

Landskapets betydelse för fåglarnas förekomst och populationsutveckling: en pilotstudie med monitoringdata från Svensk Fågeltaxering och NILS

Richard Ottvall¹, Martin Green¹, Åke Lindström¹,
Per-Anders Esseen² & Liselott Marklund²

¹Lunds universitet, Ekologiska institutionen, Ekologihuset, 223 62 Lund

²SLU, Institutionen för skoglig resurshållning, Skogsmarksgränd, 901 83 Umeå

E-post: Richard.Ottvall@zoekol.lu.se

Denna rapport bör citeras: Ottvall, R., Green, M., Lindström, Å., Esseen, P.-A. & Marklund, L. 2007. Landskapets betydelse för fåglarnas förekomst och populationsutveckling: en pilotstudie med monitoringdata från Svensk Fågeltaxering och NILS. Rapport, Ekologiska institutionen, Lunds universitet. 53 sid.

Samtliga foto: Åke Lindström
Omslagsbild: Svenskt landskap

Sammanfattning

Populationsutvecklingen hos ett antal utvalda fågelarter används idag som indikatorer på hur den biologiska mångfalden utvecklas, både inom EU och i Sverige. Det är följaktligen av största vikt att kunna förklara fågelpopulationernas utveckling. En av de viktigaste faktorerna härvidlag är landskapets sammansättning och utveckling. I Sverige samlas fågeldata från häckningstid in av Svensk Fågeltaxering (genom de s.k. standardrutterna). Detaljerade habitatdata samlas parallellt in av Nationell Inventering av Landskapet i Sverige (NILS). De två systemen är rikstäckande, geografiskt överlappande och data samlas in med standardiserade metoder.

Till denna rapport använde vi redan tillgängliga GIS-skikt med habitatdata (Svensk Marktäckedata, skogliga data från KNN-Sverige samt altituddata) för att undersöka i vilken utsträckning nästa generations habitatdata av den typ som NILS för närvarande samlar in kan gå att använda till att förklara olika fågelarters förekomst. Detta för att vi i framtiden skall kunna använda förändringar i habitatens utbredning och kvalitet till att förklara antalsförändringar hos fåglarna.

En viktig del av arbetet var att finna lämpliga analysmetoder och relevant statistisk behandling av data. Vi arbetade med flera olika statistiska metoder, med tyngdpunkt på logistisk regression och ROC-kurvor (Receiver Operating Curve). I analyserna har vi fokuserat på de jordbruks- och skogsfåglar som används som miljömålsindikatorer.

Både kvalitativa (närvaro/frånvaro) och kvantitativa (antal individer) mått på fågeltillgången korrelerade väl med förekomsten av olika habitat. Bäst korrelation fann vi för typiska jordbruksfåglar, även om flera av jordbruksarterna även förekom i andra miljöer. Även förekomsten av ett par andra habitatspecialister, ringtrast (stenbranter i fjällen) och backsvala (grustag), gick med stor precision att förutsäga med hjälp av habitatdata. Antal jordbruksarter sedda per inventeringsrutt ökade med mängden jordbruksmark runt ruten. Först vid ungefär 30 % jordbruksmark förekommer de flesta jordbruksarter. Artrikedomen bland skogslevande fåglar var högst när lövskogsinslaget var ungefär 25 %, men kopplingen till habitat var svagare än för jordbruksfåglarna.

En given yta jordbruksmark eller skog höll i många fall fler individer av en art om även omgivningen innehöll stora mängder av det föredragna habitatet. En arts förekomst påverkas alltså inte bara av habitatförekomsten i fågelns omedelbara närhet utan även i landskapet i större perspektiv.

Inom Svensk Fågeltaxering beräknas i huvudsak artspecifika populationstrender. De habitatbeskrivningar som nu kan göras med NILS-data möjliggör separata trendberäkningar för de populationer av en art som uppträder i olika habitat. I ett exempel på hur sådana analyser kan göras fann vi att trender för de törnskator och gulsparvar som förekommer i jordbrukslandskap respektive övriga habitat var ungefär de samma.

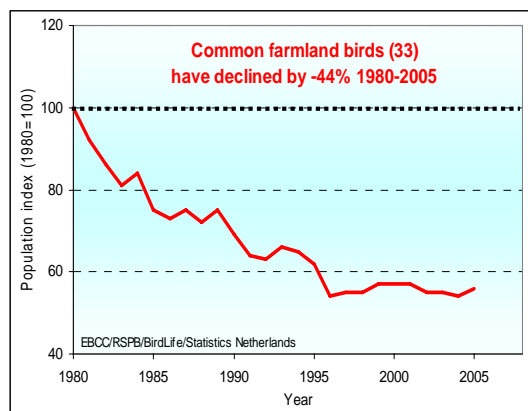
Vi har visat att det redan med tillgängliga habitat- och fågeldata går att göra meningsfulla analyser om olika fågelarters absoluta och relativa förekomst på olika geografiska nivåer. Det finns dock brister i befintliga habitatdata, framför allt är många habitatklasser väl grova. De metoder vi nu provat ut kommer att bli än mer kraftfulla när nya, mer detaljerade habitatdata blir tillgängliga inom NILS. Vi föreslår därför att mer detaljerade analyser görs i den takt som nya NILS-data blir tillgängliga. Givet skogens dominerande betydelse som fågelhabitat är det av speciell vikt att närmare utreda sambanden mellan fågelförekomsten där och de habitatstrukturer som utpekats som viktiga för biologisk mångfald i miljömålet *Levande skogar*. Motsvarande analys bör också göras för fåglar i odlingslandskapet.

Inledning

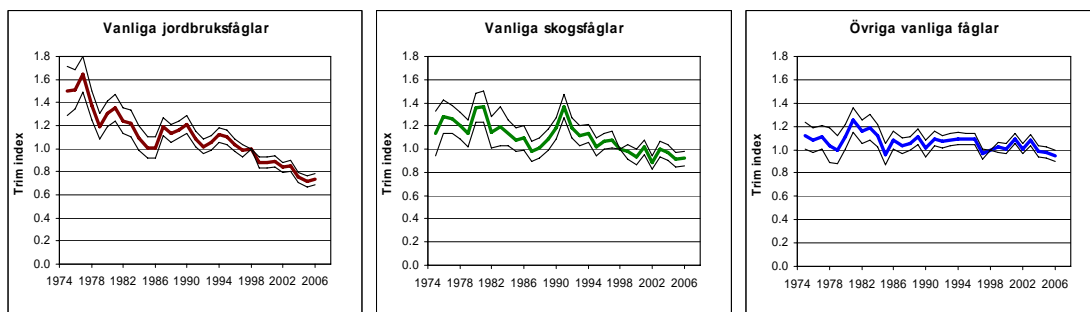
Biologisk mångfald är en av huvudfrågorna i det internationella miljöarbetet. I Johannesburg antogs år 2002 det så kallade 2010-målet som formulerades som att förlusten av biologisk mångfald ska *minska tydligt* till år 2010. I riksdagens beslut år 2005 blev formuleringen i det sextonde miljökvalitetsmålet Ett rikt växt- och djurliv att förlusten av biologisk mångfald inom Sverige ska *hejdas* senast år 2010. Miljörådet gör emellertid i rapporten de Facto 2007 bedömningen att målet kommer att bli mycket svårt att nå inom utsatt tid. Förlusten av biologisk mångfald bedöms vara långsammare än tidigare men antalet hotade arter har inte minskat sedan år 2000.

I uppföljningsarbetet av tillståndet för biologisk mångfald finns ett stort behov av att kunna övervaka, förklara och förutsäga förändringar i biologisk mångfald. Fåglar används som officiella indikatorer på miljö tillståndet, både inom EU och i Sverige. För EU finns en fågelindikator som används för att beskriva hur det går för fåglarna i jordbrukslandskapet (Figur 1). Trenderna hos fågelarter typiska för detta habitat summeras till en enda trend (Gregory m.fl. 2005). Motsvarande indikatorer har beräknats även för Sverige (Figur 2). I Sverige, liksom i övriga EU, har det gått sämst för jordbruksfåglarna (Wretenberg m.fl. 2006, 2007), men även många vanliga skogsfåglar uppvisar en vikande förekomst.

De vanligare svenska fåglarnas beståndsutveckling övervakas i det riksomfattande projektet Svensk Fågeltaxering (SFT, Lindström & Svensson 2007). Projektet ingår i Naturvårdsverkets miljöövervakningsprogram (Tema Landskap). Övervakningen sker genom årligen upprepade inventeringar med två standardiserade metoder: punktruttmetoden och standardrutten. Punktruttsdata har insamlats sedan år 1975 och används i EU:s indikatorer. Standardrutten startade 1996 och är på flera sätt ett starkare program och sedan 2007 ingår data från dessa som officiella indikatorer på Miljömålportalen för tre av de nationella miljökvalitetsmål som riksdagen har fastställt (se www.miljomal.nu).



Figur 1. Utvecklingen hos jordbruksfåglar inom EU. Beståndet har minskat med 44% sedan 1980. Källa: European Bird Census Council / BirdLife International / RSPB / Statistics Netherlands, även Gregory m.fl. (2005).



Figur 2. Beståndsutvecklingen i Sverige 1975-2006 enligt punktrutterna för några vanliga fåglar i de tre officiella indikatorerna inom EU. Sämst går det för jordbrukslandskapets fåglar som fortsätter att minska. I gruppen med övriga vanliga fåglar är förekomsten stabil (Lindström & Svensson 2007).

Starkt knutet till SFTs verksamhet är att försöka förklara vanligare fåglars populationstrender, även om någon forskning direkt inriktad på detta inte ryms inom programmet. Från vår allmänna kunskap om fåglarnas ekologi vet vi att inte minst landskapets förändringar, speciellt inom skogs- och jordbruk, har stor påverkan på fåglarnas livsbetingelser och därmed deras populationsutveckling. Det är inte enbart faktorer på den lokala skalan som är viktiga, utan landskapets utseende och var i landskapet man befinner sig kan ha stor betydelse (t.ex. Söderström & Pärt 2000). Variabla landskap ger ofta en artrikare fågelfauna. Att t.ex. öka arealen lågintensiva grödor är endast fördelaktigt för fågelfaunan i landskap där ett intensivt jordbruk dominerar, medan fågelfaunan i redan lågintensivt brukade landskap i stället gynnas av ökad spannmålsodling (Wretenberg m.fl. 2007).

Sedan år 2003 pågår ett annat monitoringprojekt inom Naturvårdsverkets Tema Landskap, nämligen Nationell Inventering av Landskapet i Sverige (NILS). Syftet med NILS är att långsiktigt övervaka landskapets förändringar. Över hela landet finns drygt 600 rutor som studeras noggrant med flygbildstolkning och fältbesök. Varje ruta beskrivs med ett stort antal habitatvariabler, t.ex. bebyggelse, växtlighet och våtmarker. NILS-rutorna är till stor del samlokaliserade med SFTs standardrutter.



Sydlig gulärta, en fågel i odlingslandskapet

På längre sikt när data över både fågel- och landskapsförändringar finns för dessa undersökningsområden ges en förbättrad möjlighet att kunna förklara fågelpopulationernas förändringar. Ännu finns inte möjligheten till sådana analyser, därtill har båda projekten pågått i för få år. Dock finns chansen att redan nu se i vilken utsträckning dagens fågelförekomst (till

skillnad från *förändringar*) kan förklaras av landskapets utseende. Även om inte NILS egna undersökningar ligger färdiga för samkörning ännu, har man inom NILS sammanställt landskapsdata från flera redan tillgängliga databaser och med GIS-analys plockat fram ett stort antal landskapsvariabler för alla fågelrutter. Notera alltså att i framtiden kommer mer noggranna habitatbeskrivningar än de använda i denna analys finnas tillgängliga inom NILS.

Syftet med denna rapport

I ett tidigare arbete analyserades fågeldata från SFTs standardrutter i syfte att utforma nationella indikatorer för miljömålsuppföljning av biologisk mångfald (Ottvall m.fl. 2006). I den studien framkom att tillräckligt bra data insamlas från standardrutterna för att förändringar i fågelbestånd kan upptäckas med god träffsäkerhet. Data från standardrutterna har nu också officiellt antagits som indikatorer för tre av miljökvalitetsmålen (se www.miljomal.nu). Med hjälp av landskapsdata från NILS kommer det sannolikt att bli möjligt att ta indikatorerna ett steg vidare och analysera ifall indikatorernas förändring speglar habitatutvecklingen i den miljö vi vill följa.

Det huvudsakliga syftet med föreliggande rapport är att undersöka ifall det med habitatdata av den typ som NILS samlar in går att förklara olika fågelarters förekomst. Detta för att vi i framtiden skall kunna använda förändringar i habitatens utbredning och kvalitet för att förklara antalsförändringar hos fåglarna. Vi koncentrerade oss i detta arbete i huvudsak på fågelarter som ingår i indikatorerna för två av de nationella miljömålen, *Levande skogar* och

Ett rikt odlingslandskap. En viktig och tidskrävande del i arbetet har varit att undersöka vilka olika typer av statistiska metoder som lämpar sig för att undersöka detta.

Även om många arter kan anses vara hårt knutna till ett visst habitat (habitatspecialister) vet vi sedan tidigare att en del av dem trots allt förekommer även i andra habitat. Detta gäller särskilt några av de arter som ingår i indikatorn för miljö kvalitetsmålet *Ett rikt odlingslandskap*. Buskskvätta, törnskata och ortolansparv är exempel på arter som förutom att de gärna häckar i anslutning till åker- och betesmark också förekommer på t.ex. kalhyggen. Den relativa förekomsten i olika habitat är dock dåligt känd i detalj för dessa fågelarter. En del i vår undersökning har därför varit att undersöka möjligheten att klassificera hur stor del av populationen som finns i olika habitat. Med sådan kunskap skulle vi bättre kunna både utforma och tolka de fågelindikatorer som finns idag.

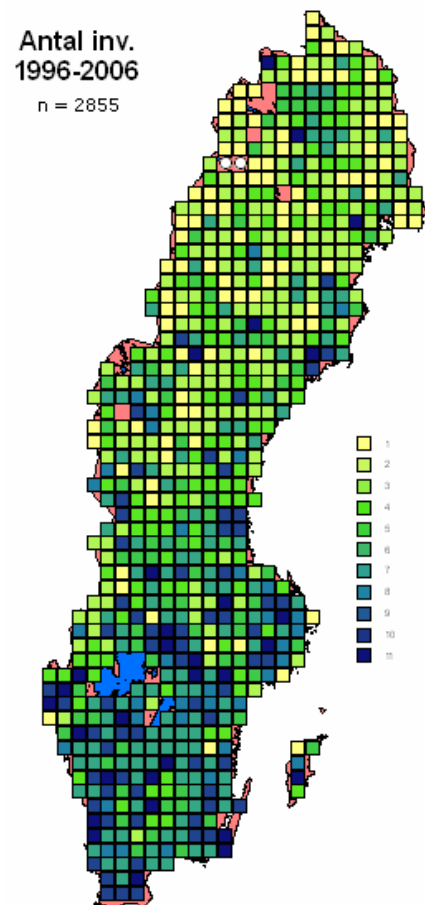
Genom att kombinera landskapsdata från NILS med fågeldata från SFT hoppas vi kunna öka kunskapen markant om sambanden mellan fågelförekomst och landskapets utseende på såväl nationell, regional som lokal nivå.

Tillgängliga data

Svensk Fågeltaxering

Inom SFT används två huvudsakliga metoder för fågelövervakning: punktrutter (sommartid) samt standardrutter (sommartid). Punktruttsräkningarna har varit den rådande metodiken sedan starten 1975. För att komma ifrån en del svagheter med punktruttsmetoden infördes standardrutterna år 1996 för att bättre spegla fågelbeståndens utveckling i Sverige. Standardrutterna bildar ett nät av systematiskt utlagda rutter över hela landet. Totalt ingår 716 standardrutter i verksamheten varav ungefär 400 inventerats årligen de senaste åren, med relativt svagare täckning i norra Sverige. Perioden 1996-2006 gjordes 2855 standardruttsinventeringar, fördelat på 714 av de 716 rutterna (Figur 3).

En standardrutt är en 8 km lång kombinerad linje- och punktinventering som inventeras en gång om året (maj-juli, beroende på läge i Sverige). Standardrutternas linjer bildar en kvadrat om 2x2 km och i hörnen och mitt emellan hörnen ligger punkter där alla fåglar räknas under fem minuter (Figur 4). Mellan punkterna räknas fåglarna medan man går långsamt (linjetaxering), ungefär 30-40 minuter per km. För en del rutter faller punkter och linjer bort på grund av landskapshinder såsom vattendrag och sädesfält. Punkträkningarna och linjetaxeringen görs som två oberoende inventeringar. Rutterna har förutbestämda positioner över hela landet, med 25 km avstånd i både nord-sydlig och väst-östlig riktning. Inventeringarna utförs både av ideella och betalda inventerare.



Figur 3. Av kartan framgår de svenska standardrutternas fördelning samt hur många gånger en rutt blivit inventerad, ju mörkare och blåare ruta desto fler inventeringstillfällen. Totalt inventerades 714 av de 716 rutterna minst ett av åren perioden 1996-2006 och 619 rutter (87%) hade inventerats åtminstone två olika år. Sexton rutter hade inventerats alla åren. Två rutter hade år 2006 ännu inte inventerats (vita cirklar på kartan).

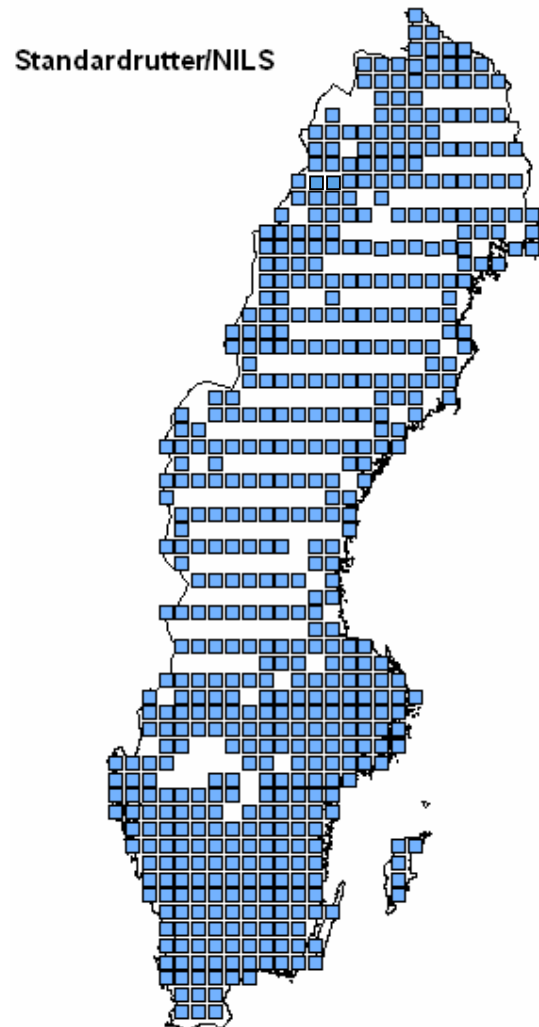
SFT har som uppgift att bevaka de vanliga svenska fåglarnas populationsutveckling. De fåglar som observeras inom programmet bearbetas statistiskt och presenteras för varje art och delprogram i form av ett index per år och medföljande trender (Lindström & Svensson 2007, se även projektets hemsida: www.biol.lu.se/zooekologi/birdmonitoring). I trendanalyserna beräknas medelförändringen i % per år. Trenddata och årliga index finns sedan 1975 för fria punktrutter och sedan 1998 för standardrutter (åren 1996-1997 gjordes för få rutter).

För föreliggande analys har den genomsnittliga förekomsten av en art på en given rutt beräknats genom att summera antalet registrerade individer längs linjerna. Samtliga inventerade år summeras sedan och medelantalet observerade individer beräknas för rутten genom att dividera med antalet inventeringsår. På samma sätt beräknas medelantalet observerade individer för varje punkt som ligger i standardrutterna.

Nationell Inventering av Landskapet i Sverige

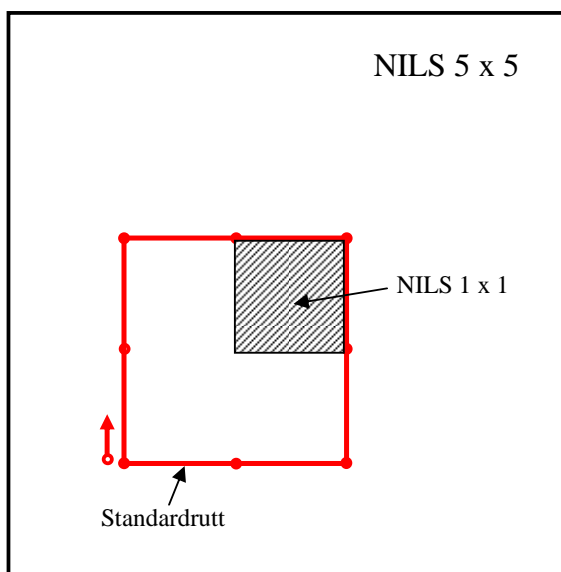
Inom NILS övervakas landskapets tillstånd och förändringar med fokus på hur dessa påverkar förutsättningarna för den biologiska mångfalden. Detta görs genom detaljerad flygbildstolkning och fältundersökningar i en 1 x 1 km² ruta för 631 områden i Sverige. På sikt kommer flygbildstolkning att göras även för NILS 5 x 5 km² ruta. Av de 631 NILS-rutorna är 560 samlokaliserade med standardrutter (Figur 4 och 5). De mycket detaljerade och delvis nya typer av data som samlas in finns dock ännu inte fullt tillgängliga för analys. De habitatdata som ligger till grund för denna rapport har inom NILS plockats fram ur redan existerande habitatdata (se nedan). Habitatdata för resterande områden med standardrutter plockades fram under studiens gång. Som en följd av detta gjordes en del analyser på data från 558 rutter (NILS-rutor med fågeldata) medan andra gjordes på 714 rutter. Vi tror inte denna asymmetri påverkar vare sig resultat eller slutsatser.

Följande geografiska data ingår i den sammanställda databasen: Naturtyper enligt blå kartan, SMD Svensk Marktäckedata (ca 60 klasser, Tabell 1), skogliga data från kNN-Sverige (trädslagsvis fördelning av volym, ålder och höjd) samt altituddata. Samtliga data härrör från åren runt 2000. Sammanställningen av databasen har gjorts i flera etapper under perioden 2000-2003. Databasen finns i två versioner där den ena är gjord i ArcGIS 9.1 och innehåller GIS-skikt med möjlighet till att göra egendefinierade områden. Den andra innehåller enbart tabeller med data på ruttnivå där t.ex. arealer av olika landskapsklasser kan extraheras. Vi använde oss endast av den senare databasen.



Figur 4. De 560 platser i Sverige där det finns samlokaliserade NILS-rutor och standardrutter.

Figur 5. Schematisk illustration av standardrutternas placering i NILS-rutorna. Den yttre rutan är NILS 5 x 5 km² ruta, den inre rutan NILS 1 x 1 km² ruta. Dessutom visas standardrutterns placering strax SV om NILS-rutans mitt, med pil som anger startpunkt och inventeringsriktning.



Generellt arbetssätt

Materialet till vårt förfogande är stort och omfattande och de potentiella angreppssätten är många. I denna pilotstudie har vi begränsat oss till ett antal principiellt intressanta analyser och grupper av fåglar:

1. Sambandet mellan habitat och fågelförekomst

Här har vi undersökt olika arters förekomst (närvaro/frånvaro) beroende på tillgången av olika habitat. Vi har lagt fokus på de arter som ingår i de nationella miljömålsindikatorerna *Levande skogar* och *Ett rikt odlingslandskap*, dvs. typiska skogs- respektive jordbruksarter. Först gjordes korrelativa analyser på samtliga arter som ingår i indikatorerna och därefter gjordes en mer ingående analys på en enskild art (sånglärka). Vi undersökte också artrikedomen av skogs- och jordbruksfåglar på rutter med olika habitatsammansättning.

2. Sambandet mellan habitat och fågeltäthet

I huvudsak samma arter analyserades som under föregående punkt, men nu med avseende på hur en arts täthet (antal per rutt) varierar med förekomsten av olika habitat. En mer djupgående analys gjordes av ortolansparven.

3. Sambandet mellan fågeltäthet och habitatförekomst på regional skala

En viss yta av lämpligt habitat, låt oss säga en 50 ha åker, kan tänkas vara olika attraktiv för en sånglärka om åkern ligger i ett storskaligt jordbrukslandskap eller om den är som en isolerad ö i ett i övrigt skogsklätt landskap. Därför undersökte vi här i vilken grad förekomsten av typiska jordbruksarter påverkas av habitatförekomsten även i en större skala.

4. Beräkning av habitatspecifika populationstrender

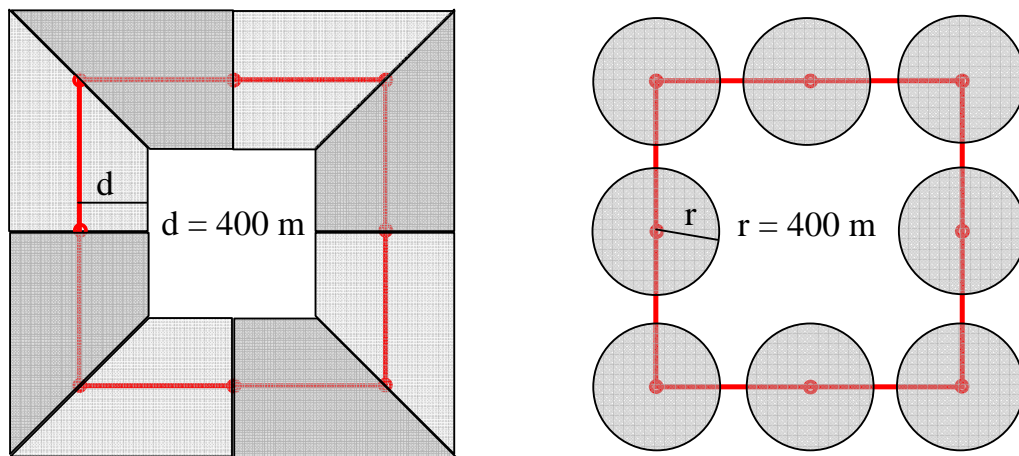
Inom SFT beräknas i huvudsak enbart artspecifika populationstrender. De detaljerade habitatbeskrivningar som nu kan göras för rutterna med hjälp av NILS-relaterade habitatdata möjliggör en finare upplösning för sådana analyser. Vi undersökte populationstrenderna för törnskata och gulspurv i olika habitat (jordbrukslandskap respektive övriga habitat) som ett exempel på hur sådana analyser kan göras.

Generell metodik

Skalor för analysen

Habitatdata gjordes tillgängliga i två olika skalor, dels från hela den 5 x 5 km² stora NILS-rutan ("landskapsskala") och dels från begränsade utskärningar runt standarddrutten ("lokal skala"). Den senare gjordes separat för varje enskild 1 km linje (åtta linjer per rutt) samt för varje enskild punkt (åtta punkter per rutt, Figur 6). Utskärningarna omfattar ±400 m från den tänkta linjen så att det längs varje linje finns en habitatbeskriven yta om 0,8 km². Runt punkterna gjordes på motsvarande sätt en habitatbeskrivning för ett område med radien 400 m (yta av 0,5 km²). Flera analyser har gjorts genom att slå samman de åtta linjernas ytor, vilket motsvarar en areal av 6,4 km² (lokal skala) att jämföras med landskapsskalans 25 km².

Valet av storlek på området runt linjer och punkter är inte alls självklart. På det sätt vi gjorde räknar vi med att ha fått med i stort sett alla landskapsvariabler relevanta för de observerade fåglarna, eftersom inventeraren får avvika max 200 m från linjen/punkten och de flesta fåglar observeras inom 200 m från inventeraren.



Figur 6. Figurerna visar för vilka områden runt en standardrutt som habitatdata plockats fram ("lokal skala"). *Vänster*. Längs linjerna användes ett område ±400 m runt linjen, med diagonala "snitt" i standardruttens hörn. Olika gråskala har använts för att tydliggöra respektive område. *Höger*. Runt punkterna användes en cirkel med 400 m radie.

Tillgängliga habitatvariabler

Vi har i huvudsak använt habitatvariabler från Svensk MarktäckeData (SMD). Dessa är uppdelade i ett stort antal klasser, av vilka flera har mycket sparsam utbredning eller är svårtolkade vad gäller betydelsen för fåglarna. Några av de sistnämnda klasserna uteslöts därför ur analyserna (t.ex. hamnområden och buskar) och andra slogs samman (t.ex. olika skogsklasser). Tillgängliga för analysen fanns därefter arealen (i m²) av följande habitat: hedmark (som i huvudsak är fjällhed), barrskog, lövskog, blandskog, åkermark, betesmark, kalhygge, ungskog, limnogena våtmarker, landsortsbebyggelse, tätort och myrmark (Tabell 1). I genomsnitt omfattade dessa variabler 85,2% av den totala arealen på landskapsskalan respektive 87,1% av arealen på den lokala skalan (linjesträckningarna). Den övriga ytan bestod i huvudsak av öppet vatten (å, sjö och hav). I Appendix 1 och 2 redovisas den

genomsnittliga andelen av olika habitatvariabler som ingår i våra analyser på landskapsskalan respektive lokal skala.

Utöver SMD-data använde vi tre habitatklasser från skogliga kNN-Sverige: totala volymen gran, tall respektive löv (för den sistnämnda slogs data samman för de olika lövträdsarterna). Dessa tre variabler benämns i rapporten Vol_Gran, Vol_Tall respektive Vol_Löv. Dessutom använde vi GSD-höjddata från Lantmäteriet, höjddata som insamlats genom digitalisering av bl.a. Fastighetskartans höjdkurvor.

Vid analyser av sambandet mellan habitat och fågelförekomst var vår utgångspunkt att använda habitatbeskrivningar främst för den lokala skalan, dvs. området närmast fåglarna. För flertalet av habitatvariablerna var dock landskapsskalan och den lokala skalan starkt korrelerade (i samtliga fall utom ett var Pearson's korrelationskoefficient; $r > 0,79$).

Landskapet såg alltså ungefär likadant ut oavsett skala (6,4 respektive 25 km², se vidare Appendix 3). För variabeln Landsortsbebyggelse var korrelationen betydligt lägre ($r = 0,39$).

Flera habitatvariabler var som väntat korrelerade med varandra (Appendix 4 och 5). T.ex. återfinns ofta åkermark och betesmark tillsammans ($r = 0,69$ på landskapsskala och 0,59 på lokal skala), precis som kalhygge och barrskog ($r = 0,59$ och 0,48). För andra variabler såsom hedmark och barrskog var korrelationen negativ, dvs. fanns det mycket av ena habitatet



Kalhygge och barrskog, två närbesläktade och ofta närliggande habitat...

fanns det mindre av det andra ($r = -0,55$ och $-0,51$). I våra analyser valde vi ibland att slå samman åker- och betesmark till en variabel Jordbruksmark.

Data över medelaltitud och höjdskillnader, samt kNN skogsdata var för oss tillgängliga enbart på landskapsskalan och därför användes dessa data i analyserna. På detta sätt jämfördes alltså i vissa analyser habitatvariabler på den lokala skalan med variabler på landskapsskalan.

Habitatklassning av området runt standardrutternas punkter

Det är främst data från linjedelen av standardrutterna som används inom SFT vid beräkningen av fågeltrender. Anledningen är att fler fågelindivider observeras längs linjerna jämfört med vid punkterna. Vid punkträkningarna täcks en mindre yta in och inventeringstiden är också väsentligt kortare än vid linjetaxeringen, vilket leder till att färre fåglar ses där. Däremot har punkträkningarna den fördelen att vi bättre vet platsen där fågelindivider observerades. Därmed kan fågelindivider med större säkerhet hänföras till specifika biotoper än vad det går att göra med data från linjerna.

För några av analyserna valde vi att klassa området runt en given punkt efter det ytmässigt dominerande habitatet. Som beskrivits ovan använde vi en utskärning i form av en cirkel med radien 400 m kring samtliga punkter på standardrutterna. Totalt hade 5426 punkter på 714 rutter inventerats vid minst ett tillfälle fram t.o.m. år 2006. Varje punkt fick sedan en biotopklassning baserat på den biotop som har haft den största ytan i cirkeln (med utgångspunkt från klasserna i Tabell 1). Exempelvis blev en punkt som befanns ha 34 % barrskog, 33 % lövskog och 19 % åkermark klassad som barrskog. I de fall öppet vatten har haft den största ytan valde vi den landbaserade biotopen med störst yta. För våra analyser valde vi att ta med de 12 biotopklasser som befanns vara det dominerande habitatet på åtminstone 25 punkter. Fågeltätheterna i varje biotopklass användes sedan till att beskriva olika fågelarters fördelning i olika biotoper.

Tabell 1. Definitioner av de olika habitatklasserna i Svensk MarktäckeData (CORINE) som använts i analyserna (källa: Lantmäteriet). För samtliga variabler är det den totala ytan (antal m²) inom berörd skala (lokal vs. landskap) som används i analyserna. Detta i motsats till kNN skogsdata (ej listade här) där det är volymen (m³ skog/ha) av olika trädslag som används.

Habitatklass	Definition och förtydligande
Tätort	Sammanlagning av orter med mer eller mindre än 200 invånare (klasserna 1.1.2.1 och 1.1.2.2). Bebyggelse där mellan 30 och 80 % utgörs av artificiella hårdlagda ytor och med varierande mängd grönska.
Landsortsbebyggelse	Enstaka eller grupper av hus, gårdar med tomtmark och trädgårdar som ligger utanför småort och tätort och där mellan 30 och 80 % utgörs av artificiella hårdlagda ytor.
Åkermark	Odlingar av spannmål, oljeväxter, rotfrukter och köksväxter samt betes- och slåttervallar som ingår i rotationsbruk, gamla åkrar och energiskog.
Betesmark	Gräsmark som används för, eller har använts för, bete eller slåtter och inte ingår i rotationsbruk. Träd eller buskar täcker <30% av ytan.
Lövskog	Trädbeklädda områden med en total krontäckning på >30%, varav 75 % av krontäckningen utgörs av lövträd. Trädhöjd är >5m med undantag av naturligt lågvuxen skog där lägre höjd tillåts.
Barrskog	Trädbeklädda områden med en total krontäckning på >30%, varav 75 % av krontäckningen utgörs av barrträd. Trädhöjd är >5m med undantag av naturligt lågvuxen skog där lägre höjd tillåts.
Blandskog	Trädbeklädda områden med en total krontäckning på >30%, varav varken löv- eller barrträd utgör 75 % av krontäckningen. Trädhöjd är >5m med undantag av naturligt lågvuxen skog där lägre höjd tillåts.
Hedmark	Vegetation med låg och sluten växtlighet dominerad av ris, buskar och örtvegetation. I klassen ingår olika typer av rished där dvärgbjörk och lågvuxna buskar tillåts förekomma. Detta habitat återfinns i Sverige i huvudsak som fjällhed.
Hygge	Öppna och igenväxande hyggen där träd/buskar har en höjd på ca <2 m.
Ungskog	Ungskog med en täckning på >30% och en höjd mellan ca 2 och 5 m.
Limnogen vätmarker	Öppna vätmarker (<30% täckning av träd eller buskar) som i stor utsträckning påverkas av vatten från sjöar och vattendrag. Inkluderar sumpkärr, alluvialkärr, madmarker och rotad vattenvegetation såsom vass, starr, säv, kaveldun och igelknopp.
Myrar	Öppna torvbildande vätmarker (<30% täckning av träd eller buskar) som inte väsentligt påverkas av sjö, havsvatten eller vatten från vattendrag.

Statistik

När man vill studera om det finns ett samband mellan fågelförekomst (närvaro/frånvaro) och olika habitatvariabler använder man ofta logistiska regressionsmodeller. Denna typ av modeller används t.ex. när man vill undersöka hur olika miljöfaktorer påverkar sannolikheten för att en viss händelse skall inträffa. Ett exempel är att man vill studera om det finns ett samband mellan en miljöfaktor och en sjukdom. Responsvariabeln (värdet på y-axeln) kan endast anta värdena JA eller NEJ medan miljöfaktorn (x-axeln) kan anta ett stort antal olika värden. Detta innebär att linjen som beskriver sambandet mellan responsvariabeln och miljöfaktorn inte är linjär utan snarare S-formad. Då är det inte meningsfullt att söka efter samband som vid enkel linjär regression utan man använder sig av en icke-linjär transformation. Transformationen leder till att sambandet mellan responsvariabeln och miljöfaktorn följer en linjär regression och i våra analyser använde vi en Logit-transformation av typen:

$$\text{Logit}(p) = \ln p/(1-p)$$

där p är sannolikheten för att en viss händelse skall inträffa.

För att analysera samband mellan fågelförekomst på ruttnivå och habitat på landskapsskalan användes logistisk regression. Detta gjordes både med så kallade univariata tester (ett habitat testas åt gången) och med multipla analyser (flera olika habitat testas samtidigt). Vi tog i dessa analyser hänsyn till att rutter inventerats olika många gånger (år). Sannolikheten att stöta på en given art ökar ju med antalet gånger en plats besökts. Den beroende variabeln var därför en kvot som varierade mellan 0 och 1; antal år med observationer av en fågelart på ruten dividerat med antal år ruten inventerats. T.ex., för en rutt som inventerats fyra gånger och individer av en viss fågelart setts två av åren blir värdet 0,5. För en rutt som inventerats tio år, med en art observerad endast ett av åren blir värdet 0,1. Vi använde oss i dessa analyser av de 558 standardrutter som överlappar med NILS och där fågeldata finns tillgängliga. Vi analyserade sambandet mellan fågelförekomst och proportionen av olika habitatvariabler i modulen PROC LOGISTIC i programmet SAS 8.2 (SAS Institute, Cary, NC, USA) med logitmodell och binomial felstruktur. I de multipla analyserna sattes P -värdet för att inkludera en variabel i modellen sattes 0,01. Med denna ganska hårt satta gräns är det vår bedömning att vi endast fick med de habitat som är mycket starkt korrelerade med fågelförekomst. I de multipla analyserna användes en stegvis metod, ”forward stepwise metoden”, som är en automatisk modellselekteringsteknik. Att välja rätt modell för sina data är en konst i sig och åsikterna hur detta skall gå till går delvis isär. Den teknik vi valde har den fördelen att den bygger modeller sekventiellt samtidigt som den undersöker ett stort antal möjliga modeller som annars kanske inte hade undersökts. Detta samtidigt som modulen är relativt användarvänlig och resultatet någorlunda enkelt att tolka och utvärdera. Vi är medvetna om att det finns mer komplexa och möjligen också bättre statistiska modelleringstekniker för just våra data, men vi har i detta läge medvetet gjort det så lätt som möjligt för oss. Och det har ändå blivit ganska avancerade och komplexa analysmetoder!

För att validera våra logistiska regressionsmodeller använde vi så kallade AUC-värden. AUC (Area Under the Curve) är arean under en ROC-kurva (ROC = Receiver Operating Curve). ROC-kurvan är en metod som används för att utvärdera hur bra en modell är på att rätt klassificera observationer till två grupper (se Appendix 9 för mer detaljer). I våra analyser handlar det om fågelarters närvaro eller frånvaro på en standardrutt. I hur många fall lyckas modellen förutsäga en arts närvaro på en standardrutt? Ytan under ROC-kurvan kan anta värden mellan 0,5 och 1. Ett värde på 0,5 innebär att modellen inte är bättre än slumpen på att diskriminera mellan de två grupperna. Ett värde på 1 visar emellertid att modellen

klassificerar samtliga observationer till rätt grupp och modellen är därmed perfekt. Detta inträffar normalt aldrig, särskilt inte med ekologiska data. En yta under ROC-kurvan (AUC-värde) större än 0,7 innebär ofta att modellen klassificerar observationer riktigt tillräckligt bra för att anses vara statistiskt acceptabel. AUC-värden större än 0,9 är modeller som är riktigt bra. PROC LOGISTIC i SAS ger per automatik AUC-värdet vid en körning av en modell.

För andra analyser använde vi oss av mer konventionell statistik som Pearson's korrelationsanalys, linjär regression, t-test och ANOVA (med efterföljande Tukey's test). Vidare användes även Mann-Whitney U-test och G-test.

Trendanalyser gjordes med hjälp av TRIM (**T**rends & **I**ndices for **M**onitoring data) som är ett analysprogram framtaget av statistiska centralbyrån i Nederländerna. Med hjälp av TRIM kan man beräkna årliga populationsindex, samt en (log)linjär trend. I trendanalysen beräknas den genomsnittliga förändringen över studieperioden, i % per år. Notera att endast (log)linjära trender kan beräknas med TRIM och alltså inga mer avancerade trendkurvor.

Rent statistiskt är TRIM en typ av loglinjär analys som bygger på "maximum-likelihood-metoden" med antagandet att fågelantalen är Poisson-fördelade. Modellen kan ta hänsyn till de problem som ofta finns i inventeringsdata, nämligen att fåglarna ibland uppträder i kolonier eller stora flockar, samt att ett års data inte är helt oberoende av föregående år ("serial correlation", många fåglar blir äldre än ett år och alltså finns med två år i rad). I TRIM räknas de mest sannolika värdena ut för *de år en rutt inte inventerats* och dessa används sedan vid den statistiska behandlingen av index. De ifyllda värdena påverkar dock inte index som sådana. För mer sofistikerade detaljer om TRIM index hänvisas till manualen som kan hämtas på www.ebcc.info.

Eftersom ca 90 % av landets areal av jordbruksmark finns söder om 61°N valde vi ibland att göra analyser för "norra Sverige" respektive "södra Sverige". Vi använde då latitud 61°N som skiljegräns (jämför Wretenberg m.fl. 2006). Detta innebär att skiljelinjen ungefär går från norra Värmland genom Dalarna till Gästrikland.



Odlingslandskapet, hem för många missgynnade fåglar

Analyser och resultat

1. Sambandet mellan habitat och fågelförekomst

Här undersökte vi översiktligt hur olika arters förekomst på en rutt (närvaro/frånvaro) beror på tillgången av olika habitat, samt hur antalet arter på en rutt kan tänkas variera beroende på habitattillgång. Vi fokuserade på de arter som ingår i de officiella miljömålsindikatorerna för *Levande skogar* och *Ett rikt odlingslandskap*. Vi har också undersökt en jordbruksart (sånglärka) mer i detalj. Ett antal arter med speciella habitatkrav har också analyserats (ringtrast, backsvala och glutt-snäppa).

Metodik

Metodiken för utskärningarna av landskapsdata och statistiska analyser har beskrivits i den generella metodikdelen. För analyserna använde vi fågeldata på ruttnivå (summan av individer på linjerna) för 558 standardrutter. Habitatdata hämtade vi antingen från den lokala skalan (6,4 km² längs linjerna, SMD-data) eller på landskapsskalan (25 km², altitud och kNN Skogsdata). Analyserna gjordes både som univariata tester och multipla analyser.

Skogsfåglar

Indikatorn för miljömålet 12.2 *Levande skogar: Förstärkt biologisk mångfald* omfattar 16 fågelarter. För dessa arter gjordes både univariata tester och multipla analyser på sambandet mellan fågelförekomst och habitatdata (summering i Tabellerna 2, 3, utförliga värden för de univariata analyserna presenteras i Appendix 6). För de univariata testerna presenteras samband mellan förekomst och habitat när AUC-värden >0,7, vilket innebär att endast de starkaste sambanden kommer med. En kortfattad sammanfattning av hur olika habitat förklarar variationen i skogsfåglarnas förekomst följer här.

Latitud. Tretåig hackspett, lavskrika och lappmes hade starka positiva samband med latitud, dvs. de förekommer främst i norra Sverige. Sannolikheten att observera järpe, talltita och domherre på en standardrutt var också högre i norra Sverige. Förekomsten av gröngöling, svartmes, entita, skogsduva, stjärtmes och trädkrypare (svagare än för övriga arter) var negativt relaterad till latitud, dvs. arterna förekommer främst i södra Sverige.

Longitud. Denna variabel antyder att sannolikheten att observera skogsduva är större i östra Sverige medan tjäder, järpe, gröngöling, tretåig hackspett, lavskrika, tofsmes, lappmes och trädkrypare är vanligare ju längre västerut man befinner sig.

Medelaltitud. Tjäder, tretåig hackspett, lavskrika och lappmes uppvisade positiva samband med altitud, men med undantag av lappmes varierade utfallet beroende på vilken analys som gjordes. Skogsduva var den enda art med ett negativt samband med altitud både i det univariata testet och i den multipla analysen medan järpe, gröngöling, mindre hackspett, nötkråka, tofsmes, svartmes, stjärtmes och trädkrypare hade negativa samband i de multipla analyserna.

Vol_Löv. Sambanden mellan en arts förekomst och volymen lövträd varierade beroende på analysmetoden. Svartmes, entita, skogsduva och trädkrypare hade positiva samband i det univariata testet. Tjäder, tretåig hackspett, lavskrika och lappmes, kända barrskogssälskare, hade negativa samband vid endera av analyserna.

Vol_Gran. Gröngöling, nötkråka, tofsmes, svartmes, entita, domherre och trädkrypare uppvisade positiva samband med volymen gran medan lavskrika och lappmes hade negativa samband i det univariata testet. Om något hade vi vid en första anblick förväntat oss motsatta riktningar på sambanden i de flesta fall (se mer nedan).

Vol_Tall. Positiva samband mellan förekomst och volymen tall hittades för gröngöling, tofsmes, svartmes och trädkrypare medan förekomst av lappmes var negativt relaterad till volym tall.

Barrskog. Förekomst av tjäder, tofsmes och talltita var positivt relaterat till andelen barrskog i landskapet i de univariata testerna. I de multipla analyserna uppvisade dessutom järpe, tretåig hackspett, lavskrika, lappmes, svartmes och domherre positiva samband med mängden barrskog.

Lövskog. Förekomst av tjäder, gröngöling, mindre hackspett, svartmes, entita, skogsduva, stjärtmes, domherre och trädkrypare var positivt relaterad till andelen lövskog, dock enbart i de multipla analyserna.

Blandskog. Förekomst av tjäder, järpe, gröngöling, lavskrika, nötkråka, lappmes, svartmes, entita, stjärtmes, domherre och trädkrypare var positivt relaterad till andelen blandskog, dock enbart i de multipla analyserna.

Hygge. I de univariata testerna var förekomsten av tofsmes positivt relaterad till andelen hygge medan förekomsten av lappmes var negativt relaterad till andelen hygge i landskapet. De multipla analyserna gav positiva samband mellan förekomst och andel hygge för samtliga arter utom för gröngöling, mindre hackspett, lappmes och svartmes och entita vilkas förekomst inte kunde förklaras med andelen hygge.

Ungskog. Förekomst av järpe var positivt relaterad till andelen ungskog i båda analyserna medan förekomst av tjäder, lavskrika, svartmes, talltita, stjärtmes och domherre var positivt relaterad till andelen ungskog i de multipla analyserna.

Tabell 2. Samband mellan fågel- och habitatförekomst för 16 viktiga skogsfågelarter (indikatorarter för miljömål 12.2). Tecken inom parentes anger riktningen för starka samband (AUC-värden >0,7). Analysen gjordes med logistisk regression med *univariata tester*. Variablerna medelaltitud, Vol_Löv, Vol_Gran och Vol_Tall insamlades på landskapsskalan medan övriga variabler är på den lokala skalan. Fågeldata är på ruttnivå. Mer detaljerade statistik finns i Appendix 6.

Habitat	Tjäder	Järpe	Gröngöling	M. hackspett	Tretåspett	Lavskrika	Nötkråka	Tofsmes	Lappmes	Svartmes	Talltita	Entita	Skogsduva	Stjärtmes	Domherre	Trädkrypare
Latitud			(-)		(+)	(+)			(+)	(-)		(-)	(-)	(-)		
Longitud									(-)							
Medelaltitud					(+)	(+)			(+)				(-)			
Vol_Löv					(-)	(-)			(-)	(+)		(+)	(+)			(+)
Vol_Gran			(+)			(-)		(+)	(-)	(+)		(+)				(+)
Vol_Tall								(+)	(-)							
Barrskog	(+)							(+)			(+)					
Lövskog																
Blandskog																
Hygge								(+)	(-)							
Ungskog		(+)														
Hed									(+)							
Jordbruksmark	(-)		(+)		(-)	(-)			(-)			(+)	(+)			
Myrmark	(+)				(+)	(+)			(+)				(-)			
Tätort																
Landsort																
Limnogen våtmarker																

Hed. Denna landskapsklass förekommer främst i fjällen och lappmes var den enda art med starkt samband (positivt) i det univariata testet. I den multipla analysen var förekomsten av fyra arter negativt relaterad till andelen hed medan förekomst av lappmes och skogsduva (märkligt nog) var positivt relaterad till andelen hed.

Jordbruksmark. Gröngöling och entita hade positiva samband mellan förekomst och andelen jordbruksmark i det univariata testet medan tjäder, tretåig hackspett, lavskrika och lappmes uppvisade negativa samband i samma analys. Förekomst av gröngöling och skogsduva var positivt relaterade medan förekomsten av järpe var negativt relaterad till andelen jordbruksmark i den multipla analysen.

Myrmark. Förekomst av tjäder, tretåig hackspett, lavskrika och lappmes var positivt relaterade till andelen myrmark i båda analyserna. Förekomst av skogsduva, svartmes och entita var negativt relaterade till andelen myrmark i en av analyserna.

Landsortsbebyggelse. Nötkråka och trädkrypare uppvisade negativa samband mellan förekomst och andelen landsortsbebyggelse i den multipla analysen. Däremot var förekomsten av lappmes positivt relaterad till andelen landsortsbebyggelse.

Limnogen vätmarker. Förekomst av mindre hackspett och entita var positivt relaterade till andelen limnogen vätmarker i landskapet i den multipla analysen.

Tabell 3. Samband mellan förekomst och markanvändning där tecken inom parentes anger riktningen på signifikanta samband. Den **multipla analysen** är gjord med stegvis logistisk regression, med $P = 0,01$ som selektionsnivå. Variablerna medelaltitud, Vol_Löv, Vol_Gran och Vol_Tall insamlades på landskapsskalan medan övriga variabler är på den lokala skalan. Fågeldata är på ruttnivå.

Habitat	Tjäder	Järpe	Gröngöling	M. hackspett	Tretåspett	Lavskrika	Nötkråka	Tofsmes	Lappmes	Svartmes	Talltita	Entita	Skogsduva	Stjärtnes	Domherre	Trädkrypare
Latitud		(+)	(-)		(+)	(+)			(+)	(-)	(+)	(-)	(-)	(-)	(+)	(-)
Longitud	(-)	(-)	(-)		(-)	(-)		(-)					(+)			(-)
Medelaltitud		(-)	(-)	(-)			(-)	(-)	(+)	(-)	(-)		(-)	(-)		(-)
Vol_Löv	(-)															
Vol_Gran			(+)				(+)			(+)					(+)	
Vol_Tall			(+)					(+)	(-)	(+)						(+)
Barrskog	(+)	(+)			(+)	(+)		(+)	(+)	(+)	(+)				(+)	
Lövskog	(+)		(+)	(+)					(+)	(+)			(+)	(+)		(+)
Blandskog	(+)		(+)			(+)	(+)		(+)	(+)		(+)		(+)	(+)	(+)
Hygge	(+)	(+)			(+)		(+)	(+)			(+)		(+)	(+)	(+)	(+)
Ungskog	(+)	(+)				(+)				(+)	(+)			(+)	(+)	
Hed			(-)						(+)			(-)	(+)		(-)	
Jordbruksmark		(-)	(+)										(+)			
Myrmark	(+)				(+)	(+)			(+)	(-)		(-)				
Tätort																
Landsort							(-)		(+)							(-)
Limnogen vätmarker				(+)								(+)				

Fåglar i odlingslandskapet

Indikatoren för miljömålet 13 *Ett rikt odlingslandskap* omfattar 13 fågelarter. För dessa 13 arter gjordes både univariata tester och multipla analyser på sambandet mellan fågelförekomst och habitatdata (summering i Tabellerna 4, 5, utförliga värden för de univariata analyserna presenteras i Appendix 7). För de univariata testerna presenteras samband mellan förekomst och habitat när AUC-värden $>0,7$, vilket innebär att endast de starkaste sambanden kommer med. En kortfattad sammanfattning av hur olika habitat förklarar variationen i jordbruksfåglarnas förekomst följer här. Stenskvätta och gulärta analyserades enbart med data från södra Sverige.

Latitud. Latitud förklarade förekomsten hos ett flertal arter i odlingslandskapet. Förekomst av storspov, buskskvätta och gulärta var positivt relaterad till latitud i de multipla analyserna, dvs. de är vanligare norrut medan förekomst av tofsvipa, sånglärka, stare, ladusvala, törnsångare, törnskata, pilfink, hämpling och gulspurv var negativt relaterad till latitud.

Longitud. Tofsvipa, storspov, sånglärka, stare, törnskata, hämpling och gulspurv tycks vara mer utbredda i östra delarna av Sverige medan buskskvättan främst förekommer längre västerut.

Barrskog. Flera arter uppvisade negativa samband mellan förekomst och andelen barrskog men förekomst av buskskvätta var något förvånande positivt relaterad till andelen barrskog. Det senare kan möjligen förklaras av att buskskvättan förekommer i anslutning till hyggen och ungskog i norra Sverige. Dessa biotoper är kopplade till skog och i Norrland framför allt till barrskog.

Tabell 4. Samband mellan förekomst av ett antal jordbruksfåglar och habitatförekomst, där tecken inom parentes anger riktningen på samband. Analysen gjordes med logistisk regression med *univariata test* och endast AUC-värden $>0,7$ redovisas. Stenskvätta och gulärta analyserades enbart med data från södra Sverige. Notera att när man slår ihop åkermark och betesmark till jordbruksmark blir AUC-värdet för buskskvätta 0,702 och för törnskata 0,787 men $<0,7$ för storspov och för gulärta.

Habitat	Tofsvipa	Storspov	Sånglärka	Stare	Ladusvala	Buskskvätta	Stenskvätta	Gulärta	Törnsångare	Törnskata	Pilfink	Hämpling	Gulspurv
Latitud			(-)	(-)						(-)			
Longitud													
Barrskog			(-)					(-)					
Lövskog													
Blandskog													
Hygge													
Ungskog													
Hed													
Åker	(+)		(+)	(+)	(+)		(+)		(+)		(+)	(+)	(+)
Bete	(+)		(+)	(+)	(+)		(+)		(+)		(+)	(+)	(+)
Myrmark			(-)	(-)									
Tätort													
Landsort													
Limnogenavåtmarker													

Lövskog. Tofsvipa, storspov, sånglärka, stenskvätta och hämpling hade negativa samband mellan förekomst och andelen lövskog medan förekomst av buskskvätta var positivt relaterad till lövskog (samma förklaring som för barrskog).

Blandskog. Gulärta och hämpling hade negativa samband mellan förekomst och andelen blandskog medan förekomst av törnskata och gulspurv var positivt relaterad till blandskog.

Hygge. I den multipla analysen var förekomst av buskskvätta, stenskvätta, törnskata och gulspurv positivt relaterad till andelen hygge medan förekomst av stare, ladusvala och pilfink var negativt relaterad till andelen hygge.

Ungskog. Förekomst av buskskvätta, hämpling och gulspurv var positivt relaterade till andelen ungskog i den multipla analysen.

Hed. Förekomst av storspov, tofsvipa, stare och buskskvätta var negativt relaterad till andelen hed vid den multipla analysen.

Åkermark. Vid den multipla analysen var förekomsten av samtliga arter positivt relaterad till andelen åkermark. I det univariata testet var AUC-värden lägre än 0,7 för storspov, buskskvätta, gulärta och törnskata.

Betesmark. I stort sett likartade resultat som för åkermark men i den multipla analysen fanns inget signifikant samband mellan förekomst och andelen betesmark för sånglärka, törnsångare och törnskata.

Myrmark. I det univariata testet var förekomst av tofsvipa, sånglärka, stare, ladusvala, törnsångare, pilfink, hämpling och gulspurv negativt relaterad till andelen myrmark. I den multipla analysen var förekomsten av buskskvätta och gulärta positivt relaterad till andelen myrmark medan förekomst av ladusvala, törnsångare och gulspurv var negativt relaterad till andelen myrmark.

Tabell 5. Samband mellan förekomst av ett antal jordbruksfåglar och habitatförekomst, där tecken inom parentes anger riktningen på signifikanta samband. Den **multipla analysen** är gjord med stegvis logistisk regression, med $P = 0,01$ som selektionsnivå. Habitatdata är för lokal skala och fågeldata på ruttnivå.

Habitat	Tofsvipa	Storspov	Sånglärka	Stare	Ladusvala	Buskskvätta	Stenskvätta	Gulärta	Törnsångare	Törnskata	Pilfink	Hämpling	Gulspurv
Latitud	(-)	(+)	(-)	(-)	(-)	(+)		(+)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
Longitud	(+)	(+)	(+)	(+)		(-)				(+)		(+)	(+)
Barrskog	(-)	(-)	(-)			(+)	(-)	(-)	(-)			(-)	
Lövskog	(-)	(-)	(-)			(+)	(-)					(-)	
Blandskog								(-)		(+)			(+)
Hygge				(-)	(-)	(+)				(+)	(-)		(+)
Ungskog						(+)		(+)				(+)	
Hed	(-)	(-)			(-)	(-)							
Åker	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)
Bete	(+)	(+)		(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)
Myrmark					(-)	(+)		(+)	(-)				(-)
Tätort				(+)							(+)		(+)
Landsort				(+)	(+)			(+)				(+)	
Limnogen vätmarker	(+)	(+)											

Tätort. Förekomst av stare, pilfink, hämpling och gulsparv var positivt relaterad till andelen tätort i den multipla analysen. Förekomst av pilfink var också (starkt) positivt relaterad till andelen tätort i det univariata testet.

Landsortsbebyggelse. Förekomst av stare, ladusvala, gulärla och hämpling var positivt relaterad till andelen landsortsbebyggelse i den multipla analysen.

Limnogen våtmarker. Förekomst av storspov och tofsvipa var positivt relaterad till andelen limnogen våtmarker i den multipla analysen.

Slutsats – generella översiktsanalyser av habitat och fågelförekomst

Vår översiktliga analys av skogs- och jordbruksfåglarnas habitat ger en hel del förväntade samband, såsom att förekomsten av entita (dock endast delvis), skogsduva och stjärtmes var positivt relaterad till andelen lövskog, samt att de utpekade jordbruksarterna är så hårt knutna till mängden åker- och betesmark.

Viktigare är likväl att många, vid en första anblick, kontra-intuitiva samband dyker upp. Till exempel uppvisar kända barrskogsspecialister som lavskrika och lappmes ibland negativa samband med variabler relaterade till mängden barrskog och *vice versa* för några kända lövskogsarter. Orsaken till just dessa resultat är rimligen skogens och fåglarnas storskaliga fördelning över landet. Högst volym granskog per yta finns i södra Sveriges skogar, där inga



Lavskrika, trots allt en barrskogsfågel

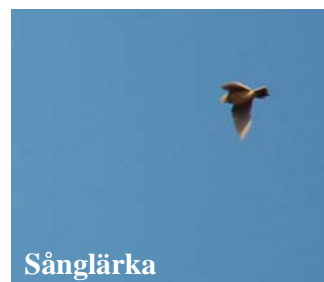
lavskrikor och lappmesar finns. Därför blir också sambandet dem emellan negativt, trots att de två arterna snarast föredrar granskog (barrskog). För flera av lövskogsarterna gäller det motsatta. De är vanligast i södra Sverige där volymen granskog är som högst. Även om de inte föredrar granskog så finns deras föredragna biotoper insprängda mellan större block av granskog, vilket skapar ett positivt samband av föga biologisk signifikans.

Vår slutsats blir att en sådan här väldigt generell analys på nationell nivå ibland blir alltför osäker för att vara riktigt användbar, även om analyserna av jordbruksfåglarna verkar ha större precision. Viktiga anledningar till detta är

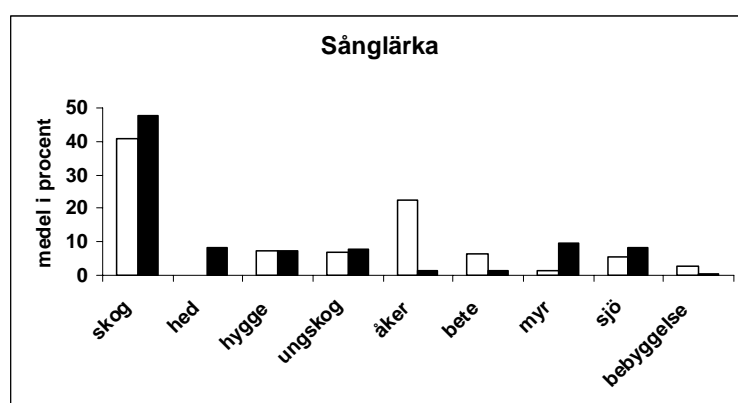
både att många av habitatvariablerna sinsemellan inte är oberoende (finns det mycket av den ena måste det finnas mindre av andra), samt att fågelobservationerna inte är kopplade till ett specifikt habitat och att vissa habitatdata utgörs av summerade arealer över en mycket stor yta (landskapsskalan) med liten eller ingen direkt koppling till var fåglarna setts. Dessutom saknas i fallet med skogsfåglarna data om många av de variabler som troligen är av störst betydelse för fåglarna (död ved, detaljerad trädslagssammansättning, skogens ålder och skiktning). Med mer detaljerade bakgrundsdata kan den här typen av analyser förhoppningsvis användas för att få fram mer intressanta samband, om än med vissa fortsatta svårigheter. Vidare, för arter med begränsad utbredning i landet måste motsvarande analyser begränsas till artens huvudsakliga utbredningsområde och med mer riktad habitatselektion. Ett exempel på en sådan mer specifik artanalys följer nedan.

Sånglärkan – en fördjupad analys

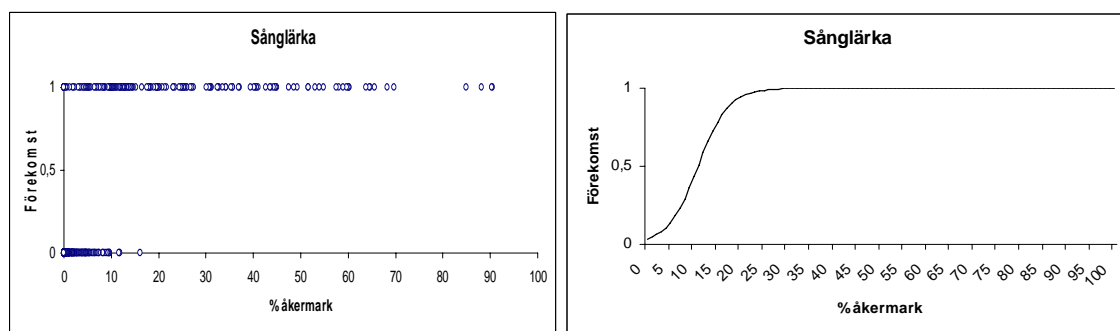
Här följer en mer ingående artanalys av sånglärka, en av våra mest utpräglade jordbruksspecialister. Sånglärkans förkärlek för jordbruksmark kan belysas på olika sätt. Först undersökte vi de olika habitatens fördelning på standardrutter i Sverige med och utan förekomst av sånglärka. Längs rutter med sånglärka består i genomsnitt cirka 20 % av landskapet av åkermark (lokal skala, 6,4 km², Figur 7). Motsvarande andel på rutter där sånglärkan inte observerats är endast några få procent åkermark.



Vi har också analyserat med logistisk regression hur sannolikheten att påträffa sånglärka på en standardrutt beror på mängden åkermark längs ruten. Vi undersökte först fågeldata från linjedelen av standardrutterna och fann att när det finns mer än 18 % åkermark kring standardruten (av 6,4 km², lokal skala), observeras i stort sett alltid sånglärka (Figur 8).

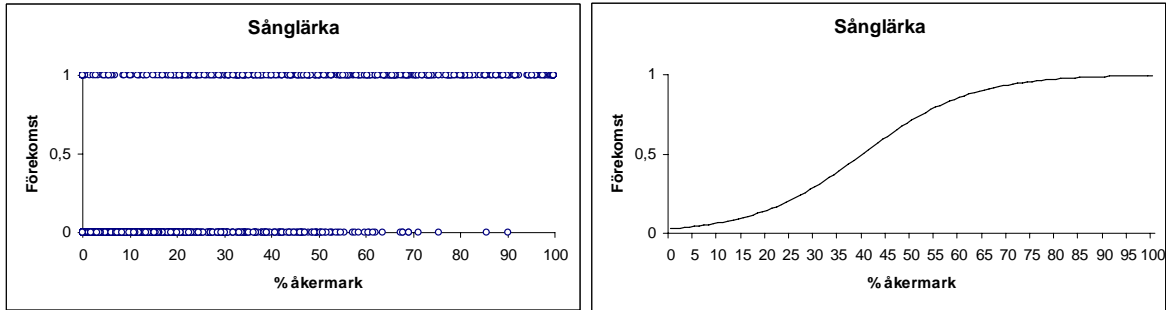


Figur 7. Den genomsnittliga arealen (i %) av olika habitat på standardrutter med (vita staplar) respektive utan (svarta staplar) sånglärka. Analysen är baserad på 558 samlokaliserade NILS-rutor och standardrutter. Habitatdata är för lokal skala. Notera främst att mängden åker är hög på rutter med sånglärka, och omvänt, att mängden åker och bete är jämförelsevis mycket låg på rutter där sånglärka inte påträffats. Generellt höga värden för skog betyder inte att sånglärkan föredrar skog, bara att skog är vanligt förekommande i Sverige.



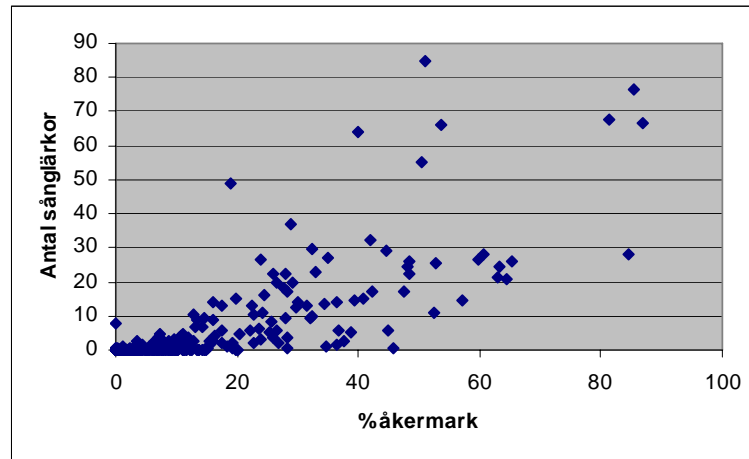
Figur 8. Sambandet mellan förekomst av sånglärka på standardrutternas *linjedel* och proportionen åkermark i landskapet (på lokala skalan). Till vänster visas observerad förekomst (1) och frånvaro (0) av sånglärka, till höger den anpassade kurvan från den logistiska regressionsmodellen. Sannolikheten att påträffa sånglärka är 50% vid 11 % åkermark och 90 % vid 18 % åkermark. Notera att den anpassade kurvan till höger inte baseras på de punkter som visas i figuren till vänster utan på värden mellan 0 och 1 (se Metodik), dvs. vi har tagit hänsyn till antal inventeringsår på varje rutt.

Motsvarande analys av habitatdata runt standardrutternas punkter (en cirkel med 400 m radie kring punkten) visar att 40 % av landskapet, cirka 20 ha, måste vara åkermark för att sånglärka skall observeras vid punkten (Figur 9). Detta kan jämföras med en finsk studie som visade att sånglärka alltid fanns på åkermarksområden som var minst 11,5 ha stora (Piha m.fl. 2003).



Figur 9. Samband mellan förekomst av sånglärka på standardrutternas *punkter* (baserat på 714 rutter) och proportionen åkermark i landskapet (på lokala skalan). Till vänster visas observerad förekomst och frånvaro av sånglärka, till höger den anpassade kurvan från den logistiska regressionsmodellen. Sannolikheten att påträffa sånglärka är 50% vid 40 % åkermark och 90 % vid 65 % åkermark. Notera att den anpassade kurvan till höger inte baseras på de punkter som visas i figuren till vänster utan på värden mellan 0 och 1 (se Metodik), dvs. vi har tagit hänsyn till antal inventeringsår på varje rutt.

Ett annat sätt att undersöka sånglärkans förkärlek för åkermark är att undersöka antalet sånglärkor som ses per rutt (till skillnad mot de föregående analyserna av förekomst/icke förekomst; mer om antalsanalyser kommer i nästa avsnitt). Vi korrelerade därför det genomsnittliga antalet sedda sånglärkor på linjedelen av rutterna med proportionen åkermark runt ruttan (lokal skala) och använde nu bara data för södra Sverige (<61°N). Vi fann att sånglärkor kan uppträda redan när andelen åkermark är mycket liten, men att antalet observerade sånglärkor på en standardrutt i södra Sverige ökar markant först när drygt 10 % av landskapet kring ruttan består av åkermark (Figur 10). Är proportionen åkermark mer än 50 % observeras alltid minst 10 sånglärkor.



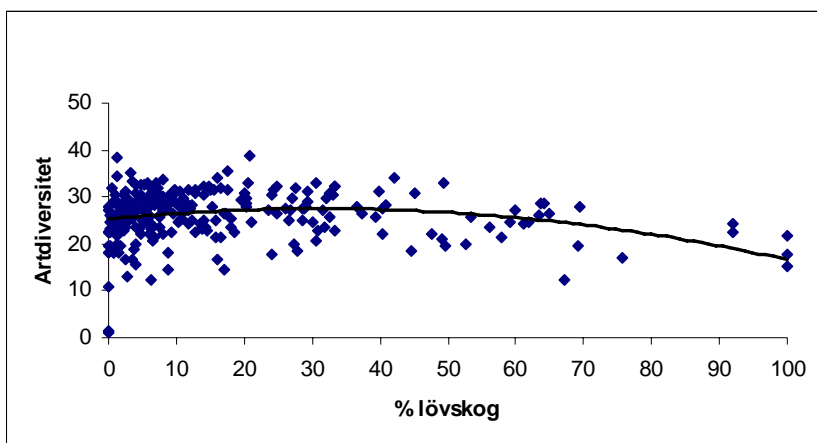
Figur 10. Det genomsnittliga antalet observerade sånglärkor på standardrutter i södra Sverige (<61°N) i förhållande till proportionen arealen åkermark (i %) längs linjerna (lokal skala).

Slutsats – fördjupade artanalyser

I ovan gjorda analyser av sånglärkan har vi inte tagit hänsyn till sånglärkans upptäckbarhet. Oavsett om tätheter av sånglärkor är likartade på olika arealer av åkermark ökar sannolikheten att observera sånglärka ju större arealer åkermark man inventerar. Detta innebär sannolikt att de ”tröskelvärden” vi anger ovan överskattas, dvs. sånglärkor finns men observeras ej vid lägre andel åkermark i landskapet. För just sånglärka är upptäckbarheten inte ett stort problem eftersom de är relativt lätta att upptäcka, men för andra svårobserverade arter kan detta vara ett bekymmer om man vill beräkna mängden av ett visst habitat i landskapet som är nödvändig för att en given art ska finnas. Oavsett detta bekymmer illustrerar analyserna på sånglärka på ett utmärkt sätt hur man kan få fram detaljerade kopplingar mellan en arts förekomst och numerär och betydelsefulla habitatvariabler. Med tillgång till detaljerade habitatdata från NILS bör motsvarande analyser kunna genomföras för exempelvis samtliga arter som ingår i fågelindikatorerna för miljömålen. Resultaten från de analyserna kan sen användas både för att ”spetsa till” indikatorerna när det gäller arturvalet, samt för att gå in och titta på populationsutvecklingen i olika habitat för arter som, olikt sånglärkan, är beroende av mer än ett habitat.

Artdiversitet i skogs- och jordbrukslandskapet

Ett annat sätt att undersöka habitatets betydelse för fågelförekomsten är att undersöka antalet arter beroende på landskapets habitatsammansättning. Flera av miljömålen och deras delmål syftar till att mängden av visst habitat eller vissa strukturer inom habitatet skall öka och det är då naturligtvis intressant att undersöka om detta får någon effekt på fågelfaunan. Många av strukturerna i fokus finns dock inte tillgängliga i de habitatdata vi har haft till vårt förfogande, t.ex. mängden död ved (miljömål 12.2.1) eller arealen äldre (minst 60 år) lövrik skog (miljömål 12.2.2). Vi har därför inte kunnat göra alla de analyser vi velat. Dock gjorde vi vardera en analys på skogsfåglar och jordbruksfåglar i allmänhet, som exempel på hur sådana analyser kan se ut.



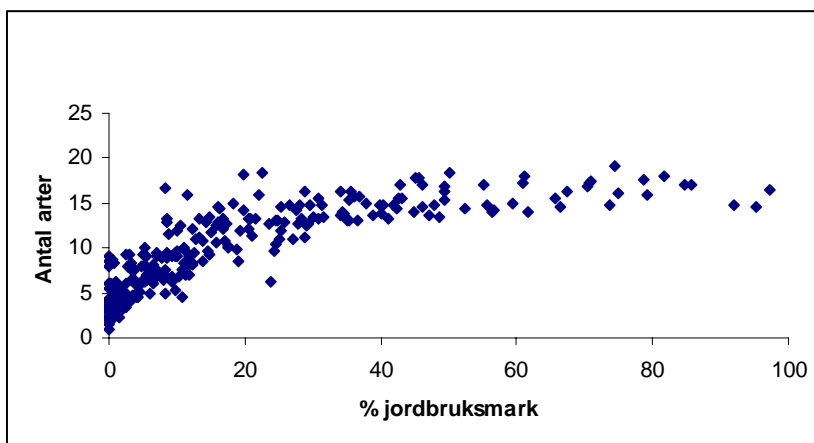
Figur 11. Artdiversitet (antal arter/år) i relation till andelen lövskog av total skogsareal på standardrutter i södra Sverige (<61°N). Arturvalet inkluderar följande 48 skogsanknutna arter: tjäder, järpe, skogsduva, ringduva, gök, gröngöling, större hackspett, mindre hackspett, spillkråka, göktyta, korp, nötkråka, nötskrika, stjärtmes, talgoxe, blåmes, svartmes, tofsmes, talltita, entita, nötväcka, trädkrypare, gärdsmyg, dubbeltrast, björktrast, taltrast, rödvingetrast, koltrast, rödstjärt, rödhake, härmsångare, svarthätta, trädgårdssångare, ärtsångare, lövsångare, gransångare, grönsångare, kungsfågel, grå flugsnappare, svartvit flugsnappare, järnsparv, trädpiplärka, sädesärla, törnskata, grönsiska, domherre och bofink.

Vi valde ut 48 arter vanliga fåglar med mer eller mindre hård anknytning till skog och undersökte hur artdiversiteten förändrades i förhållande till proportionen lövskog/total area skog i södra Sverige (239 rutter med skog). För varje standardrutt beräknades artdiversiteten såsom medelantalet observerade arter längs linjerna för

de år en rutt inventerats. En regressionsanalys visade att en andragradsekvation bäst beskrev sambandet mellan artdiversitet och andel lövskog (Figur 11). Oavsett om vi transformerade artdiversitet (\log_{10}) och andel lövskog (arcsin (roten ur proportionen)) eller använde otransformerade data blev resultatet detsamma. På standardrutter utan lövskog fanns i genomsnitt ungefär 25 arter och när andelen lövskog var 20-30% observerades flest arter; 26-27 arter beroende på vilken modell som användes. När skogen bestod enbart av lövskog minskade antalet arter till strax under 20. En svag positiv effekt på artdiversiteten kunde alltså påvisas i intervallet 0-30% lövskog. Det har tidigare visats att fågelrikedomen är högre vid ökat inslag av lövträd i skogen och en äldre, mogen skog är viktig för flera fågelarter som ingår i indikatorn för delmålet med arealen äldre lövrik skog (Forslund 2003).

Det är dock viktigt att komma ihåg att de nu tillgängliga habitatdata är relativt grova. När skogen är klassad som enbart barrskog i Svensk Marktäckedata finns oftast ett visst inslag av lövträd. För att SMD-data ska klassas som barrskog skall minst 70 % av skogen bestå av barrträd. Dessutom innehåller klassen "blandskog" en varierande andel lövträd. Det betyder att habitatbeskrivningarna i analysen ovan (t.ex. att en given rutt har 35 % lövskog) är behäftade med stor osäkerhet.

Motsvarande analys gjordes för hur antalet fågelarter knutna till jordbrukslandskapet beror på andelen jordbruksmark på lokal skala runt standardrutterna i södra Sverige. Habitatet "jordbruksmark" är den sammanlagda arealen av åkermark och betesmark. Vi valde i denna analys att ta med ytterligare några arter utöver de som ingår i miljömålsindikatorn *Ett rikt odlingslandskap*. Vi använde därför de 21 arter som pekats ut av Wretenberg m.fl. (2006) som mer eller mindre knutna till jordbrukslandskapet. För varje rutt beräknas det genomsnittliga antalet jordbruksarter registrerade per inventering. Antalet av dessa jordbruksfågelarter ökade upp till cirka 30 % jordbruksmark i landskapet (6,4 km², Figur 12). Vid högre andel jordbruksmark var artantalet relativt konstant. Det betyder alltså att om man inom ett område på några km² i södra Sverige vill ha en full svit av jordbruksarter måste minst 20 % av områdets yta bestå av jordbruksmark.



Figur 12. Artdiversitet (antal arter/år) i relation till proportionen jordbruksmark på rutter i södra Sverige < 61°N. Arturvalet inkluderar följande 21 jordbruksanknutna arter (jmf. Wretenberg m.fl. 2006): tofsvipa, storspov, ringduva, skogsduva, göktyta, sånglärka, ladusvala, sädesärta, buskskvätta, stenskvätta, törnsångare, törnskata, stare, skata, kaja, kråka, pilfink, gråsparv, grönfink, hämpling och gulsparv.

Slutsats – artdiversitet i skogs- och jordbrukslandskapet

Den här typen av analyser ligger något utanför de direkta analyserna av hur habitatet kan förklara förekomsten av enskilda fågelarter. Dock, i den mån att frågor ställs om hur landskapet bör se ut i stort för att vi ska ha en så stor biologisk mångfald som möjligt fyller sådana analyser sin funktion. Med betydligt mer detaljerade bakgrundsdata, samt data om mer intressanta variabler, blir det möjligt att exempelvis titta på hur artdiversiteten påverkas av mängden småbiotoper i landskapet, av mängden död ved, mängden gammal skog osv.

Några arter med specifika habitatkrav

Även om vi i denna rapport framför allt har fokuserat på de två miljömålen *Levande skogar* och *Ett rikt odlingslandskap* kan habitatdata givetvis användas till fler analyser på artnivå. Som ytterligare exempel på möjliga analyser valde vi tre arter för vilka vi har en god kännedom om habitatpreferenser och där vi förväntade oss tydliga resultat. Dessa arter var ringtrast, gluttonäppa och backsvala.

Ringtrasten häckar i klippig terräng och i raviner över i stort sett hela fjällkedjan. Arten påträffas relativt sällsynt på standardrutterna. Arten har i norra Sverige (där den häckar) observerats på 22 av 290 tillgängliga rutter. Vi förväntade oss ett tydligt samband mellan förekomst av ringtrast och höjdskillnader inom NILS-rutan. Höga värden för variabeln *Rangealtitud*, som anger höjdskillnaden mellan högsta och lägsta höjden på skalan 25km², borde vara korrelerad med förekomsten av klippterräng och raviner och därmed med förekomsten av ringtrast. Vi använde landskapsskalan eftersom vi endast hade tillgång till altituddata på den skalan. En logistisk regression visade att sambandet mellan förekomst av ringtrast och höjdskillnaden var starkt positivt signifikant (förekomst på ruttnivå analyserat som antal observationsår med ringtrast/inventeringsår; Wald=78,77; AUC=0,916; p<0,0001). Ringtrastens förekomst var också starkt positivt relaterad till variabeln *Medelaltitud* som anger medelhöjden i NILS-rutan (Wald=63,42; AUC=0,904; p<0,0001). De höga AUC-värdena (>0,900) visar att ringtrastens förekomst till mycket stor del kan förklaras av de båda altitudvariablerna (jämför med flera av arterna i odlingslandskapet och samband mellan fågelförekomst och arealen åkermark). En jämförelse av medelvärden för tre olika variabler (*Rangealtitud*, *Medelaltitud* och *Andel fjällhed* på skalan 25km²) mellan rutter med eller utan observation av ringtrast visade också förväntade skillnader (Tabell 6).

Tabell 6. Medelvärden (med standardfel inom parentes) för variablerna *Rangealtitud*, *Medelaltitud* och *andel fjällhed* i NILS-rutan på rutter med förekomst av ringtrast samt på rutter utan förekomst av ringtrast. Materialet analyserades på 290 standardrutter i norra Sverige (>61°N).

	Rangealtitud	Medelaltitud	Andel fjällhed i NILS-rutan
Förekomst (n=22)	553m (±51m)	774m (±40m)	48 %
Icke-förekomst (n=268)	216m (±9m)	418m (±15m)	10 %

I indikatorn för uppföljning av miljömålet *Myllrande våtmarker* har vi tidigare föreslagit 14 fågelarter typiska för myrar (Ottvall m.fl. 2006). En av de arter som föreslagits ingå i denna indikator är **gluttsnäppa**. Liksom flertalet av de föreslagna arterna häckar gluttsnäppan i huvudsak i norra Sverige. Den häckar oftast i anslutning till myrar, främst i barrskog, men även i björkskog. Vi förväntade oss att sannolikheten att observera gluttsnäppa på en standardrutt ökar med proportionen myrmark. Förekomst av gluttsnäppa (proportionen av inventeringsår som arten setts) var också mycket riktigt positivt relaterat till proportionen myrmark i norra Sverige (analyserat på ruttnivå som på lokal skala 6,4 km²; Wald=67,78; AUC=0,705; p<0,0001; 290 rutter). Förklaringsgraden var dock inte speciellt hög. På rutter med förekomst av gluttsnäppa (n=71) fanns i genomsnitt 13 % myrmark på den lokala skalan jämfört med 11 % myrmark på rutter utan förekomst av gluttsnäppa (n=219). Till skillnad från ringtrasten som oftast observeras endast inom sitt revir kan gluttsnäppans revirläte höras på flera kilometers håll. Därmed kan arten registreras på standardrutter som faktiskt saknar myrmark i omedelbar anslutning till ruten vilket kan påverka utfallet av analysen. Vi gjorde därför om analysen på landsskapsskalan, men förklaringsgraden hos myrmark på denna skala var bara marginellt större (Wald=83,75; AUC=0,717; p<0,0001; 290 rutter). Variabeln myrmark är möjligen ett för grovt mått. Man kan tänka sig att ytterligare någon indelning (stratifiering) i olika slags myrmarker utifrån topologiska förhållanden skulle öka förklaringsgraden av artens förekomst. Vi kan bara konstatera att i detta fall hade den tänkta typiska habitatvariabeln en något begränsad betydelse.

Backsvalan väljer ofta att häcka i kolonier om några tiotals par i grus-, sand- och liknande täkter. Även om backsvalorna födosöker upp till flera kilometer från kolonin förväntade vi oss att det skulle finnas fler backsvalor på standardrutter med grus- och sandtag jämfört med rutter som saknade grus- och sandtag. Vi undersökte detta på den lokala skalan (6,4 km²) och fann att på hela materialet (558 rutter) observerades i genomsnitt 1,9 backsvalor på de rutter som hade grus- och sandtag (n=76) jämfört med i genomsnitt 0,06 backsvalor på rutter utan grus- och sandtag (n=482). Skillnaden var statistiskt signifikant (Mann-Whitney U-test, U = 7,03, p<0,0001). För södra Sverige enbart var motsvarande värden 2,8 (n=45) respektive 0,1 backsvalor per rutt (n=223, Mann-Whitney U-test, U = 5,18, p<0,0001). Vidare, på standardrutter med grus- och sandtag observerades maximalt 24,5 backsvalor på en rutt jämfört med maximalt 5,7 backsvalor på en rutt utan detta habitat. Likt för ringtrast går det alltså att med stor precision förutsäga backsvalans förekomst utifrån tillgängliga habitatdata.



Slutsats – arter med specifika habitatkrav

Precis som i ovan nämnda fall med artdiversiteten i stort finns det möjlighet att analysera det direkta beroendet av enskilda habitatvariabler för specifika arter. Med tillgång till nya samt mer detaljerade habitatdata från NILS kommer denna typ av analys att bli än mer användbar.

2. Sambandet mellan habitat och fågeltäthet

Här undersökte vi översiktligt hur tätheten (antal individer) av olika arter varierar mellan olika habitat. Vi fokuserar på de arter som ingår i de officiella miljömålsindikatorerna för *Levande skogar* och *Ett rikt odlingslandskap*. Vi har också undersökt en jordbruksknuten art (ortolansparv) mer i detalj.

Metodik och habitatdata

För att beräkna fågeltätheter i olika biotoper använde vi fågeldata från punkträkningsdelen av standardrutterna samt habitatdata från cirkelutskärningen kring punkterna (0,5 km²). På detta sätt får vi information om hur vanlig en art är i olika habitat. Vi använde punkterna istället för linjerna för att precisionen på fågelobservationen är högre och därmed bättre kan kopplas till ett visst habitat.

Vi använde samtliga punkter som har inventerats på standardrutten i Sverige (5426 stycken från 714 rutter). Varje punkt klassificerades som tillhörande *ett* habitat, dvs. det habitat som dominerade punkten (se Generell metodik). Vi använde till slut enbart de tolv habitat som varit dominerande på minst 25 punkter. Flest punkter klassades på detta sätt som barrskog (56,1%), följt av åkermark (9,5 %), myrmark (7,4 %), hygge (6,2 %), hedmark (5,9 %), lövskog (5,5 %), ungskog (4,1 %), blandskog (1,2 %), naturliga gräsmarker (1,1 %), stadsstruktur (1,0 %), sparsam vegetation (0,8 %) och betesmark (0,5 %). Betesmark var alltså den klass med minst antal punkter (28 stycken) som kom med. Ett antal övriga habitat kom inte alls med i analysen (habitat såsom golfbana, landsortsbebyggelse, limnogen vätmarker och extraktionsplatser, vilka tillsammans utgjorde 0,6 % av antalet punkter). Anledningen till att klasserna ”naturliga gräsmarker” och ”sparsam vegetation” kommer med här men inte i analyserna på ruttnivå är att vi använt data från fler rutter (714 jämfört med tidigare 558 rutter).

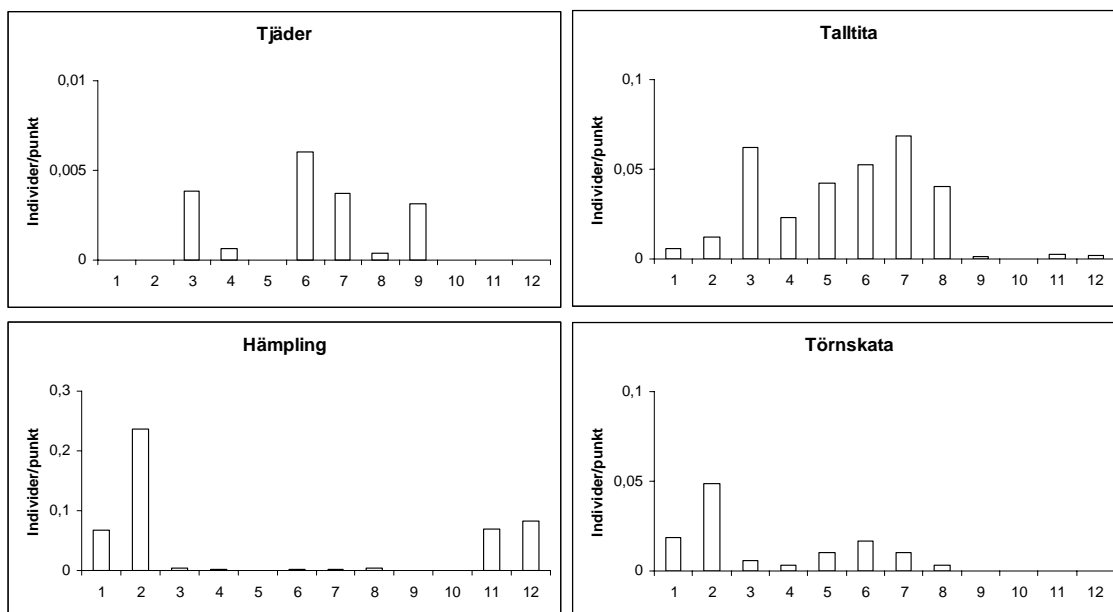
Levande skogar

Vi tittade närmare på de 16 arterna inom indikatorn för *Levande skogar*. I stort sett var arterna fördelade i de olika biotoperna ungefär som förväntat (exempel i Figur 13, samtliga arter visas i Appendix 8). Medan svartmes och tofsmes hade den klart högsta tätheten i barrskog påträffades talltita med likartade tätheter i barrskog, hygge och ungskog. Talltitan hade också relativt höga tätheter i lövskog, blandskog och myrmark.

Precis som i fallet med närvaro/frånvaro-analysen dök dock en del till synes förvånande samband upp. Till exempel var tätheterna i åker- och betesmark (där dessa arter definitivt inte hör hemma) ibland förvånansvärt höga, särskilt för domherre där den högsta tätheten faktiskt observerades i betesmark. Entita, gröngöling, skogsduva och stjärtmes hade klart högst tätheter i icke-skog biotoper, dvs. i åkermark, betesmark, sparsam vegetation eller i stadsbebyggelse. Mindre hackspett hade likartade tätheter i åkermark och lövskog medan trädkryp hade något högre täthet i lövskog jämfört med åkermark. Järpe, lappmes, nötkråka och tretåspett hade högst täthet i blandskog och tjädern slutligen högst täthet på hygge.



Stjärtmes, funnen i många biotoper



Figur 13. Det genomsnittliga antalet individer av två skogsfågelarter och två jordbruksarter observerade på standardrutternas punkter. Punkterna har habitatklassificerats efter det dominerande habitatet (1 = åkermark, 2 = betesmark, 3 = barrskog, 4 = lövskog, 5 = blandskog, 6 = hygge, 7 = ungskog, 8 = myrmark, 9 = hedmark (i princip enbart fjällhed), 10 = naturliga gräsmarker (nästan enbart i fjällmiljö), 11 = öppen, sparsam vegetation (nedanför fjällen främst gles alvarmark), 12 = stadsstruktur (främst bebyggelse). Samtliga arter inom indikatorerna för *Levande skogar* och *Ett rikt jordbrukslandskap* presenteras i Appendix 6.

Ett rikt odlingslandskap

Vi analyserade också de 13 arterna inom indikatorn *Ett rikt jordbrukslandskap*. I än högre grad än för skogsfåglarna var arterna fördelade i de olika biotoperna som förväntat (exempel i Figur 13, samtliga arter visas i Appendix 8).

Tio av de tretton arterna var vanligast i antingen åkermark eller betesmark: buskskvätta, gulsparv, hämpling, ladasvala, stare, storspov, sånglärka, tofsvipa, törnskata och törnsångare.



Törnskata,
jordbruksfågel vanlig även på hyggen

Av dessa hade buskskvätta relativt höga tätheter också på hygge, i ungskog och på myrmark. Törnskata hade likartade tätheter på hygge som i åkermark medan hämpling, ladasvala, stare, storspov och törnsångare hade relativt höga tätheter också i stadsbebyggelse. Pilfink hade klart högst täthet i stadsbebyggelse men arten förekom också i åkermark och betesmark. Gulärkla och stenskvätta hade som förväntat högsta tätheter i fjällen men om vi utesluter norra Sverige blir dessa två arter mycket tydliga jordbruksarter. Storspov hade också relativt höga tätheter på myrmark.

Ortolansparv – en fördjupad analys

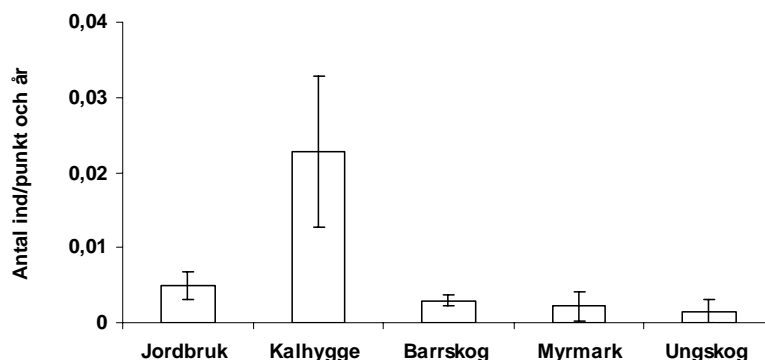
Jordbrukslandskapets fåglar har överlag minskat kraftigt i antal under de senaste decennierna, vilket bl.a. visas av den svenska indikatorn för vanliga jordbruksfåglar. Ortolansparven är traditionellt förknippad med odlingslandskapet och sannolikt den art som minskat mest av alla. Idag återstår endast 20 % av beståndet i södra Sverige jämfört med populationsnivån i mitten av 1970-talet (Lindström & Svensson 2007). Andra miljöövervakningsprogram (ringmärkning i Ottenby och sträckräkning i Falsterbo) antyder att situationen kan vara lika illa i norra Sverige där majoriteten av det svenska beståndet finns (Kjellén 2006, Lindström m.fl. 2007).

Det har dock uppmärksammats att ortolansparvar inte bara förekommer i odlingslandskapet utan att arten också häckar på kalhyggen. Hur stor del av landets ortolansparvar som förekommer på hyggen har emellertid aldrig kvantifierats. Vi såg här en möjlighet att undersöka ortolansparvens förekomst och tätheter i olika biotoper i Sverige genom att analysera fågel- och landskapsdata från SFT och NILS (Ottvall m.fl. i tryck).

Ortolansparv har på linjetaxeringarna (punktträkningarna inte medräknade) under perioden 1996-2006 registrerats på 58 av de 714 inventerade standardrutterna. Arten påträffades på 14 rutter i södra Sverige och på 44 rutter i norra Sverige. Totalt observerades 212 individer med i genomsnitt 21 ortolansparvar (11-28 individer) per år. Vi har i en parallell analys beräknat att 92 % av landets ortolansparvar finns i norra Sverige och endast 8 % i södra Sverige. Tillsammans hyser Västerbottens (41,0%), Norrbottens (26,3%) och Västernorrlands län (12,6%) ca 80 % av landets ortolansparvar (Ottvall m.fl. i tryck).

Vår analys, med motsvarande analysmetod som för skogs- och jordbruksfåglarna ovan, visar att en stor del av landets ortolansparvar (50-85% av populationen) förekommer på kalhyggen även om en del självfallet också häckar i odlingslandskapet (Figur 14). Jordbruksmark är förvisso inte oviktig, för sannolikheten att påträffa arten på kalhyggen i Norrland ökar om jordbruksmark finns i närheten. Vi undersökte detta närmare genom att studera alla de kilometerlånga linjesträckningar som inventerats på 714 standardrutter (5484 linjekilometer). Ortolansparv observerades på 97 linjesträckor, varav 77 i norra och 20 i södra Sverige. På rutter med observationer av arten, noterades i norra Sverige i genomsnitt 0,54 individer/km och år och i södra Sverige registrerades i genomsnitt 0,27 individer/km och år. Vid en närmare genomgång visade det sig att i norra Sverige passerade 42 linjesträckningar (61 %) med förekomst av ortolansparv genom kalhygge men samtidigt utan jordbruksmark (± 400 m från linjen). Detta kan jämföras med att 27 linjer innehöll både kalhyggen och jordbruksmark (39 %). Ett stickprov (från vårt eget material) med 69 linjer utan förekomst av ortolansparv plockades fram för jämförelse. Stickprovet begränsades till norra Sverige och linjer fick inte innehålla hedmark för att minimera linjer från fjällen men skulle ha kalhygge. I

Figur 14. Relativa tätheter av ortolansparv på standardrutternas punktträkringar i förhållande till vilket habitat som dominerar på punkterna (felstaplar anger standardfelet).



stickprovet hade 10 hyggeslinjer också jordbruksmark (14 %) medan 59 (86 %) saknade jordbruksmark. Detta antyder att ortolansparv oftare förekommer på hyggen om det finns jordbruksmark i närheten (G-test for independence; $G=10,99$; $df=1$; $P<0,001$). Endast tre linjer med observerade ortolansparvar saknade kalhygge och gick samtidigt genom jordbrukslandskap. Fem av de återstående 8 linjerna saknade både jordbruksmark och kalhygge men passerade genom barr- och ungskog. Längs de 42 rena hyggeslinjerna där det observerades ortolansparv och det fanns hyggen men inte jordbruksmark, observerades i genomsnitt 0,61 ortolansparvar/km och år. Längs de 27 linjerna med ortolansparv där det fanns både hyggen och jordbruksmark sågs i genomsnitt 0,45 individer/km och år. Dessa medelvärden var inte signifikant skilda åt (t-test; $df=67$; $t=1,25$; $P=0,22$). Det sågs alltså inte fler ortolansparvar på linjer där kalhygge låg i direkt anslutning till jordbruksmark jämfört med linjer där jordbruksmark saknades i närheten av kalhyggen. Det är på grund av artens stora förkärlek till kalhyggen som vi valt att inte inkludera den i indikatorn för jordbruksfåglar.

Slutsats - habitat och fågeltäthet

En del felklassificeringar har uppenbarligen gjorts med den valda metoden. Tofsmes förekommer till exempel inte på åkermark och storspov påträffas inte i stadsträdgårdar. Men i stort blev mönstret över tätheter i olika habitat tydligare än vi vågat hoppas på. I de fall där lite förvånande habitatpreferenser framträder finns flera rimliga förklaringar, samtidigt som själva analysen säkert kan förbättras på olika sätt..

Först och främst är varje punkt "tvingad" att bli *ett* habitat. I ett mosaikartat landskap kommer punkter ofta domineras av två eller fler habitat av helt olika karaktär (till exempel barrskog och betesmark). Har de dominerande habitaterna tillräckligt stor areal för att innehålla de typiska arterna kommer en grupp av fåglar att hamna i "helt fel" habitat. En möjlighet att komma åt detta problem är att skära ut landskapsdata från en mindre cirkel kring punkten. En annan möjlighet, vilken även gäller för nedanstående problem, är att istället för att klassa hela området som enbart ett enda habitat använda sig av proportionen av varje förekommande habitat.

För det andra är det få arter som enbart är knutna till ett enda habitat och i många fall kan till och med kombinationen av habitat vara det kritiska. Till exempel behöver skogsduvan håltrad för sitt boende, men den födosöker gärna i jordbruksmark.

För det tredje så kan en given art vara olika svår att upptäcka i olika habitat. Flera skogsarters relativt höga tätheter i öppna biotoper och särskilt i jordbruksmark kan nog förklaras av att de är lättare att observera i dessa biotoper jämfört med i tät skog. Skogshönsen och då särskilt tjäder observeras inte så ofta på punkterna utan ses oftast längs linjerna där de stöts upp från marken. Det är därför inte förvånande att tjädern på punkterna har högst täthet på hyggen där chansen är större att upptäcka arten.

För det fjärde så bör man för några arter inskränka analysen till det geografiska område arten finns i (vi använde hela Sveriges punkter), till exempel entitan. Där den finns, i södra Sverige, är tätheten i skog högre än vad vi räknat fram (vårt värde har devaluerats av många skogspunkter i norra Sverige där entitan inte finns).

För det femte så kan ju de till synes avvikande mönster man finner faktiskt visa på hittills inte kända storskaliga mönster i habitatpreferenser. Lappmesen enorma dominans i blandskog speglar möjligen att arten inte är så bunden till barrskog som man kanske tror.

Av resultaten att döma är vår klassificering av jordbruksarter respektive skogsarter i stort sett välgrundad, inte minst vad gäller jordbruksfåglarna. Förutom stenskvätta och gulärta som i huvudsak förekommer i fjällbiotoper (men är jordbruksfåglar i Sydsverige) var de utvalda indikatorarterna väl representerade i åkermark och betesmark. Gulsparven hade å ena

sidan något lägre tätheter i övriga biotoper än förväntat (den ses ju ofta även på hyggen). Å andra sidan hade buskskvätta och törnskata relativt höga tätheter också på hygge, i ungskog och för buskskvättans del även på myrmark. Om man extrapolerar beräknade tätheter med arealer för respektive biotop får man fram att mer än hälften av Sveriges buskskvättor och törnskator finns i andra biotoper än i odlingslandskapet. Det kan därför vara värt se över dessa arters funktion inom indikatorn, även om deras trender verkar vara likvärdiga i olika habitatet (se under analys 4 nedan).



Gulsparv, inte enbart en jordbruksfågel

Sammantaget visar dock analyserna att metoden vi använt är godtagbara för att beskriva fåglars fördelning på olika habitat, vilket är en av de viktiga bitarna i utpekandet av olika arter såsom indikatorer för olika miljöer.

3. Sambandet mellan fågeltäthet och habitatförekomst på regional skala

En viss yta av lämpligt habitat kan tänkas vara olika attraktiv beroende på hur det omgivande landskapet ser ut. En åker kan vara olika attraktiv för en sånglärka om åkern ligger i ett storskaligt jordbrukslandskap eller om den är som en isolerad ö i ett i övrigt skogsklätt landskap. Därför undersökte vi här, med fokus på typiska jordbruksarter respektive skogsarter, i vilken grad en arts förekomst påverkas av habitatförekomsten i landskapet i större perspektiv.

Metodik

En grupp typiska jordbruks- respektive skogsfåglar analyserades. I båda fallen gjordes analysen enbart på standardrutter i södra Sverige (<61°N). För tolv jordbruksarter valdes först de rutter ut som innehöll jordbruksmark på den lokala skalan (alltså det 6,4 km² stora området runt ruttens linjedel). För 14 skogsarter identifierades rutter med skog på motsvarande sätt. Sedan beräknades ett index på individtätheten fram för respektive art genom att det genomsnittligt observerade antalet individer per år som ruttens inventerats delades med arealen jordbruksmark (åkermark + betesmark) respektive skogsmark på lokala skalan. Till exempel, en rutt har inventerats fem gånger och det sågs i genomsnitt 4,2 törnskator. Mängden jordbruksmark på lokala skalan var 2,3 km². Den relativa tätheten av törnskata på denna rutt blev då 1,83 individer/km² (notera alltså att det inte är en absolut täthet utan ett slags index). Därefter klassades varje rutt med avseende på landskapsskalan (25 km²), i detta fall hur stor del av landskapet som bestod av skog. Tre landskapstyper definierades: jordbruksdominerat (skog <30% av totala ytan), mosaiklandskap (30-60% skog) och skogsdominerat landskap (>60% skog). Den genomsnittliga tätheten fåglar i de tre olika landskapstyperna testades med hjälp av ANOVA och Tukey's t-test. De relativa fågeltätheterna logaritmerades (naturliga logaritmen) före analysen.

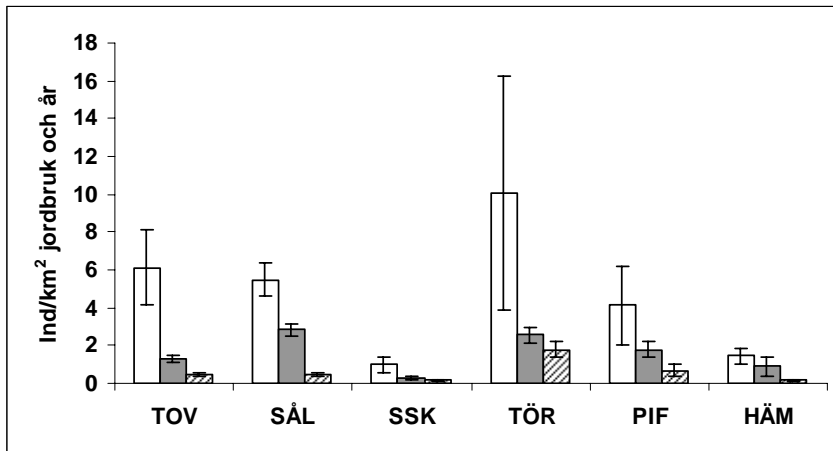
Landskapseffekt på tätheten av jordbruksfåglar

Landskapseffekten på antalet individer/km² jordbruksmark var signifikant för samtliga arter utom ladusvala (Tabell 7, Figur 15, 16; p<0,0001 för tofsvipa, sånglärka, stare, pilfink, gulsparv, hämpling och törnsångare, p<0,05 för gulärka, buskskvätta, stenskvätta och törnskata, samt p = 0,35 för ladusvala). För de flesta arter verkar alltså en given yta

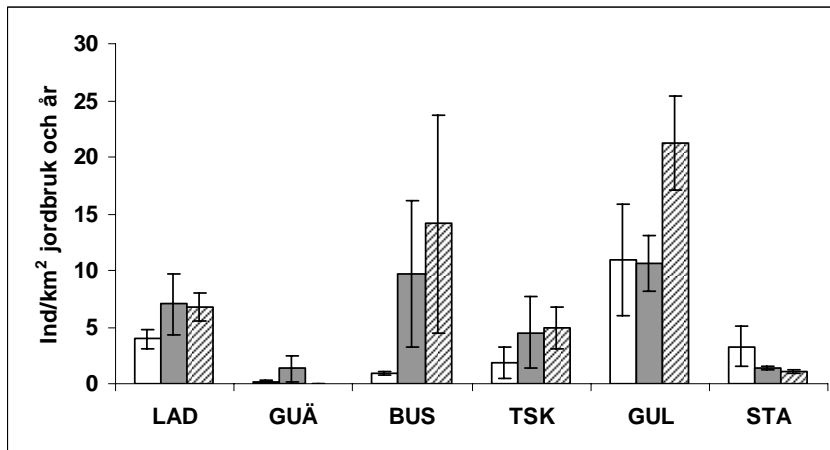
jordbruksmark betyda olika mycket beroende på det omgivande landskapets utseende. Arter som enligt Tukey's t-test hade signifikant högre tätheter på jordbruksdominerade rutter utgjordes av tofsvipa, sånglärka, stenskvätta, törnsångare och hämpling. Arter med likartade tätheter på jordbruksdominerade rutter och mosaikrutter men högre än på skogsrutter var stare och pilfink. Gulsparv hade högsta tätheterna på skogsrutter. Likartade tätheter på alla rutter hade gulärla och ladusvala. Slutligen, arter med högre tätheter på skogsrutter än på jordbruksrutter men i övrigt inga skillnader utgjordes av buskskvätta och törnskata.

Tabell 7. Antalet individer per km² jordbruksmark (på lokala skalan) av 12 olika jordbruksfåglar. Rutterna är klassificerade såsom liggande i jordbruksdominerat landskap (skog <30% av totala ytan på landskapsskalan [25 km²]), mosaiklandskap (30-60% skog) och skogsdominerat landskap (>60% skog). N-värdena gäller antalet rutter i de olika kategorierna. R² är modellens förklaringsgrad. Vid redovisningen av Tukey's test betyder "<" eller ">" signifikanta skillnader mellan klasserna, "=" betyder icke-signifikanta skillnader.

	<30% skog (JB, N=48)	Mosaik (MO, N=91)	>60% skog (SK, N=100)	R ²	Tukey's test
Tofsvipa	6.10	1.27	0.46	0.261	JB>MO>SK
Sånglärka	5.49	2.82	0.47	0.310	JB>MO>SK
Gulärla	0.19	1.33	0.014	0.027	JB=MO=SK
Ladusvala	3.98	7.01	6.76	0.009	JB=MO=SK
Stenskvätta	0.98	0.30	0.17	0.051	JB>MO=SK
Buskskvätta	0.97	9.71	14.13	0.029	JB=MO; JB<SK; MO=SK
Törnsångare	10.09	2.55	1.78	0.145	JB>MO>SK
Stare	32.92	14.03	10.54	0.073	JB=MO>SK
Pilfink	4.11	1.76	0.67	0.137	JB=MO>SK
Törnskata	1.80	4.53	4.94	0.038	JB=MO; JB<SK; MO=SK
Hämpling	1.44	0.89	0.15	0.132	JB>MO>SK
Gulsparv	10.94	10.68	21.29	0.092	JB=MO<SK



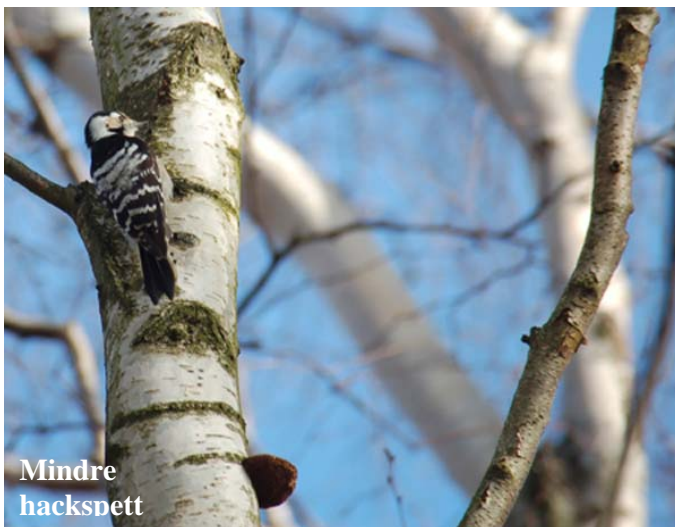
Figur 15. Relativa tätheter (med standardfel) för sex jordbruksarter i tre olika landskap (jordbruksdominerat i vita staplar, mosaik i gråa staplar samt skogsdominerat i mönstrade staplar). TOV=Tofsvipa, SÅL=Sånglärka, SSK=Stenskvätta, TÖR=Törnsångare, PIF=Pilfink och HÄM=Hämpling. Materialet är från 239 standardrutter i södra Sverige.



Figur 16. Relativa tätheter (med standardfel) för sex fågelarter i tre olika landskap (jordbruksdominerat i vita staplar, mosaik i gråa staplar samt skogsdominerat i mönstrade staplar). LAD=Ladusvala, GUÄ=Gulärila, BUS=Buskskvätta, TSK=Törnskata, GUL=Gulsparrv och STA=Stare (multiplicera med 10). Materialet är från 239 standarddruttr i södra Sverige.

Landskapseffekt på tätheten av skogsfåglar

Landskapseffekten på antalet individer/km² skogsmark var signifikant för samtliga arter utom domherre, tofsmes, spillkråka och nötkråka (Tabell 8, Figur 17, 18; $p < 0,0001$ för entita, gröngöling och skogsduva, $p < 0,05$ för talltita, svartmes, mindre hackspett, trädkrypare, stjärtmes, järpe och tjäder, samt $p = 0,15$ för domherre, $p = 0,06$ för tofsmes, $p = 0,47$ för spillkråka och $p = 0,87$ för nötkråka). Skogsarter som enligt Tukey's t-test hade signifikant högre tätheter (i skog) i skogsdominerade landskap var järpe och tjäder. Talltita var enda arten med likartade tätheter i skogsdominerade och mosaiklandskap, men högre tätheter än i jordbrukslandskap. Stjärtmes hade högst täthet i mosaiklandskap medan trädkrypare hade likartade tätheter i jordbruks- och mosaiklandskap men lägre i skogsdominerade landskap.

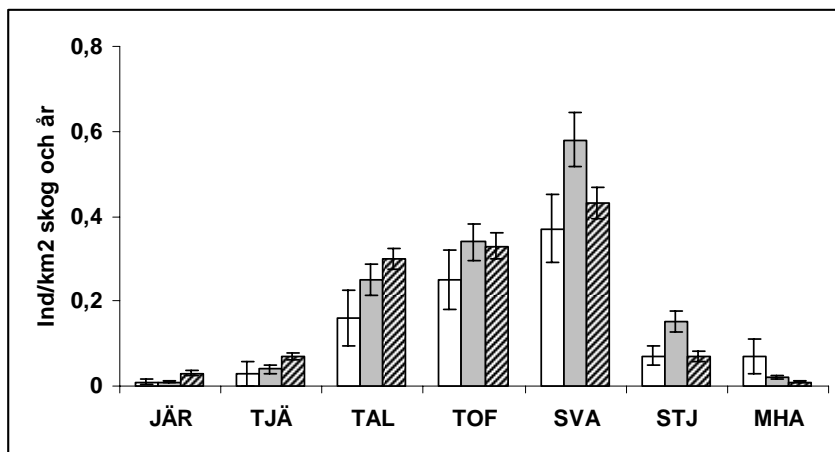


Mindre hackspett

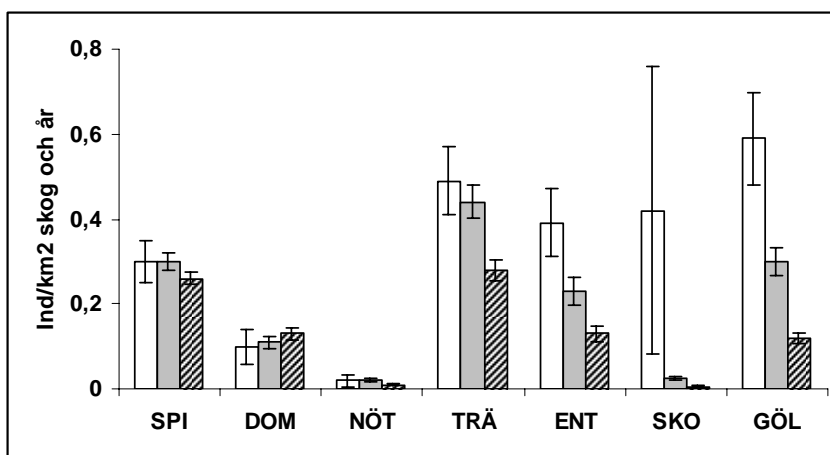
Entita, gröngöling och skogsduva hade högst tätheter i jordbrukslandskap. Förutom domherre, tofsmes, spillkråka och nötkråka vilka hade likartade tätheter i samtliga landskap fanns ytterligare en variant av landskapseffekt, hos svartmes. Denna art hade likartade tätheter i skogsdominerat och i mosaiklandskap samt i jordbruks- och skogsdominerade landskap, men lägre i jordbruks- än i mosaiklandskap, dvs. det fanns en tendens till att svartmes hade högst täthet i mosaiklandskap.

Tabell 8. Antalet individer per km² skogsmark (på lokala skalan) av 14 arter skogsfåglar. Rutterna är klassificerade såsom liggande i jordbruksdominerat landskap (skog <30% av totala ytan på landskapsskalan [25 km²]), mosaiklandskap (30-60% skog) och skogsdominerat landskap (>60% skog). N-värdena gäller antalet rutter i de olika kategorierna. R² är modellens förklaringsgrad. Vid redovisningen av Tukey's test betyder "<" eller ">" signifikanta skillnader mellan klasserna, "=" betyder icke-signifikanta skillnader.

	N=50	N=95	N=120	R ²	Tukey's test
	<30% skog (JB)	Mosaik (MO)	>60% skog (SK)		
Domherre	0.10	0.11	0.13	0.014	SK=MO=JB
Entita	0.39	0.23	0.13	0.075	JB>MO>SK
Talltita	0.16	0.25	0.30	0.049	SK>JB; SK=MO
Tofsmes	0.25	0.34	0.33	0.021	SK=MO=JB
Svartmes	0.37	0.58	0.43	0.034	MO>JB; SK=MO; SK=JB
Mindre hack	0.07	0.02	0.01	0.027	JB>SK; JB=MO; MO=SK
Spillkråka	0.30	0.30	0.26	0.006	SK=MO=JB
Gröngöling	0.59	0.30	0.12	0.171	JB>MO>SK
Nötkråka	0.02	0.02	0.01	0.001	SK=MO=JB
Skogsduva	4.20	0.24	0.06	0.098	JB>MO=SK
Trädkrypare	0.49	0.44	0.28	0.047	MO=JB>SK
Stjärtmes	0.07	0.15	0.07	0.045	MO>SK=JB
Järpe	0.01	0.01	0.03	0.029	SK>MO=JB
Tjäder	0.03	0.04	0.07	0.036	SK>MO=JB



Figur 17. Relativa tätheter (med standardfel) för sju fågelarter i tre olika landskap (jordbruksdominerat i vita staplar, mosaik i grå staplar samt skogsdominerat i mönstrade staplar). JÄR=Järpe, TJÄ=Tjäder, TAL=Talltita, TOF=Tofsmes, SVA=Svartmes, STJ=Stjärtmes, MHA=Mindre hackspett. Materialet är från 265 standardrutter i södra Sverige.



Figur 18. Relativa tätheter (med standardfel) för sju fågelarter i tre olika landskap (jordbruksdominerat i vita staplar, mosaik i gråa staplar samt skogsdominerat i mönstrade staplar). SPI=Spillkråka, DOM=Domherre, NÖT=Nötkråka, TRÄ=Trädkrypare, ENT=Entita, SKO=Skogsduva, GÖL=Gröngöling. Materialet är från 265 standardrutter i södra Sverige. Tätheter för skogsduva skall multipliceras med 10.

Slutsats - fågeltäthet och habitatförekomst på regional skala

För flera av arterna verkade det omgivande landskapet ha en betydande effekt på hur höga tätheter som uppnåddes i det föredragna habitatet. Det fanns till exempel dubbelt så hög täthet av sånglärka för en given yta jordbruksmark på rutter i jordbruksmark jämfört med motsvarande yta i ett mosaikartat landskap. En åker verkar alltså vara mer värd för många jordbruksfåglar om den ligger bland mycket annan jordbruksmark än inne i skogen. Motsvarande effekt fanns hos några skogsfåglar men inte alls lika markant. Hos tjäder och järpe var tätheten signifikant högre i skogsdominerade landskap än i mosaikartade landskap, vilket indikerar betydelsen av större sammanhängande skogsområden för dessa arter. Talltitan tycks "tåla" en viss grad av fragmentering då tätheterna var ungefär de samma i skogsdominerade landskap och i mosaiklandskap. Hos några skogsarter var tätheterna däremot högst i jordbruksdominerade landskap. För gröngöling och skogsduva är detta nog inte förvånande men att entitan tycks förekomma i högre tätheter i mindre skogsområden i jordbruksdominerade landskap är kanske inte helt självklart.

I våra landskapsanalyser har vi inte kunnat ta hänsyn till att olika strukturer i landskapet, såsom småbiotoper i odlingslandskapet, varierar i förekomst och utseende i olika regioner i södra Sverige. En betesmark i södra Skåne omges av annorlunda strukturer i landskapet jämfört med en betesmark i Småland, även om de båda är omgivna av samma landskapstyp. Även om våra analyser i grova drag stämmer överens med de landskapseffekter Söderström & Pärt (2002) fann på fågeltätheter på hagmarker i Uppland, behövs mer detaljerade analyser innan vi definitivt vågar säga att våra resultat stämmer för samtliga undersökta fågelarter på den undersökta skalan.

Den här typen av analyser visar på vikten av att inte enbart stirra sig blind på specifika habitatpreferenser i den lilla skalan (som dock så klart är viktiga i sig!) utan att även ta med landskapsperspektivet när man ska förklara fåglars förekomst, och i förlängningen populationsförändringar. Givetvis är den typen av frågor av största intresse när det gäller storskalig landskapsplanering och generella naturvårdsåtgärder inom exempelvis jordbruk och skogsbruk.

4. Beräkning av habitatspecifika populationstrender

En tanke med föreliggande studie var att undersöka i vilken utsträckning man i framtiden kommer att kunna använda förändringar i habitatmängd och kvalitet för att förklara fåglars populationstrender. Analyserna hittills i denna rapport har visat att både förekomst och täthet av olika arter kan förklaras med habitatförekomst, även om precisionen ibland är låg och resultaten kan vara svårtolkade. I följande stycke gör vi ett försök att analysera två fågelarters populationstrender i olika habitat.

En annan orsak till varför sådana analyser är intressanta är när trender från två olika inventeringssystem jämförs, vilket nyligen gjorts inom SFT. Standardruttmotoden har nu nämligen pågått i tillräckligt många år för att det skall vara meningsfullt att jämföra trender mellan de två huvudmetoderna inom SFT; fria punktrutter och standardrutter. I de första riktiga jämförelserna som gjordes, var det en del fågelarter där skillnaden i populationstrender var markant mellan metoderna (Lindström & Svensson 2007). Två sådana arter var törnskata och gulspurv vars trender är minskande på fria punktrutter men stabil respektive ökande på standardrutter. En av punktrutternas svagheter är att rutternas placering inte speglar landskapets utseende i stort. Standardrutternas systematiska fördelning däremot innebär att olika habitat typer täcks i proportion till dess verkliga förekomst i landet. Denna skillnad skulle kunna utgöra en förklaring till trendkurvornas olika form.

Metodik

För samtliga analyser användes enbart rutter från södra Sverige ($<61^{\circ}\text{N}$). I en första analys jämförde vi beståndsutvecklingen hos törnskata på punkter i jordbruksmark respektive övriga habitat. Vi använde samtliga standardruttpunkter med observationer av arten under perioden 1998-2006 (141 punkter). Varje punkt klassificerades till dominerande habitat enligt tidigare beskrivning (punkten blev tilldelad det habitat som hade störst yta i en cirkel kring punkten). Analysen gjordes i TRIM med jordbruksmark respektive övriga habitat som kovariat. Vi har i analyserna bortsett ifrån att punkter som ligger på samma standardrutt sannolikt inte är oberoende av varandra.

I en andra analys använde vi som fågeldata antalet individer av törnskata respektive gulspurv som setts längs rutternas linjedel. Därefter delades de standardrutter som hade någon av de två arterna in i två typer av rutter: de som innehöll relativt lite jordbruksmark ($<18\%$) respektive relativt mycket jordbruksmark ($>18\%$) på den lokala skalan. Siffran 18 % kommer från en analys på sånglärka enligt ovan; med 18 % jordbruksmark i landskapet kring standardruten är sannolikheten att sånglärka påträffas på ruten mycket hög (Figur 8). Med hjälp av TRIM analyserade vi sedan trenden för fåglarna, med mängden jordbruksmark som kovariat.

Resultat

Den genomsnittliga (men icke-signifikanta) trenden för törnskata baserat på enskilda standardruttpunkter var $-4,7\%$ per år ($\text{SE}=3,01$). Habitat (jordbruksmark respektive icke jordbruksmark) hade ingen signifikant effekt på trenden (Wald test=0.06; $\text{df}=1$; $p=0.81$). Det gick alltså ungefär lika dåligt för törnskator i jordbruksmark som i övriga habitat.

Törnskata observerades på 172 rutter och trenden på linjedelen av rutterna för perioden 1998-2006 var $-1,0\%$ ($\text{SE}=2,0$) per år. Inte heller här hade proportionen jordbruksmark i landskapet (mycket eller lite jordbruksmark) någon signifikant effekt på trenden (Wald test=0.07; $\text{df}=1$; $p=0.79$). Trenden på rutter med mycket jordbruksmark beräknades till $-0,8\%$ per år ($\text{SE}=3,3$) och på rutter med lite jordbruksmark till $+1,1\%$ per år ($\text{SE}=3,0$). En tendens åt att det gick sämre i jordbruksmark, men alltså ingen signifikant skillnad.

Gulspurv observerades på 318 standardrutter perioden 1998-2006. Den gemensamma trenden var $+1,9\%$ per år ($\text{SE}=0,6$). Proportionen jordbruksmark hade inte heller för denna art

någon signifikant effekt på trenden (Wald test=0.33; df=1; p=0.56). Trenden i mycket jordbruksmark beräknades till +2,6 % per år (SE=0,9) och i lite jordbruksmark till +1,7 % per år (SE=1,0).

Slutsats - habitatspecifika populationstrender

För båda dessa arter gick det att analysera trender med hänsyn till i vilket habitat som dominerade platsen där de setts. Intressant nog fann vi inga signifikanta skillnader i någon av analyserna. Om det stämmer är det intressant både ur ett ekologiskt och ur ett naturvårdande perspektiv. Kanske är det en enda stor population vi studerar, även om individerna återfinns i olika habitat? Om habitatet förändras på en plats, får det effekter på de fåglar som finns i andra habitat. Å andra sidan finns det en stor osäkerhet involverad i analyserna, inte minst till vilket habitat fåglarna skall knytas och inte alltför stor vikt ska fästas vid själva utfallet av den genomförda analysen. Den här valda klassningen i jordbruksmark resp. icke jordbruksmark har möjligen dålig koppling till törnskators och gulsparvars habitatval (urvalet baserades ju på en helt annan arts, sånglärkans, preferenser). Här krävs helt klart mer noggranna analyser och helst då med betydligt bättre koppling mellan fågelobservation och habitat. Som nämns ovan är den här typen av analyser synnerligen intressanta i samtliga fall där arter förekommer i flera habitat. Är trenderna desamma oavsett om vi talar om törnskator på hyggen eller i hagmark? Har vi "source" och "sink" för delpopulationerna beroende på habitat? Dessa frågor kopplar direkt vidare till skötsel av olika miljöer och är därför av största vikt att utreda närmare.

Diskussion och bristanalys

Det huvudsakliga syftet med detta arbete var att undersöka ifall det med habitatdata av den typ som NILS samlar in går att förklara olika fågelarters *förekomst*. Detta för att vi i framtiden skall kunna använda förändringar i habitatens utbredning och kvalitet för att förklara *antalsförändringar* hos fåglarna. En viktig del av arbetet har varit att testa olika analysmetoder, vilket i sig varit starkt knutet till att finna lämpliga statistiska metoder.

Vi är inte först med att samköra fågel- och landskapsdata från olika övervakningsprogram. Nyligen analyserades till exempel i Frankrike effekten av urbanisering under perioden 1992-2002 på fågelfaunans artrikedom och dynamik. Data från TERUTI (den franska motsvarigheten till NILS) och den franska Häckfågeltaxeringen användes till att visa på flera negativa effekter av urbanisering (Devictor m.fl. 2007).

Generellt sett har vår studie visat att det redan med tillgängliga habitat- och fågeldata går att göra meningsfulla analyser som ökar vår kunskap om olika fågelarters absoluta och relativa förekomst på olika geografiska nivåer. Därmed finns det också stor potential i att samköra tidsserier över förändringar i habitat- respektive fågelpopulationer. Det står likaledes klart att det finns många potentiella försvårande omständigheter runt sådana analyser. Bland annat är den direkta kopplingen mellan fågelförekomst och ett givet habitat ofta svag samt habitatvariablerna är starkt beroende av varandra.

En del slutsatser av våra analyser går att finna under respektive delanalys. Här nedan följer en summering av dessa samt några ytterligare övergripande slutsatser av vår studie.

Statistik och analys

En viktig och tidskrävande del i arbetet har varit att undersöka vilka olika typer av statistiska metoder som lämpar sig för sådana här analyser. Datas stora komplexitet ledde oss ganska snart in på ganska komplex statistik, såsom logistisk regression och ROC. Detta är till viss del

otillfredsställande, då det kan vara svårt för den oinvigde att ta till sig resultaten. Vi ser dock ingen väg runt sådana komplexa metoder ifall vi skall kunna undvika grava feltolkningar av data. Det är dock vår förhoppning att ifall resultaten även tolkas i ord skall de vara förståeliga.

Vad gäller habitatdata har vi i en del analyser använt oss av en ganska enkel klassificering av ytor genom att "tvinga" dem att bli *ett* habitat. Inte minst i starkt mosaikartade landskap kommer detta att leda till en hel del felklassificering av fåglars habitatpreferens. Dessutom kommer habitat som nästan alltid förekommer i små ytor, t.ex. betesmark, att bli underrepresenterade.

Det finns olika sätt att komma åt detta bekymmer, eller i alla fall undersöka betydelsen av det. Med mindre skalor på den utskurna cirkeln kring punkterna på standardrutterna (vi använde 400m radie) får man bättre klassificeringar av det habitat som punkterna ligger i. Dock, eftersom vi inte vet exakt var inventeraren stått (de får flytta punkten 200 m om den exakta positionen är svår att nå) så kommer en mindre utskuren yta runt punkten att öka risken för att de fåglar som registrerats setts utanför cirkeln. Ett bättre, men mer komplicerat, sätt att öka precisionen i våra analyser är troligen att relatera fågeltätheter mot proportionen av olika habitat i de studerade ytorna istället för den klassning av hela ytan till ett dominerande habitat som vi genomfört.

Sannolikheten att upptäcka en fågel

En mycket viktig faktor att ta hänsyn till vid studier av arters förekomst är sannolikheten för att upptäcka en art vid ett besök ("detection probability"). Detta kan vara särskilt viktigt om vi vill beräkna så kallade tröskelvärden för arters förekomst i ett visst landskap. Ett tröskelvärde motsvarar den yta eller proportion i landskapet som behövs av ett visst habitat för att en given art överhuvudtaget skall förekomma. Men även i andra analyser är arters upptäckbarhet viktig att inkludera. Vi har i våra analyser i viss mån tagit hänsyn till detta genom att inkludera hur många år enskilda rutter inventerats eller som i artdiversitetsanalysen, använda medelvärden för enskilda inventeringar. Vi har dock börjat samarbeta med en forskare från Nya Zeeland (James Russell) som med SFTs fågeldata håller på att utveckla mer kraftfulla verktyg för sådana analyser.



Storspov, en ovanligt lättupptäckt fågel

Fågelindikatorer

Våra analyser fokuserade på de arter som ingår i miljömålsindikatorerna för *Levande skogar* respektive *Ett rikt odlingslandskap*. Generellt sett var sambanden mellan habitat och förekomst klarare för jordbruksfåglarna än för skogsfåglarna.

De i stort sett enda habitatvariabler som var starkt korrelerade med förekomst av jordbruksarterna var åker- och betesmark (Tabell 4 och 5). Det ger oss anledning att tro att vårt urval av arter för miljömålsindikatorn är i huvudsak bra. För storspov, gulärla, buskskvätta, stenskvätta, törnskata och gulsparrv står det dock klart att de även förekommer i miljöer ej direkt kopplade till odlingslandskapet. Även om de preliminära analyserna av törnskata och gulsparrv indikerade att populationstrender i olika habitat inte skilde sig åt bör

en hårdare selektion av arter och/eller rutter övervägas vid beräkning av indikatorn för *Ett rikt odlingslandskap*.

Kopplingen till enskilda habitatklasser var alltså mindre tydlig för skogsfåglar. Det beror rimligen på att, till skillnad mot endast två variabler för odlingsmark (åker respektive bete), flera olika skogsvariabler använts. Detta minskar möjligheten att få signifikanta



Död ved, en för fåglarna viktig habitatvariabel där bättre data snart blir tillgängliga

samband eftersom de olika skogshabitatklasserna ofta är starkt korrelerade och alltså "stjäl" statistisk kraft från varandra. Dessutom fick flera av analyserna göras med sammanfattande habitatdata på landskapsnivå (kNN-data) vilket givetvis minskar träffsäkerheten när det gäller detaljerade samband mellan förekomst och habitat i den mindre skalan. För flera potentiellt viktiga faktorer för skogens fåglar saknade vi data, exempelvis när det gäller mängden död ved, skogens ålderssammansättning, fuktighetsgrad och skiktning. Med största sannolikhet skulle starkare samband mellan skogsfåglarnas förekomst och habitatvariabler kunna hittas om även dessa faktorer kunde analyseras närmare.

Till sist är det nog också så att skogsfåglar är en mer heterogen samling arter, som lätt kan delas in i lövskogs- respektive barrskogsfåglar, men där ytterligare indelning inte är

lika rättfram. Valet av indikatorarter (Ottvall m.fl. 2006) grundades i stor utsträckning på några mycket detaljerade studier av skogsfåglarnas habitatval. Bristen på mycket tydliga samband i våra analyser samt misstanken om att vi utifrån bakomliggande data ej har kunnat täcka in de viktigaste habitatfaktorerna för denna grupp gör det svårt att i detta läge ge förslag på förändringar av skogsfågelindikatorns sammansättning. En fördjupad analys utifrån verkliga NILS-data borde dock kunna föra denna fråga betydligt längre.

Framtida analyser

De habitatdata som använts i denna analys är alltså inte insamlade inom NILS, utan en utplockning av redan tillgängliga digitala data; Svensk MarktäckeData och skogliga data från kNN-Sverige. En ny dimension öppnas med den betydligt mer detaljerade flygbildstolkningen som inom NILS görs på 1 x 1 km skalan. För närvarande finns flygbildstolkade data för fältinventeringsåren 2003-2004 tillgängliga från NILS 1 x 1 km rutor. Inom de närmaste två åren kommer flygbildstolkade data för alla drygt 600 rutor att finnas tillgängliga vilket kommer att göra nya och förfinade analyser möjliga på en helt annan skalnivå än tidigare. Från denna 1 km² ruta insamlas data om för fågelanalyser viktiga variabler såsom markanvändning, markvegetation, trädslag, täckning av buskar och träd, vegetationshöjd,

markfuktighet mm (Allard m. fl. 2003, Esseen m. fl. 2007). Data från flygbildstolkningen kan användas till att i detalj beskriva landskapet med avseende på såväl sammansättningen av olika habitattyper som deras rumsliga fördelning, polygonstorlek, kantlängder mm. På sikt kommer habitatvariabler också att bli tillgängliga på landskapsskalan (5 x 5 km). Ytterligare detaljrikedom kan fås fram genom de data som samlas in vid NILS fältundersökningar inom 1 x 1 km rutan. Här insamlas data in om många av de variabler som vi misstänker är av betydelse för skogens fåglar (död ved, skogens skiktning, ålderssammansättning mm).

Möjligheterna med analyser mot NILS 1 x 1 km ruta kommer dock till viss del att vara begränsade eftersom standardrutterna inventeras längs kanten av en 2 x 2 km ruta. Det är endast två av standardruttens åtta kilometersträckor som ligger i direkt anslutning till den inre NILS-rutan (1 x 1 km). Det är därför av största intresse för Svensk Häckfågeltaxering att tolkningen av NILS 5 x 5 km ruta kommer igång.

Ett första fortsatt steg är förslagsvis att utnyttja de egentliga NILS-data som redan finns tillgängliga (från ca 2/5 av det totala stickprovet) för att med ovan framtagna metoder titta närmare på sambanden mellan fågelförekomst och habitatvariabler. Konkreta förslag i den riktningen berör främst utvalda fågelarter inom miljömålsindikatorerna för *Ett rikt odlingslandskap* och *Levande skogar*. Med hjälp av detaljerade data (flygbildstolkning och fältdata) från 1 x 1 km rutorna skulle det vara möjligt att bättre analysera eventuella samband mellan exempelvis småbiotoper i odlingslandskapet och förekomst av de arter som nu är utpekade som indikatorer för just dessa miljöer. Ett annat angeläget område är som nämns ovan att göra mera detaljerade analyser av skogsfåglarnas förekomst. Data om mängden död ved, trädslagssammansättning, skogens ålder, skiktning mm insamlas inom NILS och en analys av eventuella samband mellan fågelförekomst och dessa variabler är synnerligen angelägen.

En ny dimension på analyserna kommer när vi har data på förändringar *både* för habitat och för fåglar. Några sådana analyser har inte gjorts till denna rapport, men detta kommer att kräva ytterligare utprovning av lämpliga analysmetoder.

Andra habitatdatabaser som i högsta grad är relevanta för framtida analyser av fågelförekomst och trender är Jordbruksverkets blockdatabas samt data från Riksinventeringen av skog (RIS). Fortsatt arbete bör även inkludera undersökningar av hur dessa dataset kan användas för att förklara förekomst av fåglar, och i förlängningen fåglarnas populationsförändringar.

Tack

Stort tack till Henrik Smith och Ola Olsson som bidragit med viktig statistisk kunskap. Studien möjliggjordes genom ekonomiskt stöd från Naturvårdsverket.

Referenser

- Allard A, Nilsson B, Pramborg K, Ståhl G, Sundquist S (2003). Instruktion för bildtolkningsarbetet vid Nationell Inventering av Landskapet i Sverige, NILS. Institutionen för skoglig resurshushållning och geomatik, SLU, Umeå.
- Devictor V, Julliard R, Couvet D, Lee A, Jiguet F (2007) Functional homogenization effect of urbanisation on bird communities. *Conservation Biology* 21:741-751.

- Esseen P-A, Nilsson B, Allard A, Gardfjell H, Högström M (2007) Landskapsdata från Nationell Inventering av Landskapet i Sverige (NILS). Flygbildstolkning av 1 km × 1 km rutan för år 2003. Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU, Umeå. Arbetsrapport 169.
- Forslund M (2003) Fågelfaunan i olika skogsmiljöer – en studie på beståndsnivå. Skogsstyrelsens förlag, Jönköping.
- Gregory R, van Strien A, Vorisek P, Meyling AWG, Noble DG, Foppen RPB & Gibbons DW (2005) Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360: 269-288.
- Kjellén N (2006) Sträckfågelräkningar vid Falsterbo hösten 2005. *Fåglar i Skåne 2005*: 7-44.
- Lindström Å, Andersson A & Stedt J (2007) Fågelräkning och ringmärkning vid Ottenby 2005. Rapport, Ottenby fågelstation, 40 pp.
- Lindström Å, Svensson S (2007) Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2006, Ekologiska institutionen, Lunds universitet.
- Ottvall R, Green M, Lindström Å (2006) Häckande fåglar som RUS-indikatorer för biologisk mångfald. Meddelande nr 2006:21, Länsstyrelsen i Jönköpings län.
- Ottvall R, Green M, Lindström Å, Svensson S, Esseen P-A & Marklund L (i tryck) Ortolan-sparvens *Emberiza hortulana* förekomst och habitatval i Sverige. *Ornis Svecica*.
- Piha M, Pakkala T & Tiainen J (2003) Habitat preferences of the Skylark *Alauda arvensis* in southern Finland. *Ornis Fennica* 80: 97-110.
- Söderström B. (1998) Törnskatornas biologi – en rapport från andra internationella konferensen om törnsikator i Eilat. *Vår Fågelvärld* 55: 24-25.
- Söderström B & Pärt T (2000) Influence of landscape scale on farmland birds breeding in semi-natural pastures. *Conservation Biology* 14: 522-533.
- Wretenberg J, Lindström Å, Svensson S, Thierfelder T & Pärt T (2006). Population trends of farmland birds in Sweden and England – similar trends but different patterns of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology* 43: 1110-1120.
- Wretenberg J, Lindström Å, Svensson S, & Pärt T (2007) Linking agricultural policies to population trends of Swedish farmland birds in different agricultural regions. *Journal of Applied Ecology* 44: 933-941

Appendix 1. Olika habitats genomsnittliga andel (%) av totalytan på landskapsskalan (25 km²) i 558 NILS-rutor (SD=standardavvikelsen).

Variabel	Medel	SD	Median	Max
Hed	5.8	15.9	0	89.8
Hygge	7.1	5.5	6.9	28.1
Ungskog	7.5	6.1	6.7	36.3
Tätort > 200 invånare	0.5	2.0	0	21.1
Tätort < 200 invånare	0.1	0.7	0	13.2
Landsortsbebyggelse	0.4	0.5	0.3	3.1
Åker	7.6	14.2	0.7	86.8
Betesmark	2.7	3.5	1.4	27.5
Barrskog	33.2	19.3	36.0	74.0
Lövskog	6.9	8.9	3.8	74.0
Blandskog	5.5	3.8	5.4	20.4
Limnogen vätmarker	0.2	0.8	0	7.8
Myrmark	7.3	9.5	3.1	48.3
Sjö	7.6	12.2	2.9	81.1

Appendix 2. Olika habitats genomsnittliga andel (%) av totalytan på lokala skalan (6,4 km²) i 558 NILS-rutor (SD=standardavvikelsen).

Variabel	Medelvärde	SD	Median	Max
Hedmark	6.3	18.0	0	91.9
Hygge	7.4	7.0	5.8	42.0
Ungskog	4.7	6.0	2.6	35.5
Tätort > 200 invånare	0.6	2.7	0	31.7
Tätort < 200 invånare	0.2	1.3	0	26.4
Landsortsbebyggelse	0.1	0.3	0	3.0
Åker	7.9	15.7	0.1	90.5
Betesmark	2.3	3.6	0.4	30.8
Barrskog	36.4	23.1	38.8	90.8
Lövskog	7.8	11.2	3.5	74.4
Blandskog	5.5	5.2	4.4	31.0
Limnogen vätmarker	0.3	1.4	0	19.8
Myrmark	7.1	10.5	1.6	52.6
Sjö	7.3	13.9	1.3	83.9

Appendix 3. Pearson´s korrelationskoefficient (R) för hur mängden av olika habitat är korrelerat mellan landskapsskalan och lokal skalan i 558 NILS-rutor. De generellt höga R-värdena visar att landskapet ser likartat ut oavsett skala (6,4 respektive 25 km²). Notera dock att landsortsbebyggelse har ett betydligt lägre R-värde, dvs. bebyggelse har en jämförelsevis hög grad av klumpad fördelning.

Variabel	R	Variabel	R
Hedmark	0.96	Betesmark	0.90
Hygge	0.90	Barrskog	0.95
Ungskog	0.88	Lövskog	0.92
Tätort >200 inv	0.79	Blandskog	0.88
Tätort <200 inv	0.92	Limnogen vätmarker	0.82
Landsortsbebyggelse	0.36	Myrmark	0.95
Åker	0.95	Sjö	0.90

Appendix 4. Korrelationsmatris (Pearson´s korrelationskoefficient) för olika habitat (yta i % av totalyta) i 558 NILS-rutor (landskapsskala). ”Stor” = tätort >200 invånare och ”Liten” = tätort <200 invånare.

	Hed	Hygg	Ung	Stor	Liten	Land	Åker	Bete	Barr	Löv	Bland	Limn	Myr	Sjö
Hed	X	-0.45	-0.43	-0.09	-0.08	-0.30	-0.20	-0.28	-0.55	0.32	-0.43	-0.10	0.03	-0.01
Hygg		X	0.51	-0.11	-0.04	0.07	-0.10	0.02	0.59	-0.38	0.28	0.01	-0.10	-0.13
Ung			X	-0.11	-0.06	0.02	-0.12	-0.07	0.37	-0.30	0.42	0.00	0.21	-0.14
Stor				X	0.09	0.16	0.22	0.19	-0.14	-0.04	-0.05	0.01	-0.17	-0.03
Liten					X	0.22	0.14	0.14	-0.08	-0.07	-0.08	0.04	-0.13	-0.04
Land						X	0.65	0.70	-0.05	-0.12	0.05	0.07	-0.42	-0.11
Åker							X	0.69	-0.27	-0.10	-0.17	0.08	-0.35	-0.16
Bete								X	-0.11	-0.07	-0.02	0.13	-0.42	-0.16
Barr									X	-0.36	0.45	-0.02	0.00	-0.14
Löv										X	-0.02	-0.04	0.14	-0.02
Bland											X	0.02	0.13	-0.14
Limn												X	-0.02	0.10
Myr													X	-0.12
Sjö														X

Appendix 5. Korrelationsmatris (Pearson´s korrelationskoefficient) för olika habitat (yta i % av totalyta) i 558 NILS-rutor (lokal skala). ”Stor” = tätort >200 invånare och ”Liten” = tätort <200 invånare.

	Hed	Hygg	Ung	Stor	Liten	Land	Åker	Bete	Barr	Löv	Bland	Limn	Myr	Sjö
Hed	X	-0.36	-0.27	-0.06	-0.04	-0.08	-0.18	-0.22	-0.51	0.20	-0.32	-0.05	0.01	-0.04
Hygg		X	0.30	-0.12	-0.07	-0.01	-0.11	-0.04	0.48	-0.32	0.14	-0.04	-0.10	-0.16
Ung			X	-0.10	-0.05	-0.05	-0.16	-0.18	0.19	-0.22	0.27	-0.02	0.24	-0.12
Stor				X	-0.00	0.07	0.16	0.14	-0.15	-0.01	0.00	-0.02	-0.12	-0.03
Liten					X	0.04	0.06	0.08	-0.09	-0.04	-0.07	-0.00	-0.08	-0.03
Land						X	0.20	0.14	-0.07	-0.07	-0.02	-0.02	-0.07	0.02
Åker							X	0.59	-0.27	-0.03	-0.12	0.03	-0.30	-0.14
Bete								X	-0.16	0.04	-0.03	0.03	-0.32	-0.13
Barr									X	-0.38	0.25	-0.07	-0.07	-0.18
Löv										X	-0.04	0.01	0.08	-0.03
Bland											X	0.01	0.07	-0.13
Limn												X	0.02	0.10
Myr													X	-0.10
Sjö														X

Appendix 6. Samband mellan förekomst av fågelarter i miljömålet *Levande skogar* och habitatvariabler utifrån univariata logistiska regressioner. Variablerna medelaltitud, Vol_Löv, Vol_Gran och Vol_Tall insamlades på landskapsskalan medan övriga variabler är på den lokala skalan. Variabler med AUC > 0,700 visas i första hand (samtliga redovisade samband är signifikanta på nivån $P < 0,05$). Fanns inte AUC-värden högre än 0,700 redovisas variabler med de högsta AUC-värdena. Analyserna är gjorda på 558 standardrutur samlokaliserade med NILS-rutor. Inom parentes visas riktningen på samband.

Tjäder			Nötkråka		
<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>	<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>
Myrmark	141,92 (+)	0,716	Vol_Gran	25,00 (+)	0,673
Jordbruksmark	162,94 (-)	0,710	Latitud	20,89 (-)	0,656
Barrskog	168,50 (+)	0,707	Medelaltitud	19,40 (-)	0,643
			Blandskog	15,10 (+)	0,631
Järpe			Tofsmes		
<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>	<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>
Ungskog	92,78 (+)	0,728	Vol_Tall	308,70 (+)	0,744
Latitud	49,16 (+)	0,677	Hygge	224,11 (+)	0,709
Barrskog	59,96 (+)	0,668	Barrskog	243,18 (+)	0,705
Blandskog	44,74 (+)	0,646	Vol_Gran	212,87 (+)	0,703
Gröngöling			Lappmes		
<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>	<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>
Jordbruksmark	274,95 (+)	0,785	Latitud	89,55 (+)	0,893
Latitud	321,52 (-)	0,762	Vol_Löv	38,17 (-)	0,887
Vol_Gran	260,33 (+)	0,741	Myrmark	95,68 (+)	0,860
Myrmark	196,60 (-)	0,693	Medelaltitud	80,36 (+)	0,860
			Vol_Gran	62,05 (-)	0,855
			Jordbruksmark	30,62 (-)	0,818
			Hedmark	38,28 (+)	0,744
			Vol_Tall	42,05 (-)	0,738
			Hygge	41,61 (-)	0,727
M. hackspett			Svartmes		
<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>	<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>
Medelaltitud	13,85 (-)	0,627	Vol_Gran	430,42 (+)	0,783
Limnogenea			Latitud	358,48 (-)	0,727
våtmarker	27,12 (+)	0,590	Vol_Löv	37,05 (+)	0,705
Jordbruksmark	6,26 (+)	0,583			
Tretåspett			Talltita		
<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>	<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>
Medelaltitud	74,17 (+)	0,792	Barrskog	328,06 (+)	0,722
Vol_Löv	61,49 (-)	0,779	Hygge	210,72 (+)	0,682
Myrmark	88,48 (+)	0,775	Ungskog	189,89 (+)	0,678
Latitud	80,43 (+)	0,773			
Jordbruksmark	57,43 (-)	0,767			
Lavskrika					
<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>			
Latitud	227,13 (+)	0,857			
Vol_Löv	119,86 (-)	0,850			
Medelaltitud	180,27 (+)	0,848			
Myrmark	215,93 (+)	0,836			
Jordbruksmark	101,30 (-)	0,796			
Vol_Gran	142,39 (-)	0,787			

forts.

Appendix 6. forts.

Entita			Domherre		
<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>	<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>
Latitud	280,20 (-)	0,791	Barrskog	184,94 (+)	0,669
Vol_Löv	107,01 (+)	0,766	Ungskog	128,86 (+)	0,648
Jordbruksmark	156,90 (+)	0,745	Hygge	114,49 (+)	0,641
Vol_Gran	190,96 (+)	0,718	Blandskog	97,83 (+)	0,626
Skogsduva			Trädkrypare		
<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>	<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>
Medelaltitud	179,27 (-)	0,811	Vol_Gran	264,69 (+)	0,721
Jordbruksmark	257,44 (+)	0,807	Vol_Löv	67,32 (+)	0,709
Vol_Löv	204,70 (+)	0,794	Latitud	288,44 (-)	0,698
Latitud	178,59 (-)	0,755	Medelaltitud	237,85 (-)	0,688
Myrmark	116,51 (-)	0,709	Jordbruksmark	84,05 (+)	0,672
			Vol_Tall	171,02 (+)	0,660
Stjärtmes					
<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>			
Latitud	78,70 (-)	0,709			
Jordbruksmark	26,22 (+)	0,669			
Medelaltitud	54,61 (-)	0,663			
Lövskog	20,30 (+)	0,635			

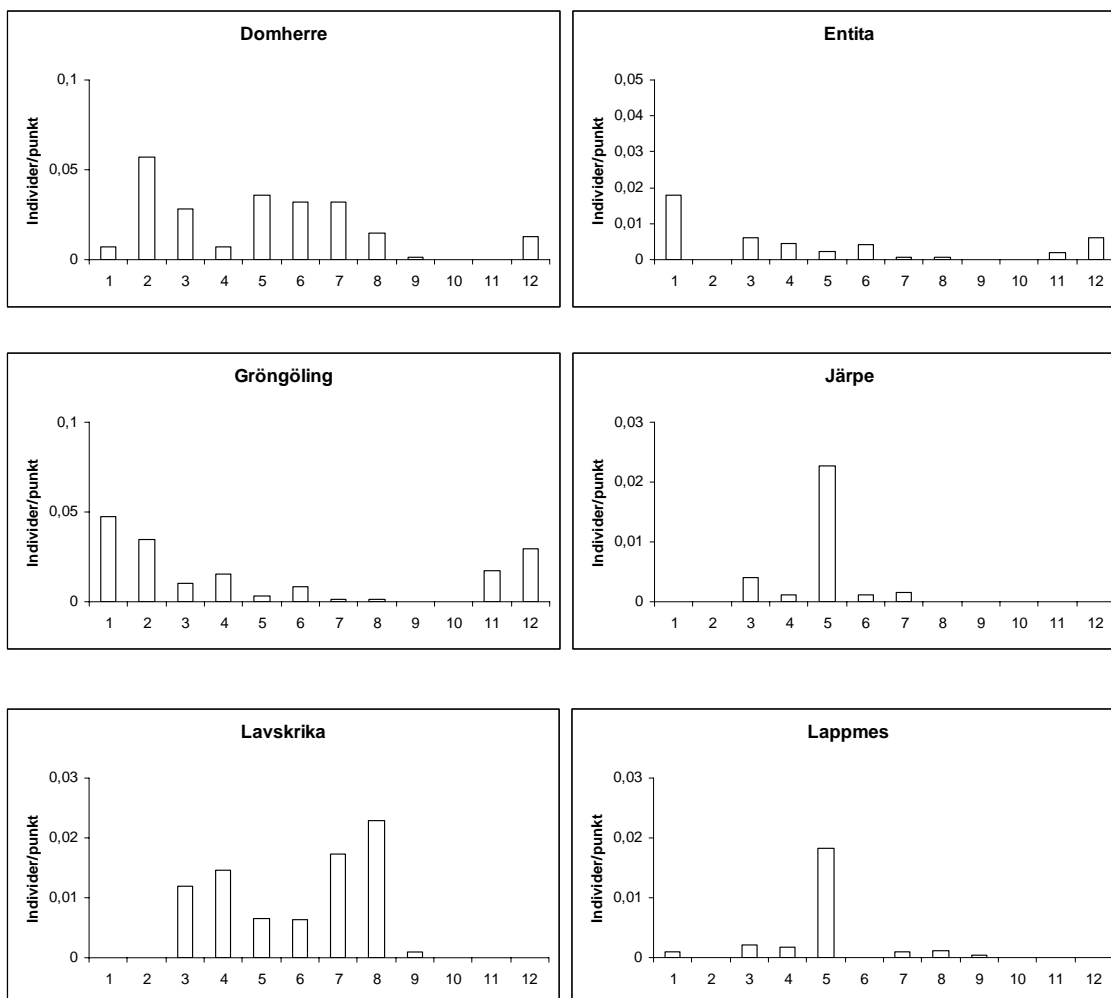
Appendix 7. Samband mellan förekomst av fågelarter i miljömålet *Ett rikt odlingslandskap* och habitatvariabler utifrån univariata logistiska regressioner. Variabler med AUC >0,700 visas i första hand (samtliga redovisade samband är signifikanta på nivån P<0,05). Fanns inte så höga värden redovisas variabler med de högsta AUC-värdena. Analyserna är gjorda på 558 standardrutter utom i de fall där ett särskilt urval har gjorts (stenskvätta och gulärta). Värdet markerat med grå fyllning motsvarar AUC-värdet för jordbruksmark, dvs. en sammanslagning av åker- och betesmark. Inom parentes visas riktningen på samband.

Sånglärka			Tofsvipa		
<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>	<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>
Åker	492,65 (+)	0,963	Åker	578,05 (+)	0,898
Betesmark	575,36 (+)	0,858	Betesmark	425,64 (+)	0,799
Myrmark	334,33 (-)	0,812	Myrmark	174,75 (-)	0,722
Latitud	181,36 (-)	0,812	Latitud	221,40 (-)	0,705
Barrskog	174,15 (-)	0,706	Barrskog	166,08 (-)	0,704
Stare			Hämpling		
<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>	<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>
Åker	632,37 (+)	0,929	Åker	476,34 (+)	0,898
Betesmark	719,11 (+)	0,915	Betesmark	371,13 (+)	0,847
Latitud	554,47 (-)	0,901	Myrmark	173,37 (-)	0,793
Myrmark	433,94 (-)	0,807	Latitud	221,95 (-)	0,792
Törnsångare			Ladusvala		
<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>	<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>
Åker	624,71 (+)	0,927	Åker	523,15 (+)	0,848
Betesmark	674,92 (+)	0,885	Betesmark	606,47 (+)	0,841
Latitud	496,36 (-)	0,842	Latitud	505,00 (-)	0,807
Myrmark	397,89 (-)	0,81	Myrmark	310,01 (-)	0,733
Pilfink			Stenskvätta		
<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>	<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>
Åker	566,19 (+)	0,909	Åker	160,55 (+)	0,749
Betesmark	500,60 (+)	0,865	Betesmark	146,77 (+)	0,738
Latitud	294,85 (-)	0,777	Barrskog	144,55 (-)	0,728
Myrmark	226,69 (-)	0,772	Sydlig gulärta		
Barrskog	212,19 (-)	0,739	<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>
Tätort	273,28 (+)	0,712	Barrskog	97,14 (-)	0,765
Gulspurv			Åker	79,88 (+)	0,699
<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>	Betesmark	34,19 (+)	0,630
Åker	425,24 (+)	0,901	Buskskvätta		
Latitud	685,28 (-)	0,895	<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>
Betesmark	573,19 (+)	0,888	Åker	192,58 (+)	0,662
Myrmark	500,72 (-)	0,818	Betesmark	123,77 (+)	0,628
Törnskata			Hygge	123,62 (+)	0,623
<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>	Storspov		
Latitud	213,17 (-)	0,709	<i>Variabel</i>	<i>Wald</i>	<i>AUC</i>
Åker	158,06 (+)	0,700	Åker	148,54 (+)	0,666
Betesmark	187,41 (+)	0,695	Betesmark	67,77 (+)	0,614
Myrmark	111,57 (-)	0,661			

Appendix 8. Fågeltätheter vid standardrutternas punkträkningar (5426 punkter på 714 rutter) i olika habitat hos de fågelarter som ingår i indikatorerna för miljömålen *Levande skogar* och *Ett rikt odlingslandskap*. Först listas de olika habitat. Inom parentes efter habitatnamnet ges antal punkter som klassats till den biotopen. Endast habitat som varit dominerande på mer än 25 punkter har tagits med. Därför saknas 33 punkter som har klassificerats till mindre talrika biotopklasser (golfbana, depositionsplatser, limnoga våtmarker osv.). I nästa sektion visas det genomsnittliga antalet fåglar sedda per punkt dominerade av olika habitat.

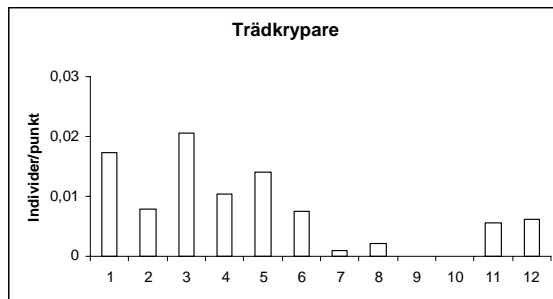
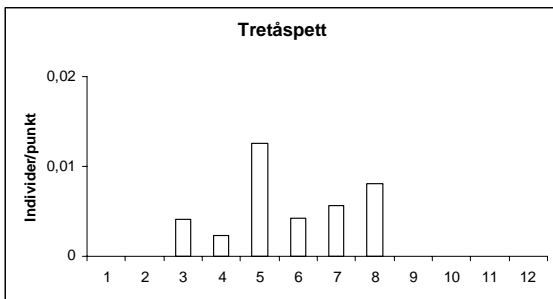
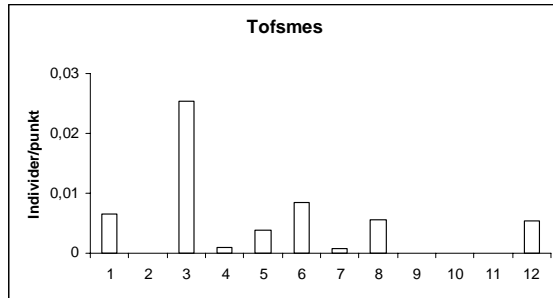
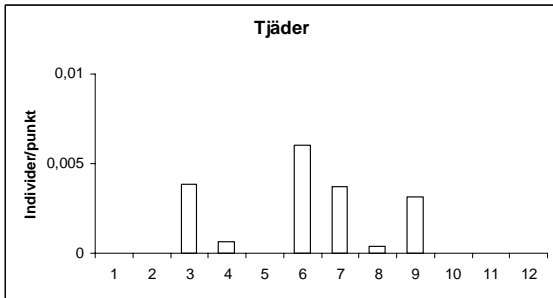
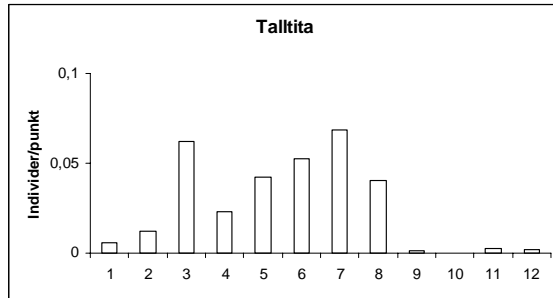
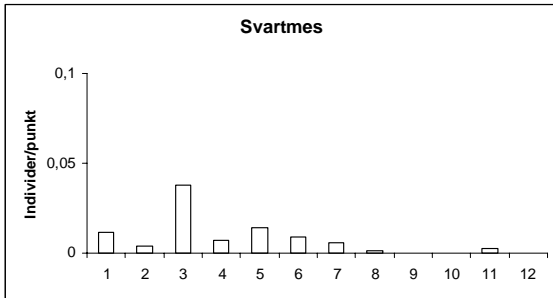
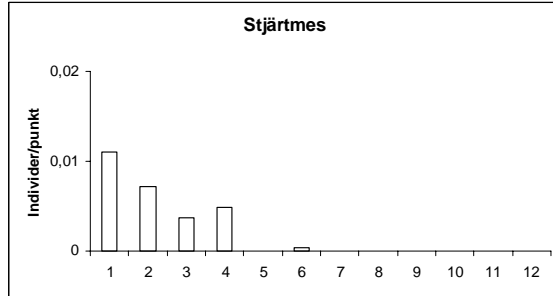
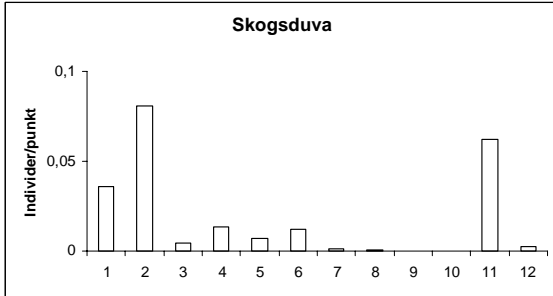
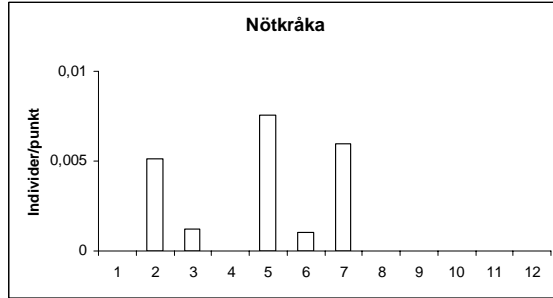
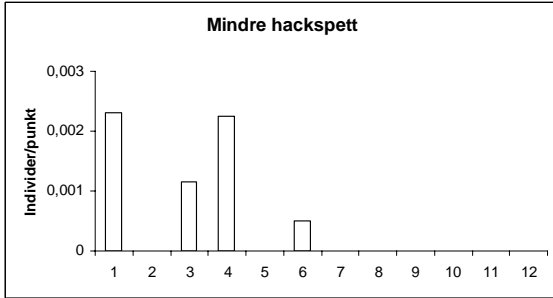
1 = åkermark (515)	7 = ungskog (223)
2 = betesmark (28)	8 = myrmark (403)
3 = barrskog (3044)	9 = hedmark (i princip enbart fjällhed) (320)
4 = lövskog (301)	10 = naturliga gräsmarker (nästan enbart i fjällmiljö) (57)
5 = blandskog (66)	11 = öppen, sparsam vegetation (nedanför fjällen främst gles alvarmark) (45)
6 = hygge (338)	12 = stadsbebyggelse (53)

Indikatorarter för *Levande skogar*:

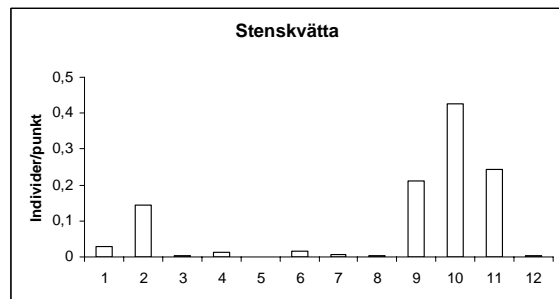
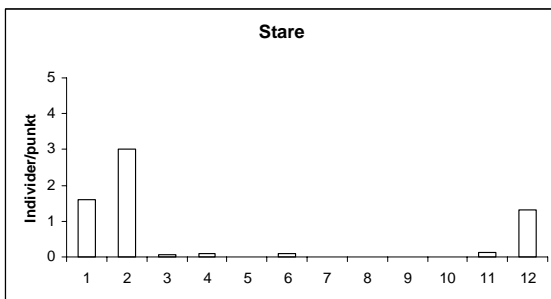
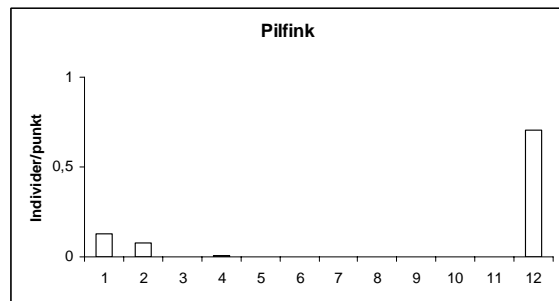
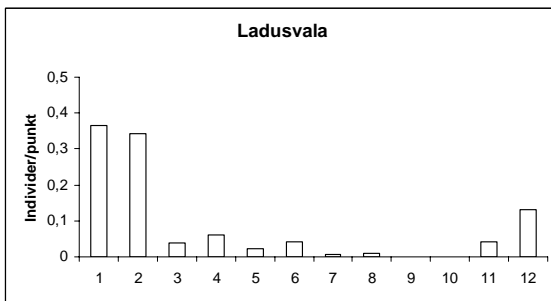
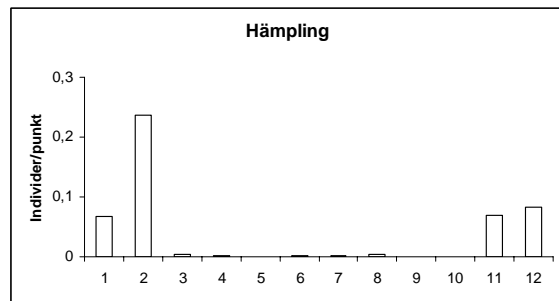
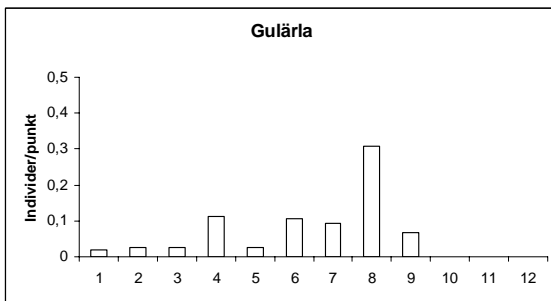
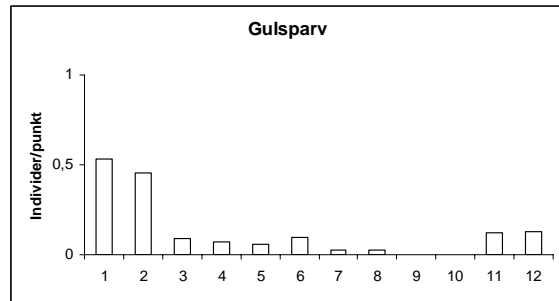
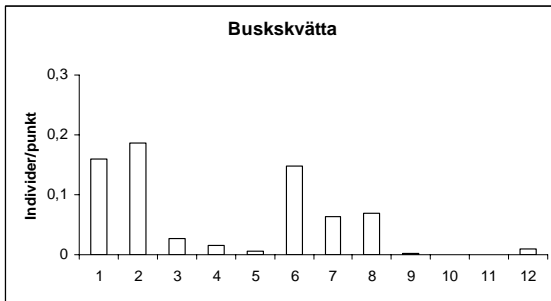


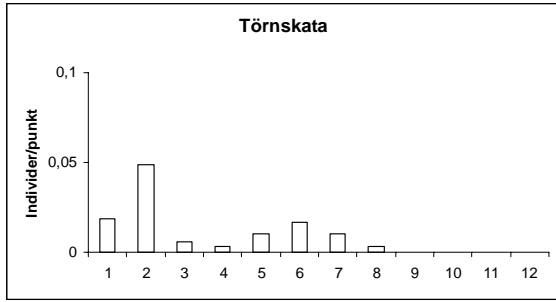
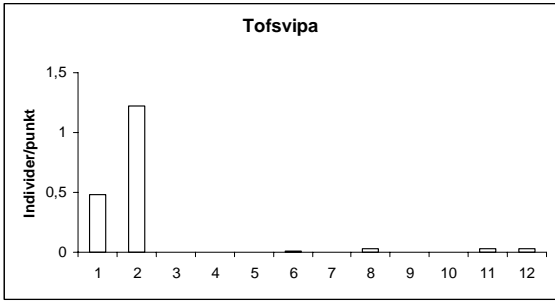
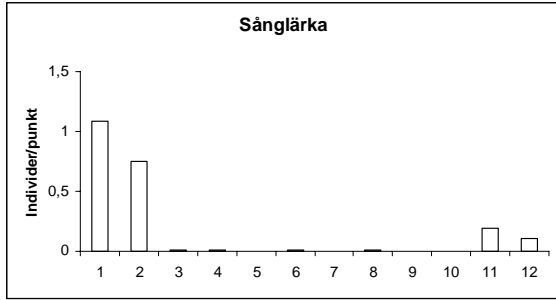
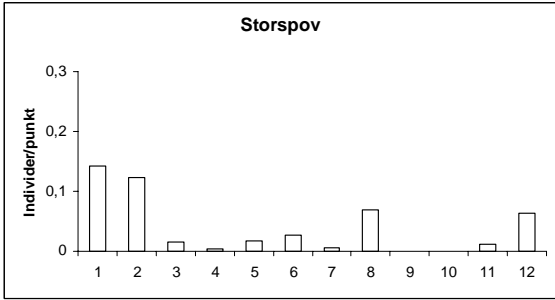
forts.

Appendix 8 forts.



Indikatorarter för Ett rikt odlingslandskap:





Appendix 9. Hur fungerar ROC-kurvor och hur skall man förstå och tolka AUC-värdet?

För att exemplifiera hur ROC-kurvor fungerar använder vi data på sånglärka. I Appendix 7 kan vi se att AUC-värdet för närvaro av sånglärka i förhållande till proportionen åkermark i landskapet var 0,96. Detta värde ligger nära 1 och indikerar att vår modell nästintill perfekt kan förutsäga var det skall finnas sånglärka om vi stoppar in ett värde i modellen på hur mycket åkermark det finns i det omgivande landskapet.

AUC-värdet står alltså för *Area Under the Curve* (ROC-kurvan). För att förstå hur ett AUC-värde beräknas måste först ROC-kurvan ritas upp. Vi antar att vi har facit på vilka standardrutter som har haft närvarande sånglärkor och vilka rutter som saknat sånglärkor, dvs. vi sitter på sanningen. Vårt mål är att hitta en modell som så bra som möjligt kan förutsäga om sånglärka kommer att finnas längs en ny taxeringsrutt som vi lägger ut slumpartat i landskapet. Vi tror att vi har hittat en modell där proportionen åkermark i landskapet förklarar om sånglärka är närvarande eller inte. Genom att göra en ROC-kurva kan vi validera vår modell.

Vårt första steg är att jämföra närvaro/frånvaro av sånglärka på alla rutter med modellens utfall, dvs. (1) i hur många fall lyckas modellen ”pricka in” en sann närvaro av sånglärka (SP=sann positiv förekomst), (2) i hur många fall säger modellen att sånglärka finns på ruten när den i verkligheten inte gör det, dvs. modellen ljuger för oss (FP=falsk positiv förekomst), (3) i hur många fall lyckas modellen ”pricka in” en sann frånvaro av sånglärka (SN=sann negativ förekomst), (4) i hur många fall är sånglärka närvarande men modellen lyckas inte påvisa detta (FN=falsk negativ förekomst). Det första testet kan sammanfattas med följande 2x2 matris:

Verkligheten vs. modellen

	Närvaro av sånglärka	Frånvaro av sånglärka
Modellen visar närvaro	Sanna positiva (SP)	Falska positiva (FP)
Modellen visar frånvaro	Falska negativa (FN)	Sanna negativa (SN)

Resultatet presenteras som proportioner, dvs. $FN+SP=1$, vilket innebär att om vi kan beräkna FN kan vi enkelt beräkna SP och vice versa. På samma sätt måste summan av FP och SN bli ett – de rutter som i modellen saknade sånglärka är antingen sann frånvaro eller felklassificerade som närvaro trots att sånglärka var frånvarande.

Ett viktigt begrepp med ROC-kurvor är **tröskelvärden**. För att illustrera principen med tröskelvärden gör vi två grupper (populationer) av sånglärkor och placerar ”frånvarande” sånglärkor i en grupp och ”närvarande” sånglärkor i en annan grupp. Vi kallar grupperna ”nollar” respektive ”ettor”. För varje rutt och notering om närvaro/frånvaro av sånglärka har vi också ett värde på proportionen åkermark längs ruten på lokal skala ($6,4 \text{ km}^2$). Om vi gör histogram för respektive grupp får vi två överlappande normalfördelningar (Se Figur A nedan).

En ROC-kurva beskriver vad som händer med SP och FP om vi förflyttar oss på x-axeln, dvs. om vi ändrar proportionen åkermark eller annorlunda uttryckt vårt *tröskelvärde*. Vi antar att alla värden ovanför *tröskelvärdet* är positiva och motsvarar en närvaro av sånglärka. Detta innebär också att vi antar att alla värden nedanför *tröskelvärdet* är negativa och motsvarar en frånvaro av sånglärka. Det vi gör är alltså att studera frekvensen rutter med sann positiv förekomst (SP) respektive falsk positiv förekomst (FP) ovanför varje *tröskelvärde* när vi placerar tröskelvärdet i intervallet 0-100% åkermark. Om vi placerar *tröskelvärdet* (den ljusblå linjen i figuren) långt till höger på x-axeln eller nära 100% åkermark i landskapet, kommer vi att ha väldigt få (eller inga) rutter med falsk positiv förekomst (FP) – men vi kommer samtidigt att ha ganska få rutter med sann positiv förekomst (SP). Både SP och FP

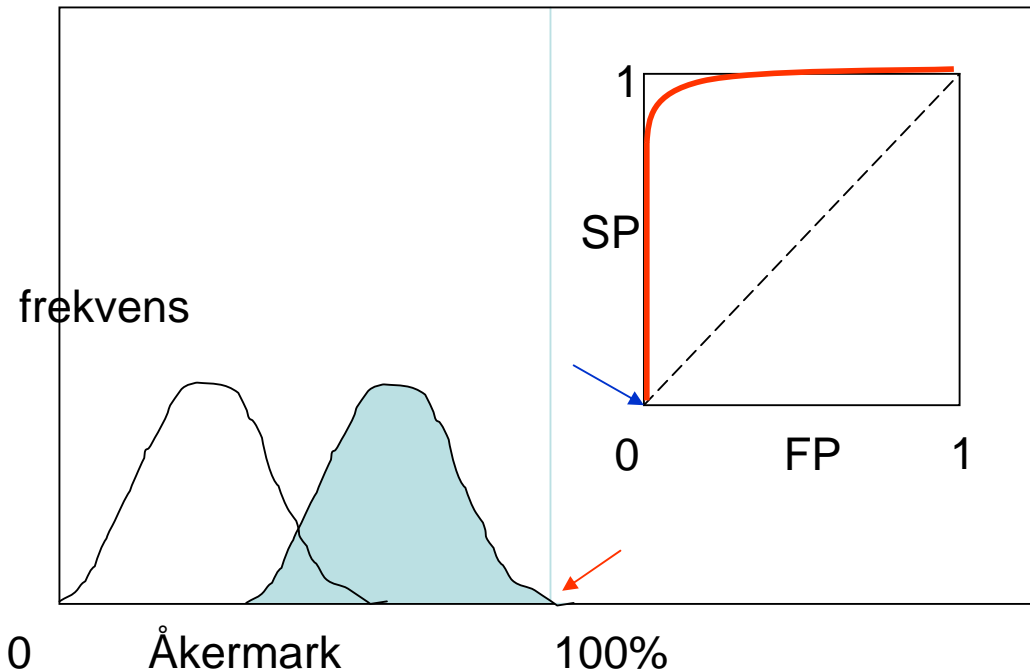
kommer att ligga nära noll, dvs. vid en punkt nära hörnet längst ner till vänster i figuren för ROC-kurvan (vid blå pil). Efterhand som vi flyttar vår linje (eller *tröskelvärde*) och kommer ner till mer rimliga nivåer av proportion åkermark i landskapet kommer antalet rutter med sann positiv förekomst att öka, till en början dessutom ganska markant. Till slut når vi nivåer där vi får fler rutter med falsk positiv förekomst och ROC-kurvan kommer att plana ut efterhand som vi tittar på väldigt låga värden av åkermark. En viktig egenskap för ROC-kurvan är att ju större överlapp mellan populationerna desto planare ROC-kurva och desto mindre yta under kurvan vilket ger lägre AUC-värden. När populationerna överlappar helt och hållet blir ROC-kurvan en diagonal linje mellan det vänstra nedre hörnet och det högra övre hörnet (den streckade linjen i figuren). I denna situation är AUC-värdet lika med 0,5 vilket innebär att modellen inte är bättre än slumpen på att förutsäga sånglärkans förekomst. En perfekt modell innebär att AUC-värdet är 1 och ju närmare 1 desto bättre modell.

Att rita ROC-kurvan:

1. Man startar vid det nedre vänstra hörnet där SP och FP båda är noll (vid blå pil) vilket alltså motsvarar den punkt där den ljusblå linjen i figuren är allra längst till höger, dvs. där landskapet till 100% består av åkermark.
2. Sedan plockar vi fram våra data, t.ex. i en Excel-fil, och sorterar utifrån proportion åkermark så att det högsta värdet hamnar överst. För att kunna rita vår ROC-kurva placerar vi vårt *tröskelvärde* i vår Excel-fil alldeles under det högsta värdet – vi flyttar den ljusblå linjen ett steg åt vänster. Eftersom det första värdet är en rutt där sånglärka var närvarande är detta en sann positiv förekomst (SP) och SP måste ligga högre på figuren för ROC-kurvan. Detta eftersom det enda värdet ovanför tröskelvärdet är en sann positiv förekomst. Vi går alltså UPP ett snäpp på y-axeln från värdet noll och får vår första punkt på ROC-kurvan.
3. Därefter flyttar vi ned *tröskelvärdet* en position i vår Excel-fil till det näst högsta värdet och gör om samma procedur som i steg 2. Återigen får vi en sann positiv förekomst på rутten och vi får en ny punkt på ROC-kurvan ett snäpp UPP på y-axeln. Om vårt värde hade varit negativt (ingen sånglärka observerad på rутten), dvs. en falsk positiv förekomst hade vi fått en ny punkt ett snäpp längre till höger på ROC-kurvan.
4. Vi flyttar sedan *tröskelvärdet* neråt i Excel-filen ända tills vi gått igenom alla 558 värden och kommit till det absolut lägsta värdet – i våra data finns många punkter med värdet noll på proportion åkermark. I de fall sånglärka inte varit närvarande på rутten (falsk positiv förekomst) får vi en ny punkt på ROC-kurvan genom att vi går ett snäpp åt höger längs x-axeln.

Man kan sammanfatta proceduren med att vi har rangordnat våra värden, bestämt om varje värde motsvarar en sann positiv eller falsk positiv förekomst och därefter ritat ROC-kurvan.

Även om ROC-kurvan ibland är lovordad för sin enkelhet (när man väl förstår principen!) och att man inte behöver bry sig om huruvida data är normalfördelade eller inte (ROC-kurvan är icke-parametrisk) kan olika faktorer (eller brus) påverka AUC-värdet. Ett AUC-värde långt från 1 och nära 0,5 indikerar en mindre bra modell för våra data. Men, ju sämre våra ingångsdata är, desto större risk för att AUC-värdet blir lägre. Därför kan en stor variation mellan olika inventerare i förmågan att registrera en viss art, eller helt enkelt att en art är svårobserverad, leda till att vår modell inte blir så bra på att pricka in sann positiv förekomst för just den arten.



Figur A. ROC-kurvan (röd linje; AUC ~ 0,96) uppe till höger med frekvensen SP (sann positiv förekomst) på y-axeln och FP (falsk positiv förekomst) på x-axeln. Den streckade diagonala linjen motsvarar en "platt" ROC-kurva, dvs. när AUC=0,5. Den blå pilen anger "startpositionen" när ROC-kurvan skall ritas upp vilket motsvarar positionen vid den ljusblå linjen som visas av den röda pilen. Den ljusblå linjen flyttas sedan åt vänster längs med axeln som motsvarar proportionen åkermark i landskapet (0-100%) när ROC-kurvans punkter skall ritas upp. Populationen med blå fyllning representeras av "närvarande" sånglärkor och populationen utan fyllning av "frånvarande" sånglärkor.