

Ärendenummer
TRV 2017/101465
Ert ärendenummer
M 5154-18

Dokumentdatum
2019-06-14
Sidor
1(12)



TRAFIKVERKET

Vänersborgs tingsrätt
Mark- och miljödomstolen
mmd.vanersborg@dom.se

VÄNERSBORGS TINGSRÄTT
R6

INKOM: 2019-06-14
MÅLNR: M 5154-18
AKTBIL: 27

Yttrande M 5154-18

Aktbilaga 6 (Göteborgs ornitologiska förening (GOF) m.fl.)

Inställning

Trafikverket bestrider de framställda yrkandena.

Behov av ytterligare utredningar

Trafikverket i har i ärendet hos länsstyrelsen gett in det underlag som behövs för att en tillfyllest prövning ska kunna ske, vilket även länsstyrelsen har gjort. Det är en grundlig utredning som vidtagits av området och något ytterligare underlag utöver vad som ges in i målet i samband med detta yttrande behövs inte.

Beträffande frågan om kumulativa effekter framgår det inte vad för övriga åtgärder eller projekt som GOF anser ska inkluderas. Trafikverket är dock medvetna om att det finns olika exploateringsplaner på Onsalahalvön, inga av dessa planer har dock beskrivits på den detaljnivån att det är möjligt att bedöma dess påverkan.

Trafikverket har med de åtgärder som vidtas säkerställt den ekologiska funktionen som behövs för samtliga arter i området. Skulle sedan ett efterföljande exploateringsföretag riskera att påverka bevarandestatus för någon art kommer även det företaget självmant att behöva utreda förutsättningarna för ett genomförande utifrån artskyddsbestämmelserna.

TDOK 2010:26 Mail_Brev v.3 (Fastställt av Trafikverket)

Allmänt om veteranisering

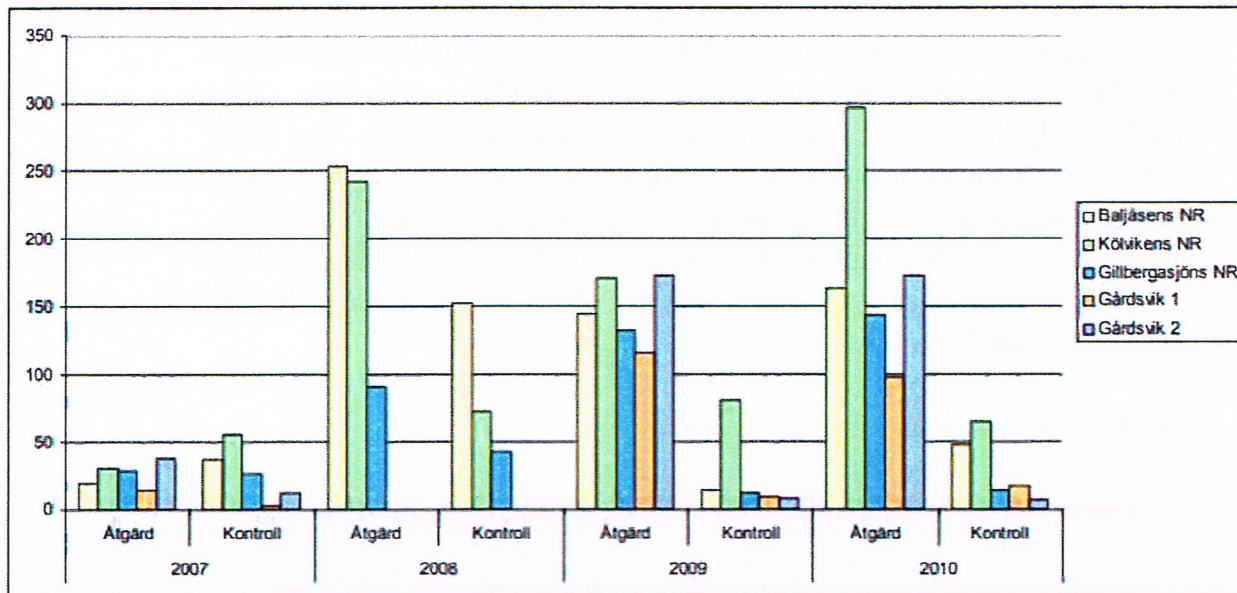
Veteranisering är en naturvårdsmetod där yngre träd medvetet tillfogas skador i syfte att tillskapa och efterlikna strukturer, substrat och mikromiljöer som normalt bildas vid hög ålder. Håligheter med mulm (den snusliknande substans av nedbruten ved, svamp-, löv-, och insektsrester som ofta finns inne i ihåliga träd), grov bark (tall undantaget), självdöda grova grenar, avbrutna grova grenar, stora partier med bar ved på stammen, gamla skador efter blixtnedslag, och hackspetthål är exempel på strukturer som ofta hittas i äldre träd men är ovanliga i unga träd.

Veteranisering som metod får numera anses vara en vedertagen metod för att förbättra/restaurera lövskogsmiljöer med död lövved. Till exempel används metoden tillsammans med uthuggning av gran som en del av åtgärdsprogrammet för vitryggig hackspett¹.

Länsstyrelsen i Västra Götalands län och Länsstyrelsen i Värmlands län har inom ramen för åtgärdsprogrammet utfört naturvårdsåtgärder för vitryggig hackspett i skyddade områden. I åtgärdsområdena avverkades och ringbarkades granar. Aspar och björkar friställdes, ringbarkades och topphögs. I samband med detta undersöktes skalbaggsfaunan för att dokumentera åtgärdernas effekt.

Resultatet visade tydligt att naturvårdsåtgärderna har en stor effekt på mängden föda för vitryggig hackspett. Åtgärderna utfördes i de flesta fall i ganska liten omfattning. Det var egentligen endast de träd som fällorna satt på som hade åtgärdats (ringbarkats och/eller topphuggits) och frihuggningen från gran var också ganska liten. Trots detta var effekten mycket stor, se figur 2 nedan. Rapport från studien bifogas, bilaga 1.

¹ Vitryggig hackspetts höga grad av specialisering och höga krav innebär att den är en mycket bra indikatorart för en rad hotade skogsmiljöer med hög andel lövträd och riklig förekomst av död lövved. Genom att inrikta bevarandearbetet på den mest krävande arten inkluderar man många andra, mindre krävande arter i samma miljö. Genom att definiera hur mycket av en viss livsmiljö (t.ex. biotopens areal och kvalitet) som den mest krävande arten behöver för att överleva inom ett givet landskap får man ett mått på vilka bevarandeåtgärder som krävs för att behålla den biologiska mångfalden i samma område (Åtgärdsprogram för vitryggig hackspett 2017–2021).



Figur 2. Diagram. Antal fångade individer som är föda åt vitryggig hackspett per område och år (Diagrammet hämtat från rapporten "Ved insekter i vitryggsområden - före och efter skötselåtgärder, Länsstyrelsen i Västra Götalands Län")

Veteranisering av träd (ringbarkning) tillsammans med dödande/uthuggning av nästan alla granträd har även använts på Mattön i Färnebofjärdens nationalpark vilket inte gjorts i andra delar av nationalparken. I nationalparken har inventeringar av lövberoende fågelarter (däribland hackspettar) gjorts 1975/76, 2003, 2013 och 2014. Resultatet visar att flera av de lövberoende fågelarterna minskat i nationalparken sedan 1970-talet och eller i början av 2000-talet. Undantaget är enligt rapporten just det område på västra Mattön där man tidigare gjort ovan beskrivna åtgärder. Där var förekomsten av lövberoende fågelarter bättre än mitten av 1970-talet och början av 2000-talet. Området bedöms i rapporten sannolikt vara ett av Sveriges bästa områden för hackspettar. Rapport från studien bifogas, bilaga 2.

I ett internationellt veteraniseringsprojekt med start år 2012 har veteraniseringsåtgärder gjorts på över 700 ekar på 20 olika platser i Sverige, Norge och England. De metoder som används är:

- Holkar i levande träd med toppkapning
- Hackspettshål med motorsåg
- Hästgnag med motorsåg
- Grenbrott
- Ringbarkning av grenbrott



Projektet är tänkt att pågå i minst 25 år. Under år 2014 gjordes den första uppföljningen. Samtliga träd i projektträd inklusive kontrollträd besöktes i samtliga områden. Preliminära resultat från träduppföljningen 2014 visar att fågelhäckning hade skett i 65 % av holkarna (åtminstone 1 gång), och att 45 % av hackspettshålen hade använts av fåglar (bomaterial, spillning, eller fjädrar fanns vid kontroll). Tidningsartikel "Veteranisering – Verktyg istället för tid" bifogas, bilaga 3. Ovanstående visar att man kan förvänta sig goda resultat av veteraniseringsåtgärder.

Effekten av veteranisering för fladdermöss

Avseende veteranisering anför GOF m.fl. bl.a. följande i sitt yttrande:

En slutsats som föreningarna drar av detta är att veteranisering av träd kan inte konstateras kompensera för förlust av gamla grova lövträd. Avverkning av gamla lövträd där fladdermöss kan hitta sina bohål som används som yngelplatser kompenseras inte av veteranisering. Ej heller kommer fåglar att gynnas av en veteranisering. Gröngöling och spillkråka förekommer inom området och hackar ut sina bohål i grövre träd som ofta används av fladdermöss som yngelplats. Den sistnämnda arten spillkråka (upptagen i artskyddsförordningen bilaga 1) har TRV ej behandlat i sina hänsynsplaner. Försvinner den från området kan förutsättningarna för fladdermöss också försvinna då fladdermöss ofta utnyttjar spillkråkans använda bohål som yngelplatser.

Syftet med veteranisering av träd är inte att fullt ut ersätta gamla grova lövträd utan i stället att åstadkomma strukturer i behandlade träd som gynnar aktuella hackspettar och fladdermöss. Veteraniseringen avser bl.a. att leda till etablering av vedlevande svampar och insekter, som dels ökar födotillgången för hackspettar, dels förbättrar och underlättar möjligheten för fåglarna att hacka ut egna bohål. För fladdermöss innebär veteranisering att strukturer skapas som efterliknar de håligheter som fladdermössen etablerar dagvisten och yngelkolonier i. Trafikverket har i komplettering till anmälan om 12 kap. 6 § samrådet 2017-12-19 under stycket 4.4. redogjort för resultat av tidigare projekt där liknande träd har veteraniserats för att fungera som viloplats/koloni för fladdermöss samt förtydligat hur områdets kontinuerliga ekologiska funktion avses säkerställas för nordisk fladdermus och dvärgpipistrell.



GOF m.fl. anför vidare att Trafikverket valt att inte ta med t.ex. spillkråka och sparvuggla i utredningarna.

Nedan följer en kort beskrivning av respektive art, rapporterade fynd i Artportalen samt Trafikverket bedömning av planerad ny väg 940 påverkan på arterna.

Spillkråka (Rödlistad NT, 2015, i artskyddsförordningens bilaga 1).

Total 350 par bedömdes häcka i Halland 2010 (Wirdheim 2014). Spillkråkan lever i barr- eller blandskog men även i ren lövskog (t.ex. bokskog), särskilt om det finns barrskog i närheten. Spillkråkan livnär sig främst på hästmyra och röd skogsmyra, som hittas mest i barrskog (Wirdheim 2014). Spillkråka förekommer till och med i områden med ganska intensivt skogsbruk och stor utbredning av kalhyggen, men är alltid beroende av grova träd för häckningen (Artfakta ArtDatabanken).

Ett utdrag av rapporterade fynd i Artportalen för perioden 1990-2019 visar att spillkråka är väl utbredd på Onsalahalvön, se figur 1 nedan. Populationen av spillkråka förefaller ha ökat på Onsalahalvön mellan perioderna 1973-1984 och 2005-2009 (Wirdheim 2014). De fynd som rapporterats närmast planerad ny väg 940 finns vid Skällared, 2 fyndplatser², och vid Iglamossen, en fyndplats (ett fynd i maj 2007, spel/sång). Fynden är över 200 meter från vägområdet för ny väg 940.

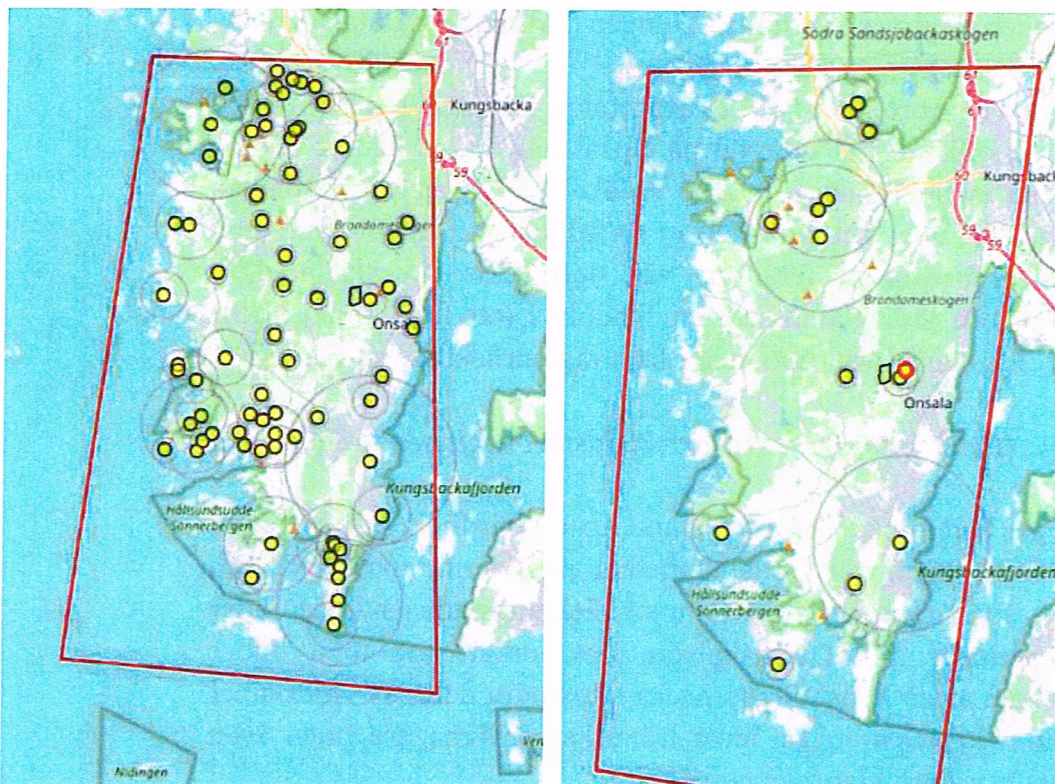
Sparvuggla (Livskraftig LC, 2015, artskyddsförordningens bilaga 1).

Total 120 par bedömdes häcka i Halland 2010 (Wirdheim 2014). Arten anses ha ökat betydligt i Halland mellan perioderna 1973-1984 och 2005-2009. Inga uppgifter om fynd med häckningsindicier finns under dessa tidsperioder från Onsalahalvön. Det verkar vara först under senare tid som arten konstaterats häcka i kustnära delar av landskapet (Wirdheim 2014). Sparvuggla lever främst av smågnagare (men även småfåglar) i barr- och blandskogar.

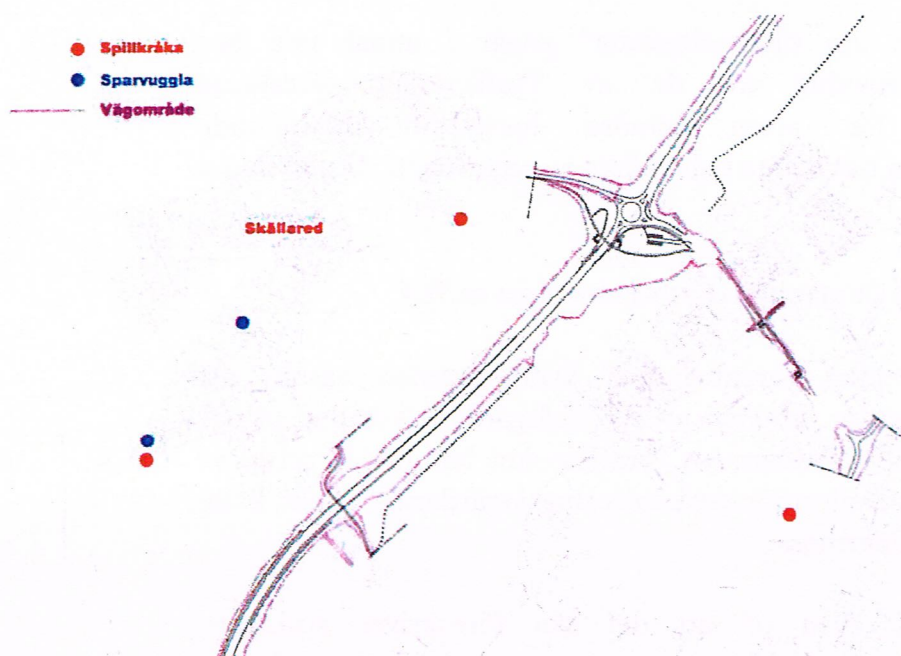
² Vid den ena lokalen finns flera fynd rapporterade, bl.a. 2 exemplar i lämplig häckningsmiljö rapporterades 1 mars 2019. Vid den andra lokalen finns endast en rapport om ett förbiflygande exemplar.

Ett utdrag av rapporterade fynd i Artportalen för perioden 1990-2019 visar på endast ett 15 -tal fynd av sparvuggla på Onsalahalvön, se figur 1 nedan. De fynd som rapporterats närmast planerad ny väg 940 finns vid Skällared, 2 fyndplatser från 2012 (1 ex) respektive 2014 (födosökande, lockläte). Fynden är över 300 meter från vägområdet för ny väg 940.

Samtliga rapporterade fynd av både spillkråka och sparvuggla är utanför vägområdet för planerad ny väg 940, se figur 2 nedan. Inga konstaterade häckningar finns rapporterade i närheten av vägen. Någon påverkan på arternas fortplantningsområden och viloplatsar bedöms därför inte uppstå. Planerade skyddsåtgärder för andra fågelarter bedöms även gynna såväl spillkråka som sparvuggla. Varken på biogeografisk eller lokal nivå bedöms ekologisk kontinuerlig funktion eller gynnsam bevarandestatus försämrats p.g.a. av planerad ny väg 940.



Figur 1. Vänstra bilden. Rapporterade fynd av spillkråka i Artportalen under perioden 1990-2019. Högra bilden. Rapporterade fynd av sparvuggla på Artportalen under perioden 1990-2019.



Figur 2. Rapporterade fynd i Artportalen 1990-2019 av spillkråka respektive sparvuggla närmast planerad ny väg 940.

Bolgen

Bolgen är inte längre en del av detta projekt varför något mer resonemang kring detta område inte kommer att föras.

Grod- och kräldjur

Trafikverket kommer att utföra skyddsåtgärder i den utsträckning som framgår av länsstyrelsens beslut. Dessa åtgärder har anpassats till fulla efter arternas behov och består av ca 5 050 m grodmur samt 5 st. grodtunnlar.

Övriga bilagor

Till aktbilaga 6 har GOF och SOF bifogat två äldre bilagor (Begäran om tillsynsåtgärder m.m. daterad 12 november 2016 ställd till Länsstyrelsen samt Överklagande av Trafikverkets beslut att fastställa arbetsplan för väg 940, delen Rösan-Forsbäck ställd till regeringen).



Avseende "Begäran om tillsynsåtgärder" pågår i annat mål hos domstolen en prövning av de av Trafikverket föreslagna skyddsåtgärderna för arten mindre hackspett. Beträffande överklagandeskriften har denna behandlats av regeringen i beslut den 9 maj 2018.

Aktbilaga 7 och 15 (Naturskyddsföreningen m.fl.)

Trafikverket har tolkat föreningarnas överklaganden såsom att föreningarna ifrågasätter effekten av skyddsåtgärden "veteranisering" beträffande fåglar och fladdermöss. Trafikverket har under rubriken "aktbilaga 6" ovan redogjort för veteraniseringsåtgärdernas effekt, både för fåglar och för fladdermöss.

Föreningarna yrkar även på att det ska föreskrivas strängare skyddsåtgärder och försiktighetsmått eftersom de nuvarande är otillräckliga. Det framgår dock inte av yttrandet vilka åtgärder föreningarna anser vara behövliga eller tillräckliga varför det är svårt att noggrannare bemöta dessa påståenden.

Angående Bolgen, se ovan under rubriken "Aktbilaga 6".

Aktbilaga 15 innehåller avslutningsvis ett relativt omfattande resonemang om möjligheterna att erhålla en dispens. Trafikverket vill på grund av detta särskilt framhålla att någon dispens inte har sökts, bl.a. på grund av att det inte behövs med hänsyn till de skyddsåtgärder som vidtas.

Aktbilaga 24 (Länsstyrelsen)

Villkor 10 A

Trafikverket noterar att länsstyrelsen medger Trafikverkets yrkande om tillägg till villkor 10 A.

Villkor 12 C

Trafikverket instämmer i länsstyrelsens förslag till formulering av villkor 12 C. Villkoret ska således formuleras enligt följande.



Åtgärden veteranisering av träd ska vara genomförd innan befintliga träd i vägområdet avverkas. Åtgärden anläggande av faunadepåer ska genomföras senast i samband med avverkning av träd i och intill vägområdet.

Trafikverket instämmer även i den motivering som länsstyrelsen framför i yttrandet kring veteraniseringens ekologiska funktion. Det kan även noteras att veteraniseringen i praktiken kommer att vara genomförd ett år innan avverkning av träd kommer ske på grund av det villkor som föreslagits i det mål som avser frågan om behov av artsskyddsdispens.

Villkor 11 B

Det kan noteras att efter denna ändring kommer villkor 12 C och villkor 11 B att motsäga varandra trots att de avser samma åtgärder. Villkoret 11 B bör därför justeras så att det får samma innebörd som villkor 12 C. Trafikverket har dock inte överklagat formuleringen av villkor 11 B men det torde med tillsynsmyndighetens (vilket även är den ursprungliga beslutsinstansen) medgivande gå att ändra även i överinstans.

Arter som omfattas av anmälan

Länsstyrelsen har uppmärksammat att det finns vissa skillnader mellan olika tabeller och listor i målet avseende arter som påträffats. Länsstyrelsen har därför påtalat att Trafikverket behöver förtydliga vilka arter som påträffats inom vägkorridoren vid inventeringarna och beskriva påverkan på kontinuerlig ekologisk funktion samt bevarandestatus för tillkommande arter.

År 2012 genomförde Naturcentrum AB en inventering av häckfåglar i och i direkt anslutning till vägkorridoren. Totalt påträffades 63 arter, varav 56 med häckningskriterier motsvarande möjlig till säker häckning. Totalt 20 av de påträffade arterna bedömdes som prioriterade eftersom de fanns med i EU:s fågel-direktiv (1 art), var rödlistade arter (4 arter) eller var arter som minskat mer än 50 % under perioden 1975-2005 (15 arter). Se tabell 1 sidan 11 i bilaga 4 i 12 kap. 6 § samrådet (Fågelinventeringar inom vägkorridor för väg 940, Rösan – Forsbäck, sammanställning fältinventeringar med särskild inriktning på fåglar inom artskyddsförordningen, Naturcentrum AB rapport 2012-09-03).



Alla dessa arter, förutom turkduva, tas upp i 12 kap 6 § samrådet, se tabell nedan och sidan 44 i anmälan. Turkduva togs bort då den inte längre är rödlistad (ArtDatabanken 2015) och därmed inte längre prioriterad.

Tabell 11. Observerade fåglar som skall prioriteras enligt naturvårdsverkets handbok.

Fågelart	Häckningskriterium	Prioriterat enligt/klassning
Brun kärnhök	Endast överflygande	EU:s fågeldirektiv
Gråtrut	Endast överflygande	Rödlistad 2015, Sårbar (VU)
Skrattmås	Endast överflygande	Minskande >50%
Gök	Möjlig	Minskande >50%
Tornseglare	Möjlig	Rödlistad 2015, Sårbar VU
Gröngöling	Trolig	Rödlistad 2015, Nära hotad NT
Mindre hackspett	Trolig	Rödlistad 2015, Nära hotad NT
Trädpiplärka	Möjlig	Minskande >50%
Gulärta	Endast överflygande	Minskande >50%
Järnsparv	Möjlig	Minskande >50%
Näktergal	Möjlig	Minskande >50%
Rödstjärt	Trolig	Minskande >50%
Buskskvätta	Möjlig	Rödlistad 2015, Nära hotad NT
Grå flugsnappare	Möjlig	Minskande >50%
Grå kråka	Möjlig	Minskande >50%
Stare	Säker	Rödlistad 2015, Sårbar VU
Gråsparv	Säker	Minskande >50%
Sävspurv	Möjlig	Rödlistad 2015, Sårbar VU
Gulspurv	Möjlig	Rödlistad 2015, Sårbar VU

Dessa 19 arter tas även upp i bilaga 8 i anmälan, sidan 37-38 (Bedömning av bevarandestatus och behov av skyddsåtgärder för några fridlysta arter vid väg 940 Forsbäck – Rösan, Naturcentrum AB rapport 2017-06-21).

I bilaga 2 i anmälan (Utredning om skyddade arter, biotopskydd och naturmiljöer med höga naturvärden inom vägkorridor för väg 940, Rösan – Forsbäck, Kungsbacka kommun daterad 2012-12-13) hänvisas till den fågelinventering som gjordes 2012, t.ex. på sidan 6. I bilaga 3 i utredningen finns dock en tabell med fler fågelarter än de som påträffades vid fågelinventeringen.

Förutom de fågelarter som påträffades vid inventeringen har även arter som rapporterats i landskapet (kringlandskapet³) i artportalen/svalan tagits med i tabellen. Utöver de 19 arter som angivits i anmälan finns följande 11 arter med i tabellen, se sammanfattande tabell nedan.

³ Observera att detta skiljer sig mot området för fågelinventeringen som gjordes i vägkorridoren och i direkt anslutning till densamma.



Tabell. Sammanfattning av arter i tabell bilaga 3 A som ej tagits med i anmälan med kommentar.

Fågelart	Kringlandskap/vägkorridor	Prioriterat enligt/klassning	Kommentar
Fiskgjuse	I kringlandskapet	EU:s fågeldirektiv	I kringlandskapet utanför vägkorridoren
Enkelbeckasin	I kringlandskapet	Minskande >50%	I kringlandskapet utanför vägkorridoren
Tretåig mås	I kringlandskapet	Rödlistad 2015, Starkt Hotad EN	I kringlandskapet utanför vägkorridoren
Skogsduva	I kringlandskapet	NT 2005	Ej längre rödlistad eller prioriterad, i kringlandskapet utanför vägkorridoren.
Turkduva	Vägkorridor	NT 2010	Borttagen i 2015 års rödlista, ej längre prioriterad
Spillkråka	Vägkorridor	EU:s fågeldirektiv (Rödlistad 2015, Nära hotad NT)	Oklart var notering inom vägkorridoren gjorts.
Hussvala	I kringlandskapet	Minskande >50% (Rödlistad 2015, Sårbar VU)	I kringlandskapet utanför vägkorridoren
Gransångare	I kringlandskapet	Minskande >50%	I kringlandskapet utanför vägkorridoren
Entita	I kringlandskapet	NT 2005	Ej längre rödlistad, Ej prioriterad, I kringlandskapet utanför vägkorridoren.
Nötkråka	I kringlandskapet	Rödlistad 2015, Nära hotad NT	I kringlandskapet utanför vägkorridoren
Domherre	I kringlandskapet	Minskande >50%	I kringlandskapet utanför vägkorridoren

Av dessa 11 arter är 9 arter angivna som förekommande i kringlandskapet och 2 i vägkorridoren (turkduva och spillkråka). Rödlistningen för turkduva togs bort 2015 och arten är därför inte längre prioriterad.

För arterna som noterats i kringlandskapet bedöms det inte som sannolikt att ekologisk kontinuerlig funktion eller bevarandestatus, ens på lokal nivå, försämras av den planerade vägen.

Var noteringen om spillkråka inom vägkorridoren härrör ifrån har inte kunnat klargöras. Fynd av spillkråka utanför vägkorridoren finns rapporterade i artportalen. Bedömd påverkan på kontinuerlig ekologisk funktion samt bevarandestatus för spillkråka har redovisats ovan under Aktbilaga 6.



Aktbilaga 25 (Naturskyddsföreningen m.fl.)

Trafikverkets förslag till villkor 10 A avser skyddsåtgärder för kopparödlor, snok och skogsödlor. Möjligheten att göra vissa få och mycket begränsade åtgärder även under tidsrestriktionen kommer användas restriktivt och endast i de fall när någon annan lösning inte är lämplig. Den kommer vidare inte att påverka dessa arters bevarandestatus i området. Länsstyrelsen har även godkänt aktuellt undantag.

Angående effekten av veteranisering, se ovan under rubriken "Aktbilaga 6".

Fredrik Niord

Bilagor

1. Vedinsekter i vitryggsområden - före och efter skötselåtgärder, Länsstyrelsen i Västra Götaland, Rapport 2012:22.
2. Lövträdsberoende fågelarter i Färnebofjärdens nationalpark, En inventering 2014, Länsstyrelsen i Gävleborgs län.
3. Tidningsartikel "Veteranisering – Verktyg istället för tid"



LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN

Vedinsekter i vitryggsområden

- före och efter skötselåtgärder



Rapportnr: 2012:22

ISSN: 1403-168X

Rapportansvarig: Ulrika Sjöberg

Författare: Thomas Appelqvist & Mattias Lindholm, Pro Natura

Foto: Fredrik Wilde, länsstyrelsen Värmland

Utgivare: Länsstyrelsen i Västra Götalands län, naturvårdsenheten

Rapporten finns som pdf på www.lansstyrelsen.se/vastragotaland under
Publikationer/Rapporter

Förord

Denna rapport sammanfattar resultaten av fyra års uppföljning av effekter på insektsfaunan i utpekade områden inom åtgärdsprogrammet för bevarande av vitryggig hackspett och dess livsmiljöer. Åtgärdsprogrammet är gemensamt antaget av Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen, och samordnar naturvårdsinsatser som utförs av länsstyrelser, Skogsstyrelsen, företag och föreningar.

Åtgärdsprogram för hotade arter är en viktig del i arbetet för att nå de svenska miljökvalitetsmålen som riksdagen har antagit. Åtgärdsprogrammet för bevarande av vitryggig hackspett och dess livsmiljöer är framför allt kopplat till miljökvalitetsmålen "Levande skogar" och "Ett rikt växt- och djurliv".

Den vitryggiga hackspetten är en akut hotad art och samtidigt en så kallad "paraplyart" för andra arter som är knutna till samma livsmiljö. Detta innebär att om man riktar naturvårdsinsatser på att rädda den vitryggiga hackspetten så förväntas en mängd andra hotade arter också gynnas. Åtgärdsprogrammet har hittills varit framgångsrikt när det gäller åtgärder för att skapa död lövträdsved i utvalda områden. För att undersöka om åtgärderna ökar födotillgången för vitryggig hackspett, samt hjälper andra rödlistade arter, initierade länsstyrelserna i Västra Götalands och Värmlands län denna uppföljning.

Glädjande nog har vi de senaste åren sett en liten ökning av antalet häckningar av vitryggig hackspett. Det gläder oss nu också att denna insektsuppföljning så tydligt visar att biotopvårdsåtgärderna får de förväntade effekterna.

Rapportförfattarna T. Appelqvist & M. Lindholm, Pro Natura, som även utfört arbetet med uppföljningen, ansvarar för rapportens innehåll och tackas varmt för sin insats!

Ulrika Sjöberg

Innehållsförteckning

Innehållsförteckning	- 1 -
Bakgrund.....	- 2 -
Metod	- 4 -
Statistiska analyser	- 4 -
Lokalbeskrivningar	- 5 -
Resultat	- 6 -
Vedinsekter som är föda åt vitryggig hackspett.....	- 6 -
Totalt artantal	- 7 -
Rödlistade arter.....	- 8 -
Diskussion	- 10 -
Effekt på vedinsekter som är föda åt vitryggig hackspett.....	- 10 -
Effekt på rödlistade vedinsekter	- 11 -
Totalt artantal	- 11 -
Referenser	- 12 -
Bilaga 1. Grunddata 2007-2010.....	- 13 -

Bakgrund

Vitryggig hackspett är ett av våra mest specialiserade ryggradsdjur med krav på omfattande arealer av lövträdsrika livsmiljöer med äldre lövträd och ett stort inslag av döende och död lövved (Carlson 2000). Exempel på typiska s.k. ”vitryggsmiljöer” är lövnaturskogar, lövrika blandskogar, lövbrännor, lövstrandskogar och lövsumpskogar. De viktigaste trädslagen är asp, björk, al och sälg eftersom de har den insektsföda vitryggen lever av. Skalbaggs larverna till olika arter av långhorningar hör till favoriterna.

Vitryggen är både en indikatorart för hotade naturtyper och en s.k. paraplyart för ett stort antal hotade arter med liknande biotopkrav. Genom att inrikta skyddsarbetet på den mest krävande arten i en viss livsmiljö får man ett ”skyddande paraply” för andra, mindre krävande arter med samma habitatbehov. För hotade vedlevande insekter har man i finska studier kommit fram till att just vitryggen skulle kunna användas som paraplyart (Törneblom m.fl. 2007).

Tidigare var vitryggen en relativt vanlig hackspett i Sverige, men på grund av det senaste århundradets storskaliga förändringar av skogslandskapet riskerar nu arten att försvinna från Sverige. Idag återstår endast fragment av lämpliga häckningsbiotoper. Vitryggig hackspett är klassad som akut hotad (CR) enligt Artdatabankens rödlista (Gärdefors m.fl. 2010) och 2010 uppskattades antalet reproduktiva individer i Sverige till ca 20 (Stighäll 2010). Eftersom vitryggen inte kommer att återhämta sig utan särskilda insatser har Naturvårdsverket har upprättat Åtgärdsprogram för bevarande av Vitryggig hackspett och dess livsmiljöer (Mild & Stighäll 2005).

Åtgärdsprogrammet innehåller en mängd åtgärdsförslag där naturvårdsinriktad skötsel och restaurering av lämpliga biotoper ingår som en viktig del i arbetet. En del av dessa åtgärder utförs på formellt skyddad mark som i naturreservat. De biotopförbättrande åtgärderna innebär främst uthuggning av gran där det utgör ett hot mot lövträden, och skapande av död stående lövved, främst asp, björk och al. Arbetet sker på beståndsnivå med utgångspunkt från ett landskapsperspektiv.

Uthuggning av gran syftar framförallt till att förlänga lövträdsfasen, öka andelen lövträd i ett bestånd, gynna äldre träd och skapa solbelysta stammar. Åtgärderna bidrar också till att skapa mer varierade bestånd, samtidigt som de stimulerar dimensionstillväxt och föryngring av lövträd. Skapande av död stående lövved syftar till att på kort sikt gynna insekter som lever på döende och döda lövträd och därmed öka mängden insekter som är föda åt hackspettar. Som sekundär effekt ger skapandet av död ved dessutom mer flerskiktade, luckiga och på sikt olikåldriga bestånd. Artdatabanken har bedömt vilka rödlistade arter av lavar, mossor,

svampar, skalbaggar och fåglar som förväntas att gynnas av de biotopförbättrande åtgärderna. De kom fram till att totalt 180 rödlistade arter, varav 64 skalbaggar, påtagligt skulle gynnas (Mild & Stighäll 2005).

Länsstyrelsen i Västra Götalands län och Länsstyrelsen i Värmlands län har inom ramen för Åtgärdsprogrammet utfört naturvårdsåtgärder för vitryggiga hackspetten i skyddade områden. I samband med detta har vi undersökt skalbaggsfaunan för att dokumentera åtgärdernas effekt. Frågeställningar som denna undersökning ska försöka att besvara är:

- Hur stor effekt uppnås med naturvårdsåtgärderna med avseende på vedinsekter som är föda åt vitryggig hackspett?
- Vilka rödlistade arter gynnas av naturvårdsåtgärderna?
- Hur lång tid finns effekten kvar?

Utformningen av undersökningen har skett i ett samarbete mellan uppdragsgivare och utförare. Utförare var Thomas Appelqvist och Mattias Lindholm (Pro Natura). Uppdragsgivare var Ulrika Sjöberg (nationell samordnare för åtgärdsprogrammet vitryggig hackspett, Länsstyrelsen i Västra Götalands län). Övriga medverkande var Torbjörn Nilsson (Länsstyrelsen i Värmlands län), Hans Alexandersson, Nelly Grönberg (Länsstyrelsen i Västra Götalands län), Jarmo Kukka (Skogsstyrelsen) och Fredrik Wilde (Länsstyrelsen i Värmlands län). Statistiska analyser utfördes av Anna Stenström (Länsstyrelsen i Västra Götalands län).



Metod

Undersökningen utfördes på fem lokaler under åren 2007 till 2010. Inom varje lokal har naturvårdsåtgärder utförts och i samband med detta har vedlevande skalbaggar inventerats - före och efter åtgärderna. Varje lokal bestod av ett åtgärdsområde och ett kontrollområde som lämnades utan åtgärder. I åtgärdsområdet avverkades och ringbarkades granar. Aspar och björkar friställdes, ringbarkades och topphögs. Åtgärderna utfördes under januari-mars 2008 i Baljåsens, Kölvikens och Gillbergasjöns naturreservat, och januari-mars 2009 i Gårdsvik 1 och Gårdsvik 2. 2007, 2009 och 2010 inventerades samtliga lokaler. 2008 inventerades samtliga lokaler utom Gårdsvik 1 och Gårdsvik 2.

Vid inventeringen användes fönsterfällor som placerades på stående aspar eller björkar. Fem fönsterfällor sattes upp per kontrollområde respektive åtgärdsområde. I Baljåsens och Kölvikens naturreservat sattes fällorna på två aspar och tre björkar per kontroll- och åtgärdsområde, och på de övriga lokalerna sattes fällorna på endast björk. Fönsterfällorna bestod av en ca 30 x 40 cm stor, genomskinlig plastskiva som var uppsatt vinkelrät på trädstammarna. I nederkanten av plastskivan placerades ett uppsamlingskärl med konserverande vätska och några droppar diskmedel. Fällorna satt uppe i maj till augusti respektive år områdena inventerades.

Alla skalbaggar och andra naturvårdsintressanta, vedlevande insekter bestämdes om möjligt till art och individräknades. Arterna delades upp i de som utgör föda åt vitryggig hackspett, d.v.s. större än 3 mm och lever i ved. Vi har valt att inkludera vissa vedinsekter som lever i gran eftersom gran kan utgöra temporära födosöksmiljöer åt vitrygg hackspett (Aulén 1988, Czeszewik 2009). Vissa barkborrar (både på gran och lövträdslevande) har inkluderats i gruppen som är potentiell föda åt vitryggig hackspett trots att de inte når upp till storleken 3 mm. eftersom vi har gjort den bedömningen att de trots detta under vissa omständigheter kan bli föda åt hackspetten. Några skalbaggar som överstiger 3 mm i storlek inkluderades inte i gruppen som är potentiell föda åt vitryggig hackspett. Detta gäller exempelvis släktet *Anisotoma*. Detta släkte lever framförallt av slemsvampar och vistas då i en miljö där hackspetten förmodligen inte genomsöker.

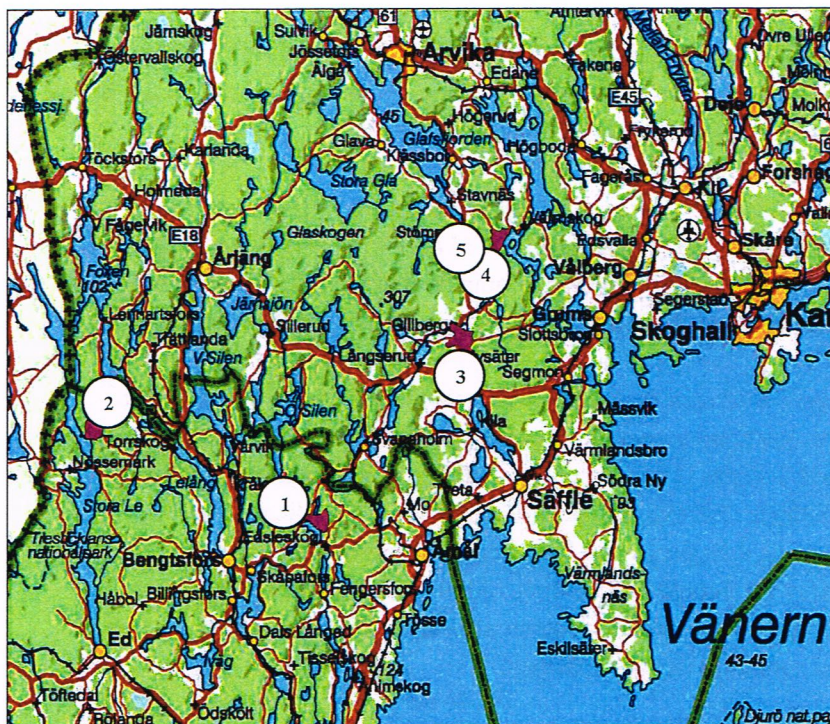
Statistiska analyser

Data från alla fem fällorna inom varje område (åtgärds- eller kontroll) under ett år slogs ihop och analyserades tillsammans. Datat var normalfördelat och efter kvadratrotstransformering var även skillnaderna mellan varianserna små. Kvadratrotstransformering är lämplig vid data som består av antal (Zar, 1996). Skillnaden mellan antal individer som är föda åt vitryggig hackspett samt skillnaden mellan rödlistade arter i kontrollområde och åtgärdsområde analyserades

med 2-vägs ANOVA-test och Tukeys post hoc-test med åtgärd och tid efter åtgärd som faktorer.

Lokalbeskrivningar

De fem lokalerna i undersökningen var Baljåsens naturreservat, Kölvikens naturreservat, Gillbergasjöns naturreservat, Gårdsvik 1 och Gårdsvik 2.



Lokalernas läge i rosa:

1 Baljåsen, 2 Kölviken, 3 Gillbergasjön, 4 Gårdsvik 1 och 5 Gårdsvik 2.

Baljåsens naturreservat ligger i Edsleskog socken i Norra Dalsland, ca 15 km väster om Åmål. Naturreservatet är starkt kuperat med flera höjder som avgränsas av djupa dalgångar. Högst upp på höjderna finns magra tallskogar medan dalgångarna och sluttningarna innehåller även rikare skogsmarker med örtrika granskogar och ädellövskogar med ek, lind lönn och alm. Kontrollområdet ligger i en sydsluttning med granskog av lågörttyp med stort inslag av asp och björk, koordinat 655420; 1308820. Åtgärdsområdet ligger i en västsluttning med granskog av lågörttyp med stort inslag av asp och björk, koordinat 6554590; 1308950. Markfloran är ställvis rik med arter som skogssvingel, vårärt, vippärt, blåsippa, skogsknipprot, skogsknipprot och skogsvicker.

Kölvikens naturreservat ligger i Torrskogs socken i Norra Dalsland, ca 30 km nordväst om Bengtsfors. Naturreservatet består av naturskogsartade barr-blandskogar med mycket asp och björk. Kontrollområdet ligger i en granskog av blåbärstyp med stort inslag av tall, asp och björk, koordinat 6570820; 1277850. Åtgärdsområde ligger i en granskog av blåbärstyp med stort inslag av tall, asp och björk, koordinat 6571080; 1278080. Markfloran är fattig med en del nordliga inslag som bollvitmossa.

Gillbergasjöns naturreservat ligger i Gillberga socken i Värmland, ca 20 km nord-nordväst om Säffle. Naturreservatet består främst av ett stort våtmarksområde med öppna vattenytor, strandängar och sumpskogar. I kanten av Gillbergasjön finns stora dikade områden som är planterade med gran men det finns även ett stort inslag av björk. Både kontrollområdet och åtgärdsområdet ligger i sådan skogsmark. Kontrollområdet har koordinat 6579780; 1327430, och åtgärdsområdet har koordinat 6579940; 1327320. Markfloran är utarmad i de täta planteringarna men intill diken och kärr finns mycket skogssäv, missne, grenrör och springkorn.

Gårdsvik ligger i Gillberga församling i Värmland, ca 30 km norr om Säffle. Gårdsvik är en östsluttning med granskog av örttyp som har stort inslag av asp och björk. Gårdsvik 1 ligger i södra delen av sluttningen. Kontrollområdet har koordinat 6593000; 1332190, och åtgärdsområdet har koordinat 6592950; 1333160. Gårdsvik 2 ligger ca 500 längre norrut längs östsluttningen. Kontrollområdet har koordinat 6593480; 1332440, och åtgärdsområdet har koordinat 6593560; 1332330. Markfloran är av fattig blåbärstyp men har bitvis inslag av örter som vispstarr och blåsippan.

Resultat

Vedinsekter som är föda åt vitryggig hackspett

10 664 individer fångades i fällorna under 2007-2010, varav 2 918 av dessa är potentiell föda åt vitryggig hackspett (diagram 1 och 2).

Vid jämförelser mellan åren så är året innan åtgärd signifikant skild från de övriga åren (2-vägs ANOVA, F (behandlingstid) = 46,45, p (behandlingstid) < 0,001; F (behandling) = 47,24, p (behandling) < 0,001; F (behandlingstid × behandling) = 7,350, p (behandlingstid × behandling) = 0,001).

Vid jämförelser mellan kontrollområdena och åtgärdsområdena under åren 2008 till 2010 var det en signifikant skillnad mellan kontrollområdena och åtgärdsområdena (2-vägs ANOVA, F (behandlingstid) = 1,15, p (behandlingstid) = 0,338; F (behandling) = 58,72, p (behandling) < 0,001; F (behandlingstid ×

behandling) = 0,025, p (behandlingstid \times behandling) = 0,976). Medelantalet individer per kontrollområde var 35 (SD \pm 28) och per åtgärdsområde 168 (SD \pm 62). Det innebär nästan sju gånger fler individer i de åtgärdade jämfört med kontrollområdena. Det fanns ingen skillnad mellan åren efter att åtgärden är gjord. Vi kan därför inte se att effekten av åtgärderna ännu har börjat klinga av.

363 olika arter fångades i fällorna under 2007-2010, varav 104 av dessa är potentiell föda åt vitryggig hackspett. De tio vanligaste arterna som är potentiell föda var: *Triplax russica* (444 fynd), åttatandad barkborre *Ips typographus* (304 fynd), brokig svampsvartbagge *Diaperis boleti* (252 fynd), större mörkborre *Tomicus piniperda* (217), *Melanotus castanipes* (181 fynd), *Endomychus coccineus* (161), björksplintborre *Scolytus ratzeburgi* (148 fynd), *Ampedus nigrinus* (107 fynd), barrträdslöpare *Rhagium inquisitor* (96 fynd) och lövträdslöpare *Rhagium mordax* (93 fynd). Av dessa så förekom *Endomychus coccineus*, barrträdslöpare *Rhagium inquisitor* och lövträdslöpare *Rhagium mordax* nästan uteslutande i åtgärdsområden.

Totalt artantal

Efter åtgärden ökade antalet arter i åtgärdsområdena jämfört med kontrollområdena. Före åtgärd var medelantalet arter i åtgärdsområdena 59 (SD \pm 13) och i kontrollområden 66 (SD \pm 10). 1:a året efter åtgärd var medelantalet arter i åtgärdsområdena 132 (SD \pm 19) och i kontrollområdena 49 (SD \pm 19). 2:a året efter åtgärd var medelantalet arter i åtgärdsområdena 142 (SD \pm 32) och i kontrollområdena 56 (SD \pm 11). 3:e året efter åtgärd var medelantalet arter i åtgärdsområdena 153 (SD \pm 4) och i kontrollområdena 77 (SD \pm 4).

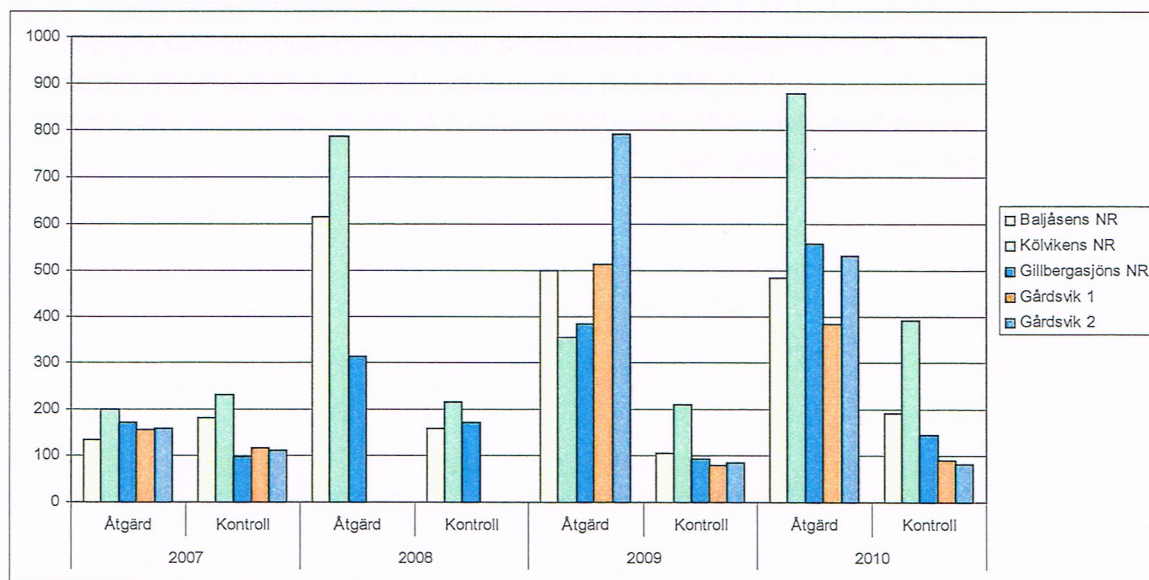


Diagram 1. Totalt antal fångade individer per område och år.

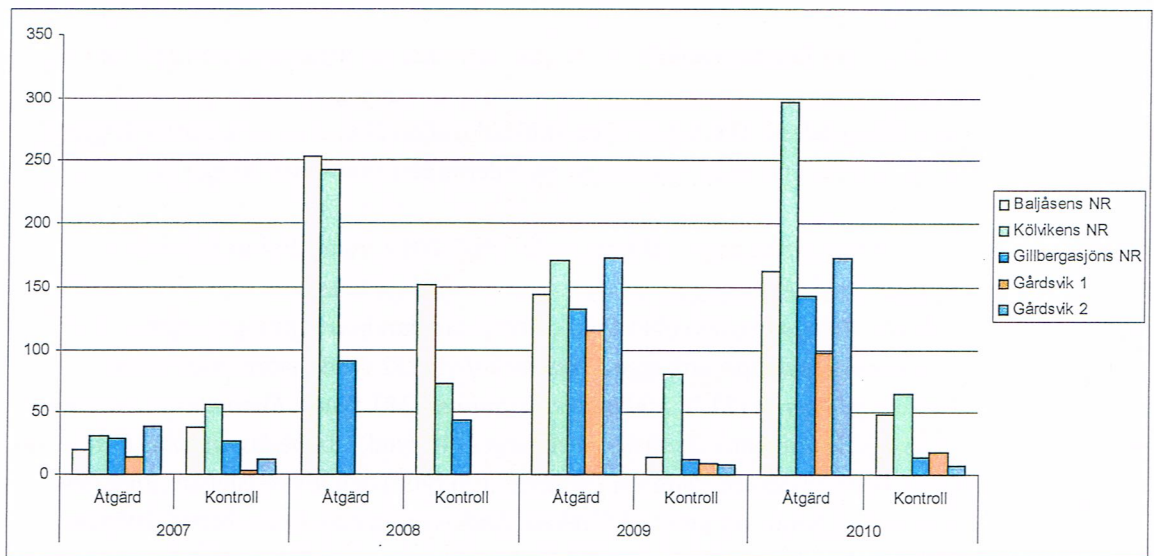


Diagram 2. Antal fångade individer som är födda åt vitryggig hackspett per område och år.

Rödlistade arter

18 rödlistade arter (Gärdenfors 2010), fångades i fällorna under 2007-2010 (tabell 1). 17 av dessa är skalbaggar och en art är en solitärgeting (*Symmorphus murarius*). Det totala individantalet var 108 stycken.

Vid jämförelser mellan åren hittades ingen skillnad i antal rödlistade arter. Det fanns dock signifikant fler rödlistade arter i åtgärdsområden än i kontrollområden (2-vägs ANOVA F (behandlingstid) = 0,662, p (behandlingstid) = 0,297; F (behandling) = 4,50, p (behandling) = 0,006; F (behandlingstid) \times behandling = 2,23, p (behandlingstid \times behandling) = 0,107). Medelantalet rödlistade arter per åtgärdsområde var 5,5 (SD \pm 3,7) och per kontrollområde 1,25 (SD \pm 1,5). Eftersom det inte finns någon skillnad mellan åren så har antalet rödlistade arter inte avtagit med tiden efter åtgärdena.

	2007	2008-2010	
		Åtgärds- område	Kontroll- område
Spindelbock <i>Aegomorphus clavipes</i> (NT)	0	2	0
Orange rödrock <i>Ampedus nigroflavus</i> (NT)	0	1	0
Platt gångbagge <i>Cerylon deplanatum</i> (NT)	4	5	0
<i>Cis dentatus</i> (NT)	1	0	3
Svart ögonknäppare <i>Denticollis borealis</i> (NT)	0	1	0
<i>Gonotropis dorsalis</i> (NT)	0	1	0
<i>Ipidea binotata</i> (NT)	2	21	0
<i>Microrhagus lepidus</i> (NT)	1	1	2
Rödhalsad vedsvampbagge <i>Mycetophagus fulvicollis</i> (NT)	0	1	0
Gulbandad brunbagge <i>Orchesia fasciata</i> (NT)	3	1	0
Liten brunbagge <i>Orchesia minor</i> (NT)	0	0	1
Svartbrun brunbagge <i>Phloiotrya rufipes</i> (NT)	0	0	1
<i>Platysoma lineare</i> (NT)	0	2	0
Grön aspvedbock <i>Saperda perforata</i> (NT)	0	1	0
Större vedgeting <i>Symmorphus murarius</i> (VU)	0	1	0
<i>Triplax rufipes</i> (NT)	2	0	1
Aspborre <i>Trypophloeus asperatus</i> (NT)	0	1	0
<i>Xylophilus corticalis</i> (NT)	7	31	9

Tabell 1. Antal fångade individer som är rödlistade enligt Gärdenfors 2010.

Diskussion

Effekt på vedinsekter som är föda åt vitryggig hackspett

Resultatet visar tydligt att naturvårdsåtgärderna har en stor effekt på mängden föda för vitryggig hackspett. Åtgärderna utfördes i de flesta fall i ganska liten omfattning. Det var egentligen endast de träd som fällorna satt på som hade åtgärdats (ringbarkats och/eller topphuggits) och frihuggningsen från gran var också ganska liten. Trots detta var effekten mycket stor. Vanligtvis är åtgärderna för vitryggig hackspett mer kraftfulla med fler ringbarkade träd över större arealer. Det är rimligt att anta att sådana områden är mycket goda miljöer för vitryggig hackspett och att den mängden föda som produceras är av betydelse.

Metoden som användes (fönsterfällor) fångar främst arter som är flygbenägna och man missar därför en del arter som kan vara viktiga bytesdjur för vitryggig hackspett. Ett sådant exempel är svartbaggen *Bolitophagus reticulatus* som endast fångades i ett litet antal. Den lever i fnösktickor och bör uppvisa en viss ökning i åtgärdsområdena. Den uteblivna ökningen beror sannolikt på att fnösktickorna ännu inte har nått rätt stadium för arten eller att den är mindre flygbenägen.

Det går inte att se att områdena har slutat producera vedinsekter eller att effekten har börjat minska. Redan första säsongen efter åtgärderna så skedde det en markant ökning som inte har avtagit under det tredje året. Det är fortfarande många av de insekter som anländer tidigt som står för en stor del av ökningen. Den här utdragna effekten beror förmodligen på att det finns en variation hur snabbt träden dör. En del träd dog redan under första året efter åtgärderna medan andra hade fortfarande gröna löv under det tredje året. Det här har betydelse för hur länge effekten av åtgärderna finns kvar.

Från diagram 1 och 2 kan man utläsa att mellanårsvariationen inte var särskilt stor. Baljåsens kontrollområde 2009 uppvisar emellertid en liten ökning som förmodligen beror på en avverkning som skedde i ett närliggande bestånd. Det var även en liten ökning i Kölvikens kontrollområde 2009. Det året fångades många exemplar av den svamplevande skalbaggen *Triplax russica* i området. Den är knuten till svampar som fnöskticka och björkticka som i sin tur främst eller uteslutande förekommer på björkar. Förmodligen har det skett en kläckning i närheten av fällorna som har gett denna topp.

Den här undersökningen var inte designad för att studera om det är någon skillnad mellan trädslag med avseende på insekter som är föda åt vitryggig hackspett. Det är

dock rimligt att tro att det finns vissa skillnader mellan trädslagen. Björk bryts till exempel ned snabbare än asp och bör totalt sett inte producera lika mycket.

Effekt på rödlistade vedinsekter

Resultatet visar en tydlig ökning av antalet rödlistade arter i de åtgärdade områdena. Det fanns cirka fyra gånger fler rödlistade arter i åtgärdsområdena jämfört med kontrollområdena. *Ipidia binotata* och *Xylophilus corticalis* har ökat mest av samtliga rödlistade arter och sedan är det många arter som har fångats någon enstaka gång. *Ipidia binotata* är en art som främst förekommer på granar med klibbticka men som efter stormfällan, bränder etc. kan blomma upp och påträffas på de flesta trädslag. Halvknäpparen *Xylophilus corticalis* är en föga kräsen art som håller till godo med torrakor av de flesta trädslag och även i ganska kläna dimensioner. Vi har under senare år (2000-talet) noterat den på al, björk, asp, tall, gran och ek på många olika platser i de sydvästra delarna av Sverige. Det är något av en karaktärsart för naturskogar i denna del av landet. Båda arterna har förmodligen funnits i närområdet när åtgärderna utfördes. De andra rödlistade arterna är inte lika allmänna och har inte samma spridning. Inslaget av dessa – som hör till de mest sällsynta arterna - varierar annars mycket och under 2008 tillkom två (som sedan inte har påträffats); under 2009 fyra (som sedan inte har påträffats) och under 2010 påträffades åter igen fyra för undersökningen ”nya” rödlistade arter! Detta mönster ger oss en klar indikation på att vårt stickprov är för litet för att kunna uttala oss om dessa sällsynta arter.

Totalt artantal

Den här studien kan bara bekräfta att den vitryggiga hackspetten är en paraplyart åt andra arter i samma miljö. Effekten är förmodligen ännu större än vad vi ser här när antalet åtgärdade träd är fler och det har gått längre tid sedan åtgärderna utfördes.

Referenser

- Aulén G. 1988. Ecology and distribution history of the Whitebacked Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Sweden. Ph.D. thesis. Rep. 14. University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Carlson A. 2000. The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: the White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*). *Forest Ecology and Management* 131 (2000). 215-221.
- Czeszcwewik D. 2009. Foraging behaviour of White-backed Woodpeckers *Dendrocopos leucotos* in a primeval forest (Białowieża National Park, NE Poland): dependence on habitat resources and season. *Acta Ornithologica* Vol. 44 (2009) No. 2
- Gärdenfors U. (ed.) 2010. Rödlistade arter i Sverige 2010. Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Mild, K. & Stighäll, K. 2005. Åtgärdsprogram för bevarande av vitryggig hackspett (*Dendrocopos leucotos*) och dess livsmiljöer. Rapport 5486, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Stighäll K. 2010. Artfaktablad Vitryggig hackspett *Dendrocopos leucotos*. Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Törneblom J; Degerman E; Roberge J-M; Angelstam P och Eriksson T. 2007. Vitrygg och lax – två paraplyarter för funktionella land- och vattenmiljöer? Fakta Skog nr 3 2007. SLU.
- Zar, J.H. (1996) *Biostatistical analysis*, Prentice-Hall International, London

Bilaga 1. Grunddata 2007-2010

Art	Vitryggsmat	Baljåsen		Kölviken		Gillberga-sjön		Gårdsvik 1		Gårdsvik 2	
		Åtgärd	Kontroll	Åtgärd	Kontroll	Åtgärd	Kontroll	Åtgärd	Kontroll	Åtgärd	Kontroll
<i>Abdera flexuosa</i>	o	1	0	0	0	4	0	0	0	0	1
<i>Abdera triguttata</i>	o	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Absidia schoenerri</i>	-	0	0	0	0	0	15	0	0	1	0
<i>Acidota crenata</i>	-	0	1	2	2	6	6	0	1	0	3
<i>Acrulia inflata</i>	-	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aegomorphus clavipes</i>	o	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Agathidium badium</i>	-	5	1	1	1	0	2	0	0	5	1
<i>Agathidium nigripenne</i>	-	12	0	0	0	1	1	0	2	1	0
<i>Agathidium pisanum</i>	-	2	0	0	0	2	0	3	0	3	1
<i>Agathidium rotundatum</i>	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Agriotes obscurum</i>	-	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Alosterna tabacicolor</i>	o	0	0	0	0	2	2	0	0	1	0
<i>Ampedus balteatus</i>	o	14	4	4	6	2	8	2	4	6	0
<i>Ampedus nigrinus</i>	o	10	0	8	0	63	5	12	4	2	0
<i>Ampedus nigroflavus</i>	o	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0
<i>Ampedus pomorum</i>	o	2	0	2	1	4	0	1	0	0	0
<i>Ampedus tristis</i>	o	0	1	0	0	1	0	0	0	2	0
<i>Anaspis flava</i>	-	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0

<i>Anaspis frontalis</i>	-	12	25	19	5	6	12	1	2	4	1
<i>Anaspis marginicollis</i>	-	1	5	1	1	0	0	0	0	0	1
<i>Anaspis rufilabris</i>	-	15	24	19	27	4	6	6	8	5	4
<i>Anatis ocellata</i>	-	0	0	0	0	0	5	0	0	0	1
<i>Ancistrocerus spp.</i>	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anidorus nigrinus</i>	-	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Anisotoma castanea</i>	-	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Anisotoma glabra</i>	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Anisotoma humeralis</i>	-	0	0	0	1	1	1	2	4	2	7
<i>Anisotoma orbicularis</i>	-	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0
<i>Anobium punctatum</i>	-	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Anobium rufipes</i>	o	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anobium thomsoni</i>	o	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anobium thomsoni</i>	o	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anomognathus cuspiatus</i>	-	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Anomognathus cuspidatus</i>	-	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Anoplodera maculicornis</i>	o	4	4	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Anoplodera rubra</i>	o	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0
<i>Anoplodera sanguinolenta</i>	o	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anoplus roboris</i>	-	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Anoplus roboris</i>	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anthaxia quadripunctata</i>	o	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0
<i>Anthribus albinus</i>	o	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aphidecta oblitterata</i>	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Aphodius rufipes</i>	-	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Aphodius rufipes</i>	-	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Apion simile</i>	-	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Aplocnemus nigricornis</i>	-	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Aradus betulinus</i>	-	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Aradus rugosus</i>	-	43	19	21	2	4	2	14	0	18	2
<i>Arhopalis rustica</i>	o	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Aromia moschata</i>	o	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Arpidophorus orbiculatus</i>	-	0	1	2	0	6	2	2	9	1	2
<i>Asemum striatum</i>	o	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Aspidophorus orbiculatus</i>	-	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Athous haemorrhoidalis</i>	-	5	0	20	6	13	2	1	2	8	6
<i>Athous subfuscus</i>	-	67	72	94	95	85	38	24	21	37	21
<i>Atomaria atrata</i>	-	0	0	0	1	0	5	0	0	0	0
<i>Atomaria bella</i>	-	0	0	2	0	0	0	4	2	24	0
<i>Atomaria pusilla</i>	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Atomaria sp</i>	-	0	0	1	0	10	0	0	0	0	0
<i>Atomaria vespertina</i>	-	0	0	0	1	0	0	4	0	5	2
<i>Atrecus affinis</i>	-	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Bibloporus minutus</i>	-	1	1	2	2	0	0	0	1	0	0
<i>Bolitophagus reticulatus</i>	o	1	0	0	0	3	1	0	0	0	0
<i>Brachytarsus nebulosus</i>	-	1	2	0	1	0	2	2	0	3	4
<i>Bryoporus cernuus</i>	-	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Bryoporus cingulata</i>	-	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Byctiscus betulae</i>	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Bythinus bulbifer</i>	-	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0
<i>Callidium coriaceum</i>	o	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Calopus serraticornis</i>	o	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Calvia 14-guttata</i>	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cantharis figurata</i>	-	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Cantharis nigra</i>	-	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Cantharis pellucida</i>	-	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Ceratophorus morio</i>	-	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Cerylon deplanatum</i>	-	2	0	2	3	2	0	0	0	0	0
<i>Cerylon ferrugineum</i>	-	5	0	0	1	2	0	5	3	12	1
<i>Cerylon histeroides</i>	-	6	0	3	0	3	0	10	0	21	2
<i>Chernes cimicoides</i>	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chilocoris renipustulatus</i>	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Choreades marginatus</i>	o	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chrysis angustula</i>	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chrysis fulgida</i>	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chrysis ignita coll</i>	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chrysis viridula</i>	-	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cis alter</i>	-	13	2	5	0	0	0	0	3	0	0
<i>Cis boleti</i>	-	7	13	16	0	5	2	0	2	2	1
<i>Cis dentatus</i>	-	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1
<i>Cis glabratus</i>	-	0	3	5	3	2	0	0	0	0	0
<i>Cis hispidus</i>	-	15	6	2	1	8	0	0	0	0	2
<i>Clytus arietis</i>	o	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coeliodes rubicundus</i>	-	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Colon serripes</i>	-	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0

<i>Corticaria sp.</i>	-	19	30	65	40	0	0	0	0	0	0
<i>Corticeus linearis</i>	-	2	0	2	0	0	0	7	1	26	0
<i>Crossocerus</i>	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crossocerus assimilis</i>	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crossocerus leucostomus</i>	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Crossocerus vagabundus</i>	-	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cryphalus abietis</i>	-	4	0	18	0	2	4	7	0	12	4
<i>Cryphalus saltuarius</i>	-	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0
<i>Cryptocephalus labiatus</i>	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cryptocephalus nitidulus</i>	-	2	0	2	1	1	4	0	0	0	0
<i>Cryptophagus dentatus</i>	-	5	3	17	34	6	0	0	2	8	2
<i>Cryptophagus scanicus</i>	-	5	16	17	46	5	0	0	0	3	3
<i>Cryptorhynchidius laphati</i>	o	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Crypturgus hispidus</i>	-	0	1	19	1	0	0	17	0	16	4
<i>Crypturgus pusillus</i>	-	52	0	95	31	13	11	69	4	102	13
<i>Cychramus luteus</i>	-	0	2	4	8	17	13	20	34	8	19
<i>Cychramus quadripunctata</i>	-	0	2	0	2	3	20	9	18	9	13
<i>Cymbiodyta marginella</i>	-	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0
<i>Dacne bipustulata</i>	-	3	0	0	1	3	0	0	0	0	0
<i>Dadobia immersa</i>	-	0	0	1	1	2	0	0	0	2	0
<i>Dalopius marginataus</i>	-	62	28	16	7	118	43	21	10	34	18
<i>Dasytes cyaneus</i>	o	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dasytes obscura</i>	-	0	0	0	0	3	7	0	0	0	0
<i>Dasytes plumbeus</i>	-	0	0	0	0	0	0	2	2	0	1

<i>Dendrophagus crenatus</i>	o	0	0	6	1	3	3	2	3	0	0
<i>Dendrophilus corticalis</i>	-	1	0	3	6	1	0	0	0	0	0
<i>Denticollis borealis</i>	o	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Denticollis lineare</i>	o	0	0	1	0	5	4	1	0	0	0
<i>Diaperis boleti</i>	o	47	20	67	46	28	13	7	0	20	4
<i>Dictyoptera aurora</i>	o	0	2	1	1	0	0	0	0	1	0
<i>Discocoelus</i>	-	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dolkstekellik glasvinge</i>	o	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Dorcatoma dresdensis</i>	-	4	3	0	1	9	2	0	0	4	0
<i>Dorcatoma punctulata</i>	-	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Dorytomus tremulae</i>	-	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dromius agilis</i>	-	1	7	3	3	2	0	0	0	0	0
<i>Dromius fenestratus</i>	-	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dromius quadrimaculata</i>	-	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dryophilus pusillus</i>	-	0	3	0	0	4	0	0	0	0	0
<i>Ectemnius sp</i>	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Endomychus coccineus</i>	o	59	5	55	4	16	0	9	0	13	0
<i>Enicmus fungicola</i>	-	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Enicmus sp</i>	-	0	0	13	7	0	0	2	7	4	6
<i>Enicmus testaceus</i>	-	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0
<i>Epuraea angustula</i>	-	2	0	1	0	9	2	8	0	16	0
<i>Epuraea biguttata</i>	-	2	0	4	0	3	1	0	1	1	0
<i>Epuraea longulus</i>	-	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0
<i>Epuraea marseuli</i>	-	4	0	0	0	10	0	0	0	1	0
<i>Epuraea pusilla</i>	-	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epuraea pygmaea</i>	-	1	2	2	0	9	1	5	0	10	0

<i>Epuraea rufomarginata</i>	-	0	0	3	0	2	1	0	0	1	0
<i>Eremotes ater</i>	-	10	6	13	13	18	4	0	0	12	1
<i>Eremotus nitidipennis</i>	-	1	0	1	4	2	0	0	0	1	0
<i>Ernobius abietinus</i>	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ernobius mollis</i>	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ernobius nigrinus</i>	-	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euplectus karsteni</i>	-	0	0	3	0	2	0	0	0	1	0
<i>Euplectus nanus</i>	-	2	0	3	0	3	0	0	0	1	0
<i>Euplectus punctatus</i>	-	0	0	0	1	0	2	0	0	1	0
<i>Euplectus sp</i>	-	1	1	1	0	4	4	0	0	1	1
<i>Exochomus 4-pustulatus</i>	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Ferdinandea cuprea</i>	o	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gabrius splendidulus</i>	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gabrius trossulus</i>	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Gaurotes virgaurea</i>	o	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Geostiba circellaris</i>	-	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Glisrochilus quadripunctatus</i>	-	20	1	43	16	0	1	1	2	5	1
<i>Globicornis emarginata</i>	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Gnathoncus communis</i>	-	2	0	0	0	2	0	1	0	0	0
<i>Gnathoncus sp</i>	-	3	3	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Gonotropis dorsalis</i>	o	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Gyrophanaena boleti</i>	-	0	5	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Hallomenus binotatus</i>	o	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Hammerschmidtia ferruginea</i>	o	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haploglossa villosula</i>	-	15	26	64	61	20	0	16	1	0	0

<i>Hedobia imperialis</i>	o	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Homalota plana</i>	-	1	0	1	0	0	4	0	0	0	0
<i>Hylastes</i>	-	29	6	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hylastes cunicularius</i>	-	99	15	48	23	41	4	64	7	72	16
<i>Hylis cariniceps</i>	o	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hylis foveicollis</i>	o	1	0	0	0	0	0	3	0	4	0
<i>Hylobius abietis</i>	o	27	8	0	0	14	2	9	2	25	0
<i>Hylobius piceus</i>	o	7	0	0	0	1	4	0	0	0	0
<i>Hylobius pinastri</i>	o	16	0	3	0	5	3	1	0	9	1
<i>Hylocoetus dermestoides</i>	o	7	10	15	5	31	1	0	1	1	0
<i>Hylurgops palliatus</i>	-	5	12	80	62	2	8	12	7	38	1
<i>Ipedia binotata</i>	o	9	0	1	0	2	0	1	0	10	0
<i>Ips typographus</i>	o	103	0	28	0	12	4	50	3	101	3
<i>Isochnus flagellum</i>	-	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0
<i>Isochnus foliorum</i>	-	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Judolia sexmaculata</i>	o	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lagria hirta</i>	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Lampyrus noctiluca</i>	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Latridius hirtus</i>	-	0	1	1	0	2	0	0	0	0	0
<i>Latridius rugosus</i>	-	0	0	1	2	1	0	1	0	0	0
<i>Leptura quadrifasciata</i>	o	5	0	2	0	3	0	1	0	3	0
<i>Leptusa pulchella</i>	-	19	5	1	0	1	0	0	2	0	0
<i>Leptusa ruficollis</i>	-	16	4	2	1	0	0	0	0	0	0
<i>Librodor hortensis</i>	-	65	13	115	46	47	3	3	7	3	0
<i>Limonius aenoniger</i>	-	0	0	0	0	0	8	0	0	1	0
<i>Liotrichus affinis</i>	-	0	0	0	0	6	2	0	1	0	0

<i>Litargus connexus</i>	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Lochmaea capreae</i>	-	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0
<i>Lordithom lunulatus</i>	-	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Lordithon thoracicus</i>	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Lordithon trinotatus</i>	-	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lygistorus sanguineus</i>	-	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Magdalis carbonaria</i>	-	5	0	1	0	2	0	0	0	0	0
<i>Magdalis violacea</i>	-	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
<i>Malachius aenus</i>	-	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Malthinus sp</i>	-	1	1	8	2	1	0	0	0	0	0
<i>Megatoma undata</i>	-	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Melanotus castanipes</i>	o	16	24	35	27	17	2	19	6	27	7
<i>Micrambe abietis</i>	-	0	0	0	2	0	0	1	1	0	0
<i>Microrhagus lepidus</i>	o	0	1	0	1	0	1	0	0	1	1
<i>Microrhagus pygmaeus</i>	o	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1
<i>Molorchus minor</i>	o	12	0	1	0	0	1	3	1	4	0
<i>Monotoma picipes</i>	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Myathropa florea</i>	-	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mycetina cruciata</i>	o	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mycetochara flavipes</i>	o	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mycetophagus fulvicollis</i>	o	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mycetophagus populi</i>	o	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mycetoporus brunneus</i>	-	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1
<i>Mycetoporus punctum</i>	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Myrrha octodecimguttata</i>	-	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0

<i>Nemozoma elongatum</i>	-	0	0	1	0	0	0	1	0	6	0
<i>Nevraphes talparum</i>	-	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0
<i>Nudobius lentus</i>	-	5	0	2	0	10	2	3	0	9	0
<i>Ocalea sp</i>	-	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0
<i>Octotemnus glabriusculus</i>	-	16	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Omalus violaceus</i>	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Omosita discoidea</i>	-	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Orchesia fasciata</i>	o	0	1	0	0	0	1	0	0	2	0
<i>Orchesia micans</i>	o	4	3	10	5	3	0	1	0	0	0
<i>Orchesia minor</i>	o	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Orchesia undulata</i>	o	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Orithales serraticornis</i>	-	1	0	3	0	0	0	0	1	0	0
<i>Orthotomicus suturalis</i>	-	7	0	2	0	6	0	0	1	0	7
<i>Ostoma ferruginea</i>	o	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Othius myrmecophilus</i>	-	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Otiorhynchus dubius</i>	-	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0
<i>Otiorhynchus scaber</i>	-	0	0	0	0	3	1	56	33	27	10
<i>Oxymirus cursor</i>	o	0	0	1	0	0	1	2	0	0	0
<i>Oxypselaphus obscurus</i>	-	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Paromalus flavicornis</i>	-	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0
<i>Paromalus parallopipedus</i>	-	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Passaloeucus turionum</i>	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Passaloeucus eremita</i>	-	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Passaloeucus eremita</i>	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pemphredon lugubris</i>	-	4	7	2	1	2	1	0	0	0	0

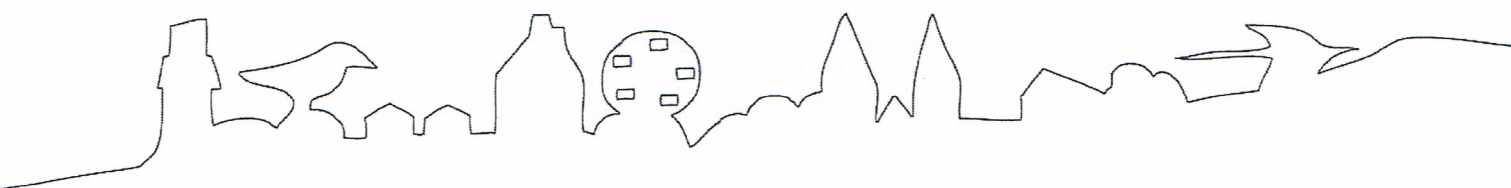
<i>Periteles hirticornis</i>	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Philonthus sp</i>	-	0	2	0	0	4	0	0	0	2	0
<i>Philonthus splendens</i>	-	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Phloeocaris subtilisima</i>	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Phloeonomus pusillus</i>	-	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0
<i>Phloeopora testacea</i>	-	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Phloiotrya rufipes</i>	o	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phyllobrotica quadrimaculata</i>	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pissodes glylhenhali</i>	o	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pissodes pini</i>	o	4	0	4	0	9	3	1	4	5	0
<i>Pissodes piniphilus</i>	o	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Pityogenes bidentatus</i>	-	18	3	49	16	16	0	13	1	20	2
<i>Pityogenes chalcographus</i>	-	95	0	227	39	161	13	181	13	210	17
<i>Pityophorus ferrugineus</i>	-	7	2	0	1	2	13	7	1	12	2
<i>Pityophtorus micrographus</i>	-	66	0	40	2	24	3	37	2	72	4
<i>Pityophtorus spinulosus</i>	-	5	1	4	3	5	3	13	1	17	0
<i>Plagioderma versicolera</i>	-	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Platycerus caprea</i>	o	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Platycis minuta</i>	-	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Platysoma lineare</i>	o	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Plegaderus vulneratus</i>	-	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Podabrus alpinus</i>	-	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Podistra rufotestacea</i>	-	0	1	0	2	2	2	2	2	0	0
<i>Pogonochaerus hispidulus</i>	o	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Pogonocherus fasciculatus</i>	o	0	0	1	3	2	2	2	0	2	0
<i>Polydrosus undatus</i>	-	2	0	0	0	14	0	0	2	0	1
<i>Polygraphus poligraphis</i>	-	11	1	38	0	0	3	6	0	5	0
<i>Protaetia aurata</i>	-	5	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Protaetia cuprea</i>	-	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pterostichus niger</i>	-	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Ptilinus fuscus</i>	o	4	1	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ptinus fur</i>	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Ptinus subpilosus</i>	-	0	0	2	8	0	0	0	0	2	0
<i>Pytho depressus</i>	o	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Quedius fumatus</i>	-	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Quedius xanthopus</i>	-	14	5	5	3	1	5	13	4	2	4
<i>Quedius xanthopus</i>	-	2	3	0	0	1	1	1	3	4	4
<i>Quedius xanthopus/maurus</i>	-	29	3	11	0	15	0	4	1	3	1
<i>Rabocerus gabrieli</i>	-	0	1	0	0	0	18	0	1	1	0
<i>Reichenbachia juncorum</i>	-	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Rhagium inquisitor</i>	o	15	2	35	1	24	0	9	0	10	0
<i>Rhagium mordax</i>	o	8	1	39	7	7	2	10	3	15	1
<i>Rhagonycha limbata</i>	-	0	1	0	4	9	3	0	0	0	0
<i>Rhinomacer attelaboides</i>	-	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Rhizophagus bipustulatus</i>	-	5	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhizophagus cribratus</i>	-	3	3	0	0	2	0	4	1	0	0
<i>Rhizophagus dispar</i>	-	8	2	7	4	2	2	5	2	3	2
<i>Rhizophagus</i>	-	2	0	11	0	1	0	4	0	2	0

<i>ferrugineus</i>											
<i>Rhizophagus nitidulus</i>	-	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Rhizophagus parallellocollis</i>	-	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Rhizophagus parvulus</i>	-	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhizophagus parvulus</i>	-	1	2	3	0	0	0	0	1	0	0
<i>Rhynchaenus rusci</i>	-	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0
<i>Rybaxis longicornis</i>	-	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Salpingus planirostris</i>	-	6	2	0	0	2	2	1	2	0	0
<i>Salpingus ruficollis</i>	-	17	14	20	6	10	2	7	8	4	2
<i>Saperda perforata</i>	o	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Saperda scalaris</i>	o	1	0	0	0	2	0	1	0	2	0
<i>Saprinus sp</i>	-	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0
<i>Sapyga similis</i>	-	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Scaphisoma agaricinum</i>	-	0	1	2	0	0	0	0	1	0	0
<i>Scaphisoma sp.</i>	-	0	0	4	1	1	0	2	0	0	0
<i>Schizotus pecticornis</i>	o	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Scolytus ratzeburgi</i>	o	59	0	28	0	31	0	19	0	11	0
<i>Scydmaenus hellwigii</i>	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Selatosomus aeneus</i>	-	6	2	2	1	1	2	4	1	5	3
<i>Selatosomus impressus</i>	-	2	2	1	3	0	0	1	0	8	0
<i>Selatosomus melancholicus</i>	-	0	0	0	0	4	2	0	0	0	0
<i>Sepedophilus testaceus</i>	-	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0
<i>Serica brunnea</i>	-	1	3	4	2	0	4	4	3	0	7
<i>Sericoderus lateralis</i>	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sericus brunneus</i>	-	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0

<i>Serropalpus barbatus</i>	o	1	0	0	0	1	0	8	0	4	0
<i>Silvanopris fagi</i>	-	0	0	0	0	1	0	8	0	35	0
<i>Sinonedron cylindricum</i>	o	4	0	3	0	3	0	0	0	0	0
<i>Sirex gigas</i>	o	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Sirex juvenus</i>	o	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Soronia punctatissima</i>	-	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Sphaeriestes castaneus</i>	-	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphindus dubius</i>	-	9	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Spondylus buprestoides</i>	o	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Stenichnus bicolor</i>	-	2	0	1	1	3	0	0	0	0	0
<i>Stenichnus collaris</i>	-	0	0	1	0	2	2	0	0	1	0
<i>Stenichnus godarti</i>	-	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Strophosoma melanogrammus</i>	-	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strophosoma rufipes</i>	-	21	2	0	0	10	0	11	15	7	10
<i>Symmorphus bifasciatum</i>	o	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Symmorphus murarius</i>	o	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Synchita humeralis</i>	-	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Tanyptera atra</i>	o	1	1	7	4	1	6	0	0	3	0
<i>Tetropium castaneum</i>	o	16	2	12	0	1	0	13	0	11	1
<i>Tetropium fuscum</i>	o	4	1	0	0	0	1	3	0	7	0
<i>Thanasimus femoralis</i>	-	0	0	2	1	1	0	2	0	3	0
<i>Thanasimus formicarius</i>	-	5	5	31	12	21	5	13	1	11	0
<i>Throscus dermestoides</i>	-	0	0	0	0	1	2	1	0	1	0
<i>Thymalus limbataus</i>	o	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tillus elongatus</i>	o	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Tomicus piniperda</i>	o	2	3	135	38	6	12	2	3	14	2
<i>Tomoxia bucephala</i>	o	1	0	4	2	4	0	6	0	21	0
<i>Trachodes hispidus</i>	-	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Triplax aenea</i>	o	6	0	13	5	14	3	4	1	3	0
<i>Triplax rufipes</i>	o	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Triplax russica</i>	o	51	43	176	105	28	0	9	3	28	1
<i>Tritoma bipustulata</i>	o	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Tropoxylon clavicerum</i>	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trypodendron domesticum</i>	-	19	15	63	69	63	2	1	1	12	0
<i>Trypodendron lineatum</i>	-	7	0	24	0	22	31	22	7	37	2
<i>Trypophloeus asperatus</i>	-	0	0	1	0	0	4	0	0	0	0
<i>Tychius niger</i>	-	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Vedharkrankar</i>	o	8	12	4	3	12	0	0	2	2	2
<i>Vespula spp.</i>	-	13	0	0	3	5	14	0	0	0	0
<i>Xiphydra</i>	o	0	0	1	0	0	0	1	0	2	0
<i>Xyleborus cryptographus</i>	o	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0
<i>Xyleborus dispar</i>	-	14	0	0	0	5	0	4	0	3	0
<i>Xylita laevigata</i>	o	1	0	8	1	0	0	0	0	0	0
<i>Xylomyia</i>	-	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Xylophilus corticalis</i>	o	4	0	8	7	22	3	0	0	0	0
<i>Xylota sylvarum</i>	-	1	0	0	0	0	2	1	0	1	0
<i>Xylotrechus rusticus</i>	o	9	0	1	0	0	3	0	0	0	0



LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN

Lövträdsberoende fågelarter i Färnebofjärdens nationalpark

En inventering våren 2014



Förord

Färnebofjärdens nationalpark bildades 1998. Syftet med parken är enligt nationalparksförordningen "att bevara ett unikt älvlandskap med omgivande värdefulla skogar och våtmarker i väsentligt orört skick".

Skötselplanen för Färnebofjärdens nationalpark beskriver översiktligt områdets naturtyper och arter och listar även de hotade arter (enligt rödlistan) som man kände till när parken bildades. Skötselplanen ger också ledning i hur nationalparken ska skötas, bland annat får man göra åtgärder för att gynna hotade och sällsynta arter i skogsmiljöer.

Skötselplanen beskriver också att man måste tänka på de arter som kräver speciella substrat i en viss nedbrytningsfas, man behöver överväga från fall till fall vilka åtgärder som kan vara lämpliga att göra för dessa arter utan att hota andra sällsynta arter.

Det kan vara svåra ställningstaganden i skötseln av nationalparken. Det krävs att kunskapsnivån över vilka arter som finns i nationalparken och vad de behöver för att långsiktigt överleva är hög.

Länsstyrelsen gör regelbundet inventeringar och uppföljningar av faunan och floran i nationalparken, både för att dokumentera nuläget men också för att följa direktiven från Naturvårdsverket om uppföljning i alla skyddade områden.

Informationen från inventeringar och uppföljning kopplas till de åtgärder som görs i nationalparken.

Denna inventering av lövträdsberoende fåglar i nationalparken, är en del av arbetet med att höja kunskapsnivån för förvaltningen.

Joel Isensköld

Enhetschef på länsstyrelsen i Gävleborgs län

Lövträdsberoende fågelarter i Färnebofjärdens nationalpark en inventering våren 2014

Stig Holmstedt

Planark Konsult HB

1. Sammanfattning

Vid bildandet av Färnebofjärdens nationalpark var den unika fågelfaunan ett av de tyngsta motiven. De mest skyddsvärda fågelarterna är knutna till parkens skogar, varför de flesta fågelinventeringar som genomförts i det område som idag är nationalpark i första hand gällt skogsarter.

Arter knutna till parkens lövdominerade bestånd inventerades särskilt år 2003 och dessförinnan även, tillsammans med alla andra arter, åren 1975-76.

Inför våren 2013 ansökte Stig Holmstedt, Planark Konsult HB, om medel för att följa upp 2003 års inventering. Sådana erhöles från länsstyrelsen i Gävleborgs län och inventeringen genomfördes planenligt, men det kunde konstateras att fåglarnas aktivitet var låg under den kalla våren som dessutom hade föregåtts av en kall vinter, unik i modern tid. Resultaten bedömdes inte som rättvisande, varför inventeringen gjordes om våren 2014, en mild vår efter en mild vinter,

Idealiskt hade varit att kunna göra inventeringen på samma sätt som den som gjordes år 2003. Varken personal eller ekonomiska medel fanns dock att tillgå i samma utsträckning som då när 250 timmar lades ned av 24 inventerare. Inventeringen fick istället genomföras av två personer med vissa förstärkningar vid några tillfällen och den totala tidsåtgången, liksom år 2013, blev ca 110 timmar. Alla områden som inventerades år 2003 samt ytterligare ett, Stora Gångborn, hann dock besökas, men de flesta av dem endast en gång under fem timmar istället för i allmänhet 3-4 gånger under fyra timmar elva år tidigare. För att öka effektiviteten användes nu utrustning i form av iPhones + Bluetoothhögtalare för att spela upp inventeringsarternas läten. En gynnsam omständighet var att det under i stort sett hela inventeringen råde gott väder.

Inventeringarna genomfördes av Stig Holmstedt, Gysinge, och Björn Sjögren, Stockholm, samt, vid ett tillfälle, av Ronny Carlsson, Väddö.

Fältarbetet utfördes under 13 dagar mellan den 25 mars och den 15 april, den för de aktuella arterna mest aktiva perioden.

Resultatet av inventeringen i form av antalet funna revir, jämfört med motsvarande inventeringar åren 2013, 2003 och 1975-76, kan sammanfattas i tabellen nedan:

Art	2014	2013	2003	1975-76
Skogsduva	2	4	3	8-10
Gråspett	1-3	2-3	2-4	1
Gröngöling	7	4	17-21	16-19
Spillkråka	16	13	14-19	18-22
Mindre hackspett	7	11	17-18	12-13
Stjärtmes	12	13	37-46	11-12
Entita	4	2	8	3

Det förefaller som om flera av de lövberoende fågelarterna har minskat i nationalparken sedan mitten av 1970-talet och/eller början av 2000-talet. Detta gäller i särskilt hög grad för vitryggig hackspett som dock inte ingår i denna inventering utan är föremål för årliga inventeringar inom Naturskyddsföreningens Projekt vitryggig hackspett. Särskilt stora minskningar av de flesta arterna har konstaterats i de tidigare bästa områdena kring Lillån-Storån och Täljkniven-Eknäset-Ängsön-Hästholmen. Ett undantag är västra Mattön där man gjort åtgärder som att döda nästan all gran samt skapa död lövved genom ringbarkning av björk. Här är förekomsten av lövberoende arter bättre än både i mitten av 1970-talet och början av 2000-talet. Sannolikt är detta förhållandevis lilla område Sveriges bästa för hackspettar.

Det som påverkat de lövberoende arterna negativt är med till visshet gränsande sannolikhet den skogliga utvecklingen såväl inom som utanför nationalparken.

Inom parken har minskade våröversvämningar tillåtit granen att vandra in i svämskogarna och skugga aspar och andra lövträd. Tusentals vuxna aspar har också sedan slutet av 1980-talet fällits av de i parken numera talrika bävrarna samtidigt som återväxten varit klen p.g.a. bete av framför allt älg. På 1980-talet drabbades också många strandnära klubbalar av en sjukdom som mycket snabbt slog ut både enstaka stora träd och hela bestånd. Särskilt många träd drabbades då i området Täljkniven-Eknäset-Ängsön-Hästholmen samt i Vedön-arkipelagen.

Man kan ändå tycka att nationalparken fortfarande har tillräckligt många fina lövmiljöer för att tillåta betydligt större stammar av de inventerade arterna. Praktiskt taget samtliga har dock på lång sikt minskat i hela landet och förutom vad gäller skogsduvan, där predation från mård anses ha spelat den största rollen, beror det med all sannolikhet på det sätt som skogsbruket i landet bedrivs. Utanför parken har det krymt livsmiljöerna för många arter och det är uppenbart, vilket också uttrycks i bevarandeplanen för de tre Natura 2000-områden

som tillsammans täcker parken, att "eftersom enbart nationalparken i sig är för liten för att själv kunna säkerställa gynnsam bevarandestatus för flertalet av de utpekade arterna är det viktigt att skogsbruket i landskapet runt omkring nationalparken sker med en hög naturvårdshänsyn. Det är särskilt viktigt att eftersträva en hög andel av lövträd och död ved i det omgivande skogslandskapet."

Skogsbrukets bedrivande i både omgivningarna och stora delar av landet har inte bara negativt berört lövberoende arter utan även barrskogsarter som tretåig hackspett, tjäder, orre och flera arter mesar. För att bromsa och vända utvecklingen krävs ett batteri av åtgärder från såväl naturvårdverket och nationalparksförvaltningen som de berörda länsstyrelserna och Skogsstyrelsens distrikt samt från de skogsbolag vars marker gränsar till nationalparken. Sveaskog har hittills skött sig föredömligt och vissa positiva åtgärder har också vidtagits på de av Bergviks marker som brukas av StoraEnso. De stora problemen, både historiskt och idag, finns i de närliggande områden där BillerudKorsnäs brukar Bergviks marker. Där tar man fortfarande upp mycket stora hyggen med påfallande liten naturvårdshänsyn.

Inför framtiden är det på sikt önskvärt att få till stånd en mer naturlig vattenregim med större, till våren koncentrerade översvämningar. Då det dock tyvärr finns stora juridiska och ekonomiska svårigheter att åstadkomma en sådan är följande åtgärder, som måste vidtas skyndsamt, mycket viktiga i såväl nationalparken som i kringliggande naturreservat:

1. Rensa ut gran i svämskogarna så att den negativa utvecklingen för aspen, det mest värdefulla trädslaget för fågelfaunan i området, vänds.
2. Rensa ut gran även i delar av den västliga taigan där det finns förutsättningar att utveckla värdefulla lövbestånd, främst av asp.
3. Döda en viss andel björk i såväl svämskogarna som på strandkärr och älvängar där björk vandrar in.
4. Lämna alla aspar, alar och björkar i samband med eventuella restaureringar av älvängar och strandkärr.
5. Avverka de stora strandnära granar som tränger återstående alar på framför allt Ängsön.
6. Bränna ett urval triviala barrbestånd med potential att bli lövskogar i framtiden.
7. Reducera bäverbeståndet kraftigt.
8. Fortsätt att mata med talg på västra Mattön, längs Lillån-Storån samt vid Täljkniven.

Dessutom är det nödvändigt att

9. Förmå Bergvik att göra en naturvårdssatning med inriktning på bl a löv i en minst kilometerbred zon på de av bolagets marker som gränsar till nationalparken. Detta bör vara en uppgift för berörda länsstyrelser och Skogsstyrelse-distrikt

Dessa åtgärder är också nödvändiga för att återfå vitryggig hackspett som häckfågel.

2. Bakgrund

Färnebofjärdens nationalpark, som inrättades år 1998, utgörs av en fjärd av Nedre Dalälven med kringliggande skogar och våtmarker. Främst i parkens södra del ingår omfattande landområden med komplex av myrmark och äldre skog. En väsentlig andel av skogen i

fjärdens närzon, framför allt på öar och myrholmar, är gammal och extensivt skött med ett stort inslag av lövträd, döda och döende träd, högstubbar och gamla stubbar. En särskilt värdefull och för Nedre Dalälven karakteristisk miljö är de s. k. svämskogarna av asp som, trots att de totalt sett inte täcker så stora ytor, är hemvist för en stor andel av områdets rödlistade djur och växter. Många av områdets lövskogar, framför allt av björk, återfinns också på f d slätterängar. Dessa är dock mestadels ganska unga.

Nedre Dalälven ligger vid en biologisk gräns mellan den boreala och den boreonemorala barrskogen, "Limes Norrlandicus", varför det här finns en blandning av sydliga och nordliga naturförhållanden.

Nationalparken omfattar ca 10 500 hektar, varav 4000 hektar skog, 2200 hektar våtmark och resten vattenområden.

Vid bildandet av Färnebofjärdens nationalpark var den unika fågelfaunan ett av de tyngsta skyddsmotiven. Dessutom har det ofta varit i samband med studier och inventeringar av fåglarna som många av parkens övriga naturvärden upptäckts.

De mest skyddsvärda fågelarterna är knutna till parkens skogar, varför de flesta fågelinventeringar som genomförts i det område som idag är nationalpark i första hand gällt skogsarter:

- Punktaxering av de centrala skogspartierna i Tinäsområdet år 1974. Taxeringen omfattade 144 punkter med 200 meters avstånd på sammanlagt 446 hektar skog, i huvudsak barrskog. Inventeringen försiggick vid fem tillfällen mellan den 11 maj och den 9 juni.
- Punktaxering av ön Torrön år 1975. Den omfattade 42 punkter med 200 meters avstånd på 170 hektar skog. Ön inventerades vid fyra tillfällen mellan den 11 maj och den 10 juni.
- Systematiska genomgångar, område för område, vid Naturvårdsverkets och de fyra berörda länsstyrelsernas stora naturinventeringar av Nedre Dalälven åren 1975-76. För hela älvsområdet lade 50 inventerare ned totalt ca 2500 timmar på fågelinventeringen. För området kring Färnebofjärden var motsvarande siffror ca 20 respektive 1000.
- Årliga inventeringar av vitryggig hackspett runt Färnebofjärden och övre Hedesundafjärden sedan år 1974. I samband därmed har förekomsten av några andra lövberoende arter delvis följts upp inom de inventerade områdena; lövdominerade med potential att hysa vitryggig hackspett. Den årliga resursinsatsen har varit ca 60 mandagar. Åren 1975-76 samt fr. o. m. år 1986 har även övriga delar av Nedre Dalälven inventerats på likartat sätt.
- Inventering av ugglor och lövberoende arter i nationalparken år 2003. Denna sysselsatte 24 inventerare under ca 500 timmar, varav ungefär halva tiden ägnades de lövberoende arterna.
- Inventering av tretåig hackspett och orre i nationalparken år 2009. 16 personer bidrog med sammanlagt ca 350 timmar i fält.
- Inventering av tjäder i nationalparken åren 2010-2011. Inventeringen gjordes av fyra personer under ca 320 timmar.

De tre sistnämnda inventeringarna har organiserats och utförts av Planark Konsult HB under ledning av undertecknad Stig Holmstedt.

Hösten 2012 ansökte jag om att våren 2013, tio år efter inventeringen år 2003 av de lövberoende fågelarterna, få göra om denna inventering. Erforderliga medel beviljades av länsstyrelsen i Gävleborgs län och inventeringen genomfördes i april 2013. Denna månad var emellertid ovanligt kall och hade dessutom föregåtts av en mycket kall vinter, unik under de senaste årtiondena. Trots ett soligt och stilla högtrycksväder var därför aktiviteten hos de aktuella arterna ovanligt låg och resultatet bedömdes därför som missvisande. Av detta skäl ansöktes om medel att få göra om inventeringen påföljande år. Detta beviljades av länsstyrelsen i februari 2014. Denna rapport omfattar endast inventeringen våren 2014, dock med vissa jämförelser med resultaten från året innan samt från åren 2003 och 1975-76.

3. Inventeringsmetodik

Idealiskt hade varit att kunna göra inventeringen på samma sätt som den som gjordes år 2003. Varken personal eller ekonomiska medel fanns dock att tillgå i samma utsträckning som då när 250 timmar lades ned av 24 inventerare. Inventeringen fick istället genomföras av två personer med vissa förstärkningar vid några tillfällen och den totala tidsåtgången, liksom år 2013, blev ca 110 timmar. Alla områden som inventerades år 2003 samt ytterligare ett, Stora Gångborn, hann dock besökas, men de flesta av dem endast en gång under fem timmar istället för i allmänhet 3-4 gånger under fyra timmar elva år tidigare. För att öka effektiviteten användes nu utrustning i form av iPhones + Bluetoothhögtalare för att spela upp inventeringsarternas läten. En gynnsam omständighet var att det under i stort sett hela inventeringen rådde gott väder. Kanot kunde användas under större delen av tiden – sådana är utomordentliga hjälpmedel, inte bara för att de drastisk ökar tillgängligheten och rentav är nödvändiga för att i rimlig tid nå många områden, utan också för att de kan framföras tyst för minimal störning och maximal hörbarhet

4. Inventeringens genomförande

De områden som inventerades m. a. p. lövberoende arter var i princip desamma som de som användes för redovisningen av motsvarande inventering år 2003. Se karta 1.

Inventeringarna genomfördes av Stig Holmstedt, Gysinge, och Björn Sjögren, Stockholm, samt, vid ett tillfälle, av Ronny Carlsson, Väddö.

Fältarbetet utfördes under 13 dagar mellan den 25 mars och den 15 april, den för de aktuella arterna mest aktiva perioden. Två inventeringspass var nödvändiga att genomföras på kvällen för att tidschemat skulle kunna hållas. Om området är litet är detta dock ofta ingen nackdel. Det kan vara en stor aktivitet strax innan skymningen av framför allt hackspettar. Kvällspasset på västra Mattön den 3/4 var det mest givande under hela inventeringen

25/3 Storån, Aspängarna (område 1 och 5)

27/3 Täljkniven, Eknäset, Ängsön, Hästholmen, Torrön (områdena 4 och 5)

1/4	Gärdsvekarna, Gruvsundet, Jägern (område 9)
2/4	Vedön-arkipelagen (område 8)
3/4	Vinön, Gärdsvekarna, Rosön, västra Mattön (kväll) (områdena 9 och 12)
4/4	Stora Gångborn (område 6)
8/4	Sevedskvarn SV och SO (område 10)
9/4	Sevedskvarn SO och N (kv) (område 10)
10/4	Hyndmyran , Sissudd, Västerön och Koverstamyran (områdena 7 ,11 och 13)
11/4	Lillån (område 1)
12/4	Storån (område 1)
14/4	Täljkniven, Ängsön, Hästholmen (område 4)
15/4	Torrön, Stadarna (område 5)

5. Resultat – artvis redovisning

För samtliga arter gäller att troliga revir av respektive arter redovisas på karta av röda prickar för år 2014 och gröna prickar för år 2003. I texten jämförs också med resultaten från inventeringarna åren 2013 och 1975-76. Som revir betecknas ett område där minst en individ hävdar reviret genom sång eller trumning.

Skogsduva *Columba oenas* Karta 2

Revirhävdande skogsduvor hittades på två platser – vid Sälgbobäcksholmen i Lillån samt på sydvästra Torrön. År 2013 konstaterades fyra revir, år 2003 tre revir samt åren 1975-76 8-10 revir. Populationen av skogsduva kring Färnebofjärden minskade för minst 25 år sedan, men sedan dess förefaller artens förekomst stabil med årligen 2-4 revir. Skogsduvan hade tidigare en stark stam i det område som nu är nationalpark med häckningar framför allt i Tinäsområdet, men även på Torrön, vid Öbymossen, vid Sissuddarna, på Vedön och vid Koverstamyran. Arten fanns då i de flesta äldre lövdominerade bestånd med god förekomst av gamla spillkråkehål.

Gråspett *Picus canus* Karta 3

Ett par fanns på västra Mattön (samt ett par strax öster om nationalparken) men i övrigt gjordes bara några spridda observationer i olika delar av denna ö med närområde samt dessutom vid mynningen av Storån i Östaviken. År 2013 konstaterades par förutom på västra Mattön även vid Sevedskvarn samt gjordes spridda observationer på Koverstamyran, Gruvsundet och Gärdsvikarna. År 2003 hittades 2-4 revir och åren 1975-76 en hanne. Arten upptäcktes i området i slutet av 1960-talet och ökade sedan sakta t o m 1980-talet, varefter stammen stabiliserades på 3-5 revir. Nästan alla konstaterade häckningar har varit i närheten av de talgkorgar som placerats ut för i första hand vitryggig hackspett. Gråspetten är mycket förtjust i talg och stannar uppenbarligen så länge kring en talgkorg att häckningen genomförs där. Det dåliga utfallet 2014 och 2013, särskilt i de av arten sedan länge frekventerade områdena Lillån-Storån samt Täljkniven-Eknäset-Ängsön-Hästholmen-Torrön beror sannolikt på att snö- och isförhållanden då gjorde att talg antingen sattes ut sent eller inte alls i dessa områden.

Gröngöling *Picus viridis* Karta 4

Gröngölingar hävdade revir på sju platser i nationalparken våren 2014. Året innan konstaterades bara fyra revir mot 17-21 revir år 2013 och 16-19 revir åren 1975-76. Uppenbart hade den hårda vintern 2013 antingen reducerat populationen av gröngöling i dessa trakter eller fått dem att stanna i kulturbygden där de flesta sannolikt tillbringar vintern. För den förstnämnda förklaringen talar att studier av material från rapportsystemet Svalan visade att arten vintern-våren 2013 var ytterst sparsam i hela Gästrikland. En återhämtning i nationalparken skedde uppenbarligen redan till våren 2014, dock till en nivå långt under de som konstaterades vid inventeringarna 2003 och 1975-76. Det är oklart om gröngölingens minskning i parken är tillfällig eller permanent.

Spillkråka *Dryocopus martius* Karta 5

Antalet konstaterade revir av spillkråka var 16, vilket var tre fler än år 2013 och i någorlunda paritet med antalen åren 2003 (14-19) och 1975-76 (18-22). Artens förekomst förefaller således relativt stabil. För spillkråkan finns sannolikt ett litet mörkertal då den även kan häcka i ren barrskog.

Mindre hackspett *Dendrocopos minor* Karta 6

Revirhävdande fåglar fanns på sju platser vilket, märkligt nog, var färre än föregående års 13 platser. Vid inventeringen år 2003 hittades 17-18 revir och åren 1975-76 12-13 revir. Det stora antalet år 2003 kom efter en uppgång under en rad år och följdes redan år 2004 av en markant nedgång. Något slags normalantal torde ligga kring 10-15 par och det är lite gåtfullt med minskningen mellan åren 2013 och 2014.

Stjärtmes *Aegithalos caudatus* Karta 7

Stjärtmesar, varav fyra i par, noterades på 12 platser, som låg så pass långt från varandra att de får ses som olika revir (ett färdigbyggt bo hittades bl. a.). År 2013 var antalet uppskattade

revir 13, år 2003 – uppenbarligen ett exceptionellt gynnsamt år för arten – 37-46 samt åren 1975-76 11-12.

Entita *Parus palustris* Karta 8

Entitor hittades på fyra platser att jämföra med två år 2013, åtta år 2003 samt tre åren 1975-76. Mörkertalet för denna relativt diskreta art är säkert stort, men slutsatsen är att det finns en liten, men sannolikt stabil population i nationalparkens mer lövdominerade delar.

6. Resultat – områdesvis redovisning

I denna redovisning jämförs resultaten från år 2014 endast med dem från år 2003.

1. Lillån - Storån

	2014	2003
Skogsduva	1	2
Gråspett	1?	2
Gröngöling	2	5
Spillkråka	4	4
Mindre hackspett		4
Stjärtmes	4	11
Entita		1

2. Aspängarna

	2014	2003
Skogsduva		
Gråspett		
Gröngöling		1
Spillkråka	1	
Mindre hackspett	1	1
Stjärtmes		1
Entita		

3. Centrala Tinäset

Ej med i inventeringen (saknar mer omfattande lövbestånd och inventerades år 2003 enbart m.a.p. ugglor)

4. Täljkniven - Eknäset - Ängsön - Hästholmen

	2014	2003
Skogsduva		1
Gråspett		1
Gröngöling	1	1
Spillkråka	1	2
Mindre hackspett		2
Stjärtmes	1	2
Entita		

5. Torrön - Stadarna

	2014	2003
Skogsduva	1	
Gråspett		
Gröngöling	2	2
Spillkråka	3	1
Mindre hackspett	1	1
Stjärtmes		3
Entita		2

6. Stora Gångborn (ej inventerat 2003)

	2014
Skogsduva	
Gråspett	
Gröngöling	
Spillkråka	1

Mindre hackspett

Stjärtmes

Entita

7. Hyndmyran – Sissudd (Hyndmyran ej inventerad 2003)

	2014	2003
Skogsduva		
Gråspett		
Gröngöling	1	1
Spillkråka	1	2
Mindre hackspett		1
Stjärtmes		4
Entita		

8. Vedön - arkipelagen

	2014	2003
Skogsduva		
Gråspett		
Gröngöling		2
Spillkråka	1	
Mindre hackspett	1	2
Stjärtmes	2	3
Entita		

9. Gärdsvlekarna - Gruvsundet - Jägern

	2014	2003
Skogsduva		
Gråspett	1?	
Gröngöling		2
Spillkråka		2

Mindre hackspett	1	2
Stjärtmes	1	6
Entita		

10. Sevedskvarn

	2014	2003
Skogsduva		
Gråspett		
Gröngöling	1	1
Spillkråka	1	
Mindre hackspett	1	2
Stjärtmes	3	7
Entita		3

11. Västerön - Finnbyggeön

	2014	2003
Skogsduva		
Gråspett	1?	
Gröngöling		1
Spillkråka		1
Mindre hackspett		
Stjärtmes		
Entita		

12. Västra Mattön

	2014	2003
Skogsduva		
Gråspett	1	1
Gröngöling		
Spillkråka	1	1
Mindre hackspett	1	1

Stjärtmes	1
Entita	1

13. Koverstamyran

	2014	2003
Skogsduva		
Gråspett		
Gröngöling		2
Spillkråka	1	1
Mindre hackspett	1	2
Stjärtmes		7
Entita		1

7. Hur pålitligt är inventeringsresultatet?

De viktiga frågor som måste besvaras med hjälp av inventeringen är

1. Hur stora är populationerna av de inventerade arterna
2. Hur har dessa förändrats sedan mitten av 1970-talet och början av 2000-talet

När det gäller den första frågan kan man hävda att inventeringen sannolikt kommer nära de verkliga antalen av samtliga inventerade arter utom stjärtmes och entita för vilka det bör finnas ett stort mörkertal. För dess arter kan man dock med stor sannolikhet kunna dra slutsatser om åtminstone mer drastiska populationsförändringar.

Inventeringen är mer systematisk och håller högre kvalitet än den från åren 1975-76. Till skillnad från denna och även från 2003 års inventering har ett viktigt hjälpmedel i form av uppspelningar av arternas läten använts, något som tillsammans med det gynnsamma vädret och den bättre valda inventeringsperioden med all sannolikhet uppväger de större manskapsresurserna vid tidigare inventeringar.

8. Slutsatser och rekommendationer.

Det förefaller som om flera av de lövberoende fågelarterna har minskat i nationalparken sedan mitten av 1970-talet och/eller början av 2000-talet. Detta gäller i särskilt hög grad för vitryggig hackspett som dock inte ingår i denna inventering utan är föremål för årliga inventeringar inom Naturskyddsföreningens Projekt vitryggig hackspett.

Särskilt stora minskningar av de flesta arterna har konstaterats i de tidigare bästa områdena kring Lillån-Storån och Täljkniven-Eknäset-Ångsön- Hästholmen. Ett undantag är västra Mattön där man gjort åtgärder som att döda nästan all gran samt skapa död lövved genom ringbarkning av björk. Man har således ökat mängden solbelyst och döende/död lövved vilket varit mycket gynnsamt för trädlevande insekter och därmed många fågelarter, främst hackspettar. Här är förekomsten av lövberoende arter bättre än både i mitten av 1970-talet och början av 2000-talet. Sannolikt är detta förhållandevis lilla område Sveriges bästa för hackspettar.

Det som påverkat de lövberoende arterna negativt är med till visshet gränsande sannolikhet den skogliga utvecklingen såväl inom som utanför nationalparken.

Inom parken har minskade våröversvämningar tillåtit granen att vandra in i svämskogarna och skugga aspar och andra lövträd och därmed gjort dem mindre attraktiva för många vedinsekter och därmed även hackspettar. Tusentals vuxna aspar har också sedan slutet av 1980-talet fällt av de i parken numera talrika bävrarna samtidigt som återväxten varit klen p.g.a. bete av framför allt älg. På 1980-talet drabbades också många strandnära klubbalar av en sjukdom som mycket snabbt slog ut både enstaka stora träd och hela bestånd. Särskilt många träd drabbades då i området Täljkniven-Eknäset-Ångsön-Hästholmen samt i Vedön-arkipelagen.

Man kan ändå tycka att nationalparken fortfarande har tillräckligt många fina lövmiljöer för att tillåta betydligt större stammar av de inventerade arterna. Praktiskt taget samtliga har dock på lång sikt minskat i hela landet och förutom vad gäller skogsduvan, där predation från mård anses ha spelat den största rollen, beror med all sannolikhet minskningarna på det sätt som skogsbruket i landet bedrivs. Utanför parken har det krymt livsmiljöerna för många arter och det är uppenbart, vilket också uttrycks i bevarandeplanen för de tre Natura 2000-områden som tillsammans täcker parken, att "eftersom enbart nationalparken i sig är för liten för att själv kunna säkerställa gynnsam bevarandestatus för flertalet av de utpekade arterna är det viktigt att skogsbruket i landskapet runt omkring nationalparken sker med en hög naturvårdshänsyn. Det är särskilt viktigt att eftersträva en hög andel av lövträd och död ved i det omgivande skogslandskapet."

Skogsbrukets bedrivande i både omgivningarna och stora delar av landet har inte bara negativt berört lövberoende arter utan även barrskogsarter som tretåig hackspett, tjäder, orre och flera arter mesar. Detta har jag hävdat i flera av mina tidigare inventeringsrapporter.

På Sveaskogs marker i söder har man tagit det förnämliga initiativet att göra ett s.k. 25 %-område (där man avsätter 25 % av skogen till naturvård) av stora delar av sina till nationalparken angränsande marker och även på det område där StoraEnso bedriver skogsbruk på Bergviks mark har vissa positiva initiativ tagits. De stora problemen, både historiskt och idag, finns i de närliggande områden där BillerudKorsnäs brukar Bergviks marker. Där tar man fortfarande upp mycket stora hyggen med påfallande liten naturvårdshänsyn. Trots framställningar från Naturskyddsföreningen har bolaget vägrat att där göra några naturvårdsåtgärder av betydelse.

För att bromsa och vända utvecklingen krävs ett batteri av åtgärder från såväl naturvårdverket och nationalparksförvaltningen som de berörda länsstyrelserna och Skogsstyrelsens distrikt samt de skogsbolag som har marker kring nationalparken. Sådana åtgärder är också nödvändiga för att återfå vitryggig hackspett som häckfågel.

På sikt är ambitionen att få till stånd en mer naturlig vattenregim med större, till våren koncentrerade översvämningar, viktig. Då det dock tyvärr finns stora juridiska och ekonomiska svårigheter att åstadkomma en sådan är följande åtgärder, som måste vidtas skyndsamt, nödvändiga:

1. Rensa ut gran i svämskogarna så att den negativa utvecklingen för aspen, det mest värdefulla trädslaget för fågelfaunan i området, vänds.
2. Rensa ut gran även i delar av den västliga taigan där det finns förutsättningar att utveckla värdefulla lövbestånd, främst av asp.
3. Döda en viss andel björk i såväl svämskogarna som på strandkärr och älvängar där björk vandrar in.
4. Lämna alla aspar, alar och björkar i samband med eventuella restaureringar av älvängar och strandkärr.
5. Avverka de stora strandnära granar som tränger återstående alar på framför allt Ängsön.
6. Bränna ett urval triviala barrbestånd med potential att bli lövskogar i framtiden.
7. Reducera bäverbeståndet kraftigt.
8. Fortsätt att mata med talg på västra Mattön, längs Lillån-Storån samt vid Täljkniven (gynnar såväl vitryggig hackspett som gråspett, spillkråka, mindre hackspett, stjärtmes och entita)

Dessutom är det nödvändigt att

9. Förmå Bergvik att göra en naturvårdssastning med inriktning på bl. a. löv i en minst kilometerbred zon på de av bolagets marker som gränsar till nationalparken. Detta bör vara en uppgift för berörda länsstyrelser och Skogsstyrelse-distrikt

10. Summary in English

One of the main reasons for the creation of the Färnebofjärden National Park was its unique bird fauna. The bird species that are most in need of protection are bound to the forest habitats. For this reason most of the bird censuses that so far have been conducted in the area have been of forest bird species.

Censuses of bird species in the deciduous forests in the park were made in 1975-76 and 2003.

In the spring of 2013, ten years after the latest census, a new census was made. However this spring, as also the previous winter, was exceptionally cold and the bird activity low during the whole census period. Therefore, the census was repeated in 2014.

The field work was made by three ornithologists during 13 days (110 hours) between March 25 and April 15, the time when the species in question are most active.

The result of the census (number of territories), compared with the results of the earlier censuses from 2013, 2003 och 1975-76, can be summarized by the table below:

Species	2014	2013	2003	1975-76
Stock Dove	2	4	3	8-10
Grey-headed Woodpecker	1-3	2-3	2-4	1
Green Woodpecker	7	4	17-21	16-19
Black Woodpecker	16	13	14-19	18-22
Lesser Spotted Woodpecker	7	11	17-18	12-13
Long-tailed Tit	12	13	37-46	11-12
Marsh Tit	4	2	8	3

Several of the birds bound to deciduous forests in the national park have decreased since the middle of the 1970s and/or the beginning of the 2000s. This is especially true for the White-backed Woodpecker, which is not included in this census since it is censused yearly by the special White-backed Woodpecker Project of the Swedish Society for the Protection of Nature. The biggest decreases of deciduous forest birds have been in the areas where they were most plentiful in earlier years. On the other hand increases of these species have been noticed in an area where almost all spruces have been eliminated and some dead wood of deciduous trees has been created by killing birches. Here the deciduous forest bird species are more plentiful than in the middle of the 1970s and the beginning of the 2000s. This comparatively small area is probably the best for woodpeckers in whole Sweden.

Almost surely it is the development of the forests, both within and outside the national park, that is the main reason for the decrease of the species of birds bound to deciduous forests in the national park.

In the national park reduced spring flooding have allowed spruces to immigrate into the alluvial forests and to shade aspens and other deciduous trees. Thousands of grown-up aspens have, since the beginning of the 1980s, been felled by the nowadays numerous beavers and the regrowth is bad because of grazing from, above all, mooses. In the 1980s many alders were struck by a decease that very rapidly killed both singular big trees and whole stands.

Outside the national park intensive forestry has shrunk the habitats for many species and it is clear that the national park itself is too small to ensure a positive future for the forest species.

Intensive forestry, as well in the surroundings as in the rest of the country has not only adversely affected species bound to deciduous forests, but also species in coniferous forests as Tree-toed Woodpecker, Capercaillie, Black Grouse and several species of tits. To stop the negative development in the national park several measures are necessary

The most important would be to recreate a more natural water flow in the river Dalälven with bigger floodings, concentrated to the springs. Then the invasion of spruce into the alluvial forests would be stopped. There are, however, big legal and economical difficulties to achieve this, why the following measures, that must be taken as soon as possible, are necessary in as well the national park as in the nature reserves in the vicinity.

1. Eliminate spruces in the alluvial forests.
2. Also eliminate spruces in parts of Western taiga where there are good possibilities for the development of valuable deciduous forests of above all aspens.
3. Kill some of the birches in as well the alluvial forests as on river meadows where they are immigrating.
4. Leave all deciduous trees when restoring river meadows.
5. Fell the big spruce trees that are competing with alders on the island Ängsön.
6. Burn a number of trivial coniferous stands with potential to be deciduous forests in the future.
7. Strongly reduce the beaver population..
8. Continue feeding deciduous forest bird with tallow in some areas.

Moreover it is necessary to

9. Make the big forestry companies that own land around the national park to take more consideration to natural values and above all the development of more deciduous trees and stands within at least one kilometre from the border of the national park.

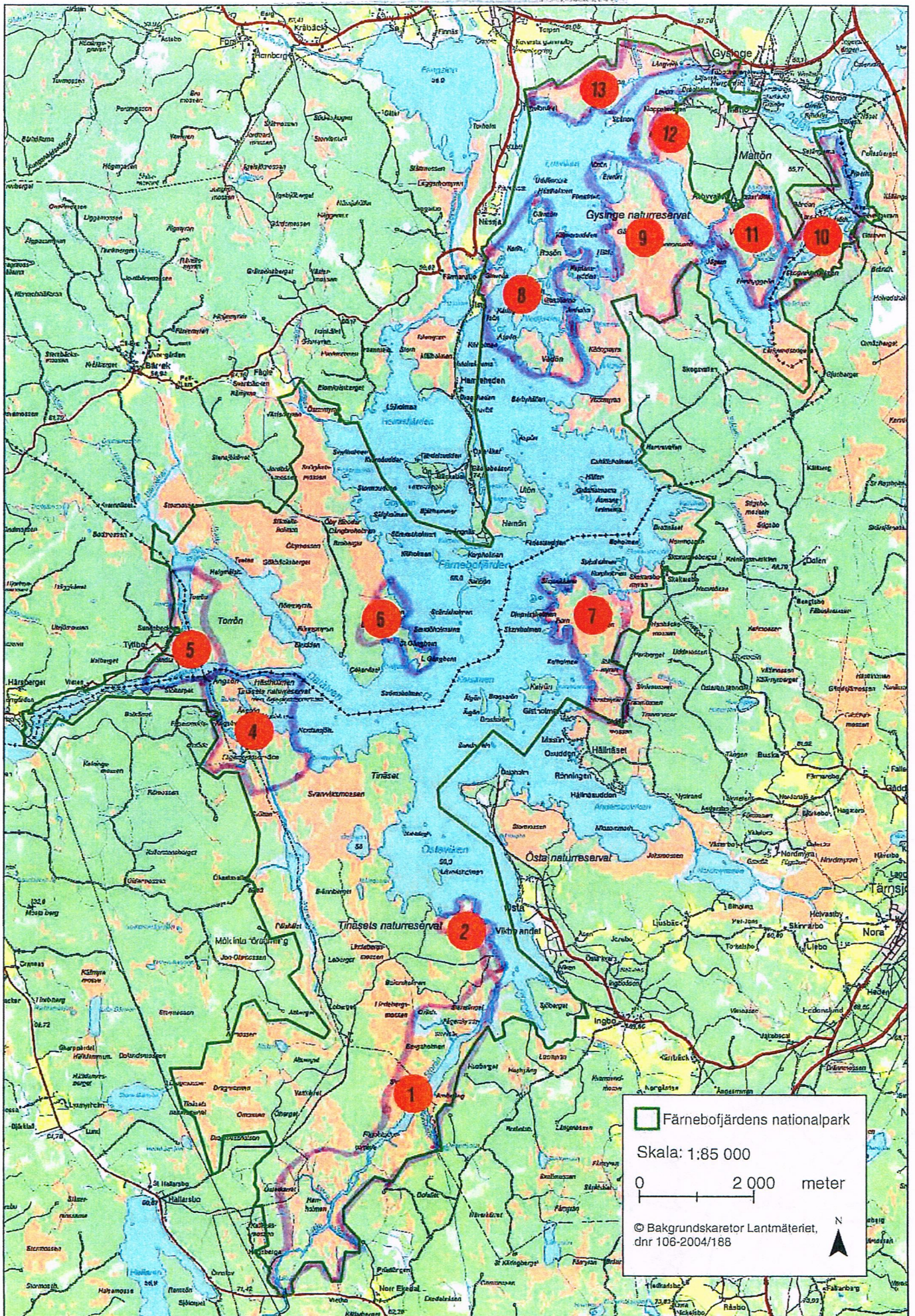
These measures are also necessary for a comeback of the White-backed Woodpecker in the area.

10. Referenser

- Aspenberg, Per – Forslund, Mats – Holmstedt, Stig – Lundberg, Arne. Natur vid nedre Dalälven. 3. Ornitologisk inventering. SNV PM 1977.
- Aulén, Gustaf – Holmstedt, Stig. En ornitologisk inventering enligt punkttaxeringsmetoden av vissa skogspartier i Tinäsområdet. Länsstyrelsen i Västmanlands län. Meddelande nr 23 1974.
- Aulén, Gustaf – Holmstedt, Stig – Turesson, Anders. Fågelfaunan på Torrön, Sandvikens kommun. Stockholm 1975.

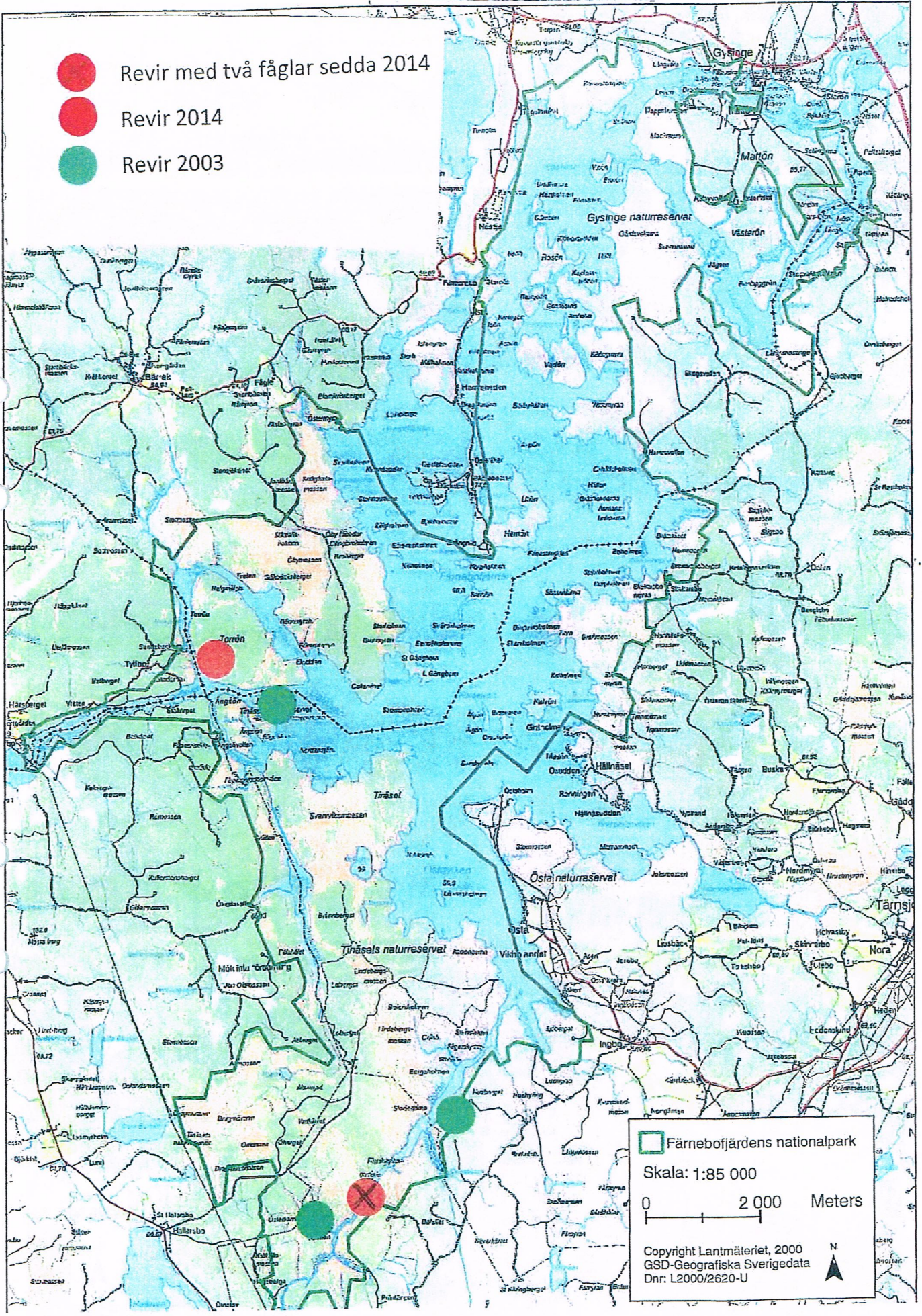
- Svenska Naturskyddsföreningen – Järvafältets Ornitologiska Klubb. Stig Holmstedt. Fåglar vid Färnebofjärden (omfattar ett avsevärt större område än nationalparken), Tre upplagor – åren 1979, 1986 och 1996.
- Holmstedt, Stig. Fågelfaunan i Tinäsområdet. Länsstyrelsen i Västmanlands län. Meddelande nr 1. 1986 (en tidigare version gavs ut år 1979).
- Holmstedt, Stig – Haavisto, Seppo. Årliga rapporter sedan år 1976 till Projekt vitryggig hackspett.
- Holmstedt, Stig. Ugglor och lövträdsberoende arter i Färnebofjärdens nationalpark – en inventering våren 2003. Länsstyrelsen i Västmanlands län. Länsstyrelsens rapportserie, 2003 nr 12.
- Holmstedt, Stig. Fåglar vid Färnebofjärden.(omfattar ett avsevärt större område än nationalparken). Länsstyrelsen i Västmanlands län. Länsstyrelsens rapportserie 2005 nr 9.
- Holmstedt, Stig. Fåglarna i Färnebofjärdens nationalpark. Dokumentation av de svenska nationalparkerna. Nr 21, Naturvårdsverket 2006.
- Holmstedt, Stig. Inventering av tretåig hackspett och orre i Färnebofjärdens nationalpark våren 2009. Länsstyrelsen Gävleborg 2009,
- Holmstedt, Stig. Inventering av tjäder i Färnebofjärdens nationalpark 2009-2011. Länsstyrelsen Gävleborg. Rapport 2013:26.
- Sveriges Ornitologiska Förening. Sveriges fåglar – aktuell översikt över deras utbredning, numerär och flyttning. Stockholm 2002.
- Sveriges Ornitologiska Förening – Artdatabanken – Lunds universitet. Svensk fågelatlas. Stockholm 1999.
- Upplands Ornitologiska Förening. Upplands fåglar – fåglar, människor och landskap genom 300 år. Uppsala 1996.

Karta 1 – Inventerade områden



Karta 2 – Skogsduva

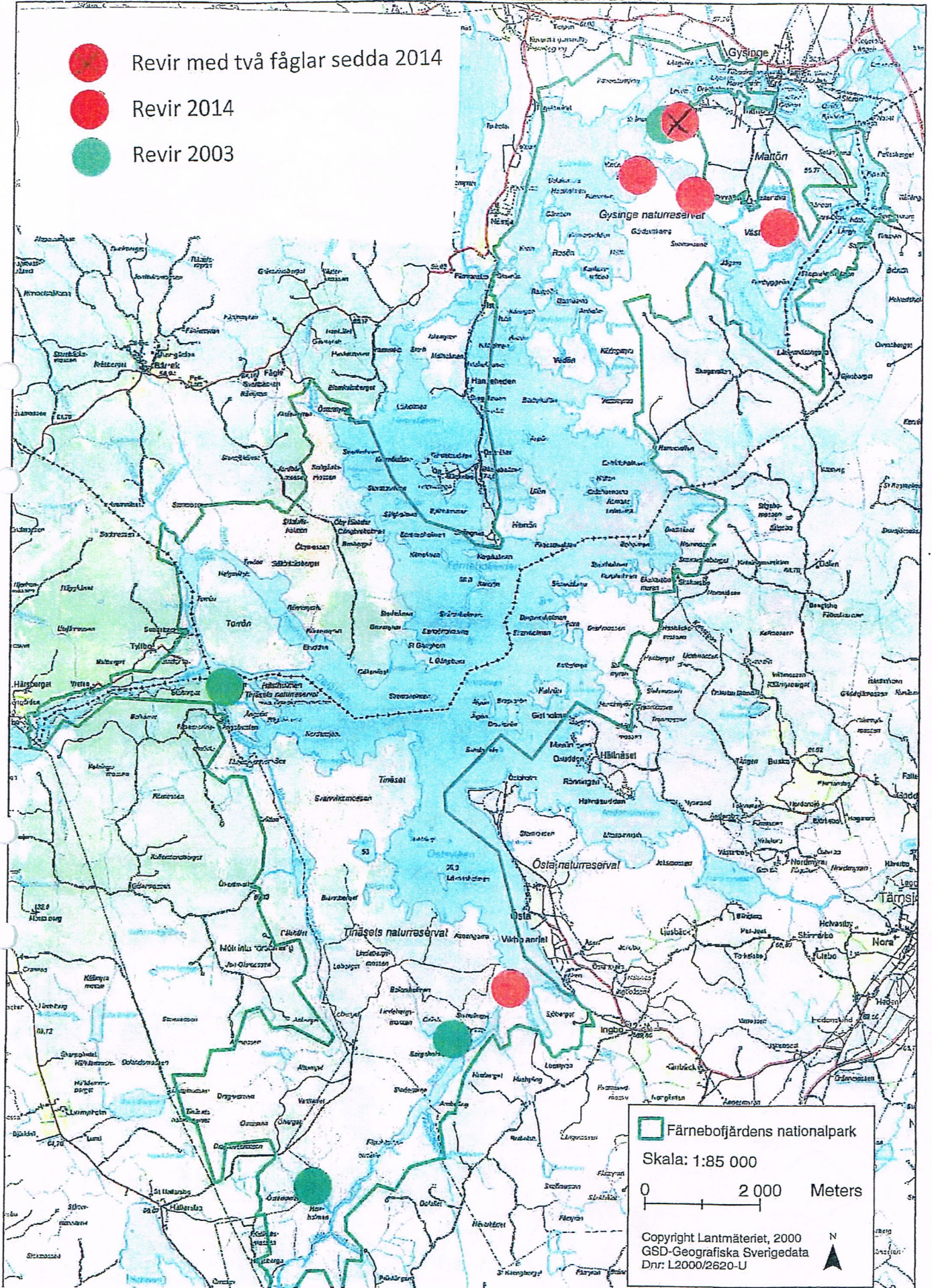
- Revir med två fåglar sedda 2014
- Revir 2014
- Revir 2003



Färnebofjärdens nationalpark
Skala: 1:85 000
0 2 000 Meters
Copyright Lantmäteriet, 2000
GSD-Geografiska Sverigedata
Dnr: L2000/2620-U

Karta 3 – Gråspett

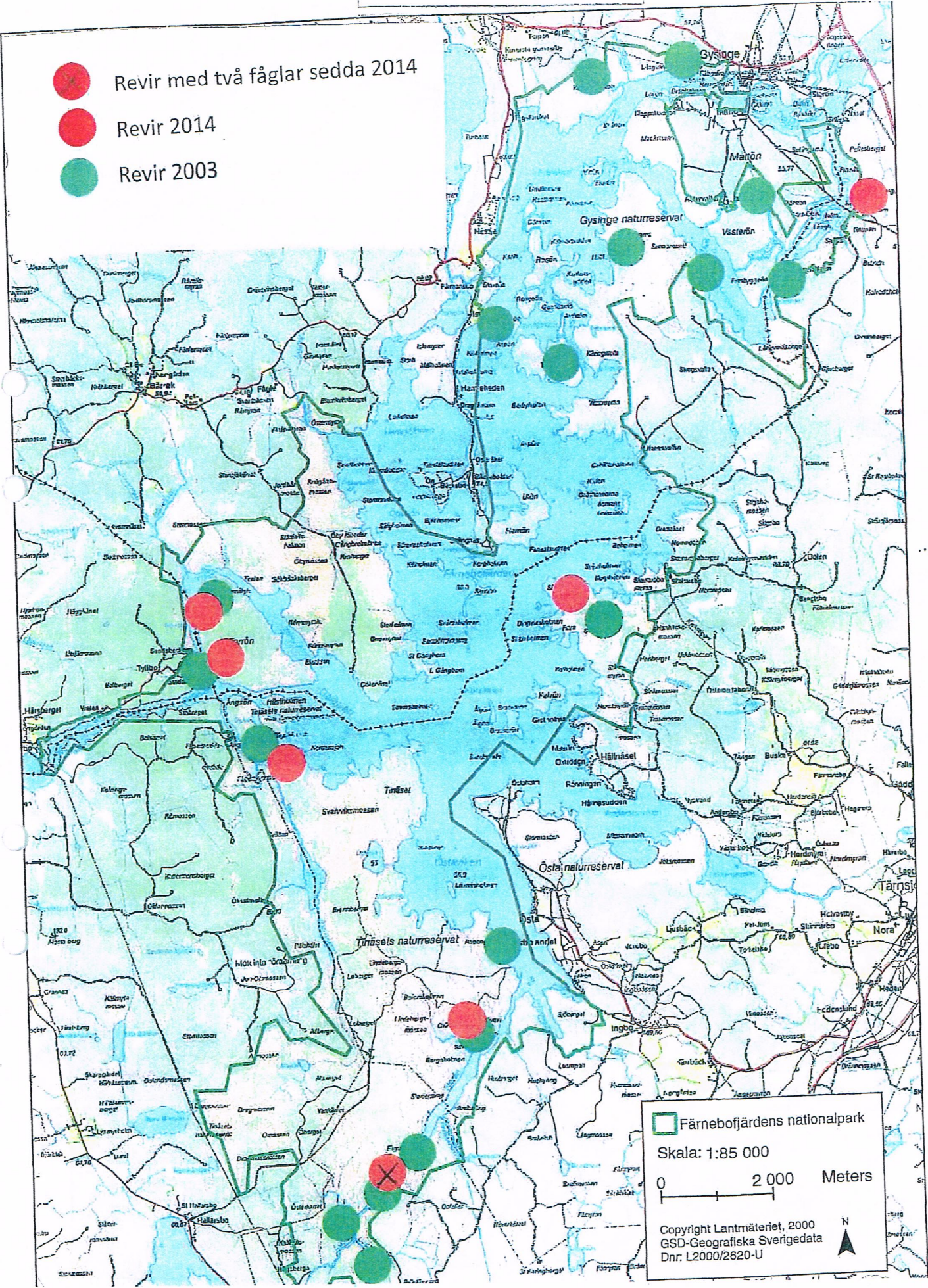
- Revir med två fåglar sedda 2014
- Revir 2014
- Revir 2003



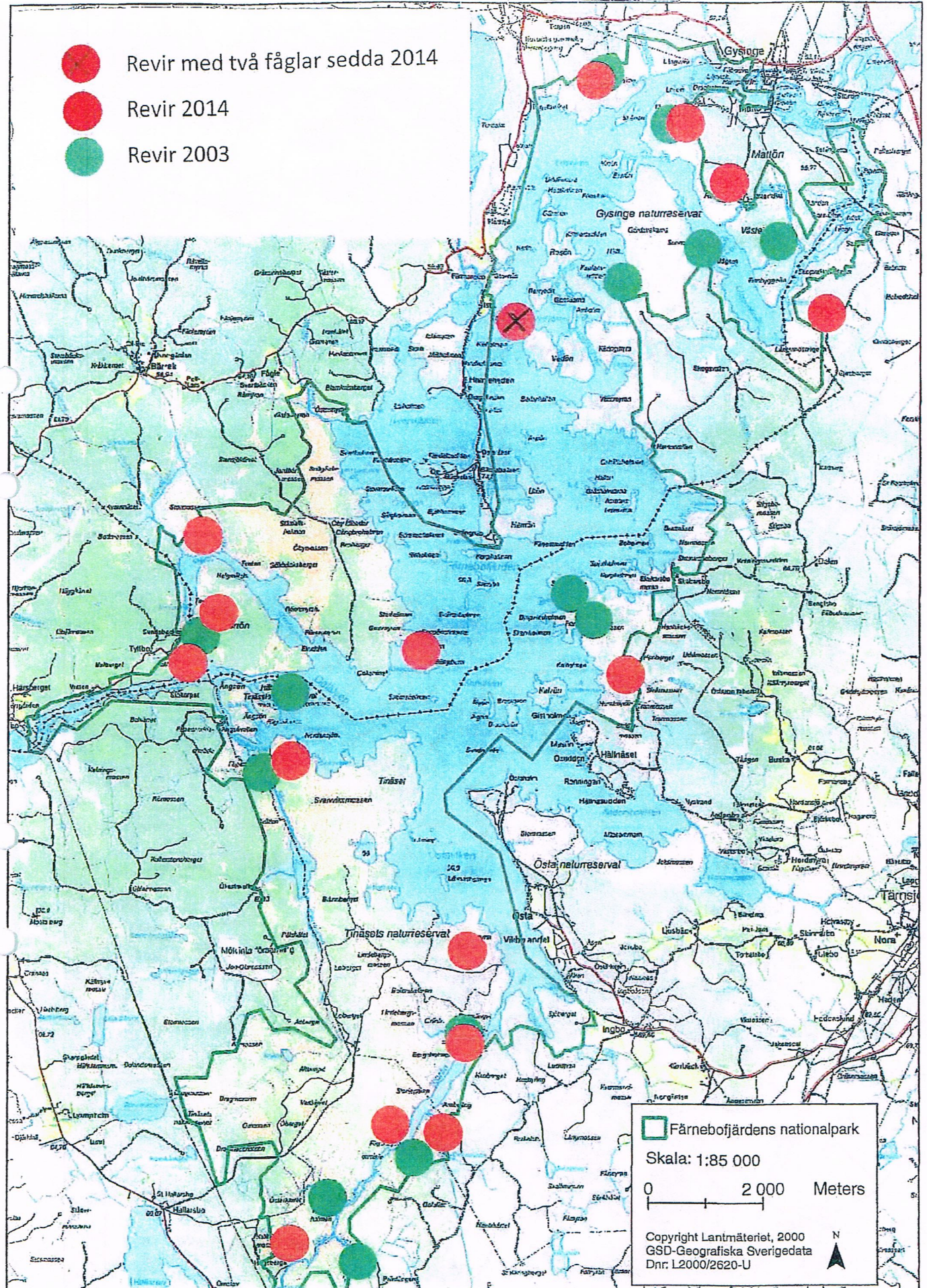
Färnebofjärdens nationalpark
Skala: 1:85 000
0 2 000 Meters
Copyright Lantmäteriet, 2000
GSD-Geografiska Sverigedata
Dnr: L2000/2620-U

Karta 4 – Gröngöling

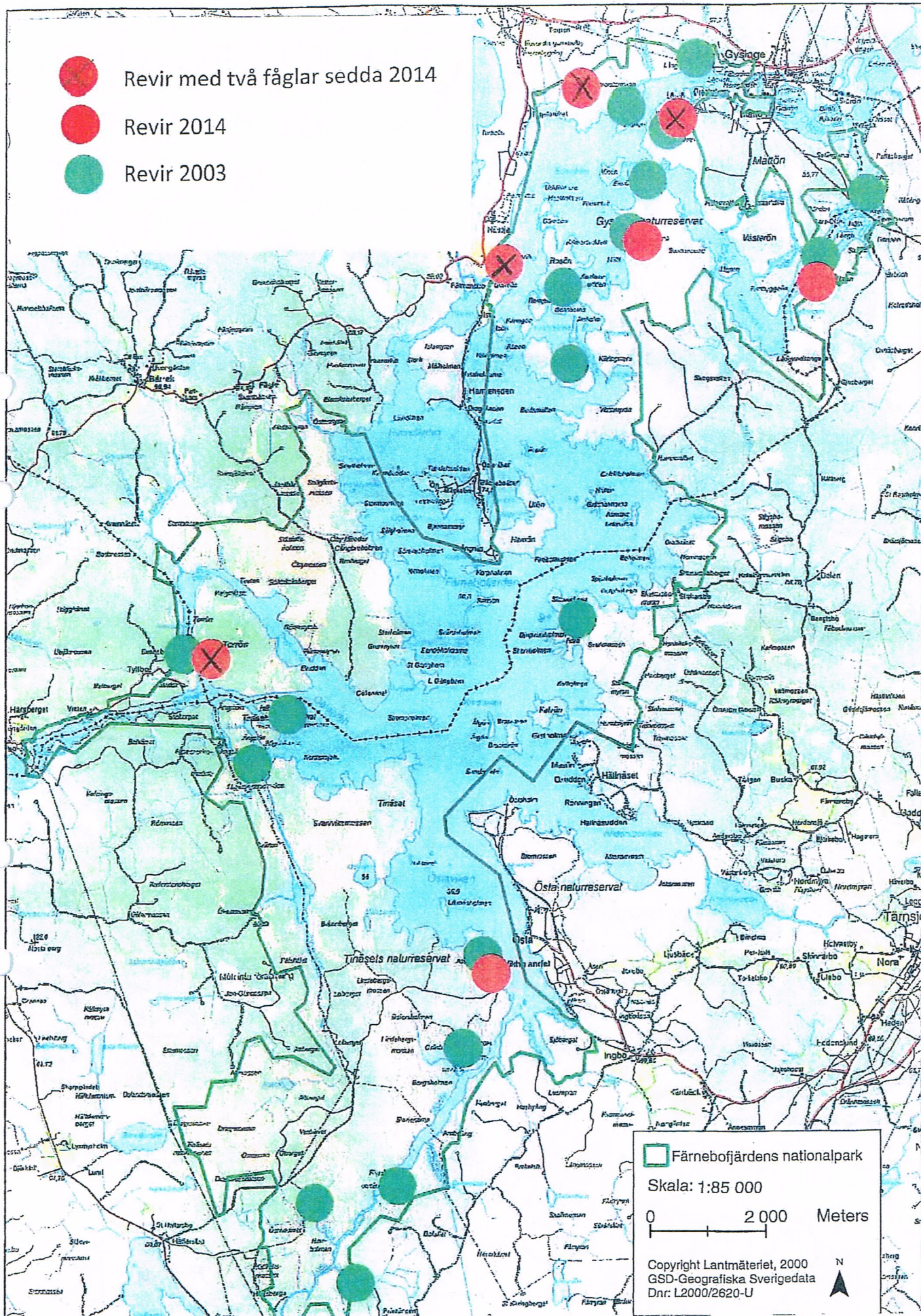
- Revir med två fåglar sedda 2014
- Revir 2014
- Revir 2003



Karta 5 – Spillkråka

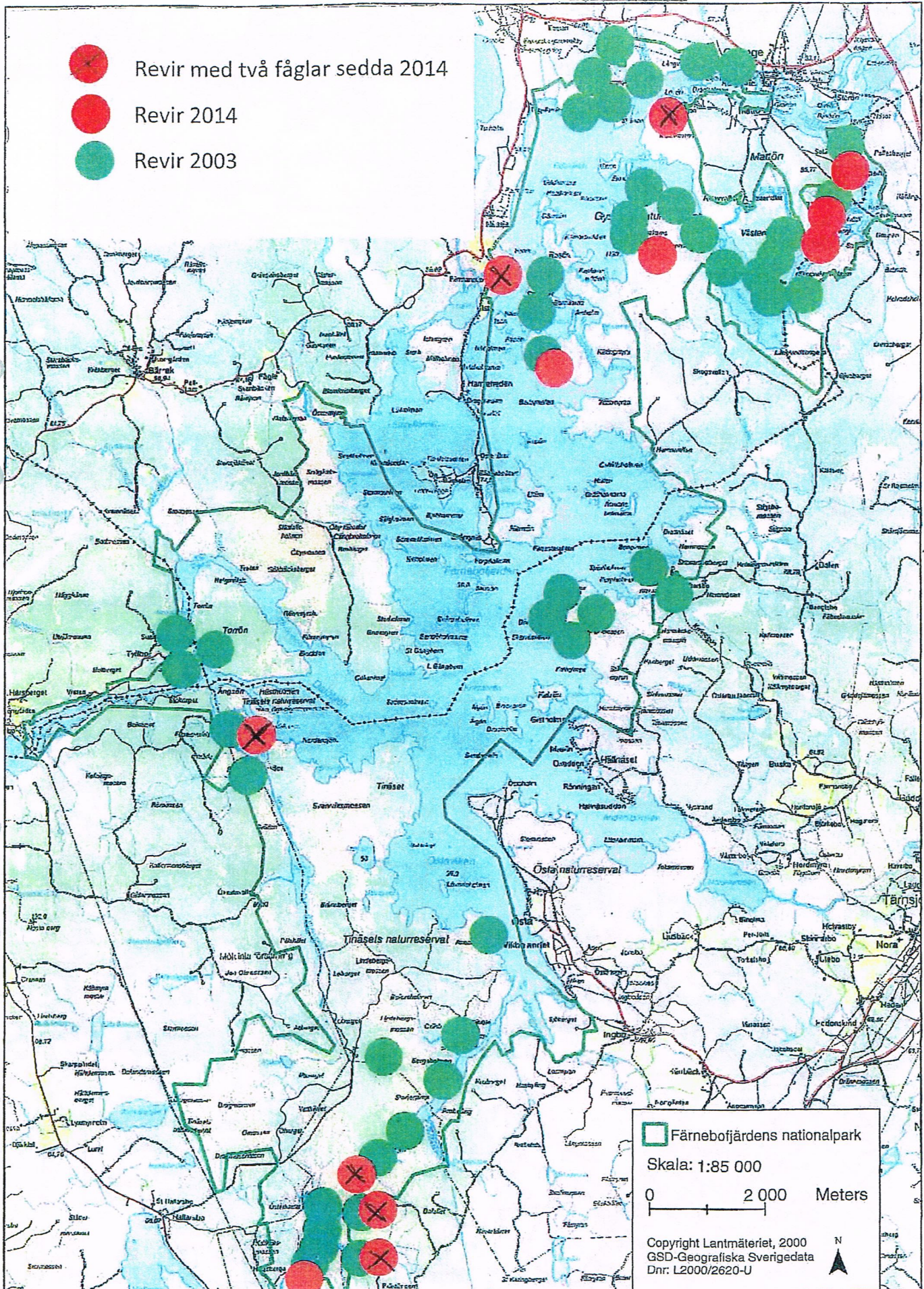


Karta 6 – Mindre hackspett



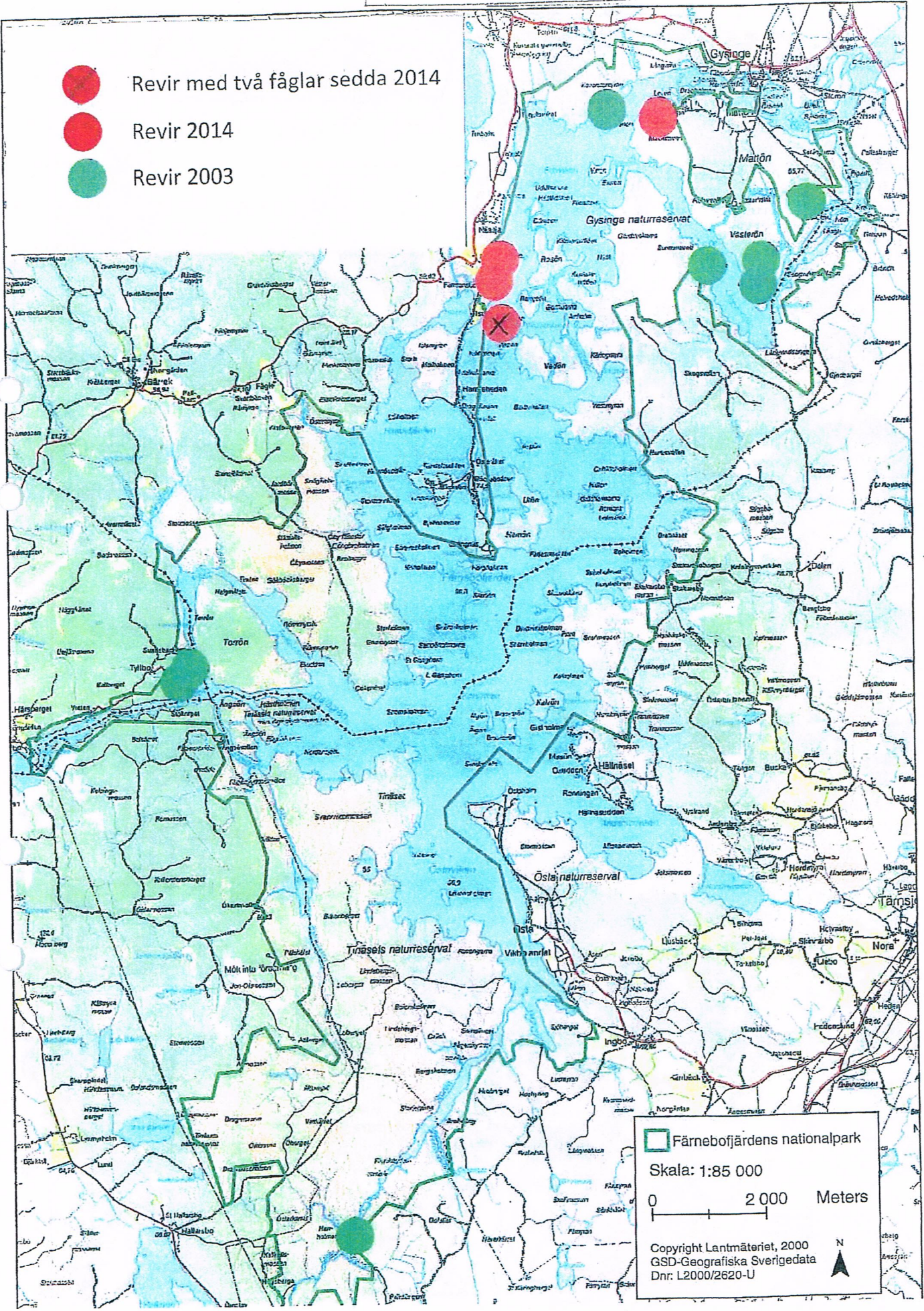
Karta 7 – Stjärtmes

- Revir med två fåglar sedda 2014
- Revir 2014
- Revir 2003



Karta 8 – Entita

- Revir med två fåglar sedda 2014
- Revir 2014
- Revir 2003



Länsstyrelsens rapporter 2016

- 2016:1 Insektsuppföljning efter stormen Dagmar - Flerårig studie av granbarkborre och rödlistade vedinsekter i fem naturreservat i Hälsingland
- 2016:2 Inventering av ängssvampar i Gävleborgs län 2015
- 2016:3 Kvikksilver i fisk i Gävleborgs län
- 2016:4 Uppföljning av Gävleborgs regionala ANDT strategi fram till 2015 - kunskapsunderlag till ny strategi 2016 – 2020
- 2016:5 Pilotkartering av påverkan på sötvattenstränder
- 2016:6 Regional handlingsplan för landsbygdsprogrammet och havs- och fiskeriprogrammet
- 2016:7 Aktörsgemensam analys över flyktingsituationens påverkan i Gävleborgs län
- 2016:8 Analys av bostadsmarknaden i Gävleborg
- 2016:9 Mottagande och etablering av nyanlända 2015 - Regional sammanställning och reflektion av en enkätundersökning riktad till kommunerna
- 2016:10 Inventering av stora rovdjur i Gävleborgs län 2015/2016
- 2016:11 Lokala avrinningsförhållanden i orter i Gävleborgs län
- 2016:12 Personsanering på skadeplats - Regional Samordningsfunktion Gävleborg
- 2016:13 Övervakning av ringlav i Gävleborgs län 1996–2013
- 2016:14 Arbetet med våld i nära relationer i Gävleborgs län – En bild av läget 2015
- 2016:15 Rökfria skolgårdar i Gävleborg - en utopi?
- 2016:16 Regional risk- och sårbarhetsanalys Gävleborgs län
- 2016:17 Övergripande riktlinjer för älgförvaltning inom Gävleborgs läns inrättade älgförvaltningsområden
- 2016:18 Lövträdsberoende fågelarter i Färnebofjärdens nationalpark - En inventering våren 2014

Länsstyrelsen Gävleborg

Rapportnr: 2016:18

ISSN: 0284:5954

Upplaga: 50 st



Länsstyrelsen
Gävleborg

Besöksadress: Borgmästarplan, 801 70 Gävle Telefon: 010-225 10 00

Webbadress: www.lansstyrelsen.se/gavleborg

Veteranisering

– verktyg istället för tid

Veteranisering kallas en metod där man aktivt tillskapar livsmiljöer i yngre träd för organismer som är knutna till trädens äldre successionsstadier. I denna artikel presenterar vi ett försök med veteranisering av unga ekar som sattes igång 2012 för att undersöka hur olika arter svarar på olika åtgärder.

TEXT JONAS HEDIN, MATS NIKLASSON OCH VIKKI BENGTTSSON

Träd av alla slag kan veteraniseras, men metoden har hittills huvudsakligen använts på bok och ek (för veteranisering av bok, se t.ex. Niklasson 2017). Vi gör inga anspråk på att göra en uttömmande översikt över ämnet, snarare vill vi inspirera andra till att vidareutveckla denna spännande metod.

Utdöendeskuld hos ekberoende arter

Eken är, före granen och boken, det trädslag i Sverige som har flest (ca 460) rödlistade arter knutna till sig (ArtDatabanken 2015). Det sägs ibland att 1 500 arter kan leva på eller i eken eller dess invånare, räknat över hela trädets livstid. Skälen till den stora artrikedomen är bland annat att eken kan bli upp mot 1 000 år gammal och därigenom erbjuda många olika livsmiljöer samt en i tid och rum stabil förekomst av många olika successionsstadier. De kraftiga avverkningar av gamla ekar som inleddes i Sverige omkring 1830 och pågick till och med andra världskriget har i många områden skapat en situation där det idag bara finns ett fåtal mycket gamla ekar kvar. Med "gamla ekar" menar vi här ekar som t.ex. är ihåliga, har grov bark samt en rikedom av döda vedpartier på stammen och i kronan. Håligheter, grov bark och andra strukturer uppkommer oftast först vid 200–250 års ålder (Ra-

nus m.fl. 2009 c, Ranius m.fl., 2009, Johansson m.fl. 2013 a, b). De ekar som i framtiden ska bära mångfalden av hotade arter när de verkligt gamla ekarna dör eller kommer in i ett annat successionsstadium (ofta benämnda "efterträdare") är idag vanligtvis någonstans mellan 100 och 150 år. Detta innebär att det på många platser finns ett stort åldersglapp mellan de allra äldsta träden och de äldsta efterträdarna, som fortfarande är mindre än två hundra år gamla. Trots att många gamla ekar försvunnit de senaste 175 åren är faunan och florans fortfarande ofta mycket artrik på de få kvarvarande gamla ekarna. Det beror på att utdöenden av svårspredda arter tar lång tid, vilket i sin tur beror mycket på att eken är så långlivad och livskraftig trots stora håligheter och skador. Såväl lavar som insekter knutna till gamla ekar (t.ex. läderbagge *Osmoderma eremita*) har en mycket begränsad benägenhet att förflytta sig till andra träd, och när det väl inträffar är det oftast bara korta sträckor på några hundra meter det handlar om. Flera studier av både insekter och lavar knutna till gamla ekar visar att utdöendehastigheten är låg, och att dagens förekomster förklaras bättre av hur eklandskapet såg ut för 180–200 år sedan än av dagens förekomst av gamla ekar (Hedin 2003, Ranius m.fl. 2008, Johansson 2013 b). Vi har därmed idag en fauna, flora och funga hos

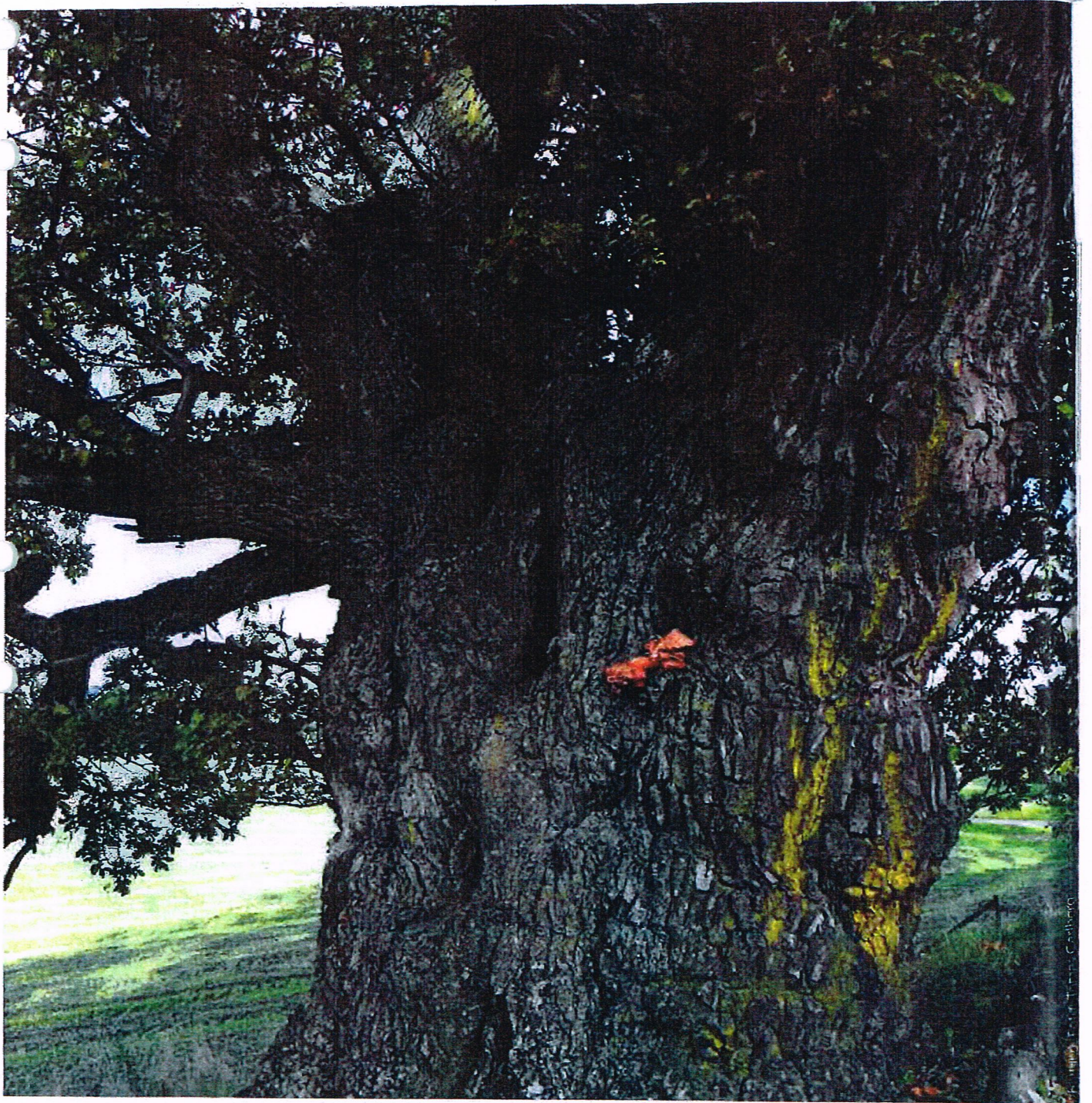




Fig. 2. Ringbarkning av gren pågår. Foto: Vikki Bengtsson

gamla ekar som inte är i balans med mängden tillgänglig livsmiljö. På många platser kan man prata om "en övermättad livsmiljö", där hotade arter kommer att dö ut om inte väldigt stora räddningsinsatser görs, t.ex. genom att snabba på bildningen av hålträd. Vi kallar detta för att det finns en utdöendeskuld (Tilman 1994, Hanski 2000).

Vad är veteranisering?

Veteranisering är en naturvårdsmetod där unga träd medvetet tillfogas skador i syfte att tillskapa och efterlikna strukturer, substrat och mikromiljöer som normalt bildas vid hög ålder. Håligheter med mulm (den snusliknande substans bestående av nedbruten ved samt svamp-, löv-, och insektsrester som ofta finns inne i ihåliga träd), självdöda grova grenar, avbrutna grova grenar, stora partier med bar ved på stammen, gamla skador efter blixtnedslag samt hackspetthål är exempel på strukturer som ofta hittas i äldre träd men

är ovanliga i unga träd. Att döda hela träd genom fällning eller ringbarkning kan förvisso vara en lämplig naturvårdsåtgärd för att gynna dödvedslevande arter, men detta lämnas utanför denna artikel, då veteranisering syftar till att skada träd utan att döda dem.

Veteranisering av träd är egentligen inget nytt fenomen, eftersom träd även förut skadats av människan; både oavsiktligt och medvetet, men med flera olika syften. Lövtäkt (hamling) var förr vanligt förekommande. I synnerhet hamlades ask och lind, men även björk, ek och andra trädslag berördes. Genom det tidigare i hela Europa utbredda hamlingsbruket har människan kontinuerligt tillskapat håligheter, röta och död ved i levande träd, unga såväl som gamla, under långa tidsrymder. Mycket talar för att sådana träd varit mycket vanliga i många europeiska landskap. Nyligen har det visats att just unga, hamlade träd verkligen också kan vara bärare av hålträdsfauna som man normalt förknippar med äldre träd (Sebek m.fl., 2013).

Forna tiders ekar stod ofta i ängar och åkrar, och därigenom förorsakade de minskad avkastning av både hö och spannmål. Samtidigt var det förbjudet att avverka ekar på krono- och skattejord under perioden 1558–1830. Av denna anledning är det omvittnat och känt att bönderna stamkvistade ekarna för att maximera det ljus som nådde marken utan att för den skull bryta mot lagen (Eliasson 2002). Det finns stor anledning att tro att många av de biologiskt sett finaste ihålliga ekarna, som vi idag finner i inägomarker i södra Sverige, stamkvistades under 1700- eller 1800-talet.

Veteranisering som idé och naturvårdsmetod kommer från Storbritannien, där enstaka träd veteraniserades i försökssyfte redan på 1990-talet (se exempelvis Forbes & Clarke, 2000 och Read, 2000). Att tillskapa specifika livsmiljöer i träd på konstgjord väg har dock gjorts tidigare på olika håll i världen. I USA gjordes artificiella hål för fåglar i försökssyfte under 1980-talet (Carey & Sanderson, 1981). I Sverige har

forskning visat att mer än 70 % av de skadaggsarter som normalt bor i ihålliga ekar kan fås att överleva i s.k. mulmholkar (Jansson m.fl., 2009; Carlsson m.fl., 2016). I Storbritannien har goda resultat uppnåtts för hotade arter knutna till ihållig bok (Green i brev). Dessa olika erfarenheter indikerar att veteranisering skulle kunna fungera som en "livbåt" för hotade arter genom att på kort tid (storleksordningen år till decennier) i unga träd tillskapa livsmiljöer som på naturlig väg bildas först när trädet uppnått en hög ålder. I områden där de gamla träden är få, och åldersglappet är stort mellan de äldsta träden och nästa generation, skulle man då kunna motverka den s.k. utdöendeskulden (Niklasson & Nilsson 2005, Hedin 2016). Veteranisering av yngre träd skulle kunna vara ett komplement till regelrätt gallring vid många åtgärder med naturvårdande syfte (t.ex. hagmarksrestaureringar) men också ett verktyg för ökad biologisk mångfald i bestånd som sköts mer produktionsinriktat.

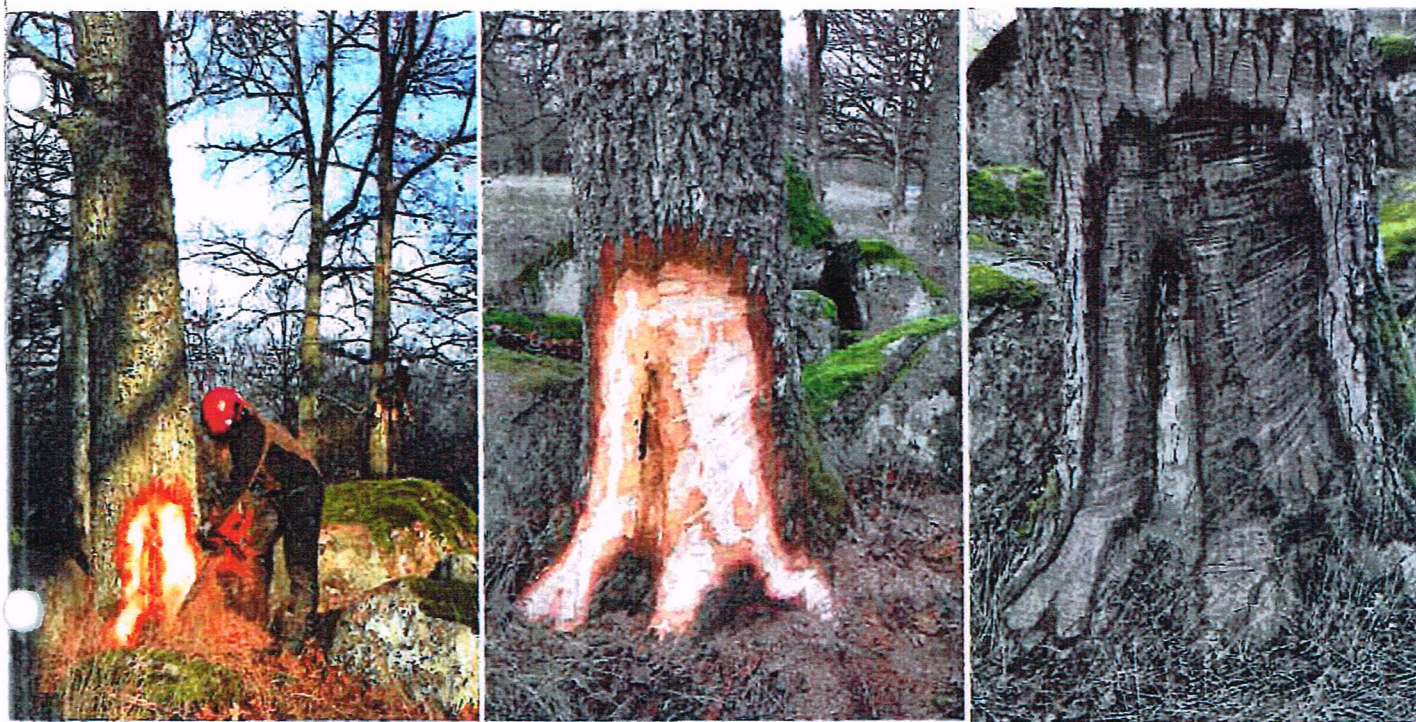


Fig. 3–5. Tillverkning av artificiellt s.k. hästgnag med hjälp av en motorsåg. Vänster: tillverkning av hästgnag påbörjas 2012. Mitten: färdigt hästgnag. Höger: samma hästgnag år 2014 (efter 2 år). Foto: Vikki Bengtsson



Fig. 6. Försöksområden som omtalas i texten. Ovan: Karta över lokalerna i Storbritannien. Till höger: Karta över lokalerna i Sverige. Till detta kommer en lokal i Norge, Vestfold fylke. Jämför tabell 2 (©Ordnance Survey Open Data 2014, ©Lantmäteriet).

Naturens egna processer visar vägen

Naturens egna processer bör vara vägledande för de metoder som används vid veteranisering. Många av metoderna är svåra att skilja från hur naturen själv skapar substrat, t.ex. stam- och grenbrott. I naturen är det stormar, snö, eld, trädfall, svampar, hackspettar samt gnagande och skavande djur som gör hål, bryter grenar, flänger bark och därmed skapar de viktiga strukturerna. Ett intressant perspektiv är att en del hotade arter idag fortfarande har anpassningar till att leva på substrat och i mikromiljöer som kan ha varit betydligt vanligare då stora megaherbivorer fortfarande vandrade omkring i landskapet (Malhi m.fl., 2016). Elefanter förmåga att möblera om i landskapet och skapa t.ex. lutande, skadade och fällda träd går idag bara att studera i Afrika och i Asien, men det är inget tvivel om att de skapar en stor heterogenitet där de drar fram. Många av naturens processer har vi dock begränsad kunskap om. Vad som styr vedsvampars succession, nischdifferentiering och tillväxtdynamik är relativt dåligt studerat men troligen avgörande för den stora mångfalden av rötans följear-

ter (Boddy muntl., Boddy & Rayner, 1983; Schwarze m.fl., 2000). Att få en eller flera arter att bilda röta och hål "på beställning" är svårare än man tror, då träd är långt ifrån försvarslösa mot nedbrytare. Dessutom kan svampar leva vilande inne i träd utan att utveckla röta. Att ympa in önskade rötsvampar, och att få dem att snabbt utveckla olika röttyper, är ett område som är värt att undersöka och utveckla för veteranisering, något som snart kommer att provas i bl.a. England på bok. Genom att använda kunskap från trädvårdsområdet vet vi i alla fall något om när en i det sammanhanget felaktigt utförd åtgärd sannolikt resulterar i röttillväxt. Det finns en hel del dokumentation av hur (utifrån ett trädvårdsperspektiv) felaktigt utförda stamkvistningar och hamlingar resulterar i röta (t.ex. Shigo, 1986; Vollbrecht, 2000; Lonsdale, 2013). Denna kunskap är viktig för att utveckla effektiva veteraniseringsmetoder. Utanför rötsvamparnas intressanta värld finns hos träden många fenomen vars uppkomst och koppling till ålder ännu är ganska dåligt utforskade, t.ex. savflöde och minskad vitalitet i både krona och rötter.

tabell 1. Olika tankbara metoder för ringbarkning av lövträd.

Metod	Naturlig process	Önskad livsmiljö/ effekt på trädet	Plats där det kan studeras	Projekt/Referens
Hamling	Avbetade unga träd, snö, vind	Håligheter, högre pH i barken	Lövängar i naturreser- vat, Tinnerö naturre- servat	Sebek m.fl. 2013, Bengtsson & Bengtsson, 2010.
Toppkapning	Döda avblåsta toppar	Håligheter	Se tabell 2, Tinnerö naturreservat	Bengtsson & Bengtsson, 2010.
Eldning vid basen och ovanför rötter, natur- vårdsbränning	Skogs-/gräsbrand	Brandljud med död ved och senare en hållighet	Naturreservat där natur- vårdsbränning av lövträd utförts, Veberöds Ljung Naturreservat	Bengtsson & Malmqvist, 2008.
Ringbarkning av topp	Död topp på äldre träd	Solexponerad död ved och på lång sikt en hållighet	Nordens Ark, naturre- servat i Sydsverige	www.lifebridgingthe- gap.se, www.bushlife.se
Ringbarkning av gren	Naturligt döda grenar	Död ved och senare eventuellt en hållighet	Se tabell 2 och Figur 2	
Partiell ringbarkning av stam	Fallskada på träd	Död ved		Niklasson, M. 2017
Avbruten grov gren	Naturligt avbruten gren vid storm eller snötyngd	Död ved och senare en hållighet	Se tabell 2 och Figur 1 och 17	
Hackspettshål	Hållighet skapad av hackspett	Hållighet	Se tabell 2 och Figur 12-14	
Holk i levande träd	Hållighet som uppstått till följd av kärnrötande svamp	Hållighet	Se tabell 2 och Figur 7-9, www.lifebridging- thegap.se, www.bush- life.se	Niklasson 2017, Lind- ström 2014, www.life- bridgingthegap.se
Blött mulmhål	Hållighet som uppstått p.g.a. en skada och kärn- rötande svampar	Blött hållighet som samlar vatten	Bosco della Fontana, Veberöds Ljung	Cavalli & Mason, 2003. Bengtsson & Malmqvist, 2008.
Kambieskada vid bas- en eller längre upp	Skada när bark gnagts bort av t.ex. häst eller bäver	Död ved och senare eventuellt en hållighet	Se tabell 2	Niklasson 2017, www. bushlife.se, www.brid- gingthegap.se
Sprängning av gren eller topp	Stormskador	Död ved och senare hålligheter	Tinnerö naturreservat, Hatfield Forest	Bengtsson & Bengtsson, 2010.
Skador från spikskor	Savflöden orsakade av in- sekters gnag	Savflöden	Se tabell 2 och Figur 10-11, Tinnerö natur- reservat, Hatfield Forest	Bengtsson & Bengtsson, 2010. www.bushlife.se
Slag med slägga mot barken	Död ved och hållighet	Hållighet	Tinnerö, Hatfield Forest, Prästaskogen	Bengtsson & Bengtsson, 2010. Bengtsson et al 2015. www.bushlife.se
Fläka eller vinscha av grenar	Storm- eller snöskador	Död ved och senare eventuellt hållighet		Niklasson 2017
Grenkragstympning	Fläkning av gren p.g.a. snö eller storm	Blottad ved, hållighet på sikt	Tinnerö naturreservat	Bengtsson & Bengtsson, 2010.
Borra upp hålligheter	Hackförsök av hackspettar	Röta i trädet och på lång sikt eventuellt hålligheter	Tinnerö naturreservat	Bengtsson & Bengtsson, 2010.
Hård kronreducering	Stormskador eller torka	Röta i rötterna och hålbildning på sikt	Tinnerö naturreservat	Bengtsson & Bengtsson, 2010.
Såga bort bark i vertikal led	Blixtskada	Död, solexponerad ved och mulmhål	Naturreservat i Syd- sverige	www.bushlife.se, www. bridgingthegap.se



Fig. 7. Nygjord fågelholk år 2012. Foto: Vikki Bengtsson



Fig. 8. Fågelholk med tydlig övervallning och fågelbomaterial år 2017. Foto: Vikki Bengtsson

Metoder för veteranisering

I tabell 1 presenterar vi främst metoder för veteranisering som utförts praktiskt och förekommer idag i naturvården. Vi ger också några exempel på metoder som skulle vara intressanta att prova på men är mindre testade. Med test och prov menar vi att de utförts i praktiken men inte utvärderats med avseende på effekten för de arter som kan tänkas nyttja dem. Flera av metoderna ingår i pilotförsök och demonstrationsytor som går att besöka, och därför finns också information om hur man kan hitta dit. De flesta metoder kräver vid utförandet motorsåg, vilket förutom stor vana också kräver körkort för yrkesmässig motorsågsanvändning. Vill man göra ingrepp på högre höjd uppe i ett träd tillkommer förstås trädklättrarkompetens eller skylift. En del åtgärder går dock att utföra med enkla handredskap, främst yxa. Ingen



Fig. 9. Kontroll av fågelholk som en del av uppföljningsbesök år 2014. Foto: Fredrik Larsson

av metoderna kräver större maskiner; alla åtgärder går att utföra motormanuellt, även om flera åtgärder kan göras snabbare med stora maskiner (t.ex. vinschning, grävning och toppkapning). Många av teknikerna har testats under årens lopp (Bengtsson m.fl., 2015).

Det internationella veteraniseringsförsöket som startade hösten 2012

Under 2011–2012 tog vi initiativ till att etablera ett internationellt försök i syfte att utvärdera fem olika metoder att veteranisera skogsek *Quercus robur*. Det övergripande syftet med försöket är att bidra med

kunskap om hur hotade (i synnerhet hålträdslevande) arter ska kunna räddas i områden med framtida brist på gamla ekar. Här följer en kort presentation av försöket där 700 unga ekar på 20 olika platser i Sverige, England och Norge behandlats. I Tabell 2 listas de skogsområden som ingår i försöket.

Efter en större workshop om veteranisering av ek med ett 20-tal intresserade forskare, arborister, ekologer och naturvårdspraktiker hösten 2011 tog vi fram ett förslag på fem åtgärder utifrån följande kravlista:

1. Behandlingarna skall efterlikna naturliga processer i så hög grad som möjligt.

Projektområde	Län	Land	Aktör	Skyddsstatus
Berg fengsel	Vestfold fylke	Norge	NINA Norge	
Ashridge Estate	Buckinghamshire	England	National Trust	NR
Ickworth Park	Suffolk	England	National Trust	
Ashtead common	Surrey	England	City of London	NR
Tromtö	Blekinge	Sverige	Länsstyrelsen i Blekinge län	NR, N2000
Bondberget	Jönköping	Sverige	Jönköpings kommun	NR
Brunnstorp NR	Jönköping	Sverige	Länsstyrelsen i Jönköpings län	NR
Ekenäs (Allgunnens naturreservat)	Kalmar	Sverige	Länsstyrelsen i Kalmar län	NR
Vannserum-Bäck	Kalmar	Sverige	Länsstyrelsen i Kalmar län	NR
Huseby	Kronoberg	Sverige	Statens Fastighetsverk (SFV)	
Toftaholm	Kronoberg	Sverige	Länsstyrelsen i Kronobergs län	NR
Harsbo-Sverkersholm	Östergötland	Sverige	Länsstyrelsen i Östergötlands län	NR
Tinnerö eklandskap	Östergötland	Sverige	Linköpings kommun	NR, N2000
Västerby	Östergötland	Sverige	Länsstyrelsen i Östergötlands län	NR
Fulltofta	Skåne	Sverige	Skånska landskap	NR*
Hjälmhults kungsgård	Skåne	Sverige	Statens Fastighetsverk (SFV)	
Haga ekbackar	Uppsala	Sverige	Länsstyrelsen i Uppsala län	NR, N2000
Strömsholm	Västmanland	Sverige	SFV/Länsstyrelsen i Västmanlands län	NR, N2000
Åby säteri	Västra Götaland	Sverige	Nordens Ark	
Korsviken	Västra Götaland	Sverige	Nordens ark	

Tabell 2. Lokalerna som inkluderades i försöket. *Området är numera naturreservat.

2. Behandlingarna skall så långt möjligt också till det yttre likna naturliga processer.

3. Behandlingarna skall vara så olika varandra som möjligt, i syfte att få stor spridning i resultaten.

4. Det skall gå att återupprepa behandlingarna på nya platser

5. Åtgärderna skall väljas så att vissa av dem ger relativt snabba resultat, medan resultatet av andra åtgärder dröjer längre.

Vi bedömde att det var viktigt att ha ett relativt stort antal träd per behandling, då det i ett långsiktigt försök med träd finns risk för att en del träd dör eller av misstag avlägsnas.

De fem behandlingar som vi enades om var a) Hästgnag b) Hackspethål c) Holk med toppkapning d) Ringbarkning av grov gren och e) Brytande av grov gren.

Ett antal organisationer och myndigheter visade intresse för att delta med försöksträd i projektet, och det resulterade i 16 områden i Sverige, tre i England och ett i Norge (Se Figur 5). De träd som ingick i det

norska området var markant äldre än de övriga, men vi beslöt ändå att låta det området ingå i försöket.

I varje område valdes 49 ekar med diameter mellan 25 och 60 cm ut. Dessa ekar skulle vara utan synliga håligheter i stammarna och även i övrigt till synes helt vitala vid försökets start. Däremot accepterades att det fanns klena, döda grenar på upp till 10 cm i diameter. 21 av ekarna skulle ha en grov gren (minst 10 cm i diameter minde än 8 meter upp på stammen) och resterande 28 ekar var därmed med, eller utan grova grenar. Försöksträdens uppskattade ålder skulle vara högst 120 år. Ekarnas position fastställdes med hjälp av en GPS. Varje träd märktes med en metallbricka, och stammens omkrets mättes vid 1,3 meters höjd. Vid märkningen spikades en ID-bricka in i barken/veden, så att den blev hängande 2 cm utanför stammen.

För att bestämma vilket träd som skulle få vilken behandling inom varje grupp (med respektive utan grova grenar) inklusive kontrollträden, användes Excels slumpfunktion för att göra ett riktat slumpmäs-



Fig 10–11. Färska skador efter spikskor (t.v) och spikskoskador efter åtta år (höger). Foto: Vikki Bengtsson



Fig. 12–14. Nygjort hackspettshål år 2012 (vänster), hackspettshål år 2014 med tydlig övervallning. Det är nu svårt att se att den är gjord med motorsåg (mitten). Hackspettshål år 2017 med flera hål ovanpå som troligen gjorts av en "riktigt" hackspett (höger).
Foto: Vikki Bengtsson

sigt val, så att såväl behandlingarna som kontrollträden skulle spridas jämnt över diameterklasserna. Sju träd behandlades med en av de fem olika behandlingarna i varje område, det vill säga totalt 35 träd behandlades på varje lokal. På en lokal (naturreservatet Haga ekbackar i Uppsala län) behandlades ekarna i december 2011, övriga 19 lokaler behandlades av tre olika arboristlag mellan september och november 2012 efter en föregående kalibrering. Totalt ingår 980 ekar i försöket, varav 700 behandlats och 280 ingår som kontrollträd.

Veteraniseringsmetoder i försöket

Behandling 1 – Holk i levande ek och toppkapning

Ett rektangulärt hål med dimension 50 cm (höjd) och minst 10 cm brett sågades upp genom instick frami-från och från sidan. Därpå sågades de översta cirka 8 cm av den utsågade vedbiten bort. Slutligen sågades de yttersta 7–10 centimetrarna från den ursågade träbiten av och sattes tillbaka som ett lock över hålet. Hålet sågades in till trädets mitt, svagt kilformat, och då locket sattes tillbaka bildades en hålighet inne i trädet, som var 6–10 cm djup i normalfallet. Locket säkrades med två rostfria spikar som spikades in i splintveden. Spikarna kan enkelt tas bort vid framtida

provtagning. Bredden på håligheten inne i trädet fick utgöra maximalt 1/3 av stamdiametern. Ingångshålets höjd blev 8 cm. Klättring utfördes med spikskor. Vi bestämde att håligheten i minst en holk per område skulle vara riktad mot varje huvudväderstreck (N, O, S och V). Trissor från sågningen av holkarna sparades för framtida åldersbestämning. Träden toppkapades på halva kronhöjden, och stammen sågades så att den såg ut att vara naturligt avbruten. Kapning skedde alltid minst två meter ovanför hålets övre kant. Det var mycket viktigt att det efter kapning fanns ett flertal vitala grenar kvar. Toppen sparades invid trädet eller på annat ställe inom området. (Fig. 7–9.)

Behandling 2 – Hackspettshål

Ett ovalt, 8 cm brett och 12 cm högt "spillkråkehål" sågades upp genom upprepade stick in till stammens mitt med ett så kallat "carvingsvärd" på motorsågen. Minst ett hackspettshål per område skulle vara riktat åt varje huvudväderstreck. Klättring skedde med spikskor. (Fig. 12–14.)

Behandling 3 – Hästgnag

Med motorsåg togs barken bort från markplanet upp till en meters höjd. Skadan skulle omfatta 1/3



Fig. 15. Insektsfälla på plats vid ett hackspettshål; en del av uppföljningen år 2014. Foto: Vikki Bengtsson

av mantelytan. Avbarkning skedde ända in till veden. Bark sågades även bort från synliga rotöverdelar där möjligheten fanns. Minst ett hästgnag per område skulle vara riktat mot varje huvudväderstreck. (Fig. 3–5.)

Behandling 4 – Grenbrott

Den lägst sittande, levande grenen som var mer än 10 cm i diameter behandlades på maximalt åtta meters höjd. Grenen sågades av nära stammen (ca 20 cm ut) med ett snitt ovanifrån som gick igenom halva gren-diametern. Det eftersträvades att fläka av grenen så att en brottyta skapades. Kvarvarande överdel sågades så att den såg ut att vara naturligt avbruten. Grenen sparades invid trädet eller på annan plats i området. Klättring skedde med spikskor. (Fig. 17.)

Behandling 5 – Ringbarkad gren

Den lägst sittande levande grenen som var mer än 10 cm i diameter behandlades på maximalt åtta meters höjd. Barken togs bort, ända in till veden, i en ca 20

cm bred ring hela vägen runt grenen (ca 20 cm ut från stammen). (Fig. 2.)

Behandling 6 – Kontroll: ek med en grov gren (>10 cm i diameter) på mindre än åtta meters höjd.

Två typer av kontrollskar skapades, där den enda skillnaden var grovleken på grenarna under åtta meters höjd.

Behandling 7 – Kontroll – ek med eller utan grov gren (minst 10 cm i diameter) på minde än åtta meters höjd

Uppföljning

Planen är att projektet ska pågå i minst 25 år (2012–2037) och att utvärdering/uppföljning ska ske vid mer än ett tillfälle under denna period. Uppföljning planeras för olika artgrupper (svampar, lavar, mossor och insekter i första hand). Under 2014 gjordes första uppföljningen. Samtliga projektträd (inklusive kontrollträd) besöktes i samtliga områden. Alla lav- och mossarter noterades på samtliga 49 träd på de nordis-

början. En ny uppföljande moss- och lavinventering planeras tio år efter den ursprungliga inventeringen (år 2022). Insektsfällor (fönsterfällor med vanna och plexiglasskiva på 30x40 cm) sattes upp i 15 svenska områden samt i Ashtead och Ashridge i England på två hackspettshålsträd, två holkträd samt två kontrollträd från början av maj till slutet av augusti 2014 (Fig. 15). Trädens vitalitet bedömdes endast som "död" eller "levande", och ljusmätning (Fig. 16) samt övervallning av vissa behandlingar mättes. Alla holkar och hackspettshål kontrollerades för eventuell förekomst av fågelbon och fladdermöss. Alla ringbarkade grenar beskrevs vid uppföljningen som antingen döda eller levande. Analysen av uppföljningen pågår just nu. Preliminära resultat från träduppföljningen år 2014 visar dock att fågelhäckning hade skett i 65 % av holkarna (åtminstone en gång), och att 45 % av hackspettshålen hade används av fåglar (bomaterial, spillning eller fjädrar fanns vid kontroll). I 5 % av holkarna och hackspettshålen fanns spillning från fladdermöss.

Sammanfattning

Sammanfattningsvis kan vi säga att veteranisering är ett ännu outforskat men spännande område. Vi hoppas att fler provar på metoden, och att man noga dokumenterar sina åtgärder för framtida uppföljning. Vi vet fortfarande inte exakt vilka effekter olika åtgärder har, men mycket talar för att veteranisering kan vara ett viktigt redskap i naturvårdarens verktygslåda. I synnerhet när alternativet annars är att avverka trädet.

Tack

Naturvårdsverket (Erik Hellberg Meschaks), Statens Fastighetsverk (Per Linder), Skånska landskap (Anders Rosell), Skogssällskapet (Markus Abrahamsson), Jönköpings kommun (Dag Fredriksson), Linköpings kommun (Anders Jörneskog), Norsk Institutt For Naturforskning (NINA) (Björn Nordén), Länsstyrelsen i Skåne län (Jörgen Nilsson), Länsstyrelsen i Blekinge (Annika Lydänge), Länsstyrelsen i Kronobergs län (Per Ekerholm), Länsstyrelsen i Kalmar län (Erik Nordlind), Länsstyrelsen i Jönköpings län (Marielle Gustafsson), Länsstyrelsen i Östergötlands län (Nicklas Jansson och Kenneth Claesson), Länsstyrelsen i Upp-

styrelsen i Västmanlands län (Karin Sandberg och Markus Rehnberg), Claes Andrén, City of London (Zuza Featherstone, Helen Read, Shaun Waddell), The National Trust (Brian Muelaner, Bob Davis, Dee Gathorne-Hardy), samtliga inblandade arborister med särskilt tack till Idamaria Hörlin, Malin Lamb, Birk Källström, Joar Nilsson, Christoffer Wernersson, Robert Lövgren, Erik Amberntsson, Erik Callerström, Reg Harris, Stuart Bowen, Dan Brown, Andy Clarke, Nick Welham och Adam Rist. ●

Litteratur

- Alexander, K., Butler, J. & Green, E.E. 2006. The value of different tree and shrub species to wildlife. – *British Wildlife* 18(1): 18–28.
- Artdatabanken 2015. Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer – rödlistade arter i Sverige 2015.
- Bengtsson, V. & Fay, L. 2009. 2009 Veteran Tree Survey, Ashtead and Epsom Commons. City of London Open Spaces Department; City of London report.
- Bengtsson, V. & Malmqvist, A. 2008. Ljungen – en sammanfattning av åtgärder och resultat i projektet Lärande Natur II, 2005–2008. Tekniska förvaltningen, Lunds Kommun.
- Bengtsson, V. & Bengtsson, O. 2010. Veteraniseringsplan för Naturreservatet Tinnerö Ekländskap. Linköpings kommun rapport.
- Bengtsson, V., Bengtsson, O. & Muir, P. 2011. Burnham Beeches NNR Population Analysis (*Fagus sylvatica* and *Quercus* sp.). City of London report.
- Bengtsson, V., Hedin, J. & Niklasson, M. 2013. Veteranisation of oak – managing trees to speed up habitat production. In: Rotherham, I.D., Handley, C., Agnoletti, M. & Samojlik, T. (eds.) *Trees beyond the wood: an exploration of concepts of woods, forests and trees*. Wildtrack Publishing, Sheffield, pp.61–68.
- Bengtsson, V., Niklasson, M. & Hedin, J. 2015. Tree veteranisation. Using tools instead of time. – *Conservation Land Management*, Summer 2015.
- Bergman, K.-O. 2003. Bedömning av långsiktig överlevnad för hotade arter knutna till ekar på Händelö. Rapport till Norrköpings kommun. – *Natur i Norrköping* 3.
- Boddy, L. & Rayner, A.D.M. 1983. Origins of decay in living deciduous trees: the role of moisture content and reappraisal of the expanded concept of tree decay. – *New Phytologist* 94: 623–641.
- Butler, J.E., Rose, F. & Green, E.E. 2001. Ancient trees, icons of our most important wooded landscapes in Europe. In: Read, H., Forfanf, A.S., Marciau, R., Paltto, H., Andersson, L. & Tardy, B. (eds.) *Naconex Tools for*

- preserving wood and biodiversity. Töreboda Tryckeri AB, Sweden. 20-26.
- Carey, A.B. & Reed Sanderson, H. 1981. Routing to accelerate tree-cavity formation. – *Wildlife Society Bulletin* 9(1): 14–21.
- Cavalli, R. & Mason, F. (eds) 2003. Techniques for re-establishment of dead wood for saproxylic fauna conservation. Report LIFE Nature project NAT/IT/99/6245 «Bosco della Fontana» (Mantova, Italy).
- Cavalli, R. & Donini, F. 2003. Possible management actions to increase the amount of dead and marcescent wood. In: Cavalli, R. & Mason, F. (eds). 2003. Techniques for re-establishment of dead wood for saproxylic fauna conservation. Report LIFE Nature project NAT/IT/99/6245 «Bosco della Fontana» (Mantova, Italy).
- Carlsson, S., Bergman, K.-O., Jansson, N., Ranius, T. & Milberg, P. 2016. Boxing for biodiversity: evaluation of an artificially created decaying wood habitat. – *Biodiversity and Conservation* 25(2): 393–405.
- Dahlberg, A. & Stokland, J.N. 2004. Vedlevande arters krav på substrat – sammanställning och analys av 3 600 arter. Skogsstyrelsen. Rapport 7:2004. ISSN: 1100–0295.
- Eliasson, P. 2002. Skog, makt & människor. Doktorsavhandling. Lunds Universitet.
- Faccoli, M. & Rukalski, J. 2004. Attractiveness of artificially killed red oaks (*Quercus rubra*) to ambrosia beetles (Coleoptera, Scolytidae). – *Conservazione Habitat Invertebrati* 2004(3): 171–179.
- Fritz, Ö., Niklasson, M. & Churski, M. 2008. Tree age is a key factor for the conservation of epiphytic lichens and bryophytes in beech forests. – *Applied Vegetation Science* 12: 93–106.
- Forbes, V. & Clarke, A. 2000. Bridging the Generation Gap. – *Enact* 8(3): 7–9.
- Green, E.E. 1996. Thoughts on pollarding. In: Read, H.J. (ed.) Pollard and veteran tree management II; City of London, pp. 1–5.
- Green, E.E. 2006. Fungi, trees and pollards. In: 1^{er} colloque européen sur les trognons, Vendôme, 26, 27 et 28 octobre 2006.
- Hanski, I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. – *Annales Zoologici Fennici* 37: 271–280.
- Hedin, J. 2003. Metapopulation ecology of *Osmoderma eremita* – dispersal, habitat quality and habitat history. Doktorsavhandling. Lunds Universitet.
- Hedin, J. 2016. Gammeleken – ett myllrande ekosystem. – *Yrfån* 2: 10–14.
- Jansson, N., Larsson, A., Milberg, P. & Ranius, T. 2009. Boxes mimicking tree hollows can help conservation of saproxylic beetles. – *Biodiversity and Conservation* 18: 3891–3908.

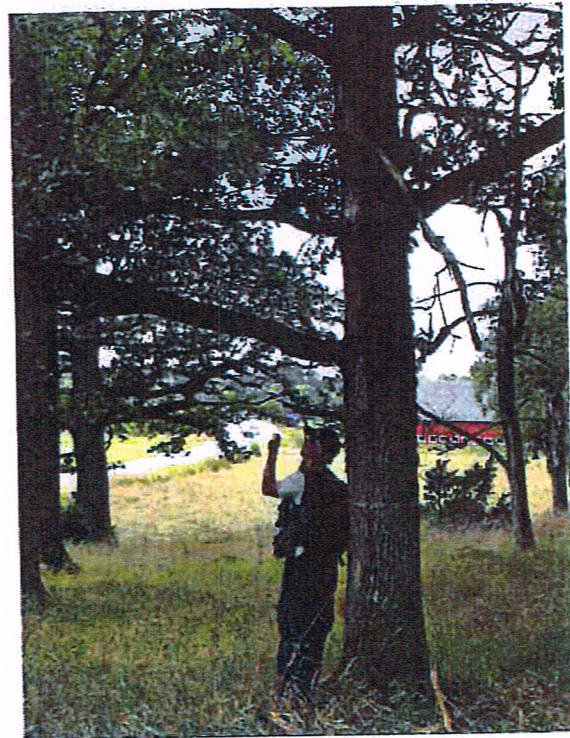


Fig. 16. Ljusbildning i samband med uppföljningsbesök år 2014. Foto: Vikki Bengtsson

- Johansson, V., Ranius, T. & Snäll, T. 2013. Brist på gamla ekar hotar lavar. – *Svensk botanisk tidskrift* 107: 6.
- Johansson, V., Ranius, T. & Snäll, T. 2013. Estimates of connectivity reveal non-equilibrium epiphyte occurrence patterns almost 180 years after habitat decline. – *Oecologia* 172: 607–615.
- Lindström, M. 2014. En studie av tvåvingar och skalbaggar i antropogena och icke-antropogena stamhåligheter i bok i två halländska skogsreservat 2012. Länsstyrelsen i Hallands Län. Meddelande 2014:11.
- Longo, L. 2003. Habitat trees: instructions for creating and monitoring nest holes. In: Cavalli, R. & Mason, F. (eds) (2003). Techniques for re-establishment of dead wood for saproxylic fauna conservation. Report LIFE Nature project NAT/IT/99/6245 «Bosco della Fontana». Mantova, Italy.
- Malhi, Y., Doughty, C.E., Galetti, M., Smith, F.A., Svenning, J.-C. & Terborgh, J.W. 2016. Megafauna and ecosystem function from Pleistocene to the Anthropocene. – *PNAS* 113(4): 838–846.
- Lonsdale, D. (ed.) 2013. Ancient and other veteran trees: further guidance on management. The Tree Council, London.



Fig. 17. Bruten gren nygjord år 2012. Det eftersträvas att flåka av grenen så att en brottyta skapas. Kvarvarande överdel sågas så att det ser ut som om den brutits av naturligt i en storm. Foto: Vikki Bengtsson

- Niklasson, M. 2002. En undersökning av trädåldrar i halländska skogsreservat. Länsstyrelsen i Hallands län. Meddelande nr 28.
- Niklasson, M. & Nilsson, S.G. 2005. Skogsdynamik och arters bevarande. Studentlitteratur.
- Niklasson, M. 2017. Ekologisk restaurering av ung produktionspräglad bokskog. Länsstyrelsen i Hallands län. Meddelande 2017:10.
- Nordén, B. 2015. Ekveteranisering vid Søndre Berg, rapport av effekter efter tre år. NINA.
- Ranius, T. 2007. Extinction risk in metapopulations of a beetle inhabiting hollow trees predicted from time series. – *Ecography* 30: 716–726.
- Ranius, T., Eliasson, P. & Johansson, P. 2008. Large-scale occurrence patterns of red-listed lichens and fungi on old oaks are influenced both by current and historical habitat density. – *Biodiversity and Conservation* 17: 2371–2381.
- Ranius, T., Svensson, G.P., Berg, N., Niklasson, M. & Larsson, M.C. 2009a. The successional changes of hollow oaks affects their suitability for an inhabiting beetle, *Osmoderma eremita*. – *Annales Zoologici Fennici* 46: 205–216.
- Ranius, T., Johansson, P., Berg, N. & Niklasson, M. 2009b. The influence of tree age and microhabitat quality on the occurrence of crustose lichens associated with old oaks. – *Journal of Vegetation Science* 19: 653–662.
- Ranius, T., Niklasson, M. & Berg, N. 2009c. Development of tree hollows in pedunculate oak (*Quercus robur*). – *Forest Ecology and Management* 257: 303–310.
- Read, H. (ed.) 2000. *Veteran Trees – A Guide to Good Management*. English Nature: Peterborough.
- Sebek, P., Altman, J., Platek, M. & Cizek, L. 2013. Is Active Management the Key to the Conservation of Saproxylic Biodiversity? Pollarding Promotes the formation of tree hollows. – *PLoS ONE* 8(3): e60456. doi:10.1371/journal.pone.0060456
- Schwartz, F.W., Engels, J. & Mattheck, C. 2000. *Fungal strategies of wood decay in trees*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Stokland, J.N., Siitonen, J. & Jonsson, B.G. 2012. *Biodiversity in dead wood*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tilman, D., May, R., Lehman, C.L. & Nowak, M.A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. – *Nature* 371: 65–66.
- Vollbrecht, K. 2000. *Träd: deras biologi och vård*. Arbor Scandia.
-
 Jonas Hedin (Länsstyrelsen i Kalmar län), Mats Niklasson (Nordens Ark & SLU) och Vikki Bengtsson (Pro Natura).
 E-post: jonas.hedin@lansstyrelsen.se

