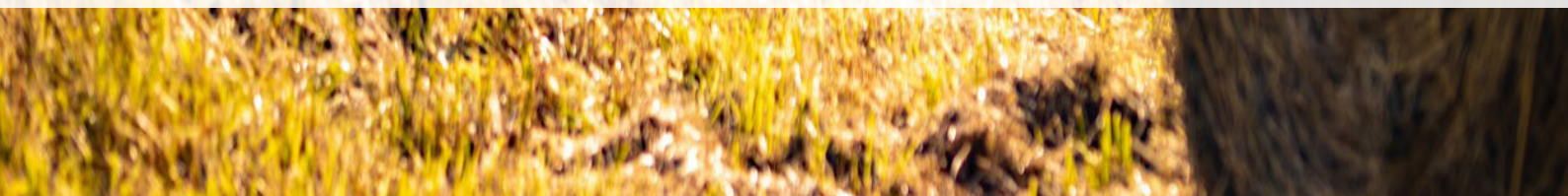




Klimatpåverkan av utfodring med halm som vinterfoder till dikor

– beräkning av klimatavtrycket på gårdsnivå och från ett kg kött ur ett livscykelperspektiv

Elin Röö, Karin von Greyerz, Mikaela Jardstedt, Anna Hessle, Katarina Arvidsson Segerkvist, Niclas Ericsson





Mistra Food Futures Report #23

Klimatpåverkan av utfodring med halm som vinterfoder till dikor– beräkning av klimatavtrycket på gårdsnivå och från ett kg kött ur ett livscykelperspektiv

Climate impact from feeding straw as winter feed to suckler cows – calculation of the climate impact at the farm level and from one kg of meat from a lifecycle perspective

Författare: Elin Röös, Karin von Greyerz, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för energi och teknik, Anna Hessle, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för husdjurens miljö och hälsa, Katarina Arvidsson Segerkvist, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för husdjurens miljö och hälsa, Mikaela Jardstedt, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för husdjurens miljö och hälsa, Niclas Ericsson Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för energi och teknik

Denna rapport är framtagen inom forskningsprogrammet Mistra Food Futures. Det övergripande målet för programmet är att skapa en vetenskapligt baserad plattform som bidrar till att det svenska livsmedelssystemet kan transformeras till ett system som är ekonomiskt, socialt och miljömässigt hållbart samt resilient och kan leverera hälsosam mat. Målet uppnås genom att utveckla ett nära samarbete mellan akademien och ett antal nyckelaktörer i det svenska livsmedelssystemet. Den här rapporten utgör en del av Mistra Food Futures arbete med att beskriva produktionssystem som minskar klimatpåverkan. Detta utgör en av de centrala frågeställningarna inom Mistra Food Futures.

Mistra Food Futures leds och samordnas av Sveriges lantbruksuniversitet SLU i samarbete med forskningsinstitutet RISE och Stockholm Resilience Centre vid Stockholms universitet. Övriga partners inom programmet omfattar en bred representation av aktörer från akademi, näringsliv, branschorganisationer och regioner.

www.mistrafoodfutures.se

Publication: Mistra Food Futures Report #23
Year of publication: 2024
Publisher: Swedish University of Agricultural Sciences
Cover photo: Pixabay
Print: SLU Repro, Uppsala
ISBN: 978-91-8046-724-7 (electronic), 978-91-8046-723-0 (print)



Sammanfattning

Syftet med den här studien var att uppskatta klimateffekten ur ett livscykelperspektiv av att byta ut en del av vallfodret i dikors vinterfoder till halm i svensk integrerad dikalvsproduktion, beräknat för en 30-kors-besättning i Götalands skogsbygd. Hur utsläppen per kg nötkött påverkas liksom utsläppen på gårdsnivå beräknades. Förändringar i markkol samt indirekta klimateffekter av denna förändring uppskattades också.Utfodring med halm frigör mark på gården vilket möjliggör alternativ användning av denna mark. Två olika användningsområden för denna 'frigjorda' mark undersöks; 1) för att producera mer avsalugröda (vete), eller 2) för att etablera mer betesmark. Klimatavtrycket för 1 kg nötkött (slaktkroppsvikt) beräknades till 24 kg koldioxidekvivalenter (CO₂e) för referens- respektive de två halmscenarierna då utsläpp från markkol och avskogning till följd av eventuell restaurering av naturbetesmark inte inkluderades. Utsläppen dominerades av utsläpp av metan från fodersmältningen (69 respektive 70 procent i referens- respektive halmsystemen) och för utsläpp från foderproduktionen (16 respektive 14 procent i referens- respektive halmsystemen). Gödselhanteringen bidrog också med 7,4 respektive 7,3 procent av utsläppen. Utsläpp från avskogning blev 1,0 kg CO₂ per kg kött (slaktkroppsvikt) för halmfodersystemen om utsläppen allokeras över 100 år. Om dessa utsläpp istället allokeras över en period på 20 år blev utsläppen från avskogning 5,2 kg CO₂ per kg kött (slaktkroppsvikt). Förändringar i markkol ledde till utsläpp av 1,3 kg CO₂ per kg kött för scenario halmfoder-vete och 0,63 kg CO₂ per kg kött för scenario halmfoder-bete. Nettoavtrycket blev 24, 26 och 25 kg CO₂e per kg kött för referens- respektive halmscenarierna då utsläppen från avskogningen allokeras över 100 år. Då avskogningen istället allokerades över 20 år blev nettoavtrycket 24, 31 och 25 kg CO₂e per kg kött (slaktkroppsvikt). I alla system producerades lika mycket nötkött eftersom det är samma antal kor och kalvar med samma tillväxt. Mängden vete är lika i referensfallet och i scenariot med halmfoder-bete, medan den är betydligt större för scenariot halmfoder-vete där den mark som frigörs används för spannmålsodling. Resultaten från denna studie visar att klimatavtrycket för nötköttet och gården som helhet totalt sett inte påverkas i någon större utsträckning när en del av dikornas vinterfoder utgörs av halm istället för vallfoder om inte utsläppen från avskogningen beaktas. Om utsläpp förknippade med den eventuella avskogning av mark som behövs för bete inkluderas och dessa allokeras över 20 år blir det dock en väsentlig skillnad mellan referensscenariet och halmscenarierna. Om avskogningsutsläppen däremot allokeras över 100 år blir skillnaden liten. Den stora skillnaden mellan scenarierna blir den att i fallet där den 'sparade' marken i halmscenariot används för att odla mer vete, så producerar gården betydligt mer avsalugröda.

Nyckelord: nötkött, halm, vallodling, klimatpåverkan, kolinlagring

Abstract

The purpose of this study was to estimate the climate effect from a life cycle perspective of replacing part of the forage in the winter feed of suckler cows with straw in Swedish integrated suckler calf production, calculated for a 30-cows-herd in a forest district of southern Sweden. Emissions of greenhouse gases per kg of beef and at the farm level are calculated. Changes in soil carbon and indirect climate effects of this change are also estimated. Feeding straw frees up land on the farm, enabling alternative uses of this land. Two different uses for this 'spared' land are investigated; 1) to produce more cash crops (wheat), or 2) to establish more pasture. The climate footprint for 1 kg of beef (carcass weight) was calculated to be 24 kg CO₂e for the reference and the two straw scenarios, respectively, when emissions from soil carbon and deforestation (as a result of restoration of semi-natural pasture) were not included. The emissions are dominated by methane emissions from feed digestion (69 and 70 percent respectively in the reference and straw systems) and by emissions from feed production (16, and 14 percent respectively in the reference and straw systems). Manure handling also contributed with 7.4, 7.3 and 7.3 percent of the emissions, respectively. Emissions from deforestation were 1.0 kg CO₂ per kg meat (carcass weight) for the straw feed systems if the emissions are allocated over 100 years. If these emissions are instead allocated over a period of 20 years, the emissions from deforestation were 5.2 kg of CO₂ per kg of meat (carcass weight). Changes in soil carbon led to emissions of 1.3 kg CO₂ per kg meat for the straw-forage-food scenario and 0.63 kg CO₂ per kg meat for the straw-forage-pasture scenario. The net footprint was 24, 26 and 25 kg CO₂e per kg of meat for the reference and straw scenarios, respectively, when the emissions from deforestation are allocated over 100 years. When the emissions from deforestation were instead allocated over 20 years, the net footprint was 24, 31 and 25 kg CO₂e per kg of meat (carcass weight). In all systems, the same amount of beef was produced because there were the same number of cows and calves with the same growth. The amount of wheat was equal in the reference case and in the straw -pasture scenario, while it was substantially higher for the straw-wheat scenario where the spared land is used for grain cultivation. The results from this study show that the climate impact for the beef and the farm as a whole was not affected to any great extent when part of the suckler cows' winter feed consisted of straw instead of forage, unless the emissions from deforestation were taken into account. If emissions associated with the eventual deforestation of land needed for grazing were included and these were allocated over 20 years, there is however a substantial difference between the reference scenario and the straw scenarios. If, on the other hand, the deforestation emissions are allocated over 100 years, the difference is small. The large difference between the scenarios is that in the case where the 'spared' land in the straw scenario is used to grow more wheat, the farm produces substantially more products for sale.

Keywords: beef, straw, ley, climate impact, carbon sequestration

Innehållsförteckning

Tabellförteckning	5
Figurförteckning.....	6
1. Inledning.....	7
2. Metod	9
2.1. Systembeskrivning	9
2.1.1. Växtodling	11
2.1.2. Energianvändning i stallar	11
2.1.3. Gödselhantering.....	12
2.2. Systemgränser, funktionell enhet och allokeringar	12
2.3. Beräkning av klimatpåverkan	12
2.3.1. Emissionsfaktorer	13
2.3.2. Markkolsförändringar	15
2.3.3. Utsläpp från avskogning från restaurering av naturbetesmarker	16
2.3.4. Produkter	18
3. Resultat.....	19
3.1. Produkter ut från gården.....	19
3.2. Klimatavtryck per kg nötkött	19
3.3. Klimatavtryck för hela gården.....	21
4. Diskussion.....	23
4.1. Klimatavtryck från dikalvsproduktion med halm som vinterfoder	23
4.2. Restaurering av naturbetesmark	24
4.3. Möjligheter och utmaningar med att utfodra halm som vinterfoder till dikor	25
5. Slutsats	28
Referenser.....	29

Tabellförteckning

Tabell 1: Produktionskaraktärisk för de studerade dikosystemen (Referenssystemet / Halmsystemen).....	10
Tabell 2: Avkastning, gödselbehov och dieselförbrukning för de olika grödorna.....	11
Tabell 3: Arealer för olika grödor på åkermark i de tre systemen (ha).....	11
Tabell 4: Emissionsfaktorer kväverelaterade utsläpp (IPCC, 2019a; b)	14
Tabell 5: Emissionsfaktorer för insatsvaror	15
Tabell 6: Tillförd mängd kol från skörderester ovan och under jord samt gödsel per hektar för de olika grödorna. Referenssystemet / Halmfoder-vete / Halmfoder-kolinlagring	16
Tabell 7: Parametrar i ICBM-modellen i denna studie	16
Tabell 8: Produkter som säljs ut från gården i de olika systemen samt mängden makronärings-ämnen i dessa	19

Figurförteckning

Figur 1. Klimatavtryck för 1 kg nötkött (slaktvikt) vid gårdsgrind i ett referenssystem som motsvarar en typisk svensk integrerad dikalvsproduktion i Götalands skogsbygd (vänster), motsvarande system där dikornas vinterfoder utgörs av halm och vall där mark som frigörs används för veteodling (mitten), samt ett system där dikornas vinterfoder utgörs av halm och vall där mark som frigörs görs om till betesmark (höger). Utsläpp från avskogning allokerade över 100 år.	20
Figur 2. Klimatavtryck för 1 kg nötkött (slaktvikt) vid gårdsgrind i ett referenssystem som motsvarar en typisk svensk integrerad dikalvsproduktion i Götalands skogsbygd (vänster), motsvarande system där dikornas vinterfoder utgörs av halm och vall där mark som frigörs används för veteodling (mitten), samt ett system där dikornas vinterfoder utgörs av halm och vall där mark som frigörs görs om till betesmark (höger). Utsläpp från avskogning allokerade över 20 år.	20
Figur 3. Årligt klimatavtryck för hela gården med utsläpp från avskogning allokerade över 100 år.	21
Figur 4. Årligt klimatavtryck för hela gården med utsläpp från avskogning allokerade över 20 år.	22

1. Inledning

Nötkött är ett uppskattat livsmedel som är centralt i flera av svenskarnas vanligaste maträtter. Även om konsumtionen av nötkött minskat något under de senaste tio åren konsumerar svenskarna en ansenlig mängd årligen - år 2021 uppgick konsumtionen i genomsnitt till cirka 16 kg benfritt nötkött per person (Jordbruksverket, 2022a). Nötkött produceras dels som en biprodukt från mjölkproduktionen och dels i så kallad självrekryterande nötköttsproduktion med dikor. I mjölkproduktionen kommer köttet från utslagna mjölkkor och de kalvar som inte rekryteras till mjölkkor och således föds upp för kött (nästan alla tjurkalvar och cirka 60 procent av kvigkalvarna). I dikalvsproduktion mjölkas inte moderdjuren utan all mjölk går till kalven som får gå med sin mamma och dia till cirka sju månaders ålder. Köttet kommer från utslagna dikor och deras kalvar, som vanligtvis föds upp till ungnöt. Det finns en stor variation inom dikalvsproduktionen i Sverige där tjurkalvarna efter avvänjning oftast föds upp inomhus på en kraftfoderbaserad foderstat, vilket resulterar i en snabb tillväxt och låg slaktålder, medan kvigor och eventuella stutar föds upp mer extensivt med en större andel bete och grovfoder och därmed lägre tillväxt och högre slaktålder (Ahlgren m.fl., 2022). Andelen nötkött som kommer från dikosystem har ökat under senare år och idag kommer nästan hälften det svenska nötköttet från sådana system (LRFs statistikplattform, 2023).

Nötkött och kött från andra idisslare, till exempel får, har betydligt högre utsläpp av växthusgaser än kött från enkelmagade djur, till exempel gris- och kycklingkött, på grund av idisslarnas utsläpp av metan från deras fodermältning samt deras behov av större mängd foder under sin livstid (Clune m.fl., 2017; Poore och Nemecek, 2018; Moberg m.fl., 2019). Klimatpåverkan från svenskt genomsnittligt nötkött uppgår till cirka ca 22 kg koldioxidekvivalenter (CO₂e) per kg slaktvikt om utsläpp från mulljordar och kolinlagring i mark beaktas och ca 19 kg CO₂e per kg slaktvikt exklusive utsläpp från mulljordar och kolinlagring i mark (Ahlgren m.fl., 2022). Trots höga utsläpp per kg producerat kött från nötköttsproduktionen kan idisslarna spela en viktig roll i ett framtida hållbart livsmedelssystem. Till exempel kan gräsätande djur leverera flera ekosystemtjänster som till exempel bevarandet av biologisk mångfald genom bete av naturbetesmarker (von Greyerz m.fl., 2023; Eriksson och Cousins, 2014). I och med att idisslare kan tillgodogöra sig energin ur fiberrik biomassa till exempel gräs, som människor och enkelmagade djur inte i någon större utsträckning kan livnära sig på, kan idisslare också spela en roll som

'uppgraderare', det vill säga att de omvandlar en för oss människor osmältbar biomassa till värdefulla livsmedel i form av kött och mjölk (Karlsson, 2022).

Det vanligaste grovfodret till nötkreatur är vallfoder, det vill säga skördat och ensilerat gräs och baljväxter (oftast klöver) som odlas på åkermark. De flesta kalvarna i dikosystem föds på våren vilket innebär att dikorna har ett relativt lågt foderbehov under vintern då de inte producerar någon mjölk. Av olika praktiska skäl sker många gånger en överutfodring av grovfoder under vintern till dikorna, vilket resulterar i onödiga kostnader och överviktiga kor som kan få problem vid kalvning (Jardstedt, 2020). Det har därför gjorts utfodringsförsök med alternativa vinterfoder till dikor med syfte att minska dessa problem (Jardstedt, 2020). Ett sådant fodermedel är spannmålshalm.

Syftet med den här studien var att uppskatta klimateffekten ur ett livscykelperspektiv av att byta ut en del av vallfodret i dikornas vinterfoder till halm i typisk svensk dikalvsproduktion. Hur utsläppen per kg nötkött påverkas liksom utsläppen på gårdsnivå beräknades. Förändringar i markkol samt indirekta klimateffekter av denna förändring uppskattades också. Utfodring med halm frigör mark på gården vilket möjliggör alternativ användning av denna mark. Två olika användningsområden för denna 'frigjorda' mark undersöktes därför; 1) för att producera mer avsalugröda (vete), eller 2) för restaurerad betesmark.

2. Metod

Klimateffekten av att utfodra dikor med en kombination av halm (11 procent), vallfoder (38 procent) och bete (51 procent) på årsbasis uppskattades genom att utgå från en typisk svensk integrerad dikalvsproduktion i Götalands skogsbygd och jämföra klimatpåverkan från 1 kg kött (uttryckt som slaktkroppsvikt) producerat i detta system med klimatpåverkan från 1 kg kött (slaktkroppsvikt) producerat i samma system men där vinterfodret till dikorna utgjordes av endast vallfoder. Klimateffekten på gårdsnivå beräknades också.

Beräkningarna utgjordes utifrån en teoretisk gård med 30 dikor och 33 hektar (ha) åkermark och ett varierande antal ha permanent betesmark (kultur- och naturbetesmark). Den teoretiska gårdens åkerareal bestämdes av den mängd åkermark som behövs för att förse gårdens djur med vallfoder och halm till foder och strö. I beräkningarna togs hänsyn till att när dikor delvis utfodras med halm under vintersäsongen betar de mer under betessäsongen, varför det antogs behövas mer permanent betesmark när dikorna utfodrades med halm. Mängden permanent betesmark bestäms i beräkningarna av hur mycket som behövdes för att förse gårdens djur med bete under betessäsongen. På gården producerades också vete för avsalu (eftersom halmen behöver komma någonstans ifrån). Förändringar i markkol modellerades och redovisas per kg kött (slaktkroppsvikt) och för hela gården. En mer detaljerad systembeskrivning återfinns i avsnitt 2.1.

2.1. Systembeskrivning

Följande tre system jämfördes:

- **Referenssystem:** Integrerad dikalvsproduktion representativ för Götalands skogsbygd enligt beskrivning i Ahlgren m.fl. (2022). Dikorna och deras kalvar går på bete (i huvudsak naturbete) under betessäsongen (5,5 månader) och äter under vintersäsongen vallfoder (ensilerad gräs-klövervall och ensilerad gräsvall) och mineralfoder. Rekryteringsgraden är 18 procent. Tjurkalvarna föds upp på stall med en foderstat från avvänjning till slakt bestående av på torrsubstansbasis 59 procent skördat vallfoder, 38 procent spannmål och tre procent blandning av åkerböna och ärt. De slaktas vid 15 månaders ålder. Kvigkalvarna föds upp på bete sommartid och på en foderstat bestående av vallfoder och mineralfoder under vintersäsongen. Allt

foder produceras på gården. För att förse gårdens djur med bete under sommarsäsongen behövs 43 ha permanent betesmark.

- **Halmsystem – vete:** Samma som Referenssystemet men dikornas vinterfoderstat utgörs istället av en blandning av 54 procent vallfoder och 46 procent halm. Detta resulterar i att korna äter mindre under vintern men mer från bete. I jämförelse med Referenssystemet kräver denna foderstat 56 procent mindre vallfoder. På den mark som då 'frigörs' från foderodling som en konsekvens av att dikorna utfodras med halm odlas ytterligare vete för avsalu. För att förse gårdens djur med bete under sommarsäsongen behövs 46 ha permanent betesmark.
- **Halmsystem – betesmark:** Samma som Referenssystemet men dikornas vinterfoderstat utgörs istället av en blandning av 54 procent vallfoder och 46 procent halm. Detta resulterar i att korna äter mindre under vintern men mer från bete. I jämförelse med Referenssystemet kräver denna foderstat 56 procent mindre vall. På den mark som då 'frigörs' från foderodling som en konsekvens av att dikorna utfodras med halm skapas ny permanent betesmark som täcker det utökade betesintaget. För att förse gårdens djur med bete under sommarsäsongen behövs 46 ha permanent betesmark.

Produktionskaraktistik för de studerade systemen presenteras i Tabell 1.

Tabell 1: Produktionskaraktistik för de studerade dikosystemen (Referenssystemet / Halmsystemen)

	DIKOR	TJURAR	KVIGOR	REKRYTERINGSKVIGOR	AVELSTJURAR
ANTAL SLAKTADE DJUR PER ÅR	5	14	9	0	0,5
SLAKTÅLDER (MÅN)	79	15	24	-	53
SLAKTVIKT (KG)	375	360	315		550
DÖDLIGHET (%)					
FÖRE AVVÄNJNING		4	3,2		
EFTER AVVÄNJNING		2,2	1,6		
FODERINTAG (KG DM/DAG)					
BETE	10,6/12		7,2		11
HELSÄD					10,4
GRÄS-KLÖVER ENSILAGE	13/6,0	5,1	6,9		
GRÄSENSILLAGE	16,5/16,7				
HALM	0/4,6				
SPANNMÅL		3,5			
BALJVÄXTER		0,28			
MINERALFODER	0,10	0,05	0,05		0,11

¹ Från avvänjning till slakt för tjurar och kvigor.

2.1.1. Växtodling

Antagna skördemängder, dieselförbrukning och gödselmängder för växtodlingen redovisas i Tabell 2. Skördemängderna för vall gäller för konventionell vall och kommer från Ahlgren m.fl. (2022). För övriga grödor användes konventionella normskördar för området för år 2022 (Jordbruksverket u.å.b). Mängden mineralgödselkväve beräknades som det totala kvävebehovet från grödorna baserat på Andersson m.fl. (2022), minus mängden kväve i stallgödsel. Den mängd kväve som kan komma nästa års gröda tillgodo från vallen antogs vara 40 kg kväve per hektar för blandvall och 15 kg för gräsvall (Andersson m.fl. 2022). För energianvändningen användes uppgifter från Flysjö m.fl. (2008) vilka inkluderar odling, torkning och ensilering (**Fel! Hittar inte referensälla.**).

Tabell 2: Avkastning, gödselbehov och dieselförbrukning för de olika grödorna

	SKÖRD (TON/HA):	KVÄVE (KG/HA)	DIESEL (MJ/HA)	OLJA (MJ/HA)	EL (MJ/HA)
GRÄSVALL					
ÅR 1	2,5	80	1550		
ÅR 2-3	7,9	190	1550		
BLANDVALL (20 % KLÖVER)					
ÅR 1	2,5	60			
ÅR 2-3	7,9	140			
HÖSTVETE, KÄRNA	5,5	145	2998	2016	113
HÖSTVETE, HALM	5,9				
VÅRKORN, KÄRNA	3,5	75	2808	792	77
VÅRKORN, HALM	1,6				
HELSÄD, KORN	3,6	50	2836	792	77
ÅKERBÖNA/ÄRT	2,8		2808	1296	66

Arealerna för de olika grödorna redovisas i Tabell 3.

Tabell 3: Arealer för olika grödor på åkermark i de tre systemen (ha)

	REFERENS- SYSTEMET	HALMFODER – VETE	HALMFODER - BETE
VALL ¹	23,5	19,7	19,7
VETE FÖR HALM OCH AVSALU	4,9	8,8	4,9
ÖVRIGA FODERGRÖDOR	5,0	5,0	5,0
ÅKERMARK -> BETE	-	-	3,9

¹ Inkluderar bete på vallåterväxt.

2.1.2. Energianvändning i stallar

Den totala energiförbrukningen i stallar antogs uppgå till 88 MWh per år, baserat på energianvändning i Baky m.fl. (2010) och gårdens slaktade vikt, och antogs utgöras av el (Moberg m.fl., 2019).

2.1.3. Gödselhantering

Gödseln från dikorna och kvigorna hanterades som djupströgödsel under vintersäsongen. På sommaren hamnade gödseln uteslutande på den betade marken. Gödseln från tjurarna hanterades som flytgödsel.

2.2. Systemgränser, funktionell enhet och allokeringar

Vi inkluderade utsläpp fram till gårdsgrind i analysen, vilket inkluderar tillverkning och transport av insatsvaror, det vill säga mineralgödsel, diesel, eldningsolja, el för torkning och foder (mineral- och vitaminfoder), foderproduktion på gården, djurens metanutsläpp, energianvändning i stallar och gödselhantering. Produktion och underhåll av byggnader och maskiner inkluderades inte liksom tillverkning av eventuella mediciner, skurmedel och annat som används i små volymer.

Resultaten presenteras per kg producerat nötkött - den funktionella enheten är alltså 1 kg nötkött uttryckt i slaktkroppsvikt. Av levandevikten antogs 53-61 procent utgöras av slaktkroppen (Ahlgren m.fl., 2022). All miljöpåverkan från nötköttsproduktionen allokerades till slaktkroppen även om en del av biprodukterna (hud, inälvor, blod och ben) används i andra tillämpningar. Det ekonomiska värdet i dessa biprodukter är dock betydligt lägre än för nötköttet, och denna förenkling har ingen betydelse för jämförelsen mellan de två systemen. Även klimatpåverkan från gården som helhet presenteras. Då det frigörs mark i halmsystemet som kan användas till annat producerar de olika scenarierna olika mycket avsalugröda varför mängden av nötkött och vete som produceras i de olika scenarierna också presenteras.

För allokering av utsläpp mellan vetets kärnskörd och halm användes ekonomisk allokering där vetekärnornas ekonomiska värde sattes till 2,04 kr per kg vete (Jordbruksverket u.å.a.). Halmens värde sattes till 1 kr per kg (Jardstedt, 2019). Detta resulterade i att 69 procent av klimatpåverkan från veteodlingen allokerades till vetekärnorna i referens- respektive halmscenarierna. Halmen från vetet som odlades på den 'frigjorda arealen' i halm-vete scenariot behövdes inte för att uppfylla djurhållningens behov av halm och antogs därför lämnas kvar på fältet. För denna areal allokerades därför alla utsläpp till kärnan.

2.3. Beräkning av klimatpåverkan

Utsläpp av koldioxid, metan och lustgas beaktades i beräkningen av klimatpåverkan. De olika gaserna viktades till ett klimatavtryck baserat på Global Warming Potential (GWP) över 100 år. Faktorer från den senaste IPCC rapporten (AR6) användes, i vilken fossilt metan har faktorn 29,8, biogent metan 27,0 och lustgas 273 (IPCC, 2021).

2.3.1. Emissionsfaktorer

För dikor beräknades metanutsläppen enligt följande (Bertilsson, 2016):

$$\text{Metan} = 1,39 \cdot \text{DMI} - 0,091 \cdot \text{FA} \text{ (MJ/ko/dag)}$$

där DMI är foderintaget och FA mängd fettsyror i fodret.

För övriga djur beräknades metanutsläppen enligt följande (Bertilsson, 2016):

$$\text{Metan} = ((-0,046 \cdot \text{ConcP} + 7,1379) / 100) \cdot \text{GE}$$

där ConcP är andelen koncentratfoder i foderstaten och GE bruttoenergiintaget. För tjuvar från 8 månader och kalvar mellan 3-7 månader gamla blev metanutsläppen 5,16 respektive 5,60 procent av bruttoenergiintaget. För övriga djur blev metanutsläppen 7,1 procent av bruttoenergiintaget, då de inte äter kraftfoder.

Metanutsläpp från stallgödsellager beräknades med följande formel (IPCC, 2019a):

$$\text{Metanutsläpp (kg)} = \text{VS} \cdot \text{B}_0 \cdot 0,67 \cdot \text{MCF}$$

där VS är organiskt material (VS=Volatile Solids) i träcken som lämnar djuren, B_0 är metanproduktionspotentialen (0,18 m³ per kg VS) och MCF (Methane Conversion Factor) anger hur stor andel av metanproduktionspotentialen som uppnås. VS beräknades utifrån foderspecifika värden för bruttoenergi, smältbarhet, och aska (NorFor, u.å.) samt 4 procent urinenergi (IPCC, 2019a). MCF sattes till 3,5 procent för flytgödsel (Rodhe m.fl., 2009) och 17 procent för djupströgödsel (IPCC, 2019a).

Lustgasutsläpp från mark beräknades med metoden från IPCC (2019b). Av tillfört kväve i form av mineralgödsel antogs att 1,6 procent avgår som direkta lustgasutsläpp medan motsvarande faktor för stallgödsel och skörderester är 0,6 procent (Tabell 4; IPCC, 2019b). Mängden kväve i skörderester beräknades enligt IPCC (2019b) ekvation 11.6.

Indirekta lustgasutsläpp från ammoniak, kväveoxider och utlakning beräknades som 1,4 (ammoniak och kväveoxider) respektive 1,1 procent (utlakning) av kväveinnehållet (Tabell 4; IPCC, 2019b). Fraktionen av kväve som förloras genom avdunstning av ammoniak och kväveoxider från spridning av stallgödsel och mineralgödsel på åkermark och fraktionen som förlorades via utlakning redovisas i Tabell 4 (IPCC, 2019b).

Lustgasutsläpp från gödselhanteringen beräknades utifrån emissionsfaktorer som visas i (Tabell 4; IPCC, 2019a).

Mängden kväve i stallgödsel beräknades genom att subtrahera mängden kväve från foder som tas upp av nötkreaturen från det totala kvävet i fodret. Mängden kväve som tas upp av nötkreaturen beräknades med följande formel (IPCC, 2019a):

$$\text{Kväveupptag} = (\text{WG} * (268 - (7,03 * \text{NE}_g / \text{WG})) / 1000) / 6,25$$

där WG är djurets medelviktökning per dag (mellan 0 och 1,4 kg per dag beroende på djur) och NE_g är nettoenergin som krävs för djurets tillväxt, vilken beräknades enligt IPCC (2019a).

Tabell 4: Emissionsfaktorer kväverelaterade utsläpp (IPCC, 2019a; b)

	EMISSIONS- FAKTORER (KG):	PER KG:
N₂O DIREKTA		
GÖDSELHANTERING: DJUPSTRÖ	0,01	Kväve i djupströgödsel
GÖDSELHANTERING: FLYTGÖDSEL	0,005	Kväve i flytgödsel
SPRIDNING AV MINERALGÖDSEL	0,016	Kväve i mineralgödsel
SPRIDNING AV STALLGÖDSEL, SKÖRDERESTER OCH GÖDSEL FRÅN DJUR PÅ BETE	0,006	Kväve i stallgödsel/skörderester/gödsel på bete
N₂O INDIREKTA		
AVDUNSTNING	0,014	Avdunstat ammoniakkväve och kväveoxidskväve
LÄCKAGE	0,011	Läckt kväve
AVDUNSTNING (NH₃ OCH NO_x)		
DJUPSTRÖGÖDSEL	0,25	Kväve i stallgödsel
FLYTGÖDSEL	0,3	Kväve i stallgödsel
SPRIDNING AV STALLGÖDSEL OCH GÖDSEL DIREKT FRÅN DJUR PÅ BETE	0,21	Kväve i stallgödsel
SPRIDNING AV MINERALGÖDSEL (AN)	0,05	Kväve i mineralgödsel
UTLAKNING		
DJUPSTRÖGÖDSEL	0,035	Kväve i stallgödsel.
FLYTGÖDSEL	0	Kväve i stallgödsel
SPRIDNING AV STALLGÖDSEL, MINERALGÖDSEL, SKÖRDERESTER OCH GÖDSEL DIREKT FRÅN DJUR PÅ BETE	0,24	Kväve i stallgödsel/mineralgödsel/skörderester/gödsel på bete

Vi använde emissionsfaktorer för el, eldningsolja, diesel, mineralgödsel, bekämpningsmedel och inköpt foder från olika datakällor som redovisas i Tabell 5.

Tabell 5: Emissionsfaktorer för insatsvaror

	FAKTOR:	PROCESS:
EL, KG CO ₂ E PER KWH	0,0904	Nordisk elmix 2016-2018 (Sandgren och Nilsson, 2021)
ELDNINGSOLJA, KG CO ₂ E PER MJ	79,61	Produktion och distribution + förbränning i personbil (Gode m.fl., 2011)
DIESEL, KG CO ₂ E PER MJ	80,27	Dieselproduktion 0 % RME + användning i värmeverk (Gode m.fl., 2011)
MINERALGÖDSEL, KG CO ₂ E PER KVÄVE KG	3,523	EU-medel för kalciumammoniumnitrat (Hoxha och Christensen, 2019)
MINERALFODER, KG CO ₂ E PER KG	0,763	Monokalciumfosfat (Flysjö m.fl., 2008)
KALV (AVELSTJUR), TON CO ₂ E PER KALV	3,621	Utsläpp för en diko ett år från referenssystemet i denna studie

2.3.2. Markkolsförändringar

Förändringar i markens kolförråd som en effekt av foderbytet modellerades med ICBM-modellen (Introductory Carbon Balance Model) (Andrén m.fl., 2004). ICBM-modellen delar in kol i en gammal och tre unga kolpooler, en för kol från biomassa från skörderester ovan jord (till exempel halm), en för kol från biomassa under jord (till exempel rötter) och en för kol från övrig biomassa som tillförs (till exempel gödsel). Modellen antar att kol i skörderester och annat organiskt material som tillförs marken först hamnar i någon av de "unga" markkolspoolerna från vilken det mesta av kolet återgår till atmosfären medan en del förflyttas till den "gamla" markkolspoolen. Ungt kol övergår till den gamla poolen baserat på 'humification'-faktorn h . Här användes $h=0,155$ för skörderester ovan jord, $h=0,395$ för skörderester nedan jord och $h=0,266$ för stallgödsel (Bolinder m.fl., 2018).

Som input till modellen angavs den årliga kolmängd som tillförs marken i skörderester ovan och under jord, samt stallgödsel. Mängden kol från tillförda skörderester beräknades enligt Bolinder m.fl. (2007) med faktorer från Bertilsson och Nilsson (2020) (Tabell 6). Mängden kol i stallgödsel beräknades från mängden kväve och kol/kväve-kvoter för olika gödselslag (Andersson m.fl., 2022).

Tabell 6: Tillförd mängd kol från skörderester ovan och under jord samt gödsel per hektar för de olika grödorna. Referenssystemet / Halmfoder-vete / Halmfoder-kolinlagring

	SKÖRDERESTER OVAN JORD (TON C/HA):	SKÖRDERESTER UNDER JORD (TON C/HA):	GÖDSEL (TON C/HA)
BLANDVALL	0,63/0,68/0,68	1,6/1,6/1,6	0,75/0,67/0,84
GRÄSVALL	0,48	1,6	0,96/0,84/1,1
HELSÄDESKORN	0,28	0,31	0,10/0,10/0,12
KORN	0,71	0,50	0,26/0,24/0,30
ÅKERBÖNA	1,7	0,31	
ÄRT	1,2	0,06	
VETE	2,6/1,6/0	1,0/1,0/1,0	0,71/0,63/0,80
NY BETESMARK	0/0/0,97	0/0/0,57	0/0/0,53

Inlagring och nedbrytning av kol i mark påverkas av en rad parametrar såsom jordart, gröda och klimat och beaktas i ICBM-modellen genom parametern r_e . De r_e -värden som användes i denna studie gäller för klimatet i Götalands skogsbygder (Niclas Ericsson, Institutionen för energi och teknik, SLU, personlig kommunikation). Då jordarten var okänd användes medelvärden för olika jordarter och r_e för åkerböna/ärt antogs vara 1, då även denna var okänd (Tabell 7).

Tabell 7: Parametrar i ICBM-modellen i denna studie

	RE
VALL	0,87
VETE	1,08
KORN	1,16
ÅKERBÖNA/ÄRT	1

Den totala markkolsförändringen beräknades för en 30-årsperiod, där ett årsmedel användes i klimatavtrycket. Markkolsförändringen uttrycktes sedan som en förändring från referenssystemet där referenssystemet antogs vara i jämvikt. Markkolsförändringen från permanenta betesmarker inkluderades inte då denna är relativt liten (Karlton m.fl., 2010).

2.3.3. Utsläpp från avskogning från restaurering av naturbetesmarker

I halmsystemen krävs det mer naturbetesmark än i referenssystemet i och med att dikorna när de utfodras med halm äter mer på betet (under antagandet att betestrycket är konstant). För halmfoder-betesmark antas den mark som 'frigörs' från foderodling, som en konsekvens av att dikorna utfodras med halm, bli ny permanent betesmark. Den nya betesmarken antas avkasta tillräckligt för att täcka kornas ökade betesintag. För halmfoder-vete behövs ny naturbetesmark tas i anspråk. Naturbetesmark kan återskapas från olika marktyper, men eftersom den mesta av den historiskt hävdade betesmarken nu är beskogad

beräknas här även utsläpp från den avskogning som potentiellt sker när mer naturbetesmark tas i bruk utifrån ett genomsnittligt virkesbestånd för Götaland på 129 ton torrsbstans per hektar (SLU, 2022). Vidare antas att kolhalten i trädbiomassan är 50 procent. Utsläppen från avskogningen allokeras över två alternativa tidsperioder; 20 och 100 år.

2.3.4. Produkter

Mängd producerat nötkött beräknades från antal slaktade djur per år och dess slaktvikt (Ahlgren m.fl., 2022). Mängden vete beräknades från antagen kärnskörd och areal.

3. Resultat

3.1. Produkter ut från gården

I tabell 8 redovisas de produkter som säljs ut från gården. I alla system produceras lika mycket nötkött eftersom det är samma besättning med samma tillväxt. Mängden vete är lika i referensfallet och i scenariot med halmfoder-bete, medan den är betydligt högre för scenariot halmfoder-vete där den mark som frigörs används för vete för avsalu.

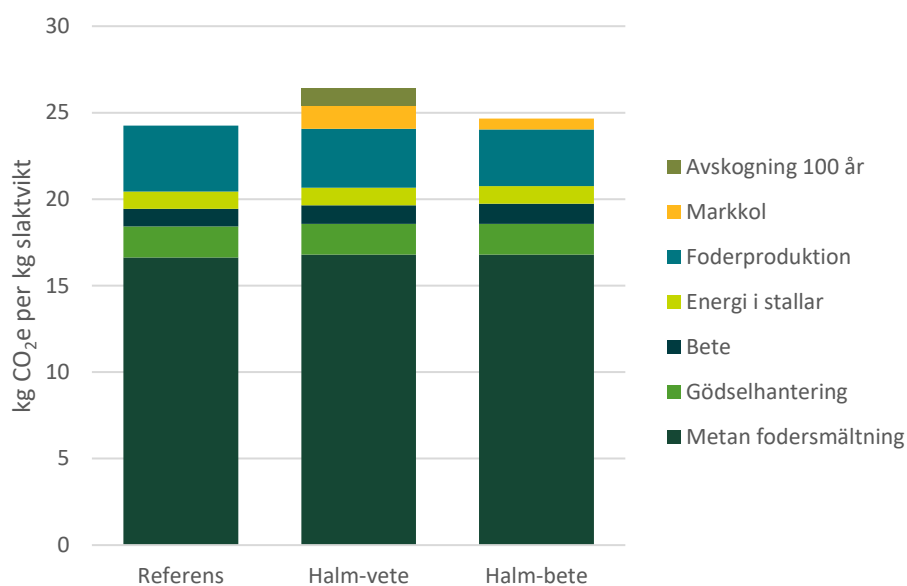
Tabell 8: Produkter som säljs ut från gården i de olika systemen samt mängden makronäringsämnen i dessa

	REFERENS-SYSTEMET	HALMFODER – VETE	HALMFODER - BETE
NÖTKÖTT (TON SLAKTVIKT)	11,6	11,6	11,6
VETE (TON KÄRNSKÖRD)	27	48	27

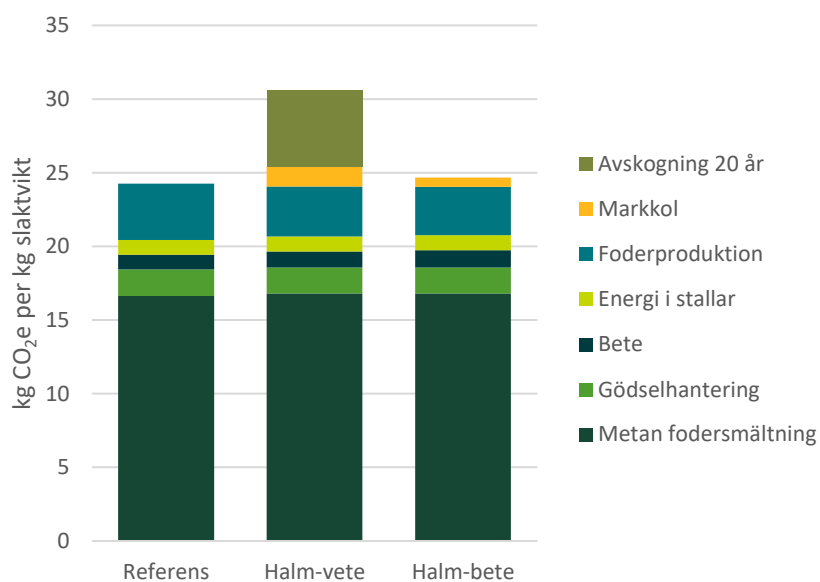
3.2. Klimatavtryck per kg nötkött

Klimatavtrycket för 1 kg nötkött (slaktvikt) blev 24 kg CO₂e för alla scenarier då utsläpp från markkol och avskogning inte inkluderades (Figur 1). Utsläppen domineras av utsläpp av metan från fodermältningen (69 respektive 70 procent i referens- respektive halmsystemen) och för utsläpp från foderproduktionen (16 respektive 14 referens- respektive halmsystemen). Gödselhanteringen bidrog också med 7,5 respektive 7,3 och 7,3 procent av utsläppen.

Utsläpp från avskogning blev 1,0 kg CO₂ per kg kött (slaktvikt) för halmfoder-vetesystemet om utsläppen allokeras över 100 år. Om dessa utsläpp istället allokeras över en period på 20 år blev utsläppen från avskogning 5,2 kg CO₂ per kg kött. Förändringar i markkol ledde till utsläpp av 1,3 kg CO₂ per kg kött för halmfoder-vete och utsläpp av 0,63 kg CO₂ per kg kött för halmfoder-bete. Nettoavtrycket blev 24, 26 och 25 kg CO₂e per kg kött för referens- respektive halmfoder-vete och halmfoder-betesystemen då utsläppen från avskogningen allokeras över 100 år. Då avskogningen istället allokerades över 20 år blev nettoavtrycket 24, 31 och 25 kg CO₂e per kg kött (Figur 2).



Figur 1. Klimatavtryck för 1 kg nötkött (slaktvikt) vid gårdsgrind i ett referenssystem som motsvarar en typisk svensk integrerad dikalvsproduktion i Götalands skogsbygd (vänster), motsvarande system där dikornas vinterfoder utgörs av halm och vall där mark som frigörs används för kvarnveteodling (mitten), samt ett system där dikornas vinterfoder utgörs av halm och vall där mark som frigörs görs om till betesmark (höger). Utsläpp från avskogning allokerade över 100 år.

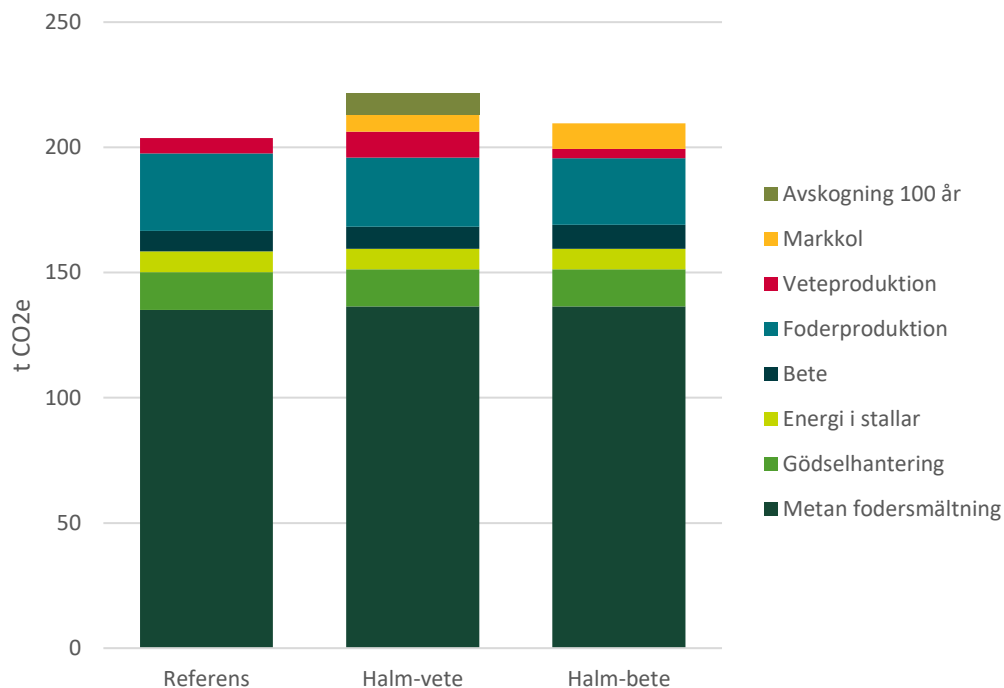


Figur 2. Klimatavtryck för 1 kg nötkött (slaktvikt) vid gårdsgrind i ett referenssystem som motsvarar en typisk svensk integrerad dikalvsproduktion i Götalands skogsbygd (vänster), motsvarande system där dikornas vinterfoder utgörs av halm och vall där mark som frigörs används för kvarnveteodling (mitten), samt ett system där dikornas vinterfoder utgörs av halm och vall där mark som frigörs görs om till betesmark (höger). Utsläpp från avskogning allokerade över 20 år.

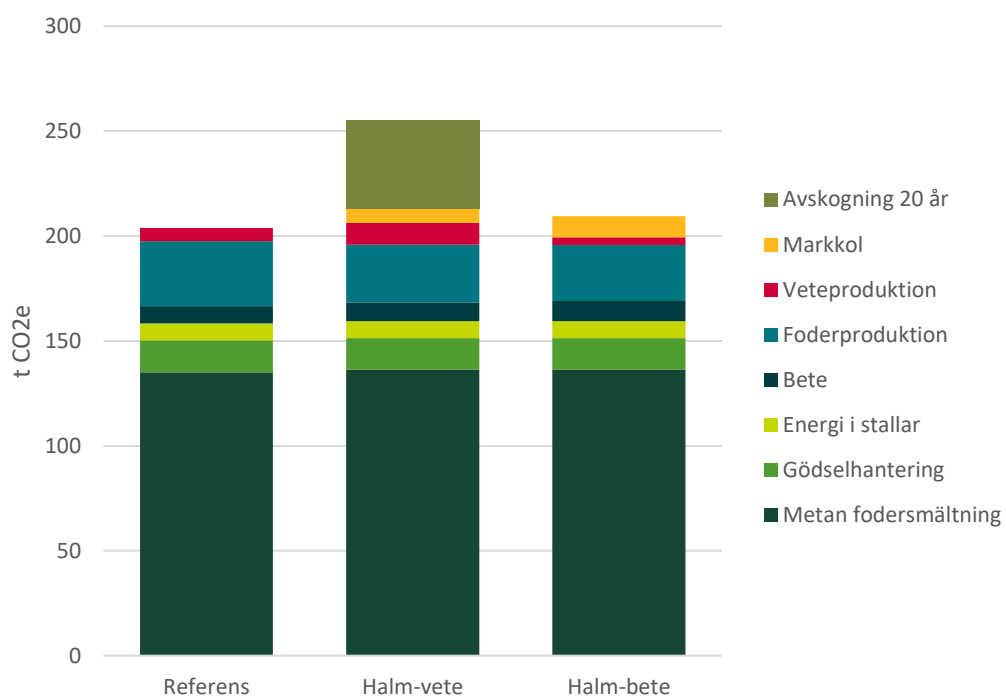
3.3. Klimatavtryck för hela gården

Klimatavtrycket för hela gården blev 200 ton CO₂e för referens och halm-betesystemet och 210 för halm-vetesystemet då avskogningen och markkolet inte inkluderades (Figur 3 och 4). Utsläppen domineras av utsläpp av metan från fodersmältningen (66 respektive 66 och 69 procent i referens- respektive halm-vete- och halm-betesystemet) och för utsläpp från foderproduktionen (15 och 13 procent i referens- respektive halmsystemen). Gödselhanteringen bidrar också med 7,5, 7,2 och 7,5 procent av utsläppen. Veteproduktionen stod för 3,0, 5,0 och 1,8 procent av de totala utsläppen.

Utsläpp från avskogning bidrar med 8,4 ton CO₂ per år för halmfoder-vetesystemet om utsläppen allokeras över 100 år. Om dessa utsläpp allokeras över en period på 20 år istället skulle utsläppen för avskogning bli 42 ton CO₂ per år. Förändringar i markkol ledde till utsläpp av 6,6 och 10 ton CO₂ ton per år för halmfoder-vete respektive halmfoder-kolinlagring. Nettoavtrycket blev 200, 220 och 210 ton CO₂e per år för referens- respektive halmfoder-vete och halmfoder-bete då utsläppen från avskogningen allokeras över 100 år (Figur 3). Då avskogningen allokeras över 20 år blev nettoavtrycket istället 200, 260 och 210 ton CO₂e (Figur 4).



Figur 3. Årligt klimatavtryck för hela gården med utsläpp från avskogning allokerade över 100 år.



Figur 4. Årligt klimatavtryck för hela gården med utsläpp från avskogning allokerade över 20 år.

4. Diskussion

4.1. Klimatavtryck från dikalvsproduktion med halm som vinterfoder

Resultaten från denna studie visar att klimatavtrycket för nötköttet och gården som helhet totalt sett inte påverkas i någon större utsträckning när en del av dikornas vinterfoder utgörs av halm istället för vallfoder om inte utsläppen från avskogningen beaktas. Visserligen minskar utsläppen från foderproduktionen (11 respektive 14 procent för halm-vete- respektive halm-betescenariet) och gödselhanteringen (två procent) men utsläppen betet (8 och 17 procent för halm-vete- respektive halm-betescenariet) och från kornas fodermältning ökar något (en procent) vilket gör att det sammanlagda resultatet blir i stort sett det samma mellan referensscenariot och halm-scenarierna. Om utsläpp förknippade med den eventuella avskogning av mark som behövs för bete inkluderas och dessa allokeras över 20 år blir det dock en väsentlig skillnad mellan referensscenariot och halmfoder-vete-scenariot. Om avskogningsutsläppen däremot allokeras över 100 år blir skillnaden mindre.

Den stora skillnaden mellan scenarierna blir den att i fallet där den ”frigjorda” marken i halm-scenariot, det vill säga den mark som i referensfallet användes för vallfoderproduktion, används för att odla mer avsalugröda, så producerar gården betydligt mer vete – 79 procent (48 istället för 27 ton) i jämförelse med referensscenariot. Dock leder scenariot med ökad veteodling till förlust av markkol i jämförelse med referensfallet, ca 197 kg CO₂ per hektar per år, men det är dock en liten del av gårdens totala utsläpp (3,0 procent och 2,6 procent då avskogningen allokeras på 100 respektive 20 år). I scenariot där den sparade marken istället används till att skapa ny betesmark förloras också markkol på grund av lägre skördar på den nya betesmarken i jämförelse med vallen. Dessutom lämnas inte lika mycket halm kvar på marken från vetet i detta scenario eftersom den istället används till foder. I sammanhanget bör noteras att det finns flera praktiska utmaningar med att odla och leverera godkänt kvarnvetet på en drygt 30 hektars dikogård i skogsbygd.

Huruvida det är ökad produktion av avsalugröda eller ökad betesareal en lantbrukare skulle satsa på i ett sådant här scenario beror på vad som är lönsamt och vad lantbrukaren är intresserad av. Det finns miljöersättningar för betesmark och det har tidigare funnits stöd

till vallodling på åkermark. Hur sådana här stöd utformas och storleken på ersättningar styr i stor utsträckning hur lantbrukaren väljer att använda marken (Larsson m.fl., 2020). Ett tredje alternativ som inte studerats här hade kunnat vara att vallbiomassan på marken som blir över rötas till biogas.

4.2. Restaurering av naturbetesmark

Många av Sveriges hotade och rödlistade arter återfinns i naturbetesmark och andra traditionellt skötta marktyper. För att förbättra tillståndet för de naturtyperna, naturbetesmark, slåtterängar och skogsbeten, finns mål på att restaurera 85 000 ha enligt den prioriterade åtgärdsplanen för Natura 2000 ("PAF") för perioden 2021-2027 (Naturvårdsverket, 2021). Det finns även bedömningar att uppemot 2,6 miljoner hektar betesmark skulle behövas totalt sett för god bevarandestatus (Toräng och Jacobson, 2019). Restaurering av naturbetesmarker är alltså viktigt för att bevara biologisk mångfald i Sverige.

Utsläppen från restaureringen varierar avsevärt beroende på vilken mark som restaureras. Inga utsläpp från avskogning sker om restaureringen sker på åkermark eller annan ej skogsbeklädd mark. Det skulle till och med potentiellt kunna leda till en inlagring av kol i marken. Om restaurering sker från produktiv åkermark, det vill säga åkermark som används för att producera grödor för avsalu eller användning som foder på gården, måste dock utsläpp från indirekta effekter av att marken tas ur produktion beaktas, till exempel indirekt avskogning eller intensifiering av produktionen på annan plats. Graden av trädäckning ger också stor variation i utsläppen. Här räknade vi på en uppskattning för alla åldersklasser i Götaland från Riksskogstaxeringen. Torrsubstansinnehållet för olika åldersklasser varierar mellan 29 ton för åldersklassen 0-20 år och upp till 195 ton för åldersklassen 81-100 år (SLU, 2022).

Det kan diskuteras om utsläppen från restaureringen av betesmarkerna ska allokeras på nötköttet som vi gjort här eller ses som en klimatkostnad till följd av naturåtgärder. Om det är nötköttsproduktionen som driver på restaureringen som en följd av behov av mer betesmark som foder ska utsläppen rimligen allokeras på köttet. De svenska naturbetesmarkerna är ofta magra och bidrar således inte väsentligen till foderproduktionen jämfört med slåttervallen på åkermark. Lantbrukarens beslut att restaurera betesmark motiveras i stor utsträckning av de stöd som finns och har funnits att få både till själva restaureringen och de årliga miljöersättningarna för att hävda betesmarken. Detta kan motivera att utsläppen helt eller delvis från restaureringen kan bokföras på naturvården och inte köttet. Detta gör dock inte att utsläppen försvinner från gården som helhet, men i och med att dessa utsläpp inte allokeras på nötköttet faller inte nötkött som produceras på nyligen restaurerad naturbetesmark sämre ut än nötkött som producerats på befintlig naturbetesmark. Även befintlig naturbetesmark (såsom all jordbruksmark) är förknippad

med en alternativkostnad. Om inte jordbruk bedrivits på marken skulle betydande mängder kol istället kunna lagras in på marken genom skogsplantering till exempel.

4.3. Möjligheter och utmaningar med att utfodra halm som vinterfoder till dikor

Inom svensk dikalvsproduktion är kalvning på våren vanligast, vilket innebär att dikor är lågdräktig med ett relativt lågt näringsbehov under en stor del av stallperioden. Stallperiodens längd varierar beroende på var i landet man befinner sig, men är normalt fem till sex månader lång. Dikor utfodras vanligtvis med grovfoder i fri tillgång under denna tid av rationella skäl. Dock medför den fria tillgången på foder, i kombination med det låga näringsbehovet, att korna riskerar att utfodras med både mer energi och protein än de behöver, så kallad överutfodring (Arnesson & Salevid, 2011). Kostnaden för kornas vinterfoder utgör den största andelen, cirka 40 procent, av de totala kostnaderna i dikalvsuppfödning (Kumm, 2009). Överutfodring leder därför till en onödigt hög foderkostnad när korna konsumerar mer foder än de behöver (Jardstedt, 2019), och kan också resultera i tjocka kor med ökad risk för komplikationer kring kalvning (Zaborski et al., 2009). Överutfodring med protein kan även leda till en onödig belastning på miljön i form av ökad kväveutsöndring i gödseln (Jardstedt et al., 2017). Det är därför viktigt att utnyttja foderresursen så effektivt som möjligt för att uppnå såväl ekonomisk som miljö- och klimatmässig hållbarhet.

Grovfoder består till stor del av fiber. Fiberns smältbarhet och andel är därmed de faktorer som till största delen bestämmer kvaliteten på ett grovfoder och hur mycket djuret orkar äta av det (Oba & Allen, 1999). Det vanligaste fodermedlet till dikor under stallperioden är ensilage av vallfoder, oftast bestående av olika typer av gräs och baljväxter. Att byta ut en del av ensilaget mot mindre smältbar och mer fiberrik spannmålshalm gör att näringsinnehållet i foderstaten späds ut, samtidigt som det högre fiberinnehållet begränsar kornas foderintag. Detta leder i sin tur till en lägre foderförbrukning, jämfört med att utfodra enbart vallensilage, och till en foderstat som bättre motsvarar kornas näringsbehov vid utfodring i fri tillgång.

Att utfodra lågdräktiga dikor med delvis halm är en utfodringsstrategi som tillämpas i praktiken på flertalet gårdar i Sverige (Kristina Holmström, personligt meddelande). Det som avgör om strategin är genomförbar är hur tillgången på halm ser ut och dess pris samt typ av utfodringssystem. Utfodring av halm till dikor är vanligare i slättområden med mycket spannmålsodling än i områden dominerade av vall och skog. I skogs- och mellanbygd med begränsad spannmålsodling är det många gånger mindre lönsamt att köpa in halm för utfodring, då transportkostnaden för halmen kan bli hög. Det prioriterade användningsområdet för halm blir då som strö istället för som foder, då halm står sig väl i

pris i konkurrens med andra typer av strömedel såsom torv eller kutterspån. I dessa områden med begränsad tillgång på halm är en senarelagd vallskörd många gånger en lämpligare strategi för att producera ett grovfoder av lämplig kvalitet till lågdräktiga dikor, då en sen skörd sänker smältbarheten och ökar koncentrationen av fiber i vallfodret. En annan alternativ strategi skulle kunna vara att byta från en traditionell vallblandning, ofta bestående av timotej, ängssvingel och rödklöver, till en gröda som bättre besitter dessa önskvärda egenskaper för smältbarhet och fiberkoncentration, såsom rörflen (Jardstedt et al., 2018).

Förutom att bidra till en mer lämplig foderstat för lågdräktiga dikor kan halmutfodring också vara ett sätt att dryga ut foderstaten vid brist på vallfoder, vilket inträffade under 2018 på grund av torkan. Under 2023 har både torkan under försommaren och regnet under sensommaren lett till minskad tillgång på halm med rapportering om oro för halmbrist i alla delar av landet. Torkan under juni ledde till kortsträiga grödor och kläna bestånd, vilket minskade halmskörden. Regnet ledde även till att bärgningen av halm fick prioriteras bort för att minska risken för markskador, hinna skörda det som ännu stod oskördat och förbereda för höstsådd. Därutöver påverkade det fuktiga vädret kvaliteten på halmen negativt, vilket begränsar dess användning både som strö och fodermedel (Johansson & Gotting, 2023).

En utmaning med halmutfodring är att ordna så att det fungerar bra i praktiken. Medelantalet kor i svenska dikobesättningar är 21 stycken och 90 procent av alla företag med dikor har färre än 50 dikor (Jordbruksverket, 2022b). I små besättningar där man vill utfodra halm använder man sig ofta av ”varannan gång utfodring”, där halm och ensilage fodras varannan utfodring genom att ställa ut hela balar på foderbordet, först ensilagebalar och därefter halmbalar när ensilaget är uppätet osv. Denna metod har i utfodringsförsök dock visat att den inte passar alla individer och att den bland annat kan ge problem med lösa magar då korna äter väldigt mycket de dagar de får ensilage och väldigt lite de dagar de får halm (Dahlström & Arnesson, 2016). Ett annat sätt att utfodra halm är genom att mixa halm och ensilage i en mixer- eller fullfodervagn. På detta sätt går det att få en homogen blandning, som är svårare för djuren att sortera, och som gör att man kan få djuren att äta mer halm än vid utfodring av ensilage respektive halm varannan gång. Foderintaget blir också jämnare och djurens magar påverkas mindre, vilket är positivt för djurvälståndet (Dahlström & Arnesson, 2019). Mindre dikobesättningar, färre än 100 dikor, har emellertid oftast inte ekonomisk möjlighet att investera i en mixer/fullfodervagn. Har man dock även annan djurhållning på gården, såsom tjuruppfödning eller mjölkproduktion, där mixer/fullfodervagnens kostnad kan slås ut på fler djurenheter, kan ett sådant alternativ vara lönsamt även i små dikobesättningar.

Potentialen att skala upp halmutfodringen i Sverige beror således på tillgång, pris och praktiska möjligheter för god implementering, där det senare försvåras av det låga

medelantalet dikor per besättning som inte gör en investering i en fullfoder/mixervagn ekonomiskt försvarbar.

5. Slutsats

Resultaten från denna studie visar att klimatavtrycket för nötköttet och gården som helhet totalt sett inte påverkas i någon större utsträckning när en del av dikornas vinterfoder utgörs av halm istället för vallfoder om inte utsläppen från avskogningen beaktas. Om utsläpp förknippade med den eventuella avskogning av mark som behövs för bete inkluderas och dessa allokeras över 20 år blir det dock en väsentlig skillnad mellan referensscenariet och halmscenarierna. Om avskogningsutsläppen däremot allokeras över 100 år blir skillnaden liten. Den stora skillnaden mellan scenarierna blir den att i fallet där den 'sparade' marken i halmscenariot används för att odla mer vete, så producerar gården betydligt mer vete, under förutsättning att detta är praktiskt möjligt.

Referenser

- Ahlgren, S., Behaderovic, D., Wirsenius, S., Carlsson, A., Hesse, A., Toräng, P., Seeman, A., den Braver, T., Kvarnäck, O. 2022. Miljöpåverkan av svensk nötkött- och lammköttproduktion. RISE Rapport 2022:143. RISE Research Institutes of Sweden AB, Uppsala.
- Andersson, E., Frostgård, G., Hjelm, E. & Kvarmo, P. (2022). Rekommendationer för gödsling och kalkning 2023. (Jordbruksinformation, 15). Jönköping: Jordbruksverket.
- Andrén, O., T. Kätterer, and T. Karlsson. 2004. ICBM regional model for estimations of dynamics of agricultural soil carbon pools. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70(2):231-239. <https://doi.org/10.1023/B:FRES.0000048471.59164.ff>
- Arnesson, A. & Salevid, P. 2011. Dikalvsproduktion på två gårdar i Västsverige. Report no. 30. Skara: Department of Animal Environment and Health, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Baky, A., Sundberg, M. & Brown, N. (2010). Kartläggning av jordbrukets energianvändning - Ett projekt utfört på uppdrag av Jordbruksverket. Uppsala: JTI-Institutet för jordbruks- och miljöteknik. <https://www.osti.gov/etdeweb/servlets/purl/981914> [2022-08-16]
- Bertilsson, J. 2016. Updating Swedish emission factors for cattle to be used for calculations of greenhouse gases - On commission of the Swedish Environmental Protection Agency 2016. (292). Uppsala: Institutionen för husdjurens utfodring och vård Sveriges lantbruksuniversitet. https://pub.epsilon.slu.se/13676/1/bertilsson_j_160921.pdf [2020-08-16]
- Bertilsson, G. & Nilsson, H. 2020. Odlingsspektiv. Greppa näringen. [Tool]. <https://adm.greppa.nu/radgivning/mullhaltochbordighet/underbesoket12b.4.1bc5b83316258284bb31e57.html> [2020-11-18]
- Bolinder, M.A., Janzen, H.H., Gregorich, E.G., Angers, D.A. & VandenBygaart, A.J. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118 (1), 29–42. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.013>
- Bolinder, M.A., Menichetti, L., Meurer, K., Lundblad, M. & Kätterer, T. 2018. New calibration of the ICBM model & analysis of soil organic carbon concentration from Swedish soil monitoring programs. (20). Norrköping: SMED.
- Clune, S., Crossin, E., Verghese, K. 2017. Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories. *Journal of Cleaner Production* 140, Part 2:766-783. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.082>
- Dahlström, A., & Arnesson, A. 2016. Ensilage och halm till dikor under dräktighet mixat eller separat utfodrat. Institutionen för husdjurens miljö och hälsa, rapport 43. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala, Sweden.
- Eriksson, O. & Cousins, S.A.O. 2014. Historical Landscape Perspectives on Grasslands in Sweden and the Baltic Region. *Land* 3, 300-321. <https://doi.org/10.3390/land3010300>

- Flysjö, A., Cederberg, C. & Strid, I. 2008. LCA-databas för konventionella fodermedel: miljöpåverkan i samband med produktion. SIK, Göteborg, Sverige.
- Gode, J., Martinsson, F., Hagberg, L., Öman, A., Höglund, J., Palm, D. 2011. Uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter. Värmeforsk, Stockholm, Sverige.
- Hoxha, A. & Christensen, B. 2019. Carbon footprint of fertiliser production: regional reference values., Prague, 2019. Prague: International Fertiliser Society, Prague, Czech republic.
- IPCC. 2019a. Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Managements. I: Calvo Buendia, E. & et. al. (red.) Volume 4: Emissions from livestock and manure management. Schweiz: IPCC. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/4_Volume4/19R_V4_Ch10_Livestock.pdf
- IPCC. 2019b. Chapter 11: N2O emissions from managed soil, and 2 emissions from lime and urea application. I: Calvo Buendia, E. & et. al. (red.) Volume 4: Emissions from livestock and manure management. Schweiz: IPCC. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/4_Volume4/19R_V4_Ch11_Soils_N2O_CO2.pdf
- IPCC. 2021. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L., Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>
- Jardstedt, M. 2019. Roughage Feeding of Suckler Cows during Winter. (Doctoral thesis). Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden. https://pub.epsilon.slu.se/16079/7/jardstedt_m_190423.pdf
- Jardstedt, M., E. Nadeau, M-O. Nielsen, P. Nørgaard, and A. Hesse. 2020. The effect of feeding roughages of varying digestibility prepartum on energy status and metabolic profiles in beef cows around parturition. *Animals*, 10, 496.
- Johansson, O., Gotting, M. 2023. Lägesrapport om marknadsläget i jordbrukssektorn den 18 augusti 2023. Jordbruksverket. Diarienumr: 3.1.17-01099/2023
- Jordbruksverket (u.å.a). Avräkningspriser, år fr.o.m. 2010. Jordbruksverkets statistikdatabas. http://statistik.sjv.se/PXWebPXWeb/pxweb/sv/Jordbruksverkets_statistikdatabas/Jordbruksverkets_statistikdatabas_Priser_och_prisindex_Priser_Avrakningspriser15/JO1001L1.px/ [2023-02-11]
- Jordbruksverket (u.å.b). Normskörd efter Produktionsområde, Gröda, Typ av normskörd, Variabel och År. Jordbruksverkets statistikdatabas. http://statistik.sjv.se/PXWebPXWeb/pxweb/sv/Jordbruksverkets_statistikdatabas/Jordbruksverkets
- Jordbruksverket. 2022a. Konsumtion av kött. Jordbruksverket, Jönköping, Sverige. <https://jordbruksverket.se/mat-och-drycker/hallbar-produktion-och-konsumtion-av-mat/konsumtion-av-kott>
- Jordbruksverket. 2022b. Lantbrukets djur i juni 2022. Jordbruksverkets statistikdatabas. Jordbruksverket, Jönköping, Sverige. <https://jordbruksverket.se/om-jordbruksverket/jordbruksverkets-officiella-statistik/jordbruksverkets-statistikrapporter/statistik/2022-10-14-lantbrukets-djur-i-juni-2022>
- Karlsson, J. 2022. Livestock as resource users and landscape managers. A food systems perspective. Doktorsavhandling, Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala, Sverige.

- Karlton, E., Jacobson, A. & Lennartsson, T. 2010. Carbon sequestration in pastures. (Report 2010, 25). Jönköping: Swedish Board of Agriculture. https://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_rapporter/ra10_25.pdf
- Kumm, K-I. 2009. Cost of roughage production to beef cattle. Report no. 23. Skara: Department of Animal Environment and Health, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Larsson, C., Boke Olén, N., Brady, M. 2020. Naturbetesmarkens framtid - en fråga om lönsamhet. Rapport 2020:1. AgriFood Economics Centre, Lund, Sverige. https://pub.epsilon.slu.se/27331/1/larsson_c_et_al_220317.pdf
- Livsmedelsverket. 2022. Sök näringsinnehåll. Livsmedelsverket, Uppsala, Sverige. <https://soknaringsinnehall.livsmedelsverket.se/?soktyp=1>
- LRFs Statistikplattform. 2023. <https://www.lrf.se/om-lrf/lrfs-branschavdelningar/lrf-kott/statistik/#block-1-statistikplattform-kott>
- Moberg, E., M. Walker Andersson, S. Säll, P.-A. Hansson, and E. Röös. 2019. Determining the climate impact of food for use in a climate tax—design of a consistent and transparent model. *International Journal of Life Cycle Assessment* 24(9):1715-1728. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01597-8>
- Naturvårdsverket. 2021. Prioriterad åtgärdsplan för Natura 2000 år 2021-2027. <https://www.naturvardsverket.se/om-oss/regeringsuppdrag/slutredovisade-regeringsuppdrag/prioriterad-atgardsplan-for-natura-2000-ar-2021-2027>
- NorFor (u.å.). *NorFor FeedStuff Search 1.24.0.691*. *NorFor*. <http://feedstuffs.norfor.info/> [2022-11-30]
- Oba, M. & Allen, M. S. 1999. Evaluation of the importance of the digestibility of neutral detergent fiber from forage: effects on dry matter intake and milk yield of dairy cows. *Journal of Dairy Science*, vol. 82, pp. 589–596.
- Poore, J., & Nemecek, T. 2018. Reducing food’s environmental impacts through producers and consumers. *Science* 360(6392):987. <https://doi.org/10.1126/science.aag021>
- Rodhe, L., Ascue, J. & Nordberg, A. (2009). Emissions of greenhouse gases (methane and nitrous oxide) from cattle slurry storage in Northern Europe. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 8, 012019. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/8/1/012019>
- Sandgren, A. & Nilsson, J. 2021. Emissionsfaktor för nordisk elmix med hänsyn till import och export. IVL Svenska Miljöinstitutet, Stockholm, Sverige. https://www.ivl.se/download/18.556fc7e17c75c84933f392/1635759400558/FUL_LTEXT01.pdf
- SLU. 2022. SLU Riksskogstaxeringen. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala, Sverige <https://www.slu.se/centrumbildningar-och-projekt/riksskogstaxeringen/>
- Strid, I., Wallin, K., Stenberg, E. 2022. Livsmedelsförluster vid slakt av grisar och nötkreatur. Rapport 2022:18. Jordbruksverket, Jönköping. https://www2.jordbruksverket.se/download/18.21f254fa1841746110e74b0d/1666948431839/ra22_18v5.pdf
- Toräng, P., Jacobson, A. 2019. An assessment of favourable reference areas for grassland habitat types in the 2019 reporting under Article 17 of the Habitats Directive. PM SLU.dha.2019.5.5-16, Swedish Species Information Centre.
- von Greyerz, K., Tidåker, P., Karlsson, J.O., Röös, E. 2023. A large share of climate impacts of beef and dairy can be attributed to ecosystem services other than food production. *Journal of Environmental Management* 325, 116400. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116400>
- Zaborski, D.; Grzesiak, W.; Szatkowska, I.; Dybus, A.; Muszynska, M.; Jedrzejczak, M. Factors affecting dystocia in cattle. *Reprod. Dom. Anim.* 2009, 44, 540–551.

