

BRIST- OCH FUNKTIONALITETS- ANALYS

– Östergötlands eklandskap



- ett delprojekt inom projektet:
 - Levande eklandskap

Författare del 1 "Historisk analys och modellering av eklandskap":
Karl-Olof Bergman, Lars Westerberg och Sofia Jonsson
IFM Biologi, Avd för ekologi, Linköpings universitet

Författare del 2 "Prioriteringar för ett funktionellt landskap":
Jens Johannesson och Tommy Ek
Länsstyrelsen Östergötland

Omslagsbild: Eklandskap i Gryt. Foto: Jens Johannesson

Innehåll

Inledning och bakgrund.....	4
Syfte och avgränsning.....	5
De olika stegen i brist- och funktionalitetsanalysen för Östergötlands eklandskap	5
Del 1. Historisk analys och modellering av eklandskap	6
1. Historisk analys av ekutbredning	6
2. Kritiska tröskelvärden för arters överlevnad och andra ekologiska basdata.....	9
3. Modellering av överlevnad för hålträdslevande skalbaggar och mellanspett	11
Metodik.....	11
Resultat	16
Slutsatser	30
Referenser.....	31
Del 2. Prioriteringar för ett funktionellt landskap	33
Inledning	33
1. Särskilt prioriterade landskapsavsnitt.....	33
2. Hur ser det ut med hävden?	38
3. Prioritering av områden för restaurering och hävd.....	38
4. Kompletterande analyser	39
5. Förslag till uppföljningsbara mål	41
Referenser	41

Brist- och funktionalitetsanalys – Östergötlands eklandskap

Inledning och bakgrund

Genom eklänsinventeringen och andra liknande inventeringar börjar vi få relativt god kunskap om den biologiska mångfalden på beståndsnivå i eklandskapet. Vi vet också vilka substrat på elementnivå (t ex grova ekar och hålekar) som är viktiga för rödlistade arter och artrikedomen i stort. För att kunna bevara arter i eklandskapet krävs dock att en tillräcklig mängd av element och biotoper bevaras på en större skala, landskapsskalan. De betade ekhagarna är ofta små och små områden hyser små populationer där risken för slumpmässiga utdöenden är större. Är dessa små områden dessutom belägna så långt från varandra att krävande arter har svårt att förflytta sig mellan dessa, resulterar utdöenden snart i minskande utbredningsområden och stora luckor i utbredningen. Även organismer som är flygande och som teoretiskt kan ta sig mellan fragment drabbas. Ett exempel är mellanspetten som dog ut från eklandskapet 1982. En organism som ska ta sig mellan små fragment av passande miljöer en kall vinterdag riskerar att inte kunna fylla på energireserven tillräckligt mycket när mycket av energin går åt till att förflytta sig i landskapet. Dessutom exponeras den för rovfåglar i högre grad när den tvingas till högre aktivitet (Hedberg, Johansson & Angelstam 1998).

Vi ser idag krympande utbredningsområden för många av eklandskapets krävande arter. Speciellt oroande är begreppet utdöendeskuld som innebär att många arter lever kvar i landskapet trots att andelen passande miljö blivit för liten för långsiktig överlevnad. En studie visar att en stor andel av de vedlevande skalbaggar i de nyligen hårt brukade skogarna i Finland troligen kommer att försvinna (Hanski & Ovaskainen 2002). I de regioner där skogsbruk pågått länge är faunan artfattig men i regioner med kortare brukningshistoria finns fortfarande en rik skalbaggsfauna trots att naturskogsfragmenten är lika små som i de regioner som brukats under längre tid. Ett tydligt exempel i Sverige är den vitryggiga hackspetten som länge fanns kvar över relativt stora regioner trots att mängden passande områden var små. Populationerna minskade dock långsamt men stadigt för att nu vara nere i nästan noll. Utdöenden kan komma lång tid efter att miljöerna minskat under ett tröskelvärde för långsiktig överlevnad eftersom utdöendeprocesserna är långsamma för vissa organismer. Detta gäller speciellt i eklandskapet där ekarna som arterna är beroende av är långlivade. Det här är både bra och dåliga nyheter i ett bevarandearbete. De dåliga är att vi riskerar att underskatta hur mycket vi behöver spara av lämpliga miljöer för arters långsiktiga överlevande. De goda är att vi fortfarande har tid på oss att ”betala av” utdöendeskulden genom att öka mängden lämplig miljö innan arterna försvinner.

Förutom att tillräckligt stora arealer av passande miljöer krävs om vi ska klara den biologiska mångfalden i skogen måste alltså dessa vara så lokaliserade att arter kan sprida sig mellan dessa. Det 16:e miljö kvalitetsmålet ”Ett rikt växt- och djurliv” tar fasta på detta tänkande och säger bland annat:

- Landskapet, sjöar och hav är så beskaffat att arter har sina livsmiljöer och spridningsvägar säkerställda.
- Det finns tillräckligt med livsmiljöer så att långsiktigt livskraftiga populationer av arter bibehålls (gynnsam bevarandestatus).

- I områden där viktiga naturtyper skadats restaureras sådana så att förutsättningarna för den biologiska mångfalden väsentligt förbättras. Det kan t.ex. handla om naturtyper som generellt har minskat kraftigt i yta och utbredning, som fått sina kvaliteter som livsmiljö generellt utarmad, som hyser en stor mångfald av arter eller som hyser genetiskt särpräglade bestånd av arter.

Med en utgångspunkt från miljö kvalitetsmålet ”Ett rikt växt- och djurliv” har regeringen gett länsstyrelsen i Östergötland ett uppdrag att utveckla en regional landskapsstrategi för Östergötlands eklandskap. Strategin tar ett brett grepp på markägarsamverkan, mångbruk av ekmiljöer, myndighetssamverkan mm. Som ett delprojekt inom landskapsstrategin har denna brist- och funktionalitetsanalys för Östergötlands eklandskap gjorts.

Syfte och avgränsning

Ett av syftena med den regionala landskapsstrategin är att den ska bidra till en långsiktig ekologisk funktionalitet i eklandskapet, dvs. till en långsiktig gynnsam bevarandestatus för ingående arter och habitat. Analysen är geografiskt avgränsad till de värde trakter för ädellövmiljöer som tagits fram i Strategi för formellt skydd av skog i Östergötlands län (Länsstyrelsen, Östergötland och Skogsstyrelsen, 2006).

De olika stegen i brist- och funktionalitetsanalysen för Östergötlands eklandskap

Fem olika steg har genomförts för brist- och funktionalitetsanalysen. De olika stegen belyser hur stora arealer ekmiljöer som funnits historiskt, och innehåller beräkningar av hur stora arealer arter kräver för sin överlevnad. Den mynnar till slut ut i mål för arealer och skötsel för att kunna bevara ett levande eklandskap.

- 1. Historisk analys av ekutbredning*
- 2. Kritiska tröskelvärden för arters överlevnad och andra ekologiska basdata*
- 3. Modellering av överlevnad för hålträdslevande skalbaggar och mellanspett*
- 4. Prioriteringar för ett funktionellt landskap (se del 2)*

Del 1. Historisk analys och modellering av eklandskap

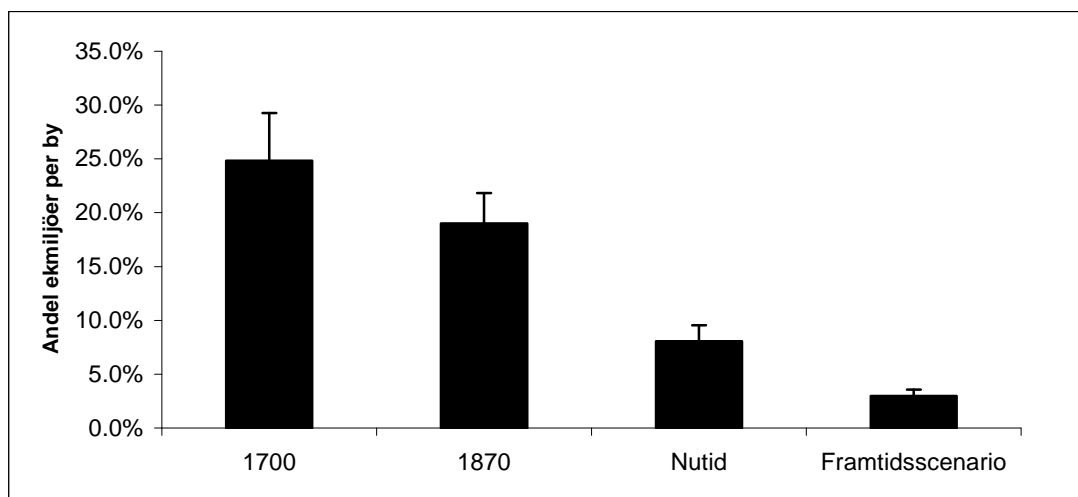
1. Historisk analys av ekutbredning

Den historiska utbredningen av en miljö är ofta viktig för mönster i nutida biologisk mångfald. Det gäller inte minst för ekberoende arter. Många av dem anses vara svårspredda och kräver stora arealer för att överleva. Eken hade länge en särställning bland träden i Sverige. I 1500-talets Sverige tillhörde alla ekar kronan och fick inte avverkas oavsett var de växte. Ekvirke köptes i första hand upp från utlandet för att skydda de egna resurserna om Sverige skulle bli avskuret från omvärlden. Detta ledde till att Sverige hade stora ekarealer och ett stort antal grova och ihåliga ekar, framförallt långt från transportleder. Under 1800-talet hävdes dock förbudet att avverka ek och mängder med ekar fälldes. Sveriges ekarealer minskade nu snabbt och likaså livsutrymmet för ekberoende arter.

När en livsmiljö minskar i yta minskar också artantalet. Men det är ofta inte en linjär process utan det finns tröskelvärden för olika arter vad gäller hur stor areal som måste finnas. Det innebär att en ytterligare liten minskning av livsmiljön kan vara ödesdiger för överlevnaden av en art om tröskelvärdet passeras. Ett ofta använt tröskelvärde är att andelen ursprunglig livsmiljö inte bör understiga 20 % och det kan fungera som en riktlinje för många arter. För många naturmiljöer (t ex granurskog, ädellövskog och hagmarker) i Sverige återstår mycket få landskapsavsnitt där så mycket som 20% återstår. Detta gäller också för ekmiljöer. Men det finns några regionala områden där det fortfarande finns relativt stora arealer med ek kvar i landskapet. Dit hör Östergötland, som hyser några av Europas rikaste områden vad gäller gamla grova ekar. Ett tecken på det är att Östergötland har Europas största populationer med läderbagge, en art som är prioriterad i EU:s naturvårdsarbete och framförallt knuten till gamla ihåliga ekar.

Frågan är dock om läderbaggen och andra ekberoende arter kan överleva långsiktigt i Östergötland? Arter kan leva kvar i ett landskap med utdöendeskuld där de är dömda att på sikt dö ut om förhållandena inte förbättras (se ”Bakgrund” ovan). För att få en bild av hur arealerna av ekmiljöer förändrats över tiden i Östergötland har historiska kartor över 54 byar studerats vid tre tidsperioder. De kartor som använts är: geometriska kartor från 1700-talet, häradskartan från 1866-77 och nutida ekutbredning enligt länsstyrelsens inventeringar. Ekutbredningen bygger på tolkningar av kartor samt tillhörande beskrivningar till de geometriska kartorna. För många områden står det att ekar fanns i området på den tillhörande beskrivningen till kartan och då är tolkningen enkel. Men vi har också bedömt områden där ekar inte finns i beskrivningen, men där det med stor säkerhet ändå stod ek på 1700-talet, som ekmiljöer. Det är framförallt områden där eksymboler fanns på kartan men beskrivningar saknas, områden som är beskrivna som löväng utan att specifikt trädslag nämnts eller områden som har gamla ekar idag. Många ytor där osäkra trädssymboler fanns eller beskrivningar var oklara har inte tagits med som ekmiljöer. Vi bedömer att vi underskattat den historiska arealen av ek snarare än överskattat den genom dessa tolkningar. Vi följde även förändringen för 98 individuella ekområden från 1700-talet och framåt. Dessa områden är enbart baserade på helt säkra ekmiljöer. Vi gjorde också ett framtidsscenario där ekmiljöer som idag inte betas antas övergå till andra skogstyper utan ek när de växer igen, en process som tar ca 50-100 år.

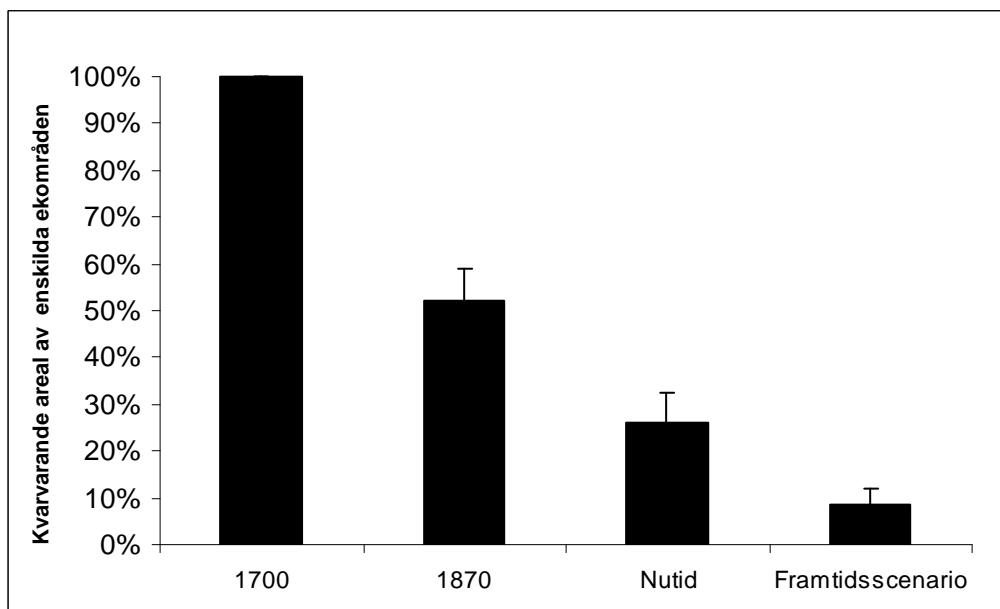
Resultaten visar att det har hänt mycket med Östergötlands ekmiljöer. Östergötlands 1700-talslandskap hade stora arealer ekmiljöer, ca 25% jämfört med dagens 8 % (Figur 1). Skulle skötsel av ekmiljöerna vara som den är idag också i framtiden förväntas siffran sjunka till 3%.



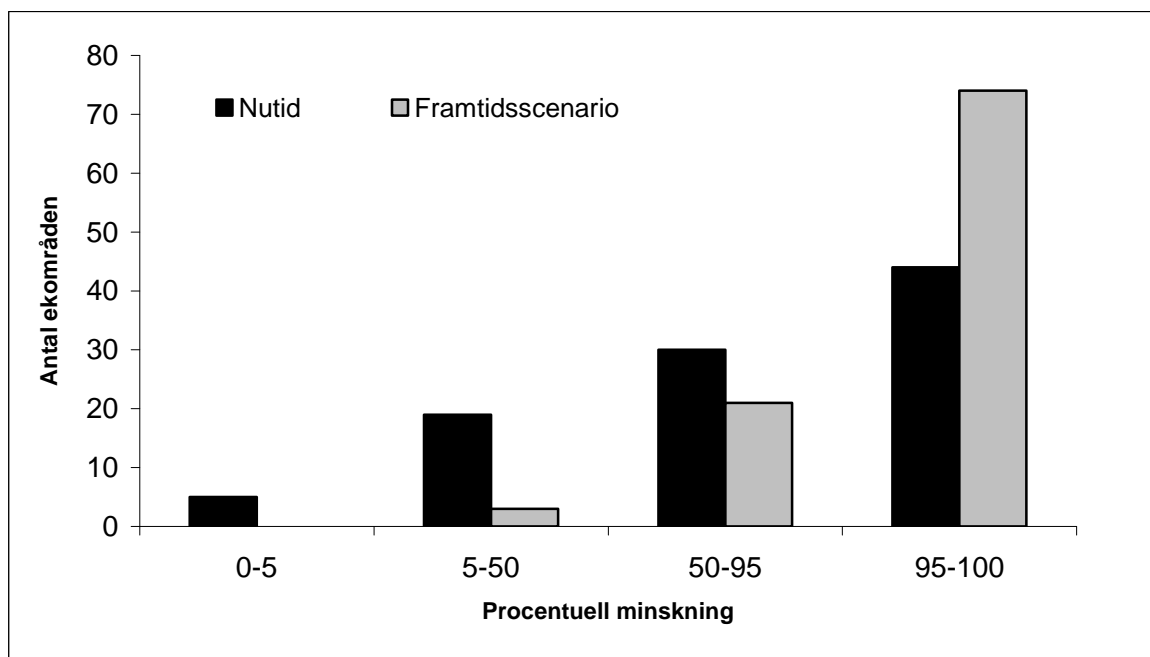
Figur 1. Medelvärdet (\pm SE) av andelen ekmiljöer per by vid olika tidsperioder. (N=54 byar).

Förändringarna i individuella områden som hade ek på 1700-talet visar samma mönster (Figur 2). Idag finns 26% av ytan kvar och bara 8% finns kvar i ett framtidsscenario om inte skötseln av ekmiljöer förbättras. Få områden är intakta sedan 1700-talet. Bara fem procent är i stort sett intakta (Figur 3). Nästan hälften (44 %) har förlorat 95-100% av sin yta. Den siffran förväntas öka till 74% om inte skötseln förbättras.

Trots de stora minskningarna och att bara 26% av de ursprungliga ekarealerna finns kvar är det ändå mycket i ett europeiskt perspektiv. Av de ursprungliga ädellövskogar som en gång täckte Europa beräknas mindre än 2 % finnas kvar (Hannah et al. 1995). Östergötland har alltså en unik chans att bevara ett landskap som det knappt finns motsvarigheter till i Europa.

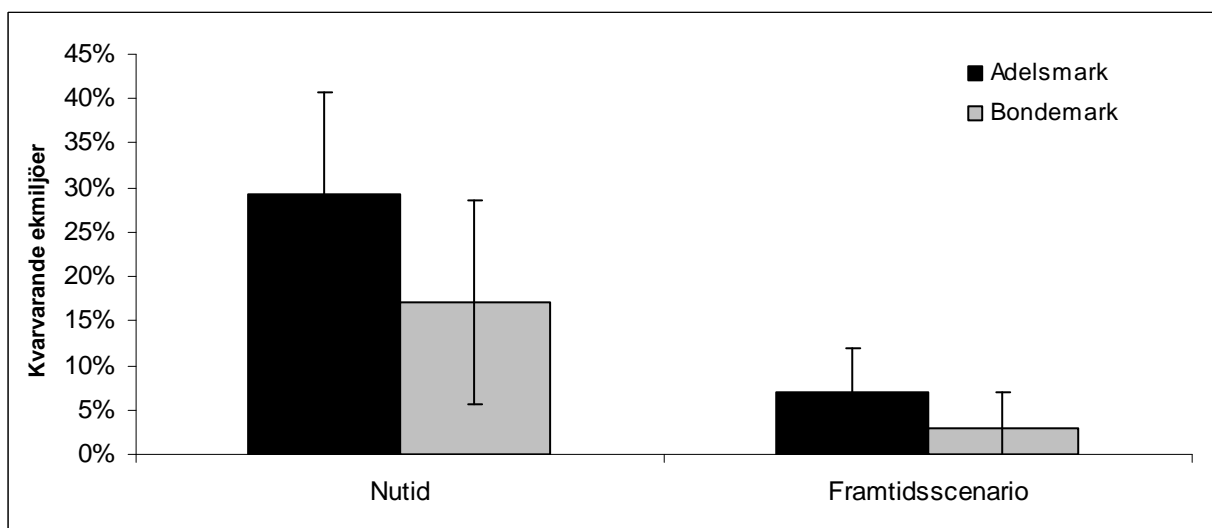


Figur 2. Kvarvarande areal av individuella ekområden med utgångspunkt från 1700-talet (N=98 ekområden).



Figur 3. Fördelningen av ekområden som förlorat olika mängd av sin areal sedan 1700-talet samt förväntad förlust i framtiden (N=98 ekområden).

Minskningen av ekmiljöer har inte skett jämnt över landskapet i Östergötland. Adelsn marken har behållit en betydligt större andel (29%) av sina ekmiljöer än övriga markägare (17%) (Fig 4). Det har gjort att många av de känsliga arterna som kräver stora sammanhängande arealer har överlevt på adelsn marken. De biologiskt mest intressanta områdena ligger därför till stor del på adelsn marken.



Figur 4. Medelvärdet ($\pm 95\text{KI}$) av kvarvarande areal av individuella ekområden från 1700-talet på adelsn marken (N=34 ekområden) och bondemarken (N=22 ekområden).

De ekologiska konsekvenserna av minskningen av ekmiljöer kan bli att enskilda populationer av arter dör ut. Vissa arter kan försvinna helt från regionen, vid ytterligare habitatförluster. Ett

exempel på en art som redan försvunnit från eklandskapet och Sverige är mellanspetten som dog ut 1982. Den viktigaste orsaken till dess utdöende var troligen minskande livsmiljöer, som i sin tur ledde till att populationen minskade. Den nu lilla populationen drabbades av inavel och i kombination med ett antal kalla vintrar som decimerade stammen ytterligare dog arten till slut ut. Minskningen av livsmiljön med 74% från 1700-talet som våra studier visar var troligen så kraftig att mellanspetten inte klarade att överleva.

Det område i Sverige där mellanspetten hängde kvar längst var eklandskapet söder om Linköping. Det visar på områdets stora kvalitéer men också på att arter riskerar att försvinna när ekmiljöer försvinner. Ekmiljöerna hyser dock fortfarande stora biologiska värden trots att mellanspetten dött ut. I ekmiljöerna har 291 rödlistade arter hittats, en mycket hög siffra. Ska dessa arter överleva också i framtiden krävs stora arealer av ek.

Samtidigt som ekmiljöerna har förlorat mycket av sin historiska yta ska man komma ihåg att det är mycket få naturmiljöer i Sverige som har kvar så mycket av den ursprungliga livsmiljön som ekmiljöerna i Östergötland. Av naturskogar återstår t ex bara enstaka procent. Slutsatsen av de historiska analyserna blir att Östergötland har ett unikt landskap kvar men att det riskerar att gå förlorat om inget görs.

2. Kritiska tröskelvärden för arters överlevnad och andra ekologiska basdata

Kritiska tröskelvärden för mängden passande miljö som måste finnas för långsiktig överlevnad hos en art har visats både i teoretiska modeller och empiriskt för ett antal arter. Ett kritiskt tröskelvärde definieras som den minsta mängd livsmiljö som måste finnas för att en art långsiktigt ska kunna överleva i ett landskap. I en genomgång av 35 arter av fåglar och däggdjur (Andrén 1994) låg de kritiska tröskelvärdena mellan 10 och 30 % kvarvarande livsmiljö för arterna. För många känsliga arter är dock dessa tröskelvärden troligen en underskattning (Mönkkönen & Reunanen 1999). En genomgång av 28 vetenskapliga artiklar som behandlade kritiska tröskelvärden för fåglar, däggdjur, insekter och hypotetiska arter visade på siffror som varierade mellan 5 och 80% (Fig 5). I figuren saknas värden för två groddjur som hade värden på 34 respektive 55 % (Homan, Reed & Windmiller 2004). En ofta använd schablonsiffra är 20 % av ursprungsmiljön (Andrén 1994). Av de 28 tröskelvärdena som vi identifierat i litteraturen ligger dock 46 % högre än 20 % vilket betyder att många arter kan få svårt att överleva även om det tröskelvärdet inte passeras.

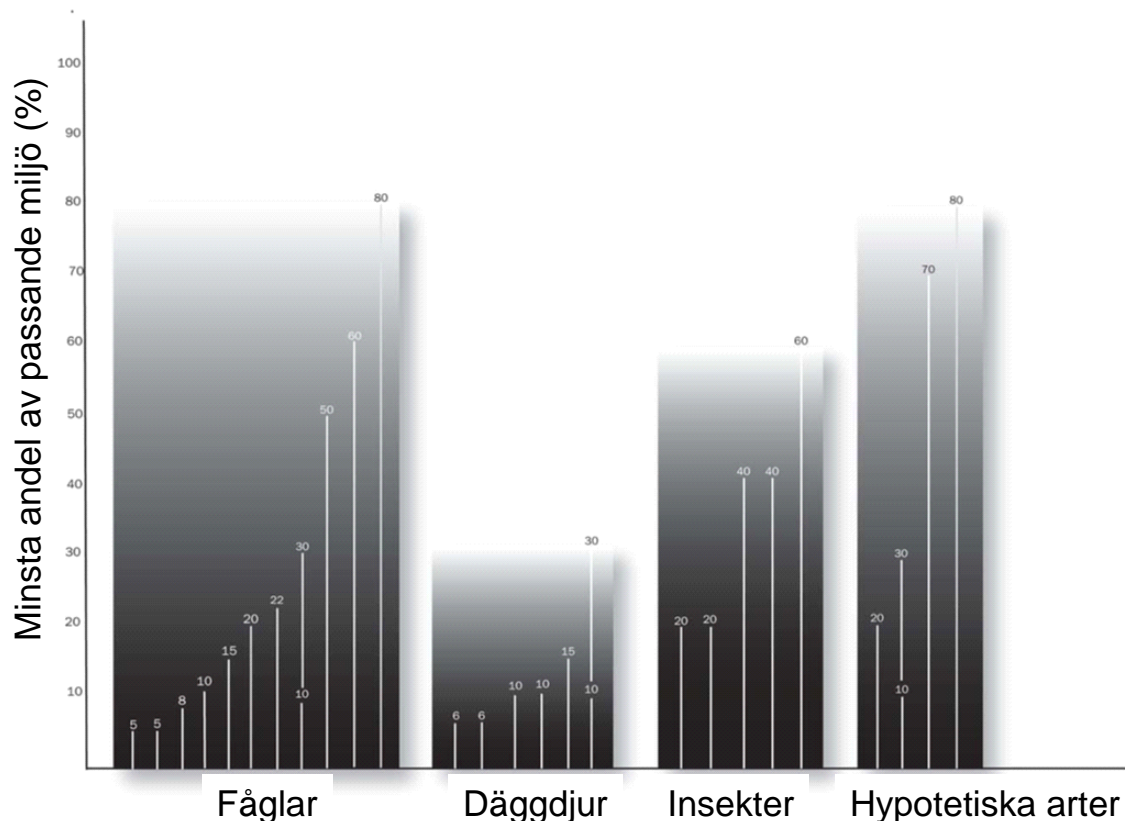
Att applicera tröskelvärden från andra miljöer och tillämpa på ekmiljöer kan också vara svårt. Många av tröskelvärdena syftar till hur mycket av passande livsmiljö som finns kvar i landskapet efter att ett kontinuerligt landskap fragmenterats i mindre delar som en följd av habitatförluster. För Östergötlands ekmiljöer gäller det en miljö som från början är fragmenterad både genom jordbruk redan på 1700-talet men också genom naturliga orsaker som bördighet hos olika marker. Studerar man mängden som finns på landskapsnivå är siffran 8 % (Fig 1) men studerar man mängden ekmiljöer som en gång fanns är siffran 26 % kvarvarande ekmiljöer av det som fanns på 1700-talet (Fig 2). Analyser av mellanspetten som har dött ut från eklandskapet kan ge en del av svaret av vilket tröskelvärde man ska använda. För att med 100 % sannolikhet häcka regelbundet krävdes det områden där det inom en cirkel på 500 ha fanns 125-130 ha ekmiljöer, dvs ca 25 % av *landskapet* bestod av ekmiljöer (Petterson 1985). För 50 % regelbundenhet i häckning krävdes 70-75 ha (14% av landskapet).

Idag finns 8 % ekmiljöer på landskapsnivå, vilket är för lite för att mellanspetten ska kunna häcka regelbundet. Vissa delområden i värdestrakterna har dock kvar tillräcklig mängd med ek (>25 %)

men sett över hela värdetrakterna är det för lite i stora delar. Artbevarande är dock mer komplicerat än att bara avsätta en viss procentsats. Kornigheten och konnektiviteten i landskapet har också stor betydelse (Angelstam & Mikusinski 2003), dvs hur stora områdena är och hur de är fördelade i landskapet. Ett tröskelvärde som baseras helt på en viss procentsats kan underskatta arealen som behövs. Den kvarvarande arealen behöver också vara funktionell för arten, dvs fungera med avseende på kvalitet, storlek och avstånd till andra områden. Många arter kräver att varje delyta av passande miljö är större än en viss area. Till exempel var enskilda revir för mellanspetten 25 ha stora med minst 10 ha ekmiljöer inom dem (Pettersson 1984).

Olika arter utnyttjar också landskapet på olika sätt. En hålträdslevande skalbagge som läderbaggen kan leva hela sitt liv i en enda hålek medan en mellanspett behöver 10 ha ekmiljöer för att kunna överleva vintern. För att långsiktigt kunna finnas krävs dock större ytor också för läderbaggen där det hela tiden tillkommer nya hålträd som den kan sprida sig till när de gamla dör bort.

Slutsatsen av studierna av tröskelvärden för eklandskapet är att schablonsiffran på 20 % kvar av den ursprungliga miljön är en absolut miniminivå att använda. Troligen ligger siffrorna högre för vissa arter. För att få praktisk användning bör kravet vara att de 20 % som finns kvar ska vara funktionella för arterna.



Figur 5. Kritiska tröskelvärden för mängden passande livsmiljö som måste finnas för att en art ska kunna överleva. Figur från Kennedy, Wilkinson & Balch 2003.

För mellanspetten ligger tröskelvärde på 25 % ekmiljöer på landskapsnivå och idag har vi endast kvar 8 %. Om man ändå väljer att använda tröskelvärde på 20 % av ursprungsarean så har vi 26 % kvar idag. Den siffran ligger alltså över tröskelvärde på 20 % för många arter men samtidigt mycket nära brytpunkten så ytterligare förluster kan vara förödande. Skulle igenväxningen av ekområden fortsätta och ekmiljöerna minska till 8 % som framtidsscenario visar kan vi räkna med att många arter försvinner.

Att enbart använda sig av historisk utbredning av en miljö för att identifiera tröskelvärden för en art kan dock vara riskfyllt, speciellt om redan den historiska utbredningen låg i närheten av vad arten behövde för att överleva. I sådana fall måste analyserna kompletteras med andra data. Våra analyser kompletteras därför med studier av matematiska modeller för överlevnaden hos arterna.

3. Modellering av överlevnad för hålträdslevande skalbaggar och mellanspett

Metodik

- Grunden för modelleringarna har varit två olika arter med olika krav på landskapet: läderbagge och mellanspett. Läderbaggen fungerar som generell modellorganism för hålträdsberoende skalbaggar. Mellanspetten är vår modellorganism som utnyttjar samma miljöer fast på en betydligt större skala och får representera fåglar eller andra arter med annan typ av arealkrav. Beräkningarna av överlevnaden för hålträdslevande skalbaggar och mellanspett har gjorts på två olika sätt: (i) en rumslig modellering baserat på GIS-data, (ii) metapopulations-modelleringar baserat på utdöenderisker och kolonisationssannolikheter. Båda beräkningssätten identifierar långsiktigt funktionella områden och landskap för arterna.

Rumslig modellering baserat på GIS-data

I den rumsliga modelleringen identifieras artens krav i olika steg (Manton et al 2005): (i) krav på rätt kvalitet på biotoper, (ii) krav på beståndsnivå, (iii) krav på landskapsnivå. Mellanspetten är beroende av ekmiljöer och alla ekområden som identifierats i inventeringarna av ekmiljöer i Östergötland betraktades som lämpliga biotoper. Mellanspetten var i Östergötland helt beroende av ekmiljöer så enbart ekmiljöer har använts för att beräkna dess överlevnadschanser. I Lettland utnyttjar arten även andra lövmiljöer såsom sumpskogar med rikligt med död ved. Sådana skogar saknas inom ekvärdestrakterna. Tyska studier från en mellanspettsregion visade att mellanspett fanns i alla ekbestånd större än 30-40 ha och i 50 % av alla större än 10 ha, 30 % av alla 5-10 ha patcher och 0 % av alla mindre än 5 ha. Pettersson (1985) identifierade tröskelvärden för mellanspetten på landskapsnivå i eklandskapet söder om Linköping. För att med 100% säkerhet häcka i ett område krävdes 125-130 ha inom en 500 ha stor cirkel. För 50% säkerhet krävdes minst 70-75 ha inom 500 ha. För att med 50-100% säkerhet häcka krävs alltså att 14-25% av landskapet utgörs av ekmiljöer. Liknande siffror har uppmätts för stjärtmes (20 % lämplig miljö av 100 ha), mindre hackspett (20 % av 200 ha) och vittryggig hackspett (15 % av 1500 ha) (Manton, Angelstam & Mikusinski 2005).

Baserat på ovanstående data analyserades funktionella områden för mellanspetten i tre steg.

1. Alla ekområden på >5 ha inklusive alla ytor som sammanlagt blir > 5ha inom en 10 ha stor cirkel identifierades. Vi kan anta att dessa fungerar som områden för mellanspetten.
2. Alla ytor som inte uppfyller kraven i 1 sorterades bort.
3. Alla landskapsavsnitt som innehåller 50, 70, och 125 ha av ekområdena från 1 i en cirkel med 500 ha storlek identifierades = funktionella ytor av olika grad för mellanspett (ca 25, 50 och 100 % funktionalitet).

En liknande analys gjordes för hålträdslevande skalbaggar. Där identifierades alla system av ekområden där den sammanlagda ytan var >30, 40, 50 och 60 ha inom en cirkel på 240 ha och alla system av ekområden där den sammanlagda ytan var >30, 40, 50 och 60 ha och där ingen yta låg mer än 200 m från varandra. Dessa data baseras på spridningsförmågan hos arterna och beräkningar av vilka totalarea som krävs för långsiktig överlevnad (Bergman 2003).

Metapopulationsmodelleringar

Ekmiljöer ligger ofta som mindre områden i landskapet, mer eller mindre omgivna av åkrar och barrskogar. Varje litet ekområde hyser lokala populationer av arter. I sådana fragmenterade miljöer existerar de djur och växter som är beroende av resurser på områdena i så kallade "metapopulationer". En metapopulation är en "population av populationer", ett system av områden med lokala populationer som har ett visst utbyte av individer mellan sig. I en metapopulation löper varje delpopulation en viss risk att dö ut. Störst risk löper små populationer (oftast populationer i små och/eller resursfattiga områden); dock kan extrema år (vädermässigt, rovdjurstryck eller liknande) även hota stora populationer.

Dessa utdöenden kompenseras till viss del av kolonisation från närliggande områden då individer lyckas flytta sig mellan områden. Sannolikheten för en lyckad kolonisation beror dels på artspecifika spridningsegenskaper, dels den rumsliga fördelningen av lämpliga miljöer i landskapet. Om ekmiljöerna ligger för glest försvåras spridning och antalet lyckade återkolonisationer minskar. En metapopulation befinner sig i jämvikt då antalet utdöenden och återkolonisationer är lika: men om antalet områden i systemet blir för få och totalarean för liten så riskerar hela systemet att krascha. Arten dör då ut från samtliga delområden. Speciellt känsliga är regioner där antalet områden är nära tröskelvärdet för utdöenden för en art. En förlust av några få områden kan i sådana regioner leda till ett totalt utdöende på sikt.

Slutsatsen av ovanstående är att det är svårt att förutsäga om en art kommer att överleva på lång sikt i ett fragmenterat landskap bara genom att titta på hur områdena ser ut. Ett tillgängligt hjälpmedel är att matematiskt modellera en arts spridningsförmåga, utdöenderisk och förmåga att kolonisera nya områden för att på så sätt undersöka möjlig påverkan av landskapet på artens långsiktiga överlevnad. En ofta använd modell i dessa sammanhang är en metapopulationsmodell (the incidence function model, IFM) utvecklad av en finsk forskare, Ilkka Hanski. Den bygger på modellering av lokala utdöenden och kolonisationer av populationer i ett system av områden. Sannolikheten för utdöenden och kolonisationer är relaterade till områdenas yta, kvalitet och avstånd till andra ytor. Modellen har framgångsrikt använts för insekter, groddjur, däggdjur och fåglar och har utvärderats av många forskare och befunnits vara ett bra verktyg i bevarandearbete. Den har också fått kritik framförallt baserat på att den använts i stort sett bara på arter på randen av sitt utbredningsområde, att den inte går att använda på arter som finns i system med bara några få populationer och att många arter inte existerar i system med balans mellan utdöenden och kolonisationer (Baguette 2004). Kritiken har bemötts och modellen har visats fungera bäst i kraftigt fragmenterade miljöer som är åtskilda av miljöer som inte passar för arten (Hanski 2004). Hålträdslevande arter i Östergötlands ekmiljöer existerar i en kraftigt fragmenterad miljö och deras livsrum, hålträd, försvinner ibland. De existerar i ett system med ständiga utdöenden och kolonisationer. Modellen beskriver därför troligen verkligheten tillräckligt bra för att vara ett användbart redskap i naturvårdsarbetet i Östergötlands ekmiljöer.

Data som har använts för modelleringen

Grunden för modelleringarna har varit två arter med olika krav på landskapet: läderbagge och mellanspett.

Läderbaggen är en relativt stor skalbagge som är beroende av ihåliga ekar. Den är en krävande art som är fridlyst och listad som prioriterad art i EU:s habitatdirektivs bilaga 2 (direktiv 92/43/EEG). Orsaken till att läderbaggen blivit en prioriterad art är att den är knuten till gammal lövskog med stort inslag av innanmurkna lövträd, en miljö som hyser ett stort antal andra hotade organismer. Den har också visat sig vara en utmärkt indikatorart för artrika ekområden. Finns läderbaggen i ett område finns samtidigt en rad andra hotade arter på plats. Sverige beräknas hysa 30-50 % av Europas läderbaggspopulation och Östergötland har troligtvis Europas största population av läderbagge. Larverna lever i de ihåliga ekarnas mulm i tre år innan de kläcks. Läderbaggen har dessutom relativt dålig spridningsförmåga, något som gör den extra sårbar för fragmentering av ekmiljöer. Spridningsförmågan har studerats med märkning och återfångst under fem års tid (Ranius 2001). Av 839 läderbaggar som märktes under 5 år flyttade ingen till ett hålträd som inte fanns inom samma område. Som längst flyttade en individ 190 meter. Av 901 återfångster var 892 av dem inom samma träd. Av 74 läderbaggar som försetts med antenner för pejling så flyttade åtta individer från sitt moderträd. Av dessa så flyttade fem till det närmaste hålträdet, en till det näst närmaste, en till det tredje närmaste och en till det sjunde närmaste trädet och ingen längre än 190 meter (Hedin 2003). Det finns troligen andra hålträdslevande organismer som har ännu sämre spridningsförmåga.

Mellanspetten är en hackspett som är beroende av ekhagmarker och ekskogar. Den kräver relativt stora områden med ekar för att kunna överleva. Enskilda revir i Östergötland var ca 25 ha stora med minst 10 ha ekmiljöer. Som tidigare nämnts krävde arten 125-130 ha ekmiljöer inom en cirkel på 500 ha för att med 100 % sannolikhet häcka regelbundet (Pettersson 1985). Polska och tyska studier visar att områden under 5 ha inte alls utnyttjas av arten (Müller 1982, Kosinski 2006). Sammanhängande områden på mer än 30 ha krävdes för att arten skulle förekomma med 100 % sannolikhet i Tyskland och Polen. Spridningsförmåga verkar också vara dålig för att vara en fågel, 14 km är den längsta dokumenterade spridningen för en ungfågel. Arten fanns bara i 10 % av passande områden som låg mer än 9 km från närmsta område med mer än två par mellanspett.

Detaljer kring modelleringen av läderbagge

För att kunna modellera en metapopulation behöver man bestämma fyra olika parametervärden som styr kolonisations- och utdöendesannolikhet samt spridningsförmåga. Dessa värden bestäms i idealfallet av en metapopulation som är i jämvikt och där man känner samtliga besatta och tomma men passande lokaler för arten. Det gör vi inte här. Istället har vi använt tre olika parametervärdesuppsättningar för metapopulationsmodellen: (i) värden hämtade ur Ranius & Kindvall (2006) där de har formulerat parametrar för en generell organism (insekt, lav) som lever i hålträd/dödved; (ii) värden anpassade till dagens förekomst av läderbagge; (iii) utifrån data om läderbaggen använde vi antal hålträd i en lokal och beräknade sedan sannolikheten att läderbagge finns i ett specifikt område. Vi kompletterade också (iii) med kända förekomster av läderbagge och beräknade parametervärden utifrån kombinationen kända förekomster och beräknade förekomster. Den sistnämnda parametervärdesuppsättningen befanns vara den mest rimliga och processen för att ta fram dem beskrivs mer nedan.

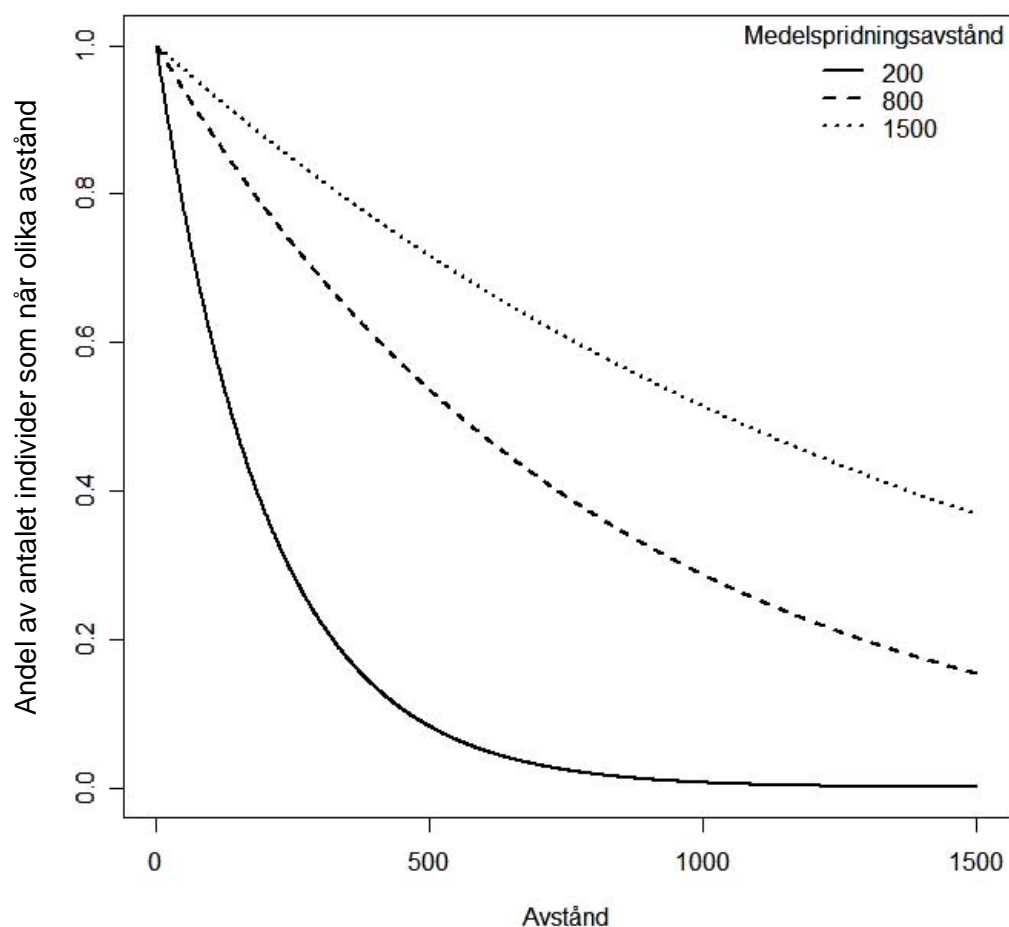
Vi använde data där arean av, och avstånd mellan, delområden med ekmiljöer användes för att uppskatta sannolikheten att läderbaggen skulle kunna finnas där. Enligt Ranius (2004) är sannolikheten för långsiktig överlevnad av läderbagge i ett bestånd med mer än 20 lämpliga ekar (ekar i hålstadie 5 och 6) nära 100 %. Därför antog vi en linjär ökning från 0 % då inga eller få ekar finns, till 100 % sannolikhet i områden där fler än 20 ekar växer. För att uppskatta antal ekar vid optimal skötsel av ekmiljöer (liknande situationen under 16-1800-talet) antog vi att det ryms 1.4 lämpliga ekar per hektar ekmiljö enligt tidigare uppskattningar av Bergman (2003). Dessutom utökades varje delområde med den arean på ekmiljöer som faller inom 200 m från kanten av

delområdet som vi antog också kunde utnyttjas av de flesta arter. Slutligen modellerades antal träd i ett delområde genom att dra ett slumpstal ur en Poissonfördelning med medelvärde lika med beräknat antal träd. Denna typ av fördelning är lämplig att använda för verkliga system liknande det vi har här. Detta gjorde att små lokaler kunde bli helt utan lämpliga träd, medan lokaler med fler träd alltid innehöll lämpliga ekmiljöer. Med dessa data – antal träd per delområde och sannolikhet att långsiktigt hålla en population – beräknades varje delområdes sannolikhet att hysa läderbagge. Flera sådana "kartor" med hypotetiska läderbaggelokaler genererades och lokaler med kända förekomster lades till. För var och en av dessa anpassade vi metapopulationsparametrar. Genom denna process, och genom att använda medianvärdet av de anpassade parametrarna, försäkrade vi oss om att parameteruppskattningarna inte hade påverkats av extremt osannolika uppskattningar av läderbaggeförekomster vid optimal skötsel av alla idag existerande ekmiljöer. Parametervärden togs bara fram för värdetrakt 1 och dessa värden användes sedan i samtliga körningar.

För att undersöka hur ekområdena fungerar idag och hur de kan tänkas fungera i framtiden har vi konstruerat fyra olika scenarior: (I) kvalitén på ytorna är konstant som den är idag även i framtiden, (II) alla oskötta ytor tynar bort, alla andra ytor är konstanta som idag, (III) alla oskötta ytor tynar bort, alla andra ytor sköts optimalt, (IV) alla ytor sköts optimalt och antal hålekar kan öka till en viss nivå (1,4 hålekar/ha i stadie 5 och 6).

Scenario (I) visar var förutsättningarna är bäst idag med avseende på mängd hålekar, area och avstånd mellan ytor. Scenario (II) visar vad som händer om de idag ohävdade ytorna tynar bort och vi inte kan öka kvalitén på de kvarvarande ytorna. Scenario III beskriver hur arterna klarar sig om vi kan sköta de områden som hävdas idag optimalt och kan jämföras med scenario II. Scenario IV beskriver hur arterna klarar sig i ett landskap där alla ytor sköts optimalt, att jämföras med III.

Vi har sedan använt tre olika spridningsförmågor (200, 800 och 1500 meter) som får representera hålträdslevande skalbaggar med olika rörlighet.



Figur 6. Kurvor över fördelningen av spridningsavstånd som har använts för organismer med olika spridningsförmåga.

Utgångsläget för våra modelleringar har varit att låta arten finnas i alla områden från början. Varje modellering har sedan körts tills en jämvikt mellan utdöenden och kolonisationer ställt in sig. När jämvikten ställt in sig får man ett mönster som visar var organismerna kan överleva i landskapet och var de kommer att dö ut. Utfallet varierar dock något beroende på slumpmässiga faktorer som finns inbyggt i modellen. Totalt har vi därför gjort 100 olika simuleringar för varje scenario. Vi har sedan beräknat sannolikheten för varje område att hysa arten som vi modellerar på baserat på de 100 simuleringarna. Ett ekområde där arten överlever samtliga 100 simuleringar beräknas att ha 100 % sannolikhet, ett ekområde där den överlever i 10 simuleringar 10 % osv.

Vi har också använt en modell för att beräkna varje ekområdes betydelse för den långsiktiga överlevnaden för metapopulationen (Moilainen, Smith & Hanski 1998). Med hjälp av modellen kan vi identifiera nyckelområden för metapopulationen. Strategiskt liggande, stora ytor hamnar högt upp medan små områden som ligger i utkanten hamnar långt ner i prioritering även om de kan ha samma sannolikhet att vara ockuperade.

Detaljer kring metapopulationsmodellen av mellanspetten

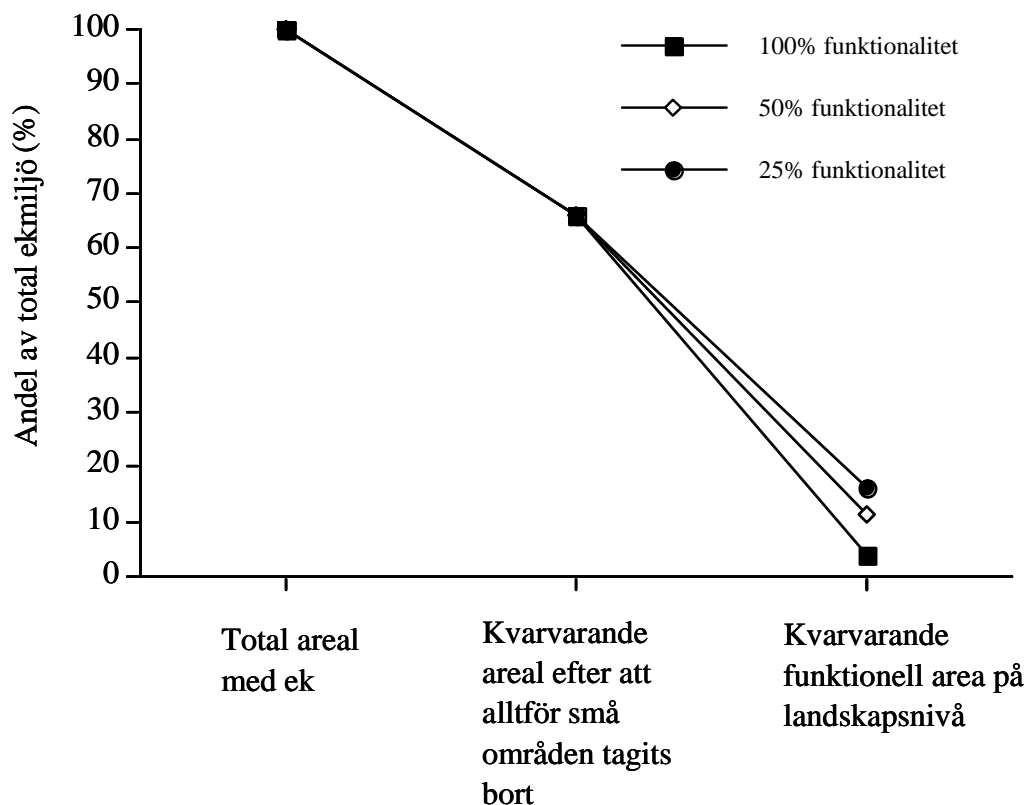
Proceduren för att simulera mellanspettens utnyttjande av eklandskapet följer samma mönster som för läderbaggen (se ovan). Delområden mindre än 5 hektar antogs inte kunna hålla revir, men behölls då de kunde berika andra revirs kvalitet. Vi använde medianerna för parameteruppskattningar som baserats på (i) potentiella revirs area och data för sannolikhet för häckning (data från en tysk studie, Müller 1982). Spridningsförmåga hos fåglar är svårt att uppskatta. Dels är de ofta trogna hemrevir men kan samtidigt snabbt förflytta sig långa sträckor. Vi uppskattade medelspridningsförmågan vara 3 km.

Simuleringarna av mellanspetten baserades på två scenarier: med och utan kalla nätter. Pettersson (1984) dokumenterade stor effekt av kalla nätter (under -20°C) på överlevnaden hos mellanspetten. Vi antog, för enkelhetens skull, att antalet kalla nätter under ett år är Poissonfördelat med i medel 5 kalla nätter, och att överlevnaden minskar linjärt från 100 % vid inga kalla nätter, till 0 % överlevnad vid 20 kalla nätter.

Resultat

Rumslig modellering baserat på GIS-data

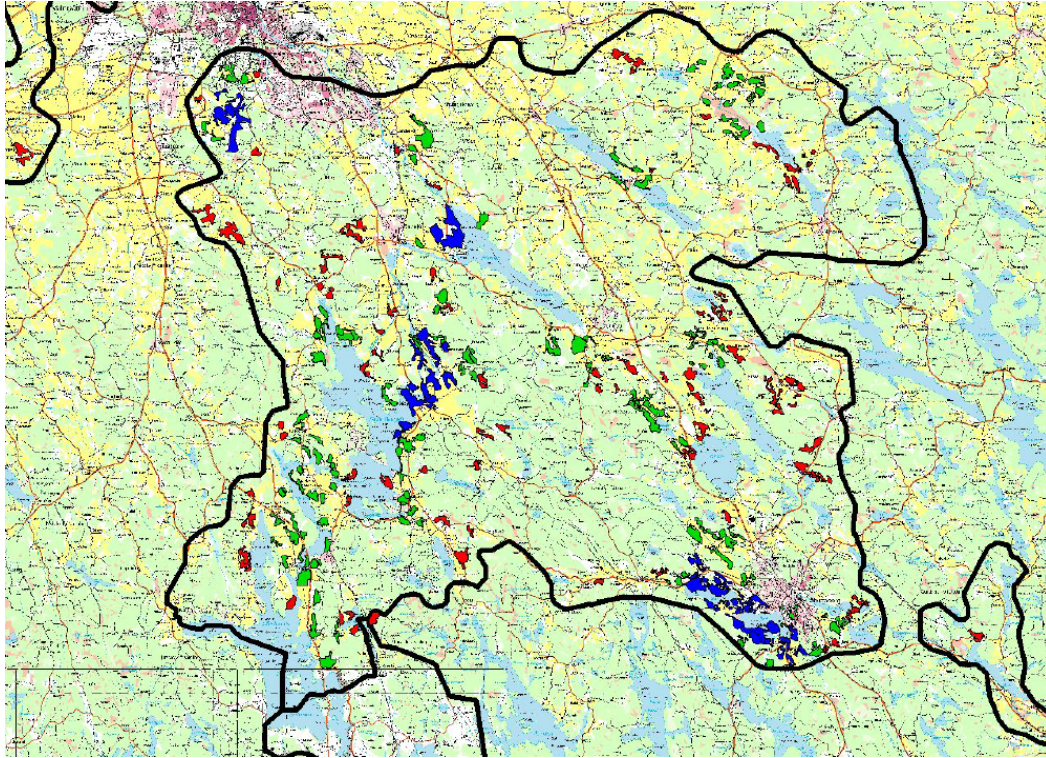
Resultaten av de rumsliga modelleringarna för mellanspetten visar att huvuddelen av alla ekområden i Östergötland antingen är för små eller ligger för glest utspridda från varandra. Bara 4 % (720 ha) av ekområdena uppfyller kraven för 100 % funktionalitet (100 % sannolikhet för häckning) (Figur 7). Andelen ekområden som uppfyller kraven för 25-50% sannolikhet för häckning ökar till 11 respektive 16 %. Från dessa data kan man göra en grov uppskattning av antal par som kan häcka i Östergötland. Med en revirstorlek på 25 ha bestående av minst 10 ha ekmiljöer kan ca 30-70 par beräknas häcka i Östergötland. Generella uppskattningar av antal individer som krävs för långsiktig överlevnad pekar mot 500 individer av en art. Det tyder på att landskapet som det ser ut idag inte är hållbart för en art med mellanspettens krav. De funktionella ytorna skulle behöva öka med ca 5 gånger för att nå 250 par. För 250 par behövs ca 2500 - 6250 ha ekmiljöer. Det finns idag ca 17 880 ha ekmiljöer i Östergötland. Arealerna som finns idag räcker alltså mer än väl men de är för små och ligger för glest för att fungera.



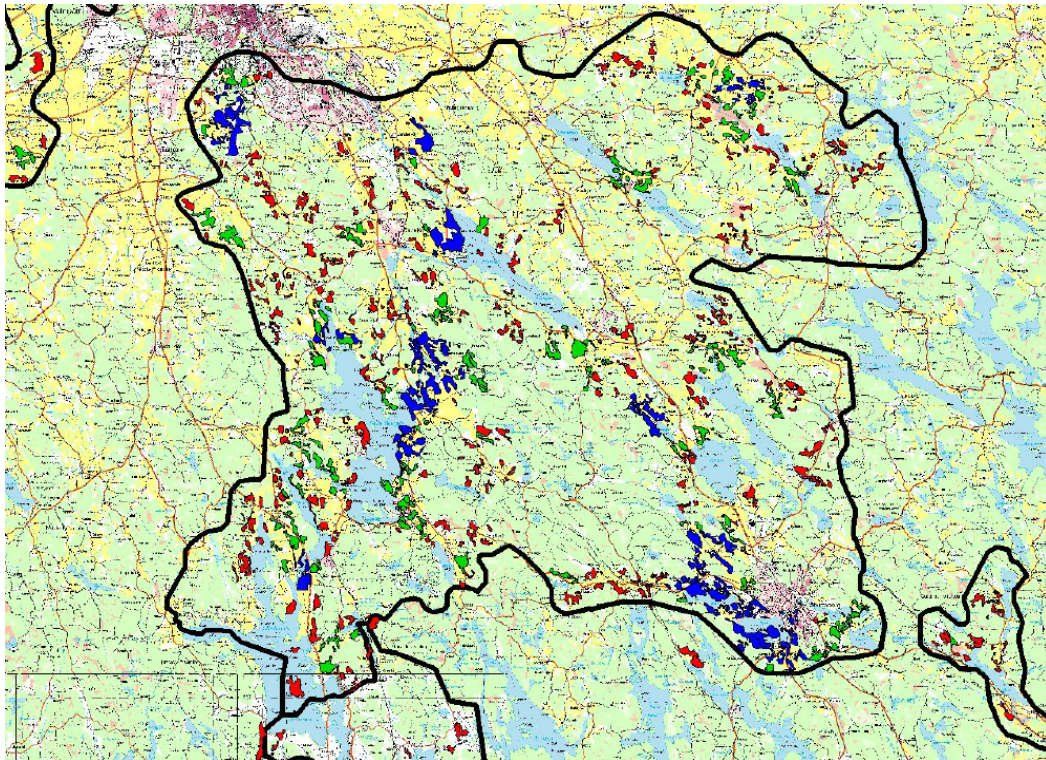
Figur 7. Andelen funktionella ytor av ekmiljöer för mellanspetten i Östergötland efter att alltför små områden (< 5 ha) och alltför fragmenterade landskapsavsnitt sorterats bort.

Intressant är den geografiska fördelningen av de funktionella ytorna. Analyserna pekar endast ut fem system som har 100 % säkerhet för häckning. Av dessa ligger fyra i värdetrakten Eklandskapet Linköping-Åtvidaberg (Figur 8) och en i värdetrakten S:t Anna och Gryts skärgårdar. Analysen av de lägre nivåerna (25-50 % sannolikhet för häckning) pekar dock ut betydligt större områden, framförallt i värdetrakten Eklandskapet Linköping-Åtvidaberg. Det visar att det finns en god potential för att återskapa ett sammanhängande landskap där. Samtidigt finns stora brister i de flesta andra värdetrakter.

Analyserna av funktionella landskap för skalbaggar visar liknande mönster som för mellanspetten (Figur 9). Värdetrakten Eklandskapet Linköping-Åtvidaberg pekas även här ut där stora delar fungerar för skalbaggar. Men även en del andra regioner pekas ut såsom S:t Anna och Gryts skärgårdar och Östgötasslätten Boxholm- V Harg.



Figur 8. Karta funktionell area för mellanspett i värde trakt 1 (Linköping-Åtvidaberg). Röd färg visar var det finns sammanlagt 50 ha funktionell mellanspettsmiljö inom en cirkel med 500 ha area, grön visar på motsvarande sätt var det finns 70 ha funktionell mellanspettsmiljö och blå visar var det finns 125 ha funktionell mellanspettsmiljö i en cirkel av 500 ha.



Figur 9. Kartor över funktionella ytor för skalbaggar i värde trakt 1 (Linköping-Åtvidaberg). Röd färg visar >20 ha ekmiljö inom en cirkel på 240 ha, grön > 40 ha och blå > 60 ha inom en cirkel på 240 ha.

Metapopulationsmodelleringar

Resultaten av metapopulationsmodelleringarna för hålträdslevande skalbaggar och mellanspetten visar på stora skillnader mellan olika värdetrakter och på stora effekter av olika skötselscenarior. (Se bilaga).

Analyserna visar att de hålträdsberoende skalbaggar kommer att få svårt att överleva om nuvarande skötsel kommer att fortsätta också i framtiden. Alltför stora arealer kommer att förlora sina kvalitéer på grund av igenväxning. Resultaten visar också att arter med dålig spridningsförmåga är de som har det svårast att överleva i landskapet. Exempel från värdetrakten Eklandskapet Linköping-Åtvidaberg används för att illustrera de olika scenariorna och arter med olika spridningsförmåga och utvecklingen är likartad eller sämre i övriga värdetrakter. De generella resultaten är att ytor som är stora och/eller ligger nära andra områden hyser störst chanser att behålla sina arter (Fig 10).

Scenario I som visar på möjligheten att överleva för arterna baserat på nuvarande mängd hålträd och ekarealer pekar ut flera nyckelområden i värdetrakten. Dit hör t ex Bjärka-Säby, Sturefors naturreservat, Tinnerö eklandskap, Brokinds skolhage och Adelsnäs. Samtidigt finns det många områden som saknar hålträd idag, speciellt i den nordöstra delen av värdetrakten men även kring nyckelområdena. Av speciell vikt för att kunna bevara ett artrikt landskap är att nyckelområdena har kontakt med områden som idag saknar hålträd. När dessa områden med tiden får hålträd igen måste arterna kunna återkolonisera dem från nyckelområdena. Om detta ska fungera får ekområden inte ligga alltför glest i landskapet.

Jämförelser med Scenario I och II, dvs. överlevnad i ett landskap med nuvarande kvalité och överlevnad i ett landskap där bara den areal som sköts idag behåller sina kvalitéer, är mycket stor. I det senare landskapet har en art med dålig spridningsförmåga (200 m) liten chans att överleva men även för arter med bättre spridningsförmåga kommer få områden att vara passande i framtiden. I den östra delen finns bara enstaka områden kvar som kan hysa arter med 200 m spridningsförmåga. Huvuddelen av områdena kommer att vara tomma i det scenariot. Bara 6 % av arealen och 0,6 % av antalet områden har en sannolikhet på >50% att hysa svårspridda arter om inte skötseln förbättras mot idag. Det går bara marginellt bättre för en art med 800 m spridningsförmåga medan arter med 1500 m spridningsförmåga kan utnyttja 14% av arealen, även det en låg siffra (Fig 11, 12).

Ett scenario där alla ytor som sköts idag sköts optimalt med hänsyn till antalet hålträd (Scenario III) ger ett bättre resultat. Då ökar den funktionella arealen (>50 % sannolikhet att hysa arten) till 13 % för en art med 200 m spridningsförmåga. En lättspredd art med 1500 m spridningsförmåga kan dock inte utnyttja mer än 37 % av landskapet under det scenariot.

Optimal skötsel av alla ytor (scenario IV) visar på den stora potentialen som finns i värdetrakten Eklandskapet Linköping-Åtvidaberg. I det scenariot kommer stora arealer och många områden att kunna hysa även krävande arter med dålig spridningsförmåga. För en art med 200 m spridningsförmåga kommer 29 % av arealen att vara funktionell och öka till nästan 100 % för en 1500 m art.

Figur 10 a-l) Kartor som visar sannolikheten för var en hålträdslevande skalbagge överlever i olika ytor i värdetrakt 1 baserat på modelleringar. Fyra olika scenarior och tre olika spridningsförmågor presenteras. För definitioner av scenarior se "Detaljer kring modelleringen av läderbagge". Vita ytor=sannolikhet 0-0.001 för överlevnad, rosa=0,001-0,33; röda=0,33-0.66; mörkröda=0,66-1,00.

Fel! Objekt kan inte skapas genom redigering av fältkoder.

10a

Fel! Objekt kan inte skapas genom redigering av fältkoder.

10b

Fel! Objekt kan inte skapas genom redigering av fältkoder.

10c

Fel! Objekt kan inte skapas genom redigering av fältkoder.

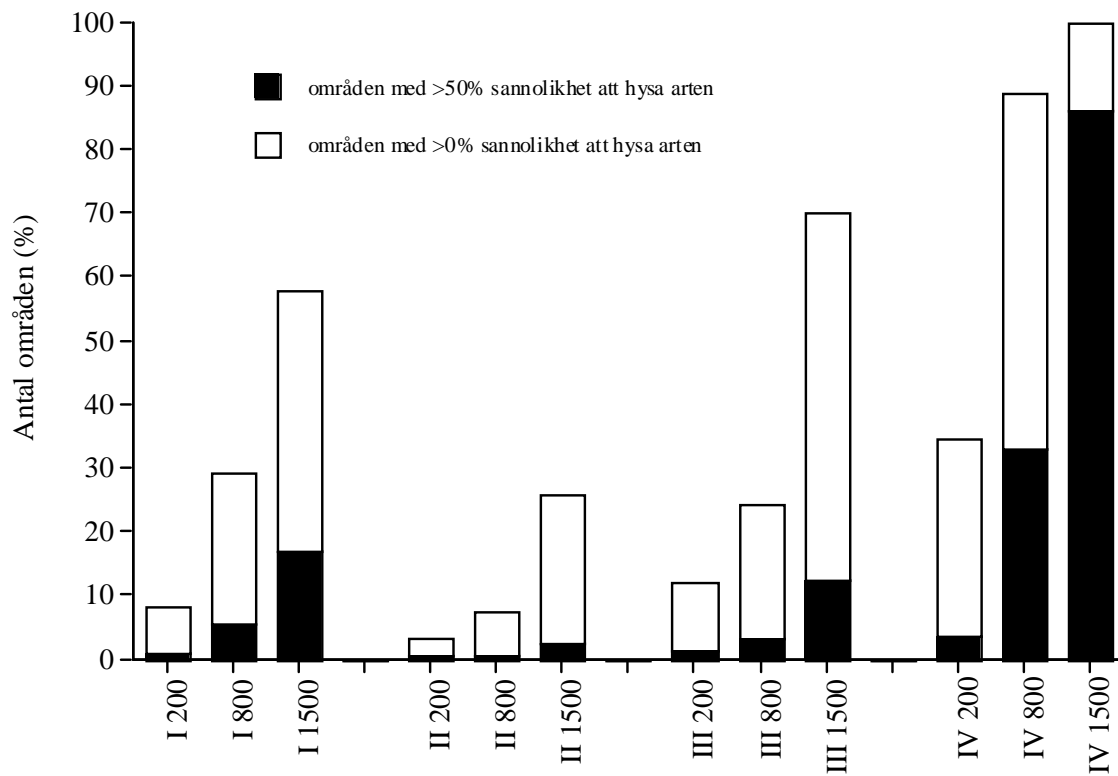
10d

Fel! Objekt kan inte skapas genom redigering av fältkoder.

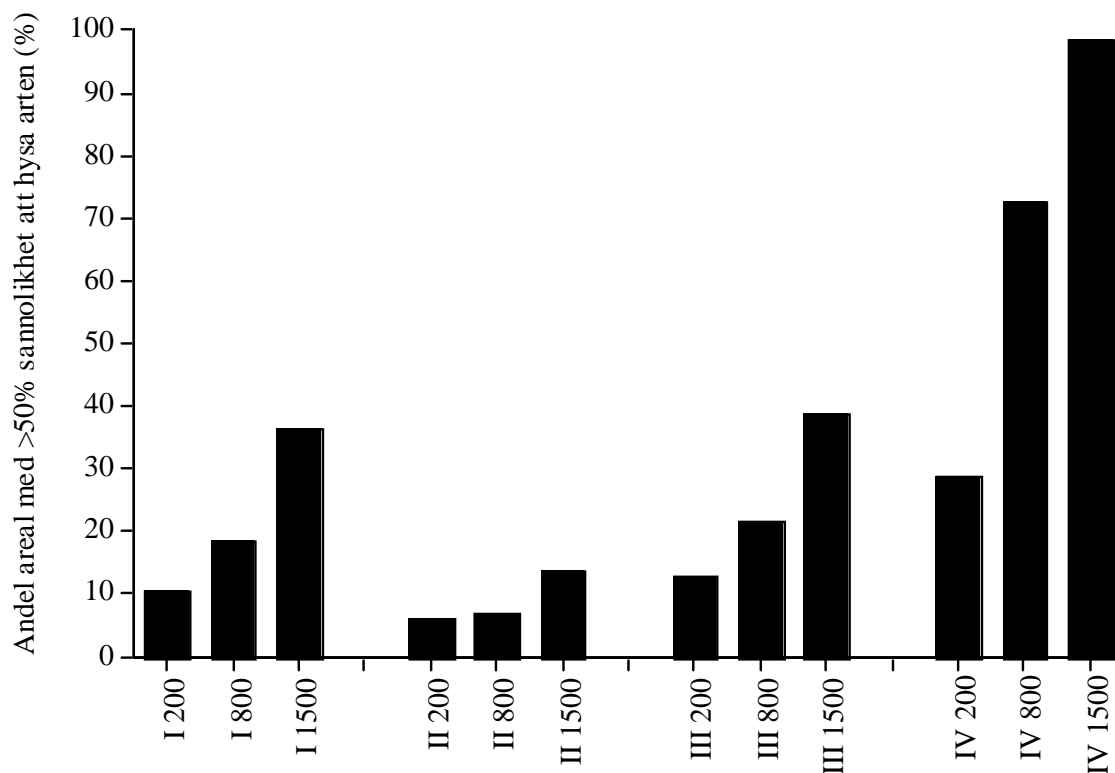
10e

Fel! Objekt kan inte skapas genom redigering av fältkoder.

10f



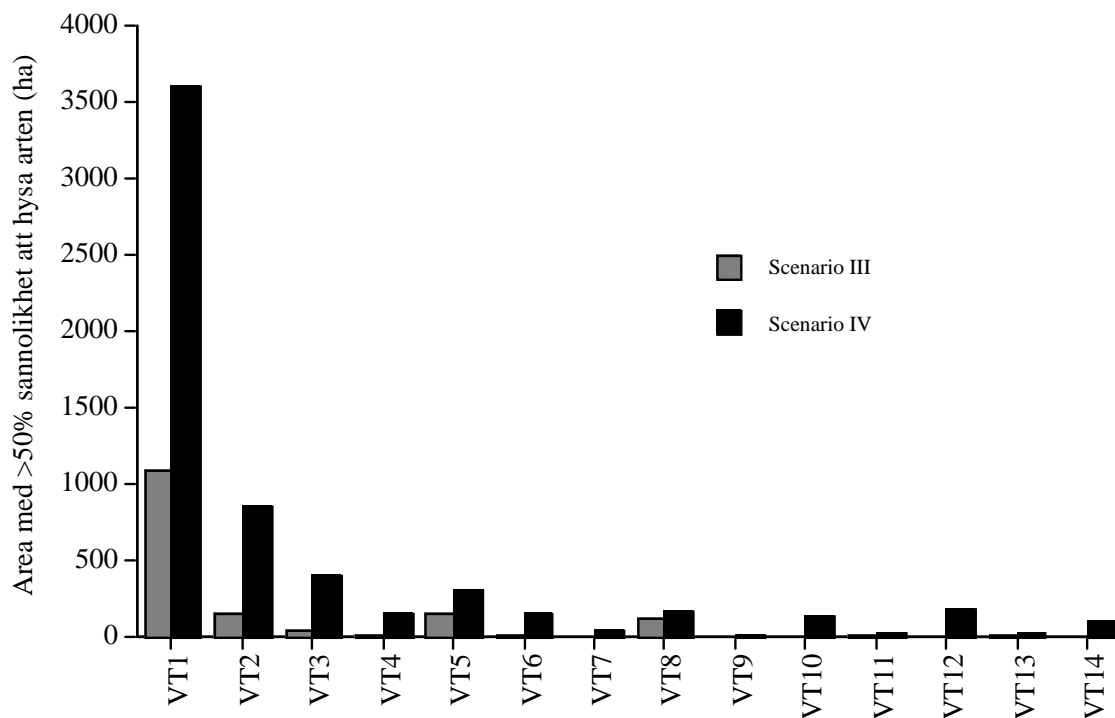
Figur 11. Andel områden i värdetrakten Ekländskapet Linköping-Åtvidaberg som har mer än 50% sannolikhet att hysa en hålträdslevande skalbagge samt andel områden som har en sannolikhet som överstiger noll. Fyra olika scenarier och tre olika spridningsförmågor presenteras.



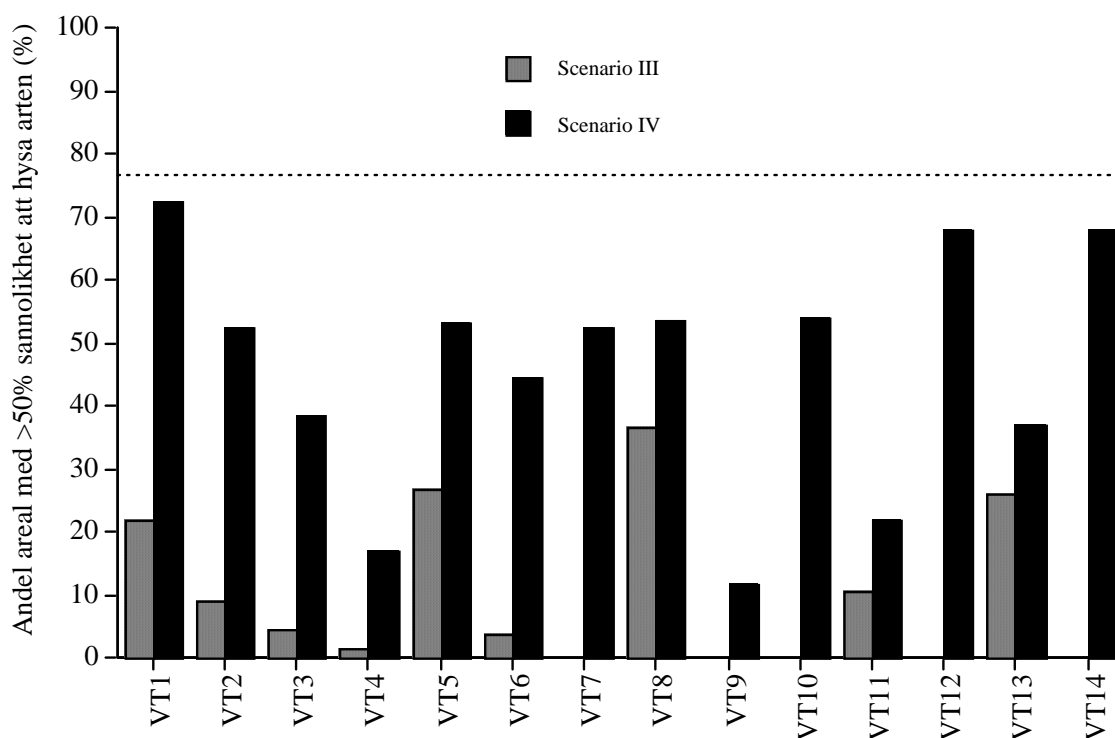
Figur 12. Andel av arean i värdetrakten Eklandskapet Linköping-Åtvidaberg som har mer än 50 % sannolikhet att hysa en hålträdslevande skalbagge. Fyra olika scenarier och tre olika spridningsförmågor presenteras.

En översikt över alla värdetrakter visar att värdetrakten Eklandskapet Linköping-Åtvidaberg har den överlägset största funktionella ytan för hålträdslevande skalbaggar (Fig 13). Under optimal skötsel finns det funktionella ytor i samtliga värdetrakter. Alarmerande är dock att scenariot där de ytor som inte sköts idag förlorar sina ekvärden visar på att flera värdetrakter helt kommer att sakna funktionella ytor i framtiden. Detta trots att kvarvarande ytor sköts optimalt.

Andelen av arean av de olika värdetrakterna som är funktionell är generellt låg i Scenario III (Fig 14). De fyra bästa värdetrakterna kommer i framtiden bara att ha 20-40 % funktionell area. Åtta värdetrakter kommer helt att sakna funktionella ytor. Med skötsel av de ytor som finns blir dock bilden betydligt ljusare. Ungefär hälften av värdetrakterna kommer då att ha 50 % eller mer funktionell area.

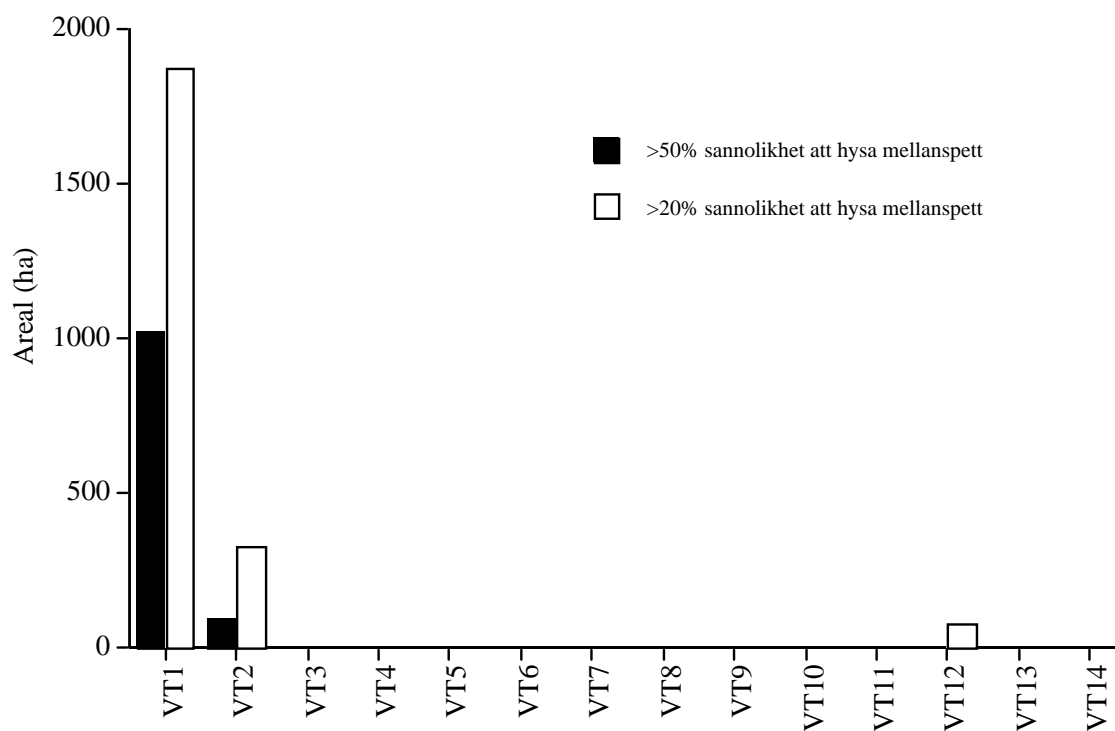


Figur 13. Total funktionell areal (>50% sannolikhet att hysa arten) för en hålträdslevande skalbagge med 800 m spridningsförmåga för de 14 olika värdetrakterna.



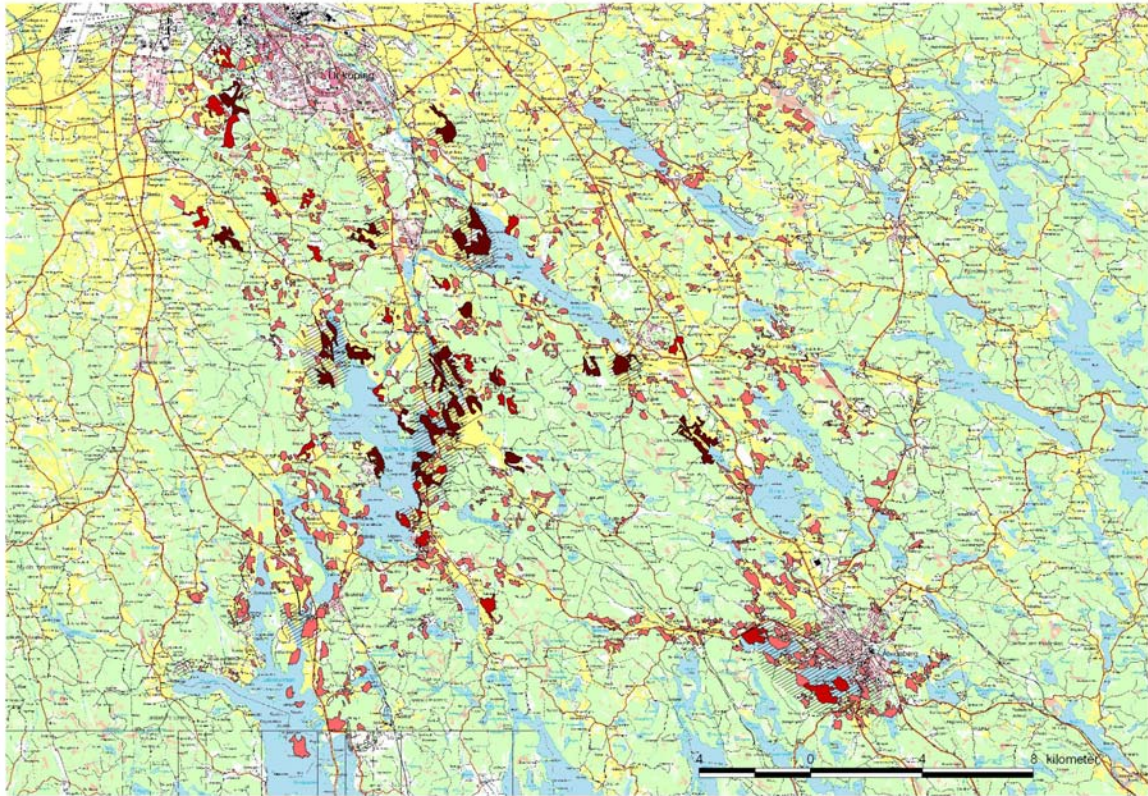
Figur 14. Andel funktionell areal (>50 % sannolikhet att hysa arten) för en hålträdslevande skalbagge med 800 m spridningsförmåga för de 14 olika värdetrakterna. Den streckade linjen representerar målet på 77 % funktionell area.

För mellanspetten har vi endast analyserat ett scenario där samtliga ekområden finns kvar också i framtiden. För en art med så höga krav som mellanspetten är det endast två värdetrakter som har funktionella arealer, värdetrakten Eklandskapet Linköping-Åtvidaberg samt S:t Annas och Gryts skärgårdar (Fig 15). Cirka 1020 ha respektive 93 ha beräknas vara funktionella för mellanspetten. Det är bara i värdetrakten Eklandskapet Linköping-Åtvidaberg som en art som mellanspetten har någon rimlig chans att överleva.



Figur 15. Funktionell area för mellanspett i de 14 olika värdetrakterna.

Mellanspett kall natt, modelleringskarta. Raster visar fd revir.



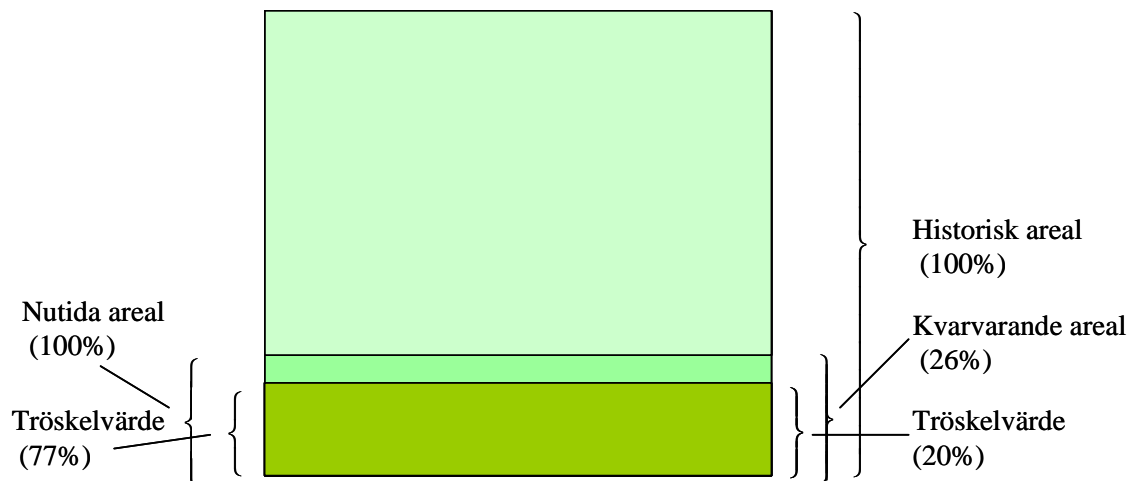
Figur 16. Kartor som visar sannolikheten för var mellanspetten överlever i olika ytor i värdestrakt 1 baserat på modelleringar med effekt av kalla nätter (se "Detaljer kring metapopulationsmodellen av mellanspetten"). Rasterade ytor visar före detta revir som mellanspetten fanns i innan den dog ut 1982. Vita ytor=sannolikhet 0-0.001 för överlevnad, rosa=0,001-0,33; röda=0,33-0.66; mörkröda=0,66-1,00.

Slutsatser

Sammanfattningsvis kan man säga att Östergötlands ekmiljöer har potential att hysa krävande hålträdslevande skalbaggar långsiktigt med de ekområden som finns idag. Det är få ytterligare platser i Sverige som har dessa förutsättningar. Dock är skötsel nyckeln till långsiktig överlevnad av de existerande ekområdena. Det scenariot som innebär att bara den areal som sköts idag behåller sina kvalitéer visar att mer än 90 % av dagens ekarealer kommer att fungera dåligt för arternas långsiktiga överlevnad.

Vilket mål kan då vara rimligt för hålträdslevande skalbaggar? Om vi återkopplar till historiska data vet vi att vi har kvar 26 % av den ursprungliga ekarealen. Använder vi sedan den nationella skogsstrategins siffror att 20 % av ursprungsmiljön bör bevaras av en naturtyp så kan vi tappa ytterligare sex procent. Totalt har vi då förlorat 80 % av våra ekmiljöer. Ett rimligt mål är då att de kvarvarande 20 % ska vara funktionella för arterna.

Med utgångsläge från de ekmiljöer som vi har kvar idag så utgör de sex procent som vi kan tappa av den historiska arealen 23% av den kvarvarande arealen idag. Då har vi ett mål för den kvarvarande arealen som ligger på 77 % funktionell area av det som vi har kvar efter de historiska förlusterna.



Figur 17. Siffrorna till höger illustrerar förändringen av historiska ekarealer från 1700-talet fram tills idag. Tröskelvärdet för bevarande av en naturtyp är 20% av ursprungsmiljön. Siffrorna till vänster visar dagens ekutbredning där det historiska tröskelvärdet 20% motsvarar 77% av dagen ekutbredning.

Närmast att nå det målet är värdestrakten Eklandskapet Linköping-Åtvidaberg under förutsättning att samtliga områden sköts i framtiden för en art med 800 m spridningsförmåga. Bristerna kan åtgärdas med ekplanteringar eller omföring av ekfattiga skogar till ekmiljöer. Sju andra värdestrakter har >50% funktionell areal. Där kommer alla insatser som innebär ökad hävd och ökad areal av ekmiljöer att öka chansen för krävande arter att överleva. Det är också viktigt att inte isolera ekområdena ytterligare från varandra genom bebyggelse eller granplanteringar för att underlätta kontakten mellan områden om arterna ska kunna överleva långsiktigt.

Vad gäller arter som mellanspett finns det fortfarande delar av Östergötland som har stora kvaliteter men de delarna är alltför små som det ser ut idag. Cirka 40-100 par beräknas kunna häcka i Östergötland i om dagens ekmiljöer kan skötas så att kvaliteter i form av gamla ekar höjs. Det är alltför lite för en långsiktig överlevnad. Bristen ligger framförallt i att områdena som finns är för små och att de ligger för isolerade från varandra. Analysen av värdestrakternas landskap pekar dock på stora möjligheter att skapa betydligt större områden, framförallt i värdestrakten Eklandskapet Linköping-Åtvidaberg. Det finns idag ca 17 880 ha ekmiljöer i Östergötland. För 250 par som beräknas räcka för långsiktig överlevnad behövs ca 2500 -6250 ha ekmiljöer finnas. Arealerna som finns idag räcker alltså mer än väl men de är för små och ligger för glest för att fungera.

Referenser

- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355-366.
- Angelstam, P., Mikusinski, G. 2003. Paraplyarter och landskapsanalys med GIS-stöd underlättar planering för artbevarande i skogen. Fakta Skog nr 7. SLU.
- Angelstam, P., Wrangé, T. & Törnblom, J. 2003. Att mäta skogens biologiska mångfald – möjligheter och hinder för att följa upp skogspolitikkens miljömål i Sverige. Rapport 6. Skogsstyrelsen, Jönköping.

- Baguette, M. 2004. The classical metapopulation theory and the real, natural world: a critical approach. *Basic and Applied Ecology* 5: 213-224.
- Bergman, K-O. 2003. Bedömning av långsiktig överlevnad för hotade arter knutna till ekar på Händelö. Rapport till Norrköpings kommun.
- Bergman, K-O & Askling J. 2005. Levande eklandskap Ullstämman-Sturefors. Utredning för fördjupad översiktsplan. Calluna AB.
- Bergman K-O. Manuskript. Living coastal woodlands. Rapport till EU för LIFE-projektet "Skogen vid kusten".
- Hannah, L., Carr, J. L. & Lanckerani, A. 1995. Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global dataset. - *Biodiversity & Conservation* 4: 128-155.
- Hanski, I. & Ovaskainen, O. 2002. Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology* 16 666-673.
- Hanski, I. Metapopulation theory, its use and misuse. *Basic and Applied Ecology* 5: 225-229.
- Hedberg, J., Johansson, T. & Angelstam, P. 1998 Dalaskog. Pilotprojekt i landskapsanalys. Rapport nr 3. Skogsstyrelsen.
- Hedin, J. (2003). Metapopulation ecology of *Osmoderma eremita* - dispersal, habitat quality and habitat history. Department of Ecology. Lund, Lund University: 138.
- Homan, R. N., Reed, J. M. & Windmiller, B. S. 2004. Critical thresholds associated with habitat loss for two vernal pool-breeding amphibians. - *Ecological Applications* 14: 1547-1553.
- Kennedy, C., Wilkinson, J. & Balch, J. (2003). Conservation thresholds for land use planners. Washington D. C., Environmental Law Institute.
- Kosinski, Z. 2006. Factors affecting the occurrence of middle spotted and great spotted woodpeckers in deciduous forests - a case study from Poland. - *Annales Zoologici Fennici* 43: 198-210.
- Länsstyrelsen, Östergötland & Skogsstyrelsen 2006. Strategi för formellt skydd av skog i Östergötland.
- Manton, M. G., Angelstam, P. & Mikusinski, G. 2005. Modelling habitat suitability for deciduous forest species - sensitivity analysis using different satellite land cover data. - *Landscape Ecology* 20: 827-839.
- Moilanen, A., Smith, A. T. & Hanski, I. 1998. Long-term dynamics in a metapopulation of the American pika. - *The American Naturalist* 152: 530-542.
- Müller, W. 1982. Die besiedlung der eichenwälder im Kanton Zürich den mittelspecht *Dendrocopos medius*. - *Der Ornithologische Beobachter* 79: 105-119.
- Mönkkönen, M. & Reunanen, P. 1999. On critical thresholds in landscape connectivity. a management perspective. - *Oikos* 84: 302-305.
- Pettersson, B. (1984). Ecology of an isolated population of the middle spotted woodpecker, *Dendrocopos medius* (L.), in the extinction phase. Uppsala, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Ranius, T. & Hedin, J. 2001. The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. - *Oecologia* 126: 363-370.
- Ranius, T. & Hedin, J. 2004. Hermit beetle (*Osmoderma eremita*) in a fragmented landscape. - In: Akcakaya, R. H., Burgman, M. A., Kindvall, O. et al (ed.), *Species conservation and management*. Oxford University Press, pp. 162-170.
- Ranius, T. & Kindvall, O. 2006. Extinction risk of wood-living model species in forest landscapes as related to forest history and conservation strategy. - *Landscape Ecology* 21: 687-698.

Del 2. Prioriteringar för ett funktionellt landskap

Inledning

I del 1 redovisades de utredningar och modelleringar som Universitetet i Linköping utfört på uppdrag av Länsstyrelsen. Här ingår:

- en historisk analys av ekutbredning,
- en utredning/litteraturstudie av kritiska tröskelvärden för olika artgrupper samt
- en modellering av förutsättningarna för långsiktig överlevnad av hålträdslevande skalbaggar och mellanspett i eklandskapen.

En ytterligare modellering med syfte att visa funktionella ytor/ansamlingar av ekmiljöer för hålträdslevande skalbaggar och mellanspett utfördes av Metria miljöanalys (se karta 7-8 i del 1).

Ingående data i modelleringarna har utgjorts av:

- Eklänsinventeringen av värdekärnor i Östergötlands eklandskap.
- Landskapskarteringen av grova träd och alléer i Östergötland (delmängden grova och/eller ihåliga ekar).
- Förekomst av läderbagge (i värdekärnor).

I del 2 tillämnar Länsstyrelsen modelleringarnas resultat i kombination med andra dataanalyser för att ta fram användbara prioriteringskartor.

1. Särskilt prioriterade landskapsavsnitt

För att långsiktigt kunna bevara arter i eklandskap krävs både att en tillräcklig mängd av gamla träd och hävdade ekmiljöer bevaras och att dessa ligger tillräckligt nära varandra så att krävande arter kan förflytta sig mellan dessa. Då får vi ett långsiktigt hållbart eklandskap som är ekologiskt *funktionellt* och där ekologisk *konnektivitet* finns. Med ekologisk konnektivitet menas att ekområden ligger så nära varandra att det kan ske ett utbyte av individer och arter mellan dessa.

Nedan redovisas analyser som geografiskt redovisar hur funktionella värdestrakter är (särskilt prioriterade landskapsavsnitt) och hur funktionella de ingående ekmiljöerna är (modelleringar från rapportens del 1 i kombination med data från eklänsinventeringen).

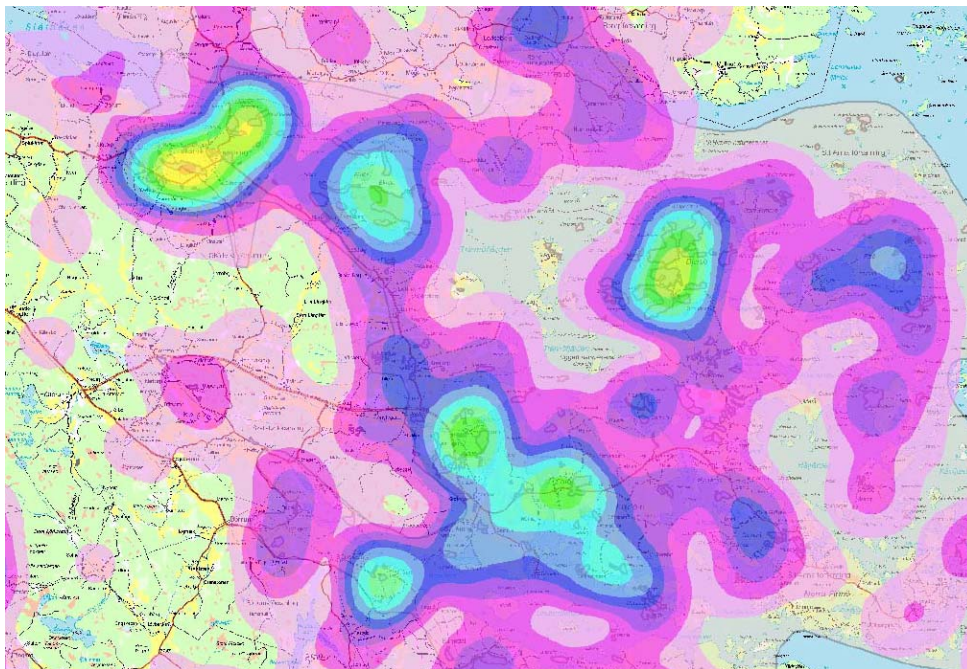
De enskilda ekmiljöernas storlek och kvalitet samt konnektiviteten mellan dem har analyserats. En karta över landskapsavsnitt som har större möjlighet att vara funktionella har tagits fram genom två GIS-analyser. Verktöget Kernel density i ArcGis 9 har använts och (1) kända ekvärdekärnor har förstörats/smälts samman utifrån sin storlek och (2) ansamlingar av grova och/eller ihåliga träd har förstörats/smälts samman. Mellan närliggande områden med stor areal eller stort innehåll av grova och ihåliga träd har programmet skapat förbindelseytor av olika ”styrka” som illustrerar konnektiviteten mellan områdena (se karta 1). Karta 2 har skapats genom att resultatet av de två GIS-analyserna lagts på varandra så att kartan ger en sammanvägd bild av både arealen värdekärna och innehållet av grova och ihåliga träd.

Som bakgrundsdata för beräkningen har använts den inventering och sammanställning av värdekärnor av ek/ädellöv i Östergötland som gjorts inom ramen för projekt ”Eklänet” (Länsstyrelsens rapport 2006:10). Data om grova och ihåliga träd kommer från ”Landskapskarteringen av grova träd och alléer i Östergötland” som också beskrivs i ovanstående rapport. För en grundligare metodik till Landskapskarteringen, se Länsstyrelsens rapport 2001:16 som är en delrapport i projektet. Landskapskarteringen är slutförd vad gäller fältinventeringar men ej

slutrapporterad (2007). Data som använts var de som var inmatade och tillgängliga i november 2006.

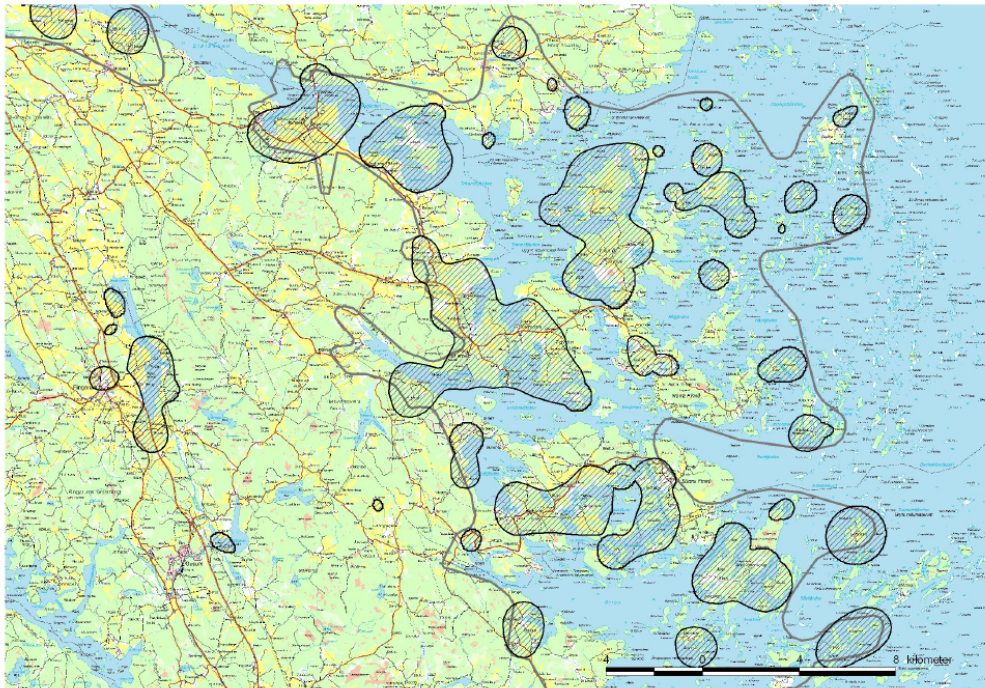
Vid skapandet av den slutliga kartan har en nivå från GIS-analyserna ovan valts som vi finner mer användbar än såväl en snävare som mer generös avgränsning för att få en god prioritering av insatser i eklandskap. Resultatet kallas ”**särskilt prioriterade landskapsavsnitt**” och utgör de viktigaste ytorna där skötsel och ekbruk i allmänhet bör stimuleras för att uppnå eller behålla ekologisk konnektivitet och funktionalitet.

Inom ett *särskilt prioriterat landskapsavsnitt* finns i allmänhet tätheter om minst ca 50-60 grova och ihåliga träd per kvadratkilometer inom de minsta landskapsavsnitten eller minst ca 10 ha värdekärna inom en radie av 250 meter (se karta 2). Dessa tätheter och arealer gör inte anspråk på att innebära helt funktionella landskap. Särskilt prioriterat landskapsavsnitt ska istället ses som landskapsavsnitt som har större möjlighet till långsiktig funktionalitet än omgivande landskap och som därför är lämpliga att prioritera.



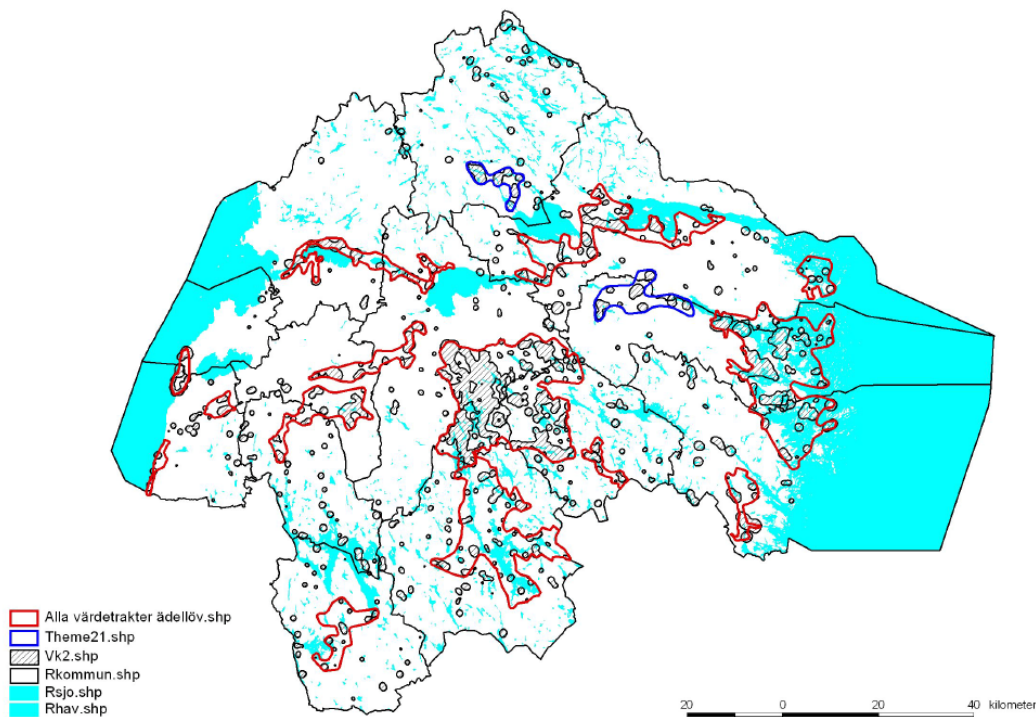
Karta 1. Kartan visar grundresultatet från analysen ”kernel density” för norra delen av värde trakt 2 (Sankt Anna och Gryts skärgårdar). Orange, grön och turkos färg markerar hög täthet av grova och ihåliga ekar. Mörkt blå och lila ytor markerar starka förbindelsezoner mellan ansamlingar av grova och ihåliga ekar.

Särskilt prioriterade landskapsavsnitt



Karta 2. Denna karta visar motsvarande data som karta 1 men där en nivå (ett färgskikt) ur de båda analyskartorna för värdekärnor respektive grova och ihåliga ekar valts ut och lagts samman. Inom markerade landskapsavsnitt är eklandskapet mer funktionellt än utanför. Värde-trakt 2, Sankt Anna och Gryts skärgårdar.

Sammanbindningsytor och värde-trakter (röda) samt eventuella nya värde-trakter (blå)

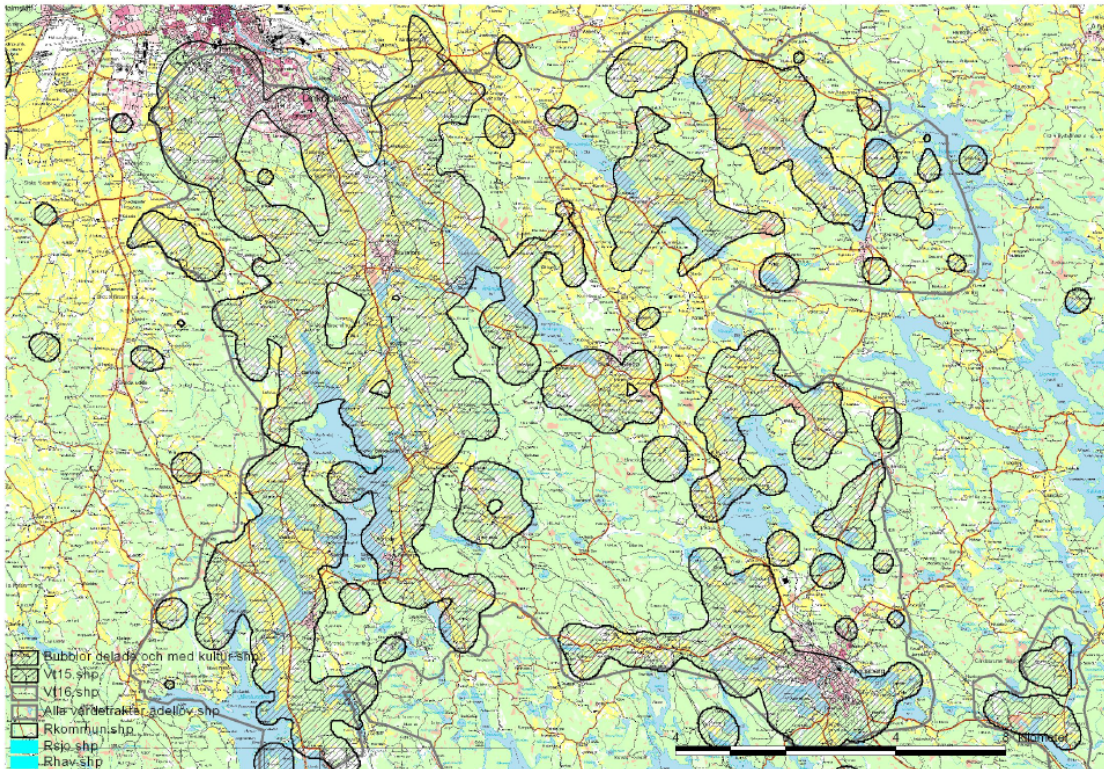


Karta 3: Översiktskarta över särskilt prioriterade landskapsavsnitt (rastrerade ytor) i Östergötlands eklandskap.

I särskilt prioriterade landskapsavsnitt är strävan att:

- ekmiljöer med höga natur- eller kulturvärden, eller med potential att utveckla sådana, sköts så att värdena bevaras och utvecklas. I första hand sker detta genom betesdrift eller slåtter eller om sådana möjligheter saknas med annan naturvårdande skötsel,
- mängden ädellövplanteringar och ädellövskogsbruk ökar,
- andra verksamheter som bidrar till ett levande eklandskap ökar,
- exploateringar som skapar barriärer eller försvårar betesdrift undviks,
- barrplanteringar på öppen eller lövskogsbevuxen mark undviks.

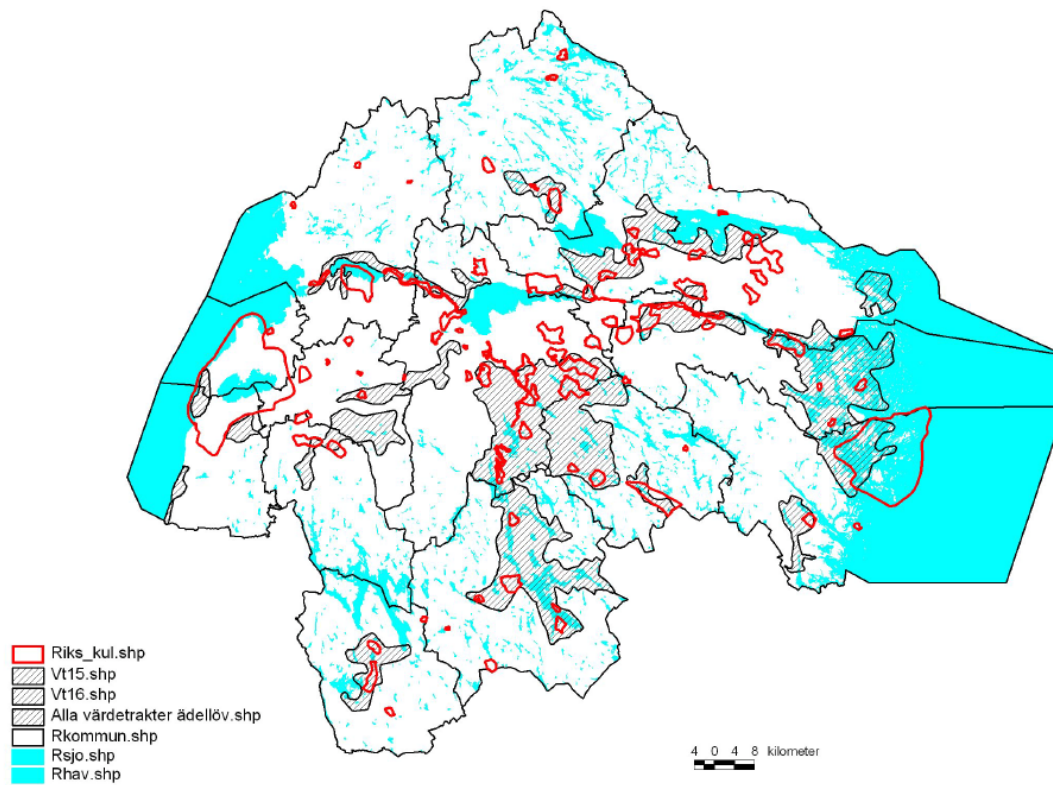
Särskilt prioriterade landskapsavsnitt



Karta 4. Särskilt prioriterade landskapsavsnitt i värdestrakt 1 (Linköping-Åtvidaberg). Inom markerade landskapsavsnitt är eklandskapet mer funktionellt än utanför.

Kartan över särskilt prioriterade landskapsavsnitt har granskats utifrån kända kulturmiljövärden och rekreationsvärden. Granskningen visar att dessa värden i allt väsentligt överlappar med de biologiska värdena. Detta gäller särskilt det biologiska kulturarvet där överlappet i princip är fullständigt. I de värdefulla eklandskapen finns många av kulturmiljövårdens riksintressen (se karta 5).

Det finns en stark historisk koppling mellan eklandskapens kärnområden och det odlingslandskap som hör de stora herrgårdarna till. I dessa områden finns också ofta rika järnåldersmiljöer. De särskilt prioriterade landskapsavsnitten täcker nästan fullständigt in kulturmiljövårdens riksintressen. I några fall har utökningar av de särskilt prioriterade landskapsavsnitten gjorts utifrån kulturmiljövärden.



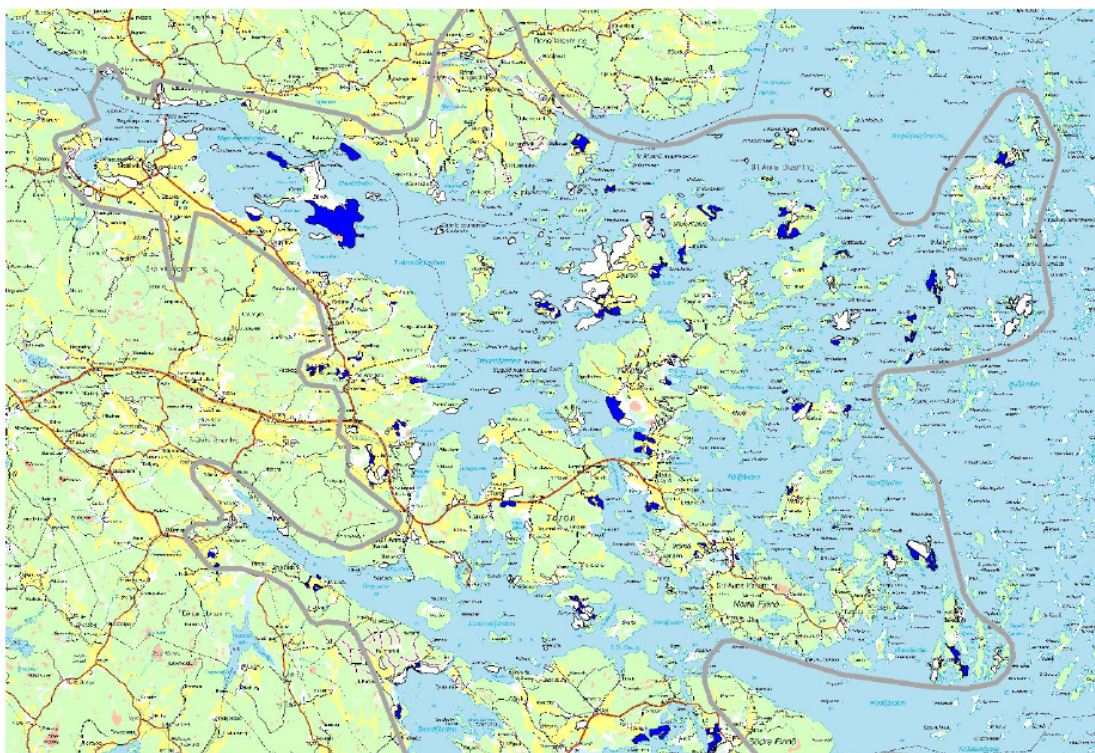
Karta 5. Värde-trakter för ädellöv (raster) samt kulturmiljövårdens riksintressen. En lång rad riksintressen sammanfaller med de värdefulla eklandskapen. Inom respektive trakt sammanfaller dessutom de särskilt prioriterade landskapsavsnittet oftast väl med kulturmiljövårdens riksintressen.

2. Hur ser det ut med hävden?

Kartor över vilka värdekärnor som betas har tagits fram, se exempel i karta 6. Till vår hjälp har vi haft resultatet av ängs- och betesmarksinventeringen 2002-2004. Det är därför en del marker som restaurerats eller där bete återupptagits senare som av kartan framstår som ohävdade. Kartor för samtliga värdeetrakter finns i bilaga 4 till landskapsstrategin "Levande eklandskap i Östergötland".

Hävdade ekmarker (blått). Värdeetrakt 2 norra.
Enligt data från ängs- och betesmarksinventeringen 2002-2004.

1 0 1 2 kilometer



Karta 6. Särskilt prioriterade landskapsavsnitt och beteshävden i värdekärnor i värdeetrakt 2 (Sankt Anna och Gryts skärgårdar).

3. Prioritering av områden för restaurering och hävd

Enligt brist- och funktionalitetsanalysen behöver i princip alla värdekärnor restaureras och hävdas om de känsligare arterna i eklandskapen ska kunna leva kvar långsiktigt. Eftersom arealen värdekärnor som behöver restaureras är större än vad som kan klaras av på kort sikt har vi ändå tagit fram en prioriteringsmodell för att sortera fram de värdekärnor som initialt är mest angelägna att restaurera.

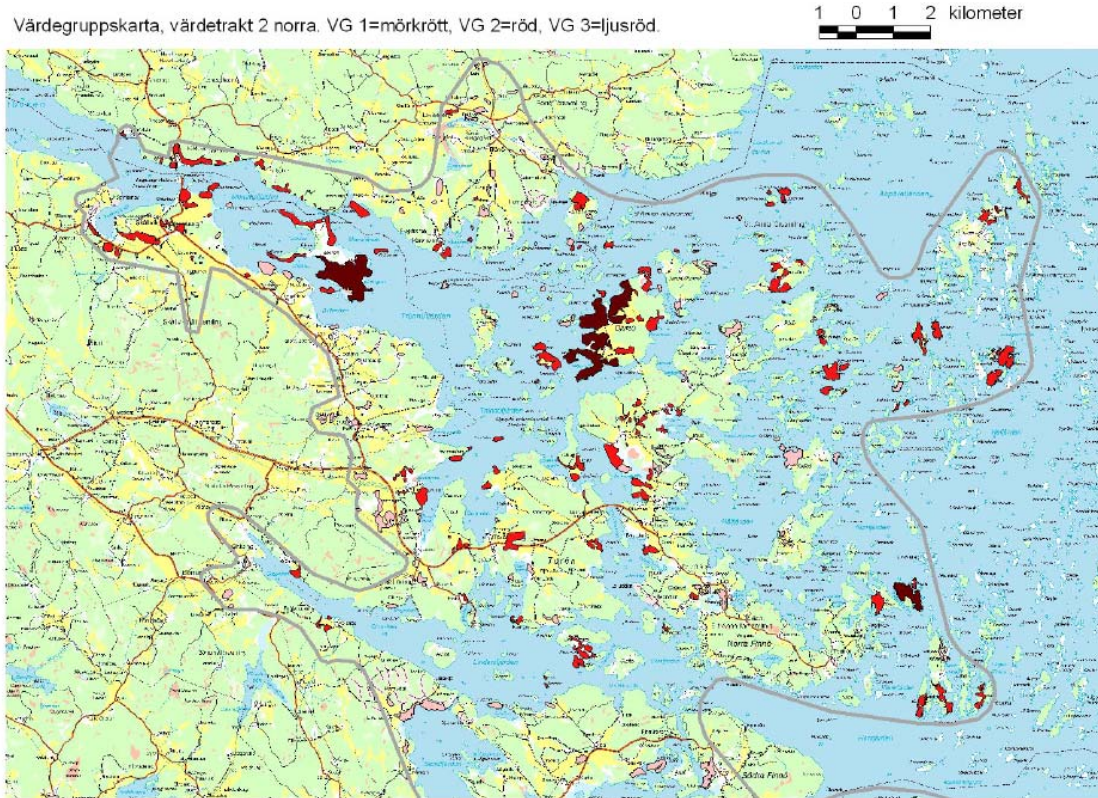
Prioriteringsmodellens indelning i värdegrupper baseras på två faktorer:

- modelleringar av möjligheten för läderbagge, eller en insekt med motsvarande tröghet, att överleva i respektive värdekärna. Modellen har tagit hänsyn till områdets storlek (värdekärnor i rapport Länsstyrelsen Östergötland 2006), innehåll av hålträdd (Länsstyrelsen Östergötland 2007 (databas)) samt avstånd till andra ektytor.
- områdets naturvärdesklass i länets inventering av ekområden (Länsstyrelsen Östergötland 2006).

I prioriteringsmodellen har ytorna i ekområdesinventeringen poängsatts enligt:

Värdegrupp 1 =	klass 1-2 och >0,66	(mörkt vinröd färg)
Värdegrupp 2 =	klass 1-2 och <0,66	(klarröd)
Värdegrupp 2 även =	klass 3-4 och >0,66	(klarröd)
Värdegrupp 3 =	klass 3-4 och <0,66	(ljus röd/rosa)

Se karta 7.



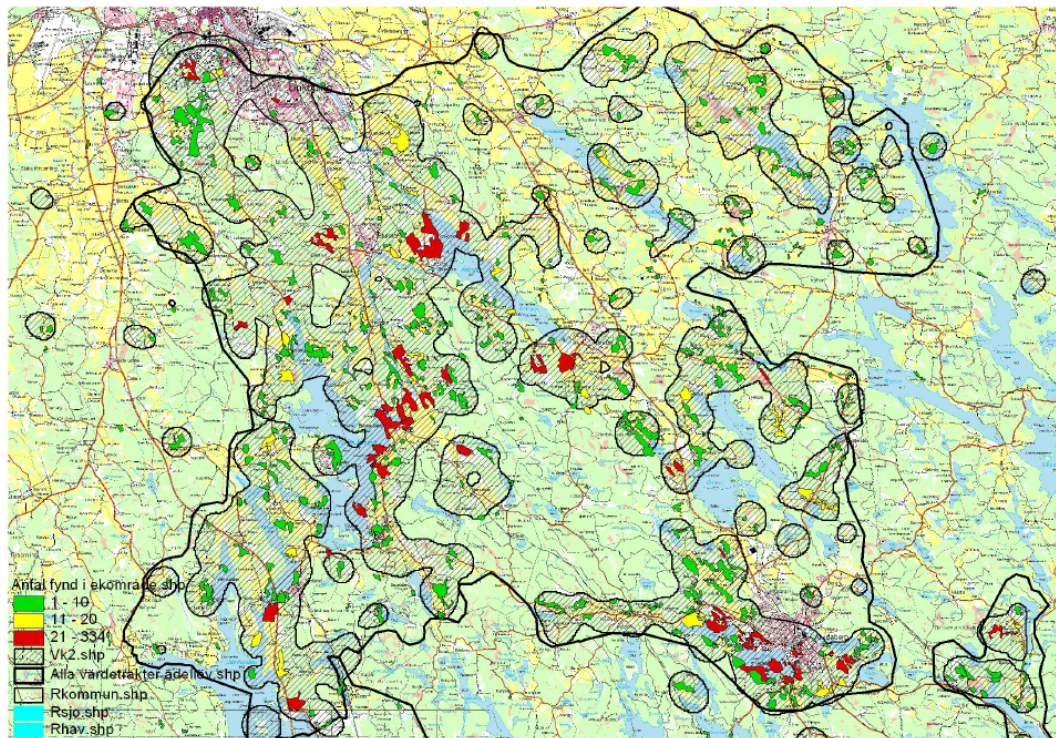
Karta 7. Värdekärnor som har höga värden idag och som, utifrån en samlad bedömning av värdekärnors naturvärdesklass och deras modellerade förutsättningar att långsiktigt hysa hålträdlevande skalbaggar, bör vara viktigast att restaurera och fortsätta hävda (mörk färg). Övriga ytor är mycket viktiga för värdegrakten som helhet men kan restaureras i andra hand (röda och ljusa röda). Värdegrakten 2 (Sankt Anna och Gryts skärgårdar).

4. Kompletterande analyser

Det finns många ytterligare analyser som visar olika aspekter av höga naturvärden hos enskilda värdekärnor. Under arbetets gång har t ex tätheten av hålträd i värdekärnorna analyserats. Dessa data användes i analysen under punkt 1 ovan och redovisas inte i egna kartor. Tätheten av rödlistade arter har också analyserats men dessa data har ej använts i analysen under punkt 1 då rödlistade arter är olika väl eftersökta i olika områden. Ett par exempel på data om rödlistade arter visas nedan.

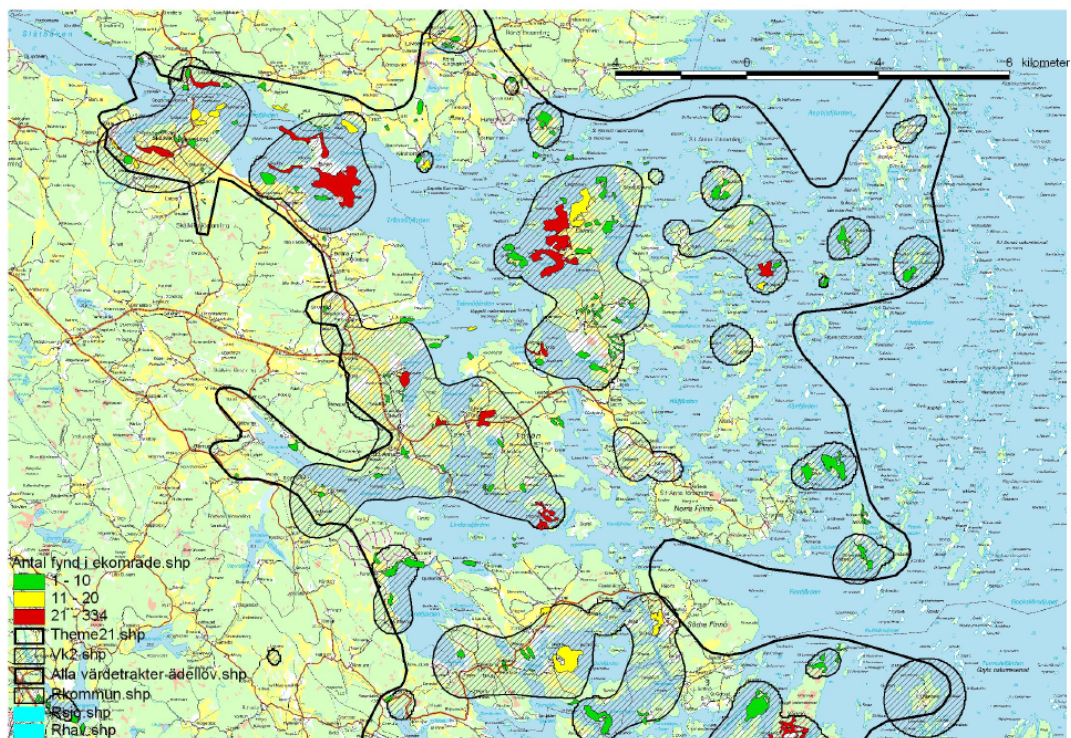
En angelägen analys består av att identifiera avgörande förbindelselänkar mellan särskilt prioriterade landskapsavsnitt och utveckla dessa. Stora och potentiellt viktiga ytor med idag yngre ekbestånd behöver lyftas fram och ges rätt skötsel.

Antal rödlistade arter inom värdekärnor, se teckenförklaring.



Karta 8. Koncentrationer av rödlistade arter i ek-områden (röd färg markerar fynd av fler än 20 rödlistade arter). Koncentrationen påverkas av vilken inventeringsinsats som gjorts. Värdestrakt 1.

Antal rödlistade arter inom värdekärnor, se teckenförklaring.



Karta 9. Koncentrationer av rödlistade arter i ek-områden. Värdestrakt 2.

5. Förslag till uppföljningsbara mål

Uppföljningen av målen i landskapsstrategin bör göras i flera olika skalor både arealmässigt och för de olika måtten på biologisk mångfald från artnivå till landskapsnivå (Angelstam, Wrangé & Törnblom 2003). Ett förslag på möjliga mål på olika skalor ges nedan.

- Enskilda grova vidkroniga ekar ska vara solexponerade och vitala. Yngre ekar ska kunna utvecklas till vidkroniga ekar.
- Åldersstrukturen ska vara långsiktigt hållbar. Mängden hålträd ska vara >2/ha.
- Enskilda grova hålträd ska skötas och fungera som livsmiljöer för hålträdslevande organismer.
- Enskilda bestånd ska vara tillräckligt stora för att hysa krävande arter eller ha en kontakt med andra bestånd som gör att arter kan sprida sig dit.
- 77 % av landskapets ekmiljöer ska vara funktionella för hålträdsberoende arter.

Referenser

Länsstyrelsen Östergötland 2001. "Grova och ihåliga ekar i Eklandskapet söder om Linköping i Östergötland". Rapport 2001:16.

Länsstyrelsen Östergötland 2006. "Eklänet Östergötland". Rapport 2006:10.

Länsstyrelsen Östergötland 2007 (databas). "Landskapskartering av grova träd och alléer i Östergötland".