



Länsstyrelsen
i Jönköpings län



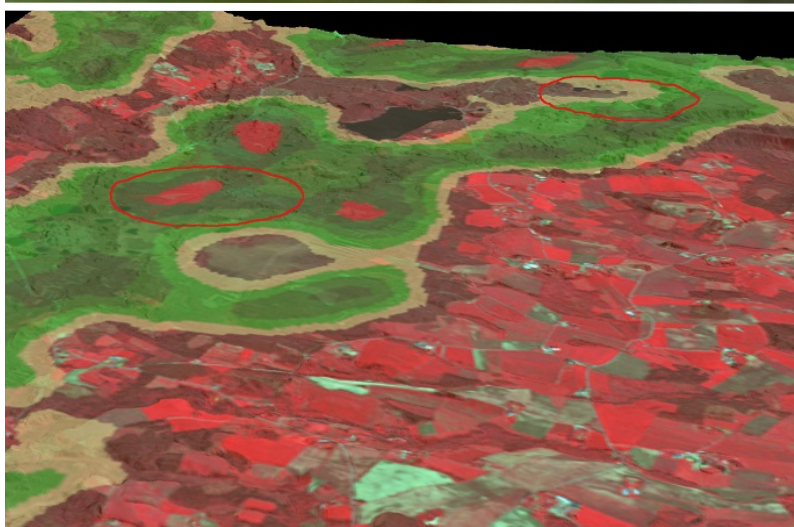
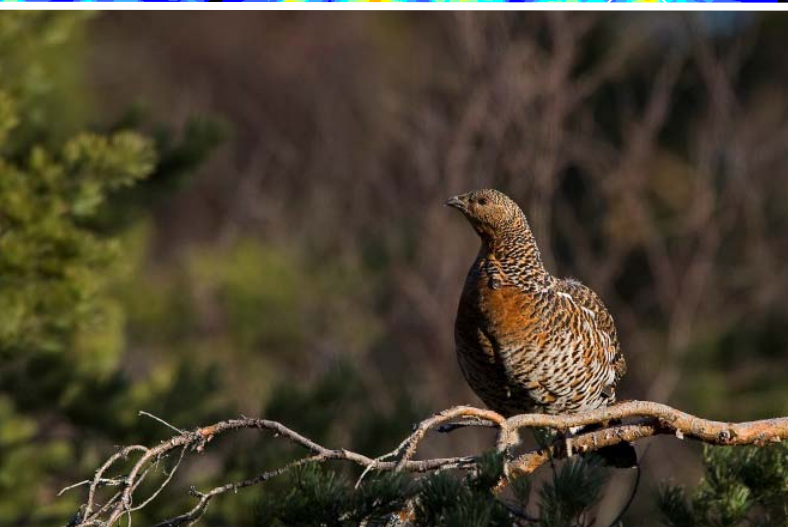
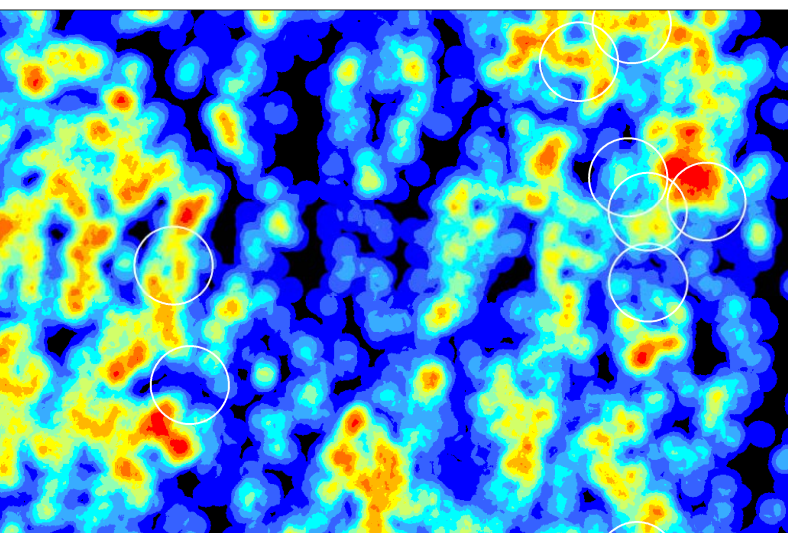
LÄNSSTYRELSEN
Södermanlands län



NORRKÖPING

Satellitbildsbaserad analys av skogslandskapets gröna infrastruktur 1985-2014

- med tjäder som modellart



- Satellitbildsbaserad analys
av skogslandskapets gröna
infrastruktur 1985-2014
- med tjäder som modellart

Meddelande	nummer 2016:04
Referens	Susanne Thulin, Brockmann Geomatics Sweden AB. februari, 2016
Kontaktperson	Marielle Gustafsson, Länsstyrelsen i Jönköpings län, 010-223 63 72, marielle.gustafsson@lansstyrelsen.se
Webbplats	www.lansstyrelsen.se/jonkoping
Fotografier	Stefan Gustafsson och Hans Svensson
Kartmaterial	Lantmäteriet ©
ISSN	1101-9425
ISRN	LSTY-F-M—2016/04--SE
Upplaga	90 ex
Tryckt på	Länsstyrelsen i Jönköpings län, 2016
Miljö och återvinning	Rapporten är tryckt på miljömärkt papper

Förord

Många av de utmaningar som naturvärden idag står inför är beroende av att man betraktar landskapet utifrån ett helhetsperspektiv där såväl nyttjande som skydd av mark har självklara roller. Såväl globalt som nationellt har helhetsperspektivet delvis omhändertagits i begreppet grön infrastruktur. Länsstyrelserna har därför i uppdrag från Regeringen att i samverkan senast 1 oktober 2017 ta fram handlingsplaner för grön infrastruktur.

Med tanke på att Jönköpings län och Kolmården är barrskogsdominerade har behovet av att hitta ett instrument som beskriver och följer upp barrskogsknutna naturvärden på landskapsnivå varit betydande. Genom att använda tjädern, vilken är en art som täcker in många arters behov, som modellart har nu ändamålsenliga beskrivningar av naturvärden på landskapsnivå kunnat kartläggas. Dessutom har utvecklingen av skogslandskapet analyserats från 1985 och framåt. Således har en uppföljning som spänner över nästan 30 år kunnat göras retrospektivt. Intentionen är att denna uppföljning ska fortsätta och därför har Länsstyrelsen i Jönköpings län planerat in det i sin regionala miljöövervakning. Utöver miljöövervakning är tanken att analyserna också ska kunna fungera som underlag exempelvis vid skogsbruksplanering, planering av infrastruktur och vindkraftverksexploateringar samt vid kommunal planering. I förlängningen hoppas vi också att detta arbete ska underlätta möjligheterna att uppnå och följa upp miljömålen Levande skogar och Ett rikt växt och djurliv.

Föreliggande rapport beskriver ett arbete som är en vidareutveckling och fortsättning på ett tidigare projekt som publicerades i Länsstyrelsens meddelandeserie 2014 (nr 2014:20).

Henrick Blank, Enhetschef Land

Innehållsförteckning

Förord	5
Sammanfattning.....	7
1. Inledning	8
1.1 Bakgrund och användarbehov.....	8
1.2 Studieområden	10
2. Metodmodifiering	11
2.1 Utökat test av habitatmodellen i Jönköpings län	12
2.2 Satellitdata från en tredje tidpunkt för uppdatering av habitatklassningar och HSI	12
2.3 Nya stöddata för modifikation av habitatmodellen	14
2.3.1 Referensdata för uppdatering av habitatklassningen	14
2.3.2 Fältbesök i Jönköpings län	16
2.4 Uppdatering av habitatklassning och HSI-värden med hjälp av satellitdata för en tredje tidpunkt	16
2.5 Modellering av förekomst av blåbärsris	18
2.6 Landskapsparametrar – myrkantslängd, mosaik och fragmentering	18
2.7 Störningsindex	24
2.8 Kombination av myrkantslängdsindex och störningsindex	26
2.9 Bedömning av parametrarnas inbördes relativa betydelse i modellen	27
2.10 Nya inventeringsdata för spelande tjäder	28
3. Resultat från den modifierade habitatmodellen	31
3.1 Uppdatering av habitatklassning och HSI för en tredje tidpunkt	31
3.1.1 Jönköping	36
3.1.2 Kolmården	36
3.2 HSI-skikt för tre tidpunkter	37
3.2.1 Jönköping	40
3.2.2 Kolmården	43
3.3 Förflyttning av lekplats.....	46
3.4 Statistisk analys av HSI och observerat antal spelande tuppar	46
3.5 Modifiering av habitatmodellen.....	51
3.5.1 Myrkantslängd	51
3.5.2 Störningsindex	54
3.5.3 Myrkantslängd och störning i kombination	57
3.5.4 Sammanställning av statistiska resultat från modifierad metod	58
3.6 Förändringsanalys	61
4. Diskussion	63
5. Projekt- och referensgrupp.....	67
6. Referenser	68

Sammanfattning

En satellitbildsbaserad analys är av ett stort värde för att kunna kartlägga värdekärnor i barrskogslandskapet på landskapsnivå, dessutom på ett kostnadseffektivt sätt. Att använda satellitbilder för identifikation av vegetationstyper och habitatklasser medför att landskapsutvecklingen kan följas över tid och över stora områden. Den satellitbildsbaserade metod som har vidareutvecklats i detta projekt är relevant för att ta fram information för miljöövervakning, miljömåls- och Natura 2000-uppföljning, samt för utvärdering av grön infrastruktur och ekosystemtjänster. Den kan också användas för att identifiera habitat för andra skyddsvärda och rödlistade arter eller för planering och uppföljning av naturvårds- och skogsbruksåtgärder med syfte att bevara den biologiska mångfalden.

I den framtagna modellen har tjädern använts som en modellart för att få fram barrskogslandskapets värdekärnor. Länsstyrelsen i Jönköpings län har publicerat en metodbeskrivning och hittills uppnådda resultat för två tidigare tidpunkter, år 1985 och år 1999, i sin meddelandeserie (Länsstyrelsen i Jönköpings län, meddelande 2014:20).

Denna rapport redovisar en modifiering av metoden som dels omfattar habitatmodellering och resultat baserade på satellitdata från en tredje tidpunkt (Landsat 5 från 2011 i Jönköping och Landsat 8 från 2014 i Kolmården) och som dels införlivar information om myrkantslängd och förekomst av störningar.

Resultaten från den senaste tidpunkten visar, i likhet med de två tidigare tidpunkterna, god samstämmighet med de områden där aktiva tjäderlekplatser återfinns i skogslandskapet. Den senaste tidpunkten kompletterar därmed tidsserierna för Jönköpings län (för åren 1985, 1999 och 2011) respektive Kolmården (för åren 1989, 2005 och 2014).

Genom att inkludera ett index för myrkantslängd och ett index för störning så förbättras habitatmodellens resultat. Ett index för myrkantslängd antas höja ett områdes värde medan ett index för störning antas sänka värdet i närheten av vägar, järnvägar och vindkraftverk. Dessa modifieringar har utvecklats med hjälp av stöd från projektets referensgrupp.

Resultatet från projektet medför att habitatmodellens funktion som övervaknings- och uppföljningsverktyg är anpassat till användarnas behov och kan införas i Naturvårdsverkets och länsstyrelsernas miljöövervakningsarbete.

Den tillämpning av metod som gjorts visar att mängden tjäderlämplig skog tenderade att minska från första till andra mättillfället. Den negativa utvecklingen bröts på 2000-talet och i Jönköpings län är tendensen snarare positiv. Utvecklingen av tjäderlämplig mark överensstämmer i stora drag med tjäderbeståndens utveckling för de studerade områdena.

1. Inledning

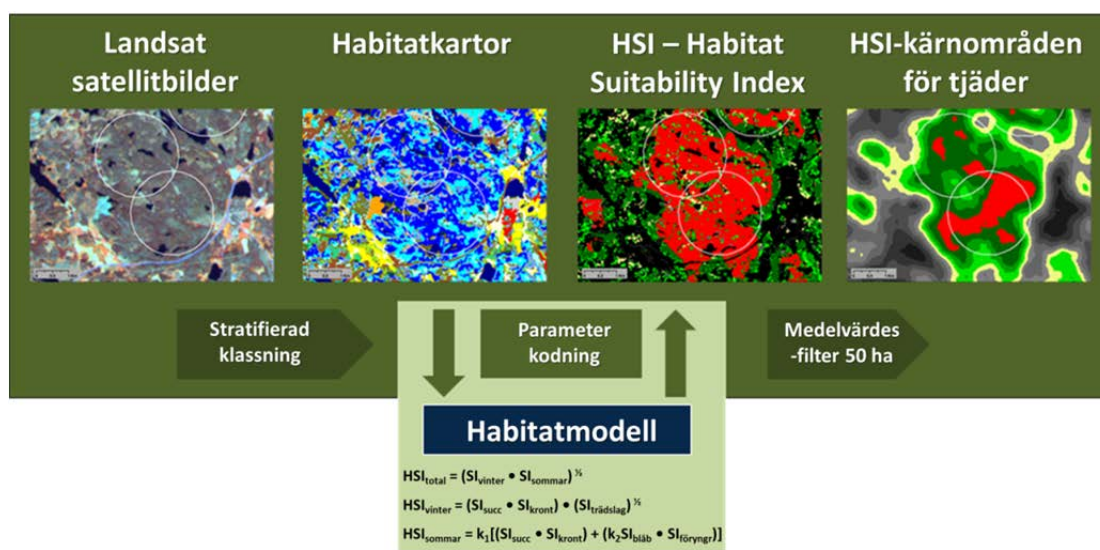
Tjädern kan betraktas som en paraplyart. Det innebär att bevarande av arten anses garantera också andra arters fortlevnad. Anledningen till denna funktion är tjäderns behov av stora områden av relativt öppen och mogen tallskog varvat med en mosaik av myr och skiktad barrskog där det finns habitat för ett antal andra signalarter.

Projektets mål har varit att optimera användbarheten hos den satellitbaserade metod för uppföljning av tjäder och skogslandskapets gröna infrastruktur i Sydsverige som tidigare har utvecklats. Målet har även varit att anpassa den vidare utifrån tidigare resultat och återkoppling från användare. Metoden har därför applicerats på satellitdata och tjäderinventeringsdata för ytterligare en tidpunkt. Ett tidsintervall och en tidsserie har skapats som sträcker sig från mitten av 1980-talet till år 2014. Detta medför ett väsentligt steg mot operationalisering, det vill säga kartering och modellering som genomförs med regelbundna mellanrum för att följa upp miljömål och ge underlag för olika rapporteringskrav.

I diskussioner med användare och andra medlemmar av det ursprungliga projektets referensgrupp framkom ett behov av att habitatmodelleringen tar hänsyn också till andra faktorer som kan påverka förekomsten av tjäder positivt eller negativt. Särskilt viktiga ansågs inslag av myrar i barrskogslandskapet och förekomst av olika former av störningar vara. Nedan redovisas det arbete med försök att inkludera olika typer av stöddata som har blivit tillgängliga på senare tid och som kunde tänkas förbättra modellen.

1.1 Bakgrund och användarbehov

Det tidigare projektet, "Satellitdata för modellering av tjäderhabitat, en indikator på värdefull skog", resulterade i en metod för att kartera tjäderlämpliga sydsvenska skogshabitat. Metoden baserades på en skräddarsydd klassificering av satellitbilder och expertkunskap om habitatparametrar av betydelse för tjäder (Boresjö Bronge, 2007). Den möjliggjorde dessutom en jämförelse av resultat från olika tidpunkter. Resultat från Kolmården visade på god korrelation mellan förmodade tjäderlämpliga områden och förekomst av tjäder, uttryckt som antal spelande tuppar på 21 spelplatser, för åren 1989 och 2005. Projektet återupptogs i juni 2012 efter ett avbrott på fyra år och denna del har slutredovisats till rymdstyrelsen (Thulin, 2012) och Länsstyrelsen i Jönköpings län (Länsstyrelsen i Jönköpings län, meddelande 2014:20). Rapporten inkluderade också en första preliminär utvärdering av metodens tillämplighet i ett större område av delvis annorlunda karaktär i Jönköpings län. Resultaten därifrån bekräftar metodens användbarhet och visar på behovet av data från ytterligare en tidpunkt för att bättre kunna slå fast eventuella trender och för att stabilisera modellen. Resultaten indikerade också att modifiering av vissa av de parametrar som habitatindexet bygger på kunde behövas för att stabilisera modellen (figur 1).



Figur 1. Metodöversikt för att ta fram områden med tjäderlämplig mark från satellitbilder och habitatmodellering (kartexempel från Kolmården).

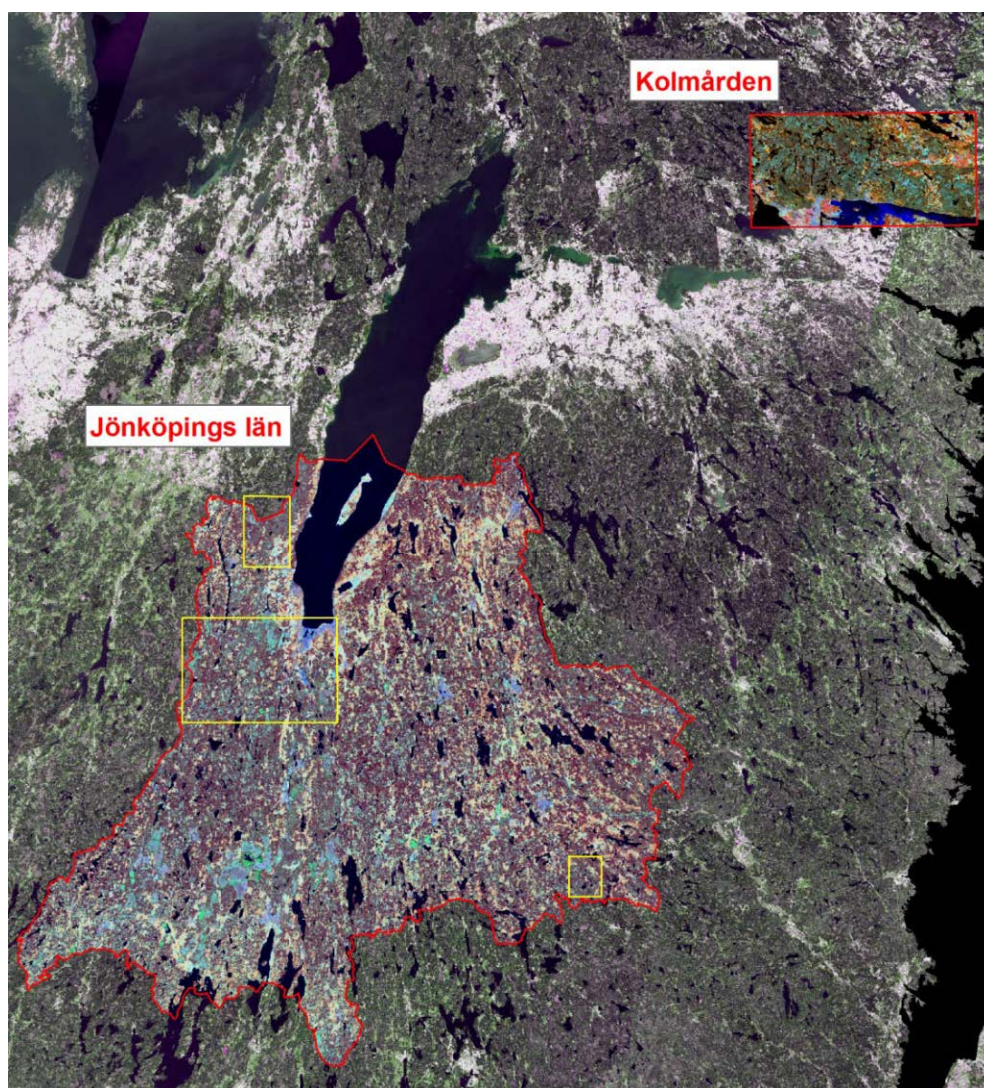
Habitatmodelleringen är baserad på satellitbilder (Landsat TM/ETM) och andra GIS-data, vilka används för att producera vegetations- och habitatklassningskartor som översätts till parametrar för modellering av tjäders livsviktiga habitat (figur 1.)

Habitat Suitability Index-värden (HSI-värden: 0 - 1,0) tas fram i habitatmodellen och tillsammans med bedömning av närliggande värden inom 50 hektar innefattas tjäders arealkrav i analysen vilket medför att kärnområden för tjäder kan identifieras. HSI är beräknat på en modifierad version av Storch's index (2002). För en utförlig beskrivning se Thulin 2012 och Länsstyrelsen i Jönköpings län meddelande 2014:20. Idén till detta projekt bygger på återkoppling från användare och tjäderexperter, tillgång till nya stöddata och tillämpning av habitatmodellen på nya satellit- och inventeringsdata från perioden 2010 - 2014 i både Kolmården och i Jönköpings län. Arbetet har också inkluderat en utvärdering av ett utökat test i Jönköpings län, inklusive föreliggande rapport som beskriver testet.

Tillgång till en stabiliserad habitatindexmodell och resulterande GIS-skikt med förbättrad identifiering av tjäderlämplig mark i skogslandskapet har bedömts vara angeläget av de användare som har bidragit till projektet: Naturvårdsverket, Länsstyrelserna i Jönköpings och Södermanlands län, samt Norrköpings kommun. Deras behov är att enkelt kunna följa upp förändringar av naturvärden i skogsmarker och använda de framtagna skikten som potentiella miljömålsindikatorer.

1.2 Studieområden

Habitatmodelleringen utvecklades ursprungligen i Kolmården, vars skogsområden omfattar både Östergötland och Södermanland. Den har sedan testats i två steg i Jönköpings län. Vidareutvecklingen av projektet använder sig dels av två studieområden i sin helhet (figur 2) för uppdaterad habitatklassning, dels GIS-skikt som beskriver den tjäderlämpliga marken för tidsintervallet 2009 - 2014 och dels av några utvalda, mindre lekplatsområden för att testa modellering med ytterligare stöddata. Dessa användes också för att visualisera resultat för användarna. Studieområdena finns mer utförligt beskrivna i rapporten till Rymdstyrelsen (Thulin, 2012) och från metodtesten i Jönköpings län Länsstyrelsen i Jönköpings län (meddelande 2014:20).



Figur 2. Projektets två studieområden (röda gränser): Kolmården och Jönköpings län. Gula boxar representerar områden där test av nya stöddata har utförts. Bakgrund: Millennie satellitbildsmosaik i färg från Saccs, Lantmäteriet, samt Landsat 5 från 2011, Jönköpings län och Landsat 8 från 2014, Kolmården.

2. Metodmodifiering

Den första versionen av den satellitbildsbaserade habitatmodelleringen utvecklades med hjälp av data från Kolmården för två tidpunkter, åren 1989 och 2005. Efter lovande resultat och återkoppling från referensgruppen och användare beslutades det att söka finansiering för att testa metoden i Jönköpings län. För att vidareutveckla modellen och säkerställa stabiliteten hos modelleringen föreslogs följande moment:

- utökat test av modellen i Jönköpings län
- uppdatering av habitatklassning och HSI-värden med hjälp av satellitdata för en tredje tidpunkt
- bedömning av modellparametrarnas inbördes relativa betydelse i modellen
- bedömning av värdet av ytterligare stöddata och parametrar för skogens luckighet och blåbärrisets utbredning, störningsindex, index för myrkantslängd, grad av habitatmosaik (skogs- och myrklasser) och förändringar i fragmenteringsgrad för den tjäderlämpliga marken

Efter inledande arbete med ovanstående punkter och två referensgruppsmöten bestämdes det att ändra på prioriteringen på grund av preliminära resultat och för att vissa stöddata inte var så användbara som tänkt. De prioriterade arbetsuppgifterna i projektet bestämdes istället till:

- utökat test av modellen i Jönköpings län
- uppdatering av habitatklassningarna och HSI-modellering för en tredje tidpunkt och, baserat på dessa, ett test och en uppdatering av de tidigare utförda habitatklassningarna och modellering av HSI
- framtagande av index för myrkantslängd (positiv påverkan på HSI)
- framtagande av störningsindex (negativ påverkan på HSI)
- statistisk analys med nya tjäderinventeringsdata för Kolmården och Jönköpings län

I beskrivningen nedan av stöddata och metoder har exempel på resultat från det tidigare arbetet också inkluderats för att ge en mer komplett uppfattning av projektarbetets omfattning.

För att komplettera tidsserien (habitatklassning och HSI) och vidareutveckla habitatmodelleringen har nyare satellit- och stöddata använts. En del av det potentiella stöddatat visade sig inte vara så användbara som tänkt och mer tidskrävande att erhålla och bearbeta. I avsnitt 2.1 beskrivs det utökade testet och publiceringen av resultat från detta. I de följande avsnitten presenteras både tänkta och slutligen använda data, deras tilltänkta och faktiska tillämpning, inklusive anledningar till prioritering (eller nedprioritering). Utan kompletterande tjäderinventeringsdata, särskilt från den stora satsningen år 2014, hade en analys av metoden inklusive modifieringar varit betydligt svårare (avsnitt 2.10).

2.1 Utökat test av habitatmodellen i Jönköpings län

Habitatklassning och tjäderlämplig mark (HSI-värden) modellerades för år 1985 och år 1999 i Jönköpings län. Utvärdering av initiala resultat ledde till insikten att modifieringar behövde göras av habitatklasserna för att bättre beskriva de något annorlunda naturförhållandena i Jönköpings län jämfört med Kolmården. De analyserades med inventeringsdata för spelande tjäder och resultaten jämfördes med dem från analysen av Kolmården för åren 1989 och 2005. Resultaten från testet visade att det även för Jönköpings län fanns signifikanta samband mellan antal spelande tuppar och HSI-medelvärden i lekplatsernas omgivning. Projektets referensgrupp, inklusive användare, hjälpte till att förbättra visualiseringen av analysresultaten och den första jämförelsen av resultaten från Jönköping och Kolmården.

För att säkerställa spridning av den utvecklade modellen och dess resultat till andra potentiella användare prioriterades arbetet med att ta fram en rapport lämplig för publicering (Länsstyrelsen i Jönköpings län, meddelande 2014:20).

Denna rapport beskriver det utökade testet i Jönköpings län och visualiserar på olika sätt resultaten. Den ger också en mer utförlig beskrivning av tjädernas habitatkrav samt diskuterar de användarkrav som framkommit.

2.2 Satellitdata från en tredje tidpunkt för uppdatering av habitatklassningar och HSI

För att fortsätta att testa den utvecklade modellen, genom att komplettera analyserna av de två tidigare tidpunkterna och skapa en tidsserie som sträcker sig in i nutid, söktes nya satellitdata ut. I Saccess hittades inga lämpliga satellitscener, däremot kunde molnfria satellitscener inom vegetationsperioden laddas ned från både USGS (US Geological Survey) och ESAs arkiv (European Space Agency). De bestod av Landsat 5- och Landsat 8- data. Tidigare använda data från Landsat 7 ETM+ innehåller fortfarande (efter 2003-05-31) kolumner som saknar data på grund av ett tekniskt haveri. Landsat 8-data är nu tillgänglig gratis från USGS och i viss mån genom ESA (inloggningsuppgifter krävs). För Kolmården användes en molnfri Landsat 8-scen från juni 2014 för vidare analys och för Jönköpings län har en mosaik av två molnfria Landsat 5-scener använts (tabell 1 och figur 2).

Tabell 1. Satellitdata som använts för att ta fram habitatklassning och för att modellera tjädervänlig mark för en aktuell tredje tidpunkt (år 2011 respektive år 2014).

Jönköpings län		Kolmården	
Datum	Satellitdata/Stråk	Datum	Satellitdata/Stråk
2011-05-08	Landsat 5/194_020	2014-06-10	Landsat 8 (LC8)/193_019
2011-05-08	Landsat 5/194_019		

USGS hemsida för Landsat 8, <http://landsat.usgs.gov/landsat8.php>, beskriver de instrument som finns ombord: en multispektral sensor, OLI (Operational Land Imager) och en termisk sensor TIRS (Thermal Infrared Sensor). Skillnaden mellan Landsat 8- data och data från Landsat 5 och Landsat 7 ETM+ är att data registreras i "12-bit-format" (levereras som 16-bits-filer), vilket möjliggör större dynamiskt omfång; 4096 potentiella gränivåer jämfört med

256 (8-bits) och därmed möjlighet till att bättre kunna särskilja olika typer av vegetation. Banden är mer anpassade till specifika våglängdsområden, vilket ger bättre möjlighet att karaktärisera spektrala variationer. Dessutom finns ett nytt band i det blå våglängdsområdet (band 1), det pankromatiska bandet (15 meters upplösning), som är något snävare i sin täckning än i Landsat 7 ETM+ och förskjutet mot kortare våglängder. Ytterligare ett nytt band (band 9) ger information om förekomst av cirrusmoln.

I och med att relativt aktuella satellitdata fanns tillgängliga gavs bättre möjlighet till verifiering av habitatklassning med referensdata (och fältbesök). Det visade sig att habitatklassningen av Jönköpings län för åren 1985 och 1999 behövde göras om för att uppdatera några kalibreringsgränser mellan skogsklasserna. Dessutom stod det klart att den molnmask från skogsklassningen år 2002 (Jacobson *et al.* 2002), som använts för den preliminära

Tabell 2. Lista på stöddata som utvärderats för att vidareutveckla och stabilisera habitatmodellen för tjädervänlig mark. Stöddata som använts för framtagning av störningsindex är markerade i mörkgrått. Stöddata som använts för framtagning av referensdata för de satellitbildsbaserade uppdateringarna av habitatklassningarna är markerade i ljusgrått.

Stöddata	Datavärd	Jönköpings län	Kolmården	Arbetsmoment	Användare
Höjdmodell 2m GSD-höjddata, grid 2+	LM	3 delområden	Kolmården	Modellering av skogens luckighet och blåbärrisets utbredning. Visualisering	Inledande försök
Jordarter 1:50 000 (1:100 000)	SGU	Länstäckande	Kolmården	Modellering av blåbärrisets utbredning	Inledande försök
Avrinningsområden och hydrografi	SMHI	Länstäckande	Kolmården	Modellering av blåbärrisets utbredning	Nej
Vindkraftverk	Vindbrukskollen	Länstäckande	Kolmården	Störningsindex	Ja
Vägnät	Trafikverket	Länstäckande	Kolmården	Störningsindex	Ja
Jämvägsnät	LM	Länstäckande	Kolmården	Störningsindex	Ja
Vildsvinsdata	LST F-län	Länstäckande	Viss utfodring	Störningsindex	Inledande försök
Friluftsliv	-	-	-	Störningsindex	Nej
Störningsdata (Miljöreda)	LST	Länstäckande	-	Störningsindex	Nej
Naturvårdsdata (Natura 2000, NR NP)	NV, VicNatur	Länstäckande	Kolmården	Referens, jämförelse av effekt över åren på tjäderpopulationer	Nej
kNN (skogsdatabas)	SLU	Länstäckande	Kolmården	Habitatklassning och modellering av blåbärrisets utbredning	Referens och inledande försök
KNAS	Naturvårdsverket	Länstäckande	Kolmården	Habitatklassning	Referens
Avverkat, sumpskogar, nyckelbiotoper	Skogsstyrelsen	Länstäckande	Kolmården	Habitatklassning	Referens
NFI-data 2008 - 2011	SLU	Länstäckande	Kolmården	Habitatklassning	Referens
Ortofoton IR och färg	LM	Digitala för delområde 1-3	Hela	Habitatklassning och visualisering	Referens
Ortofoton färg 2006 - 2011 och IR 2013 - 2014	LM	WMS-tjänst	WMS-tjänst	Referens för reviderad habitatklassning	Ja

klassningen i det utökade testet, behövde revideras för att bättre hantera effekten av molnskuggor i 1999 års habitatklassning. En molnfri Landsat 5- scen från augusti 1999 (ESA's arkiv) användes för att uppdatera habitatklassningen.

2.3 Nya stöddata för modifikation av habitatmodellen

Stöddata i vektor- eller rasterformat extraherades och levererades till projektet, dels länstäckande för Jönköpings län och för studieområdet i Kolmården, dels specifikt för tre områden vardera där några mer detaljerade studier utfördes. Till exempel användes höjdmodell och ortofoton i färg och IR. Data som kunde tänkas hjälpa till att modifiera habitatmodellen för tjäder diskuterades vid upprepade tillfällen i referensgruppen. Exempel på dessa visades, inklusive förädlingssteg (till exempel höjddata i form av 3D- modellering) och olika störningsdata.

2.3.1 Referensdata för uppdatering av habitatklassningen

För att kunna bekräfta modellens användbarhet fanns ett behov av nya stöddata som referensdata för uppdatering av habitatklassningen för den senaste tidpunkten. De tilltänkta datat för detta var kNN- data från SLU och skogsdata från Skogsstyrelsen.

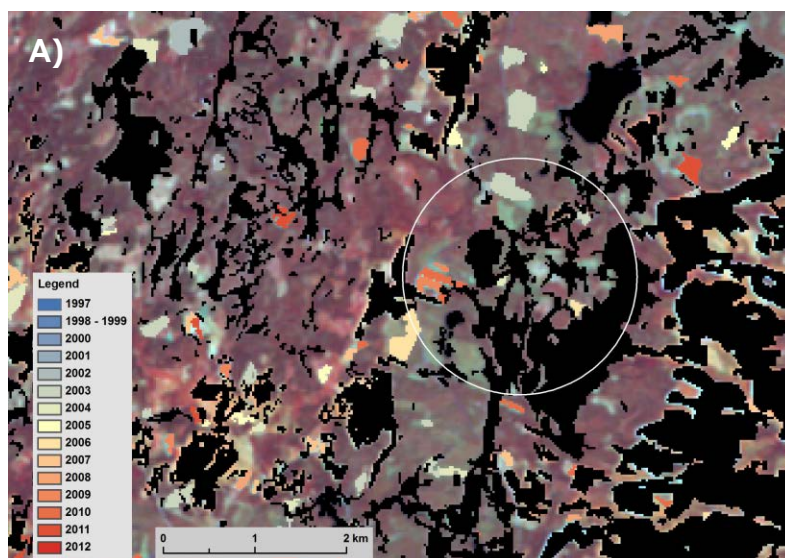
Ett test av 2010- års kNN- data (särskilt när det gäller skogsålder) från SLU var planerat. Tidigare test av kNN- data från år 2000 och år 2005 hade visat på dålig samstämmighet mellan skikten, vilket begränsade användbarheten som referensdata. Ett examensarbete från SLU visade också att skillnaderna mellan skogsbruksplaner och uppgifter från kNN på avdelningsnivå är relativt stora (Blomberg, 2010). Även 2010- års data, trots att de är av högre kvalitet med bättre åldersuppskattning och är relaterade till senare satellitbilder (SPOT), finns enbart tillgängliga som pixelbaserade data. Det begränsar användningen av dessa data som referensdata. Segmenterade data (värden aggregerade i segment baserade på spektrala egenskaper) finns enbart att tillgå från år 2005, men kommer förhoppningsvis i framtiden att skapas också för år 2010 och senare år (SLU, 2010).

Data från Riksskogstaxeringen kunde däremot användas som referensdata för att kalibrera habitatklassningen för den senaste tidpunkten. Data består av information från de punkter som årligen slumpas ut och är temporära (alltså inte de permanenta uppföljningspunkterna) och dessa har på senare tid tillgängliggjorts av SLU för tidsintervallet 2008 - 2011. Informationen för punkterna inkluderar provytans storlek (154 m^2), volym av olika trädslag (m^3/ha), medelhöjd i meter, medeldiameter (mm) med mera. När positionen av dessa data föll i ett någorlunda spektralt, homogent område antogs att övergripande data som dominerande trädslag och medelhöjd kunde användas för att bekräfta habitatklass som mogen tallskog, granskog, ungskog, plantskog med mera. Dessa ytor användes i ett nästa steg för att kalibrera gränser mellan olika klasser i data baserat på satellitdata från den senaste tidpunkten. Därmed kunde också en uppdatering för habitatklassningarna för de två tidigare tidpunkterna göras, vilket medför en bättre samstämmighet över tid då referensdata för 1980-talet saknades.

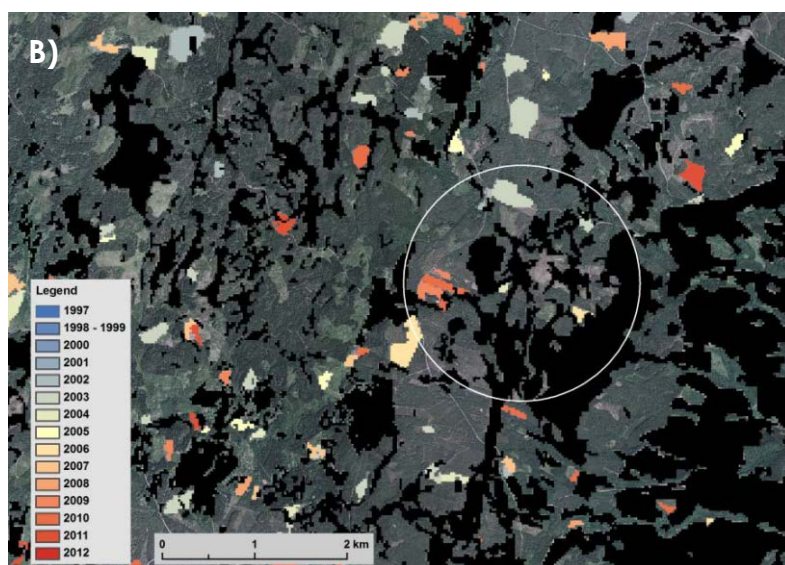
GIS-data från Skogsstyrelsen i form av faktiskt avverkade områden användes enbart som komplettering då flera hyggen från olika tidpunkter inte är med, men är väl synliga i satellit-

bilderna och i ortofoton, (figur 3). Andra data från Skogsstyrelsen som ursprungligen listats som intressanta referensdata för uppdateringen av habitatklassningen inkluderade sumpskogar och nyckelbiotoper.

Data om sumpskogar finns tillgängliga från en inventering som utfördes under åren 1990 - 1998 (Skogsstyrelsen, 1999). Typerna av sumpskog som beskrivs av dessa data omfattar många typer från lövsumpskog till ren barrsumpskog och myrskog. Det är inte möjligt att inom detta projekt att bedöma värdet för tjädern av de olika typerna, även om det finns en del forskning om sumpskogarnas betydelse för fauna (Sjöberg, 1990). Därför använde vi dessa data enbart som referensdata för att identifiera äldre orörda skogsbestånd som stöd i habitatklassningen.



Figur 3. Avverkade områden mellan åren 1997 och 2012 visas här i blått-gult-rött. Områden utanför skogsmasken är färgade svarta (LM GSD-data). Vit ring indikerar 500 ha område i anslutning till en lekplats i nordvästra Jönköpings län. Röda pilar markerar exempel på avverkade områden som inte är inkluderade i Skogsstyrelsens GIS-data. A) Landsat 5 från maj 2011



Figur 3. B) Ortofoto i färg från 2011 (Lantmäteriet ©)

För att utvärdera om det fanns en koppling mellan lekplatsstatus och naturskydd var det tänkt att använda GIS-skikt från Naturvårdsverket (nationalparker, naturreservat, Natura 2000) och Skogsstyrelsen (nyckelbiotoper) i analyser med lekplatsdata. Denna arbetsuppgift nedprioriterades då detta är en analys som användarna relativt enkelt kan göra själva, och då sådana analysresultat inte är direkt relevanta för habitatmodelleringen.

2.3.2 Fältbesök i Jönköpings län

I oktober 2013 gjordes ett tre dagar långt fältbesök i Jönköpings län. Ett antal platser i länet besöktes och habitatklassningen kontrollerades. Urvalet var baserat på resultat från de preliminära habitatklassningarna och HSI, men också på grund av att olika regioner i länet är dominerade av olika typer av landskap:

- Aneby-området (där många av Ingemar Hjorts¹ undersökta lekplatser är belägna)
- sydöstra delen där vissa inslag av lavris-tallskog finns
- sydvästra barrskogsområdet
- nordvästra delen där en lekplats och ett område med höga HSI-värden besöktes tillsammans med användare från Länsstyrelsen

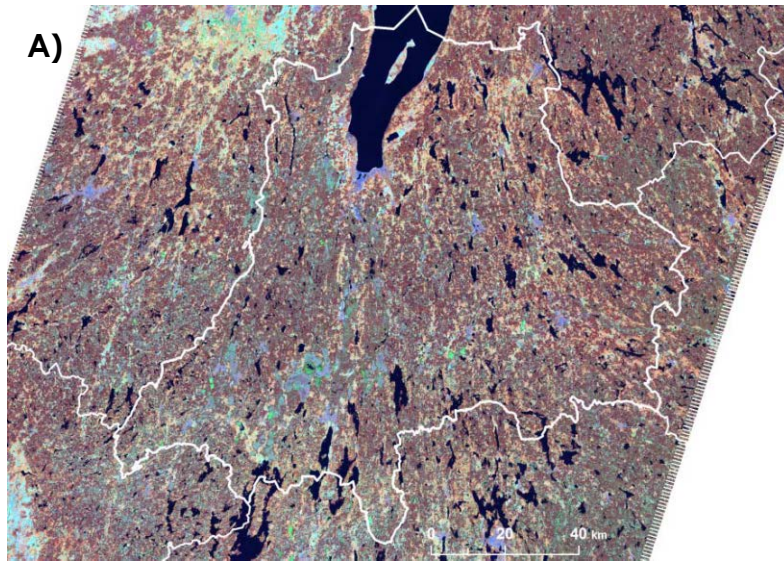
2.4 Uppdatering av habitatklassning och HSI-värden med hjälp av satellitdata för en tredje tidpunkt

Två Landsat 5-scener för Jönköpings län och en Landsat 8-scen för Kolmården laddades ursprungligen ned från ESA respektive USGS och bearbetades. En mosaik av de två scenerna togs fram för att täcka hela länet. Satellitbilderna användes för uppdatering av habitatklassningsresultatet och den tjäderlämpliga marken (HSI-kartor och GIS-skikt) från de två tidigare tidpunkterna: 1999 för Jönköpings län och 2005 för Kolmården.

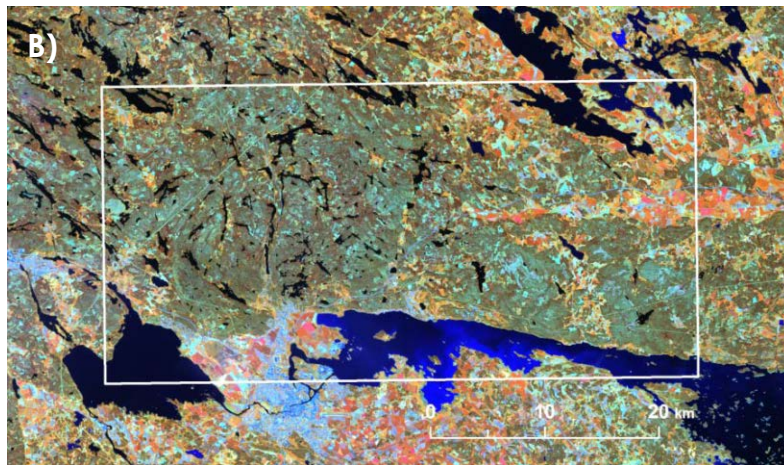
För år 2011 och år 2013 gjordes georektifiering mot Saccess-mosaikerna. Bearbetningen av Landsat 8-scenen inkluderar en något omständig process då dessa data var så nya att inga rutiner för direktimport existerade i bildbehandlingsprogrammet Imagine.

Aktuella satellitdata gav möjlighet till verifiering av habitatklassning med referensdata (och fältbesök). Det visade sig att habitatklassningen av Jönköpings län för åren 1985 och 1999 behövde göras om för att uppdatera några kalibreringsgränser mellan skogsklasserna. Även i Kolmården stod det klart efter klassning av Landsat 8-bilden från år 2014 att en revidering behövde göras för vissa områden i den preliminära klassningen för år 2005. Från samtliga habitatklassningar, förutom år 1989 i Kolmården, har nya HSI-skikt följaktligen tagits fram och nya data från analysytor runt lekplatserna framställts för jämförelse med inventeringsdata för spelande tjäder.

¹ Ingemar Hjorth var professor emeritus i naturvårdsbiologi vid Högskolan för Lärande och Kommunikation, HLK, på Jönköpings Universitet, och expert på vilda hönsfåglar. Under 1980-talet inventerade han ett 50-tal lekplatser i Jönköpings län och skrev flera böcker om tjädern (se referenslista).



Figur 4. RGB-bilder (b5, b4, b3) som har använts för habitatklassuppdatering för de två studieområdena. A) Landsat 5-mosaik från 2011-05-08, avgränsning Jönköpings län i vitt.



Figur 4. B) Landsat 8-scen, 2014-06-10, avgränsning av studieområde Kolmården i vitt.

Uppdateringen för de nya tidpunkterna har utförts främst för de klasser som har förändrats under terrängkartans masker för skog och skogklädd myr. Vissa steg i den etablerade metoden var mer tidskrävande än beräknat då vissa verktyg i Imagine inte fungerade med 16-bitars data. I övrigt användes en variant av den metod med stegvis klassning som tidigare tagits fram med klassgränser kalibrerade för satellitdata från åren 2011 och 2014 (Thulin, 2012 och Länsstyrelsen i Jönköping, 2014).

Dessutom stod det klart att den molnmask från skogsklassningen år 2002 (Jacobson et al. 2002), som använts för den preliminära klassningen i det utökade testet, behövde revideras för att bättre hantera effekten av molnskuggor i 1999 års habitatklassning. En arbetskrävande insats med manuell redigering var nödvändig för att hantera moln och molnskuggor. Trots automatisering av vissa steg krävs detta i allmänhet då vad som utgör moln och molnskugga delvis är subjektivt och effekten från dessa är olika för olika tillämpningar (Rosengren, 2008). I den preliminära klassningen av 1999 års satellitbild baserat på 2002 års skogsklassning identifierades inte molnskuggor i tillräckligt hög grad, vilket medförde att vissa områden under

skugga felaktigt klassades som granskog. De tre tidpunkterna som det finns tillgängliga resultat från habitatmodelleringen är listade i tabell 3.

Tabell 3. De tre tidpunkter för vilka satellitbildsbaserad habitatmodellering har utförts, dels för Jönköpings län, dels för Kolmården.

Jönköpings län	Kolmården
1985-06-06	1989-07-07
1999-09-04	2005-08-20
2011-05-08	2014-06-10

2.5 Modellering av förekomst av blåbärsris

I de flesta studier av tjädernas habitatkrav framgår det att tillgång till skogsområden med tätare fältskikt av blåbärsris är ytterst väsentligt då det ger både skydd och föda (Hjorth, 1994). Blåbärsrisets täckning försämras eller försvinner vid upptagning av hyggen (Atlegrim & Sjöberg, 1996) men kan återkomma i äldre successionsstadier, beroende på typen av skogsbruk.

I habitatmodelleringen är blåbärsrisets betydelse kodad för habitatklasserna baserat på sannolik förekomst och täckningsgrad och är indelad i fyra intervall. Då denna indelning är relativt grov skulle en mer detaljerad indelning kunna förfinas resultatet från habitatmodellen. Ett förfinat resultat skulle kunna fås genom en närmare precisering av utbredningen av skogar med blåbärsris av lämplig täckningsgrad och som specifikt viktas högre i beräkningen av HSI.

En modellering av blåbärsrisets täckning skulle kunna göras baserat på spektral information från satellitdata och information om bonitet knuten till jordart och skogsålder, terrängstrukturer och markfuktighet. Samtliga parametrar är relaterade till blåbärsrisets ekologi (Atlegrim & Sjöberg, 1996, Dahlgren & Fridman, 2012).

Tillgång till ytterligare stöddata, till exempel Lantmäteriets nya landsomfattande höjdmodell, som är baserad på laserdata, sågs som en möjlighet att modellera gläntor och luckighet och andra parametrar relaterade till täckningsgraden av blåbärsris i de mogna skogsklasserna.

Rumsliga referensdata i lämplig skala för grad av blåbärstäckning kunde dock inte uppbringas inom ramen för projektet och därför prioriterades fortsatt arbete för denna annars intressanta uppgift bort.

2.6 Landskapsparametrar – myrkantslängd, mosaik och fragmentering

Tjädern lever i skogslandskapet och är beroende av olika skogs- och myrhabitat med varierande struktur och mönster. För att ta hänsyn till vissa av mönstren i tjädernas habitat undersöktes möjligheterna att modellera ytterligare habitatparametrar. För detta ändamål användes GIS-programvaran FRAGSTATS (McGarigal et al., 2012), fritt tillgänglig från University of Massachusetts. I FRAGSTATS hjälpmanual påpekas att landskapsperspektivet inom ekologi ofta är centrerat kring organismers behov vid olika skalor, men att det viktiga är att användaren bestämmer sig för vad landskapsperspektivet betyder i en viss applikation. Från tjädernas

aspekt är det skogslandskapet som är intressant, vilket inkluderar andra habitat än rena skogshabitat som till exempel våtmarker av olika slag.

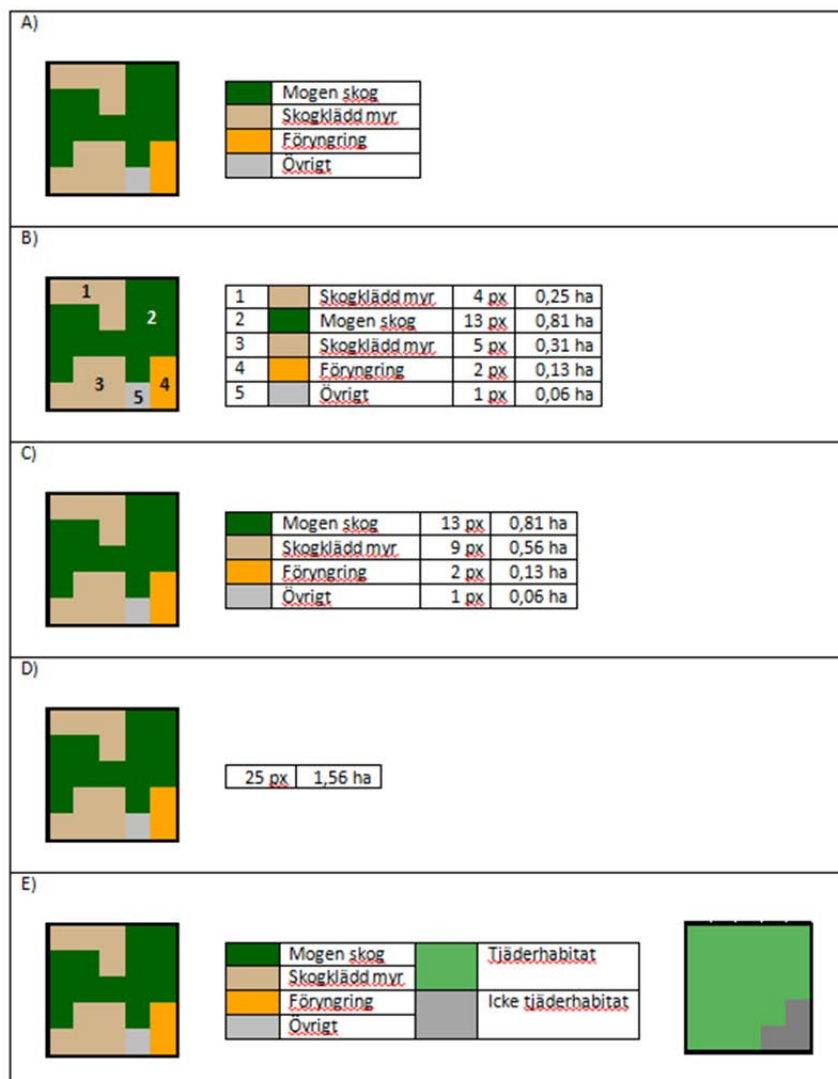
En av rekommendationerna från testet i Jönköpings län var att se över myrklassernas kodning (viktning) och hantering, då särskilt kantzonen mellan myr och skog har identifierats som viktigt habitat under sommarhalvåret för födosök och skydd för uppväxande kycklingar (Hjorth 1994). I habitatindex beräknas ingen påverkan från, dessa för tjädernas överlevnad mycket viktiga, kantzoner och deras betydelse har diskuterats i referensgruppen sedan projektets början. Längden på relevanta kantzoner kan ge indikation på områden där mängden tillgängligt habitat för hönor och kycklingar på sommaren relativt sett är större än i andra områden. Genom att inkludera myrkantslängden i beräkningen av HSI kan tjäderlämplig mark bättre lyftas fram. I projektet testades därför en metod för framtagande av ett myrkantsindex, som appliceras på HSI-skikten och där högre värden av myrkantslängd höjer HSI-värdena.

I FRAGSTATS kan statistik tas fram för olika skalnivåer representerade av "patch", "class" och "landscape". Patch kan användas för att avgöra graden av mosaik inom ett område och användas för att titta på förändringar i habitatmosaik, till exempel fragmentering där större sammanhängande områden bryts upp i mindre. Gräns- eller kantlängd mellan olika habitatklasser och habitatgrupper kan också mätas och relateras till ett visst område i form av ett så kallad "moving window", eller löpande fönster.

Myrkanten bestämdes vara dels kanten mellan de mogna skogshabitatklasserna och trädklädd myr men också mellan mogen skog och öppen myr, i de få fall detta förekommer, och kanten mellan skogklädd myr och öppen myr. I ett förberedande steg delades därför habitatklasserna in i fem grupper:

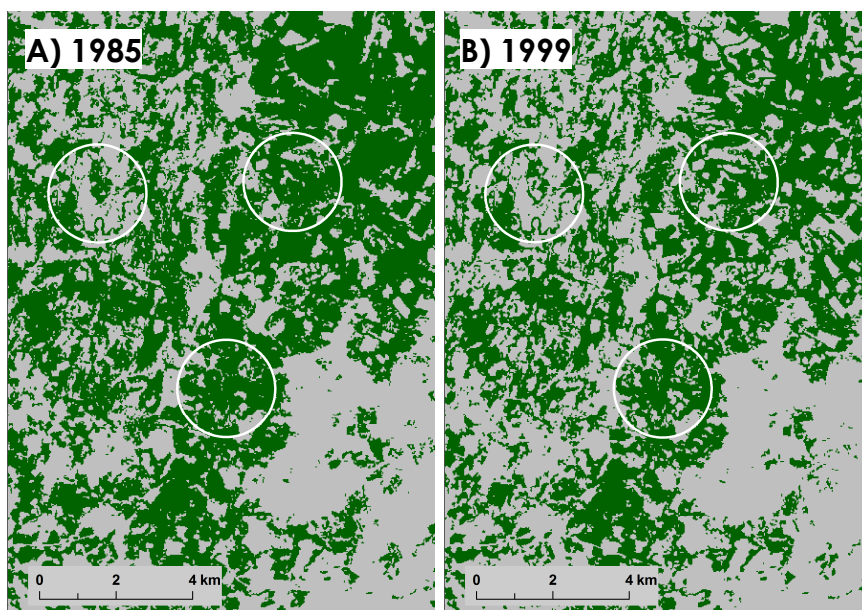
- mogen skog (tall- och granskog)
- skogklädd myr (tallmosse, trädklädd myr.)
- öppen myr (öppen myr, öppen mosse)
- föryngring (hygge, plantskog, ungskog)
- övrigt (öppen mark, åker, bebyggelse, vatten)

För att illustrera hur myrkantslängd och arealen för habitatgrupperna kan beräknas för olika skalnivåer med hjälp av FRAGSTATS konstruerades ett antal enkla exempel (figur 5 och figur 7). I figur 5A visas ett område (landscape) som består av 25 pixlar med olika infärgning av de grupperade habitatklasserna. I figur 5B är antalet patches identifierade och numrerade med areaberäkning baserad på en pixelstorlek på 25 meter. Areaberäkning i figur 5C är baserad på hela habitatgrupper(classes) och figur 5D ger den totala arealen för hela ytan, det vill säga landscape.

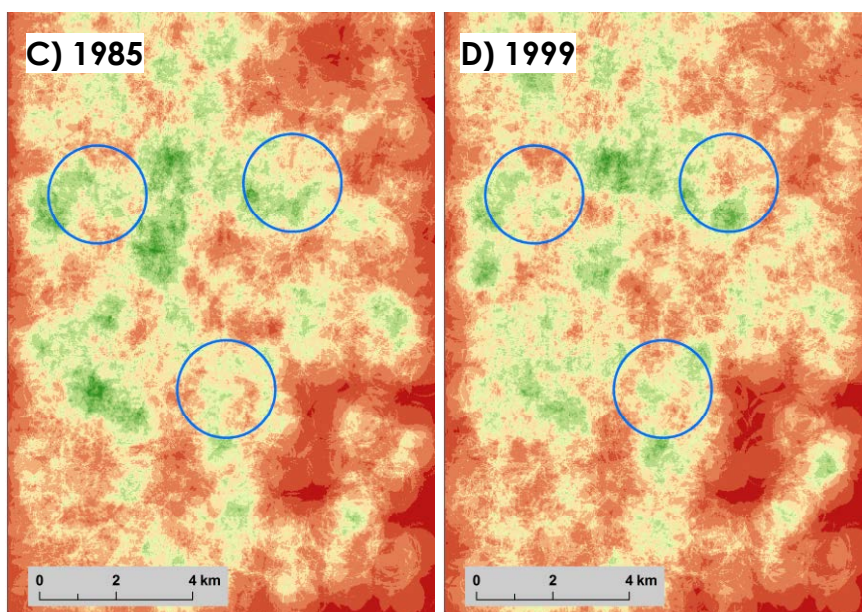


Figur 5. Illustrationer av hur olika arealer beräknas från ett habitatgruppsraster i FRAGSTATS. A) Exempel på gruppering av habitatklassningen i fem grupper, B) patch C) class D) landscape E) omklassning av grupper i tjäderlämplighet.

Vetenskapliga studier av tjädern har visat att som art är den beroende av ett antal olika habitat för olika aktiviteter under året och att dessa behov är olika för tupparna, hönorna och kycklingarna (Hjort, 1994, Storch, 2001). Följaktligen uppvisar de skogsområden som bebos av tjädern en viss grad av habitatmosaik. Tjädern antas också vara beroende av större sammanhängande områden av lämplig mark och att tjäderns överlevnad försvåras om sådana områden fragmenteras. Ett försök påbörjades för att titta på hur sådana förändringar kan kvantifieras. I ett första steg grupperades habitatklasserna på ett enkelt vis i två: en tjäderlämplig habitatgrupp och en mindre lämplig. Med hjälp av FRAGSTATS togs en bild fram som beräknade antalet tjäderlämpliga patches för varje pixel inom ett löpande fönster med radien 400 meter, figur 6. Bilden gav ett mått på mosaik av tjäderlämpliga habitat. Efter granskning av skillnader mellan två tidpunkter (åren 1985 och 1999) och diskuterande av begreppen mosaik och fragmentering kom referensgruppen fram till slutsatsen att det skulle bli svårt att på ett enkelt sätt ta fram parametrar för den grundläggande typen och grad av mosaik. Det skulle dessutom kräva för stora arbetsinsatser att beräkna förändringar

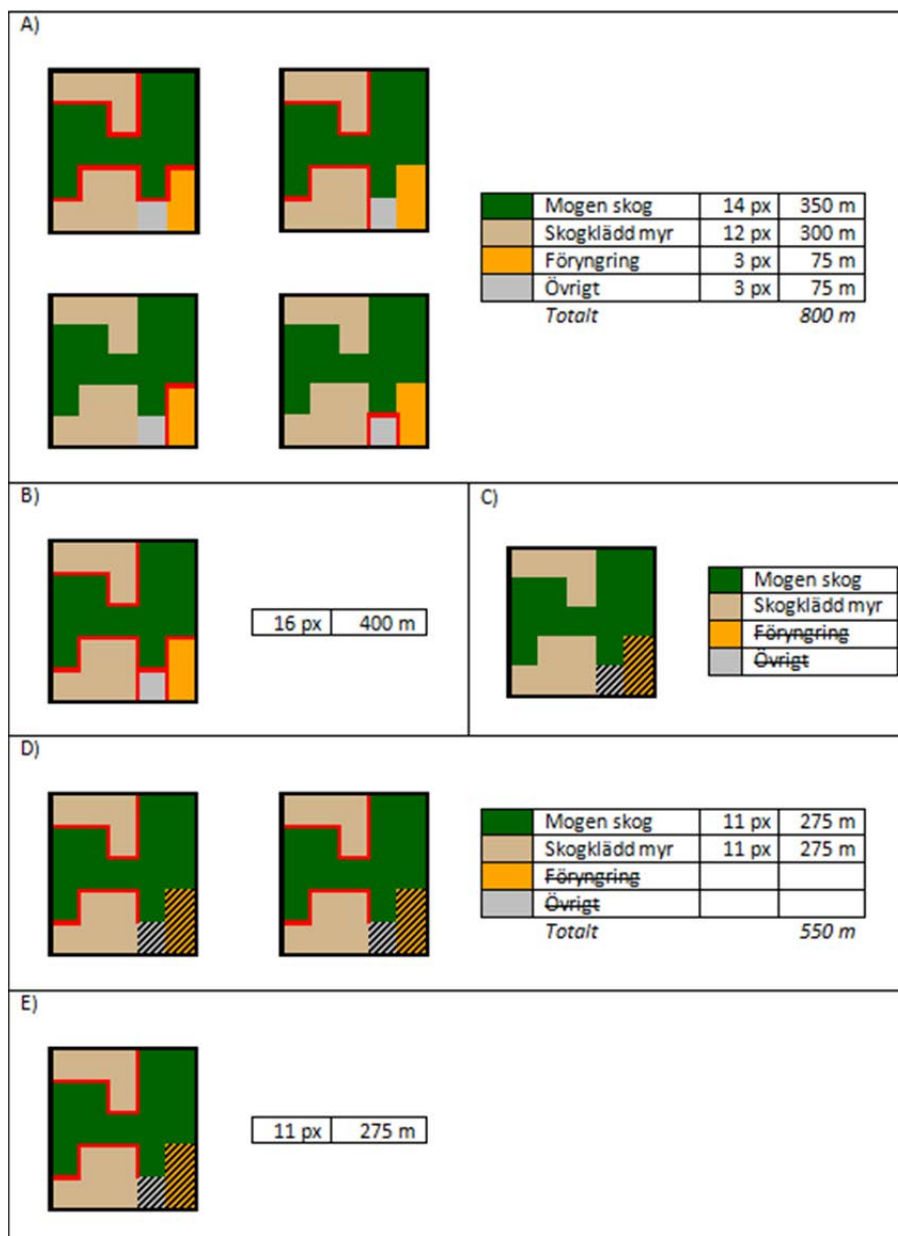


Figur 6. Rasterbild som visar två versioner (år 1985 och år 1999) för grupperingen tjäderlämplig habitatgrupp och en mindre lämplig, samt graden av mosaik beräknad med hjälp av ett löpande fönster med radien 400 meter (cirka 50 ha). Höga värden visas i grönt och låga i rött. Några lekplatser ungefärliga lägen visas med vita och blå ringar för att underlätta jämförelse av bilderna. A) Habitatgruppering 1985
B) Habitatgruppering 1999



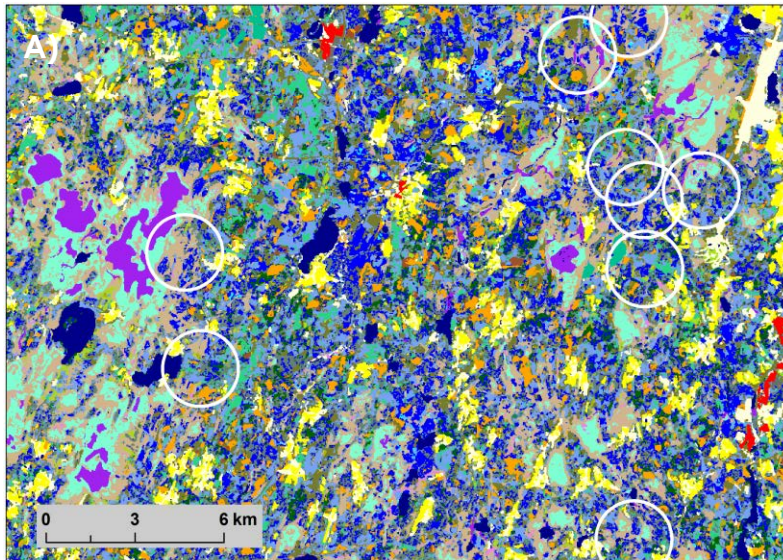
Figur 6. C) Grad av mosaik 1985 och D) Grad av mosaik 1999

Istället koncentrerades försöken till att få fram mått på myrkantslängden. För att beräkna kantlängden mellan de olika habitatgrupperna beräknades först längden för varje class, exklusive ytterkanten, (figur 7A). En summering av kantlängderna för de olika grupperna inom området visas i figur 7B. Enskilda klasser kan sättas till "background" (figur 7C) och räknas då inte med i den totala kantlängden. I detta fall finns bara intresse av skog- och myrkanter och därför sattes föryngring och övrigt till background. Figur 7E illustrerar beräkningen av den totala myrkantslängden inom exempelområdet.

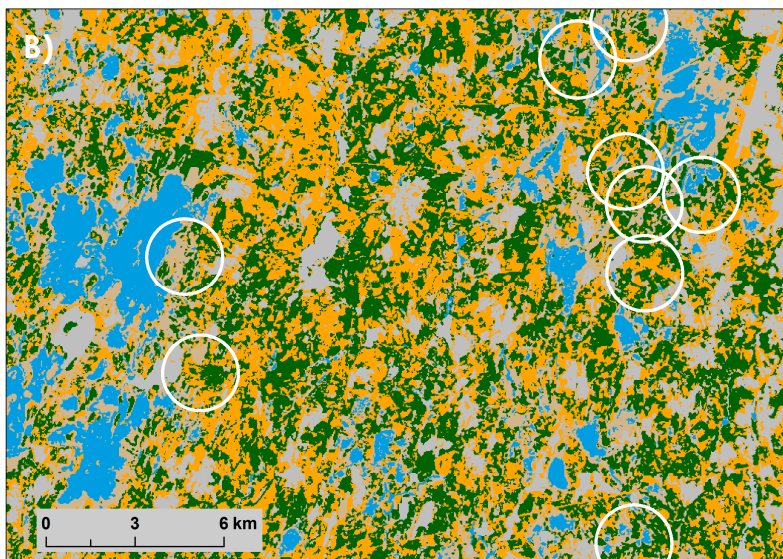


Figur 7. Exempel på kantlängdsberäkning i FRAGSTATS. A) Beräkning av kant för varje enskild klass, B) beräkning av längden mellan alla klasser, C) bakgrundsklasser, D) beräkning av total längd när bakgrundsklasserna inte är inkluderade, E) uträkning av enbart kanten mellan skog och myr.

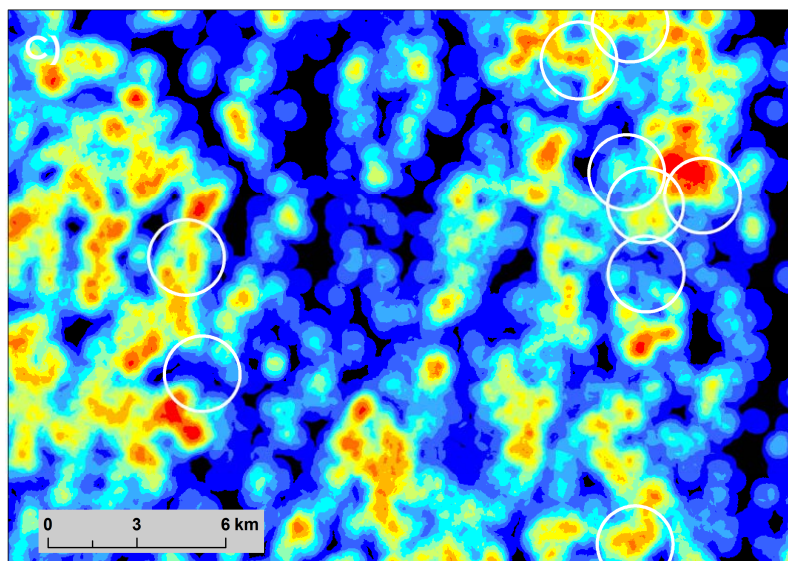
Beräkning av index för myrkantslängd är baserat på den grupperade habitatklassningen, vars myrkantslängder först beräknas och i nästa steg relateras till kantlängden i ett område av intresse. För varje pixel beräknades därför den sammanlagda relevanta kantlängden inom en cirkel med radien 400 meter, vilket motsvarar ett cirka 50 ha stort område i ett löpande fönster. Exempel på den grupperade habitatklassningen och den resulterande rasterbilden för myrkantslängd visas i figur 8 för ett område i Jönköpings län. I en modell görs en omräkning av den faktiska myrkantslängden (meter) till ett intervall mellan 0 och 0,2 som sedan adderas till HSI-skiktet. Ett övre maximum på 1,0 appliceras för att bibehålla HSI-indexvärdernas originalintervall.



Figur 8. Raster som används som indata och resultat från myrkantslängdsberäkning för ett område i västra Jönköpings län. Några lekplatserns ungefärliga lägen är inringade för att underlätta jämförelse av bilderna och resultaten. A) Habitatklassning 2011



Figur 8. B) Grupperad habitatklassning 2011



Figur 8. C) Myrkantslängdsindex 2011, höga värden på myrkantslängd i rött och låga i blått

2.7 Störningsindex

I diskussioner med användarna och referensgruppen har det framkommit att HSI-värden i vissa områden är för höga och att någon form av störningsindex behöver beräknas för att justera modellen. Att inkludera källor till störningar i form av väg- och järnvägsdragning i landskapet är därför viktigt för att stärka HSI-modellens trovärdighet då vägdragningars påverkan på naturmiljön är uppenbar. Större vägar medför uppenbar fragmentering av habitat medan påverkan från skogsbilsnätverket inte har inkluderats i habitatmodellen då den sannolikt varierar kraftigt mellan olika områden beroende på användning. Vindkraftens påverkan diskuteras alltmer i och med att vindkraftverk uppförs i skogslandskapet. Det ansågs viktigt att reducera HSI i direkt anslutning till uppförda verk, eftersom etablering av vindkraftverk medför en förlust av livsmiljö och kan utgöra hinder för flygning (Naturvårdsverket, 2013).

De störningskällor som har använts för att ta fram ett störningsindex är markerade med fet stil i listan nedan, övriga var initialt föreslagna.

- **vägar (funktionell vägklass)**
- **järnvägar**
- **vindkraft**
- bebyggelse och annan infrastruktur (flygfält, skjutfält, miljöanläggningar med mera)
- kraftledningar (endast begränsad störning i dragningsskedet)
- friluftsliv
- predatorer (till exempel vildsvin)
- torvtäkt och andra täkter i skogs- och myrlandskapet

Andra störningsinslag, som öppen mark och bebyggelse, är redan inkluderade i form av 0-kodning i habitatmodellen. Ytterligare tillägg i form av en beräkning av avstånd till sådana

störningskällor ansågs tämligen vanskliga att utvärdera och uteslöts därför. Detsamma gällde bedömning av påverkan på förekomst av tjäder från miljöanläggningar.

Nya kraftledningsdragningar medför sannolikt en störning i form av flyghinder och förlust av livsmiljö, men kan i etablerat tillstånd eventuellt utgöra ostörda bryn lämpliga för födosök på våren. Kraftledningsgator faller i allmänhet ut i habitatklassningen som hygge eller plantskog och förblir dessa habitattyper i uppdateringar. Därmed får de automatiskt ett lägre HSI-värde, vilket ansågs lämpligt.

Störningar från friluftslivet i form av vandringsleder och andra aktiviteter är också svårbedömda. Digitala data fanns inte tillgängliga och kunde därför heller inte inkluderas i ett störningsindex.

Att bedöma påverkan från predation är också svårt då data är av ojämn kvantitet och kvalitet och inte samlas in systematiskt. För Jönköpings län har länets församlingar klassats i fyra klasser när det gäller utbredning och etablering av vildsvin, vilka anses ha en negativ effekt på marklevande skogshöns. En jämförelse mellan vildsvinsdata (fyra klasser) insamlade på församlingsnivå och tjäders lekplatser indikerade att församlingsnivå är en för grov indelning för att några slutsatser angående eventuell påverkan på lekplatsernas status skulle kunna dras.

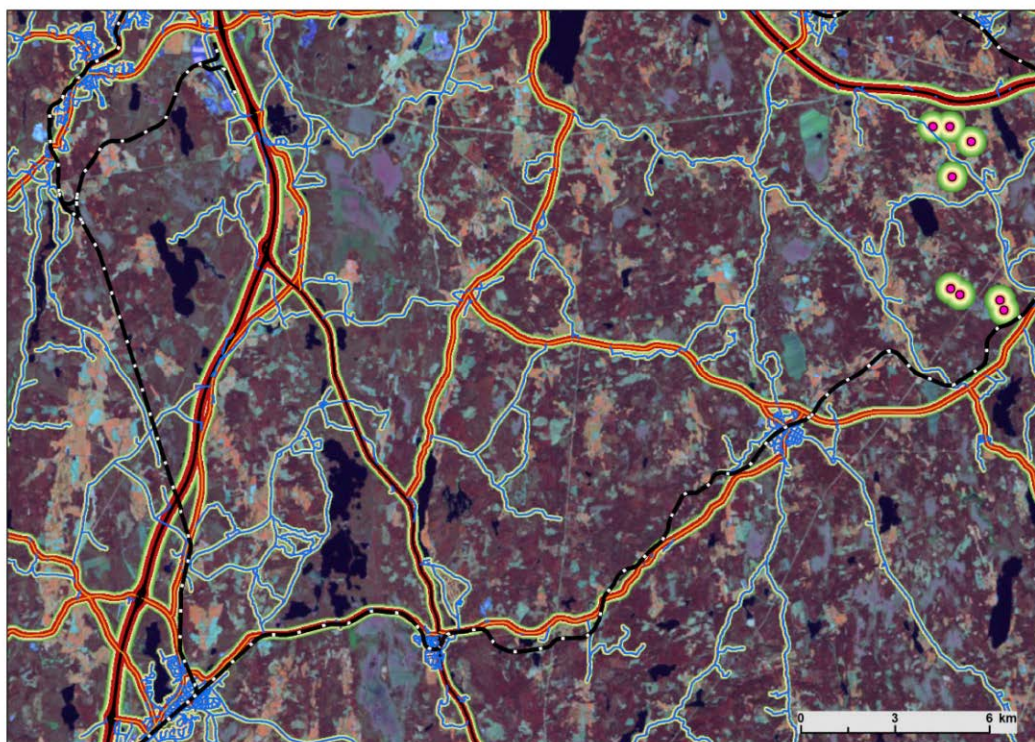
De kvarvarande källorna till störning som användes vid modelleringen var följaktligen vägar, järnvägar och vindkraftverk. Inga vindkraftverk är etablerade i Kolmården ännu.

Vägdata från Trafikverket i form av ”funktionell vägklass”, järnvägar från LM GSD-data och vindkraftverk med attribut ”uppförda” användes för modelleringen av störningsindexet enligt avstånd i tabell 4. Funktionell vägklass är en klassificering baserad på hur viktig en väg är för det totala vägnätets förbindelsemöjligheter och då den indirekt tar hänsyn till vägbredd, hastighetsbegränsning och trafikflöden, ansågs den lämplig att använda för att ta fram ett störningsindex. Klassningen utförs av vägghållaren. Då tillkomsthistorik inte är inkluderade i data före år 2001 gjordes ingen särskiljning av vägnätet för de tre tidpunkterna för modellering av påverkan på HSI-värden. Järnvägsnätet erhöles också från Trafikverket och består av två klasser: dubbelspårig och enkelspårig järnväg. Förekomst av etablerade vindkraftverk har erhöles från Länsstyrelsen i Jönköpings län och laddades ner direkt från vindbrukskollen.se för Kolmården.

Tabell 4. Störningskällor, använda avstånd och indexvärden för vägklasser, järnväg och vindkraftverk.

Störningskälla (data)	Avstånd 1 (m)	Indexvärde	Avstånd 2 (m)	Indexvärde
NVDB funktionell vägklass				
0 – 1	0 – 150	0	150 – 300	linjärt index 0,5 – 1,0
2 – 4	0 – 100	0	100 – 200	linjärt index 0,5 – 1,0
5 – 7	1 – 25	0	25 – 100	linjärt index 0,25 – 1,0
8 – 9 skogsbilväg	–	–	–	–
GSD Järnväg				
dubbelspår	0 – 50	0	50 – 150	linjärt index 0,25 – 1,0
enkelspår	0 – 25	0		
Vindkraft (Vindbrukskollen)				
uppförda	0 – 150	0	150 – 500	linjärt index 0,5 – 1,0

Avstånd till de olika störningskällorna modellerades och kombinerades i ett störningsindex som därefter inkluderades i beräkningen av slutgiltiga HSI-värden (figur 9). De använda värdena diskuterades fram i referensgruppen och är inte baserade på vetenskapliga rön. Påverkan i modelleringen avtar linjärt med avstånd från en zon runt källan och ingen hänsyn har här tagits till topografi eller miljö. Verkligheten ser naturligtvis annorlunda ut och försök har gjorts att bättre kvantifiera effekter på fågelpopulationer i vägars och järnvägars närhet (Helldin & Seiler, 2003, Boresjö-Bronge & Svensson 2007). Indexvärdena applicerades på de totala HSI-värden som togs fram: indexvärde 0 medför att HSI-värdet blir 0 vilket är fallet för ”Avstånd 1” i absolut närhet till störningskällan. För avstånd 2 subtraheras indexvärdena vilket innebär att på längre avstånd avtar påverkan med stigande värde, för att när värdet är 1 inte alls ge någon påverkan på HSI-värdet.



Figur 9. Avsnitt av väg- och järnvägsnätet och vindkraftverk i Jönköpings län. Index för olika avstånd är infärgade för olika värden för de olika typerna och deras klasser (listade i tabell 4).

2.8 Kombination av myrkantslängdsindex och störningsindex

Den modifierade metoden som har testats för att uppdatera HSI innebar att både ett myrkantslängdsindex och ett störningsindex applicerades på HSI från habitatmodellen. Detta gjordes i två steg: först applicerades myrkantsindex och sedan störningsindex. Ordningen är viktig på grund av hur indexvärdena är uppbyggda och skulle inte fungera i omvänd ordning.

2.9 Bedömning av parametrarnas inbördes relativa betydelse i modellen

En bedömning av relativa värden och effekter av de parametrar (SI) som ingår i HSI-modellen kan bedömas på flera sätt. Till exempel genom att varje parameter upprepande utesluts (rött streck i figur 10) och resulterande HSI-kartor jämförs med resultatet för hela modellen (figur 11), eller genom att generera slumpvals värden för en parameter i taget. Resultaten kan jämföras med de HSI-medelvärden som den kompletta modellen genererar och korrelation med antal spelande tuppar (Thulin, 2012). Detta utfördes för två olika stora områden runt ett antal lekplatser i de två studieområdena (100 ha och 500 ha).

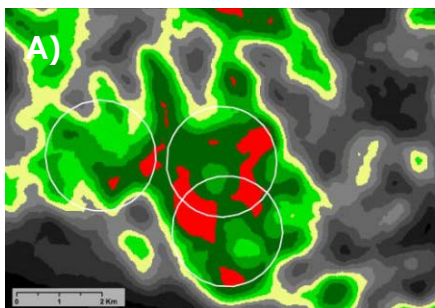
$$HSI_{tot} = (HSI_{vinter} * HSI_{sommars})^{1/2}$$

$$HSI_{vinter} = (SI_{suc} * SI_{kront}) * (SI_{träds})^{1/2}$$

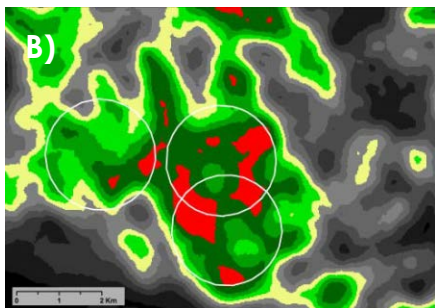
$$HSI_{sommars} = k_1 ((SI_{suc} * SI_{kront}) + (k_2 SI_{blåb} * SI_{för}))$$

Figur 10. Habitatmodellen för tjäder med en parameter utesluten ur ekvationen (succession).

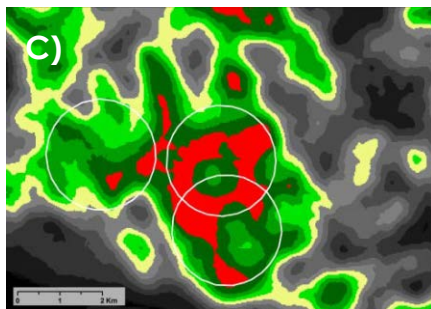
Exempel på skillnad i HSI-medelvärdeskartor för en del av Kolmården med tre lekplatser visas nedan i full modell, utan parametern succession och utan parametern blåbär (figur 11). Resultatet visar att utan successionsparametern (b) blir områden med högre HSI-värden något större än med den fulla modellen. För uteslutning av blåbärsparmetern är skillnaderna betydligt större (c).



Figur 11. Kartor som visar HSI-kärnområdesbilder från komplett modell och resultat från uteslutning av olika parametrar för ett område i Kolmården. Samtliga bilder är baserade på HSI-värden framtagna för 2005. Högsta HSI-värde är visat i rött och värden mellan 0,9 och 0,5 i mörkgrönt-ljussgult. Grått-svart visar de fem lägre klasserna med HSI-värden under 0,5. A) Kompletta modell



Figur 11. B) Modell utan parametern succession



Figur 11. C) Modell utan parametern blåbär

Dessa inledande resultat behöver kvantifieras för att beräkna den relativa inbördes betydelser för modellen och detta behöver göras för ett antal områden. Ett antal slumpmässigt valda lekplatser med kringliggande upptagningsområden behöver testas då det är sannolikt att olika parametrar har olika påverkan beroende på habitatklassernas rumsliga fördelning. Efter diskussioner i referensgruppen beslöts det att nedprioritera denna arbetsuppgift. Detta eftersom en bedömning av det relativa värdet av de olika parametrarna i habitatmodellen skulle kräva en större arbetsinsats än tänkt och den använda modellen har visat sig fungera bra som den är.

2.10 Nya inventeringsdata för spelande tjäder

En stor satsning på inventering av spelande tjäder under spelsäsongen år 2014 gjordes av Länsstyrelsen i Jönköpings län och Norrköpings kommun i Kolmården (Svensson & Hägerroth, 2014). I Jönköpings län inventerades ett 50-tal lekplatser, inklusive flera av Ingemar Hjorths gamla (Hjorth, 1992 och 1994), men också ett antal nyligen upptäckta. I Kolmården inventerades alla 36 tidigare inventerade lekplatser, samt en i Östergötlands län som inte tidigare inkluderats.

Tjäderinventeringsdata som motsvarar den tredje analysstidpunkten i Jönköpings län (2011) sammanställdes och kvalitetssäkrades av Länsstyrelsen i Jönköpings län tillsammans med projektledaren. För jämförelse med tidigare intervall inkluderades de senaste inventeringsresultaten från år 2014 och det tredje tidsintervallet för inventeringsdata sträckte sig således mellan åren 2008 och 2014. Glädjande har varit att nya lekplatser i Jönköpings län har upptäckts med hjälp av de preliminära HSI-kartorna. Dessa utgjorde en del av inventeringsresultatet som användes för analys av den tredje tidpunkten. För Kolmården reviderades data mellan åren 2009 och 2012 och kontrollerades tillsammans med inventerare och medlemmar av referensgruppen. Också här var resultatet från 2014 års säsong med tjäderspel inkluderat.

Sammanställningen av resultatet i tabell 5 visar att det genomsnittliga antalet spelande tuppar per lekplats som har observerats har sjunkit över åren i både Jönköpings län och i Kolmården. Genomsnittet är högre för Kolmården än för Jönköpings län, troligtvis mycket beroende på ett mer brutet skogslandskap i Jönköpings län.

Tabell 5. Antal lekplatser och genomsnittligt observerat antal spelande tuppar per lekplats för tids-seriens tre intervall.

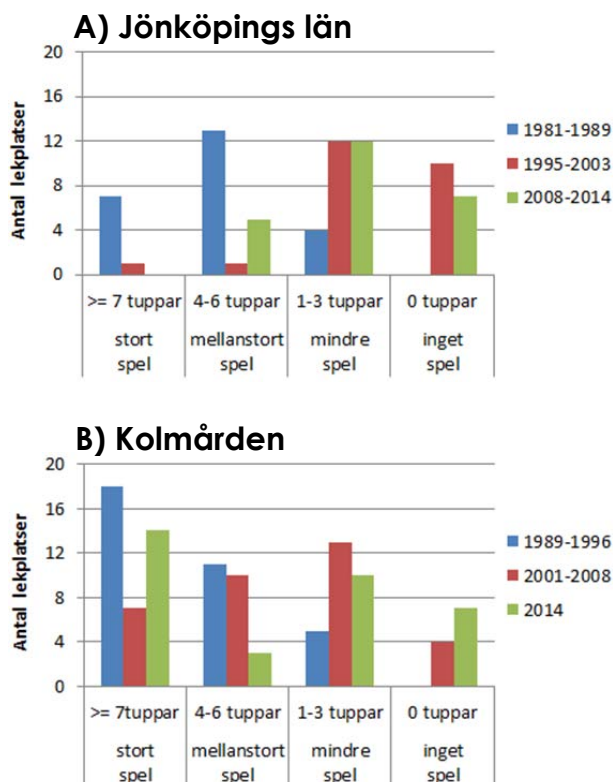
Område	Tidsintervall / Tidpunkt för habitatmodellering	Antal inventerade spel	Totalt observerat antal spelande tuppar	Genomsnittligt antal tuppar per lekplats
Jönköping	1981 – 1989 / 1985	56	250	4,3
	1995 – 2003 / 1999	42	97	2,3
	2008 – 2014 / 2011	101	205	2,0
Kolmården	1984 – 1997 / 1989	57	421	7,4
	1998 – 2007 / 2005	110	601	5,5
	2008 – 2014 / 2014	100	531	5,3

Inventeringsdata för de tre tidsintervall, som motsvaras av tidpunkterna för den satellitbildsbaserade uppdateringen av habitatklassningar och HSI, finns tillgängliga för 24 platser i Jönköpings län och för 34 platser i Kolmården. De lekplatser i Jönköpings län som inventerats under samtliga tidsintervall delades in i stora, mellanstora och mindre lekplatser, samt en 0-kategori för övergivna eller flyttade spel (jfr Svensson 1999). Detta gjordes dels för att få en uppfattning om fördelningen mellan grupperna, dels för att bedöma eventuell riktning på förändringar dem emellan. Resultatet är summerat för de två studieområdena i tabell 6 och är representerat grafiskt i figur 12.

Tabell 6. Indelning av de inventerade lekplatserna i olika storlekskategorier av spel för de studerade tidsintervallen. Antalet lekplatser i analysen är 24 stycken för Jönköpings län och 34 stycken för Kolmården.

Område	Tidsintervall / Tidpunkt för habitatmodellering	Stor lekplats (≥ 7 tuppar)	Mellanstor lekplats (4 – 6 tuppar)	Mindre lekplats (≤ 3 tuppar)	Övergiven eller flyttad lekplats	Antal lekplatser
Jönköping	1981 – 1989 / 1985	7	13	4	0	24
	1995 – 2003 / 1999	1	1	12	12	24
	2008 – 2014 / 2011	0	5	12	7	24
Kolmården	1984 – 1997 / 1989	18	11	5	0	34
	1998 – 2007 / 2005	7	10	13	4	34
	2014 / 2014	14	3	10	7	34

Resultatet för Jönköping visar att stora spel (≥ 7 spelande tuppar) har minskat från sju till ett och vidare till noll för de tre tidpunkterna. Mellanstora spel (4-6 spelande tuppar) har minskat från 13 stycken i det första tidsintervallet till ett i det andra, men med en återhämtning i det tredje till fem. Samtidigt har den mindre spelkategorin (1-3 spelande tuppar) ökat från fyra till tolv lekplatser och lekplatser med noll observerat antal spelande tuppar har ökat från noll till tolv i det andra tidsintervallet, dock med en minskning av dessa till sju för det tredje tidsintervallet. Diagrammen tydliggör ökningen av antal mindre spel och noll-observationer över åren i Jönköpings län, samt minskningen av antalet stora spel (figur 12 A). I Kolmården (figur 12B) kan också en minskning av de större spelkategorierna ses och en ökning av mindre tillsammans med avsaknad av spel på en del lekplatser.



Figur 12. De inventerade lekplatserna uppdelade i tre storlekskategorier av spel samt en 0-kategori; stora spel (≥ 7 tuppar), mellanstora spel (4 - 6 tuppar), mindre spel (≤ 3 tuppar) och inget spel (0 tuppar). Resultatet för Jönköpings län visas i A) och för Kolmården i B). De blå staplarna visar observerat antal spelande tuppar för de första tidsintervallen, 1989 - 1996 respektive 1981 - 1989, de röda staplarna visar antalet för följande tidsintervall, 1995 - 2003 respektive 2001 - 2007 och med gröna staplar för de senaste tidsintervallen, 2008 - 2014 för Jönköpings län och enbart 2014 för Kolmården.

3. Resultat från den modifierade habitatmodellen

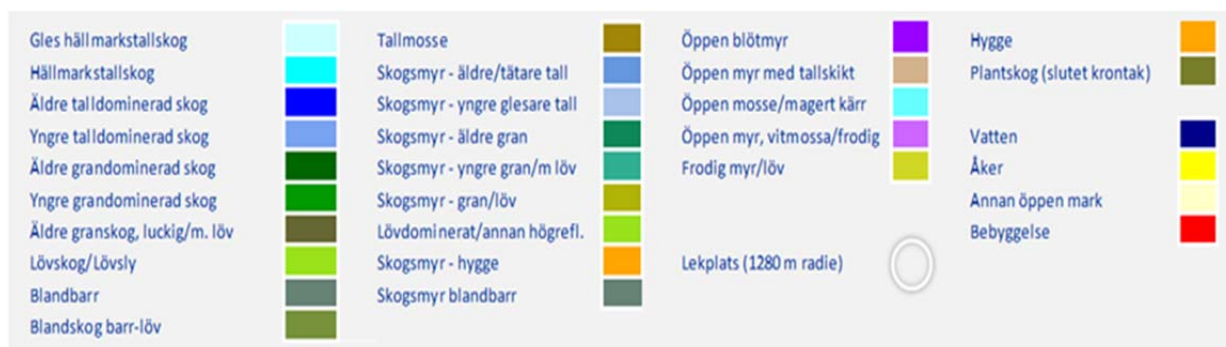
De huvudsakliga resultaten från projektet är en uppdaterad habitatklassning för en aktuell tidpunkt, år 2011 för Jönköpings län och år 2014 för Kolmården, samt modellerade HSI-skikt som representerar tjäderlämplig mark.

Applicering av ett störningsindex och ett index för myrkantslängd medför förändringar i HSI-skikten som varierar över studieområdena beroende på graden av störningar respektive längden av myrkant. En linjär regression för jämförelse av medel-HSI-värden och observerat antal spelande tuppar på de inventerade lekplatserna har gjorts för att utvärdera effekten på resultatet av modifieringarna av habitatmodellen och säkerställa att metoden fungerar även för en tredje tidpunkt.

För störningsindex och myrkantsindex var för sig, samt i kombination med varandra, har den modifierade metoden applicerats på båda studieområdena i deras helhet. Resultaten redovisas som kartor över analyserade områden i olika skalor och domineras av exempel från Jönköpings län.

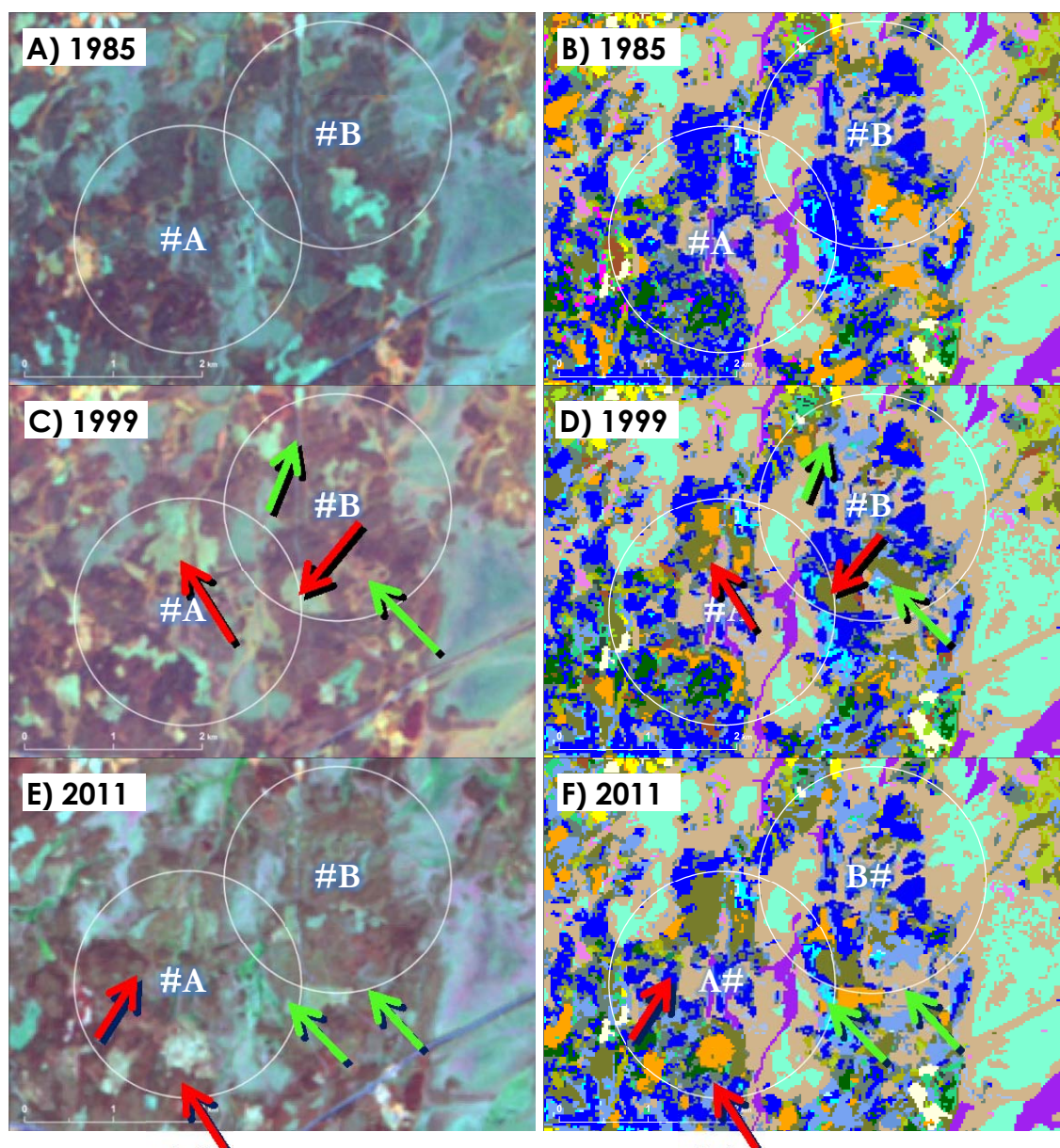
3.1 Uppdatering av habitatklassning och HSI för en tredje tidpunkt

Uppdatering av habitatklassningarna för den första och andra tidpunkten, år 1985 respektive år 1999 i Jönköpings län och den andra tidpunkten, år 2005, i Kolmården låg till grund för uppdateringen av habitatklassningarna för den tredje tidpunkten. Habitatmodellering utfördes med hjälp av dessa och gav nya HSI-skikt. Resultatet redovisas med exempel från två lekplatser i Jönköpings län som tidigare har använts för att exemplifiera resultat från det utökade testet (Länsstyrelsen i Jönköpings län, 2014) och två lekplatser i Kolmården. Habitatklassningarna är inte lättolkade visuellt, särskilt inte över större områden. En legend för habitatklasser i Jönköpings län är inkluderad nedan som stöd för efterföljande exempel (figur 13).

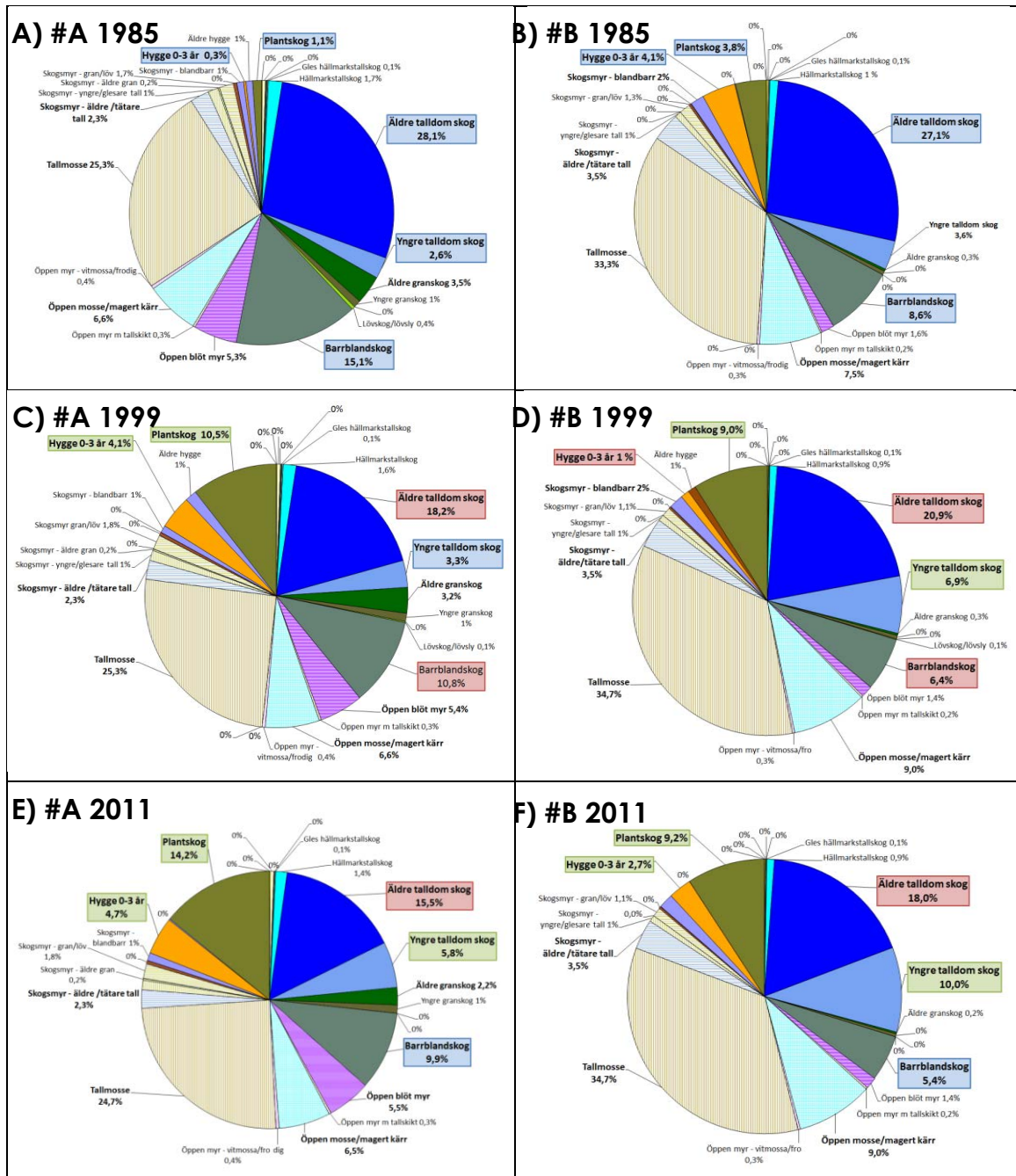


Figur 13. Legend för habitatklassning i efterföljande figurer.

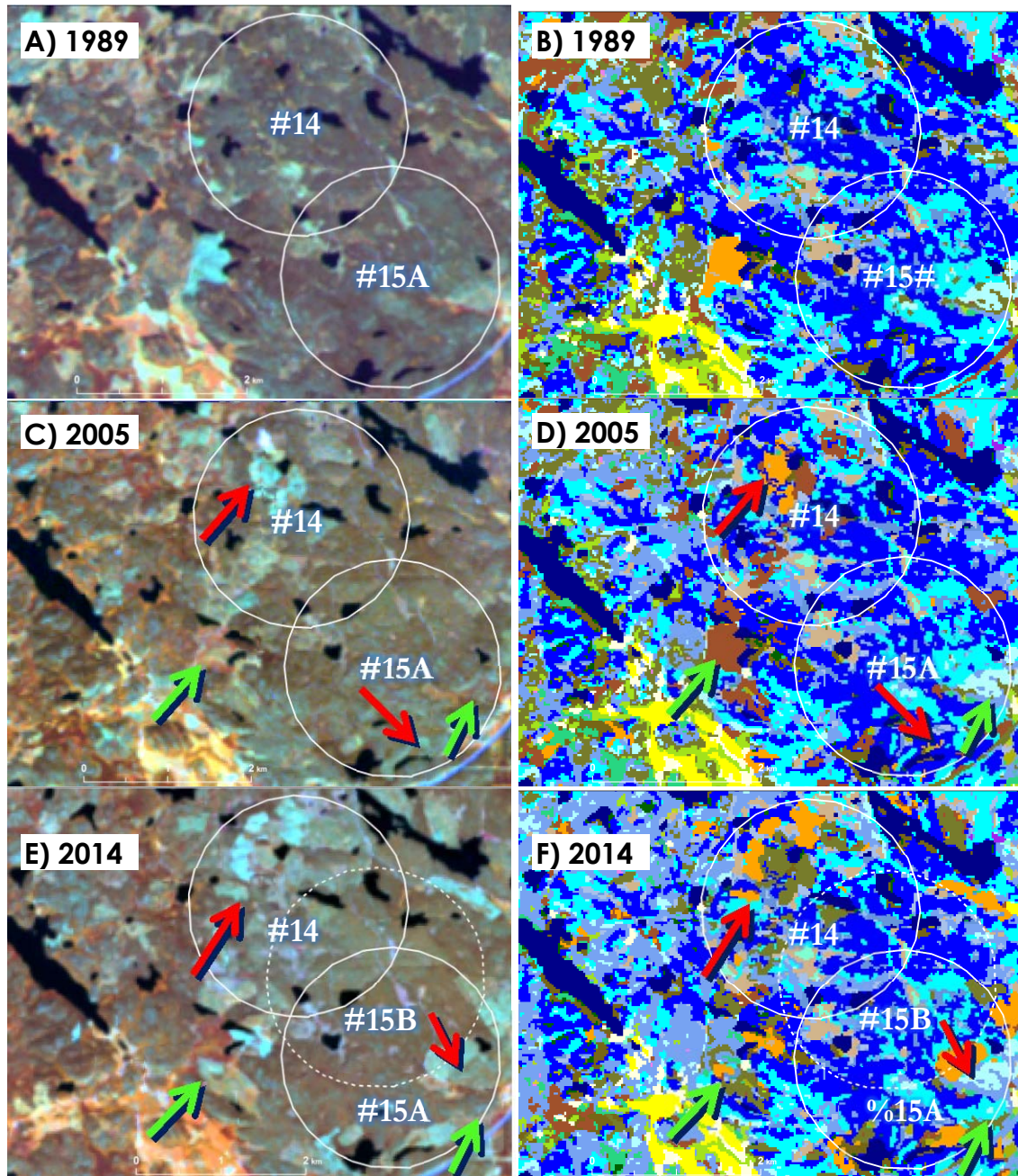
I figur 14 och figur 16 visas satellitbilderna och habitatklassningarna för områdena med de två lekplatsexemplen för de tre tidpunkterna i Jönköping respektive Kolmården. Vita cirklar markerar det generella läget av lekplatserna och har en radie på 1280 meter, vilket motsvarar cirka 500 ha. Förändringar i habitatklasserna mellan tidpunkterna är tämligen uppenbara. De som påverkar HSI negativt, till exempel nyupptagna hyggen, är markerade med röda pilar, medan gröna pilar indikerar uppväxande skog som kan komma att höja HSI-värdena. Dessa förändringar kan kvantifieras med hjälp av diagram. I figur 15 och 17 redovisas den areella fördelningen i procent av de olika habitatklasserna inom de två cirklarna för lekplats #A och #B, respektive #14 och #15 för de tre analys-tidpunkterna. I dessa figurer har myrmarkens klasser schatterats för att särskilja dem från skogsmarkens klasser.



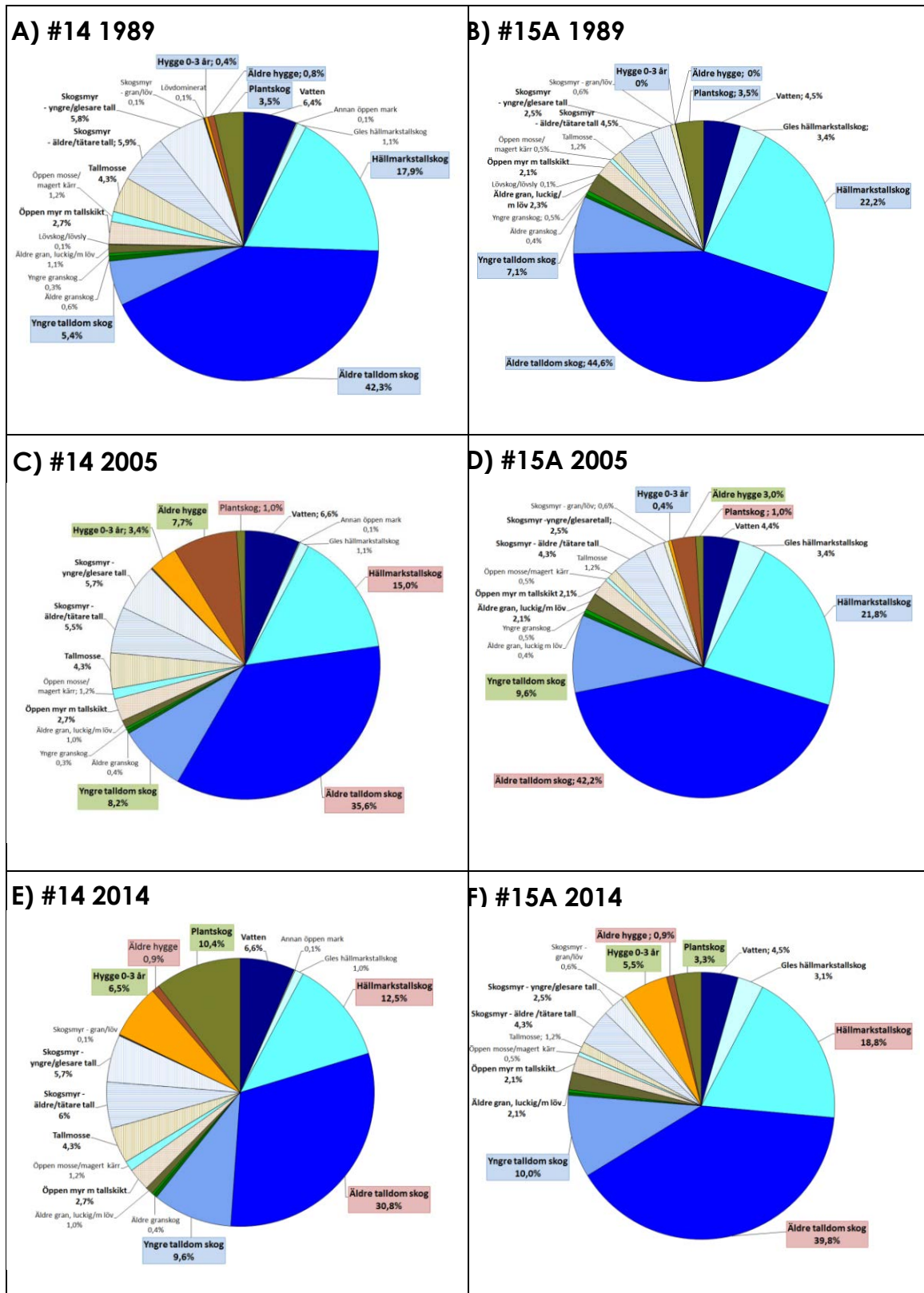
Figur 14. Exempel på satellitbilder och motsvarande habitatklassningar för två lekplatser (A# och B#) i Jönköpings län för tre tidpunkter: -A) och B) 1985, C) och D) 1999 och E) och F) 2011. Lekplatserna är markerade med en vit cirkel med 1280 meters radie (ca 500 ha). Röda pilar pekar på habitatförändringar, som t.ex. nyupptagna hyggen, och gröna pilar på uppväxande skog.



Figur 15. -Fördelning av habitatklasser i procent inom en cirkel med 1280 meters radie (ca 500 ha) för lekplats #A och #B i Jönköpings län A)och B) 1985, C)och D) 1999 och E) och F) 2011. Etiketterna för de habitatklasser som har ökat med mer än två procent från föregående tidpunkt är i C), D), E) och F) markerade med grön ruta och de som har minskat med mer än två procent med röd. I A) och B) är motsvarande klasser markerade med blå ruta. Klasser som utgör två procent eller mer är markerade med fet stil.



Figur 16. Exempel på satellitbilder och motsvarande habitatklassningar för två lekplatser (#14 och #15A) i Kolmården för tre tidpunkter; A) och B) 1989, C) och D) 2005 och E) och F) 2014. De vita cirkeln har 1280 meters radie (ca 500 ha). För 2014 är förflyttning av lekplats #15A indikerad med streckad linje (#15B). Röda pilar i C) och E) pekar på habitatförändringar, som t.ex. nyupptagna hyggen, och gröna pilar på uppväxande skog.



Figur 17. Kolmården. Fördelning av habitatklasser i procent inom en cirkel med 1280 meters radie för lekplats #14 och #15A i Kolmården, A) och B) 1989, C) och D) 2005 och E) och F) 2014. Etiketterna för de habitatklasser som har ökat med mer än två procentenheter från föregående tidpunkt är i C) och D), och E) och F) markerade med grön ruta och de som har minskat med mer än två procentenheter med röd. I A) och B) är motsvarande klasser markerade med blå ruta. Klasser som utgör två procent eller mer är markerade med fet stil.

3.1.1 Jönköping

Under år 1985 utgjorde den äldre talldominerade skogen (klasserna äldre talldominerad skog, hållmarkstallskog och gles hållmarkstallskog) 30 procent av omgivningarna runt lekplats #A (figur 15). Denna andel hade år 1999 reducerats till 20 procent. Barrblandskogen hade även den minskat, från 15 procent till 11 procent. Hygge- och plantskogsandelen hade ökat från 1,4 procent till över 15 procent. Andelen mark som utgjordes av myrhabitatklasser hade inte förändrats nämnvärt och utgjorde vid båda tidpunkterna cirka 45 procent av den totala arealen, varav 32 procentenheter skogklädd myr. För denna lekplats noterades en kraftig nedgång i observerat antal spelande tuppar från sju stycken i början av år 1985 till noll år 2003. Förändringarna under åren 1999 och 2011 var inte lika stora. Andelen äldre talldominerad skog hade sjunkit till 17 procent och barrblandskogen till cirka 11 procent. Samtidigt hade andelen hygge och plantskog stabiliserats vid 19 procent, dock med större andel plantskog. År 2010 observerades en spelande tupp.

För lekplats #B var skillnaderna mellan tidpunkterna inte lika stora. Andelen äldre talldominerad skog utgjorde 28 procent år 1985 och barrblandskogen nio procent. År 1999 hade den minskat till 22 procent och barrblandskogen till strax över sex procent. Hygge- och plantskogsandelen hade ökat från åtta till 11 procent. Den yngre talldominerade ungsbogen hade ökat nästan fyra till sju procent. Myrklasserna utgjorde 51 procent av den totala arealen, varav 31 procentenheter var trädklädda. Till år 2011 hade andelarna äldre talldominerad skog och barrblandskog sjunkit med ytterligare tre respektive en procentenhet, medan hygge- och plantskogsandelen och den talldominerade ungsbogen hade ökat till 12 respektive tio procent. Observerat antal spelande tuppar sjönk mellan de två första tidsintervallen från sju till fyra, vilket skulle kunna vara associerat med reduceringen av tjäderlämpliga habitat. Även här noterades bara en spelande tupp år 2010.

3.1.2 Kolmården

Lekplatserna #14 och #15 i Kolmården användes som exempel i slutrapporten till Rymdstyrelsen (Thulin, 2012) och används här för att illustrera utvecklingen över tid (figur 17). Omgivningen runt lekplats #14 utgjordes år 1985 av 61 procent talldominerad äldre skog (klasserna äldre talldominerad skog, hållmarkstallskog och gles hållmarkstallskog). År 2005 hade den reducerats till 52 procent av arealen (500 ha). Hygge- och plantskogsdelen hade ökat från fem till 12 procent och andelen yngre talldominerad skog hade ökat från fem till åtta procent. År 2014 utgjorde den talldominerade äldre skogen 44 procent, alltså en ytterligare reduktion med åtta procentenheter, och yngre successionsstadier utgjorde 18 procent av habitatet. Myrklasserna utgjorde 20 procent av den totala arealen, varav ca 16 procentenheter skogklädd myr, vilket verkar vara stabila siffror över tid. 10 - 15 spelande tuppar observerades vid flera tillfällen under tidsperioden runt år 1989. Vid inventeringar runt år 2005 och även år 2014 observerades inga spelande tuppar och lekplatsen antas vara övergiven för närvarande.

För den närliggande lekplatsen #15 är utvecklingen annorlunda och habitatklassernas fördelning har inte ändrats lika mycket över åren. Andelen äldre tallskog minskade från 71 procent år 1989 till 67 procent år 2005 och år 2014 var den 62 procent. Hygge- och plantskogsdelen höll sig runt fyra procent de två första tidpunkterna, men ökade till tio procent år 2014. Att ett större hygge har tagits upp i nära anslutning till lekplatsen illustreras i figur 16E och F. Myrandelen runt denna lekplats ligger på 11 procent, varav nio procentenheter utgörs av trädklädd myr. Observerat antal spelande tuppar var i det första tidsintervallet tio, för det andra tre, men år 2014 verkar denna lekplats ha övergivits. Dock observerades åtta spelande tuppar en km norrut och lekplats #15A antas ha flyttat dit (#15B).

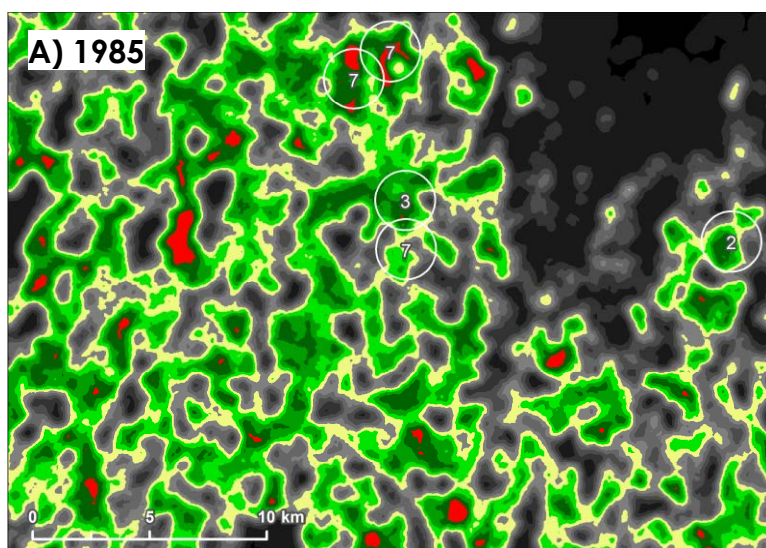
3.2 HSI-skikt för tre tidpunkter

Lekplatser med tre eller fler spelande tuppar, som har inventerats under de tre tidsintervall som motsvaras av de tre tidpunkterna för satellitregistrering, ligger företrädesvis i områden med HSI-värden $\geq 0,5$ (baserat på analys av omgivande 100 ha). Fördelningen är 90 procent av totalt antal lekplatser i Jönköpings län och 100 procent i Kolmården

Eftersom förändringar mellan tidpunkter av lekplatser och HSI-värden är svåra att åskådliggöra på länsnivå redovisas istället ett exempel för ett delområde. I figur 18 visas resultatet av modelleringen av tjäderlämplig mark för ett område i Jönköpings län för åren 1985, 1999 och 2011. Resultaten för Kolmården visas i sin helhet i figur 19 för åren 1989, 2005 och 2014. Medelvärdesfiltreringens effekt, där varje pixels omgivning inom 50 ha tas med i beräkningen, är tydlig och mycket användbar för att åskådliggöra förändringar i kärnområdenas värden.

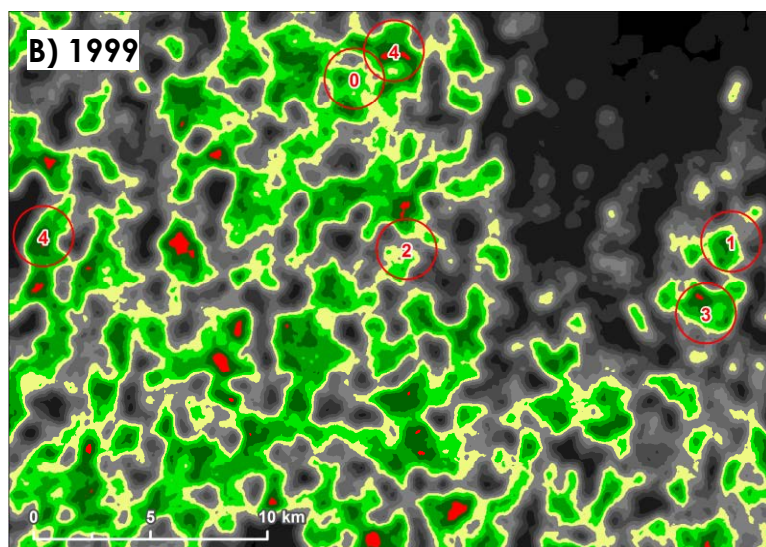
Resultatet är intressant då det visar att andelen tjäderlämplig mark (områden med HSI-värden över 0,5) generellt har minskat från den första till den tredje tidpunkten. Jämfört med den första tidpunkten är markerna mer uppdelade på mindre områden och med större isole-ring.

Det observerade antalet spelande tuppar redovisas i figur 18 och 19. Data för de flyttade lekplatserna har använts i analysen för den tredje tidpunkten. Antalet spelande tuppar som anges är hämtat från de inventeringsår som närmast motsvaras av satellitbilsregistreringarna och kan variera något mellan lekplatserna.

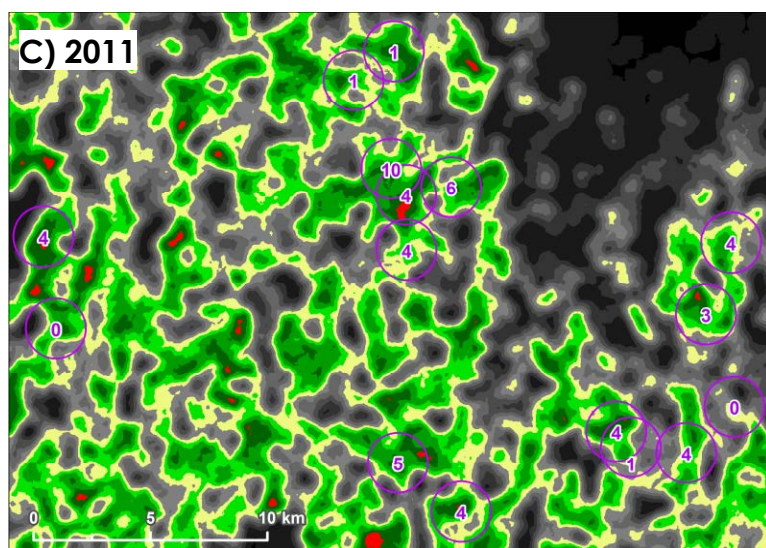


Figur 18. HSI-kärnområdesbilder för tre tidpunkter med observerat antal spelande tuppar för motsvarande tidsintervall i västra Jönköpings län. Högsta HSI-värde visas i rött och värden mellan 0,9 och 0,5 i mörkgrönt-ljusgult, och grått-svart visar de fem lägre klasserna med HSI-värden under 0,5.

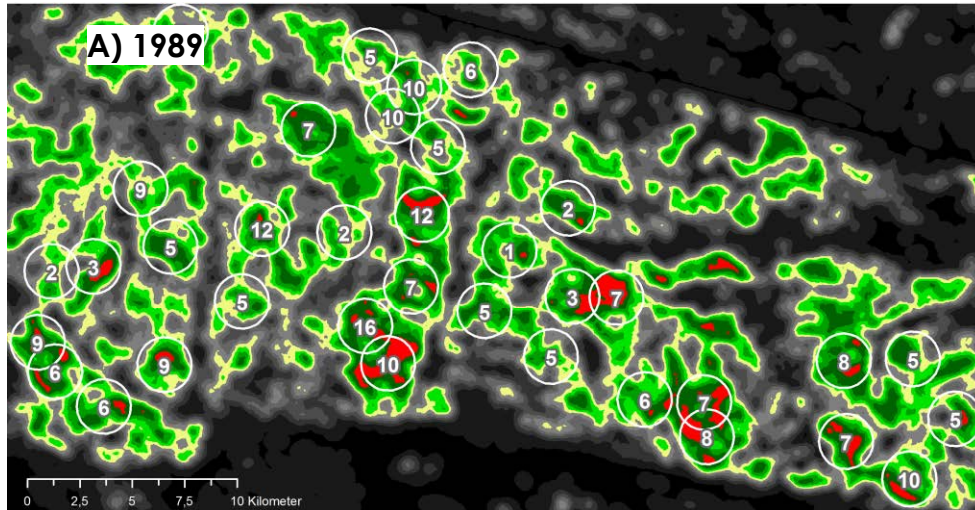
A) 1985 (1981 - 1989)



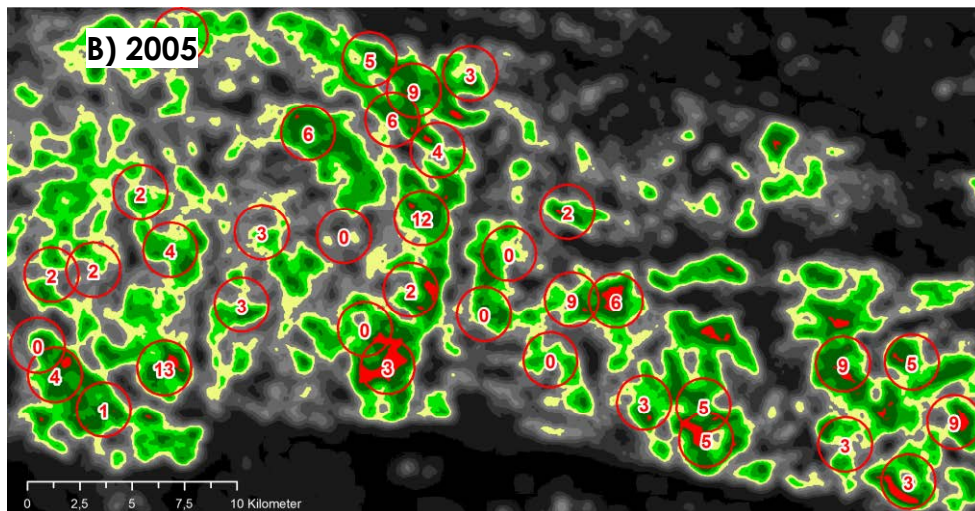
Figur 18. B) 1999 (1995 - 2003)



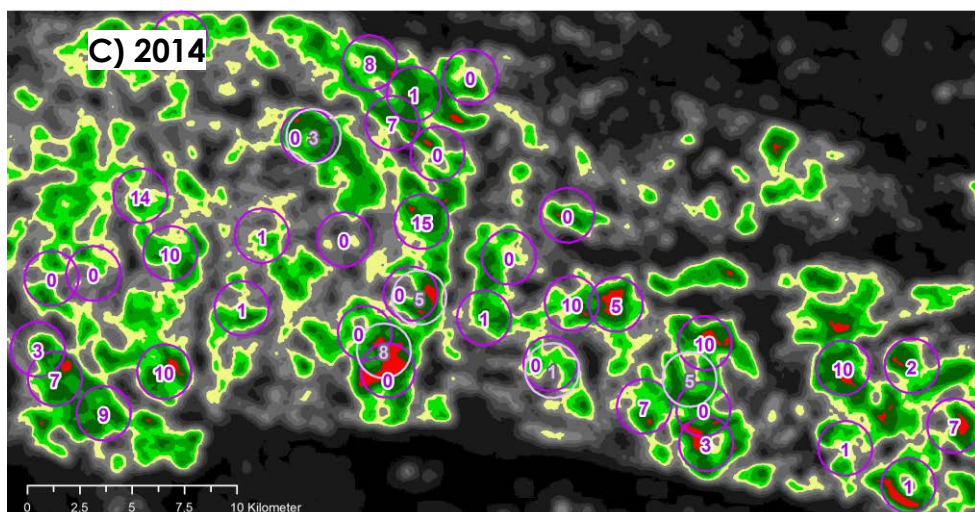
Figur 18. C) 2011 (2008 - 2014)



Figur 19. HSI-kärnområdesbilder för tre tidpunkter med observerat antal spelande tuppar för motsvarande tidsintervall i Kolmården. A) 1989 (1984 - 1997)



Figur 19. B) 2005 (1998 - 2007)

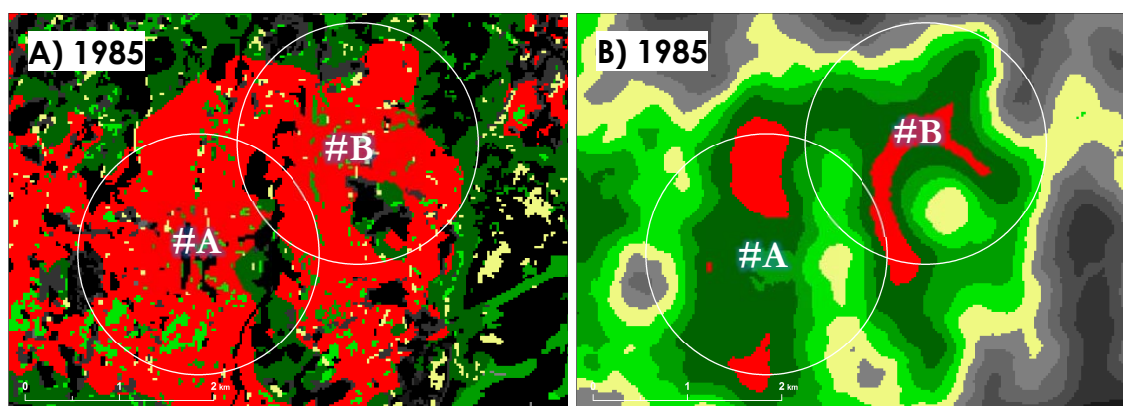


Figur 19. C) 2014 (2008 - 2014). Lekplatser som har flyttat mer än 1 km mellan andra och tredje mättidpunkterna och är inkluderade i analys med HSI-värden är markerade med ljuslila i C).

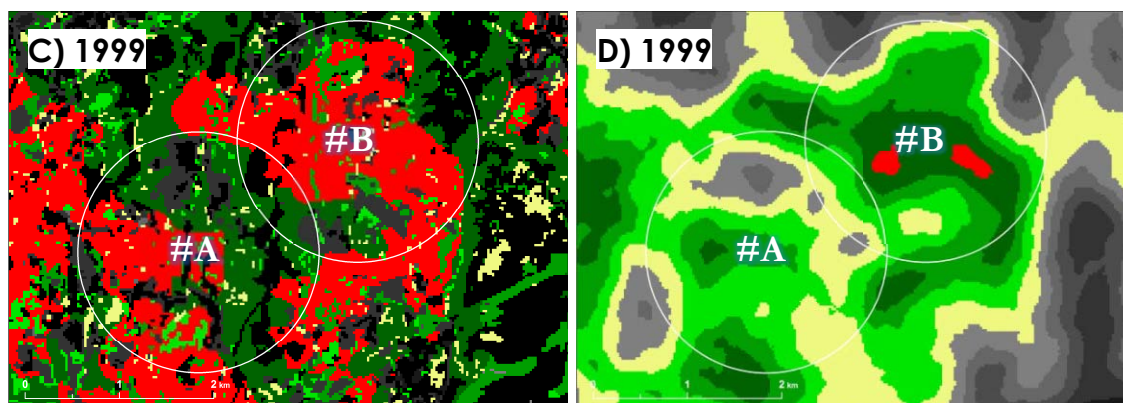
3.2.1 Jönköpings län

Lekplatserna #A och #B i Jönköpings län har också använts för en jämförelse av HSI-medelvärden för hela tidsserien. En detaljerad vy visar tydligt en reduktion av storleken på områden med högre HSI-värden i området för lekplats #A (figur 20A, C, och E), medan förändringarna för lekplats #B inte är lika tydliga (figur 20B, D och F).

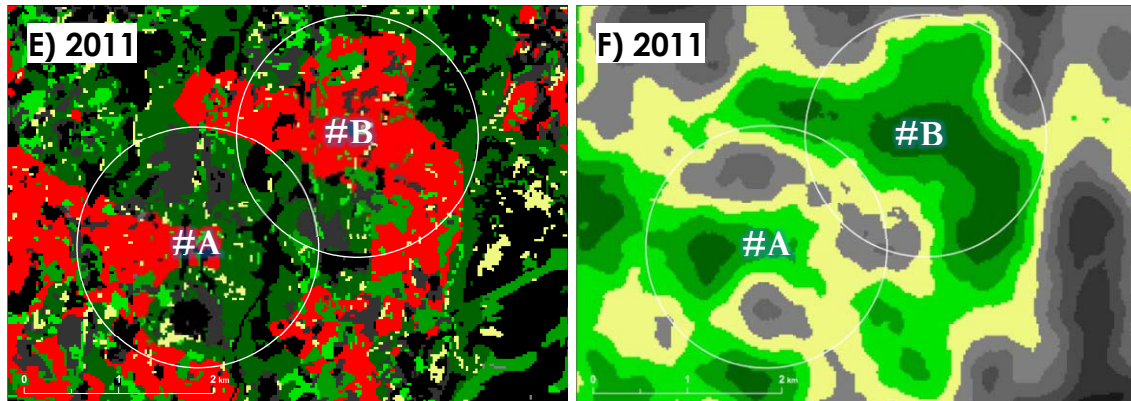
För tidsperioden 1981 - 1989, som representerar basåret 1985, var det observerade antalet spelande tuppar för både lekplats #A och #B sju, medan de för det andra tidsintervallet runt år 1999 hade reducerats till noll respektive fyra tuppar. För den tredje inventeringstidpunkten, år 2014, observerades en spelande tupp på vardera lekplatsen. HSI-kartorna visar tydligt en reducerad area av HSI-värden över 0,5 (mörkgrönt-rött) för omgivningarna runt lekplats #A medan området runt #B visar en något mindre degradering, dock med fragmentering av högvärdesområdena.



Figur 20. Exempel på HSI-värden och motsvarande HSI-kärnområden för två lekplatser i Jönköpings län för tre tidpunkter. Lekplatserna är markerade med en vit cirkel motsvarande 1280 meters radie (ca 500 ha). A) och B) 1985

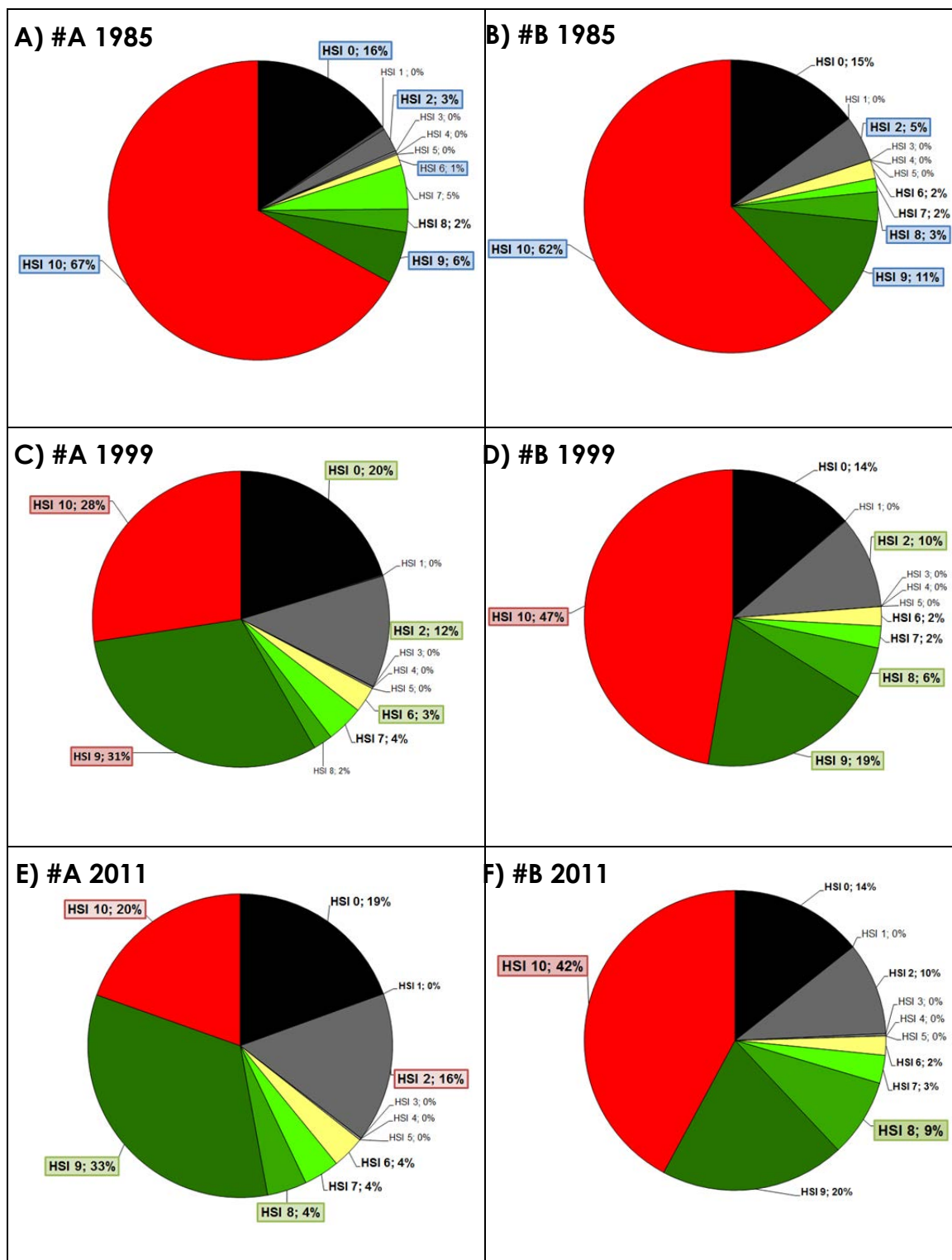


Figur 20. C) och D) 1999



Figur 20. E) och F) 2011.

HSI-värden för lekplatsernas omgivning vid olika tidpunkter kan också illustreras med diagram för kvantifiering av skillnader och förändringar. I figur 21A och B visas areafördelningen av 1985 års HSI-värden mellan 0 och 1,0 i tio diskreta kategorier, HSI1 - HSI10, för lekplats #A och lekplats #B. Som i kartbilderna är högsta HSI-värde visat i rött och värden mellan 0,9 och 0,5 i mörkgrönt-ljusgult, och grått-svart visar de fem lägre klasserna med HSI-värden under 0,5. Figur 21C och D visar motsvarande fördelning för år 1999 och figur 21E och F för år 2011.

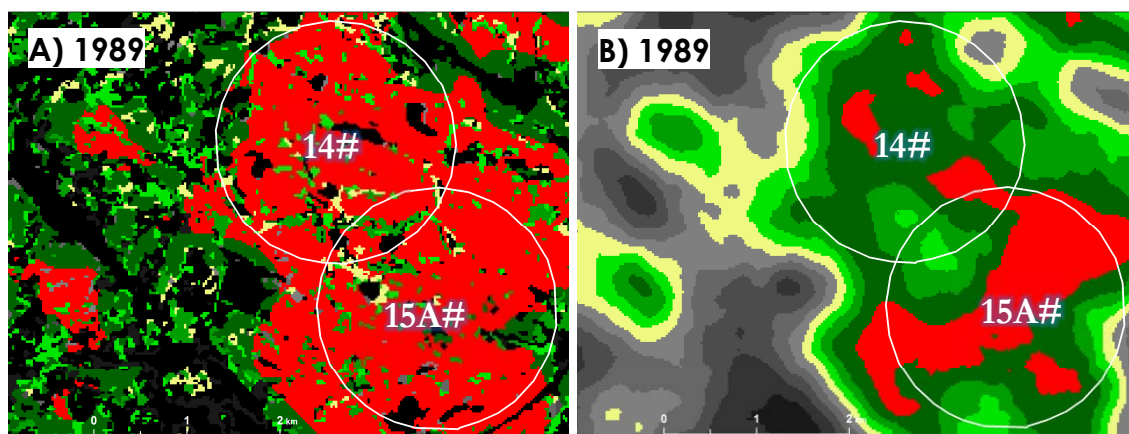


Figur 21. Fördelning av HSI-värden i procent inom en cirkel med 1280 meters radie för lekplats #A och #B i Jönköping. A) och B) 1985, C) och D) 1999 och E) och F) 2011 (jämför figur 14A, C och E). Etiketterna för de HSI-kategorier som har ökat med mer än två procentenheter är i C) till F) markerade med grön ruta och de som har minskat med mer än två procentenheter är markerade med röd ruta. I figur A) och B) är motsvarande klasser markerade med blå ruta. HSI-kategorier som utgör två procent eller mer är markerade med fet stil.

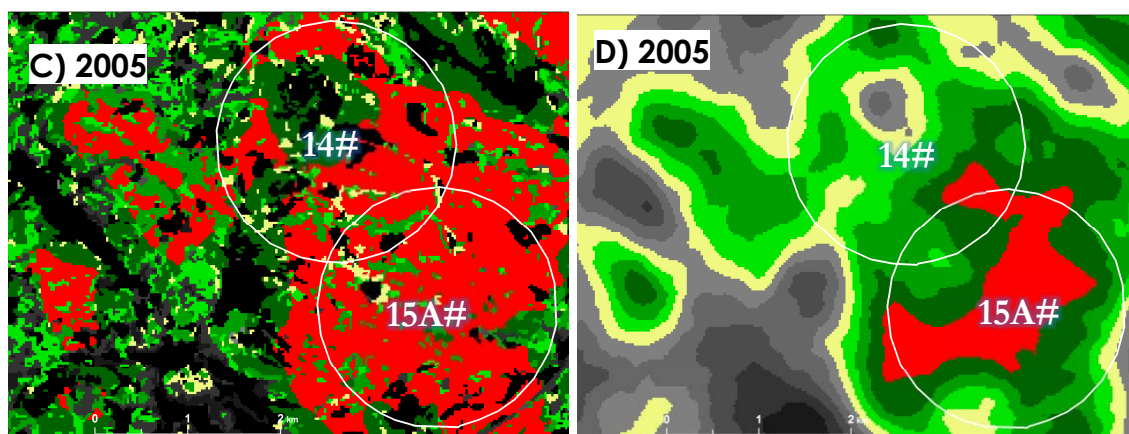
Det är främst de två högsta klasserna och den näst lägsta klassen som uppvisar stora förändringar mellan de två första analysstidpunkterna. Arealen med den högsta HSI-kategorin 10 (HSI 0,9-1,0 i rött) för lekplats #A har minskat med 39 procentenheter medan den näst högsta klassen 9 (HSI 0,8-0,9 i mörkgrönt) har ökat med 25 procentenheter mellan åren 1985 och 1999. Kategorierna under HSI 0,5 har också ökat, från 19 till 32 procent. För lekplats #B är förändringarna något mindre med en minskning av den högsta kategorin med 15 procentenheter och en ökning av den näst högsta kategorin med åtta procentenheter, samt en minskning av 0-kategorin med en procentenhet.

3.2.2 Kolmården

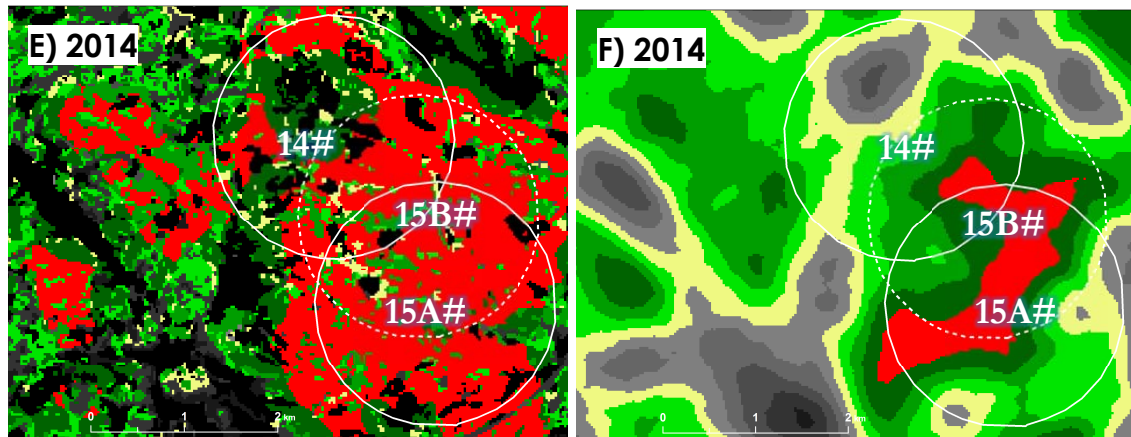
Lekplatserna #14 och #15 i Kolmården användes på liknande sätt för att illustrera förändringar i HSI-värden över tid. HSI-kartorna över de två lekplatserna i Kolmården visar en tydlig reduktion i den högsta HSI-klassen i ett 500 ha stort analysområde runt lekplats #14. Reduktionen av denna klass är svårare att se för lekplats #15A på grund av att ytorna som ändrats från början var små (figur 22).



Figur 22. Exempel på HSI-värden och motsvarande HSI-kärnområden för två lekplatser i Kolmården för tre tidpunkter. Lekplatserna är markerade med en vit cirkel motsvarande 1280 meters radie (ca 500 ha). För 2014 är även förflyttning av lekplats #15A indikerad med streckad linje (#15B). A) och B) 1989

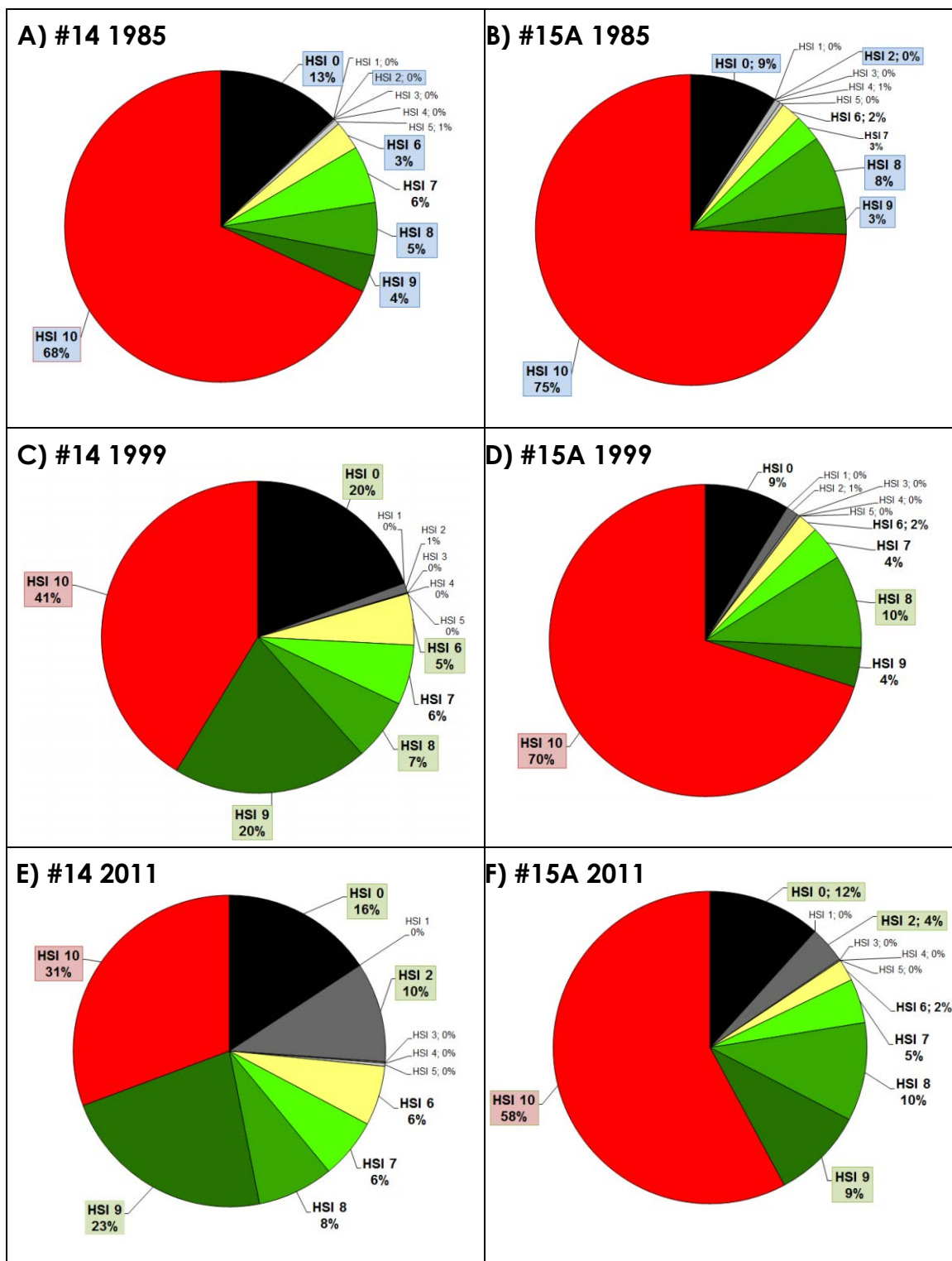


Figur 22. C) och D) 2005



Figur 22. E) och F) 2014.

I diagrammen (figur 23) är kvantifieringen av förändringen lättare att se. HSI 10 har minskat från 75 till 70 procent mellan åren 1989 och 2005, för att ytterligare reduceras till 58 procent 201. Förändringen av den högsta klassen för lekplats #14 är från 68 till 41 procent år 2005 och ner till 31 procent år 2014. Motsvarande ökning av de lägre HSI-klasserna har skett. Fördelningen mellan dessa är olika mellan tidpunkterna och inte desamma för de två lekplatserna; en större ökning av HSI klass 2 kan till exempel ses mellan åren 2005 och 2014 för lekplats #14.



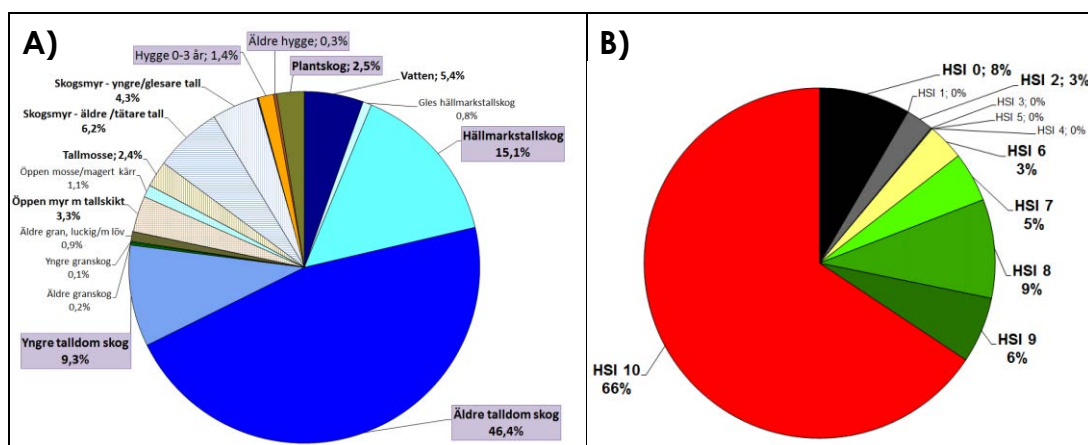
Figur 23. Fördelning av HSI-värden i procent inom en cirkel med 1280 meters radie för lekplats #14 och #15A i Kolmården, A) och B) 1989, C) och D) 2005 och E) och F) 2014. Etiketterna för de HSI-kategorier som har ökat med mer än två procentenheter är i C) till F) markerade med grön ruta och de som har minskat med mer än två procentenheter är markerade med röd ruta. I figur A) och B) är motsvarande klasser markerade med blå ruta. HSI-kategorier som utgör två procent eller mer är markerade med fet stil.

För den första tidsperioden var observerat antal spelande tuppar 16 i #14 och tio i #15A, för den andra noll respektive tre och för den tredje noll respektive noll. Åtta spelande tuppar observerades 2014 i #15B. Motsvarande diagram för området runt den flyttade lekplatsen visas i figur 24.

3.3 Förflyttning av lekplats

Över tid sker ibland en förflyttning av en lekplats till en annan plats, det kan dels vara till ett nytt läge, dels till en tidigare använd lekplats. Anledningar till flytten kan variera och vara svåra att bedöma. Ibland rör det sig om att en lekplats blir obrukbar på grund av till exempel avverkningar. Ersättning av en äldre alfatupp med en ny, yngre, kan eventuellt också spela roll. I exemplen ovan från Kolmården visar de vita cirkelarna i figur 16 på en förflyttning av lekplats #15. Det nya läget är enligt tjäderinventerare området för en lekplats som var aktiv på 1950-talet.

I figur 24 visas diagrammen för habitatklasser respektive HSI för lekplats #15B år 2014. I jämförelse med motsvarande diagram för läget #15A i figur 17F respektive figur 23F är andelen äldre tallskog större, vilket bidrar till en större andel av den högsta HSI-klassen. Andelen hygge och plantskog är större för #15A, vilket också påverkar HSI-värdena där de lägre klasserna utgör en större andel än för #15B. HSI-klasserna HSI 6 till HSI 10 är för #15B 89 procent jämfört med 84 procent för #15A.

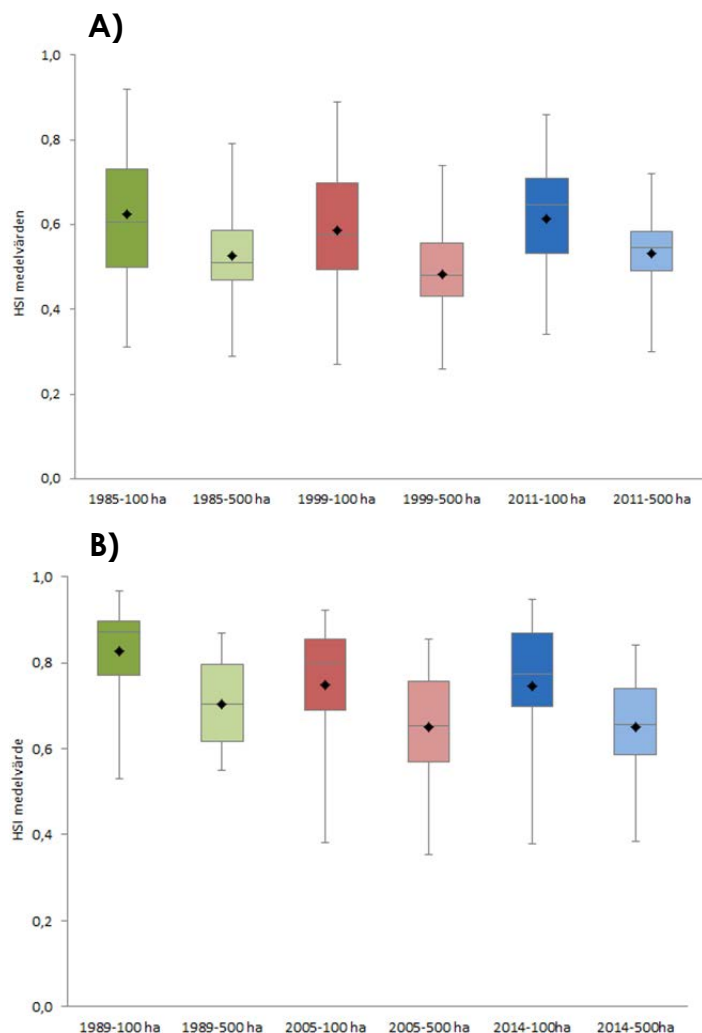


Figur 24. . Diagram med fördelning av A) habitatklasser och B) HSI-värden för lekplats 15B# i Kolmården, som 2014 flyttats 1 km norrut.

3.4 Statistisk analys av HSI och observerat antal spelande tuppar

Resultatet från den statistiska analysen av HSI-värden i omgivningarna runt de inventerade lekplatserna och observerat antal spelande tuppar beskrivs nedan. Grafer används för att visualisera dessa resultat på olika sätt. Cirklar med 575 och 1280 meters radie (cirka 100 respektive cirka 500 ha) användes för att extrahera medelvärden för HSI för varje lekplats med dess omgivning. HSI-medelvärden för de två analysytorna och de tre tidpunkterna beräknades sedan från medelvärdet av förekomsten av HSI-klasserna och är normaliserade mot ytornas area.

För att möjliggöra en jämförelse över åren har endast värden för de lekplatser som har inventerats inom alla tre tidsintervall använts och som motsvaras av tidpunkterna för den satellitbildsbaserade uppdateringen av habitatklassningar och HSI ($n = 24$ för Jönköpings län och $n = 34$ för Kolmården). Skillnaden mellan tidpunkterna och ytorna är illustrerade i figur 25.



Figur 25. HSI-medelvärden i tjäderlekplatsernas omgivningar i A) Jönköpings län ($n = 24$) och B) i Kolmården ($n = 34$). Statistik för 100 hektar (mörkfärgade) och 500 hektar (ljusfärgade) är för 1985 respektive 1989 markerade i grönt, för 1999 respektive 2005 i rött och för 2011 och 2014 i blått. Medelvärde är markerat med en svart romb och medianvärdet med ett horisontellt streck. Boxarna utgör ± 2.5 e percentilen runt medelvärdet.

Medel- och medianvärden (svart romb och horisontellt streck) sammanfaller tämligen väl för fem av de sex dataseten för Jönköpings län (figur 25A) vilket är typiskt för normalfördelade data. Resultatet för den tredje tidpunkten år 2014 och 100 ha indikerar en avvikelse från normalfördelning med en förskjutning av distributionen mot lägre värden. I Kolmården (figur 25B) sammanfaller medel- och medianvärdena enbart för 500 ha, med en förskjutning mot högre värden för 100 ha.

1985-års HSI-medelvärden i Jönköping för 100 ha (0,64) och 500 ha (0,54) och 1999 års medelvärden (0,59 respektive 0,49) pekar på en minskning mellan de två tidpunkterna med 8 procent för 100 ha och 9 procent för 500 ha. Skillnaden mot den tredje tidpunkten uppvisar motsatt trend, en ökning med 7 procent till 0,63 för 100 ha och med 10 procent tillbaka till 0,54 för 500 ha. I Kolmården visade motsvarande värden på en något större minskning mel-

lan de två första tidpunkterna, för 100 ha 10 procent och för 500 ha 7 procent. Medelvärdena för år 2014 är i stort desamma som för år 2005.

Data från lekplatsinventeringar från de tre tidsintervallen som motsvaras av de tre olika satellitbilderna användes för en enkel analys av resultatet från habitatmodelleringen. Antalet lekplatser som har inventerats är olika för de tre tidsintervallen och är fler i Jönköpings län än i Kolmården. I Jönköpings län är fördelningen av antalet aktiva lekplatser (tre eller fler spelande tuppar) jämfört med totalt antal inventerade 73 procent, 38 procent och 35 procent för åren 1985, 1999 och 2011. För Kolmården kan samma mönster observeras; högst andel vid den första tidpunkten, 89 procent, lägre vid den andra, 71 procent, och lägst vid den tredje, 57 procent.

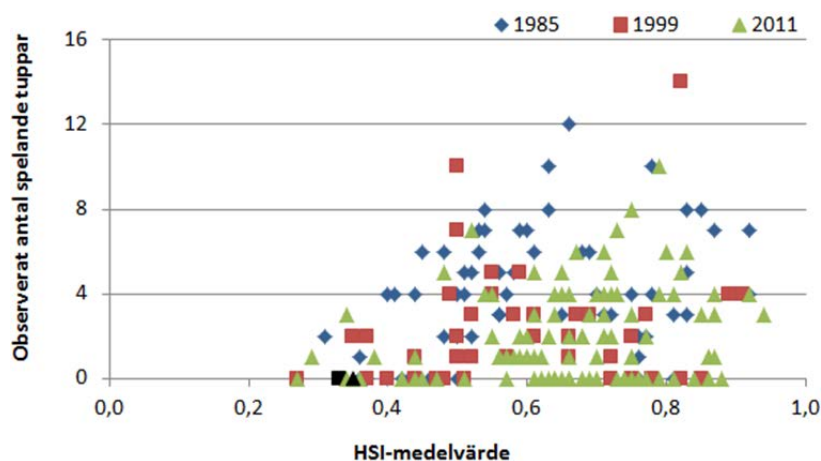
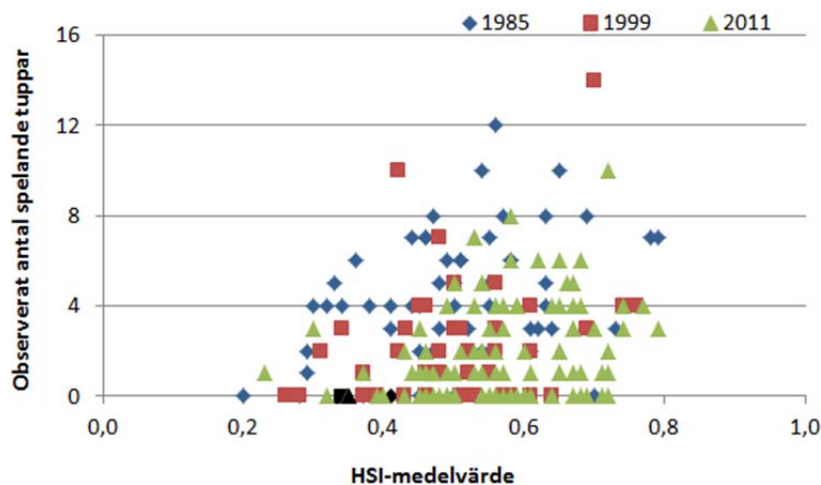
Resultatet visar en koppling mellan högre HSI-värden i lekplatsernas omgivning och de aktiva lekplatserna med variation över åren både i Jönköpings län och i Kolmården (tabell 7).

Tabell 7. Procentuell fördelning av antalet aktiva lekplatser (med tre eller fler spelande tuppar) och HSI-medelvärde $\geq 0,5$ modellerat för två arealer runt lekplatserna (100 ha och 500 ha) och för tre tidpunkter (1985, 1999 och 2011 för Jönköpings län och 1989, 2005 och 2014 för Kolmården).

Lekplatsinventeringar	Omgivning / analysyta (ha)	Antal aktiva lekplatser (% av total)	Antal aktiva lekplatser (med HSI $\geq 0,5$ i omgivningen)	% aktiva lekplatser (med HSI $\geq 0,5$ i omgivningen)
Jönköpings län				
1981 – 1989	100	41 (73)	36	88
HSI 1985 (n = 56)	500	41 (73)	27	73
1995 – 2003	100	16 (38)	15	94
HSI 1999 (n = 42)	500	16 (38)	10	63
2008 – 2014	100	35 (35)	33	94
HSI 2011 (n = 101)	500	35 (35)	32	91
Kolmården				
1984 – 1997	100	32 (89)	32	100
HSI 1989 (n = 36)	500	32 (89)	32	100
1998 – 2007	100	34 (71)	23	96
HSI 2005 (n = 34)	500	34 (71)	24	100
2008 – 2014	100	21 (57)	21	100
HSI 2014 (n = 37)	500	35 (57)	21	100

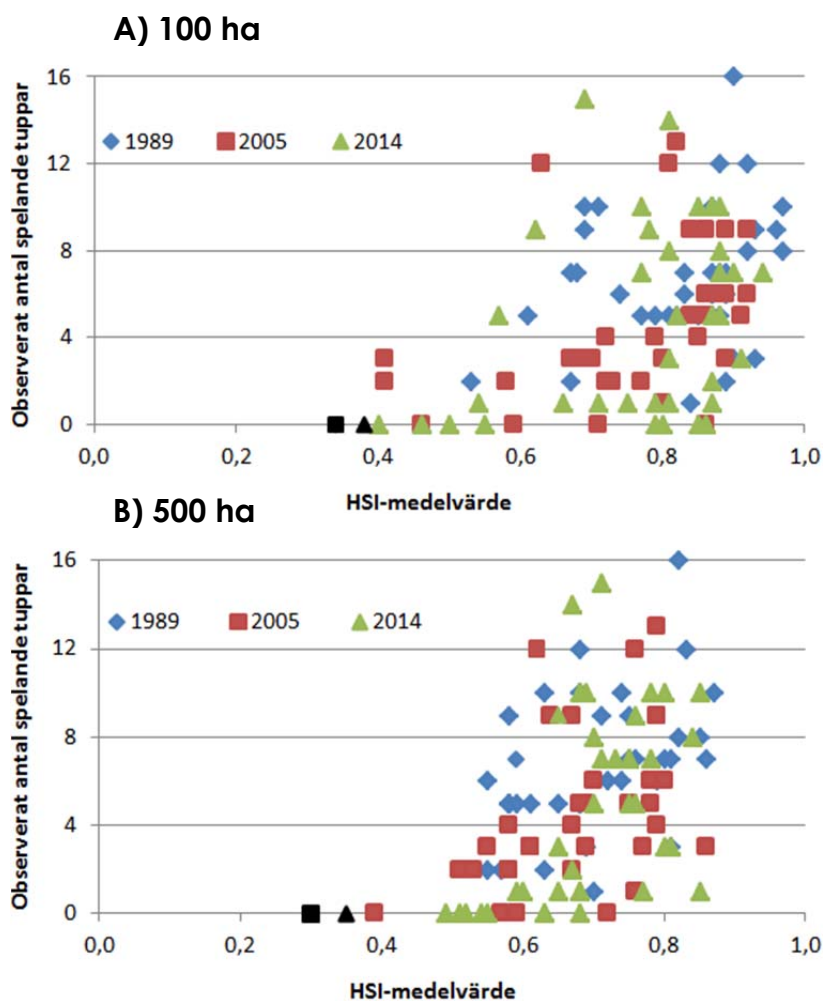
Flertalet av dessa lekplatser ligger i områden med HSI-medelvärden $\geq 0,5$. För det första tidsintervallet är fördelningen 88 procent (100 ha) och 73 procent (500 ha) för Jönköpings län. Motsvarande procentsiffror för det andra tidsintervallet är 94 procent (100 ha) och 63 procent (500 ha). Trots att dessa siffror inte verkar skilja sig markant mellan åren visar dock statistiska test (Chi²-test) att det finns en skillnad i fördelning för både 100 ha (88 procent och 94 procent) och 500 ha (73 procent och 63 procent). För den tredje tidpunkten är motsvarande siffror 94 procent (100 ha) och 91 procent (500 ha), där det finns en skillnad mot föregående tidsperiod för 500 ha. I Kolmården ligger nästan alla aktiva lekplatser för alla tidpunkter i omgivning med HSI-medelvärde över 0,5 oavsett analysytans storlek.

I figur 26A och B visas observerat antal spelande tuppar (Y-axel) och HSI-medelvärden (X-axel) plottade mot varandra för 100 ha respektive 500 ha i lekplatsernas omgivning i Jönköpings län. HSI-medelvärden redovisas i ett intervall mellan 0 och 1,0.

A) 100 ha**B) 500 ha**

Figur 26. HSI-medelvärden för områden runt varje lekplats i Jönköpings län plottat mot observerat antal spelande tuppar för motsvarande tidsperioder för 1985 (n = 56), 1999 (n = 42) och 2011 (n = 101). A) 100 ha (575 meters radie), B) 500 ha (1280 meters radie). HSI-medelvärden för beräknad referensyta (slumpade områden) utanför dessa lekplatsområden är markerade med svarta symboler.

I figur 27 visas motsvarande figurer för Kolmården. Inkluderat i analysen är också HSI-medelvärde för områden utanför lekplatsernas omgivningar (svarta markeringar). I Kolmården var detta värde baserat på resterande yta av studieområdet. Då det inte ansågs relevant att beräkna HSI-medelvärde för hela Jönköpings län utanför de inventerade lekplatserna slumpades istället 40 ytor ut med 575 m respektive 1280 m radie utanför existerande lekplatsområden. HSI-medelvärden för dessa är markerade med svarta symboler i figur 26.



Figur 27. HSI-medelvärden för områden runt varje lekplats i Kolmården plottat mot observerat antal spelande tuppar för motsvarande tidsperioder för 1989 ($n = 36$), 2005 ($n = 34$) och 2011 ($n = 38$). A) 100 ha (575 meters radie). B) 500 ha (1280 meters radie). HSI-medelvärden för området utanför dessa lekplatsområden i studieområdet är markerade med svarta symboler.

För Kolmården är HSI-värdet för områdena utanför lekplatserna genomsnittligt lägre än för alla lekområden, vilket kan tolkas som att tjäderlekar i Kolmården är etablerade i de flesta lämpliga områdena. Detta är inte fallet i Jönköpings län. Här ligger HSI-medelvärdena för de olika ytorna och tidsperioderna för områden utanför inventerade lekplatser runt 0,4, och som figuren visar förekommer några lekplatser med aktiva spel med lägre HSI-värden än dessa, framförallt i de större analysytorna (500 ha).

Många faktorer påverkar antalet observerade tuppar. Årstidsvariationer i temperatur och nederbörd, predationstryck, faktiska väder- och vindförhållanden vid inventeringstillfället, olika kunskap hos inventerarna, samt tillgänglig tid att undersöka en lekplats. I själva verket kan sambandet mellan antalet spelande tuppar och omgivningens beskaffenhet ha en annan form än linjär. Ett positivt samband mellan antalet tuppar och omgivningarnas sammansättning är dock sannolikt.

Figur 26 och 27 visar att det finns ett samband mellan observerat antal spelande tuppar och HSI-värden i omgivningarna runt lekplatserna i både Jönköpings län och i Kolmården. För 500 ha är detta samband något starkare än för 100 ha, baserat på korrelationskoefficienten R från enkel linjär regression. För 1999 respektive 2005 års data är sambanden generellt svagare jämfört med motsvarande värden från åren 1985 och 1989. För den tredje tidpunkten, år

2014, är värdena i Kolmården i nivå med år 1989 medan resultatet för Jönköpings län visar sämre samband för år 2011 än för de båda tidigare tidpunkterna (tabell 8).

Tabell 8. Korrelationskoefficienter (R) och P-värden från jämförelse av sambandet mellan HSI-medelvärden för två arealer (500 ha och 100 ha) runt de inventerade lekplatserna (n) i Kolmården (år 1989, 2005 och 2014) och i Jönköpings län (år 1985, 1999 och 2011), samt observerat antal tuppar.

Studieområde	År	Yta (ha) (n = antal inventerade lekplatser)	Korrelationskoefficient	P-värde (tvåsidigt) §
Kolmården	1989	500 (n = 37)	0,524	0,0009 ***
		100 (n = 37)	0,394	0,0147 *
	2005	500 (n = 35)	0,484	0,0032 **
		100 (n = 57)	0,461	0,0053 **
	2014	500 (n = 38)	0,500	0,0014 **
		100 (n = 38)	0,372	0,0215 *
Jönköpings län	1985	500 (n = 57)	0,359	0,0061 *
		100 (n = 57)	0,289	0,0292 *
	1999	500 (n = 43)	0,301	0,0498 *
		100 (n = 43)	0,289	0,1031
	2011	500 (n = 102)	0,268	0,0065 **
		100 (n = 102)	0,240	0,0151 *

§ källa <http://graphpad.com/quickcalcs/pValue2/>

Korrelationskoefficienten R indikerar dock för samtliga jämförelser signifikanta samband (baserat på sannolikhetsberäkningar i form av två-sidiga test), utom för 100 ha år 1999 i Jönköpings län (*P*-värdet behöver vara $< 0,05$ för att räknas som statistiskt signifikant). Sambanden mellan HSI-medelvärde i omgivningarna är generellt starkare i Kolmården jämfört med i Jönköping.

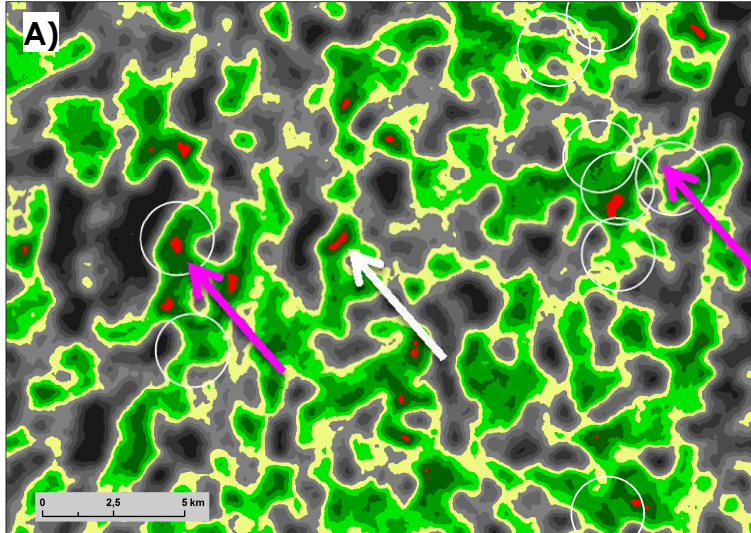
3.5 Modifiering av habitatmodellen

Efter preliminära resultat, när habitatklassningarna uppdaterats och habitatmodellen modifierats genom att inkludera index för myrkantslängd och störningar, togs nya HSI-skikt fram för både Kolmården och Jönköpings län för de tre olika tidpunkterna. Effekten av resultaten redovisas nedan, dels separat, dels i kombination. Kartor baserade på korrigerade HSI-värden jämförs med originalen och med modifieringsraster. Nya HSI-medelvärden plottas tillsammans med ursprungliga HSI-medelvärden mot lekplatsinventeringarnas data. Exempel baserade på analysen i Jönköpings län visas för både 100 ha och 500 ha runt lekplatserna för alla tre tidpunkter. Resultatsammanställning av korrelationskoefficienter för samtliga körningar med den modifierade modellen är listade i tabell 9 för både Jönköpings län och Kolmården.

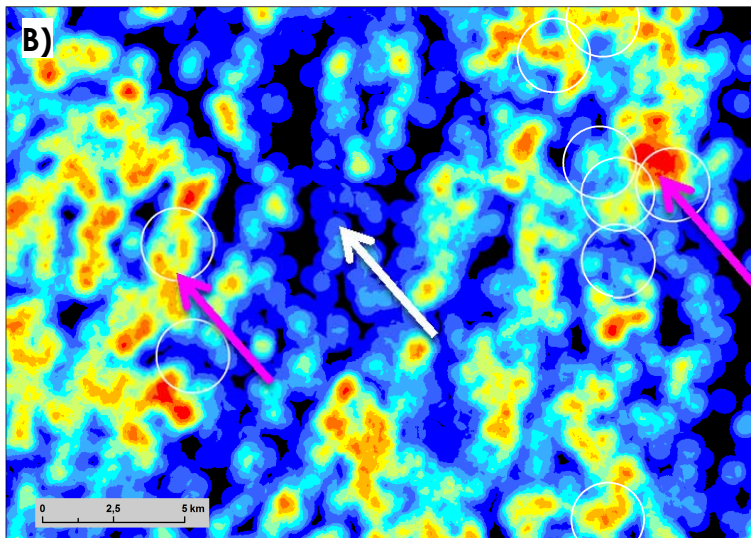
3.5.1 Myrkantslängd

I figur 28 visas tre bilder av ett område i Jönköpings län som exempel på hur HSI-värdena påverkas av att inkludera det framtagna skiktet för myrkantslängden (se figur 8). I figur 28A visas det ursprungliga skiktet med HSI-kärnområden för år 2011 och i figur 28B visas skiktet för myrkantslängd (baserat på mätning i habitatklasserna). Värden för varje pixel beräknas genom att ta medelvärdet av de myrkantslängder som förekommer inom en 50 ha stor cirkel (löpande fönster med 400 meters radie). De är indelade i 10 kategorier och infärgade från blått (låga värden) till rött (höga värden) med värde 0 i svart. Områden med höga HSI-

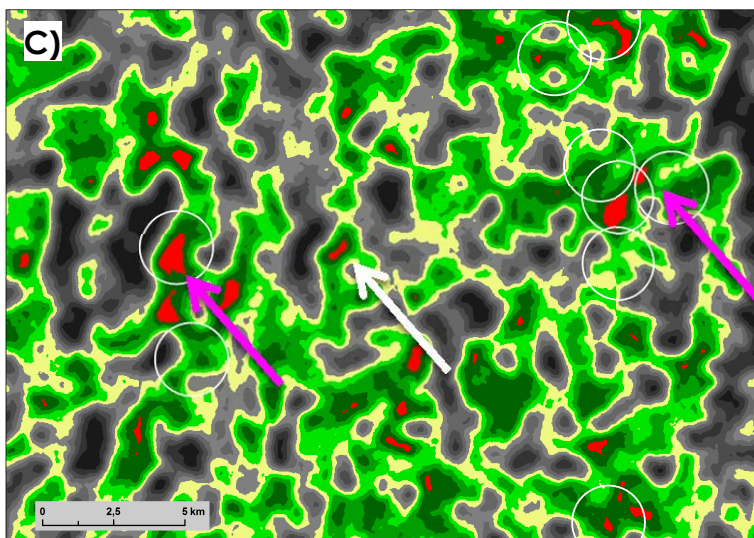
världen i A och höga värden på myrkantslängd i B sammanfaller inte nödvändigtvis. Figur 28C visar resultatet modifierat med myrkantsindex. En förstoring eller förstärkning av vissa områden med höga HSI-värden är tydlig (rosa pilar) medan andra förblir oförändrade (vita pilar).



Figur 28. Resultat från HSI-modifiering med myrkantslängdsindex. A) Originalversionen av HSI-kärnområden. Rosa pilar pekar på områden där höga HSI-värden inte sammanfaller med områden med långa myrkanter men vars HSI-värden förstärks av den modifierade modellen. Vita pilar pekar på värden som inte förändras eftersom myrkantsindexvärdena där är låga.

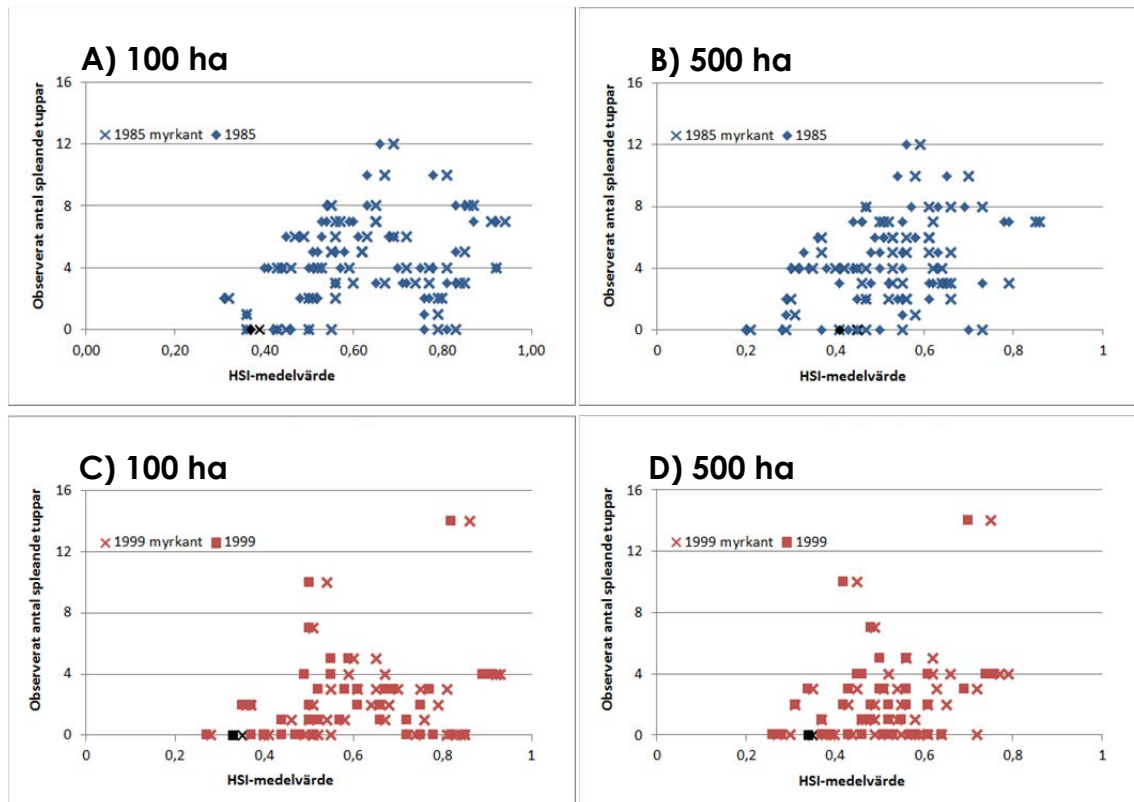


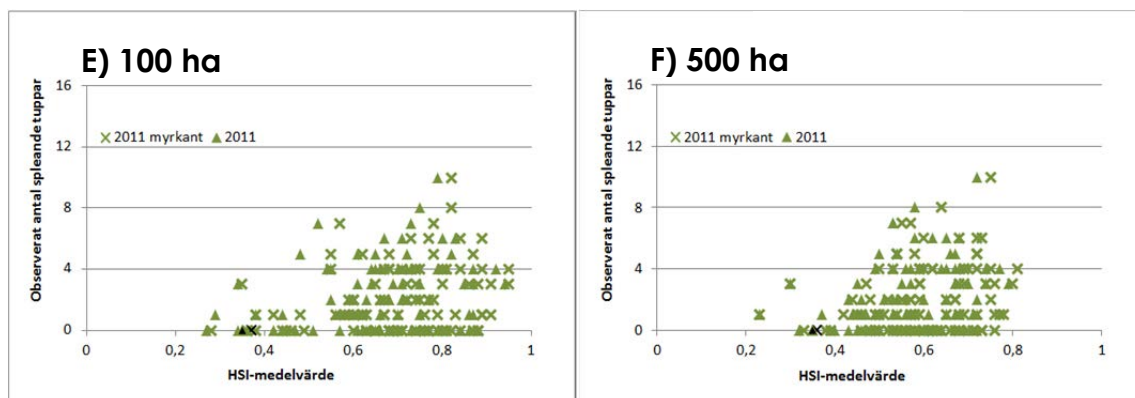
Figur 28. B) Myrkantslängdsraster i 10 kategorier



Figur 28. C) HSI-kärnområden modifierade med myrkantslängdsindex.

Statistiska analyser baserade på de nya skikten för alla tre tidpunkter och för de båda förut använda analysytorna 100 respektive 500 ha gav resultat som visade en förskjutning av HSI-värdena mot högre värden för vissa lekplatser. För en del lekplatser var förskjutningen större än för andra och vissa ändrades mycket lite med varierande storleksförskjutningar för de två analysytorna. Diagram för modifieringen med myrkantlängd för Jönköpings län visas i figur 29 för de tre analys-tidpunkterna. Korrelationskoefficienter från linjära regressioner listas för alla versioner i tabell 9 för både Jönköpings län och Kolmården.

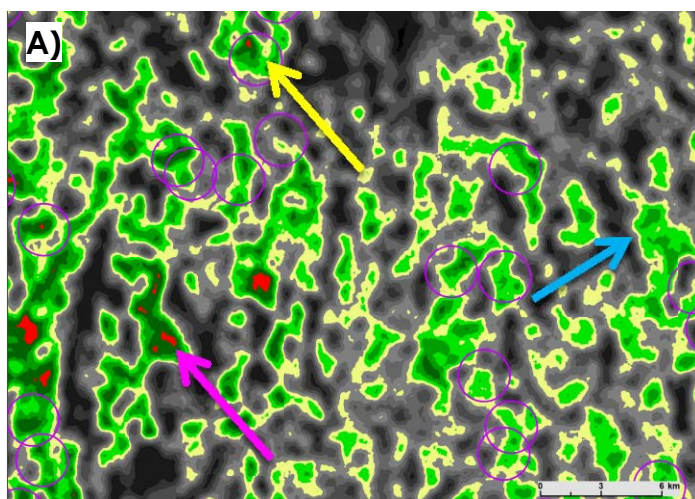




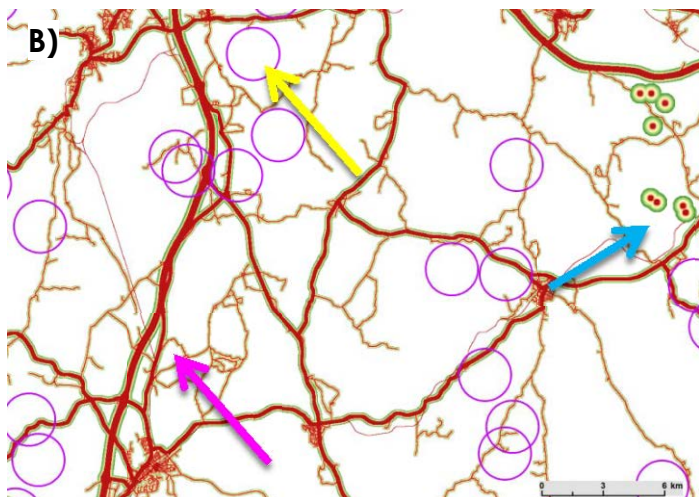
Figur 29. HSI-medelvärden och HSI-medelvärden modifierade med myrkantslängdsindex för de två analysytorna i Jönköpings län plottade mot observerat antal spelande tuppar. Originalvärden för HSI-medel för lekplatserna visas med romb och modifierade värden med kryss i blått för 1985, A) visar resultat för 100 ha och B) för 500 ha (n=57). I C) respektive D) visas motsvarande värden för 1999; originalvärden med röd fyrkant och modifierade värden med rött kryss (n=42) och i E) respektive F) visas originalvärden med grön triangel och modifierade värden med grönt kryss för 2011 (n=102). Särskilt markerade i svart är HSI-medelvärden för referensytorna utanför lekplatsernas analyszoner.

3.5.2 Störningsindex

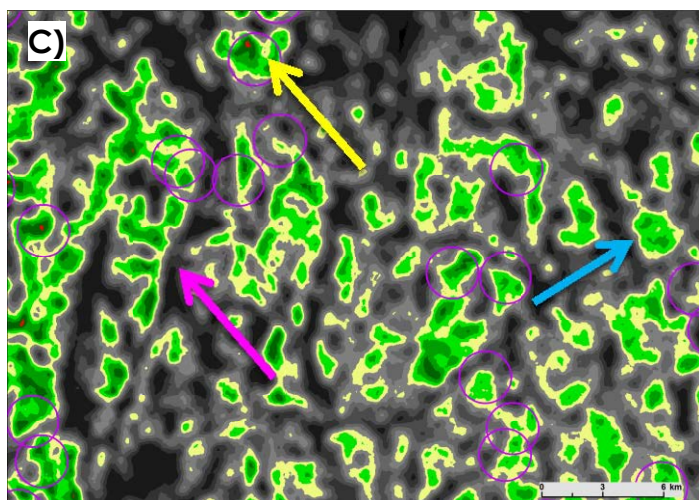
I figur 30 visas tre bilder av ett område i Jönköpings län som exempel på hur HSI-skiktet påverkas av att inkludera en modifiering av HSI-värden baserat på störningsindexet för väg, järnväg och vindkraft (jämför figur 9). Figur 30A visar originalversionerna av HSI-kärnområdena framtagna för 2011 och i B visas raster av störningsindex baserat på olika värden för vägar, järnvägar och vindkraft i gult-rött där områden i rött motsvarar HSI 0. HSI-bilden för 2011 är resultatet av att applicera störningsindex på HSI-skiktet.



Figur 30. Illustration av resultat från HSI-modifiering med störningsindex. Rosa pilar pekar på ett område där höga HSI-värden ursprungligen har beräknats men som genomkorsas av större vägar. Turkosa pilar pekar på ett sammanhängande tjäderlämpligt område som tangeras av vindkraftverk och större väg samt järnväg och som med applicering av störningsindex minskar kraftigt i storlek. Gula pilar pekar på ett område med höga HSI-värden som följaktligen inte förändras eftersom störningsindex där är 0. Lekplatser som inventerats 2008-2014 är markerade med rosa ringar (500 ha) för att visa att HSI-medelvärden runt vissa lekplatser för de använda analysytorna får modifierade värden. A) Originalversionen av HSI-kärnområdena framtagna för 2011

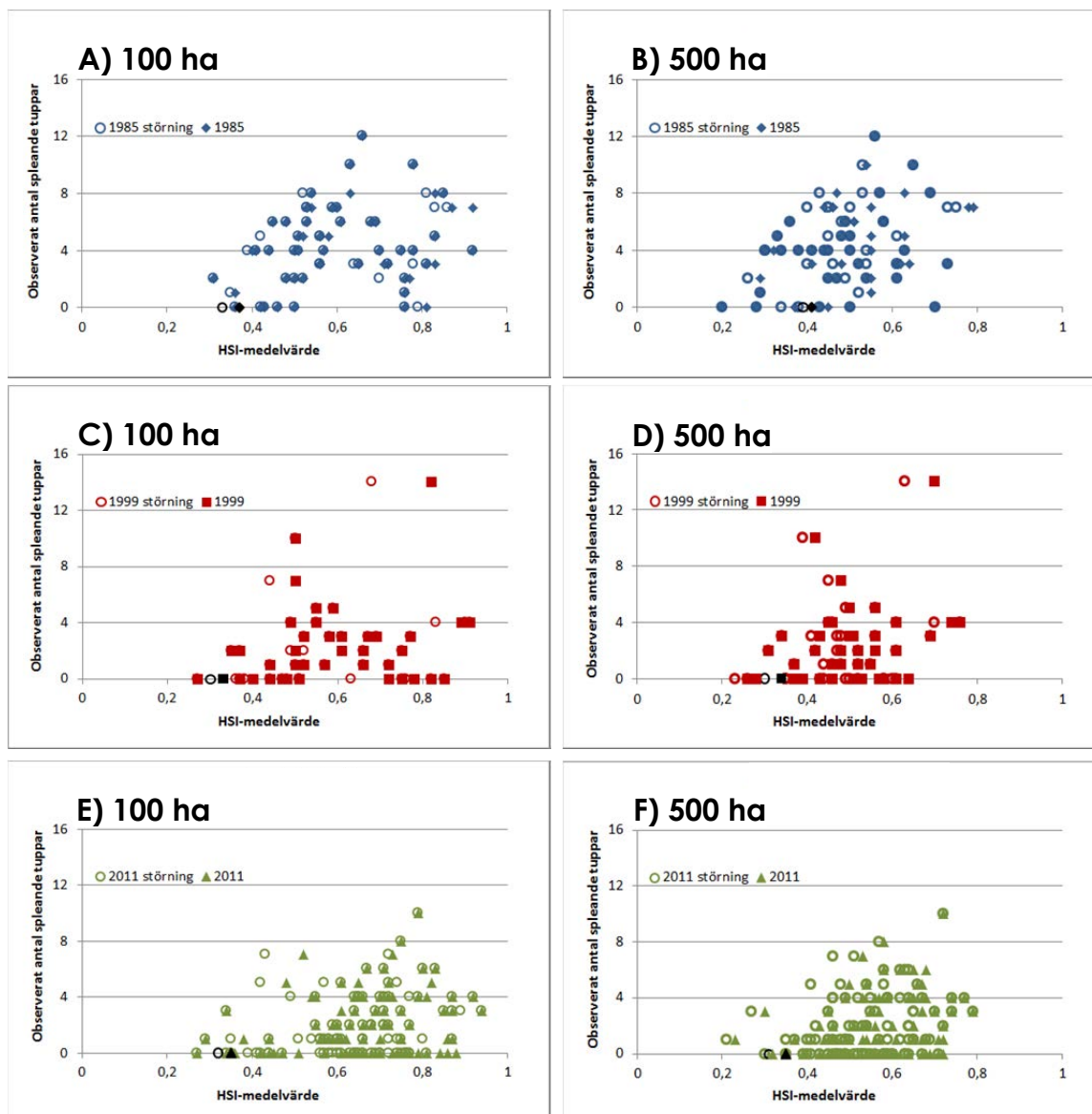


Figur 30. B) Störningsraster för väg, järnväg och vindkraft, i rött-gult-grönt med fallande påverkan. Vita områden påverkas inte



Figur 30. C) HSI-kärnområden modifierade med störningsindex

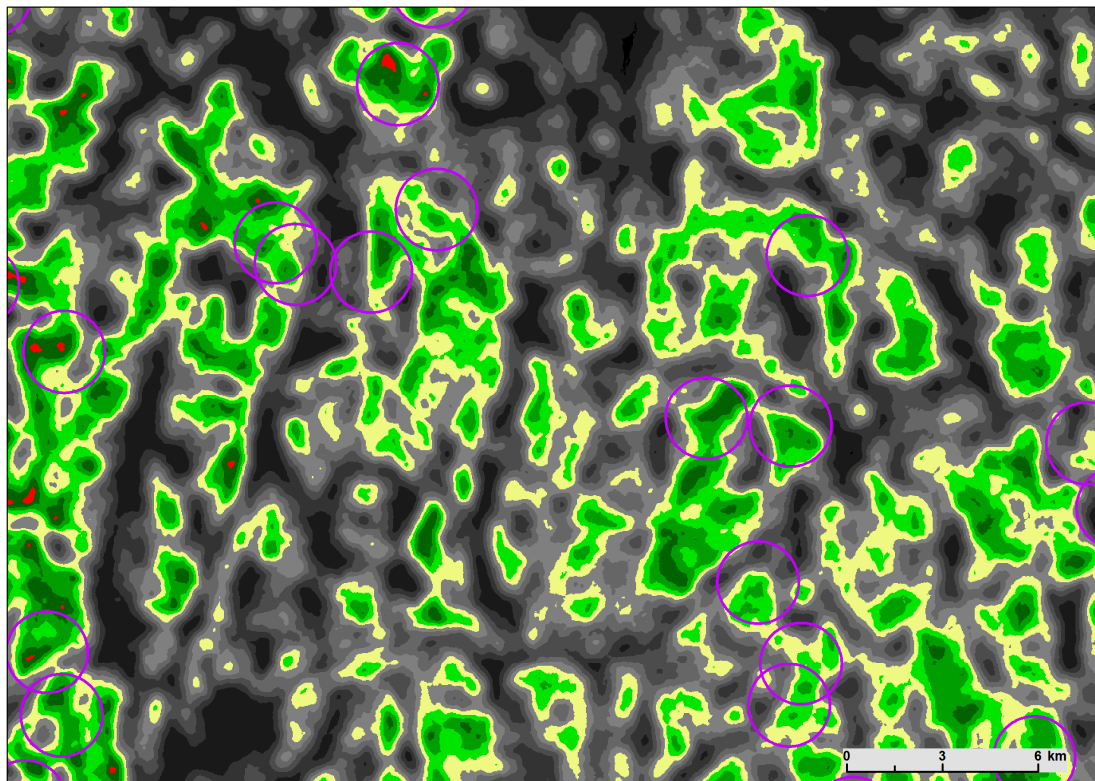
Statistiska analyser baserade på de nya skikten för alla tre tidpunkter och för de båda tidigare använda analysytorna 100 respektive 500 ha gav resultat som visade en förskjutning av HSI-värdena mot lägre värden för vissa lekplatser. För vissa lekplatser skiljde sig storleken på denna förskjutning markant mellan de två analysytorna. Även här var skillnaden mellan de två analysytorna olika för olika lekplatser. Diagram för modifieringen av HSI-skikten i Jönköpings län med störningsindex visas i figur 31 för de tre tidpunkterna och för de båda analysytorna. Korrelationskoefficienter från linjära regressioner listas för alla versioner i tabell 9 för både Jönköpings län och Kolmården.



Figur 31. HSI-medelvärden och HSI-medelvärden modifierade med störningsindex för de två analysytorna mot observerat antal spelande tuppar i Jönköpings län. Originalvärden för HSI-medel lekplatserna visas med romb och modifierade värden med ring i blått för 1985, A) visar resultat för 100 ha och B) för 500 ha (n=57). I C) respektive D) visas motsvarande värden för 1999; originalvärden med röd fyrkant och modifierade värden med röd ring (n=42) och i E) respektive F) visas originalvärden med grön triangel och modifierade värden med grön ring för 2011 (n=102). Markerade i svart är HSI-medelvärden för referensytor utanför lekplatsernas analyszoner.

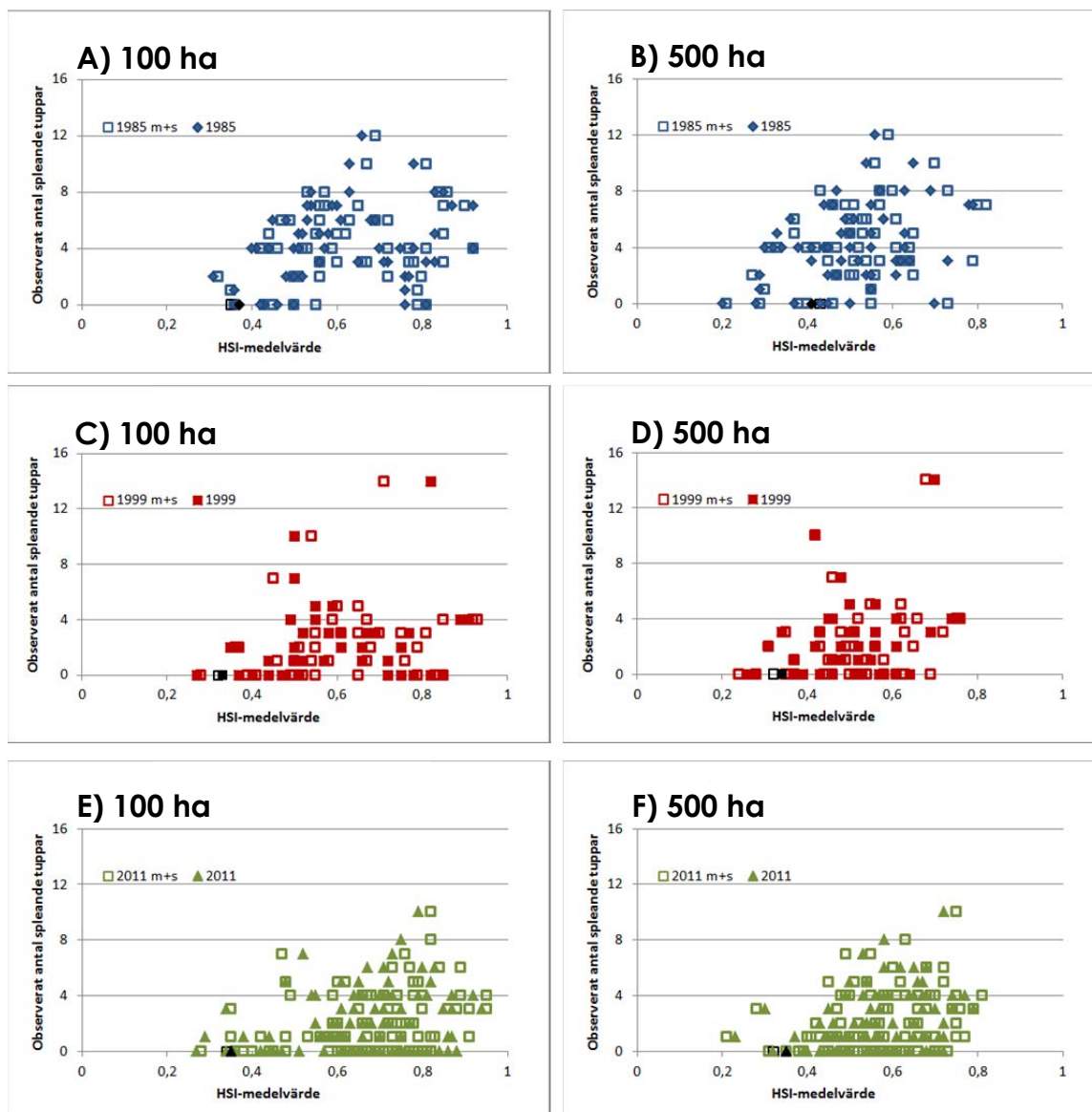
3.5.3 Myrkantslängd och störning i kombination

Ett exempel på det HSI-kärnområdesskikt som resulterade från den modifierade habitatmodellen när både myrkantslängdsindex och störningsindex inkluderades visas i figur 32.



Figur 32. HSI-kärnområden som resulterar från applicering av den modifierade modellen med en kombination av myrkantslängdsindex och störningsindex.

Genom att kombinera index för myrkantslängd och störning kunde HSI-skikt som inkluderar både höjda och sänkta HSI-värden produceras. Det är tydligt att vissa områden påverkas mer än andra men ger en mer nyanserad bild av tjäderlämpliga områden. Resultat från den statistiska analysen med tuppdata visade också att vissa lekplatser påverkas mer än andra och att det är skillnad mellan resultaten för analysytorna 100 och 500 ha, men att skillnaden mellan originalvärdena för en del lekplatser är större för den mindre än för den större ytan. Diagram för modifieringen av HSI-skikten i Jönköpings län med störningsindex visas i figur 33 för de tre tidpunkterna och för de båda analysytorna. Korrelationskoefficienter från linjära regressioner och *P*-värden är listade för alla versioner i tabell 9 för både Jönköpings län och Kolmården.



Figur 33. HSI-medelvärden och HSI-medelvärden modifierade med kombinationsindex för de två analysytorna i Jönköpings län plottade mot observerat antal spelande tuppar. Originalvärden för HSI-medel för lekplatserna visas med romb och modifierade värden med ruta i blått för 1985, A) visar resultat för 100 ha och B) för 500 ha ($n=57$). I C) respektive D) visas motsvarande för 1999; originalvärden med röd fyrkant och modifierade värden med röd box ($n=42$) och i E) respektive F) visas originalvärden med grön triangel och modifierade värden med grön box för 2011 ($n=102$). Markerade i svart är HSI-medelvärden för referensytor utanför lekplatsernas analysytor.

3. 5.4 Sammanställning av statistiska resultat från modifierad metod

I tabell 9 listas resultat från den modifierade metoden i form av parameterar från de linjära regressionerna mellan medelvärden för HSI från de två analysytorna runt inventerade lekplatser och observerat antal spelande tuppar för de tre tidpunkterna. Separata värden redovisas för myrkantslängdsindex, störning och kombinationen av de två. Motsvarande värden är inkluderade för habitatmodellens originalresultat. Asterisk (*) indikerar signifikanta resultat ($P < 0,01$). Antal * visar nivå av signifikans. 24 versioner av HSI-skikt för vardera studieom-

rådet har sammanlagt skapats baserat på 4 versioner av HSI (original, myrkantsindex, störningsindex, kombination av index) för tre tidpunkter och två olika stora analysytor.

Tabell 9. Statistiska parametrar från linjär regression mellan HSI-medelvärden från analysytorna och observerat antal tuppar: orig = originalvärden, myrk = index för myrkantlängd störn = störningsindex, kombinationen av myrkant och störning = m+s. Sannolikhetsberäkningar i form av två-sidiga test baserade på korrelationskoefficienten och n (antal tuppar) är inkluderade för att möjliggöra jämförelse av resultaten. Grad av signifikans indikeras av antalasterisker.

Studieområde	HSI	Tidpunkt	Ha	R	n	P-value	
Jönköping	orig	1985	100	0,289	57	0,0292	*
	myrk	1985	100	0,301	57	0,0229	*
	störn	1985	100	0,283	57	0,0329	*
	m+s	1985	100	0,297	57	0,0249	*
	orig	1999	100	0,252	43	0,1031	
	myrk	1999	100	0,280	43	0,0690	
	störn	1999	100	0,175	43	0,9113	
	m+s	1999	100	0,199	43	0,2008	
	orig	2011	100	0,240	102	0,0151	*
	myrk	2011	100	0,269	102	0,0063	**
	störn	2011	100	0,282	102	0,0041	**
	m+s	2011	100	0,298	102	0,0024	**
	orig	1985	500	0,359	57	0,0061	**
	myrk	1985	500	0,376	57	0,0039	**
	störn	1985	500	0,353	57	0,0071	**
	m+s	1985	500	0,370	57	0,0046	**
	orig	1999	500	0,301	43	0,0498	*
	myrk	1999	500	0,346	43	0,0230	*
	störn	1999	500	0,263	43	0,0884	
	m+s	1999	500	0,311	43	0,0424	*
	orig	2011	500	0,268	102	0,0065	**
	myrk	2011	500	0,268	102	0,0065	**
	störn	2011	500	0,275	102	0,0052	**
	m+s	2011	500	0,279	102	0,0045	**
Kolmården	orig	1989	100	0,398	37	0,0147	*
	myrk	1989	100	0,403	37	0,0134	*
	störn	1989	100	0,501	37	0,0016	**
	m+s	1989	100	0,502	37	0,0013	**
	orig	2005	100	0,461	35	0,0053	**
	myrk	2005	100	0,501	35	0,0022	**
	störn	2005	100	0,478	35	0,0037	**
	m+s	2005	100	0,517	35	0,0015	**
	orig	2014	100	0,372	38	0,0215	*
	myrk	2014	100	0,407	38	0,0112	*
	störn	2014	100	0,408	38	0,0010	**
	m+s	2014	100	0,441	38	0,0056	**
	orig	1989	500	0,524	37	0,0009	***
	myrk	1989	500	0,526	37	0,0008	***
	störn	1989	500	0,585	37	0,0001	***
	m+s	1989	500	0,584	37	0,0001	***
	orig	2005	500	0,484	35	0,0032	**
	myrk	2005	500	0,489	35	0,0029	**
	störn	2005	500	0,483	35	0,0033	**

m+s	2005	500	0,488	35	0,0029	**
orig	2014	500	0,500	38	0,0014	**
myrk	2014	500	0,492	38	0,0017	**
störn	2014	500	0,520	38	0,0008	***
m+s	2014	500	0,515	38	0,0007	

För att lättare kunna tolka resultatet och påverkan från modellmodifieringarna sorterades resultatet i tabell 9 från minsta till högsta *P*-värde. Då dessa värden skiljer sig markant för de båda studieområdena gjordes sorteringen för dem var för sig (tabell 10).

Tabell 10. Statistiska parameterar från tabell 9 sorterade från minsta till högsta *P*-värde

Studieområde	HSI	Tidpunkt	Ha	R	n	<i>P</i> -värde	
Jönköping	m+s	2011	100	0,298	102	0,0024	**
	myrk	1985	500	0,376	57	0,0039	**
	störn	2011	100	0,282	102	0,0041	**
	m+s	2011	500	0,279	102	0,0045	**
	m+s	1985	500	0,370	57	0,0046	**
	störn	2011	500	0,275	102	0,0052	**
	orig	1985	500	0,359	57	0,0061	**
	myrk	2011	100	0,269	102	0,0063	**
	orig	2011	500	0,268	102	0,0065	**
	myrk	2011	500	0,268	102	0,0065	**
	störn	1985	500	0,353	57	0,0071	**
	orig	2011	100	0,240	102	0,0151	*
	myrk	1985	100	0,301	57	0,0229	*
	myrk	1999	500	0,346	43	0,0230	*
	m+s	1985	100	0,297	57	0,0249	*
	orig	1985	100	0,289	57	0,0292	*
	störn	1985	100	0,283	57	0,0329	*
	m+s	1999	500	0,311	43	0,0424	*
	orig	1999	500	0,301	43	0,0498	*
	myrk	1999	100	0,280	43	0,0690	
	störn	1999	500	0,263	43	0,0884	
	orig	1999	100	0,252	43	0,1031	
	m+s	1999	100	0,199	43	0,2008	
	störn	1999	100	0,175	43	0,9113	
Kolmården	m+s	1989	500	0,584	37	0,0001	***
	störn	1989	500	0,585	37	0,0001	***
	m+s	2014	500	0,515	38	0,0007	***
	myrk	1989	500	0,526	37	0,0008	***
	störn	2014	500	0,520	38	0,0008	***
	orig	1989	500	0,524	37	0,0009	***
	störn	2014	100	0,408	38	0,0010	**
	m+s	1989	100	0,502	37	0,0013	**
	orig	2014	500	0,500	38	0,0014	**
	m+s	2005	100	0,517	35	0,0015	**
	störn	1989	100	0,501	37	0,0016	**
	myrk	2014	500	0,492	38	0,0017	**
	myrk	2005	100	0,501	35	0,0022	**
	myrk	2005	500	0,489	35	0,0029	**
	m+s	2005	500	0,488	35	0,0029	**

orig	2005	500	0,484	35	0,0032	**
störn	2005	500	0,483	35	0,0033	**
störn	2005	100	0,478	35	0,0037	**
orig	2005	100	0,461	35	0,0053	**
m+s	2014	100	0,441	38	0,0056	**
myrk	2014	100	0,407	38	0,0112	*
myrk	1989	100	0,403	37	0,0134	*
orig	1989	100	0,398	37	0,0147	*
orig	2014	100	0,372	38	0,0215	*

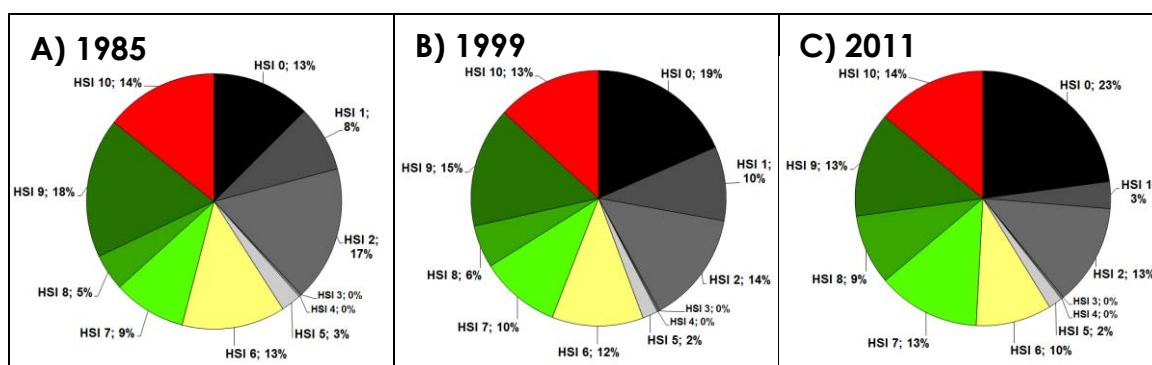
För Jönköpings län är 19 av de 24 resultaten signifikanta. Av de elva versionerna med två-stjärnig signifikans är nio från analys med modifierade HSI-skikt (HSI-myrk, störn eller m+s). Tre av dessa elva är från analys med enbart myrkantslängdsindex, tre är från analys med enbart störningsindex, och tre är från kombinationen av dessa två index. Åtta av de elva versionerna är baserade på 500 ha analysyta, fyra är från år 1985 och sju är från år 2011. Av resultaten för år 1999 är de lägsta *P*-värdena från myrk och m+s för 500 ha.

För Kolmården är alla resultat signifikanta, där 20 av 24 versioner har två-stjärnig signifikans. Av de elva versionerna med de lägsta *P*-värdena är nio från modifierade HSI-skikt. Tre av dessa elva är från analys med enbart störningsindex och fyra är från kombinationen av myrkants- och störningsindex. Sju av de elva är baserade på analysytan 500 ha. Sex av de elva är från år 1985, en från år 2005 och fyra från år 2014. Alla HSI-originalvärden för 100 ha uppvisar högre *P*-värden än de andra versionerna.

Sammanfattningsvis är resultaten från både Jönköpings län och Kolmården till stor del positivt påverkade av den modifierade metoden, förutom det från år 1999 baserat på analysytan 100 hektar i Jönköpings län. För det andra analysåret för Kolmården är resultaten generellt sämre, men fortfarande signifikanta.

3.6 Förändringsanalys

Eftersom förändringar på kommun- och länsnivå är av intresse för många användare redovisas här ett exempel på förändringar i HSI-värden för hela skogslandskapet (figur 34). Skogslandskapet definierades av skogklädd mark inklusive skogklädd myr från GSD-terrängkartan (Lantmäteriet). Det utgör ca 14 % av den totala ytan i länet (inklusive större delen av Vättern). Som tidigare redovisas HSI-medelvärdena uppdelade på 10 kategorier (HSI 0 - HSI 10).



Figur 34. Fördelningen av HSI-medelvärden beräknade för skogslandskapet i Jönköpings län. A) 1985, B) 1999 och C) 2011.

Det är framförallt den lägsta klassen som har ökat över åren, från 13 procent år 1985 till 19 procent år 1999 och till 23 procent år 2011 med en större relativ skillnad mellan de två första tidpunkterna. De två högsta klasserna har minskat över åren från sammanlagt 32 procent år 1985, till 28 procent år 1999 och till 27 procent år 2011.

I jämförelse med de diagram som har tagits fram för lekplats #A och #B (figur 21) skiljer sig proportionerna mellan HSI-kategorierna för lekplatserna starkt från skogslandskapet i stort. Framförallt är andelen högre klasser betydligt högre i omgivningen runt dessa lekplatser.

Denna typ av analys är relativt enkel att ta fram med hjälp av HSI-skikten. Kombinationer med administrativa data som kommungränser och andra regioner av intresse skulle kunna användas för uppföljning av förändringar i skogslandskapet.

4. Diskussion

Resultaten från det beskrivna projektet baseras dels på det utökade testet i Jönköpings län som har gett underlag för att vidareutveckla den satellitbaserade habitatindexmodellen, dels på tillgången till nya satellitdata från en tredje kompletterande tidpunkt, samt på tillgång till nya stöddata och inventeringsdata för tjäder. Den senaste tidpunkten medför att tidsserierna för analyserna sträcker sig från 1980-talet fram till år 2014. I både Jönköpings län och i Kolmården har de flesta kända tjäderlekplatser inventerats igen, vilket har gett en stor mängd data för analys med de nya HSI-skikt som tagits fram och blivit ett värdefullt underlag för framtida uppföljningar.

Tillgången till nya stöddata har medfört möjligheten till modifikation av modellen, men har för vissa idéer inte utvecklats fullt ut då data visade sig vara mindre lämpliga och tillgången till referensdata begränsad (t.ex. modellering av luckighet i skogen och blåbärsrika skogar). Fortsatt analys av den relativa vikten av de olika parametrarna i habitatmodellen skrinlades också eftersom en bedömning av det relativa värdet av de olika parametrarna i habitatmodellen skulle kräva en större arbetsinsats än tänkt och den använda modellen visade sig fungera bra.

Däremot har stöddata i form av vägdata, järnvägsdata och vindkraft kunnat användas för att utveckla ett störningsindex. Genom att använda resultat från habitatklassningarna i modelleringsverktyget FRAGSTATS har ett myrkantslängdsindex också kunnat tas fram. Dessa två nya källor till modifikation har applicerats på den ursprungliga HSI-modellen, dels var för sig, dels i kombination, vilket resulterat i ytterligare tre versioner av HSI för vardera studieområdet.

Regressionsanalyserna med HSI-medelvärden för de två analysytorna (100 respektive 500 ha) runt inventerade lekplatser och observerat antal spelande tuppar har förstärkts med data för en tredje tidpunkt. Mått på sambanden i form av korrelationskoefficienter och signifikansbedömning visar att en koppling finns mellan HSI och förekomst av tjäder även för den tredje tidpunkten, vilket styrker att habitatmodellen fungerar över tid i olika områden.

HSI-medelvärdet runt de lekplatser som inventerats för alla tre tidsintervall ($n = 24$) för Jönköpings län och Kolmården ($n = 34$) hade den tredje tidpunkten ökat till nivåer liknande de för det första tidsintervallet. Anledningen till detta är troligen att stora delar av de områden som var hyggen och plantskog har omförts till ungskog. Förutom en faktisk återgång till mer tjäderlämplig mark runt lekplatserna kan dessa värden eventuellt ha påverkats av att några lekplatser har flyttat och analysytornas HSI-värden därmed har förändrats.

Förändringarna över tid som exemplifierades med två lekplatser i Jönköpings län och två i Kolmården pekar dock på en större förändring mellan de två första tidpunkterna, jämfört med mellan den andra och den tredje tidpunkten. Resultatet skulle kunna peka på att stora förändringar i lekplatsernas närhet har minskat. Det är dock troligvis inte en helt rättvis bild eftersom HSI-värden kodas från habitatklassningarna. Uppdatering av hyggen och plantskog till ungskog och ungskog till mogen skog resulterar dessutom i högre HSI-medelvärden. Särskilt den ”nya” mogna skogen kan, beroende på skogsbruksmetoder, delvis bestå av en an-

nan typ av skog än den som avverkades. Det betyder att skogsområden som var tjäderlämpliga inte nödvändigtvis blir lika lämpliga habitat igen. Mer arbete med att spektralt differentiera mogna skogar i olika tjäderlämpliga klasser kan behövas för att uppdatera habitatklassningen och HSI för en ny tidpunkt.

Antalet spelande tuppar på lekplatserna har generellt minskat och i Jönköpings län dominerar nu mindre spel (lekplatser med $\leq$ tre tuppar). I Kolmården finns däremot fler lekplatser med stora och mindre spel jämfört med medelstora. Tidigare var fördelningen mellan de olika storleksklasserna jämnare. I de mer detaljerade exemplen beskrivs förändringar i habitatklasser och HSI. Ett samband mellan en reduktion av observerat antal spelande tuppar och en minskning av höga HSI-värden i lekplatsernas omgivning verkar finnas, vilket ytterligare exemplifieras av större areal med högre HSI-värden i området runt den flyttade lekplatsen. En utökad analys av fler eller alla lekplatser skulle eventuellt kunna användas för att undersöka om det finns gränser för fördelningen av HSI-värden inom olika arealer runt lekplatser som relaterar till risk för att lekplatser överges.

Resultaten visar också att för alla tre tidsintervall, både i Jönköpings län och i Kolmården, ligger antalet aktiva lekplatser med tre eller fler tuppar i områden med HSI-medelvärden över, eller lika med, 0,5.

Skillnaden i HSI-medelvärde mellan 100 ha och 500 ha indikerar en större tjäderlämplighet i kärnområdet närmast lekplatserna jämfört med områden på större avstånd. Detta är i linje med andra observationer (Miettinen *et al.*, 2005, Storch, 2002). Regressionsanalysernas resultat pekar dock på att korrelationen med observerat antal tuppar är större för 500 ha, vilket pekar på att relativt stora områden med högre värden är av vikt för att vidmakthålla lekplatsernas funktion.

Dock kan anledningarna vara olika för den relativt sämre korrelationen mellan HSI-medelvärden runt lekplatserna och observerat antal tuppar för den andra tidpunkten i tidsserien. Dels är det i Jönköpings län ett mindre material, dels kommer en del av observationerna från inventeringsår som skiljer sig från satellitbildens registreringstidpunkt (1999). I Kolmården kan tjäderpopulationen ha fluktuerat av olika orsaker, till exempel finns möjligheten att inventeringarna inte har varit tillräckligt omfattande för att hitta spel som har flyttat, eftersom inventering på senare tid bekräftar att lekplatser som i början av 2000-talet befarades ha övergivits faktiskt fortfarande är aktiva.

Den modifierade modellen gav bättre samband mellan HSI-medelvärden i lekplatsernas omgivning och observerat antal spelande tuppar jämfört med originalversionerna av HSI. Detta ger underlag för att inkludera index för myrkantslängd och störning i framtida habitatmodelleringar.

Karaktären på den mognande och åldrande skogen (och dess spektrala egenheter) kan behöva studeras ytterligare när en ny analys görs i framtiden. Anledningen är att de skogar som huggs ned idag kan, beroende på typ av avverkning och föryngring, ge nya skogstyper med ett fältskikt som saknar eller har, med begränsad täckningsgrad, blåbärsris. Gran planteras ofta på gamla tallmarker, särskilt i Jönköpings län. En förtätning av skogarna i allmänhet har skett under de senaste trettio åren (stamvolymen av alla träd har ökat) (information baserad på Riksskogstaxeringen, www.slu.se/skogshistorier), vilket kan tänkas medföra att täcknings-

graden för blåbärsris minskar i många områden. Detta visar övergripande statistik från Riksskogstaxeringen (SLU, 2011).

Särskiljning av gran- och tallskog baserad på spektral information från Landsat satellitdata är möjlig, särskilt i satellitbilder från sommarens första del. Tätare, jämnårig, mogen tall- eller barrblandskog bör också kunna spektralt särskiljas från luckig skiktad barrskog. Inom de närmaste åren kommer det finnas högupplösta satellitbilder (10 - 20 meter) med ytterligare våglängdsband och 2 - 5 dagars registreringsfrekvens från de satelliter som har börjat tas i bruk (Sentinel 2, <https://earth.esa.int/web/guest/missions/esa-future-missions/sentinel-2>). Skogsstyrelsens nya skogliga grunddata med variabler som är framtagna genom en sambearbetning av laserdata från Lantmäteriets nationella laserskanning och provytor från Riksskogstaxeringen kan också komma till god hjälp för kalibrering av modellen och för studier av förändringar i barrskogslandskapets karaktär. Dessa olika data kommer också med stor sannolikhet att kunna hjälpa till i arbetet att bättre differentiera den uppväxande och åldrande barrskogen, samt medföra en ännu säkrare identifiering av värdekärnor med luckig, skiktad barrskog i en mosaik av våtmarker.

Som beskrivits ovan är GIS-skikt för modifiering av HSI-värdena med störning- och myrkantslängdsinformation relativt lätta att ta fram och applicera, vilket medför att habitatmodellering baserad på tolkning av satellitbilder fortfarande är enkel att genomföra. Detta även om viss fjärranalys och GIS-expertis är nödvändig och manuella, upprepade kontroller av resultaten behövs, särskilt när modellen används i andra regioner. Eftersom modellen har varit möjlig att applicera både i Kolmården och i Jönköpings län för en tredje tidpunkt, och med gott resultat, bör den också kunna användas för andra län och områden i södra Sverige.

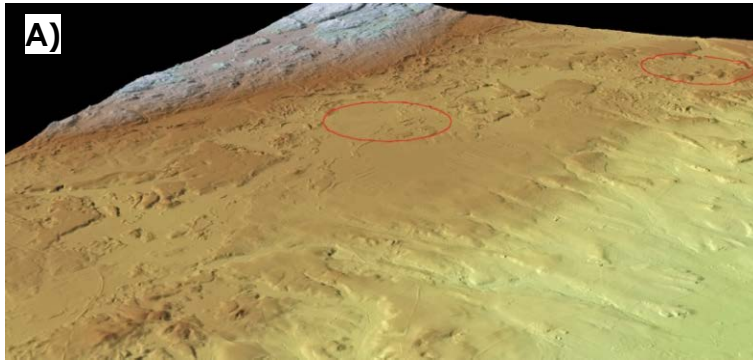
Resultaten från förändringsanalyser mellan olika tidsintervall kan visualiseras och kvantifieras på olika sätt. HSI-medelvärden för hela skogslandskapet användes för att skapa diagram med HSI-kategorier och ger en indikation på hur de olika HSI-kategorierna förändrats över tid. Med tillgång till HSI-skikt kan liknande analyser med annan indelning, till exempel kommunnivå, utföras av Länsstyrelsen för att kvantifiera, följa och jämföra utvecklingen i olika delar av länet.

Ett enkelt och robust verktyg för att modellera förekomsten av tjäderlämplig mark kan framöver också möjliggöra en kombination av habitatmodeller för fler arter för att identifiera kärnområden med höga naturvärden. Detta kan därmed också på sikt användas till uppföljning och säkerställande av biologisk mångfald i svenska skogar.

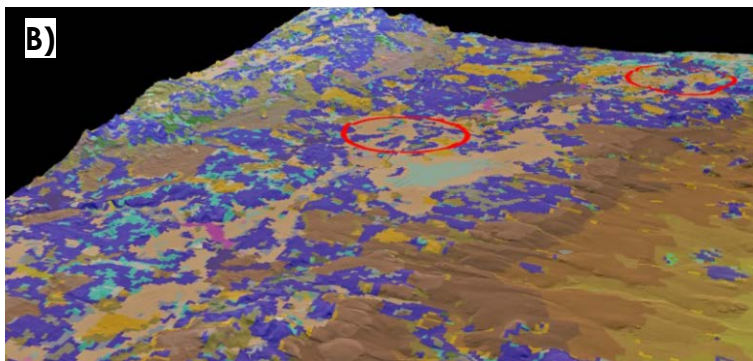
Resultatet från projektet är en modifierad modell, GIS-skikt som beskriver tjäderlämpliga marker i form av HSI-värden, samt statistiska analysresultat. HSI-skikt (inklusive vissa intermediära skikt) levereras inklusive metadata (INSPIRE format) till Länsstyrelsen i Jönköpings län respektive Norrköpings kommun.

Arbetet med visualisering har pågått under hela projektet (inklusive de föregående) och många av referensgruppens åsikter och kommentarer har införlivats i olika versioner av kartor och diagram och presenteras i sina senaste former i denna projektrapport. En favorit som har återkommit som önskvärd att konstruera men som lämpar sig bäst att framställa när ett specifikt mindre område ska diskuteras är ”3D” exemplet, som togs fram för ett område i Kolmården i ett tidigt stadium (Thulin, 2012). Två versioner (habitatklassning och HSI-

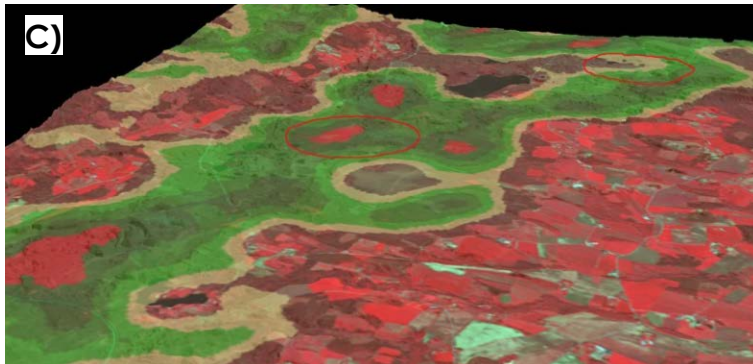
kärnområdeskarta) producerades i projektet för ett område i Jönköpings län inklusive bakomliggande höjdmodell (figur 35).



Figur 35. Tre kartbilder i 3D över ett område i nordvästra Jönköpings län.
A) Terrängförstärkt höjdmodell (2+ grid)



Figur 35. B) Habitatklassning för skogslandskapet draperad på höjdmodellen i A



Figur 35. C) IR-ortofoto och HSI-kärnområden av tjäderlämplig mark där värden < 0,5 har gjorts genomskinliga draperade på höjdmodellen.

5. Projekt- och referensgrupp

Projektgruppen har bestått av projektledare Susanne Thulin, Nicklas Hahn, Thomas Hedvall och Kjell Wester (kvalitetsansvarig), samtliga från Brockmann-Geomatics Sweden AB. Referensgruppen bestod av projektledaren och 8 medlemmar som delvis är representanter för användarorganisationerna men också experter på skogsbruksplanering och inventering av tjäder.

Kontaktpersoner	Organisation/företag	E-mail
Susanne Thulin (projektledare)	Brockmann Geomatics Sweden AB	susanne.thulin@brockmann-geomatics.se
Krister Mild	Naturvårdsverket	krister.mild@naturvardsverket.se
David Schönberg Alm	Naturvårdsverket	david.schonberg-alm@naturvardsverket.se
Henrick Blank	Länsstyrelsen i Jönköpings län	henrick.blank@lansstyrelsen.se
Per Flodin	Länsstyrelsen i Södermanlands län	per.flodin@lansstyrelsen.se
Rickard Fredriksson	Norrköpings kommun	rickard.fredriksson@norrkoping.se
Hans Svensson	Hans Svensson	hans.svensson42@gmail.com
Jan-Eric Hägerroth	Jan-Eric Hägerroth	jan-eric.hagerroth@bredband.net
Björn Edman	Rheo-Konsult	rheoconsult@telia.com

Inom ramen för projektet har presentationer av arbete och resultat redovisats och diskuterats vid fyra tillfällen i referensgruppen. Referensgruppens diskussioner har varit ovärderliga för projektets utveckling och många synpunkter på metoder och framtagna resultat har påverkat utformningen av redovisningen. Det har varit viktigt att gruppen har bestått av medlemmar med olika bakgrund och som har olika användning av resultaten, särskilt för beskrivning och visualisering av metoden och resultaten har dessa olika erfarenheter varit till stor nytta.

Ett stort TACK riktas till referensgruppens medlemmar och till projektets finansiärer, Rymdstyrelsen, Naturvårdsverket, Länsstyrelsen i Jönköping och Norrköpings kommun.

6. Referenser

- Atlegrim, O & Sjöberg, K, 1996.** Response of bilberry (*Vaccinium myrtillus*) to clear-cutting and single-tree selection harvests in uneven-aged boreal *Picea abies* forests. *Forest Ecology and Management* 86 (1-3):39-50
- Blomberg, R, 2010.** Tillämpning av kNN-Sverige i Södra Skogs verksamhet – Behovsinventering, databearbetning och förberedelse för praktisk implementering. Arbetsrapport 273 2010, Examensarbete Jägmästarprogrammet, SLU
- Boresjö-Bronge, L, 2007.** Satellitdata för modellering av tjäderhabitat, en indikator på värdefull skog. Lägesrapport till Rymdstyrelsen(Dnr 166/06)
- Boresjö-Bronge, L & Svensson, B, 2007.** Kvantifiering av järnvägars påverkan på naturen baserad på GIS-metodik – Inledande metodstudie. Rapport till Banverket, Uppdrag S05-4582/IN60
- Dahlgren, J & Fridman, J, 2012.** Här trivs blåbär och lingon bäst. Skog och mark 2012. Naturvårdsverket
- Helldin, J. O & Seiler A, 2003.** Effects of roads on the abundance of birds in Swedish forests and farmlands. IENE Conference on Habitat fragmentation due to Transportation Infrastructure & COST-341 action. Belgium Institute of Nature Conservation
- Hjorth, I, 1992.** Tjädern och skogsbruket. Skogsstyrelsen
- Hjorth, I, 1994.** Tjädern – en skogsfågel. Skogsstyrelsen, 551 83 Jönköping, best nr 0080, Skogs Boktryckeri AB Trelleborg, ISBN 91-88462-23-4
- Länsstyrelsen i Jönköpings län & Brockmann-Geomatics, 2014.** Satellitbildsbaserad analys av skogslandskapets gröna infrastruktur med tjäder som modellart. Länsstyrelsen i Jönköpings län meddelande 2014:20. Internet: <http://www.lansstyrelsen.se/jonkoping/Sv/publikationer/rapporter/2014/Pages/2014-20.aspx>
- McGarigal, K, Cushman, S.A and Ene, E, 2012.** FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- Miettinen, J, Helle, P, & Nikula, A, 2005.** Lek area characteristics of capercaillie (*Tetrao urogallus*) in eastern Finland as analysed from satellite-based forest inventory data. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20(4):358-369

Naturvårdsverket, 2013. Vindkraftens påverkan på Fåglar och Fladdermöss. VINDVAL.
<http://www.naturvardsverket.se/Nerladdningssida/?fileType=pdf&downloadUrl=/Documents/publikationer6400/978-91-620-8658-9.pdf>

Jacobson, C, Axelsson, S & Andersson, L, 2002. Kartering av skogsmark i Jönköpings län – med data från satelliten Landsat 7 ETM+. Länsstyrelsen i Jönköpings län, Meddelande 2002:1

Rosengren, M, 2008. Cloud masks and tools for planning of large area mosaics, EX-CLOUD. Rapport till Rymdstyrelsen (Metria och Spacemetric)

Svensson, H, 1999. Tjäderinventering Delprojekt Kolmården. Uthålligt Skogsbruk byggt på Landskapsanalys i lokal samverkan. LIFE96ENV/S/367: RAPPORT/KOL/10. Skogsstyrelsen Mälardalen

Svensson, H & Hägerroth, J-E, 2014. Tjädern i Kolmården – inventeringsrapport 2014. Norrköpings kommun, naturvårdspublikation 2014

Sjöberg, K, 1990. Sumpskogarnas betydelse för faunan. Skogsfakta. Flora, fauna, miljö nr 15

Skogsstyrelsen, 1999. Sveriges sumpskogar. Resultat från sumpskogsinventeringen 1990-1998. Skogsstyrelsens förlag, Meddelande 3-1999

SLU, 2011. Skogsdata 2011 Aktuella uppgifter om de svenska skogarna från Riksskogstaxeringen Tema: Fält- och bottenskiptsvegetation i Sveriges skogar. Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU

SLU, 2010. <ftp://salix.slu.se/download/skogskarta/2010/kNN-2005-2010-info.pdf>

Thulin, S, 2012. Satellitdata för modellering av tjäderhabitat - en indikator på värdefull skog. Slutrapport till Rymdstyrelsen (Dnr 166/06)



Länsstyrelsen
i Jönköpings län