Utsädesmängden var 170 kg/ha, sådjupet 4 cm och radavståndet 15 cm. Totalt genomfördes 12 överfarter på skiftet (tabell 12). De är fördelade på 3 jordbearbetande överfarter inklusive sådd, där den första hanterade skörderester från förfrukten, medan den andra beredde såbädden inför sådd. Det skedde även 1 vältning på hösten. Under våren genomfördes samtliga 3 växtnäringssatser. Gödselgivorna var NPK 27–3–3, Axan (NS27–4) 327 kg/ha och ytterligare 1 giva med ren Axan (N 27) 130 kg/ha. Av de 4 växtskyddsinsatserna, så genomfördes 1 på hösten och resterande 3 på våren. En av behandlingarna var med insekticider, medan de 3 övriga behandlingarna innehöll herbicider och fungicider. Höstvetet skördades den 15 augusti 2023.

Tabell 12: Överfarter som genomfördes på Härslövs Boställe på skiftet i par D med höstraps som förfrukt under växtodlingssäsongen 2022–2023

Arbetsmoment	Antal överfarter	Redskap	Arbetsdjup (cm)
Hantering av skörderester	1	Halmharv	1
Såbäddsberedning	1	Styvpinnskultivator	12
Sådd	1	Såmaskin	4
Vältning	1	Ringvält	-
Växtnäring	3	Gödselspridare	-
Växtskydd	4	Växtskyddsspruta	-
Skörd	1	Skördetröska	-
<b>Totalt</b>	<b>12</b>		

### 3.3 Metoder

#### 3.3.1 Markvårdsapplikation – ”Hur mår min jord?”

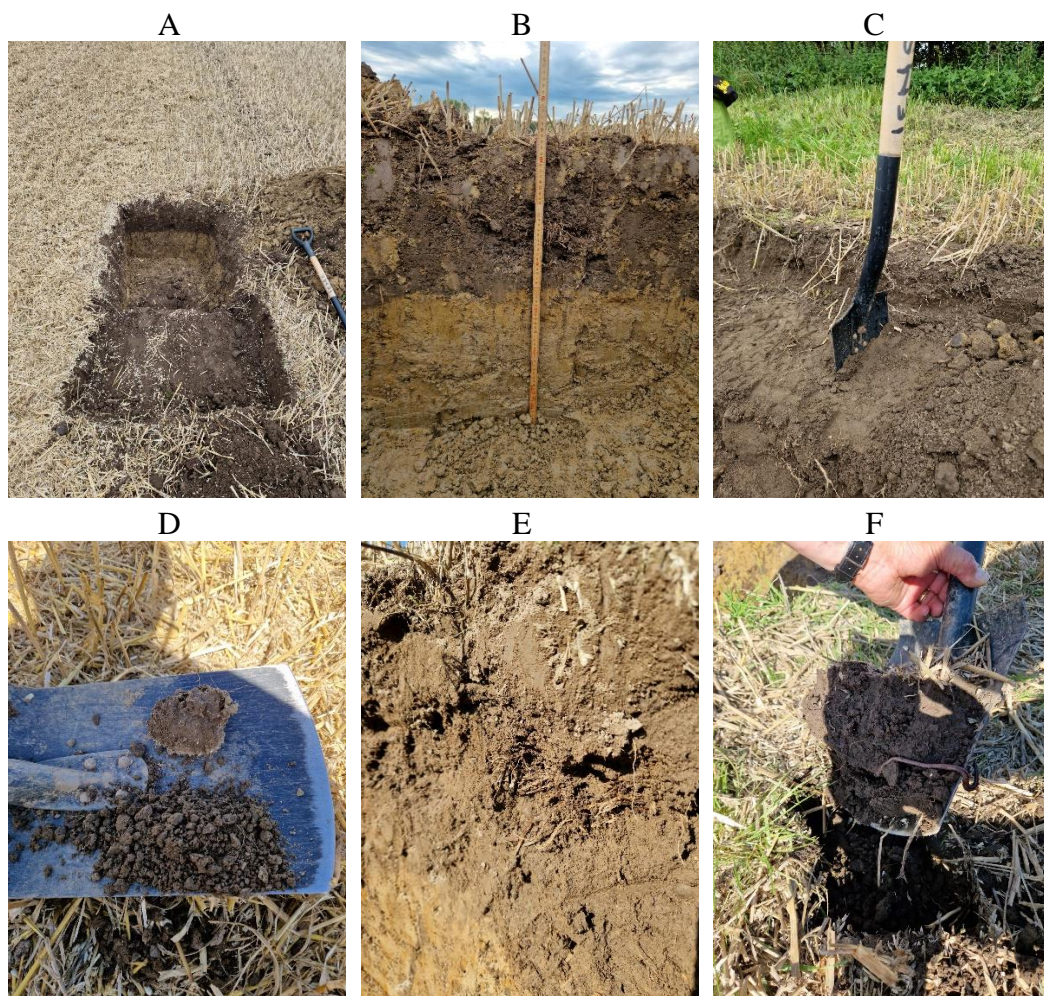
”Hur mår min jord?” är en markvårdsapplikation som är framtagen för att enkelt kunna möjliggöra analys av odlingsförhållanden och markstruktur på en vald plats. Frågorna och testerna i applikationen är framtagna genom resultat från tidigare forskningsprojekt vid dåvarande Institutionen för markvetenskap vid SLU (Berglund 2008). Syftet med applikationen är att på ett enkelt sätt lära sig mer om markstruktur, samt få tips på hur jordbruksmarken kan förbättras utifrån de resultat man kan få fram ur applikationen.

Markvårdsapplikationen som består av frågor och praktiska mätningar i fält, användes endast på fälten i Helsingborg och Ystad. På försöksfälten hos respektive gård genomfördes tre upprepande tester för fältmätningarna, medan de allmänna frågorna behandlar hela skiftet i sin helhet. Frågorna besvarades genom intervjuer med lantbrukarna (december 2023 – januari 2024) och fältmätningar (augusti 2023). Syftet med applikationen var att få en allmän uppfattning om markstruktur genom att bedöma och se skillnader i olika markprofiler både inom fältet och mellan fälten.

Test 1, *Allmänna frågor om skiftet*, besvarades med hjälp av lantbrukarna då dessa frågor bygger på de erfarenheter lantbrukaren har efter att ha brukat det enskilda skiftet. Frågorna behandlade bland annat bearbetning, grödans etablering och utveckling samt avkastning (Bilaga 1). Resultatet redovisas i appen som grön, gul eller röd uttryckssymbol. I detta arbete fick grön symbol 3 poäng, gul symbol 2 poäng och röd symbol 1 poäng och ett medelvärde för skiftet räknades fram. Detta är inget som normalt görs i appen som inte uppmuntrar till att jämföra sig med andra utan göra sina bedömningar utifrån den egna gårdens förutsättningar.

Test 2, *Markstrukturtest*, genomfördes på tre olika platser i varje fält. Groparna grävdes på platser i fält som förväntades representera bra, representativ och dålig

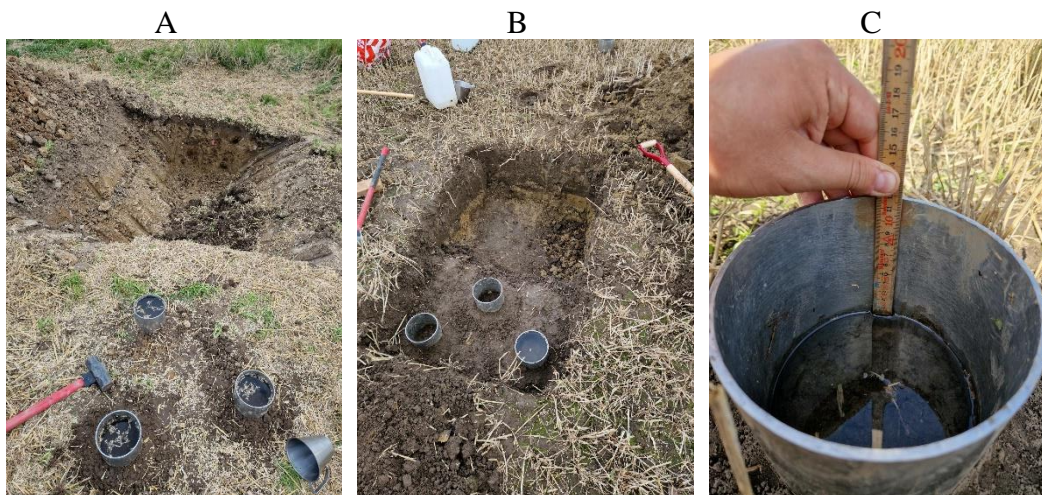
markstruktur. För att kunna genomföra testerna användes spade, kniv och tumstock. Testet inleddes genom att ange förutsättningarna på platsen, såsom om platsen är bra/representativ/dålig, jordart, gröda, förfrukt, typ av jordbearbetning samt aktuellt markförhållande torrt/fuktigt/blött under det tillfälle som mätningarna utfördes. Eventuella bearbetningssulor noterades genom att upprepande gånger sticka med knivspetsen horisontellt in i profilväggen från markytan och nedåt. Jordmotståndet på olika djup uppskattades genom att räkna antalet spadtramp som behövdes för att få ner spaden på ca 10–15 cm djup. Testet fortsatte sedan med att bedöma matjordens struktur genom att gräva loss jord från markprofilen och trycka sönder större aggregat. Sedan bestämdes också strukturen utifrån brottytan på en större jordklump som bröts itu. Markstrukturtestet innefattar även biologiska aspekter som ska bedömas, såsom mullhalt, omsättning av växtrester, växtrötternas utveckling. Förekomst av dagmaskar och maskgångar studerades även genom att ta ett spadtag på fyra olika platser runt gropan. I varje spadtag analyserades ungefär 1 dm<sup>3</sup> jord där maskgångar studerades och antalet dagmaskar räknades (figur 15).



Figur 15: Grävd grop med avsatts för bearbetningssula (A), uppmätning av djup i gropen (B), prövning av jordmotstånd (C), bedömning av aggregat där det större aggregatet klämde sönder och användes som referens mot de mindre aggregaten (D), bedömning av växtresternas förekomst i markprofilen (E), undersökning av maskar och maskgångar vid gropen (F). Foto: Jakob Larsson.

Test 3, *Infiltrationstest*, genomfördes på samma platser som markstrukturtestet. Mätningarna genomfördes på två olika djup (markytan och bearbetningsyta cirka 15–25 cm djup), med tre upprepningar på respektive plats i Helsingborg och Ystad. För att kunna utföra testet användes metallcylindrar, tumstock och vatten. Cylindrarna placerades åtminstone 40 cm från varandra och slogs ned med gummiklubba och plankor till ett djup på 3–4 cm för att förhindra att vatten läcker ut längs med markytan. Varje cylinder fylldes försiktigt med 2,5 liter vatten. Därefter mättes höjdskillnaden mellan vattenytan och övre kant på metallcylindern innan starttiden noterades. Sluttiden noterades antingen efter 30 minuter eller när allt vatten i cylindern hade infiltrerat bort. Då mättes höjdskillnaden på nytt mellan cylinderns övre kant och vattenytan alternativt markytan (figur 16).



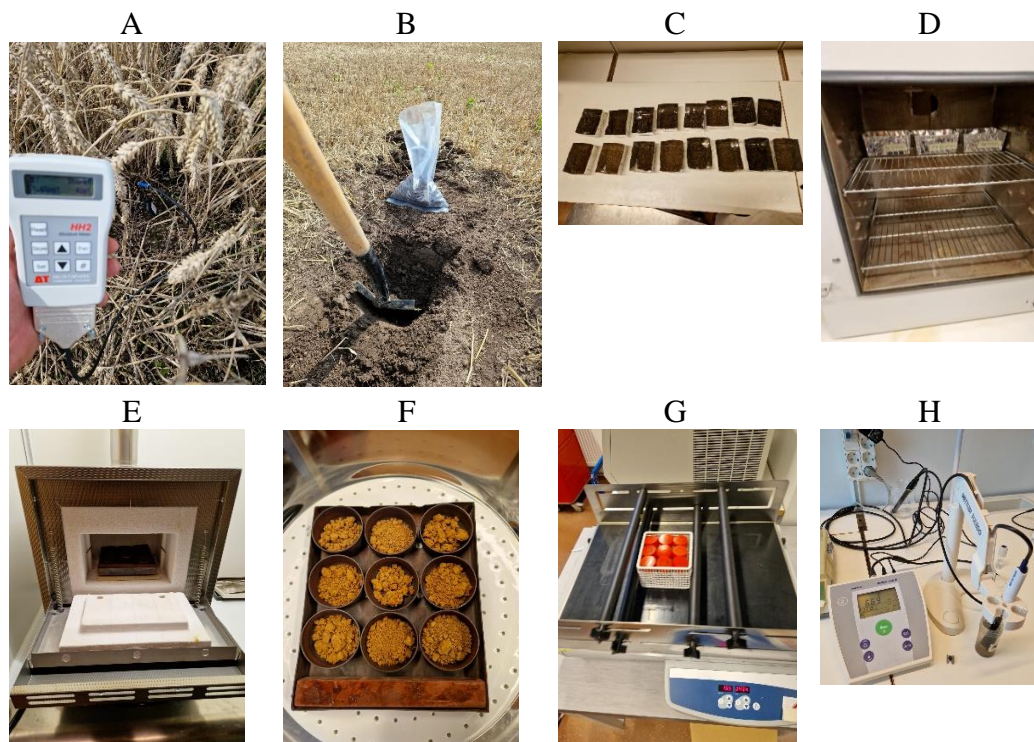


*Figur 16: Infiltrationsmätning på markytan (A). Infiltrationsmätning vid bearbetningssulan (B). Mätning av höjdskillnad mellan vattenytan och cylinderns övre kant för att kunna beräkna den mängd vatten som infiltrerat på 30 minuter (C). Foto: Jakob Larsson.*

### 3.3.2 Markvattenhalt och EC i fält samt jordprovsanalyser

Elektrisk konduktivitet (EC) är ett mått på hur vattnet (i marken) leder ström (anges ofta i mS/m). När mineralnäring blandas i vatten kommer de upplösta näringsalternerna att leda ström och därmed kunna ge ett mått på mängden lösa joner i marken. Mätning av vattenhalt och EC skedde med hjälp av en WetSensor (Delta-T Devices Ltd) genom att dess tre metallstavar med sensorer stacks ner i markytan. I Helsingborg- och Ystadparen genomfördes 10 stick/försöksruta, medan 30 stick/fält inom en slumpvist vald provyta genomfördes hos gårdsparen i Landskrona (figur 17). Kompletterande jordprover togs genom att samla in ca ½ liter löst jordprov på två olika djup (0–5 cm respektive 15–20 cm djup) på varje fält. Proverna stoppades i påsar som förslöts väl för att kunna bevara fukten i jorden. Dessa prover analyserades senare i labbet på SLU i Uppsala där vattenhalt, glödningsförlust, EC och pH mättes. För att mäta vattenhalten vägdes ca 100 gram fuktig jord in i metalldosor. Proverna torkades sedan i torkskåp vid 105 °C i 24 timmar. Proverna fick sedan svalna innan de vägdes in på nytt för att kunna beräkna vattenhalten i viktsprocent (figur 17). Glödningsförlusten mättes genom att väga in ca 10 gram från de torkade jordproverna i en ståldegel. Proverna sattes sedan in i en muffelugn där de glödgades i 3 timmar från det att temperaturen i muffelugnen uppnådde mellan 550–600 °C. Proverna vägdes på nytt efter att de hade avsvalnats i en exsickator. Glödningsförlusten är ett ungefärligt mått på den organiska substansen i jordprovet. Vid glödningsförlusten försvinner även en del kristallvatten och reduktionens storlek beror på provets lerhalt (Ljung 1987). Genom att reducera glödningsförlusten med den beräknade kristallvattenförlusten, kan ett ungefärligt mått på den organiska substansen erhållas från proverna (figur 17).

De lufttorkade proverna användes för att mäta EC och pH med hjälp av en EC-respektive pH-elektrod. 1 volymsdel från de lufttorkade jordproverna blandades med 5 delar avjoniserat vatten. Proverna skakades i fem minuter och fick sedan stå i 1–3 timmar innan de skakades kraftigt för hand i tio sekunder så att mätning kunde ske i grumligt vattenprov. EC mättes före pH eftersom pH-mätaren läcker joner vilket kan påverka mättningsresultaten för EC (figur 17). Efter varje mätning sköljdes elektroderna med avjoniserat vatten.



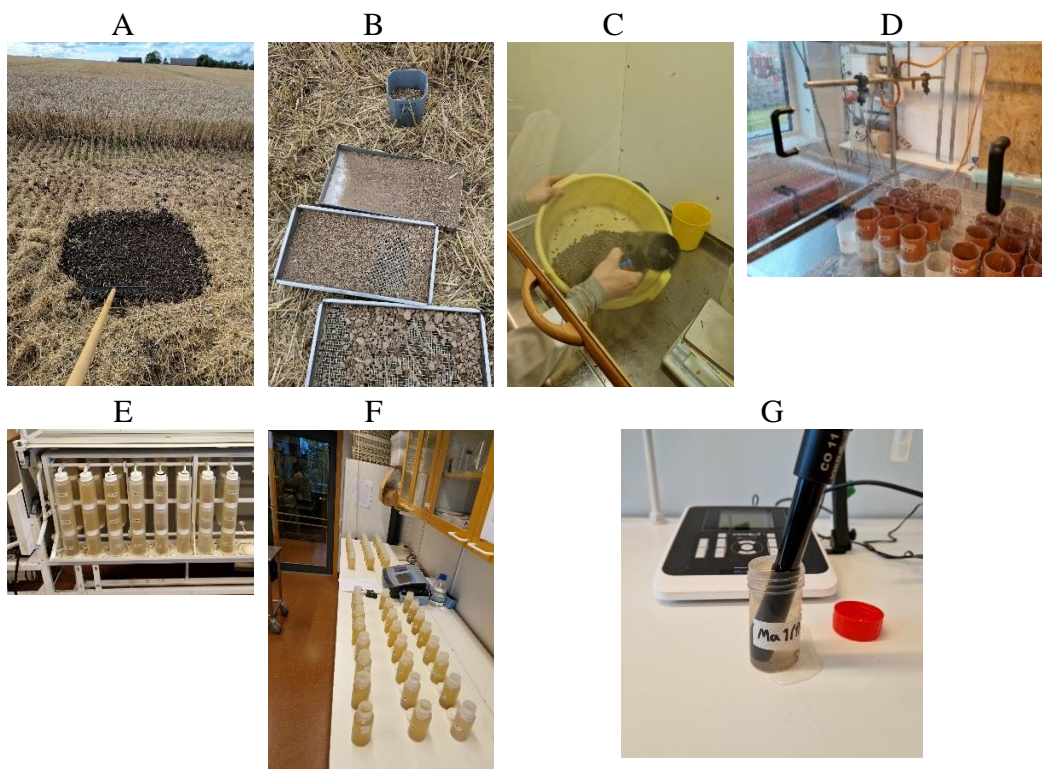
Figur 17: Fältmätning vattenhalt och EC (A). Insamling av löst jordprov på 15–20 cm djup (B). 100 gram jordprov uppvägt i metalldosor (C). Jordprover torkas i ugn (D). Jordprover glödgas i muffelugn (E). Glödgade jordprover där organiskt material och kristallvatten har förbränts (F). Lösa jordprover ihop med avjoniserat vatten skakas för att lösa upp jordprovet (G). Mätning av jordens pH-värde (H). Foto Jakob Larsson.

### 3.3.3 Aggregatstabilitet

Aggregat i storleken 2–5 mm samlades in i höstvetestubb från samtliga fält för att kunna mäta aggregatstabiliteten. För att kunna samla in aggregat krävs det att marken är bearbetad på ytan. För att kunna efterlikna en bearbetad yta, användes därför en järnkratta där en markyta på ungefär 0,5 m<sup>2</sup> bearbetades för hand så att tillräckligt med jord kunde lossnas för aggregatinsamling. Aggregaten sållades fram med hjälp av ett såll i två nivåer där det övre sållet hade en maskvidd på 5 mm, och det nedre sållet hade en maskvidd på 2 mm. Provtagningen upprepades tre gånger där det i Helsingborg och Ystad togs ett prov omkring respektive skörderuta, medan det i Landskrona togs tre upprepade prover inom den slumpvist valda provytan, varav ett prov togs omkring de tre skörderutorna (figur 18). Aggregatstabiliteten



analyserades senare i laboratoriet på SLU Ultuna med hjälp av regnsimuleringar. Av det insamlade materialet användes 200 gram som sorterades fram genom att sålla bort allt som var mindre än 2 mm och rensades ifrån skörderester. Först lufttorkades proverna innan de utsattes för två regnsimuleringar med 24 timmars mellanrum. Varje simulering pågick i 75 minuter med en regnintensitet på 32 mm/h. Vid varje regnsimulering samlades dräneringsvattnet upp. Av vattenproverna (dräneringsvattnet), samlades 250 ml upp i flaskor som skakades i tio minuter för att få fram homogena prov. Den uppslammade jorden i vattenproverna fick sedan sedimentera i 4 h 30 minuter varefter ett vattenprov togs med pipett på ett djup av 56 mm från vattenytan. På detta djup har alla partiklar större än ler sedimenterat så vattenprovet innehåller endast partiklar  $<0,002$  mm. På vattenprovet mättes turbiditet (NTU) och EC ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Vattnets turbiditet (grumligheten på vattnet) beror på mängden lerpartiklar som har lossnat från aggregaten och är därmed ett indirekt mått på aggregatstabiliteten, medan EC ger ett mått på antalet lösa joner i lakvattnet (figur 18).



Figur 18: En ruta på ungefär 0,5 m<sup>2</sup> bearbetades för att få fram aggregat (A). Aggregat sållades fram, de aggregat som stannade i det mittersta sållet samlades in för analys på labb (B). Aggregat sorterades fram genom att rensa bort skörderester (C). Aggregat utsattes för regnsimulering (D). Flaskor med lakvatten innan de skakades i 10 minuter före sedimentering (E). Flaskor med lakvatten där partiklar  $>0,002$  mm i diameter sedimenterade innan turbiditeten mättes (F). Mätning av EC i lakvattnet (G). Foto: Jakob Larsson.

### 3.3.4 Lysimetrar - provtagning och studie

Vid lysimeterprovtagning tas jord i ostörd lagring in i lysimetrar med en ungefärlig storlek på 15 cm höga och 20 cm i diameter. Provtagningarna genomfördes i samtliga fält den 5 och 6 september 2023 när det var mindre hårt i marken. På fälten i Helsingborgsparen och på Charlottenlund skedde en slumpvis provtagning inom de tre anlagda skörderutorna, medan provtagningen på Teglagården skedde 60–80 meter öster om skörderutorna eftersom mellangrödor hade etablerats i och omkring skörderutorna. På fälten i Landskronaparen genomfördes tre slumpvisa provtagningar inom den anlagda skörderutan där tre skördeprov genomfördes. Med hjälp från Hushållningssällskapet Skåne trycktes lysimetrarna ned i marken med hjälp av en frontlastare med pallgafflar så att endast ca 1 cm av lysimetern fortsatt var ovanför markytan. Jorden runt lysimeterprovet grävdes bort så att provet kunde tas upp och senare transporteras till laboratoriet på SLU Ultuna för analys (figur 19).

I labbet genomfördes 2 regnsimuleringar på lysimetrarna med 24 timmars mellanrum och med en regnintensitet på ungefär 7,8–8,5 mm/h per simulering. Varje simulering pågick i 6 timmar med ett stopptidsintervall på 2 min. Det innebär att regnsimuleringsrampen endast var igång 1 timme och stod stilla i totalt 5 timmar. Innan lysimetrarna utsattes för regnsimulering, togs lite jord bort från lysimeterns topp så att där åtminstone fanns en ungefärlig höjdskillnad på 2 cm mellan jord och lysimeterns övre kant, samt att lysimetrarna vägdes in. Lysimetrarna vägdes ytterligare en gång efter att den andra regnsimuleringen hade genomförts för att kunna uppskatta vattenhalten. Dräneringsvatten från lysimetrarna samlades upp i 1,5 liters pet-flaskor. Därefter genomfördes samma metod för mätning av turbiditet och EC som för aggregaten (avsnitt 3.3.3) (figur 19).

Mätning av flöden av växthusgaserna koldioxid ( $\text{CO}_2$ ), lustgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) och metan ( $\text{CH}_4$ ) genomfördes på lysimetrarna. Mätningarna skedde två gånger per lysimeter, en mätning före den första regnsimuleringen och ytterligare en mätning före den andra regnsimuleringen. Mätningarna genomfördes med hjälp av att lysimeterns ovansida täcktes med ett större PVC-rör med lock vars innerdiameter var större än lysimeterns diameter. PVC-röret var i sin tur ansluten till en GASMET GT5000 TERRA-analysator med ett inbyggt pumpsystem som kan detektera ökningen eller minskningen i gaskoncentration i luftvolymen i huven ovanpå lysimetrarna. Under de dagar som gasmätningar genomfördes, så gjordes ett bakgrundsspektra genom att mycket ren kvävgas ( $\text{N}_2$ ) flödades genom GASMET-analysatorn i åtminstone 1 minut på morgonen för att kunna få noggrannare resultat från mätningarna. Gaskoncentrationen mättes under minst 5 minuter för varje lysimeter, och innan mätningen för varje lysimeter startade, så rengjordes GASMET-analysatorn med ren luft i ett dragskåp för att få ned  $\text{CO}_2$ -nivåerna till normala värden. I slutet av varje dag som växthusgasemissioner mättes, rengjordes GASMET-analysatorn återigen med  $\text{N}_2$  i åtminstone 1 minut (figur 19). Flödena för  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  och  $\text{CH}_4$

beräknades med hjälp av en ekvation (formel 1). För att kunna uppskatta förändringen i koncentration av varje gas under mätningen, användes en linjär regression som beskriver hur mycket koncentrationen ändras per tidsenhet.

$$F = \frac{\Delta C}{\Delta T} * \frac{P * V}{R * T} * \frac{1}{A} * m$$

*Formel 1: Växthusgasemissioner (F) är beräknad i mg h<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> för CO<sub>2</sub>, och µg h<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> för N<sub>2</sub>O och CH<sub>4</sub>. Parametrarna ΔC/ΔT är den genomsnittliga förändringen i gaskoncentration under mättiden (ppm tid<sup>-1</sup>), V är volymen av huven (m<sup>3</sup>), m är den molekylära massan för respektive gas (g mol<sup>-1</sup>), R den allmänna gaskonstanten (8,3145 J mol<sup>-1</sup> K<sup>-1</sup>), T är medeltemperaturen inuti mäthuben och lysimetern (grader Kelvin), P är det allmänna lufttrycket inuti mäthuben och A är markytans area inuti lysimetern.*

Efter regnsimuleringarna mättes vattenhalten i markytan i varje lysimeter med hjälp av en WetSensor. Dessutom beräknades skrymdensiteten för varje lysimeter för att uppskatta hur packad jorden var (formel 2). Utöver det, togs det två jordprover per lysimeter, ett prov på djupet 0–5 cm, och ett på djupet 10–15 cm. Från jordproverna bestämdes senare vattenhalt, glödningsförlust, pH och EC genom samma metoder som användes för de lösa jordprover som togs in under fältstudierna (avsnitt 3.3.2) (figur 19).

$$\rho = \frac{m}{V}$$

*Formel 2: Torr skrymdensitet (ρ) beräknas genom att jordens torra massa (m) divideras med jordens totala volym (V).*



Figur 19: Lysimetern pressades ned i marken (A). Lysimetern med ostört jordmaterial grävdes fram (B). Lysimetrarna utsattes för regnsimulering (C). GASMET GT5000 TERRA som mätte koncentration av växthusgaserna i luften ovanpå lysimetern (D). Flöden av växthusgaser mättes i ett dragskåp (E). Vattenhalt och EC mättes i lysimeterns översta lager efter två regnsimuleringar (F). Foto: Jens Blomquist (A och B), Jakob Larsson (C-F).

### 3.3.5 Dragkraftsmätningar och vattenhalt

Dragkraftsmätningar genomfördes för att undersöka skillnaden i dragkraftsbehov på fälten där olika odlingssystem tillämpas. Dragkraftsmätningarna skedde endast i fälten i paren i Helsingborg och Ystad. På Krokstorps Gård genomfördes dock dragkraftsmätningarna på ett annat skifte än där försöksrutorna låg, eftersom höstraps nyligen var etablerat på försöksskiftet. Dragkraftsmätningen genomfördes därmed på ett annat skifte med stråsäd som förfrukt istället för konservärt. Detta skifte låg ca 2,4 km nordöst om fältet där övriga mätningar gjordes på Krokstorps Gård. Bergarten på skiftet var slam-, ler- och siltsten, medan jordarten skiftade mellan lerig morän och postglacial grovsilt-finsand (Sveriges geologiska undersökning 2023a, 2023b). Lerhalten var något lägre och låg på ca 8 %.

Mätningen av dragkraftsbehovet gjordes genom fyra överfarter på respektive fält. Två överfarter på 10 cm djup, och två överfarter på 20 cm djup. Man strävade efter att hålla samma hastighet på samtliga överfarter. Utifrån dragkraftsmätningarna kunde beräkningar utföras på dragkraften (kN), bränsleförbrukning per timme (l/h) samt förbrukning per hektar (l/ha). Dragkraften



mättes med hjälp av specialmonterade töjningsgivare som var monterade på redskapets dragögla. Dessa givare mätte krafter i tre olika riktningar. Bränsleförbrukningen beräknades teoretiskt baserad på faktorerna dragkraft, hastighet och arbetsbredd. Jordbearbetningen skedde med en kultivator (Väderstad TopDown 500 med fem meters arbetsbredd), som drogs av en John Deere 8R 370 (figur 20).

I samband med dragkraftsmätningarna genomfördes mätningar av vattenhalt direkt efter överfarterna med hjälp av WetSensor på de två olika djupen. Mätningarna upprepades 10 gånger per arbetsdjup (figur 20).



Figur 20: Dragkraftsmätning i fält (A). Dragöglan utrustad med töjningsgivare (B). Mätning av vattenhalt och EC på bearbetningsdjupet (C). Foto: Jakob Larsson.

### 3.3.6 Skördemätning

Avkastning för höstvetete mättes i alla tre skörderutor i Helsingborgs- och Ystadparen, medan det på fälten i Landskronaparen genomfördes tre upprepande skördar inom den anlagda skörderutan. Tröskningen skedde med hjälp av Hushållningssällskapet Skånes försökströska.

Med hjälp av skördemätningarna och vattenhaltsprover beräknas avkastningen i kg/ha vid en vattenhalt på 15 %. Eftersom skörderutorna tröskades vid olika vattenhalt på de olika försöksfälten, har dess avkastning räknats om till en vattenhalt på 15 % (formel 3).

$$\frac{\text{Skörd} * (1 - X)}{0,85} = \text{Skörd (15 \% vh)}$$

Formel 3: Höstvetets avkastning omräknat till 15 % vattenhalt. X är den ursprungliga vattenhalten i procent vid skörd. 0,85 används för att räkna fram avkastningen vid 15 % vattenhalt.

### 3.3.7 Statistisk analys

Den statistiska analysen gjordes i programmet JMP Pro 17. I den statistiska analysen jämfördes resultaten från det konventionella odlingssystemet respektive det alternativa odlingssystemet med varandra, och analyserats inte inom gårdsparen. Således, hade vi fyra pargårds-upprepningar i den statistiska analysen som analyserades som ett randomiserat blockförsök där paren var upprepningarna. Resultaten från dragkraftsmätningarna och markvårdsapplikationen ”*Hur mår min jord?*” har dock analyserats inom paren då vi endast har haft två pargårds-upprepningar. Där gick inte att göra en statistisk analys för dragkraft, bränsleförbrukning, vattenhaltsmätning och infiltrationskapaciteten eftersom där endast fanns en upprepning inom respektive par. Turbiditetsvärdena ifrån strukturabiliteten är logaritmerade ( $\ln$ ) för att åstadkomma en homogen varians bland observationerna.

Det gjordes även analyser på fältindikatorer där ingen uppdelning skedde mellan de olika odlingssystemen, för att se vilka indikatorer som hade störst effekt på markhälsa och växthusgasemissioner.

Vid analys av olika provtagningsdjup, användes en linjär blandad modell i JMP, medan en linjär modell i JMP användes vid analys av bevattningstidpunkter för att kunna analysera resultatet.

Mätvärden mellan odlingssystemen och fältindikatorers påverkan ansågs vara signifikanta när p-värdet var  $\leq 0,05$ . När ordet ”tendens” används i resultatdelen innebär det att resultaten inte var signifikanta, men att p-värdet låg i intervallet 0,05–0,1 samt att det visuellt kunde iakttas en tendens till skillnad.

## 4. Resultat och diskussion

### 4.1 Markvårdsapplikation – ”Hur mår min jord?”

#### 4.1.1 Helsingborg

##### *Allmänna frågor om skiftet*

Resultaten från intervjuerna (test 1) med lantbrukarna om deras erfarenheter på respektive fält visade att de generellt upplever markhälsan som god, baserat på bearbetning, infiltrationskapacitet samt grödans etablering och tillväxt (tabell 13). Krokstorp med direktsådd och mellangrödor fick överlag ett något bättre betyg på 2,83, än Jordshög med plöjning som fick 2,67. Det som skiljde lantbrukarna åt var att den konventionella lantbrukaren upplevde att det kan förekomma skorpbildning enstaka gånger på fältet.

*Tabell 13: ”Hur mår min jord?”. Resultat för Test 1 Allmänna frågor om skiftet för gårdsparet i Helsingborg. Resultatet är en sammanställning av de frågor lantbrukarna fick besvara utifrån testet vid intervju. De grafiska symbolerna indikerar hur pass bra eller dåligt lantbrukarna upplever markstrukturen samt dess inverkan på gröda, dragkraftsbehov och vatteninfiltration på respektive skifte. Grön symbol (glad gubbe) har satts till 3 poäng, gul 2 poäng och röd 1 poäng. Ju fler gröna symboler (närmre medeltalet 3), desto bättre markstruktur*

	Krokstorp	Jordshög
Bearbetning av jord	😊	😊
Etablering av gröda	😊	😊
Grödans konkurrensförmåga	😊	😊
Vatteninfiltration	😊	😊
Skorpbildning	😊	😐
Stabila skördenivåer	😐	😐
<b>Medeltal</b>	<b>2,83</b>	<b>2,67</b>

😊 = Mycket bra markstruktur! Vårda den!

😐 = Här finns en del att göra åt markstrukturen!

😞 = Oj här behövs det krafttag för att förbättra strukturen!

Lantbrukarnas generella uppfattning var att skiftena upplevs lättbearbetade med lätt dragkraftsbehov året om, vilket dels kan förklaras av den låga lerhalten på respektive skifte (tabell 1). Bägge lantbrukarna upplevde att grödetableringen och

tillväxten var mycket god, vilket således även ger en bra uppkomst och konkurrensförmåga mot ogräs under vegetationsperioden.

Lantbrukarna angav att de båda upplevde en bra vatteninfiltration på respektive skifte och att dräneringen fungerar bra. Det leder till att det ytterst sällan blir vatten stående en längre tid på skiftena under kraftig nederbörd. Det bekräftades av de goda fältförhållanden som rådde när testerna utfördes efter den rikliga nederbörd som föll i augusti månad 2023. Mer detaljerade resultat ifrån infiltrationstestet redogörs under avsnittet *Infiltrationstest*.

På frågan om skorpbildning på skiftet skiljde sig lantbrukarnas svar från varandra, där Jordshög angav att det kan förekomma skorpbildning, men att det egentligen är ytterst sällan. Skorpbildning kan förekomma i samband med sådd av sockerbetor följt av höga nederbördsmängder. Sockerbetor är dessutom en gröda som inte odlas på Krokstorp.

Bägge lantbrukarna angav att det kan förekomma en viss skördevariation inom fältet under vissa år. Framst beror det på att skiftena är av den större storleken och att det därmed kan förekomma små mindre partier som har något sämre egenskaper än snittet på skiftet. Dessutom uppstår skördevariationerna snarare av väderrelaterade faktorer än av markens förutsättningar.

#### *Markstrukturtest*

Resultaten från markstrukturtestet (test 2) indikerade att där fanns faktorer som tydde på bra, mindre bra och dålig markstruktur inom paret. Överlag gav testet en indikation på att markstrukturen var något bättre i det odlingsystem som tillämpar direktsådd med mellangrödor (tabell 14). Medelpoängen var högst hos Krokstorp, där den representativa och dåliga platsen fick högsta möjliga poäng, medan de bra platserna hos Krokstorp och Jordshög fick samma genomsnittliga poäng på 2,87.



Tabell 14: "Hur mår min jord?". Sammanställning av resultatet från Test 2 Markstrukturtest för gårdsparet i Helsingborg på de tre platserna (bra, representativ och dålig) i respektive fält som undersökts. De grafiska symbolerna indikerar hur god eller dålig markstrukturen är. Grön symbol (glad gubbe) har satts till 3 poäng, gul 2 poäng och röd 1 poäng. Ju fler gröna symboler (närmre medeltalet 3), desto bättre markstruktur

	Krokstorp			Jordshög		
	Bra	Representativ	Dålig	Bra	Representativ	Dålig
Jordmotstånd markyta	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Jordmotstånd bearbetningssula	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Jordmotstånd alv	😞	😊	😊	😬	😬	😊
Täta skikt	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Mullhalt matjord	😊	😊	😊	😊	😊	😬
Struktur matjord	😊	😊	😊	😊	😊	😬
Växtrester utseende	😊	😊	😊	😬	😬	😬
Växtrötter utseende	😊	😊	😊	😊	😊	😬
Förekomst av dagmaskar	😊	😊	😊	😊	😊	😊
<b>Medeltal</b>	<b>2,78</b>	<b>3,00</b>	<b>3,00</b>	<b>2,78</b>	<b>2,78</b>	<b>2,56</b>

😊 = Mycket bra markstruktur! Vårda den!

😬 = Här finns en del att göra åt markstrukturen!

😞 = Oj här behövs det krafttag för att förbättra strukturen!

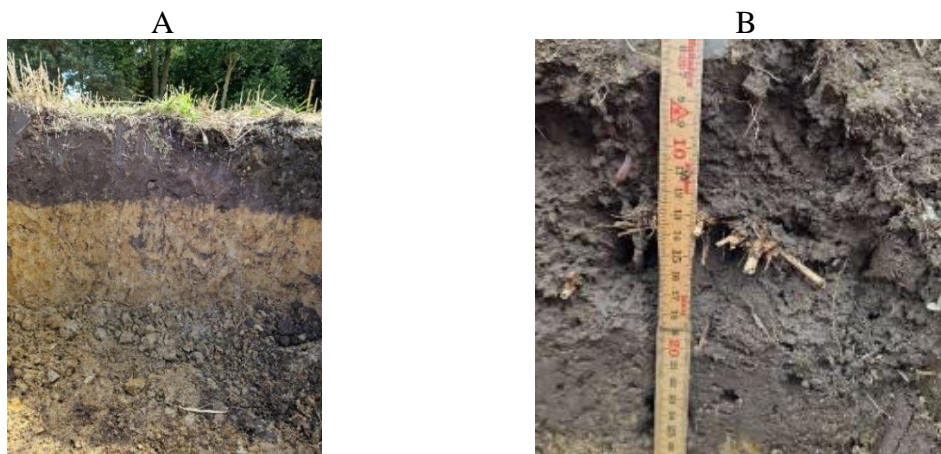
Markstrukturtestet genomfördes under fuktiga förhållanden på bägge skiftena till följd av den rikliga nederbörd som föll i augusti månad 2023. Det kan ha varit en orsak till att där inte upplevdes något anmärkningsvärt jordmotstånd i markprofilen när det mättes. Dock kunde jordmotstånd kännas i alven, specifikt för de bra groparna på bägge skiftena samt i den representativa gropen på Jordshög. Krokstorp sticker ut med en röd symbol för jordmotståndet i alven. Jordmotståndet i alven mättes i gropens botten, vilket var ungefär 70 cm under markytan. Vad som orsakade ett högt jordmotstånd i alven under fuktiga förhållanden är oklart.

Inga täta skikt gick att identifiera i testet. När kniven stacks horisontellt in i hela markprofilen, upplevdes inget större motstånd i någon av groparna.

Matjordens struktur och mullhalt visade mycket fina resultat på bägge skiftena överlag. I stort sett alla gropar förutom den dåliga på Jordshög ansågs ha bra mullhalt då matjorden var tydligt mörkare än alven (figur 21). I den dåliga gropen på Jordshög var matjorden något mörkare än alven, men hade inte lika tydliga skillnader som de andra groparna i paret. När det gäller strukturbedömningen, fick även den dåliga gropen på Jordshög något sämre betyg än de andra groparna. Aggregaten upplevdes generellt som avrundade, men där förekom betydligt mer skarpkantade aggregat och lite ojämna brottytor jämfört med de andra groparna.

En tydlig skillnad mellan systemen var förekomst av växtrester i profilen. Hos Krokstorp var växtresterna väl förmultnade, medan det tydligt gick att finna icke nedbrutna växtrester hos Jordshög, specifikt vid bearbetningssulan. Jorden hade dock en frisk doft, vilket gjorde att groparna inte fick ett dåligt betyg (figur 21). Enligt testet verkar växtresterna omsättas bättre i ett reducerat odlingsystem. Växtrötterna såg överlag bra ut i alla groparna där det gick att identifiera en fin

fördelning i hela profilen. Det som gjorde att den dåliga gropan hos Jordshög fick ett lägre betyg, berodde på att en del rötter såg avböjda ut på sina ställen.



Figur 21: Matjord med bra mullhalt och tydligt mörkare än alven (A). Dåligt omsatta växtrester vid bearbetningssulan i konventionellt system (B). Foto: Jakob Larsson.

Generellt gick det att finna gott om maskgångar och daggmaskar i alla gropar som grävdes vilket kan förklaras av att jorden var fuktig efter riklig nederbörd. Totalt sett fanns det dubbelt så många daggmaskar hos Krokstorp jämfört med hos Jordshög (tabell 15). Flest daggmaskar gick att finna vid den dåliga gropan hos Krokstorp. Vid den representativa gropan gick det dock att finna fler daggmaskar hos Jordshög. Alla gropar fick ett gott betyg för antalet daggmaskar. För även om antalet daggmaskar endast var 8 stycken vid den bra gropan hos Jordshög, identifierades flera maskgångar i spadproven samt i markprofilen, vilket till slut gav gropan ett gott betyg. Resultaten tyder på att daggmaskarna i matjorden gynnas och blir fler till antalet av ett odlingsystem med direktsådd, vilket även har påvisats i tidigare studier (Chan 2001).

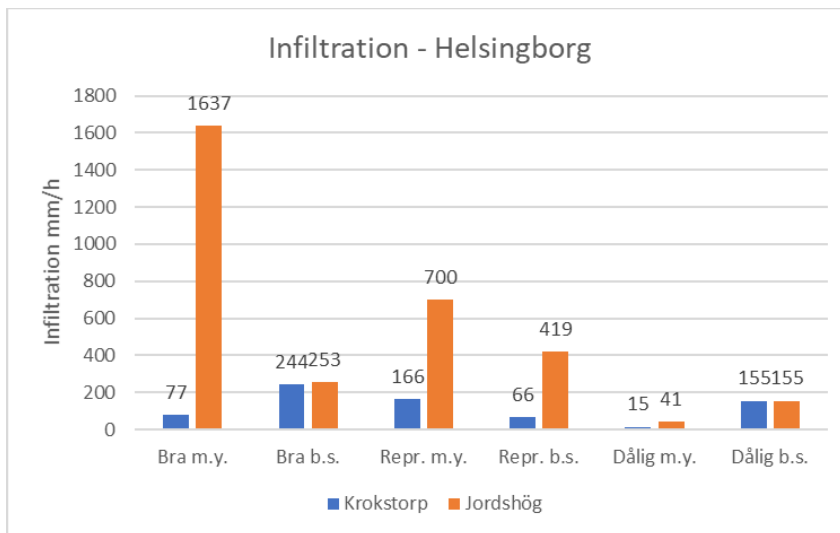
Tabell 15: Totalt antal daggmaskar som gick att finna vid respektive grop genom fyra upprepade spadtag. Spaden stacks ner mellan 10–15 cm i markprofilen och grävde sedan upp ungefär 1 dm<sup>3</sup> jord per spadtag

	Krokstorp			Jordshög		
	Bra	Representativ	Dålig	Bra	Representativ	Dålig
Antal daggmaskar per grop	26	13	36	8	18	12
Totalt antal daggmaskar	75			38		

### Infiltrationstest

Resultaten från infiltrationstestet (test 3) i markvårdsapplikationen tyder på att infiltrationskapaciteten var god på bägge skiftena i respektive odlingsystem (figur 22). Enligt rekommendationerna i markvårdsapplikationen "Hur mår min jord?" indikerar en infiltrationskapacitet på >12 mm/h en bra markstruktur. Det indikerar att varje mätplats i genomsnitt hade en mycket god infiltrationskapacitet. Generellt

hade markytan på den dåliga platsen på respektive gård sämst infiltrationskapacitet. Visuellt kunde man iakttä att det konventionella odlingsystemet hade en högre infiltrationskapacitet på samtliga mätplatser. Men det gick inte att finna någon signifikans för att infiltrationskapaciteten var bättre på ena gården än den andra, då det fanns för få upprepningar.



Figur 22: Infiltrationsmätningar (mm/h) vid bra, representativ och dålig grop på Krokstorp och Jordshög. m.y. = markytan och b.s. = bearbetningssula.

Infiltrationstestet genomfördes under mycket fuktiga förhållanden. Det bör minska risken för att någon av mätningarna utfördes över en torrspricka. Utifrån förhållandena som rådde vid perioden som mätningarna utfördes, får infiltrationskapaciteten anses som mycket god på båda skiftena. Utifrån resultatet är det svårt att fastställa vilket odlingsystem som gynnar infiltrationskapaciteten bäst då det inte fanns någon signifikant skillnad mellan gårdarna. Att inkludera fler par i mätstudien hade kunnat visa på om infiltrationskapaciteten gynnas mer av ett visst odlingsystem. Mätningen skedde endast vid ett tillfälle under året, vilket innebär att mätresultaten inte kan ge ett mått på om infiltrationskapaciteten kan anses som god över hela växtodlingsåret. Dessutom visade den stora spridningen på mätresultaten från de olika observationerna, att det kan finnas en osäkerhet med mätmetoden som användes.

En god infiltrationsförmåga är viktig för en bra markstruktur, och enligt andra studier erhålls en bra vatteninfiltration genom en god porositet med jämnt fördelade porer i markprofilen, samt att marken störs så lite som möjligt (Franzuebbers 2002). Således, borde en bättre infiltrationskapacitet erhållas i ett reducerat bearbetningssystem, men det visade inte mätningarna i denna studie.

## 4.1.2 Ystad

### Allmänna frågor om skiftet

Resultaten från intervjuerna (test 1) med lantbrukarna i Ystadsparet om deras erfarenheter av bearbetning, grödans etablering och konkurrens samt infiltrationskapacitet på respektive skifte visade att man även här upplever markhälsan som god (tabell 16). Generellt fick odlingsystemet med reducerad bearbetning högsta medelbetyg på 3,00, medan det konventionella odlingsystemet fick medelbetyget 2,83. Det som skilde erfarenheterna åt var hur lantbrukarna upplevde skördenivåerna inom skiftet, där Teglagården upplevde att viss skördevariation kan förekomma inom skiftet.

Tabell 16: "Hur mår min jord?". Resultat för Test 1 Allmänna frågor om skiftet för gårdsparet i Ystad. Resultatet är en sammanställning av de frågor lantbrukarna fick besvara utifrån testet vid intervju. De grafiska symbolerna indikerar hur pass bra eller dåligt lantbrukarna upplever markstrukturen samt dess inverkan på gröda, dragkraftsbehov och vatteninfiltration på respektive skifte. Grön symbol (glad gubbe) har satts till 3 poäng, gul 2 poäng och röd 1 poäng. Ju fler gröna symboler (närmre medeltalet 3), desto bättre markstruktur

	Charlottenlund	Teglagården
Bearbetning av jord	😊	😊
Etablering av gröda	😊	😊
Grödans konkurrensförmåga	😊	😊
Vatteninfiltration	😊	😊
Skorpbildning	😊	😊
Stabila skördenivåer	😊	😞
<b>Medeltal</b>	<b>3,00</b>	<b>2,83</b>

😊 = Mycket bra markstruktur! Vårda den!

😞 = Här finns en del att göra åt markstrukturen!

😞 = Oj här behövs det krafttag för att förbättra strukturen!

Området där lantbrukarna håller till är ett något kuperat landskap vilket ger olika nivåskillnader i topografin. Trots det, upplever lantbrukarna att jorden är lättbearbetad, att grödorna får en jämn och snabb uppkomst samt har en bra konkurrensförmåga mot ogräs.

Då det förekommer tydliga nivåskillnader på bägge skiftena finns det risk för ytavrinning samt ansamling av vatten i fältsvackor vid intensiva nederbördsperioder. Trots det, upplever bägge lantbrukarna att vatten infiltrerar snabbt i markprofilen och att vatten ytterst sällan blir stående på skiftena.

Ingen av lantbrukarna upplevde att det förekommer skorpbildning på respektive skifte. Vid ett ytterst fåtal gånger har det förekommit hos Charlottenlund i samband med odling av sockerbetor när jorden har blivit för fint brukad. Men erfarenheterna var att det snarare aldrig bildas skorpa än att det förekommer ibland, vilket därmed gav ett bra betyg istället för mindre bra.

Det som skiljde lantbrukarnas erfarenheter åt var variation på skördenivån. Charlottenlund upplever att det knappast förekommer, medan det kan förekomma på vissa delar inom fältet under vissa år på Teglagården. Variationerna anses dock främst bero på väderrelaterade faktorer.

### Markstrukturtest

Resultatet från markstrukturtestet (test 2) tydde på att där fanns faktorer som både var bra, mindre bra och dåliga indikatorer på markstruktur inom paret (tabell 17). Allra bäst medelbetyg fick den representativa gropan på Charlottenlund med poängen 2,89. Charlottenlund fick även bättre medelbetyg än Teglagården på den bra gropan. Dock fick Teglagården ett bättre medelbetyg än Charlottenlund på den dåliga gropan. Sammanlagt landade bägge gårdarna på ett snarlikt medelbetyg på 2,63 när ett medelvärde beräknades från alla tre gropar, till följd av att där var större varians på Charlottenlund. Intressant är att variationen i markstruktur enligt markstrukturtestet var större på Charlottenlund än på Teglagården vilket bör innebära en viss variation i skördenivå inom skiftet, men i test 1 ansåg lantbrukarna själva att förhållandena var de omvända.

Tabell 17: "Hur mår min jord?". Sammanställning av resultatet från Test 2 på de tre platserna (bra, representativ och dålig) i respektive fält som undersökts. De grafiska symbolerna indikerar hur god eller dålig markstrukturen är. Grön symbol (glad gubbe) har satts till 3 poäng, gul 2 poäng och röd 1 poäng. Ju fler gröna symboler (närmre medeltalet 3), desto bättre markstruktur

	Charlottenlund			Teglagården		
	Bra	Representativ	Dålig	Bra	Representativ	Dålig
Jordmotstånd markyta	😊	😊	😊	😊	😊	😐
Jordmotstånd bearbetningssula	😐	😐	😞	😊	😐	😊
Jordmotstånd alv	😊	😊	😐	😐	😊	😊
Täta skikt	😊	😊	😐	😊	😊	😐
Mullhalt matjord	😊	😊	😐	😐	😊	😐
Struktur matjord	😊	😊	😐	😊	😊	😊
Växtrester utseende	😐	😊	😊	😐	😐	😐
Växtrötter utseende	😊	😊	😐	😊	😊	😊
Förekomst av dagmaskar	😊	😊	😊	😊	😐	😊
<b>Medeltal</b>	<b>2,78</b>	<b>2,89</b>	<b>2,22</b>	<b>2,67</b>	<b>2,67</b>	<b>2,56</b>

😊 = Mycket bra markstruktur! Vårda den!

😐 = Här finns en del att göra åt markstrukturen!

😞 = Oj här behövs det krafttag för att förbättra strukturen!

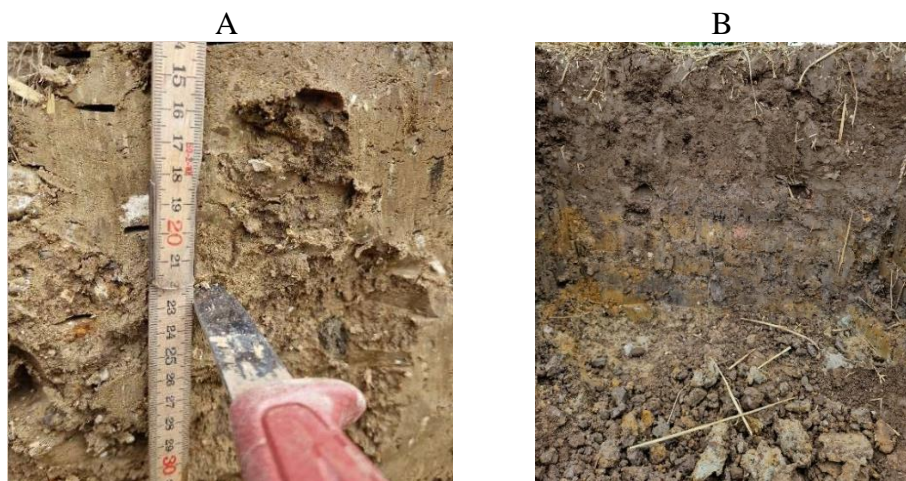
Markstrukturtestet genomfördes under fuktiga förhållanden till följd av den stora mängd nederbörd som föll i augusti månad 2023. Det kan ha varit en bidragande orsak till att jordmotståndet generellt fick hyfsat bra betyg. Det som sticker ut är att bearbetningssulan i den dåliga gropan på Charlottenlund fick ett dåligt betyg. En bidragande orsak kan vara att platsen där gropan grävdes ofta är infart till skiftet



samt att sockerbetorna under de år dessa odlas, läggs i stuka på den platsen innan de levereras. Således utsätts platsen för hög belastning vilket kan ha bidragit till markpackning och ett ökat jordmotstånd. Även på Teglagården låg den dåliga platsen vid en infart till skiftet, men det är oklart om platsen även använts som upplag för sockerbetor före leverans.

Generellt upplevdes inga större täta skikt i groparna förutom i de dåliga på respektive gård. Det identifierades genom att kniven som användes i testet, stötte på hårt motstånd när den skulle stickas in horisontellt i markprofilen (figur 23).

Matjordens mullhalt och struktur visade överlag på goda resultat där några platser fick ett mindre bra betyg. Vad gäller mullhalten fick den ett mindre bra betyg på de båda dåliga groparna samt den bra gropen hos Teglagården. Hos Charlottenlund var den övre matjorden mycket mörkare än övriga profilen, men från bearbetningssulan och neråt i profilen var den lika ljus som alven. Hos Teglagården såg matjorden endast något mörkare ut än alven i bägge groparna (figur 23). Strukturen i matjorden upplevdes endast mindre bra i den dåliga gropen hos Charlottenlund då fler skarpkantade aggregat kunde identifieras i profilen jämfört med de andra groparna.



*Figur 23: Täta skikt identifieras i den dåliga gropen vid Charlottenlund där det gick tungt att sticka in kniven horisontellt i markprofilen (A). Matjorden upplevdes inte mycket mörkare än alven i den dåliga gropen vid Teglagården (B). Foto: Jakob Larsson.*

Förekomsten av växtrester var något som skiljde gårdarna emellan. Hos Charlottenlund såg det över lag bra ut där växtresterna var mer förmultnade, förutom i den bra gropen där det gick att finna enstaka växtrester från förfrukten. Hos Teglagården fick alla groparna ett mindre bra betyg eftersom det gick att finna växtrester vid bearbetningssulan som inte var förmultnande. Jorden hade dock en frisk doft i varje grop. Enligt testet verkade växtresterna omsättas bättre i det reducerade odlingsystemet. Växtrötterna såg fina ut och var jämnt fördelade i de flesta groparna förutom i den dåliga på Charlottenlund. Där hade rötterna en fin utveckling, men de gick främst att identifiera mellan större aggregat och färre rötter

gick att finna i den djupare delen av alven jämfört med övriga gropar. Att rötter utvecklas sämre när jorden har utsatts för markpackning, har påvisats i andra studier (Shah et al. 2017).

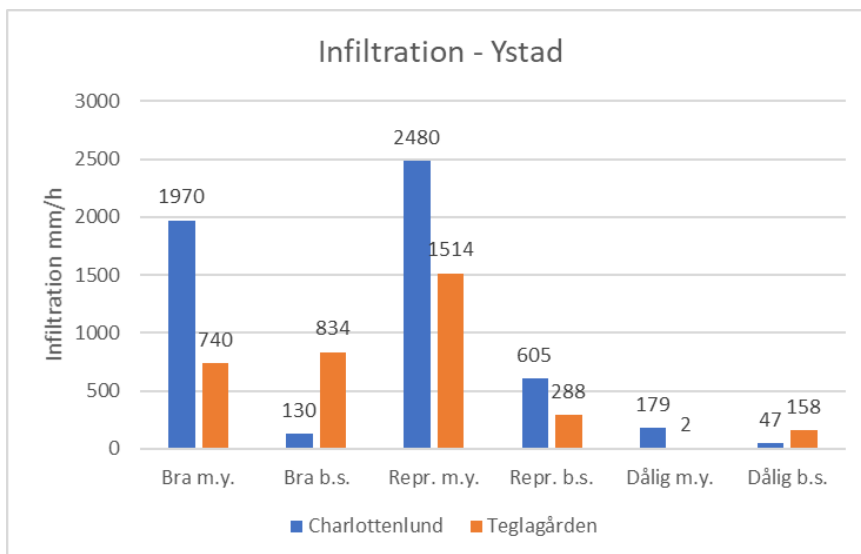
Daggmaskar gick att finna vid alla gropar. Totalt sett gick det att finna ca 2,5 gånger fler daggmaskar hos Charlottenlund än hos Teglagården (tabell 18). Flest daggmaskar gick att finna vid den representativa gropen hos Charlottenlund, medan det gick att finna fler daggmaskar i den dåliga gropen hos Teglagården jämfört med Charlottenlund. Den representativa gropen hos Teglagården fick ett mindre bra betyg då det sammantaget endast gick att finna fyra daggmaskar, dock så kunde flera maskgångar identifieras i spadtagen som togs runt om gropen. Resultatet tyder på att daggmaskar gynnas av ett reducerat bearbetningssystem samt att daggmaskar kan missgynnas av markpackning, vilket även har påvisats i andra studier (Chan 2001; McKenzie et al. 2009).

Tabell 18: Totalt antal daggmaskar som gick att finna vid respektive grop genom fyra upprepade spadtag. Spaden stacks ner mellan 10–15 cm i markprofilen och grävdes sedan upp ungefär 1 dm<sup>3</sup> jord per spadtag

	Charlottenlund			Teglagården		
	Bra	Representativ	Dålig	Bra	Representativ	Dålig
Antal daggmaskar per grop	16	34	6	9	4	9
Totalt antal daggmaskar	56			22		

### *Infiltrationstest*

Resultaten ifrån infiltrationstestet (test 3) i markvårdsapplikationen tydde på att infiltrationskapaciteten överlag var god på respektive skifte (figur 24). Samtliga mätvärden förutom ett gav en indikation på bra markstruktur. Det var endast på markytan vid den dåliga platsen hos den konventionella gården, där infiltrationskapaciteten var sämre då den hade en genomsnittlig infiltration på 2 mm/h, vilket enligt markvårdsapplikationen ”Hur mår min jord?” indikerar ett dåligt betyg för markstruktur. Visuellt var det svårt att urskilja vilket odlingssystem som gynnade infiltrationskapaciteten bäst, likaså fanns det ingen signifikans för att det ena odlingssystemet gynnade infiltrationskapaciteten bättre än det andra.



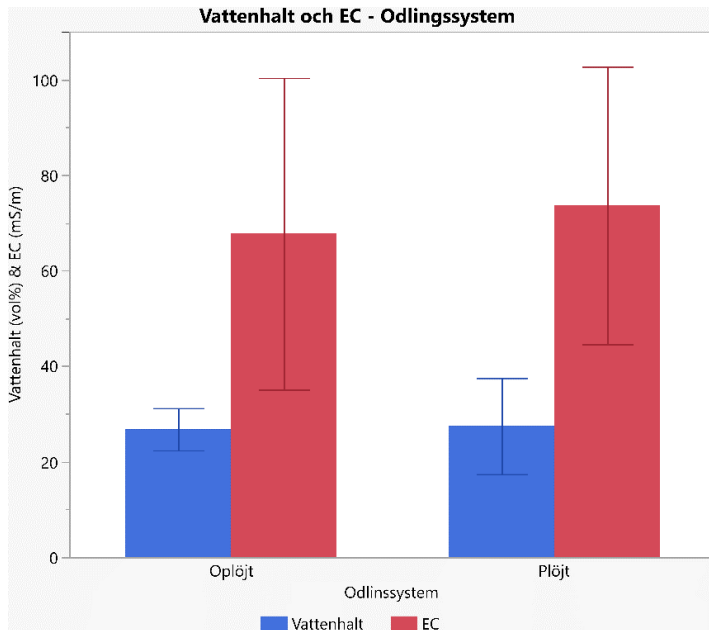
Figur 24: Infiltrationsmätningar (mm/h) vid bra, representativ och dålig grop på Charlottenlund och Teglagården. m.y. = markytan och b.s. = bearbetningssula.

Även i Ystad genomfördes mätningarna under mycket fuktiga förhållanden, vilket minskade risken att mätningar skedde över någon torrspricka. Utifrån förutsättningarna, får infiltrationskapaciteten överlag anses som god på bägge skiftena vid mättidpunkten. Även här skedde endast mätningen vid ett tillfälle under året, vilket innebär att mätresultaten inte kan ge ett mått på om infiltrationskapaciteten kan anses som god över hela växtodlingsåret. Dessutom visade den stora spridningen på mätresultaten från de olika observationerna, att det kan finnas en osäkerhet med mätmetoden som användes. Då observationerna på respektive skifte inte var så många, var det svårt att finna signifikans på vilket odlingssystem som gynnar infiltrationskapaciteten bäst. Även här krävs det fler mätningar, eller fler skiften i jämförelsen för att kunna få fram fler observationer.

## 4.2 Markvattenhalt, EC och jordprovsanalyser

Resultaten från fältmätningarna med WetSensorn visade att där inte fanns någon signifikant skillnad vare sig i vattenhalt i volyms-% eller i EC mellan odlingssystemen (figur 25).



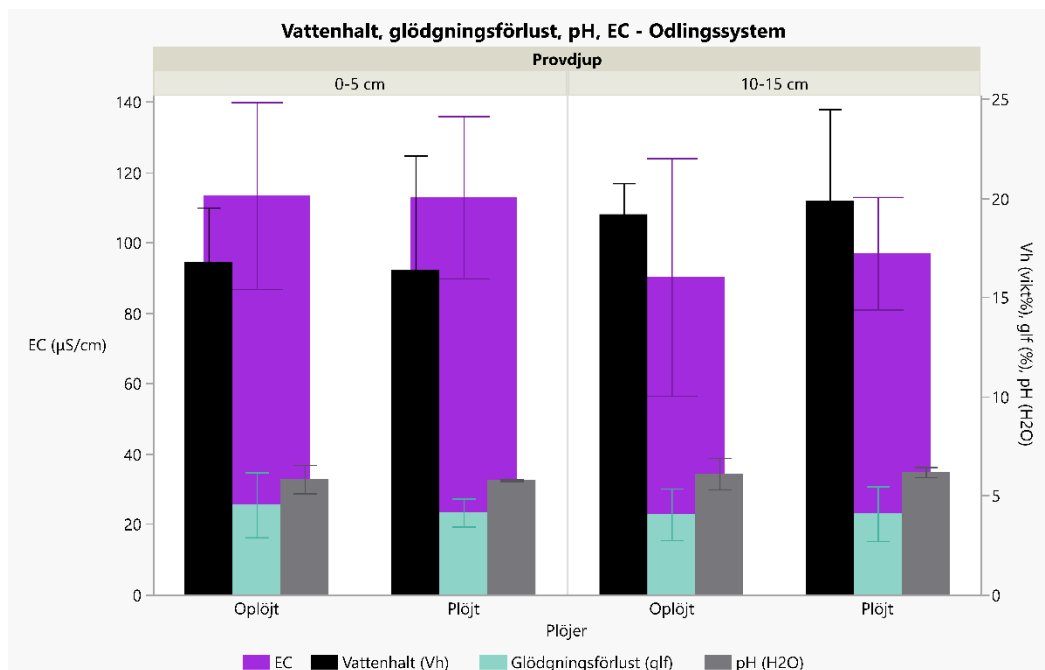


Figur 25: Markvattenhalt (vol%) och EC (mS/m) vid markytan (ca 0–10 cm) mätt med WetSensor för samtliga fält. Ingen signifikant skillnad fanns mellan odlingssystemen. Felstaplarna visar ett 95 % konfidensintervall.

Mätningarna på markytan, genomfördes under fuktiga förhållanden och med några dagars mellanrum på respektive plats (14–21 augusti). Således, kan det ha förekommit nederbörd mellan mät dagarna som kan ha påverkat vattenhalten i marken. Utifrån de väderrelaterade faktorerna, kan det vara svårt att urskilja en signifikant skillnad mellan odlingssystemen och avgöra om jordens vattenhållande förmåga och EC gynnas av ett visst odlingssystem.

Vid analys av hur lerhalten påverkar vattenhalten och EC oberoende av odlingssystem, såg vi en tendens ( $p = 0,0691$ ) till att vattenhalten ökade med ökad lerhalt och EC visade en signifikant ökning ( $p = 0,0012^*$ ) vid ökad lerhalt. Lerhalten kan vara en förklaring till att det inte fanns någon signifikant skillnad i vattenhalt och EC mellan odlingssystemen då lerhalten varierade på de olika fälten så att i två av paren var lerhalten högre i plöjt system (par A och D) och i de andra två paren var lerhalten högre i oplöjt system (par C och B) (tabell 1). Mängden EC i marken kan dessutom påverkas av insatser från lantbrukare såsom tillförsel av växtnäring eller kalk.

Mätresultaten från de lösa jordproverna visade inte någon signifikant skillnad mellan odlingssystemen oavsett provdjup (figur 26). Dock fanns där signifikanta skillnader mellan provdjupen för vattenhalt ( $p = 0,0007^*$ ), pH ( $p = 0,0002^*$ ) och EC ( $p = 0,0096^*$ ) oavsett odlingssystem, där värdena var högre vid 15–20 cm än vid 0–5 cm för vattenhalt och pH, medan det var tvärt om för EC. Det var ingen skillnad i mullhalt (glödningsförlust), vare sig mellan odlingssystem eller mellan djupen.

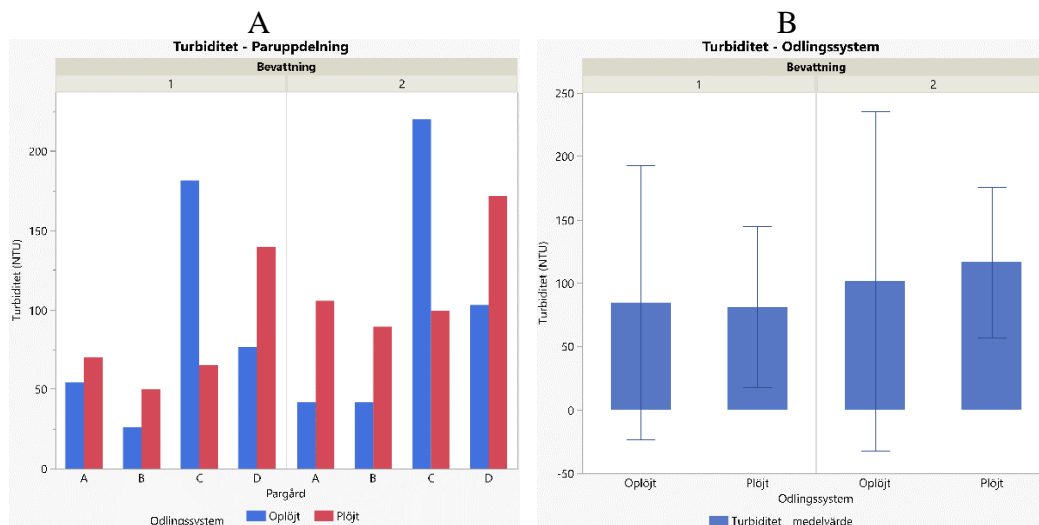


Figur 26: Vattenhalt, glödningsförlust (glf), pH och EC i de lösa jordproverna från samtliga fält. Ingen signifikant skillnad fanns mellan odlingsystemen oavsett mätparameter. Felstaplarna visar ett 95 % konfidensintervall.

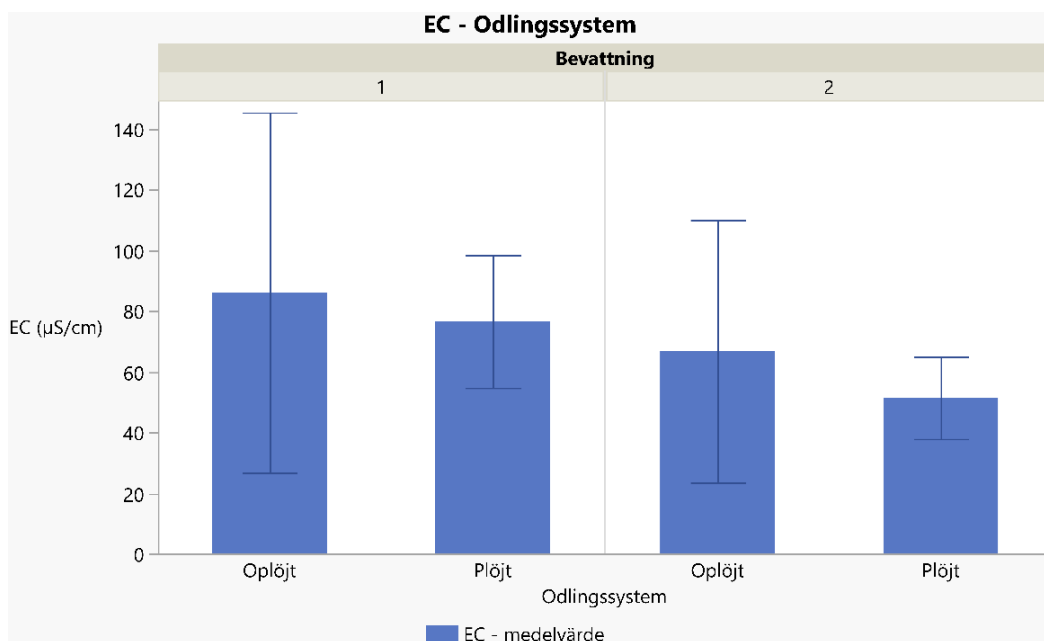
Det fanns en tendens ( $p = 0,0955$ ) till att EC även varierade mellan fälten. Vilket kan berott på att lantbrukarnas suveränitet över insatser och metoder i fält (odlingssystemet) kan ha haft en inverkan på resultatet. Eftersom EC påverkas av lösta joner (näringsämnen) så kan EC ha påverkats av skillnader i gödsling och kalkning mellan fälten. Par B var den plats som visade högst EC-värde, eftersom platsen har kalksten som berggrund, som är en lättvittrad bergart och kan frigöra joner i marklösningen, kan det ha varit bidragande till hög EC i marken.

### 4.3 Aggregatstabilitet

Resultaten från mätningarna av aggregatstabilitet (aggregat 2–5 mm) mätt som turbiditet i lakvattnet efter de två regnsimuleringarna, visade inte någon signifikant skillnad mellan odlingsystemen (figur 27). Turbiditeten varierade mellan fälten vilket gav ett stort konfidensintervall speciellt i oplöjt led. Inte heller EC mätt i lakvattnet var signifikant olika mellan odlingsystemen (figur 28).



Figur 27: Turbiditet i lakvattnet efter regnsimulering (1 respektive 2 bevattningar) av aggregat (2–5 mm) (A) för samtliga fält samt jämförelse mellan odlingsystem med och utan plöjning (B). Ingen signifikant skillnad fanns mellan odlingsystemen oavsett antal bevattningar. Felstaplarna i figur B visar ett 95 % konfidensintervall.



Figur 28: Elektrisk konduktivitet (EC) i lakvattnet efter bevattning 1 respektive 2 från samtliga fält. Ingen signifikant skillnad fanns mellan odlingsystemen oavsett antalet bevattningar. Felstaplarna visar ett 95 % konfidensintervall.

Utifrån resultatet i figur 27, gick det inte att avgöra vilket odlingsystem som genererade bäst aggregatstabilitet. Hos 3 av 4 par (A, B och D) hade det reducerande odlingsystemet högre aggregatstabilitet, medan par C resulterade i raka motsatsen, vilket kan ha bidragit till en icke-signifikant skillnad mellan odlingsystemen. Visuellt visade figur 28 att EC i medeltal var högre i reducerat

system, men även att konfidensintervallet var bredare vilket skapade en större osäkerhet kring medelvärdet och möjligen en bidragande effekt till att ingen signifikant skillnad erhöles. En hög andel tvåvärda joner som t.ex. kalcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) i markvätskan kan gynna bildandet av aggregat och öka aggregatstabiliteten (Amézketa 1999; Bronick & Lal 2005). Trots att där inte fanns någon signifikant skillnad i aggregatstabilitet (turbiditet) mellan odlingssystemen i denna studie, har andra studier visat att reducerad bearbetning på sikt kan gynna aggregatstabiliteten (Bronick & Lal 2005).

Vidare undersöktes hur turbiditet och EC påverkades av markförutsättningar från lantbrukarnas skiften oberoende av tillämpat odlingssystem. Lerhalten och glödningsförlusten (mullhalt) visade sig ha en signifikant påverkan på turbiditeten i lakvattnet efter den andra bevattningen, medan de visade en tendens till påverkan vid första bevattningen. Mängden lerpartiklar i lakvattnet ökade med högre lerhalt och minskade vid högre glödningsförlust (tabell 19). Med större mängd ler, ökade risken för att fler lerpartiklar kunde förekomma i lakvattnet om de inte var starkt bundna till varandra, vilket har påvisats i andra studier (Etana et al. 2009). Högre mullhalt (glödningsförlust) stabiliserade aggregaten och minskade turbiditeten (ökad aggregatstabilitet). Resultaten i tabell 19 stämmer överens med tidigare studier att mullhalt bidrar till en ökad aggregatstabilitet (Amézketa 1999). Ett odlingssystem som ökar mullhalten är med andra ord positivt för markstrukturen. Mullhalten kan byggas upp i ett skifte genom att lämna kvar skörderester alternativt introducera mellangrödor i växtföljden (Lal 2009; Yang et al. 2020; Aronsson et al. 2023).

*Tabell 19: Aggregatstabiliteten (turbiditeten) kan påverkas utav olika markfaktorer som lerhalt, mullhalt (glödningsförlust, Glf) och pH. Turbiditet mätt i lakvattnet efter regnsimulering av aggregat (2–5 mm). Övriga analyser gjorda på lösa jordprov. Resultat från samtliga fält oavsett odlingssystem. Signifikans föreligger när p-värdet <0,05. R<sup>2</sup>-värdet anger hur stor del av variationen i den beroende variabeln (y) som kan förklaras av variationer i den oberoende variabeln (x)*

Turbiditet (y) påverkas av (x)	Regnsimulering	$y = kx+m$	R <sup>2</sup> -värde	p-värde
Lerhalt	Första	$y = 9,01X-82,70$	0,49	0,0546
Glif	Första	$y = -46,98X+286,90$	0,49	0,0545
pH	Första	$y = -89,36X+601,47$	0,27	0,1899
Lerhalt	Andra	$y = 11,31X-98,82$	0,55	0,0344*
Glif	Andra	$y = -65,11+391,82$	0,67	0,0124*
pH	Andra	$y = -103,75X+711,15$	0,26	0,1970

EC visade sig endast påverkas av markvätskans pH-värde vid både första och andra bevattningen, där EC ökade med ett högre pH-värde (tabell 20). Vid andra bevattningen hade glödningsförlusten en tendens till påverkan på EC i lakvattnet. Men då det inte fanns någon tendens till signifikans i första bevattningen med ett lågt R<sup>2</sup>-värde, beror resultatet för glödningsförlusten snarare på slumpen. Att EC kan öka med ökat pH i marklösningen beror på att fler joner som är viktiga för grödornas näringsupptag finns tillgängliga i marklösningen, samt att den negativa ytladdningen på lerpartiklarna ökar vid högre pH-värde som kan gynna bildandet av aggregat (Haynes & Naidu 1998).

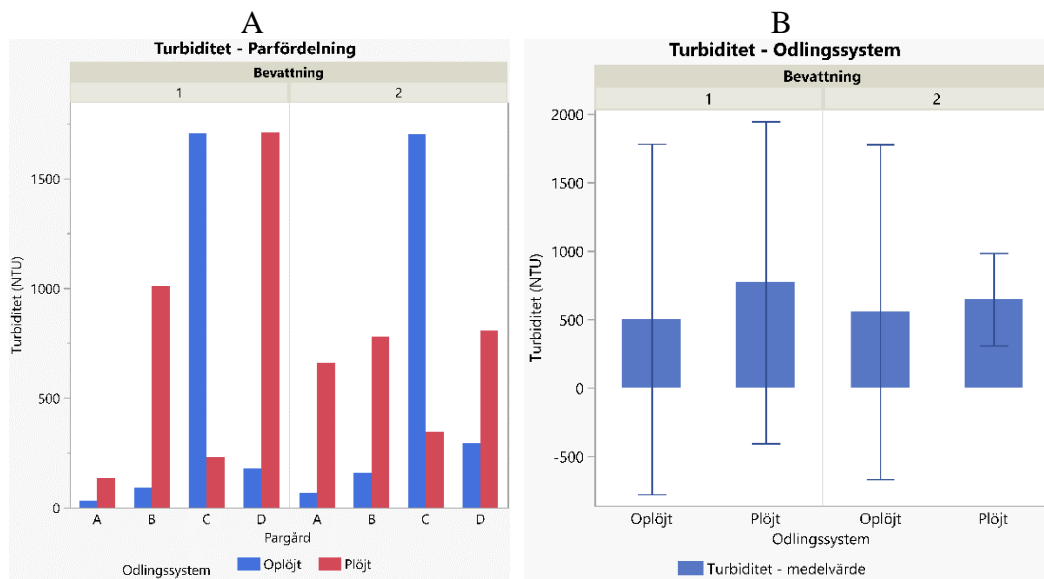
*Tabell 20: EC kan påverkas utav olika markfaktorer som lerhalt mullhalt (glödningsförlust, Glf) och pH. EC mätt i lakvattnet efter regnsimulering av aggregat (2–5 mm). Övriga analyser gjorda på lösa jordprov. Resultat från samtliga fält oavsett odlingssystem. Signifikans föreligger när p-värdet <0,05. R<sup>2</sup>-värdet anger hur stor del av variationen i den beroende variabeln (y) som kan förklaras av variationer i den oberoende variabeln (x)*

EC (y) påverkas av (x)	Regnsimulering	$y = kx+m$	R <sup>2</sup> -värde	p-värde
Lerhalt	Första	$y = 2,03X-43,94$	0,09	0,4605
Glif	Första	$y = 8,72X+43,39$	0,06	0,5467
pH	Första	$y = 74,07X-348,66$	0,70	0,0099*
Lerhalt	Andra	$y = -1,13X+79,76$	0,05	0,5972
Glif	Andra	$y = 17,63X+17,57$	0,44	0,0722
pH	Andra	$y = 58,02X-277,70$	0,73	0,0073*

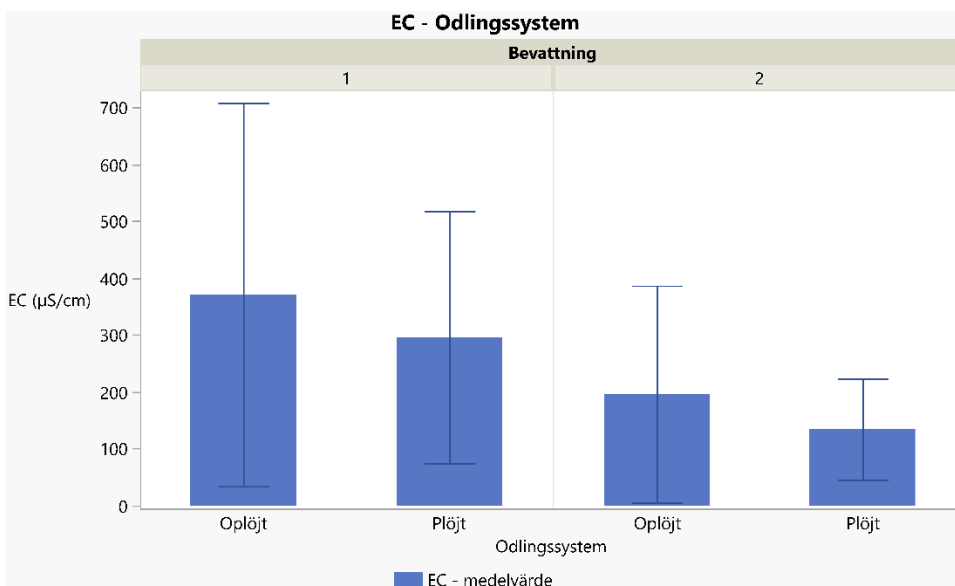
## 4.4 Lysimeterstudie

### 4.4.1 Markstrukturstabilitet

Resultaten från regnsimuleringarna av lysimetrarna visade inte någon signifikant skillnad i markstruktur mellan odlingssystemen baserat på mätning av turbiditeten i lakvattnet oavsett bevattning (figur 29). Både vid första och andra bevattningen var det ett par (C) där turbiditetsresultaten sticker ut ifrån övriga mätvärden. Inte heller EC mätt i lakvattnet var signifikant olika mellan odlingssystemen (figur 30).



Figur 29: Turbiditet i lakvattnet från lysimetrar efter 1 respektive 2 bevattningar. (A) för samtliga enskilda fält samt jämförelse mellan odlingssystem med och utan plöjning (B). Ingen signifikant skillnad fanns mellan odlingssystemen oavsett antalet bevattningar. Felstaplarna i figur B visar ett 95 % konfidensintervall.



Figur 30: Elektrisk konduktivitet (EC) i lakvattnet efter 1 respektive 2 bevattningar för samtliga fält. Ingen signifikant skillnad fanns mellan odlingssystemen oavsett antalet bevattningar. Felstaplarna visar ett 95 % konfidensintervall.

Utifrån resultatet i figur 29, gick det inte att avgöra vilket odlingssystem som genererade bäst markstrukturstabilitet. Hos 3 av 4 par (A, B och D) hade det reducerande odlingssystemet högre markstrukturstabilitet, medan par C resulterade i raka motsatsen, vilket kan ha bidragit till en icke-signifikant skillnad mellan odlingssystemen. Visuellt visade figur 30 att genomsnittlig EC var högre i reducerat

system, men även att konfidensintervallet var bredare vilket möjligen var en bidragande effekt till att ingen signifikant skillnad erhöles. Skillnaden i denna mätning jämfört med aggregaten är att lysimetrarna speglar en markprofil med ostörd lagring jord där stabiliteten av markstruktur testas. I lysimetern förekommer bland annat större och mindre aggregat, samt större partiklar organiskt material som i sin tur kan haft en inverkan på resultatet, eftersom värdena i lysimeterstudien var betydligt mer spridda än i aggregatstudien (Figur 27; 28; 29; 30). Baserat på det statistiska resultatet var det svårt att dra en slutsats kring vilket av odlingssystemen som gynnade markstrukturen bäst.

I analysen av hur markstrukturstabilitet (turbiditeten) påverkades av markförutsättningar från lantbrukarnas skiften oberoende av odlingssystem, analyserades även skrymdensitetens effekt samt den vattenhållande förmågan i lysimetrarna. Resultatet visade några signifikanta samband där skrymdensitet, gravimetrisk vattenhalt och glödningsförlust påverkade turbiditeten (tabell 21). Stigande vattenhalt och glödningsförlust reducerade mängden lerpartiklar i lakvattnet, medan stigande skrymdensitet bidrog till ökad mängd lerpartiklar i lakvattnet. Resultaten från dessa samband överensstämmer med andra studier som visade att lägre skrymdensitet, högre mullhalt och vattenhållande förmåga är viktiga faktorer som gynnar god markstruktur och markhälsa (Franzluebbers 2002; Shah et al. 2017; Lal 2020).

Tabell 21: Hur turbiditeten i lakvattnet från samtliga lysimetrar påverkas efter första respektive andra regnsimuleringen av olika markfaktorer. Vattenhalten (VH) i vikt% mätt efter två regnsimuleringar. Vattenhalt, glödningsförlust och pH är ett medelvärde från jordprover på 0–5, samt 10–15 cm djup i lysimetrarna. Signifikans föreligger när p-värdet är <0,05. I analysen har observationerna för turbiditet logaritmerats (naturlig logaritm (ln)) för att åstadkomma homogen varians. R<sup>2</sup>-värdet anger hur stor del av variationen i den beroende variabeln (y) som kan förklaras av variationer i den oberoende variabeln (x). Skrymd. = torr skrymdensitet, Glf = glödningsförlust

Turbiditet (y) påverkas av (x)	Regnsimulering	y = kx+m	R <sup>2</sup> -värde	p-värde
Skrymd.	Första	y = 12,73X-11,00	0,75	0,0057*
Lerhalt	Första	y = 0,25X+1,00	0,47	0,0618
pH	Första	y = -0,02X+5,75	1,37*10 <sup>-5</sup>	0,9931
VH (vikt%)	Första	y = -0,52X+18,26	0,84	0,0014*
Glf	Första	y = -1,62X+12,75	0,51	0,0472*
Skrymd.	Andra	y = 9,02X-5,79	0,76	0,0048*
Lerhalt	Andra	y = 0,16X+3,15	0,36	0,1168
pH	Andra	y = -0,27 + 7,67	0,01	0,8314
VH (vikt%)	Andra	y = -0,37+14,91	0,85	0,0011*
Glf	Andra	y = -1,22X+11,36	0,59	0,0264*

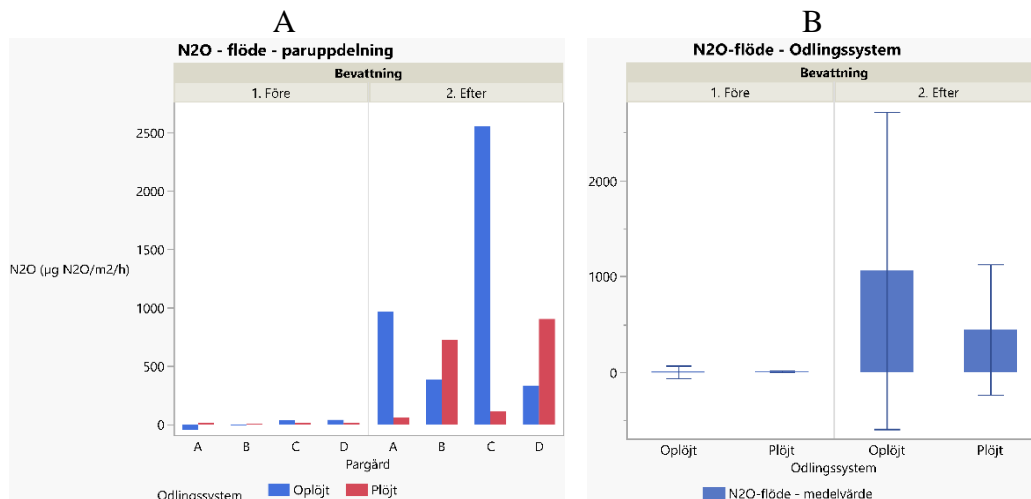
Vid analysen av EC i lakvattnet fanns endast ett signifikant samband, vilket var att EC minskade vid högre skrymdensitet vid första bevattningen (bilaga 2). I övrigt visade det tendenser till samband att lerhalt och markens pH kan påverka EC vid första respektive andra bevattningen. Men eftersom det endast var tendenser, kunde resultatet i sin helhet snarare ha berott på slumpen i försöket. Således, var det svårt att dra några slutsatser om EC kunde påverkas av de markfaktorer som mättes i denna studie.

#### 4.4.2 Växthusgasemissioner

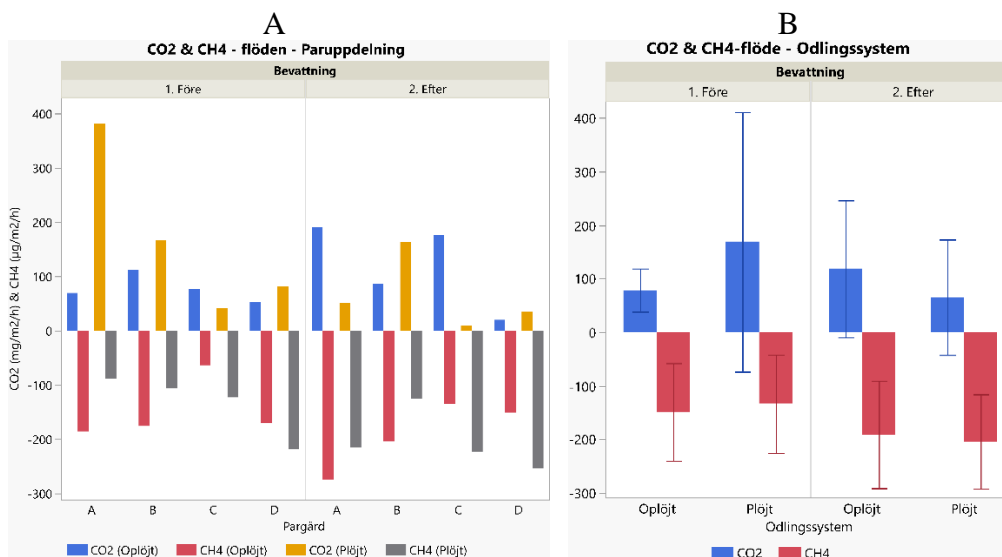
Mätningarna av flöden av växthusgaser från lysimetrarna med jord i ostörd lagring visade ingen signifikant skillnad mellan odlingssystemen vare sig före regnsimulering eller efter den första regnsimuleringen för alla tre växthusgaser (figur 31; 32). Efter en regnsimulering var det tydligt att lustgasavgången ökade i bägge odlingssystemen (figur 31). Visuellt såg lustgasavgången ut att öka mer i det reducerade odlingssystemet än det konventionella, men enligt den statistiska analysen fanns det ingen signifikant skillnad mellan odlingssystemen, vilket dels



kan bero på att lustgasavgången för reducerat odlingssystem endast var större än för det konventionella systemet i 2 av 4 par. För CO<sub>2</sub> fanns en visuell högre gasavgång före bevattning i konventionellt odlingssystem, medan den var högre i reducerat odlingssystem efter en bevattning. CH<sub>4</sub> hade ett negativt flöde i bägge odlingssystemet, där det negativa flödet ökade efter en regnsimulering, vilket tydde på att CH<sub>4</sub> snarare bands till marken än avgick till atmosfären (figur 32).



Figur 31: Lustgasemissioner (N<sub>2</sub>O) före och efter den första regnsimuleringen för alla fält (A) och jämförelse mellan odlingssystemen med och utan plöjning (B). Ingen signifikant skillnad fanns mellan odlingssystemen oavsett tidpunkt för mätning. Felstaplarna i figur B visar 95 % konfidensintervall.



Figur 32: Emissioner av koldioxid (CO<sub>2</sub>) samt metan (CH<sub>4</sub>) före och efter den första regnsimuleringen för alla fält (A) och jämförelse mellan odlingssystemen med och utan plöjning (B). Ingen signifikant skillnad finns mellan odlingssystemen oavsett tidpunkt för mätning och växthusgas. Felstaplarna i figur B visar 95 % konfidensintervall.

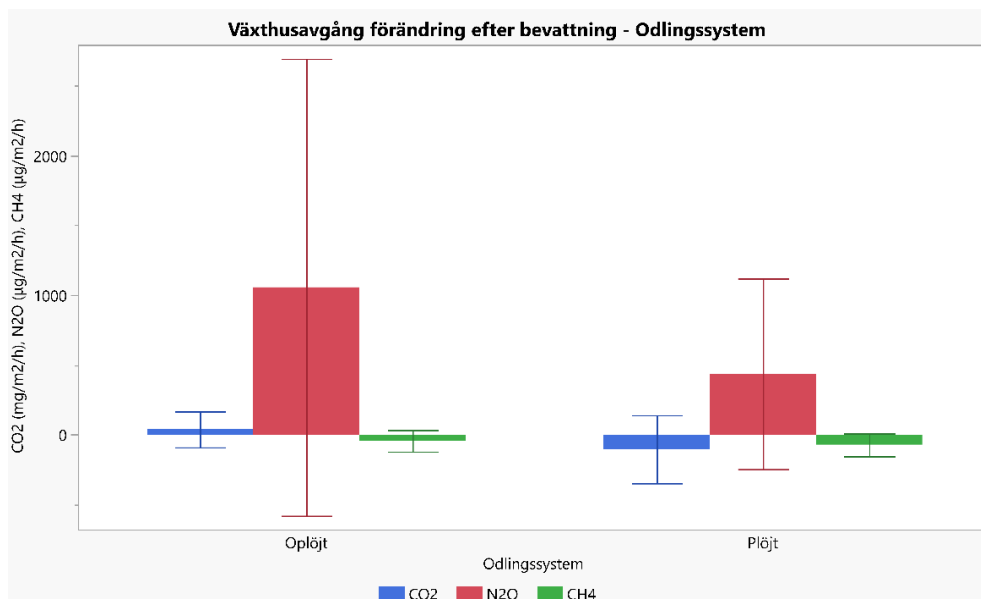
Den gas som visade störst skillnad på flöde efter en regnsimulering var N<sub>2</sub>O. Före regnsimuleringen visade observationerna mycket små flöden, där vissa gårdar till

och med hade negativa netto-flöden, till att i majoriteten av fallen ökade kraftigt med lustgasavgång mot atmosfären (figur 33). Visuellt ökade det mer i reducerat odlingsystem. Det ligger i linje med andra studier där det har visat sig att högre mängd växtrester på ytan och mullhalt, som enklast kan ökas i reducerat odlingsystem, kan öka den mikrobiella aktiviteten och således öka lustgasavgångarna till atmosfären (Benbi 2013; Stošić et al. 2021). Dock talar resultatet i denna studie mot andra studier som visat på reducerad växthusgasavgång genom tillämpning av reducerat odlingsystem (van Kessel et al. 2013). En intressant aspekt var att den mikrobiella aktiviteten markant ökade efter en regnsimulering. Vidare hade det därför varit intressant att studera vilka processer som stimulerar den mikrobiella aktiviteten i marken vid bevattning alternativt nederbörd.

CO<sub>2</sub> visade ingen signifikans i differens efter en regnsimulering mellan odlingsystemen. Visuellt visade reducerat odlingsystem en netto-ökning, medan konventionellt visade en netto-minskning (figur 33). Signifikans förelåg inte mellan odlingsystemen, troligtvis för att gårdarna i respektive odlingsystem både kunde visa på ökning och minskning i CO<sub>2</sub>-flöde. Resultatet stämde inte helt överens med andra studier som visat på att CO<sub>2</sub>-flödet ökar till atmosfären genom intensiv jordbearbetning såsom plöjning (Lokupitiya & Paustian 2006; Benbi 2013). I denna studie togs inte bränsleförbrukningen vid jordbearbetning i beaktande för att jämföra netto-flödet mellan odlingsystemen.

En intressant observation var att mängden CH<sub>4</sub> som flödade till marken visuellt ökade efter en regnsimulering, vilket motsäger studier om att CH<sub>4</sub> främst avgår till atmosfären i vattenmättade odlingsystem som risproduktion (Lokupitiya & Paustian 2006). Dock var resultatet i denna studie inte signifikant skilda samt flödena väldigt små, vilket gör att vårt resultat om ökad CH<sub>4</sub>-bindning till marken efter en regnsimulering kanske snarare berodde på slumpen.

Sammantaget genomfördes mätningarna endast vid två tidpunkter, före och efter en regnsimulering där lysimetrarna utsattes för en intensiv nederbörd (7,8–8,5 mm/h) i 6 timmar. Resultatet visade därmed inte mycket om hur växthusgasemissionerna ser ut under ett år på respektive plats, då emissionerna kan variera stort under året beroende på väderlek och strategier samt insatser i fält (Lokupitiya & Paustian 2006; Benbi 2013; Stošić et al. 2021). För att få en mer säkrare bild på hur växthusgasemissioner skiljer sig mellan val av odlingsystem, bör emissionsmätningar genomföras vid flera olika tidpunkter i fält under växtodlingsåret.



Figur 33: Differens i flöden av växthusgaser före och efter regnsimulering. CO<sub>2</sub> = koldioxid, N<sub>2</sub>O = lustgas, CH<sub>4</sub> = metan. Resultat för prover från samtliga fält. Ingen signifikant skillnad mellan odlingssystemen för någon av växthusgaserna. Felstaplarna visar ett 95 % konfidensintervall.

Vid studerandet av hur växthusgasemissionerna påverkades av marfaktorer från lantbrukarnas skiften oavsett odlingssystem, fanns det ingen tendens eller signifikant samband att någon markfaktor påverkade CO<sub>2</sub>-flödet oavsett före eller efter regnsimulering (bilaga 3). I denna studie har inte markens organiska kolhalt, som ska ha störst inverkan på CO<sub>2</sub>-flödet studerats (Benbi 2013). Mullhalt som är närmst anknuten till kolinlagring visade inte heller något samband med CO<sub>2</sub>-angång till atmosfären.

Vid studerandet av lustgasflödet, fanns signifikanta samband främst före regnsimuleringen och endast ett efter den första regnsimuleringen. Markfaktorer som hade inverkan på lustgasflödet var skrymdensitet, gravimetrisk vattenhalt, glödgningsförlust mätt före regnsimuleringen, och turbiditet mätt efter regnsimuleringarna (tabell 22). Där högre vattenhalt och mullhalt reducerade lustgasflödena, och högre skrymdensitet samt turbiditet ökade lustgasflödena. Efter regnsimuleringen fanns endast signifikant samband hos turbiditeten, vilket kan berott på den stora spridningen i observationsvärdena som erhöles både från gasemissions- och turbiditetsmätningarna. Enligt Ball (2013) kan en högre skrymdensitet öka lustgasflödet vilket även visades i den första mätningen, detsamma gällde markstrukturen där resultatet stämde överens med att dålig markstruktur stabilitet kan gynna lustgasflödet till atmosfären, specifikt vid andra mätningen. Att mullhalten också bidrog till ett minskat lustgasflöde till atmosfären var en intressant iakttagelse eftersom andra studier har visat att högre mullhalt snarare kan bidra till ett ökat lustgasflöde (Benbi 2013; Stošić et al. 2021) men samtidigt överensstämmer med vad andra studier har visat (van Kessel et al. 2013). Huruvida vattenhalten påverkade lustgasflödet var svårare att avgöra eftersom

vattenhalten är beräknad efter två regnsimuleringar. Dock, kan vattenhalten ge en indikation på porositeten i skiftet, där god vattenhållande förmåga och porositet har visat sig kunna hämma växthusgasavgångar (Franzluebbers 2002; Ball 2013).

Tabell 22: Hur olika markfaktorer påverkar lustgasemissioner ( $N_2O$ ) från samtliga lysimetrar med jord i ostörd lagring baserat på mätningar före eller efter regnsimulering. Signifikans föreligger när p-värdet <0,05. Vattenhalten (VH) i vikt% är mätt efter två regnsimuleringar. Vattenhalt, glödningsförlust och pH är ett medelvärde från jordprover på 0–5, samt 10–15 cm djup i lysimetern.  $R^2$ -värdet anger hur stor del av variationen i den beroende variabeln (y) som kan förklaras av variationer i den oberoende variabeln (x). Skrymd. = torr skrymdensitet, Glf = glödningsförlust

$N_2O$ -flödet (y) påverkas av (x)	Regnsimulering	$y = kx+m$	$R^2$ -värde	p-värde
Skrymd.	Före	$y = 251,2X-319,2$	0,83	0,0016*
Lerhalt	Före	$y = 3,69X-58,51$	0,28	0,1731
pH	Före	$y = -23,30X+153,0$	0,09	0,4811
VH (vikt%)	Före	$y = -9,23X+234,6$	0,77	0,0042*
Glf	Före	$y = -32,61X+152,6$	0,59	0,0252*
Turbiditet	Före	$y = 0,02X-1,26$	0,19	0,2772
Skrymd.	Efter	$y = 3023X-3197$	0,14	0,3573
Lerhalt	Efter	$y = 61,62X-376,7$	0,09	0,4611
pH	Efter	$y = -852,7X+6016$	0,14	0,3696
VH (vikt%)	Efter	$y = -134,5X+4039$	0,19	0,2770
Glf	Efter	$y = -199,9+1634$	0,03	0,7013
Turbiditet	Efter	$y = 1,20X+36,06$	0,61	0,0221*

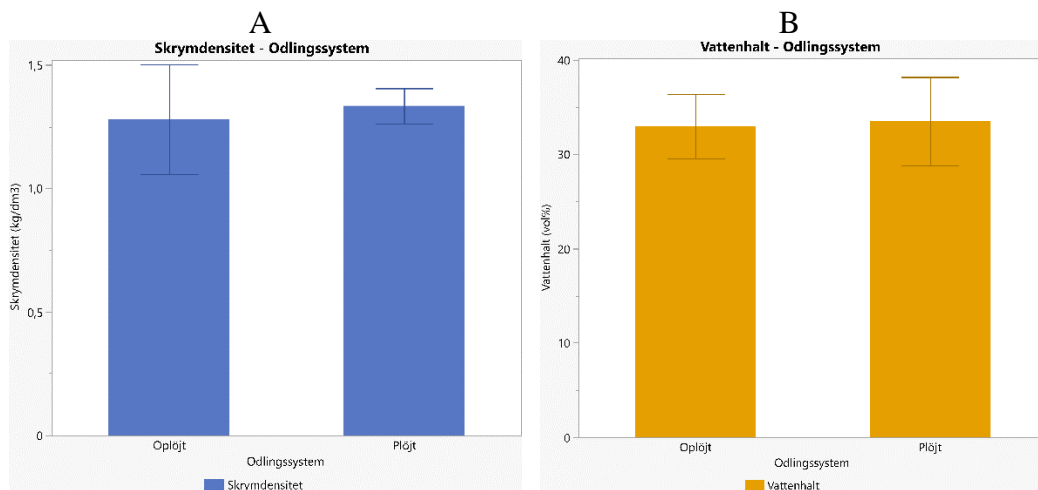
Vid studerandet av  $CH_4$ -flödet, fanns endast signifikans och tendens till samband vid mätningen efter regnsimuleringen (bilaga 4). Oavsett värde på regressionslinjen ( $y = kx+m$ ), uppmättes endast negativa netto-flöden av  $CH_4$ -flödet. Regressionslinjen visade därmed om det negativa flödet ökade eller minskade efter en regnsimulering. Efter en regnsimulering såg vi ett signifikant samband att högre mullhalt ökade flödet av  $CH_4$  till marken, vilket är en positiv klimataspekt eftersom  $CH_4$  är en kraftfull växthusgas. Högre vattenhalt i marken efter första regnsimuleringen visade tendens till ökat flöde av  $CH_4$  till marken. Vilket är en intressant aspekt då  $CH_4$ -flödet till atmosfären främst är ett problem i vattenmättade

odlingsjordar (Lokupitiya & Paustian 2006). Men då resultatet endast var en tendens till samband, kan resultatet fortsatt berott på slumpen.

### 4.4.3 Jordprovsanalyser

Resultatet för bestämning av skrymdensitet och mätning av vattenhalt i markytan (WetSensor) i lysimeterstudien visade ingen signifikant skillnad mellan odlingssystemen (figur 34). Visuellt visade medelvärdet att skrymdensiteten var lägre i reducerat odlingssystem, vilket kan berott på mindre intensiv bearbetning, medan vattenhalten visade sig vara högre i konventionellt odlingssystem. Konfidensintervallen för skrymdensitet var bredare i det reducerade odlingssystemet, medan det var bredare för vattenhalten i det konventionella odlingssystemet. Det tyder på en större spridning bland observationerna.

En lägre skrymdensitet kan tyda på en god markhälsa då porositeten och markstrukturabiliteten är god, vilket även gynnar vatteninfiltrationen och en bra vattenhållande förmåga (Amézketa 1999; Franzluebbers 2002; Shah et al. 2017).

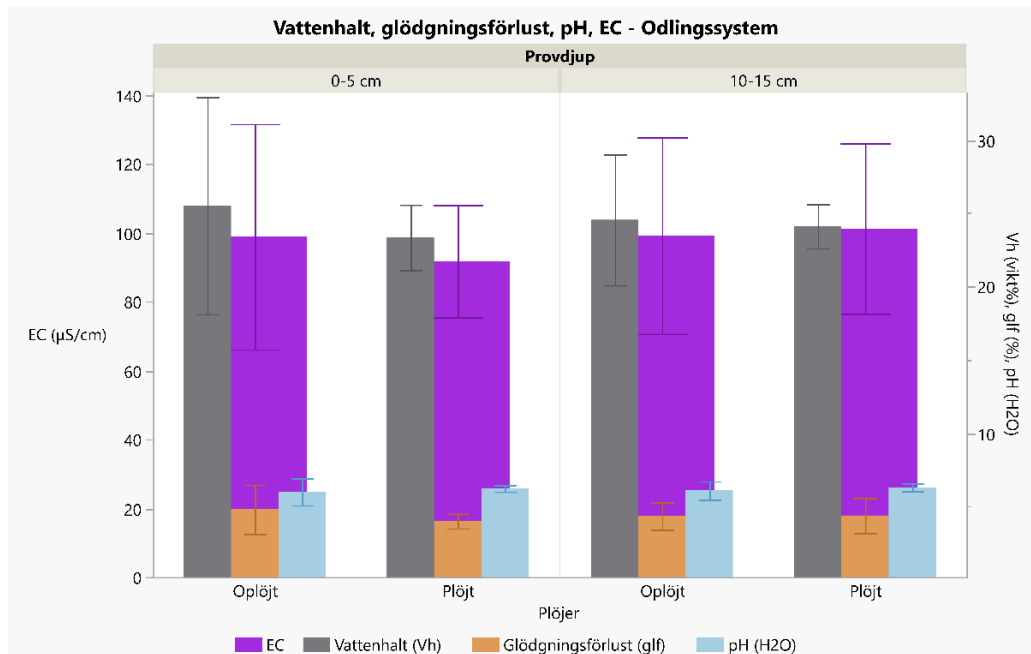


Figur 34: Torr skrymdensitet (A) och vattenhalt i skiktet 0–5 cm djup i volyms% (B) mätt i lysimetrarna med jord i ostörd lagring efter två regnsimuleringar. Ingen signifikant skillnad fanns mellan odlingssystemen med och utan plöjning. Felstaplarna visar 95 % konfidensintervall.

Resultaten från jordproverna som togs från lysimetrarna visade ingen signifikant skillnad mellan odlingssystemen med och utan plöjning oavsett mätparameter eller djup (figur 35). Visuellt kunde det iakttas några tendenser till skillnader i medelvärdet, men i de flesta fall fanns där även en större spridning på konfidensintervallet, vilket kan ha varit bidragande till att där inte fanns någon signifikant skillnad.

Enligt den statistiska analysen fanns en tendens ( $p = 0,0783$ ) till att provdjupet för mullhalt hade betydelse för skillnaden mellan odlingssystemen. Där odlingssystemen var nästan identiska i mullhalt på djupet 10–15 cm, medan det i markytan (0–5 cm) fanns en tendens till högre mullhalt i det reducerade

odlingssystemet gentemot det konventionella. Tendensen kan kopplas till sambandet att mer växtrester och således högre mullhalt fanns vid markytan i ett reducerat odlingssystem, samt att mellangrödor förekom i växtföljden hos en av gårdarna (Unger & McCalla 1980; Melander et al. 2013; Aronsson et al. 2023).

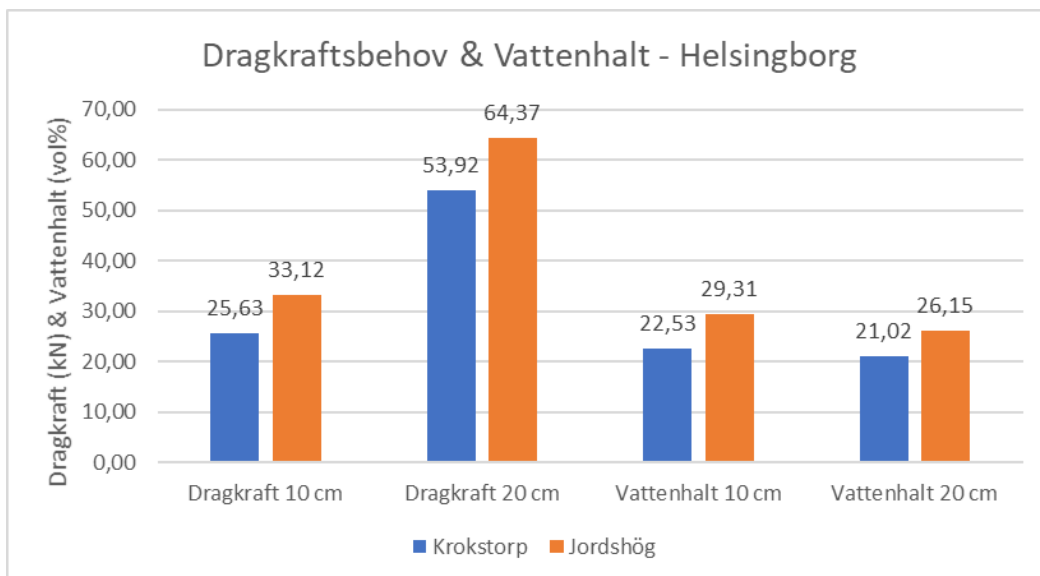


Figur 35: Vattenhalt, glödningsförlust, elektrisk konduktivitet (EC) och pH (H<sub>2</sub>O) mätt på jordprov från två olika djup (0–5 cm, 10–15 cm) i lysimetrar med jord i ostörd lagring. Ingen signifikant skillnad fanns mellan odlingssystemen med och utan plöjning oavsett provdjup. Felstaplarna visar 95 % konfidensintervall.

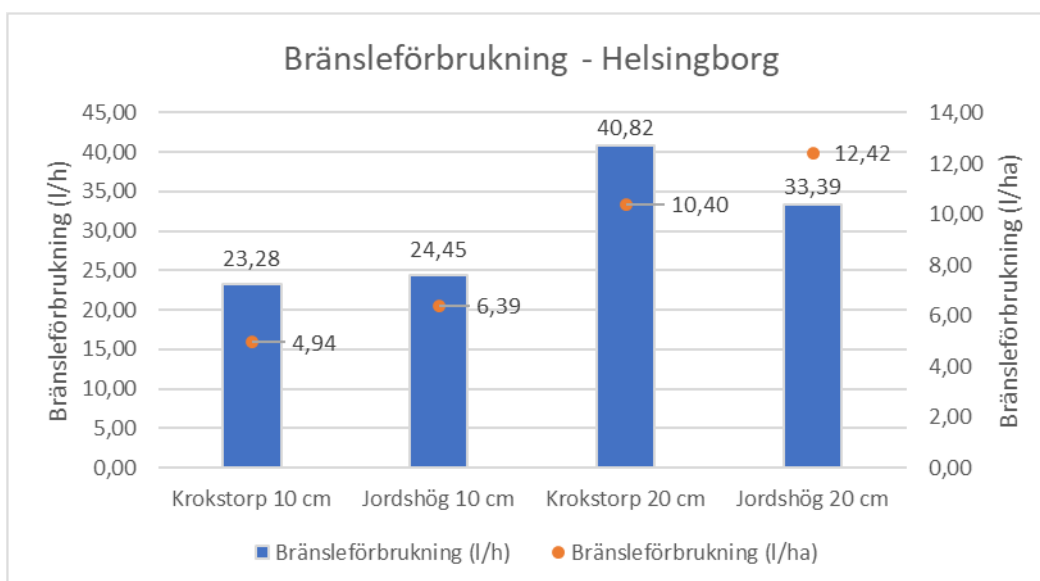
## 4.5 Dragkraft och bränsleförbrukning

### 4.5.1 Helsingborg

Trots att dragkraftsmätningarna genomfördes på ett annat skifte hos Krokstorp, var förutsättningarna baserat på berg- och jordart snarlika, medan lerhalten var något lägre jämfört med det skifte hos Krokstorp som grundläggande ingick i studien (Sveriges geologiska undersökning 2023a, 2023b). Resultaten från dragkraftsmätningen hos pargårdarna i Helsingborg visade visuellt att dragkraftsbehovet och vattenhalten oavsett djup var lägre i det reducerade odlingssystemet (figur 36). Resultaten från bränsleförbrukningen visade visuellt att förbrukningen per hektar var lägre i det reducerade odlingssystemet för bägge djupen, medan förbrukningen per timme var mer jämn på 10 cm och lägre i det konventionella systemet på 20 cm djup (figur 37). Avsaknaden av upprepningar gjorde att resultaten från mätningarna inte gick att säkerställa statistiskt.



Figur 36: Dragkraftsmätningar (kN) och vattenhaltsmätningar (volym%) på djupen 10 cm och 20 cm i gårdsparet i Helsingborg. Mätvärdena är ett medelvärde av 2 observationer för dragkraftsmätningen respektive 10 observationer för vattenhaltsmätningen. Ingen signifikant skillnad förelåg mellan gårdarna.



Figur 37: Bränsleförbrukning per timme (l/h) och per hektar (l/ha) vid djupen 10 cm och 20 cm. Staplarna visar medelvärdet för bränsleförbrukning (l/h), och punkterna bränsleförbrukning (l/ha). Resultaten var inte signifikant skilda från varandra.

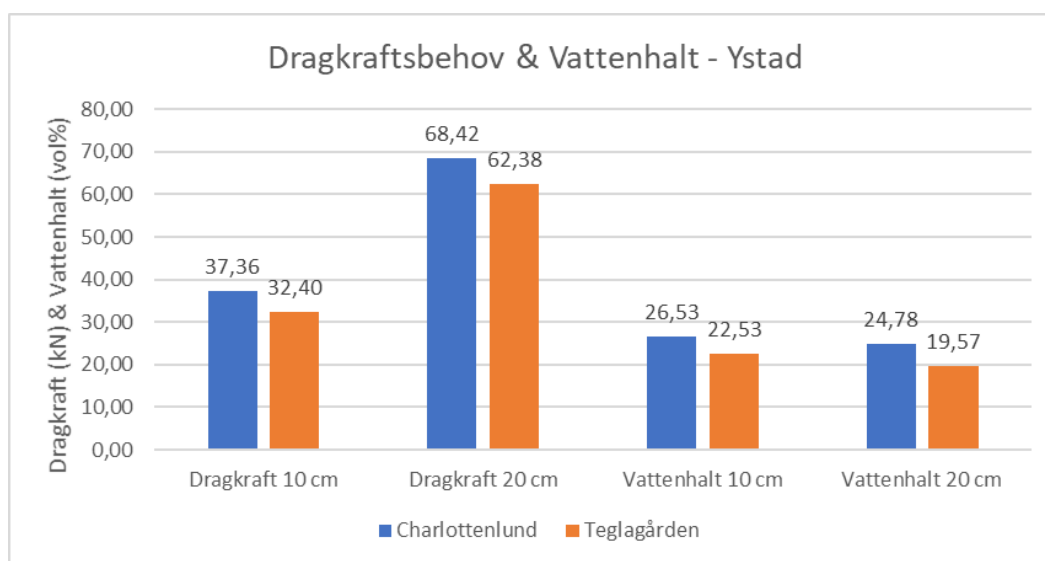
Resultaten för 2023 års dragkraftsmätningar skiljde sig från förgående växtodlingsår när dragkraftsmätningar utfördes på samma gårdspår fast på andra skiften efter skörd år 2022 (Kihlstrand & Frisk 2023). Eftersom det statistiskt sett endast genomfördes en upprepning per gård, gick det inte att utföra någon statistisk analys och avgöra om resultaten var signifikant skilda från varandra. Således, gick det inte dra en slutsats utifrån resultatet att reducerat odlingsystem kräver ett

mindre dragkraftsbehov, utan endast visuellt se en tendens. Andra studier har dock visat att reducerad bearbetning på sikt kan kräva ett mindre dragkraftsbehov (Melander et al. 2013).

Mätningen att vattenhalt skedde vid något fuktiga förhållanden. På bägge djupen var vattenhalten i genomsnitt högre i det plöjda systemet. Men då det endast fanns en upprepning per skifte, fanns där ingen signifikant skillnad mellan odlingssystemen, utan det kunde endast iakttas en visuell tendens. Skillnaden i vattenhalt kan ha berott på lerhalten som var högre i det konventionella odlingssystemet, vilket kan ha varit bidragande till att vattenhalten var högre där än i det reducerade odlingssystemet eftersom högre lerhalt kan ge en bättre vattenhållande förmåga.

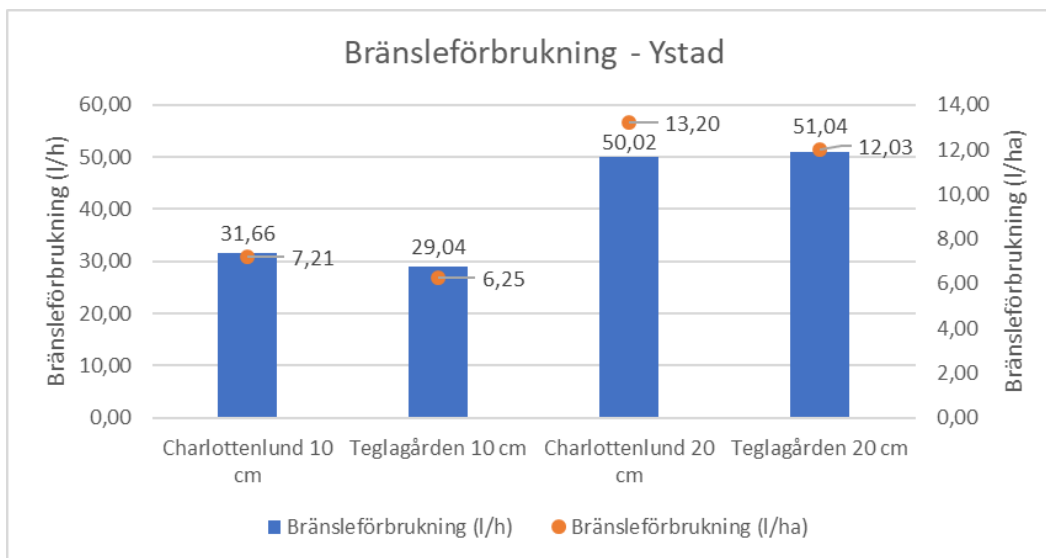
#### 4.5.2 Ystad

Resultaten från dragkraftsmätningen hos pargårdarna i Ystad, visade visuellt på ett högre dragkraftsbehov och vattenhalt oavsett djup i det reducerade odlingssystemet (figur 38). Bränsleförbrukningen var mer snarlik mellan gårdarna, men hade något högre värde i det reducerade odlingssystemet på bägge mätparametrarna oavsett djup (figur 39). Resultaten från mätningarna var inte signifikant skilda från varandra avseende odlingssystemen.



Figur 38: Dragkraftsmätningar (kN) och vattenhaltsmätningar (volym%) på djupen 10 cm och 20 cm i Ystadparen. Mätvärdena är ett medelvärde av 2 observationer från dragkraftsmätningen respektive 10 observationer ifrån vattenhaltsmätningen. Ingen signifikant skillnad förelåg mellan gårdarna.





Figur 39: Bränsleförbrukning per timme (l/h) och per hektar (l/ha) vid djupen 10 cm och 20 cm. Staplarna visar medelvärdet för bränsleförbrukning (l/h), och punkterna bränsleförbrukning (l/ha). Resultaten var inte signifikant skilda från varandra.

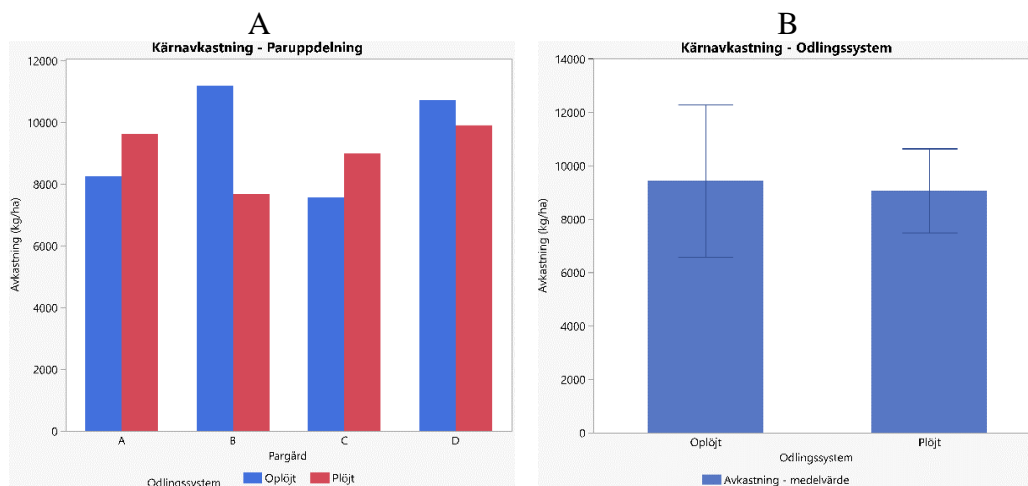
Även hos Ystadparet skiljde sig resultatet år 2023 något från motsvarande mätningar som genomfördes efter skörd år 2022 (Kihlstrand & Frisk 2023). Eftersom det även här endast fanns ett medelvärde per fält, gick det inte att göra en statistisk analys och dra slutsatser kring om det ena odlingsystemet genererade ett lägre dragkraftsbehov och minskad bränsleförbrukning än det andra. Hos Ystadparet fanns även en varierande topografi som kan ha påverkat resultatet och bränsleförbrukningen.

Även för vattenhalten fanns det endast en upprepning per skifte, så det gick inte att göra en statistisk analys men visuellt (figur 38) var vattenhalten genomsnittligt något högre i det reducerade odlingsystemet vilket stämmer överens med andra studier att reducerad bearbetning kan resultera i en bättre vattenhållande förmåga (Lal 2020). Även här kan lerhalten haft en påverkan på resultatet, eftersom skiftet på Charlottenlund i genomsnitt hade en högre lerhalt än skiftet på Teglagården. Om lerhalten hade varit densamma så bör en högre vattenhalt ge ett lägre dragkraftsbehov men så var inte fallet i någon av parjämförelserna vilket antyder att det kanske var lerhalten som gav upphov till de visuella skillnaderna.

## 4.6 Avkastning

Resultatet från skördemätningarna på samtliga fält visade att fälten med reducerad bearbetning i snitt avkastade 9420 kg/ha, medan konventionellt odlingsystem avkastade 9060 kg/ha. Dock var skördenivåerna inte signifikant skilda från varandra (figur 40). I en jämförelse inom paret var det för 2 av paren reducerat

odlingssystem som avkastade bättre än konventionellt, medan i de andra 2 av paren avkastade det konventionella odlingssystemet bättre än det reducerade. Högst avkastning hade Charlottenlund (par B icke plöjt) med sorten *Etana*, medan Teglagården (par B plöjt) och Härslövs Boställe (par C icke plöjt) som bägge odlade sorten *KWS Kerrin* ha lägst avkastning.



Figur 40: Kärnavkastning (kg/ha) för höstvetete med parjämförelse (A) samt jämförelse mellan odlingssystemen (B). Resultat från samtliga fält. Ingen signifikant skillnad på avkastning finns mellan odlingssystemen. Felstaplarna (B) visar ett 95 % konfidensintervall.

I denna studie fanns ingen signifikant skillnad mellan odlingssystemen baserat på kärnavkastning. Visuellt hade reducerat odlingssystem en högre kärnavkastning vilket inte stämde överens mot andra studier där avkastningen har visat sig minska i reducerat odlingssystem (Pittelkow et al. 2015; Büchi et al. 2019). Troligtvis berodde avkastningen i denna studie (år 2023) snarare på vädrets- och skiftets förutsättningar som spelar stor roll för avkastningen (Arvidsson et al. 2014). Vad som orsakade skördevariationerna mellan systemen och inom paren kan ha berott på flera olika faktorer. Dessa är bland annat sortval, såteknik, förfruktseffekt, insatsstrategier som mängd växtnäring och växtskydd under året, odlingssystem och skiftets egenskaper och förutsättningar. Eftersom höstvetesorter och förfrukter skiljde mellan gårdarna, har det inte genomförts någon analys hur avkastningen påverkades av markhälsan och olika markfaktorer. Anledningen till att höstvetesorter och förfrukter inte var desamma i alla fält var att lantbrukarna under odlingsåret haft egen suveränitet över sina insatser i fält utifrån eget intresse och behov, utan att försöken stört deras arbetsmetoder för mycket.

I sortförsök för året 2023 utförda i Skåne, Halland, Öland och Gotland (odlingsområde A + B), visade det sig att sorten *KWS Kerrin* i genomsnitt hade högst kärnavkastning utav de sorter som lantbrukarna odlade under säsongen 2022–2023 (tabell 23) (Sverigeförsöken 2023). Det är raka motsatsen mot 2023 års avkastning i denna studie där *KWS Kerrin* avkastade lägst. En orsak kan vara att *KWS Kerrin* kan ha avkastat bra på platserna i försöket där den odlas samt att där

har funnits fler observationer att tillgå i jämförelsen. Övriga sorter förutom *Etana* i denna studie, hade liksom *KWS Kerrin* ett lägre avkastningsnitt gentemot resultaten i Sverigeförsöken (2023), vilket kan ha berott på den torra våren och försommaren som rådde på samtliga fyra odlingsplatser. Denna studie byggde endast på 1 upprepning från respektive fält där gödslingsstrategin har varit olika mellan upprepningarna, vilket gjorde det svårt att dra direkta slutsatser på vilket odlingssystem som i längden gynnade avkastningen mest samt hur avkastningsnivån påverkades av sorterna som användes.

Tabell 23: Jämförelse av kärnavkastning i avkastningsförsök i odlingsområde A + B för de sorter lantbrukarna har odlat i studien. Mätarsorten bestod av ett medeltal av de välprovade sorterna *Julius*, *Informer*, *Brons* och *Etana*. Avkastningen är ett medelvärde av odlingsåret 2023. Källa: (Sverigeförsöken 2023)

<b>Kärnavkastning</b>			
<b>Sort</b>	<b>Avkastning (kg/ha)</b>	<b>Relativtal</b>	<b>Antal observationer</b>
Mätarsort	10 858	<u>100</u>	5
KWS Ahoi	10 207	94	5
Kask	11 509	106	5
KWS Kerrin	11 835	109	5
Etana	10 967	101	5
Brons	11 183	103	5

## 4.7 Sammanfattande diskussion

I denna studie fanns inga signifikanta skillnader med avseende på markstruktur, växthusgasemissioner och avkastning som resultat av vilket odlingssystem som pargårdarna bedriver. Istället visade resultaten att effekterna på bland annat markstruktur och växthusgasemissioner påverkades av specifika markfaktorer från lantbrukarnas skiften oberoende av odlingssystem. Mullhalten var den faktor som enligt denna studie hade störst inverkan på markhälsan, då den gynnade aggregatstabilitet och markstrukturstabilitet vilket kan göra marken mer motståndskraftig mot t.ex. kraftig nederbörd. Dessutom kan en högre mullhalt hämma lustgasavgång. Markstrukturstabiliteten i lysimetrarna (mätt som turbiditet i lakvattnet vid regnsimulering) gynnades även av en lägre skrymdensitet och bättre vattenhållande förmåga (högre vattenhalt efter regnsimulering) vilka är indikatorer för en god markstruktur. (Franzluebbers 2002; Shah et al. 2017; Lal 2020; Cotrufo & Lavalley 2022). Den bättre markstrukturen kan minska risken för lustgasavgång till atmosfären, särskilt om marken utsätts för kraftig nederbörd.

Mullhalt i jordbruksmark byggs enklast upp genom att lämna kvar skörderester och låta dem omsättas i markprofilen för att bygga upp kolförrådet, och samtidigt

kunna hämma netto-försurning i marken (Bronick & Lal 2005; Yang et al. 2020; Cotrufo & Lavallee 2022). En alternativ metod kan vara att introducera mellangrödor i växtföljden (Aronsson et al. 2023) för att bygga upp mullhalten som kompensation i de fall då skörderester förs bort från skiftet. Mullhalt har dock enligt studier inte alltid visat sig vara positivt korrelerad med avkastningen, men det är oklart vad för mekanism som orsakar korrelationen (Oelofse et al. 2015; Kirchmann et al. 2020). Enligt Kirchmann et al. (2020), kan korrelationen möjligen kopplas till att ökad mullhalt kan generera ett lägre pH, som i sin tur påverkar avkastningen negativt. I denna studie var det svårt att analysera avkastningen påverkat av mullhalt på grund av att flera olika höstvetesorter förekom i studien.

Gårdarna i denna pargårdsstudie hade under växtodlingsåret en egen suveränitet i beslut vad gäller odlingsstrategier och insatser på försöksfälten. Hos de konventionella lantbrukarna (2 av 4 gårdar) plöjs årligen endast ca 50 % av deras respektive totala areal vilket gör att skillnaden gentemot de reducerade systemen inte blev så stor. De alternativa bearbetningsmetoderna var inte enhetliga utan bearbetningen kan ha skett med olika sorters bearbetningsredskap och till olika arbetsdjup. Detta har lett till att det uppstått en del tendenser till felkällor i jämförelsen mellan odlingssystemen, som således gör det mycket svårt att kunna dra en konkret slutsats i frågan om vilket odlingssystem som gynnar markhälsan bäst. I denna studie har det förekommit fyra upprepningar som har möjliggjort en statistisk analys på odlingssystemens effekter. Men eftersom där inte fanns någon signifikant skillnad, bör fler par inkluderas, såsom fler gårdar på fler platser, eller fler skiften på respektive gård.

Fördelen med att låta lantbrukarnas egen suveränitet råda i besluten gällande odlingssystemens utformning är att resultaten i denna studie kan i hög grad tillämpas i praktiken och också gett ett brett perspektiv på hur strategier kan skiljas åt mellan olika lantbrukare. På så sätt, även visat på att markhälsa snarare kan gynnas av andra faktorer utifrån markens förutsättningar och topografi på en specifik plats än just valet av ett specifikt odlingssystem i sitt lantbruk.

## 5. Slutsatser

Resultaten i denna studie med fyra upprepade pargårdsjämförelser visade att man inte direkt kunde se vilket odlingssystem som gynnar markstruktur, växthusgasemissioner och avkastning bäst, utan mycket snarare påverkas av odlarberoende markfaktorer som inte är specifika för ett visst odlingssystem att ta hänsyn till. Då bearbetningsmetoderna med olika redskap, och plöjningsintensiteten har skiljt sig åt hos respektive upprepande par, kan det ha påverkat resultatet i studien.

I denna studie visade det sig att markstruktur och växthusgasemissioner snarare kan påverkas av specifika markfaktorer i skiftet än valet av odlingssystem. Av de markegenskaper som mättes visade det sig att lägre skrymdensitet samt högre mullhalt och vattenhållande förmåga var de viktigaste indikatorerna för bättre markhälsa, eftersom de hade störst inverkan på aggregat- och markstrukturabilitet samt lustgasflöde till atmosfären.

Valet av odlingssystem är en komplex fråga. Hur lantbrukaren hanterar sin jord, oberoende av odlingssystem, är avgörande för markhälsan. Även om denna studie hade fyra parjämförelser, är det angeläget att vid fortsatta studier ha fler upprepningar med antingen fler pargårdar eller fler upprepande skiften på respektive gård som kan ge ett mer säkrare resultat om nu valet av odlingssystem kan ha betydelse. För att kunna analysera hur avkastningen påverkas av markhälsan, är det angeläget att ha samma förfrukt och samma sort av de referensgröda som odlas inom respektive upprepning.

## Referenser

- Abdalla, M., Hastings, A., Helmy, M., Prescher, A., Osborne, B., Lanigan, G., Forristal, D., Killi, D., Maratha, P., Williams, M., Rueangritsarakul, K., Smith, P., Nolan, P. & Jones, M.B. (2014). Assessing the combined use of reduced tillage and cover crops for mitigating greenhouse gas emissions from arable ecosystem. *Geoderma*, 223–225, 9–20. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.030>
- Amézketa, E. (1999). Soil Aggregate Stability: A Review. *Journal of Sustainable Agriculture*, 14 (2–3), 83–151. [https://doi.org/10.1300/J064v14n02\\_08](https://doi.org/10.1300/J064v14n02_08)
- Aronsson, H., Ernfors, M., Kätterer, T., Bolinder, M., Svensson, S.-E., Hansson, D., Prade, T. & Bergkvist, G. (2023). Mellangrödor i växtföljden - för kolinlagring och effektivt kväveutnyttjande. *Ekohydrologi*, (179). <https://res.slu.se/id/publ/122050> [2024-01-22]
- Arvidsson, J., Etana, A. & Rydberg, T. (2014). Crop yield in Swedish experiments with shallow tillage and no-tillage 1983–2012. *European Journal of Agronomy*, 52, 307–315. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.08.002>
- Bajwa, A.A. (2014). Sustainable weed management in conservation agriculture. *Crop Protection*, 65, 105–113. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2014.07.014>
- Ball, B.C. (2013). Soil structure and greenhouse gas emissions: a synthesis of 20 years of experimentation. *European Journal of Soil Science*, 64 (3), 357–373. <https://doi.org/10.1111/ejss.12013>
- Batey, T. (2009). Soil compaction and soil management – a review. *Soil Use and Management*, 25 (4), 335–345. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2009.00236.x>
- Benbi, D.K. (2013). Greenhouse Gas Emissions from Agricultural Soils: Sources and Mitigation Potential. *Journal of Crop Improvement*, 27 (6), 752–772. <https://doi.org/10.1080/15427528.2013.845054>
- Berglund, K. (2008). ”Markstrukturtest i fält” beskrivning och instruktioner. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. Institutionen för markvetenskap, Avdelningen för hydroteknik, Rapport 8
- Bindraban, P.S., van der Velde, M., Ye, L., van den Berg, M., Materechera, S., Kiba, D.I., Tamene, L., Ragnarsdóttir, K.V., Jongschaap, R., Hoogmoed, M., Hoogmoed, W., van Beek, C. & van Lynden, G. (2012). Assessing the impact of soil degradation on food production. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4 (5), 478–488. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.09.015>
- Brevik, E.C. & Sauer, T.J. (2015). The past, present, and future of soils and human health studies. *SOIL*, 1 (1), 35–46. <https://doi.org/10.5194/soil-1-35-2015>
- Brisson, N., Gate, P., Gouache, D., Charmet, G., Oury, F.-X. & Huard, F. (2010). Why are wheat yields stagnating in Europe? A comprehensive data analysis for France. *Field Crops Research*, 119 (1), 201–212. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2010.07.012>
- Bronick, C.J. & Lal, R. (2005). Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124 (1), 3–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>

- Büchi, L., Georges, F., Walder, F., Banerjee, S., Keller, T., Six, J., van der Heijden, M. & Charles, R. (2019). Potential of indicators to unveil the hidden side of cropping system classification: Differences and similarities in cropping practices between conventional, no-till and organic systems. *European Journal of Agronomy*, 109, 125920. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2019.125920>
- Cannell, R.Q. (1985). Reduced tillage in north-west Europe—A review. *Soil and Tillage Research*, 5 (2), 129–177. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(85\)90028-5](https://doi.org/10.1016/0167-1987(85)90028-5)
- Capowiez, Y., Sammartino, S., Keller, T. & Bottinelli, N. (2021). Decreased burrowing activity of endogeic earthworms and effects on water infiltration in response to an increase in soil bulk density. *Pedobiologia*, 85–86, 150728. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2021.150728>
- Cardoso, E.J.B.N., Vasconcellos, R.L.F., Bini, D., Miyauchi, M.Y.H., Santos, C.A. dos, Alves, P.R.L., Paula, A.M. de, Nakatani, A.S., Pereira, J. de M. & Nogueira, M.A. (2013). Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? *Scientia Agricola*, 70, 274–289. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162013000400009>
- Chan, K.Y. (2001). An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and diversity — implications for functioning in soils. *Soil and Tillage Research*, 57 (4), 179–191. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00173-2](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00173-2)
- Cotrufo, M.F. & Lavelle, J.M. (2022). Chapter One - Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. I: Sparks, D.L. (red.) *Advances in Agronomy*. Academic Press. 1–66. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2021.11.002>
- Doran, J.W. & Zeiss, M.R. (2000). Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15 (1), 3–11. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00067-6](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00067-6)
- van Es, H.M. & Karlen, D.L. (2019). Reanalysis Validates Soil Health Indicator Sensitivity and Correlation with Long-term Crop Yields. *Soil Science Society of America Journal*, 83 (3), 721–732. <https://doi.org/10.2136/sssaj2018.09.0338>
- Etana, A., Rydberg, T. & Arvidsson, J. (2009). Readily dispersible clay and particle transport in five Swedish soils under long-term shallow tillage and mouldboard ploughing. *Soil and Tillage Research*, 106 (1), 79–84. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.09.016>
- EU (2023). *Proposal for a Directive on Soil Monitoring and Resilience - European Commission*. [https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-directive-soil-monitoring-and-resilience\\_en](https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-directive-soil-monitoring-and-resilience_en) [2024-02-22]
- Franzluebbers, A.J. (2002). Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. *Soil and Tillage Research*, 66 (2), 197–205. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00027-2](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00027-2)
- Haynes, R.J. & Naidu, R. (1998). Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51 (2), 123–137. <https://doi.org/10.1023/A:1009738307837>
- Hobbs, P.R., Sayre, K. & Gupta, R. (2007). The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363 (1491), 543–555. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2169>
- Ingram, J. (2010). Technical and Social Dimensions of Farmer Learning: An Analysis of the Emergence of Reduced Tillage Systems in England. *Journal*

- of *Sustainable Agriculture*, 34 (2), 183–201.  
<https://doi.org/10.1080/10440040903482589>
- Jordbruksverket (2022). *Åkermarkens användning och antal företag med åkermark efter Län, Gröda, Variabel och År. PxWeb*.  
[https://statistik.sjv.se/PXWeb/pxweb/sv/Jordbruksverkets%20statistikdatabas/Jordbruksverkets%20statistikdatabas\\_\\_Arealer\\_\\_1%20Riket%201%20c3%20a4n%20kommun/JO0104B1.px/table/tableViewLayout1/?rxid=5adf4929-f548-4f27-9bc9-78e127837625](https://statistik.sjv.se/PXWeb/pxweb/sv/Jordbruksverkets%20statistikdatabas/Jordbruksverkets%20statistikdatabas__Arealer__1%20Riket%201%20c3%20a4n%20kommun/JO0104B1.px/table/tableViewLayout1/?rxid=5adf4929-f548-4f27-9bc9-78e127837625) [2024-01-24]
- Jordbruksverket (2024). *Rekommendationer för gödsling och kalkning 2024*.  
<https://webbutiken.jordbruksverket.se/sv/artiklar/jo219.html> [2024-01-30]
- Karlen, D.L. & Rice, C.W. (2015). Soil Degradation: Will Humankind Ever Learn? *Sustainability*, 7 (9), 12490–12501. <https://doi.org/10.3390/su70912490>
- Kassam, A., Friedrich, T. & Derpsch, R. (2019). Global spread of Conservation Agriculture. *International Journal of Environmental Studies*, 76 (1), 29–51.  
<https://doi.org/10.1080/00207233.2018.1494927>
- van Kessel, C., Venterea, R., Six, J., Adviento-Borbe, M.A., Linnquist, B. & van Groenigen, K.J. (2013). Climate, duration, and N placement determine N<sub>2</sub>O emissions in reduced tillage systems: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 19 (1), 33–44. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02779.x>
- Kibblewhite, M. g, Ritz, K. & Swift, M. j (2007). Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363 (1492), 685–701. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2178>
- Kihlstrand, C. & Frisk, L. (2023). *Effekt av olika odlingssystem på markstruktur och avkastning: pargårdsstudie i Skåne*. Självständigt arbete, Grundnivå, G2E. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för mark och miljö. Agronom - Mark/Växt. <https://stud.epsilon.slu.se/19343/>
- Kirchmann, H., Börjesson, G., Bolinder, M.A., Kätterer, T. & Djodjic, F. (2020). Soil properties currently limiting crop yields in Swedish agriculture – An analysis of 90 yield survey districts and 10 long-term field experiments. *European Journal of Agronomy*, 120, 126132.  
<https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126132>
- Kladivko, E.J. (2001). Tillage systems and soil ecology. *Soil and Tillage Research*, 61 (1), 61–76. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00179-9](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00179-9)
- Koudahe, K., Allen, S.C. & Djaman, K. (2022). Critical review of the impact of cover crops on soil properties. *International Soil and Water Conservation Research*, 10 (3), 343–354. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2022.03.003>
- Kristensen, K., Schelde, K. & Olesen, J.E. (2011). Winter wheat yield response to climate variability in Denmark. *The Journal of Agricultural Science*, 149 (1), 33–47. <https://doi.org/10.1017/S0021859610000675>
- Kuipers, H. (1991). Agronomic aspects of ploughing and non-ploughing. *Soil and Tillage Research*, 21 (1), 167–176. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(91\)90016-Q](https://doi.org/10.1016/0167-1987(91)90016-Q)
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123 (1), 1–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>
- Lal, R. (2009). Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European Journal of Soil Science*, 60 (2), 158–169.  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01114.x>
- Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. *Food and Energy Security*, 5 (4), 212–222. <https://doi.org/10.1002/fes3.96>
- Lal, R. (2020). Soil organic matter and water retention. *Agronomy Journal*, 112 (5), 3265–3277. <https://doi.org/10.1002/agj2.20282>
- Lantmet (2023). *Lantmet - Väder och prognoser*.  
<https://www.ffe.slu.se/lm/LMHome.cfm?LMSUB=1> [2024-01-23]
- Ljung, G. (1987). *Mekanisk analys: beskrivning av en rationell metod för jordartsbestämning*. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. Institutionen



- för markvetenskap, Avdelningen för lantbrukets hydroteknik, Avdelningsmeddelande 87:2.  
<https://publications.slu.se/?file=publ/show&id=30524>
- Lokupitiya, E. & Paustian, K. (2006). Agricultural Soil Greenhouse Gas Emissions. *Journal of Environmental Quality*, 35 (4), 1413–1427. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0157>
- Mangalassery, S., Sjögersten, S., Sparkes, D.L., Sturrock, C.J. & Mooney, S.J. (2013). The effect of soil aggregate size on pore structure and its consequence on emission of greenhouse gases. *Soil and Tillage Research*, 132, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.05.003>
- McKenzie, B.M., Kühner, S., MacKenzie, K., Peth, S. & Horn, R. (2009). Soil compaction by uniaxial loading and the survival of the earthworm *Aporrectodea caliginosa*. *Soil and Tillage Research*, 104 (2), 320–323. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.04.004>
- Melander, B., Munier-Jolain, N., Charles, R., Wirth, J., Schwarz, J., Weide, R. van der, Bonin, L., Jensen, P.K. & Kudsk, P. (2013). European Perspectives on the Adoption of Nonchemical Weed Management in Reduced-Tillage Systems for Arable Crops. *Weed Technology*, 27 (1), 231–240. <https://doi.org/10.1614/WT-D-12-00066.1>
- Muhammad, I., Sainju, U.M., Zhao, F., Khan, A., Ghimire, R., Fu, X. & Wang, J. (2019). Regulation of soil CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions by cover crops: A meta-analysis. *Soil and Tillage Research*, 192, 103–112. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.04.020>
- NASA (u.å.). *POWER | Data Access Viewer*. <https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/> [2024-01-23]
- Oelofse, M., Markussen, B., Knudsen, L., Schelde, K., Olesen, J.E., Jensen, L.S. & Bruun, S. (2015). Do soil organic carbon levels affect potential yields and nitrogen use efficiency? An analysis of winter wheat and spring barley field trials. *European Journal of Agronomy*, 66, 62–73. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.02.009>
- Oertel, C., Matschullat, J., Zurba, K., Zimmermann, F. & Erasmí, S. (2016). Greenhouse gas emissions from soils—A review. *Geochemistry*, 76 (3), 327–352. <https://doi.org/10.1016/j.chemer.2016.04.002>
- Palm, C., Blanco-Canqui, H., DeClerck, F., Gatere, L. & Grace, P. (2014). Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 187, 87–105. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.010>
- Patel, R. (2013). The Long Green Revolution. *The Journal of Peasant Studies*, 40 (1), 1–63. <https://doi.org/10.1080/03066150.2012.719224>
- Pittelkow, C.M., Liang, X., Linquist, B.A., van Groenigen, K.J., Lee, J., Lundy, M.E., van Gestel, N., Six, J., Venterea, R.T. & van Kessel, C. (2015). Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature*, 517 (7534), 365–368. <https://doi.org/10.1038/nature13809>
- Rengel, Z. (2011). Soil pH, Soil Health and Climate Change. I: Singh, B.P., Cowie, A.L., & Chan, K.Y. (red.) *Soil Health and Climate Change*. Springer. 69–85. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-20256-8\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-642-20256-8_4)
- Shah, A.N., Tanveer, M., Shahzad, B., Yang, G., Fahad, S., Ali, S., Bukhari, M.A., Tung, S.A., Hafeez, A. & Souliyanonh, B. (2017). Soil compaction effects on soil health and cropproductivity: an overview. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (11), 10056–10067. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8421-y>
- Sharma, P., Singh, A., Kahlon, C.S., Brar, A.S., Grover, K.K., Dia, M. & Steiner, R.L. (2018). The Role of Cover Crops towards Sustainable Soil Health and

- Agriculture—A Review Paper. *American Journal of Plant Sciences*, 9 (9), 1935–1951. <https://doi.org/10.4236/ajps.2018.99140>
- SMHI (2023). *Ladda ner meteorologiska observationer | SMHI*. <https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer#param=airtemperatureInstant,stations=all> [2024-01-05]
- Stošić, M., Ivezić, V. & Tadić, V. (2021). Tillage systems as a function of greenhouse gas (GHG) emission and fuel consumption mitigation. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (13), 16492–16503. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-12211-y>
- Sverigeförsöken (2023). *Sverigeförsöken*. <https://sverigeforsoken.se/trialbook> [2024-02-15]
- Sveriges geologiska undersökning (2023a). *SGUs Bergkartvisare*. <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-berg-50-250-tusen.html> [2024-01-05]
- Sveriges geologiska undersökning (2023b). *SGUs Jordkartvisare*. <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100.html> [2024-01-05]
- Tabatabaefar, A., Emamzadeh, H., Varnamkhasti, M.G., Rahimizadeh, R. & Karimi, M. (2009). Comparison of energy of tillage systems in wheat production. *Energy*, 34 (1), 41–45. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2008.09.023>
- Unger, P.W. & McCalla, T.M. (1980). Conservation Tillage Systems I | Contribution from Agricultural Research, Science and Education Administration, U.S. Department of Agriculture, in cooperation with the Texas and Nebraska Agricultural Experiment Stations. I: Brady, N.C. (red.) *Advances in Agronomy*. Academic Press. 1–58. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60163-7](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60163-7)
- Virk, A.L., Liu, W.-S., Chen, Z., N'Dri Bohoussou, Y., Cheema, M.A., Khan, K.S., Zhao, X. & Zhang, H.-L. (2022). Effects of different tillage systems and cropping sequences on soil physicochemical properties and greenhouse gas emissions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 335, 108010. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108010>
- Williams, H., Colombi, T. & Keller, T. (2020). The influence of soil management on soil health: An on-farm study in southern Sweden. *Geoderma*, 360, 114010. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114010>
- Woźniak, A. & Rachoń, L. (2020). Effect of Tillage Systems on the Yield and Quality of Winter Wheat Grain and Soil Properties. *Agriculture*, 10 (9), 405. <https://doi.org/10.3390/agriculture10090405>
- Yang, T., Siddique, K.H.M. & Liu, K. (2020). Cropping systems in agriculture and their impact on soil health-A review. *Global Ecology and Conservation*, 23, e01118. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01118>

## Populärvetenskaplig sammanfattning

Jordbruksmarken spelar en mycket viktig roll för mänskligheten genom biomassaproduktion till bland annat livsmedel för human konsumtion. Under 1900-talet har lantbruket genomgått en stor revolution, där bland annat framgångsrik forskning och teknikutveckling som växtförädling, växtskyddsmedel och gödselmedel har ökat skördarna på bland annat höstveten exceptionellt mycket. Under de senaste decennierna har skördeökningarna dock planat ut. Det beror till en del på rådande klimatförändringar, men även försämring av markens kvalitet där bland annat erosion, intensiv jordbearbetning och markpackning har visat sig hämma markens förmåga att vara långsiktigt produktiv för lantbruket. Jordar med bra markhälsa som är långsiktigt produktiva kännetecknas av många ekosystemtjänster såsom god näringsomsättning, vatteninfiltration, gasutbyte, biologisk mångfald, hög förekomst av dagmaskar samt, stor kolinlagring som tillsammans bygger upp jordbruksmarkens produktionsförmåga. Hur markhälsans status ser ut på en specifik plats kan mätas med en rad olika indikatorer som beskriver markens biologiska, kemiska och fysikaliska egenskaper.

Syftet med denna studie var att med hjälp av olika mätindikatorer analysera hur markstruktur, växthusgasemissioner och avkastning på höstveten påverkas vid tillämpning av olika odlingssystem. På fyra platser i Skåne valdes fyra gårdspår ut. Gårdarna i respektive par låg geografiskt nära varandra och kunde därmed antas utsättas för liknande väderförhållanden samt ha liknande jordarter. Den ena gården i paret tillämpade ett konventionellt bearbetningssystem där bearbetning med plog förekom, vilket innebär att ovanjordiska skörderester helt vänds ner i markjorden till ca 20 cm djup. Medan den andra gården i paret tillämpade ett alternativt bearbetningssystem med mindre intensiv bearbetning, där skörderesterna istället blandas med jorden till ett grundare djup med hjälp av kultivator bestående av antingen styva pinnar eller tallrikar. På respektive gård genomfördes fältstudier för att analysera olika indikatorer för markhälsa både i fält och i laboratorium. Egenskaper som studerades var bedömning av markprofilen som växtplats, markvattenhalt, elektrisk konduktivitet, mullhalt, markens pH, vatteninfiltration, aggregatstabilitet, markstrukturstabilitet, växthusgasemissioner, dragkraftsbehov samt avkastning.

Resultatet visade genom en statistisk analys att där inte fanns någon signifikant skillnad som talade för att det ena odlingssystemet var bättre än det andra för

markhälsan. Istället visade resultatet att markhälsan snarare påverkades av förutsättningar i marken som lantbrukare själv kan bygga upp i sin mark. Markeegenskaper som hade störst påverkan på markhälsan var mullhalten, som är ett mått på mängden organiskt material i markprofilen, och markens skrymdensitet där högre densitet tyder på att marken är mer packad. Att resultatet inte visade någon skillnad mellan odlingssystemen kan ha berott på att gårdarna under odlingsåret inte hade strikta regler som de fick följa utan fattade egna beslut för strategier och insatser på försöksfälten. Hur lantbrukaren hanterade sin jord, oberoende av odlingssystem, var avgörande för markhälsan. Eftersom deras metoder har skiljt sig åt även inom de olika odlingssystemen, kan det ha påverkat resultatet och bidragit till att vi inte kunde se någon skillnad mellan systemens effekter på markhälsan.

Sammanfattningsvis visar denna studie att det är svårt att analysera och bedöma hur olika odlingssystem påverkar markhälsan när gårdarna har fått fatta egna beslut kring strategier och insatser i fält. Studien visade att viktiga indikatorer för en god markhälsa och minimerad växthusgasavgång är en god markstruktur som man kan uppnå genom att sträva efter en hög mullhalt samt att undvika markpackning. På alla fält som ingick i studien odlades höstvetete för att kunna jämföra avkastningsnivåerna. För att kunna studera hur avkastningen påverkas av markhälsan, bör samtliga gårdar som ingår i en studie odla samma sort (av t.ex. höstvetete) vilket tyvärr inte var fallet i denna studie. Man bör dessutom odla identisk gröda före huvudgrödan (höstvetete) eftersom olika grödor kan ge olika god effekt till nästkommande gröda. Oavsett så är det framöver fortsatt intressant att utvärdera hur olika odlingssystem påverkar markstruktur, växthusgasemissioner och avkastning. Att inkludera fler gårdspår eller fler fält hos de gårdar som ingår i studien, bidrar till fler upprepningar och kan ge säkrare resultat.

# Tack

Ett stort tack vill jag främst rikta till min huvudhandledare Örjan Berglund samt mina biträdande handledare Kerstin Berglund och Jens Blomquist, Agraria Ord & Jord. Tack för all handledning i fält samt under skrivprocessen. Tack till Lars Wiik på Hushållningssällskapet Skåne som finansiellt gjorde det möjligt att utföra skördemätningar hos gårdsparen i Landskrona som stärkte värdet i detta examensarbete. Tack till Judith Schubert och Francesco Bergese för all praktisk hjälp i laboratoriet. Tack även till Johannes Forkmann på SLU Fältforsk för all hjälp med den statistiska analysen i både vägledning, utförande och tolkning. Avslutningsvis vill jag självklart tacka de lantbrukare som har ställt upp i studien. Tack för att ni har ställt upp på intervjuer, delat med sig av erfarenheter samt praktisk hjälp i fält när det har behövts. Samtliga har varit starkt bidragande till att ro detta examensarbete i hamn.

# Bilaga 1

Sammanställning av frågorna från markvårdsapplikationen ”Hur mår min jord?” som användes i samband med intervju med lantbrukarna.

Test 1 *Allmänna frågor om skiftet*

1. Är det lätt att bearbeta jorden?
  - a. Svårbearbetad jord som kräver många överfarter. Stort dragkraftsbehov.
  - b. Jordbearbetningen kräver ibland många överfarter. Relativt stort dragkraftsbehov.
  - c. Lättbearbetad jord, litet dragkraftsbehov.
  
2. Är grödans etablering god?
  - a. Ojämn uppkomst och luckiga bestånd.
  - b. Något ojämn uppkomst och etablering av grödan.
  - c. Jämn och snabb uppkomst. Jämnhöga bestånd.
  
3. Är grödan frisk och frodig och konkurrerar väl med ogräsen?
  - a. Hämmad tillväxt, missfärgning, eller stora ogräsproblem.
  - b. Något ojämn tillväxt, lite missfärgning, eller vissa ogräsproblem.
  - c. Frisk och frodig gröda, och mycket små ogräsproblem.
  
4. Infiltrerar vatten snabbt?
  - a. Stående vatten kvar länge efter kraftiga regn eller bevattning.
  - b. Vattnet rinner undan sakta, lite pölar.
  - c. Vanligen inget vatten stående kvar efter kraftiga regn eller bevattning.
  
5. Förekommer skorpbildning?
  - a. Skorpa bildas ofta, även efter lätta regn.
  - b. Skorpa förekommer ibland, särskilt efter kraftigt regn eller bevattning.
  - c. Skorpa bildas aldrig.
  
6. Är skördenivåerna stabila?
  - a. Stor skördevariation inom fältet och mellan åren.
  - b. Viss skördevariation inom fältet och mellan år.
  - c. Jämna och – för området och jordarten – goda skördar.

## Bilaga 2

Samband mellan EC i lakvattnet från lysimetrarna och olika markfaktorer (tabell 24).

Tabell 24: Hur EC i lakvattnet från samtliga lysimetrar sammantaget påverkas av olika markfaktorer. Signifikans föreligger när  $p < 0,05$ . Vattenhalten (VH) i vikt% är ett mått efter två regnsimuleringar. Vattenhalt, glödningsförlust och pH är ett medelvärde från jordprover på 0–5, samt 10–15 cm djup i lysimetern.  $R^2$ -värdet anger hur stor del av variationen i den beroende variabeln (y) som kan förklaras av variationer i den oberoende variabeln (x). Skrymd. = torr skrymdensitet, Glf = glödningsförlust.

EC (y) påverkas av (x)	Regnsimulering	$y = kx+m$	$R^2$ -värde	p-värde
Skrymd.	Första	$y = -1230X+1942$	0,52	0,0425*
Lerhalt	Första	$y = -26,96X+828,88$	0,40	0,0934
pH	Första	$y = 296,5X - 1496$	0,36	0,1131
VH (vikt%)	Första	$y = 38,14X - 597,1$	0,34	0,1267
Glf	Första	$y = 84,35X - 37,08$	0,10	0,4358
Skrymd.	Andra	$y = -570,2X+910,7$	0,38	0,1025
Lerhalt	Andra	$y = -9,89X+346,79$	0,18	0,2920
pH	Andra	$y = 169,2X-878,3$	0,40	0,0909
VH (vikt%)	Andra	$y = 18,18X-278,5$	0,27	0,1914
Glf	Andra	$y = 52,24X-64,42$	0,14	0,3693

## Bilaga 3

Samband mellan CO<sub>2</sub>-flöden från lysimetrarna baserat på olika markfaktorer (tabell 25).

Tabell 25: Hur olika markfaktorer påverkar koldioxidflöden (CO<sub>2</sub>) från samtliga lysimetrar med jord i ostörd lagring baserat på mätningar före eller efter regnsimulering. Ingen signifikant påverkan på CO<sub>2</sub> flöden fanns för någon av parametrarna. Vattenhalten (VH) i vikt% är mätt efter två regnsimuleringar. Vattenhalt, glödgningsförlust och pH är ett medelvärde från jordprover på 0–5, samt 10–15 cm djup i lysimetern. R<sup>2</sup>-värdet anger hur stor del av variationen i den beroende variabeln (y) som kan förklaras av variationer i den oberoende variabeln (x). Skrymd. = torr skrymdensitet, Glf = glödgningsförlust

CO <sub>2</sub> -flödet (y) påverkas av (x)	Regnsimulering	y = kx+m	R <sup>2</sup> -värde	p-värde
Skrymd.	Före	y = -167,0X+341,3	0,02	0,7229
Lerhalt	Före	y = -6,27X+238,3	0,05	0,5932
pH	Före	y = 40,37X-126,0	0,02	0,7670
VH (vikt%)	Före	y = 2,93X+51,58	0,004	0,8714
Glf	Före	y = -19,74X+209,8	0,01	0,7856
Turbiditet	Före	y = -0,03X+140,7	0,03	0,6674
Skrymd.	Efter	y = -224,0X+384,6	0,09	0,4665
Lerhalt	Efter	y = -7,38X+227,3	0,16	0,3306
pH	Efter	y = -23,25+235,2	0,01	0,7978
VH (vikt%)	Efter	y = 3,54X+5,36	0,02	0,7682
Glf	Efter	y = 9,85X+48,43	0,01	0,8385
Turbiditet	Efter	y = 0,04X+65,42	0,10	0,4560



## Bilaga 4

Samband mellan CH<sub>4</sub>-flöden från lysimetrarna baserat på olika markfaktorer (tabell 26).

Tabell 26: Hur olika markfaktorer påverkar metanflöden (CH<sub>4</sub>) från samtliga lysimetrar med jord i ostörd lagring baserat på mätningar före eller efter regnsimulering. Signifikans föreligger när p-värdet <0,05. Vattenhalten (VH) i vikt% är mätt efter två regnsimuleringar. Vattenhalt, glödgning förlust och pH är ett medelvärde från jordprover på 0–5, samt 10–15 cm djup i lysimetern. R<sup>2</sup>-värdet anger hur stor del av variationen i den beroende variabeln (y) som kan förklaras av variationer i den oberoende variabeln (x). Skrymd. = torr skrymdensitet, Glf = glödgning förlust

CH <sub>4</sub> -flöden (y) påverkas av (x)	Regnsimulering	y = kx+m	R <sup>2</sup> -värde	p-värde
Skrymd.	Före	y = 202,7X-406,2	0,14	0,3560
Lerhalt	Före	y = -0,46X-132,7	0,001	0,9357
pH	Före	y = -15,61X-44,93	0,01	0,8123
VH (vikt%)	Före	y = -9,63X+93,74	0,22	0,2407
Glf	Före	y = -41,82X+42,53	0,26	0,1995
Turbiditet	Före	y = 0,01X-147,8	0,02	0,7397
Skrymd.	Efter	y = 291,6X-578,6	0,28	0,1774
Lerhalt	Efter	y = -1,09X-17 704	0,01	0,8534
pH	Efter	y = -15,82X-99,82	0,01	0,8143
VH (vikt%)	Efter	y = -14,78X+163,2	0,49	0,0526
Glf	Efter	y = -71,44X+116,5	0,71	0,0085*
Turbiditet	Efter	y = 0,05X-230,4	0,27	0,1854

## Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i **JA**, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i **NEJ**, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Även om du inte publicerar fulltexten kommer den arkiveras digitalt. Om fler än en person har skrivit arbetet gäller krysset för samtliga författare. Du hittar en länk till SLU:s publiceringsavtal på den här sidan:

- <https://libanswers.slu.se/sv/faq/228316>.

JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.