

Effekt av biokol i djupströbädd på emission av ammoniak och växthusgaser samt liggbeteende hos köttrasdjur

Effects of biochar in deep straw bedding on emissions of ammonia and greenhouse gases and lying behavior of beef cattle

Anna Jansson



Självständigt arbete • 30 hp

Agronomprogrammet - husdjur

Uppsala 2019

Effekt av biokol i djupströbädd på emission av ammoniak och växthusgaser samt ligg beteende hos kötttrasdjur

Effects of biochar in deep straw bedding on emissions of ammonia and greenhouse gases and lying behavior of beef cattle

Anna Jansson

Handledare:	Elisabet Nadeau, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för husdjurens miljö och hälsa
Bitr. handledare:	Lena Lidfors, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för husdjurens miljö och hälsa
Bitr. handledare:	Knut-Håkan Jeppsson, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för biosystem och teknologi
Examinator:	Katarina Arvidsson Segerkvist, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för husdjurens miljö och hälsa
Omfattning:	30 hp
Nivå och fördjupning:	Avancerad nivå, A2E
Kurstitel:	Självständigt arbete i husdjursvetenskap
Kursansvarig inst.:	Institutionen för husdjursgenetik
Kurskod:	EX0872
Program/utbildning:	Agronomprogrammet - husdjur
Utgivningsort:	Uppsala
Utgivningsår:	2019
Omslagsbild:	Anna Jansson
Elektronisk publicering:	https://stud.epsilon.slu.se
Nyckelord:	inhysning, klimat, koldioxid, köttproduktion, lustgas, metan, nötkreatur, renhet, utsläpp

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för veterinärmedicin och husdjursvetenskap
Institutionen för husdjurens miljö och hälsa

Sammanfattning

Med ett allt mer fokus på klimatet är det viktigt att hitta nya sätt att minska ammoniakemission och utsläpp av växthusgaser till atmosfären. Biokol är en produkt som framförallt har använts som jordförbättrare på grund av dess positiva effekter på kolinlagringen i marken och potentiella skördeökningar. Det finns ett fåtal studier som har undersökt effekterna av tillsättning av biokol ur ett miljöperspektiv men de studier som finns har visat en minskning av kväveläckage samt en betydande minskning av ammoniakemissionen. Det finns i dagsläget inga studier på tillsats av biokol i djupströbädd men biokol har en potential att vara ett tillsätsmedel som kommer få betydelse för konkurrenskraften inom svenskt lantbruk. Det beror på att biokol kan bidra med en minskad ammoniakemission och en minskning av växthusgaserna koldioxid, metan och lustgas. Användning av biokol ger också en möjlighet att ta tillvara på restprodukter, minska transporter och generera en förnybar energiproduktion. Med detta i åtanke, är detta examensarbete inom ett område som behöver studeras och lyftas fram. Försöken genomfördes på Rådde Gård, Långhem, Hushållningssällskapet Sjuhärad. Arbetet ingår som en del i en mer omfattande studie, som förutom emissioner av växthusgaser och ammoniak från djupströbädd även innefattar rötning av djupströbädd i biogasreaktorer.

Syftet med examensarbetet var att undersöka vilka effekter tillsättning av biokol i en djupströbädd faktiskt har. För att studera detta ingick 36 tjurar fördelade på tre grupper; en kontrollgrupp, utan tillsättning av biokol i djupströbädden, en grupp som fick 2,5 % biokol av gödselmängden, och en tredje grupp som hade en tillsats på 5 % biokol av gödselmängden. Mätningarna genomfördes vid sex tillfällen; 12 december 2018, 16 januari, 31 januari, 27 februari, 5 mars och 12 mars 2019. Flera olika undersökningar har under den perioden ingått i arbetet för att få ett omfattande underlag som kan ligga till grund för kommande riktvärde om hur biokol ska användas. Undersökningarna har bestått av mätningar och analyser av pH, torrs substans, temperatur och emissioner av ammoniak och växthusgaser. Eventuell påverkan på tjurarna studerades genom videofilmning av liggtid och direktobservation av tjurarnas renhet. Resultaten visade en stor variation både inom och mellan försöksgrupperna samt mellan försökstillfällena. Slutsatsen är att biokol kan minska ammoniakavgången redan vid tillsättning av 2,5 % biokol i bädden samt att liggtid eller renhet inte skiljde sig åt mellan kontrollgruppen eller biokolgrupperna. Det går inte att dra några konkreta slutsatser från resultatet om hur växthuseffekten påverkas av tillsättning av biokol i djupströbädd.

Nyckelord: inhysning, klimat, koldioxid, köttproduktion, lustgas, metan, nötkreatur, renhet, utsläpp

Abstract

With an increasing focus on climate change in society, it is important to find new ways to reduce the amount of ammonia and greenhouse gas emissions. Biochar is a product that has been used primarily as soil improver due to its positive effects on carbon sequestration and potential yield increase of crops. There are few studies that have examined the effects of the addition of biochar from an environmental perspective, but studies have shown a reduction in nitrogen leakage and a significant reduction of ammonia emission. There is currently no research on the addition of biochar in deep litter beddings, but biochar has the potential to be an additive that will have an impact on the competitiveness of Swedish agriculture. It is because biochar can contribute to a reduced ammonia emission and a reduction of greenhouse gas emissions, such as of carbon dioxide, methane and nitrous oxide. The use of biochar also provides the opportunity to utilize residual products, reduce transport and generate a renewable energy production. This is a graduate work in an area that needs to be studied and highlighted. The experiment was performed at Rådde Gård, Länghem, Hushållnings-sällskapet Sjuhärad. The work is included as a part of a more extensive study, which includes, in addition to ammonia and greenhouse gas emissions from deep litter beds, anaerobic digestion of deep litter beds in biogas reactors.

The purpose of the thesis was to investigate effects of the addition of biochar in a deep-litter bed of long barley straw. To study this, 36 bulls were divided into three groups, one control group, that received no biochar addition in the deep-litter, one group that received 2,5 % biochar of manure amount, and one group that had an additive of 5 % biochar of the manure amount. The measurements were performed on six occasions; December 12, 2018, January 16, January 31, February 27, March 5 and March 12, 2019. During this period, several different measurements have been included in the work to obtain a comprehensive basis that can form the basis for future benchmarks how biochar should be used. The studies have consisted of various measurements and analysers of pH, dry matter and emissions of ammonia and greenhouse gases. Eventual influences on the bulls were studied through video capture of laying time and direct observation of the cleanliness of the bulls. The results showed a great variation both within and between the test groups and between observation periods. The conclusion is that biochar can decrease the ammonia emissions with the addition of 2.5 % biochar in the deep litter bed and lying time or cleanliness did not differ between the control group or the biochar groups. It was not possible to draw any conclusions from the result on how the greenhouse effect is affected by the addition of biochar in the deep-litter bed.

Keywords: beef production, carbon dioxide, cattle, cleanliness, climate, emissions, housing, methane, nitrous oxide

Förord

Jag vill börja med att tacka min handledare Elisabet Nadeau, docent och forskningsledare vid intuitionen för husdjurens miljö och hälsa, som har varit till stor hjälp under arbetets gång. Hon har dels ordnat boende, skjutsat mig från och till tågstationen och gjort mina besök nere på Sjuhärad och Skara väldigt trevliga och smidiga. Jag är också tacksam för feedback, tips och idéer som har gjort att mitt arbete har flutit på bra.

Fortsatt vill jag tacka mina biträdande handledare för er hjälp under arbetets gång. Lena Lidfors, professor vid intuitionen för husdjurens miljö och hälsa, vill jag tacka för feedback av mitt arbete och hjälpen med videoinspelningen samt analysen av filmerna. Knut-Håkan Jeppsson, forskare vid intuitionen för biosystem och teknik, vill jag tacka dels för hjälpen med att göra växthusgasmätningar på Rådde Gård, dels hjälpen att förtydliga delar av värdena från resultatet och dels för feedback av arbetet.

Jag är tacksam att jag fick vara med på ett examensarbete som innehöll praktiska moment, det har varit lärorikt och givande. Därför vill jag passa på att tacka både Frida Dahlström, försökstekniker vid Institutionen för husdjurens miljö och hälsa, och Stefan Wallin, försökstekniker Rådde Gård Sjuhärad för er hjälp med mätningarna. Försöket gick smidigt tack vare er, trots att utrustning inte alltid ville vad vi ville blev det bra i slutändan. Jag vill också tacka Tommy Andersson, Bio Kraft och Värme AB, för framställningen av biokolen som användes i försöken.

Till sist vill jag tacka mina kursare, vilka jag skrev examensarbetet samtidigt som; Jessika Berglund, Sofia Gundersen, Sara Hammarberg och Sara Pihl. Tillsammans har vi i gruppen haft stor nytta av varandra. Vi har stöttat varandra genom våra framsteg, frustration och glädje. Vi har hjälpt varandra med feedback av varandras texter, delat med oss av funderingar och tillsammans har vi helt enkelt skapat en rolig och givande examenstid. Jag vill tacka er för all hjälp i examensprocessen.

Huvudfinansiärerna till detta arbete har varit Jordbruksverket och Europeiska jordbruksfonden för landsbygdsutveckling med medfinansiering från Hushållningssällskapet Sjuhärad, AKEMA AB och Emåmejeriet. Jordbruksverket har som krav att finansierade pilotprojekt inte ska innehålla forskning med avancerad statistik och därför har det uteslutits från detta examensarbete. Däremot går det att hitta enklare statistik såsom medelvärdesberäkningar och standardavvikelser, vilket har beräknats med hjälp av Microsoft Excel.

Innehållsförteckning

1	Inledning	9
2	Litteraturgenomgång	11
2.1	Biokol	11
2.2	Egenskaper hos biokol	12
2.3	Ammoniaks inverkan på miljön	13
2.4	Växthusgasers miljöpåverkan	14
2.5	Liggbeteende	16
2.6	Renhet	17
3	Material och metod	18
3.1	Djur, inhysning och skötsel	18
3.2	Försöksuppläggning	19
3.3	Mätning av ammoniak och koldioxid	20
3.4	Provtagning och registreringar i djupströbädden och i stallet	22
3.5	pH-mätning	23
3.6	Mätning av avgång av metan och lustgas	23
3.7	Gödselstudie	24
3.8	Liggbeteendestudie	25
3.9	Renhet	25
3.10	Databearbetning	25
4	Resultat	26
4.1	Växthusgaser	26
4.2	Ammoniakemission	28
4.3	Lufttemperatur och relativ luftfuktighet	30
4.4	Temperatur i djupströbädd	32
4.5	Halmåtgång och bäddens höjd	33
4.6	Ts-halt i djupströbädd	34
4.7	pH-mätning av djupströbädd	35
4.8	Gödselstudie	37
4.9	Vikt och tillväxt	38
4.10	Beteende	38
4.11	Renhet	40
5	Diskussion	41

Slutsats	46
Referenser	47

1 Inledning

Biokol är den massa som blir kvar efter förbränning av organisk biomassa. Vid förbränningen, som kallas pyrolys, frigörs förnybar energi som kan användas till bland annat uppvärmning (Bridgwater *et al.*, 1999; Brownsort, 2009). Biokol är till utseendet likt grillkol men det skiljer sig genom att biokol har andra typer av användningsområden, bland annat som jordförbättring. Det finns positiva aspekter ur miljösynpunkt att använda biokol som jordförbättringsmedel, exempelvis att det minskar förluster av ammoniak genom ett ökat upptag samt att det minskar kväve och lustgasförluster från marken (Clough & Condron, 2010; Steiner *et al.*, 2010). Baserat på denna vetenskap är det rimligt att biokol skulle kunna ha positiva effekter vid inblandning i djupströbädd. Detta skulle betyda att den svenska nötköttsproduktionen skulle kunna bli mer klimatsmart. Speciellt om nötköttsproducenten har möjlighet att producera biokol på den egna gården eller tillsammans med närliggande grannar.

Tidigare studier har visat att det går att påverka ammoniakemissionen beroende på vilket strömmaterial som används, som exempel har inblandning av torv en förmåga att minska avgången av ammoniak (Jeppsson, 1999, 2000). Nackdelen med torv är däremot att det är en ändlig resurs som släpper ut stora mängder växthusgaser när den bryts från marken (Hjerpe *et al.*, 2014). Biokol kan vara ett lämpligt alternativ till torv dels på grund av dess möjlighet att minska ammoniakavgång, dels för att biokol inte behöver brytas från marken. Användning av biokol i djupströbädd har dock inte blivit studerat tidigare.

I dagsläget ligger priset på biokol på omkring 10–15 kr/kg, vilket innebär att det är uppåt tre gånger så dyrt som att blanda in torv. Detta gör att en inblandning av biokol inte är ekonomiskt försvarbart men genom att studera biokolets effekter och visa på flera användningsområden kan ett ökat intresse i sin tur leda till att priset på biokol sjunker kombinerat med en ökad efterfrågan och produktion.

Detta examensarbete har utförts på Rådde Gård, Länghem, Hushållningssällskapet Sjuhärad. Studien är en del av ett större projekt som kommer att pågå fram till 2020 och innefattar förutom emissioner av växthusgaser och ammoniak från

djupströbädd även rötning av djupströbädden i biogasreaktorer. Examensarbetet syftar till att få en uppfattning om hur biokol kan användas för att minska avgången av ammoniak och växthusgaser från djupströbädd och på så sätt kunna minska nötköttsproduktionens klimatpåverkan. Som en del av detta arbete undersöktes även om liggtiden varierade mellan behandlingsgrupperna med tjurarna. Då nötkreatur vilar mer än halva dygnet var det av intresse att ta reda på om biokol hade någon effekt på djurens naturliga beteende. Därför beaktas djurvälståndet med hjälp av observationer på liggtid och renhet. Hypotesen är att tillsättningen av biokol i djupströbädd ger en minskning av ammoniak och växthusgaser samt att bädden blir torrare och renare, vilket skulle ge renare djur och längre liggtid.

2 Litteraturgenomgång

2.1 Biokol

Insikten om att koldioxidhalten har ökat i atmosfären har resulterat i olika försök att minska den, genom exempelvis möjligheten att binda in koldioxid från luften i marken (Lal, 2009). Kol lagras in i växterna via fotosyntesen och frigörs sedan vid nedbrytning av växterna (Glaser *et al.*, 2001). Biokol har en kemiskt stabil struktur, vilket gör att det kan ta flera tusen år innan den bryts ner (Bridgwater *et al.*, 1999). Biokol framställs från biomassa som främst består av cellulosa, hemicellulosa och lignin (Bridgwater *et al.*, 1999). När biokol framställs kan förutom trämaterial från skogen även skörderester och matavfall användas, vilket vanligen redan finns på platsen och därmed gör det lättillgängligt och hållbart (Lehmann & Joseph, 2012). Dessutom kan transporter undvikas genom att använda det material som redan finns tillgängligt på platsen (Ackerman, 2000). Vid pyrolys sker en nedbrytningsprocess av biomassan genom uppvärmning under syrefattiga förhållanden (Bridgwater *et al.*, 1999). Från den processen bildas en gas, en vätska och en fastfas. Gasen som bildas består främst av flyktiga gaser såsom metan och kolmonoxid, vätskan består av exempelvis tjära och olja samt den fasta fasen består av biokol. Samtliga faser kan användas till energiproduktion. Vid syrerika förhållanden såsom eldning i en kamin består restprodukten av en liten mängd kol, jämfört med biokol som innehåller en hög mängd organiskt kol (Lehmann & Joseph, 2012).

Det finns två olika pyrolysisprocesser, långsam och snabb pyrolys (Garcia-Perez *et al.*, 2010). Långsam pyrolys innebär att biomassa värms upp med en hastighet på fem till sju grader per minut och snabb pyrolys innebär att biomassan värms upp med över 300 grader per minut. Pyrolysisprocessen sker i flera steg och börjar med att materialet värms upp till 200 grader och under den tiden kommer vatten att avdunsta från materialet (Fuchs *et al.*, 2014). Temperaturen fortsätter höjas upp till

300 grader och under nedbrytningen av biomassa frisläpps en gas som innehåller ättiksyra. När temperaturen har stigit till 300–650 grader frisläpps tjära och oljor från biomassan. Vid denna temperatur blir det tillräckligt syrefattigt för att själva pyrolysen ska kunna ske. Temperaturen som krävs vid pyrolysen beror på vilket ämne som massan består av (Bridgwater *et al.*, 1999). Lignin är mer svårnedbruten jämfört med cellulosa och hemicellulosa och kräver därför en högre temperatur för att kunna brytas ner. Biomassans typ och temperatur vid pyrolysen har effekt på biokolets egenskaper (Singh *et al.*, 2010; Břendová *et al.*, 2012). Biokol som bildas i en pyrolys som maximalt uppnår 550 grader kommer få en högre andel bundna näringsämnen som till exempel kväve och svavel samt fler flyktiga metalljoner såsom kaliumjoner, men kommer även innehålla en högre andel kol (Mizuta *et al.*, 2004). Vid upphettning över 550 grader försvinner dessa ämnen och istället skapas ett biokol som kan ta upp näringsämnen bättre genom en ökad absorptionsförmåga eftersom biokolen blir mer porös (Jindo *et al.*, 2014). Detta gäller framförallt biokol utvunnet från trämaterial. Vid förbränningen av biomassa kvarstår en del aska som innehåller olika mineraler såsom kalcium och magnesium (Kuhlbusch & Crutzen, 1995). Det är med fördel om dessa mineraler kan återinföras till naturen, gärna på skogsmarker som vitaliseringsprodukt (Gulliksson *et al.*, 2005).

2.2 Egenskaper hos biokol

Det finns fyra huvudfaktorer som talar för förbränningen av organiskt material och användningen av biokol. Dessa är effektivare avfallshantering, energiproduktion, jordförbättring och klimatförbättring (Ackerman, 2000; Lehmann & Joseph, 2012). Vid förbränning av biomassa är det en miljömässig fördel att ta tillvara på både energi och biokol från produktionen (Lehmann & Joseph, 2012). Energin som fås vid förbränningen av biomassa är dock inte en energikälla som är tillräcklig kraftfull för att ensam kunna stå för all energiförsörjning i världen. Förutom att energi fås vid tillverkningen kan biokol även användas som jordförbättrare, bland annat eftersom biokol gör jorden mer bördig (Gaunt & Lehmann, 2008). I många delar av världen är det ett problem att få en produktiv produktion på grund av magra jordar (Glaser *et al.*, 2001). En vanlig lösning på detta brukar vara att tillföra kemiskt framställda gödselmedel och bekämpningsmedel (pesticider), vilka kan ge en negativ påverkan på miljön både i närområdet samt globalt (Foley *et al.*, 2005; Robertson & Swinton, 2005). Användningen av de kemiskt framställda produkterna kan leda till en försämrad vattenkvalitet i närområdet om det läcker till grundvatten eller närliggande sjöar samt att det kan leda till jorderosion (Wood *et al.*, 2000). Därför är biokol ett bra alternativ till kemiska produkter som jordförbättrare. Terra preta är en jord som finns i Amazonas, den innehåller hög andel kol, uppåt 70 gånger högre

halt än vanlig jord och har visat sig ha bättre näringshållande förmåga, högre pH och bättre vattenhållningsförmåga jämfört med jord med lägre kolhalt (Glaser *et al.*, 2001; Lehmann *et al.*, 2003). Detta beror på en högre mikrobiell aktivitet, den höga halten kol och högre andel organiskt material. Kol har en väldigt stabil struktur, vilket gör att det bryts ner långsamt och vid oxidation bildas karboxylgrupper som gör att näringsämnen kan hållas kvar i jorden i högre grad (Glaser *et al.*, 2001; Lehmann *et al.*, 2003). Biokol ger en ökad mikrobiell biomassa i jorden och det har inte upptäckts några direkta nackdelar på växterns rötter vid inbladning av biokol i marken (Lehmann *et al.*, 2011). Genom användning av biokol har det påvisats en minskning av mykorrhizasvampar, vilket troligen orsakas av att biokol ökar tillgången på näringsämnen och därför minskar behovet av symbios mellan växt och svamp (Lehmann *et al.*, 2011). Biokol kan ge ett ökat pH och att mer kväve, fosfor, kalium och kol stannar kvar i marken samt en högre avkastning (Biederman & Harpole, 2013). Effekten av biokol har framförallt studerats i tropiska områden såsom Sydamerika och sydöstra Asien där ett flertal försök har visat på en ökad produktion vid tillsats av biokol (Nehls, 2002; Yamato *et al.*, 2006; Kimetu *et al.*, 2008). Det finns dock en studie som visar på att tillförsel av enbart biokol inte har en effekt på skörden utan kräver att kvävegödselmedel också tillsätts för att få effekt (Chan *et al.*, 2008). Detta kan bero på att näringen som är bunden till biokol bryts ned för långsamt för att ensam kunna bidra med näring till jorden och behöver därför kompletteras med kväverikt organiskt material (Lehmann *et al.*, 2003).

2.3 Ammoniaks inverkan på miljön

Från djurens gödsel, träck och urin utsöndras kväve. Vid kontakt med stallgolv eller jord kommer urinämnen (urea) övergå till ammoniak. För att detta ska kunna ske krävs ett enzym (ureas) som bildas av mikroorganismer. Spjälkningen från urea till ammoniak med hjälp av ureas kallas hydrolys. Det finns även en del organiskt kväve i träck men det tar längre tid att brytas ned (mineraliseras) till ammoniak än vid hydrolys (Jeppsson & Gustafsson 2009). Om kväve i form av ammoniak släpps ut till miljön kan det orsaka en stor påverkan på växtligheten i närområdet men även på ekosystemet (Fangmeier *et al.*, 1995). Kväve kan orsaka problem i hav och sjöar med algbloomning, syreförlust och förlust av biologisk mångfald (Carpenter *et al.*, 1998). Ammoniak sprids lätt globalt när den omvandlas till ammonium och växter som får ett ökat upptag av ammoniak och ammonium blir samtidigt mer känsliga för frost, torka och skadedjur, vilket i sin tur påverkar jordbrukets lönsamhet och möjlighet att producera föda till människor och djur. För att lantbruket ska vara mer hållbart behöver ammoniakförlusterna minimeras från stallarna, gödsellagren och vid spridning av gödseln (Jeppsson, 2009).

I ett försök var syftet att undersöka vilka effekter biokol har när fjäderfä gödsel komposterar i en bioreaktor (Steiner *et al.*, 2010). Biokolen som användes i försöket var framställt från träflis. Under perioden mättes bland annat ammoniakkoncentration och förlust av kväve. Två olika mängder biokol tillsattes till gödslet innan komposteringsprocessen; 5 % (50 gram biokol per kg kompost B50) eller 20 % (200 gram biokol per kg kompost, B200). Det fanns även en kontrollgrupp (KG) där ingen biokol tillsattes. Resultatet visade att det krävdes minst 200 gram biokol per kg kompost för att få signifikanta resultat och resultatet visade en minskning av ammoniakkoncentrationen (från 117,4 $\mu\text{L L}^{-1}$ (mikroliter ammoniak per liter luft) för grupp KG till 62,3 $\mu\text{L L}^{-1}$ för B200). Dessutom minskade kväveförlusterna vid tillsättning av 200 gram biokol per kg kompost (39,5 % för grupp KG, 37,3 % för grupp B50 och 26,7 % för grupp B200). Kväveförlusterna skedde i denna studien inte på grund av urlakning, utan den främsta förlusten var förångning av ammoniak från komposten i själva bioreaktorn. Resultatet visade ingen skillnad mellan grupperna gällande förlust av massa av fjäderfä gödsel (Steiner *et al.*, 2010).

2.4 Växthusgasers miljöpåverkan

Utsläpp från växthusgaser har en stor inverkan på miljön och det är en utmaning att förändra vårt levnadssätt för att kunna minska utsläppen (Brownsort, 2009). Olika växthusgaser har olika stor uppvärmningspotential, stallgödsel är rikt på kväve och kol och vid nedbrytning av gödsel frisläpps metan och lustgas. Metan har 25 gånger högre och lustgas 259 gånger högre uppvärmningspotential jämfört med koldioxid (Forster *et al.*, 2007). Jordbrukssektorn ligger på fjärde plats med utsläpp av växthusgaser i Sverige, vilket motsvarar nästan 14,7 % av det totala utsläppet (SCB, 2018). De vanligaste växthusgaserna som släpps ut är koldioxid från bland annat körning på åkrar, metan från idisslares fodermältning och lagring av stallgödsel samt lustgas som kommer från att mark brukas och gödslas (SJV, 2018). Hur mycket växthusgaser som släpps ut från stall, lagring av stallgödsel samt från marken efter spridning påverkas också av temperaturen, det blir högre växthusgasutsläpp på sommaren när det är varmt jämfört med på vintern (Rodhe *et al.*, 2013).

Valet av inhysningsform påverkar växthusgasernas mängd men även strötypen spelar roll. Slaktgrisar som gick på djupströbädd med olika varianter av halm (långstråigt, hackad samt en blandning med 60 % hackad halm med 40 % torv) undersöktes för att ta reda på dess ammoniakemission (Jeppsson, 1998). Resultatet visade att torvblandningen med halm gav den största reduceringen av ammoniak på 72 %, när alla strösorter jämfördes. En annan studie med liknade uppläggning studerade istället unga nötkreatur (Jeppsson, 1999). Resultatet visade en 57 % sänkning och återigen var torvblandningen med halm den bästa strösorten ur ammoniakemissions-

synpunkt. I en ytterligare studie med samma uppläggning undersöktes koldioxidutsläppet både för växande nötkreatur och slaktsvin (Jeppsson, 2000). Torvblandningen med halm var den som släppte ut minst koldioxid och långsträig halm avgav mest.

Slaktgrisar som gick på djupströbädd i ett oisolerat stall studerades genom att ammoniak och koldioxidemissionen mättes (Jeppsson, 2002). Resultatet visade en stor variation över dygnet, med störst avgång under dagtid och med en pik när grisarna utfodrades vid klockan 11:00-12:00. Det påvisades även en exponentiell positiv korrelation mellan tidpunkter då inomhusluftens temperatur och slaktgrisarnas aktivitet ökade och tidpunkter då ammoniak- och koldioxidavgången ökade. Att en ökad aktivitet och ökad lufttemperatur inomhus leder till en högre ammoniakavgång har även påvisats i en studie där mjölk kors, miljöpåverkan undersöktes i liggbås inomhus mellan februari-maj (Ngwabie *et al.*, 2011). Resultatet angavs per djurenhet (DE), där en DE motsvarar 500 kg kroppsvikt och resultatet visade att ammoniakavgången varierade från 0,4 till 1,5 g DE⁻¹ h⁻¹ under ett dygn. Vid tillfället var den relativa luftfuktigheten 69 ± 12 % och temperaturens medelvärde var 10,2 ± 4,5 °C (minimum 0,9 – maximum 25,9 °C).

En annan studie jämförde skillnaderna i ammoniak och växthusgasavgång mellan djupströbädd och spaltgolv för slaktsvin (Philippe *et al.*, 2007). Resultatet visade att det producerades 20 % högre halt växthusgaser när grisarna gick på djupströbädd än på spaltgolvet. Det gick också att avläsa från resultatet att mängden växthusgas ökade ju äldre grisarna blev. Från insättning i slaktsvinsstallet till slakt hade ammoniakutsläppet ökat med fem gånger, fyra gånger för lustgas, tre gånger för metan och två gånger för koldioxid. En sammanställning av mätvärden från studierna som beskrivits ovan finns beskrivet i Tabell 1.

Tabell 1. Sammanställning från olika studiers medelvärden och standardavvikelser för emission av koldioxid (CO_2), ammoniak (NH_3) och lustgas (N_2O). D = djupströbädd

	CO_2	NH_3	N_2O
(Jeppsson, 1998) $mg\ m^{-2}\ h^{-1}$			
D: Långstråig halm (gris)	-	626 ± 515	-
D: Hackad halm (gris)	-	1076 ± 879	-
Torv och hackad halm (gris)	-	408 ± 398	-
(Jeppsson, 1999) $mg\ m^{-2}\ h^{-1}$			
D: Långstråig halm (nöt)	-	747 ± 699	-
D: Hackad halm (nöt)	-	547 ± 368	-
D: Torv och hackad halm (nöt)	-	319 ± 270	-
Skrapgång (gödsel)	-	297 ± 246	-
(Jeppsson, 2000) $g\ m^{-2}\ h^{-1}$			
D: Långstråig halm (nöt)	$72,2 \pm 50,65$	-	-
D: Hackad halm (nöt)	$58,8 \pm 45,25$	-	-
D: Torv och hackad halm (nöt)	$24,0 \pm 20,0$	-	-
D: Långstråig halm (gris)	$66,3 \pm 46,60$	-	-
D: Hackad halm (gris)	$135,5 \pm 67,35$	-	-
D: Torv och hackad halm (gris)	$42,7 \pm 36,30$	-	-
(Jeppsson, 2002) $g\ h^{-1}\ gris^{-1}$			
D: Långstråig halm (gris)	$104,8 \pm 13,61$	$0,5 \pm 0,17$	-
(Ngwabie <i>et al.</i>, 2011) $g\ ko^{-1}\ h^{-1}$			
Liggbås (mjölkko)	-	$0,98 \pm 0,48$	-
(Philippe <i>et al.</i>, 2007) $g/gris\ och\ dag$			
D: Långstråig halm (gris)	1970	13,1	1,11
Spalt (gris)	1740	6,2	0,54

2.5 Liggbeteende

Hur liggbeteendet för nötkreatur ser ut är viktigt eftersom de vilar benen, avlastar kroppen, idisslar och sover när de ligger ner. Sömn har två viktiga funktioner, dels används det som återhämtning av fysiologiska processer i kroppen, dels för att låta hjärnan vila och bearbeta olika synintryck (Arave & Albright, 1981). Liggtiden kan påverkas av flera olika faktorer såsom miljö, inhysning och klimat samt sociala faktorer som exempelvis rangordning (Redbo, 1996).

I en studie undersöktes mjölkraskvigors aktiviteter i djupströbädd med hjälp av direktobservation och aktivitetsmätare som fästes vid bakbenet (Hedén, 2007). Resultatet visade att djuren under ett dygn hade tolv liggperioder med ett genomsnitt på 66 minuter per tillfälle, de hade 9,26 timmar ståtid och låg ned 13,58 timmar per

dygn, resterande tid på dygnet angavs som aktiv tid. En annan studie med liknande syfte undersökte sömn, vila och idissling hos mjölkkor (Ternmn *et al.*, 2018). För att undersöka detta fästes elektroder på kornas huvud som registrerade hjärnaktiviteten för att se vilka beteenden korna utförde. Resultatet visade att korna låg ner i genomsnitt tolv timmar per dygn och sov korta stunder utspritt över hela dagen med ett genomsnitt på två timmar per dygn. Idisslingen upptog en stor del av dagen och var kopplat till foderintaget. I genomsnitt idisslade korna sju timmar per dygn och det gjordes vanligtvis medan de låg ner.

Ett torrt och mjukt underlag där djuren får vila i fred ger en god förutsättning för att djuren ska kunna ligga ner så länge de vill (Redbo, 1996). Betydelsen av underlaget undersöktes i en studie för att se om det fanns ett samband mellan underlaget och liggtiden hos mjölkkor (Fregonesi *et al.*, 2007). Korna testades två dagar på blött underlag av sågspån, $6,5 \pm 2,1$ % torrsustans (ts), och två dagar med torrt underlag av sågspån, $86,4 \pm 2,1$ % ts, och till slut två dagar där de fick välja fritt. Resultatet visade att korna spenderade fem timmar kortare tid (totalt liggande 8,8 respektive 13,8 timmar) på att ligga ner när de fick ligga i ett blött liggbås jämfört med ett torrt. När korna hade tillgång till både blöta och torra liggbåsar valde korna att spendera 12,5 timmar per dygn i det torra och 0,9 timmar per dygn i det blöta, vilket visar på en tydlig preferens för de torra liggbåsarna. Förutom liggytans komfort har även ålder på djuren en viss betydelse, då en studie har visat att yngre tjurar vilar mer än äldre (Ali, 2005).

2.6 Renhet

Inhysningssystemet har betydelse för djurens beteende och hälsa (Hultgren, 2001a). Att korna hålls rena är viktigt ur flera aspekter. En ren stallmiljö bidrar till att färre sjukdomsrelaterade åkommor uppstår såsom eksem och klövröta (Hultgren, 2001b; Hultgren & Bergsten, 2001). Det finns flera faktorer som kan påverka renheten i en djupströbädd, bland annat fodrets sammansättning och energiinnehåll (Andersen & Ericsson, 2005). Foderstatens sammansättning kan påverka träckkonsistensen genom att den blir lösare när andelen kraftfoder ökar i foderstaten och ett ökat foderintag vid ökad ålder på djuren ökar mängden träck och göra bädden mer förorenad. Ett strömedel med hög vattenhalt påverkar renheten negativt hos djuren eftersom det inte klarar av att suga upp fukten lika bra som ett strömedel med låg vattenhalt. Områden på nötkreatur som löper störst risk att bli smutsiga i en djupströbädd är framförallt dröglappen, framben och buk jämfört med den övriga kroppen (Hedén, 2007).

3 Material och metod

3.1 Djur, inhysning och skötsel

Försöken pågick mellan den 4 oktober 2018 – 15 mars 2019 och utfördes på Rådde Gård, Länghem, Hushållningssällskapet Sjuhärad. Studien involverade tre grupper med 12 ungtjurar av kötttraskorsningar i varje grupp, totalt 36 ungtjurar. Tjurarna föddes under perioden januari-april 2018 och bestod till största delen av korsnings-tjurar där Angus, Charolais, Hereford, Limousine och Simmental var inkorsade eller av renrasiga Charolais och Simmental med två till tre renrasiga tjurar per grupp. Vid installning och därmed försöksstart, efter betesperioden, var tjurarnas medelvikt i genomsnitt över de tre grupperna $308,8 \pm 0,88$ kg och genomsnittsålder på tjurarna var vid installning 248 ± 26 dagar. Vid försökets slut var tjurarnas medelvikt $539,4 \pm 5,99$ kg och de var då 410 ± 26 dagar. Mellan klockan 7–16 fanns det personal på plats vid stallarna och utfodringen skedde på morgonen och tjurarna sågs tills flera gånger om dagen, för att säkerställa att de hade tillgång på foder hela dygnet. Tjurarna utfodrades med ensilage, krossat rågvete och mineraler ad libitum. Då besättningen var KRAV-certifierad utfodrades tjurarna enligt KRAV:s regelverk. De hölls på djupströbädd med en tillhörande rastgård som endast användes vid mätningarna och vid halmning två dagar per vecka (tisdag och torsdag).

Stallet bestod av ett foderbord i mitten som var 3x33 meter och på den andra sidan om det hystes cirka 30 kvigor som inte var med i försöket. På den sidan om foderbordet där tjurarna som var med i försöket befann sig var den totala djupströbäddytan 250 m² och därtill fanns fotpallyta på 14 m². Det var tre grupper som separerades med grindar vilket gav dem 88 m² per grupp och 6,94 m² liggyta per tjur.

3.2 Försöksuppläggning

Tre grupper med tjurar med vardera 12 djur slumpades ut på försöksbehandlingarna, vilka var en kontrollgrupp (K), som inte fick någon tillsättning av biokol i djupströbädden, en grupp som fick 2,5 % biokol av gödselmängden, vilket innebar i genomsnitt 0,5 kg biokol per djur och dag (B50 %) och den tredje grupp som hade en tillsats på 5 % biokol av gödselmängden, vilket i genomsnitt innebar 1,0 kg biokol per djur och dag (B100 %). För att kunna räkna ut den mängd biokol som behövde tillsättas i djupströbädden utgick beräkningarna från förväntad gödselmängd från djuren och att gödselmängden ökade med stigande vikt på djuren. Därför delades biokolmängden in i tre perioder under försöksperioden. Biokolmängderna för varje tredjedel av hela försöksperioden framgår av Tabell 2.

Tabell 2. Tillsatt biokolmängd till de olika försöksgrupperna, angivet i kg per djur och dag

	B100 % ¹	B50 % ¹	Kontroll
Period 1	0,5	0,25	0
Period 2	1,0	0,5	0
Period 3	1,5	0,75	0

1. B = biokol

Medelvikten vid försöksstart var för grupp B100 % $307,8 \pm 37,7$ kg, B50 % $308,8 \pm 42,2$ kg och för grupp K $309,6 \pm 51,7$ kg. Medelålder vid försöksstart var för grupp B100 % 240 ± 31 dagar, B50 % 256 ± 18 dagar och K 247 ± 28 dagar. Tjurarna vägdes förutom vid försökstarten den 4 oktober även den 10 januari 2019 under försöket. Biokol som användes i försöket kom ifrån Emåmejeriet i Hultsfred och tillhandahölls av Bio Kraft och Värme AB (Figur 1). Pyrolysen av skogsresterna som blev till biokol och användes i försöket skedde vid 950–1050 °C och bestod av rester från skogsindustrin och innehöll 77,9 % kol av ts med en ts-halt på 95,8 % samt 11,7 % aska av biokolets ts. Resten av biokolen bestod av en mindre mängd icke-metaller och halogener såsom svavel, kväve, väte och klor.



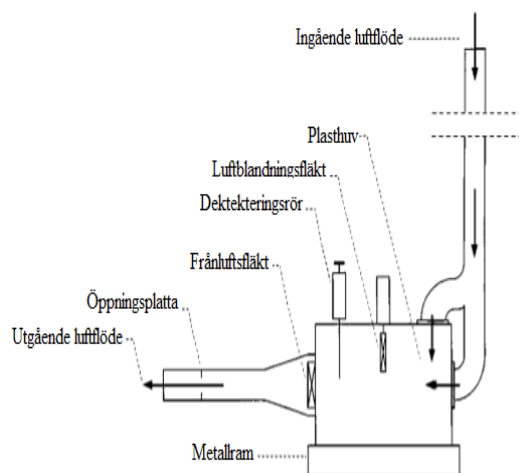
Figur 1. Biokol som användes i försöket. (Foto: Anna Jansson).

För att få ett jämnt lager av biokol, en homogen bädd och minskad variation i resultaten lades djupströbädden ut genom att lägga ut ett lager med vetehalm. Därefter fylldes det på med ett jämnt fördelat lager av biokol, som till sist täcktes med ett tunt lager av vetehalm. Varje tisdag och fredag ströades det med halm och samtidigt tillsattes biokol till bädden för hand. Halmåtgången registrerades under försöket och det gick åt i genomsnitt åtta kg per djur och dag. Mellan den 8 oktober 2018 och 4 mars 2019 genomfördes mätningar på hur mycket bädden höjdes för att få en uppfattning om mikrobiell aktivitet i bäddarna. Mätningarna genomfördes på tre olika platser i bädden för varje grupp; bak, mitten och framme vid foderbordet.

3.3 Mätning av ammoniak och koldioxid

Under perioden december-mars genomfördes sex mätningar, den 12 december 2018, 16 januari, 31 januari, 27 februari, 5 mars och 12 mars 2019, och provtagningar från de tre djupströbäddarna. Mätningarna av ammoniak och koldioxid genomfördes med hjälp av ventilerade huvar gjorda av plast. Mätmetoden baserades på massbalans, vilket innebär att vid jämnvikt var mängden ammoniak som avgavs från ytan samma mängd som ventileras ut från plasthuven. Två meter upp var det luftintag med en diameter på 70 mm. Anledningen till att luftintaget var två meter över bädden var för att få en lägre koncentration och mer konstant koncentration i

tilluften till mätluften. Luften sögs igenom huven och ut ur den med hjälp av två fläktar; en fläkt suger luft genom huven och är placerad före utloppsroret; en fläkt ökar omblandningen av luften i huven och är placerad inne i huven. En schematisk bild över luftflödet i den ventilerade huven visas i Figur 2. Huvens area var $0,25 \text{ m}^2$ och hade en volym på $0,1 \text{ m}^3$. Fläkten drevs av likström på 7,5 volt, vilket innebar att luftflödet passerade genom huven med en hastighet på $100 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Strömaggatet kontrollerades vid varje mättillfälle. Vid mättillfällena placerades huvarna ut på sex platser i bädden; tre platser vid den bakre delen av djupströbbädden och tre vid foderbordet. Innan huvarna placerades ut togs den rena halmen bort för att mätningen skulle kunna ske direkt på gödseln. Huvarna sattes ut med ungefär två meters avstånd, i linje med varandra. Huvarna placerades i en metallram för att stå stabilare och trycktes ned i bädden för att det skulle bli tätt mellan huv och bädd. Ramen och nederdelen på huven täcktes med halm för att hjälpa till att det skulle hållas tätt. Detta för att inte släppa in luft som skulle kunna påverka resultatet. När huven startades var de igång minst 20 minuter innan mätningarna genomfördes. Den tiden användes eftersom en tidigare studie har visat att det krävs minst 20 minuter för att huven ska nå ett konstant flöde och för att jämvikten (massbalansen) mellan ammoniak som avges från ytan och som ventileras ut ur mätluften ska ha uppkommit (Jeppsson, 2000).



Figur 2. Schematisk bild av mätluften, redigerad/modifierad från Jeppsson (1999).

Ammoniak- och koldioxidkoncentrationen mättes dels i den inkommande luften genom att mäta luften utanför huven, dels genom att mäta luften som passerade igenom huven. Mätvärdena användes sedan för att beräkna mängden emissioner. Formeln som användes var:

$$E = (CCH - CA) \cdot Q \quad (1.)$$

där E är emissionen ($\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$), C_{CH} är koncentrationen inne i kammaren (ppm), C_A är koncentrationen i den inkommande luften (ppm), ρ är densiteten för ammoniak respektive koldioxid i den utgående luften (kg/m^3) och q är luftflödet ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$) (Jeppsson, 1999). Samma formel användes för beräkning av både ammoniak- och koldioxidemissionen. När halterna mättes i omgivande luft/inkommande luft genomfördes det genom att gå runt med mätaren i handen, i bädden, detta för att variationen mängd gödsel i bädden eller luftflöden inte skulle påverka resultatet. Ammoniakhalten mättes med hjälp av en ammoniakmätare och ett reagensrör (Kitagawa 105SD) som placerades i mätaren. På reagensröret kunde sedan resultatet avläsas i ppm genom att en röd färg spred ut sig längst med reagensröret. Koldioxiden mättes med hjälp av en koldioxidmätare (TSI IAQ-Calc™ 8732) som startades och när högsta nivån uppmättes skrevs värdet ner. Först mättes temperatur och gas-koncentration i omgivande luft i brösthöjd, sedan mättes ammoniakhalten genom ett hål på ovansidan av huven och till sist mättes koldioxiden i utgående luft från mät-huven.

3.4 Provtagning och registreringar i djupströbbädden och i stallet

När alla mätningar var genomförda ovanför marknivå togs prover i djupströbbädden för att senare kunna genomföra pH- och ts-analys av djupströbbädden. Temperaturen och ett prov på bädden togs 20 cm ner i djupströbbädden. Det togs också borrhov, vilket innebar att ett ihåligt rör slogs ner 0,5 meter för att kunna ta prov på djupströbbädden även där. Detta genomfördes på samtliga platser där huvarna hade stått, det vill säga från sex platser och totalt tolv prover från varje försöksgrupp och måttillfälle. Totalt samlades 216 prover in från djupströbbäddarna. När ts-halten analyserades vägdes det upp prov på 150 gram, som placerades i ett torkskåp under 16–24 timmar i 105 °C därefter vägdes det torkade provet igen för att kunna bestämma ts-halten. Ts-halten beräknades genom:

$$TS = ((V_B - V_T) / V_N)100 \quad (2.)$$

där V_B är bruttovikten (g) av provet när det kommer ut från torkskåpet, V_T är vikten (g) på aluminiumformen provet placeras i innan placering i torkskåpet, V_N är nettovikten (g) som provet väger när de placeras i torkskåpet och värdet multipliceras sedan med 100 för att få fram ts-halten i procent.

Förutom att temperaturen mättes vid varje mättillfälle och plats mättes även temperaturen i djupströbädden och i luften kontinuerligt under hela försöksperioden. Det genomfördes med hjälp av Tinytag temperatursensorer (Gemini Data Loggers, England). De sensorer som mätte lufttemperatur och relativ luftfuktighet (% RH) ovanför djupströbädden var fastmonterade på en stolpe 2,5 meter ovanför foderbordet och en vid ytterväggen i samma höjd. Dessa loggrarna registrerade temperaturen var 30:e minut dygnet runt. Det fanns också två loggrar i djupströbädden, i varje grupp. De placerades där när bädden var 20 cm djup. Den ena låg en meter från foderbordet och den andra låg en meter från bakre väggen och dessa loggrar registrerade temperaturen var fjärde timma. Endast två av loggrarna från djupströbädden återfanns vid utgödslingen av bädden (en i B50 % och en i K).

3.5 pH-mätning

Det togs 100 gram från varje prov från djupströbädden och placerades i plastpåse som frystes för kommande pH-analys. Vid analystillfället tinades proven upp och 100 ml avjoniserat vatten (H_2O) tillsattes till varje prov, som sedan fick stå i ett kylskåp över natten. Anledningen till att avjoniserat vatten användes var för att minska risken att vattnet skulle påverka pH genom en kemisk reaktion. Innan analys av proven kalibrerades pH-mätaren genom att sätta ner pH-elektroden i kalibreringsvätska som hade pH fyra, sju eller tio. Proverna analyserades sedan genom att pressa ut vätskan från påsen ner i ett mätglas, som sedan pH-elektroden placerades i för mätning av pH, vars värde registrerades på papper. Efter varje provtagning sköljdes pH-elektroden med avjoniserat vatten. Efter vart tionde prov kalibrerades pH-elektroden.

3.6 Mätning av avgång av metan och lustgas

Mätning av metan och lustgas genomfördes den 27 februari, 5 och 12 mars 2019. Mätningarna genomfördes på fem platser i varje bädd. Mätningar av metan och lustgas genomfördes med hjälp av en plasthuv (Figur 3). Skillnaden var att denna huv var helt sluten och kopplad med två plastslangar (polyeten) till en gasmätare. Genom plastslangen passerade gasen som skulle analyseras vidare till en multiplexer, vilket bestod av flertalet ventiler som kunde omkopplas mellan 12 olika mätpunkter (plastslangar), men i detta försök användes endast en kanal. Denna satt i anslutning till en gasmonitor (Lumasense Technologies A/S, Danmark, 1412 Photoacoustic Field Gas-Monitor). Monitorn var kopplad till en dator som lagrade all mätdata från försöket. Monitorn fungerar på följande sätt; våglängden för gasen och dess koncentration mäts med hjälp av en infraröd stråle inne i en mätkammare (Ni & Heber, 2008). In

och utflödet av gasen styrs av en pump. I kammaren finns en spegel och i den reflekteras det infraröda ljuset mot en propeller och vidare genom ett optiskt filter. Det finns olika optiska filter för olika gaser, instrumentet byter optiskt filter beroende på vilken gas som mäts. Det optiska filtret gör att det är specifika våglängder av det infraröda ljuset som går in i kammaren. Olika ämnen absorberar olika våglängder av infrarött ljus. Eftersom det infraröda ljuset ibland reflekteras i propellern och ibland går förbi, gör det att ljuset kommer pulsera in i mätkammaren. Detta gör att temperaturen, som kommer från ljusets energi kommer öka eller minska beroende på om det infraröda ljuset kommer in i kammaren eller inte. Energin i ljuset kommer skapa en akustisk signal, som registreras med hjälp av mikrofoner inne i kammaren. Hur stark denna signal är avgör vilken gas det är inne i kammaren och dess koncentration.



Figur 3. Mätuv för mätning av lustgas och metan (Foto: Anna Jansson).

3.7 Gödselstudie

Genom en studie i laboratorium med jämn rumstemperatur undersöktes effekterna av att tillsätta biokol direkt i gödsel. Samma tillsatser av biokol som användes i försöket, det vill säga 0 %, 2,5 % och 5 % av gödselmängden. Från en skrapgång där dikor med kalv hade gått togs tio kilo gödsel till varje biokolbehandling. Samma huvar som användes i djupströbädden (Figur 2) användes till detta försök. Studien pågick under fyra veckors tid och de mätningar som genomfördes var ammoniakmätning från huven och temperaturmätning i gödsel och laboratoriet.

3.8 Liggbeteendestudie

För att kunna undersöka hur lång liggtid tjurarna hade filmades de under tre dygn vid två perioder, en period i februari och en i mars. Anledningen till att filmning genomfördes istället för direkt observationer var för att inte störa eller påverka djurens beteende men även för att kunna studera djuren under en längre period och få ett säkrare resultat. Inspelningarna gjordes via tre kameror (KPC 172ZEP, Avtech, Taiwan) som hade satts upp på ytterväggen och varje kamera täckte en box. De var kopplade till en dator med ett datorprogram som kunde spela in videosignalerna från alla tre kameror samtidigt (Media Recorder, Noldus Technology Ltd., Nederländerna). Filmerna analyserades med hjälp av programmet Windows Media Player. Detta genom att med femton minuters mellanrum pausa videon och sedan räkna hur många djur som låg ner och hur många som stod upp. Det togs ingen hänsyn till vilken individ som låg ner vid tillfället, endast hur många. Filmmaterial spelades in under hela dygnet men på grund av svårigheter att analysera filmerna kvälls- och nattetid analyserades endast timmarna mellan klockan 06:00-18:00. Totalt gjordes 212 observationer på tjurarna i februari och 339 observationer i mars. Anledningen att observationerna skiljde sig åt mellan februari och mars var främst på grund av problem med utrustningen och att all kamerainspelning inte registrerades under dygnets timmar.

3.9 Renhet

Tjurarnas renhet kontrollerades med hjälp av direktobservationer. Detta gjordes vid alla mättillfällen av ammoniakavgång förutom vid det första mättillfället, vilket gav totalt fem registreringstillfällen. Renheten kontrollerades på en skala från 1–3 där 1 innebar rent djur, 2 innebar något smutsigt djur och 3 innebar något mer smutsigt djur. Anledningen till att renheten studerades var för att se om tillsatsen av biokol medförde att tjurarna blev mindre smutsiga. En tanke var att de bäddar där biokol hade tillsatts (B100 % och B50 %) skulle vara torrare då biokol absorberar vatten och att det eventuellt skulle leda till renare djur.

3.10 Databearbetning

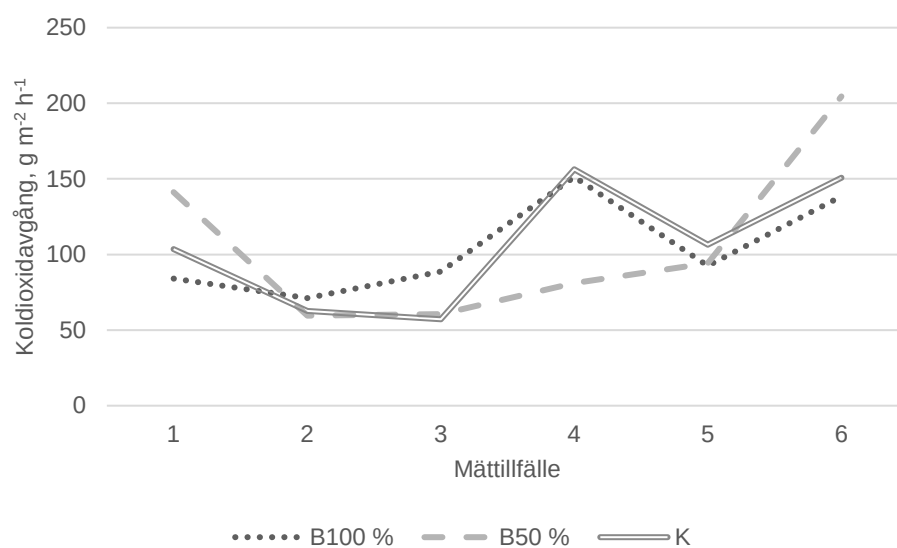
Jordbruksverket, som är huvudfinansiären till projektet, har som krav att pilotstudier inte ska innehålla forskning med avancerad statistik och därför har detta uteslutits från arbetet. Däremot har enklare statistik genomförts såsom medelvärdes-beräkningar med standardavvikelser. All insamlade data från försöken fördes in i och analyserades med hjälp av Excel (ver. 1908; Microsoft Corporation).

4 Resultat

Överlag visar samtliga resultat en variation både inom och mellan grupper samt mellan mättillfällena. På grund av denna variation har resultaten från mätningarna i djupströbädden delats upp på fyra olika sätt när de redovisas nedan. Fram innebär mätningar framme vid foderbordet och bak innebär mätningar längst bak i djupströbädden. Dessutom har resultaten delats upp beroende på vilken nivå i djupströbädden som mätningar har genomförts, 20 cm ner eller borrhov. Mätningarna genomfördes vid sex tillfällena, vilket har angivits som 1–6 i Figurerna. Dessa datum var 12 december 2018 (1), 16 januari (2), 31 januari (3), 27 februari (4), 5 mars (5) och 12 mars (6) 2019. När ppm anges i resultaten syftar det på koncentration, vilket innebär att när det är samma luftflöde genom huven ger skillnader i ammoniakkoncentrationen ett mått på skillnader i emission.

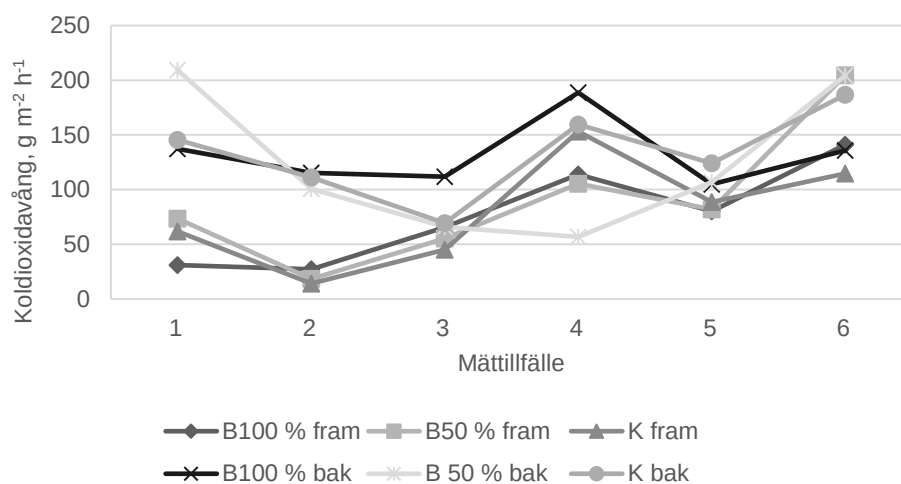
4.1 Växthusgaser

Koldioxidavgången ökade i grupp B100 % från $84,1 \pm 75,02 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ till $138,4 \pm 3,82 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, i grupp B50 % från $141,2 \pm 67,90 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ till $204,5 \pm 46,62 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ och K från $103,6 \pm 60,41 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ till $150,7 \pm 42,19 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ från första till sista mättillfället under försöksperioden. Det innebär att samtliga gruppers medelvärde för koldioxid ökade mellan första och sista mätningen. Mättillfälle 4 skiljer från de andra mättillfällena genom att både grupp B100 % och K ökade i koldioxidavgång när det beräknades som ett genomsnitt över placeringarna (Figur 4). Vid sista mättillfället var koldioxidavgången för B50 % högre än grupp K.



Figur 4. Koldioxid (CO₂) avgång från djupströbbädd i försöksgrupper över tid som ett genomsnitt över sex platser i varje grupp. B = biokol; K = kontroll. Mättillfällena var 12 december 2018 (1), 16 januari (2), 31 januari (3), 27 februari (4), 5 mars (5) och 12 mars (6) 2019.

Från Figur 5 som visar CO₂ avgången bak och fram i varje försöksgrupp går det att avläsa högre CO₂ avgång baktill i bädden än framme vid foderbordet i djupströbbädden vid några av mättillfällena. Från mättillfälle 3 till 4 ökar koldioxidavgången för samtliga mätplatser och försöksgrupper förutom för B50 % bak, då den platsen sjunker från mättillfälle 3 till 4. Det går också att avläsa att den mätplatsen ökar från mättillfälle 4 till 5 medan övriga mätplatser och grupper sjunker.



Figur 5. Koldioxid (CO₂) avgång från djupströbbädd bak och fram i försöksgrupper över tid i genomsnitt över tre platser bak och tre platser fram i varje grupp. B = biokol; K = kontroll. Mättillfällena var 12 december 2018 (1), 16 januari (2), 31 januari (3), 27 februari (4), 5 mars (5) och 12 mars (6) 2019.

Från Tabell 3 framgår det att för samtliga mätvärden fanns det en variation, vilket påverkar säkerheten i resultaten. På grund av att denna variation mellan försöksgrupper går det inte att säga att tillsättningen av biokol genererade en minskning på koldioxidutsläppet. Även här syns det att det är ett större koldioxidutsläpp från djupströbädden bak än fram. I Tabell 3 går det också att avläsa medelvärdet i försöksgrupperna från metan och lustgas. Resultaten visar återigen en stor spridning som gör att det inte går att avgöra om biokolen faktiskt hade en effekt eller inte.

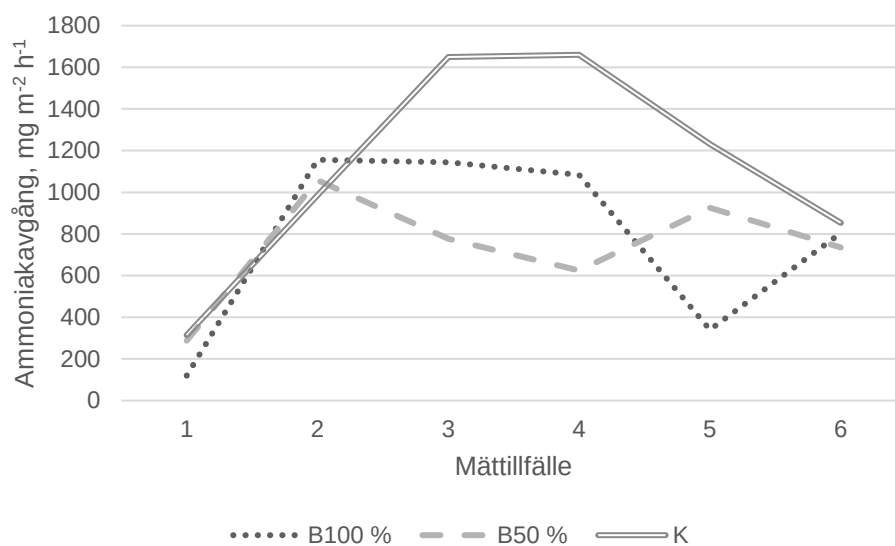
Tabell 3. Medelvärde och standardavvikelse för avgång av koldioxid (CO_2), metan (CH_4) och lustgas (N_2O) från djupströbädden i varje försöksgrupp

	B100 % ¹	B50 % ¹	Kontroll
CO_2 ($\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)			
Medelvärde fram	76,5 ± 45,17	89,9 ± 63,34	79,5 ± 50,05
Medelvärde bak	132,3 ± 30,58	209,2 ± 67,05	132,8 ± 40,87
CH_4 ($\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)			
Medelvärde	4,2 ± 2,26	3,1 ± 0,05	2,3 ± 1,21
N_2O ($\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)			
Medelvärde	0,0046 ± 0,0013	0,0051 ± 0,0001	0,0051 ± 0,0018

1. B = biokol

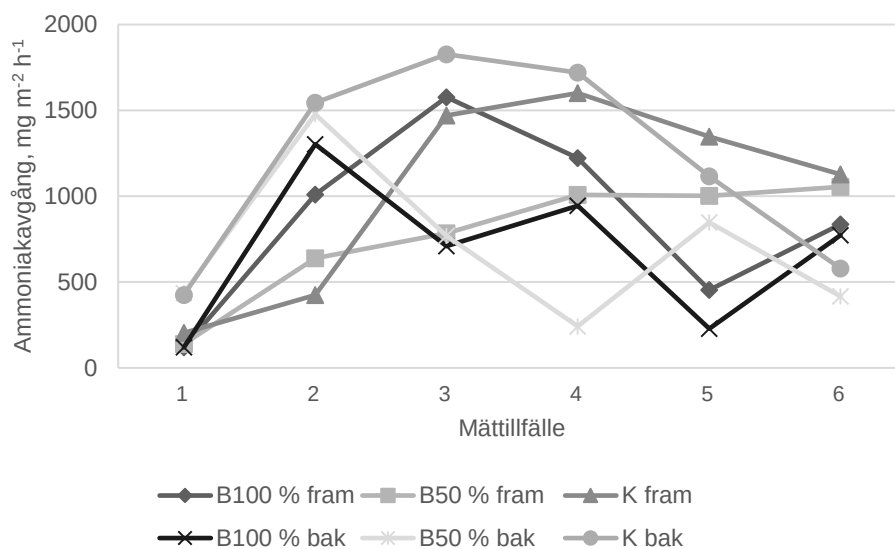
4.2 Ammoniakemission

Vid mättillfälle 2 uppnåddes det maximala värdet för försöksperioden för både B100 % och B50 %, det uppnåddes vid mättillfälle 3 för grupp K. Från grafen går det att avläsa en liten höjning mellan mättillfälle 3 och 4 för grupp K, därefter minskade värdet till sista mättillfället. För grupp B100 % minskade värdet från mättillfälle 2 till mättillfälle 5, därför ökade värde till sista mättillfället. B50 % ökade från mättillfälle 1 till 2, minskade igen till mättillfälle 4 och ökade sedan från mättillfälle 4 till 5 och minskade igen till mättillfälle 6. Ammoniakemissionen ökade för samtliga försöksgrupper från första till sista mättillfället (Figur 6). Resultatet visar också att behandling B50 % verkar ha en större effekt än behandling B100% och båda grupperna har en lägre ammoniakemission än kontrollgruppen.



Figur 6. Ammoniak (NH₃) avgång från djupströbbädd i försöksgrupper över tid som ett genomsnitt över sex platser i varje grupp. B = biokol; K = kontroll. Mättillfällena var 12 december 2018 (1), 16 januari (2), 31 januari (3), 27 februari (4), 5 mars (5) och 12 mars (6) 2019.

Resultatet visar en stor variation över tid. Det är något högre avgång framtill i djupsträdden i grupp B100 % och B50 % jämfört med baktill i bädden men i K-gruppen är det vid flera mättillfällen lägre avgång framtill än baktill (Figur 7).



Figur 7. Ammoniak (NH₃) avgång från djupströbbädd i försöksgrupper över tid i genomsnitt över tre platser bak och tre platser fram i varje grupp. B = biokol; K = kontroll. Mättillfällena var 12 december 2018 (1), 16 januari (2), 31 januari (3), 27 februari (4), 5 mars (5) och 12 mars (6) 2019.

I Tabell 4 indikerar resultatet på att det gav effekt att tillsätta biokol och det syns redan i grupp B50 %. De höga standardavvikelseerna visar på att det fortfarande är en stor variation men eftersom medelvärdena där biokol är tillsatt skiljer så pass mycket från kontrollgruppen, visar det att biokol har en minskande effekt på ammoniakemissionen. Det går också att avläsa från resultatet att det är större spridning i kontrollgruppen jämfört med B100 % och B50 %.

Tabell 4. Medelvärde och standardavvikelse för avgång av ammoniak (NH_3) från djupströbädden bak och fram i varje försöksgrupp, anges i $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$

	B100 % ¹	B50 % ¹	Kontroll
Medelvärde fram	869 ± 525,4	771 ± 348,2	1029 ± 579,3
Medelvärde bak	679 ± 444,1	698 ± 444,9	1201 ± 595,8

1. B = biokol

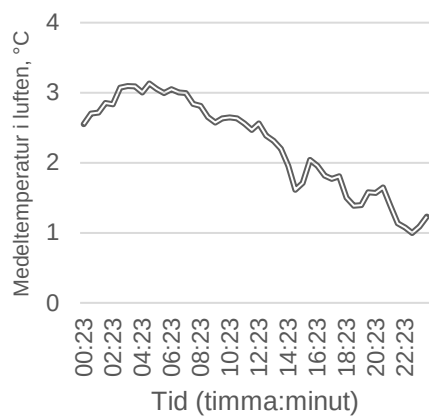
4.3 Lufttemperatur och relativ luftfuktighet

Resultatet från loggrarna som var fastmonterade på väggen i stallet och mätte lufttemperatur kontinuerligt under perioden oktober till mars visas i Tabell 5. Där går att avläsa att temperaturen låg på ett intervall på mellan -9,7 °C och 20,2 °C vid ytterväggen och -7,4 °C och 19,7 °C vid foderbordet. Vid ytterväggen uppmättes både den lägsta och högsta temperaturen och där var medelvärdet lägre jämfört med vid foderbordet. Den relativa luftfuktigheten innebär mängden fukt i förhållande till luftens temperatur. I detta arbete var medelvärdet 86,3 % under försöksperioden (Tabell 5).

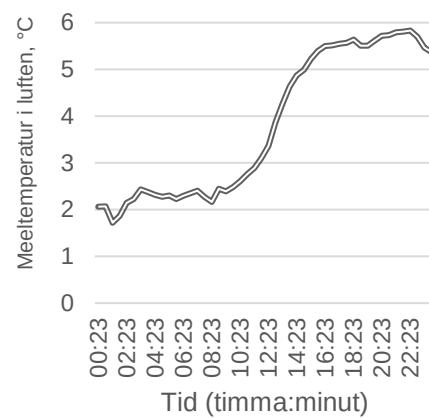
Tabell 5. Medelvärde, minvärde och maxvärde för temperatur och relativ luftfuktighet (%) i luften ovanför djupströbäddarna

	Medelvärde	Minvärde	Maxvärde
Lufttemperatur vid yttervägg (°C)	4,3	-9,7	20,2
Lufttemperatur vid foderbord (°C)	5,4	-7,4	19,7
Relativ luftfuktighet (%)	86	0	100

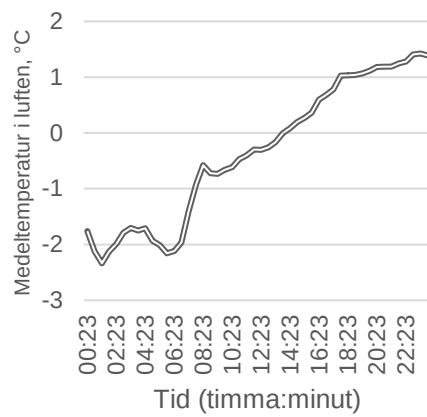
Figur 8–13 beskriver temperaturen i luften från de sex mättillfällena när provtagningarna genomfördes. Det går att avläsa att mättillfälle 3 och 6 var kallare än de andra, de var det enda mättillfällena med minusgrader på natten. Mättillfälle 4 var den varmaste och nådde 10 °C under dagen.



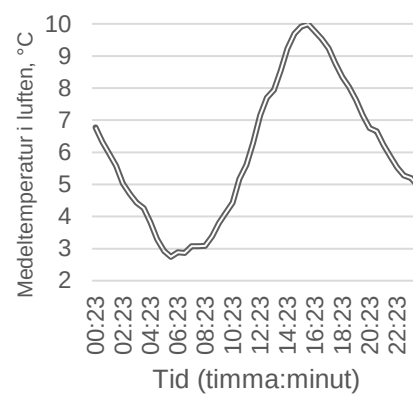
Figur 8. Mätillfälle 1 (2018-12-12).



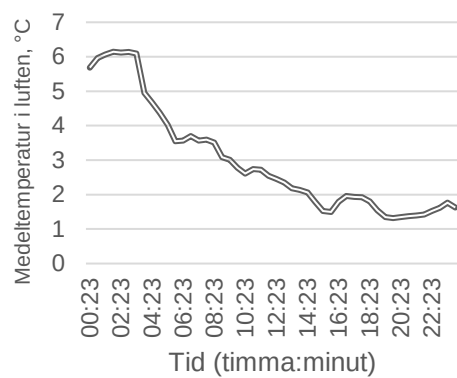
Figur 9. Mätillfälle 2 (2019-01-16).



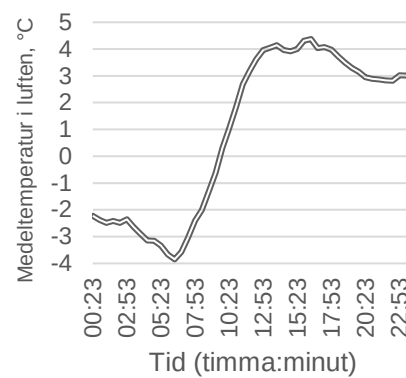
Figur 10. Mätillfälle 3 (2019-01-31).



Figur 11. Mätillfälle 4 (2019-02-27).



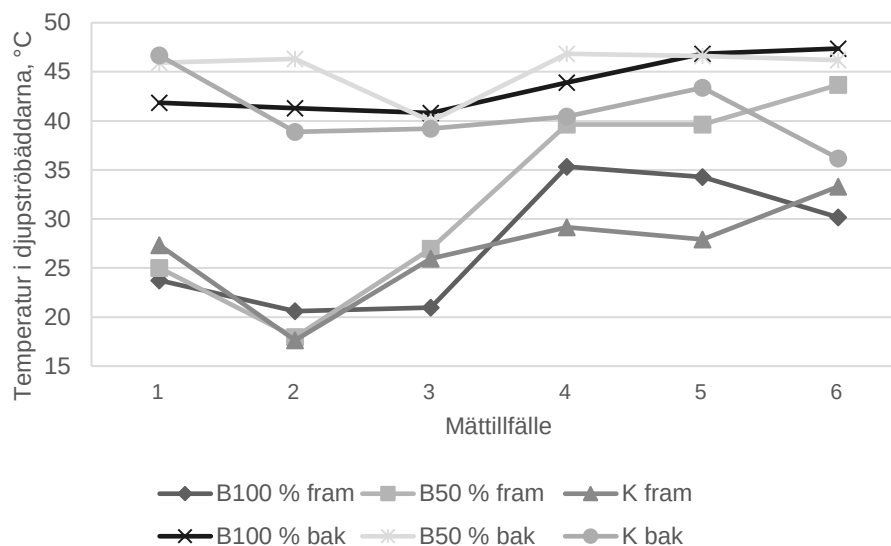
Figur 12. Mätillfälle 5 (2019-03-05).



Figur 13. Mätillfälle 6 (2019-03-12).

4.4 Temperatur i djupströbädd

Temperaturen som mättes i djupströbädden, på 20 cm djup, vid mättillfällena (Figur 14) visar en skillnad mellan mätningarna från framtill vid foderbordet och baktill i djupströbädden, där det totala medelvärdet baktill i genomsnitt visade 14 °C högre temperatur än framtill.



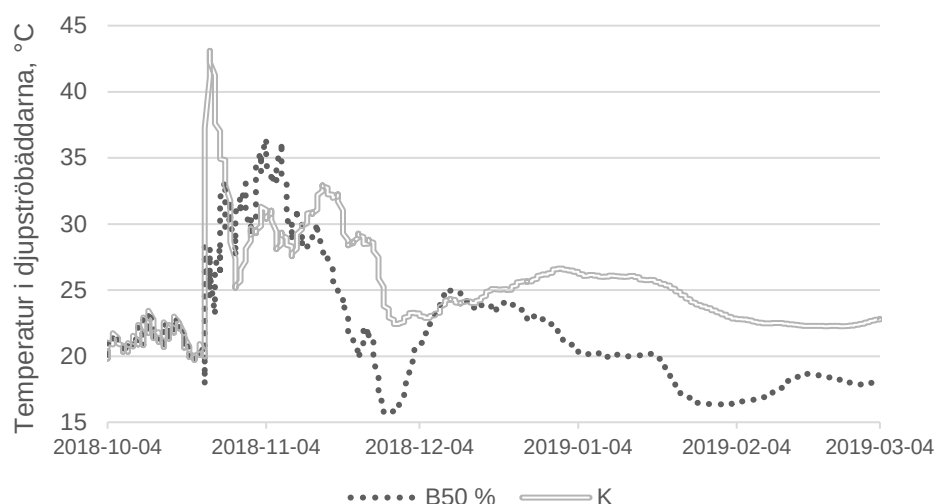
Figur 14. Temperatur i djupströbädd (20 cm djup) i försöksgrupper över tid i genomsnitt över tre platser bak och tre platser fram i varje grupp. B = biokol; K = kontroll. Mättillfällena var 12 december 2018 (1), 16 januari (2), 31 januari (3), 27 februari (4), 5 mars (5) och 12 mars (6) 2019.

Det finns inga betydande skillnader mellan kontrollgruppen och biokolsgrupperna eftersom variationen i resultatet gör att standardavvikelsen blir för hög för att kunna dra en slutsats (Tabell 6).

Tabell 6. Medelvärde och standardavvikelse för temperatur i djupströbädd (20 cm djup) i försöksgrupper i genomsnitt över tre platser fram och tre platser bak i varje grupp, anges i °C

	B100 % ¹	B50 % ¹	Kontroll
Medelvärde fram	27,5 ± 7,49	32,1 ± 10,38	26,9 ± 5,69
Medelvärde bak	43,7 ± 3,55	45,3 ± 3,70	40,8 ± 4,27

1. B = biokol



Figur 15. Förändringar i temperatur från loggrar nedgrävda i bäddarna. Resultatet visar variationen över tid.

Det går att avläsa från Figur 15 att grupp K hade något högre temperatur i djupströbädden över tid. Flera loggrar återfanns inte vid utgödslingen av djupströbädden och därför finns endast vissa värden med i Figur 15 och Tabell 7. Resultatet visar att medelvärdet, min- och maxvärdet för temperaturen var något högre i grupp K än i grupp B50 %.

Tabell 7. Medelvärde, minvärde och maxvärde för temperatur från loggrar nedgrävda i djupströbäddarna (bak) under hela försöksperioden oktober till mars för grupperna B50 % och K

	Medelvärde	Minvärde	Maxvärde
Temperatur i bädden (°C)			
B50 % ¹ (bak)	21,4	0,9	36,5
K ² (bak)	24,9	1,0	43,1

1. B = biokol;

2. K = kontroll

3. Temperatursensor för B100% förlorades vid utgödslingen efter försöksperioden.

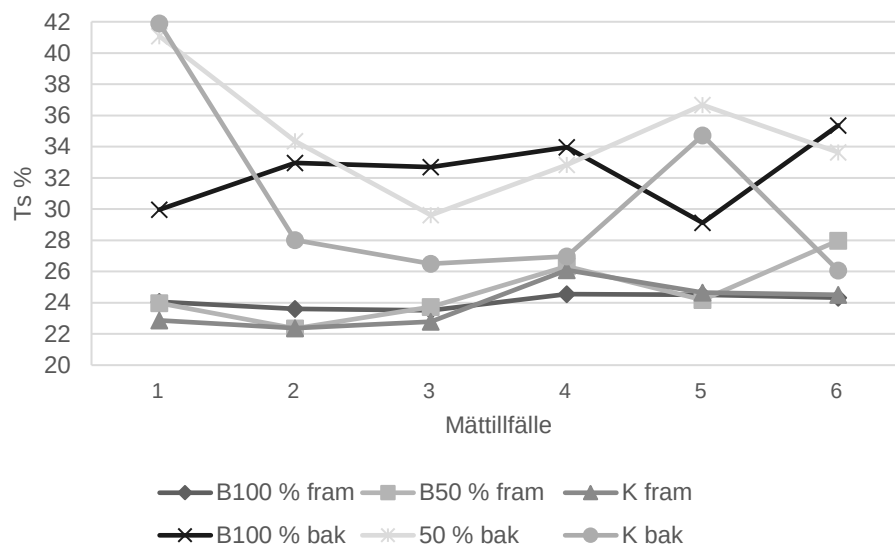
4.5 Halmåtgång och bäddens höjd

Tjurarna sattes in i stallet den 4 oktober 2018 och sista dagen det fylldes på med halm var den 11 mars 2019, i genomsnitt över den tiden gick det åt åtta kilo vetehalm per tjur och dag. Under försöksperioden genomfördes mätningar av bäddens höjd två gånger i månaden, totalt vid tio tillfällen. Resultatet som anges i medeltal över samtliga mätplatser inom gruppen, visade att djupströbädden i grupp B100 % ökade

med $66 \pm 1,0$ cm, gruppen B50 % ökade med $67 \pm 3,2$ cm och grupp K ökade med $68 \pm 1,0$ cm. Resultatet visar ingen betydande skillnad mellan grupperna.

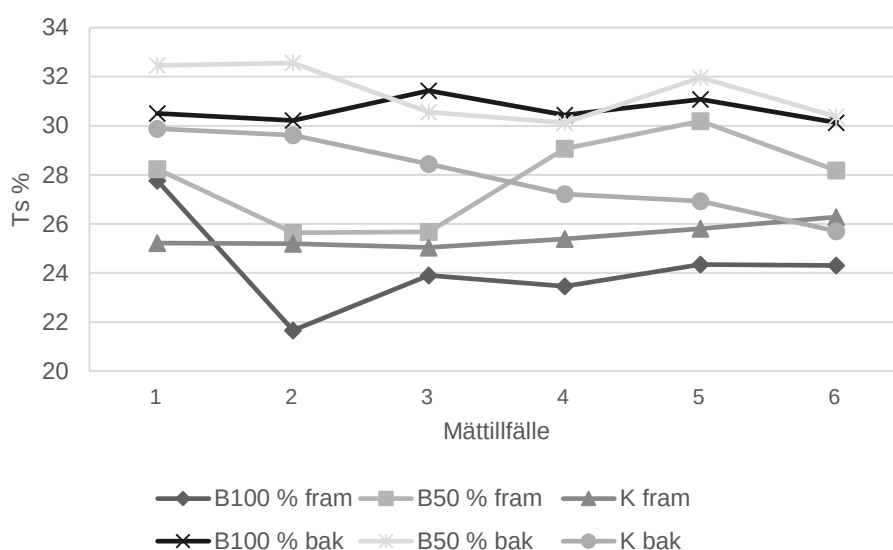
4.6 Ts-halt i djupströbädd

Ts-halten på 20 cm djup visar en stor variation mellan grupper baktill i djupströbädden där K indikerar en lägre ts-halt jämfört med de andra två grupperna (Figur 16). Mätningarna genomförda fram i bädden har ett jämnare resultat och det var oftast högre ts-halt i djupströbädden bak i försöksgruppen än framme vid foderbordet.



Figur 16. Torrsubstans (ts) vid 20 cm djup i djupströbädd i försöksgrupper över tid i genomsnitt över tre platser bak och tre platser fram i varje grupp. B = biokol; K = kontroll. Måttillfällena var 12 december 2018 (1), 16 januari (2), 31 januari (3), 27 februari (4), 5 mars (5) och 12 mars (6) 2019.

Resultaten där prover togs från borrhov i bäddarna visar att B100 % fram har lägst ts-halt och B100 % bak och B50 % bak har högst ts-halt (Figur 17).



Figur 17. Torrsubstans (ts) från borrprov i djupströbädd i försöksgrupper över tid i genomsnitt över tre platser bak och tre platser fram i varje grupp. B = biokol; K = kontroll. Mättillfällena var 12 december 2018 (1), 16 januari (2), 31 januari (3), 27 februari (4), 5 mars (5) och 12 mars (6) 2019.

Resultaten visar en högre ts-halt för B50 % bak både för borr och 20 cm jämfört med de andra medelvärdena (Tabell 8). På 20 cm djup visar B50 % en högre ts-halt jämfört med kontrollgruppen. Resultaten från borrproven visar ett mer varierat resultat. Platserna B100 % bak och B50 % bak visar en högre ts-halt än K bak medan platsen B100 % fram och B50 % fram visar en lägre ts-halt jämfört med kontrollgruppen.

Tabell 8. Medelvärde och standardavvikelse för torrsubstanshalt (ts) i djupströbädd vid 20 cm djup och i borrprov i varje försöksgrupp i genomsnitt över tre platser fram och tre platser bak i varje grupp

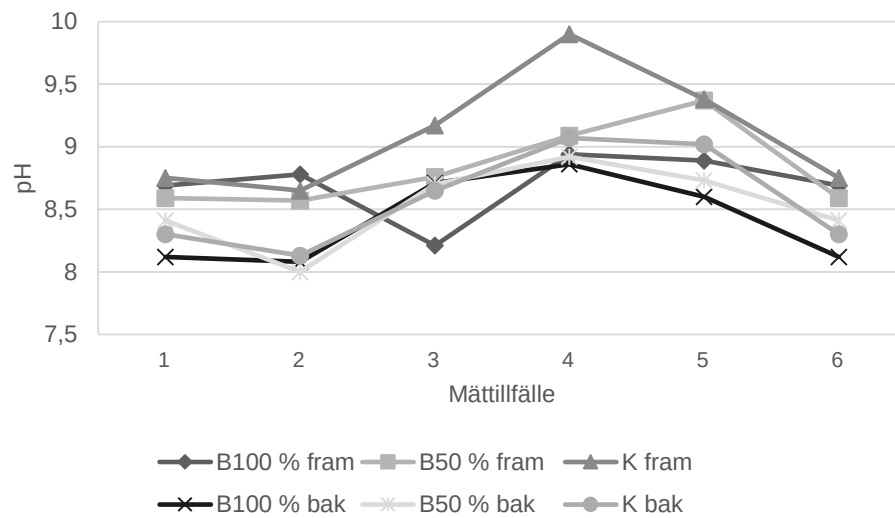
	B100 % ¹	B50 % ¹	Kontroll
20 cm djup			
Medelvärde fram	24,1 ± 0,45	26,0 ± 2,03	23,9 ± 1,44
Medelvärde bak	32,3 ± 2,38	37,4 ± 3,88	30,7 ± 6,36
Borrprov			
Medelvärde fram	24,2 ± 1,99	28,2 ± 1,83	31,4 ± 1,64
Medelvärde bak	30,6 ± 0,51	31,4 ± 1,11	28,0 ± 0,47

1. B = biokol

4.7 pH-mätning av djupströbädd

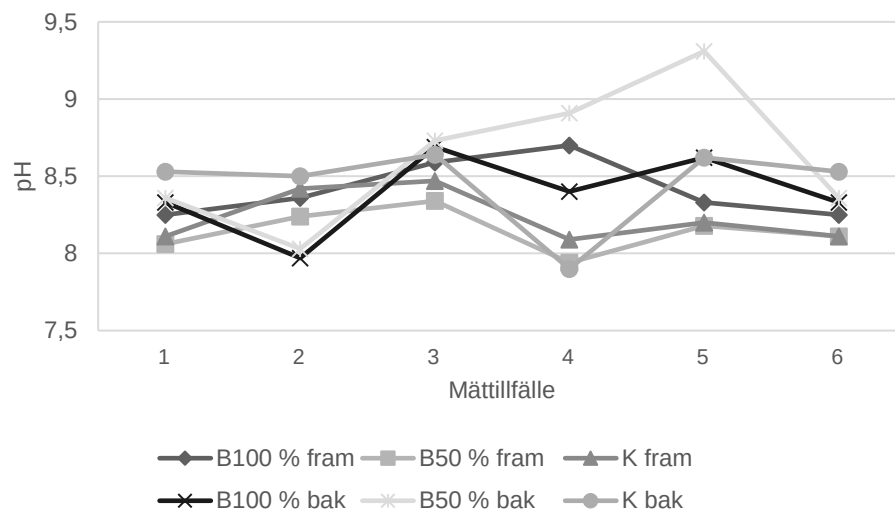
Det fanns en viss variation i pH mellan mättillfällena och två mättillfällen skiljde sig från de andra. Värdet för grupp K fram skiljde sig vid mättillfälle 4 för proven

på 20 cm djup (2019-02-27) då pH-värdet för K fram var högre jämfört med de andra (Figur 18).



Figur 18. pH-förändring över tid vid 20 cm djup i djupströbbädd i varje försöksgrupp i genomsnitt över tre platser bak och tre platser fram i varje grupp. B = biokol; K = kontroll. Mätillfällena var 12 december 2018 (1), 16 januari (2), 31 januari (3), 27 februari (4), 5 mars (5) och 12 mars (6) 2019.

Vid mätillfälle 5 (2019-03-05) går det att avläsa från grafen att B50 % bak för borrhproven hade ett högre värde än de andra mätpunkterna (Figur 19).



Figur 19. pH-förändring över tid för borrhprov i djupströbbädd i varje försöksgrupp i genomsnitt över tre platser bak och tre platser fram i varje grupp. B = biokol; K = kontroll. Mätillfällena var 12 december 2018 (1), 16 januari (2), 31 januari (3), 27 februari (4), 5 mars (5) och 12 mars (6) 2019.

Resultaten från borrproven visade oftast ett något högre medelvärde än på 20 cm djup i djupströbädden. Det fanns ingen betydande skillnad mellan försöksgrupperna (Tabell 9).

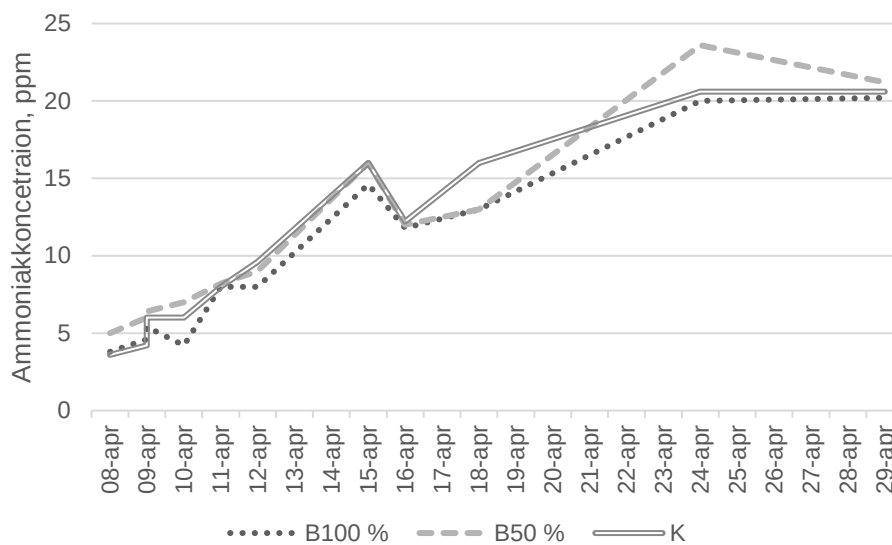
Tabell 9. Medelvärde och standardavvikelse från pH-mätning i djupströbädd vid 20 cm djup och i borrprov i varje försöksgrupp i genomsnitt över tre platser fram och tre platser bak i varje grupp

	B100 % ¹	B50 % ¹	Kontroll
20 cm djup			
Medelvärde fram	8,4 ± 0,51	8,1 ± 0,43	8,2 ± 0,53
Medelvärde bak	8,4 ± 0,38	8,6 ± 0,58	8,4 ± 0,44
Borrprov			
Medelvärde fram	8,9 ± 0,24	8,8 ± 0,42	8,9 ± 0,36
Medelvärde bak	8,4 ± 0,37	8,5 ± 0,39	8,6 ± 0,42

1. B = biokol

4.8 Gödselstudie

Resultatet visar att samtliga grupper ökade ammoniakemissionen över tid men att behandlingarna oftast inte skilde sig åt vid varje mättillfälle (Figur 20).



Figur 20. Resultat från mätningar av ammoniakkoncentration (ppm) i gödsel med tillsättning av biokol (B) eller kontroll (K) utan tillsättning av biokol i försöksgrupper över tid.

De stora standardavvikelserna med en stor spridning mellan värdena över tid fanns det ingen betydande skillnad mellan grupperna i genomsnitt övertid (Tabell 10). Medeltemperaturen i laboratoriet var $12,8 \pm 2,17$ °C under försöksperioden.

Tabell 10. Medelvärde och standardavvikelse från mätningar av ammoniakkoncentration (ppm) samt temperatur (°C) i gödsel

	B100 % ¹	B50 % ¹	Kontroll
Medelvärde NH ₃ (ppm)	10,3 ± 6,06	11,6 ± 6,32	11,2 ± 6,30
Medeltemperatur gödsel (°C)	14,9 ± 3,62	13,2 ± 3,24	14,4 ± 3,82

1. B = biokol

4.9 Vikt och tillväxt

De stora standardavvikelserna visade på att medelvikt och tillväxt mellan grupperna inte skilde sig åt (Tabell 11).

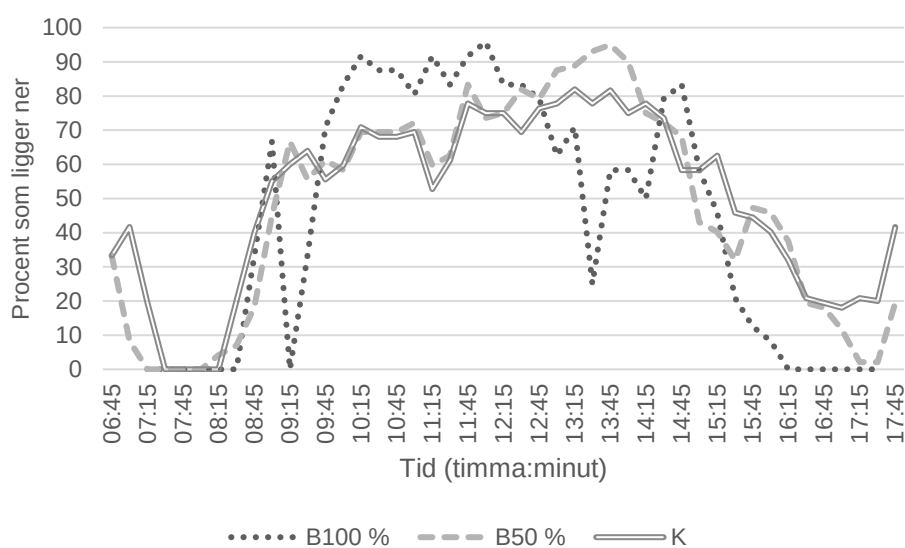
Tabell 11. Medelvärde och standardavvikelse för vikt och tillväxt (vid försökets slut) hos tjurarna i varje försöksgrupp

	B100 % ¹	B50 % ¹	Kontroll
Medelvikt (kg)	533 ± 65,72	545 ± 53,23	540,2 ± 66,28
Medeltillväxt (kg/dag)	1,60 ± 0,23	1,67 ± 0,16	1,64 ± 0,15

1. B = biokol

4.10 Beteende

Vid analys av filmerna visade tjurarna ett naturligt flockbeteende, där hela gruppen i stort sett följde samma mönster. Det gick att se att under vissa tidpunkter på dygnet låg alla djur ner samtidigt och under andra tidpunkter åt alla djur samtidigt, detta uppvisades i samtliga grupper. Över tid verkade tjurarna ligga en stor del av dagen och grupp B50 % och K följer varandras mönster, däremot skiljer sig grupp B100 % något från de andra grupperna (Figur 21). Det kan bero på det låga antalet observationer där B100 % hade totalt 72 observationer, B50 % hade 241 och K hade 243 observationer totalt. Anledningen till att antalet observationer skiljde mellan grupperna var för att de tre filmkamerorna som var uppsatta registrerade olika mängd film under försöket.



Figur 21. Procent av tjurarna som låg ned timme för timme inom observationstiden i februari och mars när de hade 2,5 % biokol (B100 %) 5 % biokol (B50 %) respektive ingen biokol (K) i ströbädden.

Resultatet visade att liggtiden för grupp B100 % skiljde sig från de andra två grupperna under februari månad men eftersom få observationer fanns blir resultatet för osäkert för att visa på en faktisk skillnad. I mars månad fanns det inte några betydande skillnader mellan grupperna (Tabell 12).

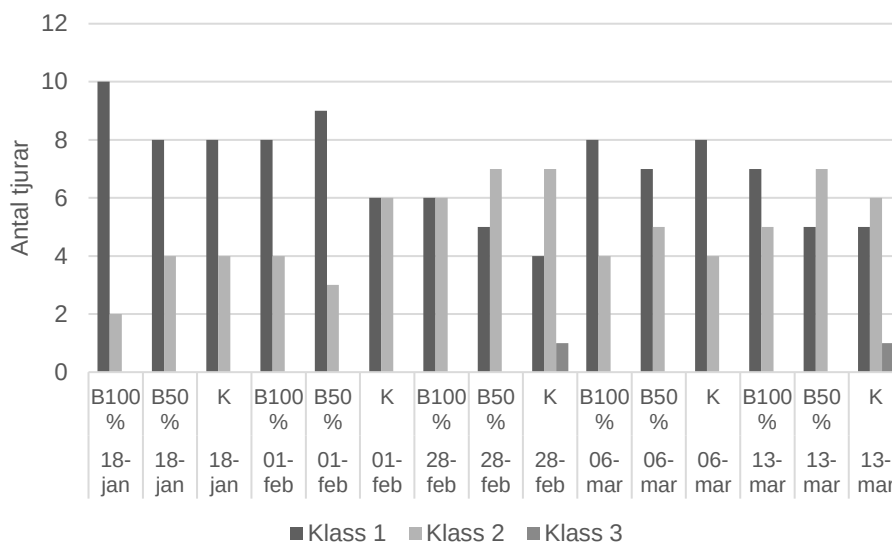
Tabell 12. Medelvärde ($\pm$ standardavvikelse) för procent av växande ungtjurar som låg ned vid momentana intervallobservationer var 15 minut kl.06.00-18.00 under tre dygn i februari resp. mars när de hade 2,5 % (B100 %) eller 5 % biokol (B50 %) i djupströbädden jämfört med ingen biokol (K)

	B100 % ¹	B50 % ¹	Kontroll
Februari			
Medelvärde	26,1 $\pm$ 32,79	49,0 $\pm$ 34,08	49,3 $\pm$ 31,63
Antal observationer	23	94	98
Mars			
Medelvärde	58,3 $\pm$ 36,20	52,0 $\pm$ 37,24	53,6 $\pm$ 35,93
Antal observationer	47	147	145

1. B = biokol

4.11 Renhet

Från mätperiodens början till slut blev tjurarna något mer smutsiga för samtliga grupper, vilket innebar att tillsatsen av biokol inte gör tjurarna renare (Figur 22).



Figur 22. Förändring av tjurarnas renhet över tid när de hölls på djupströbädd med antingen 5 % biokol (B100 %), 2,5 % biokol (B50 %) eller ingen biokol (K). Klass 1 innebär rent djur, klass 2 innebär något smutsigt djur och klass 3 innebär något mer smutsiga djur.

Resultaten från renhetsbedömningen visade att biokol inte hade någon påverkan på renheten (Tabell 13). En hypotes från början var att biokol skulle göra bädden torrare och därmed hålla djuren renare men detta kunde alltså inte visas tydligt.

Tabell 13. Resultat renhet, medelvärdet för antal i varje klass. Klass 1 innebär rent djur, klass 2 innebär något smutsigt djur och klass 3 innebär något smutsiga djur

	B100 % ¹	B50 % ¹	Kontroll
Medelvärde klass 1	7,8 ± 1,48	6,8 ± 1,79	6,2 ± 1,79
Medelvärde klass 2	4,2 ± 1,42	5,2 ± 1,79	5,4 ± 1,34
Medelvärde klass 3	0 ± 0	0 ± 0	0,4 ± 0,55

1. B = biokol

5 Diskussion

Det finns många studier som har undersökt biokol som exempelvis jordförbättringsmedel (Chan *et al.*, 2008; Lehmann *et al.*, 2011; Biederman & Harpole, 2013) och det finns ett flertal studier genomförda med avseende på att studera miljöeffekter av djupströbädd (Jeppsson, 1999, 2002; Philippe *et al.*, 2007) men det här är det första arbetet där effekten av att tillsätta biokol i djupströbädd studerats. Detta har gjort att när artiklar till litteraturgenomgången skulle studeras fick istället artiklar som handlar om vad biokol är, vilka egenskaper det har och hur det framställs användas. Information kring djupströbäddens miljöpåverkan fick studeras separat. Det fanns en artikel skriven om biokol tillsatt i kompost. Den artikeln visade på att mängden tillsatt biokol har betydelse för resultatet (Steiner *et al.*, 2010). Det blev inga signifikanta resultat om lägre än 200 gram biokol per kg kompost tillsattes i komposten. Studien jämförde 50 gram med 200 gram biokol per kg kompost, resultatet utesluter inte att det möjligen skulle kunna hittas effekt av biokol tidigare än vid 200 gram. De signifikanta resultaten visade en minskning av ammoniakutsläpp och minskad kväveförlust.

När organiskt material hettas upp över 550 grader skapas biokol som kan ta upp näringsämnen bättre än om de hettas upp under 550 grader, detta genom en ökad absorptionsförmåga eftersom biokolen blir mer porös (Jindo *et al.*, 2014). Detta gäller framförallt biokol utvunnet från trämaterial. Biokol som användes i detta arbete bestod av rester från skogsindustrin och det innehöll 77,9 % kol av ts med en ts-halt på 95,8 % samt 11,7 % aska av ts. Resultatet från analysen visar på en högre kolhalt jämfört med vad tidigare analyser som gjorts på biokol av trämaterial har kommit fram till, där genomsnittet var 85 % kolhalt (Schmidt *et al.*, 2012). Biokol i detta arbete värmdes upp vid en temperatur på 950–1050 °C, vilket är över 550 grader och kan därför vara en faktor till att djupströbäddarna med biokolen kunde binda till sig ammoniak något bättre än kontrollgruppen.

Inhysningsformen och strötypen har stor betydelse för mängden utsläpp och påverkan på klimatet. Flera studier visar att användningen av djupströbädd ökar utsläppen både för grisar och kor jämfört med spaltgolv eller hackat halm som var

blandat med torv (Jeppsson, 1999, 2000; Philippe *et al.*, 2007). Dessutom verkar också aktivitet och ålder hos djuren ha en betydelse för utsläppen (Jeppsson, 2002), vilket även har visats i detta arbete, det vill säga att både ammoniak- och koldioxidemissionen ökade från försökets början till slut. Detta beror troligen på att tjurarna gick från att vara 248 ± 26 dagar gamla till att vara 410 ± 26 dagar gamla samt att de växte från $308,75 \pm 0,88$ kg till $539,4 \pm 5,99$ kg, vilket påverkar mängden foder som behövs för underhåll och fortsatt tillväxt som i sin tur gör att de gödslar mer och släpper ut mer växthusgaser. Det beror troligen också på att lufttemperaturen i stallen varierade mellan mättillfällena.

Resultaten från koldioxidavgången visar att mättillfälle 4 (2019-02-27) skiljde sig från de andra mättillfällena genom att koldioxiden ökade för både grupp B100% och K anmärkningsvärt. Det beror troligen på att det mättillfället uppnådde den varmaste temperaturen på $10\text{ }^{\circ}\text{C}$ jämfört med de andra mättillfällena. Det var även en varm natt, där temperaturen uppnådde $7\text{ }^{\circ}\text{C}$ som högst och strax under $3\text{ }^{\circ}\text{C}$ som kallast. En annan potentiell förklaring kan vara att det beror på mätfel eller något fel på utrustningen men då det var samma personer som genomförde mätningarna och det var samma utrustning som användes vid varje mätning, borde det inte bero på det. Temperaturskillnaden mellan mättillfällena syns även i resultatet från pH-mätningarna där en höjning av pH påvisas vid mättillfälle 4. Det går även att avläsa från resultaten att grupp B100 % och K visade en liknade mängd koldioxidavgång, detta var lägre än utsläppen från grupp B50 %. På grund av denna spridning i resultaten går det inte att avgöra vilken effekt biokol hade i djupströbädden.

Vid en jämförelse med detta examensarbete och två tidigare studier (Jeppsson, 1999, 2000), som använde samma mätmetod som i detta examensarbete, går det att avläsa att det finns vissa skillnader mellan resultaten (Tabell 14). Det går att avläsa att torvblandningen verkar vara det bästa alternativet, då det verkar släppa ut minst från bädden. Men då torven blandades med hackad halm i studierna av Jeppsson (1999, 2000) och biokol i denna studie blandades med långsträigt halm blir jämförelsen missvisande. Hackad halm ger i sig en sänkning av ammoniak- och koldioxidemission. Nackdelen med torv är tillskillnad från biokol att det är en ändlig resurs som släpper ut stora mängder växthusgaser när den bryts från marken (Hjerpe *et al.*, 2014).

Det finns några skillnader mellan studierna av Jeppsson (1999, 2000) och detta arbete. I den här studien fylldes halmen på två gånger i veckan och total åtgång var 8 kg halm per tjur och dag. Tjurarna växte från 308 kg till 539 kg och de utfodrades med bland annat ensilage. Deras liggyta var $6,94\text{ m}^2$ och totalyta $7,33\text{ m}^2$ och mätningar genomfördes på sex platser i varje bädd. I studierna av Jeppsson, (1999, 2000) hade boxarna skrapgång, djuren fick strö tre gånger i veckan, utfodrades med bland annat hö och hade en liggyta på $2,58\text{ m}^2$ och en totalyta på $4,2\text{ m}^2$ samt att

djuren fick 2,7 kg strö per djur och dag. I de studierna genomfördes det fem mätningar i bädden. I studien av Jeppsson, (1999) framgår det att djuren växte från 190 till 430 kg under försökets gång. Resultaten från studierna av Jeppsson (1999, 2000) visade ett lägre ammoniak- och koldioxidutsläpp jämfört med detta examensarbete. Detta kan bero på att studiernas boxar hade skrapgång, vilket kan ha gjort att mindre mängd träck och urin hamnade i bädden, som kan ha haft effekt på resultatet. Djuren i Jeppsson, (1999) vägde mindre än i detta examensarbete, vilket gjorde att de troligen åt mindre och avgav mindre träck och urin, vilket också påverkar avgången av ammoniak och växthusgaser.

Tabell 14. Sammanställning av resultat från djupströbädd med nötkreatur. Värden som visas är antingen ammoniak (NH₃) och koldioxid (CO₂) från (Jeppsson, 1999, 2000) och detta examensarbete

	NH ₃ (mg m ⁻² h ⁻¹)	CO ₂ (g m ⁻² h ⁻¹)
(Jeppsson, 1999)		(Jeppsson, 2000)
Långstråig halm (nöt)	747 ± 699	72,2 ± 50,65
Hackat halm (nöt)	547 ± 368	58,0 ± 45,25
Torv och hackad halm (nöt)	319 ± 270	24,0 ± 20,0
(Detta arbete)		(Detta arbete)
Långstråig halm K ¹	1115 ± 587,55	106,1 ± 45,46
Långstråig halm B50 % ²	734,5 ± 396,55	149,5 ± 19,0
Långstråig halm B100 % ²	774 ± 484,75	99,9 ± 37,87

1. K = kontroll

2. B = biokol

Det var en skillnad i resultat mellan fram och bak i djupströbäddarna. Detta visades i att koldioxidavgången var högre bak, det var högre temperatur och ts-halt bak och från borrhproven som analyserades för pH var värdet lägre bak än fram. Det som kan ha påverkat resultatet var att tjurarna använde ytan i boxen på olika sätt. Framtill, som var närmast foderbordet var det visuellt blötare, vilket även resultaten från ts-mätningarna i detta arbete indikerar på. Troligen urinerade tjurarna mest vid foderbordet och avgav träck när de reste sig från platsen de legat på, dvs i bakre delen av djupströbädden. Baktill var visuellt torrare och användes av de flesta tjurarna som liggplats, vilket ytan fram inte användes till.

Loggrarna i bädden försvann i djupströbädden där grupp B100 % gick. Det skulle varit intressant att se de resultaten för att se hur temperaturen skiljde mot de andra djupströbäddarna. För när B50 % och K jämfördes hade K-bädden en varmare temperatur. Det var dock bara en logg i bädden, vilket inte är representativt för hela bädden. Temperatur mätningar genomfördes även 20 cm ned i bädden vid varje mättillfälle. Från dessa resultat hade biokolgrupperna något högre temperatur än kontrollgruppen men på grund av de höga standardavvikelserna gick det inte avläsa om detta var en betydande skillnad.

I resultatet för beteendestudien går det att avläsa att medelvärdet för liggtiden för grupp B100 % är lägre än för resterande grupper, vilket innebär att den gruppen ligger ner en kortare tid. Det är dock missvisande av flera anledningar. Utrustningen är mycket känslig och när filmerna skulle analyseras upptäcktes det att flera timmar film inte hade blivit registrerad, den filmkamera som hade registrerat kortast tid var för gruppen B100 %. En ytterligare anledning var att programvaran, Observer XT 11, som var tänkt att användas för analys av filmerna inte fungerade och därmed fick ett annat program (Windows Media Player) användas. Flera olika programvaror försöktes användas men då de inte accepterade filtypen som filmerna var sparad i fick det bli Windows Media Player. Nackdelen var då istället att filmerna endast kunde analyseras var femtonde minut, vilket inte är optimalt då det hinner hända väldigt mycket under tiden som tjurarna inte analyseras. Dessutom försvann flera timmar nattetid då det blev för mörkt för att kunna analysera hela gruppen och därför uteslöt timmarna mellan klockan 18.00–06.00. Kameran hade en liten lampa men den var alldeles för svag. Om försöket skulle göras om skulle antingen det behövas sättas upp starkare lampor eller exempelvis UV-lampor, som skulle kunna vara tända nattetid. Troligen skulle UV-lampor vara ett bättre alternativ än starka lampor, då den starka lampan möjligen skulle kunna påverka tjurarnas beteende genom att göra stallet ljusare än vad de är vana vid. Trots att resultatet var något missvisande visar det att tjurarna spenderade i genomsnitt för alla grupper 48 % på att vila under de observerade timmarna, vilket motsvarar cirka tolv timmar per dygn om de skulle följa samma mönster dygnet runt. Detta resultat stämmer överens med en tidigare studie som studerade mjölkkor (Ternman *et al.*, 2018). Två andra studier visade dock cirka 1,5 timme längre liggtid, än 12 timmar per dygn, vilket indikerar att det finns en variation beroende på hur djuren har studerats men även att det troligen skiljer sig beroende på ålder, kön och produktionsform (Fregonesi *et al.*, 2007; Hedén 2007). Det fanns faktorer som kan påverkat liggtiden, dels var det kvigor på andra sidan foderbordet, vilka mycket sannolikt påverkade tjurarna om kvigor var i brunst. Dels fanns det ett dikostall cirka 100 meter från stallet, på den sidan där B100 % stod. Försöksstallet var byggt så att de inte kunde se varandra men lukterna kan ha påverkat. Skötarnas närvaro kan ha påverkat tjurarna både för att skötarna var förknippade med foder och möjligen för att de blev mer aktiva om skötarna blev inne hos dem ofta.

Renhetsbedömningen genomfördes med direktobservation, av samma person varje gång vilket är bra för att om flera personer gör en bedömning är risken större att det bedöms olika. Problemet med direktobservation är dock att det är en bedömning och gränsen mellan vad en klass 1, 2 eller 3 innebar är något flytande, vilket gör att resultatet enkelt kan påverkas och det blir inte lika tillförlitligt. Skulle detta göras om skulle det vara bra om personen som genomförde bedömningen inte visste vilka tjurar som tillhörde vilken grupp (i detta arbete visste personen vilken grupp

tjurarna tillhörde) samt att det skulle behövas tydligare beskrivning vad varje klass innebar.

Appliceringen av biokol skedde i det här arbetet manuellt genom att strö biokol rad för rad och sedan fylla på med ett tunt lager halm ovanpå. Detta är tidskrävande och inte applicerbart på en vanlig gård. För att detta ska vara praktiskt möjligt behövs ett tillvägagångssätt, att blanda in biokol i halmen, som är enkelt och tidseffektivt. Det behöver även vara ekonomiskt försvarbart för lantbrukare att använda biokol, vilket det inte är i dagsläget. Det kan uppnås genom statligt stöd eller genom en vilja och intresse hos lantbrukaren att starta upp en biogasanläggning på den egna gården eller tillsammans med grannar. Fördelarna som kan motivera användningen av biokol, förutom de miljömässiga, är att tillverkningen kan generera energi och vara ett alternativ för att bli av med skörderester och djupströbädden då det kan användas som ett substrat till biogasanläggningen, istället för att behöva mylla ner det i jorden. Om djupströbädden inte ska förbrännas i en biogasanläggning kan ändå tillsättningen av biokol kan ett alternativ eftersom det kan ha en god effekt på skörden. Då kan djupströbädden myllas ner i jorden efter en säsong med biokoltillsats i bädden och på så sätt får lantbrukaren ta del av fördelarna som biokol har på jorden.

Övergripande visar samtliga resultat en variation både inom och mellan grupper samt mellan mättillfällen. Detta överensstämmer med en tidigare studier både för NH_3 och CO_2 avgången (Jeppsson, 1999, 2000). Då det användes samma mätmetod i de studierna som denna kan variationen bero på mätmetoden men det är mer troligen att det beror på omgivande faktorer såsom variationer i djupströbädden och temperatur. De höga standardavvikelsena kunde bero på att mätningarna inte genomfördes på exakt samma plats i bädden varje gång. Det var också stor variation gällande hur djuren hade legat ner och hur mycket träck och urin det fanns på platsen i bädden. Även temperatur i luften skiljde sig åt både mellan platser inom samma mättillfälle men även mellan tillfällen. Detta för att alla platser i de olika bäddarna inte kunde mätas vid samma tidpunkt då det bara fanns tre huvar och det var 18 mätplatser.

I detta arbete användes enbart Microsoft Excel när medelvärde och standardavvikelse räknades ut. Detta blev en begränsande faktor då det för flera parametrar inte gick att avgöra ifall biokol faktiskt hade en effekt eller inte. Det skulle behövas göras mer avancerad statistik för att få fram vilka värden som är signifikanta och inte. Studien är en del av ett större projekt som kommer att pågå fram till 2020 och innefattar förutom emissioner av växthusgaser och ammoniak från djupströbädd även rötning av djupströbädden i biogasreaktorer. Då detta arbete var en förstudie och en del i ett större projekt, kommer förhoppningsvis det fortsatta undersökningarna ge ytterligare klarhet och svar på hur biokol påverkar ammoniakemissioner och växthusgasutsläpp. För att säkerhetsställa de faktiska effekterna av biokol skulle fler försök och statistiska analyser behöva genomföras för att kunna dra några ytterligare

slutsatser. För fortsatt forskning skulle det vara intressant att blanda in biokol med andra typer av strö än långstråig halm, som det gjordes i detta examensarbete, för att se vilka miljömässiga skillnader det kan få. Det skulle även vara intressant att jämföra inblandningen av biokol med inblandningen av torv i en och samma studie.

Slutsats

Slutsatsen är att biokol verkar ha en effekt på ammoniakavgången redan vid tillsättning av 2,5 % biokol av gödselmängden i bädden och biokolen påverkar inte tjurarnas liggtid eller renhet. Det går inte att dra några konkreta slutsatser från resultatet om hur växthuseffekten påverkas av tillsättning av biokol till djupströbäddar. För fortsatt forskning skulle det vara intressant att blanda in biokol med andra typer av strö än långstråig halm, som det gjordes i detta examensarbete, för att se vilka miljömässiga skillnader det kan få. Det skulle även vara intressant att jämföra inblandningen av biokol med inblandningen av torv i en och samma studie.

Referenser

- Ackerman, F. (2000). Waste management and climate change. *Local Environment*, vol. 5 (2), ss. 223–229
- Ali, I. (2005). *Behaviour of young dairy bulls under group housing conditions and mature dairy bulls during semen collection*. (Master of Science Programme in Veterinary Medicine for International Students). Animal Environment and Health. Tillgänglig: <https://stud.epsilon.slu.se/3617/> [2019-05-29]
- Andersen, N. & Ericsson, A. (2005). *Dokumentring av djupströsystem till nöt - halmförbrukning, arbetsbehov, gödselmängd och djurrenhet*. Hushållningssällskapet Kristianstad. Tillgänglig: http://www.vaxteko.nu/html/sll/hs_1_lan/utan_serietitel_hs_1_lan/UST07-04/UST07-04.PDF
- Arave, C.W. & Albright, J.L. (1981). Cattle behavior. *Journal of dairy science*, vol. 64 (6), ss. 1318–1329
- Bernes, G., Palmborg, C. & Jeppsson, K.-H. (2017). Växtnäringsvärde i djupströgsödsel från får. (4)
- Biederman, L.A. & Harpole, W.S. (2013). Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis - Biederman - 2013 - GCB Bioenergy - Wiley Online Library. *GCB bioenergy*, vol. 5 (2), ss. 202–214
- Břendová, K., Tlustoš, P., Száková, J. & Habart, J. (2012). Biochar properties from different materials of plant origin. *European Chemical Bulletin*, vol. 1 (12), ss. 535–539
- Bridgewater, A.V., Meier, D. & Radlein, D. (1999). An overview of fast pyrolysis of biomass. *Organic geochemistry*, vol. 30 (12), ss. 1479–1493
- Brownsort, P.A. (2009). Biomass pyrolysis processes: performance parameters and their influence on biochar system benefits. Tillgänglig: <https://www.era.lib.ed.ac.uk/handle/1842/3116> [2019-03-26]
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N. & Smith, V.H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, vol. 8 (3), ss. 559–568
- Chan, K.Y., Van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A. & Joseph, S. (2008). Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Soil Research*, vol. 45 (8), ss. 629–634
- Clough, T.J. & Condon, L.M. (2010). Biochar and the Nitrogen Cycle: Introduction. *Journal of Environmental Quality*, vol. 39 (4), ss. 1218–1223
- Fangmeier, A., Hadwiger-Fangmeier, A., Van der Eerden, L. & Jäger, H.J. (1995). Effects of atmospheric ammonia on vegetation—A review - ScienceDirect. vol. 86 (1), ss. 43–82
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C. & Gibbs, H.K. (2005). Global consequences of land use. *science*, vol. 309 (5734), ss. 570–574
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Bernsten, T., Betts, R., Fahey, D.W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D.C. & Myhre, G. (2007). Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. Chapter 2. *Climate Change 2007. The Physical Science Basis*.
- Fregonesi, J.A., Veira, D.M., Von Keyserlingk, M.A.G. & Weary, D.M. (2007). Effects of bedding quality on lying behavior of dairy cows. *Journal of dairy science*, vol. 90 (12), ss. 5468–5472
- Fuchs, M.R., Garcia-Perez, M., Small, P. & Flora, G. (2014). *Campfire Lessons: Breaking Down the Combustion Process to Understand Biochar Production and Characterization*. Tillgänglig: <https://www.biochar-journal.org/en/ct/47>
- Garcia-Perez, M., Lewis, T. & Kruger, C.E. (2010). Methods for producing biochar and advanced biofuels in Washington State. *Washington State University, Pullman, WA*, vol. 137

- Gaunt, J.L. & Lehmann, J. (2008). Energy balance and emissions associated with biochar sequestration and pyrolysis bioenergy production. *Environmental science & technology*, vol. 42 (11), ss. 4152–4158
- Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G. & Zech, W. (2001). The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften*, vol. 88 (1), ss. 37–41
- Gulliksson, H., Fogelström, P., Zethraeus, B. & Johansson, B.-Å. (2005). *Närvärme med biobränslen - Vägledning från idé till färdig anläggning*. (9:2005). Sverige, Eskilstuna: Statens energimyndighet. Tillgänglig: <https://www.osti.gov/etdeweb/servlets/purl/20745852>
- Hedén, S. (2007). Aktivitet, lägnings- och resningsbeteenden, tillväxt samt renlighet hos kvigor i liggbås respektive djupströbäddsbås. Sveriges lantbruksuniversitet. *Examensarbete Veterinärprogrammet*, s. 25
- Hjerpe, K., Eriksson, H., Kanth, M., Boström, B., Berglund, K., Berglund, Ö., Lundblad, M., Kasimir, Å., Klemetsson, L., Eksvärd, J., Lindgren, A. & Svensson, E. (2014). *Utsläpp av växthusgaser från torvmark*. (2014:24). Jönköping. Tillgänglig: https://www2.jordbruksverket.se/download/18.64f2616c14acd372c5c4391c/1420810674894/ra14_24.pdf [2019-04-10]
- Hultgren, J. (2001a). Effects of two stall flooring systems on the behaviour of tied dairy cows. *Applied Animal Behaviour Science*, vol. 73 (3), ss. 167–177
- Hultgren, J. (2001b). *Observational and experimental studies of the influence of housing factors on the behaviour and health of dairy cows*. (PhD Thesis). SLU/Repro. Tillgänglig: <https://pub.epsilon.slu.se/964/1/Ramber.pdf>
- Hultgren, J. & Bergsten, C. (2001). Effects of a rubber-slatted flooring system on cleanliness and foot health in tied dairy cows. *Preventive Veterinary Medicine*, vol. 52 (1), ss. 75–89
- Jeppsson, K.-H. (1998). Ammonia emission from different deep-litter materials for growing-finishing pigs. *Swedish Journal of Agricultural Research*, vol. 28 (4), ss. 197–206
- Jeppsson, K.-H. (1999). Volatilization of Ammonia in Deep-litter Systems with Different Bedding Materials for Young Cattle - ScienceDirect. *Engng Res*, (73), ss. 49–73
- Jeppsson, K.-H. (2000). Carbon dioxide emission and water evaporation from deep litter systems. *Journal of agricultural engineering research*, vol. 77 (4), ss. 429–440
- Jeppsson, K.-H. (2002). Diurnal Variation in Ammonia, Carbon Dioxide and Water Vapour Emission from an Uninsulated, Deep Litter Building for Growing/Finishing Pigs. *Biosystems engineering*, vol. 81, ss. 213–224
- Jeppsson, K.-H. (2009). *Emission av ammoniak, lustgas och metan från gödselbäddar i stall för nötkreatur och grisar - litteraturgenomgång*. (2009:3). Alnarp. Tillgänglig: <https://pub.epsilon.slu.se/4440/> [2019-03-27]
- Jeppsson, K.-H. & Gustafsson, G. (2009). *Byggnadstekniska åtgärder för lägre ammoniakemission från djurstallar*. (2009:12). Alnarp: Fakulteten för landskapsplanering, trädgårds- och jordbruksvetenskap.
- Jindo, K., Mizumoto, H., Sawada, Y., Sanchez-Monedero, M.A. & Sonoki, T. (2014). Physical and chemical characterization of biochars derived from different agricultural residues. *Biogeosciences*, vol. 11 (23), ss. 6613–6621
- Keiluweit, M., Nico, P.S., Johnson, M.G. & Kleber, M. (2010). *Environmental science & technology*, vol. 44 (4), ss. 1247–1253
- Kimetu, J.M., Lehmann, J., Ngoze, S.O., Mugendi, D.N., Kinyangi, J.M., Riha, S., Verchot, L., Recha, J.W. & Pell, A.N. (2008). Reversibility of soil productivity decline with organic matter of differing quality along a degradation gradient. *Ecosystems*, vol. 11 (5), s. 726
- Kuhlbusch, T.A.J. & Crutzen, P.J. (1995). Toward a global estimate of black carbon in residues of vegetation fires representing a sink of atmospheric CO₂ and a source of O₂. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 9 (4), ss. 491–501

- Lal, R. (2009). Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European Journal of Soil Science*, vol. 60 (2), ss. 158–169
- Lehmann, J. & Joseph, S. (2012). *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Routledge.
- Lehmann, J., Rillig, M.C., Thies, J., Masiello, C.A., Hockaday, W.C. & Crowley, D. (2011). Biochar effects on soil biota – A review. *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 43 (9), ss. 1812–1836 (19th International Symposium on Environmental Biogeochemistry)
- Lehmann, J., da Silva, J.P., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W. & Glaser, B. (2003). Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and soil*, vol. 249 (2), ss. 343–357
- Mizuta, K., Matsumoto, T., Hatate, Y., Nishihara, K. & Nakanishi, T. (2004). Removal of nitrate-nitrogen from drinking water using bamboo powder charcoal. *Bioresource technology*, vol. 95 (3), ss. 255–257
- Nehls, T. (2002). Fertility improvement of a Terra Firme Oxisol in Central Amazonia by charcoal applications. *Final thesis in Geoecology, University of Bayreuth, Institute of Soil Science and Soil Geography*, vol. 81
- Ngwabie, N.M., Jeppsson, K.-H., Gustafsson, G. & Nimmermark, S. (2011). Effects of animal activity and air temperature on methane and ammonia emissions from a naturally ventilated building for dairy cows. *Atmospheric Environment*, vol. 45 (37), ss. 6760–6768
- Ngwabie, N.M., Jeppsson, K.-H., Nimmermark, S., Swensson, C. & Gustafsson, G. (2009). Multi-location measurements of greenhouse gases and emission rates of methane and ammonia from a naturally-ventilated barn for dairy cows. *Biosystems Engineering*, vol. 103 (1), ss. 68–77
- Ni, J.-Q. & Heber, A.J. (2008). Sampling and measurement of ammonia at animal facilities. *Advances in agronomy*, vol. 98, ss. 201–269
- Philippe, F.-X., Laitat, M., Canart, B., Vandenheede, M. & Nicks, B. (2007). Comparison of ammonia and greenhouse gas emissions during the fattening of pigs, kept either on fully slatted floor or on deep litter. *Livestock Science*, vol. 111 (1–2), ss. 144–152
- Redbo, I. (1996). *Miljöns inverkan på beteende hos nötkreatur*. (SLU Info rapporter, 197). Uppsala: Husdjurens utfodring och vård. Tillgänglig: http://www.vaxteko.nu/html/sll/slu/slu_info_rapp_allm/IRA197/IRA197L.HTM [2019-04-25]
- Robertson, G.P. & Swinton, S.M. (2005). Reconciling agricultural productivity and environmental integrity: a grand challenge for agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 3 (1), ss. 38–46
- Rodhe, L., Ascue, J., Tersmeden, M. & Willén, A. (2013). *Växthusgaser från rötdad och orötdad nötflytgödsel vid lagring och efter spridning: samt bestämning av ammoniak avgång och skörd i vårkorn*.
- SCB (2018). *Utsläppen av växthusgaser från tillverkningsindustrin ökade andra kvartalet 2018*. Statistiska Centralbyrån. Tillgänglig: <http://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/miljo/miljoekonomi-och-hallbar-utveckling/miljorakenskaper/pong/statistiknyhet/miljorakenskaper--utslapp-till-luft-andra-kvartalet-2018/> [2019-04-11]
- Schmidt, H.P., Abiven, S., Kammann, C., Glaser, B., Bucheli, T. & Leifeld, J. (2012). *Guidelines for biochar production*. Berlin. Tillgänglig: <http://www.biochar-science.net/doc/european-biochar-certificate-v4.2-final2012.pdf>
- Singh, B.P., Hatton, B.J., Singh, B., Cowie, A.L. & Kathuria, A. (2010). Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. *Journal of environmental quality*, vol. 39 (4), ss. 1224–1235

- SJV (2018). *Jordbruket släpper ut växthusgaser*. [text]. Tillgänglig: <http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/miljoklimat/begransadklimatpaverkan/jordbruketslapperutvaxthusgaser.44b00b7db11efe58e66b8000986.html> [2019-04-11]
- Steiner, C., Das, K.C., Melear, N. & Lakly, D. (2010). Reducing Nitrogen Loss during Poultry Litter Composting Using Biochar. *Journal of Environmental Quality*, vol. 39 (4), ss. 1236–1242
- Ternman, E., Pastell, M., Hänninen, L., Agenäs, S. & Nielsen, P.P. (2018). First-night effect on sleep time in dairy cows. (Loor, J. J., red.) *PLOS ONE*, vol. 13 (4), s. e0195593
- Wood, S., Sebastian, K. & Scherr, S.J. (2000). *Pilot analysis of global ecosystems: agroecosystems*. Washington, D. C. USA: International Food Policy Research Institute and World Resources Institute.
- Yamato, M., Okimori, Y., Wibowo, I.F., Anshori, S. & Ogawa, M. (2006). Effects of the application of charred bark of *Acacia mangium* on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia. *Soil science and plant nutrition*, vol. 52 (4), ss. 489–495

Populärvetenskaplig sammanfattning

Biokol i djupströbädd, har det några positiva effekter för klimatet?

Miljö- och klimatfrågor är viktiga och det finns ett stort fokus på att hitta nya sätt att minska mängden utsläpp som vi människor släpper ut genom vår livsstil. Ett sätt att minska vårt avtryck är att hitta nya metoder som lyckas binda in utsläppen istället för att släppa ut dem i atmosfären. Biokol kan vara en del av lösningen och samtidigt ha betydelse för det svenska lantbrukets konkurrenskraft.

Biokol ser ut som svarta kolbitar, likt grillkol till utseendet. Det framställs genom att organiskt material, såsom växtdelar eller matavfall värms upp i höga temperaturer, en process som kallas pyrolys. Biokol har en god absorptionsförmåga, gör att det kan binda in näringsämnen och att läckaget från marken av exempelvis kväve (N) blir lägre. Biokol används framförallt till jordförbättring på grund av sina egenskaper. Med detta i åtanke är det rimligt att tänka att tillsats av biokol i djupströbädd möjligen kan minska klimatpåverkan genom att binda in ammoniak och växthusgaser i djupströbädden.

För att ta reda på om biokol faktiskt har effekt i djupströbädd genomfördes en del av en pilotstudie under perioden oktober 2018 till mars 2019 på Rådde Gård, Långhem, Hushållningssällskapet Sjuhärad. Det involverade 36 ungtjurar som fördelades på tre djupströbäddar. Det var en kontrollgrupp som inte fick någon biokol alls i bädden och de andra två fick två olika mängder biokol inblandat i vetealm; 2,5 % respektive 5 % av gödselmängden. Under försöksperioden genomfördes flera olika provtagningar och analyser där bland annat torrsubstans, pH, ammoniak- och växthusavgången mättes och sedan analyserades. För att kontrollera om biokol hade några negativa effekter på tjurarnas välfärd undersöktes liggtiden genom videofilmning och tjurarnas renhet med hjälp av direktobservationer.

Resultatet visade en stor variation både inom gruppen, mellan grupperna och mellan mättpunkterna. Samtidigt visade resultatet att tillsättning av biokol gav en minskad ammoniakemission och tjurarna visade inte någon försämring i varken liggtid eller renhet när kontrollgruppen jämfördes med biokolgrupperna. Det var dock svårt att dra några konkreta slutsatser från resultatet gällande växthusgaserna.

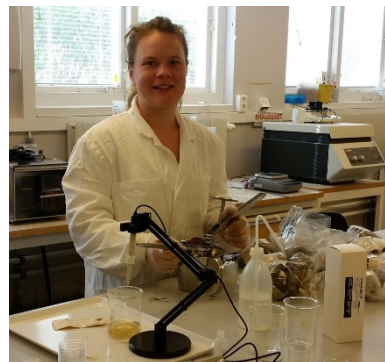


Bild tagen i laboratoriet SLU Skara när pH-mätningarna genomfördes (Foto: Frida Dahlström).