



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2019 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

Betydningen av husdyr og beitemark for kulturlandskapsfugler i Norge

Stephan J. Smeby

Master / Naturforvaltning

Innholdsfortegnelse

Innholdsfortegnelse	2
Sammendrag	3
Forord	4
Innledning.....	5
Metode.....	10
Studieområde	10
Fugleregistreringer.....	11
Variabler	13
Sammenkobling av data til analyse	14
Statistiske analyser	16
Resultater.....	19
Totalt individantall og artsantall i sammenheng med forklaringsvariablene	19
Enkeltarter i sammenheng med forklaringsvariablene	20
Diskusjon.....	28
Enkeltartsanalysene	29
Forvaltningstiltak.....	33
Referanser.....	35
Vedlegg 1	38
Vedlegg 2	41
3Q Arealtyper med tolkningskoder	41
Vedlegg 3	44
Arealtypevariabler brukt i analysene, med 3Q tolkningskoder	44

Sammendrag

Flere arter har blitt rødlista i de siste tiårene og fuglearter tilknyttet jordbrukets kulturlandskap ser ut til å være en av de mest utsatte fuglegruppene i Norge og i store deler av Europa.

Endringer i driftsmetoder og arealbruk i landbruket som blant annet innhøstningstidspunkt, større driftsenheter, for få eller for mange dyr på beite, mer monokultur, og økt gjengroing av arealer med lav lønnsomhet påpekes som noen av flere mulige årsaker.

I denne studien vil vi undersøke hvordan fuglearter tilknyttet jordbrukets kulturlandskap blir påvirket av arealtyper og husdyr på beite i Norge. Vi analyserer to datasett hvor det ene var fra 130 fugleregistreringsflater, spredt utover jordbruksområder i hele Norge, fra perioden 2000-2017. Det andre datasettet var fra 47 fugleregistreringsflater, spredt utover et mer homogent jordbruksområde på Østlandet, og som ble registret i 2018. I analysene av de to datasettene undersøkte vi om mengden av forskjellige arealtyper og antall husdyr i registreringsflatene påvirket antall individer av enkeltarter, totalt antall arter og totalt antall individer.

I analysen av totalt artsantall, viste datasettet fra 2000-2017 positive sammenhenger med økende areal dyrket mark, villeng og beite. Og datasettet fra 2018 viste positive sammenhenger med økende antall husdyr, samt økende areal dyrket mark, villeng og beite. I analysen av totalt individantall, viste datasettet fra 2000-2017 positive sammenhenger med økende areal av dyrket mark, villeng og beite. Datasettet fra 2018 viste positive sammenhenger med økende areal dyrket mark og villeng. I 22 enkeltartsanalyser av datasettet fra 2000-2017, fant vi at økende areal dyrket mark hadde positive effekter på 13 arter og negativ effekt på 1 art. Økende areal villeng viste positive effekter på 12 arter og negativ effekt på 1 art. Økende areal beite hadde positive effekter på 5 arter og negativ effekt på 2 arter. Økende antall husdyr hadde positive effekter på 4 arter og negative effekter på 4 arter. I 19 enkeltartsanalyser av datasettet fra 2018, fant vi at økende areal dyrket mark hadde positiv effekt på 1 art. Økende areal villeng viste positive effekter på 2 arter. Økende areal beite hadde positiv effekt på 1 art og negative effekter på 2 arter. Økende antall husdyr hadde positive effekter på 2 arter og negative effekter på 2 arter. Generelt viser dette at dyr på beite var positivt for både artsmangfold og individtetthet. Dyr på beite var spesielt positivt for låvesvale (*Hirundo rustica*), linerle (*Motacilla alba*), kaie (*Corvus monedula*), stær (*Sturnus vulgaris*), gråspurv (*Passer domesticus*) og stillits (*Carduelis carduelis*). Dyrket mark var positivt for 13 arter, villeng var positivt for 12 arter og beite var positivt for 6 arter.

Ut fra våre analyser og litteratur om det aktuelle temaet, har vi også kommet med noen forvaltningsråd.

Forord

Jeg vil takke Roar Økseter, avdelingsingeniør i fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), for lån av GPS og teknisk hjelp, og Ronny Steen, senioringeniør i MINA ved NMBU, for lån av avstandsmåler. Jeg vil også takke Miljødirektoratet og 'Småforsk' fra Norges Forskningsråd for pengestøtte til feltarbeid. Jeg vil også takke Christian Pedersen, (Ph.D. Økologi) forsker ved divisjon for kart og statistikk i norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO), for å være 2. veileder, for tilgang på registeringsflater, datamateriale til oppgaven og faglig veiledning, og Grete Stokstad, seniorrådgiver i NIBIO, for datamateriale og råd til oppgaven. Jeg vil også takke Thomas E. Smeby og Synnøve Lundebjerg for korrekturlesning. Til slutt vil jeg takke 1. veileder Svein Dale, Professor i MINA ved NMBU, for veldig god hjelp med analyse, råd og veiledning med det praktiske og teoretiske i oppgaven.

Innledning

Kulturlandskapsfugler i Europa har hatt en markert nedgang i utbredelse og antall siden 1980 (Donald et al., 2001; Inger et al., 2015). I perioden 1980-2016 har kulturlandskapsfugler i Europa hatt en populasjonsnedgang på 57 % (PECBMS, 2018). Fuglegrupper i andre habitater har ikke hatt like stor nedgang (Donald et al., 2006). Gjennomsnittlig nedgang for vanlige fuglearter i Europa har vært på 15 %, og for vanlige skogsfugler har det vært en nedgang på 6 % i samme periode (PECBMS, 2018).

Fugler brukes ofte som indikatorarter fordi de blant annet responderer raskt på miljøendringer i deres hekkehabitater (Stokland et al., 2004; Thingstad & Vie, 1995), og populasjonsnedgang blant kulturlandskapsfugler indikerer at det skjer miljøendringer i deres leveområder (Kålås et al., 2014). Det kan være flere årsaker til nedgangen blant kulturlandskapsfugler og forskjellige årsaker blant artene i denne gruppen (Kålås et al., 2014). Årsaker som har blitt vurdert hver for seg og i kombinasjon med andre, er blant annet: effekter av klimaendringer (Huntley et al., 2008; Pearce-Higgins & Gill, 2010; Santangeli et al., 2018), redusert overlevelse og tilgang på føde i overvintringsområder (Vickery et al., 2014), ulovlig jakt og fangst (Engan et al., 2008) og endringer i habitatkvaliteter som følge av endringer i driftsmetoder og arealbruk (Donald et al., 2001; Vickery et al., 2001).

Siden 1950 har det europeiske landbruket endret seg fra ekstensive til intensive driftsformer med innføring av maskiner, sprøytemidler, kunstgjødsel og monokulturdrift. Herzon og O'Hara (2007) hevder at lav landskapsdiversitet og monokultur har en negativ effekt på mange kulturlandskapsfugler. Flere av kulturlandskapsfuglartene er tilpasset ekstensive driftsformer (Engan et al., 2008) og ifølge Donald et al. (2001) har det vært en signifikant større nedgang i kulturlandskapsfuglers antall og utbredelse i områder med intensivt drevet landbruk enn i områder med lite intensivt drevet landbruk.

I storskala jordbrukslandskap er restarealer som grøfter, bekker, smale vegetasjonslinjer, åkerholmer, gårdsdammer og alleer ofte en mangelvare og av stor betydning for kulturlandskapsfugler. I småskala jordbrukslandskap har slike restarealer mindre betydning fordi det finnes alternative leveområder rett utenfor jordbruksarealene (Engan et al., 2008).

Tradisjonell flerbruksdrift med flere dyreslag og planteproduksjoner på hvert gårdsbruk har i store deler av Europa blitt erstattet av intensivt drevet monokultur med for eksempel kun kornproduksjon i et stort område, eller områder med mye sau på beite (Evans et al., 2005). I noen områder fores melkekyr inne hele året slik at de konsentreres på mindre uteareal og kommer ut på beite i mindre grad enn før (Haskell et al., 2006). I følge Evans og

Robinson (2004); Willi et al. (2011) kan reduksjon av husdyrhold være en av årsakene til populasjonsnedgangen blant låvesvaler (*Hirundo rustica*) i Europa. Årsaker som nevnes er reduksjon i antall gårder med storfe som produserer flyvende insekter og tap av reirplasser som følge av færre og moderne gårdsbygninger som ikke er egnet til reirplasser (Willi et al., 2011). Willi et al. (2011) viste at låvesvaler var positivt assosiert med antall storfe og hvor lang tid det har vært husdyr på gården, samt antall tilgjengelige hekkeplasser. For antall hekkende taksvaler (*Delichon urbicum*) var bare antall tilgjengelige hekkeplasser viktig.

Orłowski og Karg (2013) studerte effekter av husdyrs tilstedeværelse på låvesvaler i rurale områder i Sørvest-Polen som for det meste har lite intensivt drevet jordbruk, sammenlignet med landbruksområder i Vest-Europa. I studien hevdes det at effekten av husdyr var større enn effekten av areal typer. De studerte storfebruk, svinebruk, fjørfebruk og blandingsbruk og så på de forskjellige effektene de hadde på insekts-faunaen. Mengden insekter var proporsjonal med mengden husdyr og at mengden fugler var proporsjonal med mengden insekter. Tilstedeværelse av husdyr økte mengden av store insekter og reduserte mengden små insekter. De fant at denne effekten av husdyr var størst på gårdsbruk med gris og gårdsbruk med fjørfe. De fant også at dietten til unger av låvesvale i disse områdene hadde en større andel av store og energirike insekter (hovedsakelig store *Diptera* og *Coleoptera*) og reduserte andelen mindre insekter (*Hymenoptera*) i dietten (Orłowski & Karg, 2013).

Ambrosini og Saino (2009) fant at på gårdsbruk med husdyr var det signifikant flere hekkende låvesvaler i fjøsbygg med husdyr enn i fjøsbygg uten husdyr. Derfor var det av større betydning for antall hekkende låvesvaler at det var husdyr i bygget hvor de hekket enn at det var husdyr på gårdsbruket. De så også på forskjeller mellom husdyrtomme fjøsbygg på gårdsbruk med og uten husdyr tilstede. De fant ikke signifikante forskjeller i antall hekkende låvesvalepar mellom de tomme fjøsbyggene, uavhengig om det var husdyr på gården der eller ikke. Ambrosini og Saino (2009) hevder derfor at mikrohabitater har større innvirkning enn makrohabitater på antall hekkende låvesvalepar.

I en meta-analyse gjort av Musitelli et al. (2016) som hovedsakelig handler om låvesvale, så de på direkte og indirekte virkningene av husdyr på kulturlandskapsfugler. En av de direkte effektene var økt tilgang på mat i form av insekter på grunn av husdyrgjødsel (McMahon et al., 2010). Indirekte effekter av husdyr tilstede var økt tilgang på reirplasser i gårdsbygninger og økt tilgang på store åpne områder med eng og beite som er viktige jakthabitater for låvesvaler. Meta-analysen viste at husdyr hadde positiv sammenheng med antall låvesvaler, og at det ikke var signifikante forskjeller mellom direkte og indirekte effekter på låvesvalers reproduksjon. Men i to av studiene som også refereres i meta-analysen til Musitelli et al. (2016), fant Ambrosini et al. (2002) at husdyrproduksjon hadde positive

effekter på reproduksjon som tidligere hekking og bedre overlevelse. Ambrosini et al. (2012) fant også at antall låvesvaler ble kraftig redusert når husdyr ble fjernet fra gårdsbruk.

I meta-analysen til Musitelli et al. (2016) nevnes det at overlevelsesprosenten blant fugleunger, som mål for reproduksjon, generelt er lav hos låvesvale og at forskjeller derfor er vanskelig å måle. De påpekte også at studiene ikke hadde tatt med predatorer i beregningene og at lercefalk (*Falco subbuteo*), spurvehauk (*Accipiter nisus*), tårnugle (*Tyto alba*), rotter (*Rattus*) og mus (*Muridae*) kunne ha stor betydning for overlevelsen til låvesvaler. I meta-analysen til Musitelli et al. (2016) har de også sett på direkte og indirekte effekter av husdyr på andre kulturlandskapsfugler, de fant ingen signifikante sammenhenger, men de har ikke nyansert ut effektene av husdyr på beite.

Generelt er det få studier om effekten av beitedyr på forskjellige kulturlandskapsfuglearter i Europa. Mange av studiene fokuserer på negative effekter av høyt beitepress. Blant dem er Britschgi et al. (2006) og Fischer et al. (2013) som skrev om buskskvett (*Saxicola rubetra*), Morris et al. (2001) som skrev om gulspurv (*Emberiza citrinella*), Hart et al. (2002) som skrev om vipe (*Vanellus vanellus*) og Fuller og Gough (1999) som skrev om effekten av beitedyr på bakkehekkende fugler i Skottland. Fuller og Gough (1999) fant at for høyt beitepress gjennom året, spesielt i høytliggende utmarksbeiter, kan forårsake negative konsekvenser som mindre tilgang på planter til mat og skjul for fugler. Evans et al. (2005) så på hvordan varierende beitepress på skotske utmarksbeiter i høylandet, påvirket egg-størrelse og overlevelse til heipiplerke (*Anthus pratensis*). De fant at høyt beitepress resulterte i de minste eggene, mens fravær av beitedyr ga de nest minste eggene og moderat mengde beitepress ga de største eggene. De fant ikke signifikante forskjeller i overlevelse mellom heipiplerkeunger fra små og store egg fram til flygedyktig alder. Vickery et al. (2001) skrev om negative konsekvenser for fuglers føde og hekkehabitat som følge av økt antall sauer på beite, økt beitepress, mindre variasjon i beiteplanter, mer nitrogen gjødsling og hyppigere flytting av dyr i engelske semi-naturlige lavlandsbeiter. Söderström et al. (2001) så på hvordan insektetende fugler som jakter på bakke, ble påvirket av beiting. De fant at store fugler (>30 g) foretrakk beiter med moderat beitepress mens de mindre fuglene (≤30 g) foretrakk beiter med intensiv beitepress. De fant også at kulturlandskapsfugler som også kunne jaktet i andre habitater ikke ble påvirket av variasjon i beitepress.

I følge meta-analysen til Musitelli et al. (2016) er andre kulturlandskapsfuglers forhold til husdyr for lite studert. Av de 26 studiene de så på var 15 studier om låvesvale. I de resterende 11 studiene, av 9 andre typiske kulturlandskapsfugler, ble det ikke funnet at indirekte og direkte effekter fra husdyrdrift hadde signifikante innvirkninger på

tilstedeværelse og antall. Reproduksjon ble ikke analysert for de 9 artene, blant annet på grunn av for lite datagrunnlag. De 9 artene som ble studert var: Taksvale, heipiplerke, vipe, tornskate (*Lanius collurio*), sanglerke (*Alauda arvensis*), stær (*Sturnus vulgaris*), buskskvett, stork (*Ciconia ciconia*), og gulerle (*Motacilla flava*).

Norge har sluttet seg til flere internasjonale avtaler og konvensjoner som retter seg mot bevaring av biologisk mangfold (Engan et al., 2008). På tross av dette er det i Norge også bestandsreduksjoner blant flere kulturlandskapsfugler (Shimmings & Øien, 2015) og flere kulturlandskapsfugler har havnet på rødlista (Henriksen & Hilmo, 2015) (tabell V2 i vedlegg 1). Men for flere arter er situasjonen i Norge bedre enn i andre europeiske land (Pedersen, 2011). Engan et al. (2008) hevder at de største problemene for det biologiske mangfoldet i det norske jordbrukslandskapet er nedbygging, intensivering av jordbruk og gjengroing på grunn av opphør av hevd og beiting. Forskning gjort av Pedersen og Krøgli (2017) viser at kulturlandskap med romlig variasjon av dyrket mark, beite, spredte trær busker, og naturlig vegetasjon, åpent vann og skog, var positivt for antall arter av kulturlandskapsfugler men negativt for totalt antall individer.

Gjengroing er hovedsakelig et problem i marginale landbruksområder. I sentrale jordbruksstrøk er det det motsatte som skjer med intensivering, monokultur og fjerning/dosering av for eksempel tidligere beitearealer for å få større sammenhengende dyrkingsarealer (Stokland et al., 2004). I Norge legges det ned flere tusen gårdsbruk hvert år, men det totale registrerte jordbruksarealet minker ikke. Dette er blant annet fordi de nedlagte gårdsbrukene blir slått sammen til større driftsenheter, ofte med mer intensiv drift og monokultur, som reduserer habitatkvaliteten til mange kulturlandskapsfugler (Pedersen, 2011). Det har også blitt færre og større husdyrprodusenter. I 1969 var det 133 823 husdyrprodusenter, i 2018 var antallet redusert til 29 023 husdyrprodusenter i Norge (SSB, 2019). På 1960-tallet ble det lagt til rette for at husdyrdrift primært skulle drives i dalstrøk og på Jæren, mens gårdsbruk i lavlandet på Østlandet og i Trøndelag skulle prioritere korndyrking (Stokland et al., 2004). Der korndyrking ble prioritert, ble tidligere beitemark pløyd opp til åkermark (Stokland et al., 2004). Beiteområder i ulendt terreng hvor det ikke kunne pløyes, som for eksempel i ravineområder, og åkerholmer, ble dosert ut slik at det kunne pløyes og dyrkes (Stokland et al., 2004). Tapte restarealer og beiteområder i lavlandet på Østlandet kan dermed ha bidratt til at mange kulturlandskapsfugler har gått tilbake i antall.

Loe et al. (2007) studerte hvordan, etter norsk standard, høyt og lavt beitepress fra sau påvirket antall av insektetende alpine fugler i norske fjellbeiter. En av artene de så på var heipiplerke. De fant at i områder med høyt beitepress var det flere individer enn i områder med lavere beitepress. En forklaring på dette var at insektslarver blir lettere å få øye på og

fange i den nedbeita vegetasjonen. Motsetningen mellom resultatene i Skottland hvor høyt beitepress var negativt (Evans et al., 2005), skyldes at i Skottland opererte man med en mer ekstrem skala for høyt beitepress i et større omfang (Loe et al., 2007).

Studier av husdyreffekter på kulturlandskapsfugler i Europa har handlet for det meste om låvesvale og lite om andre fuglearter. Studiene om låvesvale har sett på effekten av om husdyr og husdyrbygninger er tilstede eller ikke men de har i liten grad nyansert ut effektene av husdyr på beite, eller antall husdyr på beite. Fuller og Gough (1999); Loe et al. (2007) har begrenset overføringsverdi til dette studie, fordi deres studier ble utført i, for det meste, ukultiverte beiter i høyfjellsmiljø.

I Norge er det få studier om hvordan forskjellige kulturlandskapsfuglearter responderer på mengden av forskjellige arealtyper og husdyreffekter. Studie av Loe et al. (2007) har, som tidligere nevnt, begrenset overføringsverdi til denne oppgaven fordi de ble utført i utmarksbeite på høyfjellet. og i denne oppgaven vil vi se på kulturlandskapsfugler, hovedsakelig på innmark i lavlandet. Pedersen og Krøgli (2017) så på beitemark og artsantall, men ikke på beitedyr og ikke på artsnivå. De fleste europeiske studier om kulturlandskapsfugler, handler om låvesvaler i områder med eller uten husdyr og mange av dem har forskjellige konklusjoner om husdyrs innvirkning (Musitelli et al., 2016). De få studiene om andre kulturlandskapsfuglearter fra andre land i Europa handler i stor grad om negative effekter av høyt beitepress.

Fordi det bare finnes et fåtall europeiske studier om virkningen av beite og antall husdyr på forskjellige kulturlandskapsfuglearter og svært få fra Norge, vil det i denne oppgaven være interessant å se på virkningen av beite og antall husdyr på flere kulturlandskapsfuglearter i Norge. På grunn av få studier om kulturlandskapsfuglearters sammenheng med forskjellige arealtyper i Norge, vil det også være interessant å belyse effektene av dette. Med denne oppgaven ønsker vi å skaffe kunnskap som kan være nyttig i forvaltningen av kulturlandskapsfugler. Vi har valgt å se på hekkeområder i norsk kulturlandskap, og fokusere på hvordan variasjon i arealtypefordeling og husdyr på beite påvirker forskjellige kulturlandskapsfuglers tilstedeværelse og antall.

Vi baserte oss på data fra 3Q-prosjektet, som er et overvåkingsprogram for jordbrukets kulturlandskap (Stokstad et al., 2016). Fra 3Q-prosjektet fikk vi tilgang på areal og fugleregistreringsdata fra hele landet som ble samlet inn i perioden 2000-2017. I tillegg gjorde vi egne fugleregistreringer på sentrale deler av Østlandet i 2018. For begge datasettene har vi analysert om antall arter og antall individer av de ulike artene har sammenheng med antall husdyr på beite og mengden av arealtype, beitemark, dyrkamark og villeng.

Metode

En fugleart defineres som kulturlandskapsfugl, når mer enn 50 % av bestanden hekker i kulturlandskap (Pedersen & Krøgli, 2017). Engan et al. (2008) definerer jordbrukets kulturlandskap som det totale arealet som er påvirket av nåværende eller tidligere jordbruksvirksomhet og bosetting. I denne oppgaven består kulturlandskapet i all hovedsak av areal som er registret som jordbruksarealer i Økonomisk Kartverk, det vil si: fulldyrket og overflatedyrket jord, samt innmarksbeiter (Engan et al., 2008). I tillegg har vi tatt med tidligere brukte jordbruksarealer i tidlig gjengroingsfase, såkalt villeng.

Kulturlandskap består av forskjellige arealtyper (biotoper) og kulturlandskapsfugler kan grupperes etter forskjellig biotopbruk innenfor kulturlandskapet (Solheim, 1993; Thingstad & Vie, 1995). De forskjellige artenes kjente biotopbruk vil kunne gjenspeile artenes forekomst i forhold til våre forklaringsvariabler. I denne oppgaven har vi vært spesielt interessert i å avdekke forskjellige arters ukjente biotopbruk i forhold til forklaringsvariablene husdyr og beite.

Studieområde

I denne oppgaven analyseres to datasett. Det ene datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017» består av 130 flater fra kulturlandskap i hele Norge som har blitt taksert i flere omganger (omdrev) i perioden 2000-2017. I det andre datasettet «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018» har vi undersøkt forekomsten til kulturlandskapsfugler i et mer homogent område i den delen av Norge som har flest fuglearter i kulturlandskapet og høyest andel jordbruksareal. Datasettet består av 47 flater fra Akershus og Østfold, som henholdsvis består av 15,1 % og 17,3 % jordbruksareal i fylket (Landbruksdirektoratet, 2019). Av Norges totale landareal, er 3,1 % aktivt jordbruksareal (SSB, 2019)

Fordi datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017» omfatter hele Norge med store regionale forskjeller i miljø og klima, vil det være betydelig variasjon i jordbruksdrift og fuglearters utbredelse. Derfor valgte vi å gjøre fugleregistreringer på et mindre og mer homogent område til datasettet «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018» for å få mer presise analyser av de enkelte artene.

Til datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017» benyttet vi 130 registreringsflater som var 1 km² store (100 hektar) fra kulturlandskapsområder i hele Norge. Av de 130 flatene var 49 % fra Østlandet, 29 % fra Vestlandet, 15 % fra Trøndelag og 8 % fra Nord-Norge (tabell 1).

Til datasettet «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018» fikk vi, i samarbeid med Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) i Ås, utdelt 200 flater som også var 1 km² store, i fylkene, Akershus, Østfold, Hedmark, Buskerud, Oppland, og Vestfold. Av de 200 flatene, sorterte vi ut flater som besto av; >49 % vannflateareal, > 45% skogsareal og flater med for mye tettbebyggelse. Vi sorterte også ut flater som hadde mer enn 120 km kjøreavstand fra Oslo. Etter sorteringen sto vi igjen med 70 flater i fylkene, Akershus, Østfold og Hedmark. Av disse ble 47 registrert. 34 av flatene var i Akershus og 13 flater var i Østfold (tabell V1 i vedlegg 1). Flatenes nøyaktige posisjoner kan ifølge NIBIO ikke offentliggjøres.

Tabell 1: Fordeling av registreringsflater som ble benyttet til datasettet

«Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017». Tabellen viser antall unike flater og totalt antall registreringer, samt det totale antallet individ som ble registrert i alle omdrev, i perioden 2000-2017.

Region	Unike flater	Totalt antall registreringer	Individer totalt
Østlandet	63	366	13646
Vestlandet	38	218	6123
Trøndelag	19	113	4360
Nord-Norge	10	57	1697
Sum	130	754	25826

Fugleregistreringer

Datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017» ble samlet inn i forbindelse med et overvåkningsprogram kalt 3Q (Stokstad et al., 2016). Overvåkningsprogrammet 3Q overvåker blant annet landskapsendringer og fugler i kulturlandskapet. Det utføres av NIBIO i samarbeid med Norsk Ornitologisk Forening (Pedersen, 2011; Pedersen & Krøgli, 2017).

De 130 flatene vi benytter i datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017», ble fugleregistrert i 4 til 6 omdrev (ganger) per flate. I snitt ble flaten fugleregistrert i 5,8 omdrev. I et omdrev ble de fleste av de 130 flatene registrert i løpet av en periode på 2-4 år. Tilsammen ble det registrert 754 ganger på de 130 unike flatene i perioden 2000-2017 (tabell 1).

Hekkefuglregistreringene i overvåkningsprogrammet 3Q ble gjennomført i tidsperioden fra midten av mai til midten av juni, mellom klokken 03:40 og 10:40. På dager med mye nedbør eller sterk vind, ble det ikke gjort feltarbeid. Hver flate var 1 km² og hadde 9 registeringspunkter plassert i et rutenett. Mellom registeringspunktene var det 333 meter og de ytterste registeringspunktene var 167 meter fra flatens kvadratiske yttergrense.

På hvert punkt ble det registrert i fem minutter. Antall individer og par av hver art som ble sett eller hørt ble registrert. Individer ble registrert som par når; en hann ble hørt eller sett, når en enkelt hunn ble observert, når et kull ble observert eller et reir av året ble observert.

Observasjonene ble fordelt på følgende kategorier:

1. innenfor en sirkel med 50 meter radius fra registreringspunktet
2. utenfor 50 meter fra registreringspunktet

Fugler som fløy over området og flokker ble plassert i kategorien utenfor 50 meter (pers. med. Christian Pedersen 2019).

Kategori 1 og 2 ble summert sammen (tabell V2 i vedlegg 1) og brukt til datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017».

Fugleregistering til datasettet «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018» ble gjort på tilsvarende type flater som i overvåkningsprogrammet 3Q.

De 9 registreringspunktene i flatene var lagt inn på GPS som ble brukt i felt. Før registrering av en flate ble det kontrollert om de 9 registreringspunktene var plassert på ugunstige steder i forhold til registrering av kulturlandskapsfugler. For eksempel på vannflater, bygning, boligtomt, jernbane, i skog eller langt ut i dyrka mark man ikke kunne gå ut i. Ugunstige punkter kunne flyttes inntil 80 meter, forutsatt at de andre punktene ikke kom nærmere enn 250 meter fra hverandre. Flater med færre enn 5 gunstige registreringspunkter ble utelatt fra analysene. Fugleregistering ble gjort i løpet av 29 feltdøgn i perioden 24. mai til 29. juni i 2018, mellom kl. 04:05 og kl.11:04 (tabell V1 i vedlegg 1). Registreringer var basert på både visuelle observasjoner og lyd.

Registrering av fugler i en flate tok fra 1 time og 38 minutter til 3 timer og 16 minutter (snitt 2 timer og 29 minutter). Fugleregisteringsmetoden vi benyttet er basert på metodene i overvåkningsprogrammet 3Q. Det ble registrert i 5 minutter på hvert punkt og registrert antall individer hørt eller sett av hver art (tabell V3 i vedlegg 1). Det ble notert om registrerte individer var nærmere eller lengre enn 50 meter fra registreringspunktet. Avstand fra registreringspunkt til observert individ ble målt med avstandsmåler (Nikon LASER 1200 S 7x25 5°) og øyemål på individer som var klart innenfor eller utenfor 50 meter fra registreringspunkt. Til fugleregistering ble det også brukt kikkert (8x32).

Observasjoner fra nærmere enn 50 meter og lengre enn 50 meter ble slått sammen i analysene. Fugler som ble observert eller hørt men hvor det var usikker artsbestemmelse, ble utelatt i analysene. Fugler som ble observert på vei mellom registreringspunktene ble utelatt fra analysene. Fra dag til dag ble det variert mellom å registrere fugler i de nordlige, østlige og sørlige flatene fra Oslo, slik at det ikke ble registrert i samme område flere dager på rad. Fugleregisteringene måtte gjøres uten for mye regn og vind og noen dager måtte det derfor

velges flater i et område med bedre vær. Under feltregistrering ble det hovedsakelig registrert to flater pr. dag, som regel lå de 2 flatene i nærheten av hverandre. Se tabell V1 i vedlegg 1, for detaljer om registeringsforløp.

Variabler

Til de fleste flatene fulgte det med data om arealtyper fra 3Q-kartleggingen (vedlegg 2) og antall husdyr i flatene (tabell 4 og 5), (tabell V1 i vedlegg 1). Biotopvariablene vi benyttet i analysene var antall kvadratmeter av arealtypene, dyrket mark, villeng og beite (beitemark) i de forskjellige flatene og i de forskjellige tidsperiodene (tabell 2, 3, 4 og 5).

Dyrket mark besto av fulldyrka eller overflatedyrka åker/eng som kan nyttes til maskinell høsting, samt alle andre åker- og hagebruksvekster (Stokstad & Pedersen, 2018) (tabell 2 og 3) (vedlegg 3).

Villeng besto av tidligere beitemark eller dyrket mark i et tidlig gjengroingsstadium med under 25 % buskdekning (Pedersen & Engan, 2013) (tabell 2 og 3) (vedlegg 3).

Beite besto av beite på kultureng (fulldyrka eller overflatedyrka) og beitemark i innmark med tydelig beitepreg som ikke er egnet for maskinell høsting, med maks 25 % trekronedekning (Stokstad & Pedersen, 2018) (tabell 2 og 3) (vedlegg 3). I variabelen beite valgte vi å ikke bruke kategoriene usikker beite og utmarksbeite, for å redusere usikkerheter og standardisere variablene mest mulig (vedlegg 2 og 3).

Husdyrinformasjonen besto av antall husdyr fra antall driftssenter i flatene av artene: Hest (*Equus caballus*), melkeku (*Bos taurus*), kjøttfe (*Bos taurus*), sau (*Ovis aries*), og geit (*Capra aegagrus*). Antall husdyr tilknyttet driftssenter ble beregnet ut fra data om utbetalt tilskudd til husdyr på beite i de aktuelle registreringsårene (tabell 2 og 3).

Høyde over havet ble målt i senterpunktet av overvåkingsflatene (pers. med. Christian Pedersen 2019) (tabell 2 og 3).

Tabell 2: Analysevariabler i datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017», med enheter, beregningsgrunnlag, antall registreringer, samt minste, største og gjennomsnittlige variabel mengde per flate. Variabler i kursiv skrifttype er med i analysemodellen, men er ikke nevnt i resultatdelen. «Tid (snitt)» er snittet av registreringsstart og slutt per flate. «Snitt» til «Tid (snitt)», er gjennomsnittet av «Tid (snitt)» for alle flate-registreringene i datasettet.

Variabel	Enhet / Grunnlag	Min	Maks	Snitt	n
Dyrket mark	% / Flate	0	85,62	33,79	544
Villeng	% / Flate	0,11	16,43	4,63	544
Beite	% / Flate	0	52,76	6,18	544
Husdyr	Antall husdyr / Flate	0	2031	149,1	551
Hoh.	Snitt / Flate punkter	0	900	168	754
År	<i>Fugleregistering</i>	<i>2000</i>	<i>2017</i>	<i>2008,8</i>	<i>754</i>
Dato	<i>Fugleregistering</i>	<i>15.05.</i>	<i>06.07.</i>	<i>03.06.</i>	<i>729</i>
Tid (snitt)	<i>Fugleregistering kl.</i>	<i>04:46:15</i>	<i>09:17:47</i>	<i>06:24:29</i>	<i>729</i>
Region	<i>Østlandet</i>				<i>366</i>
Region	<i>Vestlandet</i>				<i>218</i>
Region	<i>Trøndelag</i>				<i>113</i>
Region	<i>Nord-Norge</i>				<i>57</i>
Region	<i>Breddegrad</i>	<i>58,59</i>	<i>69,33</i>	<i>61,47</i>	<i>754</i>

Tabell 3: Analysevariabler i datasettet «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018» med enheter, beregningsgrunnlag, antall registreringer, samt minste, største og gjennomsnittlige variabel mengde per flate. Variabler i kursiv skrifttype er med i analysemodellene men er ikke nevnt i resultatdelen. «Tid (snitt)» er snittet av registreringsstart og slutt per flate. «Snitt» til «Tid (snitt)», er gjennomsnittet av «Tid (snitt)» for alle flate-registreringene i datasettet.

Variabel	Enhet / Grunnlag	Min	Maks	Snitt	n
Dyrket mark	% / Flate	20,79	79,90	53,94	47
Villeng	% / Flate	1,83	14,38	5,36	47
Beite	% / Flate	0,00	17,03	2,92	47
Husdyr	Antall husdyr / Flate	0	512	45,1	37
Dato	<i>Fugleregistering</i>	<i>24.05.</i>	<i>29.06.</i>	<i>13.06.</i>	<i>47</i>
Tid (snitt)	<i>Fugleregistering kl.</i>	<i>05:16:17</i>	<i>09:42:26</i>	<i>07:07:23</i>	<i>47</i>

Sammenkobling av data til analyse

I datasettet «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018» ble informasjon fra fugleregistreringsflater koblet til ferskest mulig informasjon om arealtypene, beitemark, dyrkamark, og villeng, samt antall husdyr i flatene (tabell 4). De 47 flatene ble koblet med

areal informasjonen fra to forskjellige tidsperioder (tabell 4). 10 av 47 flater manglet husdyrinformasjon (tabell 4), de 10 flatene ble tatt med i Spearman rang-korrelasjon-analysen (tabell 8), men markert som flater med «manglende data om husdyrinformasjon». I GLM-analysen (tabell 9) ble kun 37 av de 47 flatene benyttet, fordi de 10 flatene som manglet husdyrinformasjon ble utelatt. For detaljer om flater med og uten husdyrinformasjon se tabell V1 i vedlegg 1, og tabell 4.

I datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017» ble fugleregistreringer av 130 unike flater, fra perioden 2000-2017, satt sammen til et datasett av 754 fugleregistreringer. Av de 754 fugleregistreringene, ble 544 fugleregistreringer koblet med de aktuelle flatenes arealinformasjon fra perioden 1998 -2013 (tabell 5), og 551 ble koblet med de aktuelle flatenes husdyrinformasjon fra perioden 2000-2015 (tabell 5 og 2). 210 fugleregistreringer mangler arealinformasjon og 203 fugleregistreringer mangler husdyrinformasjon, disse ble tatt med i analysen, men markert som fugleregistreringer med «manglende data».

Tabell 4: Viser hvordan antall flater med areal og husdyr informasjon fra forskjellige tidsperioder, er satt sammen med fugleregistreringer fra aktuelle flater i datasettet «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018». «Fugl + Areal» angir hvor mange flater som har kombinert informasjon fra areal og fugleregistrering. «Fugl + Areal + Husdyr» angir hvor mange flater som har kombinert informasjon fra areal, husdyr og fugleregistrering.

Registerings Info	Antall Flater	Registerings År
Fugl	47	2018
Husdyr	37	2015
Areal	33	2003-2006
Areal	14	2008-2011
Fugl + Areal	47	
Fugl + Areal + Husdyr	37	

Tabell 5: Viser hvordan forskjellig antall flater med areal og husdyr informasjon, fra forskjellige tidsperioder, er satt sammen med fugleregistreringer fra aktuelle flater i datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017». «Fugl+Areal» angir hvor mange flater som har kombinert informasjon fra areal og fugleregistreringer. «Fugl+Husdyr» angir hvor mange flater som har kombinert informasjon fra husdyr og fugleregistreringer.

Fugl Omdrev	Fugl Reg. år	Fugl Flater	Husdyr Reg. år	Husdyr Flater	Areal Reg. år	Areal Flater	Fugl+Areal Flater	Fugl+Husdyr Flater
1	2000-2003	107	2000	108	1998-2003	130	107	90
2	2004-2005	130	2005	103	2002-2009	125	125	103
3	2006-2008	129	2005	103	2002-2009	125	124	102
4	2009-2011	130	2010	87	2008-2013	63	63	87
5	2012-2014	130	2015	85	2008-2013	63	63	85
6	2015-2017	128	2015	85	2008-2013	63	62	84
Sum							544	551

Statistiske analyser

Vi brukte analysemodellen GLM til å analysere datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017». Vi analyserte sammenhengene mellom de ulike forklaringsvariablene og totalt artsantall, totalt individantall og enkeltarters gjennomsnittlige antall individer per flate. For detaljer om analysevariabler, se tabell 2 og 6. For detaljer om analyseresultater, se tabell 7.

Vi brukte analysemodellene Spearman rang-korrelasjon (tabell 8) og GLM (tabell 6 og 9) til å analysere datasettet «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018». Vi analyserte sammenhengene mellom de ulike forklaringsvariablene og totalt artsantall, totalt individantall og enkeltarters gjennomsnittlige antall individer per punkt per flate. For detaljer om analysevariabler se tabell 3 og 6. For detaljer om analyseresultater, se tabell 8 og 9.

For begge analysemodellene (GLM og Spearman rang-korrelasjon) velger vi den signifikante grenseverdien $p \leq 0,05$. Når p-verdier er fra 0,05 til 0,10, kan de være biologisk interessante og de nevnes da som nær signifikante sammenhenger med variablene i analysene.

I analysen av enkeltartene i datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017», ble kun arter med mer enn 90 registrerte individer analysert. Se tabell V2 i vedlegg 1 for oversikt over antall registrerte individer av de ulike artene. I analysen av enkeltartene i datasettet «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018» ble bare arter med mer enn 10 registreringer analysert. Se tabell V3 i vedlegg 1 for oversikt over antall registrerte individer av de ulike artene.

I analysene av datasettet «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018» brukte vi arter/individer per punkt som beregningsgrunnlag. Dette ble gjort fordi det i en stor andel av flatene ble registrert på mindre enn 9 registeringspunkter (tabell V1 i vedlegg1).

I analysen av datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017» brukte vi arter/individer per flate som beregningsgrunnlag. Dette ble gjort fordi det i de aller fleste flatene ble registrert på alle 9 registeringspunktene.

For begge analysemodellene kontrolleres det for sammenhenger mellom arter og andelen areal av dyrket mark, villeng og beite i flatene, samt antall husdyr.

I GLM analysene av datasettet «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018» (n=37) (tabell 9), er det også kontrollert for variablene tid og dato (tabell 6), men vi har valgt å ikke vise dem i tabellene, på grunn av plasshensyn.

I GLM analysene av datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017» (n=754) (tabell 7), er det også kontrollert for variabelen høyde over havet (Hoh.). I tillegg ble det også kontrollert for variablene, tid, flate (random), dato, år og region (tabell 6).

Analyseresultater fra variablene tid, dato, år, flate (random) og region, har vi valgt å ikke nevne i tekst og heller ikke tabell grunnet plasshensyn.

I GLM analysene har vi valgt å ikke ta med en redusert modell/final modell, hvor man tester om signifikante p-verdier i fulle modeller endrer seg ved eliminering av de minst signifikante variablene. Dette fordi det ga kvalitativt like resultater som i de fulle modellene og av plasshensyn.

Vi har også gjort en tilsvarende GLM analyse som i tabell 9, uten husdyr, av datasett «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018» (n=47). Vi valgte å ikke ta denne med i studien fordi vi kun vil ha analyser hvor husdyr- og arealvariabler er med i samme analyse.

De log-transformerte variablene vi benytter i GLM analysene, er markert i de forskjellige tabellene med «*» ved første bokstav av variablene (*variabel). Se tabell 6 for oversikt over variabler i analysene.

Tabell 6: Oversikt over alle variabler som var med i analyse modellene vi benyttet, de loggtransformerte variablene er markert med «*» ved første bokstav. Variabler i kursiv skrifttype er analysert men ikke tatt med i oppgavens analysetabeller eller tekst. (SRK)= Spearman rang-korrelasjon, (GLM) =generalisert lineær modell.

Tabell 7 (GLM)	Tabell 8 (SRK)	Tabell 9 (GLM)
Dyrket mark	Dyrket mark	Dyrket mark
*Villeng	Villeng	Villeng
*Beite	Beite	*Beite
*Husdyr	Husdyr	*Husdyr
*Hoh.		<i>Dato</i>
År		<i>Tid</i>
<i>Dato</i>		
<i>Tid</i>		
<i>Flate (random)</i>		
<i>Region</i>		

Resultater

Hovedfokuset for denne oppgaven var å se på hvordan antall beitende husdyr påvirker forekomsten til kulturlandskapsfugler. Vi ønsket også å skille mellom effekten av økende beiteareal og effekten av økende antall husdyr. På grunn av den åpenbare sammenhengen mellom beite og beitende husdyr, ble korrelasjon mellom variablene beite og husdyr målt for å validere svarene vi fikk. Korrelasjon mellom husdyr og beite i datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017», ble målt til $r = 0,529$ ($N=392$, $P = >0,0001$, $R^2 = 0,28$). Korrelasjon mellom husdyr og beite (log-transformert) i datasettet «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018», ble målt til $r = 0,566$ ($N=37$, $P=0,0052$, $R^2 = 0,32$).

Totalt individantall og artsantall i sammenheng med forklaringsvariablene

GLM analysen av datasett «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017» (tabell 7) viste at artsantallet og det totale individantallet økte signifikant med økt mengde av arealtype, dyrket mark, villeng og beite (tabell 7). Artsantallet og det totale individantallet hadde ingen signifikante sammenhenger med antall husdyr (tabell 7). Når høyde over havet økte, sank artsantallet og det totale individantallet signifikant (tabell 7). Se figur 1 for oversikt over forhold mellom brukte variabler og totalt antall arter og individer.

Spearman rang-korrelasjon analysen av datasett «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018» (tabell 8) viste at det totale artsantallet økte signifikant med økende areal villeng og beite (tabell 8). Sammenhengen mellom artsantallet og antall husdyr var positiv og nær signifikant (tabell 8). Det totale individantallet økte signifikant med økende areal dyrket mark og villeng (tabell 8). Se figur 2 for oversikt over forhold mellom variabler og totalt antall arter og individer.

GLM analysen av datasett «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018» (tabell 9) viser at det totale artsantallet har en signifikant positiv sammenheng med arealtype dyrket mark og villeng (tabell 9) og en nær signifikant positiv sammenheng med arealtype beite (tabell 9). Det totale artsantallet viser en signifikant positiv sammenheng med antall husdyr (tabell 9). Det totale individantallet viser en signifikant positiv sammenheng med arealtype dyrket mark (tabell 9) og en nær signifikant positiv sammenheng med arealtype villeng (tabell 9). Se figur 2 for oversikt over forhold mellom variabler og totalt antall arter og individer.

Enkeltarter i sammenheng med forklaringsvariablene

I Spearman rang-korrelasjoner analysen av datasettet «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018» (tabell 8) viste 12 av de 19 artene signifikante eller nær signifikante sammenhenger med husdyr og arealvariablene (tabell 8). Til arealtypen av dyrket mark viste kråke (*Corvus cornix*) og sanglerke positive sammenhenger mens myrsanger (*Acrocephalus palustris*) viste en negativ sammenheng (tabell 8). Til arealtypen villeng viste skjære (*Pica pica*), torsanger (*Sylvia communis*), buskskvett, kaie (*Corvus monedula*) og kråke positive sammenhenger. Kun musvåk (*Buteo buteo*) viste en negativ sammenheng (tabell 8). Til arealtypen beite viste stillits en positiv sammenheng, mens ringdue (*Columba palumbus*) og gråtrost (*Turdus pilaris*) viste negative sammenhenger (tabell 8). Husdyrantallet hadde positive sammenhenger med linerle (*Motacilla alba*) og stillits (*Carduelis carduelis*) men negativ sammenheng med ringdue og gråtrost (tabell 8).

5 av de 19 artene i GLM analysen av datasett «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018» (tabell 9) viste signifikante eller nær signifikante sammenhenger med husdyr og arealvariablene (tabell 9). Til arealtypen dyrket mark viste sanglerke en positiv sammenheng og torsanger en negativ sammenheng (tabell 9). Til arealtypen villeng viste torsanger, skjære og buskskvett positive sammenhenger (tabell 9). Til arealtypen beite viste linerle en signifikant negativ sammenheng (tabell 9). Til husdyr viste linerle en signifikant positiv sammenheng (tabell 9).

Analysen av datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017» (tabell 7) viste at 21 av 22 arter hadde signifikante eller nær signifikante sammenhenger med husdyr og arealvariablene (tabell 7). Til arealtypen dyrket mark viste 14 av 22 arter en positiv sammenheng. Kun taksvale og låvesvale viste en negativ sammenheng (tabell 7). Til arealtypen villeng viste 15 av 22 arter en positiv sammenheng og kun sanglerke viste en negativ sammenheng (tabell 7). Til arealtypen beite viste 6 av 22 arter en positiv sammenheng og 4 av 22 arter viste en negativ sammenheng (tabell 7). Når antall husdyr økte, viste 5 av 22 arter en positiv sammenheng og 4 av 22 arter en negativ sammenheng (tabell 7). Når høyde over havet økte, viste 9 av 22 arter en negativ sammenheng og kun gråtrost og rosenfink (*Carpodacus erythrinus*) viste positive sammenhenger (tabell 7). Se figur 3 og 4 for oversikt over forhold mellom antall individer av forskjellige arter med signifikant forhold til % beite og eller antall husdyr per flate.

Tabell 7: GLM analyse av datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017» viser totalt artsantall og totalt individantall og enkeltarters gjennomsnittlige antall individer per flate, i sammenheng med mengden areal dyrket mark, villeng og beite, samt antall husdyr og høyde over havet (Hoh). P-verdier i fet skrifttype viser at sammenhengen er signifikant ($p \leq 0,05$). P-verdier i kursiv skrifttype viser at sammenhengen er nær signifikant ($p = 0,05 - 0,10$).

R^2 angir hvor mye av variasjonene som skyldes variablene. *Variabler = log-transformert. n =antall registreringer. (AR)=alle regioner, (Ø)=Østlandet, (V)=Vestlandet, (T)=Trøndelag. For latinske artsnavn, se tabell V3 i vedlegg 1.

Art/Variabel ¹	Dyrket mark	*Villeng	*Beite	*Husdyr	*Hoh.	R ²	(n i Regioner)
Arter total	<0,001(+)	<0,001(+)	<0,001(+)	-	<0,001(-)	0,55	n= 392 (AR)
Individ total	<0,001(+)	<0,001(+)	<0,001(+)	-	0,020(-)	0,58	n= 391 (AR)
Vipe	<0,001(+)	-	0,036(+)	-	-	0,24	n= 392 (AR)
Storspove	<0,001(+)	0,001(+)	-	-	-	0,24	n= 392 (AR)
Ringdue	-	-	-	0,045(-)	-	0,31	n= 392 (AR)
Tårnseiler	-	-	<i>0,090(+)</i>	-	<i>0,058(-)</i>	0,13	n=365 (Ø+V+T)
Sanglerke	<0,001(+)	0,004(-)	-	-	0,011(-)	0,52	n= 392 (AR)
Låvesvale	0,026(-)	<i>0,086(+)</i>	0,007(+)	0,007(+)	<0,001(-)	0,23	n= 392 (AR)
Taksvale	<i>0,053(-)</i>	-	-	-	<0,001(-)	0,08	n=365 (Ø+V+T)
Heipiplerke	-	<0,001(+)	-	<i>0,083(+)</i>	-	0,32	n= 392 (AR)
Linerle	-	0,027(+)	-	-	<0,001(-)	0,13	n= 392 (AR)
Buskskvett	<i>0,073(+)</i>	0,003(+)	0,005(+)	-	-	0,13	n= 392 (AR)
Steinskvett	-	-	-	-	-	0,28	n=86 (V)
Gråtrost	0,002(+)	<0,001(+)	-	-	<0,001(+)	0,26	n= 392 (AR)
Tornsanger	0,001(+)	0,002(+)	-	-	<i>0,076(-)</i>	0,20	n=365 (Ø+V+T)
Skjære	0,017(+)	0,001(+)	<i>0,077(-)</i>	-	-	0,15	n= 392 (AR)
Kaie	<0,001(+)	<i>0,07(+)</i>	0,001(-)	0,004(+)	<i>0,054(+)</i>	0,16	n=217 (Ø)
Kråke	<0,001(+)	-	-	-	0,004(-)	0,17	n= 392 (AR)
Stær	0,031(+)	0,001(+)	-	0,004(+)	-	0,26	n= 392 (AR)
Gråspurv	<0,001(+)	<0,001(+)	0,003(-)	<0,001(+)	0,004(-)	0,24	n= 392 (AR)
Pilfink	<0,001(+)	0,045(+)	<i>0,085(-)</i>	-	-	0,15	n=303 (Ø + V)
Grønnfink	-	0,003(+)	0,017(+)	0,013(-)	-	0,13	n= 392 (AR)
Rosenfink	0,006(+)	0,005(+)	<0,001(+)	<0,001(-)	0,007(+)	0,18	n=217 (Ø)
Gulspurv	<0,001(+)	<i>0,077(+)</i>	-	<0,001(-)	<0,001(-)	0,41	n= 392 (AR)

¹ I tabell 7 er analysevariabler år, dato, tid, flate (random) og region, utelatt (tabell 6).

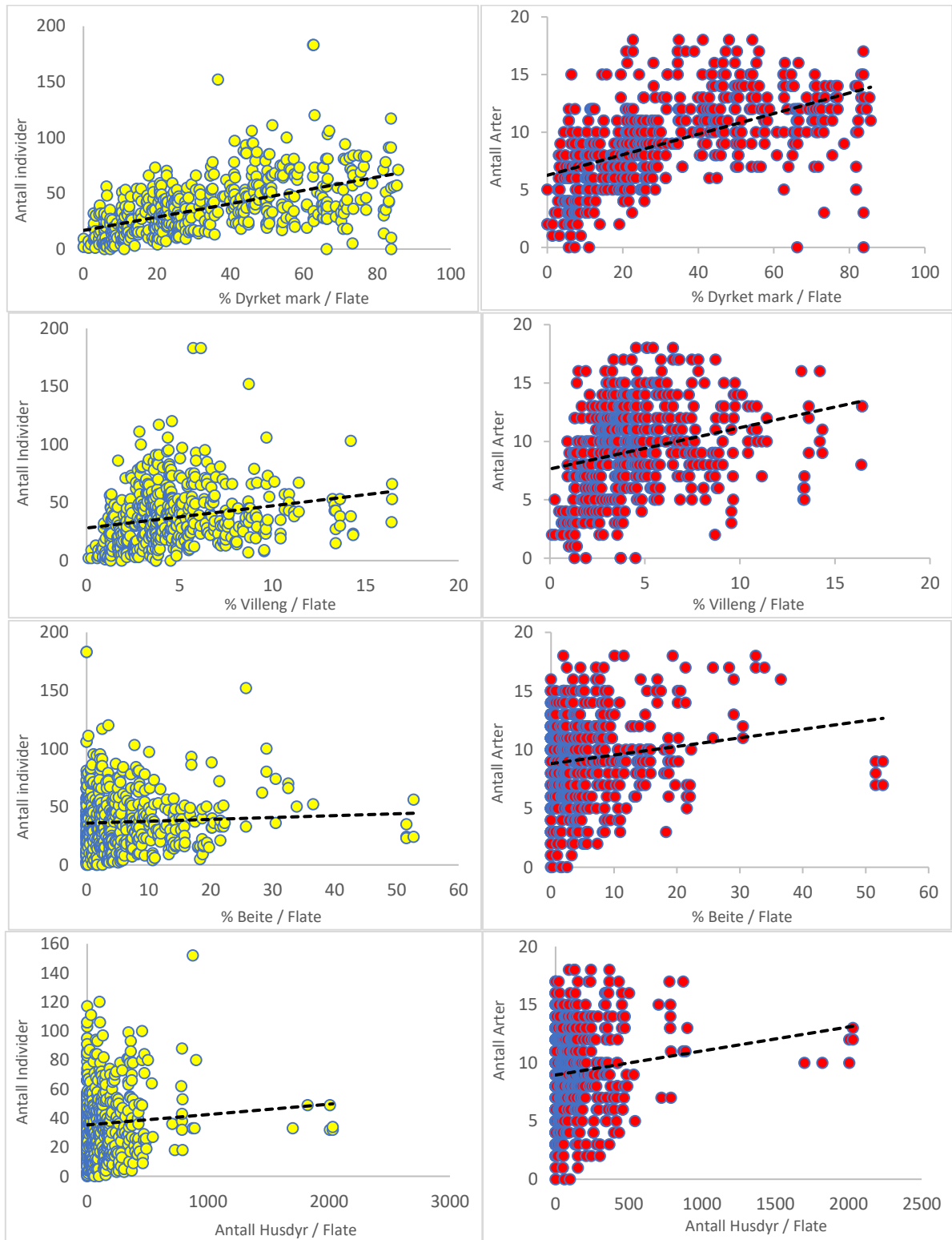
Tabell 8: Spearman rang-korrelasjoner analyse av datasett «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018», viser totalt artsantall, totalt individantall og gjennomsnittlig antall individer av hver art per punkt per flate, i sammenheng med mengden av dyrket mark, villeng og beite, samt antall husdyr. Info om dyrket mark, villeng og beite, er registrert på 47 av 47 flater (n=47). Info om husdyr er registrert på 37 av 47 flater (n=37). P-verdier i fet skrifttype viser at sammenhengen er signifikant ($p \leq 0,05$). P-verdier i kursiv skrifttype viser at sammenhengen er nær signifikant ($p = 0,05-0,10$). Informasjon om sammenhenger hvor $P \geq 0,10$, er utelatt fra tabellen. For latinske artsnavn, se tabell V3 i vedlegg 1.

Art/Variabel	Dyrket mark		Villeng		Beite		Husdyr	
	rs	p	rs	p	rs	p	rs	p
Arter total	-	-	0,31	0,04	0,32	0,03	0,32	0,06
Individer total	0,39	0,01	0,37	0,01	-	-	-	-
Musvåk	-	-	-0,27	0,07	-	-	-	-
Ringdue	-	-	-	-	-0,32	0,03	-0,50	<0,01
Tårnseiler	-	-	-	-	-	-	-	-
Sanglerke	0,51	<0,01	-	-	-	-	-	-
Låvesvale	-	-	-	-	-	-	-	-
Taksvale	-	-	-	-	-	-	-	-
Linerle	-	-	-	-	-	-	0,41	0,01
Buskskvett	-	-	0,26	0,08	-	-	-	-
Gråtrost	-	-	-	-	-0,27	0,07	-0,03	0,05
Myrsanger	-0,28	0,06	-	-	-	-	-	-
Tornsanger	-	-	0,37	0,01	-	-	-	-
Skjære	-	-	0,43	<0,01	-	-	-	-
Kaie	-	-	0,27	0,07	-	-	-	-
Kråke	0,27	0,06	0,26	0,08	-	-	-	-
Stær	-	-	-	-	-	-	-	-
Pilfink	-	-	-	-	-	-	-	-
Grønnfink	-	-	-	-	-	-	-	-
Stillits	-	-	-	-	0,33	0,03	0,37	0,03
Gulspurv	-	-	-	-	-	-	-	-

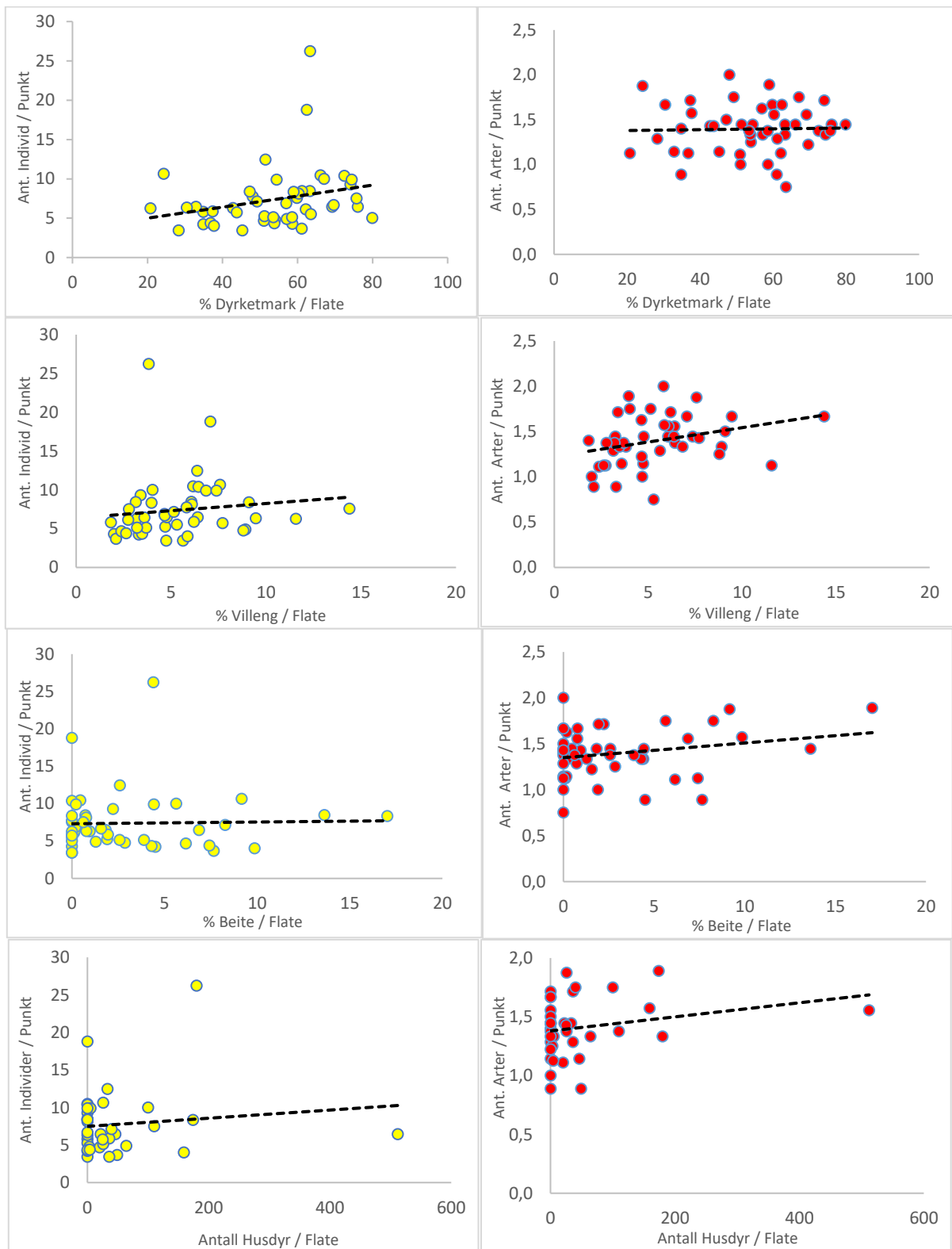
Tabell 9: GLM analyse av datasett «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018», viser analyse av totalt artsantall og totalt individantall, samt enkeltarters gjennomsnittlige antall individer per punkt per flate, i sammenheng med mengden av dyrket mark, villeng og beite, samt antall husdyr. Dyrket mark, villeng, beite og husdyrtall, er registrert på 37 av 47 flater ($n=37$). *Variabler= log-transformerte variabler. P-verdi i fet skrifttype angir at sammenhengen er signifikant ($p \leq 0,05$). P-verdi i kursiv skrifttype angir at sammenhengen er nær signifikant ($p=0,05-0,1$). P-verdi $\geq 0,10$ er utelatt fra tabellen. For latinske artsnavn, se tabell V3 i vedlegg 1.

Art/Variabel ²	Dyrket mark	Villeng	*Beite	*Husdyr
Arter total	0.048(+)	0.016(+)	<i>0.069(+)</i>	0.042(+)
Individer total	0.010(+)	<i>0.083(+)</i>	-	-
Musvåk	-	-	-	-
Ringdue	-	-	-	-
Tårnseiler	-	-	-	-
Sanglerke	0,002(+)	-	-	-
Låvesvale	-	-	-	-
Taksvale	-	-	-	-
Linerle	-	-	0,008(-)	0,002(+)
Buskskvett	-	<i>0,061(+)</i>	-	-
Gråtrost	-	-	-	-
Myrsanger	-	-	-	-
Tornsanger	<i>0,093(-)</i>	0,006(+)	-	-
Skjære	-	<i>0,051(+)</i>	-	-
Kaie	-	-	-	-
Kråke	-	-	-	-
Stær	-	-	-	-
Pilfink	-	-	-	-
Grønnfink	-	-	-	-
Stillits	-	-	-	-
Gulspurv	-	-	-	-

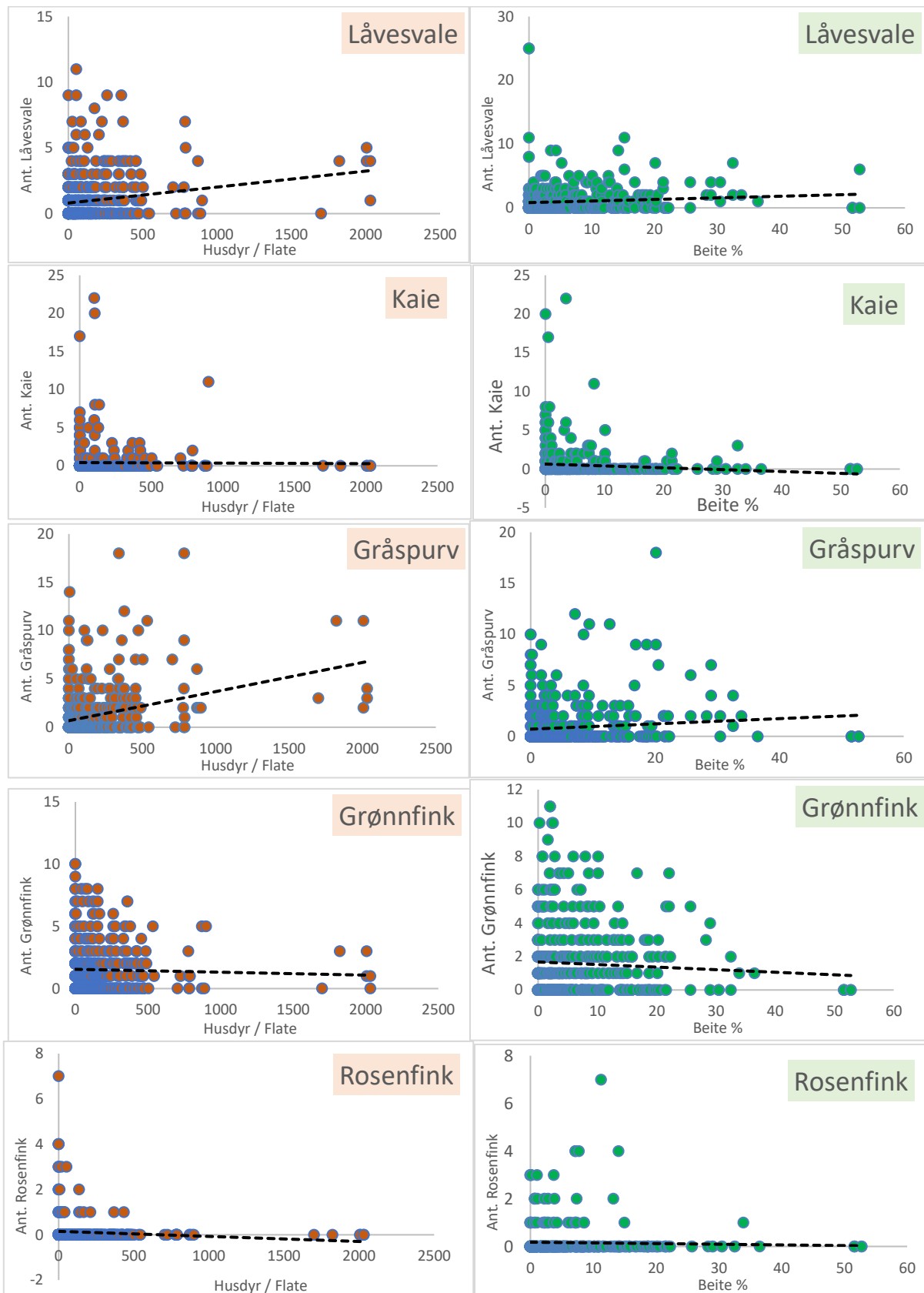
² I tabell 9 er analysevariablene, dato og tid, utelatt (tabell 6).



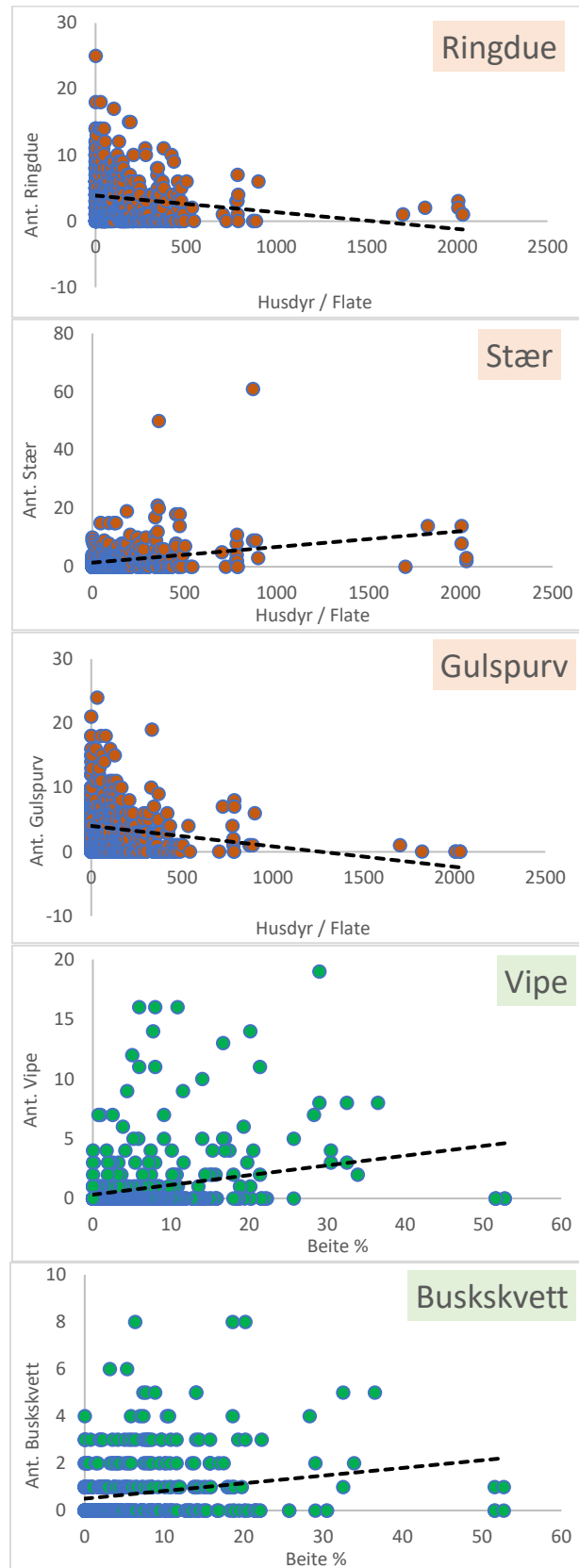
Figur 1: Antall individer og antall arter i forhold til % dyrket mark, villeng, beite og antall husdyr per flate i datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017». Variablene er ikke log-transformert i figurene. For husdyr er $n=551$, for dyrket mark, villeng og beite er $n= 544$.



Figur 2: Viser antall individer og antall arter per registeringspunkt i forhold til % dyrket mark, villeng, beite per flate og antall husdyr per flate i datasettet «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018». Variablene er ikke logg transformert i figurene. For husdyr er $n=37$, for dyrket mark, villeng og beite er $n=47$.



Figur 3: Viser antall individer av forskjellige arter med signifikant forhold til % beite og eller antall husdyr per flate i datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017». Variablene er ikke log-transformert i figurene. For husdyr er $n=551$, for beite er $n=544$.



Figur 4: Viser antall individer av forskjellige arter med signifikant forhold til % beite og eller antall husdyr per flate i datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017». Variablene er ikke log-transformert i figurene. For husdyr er $n=551$, for beite er $n=544$.

Diskusjon

Analysene av data fra hele Norge «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017» viste at beite var positivt både for artsmangfold og antall individer og at husdyr og beite var enten positivt eller negativt for en rekke enkeltarter. I Analysene av datasettet «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018» viste analysen med Spearman rang-korrelasjon at beite var positivt for artsmangfold og GLM analysen viste at husdyr var positivt for artsmangfoldet. Enkeltartanalysene av data «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018» viste få signifikante sammenhenger med husdyr og beite. De hadde også få likheter med enkeltartanalysene av data «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017».

Årsaken til få likheter kan skyldes utbredelsesområde for noen arter men også at det generelt var få signifikante funn i «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018». Årsaken til de få signifikante funnene i datasett «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018», sammenlignet med datasett «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017», kan skyldes at datasettet «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018» hadde et lite og homogent datagrunnlag med for lite variasjon i biotop og husdyrvariablene til å gi signifikante svar (tabell 3 og 2). For eksempel var variasjonen i beite-prosenten og antall husdyr og per flate, betydelig høyere i datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017» (tabell 3 og 2). Svarene kan også ha blitt preget av lokale forhold på grunn av størrelsen på område og værforhold i tidsperiode undersøkelsene ble gjort på. Datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017» var fra hele landet og ble gjort i løpet av en lengre tidsperiode, derfor hadde det et større og mer variert datagrunnlag. I diskusjonen velger vi derfor å legge mest vekt på analyseresultatene fra datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017», men analyseresultatene fra datasettet «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018» tas med i diskusjonen som supplement til analyseresultatene fra datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017».

Datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017» har noen mangler i variabelinformasjon. Av de 754 fugleregistreringene i datasettet, manglet 28% registreringer arealinformasjon og 27% manglet husdyrinformasjon (tabell 2 og 5), men det totale antallet registreringer med tilhørende variabelinformasjon er såpass stor at vi har vurdert det til å ha liten betydning for analyseresultatene.

Denne studien handler om kulturlandskapsfugler og deres habitater i Norge men vi har også sett på og sammenlignet våre resultater med studier om kulturlandskapsfugler i andre europeiske land. Det har vi gjort fordi det generelt finnes få studier om temaet i Norge. I Europa har det også blitt drevet intensiv storskalaproduksjon i større grad og over lengre tid

enn i Norge og de negative konsekvensene for kulturlandskapsfugler er også tydeligere. Norges jordbruksareal i drift utgjør kun 3,1 % av landarealet (SSB, 2019). I de aller fleste europeiske land er prosentandelen jordbruksareal mye større, for eksempel består EU landene av 47 % landbruksareal (BirdLife, 2019). Norge er en nordlig yttergrense for aktivt drevet landbruk i Europa (Thingstad & Vie, 1995) og samtidig en nordlig yttergrense for mange kulturlandskapsfuglearter.

Vi fant ingen sammenheng mellom totalt individ antall og totalt artsantall ved økende antall husdyr i datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017». Dette er i samsvar med meta-studie til Musitelli et al. (2016) som ikke fant signifikante effekter av husdyr på andre kulturlandskapsarter. Men ifølge McMahon et al. (2010) har områdene rundt irske gårdsbruk med melkekyr signifikant flere arter og antall hekkende par enn gårdsbruk uten melkekyr. Og i motsetning til meta-studien til Musitelli et al. (2016) fant vi at flere enkeltarter hadde positiv og negative sammenheng med økende antall husdyr og økende mengde beiteareal.

Enkeltartsanalysene

I enkeltartsanalysen av datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017» fant vi at låvesvale, kaie, stær (*Sturnus vulgaris*) og gråspurv (*Passer domesticus*) hadde positiv sammenheng med økende antall husdyr. Et fellestrekk for de nevnte artene er at en stor andel av kosten består av insekter og at de ikke hekker på bakken. Vi fant også at ringdue, grønnfink (*Carduelis chloris*), rosenfink og gulspurv hadde negative sammenheng med økende antall husdyr. Et fellestrekk for de nevnte artene er at en stor andel av kosten består av plantemateriale at de ikke hekker på bakken. Et fellestrekk for grønnfink, rosenfink og gulspurv er at de oppholder seg mye i områder med tilgang på skjul i trær og busker.

At låvesvale hadde positiv sammenheng med økende antall husdyr stemmer overens med flere andre studier fra Europa (Orłowski & Karg, 2013; Willi et al., 2011). Men at det også var sammenhenger mellom andre arter og antall husdyr står i kontrast til meta-studie gjort av Musitelli et al. (2016). De fant at andre kulturlandskapsfugler, utenom låvesvale, ikke var påvirket av husdyrs tilstedeværelse. Musitelli et al. (2016) nevnte også at sammenhengene med husdyr og andre kulturlandskapsfugler enn låvesvale har blitt studert for lite til å komme med sikre konklusjoner.

Det er flere forskjeller mellom vår studie og Musitelli et al. (2016) som kan spille inn på resultatene. Vi så på antall registrerte individer av flere arter på tilfeldige registeringspunkter. I metastudiet til Musitelli et al. (2016) så de også på studier om antall registrerte individer men fokuserte mest på reproduksjon og overlevelse til låvesvaler i og ved hekkelokaliteter. De så for det meste på studier om variasjon mellom gårdsbruk og fjøsbygg

med og uten husdyr. Vi så på variasjonen i antall registrerte husdyr og mengden beiteareal. Vi må også nevne at vår studie er gjort i Norge mens studiene fra Musitelli et al. (2016) er gjort i sørligere deler av Europa. Det er derfor også geografiske og klimatiske forskjeller som kan spille inn på resultatene.

I analysen av enkeltarter i datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017», så vi også at økende beiteareal hadde en positiv effekt på vipe, låvesvale, buskskvett, grønnfink og rosenfink men negativ effekt på kaie og gråspurv. Felles for vipe og buskskvett er at de hekker på bakken. Låvesvale har positive sammenhenger med både beite og husdyr og det stemmer godt med meta-studien av Musitelli et al. (2016) som fant at låvesvale hadde nytte av de direkte og indirekte effekter av husdyr. Dette stemmer også godt med at fuglen jakter insekter i åpent terreng (Musitelli et al., 2016) og at antall insekter øker med økende antall husdyr (Orłowski & Karg, 2013). At beite er positivt for låvesvale passer også godt med funn gjort av Evans et al. (2007) som fant at det var dobbelt så mange låvesvaler i beiteområder sammenlignet med eng og kornåker. De fant også at det var dobbelt så mange flyvende insekter på beitearealer, sammenlignet med engarealer til grovfôrhøsting og over tre ganger så mange insekter som det var over kornarealer.

Kaie og gråspurv har negativ sammenhenger med beite og positive sammenhenger med husdyr. Kaie er knyttet til områder med korndyrking på vinterhalvåret (Hogstad, 2017). Om sommeren spiser kaie hovedsakelig insekter, meitemark, snegler, avfall og åtsler (Hogstad, 2017). Hvis det finnes mer av dette i områder med husdyr (Orłowski & Karg, 2013), kan det være en mulig forklaring til en positiv sammenheng med husdyr. Ifølge Hogstad (2017) er det tilgangen på reirplasser som hulrom i trær, hus og ruiner som avgjør kaienes fordeling i landskapet i hekketiden. Men våre studier kan tyde på at økt mattilgang også kan spille en rolle.

At gråspurv er positiv til husdyr og negativ til beite stemmer godt med at den hekker i og ved bebyggelse og trives spesielt godt på steder med husdyrbruk (Gjershaug, 1994; Henriksen & Hilmo, 2015). Det stemmer også godt med at de sjelden drar langt fra bebyggelse eller tilgang på skjul og er dermed sjelden langt ute på åpne beiteområder (pers. med. Svein Dale 2019).

At stær har positiv sammenheng med husdyr stemmer godt med studiet til Bruun og Smith (2003) som fant at stær foretrekker beiter med lav vegetasjon, hvor dyr har beitet, på grunn av økte tilgang på insekter og meitemark og lettere tilgang på grunn av lav vegetasjon i beiter (Perkins et al., 2000)

At vipe hadde positiv sammenheng med beite og dyrket mark henger godt sammen med at den hekker i åpne landskap på åker og beiter med kort vegetasjon (Gjershaug, 1994).

Vipe viste ingen signifikante sammenhenger med husdyr. Siden den spiser mark og insekter (Svensson et al., 1999) kunne det tenkes at husdyr er fordelaktig med tanke på økt mattilgang (Orłowski & Karg, 2013). Men en undersøkelse gjort av Hart et al. (2002) viste at husdyr på beite kan ha negative effekter på vipas reproduksjon, blant annet med for lite vegetasjon til skjul og økt fare for at husdyr trækker på reir og unger. Slår man de nevnte fordelene og ulempene sammen og hvis vi går ut ifra at vi ikke hadde like høy dyretetthet som i studiet til Hart et al. (2002), kan det kanskje forklare at vi ikke fant noen sammenhenger med husdyr i våre resultater.

At buskskvett hadde positive sammenhenger med beite og villeng, stemmer godt med at den trives i åpne kuperte beiter men også vil ha busker, stolper til å sitte på og høy urtevegetasjon (Fischer et al., 2013). I liket med vipe så viste den ingen signifikant sammenheng med husdyr. Dens preferanse for høy urtevegetasjon og reir på bakken (Gjershaug, 1994) taler for at husdyr kan være en ulempe hvis vegetasjonen beites ned og at husdyr forstyrrer i hekkingen. Det som taler for en fordel med husdyr er at buskskvett spiser insekter (Horch & Birrer, 2011) og at mange beitedyr gir økt tilgang på insekter (Orłowski & Karg, 2013). Men i en studie av Britschgi et al. (2006) fant de at intensivt beitebruk førte til mindre variasjon i inntektstyper og at det ble flere små insekter som ikke var er gunstig til ungeføde. De fant også at flere busksvett unger nådde flygedyktig alder i ekstensive beiter i forhold til i intensive beiter. Fischer et al. (2013) fant i et forsøk at buskskvett i et område med moderat beitepress hadde en hekkesuksess på 82 %, mens i et område med høyt beitepress var hekkesuksessen redusert til 38 %. Grunnen til at vi ikke fikk utslag på sammenhengen mellom buskskvett og husdyr var sannsynligvis at vi ikke hadde like stort beitepress i våre områder som i studiene til Britschgi et al. (2006); Fischer et al. (2013).

Gulspurv hadde en negativ sammenheng med husdyr. Den er hovedsakelig en frøspiser men i hekketiden forer den ungene med insekter (Stoate et al., 1998). Ifølge Morris et al. (2001) foretrekker gulspurv områder med variert struktur i vegetasjonen og unngår beiter med intensiv beiting, blant annet fordi det er mindre tilgang på foretrukne frø og insektarter. Dette kan være en mulig årsak til at vi fant en negativ sammenheng med husdyr. I tillegg foretrekker den områder med korndyrking.

Grønnfink og rosenfink har positive sammenhenger med beite og negativ sammenhenger med husdyr. Grønnfink er knyttet til kulturlandskap med innslag av trær og busker samt bebyggelse (Gjershaug, 1994). Grønnfink spiser mer enn 90 % frø gjennom hele livet (Holland et al., 2006). Hvis det er mindre frøplantene på grunn av mange beitedyr kan det være en mulig forklaring til den negative sammenhengen med beitedyr. Rosenfink oppholder seg delvis i åpne områder med mye kratt og buskvegetasjon (Henriksen & Hilmo,

2015) og gjerne jordbruksmark i gjengroingsfasen (Hogstad, 2005). Den unngår helt åpne områder, så den negative sammenhengen med husdyr kan skyldes at den ikke trives i områder med kort vegetasjon uten tilgang på skjul (pers. med. Svein Dale 2019).

I analyser av enkeltarter i datasettet «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018», fant vi at stillits hadde positiv sammenheng med beite og husdyr, linerle hadde en negativ sammenheng til beite og positiv sammenheng til husdyr, gråtrost hadde en negativ sammenheng med husdyr, og ringdue hadde negativ sammenheng med beite og husdyr.

Stillits hekker i områder med åpen løvskog og beiteområder med tistler og andre store ugressplanter (Gjershaug, 1994). At stillits hadde positiv sammenheng med beite og husdyr kan stemme med preferansen for beite med høye urteplanter og at beite med høye urteplanter henger sammen med at det er husdyr på beite. Men dette er planter som kan forsvinne ved høyt beitepress og antagelig var det for få husdyr til å få fram effekten av snaubeiting i datasett 2018.

Ifølge Pärt og Söderström (1999) har linerle en klar preferanse for beiter med lav vegetasjon, hvor den lett kan fange insekter. At linerle hadde en negativ sammenheng til beite er derfor litt overaskende. En mulig årsak kan være at det var for få dyr til å holde vegetasjonen tilstrekkelig nede slik at linerlen kunne løpe og jakte insekter på bakken. Den positive sammenhengen til husdyr kan sannsynligvis forklares med økt tilgang på insekter og, ifølge Hoste-Danyłow et al. (2010), har linerle en positiv sammenheng med hest. At gråtrost har negativ sammenheng med husdyr er også litt overaskende med tanke på at de spiser meitemark og insekter i hekketiden (Svensson et al., 1999). Men noe av årsaken kan være at mange foretrekker å hekke i og ved skogsterreng og i tillegg hekker de i mange forskjellige landskapstyper over hele landet, fra kysten til høyfjellet (Henriksen & Hilmo, 2015).

I enkeltartsanalyser av datasettet «Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017» fant vi at ringdue hadde negativ sammenheng med husdyr. Og i datasett «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018» fant vi at ringdue hadde negativ sammenheng med beite og husdyr. En sannsynlig årsak til de negative sammenhengene er at ringdue ofte hekker i tett granskog og søker næring i åkerlandskap (Svensson et al., 1999). Ringdue er en av få kulturlandskapsfugler som har vært i ekspansjon i mens andre arter har gått tilbake og har nå en livskraftig og stabil hekkebestand (Henriksen & Hilmo, 2015; Kålås et al., 2014). Ekspansjonen har trolig hatt sammenheng med økning i granplantning og kornproduksjon (Gjershaug, 1994) som på mange steder har blitt dyrket på bekostning av tradisjonell flerbruksdrift med beite og husdyr.

Forvaltningstiltak

I denne studien har vi ikke forsøkt å finne den ideelle sammensetningen eller den ideelle mengden av de forskjellige forklaringsvariablene som skal til for å gi en fugleart ideelle leveforhold. Våre studier og forvaltningsråd baserer seg på om artene har positive, negative eller ingen sammenhenger med økende antall husdyr og økende mengde beiteareal. I noen av forvaltningsrådene baserer vi oss også på andre studier fra Europa.

Når det gjelder forvaltningstiltak for enkeltarter er det verdt å legge merke til at låvesvale, kaie, stær og gråspurv har en positiv sammenheng med husdyr. Og at beiteareal har en positiv effekt på vipe, låvesvale, buskskvett, grønnfink og rosenfink. Mulige forvaltningstiltak for å øke en bestand av disse artene kan da være å øke mengden husdyr og eller beiteareal i områder hvor det er lite av dette.

Husdyr har en positiv virkning for noen fugler som spiser insekter, både de som jakter i luften som låvesvale og de som jakter på bakken som stær. Med husdyr følger det også med indirekte fordeler som åpent landskap som beite og eng, og tilgang på hekkeplasser i bygninger. Men det kan se ut som at noen arter har en grense for hvor åpent det kan være og trives med at det står igjen vegetasjon til næring og skjul, som for eksempel rosenfink og grønnfink. Dette peker på at variasjon i vegetasjon og arealtype er viktig for artsantallet (Pedersen & Krøgli, 2017).

Tilgang på hekkeplasser, i form av åpne bygninger som fjøs og lagerbygninger, ser ut til å være en fordel for fugler som låvesvale taksvale gråspurv og tårnseiler (*Apus apus*). For få egnede bygninger og at det bygges nye driftsbygninger som ikke er egent til reirplass kan derfor ha negative følger for disse fuglene. Så et tiltak kunne eventuelt være å bevare gamle egnede bygninger og legge til rette for reirbygging i nye bygg med husdyr og andre egnende nybygg.

I denne studien har vi ikke tatt med beitepress i analysemodellene og vi kan derfor bare spekulere om dette temaet. Men studien til blant andre Fuller og Gough (1999), har pekt på at høyt beitepress kan påvirke fugler negativt. Det nærmeste vi eventuelt kunne kommet beitepress i denne studien, var antall husdyr per daa beite. Vi har valgt å ikke fokusert på dette i analysene fordi vi ville begrense oss til tema om antall husdyr og mengden av forskjellige arealtyper med hovedfokus på beiteareal.

For fugler med negative sammenhenger med husdyr og eller beite er det viktig å legge til rette for at deres foretrukne biotoper er tilgjengelige. Som forvaltningstiltak for å bedre hekkeforholdene til buskskvett i tyske beiteområder, anbefaler Fischer et al. (2013) å vente med å slippe dyr på beite til tidligst 1. juli og helst til uti 15. juli.

Å utsette beiting eller redusere antall husdyr på beite i Norge som et forvaltningstiltak for fugler som blir påvirket negativt av beiting, kan være aktuelt hvis det er et høyt beitepress på store områder hvor truede arter har eller har hatt tilhold. Et viktig fellestrekk for mange av de mest truede kulturlandskapsfuglene i Norge er at de hekker på bakken, blant dem er Åkerrikse (*Crex crex*), Vipe, Storspove (*Numenius arquata*) og Sanglerke (*Alauda arvensis*). Forvaltningstiltak for disse kan da være/er å utsett slåttetidspunkt og for de av dem som hekker på beite kan eventuelt utsetting av beiteslipp være aktuelt.

Hvis utviklingen i Norge går mot mer effektivisering med mer homogen drift i de høyproduktive områdene og at det blir mindre beitedrift mens de lavproduktive arealene gror igjen, kan det føre til fuglearter som er avhengig av åpent variert og ekstensivt drevet landbruk blir truet eller ytterligere truet.

De rødlistede artene av kulturlandskapsfugler i Europa er en variert gruppe som trenger forskjellige tiltak for å overleve (Pedersen, 2011). I følge Newton (2004) er det beste tiltaket for de fleste truede kulturlandskapsfugler å gjeninnføre tradisjonell flerbruksdrift, mens det mest realistiske er å innføre subsidier til bevaringstiltak som kan kombineres med moderne landbruksdrift. Vickery et al. (2001) hevder også at et mulig framtidig forvaltningstiltak for å bevare og gjeninnføre arter knyttet til semi-naturlig lavlandsbeiter, kan være å gjeninnføre enkelte områder med ekstensiv beitevirksomhet med naturlig gjødsling, mindre beitepress og mer varierte beiteplanter. I det kontinentale Europa har de startet et bevaringsprogram som blant annet skal bedre forhold til kulturlandskapsfugler, såkalte Agri-environmental schemes (AES), men det har ikke gitt forventete resultater fram til nå (Davey et al., 2010; Pedersen, 2011).

For mange arter trengs det fortsatt mer kunnskap om artstilpassede, realistiske og effektive bevaringstiltak som kan brukes i forskjellige områder og kombineres med moderne og bærekraftig landbruk. I store deler av Norge er det flere arter som trenger at beitedyr og landbruksdrift holder kulturlandskapet åpent. Gror kulturlandskapet igjen vil mange forsvinne og andre artsgrupper vil overta. Blir det drevet for intenst og ensformig vil mange arter også kunne forsvinne. Dette viser at variasjon er gunstig, slik at alle arter kan finne noe areal som egner seg.

Referanser

- Ambrosini, R., Bolzern, A. M., Canova, L., Arieni, S., Møller, A. P. & Saino, N. (2002). The distribution and colony size of barn swallows in relation to agricultural land use. *Journal of Applied Ecology*, 39: 524-534.
- Ambrosini, R. & Saino, N. (2009). Environmental effects at two nested spatial scales on habitat choice and breeding performance of barn swallow. *Evolutionary Ecology*, 24: 491-508.
- Ambrosini, R., Rubolini, D., Trovo, P., Liberini, G., Bandini, M., Romano, A., Sicurella, B., Scandolaro, C., Romano, M. & Saino, N. (2012). Maintenance of livestock farming may buffer population decline of the Barn Swallow (*Hirundo rustica*). *Bird Conservation International*, 22: 411-428.
- BirdLife. (2019). *Agriculture and Biodiversity in the EU*. Bird Life International, Europe and Central Asia. Tilgjengelig fra: <https://www.birdlife.org/europe-and-central-asia/programmes/advocating-sustainable-agriculture> (lest 01.05.2019).
- Britschgi, A., Spaar, R. & Arlettaz, R. (2006). Impact of grassland farming intensification on the breeding ecology of an indicator insectivorous passerine, the Whinchat (*Saxicola rubetra*): Lessons for overall Alpine meadowland management. *Biological Conservation*, 130: 193-205.
- Bruun, M. & Smith, H. G. (2003). Landscape composition affects habitat use and foraging flight distances in breeding European starlings. *Biological Conservation*, 114: 179-187.
- Davey, C. M., Vickery, J. A., Boatman, N. D., Chamberlain, D. E., Parry, H. R. & Siriwardena, G. M. (2010). Assessing the impact of Entry Level Stewardship on lowland farmland birds in England. *Ibis*, 152: 459-474.
- Donald, P. F., Green, R. E. & Heath, M. F. (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Royal Society for the Protection of Birds*, 268: 25-9.
- Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J. & Van Bommel, F. P. (2006). Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 116: 189-196.
- Engan, G., Bratli, H., Fjellstad, W. J. & Dramstad, W. (2008). *3Q-Biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap. Status og utviklingstrekk*. Skog og Landskap.
- Evans, D. M., Redpath, S. M., Evans, S. A., Elston, D. A. & Dennis, P. (2005). Livestock grazing affects the egg size of an insectivorous passerine. *Biology Letters*, 4: 322-325.
- Evans, K. L. & Robinson, R. A. (2004). Barn Swallows and agriculture. *British Birds*, 97: 218-230.
- Evans, K. L., Wilson, J. D. & Bradbury, R. B. (2007). Effects of crop type and aerial invertebrate abundance on foraging barn swallows (*Hirundo rustica*). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122: 267-273.
- Fischer, K., Busch, R., Fahl, G., Kunz, M. & Knopf, M. (2013). Habitat preferences and breeding success of Whinchats (*Saxicola rubetra*) in the Westerwald mountain range. *Journal of Ornithology*, 154: 339-349.
- Fuller, R. & Gough, S. (1999). Changes in sheep numbers in Britain: implications for bird populations. *Biological Conservation*, 91: 73-89.
- Gjershaug, J. O. (1994). *Norsk fugleatlas: Hekkefuglenes utbredelse og bestandsstatus i Norge*. Norsk Ornitologisk Forening.
- Hart, J. D., Milsom, T., Baxter, A., Kelly, P. F. & Parkin, W. K. (2002). The impact of livestock on Lapwing (*Vanellus vanellus*) breeding densities and performance on coastal grazing marsh. *Bird Study*, 49: 67-78.

- Haskell, M., Rennie, L., Bowell, V., Bell, M. & Lawrence, A. (2006). Housing system, milk production, and zero-grazing effects on lameness and leg injury in dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 89: 4259-4266.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (2015). *Norsk rødliste for arter 2015*. Artsdatabanken, Norge.
- Herzon, I. & O'Hara, R. B. (2007). Effects of landscape complexity on farmland birds in the Baltic States. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118: 297-306.
- Hogstad, O. (2005). *Fauna i endring. hva har skjedd med fugler og pattedyr på hundre år?* NTNU Vitenskapsmuseet.
- Hogstad, O. (2017). *Kaie*. Store Norske Leksikon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/kaie> (lest 17.04.2019).
- Holland, J., Hutchison, M., Smith, B. & Aebischer, N. (2006). A review of invertebrates and seed-bearing plants as food for farmland birds in Europe. *Annals of Applied Biology*, 148: 49-71.
- Horch, P. & Birrer, S. (2011). Cattle enclosure plots to enhance breeding Whinchat (*Saxicola rubetra*) numbers on sub-alpine pasture at Bever, Graubunden Canton, Switzerland. *Conservation Evidence*, 8: 81-86.
- Hoste-Danyłow, A., Romanowski, J. & Żmihorski, M. (2010). Effects of management on invertebrates and birds in extensively used grassland of Poland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139: 129-133.
- Huntley, B., Collingham, Y. C., Willis, S. G. & Green, R. E. (2008). Potential impacts of climatic change on European breeding birds. *PloS One*, 11: 1-11.
- Inger, R., Gregory, R., Duffy, J. P., Stott, I., Vorisek, P. & Gaston, K. J. (2015). Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology Letters*, 18: 28-36.
- Kålås, J. A., Husby, M., Nilsen, E. B. & Vang, R. (2014). *Bestandsvariasjoner for terrestriske fugler i Norge 1996-2013*. Norsk Ornitologisk Forening, 8278521174.
- Landbruksdirektoratet. (2019). *Jordbruksareal i drift*. Landbruksdirektoratet. Tilgjengelig fra: <https://www.landbruksdirektoratet.no/no/statistikk/utvikling/jordbruksareal/jordbruksareal-i-drift> (lest 21.04.2019).
- Loe, L. E., Mysterud, A., Stien, A., Steen, H., Evans, D. M. & Austrheim, G. (2007). Positive short-term effects of sheep grazing on the alpine avifauna. *Biology Letters*, 3: 110-112.
- McMahon, B. J., Helden, A., Anderson, A., Sheridan, H., Kinsella, A. & Purvis, G. (2010). Interactions between livestock systems and biodiversity in South-East Ireland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139: 232-238.
- Morris, A. J., Whittingham, M. J., Bradbury, R. B., Wilson, J. D., Kyrkos, A., Buckingham, D. L. & Evans, A. D. (2001). Foraging habitat selection by yellowhammers (*Emberiza citrinella*) nesting in agriculturally contrasting regions in lowland England. *Biological Conservation*, 101: 197-210.
- Musitelli, F., Romano, A., Møller, A. P. & Ambrosini, R. (2016). Effects of livestock farming on birds of rural areas in Europe. *Biodiversity and Conservation*, 25: 615-631.
- Newton, I. (2004). The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, 146: 579-600.
- Orłowski, G. & Karg, J. (2013). Partitioning the effects of livestock farming on the diet of an aerial insectivorous passerine, the Barn Swallow (*Hirundo rustica*). *Bird Study*, 60: 111-123.
- Pearce-Higgins, J. W. & Gill, J. A. (2010). Commentary: Unravelling the mechanisms linking climate change, agriculture and avian population declines. *Ibis*, 152: 439-442.
- PECBMS. (2018). *New leaflet State of common European breeding birds 2018 produced*. Pan-European Common Bird Monitoring Scheme. Tilgjengelig fra: <http://www.ebcc.info/new-leaflet-state-of-common-european-breeding-birds-2018/> (lest 31.03.2019).

- Pedersen, C. (2011). 3Q: Overvåkingen av fugler i jordbrukets kulturlandskap–resultater og trender. *Vår Fuglefauna*, 34: 66-71.
- Pedersen, C. & Engan, G. (2013). Gjengroing i Østlandets kulturlandskap. *Fakta fra Skog og Landskap*, 2: 1-2.
- Pedersen, C. & Krøgli, S. O. (2017). The effect of land type diversity and spatial heterogeneity on farmland birds in Norway. *Ecological Indicators*, 75: 155-163.
- Perkins, A. J., Whittingham, M. J., Bradbury, R. B., Wilson, J. D., Morris, A. J. & Barnett, P. R. (2000). Habitat characteristics affecting use of lowland agricultural grassland by birds in winter. *Biological Conservation*, 95: 279-294.
- Pärt, T. & Söderström, B. (1999). The effects of management regimes and location in landscape on the conservation of farmland birds breeding in semi-natural pastures. *Biological Conservation*, 90: 113-123.
- Santangeli, A., Lehikoinen, A., Bock, A., Peltonen-Sainio, P., Jauhiainen, L., Girardello, M. & Valkama, J. (2018). Stronger response of farmland birds than farmers to climate change leads to the emergence of an ecological trap. *Biological Conservation*, 217: 166-172.
- Shimmings, P. & Øien, I. (2015). *Bestandsestimater for norske hekkefugler*. Norsk Ornitologisk Forening, Rapport.
- Solheim, R. (1993). *Endringer i kulturlandskapet-Betydningen for pattedyr og fugl*. Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernnavdelingen, Rapport.
- SSB. (2019). *Strukturen i jordbruket*. Statistisk Sentralbyrå. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/stjord> (lest 21.04.2019).
- Stoate, C., Moreby, S. J. & Szczur, J. (1998). Breeding ecology of farmland Yellowhammers (*Emberiza citrinella*). *Bird Study*, 45: 109-121.
- Stokland, J. N., Engan, G., Bratli, H., Fjellstad, W. J. & Dramstad, W. (2004). *Overvåking av kulturlandskapets biologiske mangfold-aktuelle moduler for 3Q*. NIJOS-Rapport, 8274643283.
- Stokstad, G., Fjellstad, W. J. & Dramstad, W. (2016). Overvåking av jordbrukets kulturlandskap. *NIBIO POP*, 4: 1-4.
- Stokstad, G. & Pedersen, C. (2018). *Status og endringer i jordbrukslandskapet. Østlandets lavlandsbygder og Østlandets skogstrakter*. NIBIO Rapport, 8217019827.
- Svensson, L., Grant, P., Mullarney, K. & Zetterström, D. (1999). *Gyldendals store fugleguide*. Gyldendal.
- Söderström, B., Pärt, T. & Linnarsson, E. (2001). Grazing effects on between-year variation of farmland bird communities. *Ecological Applications*, 11: 1141-1150.
- Thingstad, P. G. & Vie, G. E. (1995). Fugl som indikatorgruppe for miljøriktig utvikling av kulturlandskapet. Et forstudie av fuglefaunaen ved Mære landbruksskole. *NTNU Vitenskapsmuseet*, 35: 5-28.
- Vickery, J., Tallowin, J., Feber, R., Asteraki, E., Atkinson, P., Fuller, R. & Brown, V. (2001). The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38: 647-664.
- Vickery, J. A., Ewing, S. R., Smith, K. W., Pain, D. J., Bairlein, F., Škorpilová, J. & Gregory, R. D. (2014). The decline of Afro-Palaeartic migrants and an assessment of potential causes. *Ibis*, 156: 1-22.
- Willi, T., Körner-Nievergelt, F. & Gruebler, M. U. (2011). Rauchschnalben (*Hirundo rustica*) brauchen Nutztiere, Mehlschnalben *Delichon urbicum* Nisthilfen. *Der Ornithologische Beobachter* 108: 215-224.

Vedlegg 1

Tabell VI: Viser når og hvor det ble gjort fugleregistrering til datasettet

«Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018». Snitt tid er snittet av registreringsstart og slutt pr flate. «Individ / flate», viser antall registrerte individer på registreringspunkter i en flate. «Arter / flate» viser antall registrerte arter, fra registreringspunkter i en flate.

Registreringer i kursiv skrifttype viser at husdyreinformasjon mangler i flaten.

Dato 2018	Snitt Tid	Punkt / Flate	Fylke	Kommune	Individ / Flate	Arter / Flate
24.mai	06:25	9	Akershus	Frogn	45	13
26.mai	05:51	9	Akershus	Ås	60	11
26.mai	09:08	7	Akershus	Frogn	24	9
02.jun	05:39	9	Akershus	Gjerdrum	76	13
02.jun	09:20	9	Akershus	Nannestad	33	8
03.jun	05:38	8	Akershus	Ytre Enebakk	50	9
03.jun	08:52	7	Akershus	Ytre Enebakk	41	12
04.jun	05:39	9	Akershus	Sørum	112	13
04.jun	08:55	8	Akershus	Sørum	42	8
05.jun	06:03	9	Akershus	Enebakk	38	8
06.jun	05:16	7	Akershus	Nes i Akershus	30	7
06.jun	08:08	9	Akershus	Nes i Akershus	94	13
07.jun	05:50	8	Østfold	Eidsberg	60	11
07.jun	09:14	8	Østfold	Eidsberg	41	11
08.jun	05:17	6	Akershus	Fet	38	10
08.jun	08:44	9	Østfold	Trøgstad	75	17
09.jun	05:34	8	Østfold	Hobøl	67	12
09.jun	08:23	8	Østfold	Hobøl	85	15
10.jun	05:37	7	Akershus	Nittedal	45	8
12.jun	05:52	8	Akershus	Sørum	55	13
12.jun	09:25	9	Akershus	Sørum	42	10
13.jun	05:49	9	Østfold	Spydeberg	89	13
13.jun	08:47	9	Østfold	Spydeberg	39	12
14.jun	05:52	9	Akershus	Fet	44	12
15.jun	05:36	8	Østfold	Trøgstad	35	9
15.jun	08:23	8	Østfold	Trøgstad	38	10
16.jun	05:39	7	Akershus	Sørum	59	9
16.jun	08:45	9	Akershus	Ullensaker	68	15
18.jun	05:56	7	Østfold	Våler i Østfold	40	10
18.jun	08:50	8	Østfold	Skiptvet	57	14
19.jun	06:06	9	Akershus	Ullensaker	58	14
19.jun	08:04	5	Akershus	Ullensaker	29	7
20.jun	05:52	9	Akershus	Sørum	58	13
20.jun	08:51	8	Akershus	Aurskog-H	80	14
21.jun	05:51	9	Akershus	Ullensaker	236	12
21.jun	08:33	7	Akershus	Ullensaker	24	8
23.jun	05:54	9	Akershus	Aurskog-H	169	15
23.jun	09:03	7	Akershus	Aurskog-H	54	14
24.jun	06:03	7	Akershus	Nes i Akershus	65	12
24.jun	09:06	8	Akershus	Nes i Akershus	49	9
25.jun	06:22	8	Østfold	Spydeberg	41	11
25.jun	09:42	7	Østfold	Spydeberg	28	11
26.jun	05:45	8	Akershus	Nes i Akershus	83	11
26.jun	09:18	8	Akershus	Nes i Akershus	44	6
27.jun	06:08	9	Akershus	Aurskog-H	73	14
28.jun	05:53	9	Akershus	Aurskog-H	89	12
29.jun	05:30	7	Akershus	Nannestad	44	10

Tabell V2: Registrerte arter fra hele Norge i 2000-2017, antall registrerte individer pr art, og antall unike flater en art er blitt registret i løpet av 200-2017 (brukt i datasettet

«Kulturlandskapsfugler i Norge 2000-2017). **Arter** = arter som er i med enkeltartanalysene.

Arter = arter som ikke er med i enkeltartanalysene på grunn av for få observasjoner. Arter = arter som ikke er med i enkeltartanalysene på grunn av <90 individregistreringer.

Arter	Latinske artsnavn	Rødlistekategori ³	Ant. individer	Ant. unike flater
<u>Vaktel</u>	<i>Coturnix coturnix</i>	NT	4	4
<u>Fasan</u>	<i>Phasianus colchicus</i>	NA	30	6
<u>Musvåk</u>	<i>Buteo buteo</i>	LC	21	9
<u>Tårnfalk</u>	<i>Falco tinnunculus</i>	LC	4	4
<u>Åkerrikse</u>	<i>Crex crex</i>	CR	8	5
Vipe	<i>Vanellus vanellus</i>	EN	587	56
Storspove	<i>Numenius arquata</i>	VU	636	60
<u>Klippedue</u>	<i>Columba livia</i>	NA	21	8
<u>Skogdue</u>	<i>Columba oenas</i>	LC	12	6
Ringdue	<i>Columba palumbus</i>	LC	2624	123
Tårnseiler	<i>Apus apus</i>	LC	314	55
Sanglerke	<i>Alauda arvensis</i>	VU	1861	72
Låvesvale	<i>Hirundo rustica</i>	LC	744	101
Taksvale	<i>Delichon urbicum</i>	NT	243	38
Heipiplerke	<i>Anthus pratensis</i>	LC	654	57
<u>Gulerle</u>	<i>Motacilla flava</i>	LC	39	16
Linerle	<i>Motacilla alba</i>	LC	848	122
Buskskvett	<i>Saxicola rubetra</i>	LC	480	99
Steinskvett	<i>Oenanthe oenanthe</i>	LC	117	25
Gråtrost	<i>Turdus pilaris</i>	LC	5714	129
<u>Myrsanger</u>	<i>Acrocephalus palustris</i>	LC	26	16
Tornsanger	<i>Sylvia communis</i>	LC	600	79
<u>Tornskate</u>	<i>Lanius collurio</i>	LC	13	8
Skjære	<i>Pica pica</i>	LC	1176	118
Kaie	<i>Corvus monedula</i>	LC	288	37
Kråke	<i>Corvus cornix</i>	LC	2398	127
Stær	<i>Sturnus vulgaris</i>	NT	1458	103
Gråspurv	<i>Passer domesticus</i>	LC	746	68
Pilfink	<i>Passer montanus</i>	LC	376	58
Grønnfink	<i>Carduelis chloris</i>	LC	1107	120
<u>Stillits</u>	<i>Carduelis carduelis</i>	LC	27	12
<u>Tornirisk</u>	<i>Carduelis cannabina</i>	LC	66	25
Rosenfink	<i>Carpodacus erythrinus</i>	VU	91	22
Gulspurv	<i>Emberiza citrinella</i>	NT	2493	111

³ CR = kritisk truet, EN = sterkt truet, VU= sårbar, NT= nær truet, LC= livskraftig, NA= ikke egnet (NA gjelder hovedsakelig innførte arter som ikke blir vurdert) (Henriksen & Hilmo, 2015).

Tabell V3: Arter registrert i Oslo og Akershus i 2018, antall registrerte individer pr art, og antall unike flater en art er registrert i. (brukt datasettet «Kulturlandskapsfugler i Akershus og Østfold 2018»). **Arter** = arter som er i med enkeltartanalysene. Arter = arter som ikke er med i enkeltartanalysene på grunn av <10 individregistreringer.

Arter	Latinske artsnavn	Rødlistekategori ⁴	Antall individer	Antall flater
<u>Vaktel</u>	<i>Coturnix coturnix</i>	NT	3	2
Musvåk	<i>Buteo buteo</i>	LC	13	10
<u>Tårnfalk</u>	<i>Falco tinnunculus</i>	LC	2	2
<u>Vipe</u>	<i>Vanellus vanellus</i>	EN	9	3
<u>Storspove</u>	<i>Numenius arquata</i>	VU	5	5
<u>Bydue</u>	<i>Columba livia</i>	NA	5	3
<u>Skogdue</u>	<i>Columba oenas</i>	LC	1	1
Ringdue	<i>Columba palumbus</i>	LC	464	47
Tårnseiler	<i>Apus apus</i>	LC	147	22
Sanglerke	<i>Alauda arvensis</i>	VU	338	43
Låvesvale	<i>Hirundo rustica</i>	LC	97	31
Taksvale	<i>Delichon urbicum</i>	NT	47	14
Linerle	<i>Motacilla alba</i>	LC	51	27
Buskskvett	<i>Saxicola rubetra</i>	LC	16	10
Gråtrost	<i>Turdus pilaris</i>	LC	149	32
Myrsanger	<i>Acrocephalus palustris</i>	LC	14	11
Tornsanger	<i>Sylvia communis</i>	LC	66	34
<u>Tornskate</u>	<i>Lanius collurio</i>	LC	1	1
Skjære	<i>Pica pica</i>	LC	162	36
Kaie	<i>Corvus monedula</i>	LC	112	19
Kråke	<i>Corvus cornix</i>	LC	359	45
Stær	<i>Sturnus vulgaris</i>	NT	280	14
<u>Gråspurv</u>	<i>Passer domesticus</i>	LC	7	4
Pilfink	<i>Passer montanus</i>	LC	88	24
Grønnfink	<i>Carduelis chloris</i>	LC	67	27
Stillits	<i>Carduelis carduelis</i>	LC	14	10
<u>Tornirisk</u>	<i>Carduelis cannabina</i>	LC	7	5
<u>Rosenfink</u>	<i>Carpodacus erythrinus</i>	VU	1	1
Gulspurv	<i>Emberiza citrinella</i>	NT	321	45

⁴ CR = kritisk truet, EN = sterkt truet, VU= sårbar, NT= nær truet, LC= livskraftig, NA= ikke egnet (NA gjelder hovedsakelig innførte arter som ikke blir vurdert) (Henriksen & Hilmo, 2015).

Vedlegg 2

3Q Arealtyper med tolkningskoder

A1

KO korn og oljevekster
GR grønnsaker og rotvekster
EN kultureng
BE kultureng m/beite
IN innhegning
NA naken jord
NY nybrott
PL plantefelt

A2

JO jordbær og stauder
BU busker
FR frukttrær
PL plast- og fiberdukareal
AL allsidig hagebruk

B1

FJ fjell i dagen
BL blokkmark
GR grov avsetning

B2

DY dyner/aeolisk sand
FI finkornet avsetning
TI tidevannssone
JO jord, leire, sand
TO torv

F2

RA rabbe/grunnlendt knaus
LA lavmark
GR gras-/urterik vegetasjon
RI ris- og lynchhei
EI einerkratt
VI vierkratt
PL plantefelt
SK småvokst skog

F3

ST strandeng
DR driftvollvegetasjon

F4

HO hogstflate
GA hogstgate
VI vindfall og ras
BR skogbrann

M1

MY myr
SU sump
PL plantefelt
M2SU strandsump
S1LA lauvskog
S2BL blandingsskog
S3BA barskog

U1

MO motorvei
BI bilvei m. fast dekke
GR bilvei m. grusdekke
TR traktorvei
SY sykkelsti
JE jernbane
PA parkeringsplass
FL rullebane fly

U2

BO boligbebyggelse
IN industri- og handel
FO forsamlingslokaler o.l.
TU gårdstun

U3

LA lagringsplass gårdsprod.
SK skrotplass
TI steintipp/steinrøys
TO tommervelte
GJ gjødseldeponi

U4

HA åpen hage/park
TR tredekt hage/park
CA campingplass
GO golfbane
ID idrettsplass

U5

BY byggeplass

NA naken jord
HA havneområde
DA damanlegg
RO rorgate
KL kloakkrenseanlegg
SO soppelfylling
BR steinbrudd
GR grustak/sandtak
LE leirtak/jordtak
TO torvtak

V1

TJ tjern/dam/innsjø
EL elv/bekk
KA kanal

V2

SN snø
IS blåis

V3SA salt-/brakkvann

LINJEELEMENT

LST Sti
LSG Steingjerde
LGJ Annet gjerde
LTR Trerekke
LBU Busklinje
LVE Vegetasjonslinje
LTE Terrasse

LINJEELEMENT

A3

BE beitemark
ST beitemark, m/spredte trær
TT beitemark, m/trær/treklynger
BS beitemark, m/busker og spredte trær
BT beitemark, m/busker og trær/treklynger
KS beitemark, m/kratt og spredte trær
KT beitemark, m/kratt og trær/treklynger
JS beitemark, m/villniss og spredte trær
JT beitemark, m/villniss og trær/treklynger
PL beitemark, m/plantefelt

A4

EN usikker kultureng

LGR Grøft/kanal
LBE Bekk/elv
LLE Høyspentledning

PUNKTOBJEKT

PRO Steinrøys
PBL Steinblokk
PRU Ruvende tre
PST Stolpe i åker/eng
PMA Mast
PBY Bygning
PBR Bygningsruin
PFH Fiskehjell

ÅKERHOLME

BHO Veg.fri åkerholme
FHO Fastmarksholme
MHO Våtmarksholme
VHO Vannholme
SHO Skogkledd åkerholme
UHO Utbygd åkerholme
URO Steinrøysholme

GÅRDSHAM/GÅRDSTUN

VDA Gårdsdam
TUN Gårdstun

FERDSELSLINJER

TGA Gangvei
TST Sti
TBI Bilve

BE usikker beitemark
ST usikker beitemark, m/spredte trær
TT usikker beitemark, m/trær/treklynger
BS usikker beitemark, m/busker og spredte trær
BT usikker beitemark, m/busker og trær/treklynger
KS usikker beitemark, m/kratt og spredte trær
KT usikker beitemark, m/kratt og trær/treklynger
JS usikker beitemark, m/villniss og spredte trær
JT usikker beitemark, m/villniss og trær/treklynger
PL usikker beitemark, m/plantefelt

F1

VI villeng
ST villeng, m/spredte trær
TT villeng, m/trær/treklynger
BS villeng, m/busker og spredte trær
BT villeng, m/busker og trær/treklynger
KS kratt, m/spredte trær
KT kratt, m/trær/treklynger
JS villniss, m/spredte trær
JT villniss, m/trær/treklynger
PL villeng, m/plantefelt

F5

BE utmarksbeite
ST utmarksbeite, m/spredte trær
TT utmarksbeite, m/trær/treklynger
BS utmarksbeite, m/busker og spredte trær
BT utmarksbeite, m/busker og trær/treklynger
KS utmarksbeite, m/kratt og spredte trær
KT utmarksbeite, m/kratt og trær/treklynger
JS utmarksbeite, m/villniss og spredte trær
JT utmarksbeite, m/villniss og trær/treklynger
PL utmarksbeite, m/plantefelt

Spredte trær: 0 – 4 % trær
Trær/treklynger: 5 – 24 % trær
Busker: 5 – 24 % busker
Kratt: 25 – 49 % busker
Villniss: 50 – 100 % busker

Vedlegg 3

Arealtypevariabler brukt i analysene, med 3Q tolkningskoder

Dyrket mark:

A1

- KO** korn og oljevekster
- GR** grønnsaker og rotvekster
- EN** kultureng
- IN** innhegning
- NA** naken jord
- NY** nybrott
- PL** plantefelt

A2

- JO** jordbær og stauder
- BU** busker
- FR** frukttrær
- PL** plast- og fiberdukareal
- AL** allsidig hagebruk

Villeng:

F1

- VI** villeng
- ST** villeng, m/spredte trær
- TT** villeng, m/trær/treklynger
- BS** villeng, m/busker og spredte trær
- BT** villeng, m/busker og trær/treklynger
- KS** kratt, m/spredte trær
- KT** kratt, m/trær/treklynger
- JS** villniss, m/spredte trær
- JT** villniss, m/trær/treklynger
- PL** villeng, m/plantefelt

Beite:

A3

- BE** beitemark
- ST** beitemark, m/spredte trær
- TT** beitemark, m/trær/treklynger
- BS** beitemark, m/busker og spredte trær
- BT** beitemark, m/busker og trær/treklynger
- KS** beitemark, m/kratt og spredte trær
- KT** beitemark, m/kratt og trær/treklynger
- JS** beitemark, m/villniss og spredte trær
- JT** beitemark, m/villniss og trær/treklynger
- PL** beitemark, m/plantefelt

- Spredte trær: 0 – 4 % trær
- Trær/treklynger: 5 – 24 % trær
- Busker: 5 – 24 % busker
- Kratt: 25 – 49 % busker
- Villniss: 50 – 100 % busker

A1

- BE** kultureng m/beite



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway