

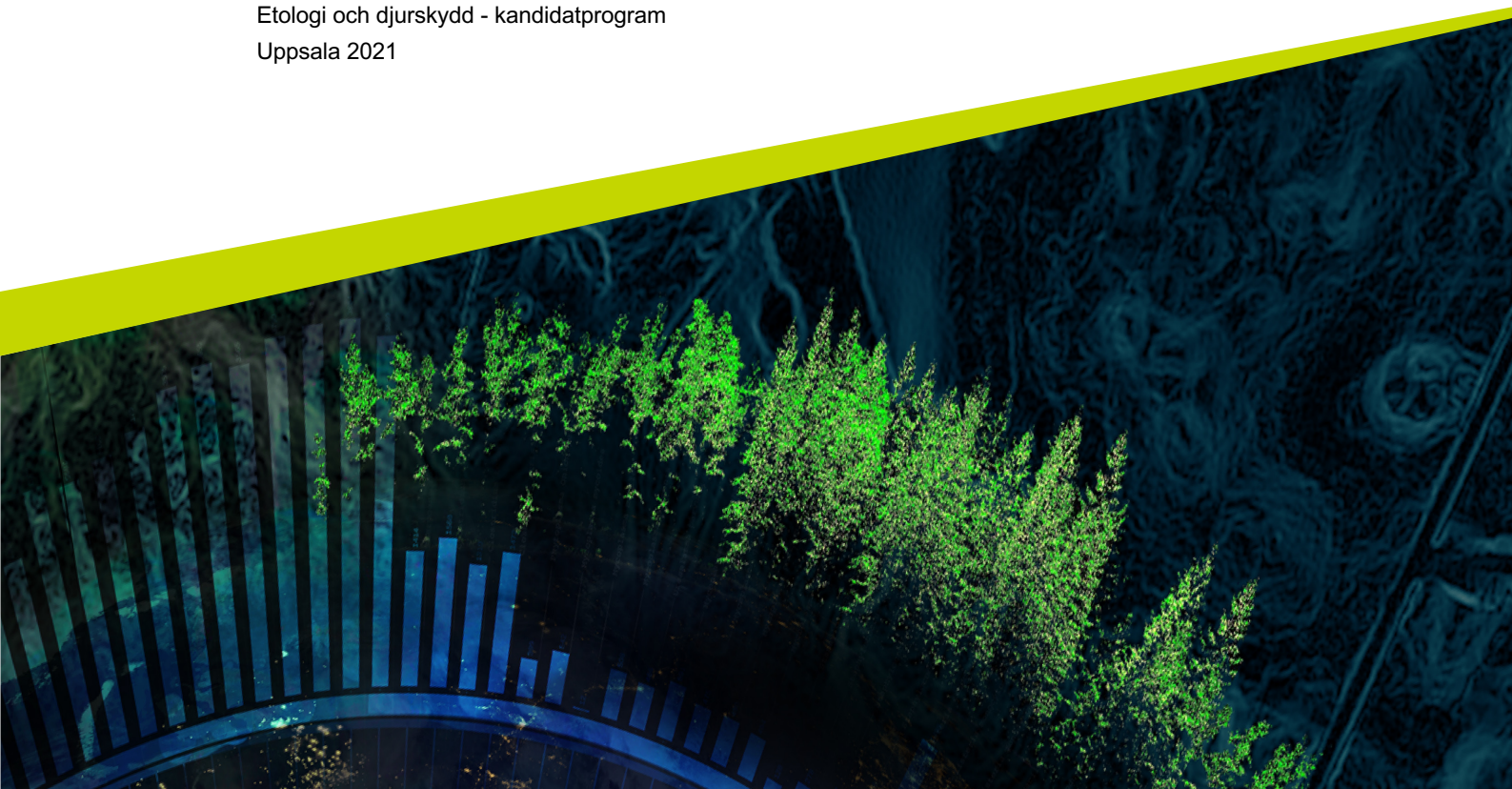


Nötkreaturs betningsbeteende på bränt och på obränt naturbete

Grazing behaviour in cattle on burned and unburned natural pasture

My Strömgren

Självständigt arbete • 15 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för husdjurens miljö och hälsa
Etologi och djurskydd - kandidatprogram
Uppsala 2021



Nötkreaturs betningsbeteende på bränt och på obränt naturbete

Grazing behaviour in cattle on burned and unburned natural pasture

My Strömgren

Handledare: Jens Jung, SLU, Institutionen för husdjurens miljö och hälsa
Bitr. handledare: Karin Amsten, Stiftelsen Nordens Ark
Examinator: Claes Anderson, SLU, Institutionen för husdjurens miljö och hälsa

Omfattning: 15 hp
Nivå och fördjupning: Grundnivå, G2E
Kurstitel: Självständigt arbete i biologi, G2E
Kurskod: EX0867
Program/utbildning: Etologi och djurskydd - kandidatprogram
Kursansvarig inst.: Institutionen för husdjurens miljö och hälsa

Utgivningsort: Uppsala
Utgivningsår: 2021

Nyckelord: betningsbeteende, brand, nötkreatur, naturbete, obränt bete, bränt bete

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för veterinärmedicin och husdjursvetenskap
Institutionen för husdjurens miljö och hälsa

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i **JA**, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i **NEJ**, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Fulltexten kommer dock i samband med att dokumentet laddas upp arkiveras digitalt.

Om ni är fler än en person som skrivit arbetet så gäller krysset för alla författare, ni behöver alltså vara överens. Läs om SLU:s publiceringsavtal här: <https://www.slu.se/site/bibliotek/publicera-och-analysera/registrera-och-publicera/avtal-for-publicering/>.

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

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

Abstract

Habitats worldwide have undergone changes which have had effects on the living conditions for many species. Some landscapes have opened up due to agriculture, others have changed into fragmented monocultural habitats due to forestation. This has in some places led to the loss of biodiverse half-open landscapes that used to be more common in Europe during the 18th and 19th century. These half-open landscapes are believed to have been characterized by natural disturbances such as large grazing herbivores and recurring fires. Recreating and maintaining some of the half-open landscapes is crucial in the work of conservation. It is well known that both the effect of grazing herbivores as well as fires can be a natural way to pursue this work. What is less known is the effects these two factors have on each other.

This study was therefore carried out to get a better understanding of how fires affect grazing behaviour of large herbivores, in this case cattle. Two breeds of cattle were studied; the traditional Swedish breed Rödskulla and a commercial breed originating from the UK, Hereford. The study was performed as part of a larger ongoing project in Ekoparken, Nordens Ark, in southwestern Sweden. A total of 14 plots containing one area of previously burned vegetation as well as one area of untouched vegetation each was created in larger pastures. Each plot had a burnt and an unburnt area of 7 x 7 m, i.e. twice 49 m², and was equipped with cameras to capture the grazing cattle from May to October 2015. The amount of time each animal, visiting one of the 14 plots, spent grazing on the burned area, as well as the unburned, was recorded and later analyzed. The power of the fire varied between the different plots. For 6 plots an area of on average 68,4 % burned whilst only an average area of 4,6 % burned for the other 8 plots. The 6 plots which burned more contained a total of 165 observations and for the other 8 plots the number of observations were 1085.

The cattle in this study spent more time grazing the burnt area compared to the unburnt area but only in the 6 plots with a powerful fire. In the other 8 plots, that were only burnt marginally, there was no difference in grazing behavior between burnt and unburnt. This result agreed with the hypothesis based on the supposedly higher nutritional value of the newly grown grass following a fire. Only the traditional Swedish breed, Rödskulla, spent more time grazing the burned area in comparison to the unburnt area whereas Hereford did not show any preferences. The results showing a preference in grazing on a burned area over an unburned area is important knowledge for understanding the relationship between fire and grazing. This knowledge can be used in managing conservation work more effectively in the future.

Innehållsförteckning

1. Introduktion.....	10
1.1. Ekosystem och biodiversitet	10
1.1.1. Mänsklig inverkan	11
1.1.2. Åtgärder	11
1.2. Naturlig formering av landskap.....	11
1.2.1. Betande herbivorer	12
1.2.2. Naturligt förekommande bränder	13
2. Syfte.....	14
2.1. Frågeställningar.....	14
3. Material och Metod	15
3.1. Material.....	15
3.1.1. Plats	15
3.1.2. Kamerautrustning.....	16
3.1.3. Besättning	16
3.1.4. Insamlade data tillgängliga från Nordens Ark	17
3.2. Metod.....	17
3.2.1. Behandling av provytorna	17
3.2.2. Beteenderegistrering.....	18
3.2.3. Bearbetning av data.....	19
4. Resultat	21
4.1. Uppdelat per ras	22
4.1.1. Hereford	22
4.1.2. Rödkulla	22
4.2. Uppdelat per månad	23
4.2.1. Maj	23
4.2.2. Juni	24
4.3. Provytor som bara brann marginellt	24
5. Diskussion	26
5.1. Förhållande bete och brand.....	26

5.2.	Olika raser	27
5.3.	Olika månader	29
5.4.	Jämförelse med tidigare studie av Meinesz och Schutgens (2017)	29
5.5.	Metodens för- och nackdelar	30
5.6.	Eventuella felkällor	32
5.7.	Litteraturens för- och nackdelar	33
5.8.	Samhällsperspektiv, hållbarhet och etik	34
5.9.	Framtid och vidare forskning	34
5.9.1.	Förslag på framtida frågeställningar	35
5.10.	Slutsats	35
6.	Populärvetenskaplig sammanfattning.....	36
7.	Tack	38
8.	Referenslista	39
Bilaga 1	44
Bilaga 2	45

1. Introduktion

Ett av de största, mest vanligt förekommande kännetecknen för vår planet är det liv som existerar här. Jorden är inte bara hem till över 7 miljarder människor, den ger även liv till omkring 9 miljoner olika arter av djur, växter, protister och svampar (Cardinale *et al.*, 2012). Jorden är dock under ständig förändring, vilket påverkar den biodiversitet vi ser idag. Mänsklig påverkan, så som förändringar i markanvändning och marktäckning är enligt Smiraglia *et al.* (2015) de faktorer som har störst inverkan på ekosystem, klimat och biodiversitet. Under en längre tid har det funnits en medvetenhet om att mänskliga handlingar orsakar skador på jordens ekosystem samt orsakar förluster av olika arter (Cardinale *et al.*, 2012). Detta sker enligt samma källa dessutom i en hastighet som är mycket oroväckande. Förluster i biodiversitet orsakar förändringar i ekosystemen som i sin tur påverkar samhället (Cardinale *et al.*, 2012). Att förstå vad som har orsakat denna förändring i biodiversitet och vad som kan göras för att återgå till mer välmående ekosystem är således av yttersta vikt (Turnbull *et al.*, 2012).

1.1. Ekosystem och biodiversitet

Ekosystem kan på många sätt ha stor positiv inverkan på mänsklig hälsa och välmående (Fisher *et al.*, 2009). Exempelvis genom pollination av grödor, som är en förutsättning för tillgång på föda, men också genom förekomst av växtbaserade läkemedel och naturlig filtrering av förorenat vatten (Jones *et al.*, 2019), för att nämna några. Dessa ekosystemtjänster är många och betydelsefulla. Människan har alltid varit, och är fortfarande, beroende av naturens resurser för sin överlevnad (Fisher *et al.*, 2009). För att fortsatt kunna utnyttja ekosystemen och dess tjänster så krävs att dessa ekosystem hålls friska och hälsosamma (Fisher *et al.*, 2009). Flertalet forskare är ense om att en viktig förutsättning för friska och produktiva ekosystem är biodiversitet (Turnbull *et al.*, 2012; Lefcheck *et al.*, 2015; Lohbeck *et al.*, 2016). Både Lefcheck *et al.* (2015) och Lohbeck *et al.* (2016) menar att den effekt som biodiversitet har på ett ekosystems funktioner blir större och viktigare ju fler funktioner man studerar. Tittar man exempelvis på viktiga funktioner så som naturens egen näringscykel, produktivitet samt kolcykeln så finner man att den viktigaste drivande faktorn är just biodiversitet (Weisser *et al.*, 2017). Förluster av

biodiversitet har således en direkt inverkan på ekosystemens produktivitet och funktionalitet vilket i sin tur leder till negativa effekter på de ekosystemtjänster som människan är beroende av (Turnbull *et al.*, 2012).

1.1.1. Mänsklig inverkan

Under det senaste århundradet har det skett stora förändringar i marktäckning världen över (Cousins *et al.*, 2015). I Europa har efterfrågan på resurser som mat och fibermassa ökat, vilket i sin tur har lett till stora förluster i ekosystem, detta såväl i ett ökat jordbruk som i övergivning av marker med mindre bördig jord (Cousins *et al.*, 2015). Enligt Ihse (1995) så har de redan öppna landskapen i Sverige blivit ännu mer öppna allt eftersom jordbruket intensifierades under andra halvan av 1900-talet. Åkrar har blivit fler och större medan gräsmarker och våtmarker har blivit färre och mindre (Ihse, 1995). Samtidigt har skogsmarker tagit upp allt mer plats, delvis till följd av att tidigare brukad jord har övergivits och våtmarker har lämnats för att växa igen, men även i form av skogsbruk (Ihse, 1995). Dessa monokulturella skogsmarker och jordbruksmarker har idag ersatt stora delar av de mer artrika, halvöppna landskapen som fanns under 1700- och 1800-talet (Nordens Ark, 2021). Detta har lett till att konnektiviteten har minskat mellan de olika habitaterna och ekosystemen vilket har lett till fragmentering (Ihse, 1995). Enligt Chisholm *et al.* (2018) så är risken för direkta förluster av biodiversitet efter fragmentering stor när landskap på större skalor berörs.

1.1.2. Åtgärder

För att återfå och bevara hälsosamma ekosystem så krävs att stor vikt läggs vid bevarande av biodiversitet (Turnbull *et al.*, 2012). På så vis kan människan fortsätta att utnyttja de ekosystemtjänster som vi är så beroende av (Fisher *et al.*, 2009; Jones *et al.*, 2019). Därför behövs landskapstyper och habitat som naturligt har en stor artrikedom till viss del återskapas samt bibehålls. Detta kan bland annat göras genom att återgå till en mer naturlig formering av landskap.

1.2. Naturlig formering av landskap

Forskarna på Nordens Ark, där denna studie genomfördes, anser att de halvöppna landskapen som fanns i våra svenska landskap för 200–300 år sedan uppkom till följd av naturliga störningar som människan numera till stor del har arbetat bort (Nordens Ark, 2021). De två största naturligt förekommande störningarna som tros ha underhållit de halvöppna landskapen var större betande herbivorer samt bränder (Allred *et al.*, 2011). I denna studie undersöks hur bränder påverkar betningsbeteende hos herbivorer för att bättre förstå samspelet mellan dessa två naturliga störningar.

1.2.1. Betande herbivorer

Större herbivorer tros tidigare ha hjälpt till att hålla landskapen öppna och betande boskap har varit en stor del av detta (Nordens Ark, 2021). Allt eftersom mängden betande boskap har försvunnit så har även de artrika halvöppna landskapen gjort det (Ihse, 1995). Många studier har undersökt hur betande djur påverkar landskapet. Schulze *et al.* (2018) fann att betande djur inte bara underhåller redan halvöppna landskap utan även kan vara med och skapa nya habitat. Inte bara håller de landskapet öppet genom att beta mycket av den nya växtligheten utan påverkar även landskapet i de områden där det inte finns betningsmöjligheter i lika stor utsträckning (Schulze *et al.*, 2018). Detta genom att trampa ner mycket av den växtlighet som inte är intressant föda (Schulze *et al.*, 2018). I en studie av Riesch *et al.* (2020) kunde man bland annat se att förekomsten av kronhjort hade en direkt inverkan på växtlighetens höjd som då minskade och gav plats för fler arter. Betande kronhjortar tycktes således ge ett tydligt resultat i form av ett landskap bestående av större diversitet och förändrad komposition i växtriket (Riesch *et al.*, 2020). På så vis kan herbivorer vara till stor fördel vid återskapandet av de mer artrika halvöppna landskapen.

I denna studie användes två raser av nötkreatur som betande herbivorer; lantrasen Rödkulla samt den kommersiella köttrasen Hereford.

Rödkulla

Rödkulla är en svensk lantras som har sin begynnelse i början av 1900-talet, den gick under 70-talet igenom en flaskhals med endast 19 djur men är idag på väg tillbaka (Sveriges Rödkulleförening, 2021). År 2019 fanns det 1600 individer av rasen Rödkulla (Upadhyay *et al.*, 2019) och den är enligt Jordbruksverket en av de hotade husdjursraserna 2021 (Jordbruksverket, 2021). Den är röd till färgen, där vita tecken samt svarta markeringar förekommer men är sällsynta (Upadhyay *et al.*, 2019). Rödkullan är även, som namnet avslöjar, en kullig ras vilket betyder att den är hornlös (Upadhyay *et al.*, 2019). Rasen var från början en mjölkras men anses nu även vara en köttras, främsta avseendet idag är dock att bevara rasen (Upadhyay *et al.*, 2019). Rödkullan är en lite mindre ras med en levandevikt på 350-600kg (Sveriges Rödkulleförening, 2021).

Hereford

Rasen Hereford härstammar från Herefordshire i västra England och togs till Sverige på 50-talet (Svenska Herefordföreningen, 2021). Idag är det den näst största köttrasen, sett till antalet individer, i Sverige (Svenska Herefordföreningen, 2021). Hereford beskrivs som en lättsam ras och är känd för sitt kött av hög kvalité samt hög marmoreringsgrad (Chuvorkina *et al.*, 2020). Rasen kännetecknas av en mörkt röd färg med ett vitt huvud, vita underben och buk, samt en vit svanspets

(Chuvorkina *et al.*, 2020). Herefords kan både ha horn eller vara kulliga (Chuvorkina *et al.*, 2020), och har en levandevikt på omkring 550-820kg (The Dairy Site, 2021).

1.2.2. Naturligt förekommande bränder

I de boreala regionerna är skogsbränder en av de största naturliga störningarna (Thom & Seidl, 2015). Skogsbränder är i dagsläget styrda av såväl klimat som mänskliga handlingar men beror även på det bränsle som finns i området, med andra ord vegetationen (Hannon *et al.*, 2020). Under den första tiden av Holocen var den mänskliga påverkan på skogsbränder minimal, då karakteriserades bränderna istället av klimat, tillgängligheten på biomassa samt andra naturliga drivande krafter (Hannon *et al.*, 2020). Idag arbetar man dock för att, i så stor utsträckning som möjligt, stoppa dessa naturligt förekommande skogsbränder när de bryter ut (Nordens Ark, 2021). Detta hindrar då många av de positiva effekter som skogsbränder, i en lämplig skala, för med sig. De är en av nyckelprocesserna i de naturliga störningar som formar ekosystemen och landskapen (Pastor *et al.*, 2011). I en studie av Hultberg *et al.* (2015) fann man att skogsbränder troligtvis tidigare har varit den mest drivande faktorn i formeringen av de öppna landskap som utbredd sig över stora delar av sydöstra Sverige. Troligtvis är frekventa skogsbränder en av anledningarna till hög biodiversitet i vissa områden, det är därför av stor vikt att vissa skogsområden får fortsätta att brinna regelbundet i kontrollerad skala (Hultberg *et al.*, 2015). På så vis kan vi bibehålla ett mer öppet landskap som gynnar biodiversiteten och kan bevara många av våra idag hotade arter (Hultberg *et al.*, 2015). Att såväl betande djur som bränder har stor inverkan på underhållet av halvöppna landskap är sedan tidigare känt (Allred *et al.*, 2011). Vad man dock inte är lika säker på är hur de två störningarna påverkar varandra, man tror att detta samspel kan vara viktigare än störningarnas individuella konsekvenser för ekosystemen (Allred *et al.*, 2011).

2. Syfte

Syftet med detta examensarbete var att studera förhållandet mellan betningsbeteende hos nötkreatur och bränning av betesmark. Arbetet gjordes som en del i ett forskningsprojekt i Ekoparken på Nordens Ark, där man bland annat studerar vilken påverkan både bete och bränder får på landskapet. Målet är att studera hur väl dessa metoder kan fungera som naturvårdsmetoder för att återskapa ett mer artrikt halvöppet landskap. För att uppnå detta måste man förstå samspelet mellan gräsbränder och betesdrift och hur de tillsammans påverkar landskapet.

2.1. Frågeställningar

Följande frågeställningar låg till grund för arbetet:

- Föredrar nötkreatur på Ekoparkens naturbete att beta på bränd eller på obränd mark om möjlighet till båda ges?
- Finns det några skillnader i detta betningsbeteende mellan de två olika raserna av nötkreatur som går på naturbetet?
- Finns det några säsongsskillnader i betningsbeteendet?

3. Material och Metod

3.1. Material

Studien utfördes med hjälp av material som samlats in i det forskningsprojekt som pågår i Ekoparken på Nordens Ark samt från en tidigare studie inom projektet, gjord av Meinesz och Schutgens (2017).

3.1.1. Plats

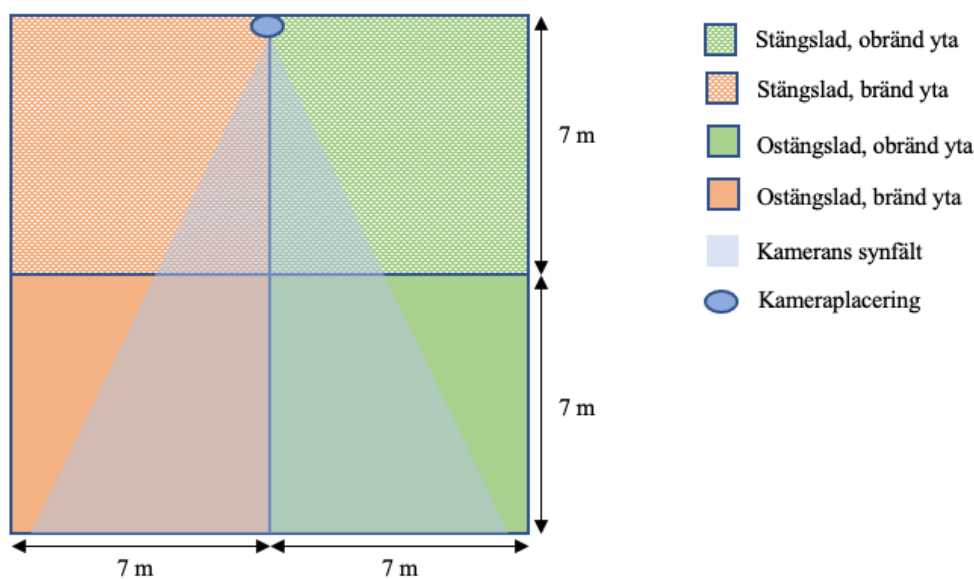
Ekoparken på Nordens Ark är belägen längs kusten i sydvästra Sverige och är ungefär 300 hektar stor (Fig. 1). Området tros ha präglats av betande boskap under 1700- och 1800-talet för att på senare tid ha övergått till ett graninriktat skogsbruk (Nordens Ark, 2021). År 2011 startade projektet Ekopark i ett försök att återgå från monokulturella skogsmarker till de artrika och halvöppna naturbetesmarkerna. I början av 2015 sattes 24 olika provytor upp i ekoparken. Dessa ytor delades jämt över ekoparkens två minst bördiga hagar, på 17,1 respektive 8,2 hektar, samt de två hagarna med bördigast mark, dessa på 12,6 samt 7,4 hektar. De 24 provytorerna delades i sin tur upp i fyra lika stora delar, på 49 m² vardera, varpå två av dessa stängslades in (Fig. 2). Rörelsekameror sattes ut i alla 24 provytor under våren 2015. Denna studie omfattade totalt 14 provytor, varav provytorerna 1–6 alla var placerade i en av de mer bördiga hagarna, safarihagen, på 12,6 hektar. Resterande provytor som togs med i studien, provytorerna 7, 9, 11, 13, 15, 18, 19 och 20, var jämnt fördelade över de andra tre hagarna.



Figur 1. Karta över Sverige med platsen för studien, Nordens Ark, utplacerad.

3.1.2. Kamerautrustning

Materialet som användes i studien var insamlat under 2015 av Nordens Ark. Det bestod av filmer från naturbetesmarkerna på en minut vardera. Dessa filmer fångades av flera uppsättningar av PixController Inc. Digital Eye™7,2, som är speciellt framtagna för att registrera djur i det vilda. Anordningarna innehöll en 7,2 megapixel digitalkamera (Sony DSC-W5) vardera och triggades av rörelser. Då kameran registrerade en rörelse togs först en bild, sedan spelades en film på en minut in. Kameror sattes upp i alla 24 provytor på ett sådant sätt att överblick över större delarna av både bränd och obränd, ostängslad yta gavs (Fig. 2). Kamerautrustningen placerades ut i provytorna i början av maj 2015 och togs in i slutet av oktober samma år. För provytorna 1–6 hängde kamerorna ute i snitt 126 dagar i var och en av provytorna fördelat över de sex månaderna (Bilaga 1). För resterande 8 provytor hängde kamerorna i snitt ute i 129,5 dagar totalt. I genomsnitt var kamerorna placerade i provytorna i 18 dagar i sträck för att sedan tas in för byte av batteri och minneskort, detta för att förhindra förlust av data. Bytet tog cirka 5 dagar varefter kamerautrustningen placerades i ytorna ytterligare en omgång på omkring 18 dagar. Detta upprepades i 7 omgångar under perioden maj-oktober (Bilaga 1).



Figur 2. Provytornas utformning, här syns såväl bränd som obränd yta samt stängslad och ostängslad del. Även kamerans placering samt synfält är utplacerad. I denna studie var det de ostängslade delarna som studerades.

3.1.3. Besättning

Besättningen bestod av nötkreatur av den engelska rasen Hereford, samt lantraserna Rödkulla, Fjällnära och Fjällko. Lantraserna Fjällnära och Fjällko påträffades så sällan i den data som hade samlats in att de plockades bort ur studien. Studien är

till följd av detta endast genomförd på raserna Rödkulla och Hereford. Den besättning som gick i hagarna i maj och juni bestod av 2-åriga djur uppfödda på Nordens Ark som hade gått på naturbete tidigare. I hagen där provytorna 1–6 var belägna befann sig som mest 15 djur samtidigt och som minst 4 (Bilaga 2). I de andra tre hagarna där provytor 7, 9, 11, 13, 15, 18, 19, 20 låg gick det som mest 25 och som minst 4 djur samtidigt, hur många av vardera ras finns ej att tillgå. I augusti sattes en ny besättning in i hagarna, denna gång var det 1-åriga djur som gick där till oktober.

3.1.4. Insamlade data tillgängliga från Nordens Ark

Till denna studie fanns icke-analyserat material från Nordens Ark i form av filminspelningar från 2015. Dessutom hade filmer från 3 av provytorna 1–6 samt provytor 7, 9, 11, 13, 15, 18, 19, 20 redan kodats av i en studie av Meinesz och Schutgens (2017), dessa data har tagits med även i den här studien. I tillägg till de 11 redan avkodade provytorna kodades alltså filmer från ytterligare tre provytor av i denna studie. Därefter analyserades data från alla 14 avkodade provytorna.

3.2. Metod

3.2.1. Behandling av provytorna

Den 20 april 2015 brändes halva arean av var och en av provytorna, det vill säga en 49 m² stor ostängslad yta samt en lika stor stängslad yta. Två lika stora ytor lämnades i varje provyta obrända, en ostängslad samt en stängslad (Fig. 2). De stängslade ytorna ingår i forskningsprojektet som utförs av Nordens Ark och togs inte med i denna studie. Således studerades här två ostängslade ytor på 49 m² vardera, av vilka en brändes under våren. Bränningen utfördes med hjälp av en större blåslampa som är en slags förgasningsapparat driven av flytande bränsle. Blåslampan har en riktad värmestråle som kunde föras över marken i 6 parallella linjer med en meters mellanrum. Man väntade tills branden slocknade av sig självt och dokumenterade därefter hur stor del av ytan som hade brunnit (Tab. 1). I denna studie valdes de provytor ut som hade brunnit mest. Dessa konstaterades vara provytorna 1–6, där alla utom en provyta hade en yta på mer än 50 % som hade brunnit (medelvärde 68,4 %, min 24,5 % - max 87,8 %). Resterande provytor, förutom provyta 9 på 14,3 %, hade endast en yta på cirka 6 % eller mindre som hade brunnit. Av dessa valdes 8 provytor ut av Meinesz och Schutgens (2017), de var jämnt fördelat över de olika hagarna och togs även med i denna studie. Dessa 8 provytor hade brunnit relativt lite (medelvärde 4,6 %, min 1,0 % - max 14,3 %).

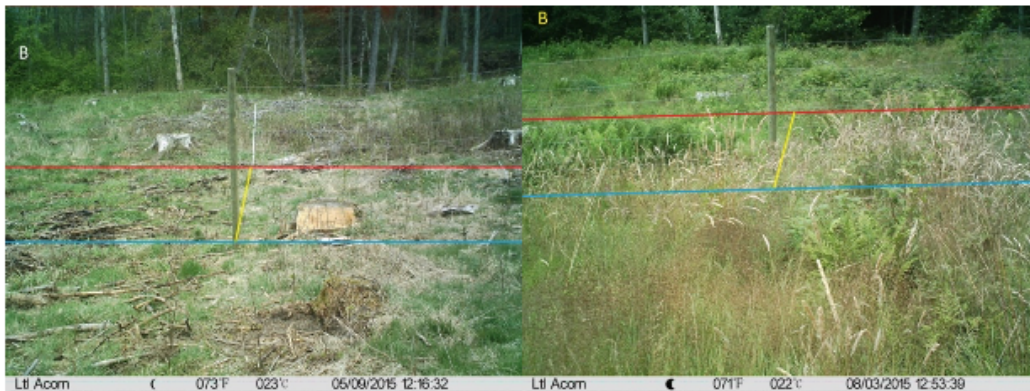
Tabell 1. Bränndata för alla 24 provytor med de 14 som använts i studien markerade. De 6 provytor som brunnit mest markerade i blått samt de övriga 8 avkodade som brann relativt lite markerade med gult. De resterande och icke-avkodade ytorna visas i vitt.

Provyta (Ostängslad)	Bränn-datum	Total brinntid (min)	Area som brunnit (m ²)	Del av totala ytan som brunnit (%)
1	20/4-15	10	39	79,6
2	20/4-15	7	12	24,5
3	20/4-15	10	29	59,2
4	20/4-15	10	43	87,8
5	20/4-15	7	37	75,5
6	20/4-15	7	41	83,7
7	20/4-15	3	2	4,1
8	20/4-15	4	3	6,1
9	20/4-15	6	7	14,3
10	20/4-15	6	3	6,1
11	20/4-15	5	3	6,1
12	20/4-15	4	3	6,1
13	22/4-15	3	1	2,0
14	22/4-15	2	1	2,0
15	22/4-15	5	3	6,1
16	22/4-15	5	2	4,1
17	22/4-15	9	2	4,1
18	22/4-15	3	0,5	1,0
19	22/4-15	3	0,5	1,0
20	22/4-15	3	1	2,0
21	22/4-15	5	1	2,0
22	22/4-15	3	1	2,0
23	22/4-15	4	1	2,0
24	22/4-15	3	2	4,1

3.2.2. Beteenderegistrering

Från de en minut långa filmerna gjordes en beteenderegistrering likt den gjord av Meinesz och Schutgens (2017). Filmerna från provytorna 1, 2, 4, 7, 9, 11, 13, 15, 18, 19, 20 var redan avkodade, i denna studie lades ytorna 3, 5 och 6 som inte var med i den tidigare studien till. Varje film gick igenom en åt gången och de filmer som innehöll djur som betade inom provytans område dokumenterades. För att kunna avgöra om en individ befann sig inom provytan eller ej konstruerades linjer på en bild som kameran hade tagit över provytan (Fig. 3). Där märktes bakre linjen ut samt mittlinjen mellan den obrända samt brända ytan, de yttre markeringarna på

höger respektive vänster kant behövdes inte markeras ut då de befann sig utanför bild (Fig. 2). Därefter dokumenterades varje gång en individ betade, vilken sida av bränt och obränt som den betade på samt hur länge individen betade. Detta dokumenterades i antal sekunder, där max var 60 sekunder eftersom kameran endast filmade en minut långa filmer åt gången. Även datum och ras antecknades vid varje observation. Ett etogram för beteendet beta upprättades för att kunna vara konsekvent genom hela studien (Tab. 2).



Figur 3. Exempel på bilder som togs fram för att identifiera kanterna på provytorna när filmmaterialet kodades av. Blå linje – avgränsning till stängslad del av ytan, gul linje – avgränsning mellan bränd yta och obränd yta, röd linje – bakre markering av provytans slut, B – provytans brända sida.

Tabell 2. Etogram som beskriver hur beteendet beta har definierats i denna studie.

Beteende	Beskrivning
Beta	Djuret har sänkt huvud med mulen nära marken eller växter. Slutpunkt då huvudet höjs så att mulens kontakt med mark eller växtlighet avbryts.

3.2.3. Bearbetning av data

Kamerorna satt uppe under perioden maj – oktober. Hagen där kamerorna var uppsatta var dock tom på djur under lite drygt halva juni, hela juli samt större delen av augusti. Djuren observerades således endast av kamerorna under månaderna maj, juni samt september. Även om det fanns djur i hagen under augusti och oktober så fanns inga observationer från dessa månader. September hade dessutom för få observationer (n = 9) för att analyseras och togs således bort från studien.

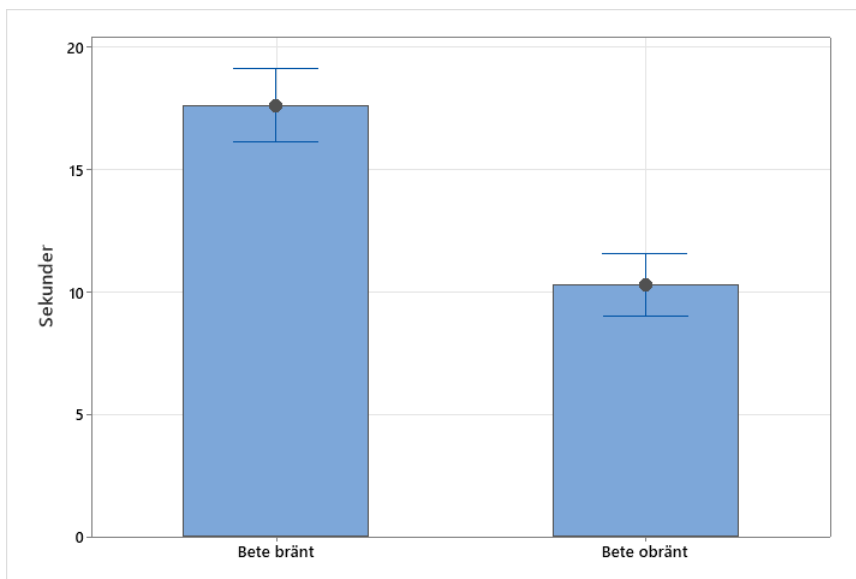
All insamlad data från filmerna dokumenterades i Microsoft Excel för Mac version 16.47 och fördes sedan över för statistisk analys till Minitab version 20.2. I Minitab

räknades sedan medelvärde och standardfel ut för betad tid i sekunder per individ. För att testa normalfördelning användes ett Anderson-Darling test som visade att datan inte var normalfördelad. Eftersom all insamlad data visade sig vara icke-normalfördelad användes samma tester för alla jämförelser, det icke-parametriska Mann-Whitney-testet. I resultaten har ett P-värde $< 0,05$ räknats som signifikant.

4. Resultat

Varje film var 60 sekunder lång, vilket därmed var den maximala tiden som varje individ kunde observeras per gång. Av denna anledning presenteras resterande resultat i sekunder, där medelvärdet visas från 0 s till 60 s av möjliga 60 sekunder.

De ytor som presenteras här är endast de 6 ytor som brunnit mest, det vill säga i snitt 68,4 % (min 24,5 % - max 87,8 %). I dessa 6 provytor betade djuren signifikant längre tid på den brända än på den obrända delen av ytan ($P < 0,001$) (Fig. 4). Medelvärdet \pm SE för betad tid på bränd yta var $17,6 \text{ s} \pm 1,48 \text{ s}$ och för obränd yta $10,30 \text{ s} \pm 1,26 \text{ s}$. Detta var beräknat på alla observationer av båda raser över hela tidsperioden, det vill säga 165 observationer.

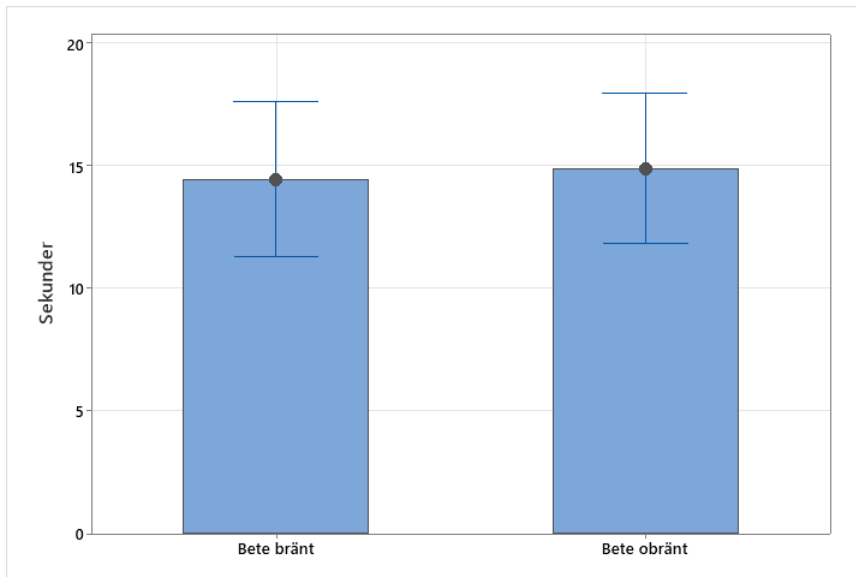


Figur 4. Medelvärde \pm SE betad tid per individ, angivet i sekunder per minut film, för alla observationer på bränd samt obränd yta, provytor 1–6.

4.1. Uppdelat per ras

4.1.1. Hereford

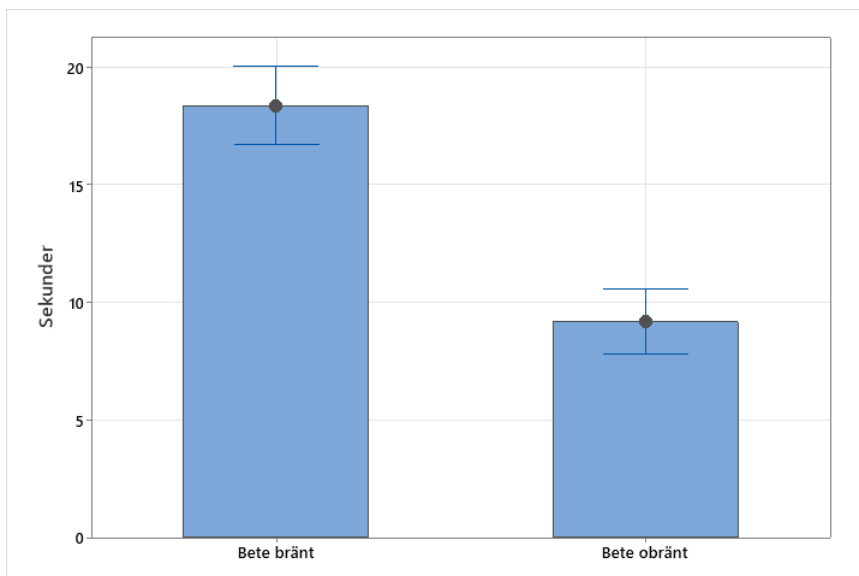
För rasen Hereford fanns ingen signifikant skillnad i betad tid per bränd och obränd yta ($P = 0,830$) (Fig. 5). Medelvärdet \pm SE för betad tid på bränd yta var $14,47 \text{ s} \pm 3,17 \text{ s}$ och på obränd yta $14,91 \text{ s} \pm 3,07 \text{ s}$. Hereford observerades 32 gånger i provytor 1–6 under studiens gång.



Figur 5. Medelvärde \pm SE betad tid, angivet i sekunder per minut film, för alla observationer på bränd samt obränd yta för rasen Hereford, provytor 1–6.

4.1.2. Rödkulla

Rödkulla betade en signifikant längre tid på bränd än obränd yta ($P < 0,001$) (Fig. 6). Medelvärdet \pm SE för betad tid på bränd yta var med $18,39 \text{ s} \pm 1,67 \text{ s}$, dubbelt så högt som på obränd yta med $9,19 \text{ s} \pm 1,37 \text{ s}$. Rödkulla observerades 133 gånger i provytor 1–6, vilket var fler än Hereford.

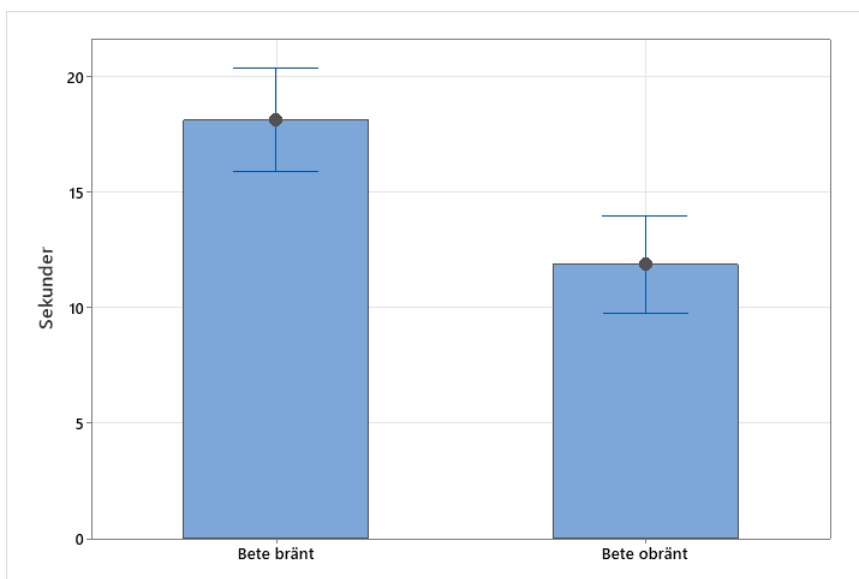


Figur 6. Medelvärde \pm SE betad tid, angivet i sekunder per minut film, för alla observationer på bränd samt obränd yta för rasen Rödkulla, provytor 1–6.

4.2. Uppdelat per månad

4.2.1. Maj

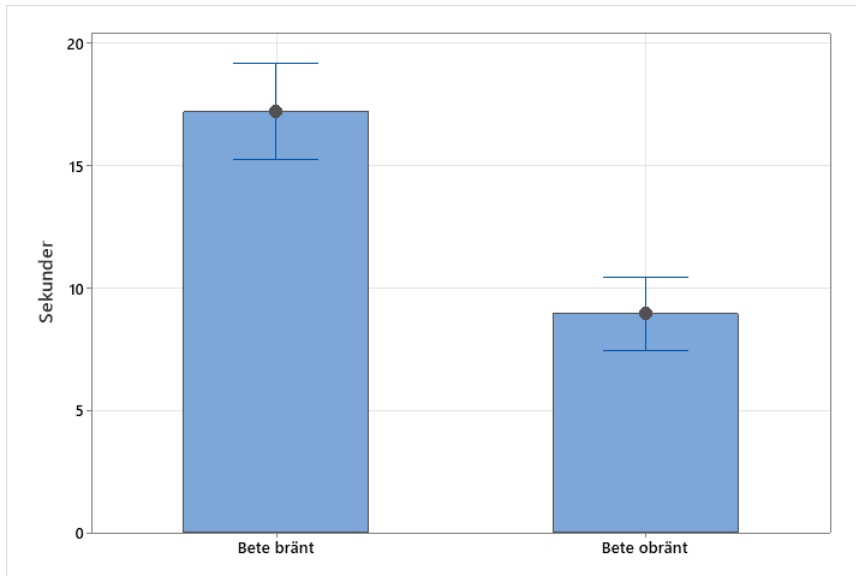
Maj var den månad med näst flest observationer i provytor 1–6, 76 stycken. Det fanns en signifikant skillnad i den tid djuren betade på bränd yta jämfört med obränd yta ($P = 0,004$) (Fig. 7). Medelvärdet \pm SE för betad tid på bränd yta var $18,13 \text{ s} \pm 2,25 \text{ s}$ och på obränd yta $11,88 \text{ s} \pm 2,10 \text{ s}$.



Figur 7. Medelvärde \pm SE betad tid, angivet i sekunder per minut film, för alla observationer på bränd samt obränd yta under maj månad, provytor 1–6.

4.2.2. Juni

Flest observationer påträffades i juni i provytor 1–6, 89 stycken. Även här betade djuren en signifikant längre tid på bränd än på obränd yta ($P < 0,001$) (Fig. 8). Medelvärdet \pm SE för den tid djuren betade på bränd yta var $17,20 \text{ s} \pm 1,97 \text{ s}$ medan medelvärdet för obränd yta var $8,94 \text{ s} \pm 1,51 \text{ s}$.

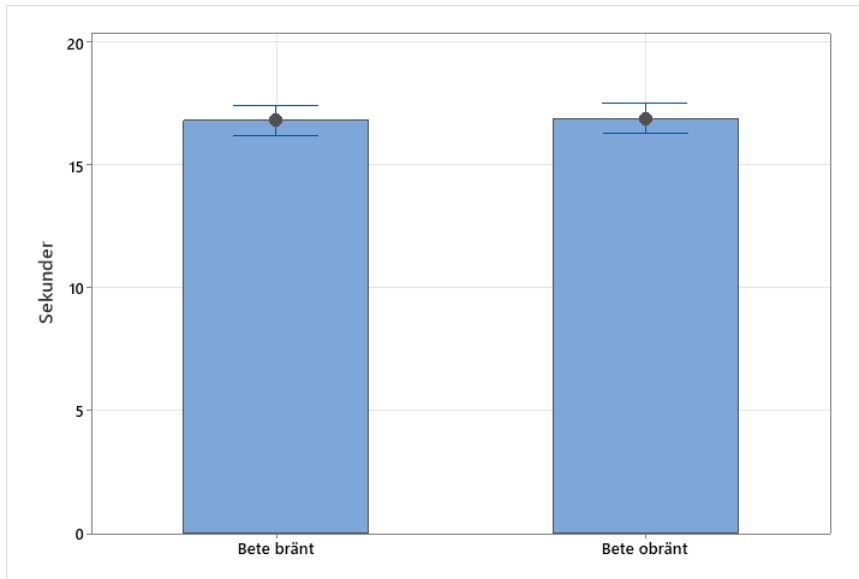


Figur 8. Medelvärde \pm SE betad tid, angivet i sekunder per minut film, för alla observationer på bränd samt obränd yta under juni månad, provytor 1–6.

4.3. Provytor som bara brann marginellt

Här presenteras resultat från de resterande 8 provytor som var med i studien av Meinesz och Schutgens (2017), det vill säga de som inte brann lika mycket. Det var provytorna 7, 9, 11, 13, 15, 18, 19, 20. De brann i snitt bara 4,6 % av ytan (min 1,0 % - max 14,3 %).

På dessa provytor fanns ingen signifikant skillnad i betad tid på bränd jämfört med obränd yta ($P = 0,893$) (Fig. 9). Medelvärdet \pm SE för betad tid var ungefär lika hög på obränd yta, $16,91 \text{ s} \pm 0,62 \text{ s}$, som på bränd yta, $16,84 \text{ s} \pm 0,61 \text{ s}$. Antal observationer för de 8 provytorna var 1085. Eftersom det inte fanns några signifikanta skillnader skedde det inga fler analyser för olika raser eller månader.



Figur 9. Medelvärde \pm SE betad tid per individ, angivet i sekunder per minut film, för alla observationer på bränd samt obränd del av provytorna 7, 9, 11, 13, 15, 18, 19 och 20.

5. Diskussion

5.1. Förhållande bete och brand

Resultaten från denna studie visade tydligt att den besättning nötkreatur som gick på Ekoparkens naturbetesmarker betade mer på bränd mark än på obränd mark men bara på de ytorna där branden hade varit på en stor andel av ytan. Detta resultat överensstämmer med den hypotes som fanns innan studien utfördes. Hypotesen grundades i att de nya skott som växer fram efter en brand förmodligen är mer attraktiva för djuren än den äldre växtlighet som finns där en brand inte har förekommit. En möjlig förklaring är att kvaliteten på betet och näringsinnehållet i växter på nyligen brända marker kan vara dubbelt så stort som på marker som inte brunnit (Sensenig *et al.*, 2010; Allred *et al.*, 2011). Enligt Archibald och Hempson (2016) gynnar bränder ny växtlighet, de nya gröna växterna är rika på kväve som i sin tur gynnar de herbivorer som betar i området. Det höga näringsinnehållet i de växter som grov efter en brand kan därför vara en möjlig förklaring till varför djuren väljer att beta där vegetationen har brunnit nyligen istället för de obrända områdena.

Innan ytorna brändes och igen i slutet av tillväxtsäsongen gjordes en mätning av växtlighetens biomassa. Genom att ha mätt höjden på 9 olika ställen inom varje kvadrat kunde man jämföra hur växtligheten såg ut mellan de olika provytorna. En jämförelse av växtlighet kunde även göras inom varje provyta, på bränd jämfört med obränd samt på stängslad och på ostängslad yta. Där syntes en stor skillnad i medelhöjd på växtlighet i de 6 provytor som brann mest jämfört med de resterande 8 som brann mindre. I provytor 1–6 var växtlighetens medelhöjd i snitt 23,62cm innan bränning, medan den i provytorna 7, 9, 11, 13, 15, 18, 19, 20 endast nådde en höjd på 7,45cm i snitt.

Enligt Archibald och Hempson (2016) så tenderar lättantändliga grässorter att växa högre och utgöra större biomassa ovan jord än de grässorter som brinner mindre bra. Detta kan därför anses vara en möjlig förklaring till varför det var en betydligt större yta av provytorna 1–6 som brann än resterande ytor. Dessa högre och mer lättantändliga grässorter är även mer känsliga för tryck från betande djur (Vinton & Hartnett, 1992). Archibald och Hempson (2016) menar också att de grässorter som

sedan ersätter dessa efter en brand är mer tåliga när det kommer till tryck från betande djur såväl som nya bränder. Dessa nya grässorter tar inte heller upp lika stor yta ovanför jord som de tidigare mer lättantändliga sorterna gör (Archibald & Hempson, 2016).

Den data som samlades in i slutet av tillväxtsåsongen visade i sin tur en skillnad mellan växtlighetens höjd i de stängslade ytor där djuren inte har kunnat beta och de ytor som har varit ostängslade och därmed utsatta för betande djur. Medelhöjden var högre i de stängslade ytorna än i de ostängslade. Detta skulle då kunna leda till att de ytor som inte utsatts för betande djur innehöll mer lättantändlig växtlighet än de ytor som betas. Med andra ord verkar det troligt att betande djur skulle kunna minska möjligheten för framtida bränder genom att se till att det finns mindre bränsle för en eventuell brand. Connor *et al.* (2021) menar att då djur betar i ett område går troligheten för en brand i just det området ner och tvärt om. På samma vis kan även en brand minska möjligheten för ytterligare en brand genom att de nya grässorter som växer upp efter branden är mindre lättantändliga (Archibald & Hempson, 2016). Om djur då dessutom betar brända ytor före obrända så kan det eventuellt göra att de obrända ytorna blir ännu mer lättantändliga. Detta då ytorna varken innehåller nya, mer brandtåliga, grässorter likt efter brand eller utsätts för lika mycket betning eftersom djuren väljer att beta på bränd mark istället om de får möjlighet. På så vis betas inte växtlighetens höjd ned i lika stor utsträckning på obrända ytor och mer bränsle finns då att tillgå för en eventuell framtida brand. Om marker både betas och bränns kan det med andra ord anses rimligt att växtligheten blir mindre lättantändlig med tiden. Då bränder har visats vara nödvändiga i formering av välmående och funktionella landskap och ekosystem (Pastor *et al.*, 2011) tros det krävas en balans. Man har sett att såväl betande djur som bränder är viktiga störningar för att skapa ett artrikt halvöppet landskap (Allred *et al.*, 2011). Då borde det vara viktigt att försäkra sig om att de fortsätter att förekomma. För mycket belastning av antingen bränder eller betande djur anses därför eventuellt kunna leda till att någon av dessa två störningar på senare tid minskar eller försvinner. Ett samspel och en balans mellan störningarna krävs med andra ord.

5.2. Olika raser

Det var bara Rödkulla som hade en högre betesfrekvens på bränd mark än på obränd mark, Hereford hade däremot inte det. Detta skulle kunna bero på att Rödkullan är en ras som är van vid naturbetesmarker. Upadhyay *et al.* (2019) menar nämligen att traditionella raser, så kallade lantraser, är mer passande för naturbeten och skötsel av landskap då de födosöker över större ytor och föredrar ytor med större variation av växtlighet jämfört med mer kommersiella raser (Upadhyay *et al.*, 2019). Även andra studier, som Koncz *et al.* (2019), menar att traditionella rasers

betningsbeteende skiljer sig något från kommersiella rasers. Genom traditionella rasers mer selektiva betning bibehålls dessutom en högre växtlig diversitet samt en bättre kvalitet på betesmarken (Koncz *et al.*, 2019).

Det finns många studier som visar på liknande skillnader i betningsbeteende mellan raser. En studie på två olika raser av får gjord av Osoro *et al.* (1999) visade att, den till storleken sett, mindre Gallegarasen betade mer selektivt och valde ut mer näringsrika grässorter. Rasen med större levandevikt, Latxa, hade större viktuppgång under perioder då det fanns stor tillgång på den mer näringsrika grässorten och tappade mer i vikt när tillgången inte var lika hög (Osoro *et al.*, 1999). Denna förändring i vikt syntes inte för rasen med en lägre levandevikt, vilket enligt författarna tycks göra mindre raser mer passande för betesmarker där tillgången på näringsrik föda är lägre då de är bättre på att beta selektivt. Detta kan vara av intresse då även Rödkullan har en levandevikt som är betydligt mindre än Hereford.

I en annan studie av Dumont *et al.* (2007) identifierades signifikanta skillnader i betningsbeteende mellan två olika raser av nötkreatur. Den traditionella engelska rasen, North Devon, rörde sig mer över betesmarken än den kommersiella blandrasen man jämförde med, Charolais x Friesian. Att den traditionella rasen tog färre tuggor i förhållande till steg, vilket gjorde att den rörde sig längre sträckor i samband med betning, kan enligt Dumont *et al.* (2007) vara ett tecken på mer selektiv betning av den traditionella rasen. Många studier pekar på att man kan anta att skillnader i betningsbeteende finns mellan raser inom samma art och enligt Rook *et al.* (2004) hänger dessa skillnader oftast ihop med skillnader i kroppsstorlek, matsmältningsförmåga och selektivitet. Ett problem kan dessvärre vara att många av dessa studier som görs inte tar hänsyn till det faktum att tidigare erfarenheter skulle kunna ha betydelse för djurens beteende (Dumont *et al.*, 2007). Två olika studier på får visar också på att djurens tidigare erfarenheter har betydelse för betningsbeteende. Lamm som hade haft tillgång till ett visst sorts bete under tiden då de fortfarande gick med tackan föredrog även det sortens bete senare i livet enligt Ramos och Tennessen (1992). Olson *et al.* (1996) menar dessutom att får som har gått på ett bete med vargtörel under sitt första år tenderade att beta mer vargtörel även senare i livet jämfört med får som inte tidigare gått på bete med just vargtörel. Dessa skillnader i betningsbeteende berodde således troligtvis på skillnader i tidigare erfarenheter. I dessa studier var övriga aspekter så som ras och ålder desamma för de olika grupperna av får.

Då de nötkreatur som ingick i denna studie alla var uppfödda på Nordens Ark och dessutom var vana vid naturbetesmarker så var djurens tidigare erfarenheter likvärdiga. Studien på nötkreatur av Dumont *et al.* (2007) utfördes också på

individer med så lika bakgrund som möjligt för att undgå denna felkälla. Författarna anser således att de skillnader som påträffades i betningsbeteende mellan raserna i den studien kan tyda på genetiska skillnader mellan raserna snarare än endast skillnader i kroppsvikt. Rödkullan är en traditionell svensk ras, en lantras, vilket kan vara en anledning till att den betade större delen av tiden på obränd mark. Som lantras borde den, i enlighet med tidigare studier, vara mer selektiv när det kommer till födosök än en kommersiell ras likt Hereford. Således kan man anta att Rödkullan skulle välja att beta där gräs med högre näringsvärde finns, likt det efter en brand. Att Hereford är en tyngre kommersiell ras kan på samma sätt antas förklara ett eventuellt mindre selektivt betningsbeteende. Att Hereford dessutom beskrivs som en ras med en lättsam karaktär som äter det mesta (Chuvorkina *et al.*, 2020) förklarar en eventuell rasskillnad i betningsbeteende ytterligare.

5.3. Olika månader

Under de månader som data fanns att tillgå i denna studie, maj och juni månad, var skillnaderna mellan preferenser för bränt och obränt likadana. Det finns studier som har funnit skillnader i betningsbeteende i förhållande till den tid som har gått från det att marken brändes till dess att djuren betade. Enligt Allred *et al.* (2011) så föredrar betande bison nyligen brända ytor före ytor där det har gått en längre tid sedan de brändes. Det vill säga att den tid som har passerat från det att marken bränns till det att djuren betar påverkar om de väljer att beta på bränd mark före obränd eller ej. Detta är eventuellt ingen säsongsskillnad i just den bemärkningen. Det tyder dock på att olika resultat i betningsbeteende eventuellt skulle fås vid olika observationer beroende på hur lång tid som hade gått från en brand.

5.4. Jämförelse med tidigare studie av Meinesz och Schutgens (2017)

En tidigare studie gjordes av Meinesz och Schutgens (2017) som även den utfördes i samband med projektet Ekoparken på Nordens Ark. En del av denna studie var att jämföra betningsbeteende på bränd och obränd mark likt detta examensarbete. Då studien främst fokuserade på andra komponenter, så som växtlighet, än just betningsbeteende, så hann inte data från alla 24 provytor samlas in. Uppgiften för mitt examensarbete var därför från början att samla in, koda av och analysera de resterande provytorna likt det som gjordes i den tidigare studien. Meinesz och Schutgens (2017) valde ut 11 provytor jämnt fördelade över de olika hagarna för sin studie och gjorde en analys av betningsbeteende från kameramaterial i likhet

med detta arbete. Deras studie fann dock inga signifikanta skillnader i betning på bränd jämfört med obränd mark.

I förarbetet inför detta examensarbete ingick noggrann genomgång och analys av den tidigare studien. Efter att ha analyserat bränndata från året då kamerorna satt uppe så identifierades en stor skillnad i hur stor del av de olika provytorna som brann. Endast 5 av de 24 provytorna hade brunnit mer än 50 %, en på 24,5 % samt en på 14,3 %, för resterande provytor var det bara 6,1 % eller mindre som brann. I den tidigare studien av Meinesz och Schutgens (2017) hade en majoritet av provytor som brunnit på 6,1 % eller mindre tagits med. Endast 3 av de 11 provytorna som ingick i deras studie brann mer än 50 %, vilket gjorde att brandens intensitet skulle kunna vara en avgörande faktor i den tidigare studiens resultat. Till denna studie valdes således endast de 5 provytor som brunnit mer än 50 % ut, inklusive en sjätte på 24,5 %. På så vis hade större delen av den yta som skulle räknas som bränd brunnit och slutsatser kunde dras om huruvida djuren föredrar bränt bete eller ej. För att påvisa denna skillnad ytterligare visas i denna studie ett resultat av data från övriga 8 provytor från studien av Meinesz och Schutgens (2017) också. Där kan man tydligt se att då ytorna inte brunnit lika mycket så syns heller ingen skillnad i betningsbeteende.

5.5. Metodens för- och nackdelar

Som tidigare angivits så fanns det under september månad inte tillräckligt stor mängd data för att ta med i studien och i juli, augusti samt oktober fanns inga observationer alls. Detta skulle kunna bero på att de kameror som användes triggades av all sorts rörelse, det vill säga inte enbart djur. Även högt gräs och annan växtlighet som vajade i vinden triggade kamerorna. Minneskorterna fylldes då snabbt av filmer som inte innehöll några djur alls och mycket potentiell data gick förmodligen förlorat till följd. Eftersom gräset var som högst i slutet av sommaren så var detta problem som störst då. Det är därför troligtvis en stor bidragande faktor till varför antalet observationer under augusti, september och oktober var så lågt eller rent av obefintligt. Detta är något som eventuellt skulle kunna undgås i framtida studier genom att ändra kamerans placering. Genom en sådan förändring skulle förmodligen även en större del av provytan kunna fås med i bild. Något som hade varit en förbättring då kamerornas placering i denna studie gjorde att inte riktigt hela provytorna fick plats inom kamerornas synfält.

Diskussioner fanns kring om den provyta som endast brann på 24,5 % skulle tas med i studien eller om den brann för lite för att räknas med. En avvägning gjordes kring om en linje skulle dras vid 50 %, att de provytor som togs med måste ha brunnit mer än så, och om endast 5 provytor var tillräckligt många för att göra

resultatet tillförlitligt. Därför gjordes även en statistisk analys där den provyta som brunnit minst av de 6 togs bort. Resultaten blev likvärdiga och t.o.m. starkare skillnader mellan bränt och obränd för de nu fem ytorna som hade brunnit mest. Således spelade det ingen roll för studiens slutsatser och efter avvägning togs alla 6 provytor med eftersom detta ansågs ge ett mer tillförlitligt resultat med fler observationer.

Metoden som användes för beteendeobservationerna från kameramaterialet inspirerades av den metod som Meinesz och Schutgens (2017) använde sig av i sin studie. Detta då lite av materialet från Meinesz och Schutgens (2017) skulle användas även i denna studie och det är då viktigt att metoderna är de samma. Ett par förändringar gjordes dock, betningsintensiteten antecknades inte och inte heller närvaron av en individ i en provyta om den inte betade. Med betningsintensiteten menas hur stor del av tiden som djuret betade under den tid det befann sig inom provytan (sekunder betning delat med sekunder närvaro). Den information som skulle fås från att addera betningsintensiteten utöver enbart tiden som djuret betade ansågs överflödig. Det hade förmodligen gett för lite nödvändiga data i förhållande till den extra tid det skulle ta att koda av filmerna. Detta val av metod ledde således även till färre antal observationer då djur som befann sig inom provytorna men inte betade inte togs med i studien. Det är såklart bra med många observationer för ett mer tillförlitligt resultat vid en statistisk analys. I detta fall hade dock de extra observationerna inte gjort några större skillnader för resultatet eftersom de endast hade bestått av djur som varken betade på bränd eller obränd mark. Därför beslutades det vara en fördel att använda den metod som var mest tidseffektiv. Då en del data användes från studien av Meinesz och Schutgens (2017) krävdes som sagt att metoderna var likvärdiga. Därför togs de observationer där djuret inte betade på någon av sidorna bort från den tidigare studiens data.

När det kommer till att definiera beteendet beta så krävdes även där att definitionen skulle överensstämma med den i tidigare studie. Såväl själva betandet som födosök räknades som betningsbeteende i Meinesz och Schutgens (2017). Djurens exakta beteende var dessutom något svårt att avgöra från filmerna, det var svårt att vara säker på om djuret faktiskt åt eller om det bara undersökte marken. Det var därför en fördel att definiera betningsbeteende som då djurets mule var nära marken, på så vis kunde även födosöksbeteende räknas in. En eventuell felkälla kunde också undvikas då denna metod tog bort det moment när ett beslut måste tas om huruvida djuret faktiskt äter eller endast undersöker området och födosöker.

En stor del av den insamlade datan innehöll material som var irrelevant för studien på grund av att kamerorna ofta triggades av något annat än djur. Tid hade därför kunnat sparas om denna data hade kunnat sällats bort på ett effektivt sätt. I denna studie gick allt material igenom då man inte på förhand visste vilka filmer som

innehöll djur och vilka som inte gjorde det. Att gå igenom materialet tog således lång tid i förhållande till den mängd data som utvanns. Det hade därför underlättat om ett mjukvaruprogram hade kunnat användas för att sälla bort de filmer som inte innehöll djur. Då hade mer tid kunnat läggas på att göra beteendeobservationer och en större mängd data hade kunnat tas med i studien än vad som hanns med. Enligt Stern *et al.* (2015) så är convolutional neural networks (CNNs) en maskininlärningsteknik som kan koda av beteende utifrån filmat material. Detta AI-baserade mjukvaruprogram kan, genom att koda av varje bildsekvens i en video, bestämma inte bara vilka objekt som är närvarande men även eventuella beteenden utifrån kroppsspråk. Det finns även andra liknande program som skulle kunna ha använts för förberedning av materialet i denna eller framtida studier. The Simple Video Coder (SVC) beskrivs av Barto *et al.* (2017) som ett gratisverktyg för att effektivt kunna avkoda data från filmer. Detta program verkar främst vara framtaget för att registrera och analysera mänskligt beteende under exempelvis ett psykologmöte. Det skulle eventuellt även kunna appliceras på djur för att på ett enklare sätt kunna registrera upprepade beteenden från filmmaterial. SVC verkar dessvärre inte vara designat för att filtrera bort material utifrån vad de innehåller och hade därför inte varit ett mjukvaruprogram som hade fungerat bäst i denna studie.

5.6. Eventuella felkällor

Denna studie innehöll en del material från en tidigare liknande studie, vilket kan innebära en eventuell felkälla. Då beteendeobservationerna gjordes av olika personer kunde dessa tolka beteenden på olika sätt. För att göra denna felkälla så liten som möjligt lästes den tidigare studien igenom noggrant och en så liknande beskrivning för betningsbeteende som möjligt användes. Trots detta så kvarstår denna eventuella felkälla, liksom alla studier där fler än en person utför beteendeobservationer.

En annan möjlig felkälla finns i svårigheten att bedöma huruvida ett djur befann sig inom provytans område eller strax utanför. Detta problem uppstod då det inte fanns tydliga markeringar på var provytans bakre gräns, samt gräns mellan bränd och obränd mark gick. Från de filmer som skulle kodas av gick dessa gränser inte att identifiera. En lösning konstruerades genom att rita ut dessa gränser på en bild som kameran hade tagit från varje provyta. På så vis kunde dessa bilder användas som referens för filmmaterialet. Detta fungerade mycket bra, även vissa markeringar i naturen så som stubbar, stenar och buskar kunde användas som referenser för gränserna. Även om detta fungerade mycket bra så kan det inte helt uteslutas som en eventuell felkälla i studien.

5.7. Litteraturens för- och nackdelar

En del studier har gjorts på betningsbeteende och huruvida det skiljer sig raser emellan eller ej. En av dessa är studien av Dumont *et al.* (2007) där man undersöker skillnader i betningsbeteende mellan traditionella och kommersiella raser av både nötkreatur och får. Jag ser stora fördelar med denna studie inte bara för dess omfång men även då den lyfter vissa problemområden inom ämnet. Enligt Dumont *et al.* (2007) tar många liknande studier inte alltid hänsyn till det faktum att skillnader i individers tidigare erfarenheter kan påverka resultatet. Vilket sorts bete en individ har gått på tidigare, och således är van vid, kan rimligtvis vara något som har format det betningsbeteende individen besitter idag. Därför har individerna i studien av Dumont *et al.* (2007) så lika bakgrund som möjligt, vilket ger ytterligare tillförlit till resultatet. Att en artikel tar upp problemområden och hur de har tacklat dessa kan anses viktigt och det är dessutom något jag ser som en stor fördel i artikeln av Dumont *et al.* (2007).

En liknande fördel ser jag i litteraturen av Riesch *et al.* (2020) där en studie har gjorts på kronhjortars betningsbeteende och i sin tur påverkan på landskapet och ekosystemen. Riesch *et al.* (2020) tar upp problem från tidigare studier inom samma område och beskriver hur de har gjort annorlunda. I detta fall handlar det om vilda djur i förhållande till djur som inte är helt frigående eller till och med i fångenskap. Enligt Riesch *et al.* (2020) så kan inte de betningsbeteenden som syns på kronhjortar i fångenskap appliceras på vilda inom samma art. Således kan inte slutsatser från studier på i stort sett tama individer dras även för vilda djur vilket ofta görs i andra studier. Därför gjordes studien av Riesch *et al.* (2020) på vilda individer för att få ett mer tillförlitligt resultat på hur kronhjortens betningsbeteende faktiskt påverkar växtligheten. En annan fördel i denna artikel kan tyckas finnas i författarnas slutsats. Förhållandevis stora slutsatser dras ibland i slutet av vissa studier, vilket skulle kunna vara ett problem. Bara för att ett visst resultat har påträffats i en studie, betyder det inte alltid att så blir fallet. Flertalet större studier behöver ofta ge samma resultat för att omfattande slutsatser ska kunna dras. Om författarna är för snabba att dra långtgående slutsatser kan en risk vara att det blir missvisande. Därför kan det finnas fördelar i slutsatser som tydligt beskriver att ytterligare forskning behövs och dessutom förslag på hur denna forskning kan utvecklas. Detta är något som Riesch *et al.* (2020) har varit tydliga med i sin slutsats, medan de slutsatser som faktiskt dras förklaras med att de styrker resultat från tidigare forskning.

En annan artikel som också studerade rasskillnader i betningsbeteende var den av Osoro *et al.* (1999). Studien sträckte sig över tre betesperioder och hade således förhållandevis stort omfång vilket kan ses som en fördel. Jag tycker även att det är

intressant att se att rasskillnader i betningsbeteende har påträffats även för andra arter.

I artikeln av Chuvorkina *et al.* (2020) finner jag en del svagheter. Bland annat är artikeln inte så utförlig och detaljerna kring hur studien utfördes är få. Studien tog fram en avelsmodell för köttdjur av rasen Hereford i Penza, Ryssland, för att stötta småskaliga och nystartade lantbruk. Eftersom metoden inte är väl beskriven och artikeln är kort överlag så är det svårt att få en inblick i hur studien utfördes. Detta leder i sin tur till att man inte är helt införstådd med vad resultaten baseras på och det kan anses vara en stor nackdel.

5.8. Samhällsperspektiv, hållbarhet och etik

De effekter som ekosystemtjänster för med sig till ett långvarigt mänskligt välmående och en hållbar utveckling är många och välkända (Díaz *et al.*, 2015; Costanza *et al.*, 2017; Costanza, 2020). Enligt Costanza (2020) så bidrar ekosystemtjänster, genom olika funktioner och processer, såväl indirekt som direkt till ett hållbart mänskligt välmående. Således kan ämnet anses vara viktigt ur ett samhällsperspektiv. För att vi ska kunna fortsätta att leva i ett hållbart samhälle där vi kan utnyttja dessa ekosystemtjänster krävs att ekosystemen hålls friska och hälsosamma (Fisher *et al.*, 2009). Många artiklar uttrycker vikten i artrikedom för ett välmående ekosystem, däribland Lohbeck *et al.* (2016). Denna studie har ämnat att undersöka förhållandet mellan betande nötkreatur och bränd mark. Detta med ett syfte att återskapa och bibehålla välmående ekosystem som gör studien viktig ur såväl ett samhällsperspektiv som hållbarhet. Att det dessutom är mänsklig markanvändning som till stor del har förändrat ekosystem och habitat (Ihse, 1995) kan anses sätta ämnet i ett etiskt perspektiv. Det faktum att flera arter inte klarar av dessa förändringar och därmed går förlorade kan göra oss etiskt skyldiga att utföra ett bevarandearbete. Att studera olika alternativ för bevarande och naturvård är således en viktig del av arbetet för en hållbar framtid och kan även anses vara vår etiska skyldighet. Denna studie kan bidra till detta naturvårdsarbete.

5.9. Framtid och vidare forskning

Denna studie har haft sina begränsningar i omfattning och tid, därför krävs vidare forskning inom ämnet. Bland annat så fanns inte tillräckligt med tid för att koda av fler av provytorna. Även de resterande 10 provytor är av intresse att koda av i framtida studier för att ge ett mer tillförlitligt resultat.

Det finns många studier som tyder på att det finns rasskillnader i betningsbeteende, framförallt mellan traditionella och kommersiella raser (Rook *et al.*, 2004; Dumont *et al.*, 2007). Då denna studie innehöll för få observationer av rasen Hereford så kan inte en sådan slutsats dras här. Det vore därför intressant med en liknande framtida studie där antal observationer för de bägge raserna var mer likvärdig för att testa om rasskillnad finns. Samma sak gäller huruvida säsongsskillnader finns eller ej. Denna studie innehöll inte tillräckligt många observationer under september och oktober för att kunna avgöra om en sådan skillnad finns.

I studien av Osoro *et al.* (1999), där rasskillnader i betningsbeteende hos får undersöktes, dokumenterades även fårens vikt. Detta resulterade i skillnader i rasernas viktförändring under betessäsongen. Därigenom kunde man se att den storleksmässigt mindre rasen var bättre på att beta selektivt och därför hade en större viktuppgång när tillgången på föredragna växter var låg. Den större rasen hade en större viktuppgång när det fanns gott om föredragna växter att beta och klarade sig inte lika bra när tillgången var sämre. Det hade således varit intressant att testa huruvida liknande viktskillnader finns mellan en traditionell ras och en kommersiell ras på bränt bete jämför med obränt. Särskilt då Rödkulla skiljer sig i levandevikt från Hereford.

5.9.1. Förslag på framtida frågeställningar

- Hur många procent av betesmarken måste ha brunnit för att djuren ska föredra att beta på den brända marken framför den obrända?
- Hur förändras djurens viktkurva under bete på bränd jämfört med obränd mark?
- Finns det några rasskillnader i förändring av viktkurvan under betet?

5.10. Slutsats

Nötkreaturen som gick på naturbetet i Ekoparken på Nordens Ark visade en preferens att beta på bränd mark framför obränd. Detta var dock bara fallet för rasen Rödkulla som betade mer på den brända marken än den obrända; för rasen Hereford hittades inga skillnader. Preferensen för brända ytor gällde endast om en betydande del av ytorna hade brunnit, inte för ytor där elden var starkt begränsat av mängden biomassa. Några säsongsskillnader gick inte att identifiera då antalet observationer i september var betydligt lägre än i maj och juni. Fler studier bör utföras på samspelet mellan betningsbeteende och brand i naturvårdssyfte. Genom en ökad förståelse för hur landskap kan skötas på bästa sätt så kan friska och artrika ekosystem underhållas.

6. Populärvetenskaplig sammanfattning

Såväl jordbruk som skogsbruk har intensifierats i Europa under de senaste århundradena och det har blivit mer enformiga monokulturer. Detta har gjort att stora delar av de halv-öppna landskapen, som förr fanns i större utsträckning, idag har gått förlorade. Då de halv-öppna landskapen är hem för många djur- och växtarter och ofta har en hög artrikedom så är de viktiga att bevara då de i sin tur gynnar den mänskliga hälsan. Ekosystemtjänster är av stor vikt för mänskligt välmående, av många olika anledningar. Därför är det viktigt att återskapa och underhålla en del av de halv-öppna landskap som på senare tid har försvunnit.

Det som tros ha varit de största bakomliggande faktorerna till mer halv-öppna landskap förr är naturliga störningar så som större betande djur och återkommande bränder. Att dessa två störningar hjälper till att bibehålla ett halv-öppet landskap är idag känt och de används i naturvårdssyfte. Hur dessa två faktorer samverkar och påverkar varandra är dock något som behöver studeras mera. Syftet med denna studie var därför att undersöka hur eldning av växtligheten på ett bete påverkar betningsbeteendet hos djur, i det här fallet nötkreatur.

Studien utfördes som en del av ett pågående projekt i Ekoparken, Nordens Ark, i sydvästra Sverige. I en av hagarna i Ekoparken konstruerades under 2015 olika provytor. Var och en av dessa 14 provytor innehöll i sin tur en del där växtligheten brändes samt en del där växtligheten lämnades orörd ($2 \times 49 \text{ m}^2$). I 6 av provytorna var det i snitt 68,4 % av den totala ytan som brann medan det i resterande 8 provytor i snitt endast var 4,6 % av ytan som brann.

Under tidsperioden maj-oktober placerades kameror som fångade de djur som besökte dessa ytor på film. Dessa kameror triggades av rörelser varefter ett kort togs och sedan spelades ett 60 minuter långt filmklipp in. En del av detta material undersöktes i en tidigare studie och resten kodades av här. Två raser av nötkreatur gick i hagen under studien, en svensk lantras, Rödkulla, samt en kommersiell ras, Hereford. Djurens betningsbeteende dokumenterades utifrån materialet, antal sekunder i betad tid på såväl bränd yta som obränd dokumenterades.

Resultatet visade att den tid djuren i snitt betade på den brända ytan var betydligt längre än den tid de i snitt betade på den obrända ytan för de 6 provytor som brunnit mest. Detta stämde överens med den hypotes som fanns sedan innan då den växtlighet som kommer fram efter en brand i många fall är mer näringsrik än den som fanns där sedan innan. Rasen Rödkulla betade mer på bränd yta än på obränd

men Hereford visade inga preferenser i denna studie. Någon säsongskillnad i betningsbeteende påträffades inte heller. För de 8 provytor som brann sämre fanns inga skillnader i den tid djuren betade på bränd jämfört med obränd yta. Ytterligare analyser om ras- eller säsongsskillnader för dessa 8 provytor gjordes därför inte.

Studien ger en indikation på att skillnader i betningsbeteende kan finnas på bränd och obränd mark. Vidare forskning inom ämnet krävs för att testa dessa skillnader i betningsbeteende ytterligare samt för att få en bättre förståelse för förhållandet mellan bete och brand.

7. Tack

Stort tack till Nordens Ark, Karin Amsten och Mats Niklasson, för att jag har fått göra mitt examensarbete som en del av ert projekt. Tack till min handledare, Jens Jung, för bra hjälp, vägledning och råd som jag inte hade klarat mig utan. Karin Amsten har även varit min biträdande handledare och har alltid varit snabb med att svara på frågor vilket har varit till stor hjälp.

Sist men inte minst ett stort tack till familj och klasskamrater som har hjälpt till att korrekturläsa arbetet och kommit med otroligt bra tips och stöttning längs med vägen.

8. Referenslista

- Allred, B.W., Fuhlendorf, S.D., Engle, D.M. & Elmore, R.D. 2011. Ungulate preference for burned patches reveals strength of fire–grazing interaction. *Ecology and Evolution*. 1(2), 132-144.
- Archibald, S. & Hempson, G.P. 2016. Competing consumers: contrasting the patterns and impacts of fire and mammalian herbivory in Africa. *Biological Sciences*. 371(1703), 1-14.
- Barto, D., Bird, C.W., Hamilton, D.A. & Fink, B.C. 2017. The Simple Video Coder: A free tool for efficiently coding social video data. *Behavior Research Methods*. 49, 1563-1568.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S. & Naeem, S. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*. 486, 59-67.
- Chisholm, R.A., Lim, F., Yeoh, Y.S., Seah, W.W., Condit, R. & Rosindell, J. 2018. Species–area relationships and biodiversity loss in fragmented landscapes. *Ecology Letters*. 21(6), 804-813.
- Chuvorkina, T.N., Kadykova, O.F., Alekseeva, S.N. & Guryanova, N.M. 2020. Rearing and breeding of Hereford cattle on a peasant (farm) enterprise. *Volga Region Farmland*. 4(8), 55-58.
- Connor, S.E., Araújo, J., Boski, T., Gomes, A., Gomes, S.D., Leira, M., da Conceição Freitas, M., Andrade, C., Morales-Molino, C., Franco- Múgica, F., Akindola, R.B. & Vanni re, B. 2021. Drought, fire and grazing precursors to large-scale pine forest decline. *Diversity and Distributions*. 13261. <https://doi.org/10.1111/ddi.13261>.
- Costanza, R. 2020. Valuing natural capital and ecosystem services toward the goals of efficiency, fairness, and sustainability. *Ecosystem Services*. 101096. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101096>.

- Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S. & Grasso, M. 2017. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go?. *Ecosystem Services*. 28, 1-16.
- Cousins, S.A.O., Auffret, A.G., Lindgren, J. & Tränk, L. 2015. Regional-scale land-cover change during the 20th century and its consequences for biodiversity. *AMBIO*. 44, 17-27.
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J.R., Arico, S., Báldi, A., Bartuska, A., Baste, I.A., Bilgin, A., Brondizio, E., Chan, K.M.A., Figueroa, V.E., Duraiappah, A., Fischer, M., Hill, R., Koetz, T., Leadley, P., Lyver, P., Mace, G.M., Martin-Lopez, B., Okumura, M., Pacheco, D., Pascual, U., Pérez, E.S., Reyers, B., Roth, E., Saito, O., Scholes, R.J., Sharma, N., Tallis, H., Thaman, R., Watson, R., Yahara, T., Hamid, Z.A., Akosim, C., Al-Hafedh, Y., Allahverdiyev, R., Amankwah, E., Asah, S.T., Asfaw, Z., Bartus, G., Brooks, L.A., Caillaux, J., Dalle, G., Darnaedi, D., Driver, A., Erpul, G., Escobar-Eyzaguirre, P., Failler, P., Fouda, A.M.M., Fu, B., Gundimeda, H., Hashimoto, S., Homer, F., Lavorel, S., Lichtenstein, G., Mala, W.A., Mandivenyi, W., Matczak, P., Mbizvo, C., Mehrdadi, M., Metzger, J.P., Mikissa, J.B., Moller, H., Mooney, H.A., Mumby, P., Nagendra, H., Nesshover, C., Oteng-Yeboah, A.A., Pataki, G., Roué, M., Rubis, J., Schultz, M., Smith, P., Sumaila, R., Takeuchi, K., Thomas, S., Verma, M., Yeo-Chang, Y. & Zlatanova, D. 2015. The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 14, 1-16.
- Dumont, B., Rook, A.J., Coran, C. & Röver, K-U. 2007. Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 2. Diet selection. *Grass and Forage Science*. 62(2), 159-171.
- Fisher, B., Turner, R.K. & Morling, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*. 68(3), 643-653.
- Hannon, G.E., Halsall, K., Molinari, C., Stoll, E., Lilley, D. & Bradshaw, R.H.W. 2020. Vegetation dynamics and Fire History in Färnebofjärden National Park, Central Sweden. *The Holocene*. 31(1), 28-37.
- Hultberg, T., Gaillard, M-J., Grundmann, B. & Lindblad, M. 2015. Reconstruction of past landscape openness using the Landscape Reconstruction Algorithm (LRA) applied on three local pollen sites in a

southern Swedish biodiversity hotspot. *Vegetation History and Archaeobotany*. 24(2), 253-266.

Ihse, M. 1995. Swedish agricultural landscapes — patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. *Landscape and Urban Planning*. 31, 21-37.

Jones, S.K., Boundaogo, M., DeClerck, F.A., Estrada-Carmona, N., Mirumachi, N. & Mulligan, M. 2019. Insights into the importance of ecosystem services to human well-being in reservoir landscapes. *Ecosystem Services*. 100987. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100987>.

Koncz, N.K., Béri, B., Deák, B., Kelemen, A., Tóth, K., Kiss, R., Radócz, S., Migléc, T., Tóthmérész, B. & Valkó, O. 2019. Meat production and maintaining biodiversity: Grazing by traditional breeds and crossbred beef cattle in marshes and grasslands. *Applied Vegetation Science*. 23(2), 139-148.

Lefcheck, J.S., Byrnes, J.E.K., Isbell, F., Gamfeldt, L., Griffin, J.N., Eisenhauer, N., Hensel, M.J.S., Hector, A., Cardinale, B.J. & Duffy, J.E. 2015. Biodiversity enhances ecosystem multifunctionality across trophic levels and habitats. *Nature Communications*. 6(1), 6936-6936.

Lohbeck, M., Bongers, F., Martinez-Ramos, M. & Poorter, L. 2016. The importance of biodiversity and dominance for multiple ecosystem functions in a human-modified tropical landscape. *Ecology*. 97(10), 2772-2779.

Meinesz, K. & Schutgens, E. 2017. Effect of grazing cattle and prescribed fire on tree species in the Swedish boreo-nemoral zone. Thesis Report Animal Management, Hogeschool Van Hall Larenstein, Leeuwarden, Netherlands.

Nordens Ark, 2021. <https://nordensark.se/bevarande/ekoparken/>, använd 2021-04-08.

Olson, B.E., Wallander, R.T., Thomas, V.M. & Kott, R.W. 1996. Effect of previous experience on sheep grazing leafy spurge. *Applied Animal Behaviour Science*. 50(2), 161-176.

Osoro, K., Oliván, M., Celaya, R. & Martínez, A. 1999. Effects of genotype on the performance and intake characteristics of sheep grazing contrasting hill vegetation communities. *Animal Science*. 69(2), 419-426.

- Pastro, L.A., Dickman, C.R. & Letnic, M. 2011. Burning for biodiversity or burning biodiversity? Prescribed burn vs. wildfire impacts on plants, lizards, and mammals. *Ecological Applications*. 21(8), 3238-3253.
- Ramos, A. & Tennessen, T. 1992. Effect of previous grazing experience on the grazing behaviour of lambs. *Applied Animal Behaviour Science*. 33(1), 43-52.
- Riesch, F., Tonn, B., Stroh, H.G., Meißner, M., Balkenhol, N. & Isselstein, J. 2020. Grazing by wild red deer maintains characteristic vegetation of semi-natural open habitats: Evidence from a three-year exclusion experiment. *Applied Vegetation Science*. 23(4), 522-538.
- Rook, A.J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., WallisDeVries, M.F., Parente, G. & Mills, J. 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological Conservation*. 119(2), 137-150.
- Schulze, K.A., Rosenthal, G. & Peringer, A. 2018. Intermediate foraging large herbivores maintain semi-open habitats in wilderness landscape simulations. *Ecological Modelling*. 379, 10-21.
- Sensenig, R.L., Demment, M.W. & Laca, E.A. 2010. Allometric scaling predicts preferences for burned patches in a guild of East African grazers. *Ecology*. 91(10), 2898-2907.
- Smiraglia, D., Ceccarelli, T., Bajocco, S., Perini, L. & Salvati, L. 2015. Unraveling Landscape Complexity: Land Use/Land Cover Changes and Landscape Pattern Dynamics (1954–2008) in Contrasting Peri-Urban and Agro-Forest Regions of Northern Italy. *Environmental Management*. 56, 916-932.
- Statens jordbruksverk, 2021. <https://jordbruksverket.se/stod/lantbruk-skogsbruk-och-tradgard/djur/hotade-husdjursraser>, använd 2021-04-20.
- Stern, U., He, R. & Yang, C-H. 2015. Analyzing animal behavior via classifying each video frame using convolutional neural networks. *Scientific Reports*. 14351. <https://doi.org/10.1038/srep14351>.
- Svenska Herefordföreningen, 2021. <https://www.hereford.nu/sv-SE/börja-med-hereford-23328423>, använd 2021-04-20.
- Sveriges Rödkulleförening, 2021. <https://rodkullan.se/Rödkullan/Historik.html>, använd 2021-05-31.

- The Dairy Site, 2021. <https://www.thedairysite.com/breeds/beef/14/hereford/>, använd 2021-04-21.
- Thom, D. & Seidl, R. 2015. Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biological Reviews*. 91(3), 760-781.
- Turnbull, L.A., Levine, J.M., Loreau, M. & Hector, A. 2012. Coexistence, niches and biodiversity effects on ecosystem functioning. *Ecology Letters*. 16(1), 116-127.
- Upadhyay, M., Eriksson, S., Mikko, S., Strandberg, E., Stålhammar, H., Groenen, M.A.M., Crooijmans, R.P.M.A., Andersson, G. & Johansson, A.M. 2019. Genomic relatedness and diversity of Swedish native cattle breeds. *Genetics Selection Evolution*. 51(1), 56-56.
- Vinton, M.A. & Hartnett, D.C. 1992. Effects of bison grazing on *Andropogon gerardii* and *Panicum virgatum* in burned and unburned tallgrass prairie. *Oecologia*. 90(3), 374-382.
- Weisser, W.W., Roscher, C., Meyer, S.T., Ebeling, A., Luo, G., Allan, E., Beßler, H., Barnard, R.L., Buchmann, N., Buscot, F., Engels, C., Fischer, C., Fischer, M., Gessler, A., Gleixner, G., Halle, S., Hildebrandt, A., Hillebrand, H., de Kroon, H., Lange, M., Leimer, S., Le Roux, X., Milcu, A., Mommer, L., Niklaus, P.A., Oelmann, Y., Proulx, R., Roy, J., Scherber, C., Scherer-Lorenzen, M., Scheu, S., Tschardtke, T., Wachendorf, M., Wagg, C., Weigelt, A., Wilcke, W., Wirth, C., Schulze, E.-D., Schmid, B. & Eisenhauer, N. 2017. Biodiversity effects on ecosystem functioning in a 15-year grassland experiment: Patterns, mechanisms, and open questions. *Basic and Applied Ecology*. 23, 1-73.

Bilaga 1

Provytor	Omgång	Kamera in i provytor (Datum)	Kamera ut ur provytor (Datum)	Antal dagar i provytor
1-6	1	09-05-15	10-06-15	32
7, 9, 11, 13, 15, 18, 19, 20	1	08-05-15	10-06-15	33
1-6, 7, 9, 11, 13, 15, 18, 19, 20	2	15-06-15	07-07-15	22
1-6, 7, 9, 11, 13, 15, 18, 19, 20	3	13-07-15	29-07-15	16
1-6, 7, 9, 11, 13, 15, 18, 19, 20	4	03-08-15	18-08-15	15
1-6, 11	5	03-09-15	15-09-15	12
7, 9, 13, 15, 18	5	02-09-15	15-09-15	13
19, 20	5	26-08-15	15-09-15	20
1-6, 7, 9, 11, 13, 15, 18, 19, 20	6	21-09-15	05-10-15	14
1-6	7	12-10-15	27-10-15	15
7, 9, 11, 13, 15, 18, 19, 20	7	12-10-15	26-10-15	14

Bilaga 2

Provytor	Datum	Antal djur In/Ut	Totalt antal djur i hage (Rödkulla, Hereford)
1-6	15-05-15	15 In	15 (9 Rödkulla, 6 Hereford)
1-6	11-06-15	15 Ut	0
1-6	25-08-15	12 In	12 (Information saknas)
1-6	06-09-15	5 Ut	7 (Information saknas)
1-6	08-09-15	5 In	12 (Information saknas)
1-6	21-09-15	7 Ut	4 (Information saknas)
1-6	30-10-15	4 Ut	0