



Rapport 2006:13



LÄNSSTYRELSEN
I STOCKHOLMS LÄN

Landskapsekologisk analys av Nationalstadsparken

Underlag till Länsstyrelsens program för Nationalstadsparken

Författare

Ulla Mörtberg
Margareta Ihse

Rapport 2006:13



LÄNSSTYRELSEN
I STOCKHOLMS LÄN

Landskapsekologisk analys av Nationalstadsparken

Underlag till Länsstyrelsens program för Nationalstadsparken

Omslag: Bredbandad ekbarkbok (*Plagionothus detritus*)

Foto: Thomas Persson

Utgivningsår: 2006

Tryckeri: Intellecta DocySys AB

ISBN: 91-7281-219-2

Ytterligare exemplar av rapporten kan beställas hos
Miljö- och planeringsavdelningen,
Länsstyrelsen i Stockholms län, tel 08-785 40 00

Rapporten finns också som pdf på vår hemsida www.ab.lst.se

Förord

I denna rapport redovisas en landskapsekologisk analys av Nationalstadsparken. Analysens fokus har varit de ädla lövträdens landskap och den fauna av evertebrater som är beroende av dessa. I Stockholms län har få landskapsekologiska analyser genomförts och de som utförts har huvudsakligen tillkommit i samband med olika forskningsprojekt. Analysmetoderna är under utveckling men har redan visat sig kunna fungera som redskap i arbetet med att långsiktigt bevara den biologiska mångfalden.

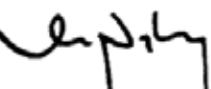
Nationalstadsparken har en unikt rik biologisk mångfald med ett stort antal rödlistade växt- och djurarter. Många av dessa arter riskerar att försvinna på sikt på grund av att deras spridningsvägar blockeras eller på annat sätt görs oanvändbara samtidigt som deras livsmiljöer minskar i areal.

Genom de landskapsekologiska analysredskap som utvecklats under senare år finns det idag möjlighet att beräkna var de viktigaste spridningsvägarna och livsmiljöerna finns för många växt- och djurarter. Det finns följaktligen goda möjligheter att med hjälp av landskapsekologiska analyser försöka identifiera de viktigaste spridningsvägarna och livsmiljöerna för att bevara Nationalstadsparkens rika växt- och djurliv. Av de analyser som gjorts, och vilka redovisas i rapporten, framgår att följande områden är av särskild betydelse som spridningszoner för delar av Nationalstadsparkens fauna:

- Området mellan Överjärva och Ulriksdal.
- Södra Djurgårdens östra del med angränsande områden söder om Saltsjön i Nacka.
- Området mellan Norra och Södra Djurgården – bland annat Gärdet och Storängsbotten.

Rapporten är framtagen på uppdrag av Länsstyrelsen och är en del i arbetet med att utveckla Nationalstadsparken. Rapporten har även utgjort ett av underlagen för programmet för parkens utveckling och vård som Länsstyrelsen tagit fram på uppdrag av regeringen. Ulla Mörtberg och Margareta Ihse har gjort analyserna i rapporten och även sammanställt den. Författarna ansvarar själva för innehållet i rapporten.

Stockholm maj 2006



Lars Nyberg
Miljö- och planeringsdirektör

Innehållsförteckning

Sammanfattning	7
Inledning	9
Uppdraget	10
Syfte	10
Bakgrund	12
Arter knutna till ädellövträd	12
Ädellövträdens utbredning och nyttjande under historisk tid	13
Fragmentering av ädellövskog och konsekvenser för populationer	14
Spridningsförmåga	15
Långsam populationsdynamik	16
Material och metoder	18
Studieområdet.....	18
Data om rödlistade arter	18
Biotopdata	18
Ekologiska profiler för funktionella artgrupper	20
Analysmetoder	21
Resultat	24
Resursprofiler.....	24
Spridningsprofiler	24
Den ekologiska infrastrukturen på regional nivå.....	25
Den ekologiska infrastrukturen på lokal nivå	25
Diskussion	32
Nationalstadsparken	33
Hur säkra är resultaten?	35
Slutsatser och rekommendationer	37
Referenser	39
Ordförklaringar och definitioner	43
Tabeller	45

Sammanfattning

Grönområden i städer och tätorter i Norden kan hysa stora värden både för rekreation och för biologisk mångfald, bland annat beroende på sin markanvändningshistoria. Samtidigt är dessa områden utsatta för ett starkt exploateringsstryck, eftersom det finns ett stort behov av mark för bebyggelse och infrastruktur, vilket gör att det måste ske en avvägning mellan olika intressen när mark ska tas i anspråk. I Nationalstadsparken i Stockholm är höga naturvärden knutna till ädellövträden och dess fauna av ryggradslösa djur (evertebrater). Syftet med denna studie var att identifiera den ekologiska infrastrukturen för arter knutna till ädellövträd, främst ek. Detta gjordes genom att identifiera och fokusera på funktionella grupper av rödlistade evertebrater, främst vedlevande insekter knutna till ädellövträd, och bland dessa barriärkänsliga arter. Dessutom analyserades ett scenario för hur fortsatt urbanisering genom förtätning av bebyggelsen skulle kunna påverka den ekologiska infrastrukturen.

Studien visade att Nationalstadsparkens bestånd av gamla ädellövträd formar viktiga kärnområden med höga kvaliteter för olika funktionella artgrupper, där många rödlistade evertebrater ingår. De är länkade till omgivande ädellövbestånd genom nätverk av ädellövbiotoper som genomkorsar Stockholm. För arter som inte har alltför svårt att sprida sig är stadens ädellövbestånd en viktig resurs, men för mer svårspridda arter kan man förmoda att utbredningen speglar historiska förhållanden, och att de i praktiken är tämligen isolerade idag.

Nationalstadsparkens ädellövbestånd bör inte ses avgränsat utan istället som en del i ett större landskap, Mälardalens landskap med sina ädellövträdsbestånd av olika slag. De viktigaste länkarna till och från Nationalstadsparken och Mälardalens övriga ädellövskogar går såväl mot nord-nordväst som söderut. Inom Nationalstadsparken utgör Gärdet en viktig spridningslänk mellan de viktigaste kärnområdena på Norra och Södra Djurgården, en länk som är mycket sårbar för bebyggelse. En förtätning kan få allvarliga konsekvenser för möjligheten att långsiktigt bevara den biologiska mångfalden, särskilt för bevarandet av rödlistade evertebrater i livskraftiga populationer.

Det är möjligt att ekbeståndet i Nationalstadsparken är otillräckligt för att de mest känsliga arterna ska kunna fortleva i livskraftiga bestånd, men det finns ändå en stor potential för många arter att fortleva, förutsatt att ekmiljöer i omgivningarna förstärks och länkas in i en ekologisk infrastruktur, vilket föreslås i denna rapport. Järvafältet och Flaten har potential att utvecklas till funktionella, breda spridningszoner. Dessa skulle med

restaureringsinsatser kunna utvecklas till viktiga kontaktlänkar mellan Nationalstadsparken och Mälardalens ädellövenskap.

Metoder och modeller som tagits fram för analysen kan utvecklas till att inte bara användas för Nationalstadsparken och dess omgivning, utan mer generellt för att omfatta många naturtyper och ekologiska profiler. De kan på så sätt användas som planeringsverktyg, för att kunna integrera biodiversitetsfrågor och landskapsperspektiv i ett tidigt skede i planeringsprocessen. För en detaljerad analys av specialiserade arter krävs dock tillgång till biotopkartor, vilka innehåller detaljerad information om både vegetation och strukturer som påverkar habitatkvalitet.

Rekommendationer för att stärka förutsättningarna för den biologiska mångfald som är knuten till ädellövträden i Nationalstadsparken:

- Planering bör ske i ett landskapsperspektiv. Långsiktig planering av ädellövbeständer i Nationalstadsparken bör ske genom att se Nationalstadsparken som en del i ett geografiskt och ekologiskt sammanhängande ädellövenskap, inte bara i Stockholmsregionen utan i hela Mälarenregionen.
- Åtgärder bör vidtagas, så att ädellövträden, och speciellt ekens, kärnområden och spridningszoner gynnas. Barriärer som finns idag bör undanröjas. Man bör även undvika åtgärder som skapar nya barriärer, särskilt i spridningszonerna. Detta kan innebära att ädellövträd också inom bebyggda områden gynnas, till exempel genom att speciella planer införs i stadsplaneringen.
- Funktionella spridningszoner bör skapas genom restaurerings- och planeringsåtgärder. De behöver ha tillräcklig bredd för att fungera även för mer kontinuitetskrävande arter. Därigenom kan kontakterna med Mälardalens ädellövenskap förstärkas. Lämpliga områden med potential för detta är Järvafältet och Flaten. Det kan innebära förstärkningsåtgärder såsom systematiskt planerad föryngring med ädellövträd i lämpliga lägen, för att möjliggöra kontinuerlig tillgång på lämpligt substrat för specialiserade och svårspredda arter.

Inledning

Att bevara naturvärden och biologiska mångfald i och kring städer är viktigt enligt riksdagens miljökvalitetsmål ”God bebyggd miljö”. Detta är nedbrutet i ett antal delmål, och delmål 1 innebär att senast år 2010 ska fysisk planering och samhällsbyggande grundas på program och strategier för hur bland annat grö- och vattenområden i tätorter och tätortsnära områden ska bevaras och utvecklas. Städer och tätortsnära områden har i Norden ofta grönområden, som kan hysa stora värden för biologisk mångfald. Dessa värden är många gånger knutna till den historiska markanvändningen, som dessa områden hade innan de inkorporerades i staden. Områden med markanvändning som betesmarker, slåtterängar eller skog innebar historiskt en helt annan skötsel än dagens markanvändning. Grönområden i staden skiljer sig därigenom från dagens skogs- och jordbruksmark, och kan på så sätt ha höga naturvärden jämfört med den nu omgivande landsbygden. För att de arter som grönområdena hyser ska kunna överleva i livskraftiga bestånd, är inte bara grönområdenas areal och kvalitet av livsmiljöer för olika arter av betydelse, utan också sambandet med kringliggande områden i och utanför staden.

Ett av de viktigaste grönområdena med hög biologisk mångfald i Stockholm är Nationalstadsparken. Ett flertal inventeringar har visat att Nationalstadsparken hyser mycket höga naturvärden, av nationellt intresse (till exempel Wanntorp och Sjödin 2003, Bråvander och Jacobsson 2003, Länsstyrelsen i Stockholms län 2005). Nationalstadsparkens höga naturvärden och betydelse för den biologiska mångfalden bekräftas av den rika förekomsten av sällsynta och rödlistade arter. Dessa är till stor del knutna till ädellövträden, men också till våtmarker och ängsmarker. I denna rapport behandlas enbart ädellövträden, samt ädellövskogens biotoper. Med biotoper avses här områden med enhetlig miljö och organismsammansättning, huvudsakligen baserat på vegetationen. De stora bestånden med äldre ädellövträd som finns inom Nationalstadsparken har med sin långa kontinuitet även betydelse för Stockholmsområdets biologiska mångfald i stort. Området är samtidigt beroende av ett utbyte av arter med kringliggande områden av liknande karaktär.

För att ta tillvara och utveckla stadens naturvärden behövs inte bara kunskap om arterna och deras livsmiljöer, habitat, utan också om hur dessa habitat fördelas i landskapet som helhet. Med habitat menas här livsmiljön för en enskild art, vilken kan bestå av flera olika biotoper. Genom en landskaps-ekologisk analys kan kunskap inhämtas som inte bara inbegriper förekomst av arter, utan också mängd och mönster av deras habitat i landskapet, i ett ekologiskt perspektiv. En landskaps-ekologisk analys kan ske på olika nivåer, där en fullständig analys innebär att hela landskapets ekologiska

infrastruktur identifieras (se till exempel Opdam m.fl. 2005). Det består av kärnområden med höga naturvärden, sammanlänkade med spridningszoner, där utbyte mellan kärnområdena kan ske. Man kan även fokusera på enskilda naturtyper och/eller funktionella artgrupper. När sådana analyseras kan man tala om habitatnätverk, som då utgör delar av den ekologiska infrastrukturen. De består av habitatområden eller -fragment, där den studerade artgruppens habitat finns i tillräcklig mängd och kvalitet för att fylla viktiga funktioner i livscykeln. Dessa kan variera från att vara dominerande i landskapet till att ligga som spridda fragment i en ogästvänlig eller för artgruppen mer eller mindre ointressant omgivning. De kan vara sammanlänkade med områden av lägre kvalitet, som fungerar för spridning men inte som livsmiljö för artgruppen, spridningszoner. De kallas ofta spridningskorridorer, eftersom de många gånger utgörs av långsamma zoner. När habitatfragmenten är av tillräcklig storlek och kvalitet för att kunna ses som viktiga för en prioriterad artgrupps fortlevnad i hela landskapet, kan man även här tala om kärnområden. Kärnområden och spridningszoner ser naturligtvis väldigt olika ut beroende på vilka arter eller artgrupper man studerar, eftersom habitatkrav och spridningsförmåga varierar mycket. Det är sällan möjligt att göra en sådan analys för alla arter inom ett område. Därför måste ett urval ske, där man studerar några av de prioriterade naturtyper och artgrupper, som är särskilt känsliga för habitatförlust och -fragmentering. Ädellövskogen och andra ädellövdominerade biotoper har utpekats som särskilt värdefulla i Nationalstadsparken, och har därför valts ut för denna studie. Liknande analyser har tidigare utförts med andra djurgrupper och andra biotoper. Det finns dock inga generellt giltiga metoder, som kan appliceras direkt i Stockholm. Det finns således ett klart behov att utföra en sådan analys för utvalda arter knutna till ädellövträden.

Uppdraget

Länsstyrelsen i Stockholms län har fått i uppdrag av regeringen att ta fram ett program för samordning, förvaltning, skötsel och utveckling av Nationalstadsparken. I uppdraget ingår både bevarande och utveckling av Nationalstadsparkens värden, bland annat med avseende på biologisk mångfald. Vidare ska programmet behandla all mark som har betydelse för parkens värden. Länsstyrelsen har givit KTH i uppdrag att utreda förutsättningarna för att bibehålla den biologiska mångfalden knuten till ädellövträd i Nationalstadsparken, med hjälp av landskapsekologisk metodik och GIS-baserade habitatmodeller, utvecklade inom Miljöbedömningsgruppen, Mark- och vattenteknik, KTH.

Syfte

Det övergripande målet med projektet var att utreda förutsättningarna för att bibehålla den biologiska mångfalden knuten till ädellövträd i Nationalstadsparken i Stockholm och i omgivande landskap, genom att studera möjliga

spridningssamband med omgivningarna, främst med hjälp av landskaps-ekologiska metoder. Syftet var att:

- identifiera den ekologiska infrastrukturen för arter knutna till ädellövträd, främst ek,
- identifiera och fokusera på funktionella grupper av rödlistade evertebrater, främst vedlevande insekter knutna till ädellövträd, och bland dessa barriärkänsliga arter,
- göra ett scenario för hur fortsatt urbanisering genom förtätning av bebyggelsen skulle kunna påverka den ekologiska infrastrukturen och därmed spridningsmöjligheterna för nationalstadsparkens evertebrater, knutna till ädellövskog,
- använda analysen som ett underlag för översiktlig och detaljerad planering och för skötsel och utveckling av Nationalstadsparkens biologiska värden.

Bakgrund

I detta avsnitt ges; en beskrivning om de bakomliggande orsakerna till de höga biologiska värdena i ädellövskog, genom en beskrivning av ädellövträdens och ädellövskogens utbredning med betoning på Mälardalen, deras historiska utbredning samt deras nutida fragmentering; en kortfattad beskrivning av de teorier som ligger bakom den landskapsekologiska analysen och identifieringen av spridningszoner, samt av spridningsförmåga och populationsdynamik hos olika djurarter.

Arter knutna till ädellövträd

Gamla ädellövträd såsom ek och lind hyser en artrik fauna och flora. Eken har enligt Hultengren m.fl. (1997) närmare 1500 arter av insekter, vedsvampar och lavar knutna till sig. Orsaken är att eken erbjuder en stor variation av livsutrymmen som varierar kraftigt både över tiden, inom trädet och mellan olika ekar. Med ökad ålder blir eken värd för en rad olika organismer som specialiserat sig på olika stadier av ekens nedbrytning.

Frisk ekved hyser inte så många organismer, men när eken åldras och angrips av rötsvampar blir den en lämplig livsmiljö för exempelvis många skalbaggsarter. Olika svampar ger olika typer av rötor, brunröta och vitröta, något som ger delvis olika fauna. I gamla ekar bildas ofta ett substrat av svampmycel och död ved – så kallad mulm – i stammarnas håligheter. I den lever en rik och specialiserad fauna som framför allt utgörs av skalbaggar, tvåvingar och klokrypare (Ranius 2000). Viktiga livsmiljöer på och i gamla träd är grov och fårad bark, döda delar av stammen, döda grenar, fruktkroppar av vedsvampar och hål, vilka kan fungera som bohål. Sådana strukturer börjar generellt uppträda på träd när de är ca 100-200 år (Jonsson m.fl. 2005). Skalbaggar och klokrypare förekommer mer i vissa hålträd än i andra, och det kan förklaras med att de föredrar träd med ett visst mikroklimat eller ett visst successionsstadium i nedbrytningen. Många arter av evertebrater som lever på död ved föredrar grova träd som står solexponerat, vilket ger ett bättre mikroklimat (Ranius 2000, 2002). Enligt Gärdenfors och Baranowski (1992) gynnas 90 procent av ekens skalbaggsarter av solexponering.

Olika storlekar på håligheterna ger också delvis olika habitat för olika arter. Gammelekklokryparen (*Larca lata*) föredrog exempelvis ekar med stora hål och mycket mulm, i senare nedbrytningsstadier än rötträkklokryparen (*Allochermes wideri*), vilken föredrog ekar med små hål och lite mulm (Ranius 2002). De arter av evertebrater som lever av död ved, och som finns i ett visst träd, förändras därför vartefter ekstammen bryts ned. Förutom ålder och solexponering har även trädets grovlek och ingångshålets placering betydelse för vilken fauna som finns. Ekarna är därför sinsemellan

olika, så endast en viss del av hålträden är passande för en viss art (Ranius 2002). Generellt sett är det ändå så, att ekens artrikedom ökar med ökande ålder tills nästan all ved inuti eken brutits ned. Processen tar flera hundra år och de riktigt värdefulla träden är ofta över 300 år gamla.

Ädellövträdens utbredning och nyttjande under historisk tid

Ädellövträden tillhör den sydliga floran och dominerar i den nemorala vegetationszonen, som i Sverige omfattar Skåne, Blekinge och Halland. Under bronsålderns värmeperiod fanns ädellövträd ända upp i Norrland, men de trängdes tillbaka under järnåldern och medeltidens kyligare klimat och finns idag upp till den så kallade norrlandsgränsen, *limes norrlandicus*, vilken i stort sett går längs med Dalälven. Mellan den norra boreala vegetationszonen, som domineras av barrträd, och i Sverige omfattar Norrland och Svealand norr om Dalälven, och den nemorala zonen finns en övergångszon, en blandzon med såväl barrträd som ädellövträd, kallad den hemiboreala zonen (Sjörs 1953). I denna zon förekommer ädellövträden på de bästa jordarna och i de mest gynnsamma, varma klimatlägena. Till ädellövträden hör bredbladiga träd med hård bark; ek, alm, ask, lind, lönn, bok, avenbok och fågelbär. De jordar som ädellövträden växte på var oftast de mest näringsrika och bäst lämpade för odling, och var därför de som först odlades upp. Eken har en specifik egenskap, genom att den också klarar att växa på på tunna jordlager och på berg i dagen, som är vanligt i sprickdalslandskapet kring Stockholm.

I Mälardalen finns fortfarande kvar stora bestånd av ädellövträd. Detta beror dels på den stora andelen lämpliga jordmåner med finsediment i sprickdalar och dels på ett varmare klimat än breddgraden låter utvisa, genom inner-skärgårdens, Mälarens och de andra sjöarnas klimatutjämnande effekt. Till detta kommer den historiska markanvändningen och andra kulturella faktorer. Eliasson (2002) gjorde en genomgång ekens historia, med tyngdpunkt på 1800-talet. I hela Sverige skyddades eken genom dess status som kunglig egendom redan 1347 i Magnus Erikssons landslag. Det var ett viktigt träd som kunde behövas för statsangelägenheter, framför allt till skeppsbyggen (Hultengren m.fl. 1997). Alla marker utom adelns omfattades av förbudet att hugga ek. Detta förbud varade ända fram till 1789 då ägarna till skattejordar fick tillåtelse att hugga ekar som inte var tjänliga för kronan. Förbudet var svårt att upprätthålla, och många ekar fälldes olagligt. År 1830 kunde vissa markägare köpa sig fri från statens inblandning när det gällde ekar, något som utnyttjades mycket. År 1875 upphävdes förbudet och alla markägare fick rätten till sina ekar. En stor del av ekarna höggs nu ner. De gav stora inkomster och dessutom symboliserade eken statens överhöghet, vilket troligen bidrog till den snabba nedhuggningen av ekar. På herrgårdarnas marker, det vill säga oftast de av adeln ägda, fanns det inget sådant behov av att snabbt hugga ner ekarna. Herrgårdslandskapen kring Mälaren, i Östergötland och i Skåne präglas än idag av ekdominerade landskap, genom att de ofta har behållit sina ekar ända in i vår tid. I övriga

områden har ofta lövängar och betesmarker med spridda lövträd ersatts av åkermark eller omförts till barrskog.

Jämför man den nutida med den historiska utbredningen så har alltså arealen ek minskat dramatiskt på många håll (se t.ex. Sveriges Nationalatlas 1996). Glesa skogar samt ängs- och hagmarker är idag omvandlade till åkermark eller skog. Under 1980-talet bedrevs en skogspolitik, som aktivt syftade till att avveckla hagmarksskogar och ersätta dessa med granplanteringar. Sedan mitten av 1980-talet är ädellövträden till viss del skyddade genom ädellövskogslagen, som gör det olagligt att överföra en ädellövskog till barrskog. Men många kvarvarande gamla ekar och dess fauna hotas av konkurrens och beskuggning genom spontan igenväxning av gran och andra trädslag (Ranius 2000).

Stora arealer ädellövskog i det som idag är Nationalstadsparken kom tidigt i kunglig ägo (efter 1809 kunglig dispositionsrätt). Ekarna och den övriga ädellövskogen tilläts därför att finnas kvar och gynnades även genom plantering av bland annat ek (Bruzewitz och Ekman 1995, Bråvander och Jacobson 2003). I Nationalstadsparken har således den historiskt stora mängden ädellövskog till stor del bevarats.

Fragmentering av ädellövskog och konsekvenser för populationer

Arealen ädellövskog har minskat de senaste 200 åren. Större ekbestånd var också vanligare för 100-300 år sedan och sammanbindningsgraden var även bättre (Johansson 1997). De arter som finns idag i de kvarvarande bestånden har således utvecklats i betydligt större sammanhängande områden, med rumslig kontinuitet. Idag är ädellövmiljöer, särskilt med gamla träd, starkt reducerade och fragmenterade vilket medfört att de arter som lever i dessa habitat har blivit mycket sällsyntare, och många är idag hotade (Ranius 2000). När naturmiljöer splittras upp i mindre fragment och minskar i storlek på grund av bebyggelse, infrastruktur, jord- eller skogsbruk märks effekter av minskad mängd habitat för dess arter. När ett område blir för litet, kan det inte innehålla tillräckligt mycket av de olika delar, som behöver ingå i en arts livsmiljö. De kvarvarande fragmenten hamnar ofta också geografiskt så långt från varandra att de arter som lever där kan bli isolerade.

Den teoretiska bakgrunden till hur populationer påverkas av att deras habitat är fragmenterat kan man finna i teorin om metapopulationer (Hanski 1999). En population är en grupp individer av en art som har kontakt och kan reproducera sig med varandra. Arter som lever i fragmenterade habitat kan bilda så kallade metapopulationer. En metapopulation är en uppsättning delpopulationer som binds samman genom att spridning är möjlig mellan habitat. I varje enskilt fragment av habitatet kan livsrummet vara för litet för en livskraftig population, men den samlade mängden av alla habitatfragment inom ett område kan vara tillräckligt stor för att arten ska kunna fortleva i landskapet. Förutsättningen är då att det finns

spridningsmöjligheter för arten mellan dessa habitatfragment. Överlevnaden av en metapopulation kan bygga på att delpopulationer kan dö ut och att individer kan återkolonisera ”tomma” habitat, där den tidigare dött ut. Risken för utdöende beror på habitatets storlek och kvalitet, medan chansen för återkolonisering beror på graden av isolering. Förändringar av spridningsmöjligheter inom en metapopulation kan därför göra att hela den regionala populationen påverkas drastiskt (Hanski och Gilpin 1997).

För att arter ska kunna överleva i ett landskap på lång sikt, krävs att en minsta livskraftig populationsstorlek uppnås för arterna (Hanski m.fl. 1996). Med livskraftiga bestånd menas att utdöendet i populationen inte är högre än tillväxten, dvs. hur många individer som föds. Hur mycket habitat av ett visst slag en viss art behöver vet man inte idag. När mängden habitat minskar ner till cirka 25 procent i landskapet börjar även effekter av isolering märkas (Andrén 1994, Angelstam och Fahrig 2002). Denna siffra varierar beroende på art. Ädellövskogar, och särskilt sådana med gamla träd, förekommer ofta i mindre fragment i landskapet, och drabbas därför dels av effekter av total mängd habitat, dels av isoleringseffekter.

Spridningsförmåga

Vilka avstånd mellan delpopulationer som isolerar dessa från varandra är beroende av en mängd faktorer, bland annat arters spridningsförmåga och barriäreffekter i omgivande landskap. Vos och Chardon (1998) fann exempelvis att 1 km verkade vara ett kritiskt maximalt avstånd för vissa grodpopulationers överlevnad. För marklevande insekter kan det vara betydligt kortare, för bevingade kan det vara betydligt längre.

Spridning är alltså en viktig delprocess i populationers dynamik, det vill säga hur populationer ökar eller minskar i numerär eller hur delpopulationer dör ut och återetableras. Organismer som förekommer i naturligt fläckvisa habitat anses klara denna spridning bättre än organismer som drabbats av antropogen (människoskapad) fragmentering av tidigare kontinuerliga biotoper (Hanski och Gilpin 1997). Arter som är så kallade habitat-generalister, som kan utnyttja många olika typer av biotoper, drabbas mindre av fragmentering än så kallade habitatspecialister (Andrén 1994).

För insekter är spridningsförmågan mycket variabel, från några meter upp till tiotals mil (Edenhamn m.fl. 1999). Spridningsförmågan är generellt bättre för vingade än för ovingade jordlöpare (den Boer 1970). Klokryppare saknar flygförmåga, och flera av dem lever i ihåliga träd. När de ska ta sig från ett träd till ett annat ”liftar” de med flygande insekter och kan på så sätt sprida sig mycket mellan träd (Ranius 2000). Många arter uppvisar en variation i flygförmåga, vilket gör att förmågan kan variera både mellan individer, populationer och arter (Edenhamn m.fl. 1999). Skalbaggar som är beroende av kortlivade miljöer har bättre flygförmåga än närbesläktade arter i stabilare miljöer har (Wikars 1997). Ett exempel är läderbaggen (*Osmoderma eremita*) som är knuten till mulmen i vissa hålträd och som

kan fortleva i ett och samma träd i många decennier eller till och med sekler. Arten har väldigt liten tendens att sprida sig, och rörelser som observerats översteg inte 200 m (Ranius 2001).

Både naturliga faktorer och sådana som uppkommer genom mänskliga aktiviteter kan påverka arters spridning. Vissa arter påverkas starkt av trafik, exempelvis groddjur, genom barriäreffekter och trafikdöd. Smågnagare påverkas också av trafikintensitet, om än inte lika mycket (Edenhamn m.fl. 1999). Ett annat exempel är lövskogslöpare (en skalbaggsart knuten till lövskog) som uppvisade stora svårigheter att passera en väg som bara var sex meter bred (Mader 1984). För vissa artgrupper kan bebyggelse förmodas inverka på spridningen. Den relativa tätheten av olika insektsordningar på olika höjd över marken uppmättes i ett skogsområde i Värmland. Två meter över marken var den relativa tätheten av insekter störst, för att sedan avta uppåt. För skalbaggar avtog den relativa tätheten med en tiopotens från två till tio meter (Hansson m.fl. 1992). Därigenom kan man anta, att de påverkas av hög och tät bebyggelse, som kan överstiga dessa höjder. Det har även föreslagits att bebyggelsen kan utgöra sikhinder, med negativ effekt på spridning hos trädlevande insekter (Bergman och Askling 2005).

Spridning är alltså viktig och en del individer måste kunna flytta sig mellan habitatfragmenten. Om kontakten mellan dessa försämras kan det på sikt leda till att hela metapopulationen dör ut från samtliga områden. Eventuella barriäreffekter och störningar som kan påverka möjligheter till förflyttningar hos arter kan därför få stora konsekvenser, men påverkar olika artgrupper på olika sätt.

Långsam populationsdynamik

Arter som är beroende av död ved är beroende av ett tidsbegränsat substrat, vilket medför att det sker en långsam förändring av habitatet. För att kunna överleva i landskapet, måste populationerna därför kontinuerligt kunna kompensera lokala utdöenden där träden inte längre är lämpliga, med kolonisering genom spridning och etablering där nya lämpliga träd uppstår (Jonsson m.fl. 2005). Om tillräckligt många lämpliga träd finns inom räckhåll kan faunan följa med i förändringarna i en sådan habitatmosaik. Ju större bestånd, desto större antal arter kan fortleva även under längre tid. Om antalet hålträd minskar och är lägre en period, ökar utdöendehastigheten kraftigt (Ranius 2002). För evertebrater som är associerade med hålträd, kan en sådan populationsdynamik tänkas förekomma på olika skala för olika arter. Dels kan varje trädindivid ses som ett habitat, vilket har potential att hysa en lokal population. Dels förekommer hålträden i bestånd, som kan ha potential att innehålla en lokal population spridd över flera träd.

Eftersom de ädellövområden som finns kvar idag är en spillra av vad som en gång fanns i Sverige, har djurlivet som är knutet till dessa områden ofta utvecklats i ett helt annat landskap med betydligt fler ekar. I och med den långsamma populationsdynamiken hos många evertebrater knutna till död

ved, får den historiska utbredningen konsekvenser för dagens artrikedom. En studie från Småland och Blekinge visade att artinnehållet i grova ekar var bäst korrelerat med antalet ekar 1820 och inte med antalet hålekar idag (Hedin 2003). En följd av den långsamma populationsdynamiken hos vissa arter knutna till hålträdet är, att det kan ta århundraden mellan fragmenteringen av dess habitat tills de reducerade populationerna till slut dör ut (Ranius & Hedin 2002). I många regioner finns idag hålträdet endast i bestånd om bara 5-10 träd, trots att de tidigare funnits i mycket större bestånd (Ranius 2000). I sådana regioner har många arter som lever i död ved förmodligen så kallade relikta utbredningar, och kommer slutligen att dö ut om inte bestånden av gamla träd ökar. Man kan också uttrycka det så, att en utdöendeskuld byggts upp, vilket innebär att en livsmiljö innehåller fler arter i dagsläget än den kan hysa på lång sikt (Björk m.fl. 2002).

Material och metoder

Studieområdet

Studieområdet utgörs av Nationalstadsparken i Stockholm, med omgivande delar av staden, samt dess kontakter med Mälardalen (figur 1). Valet av Nationalstadsparken som studieområde var givet av uppdraget. Undersökningen genomfördes på två nivåer, dels en översiktlig nivå med ett regionalt perspektiv, dels en detaljerad, med ett lokalt perspektiv. Utgångspunkten var att landskapets gränser sattes av de enskilda arternas sätt att utnyttja sin omgivning. För den regionala skalan avgränsades ett område med en total areal på cirka 500 km² kring Stockholm (A, figur 1). Storleken på avgränsningen bedömdes som en lämplig referensram för landskapsnivå för ädellövskog, för att studera med Mälardalen. Den lokala skalan omfattade Nationalstadsparken, med Stockholms stad och delar av dess närmaste omgivning (B, figur 1). Denna avgränsning ansågs representera en skala som mer svårspredda arter kan relatera till. Studieobjektet var ädellövskog, samt strukturer i denna och i landskapet som gynnar rödlistade evertrebrater.

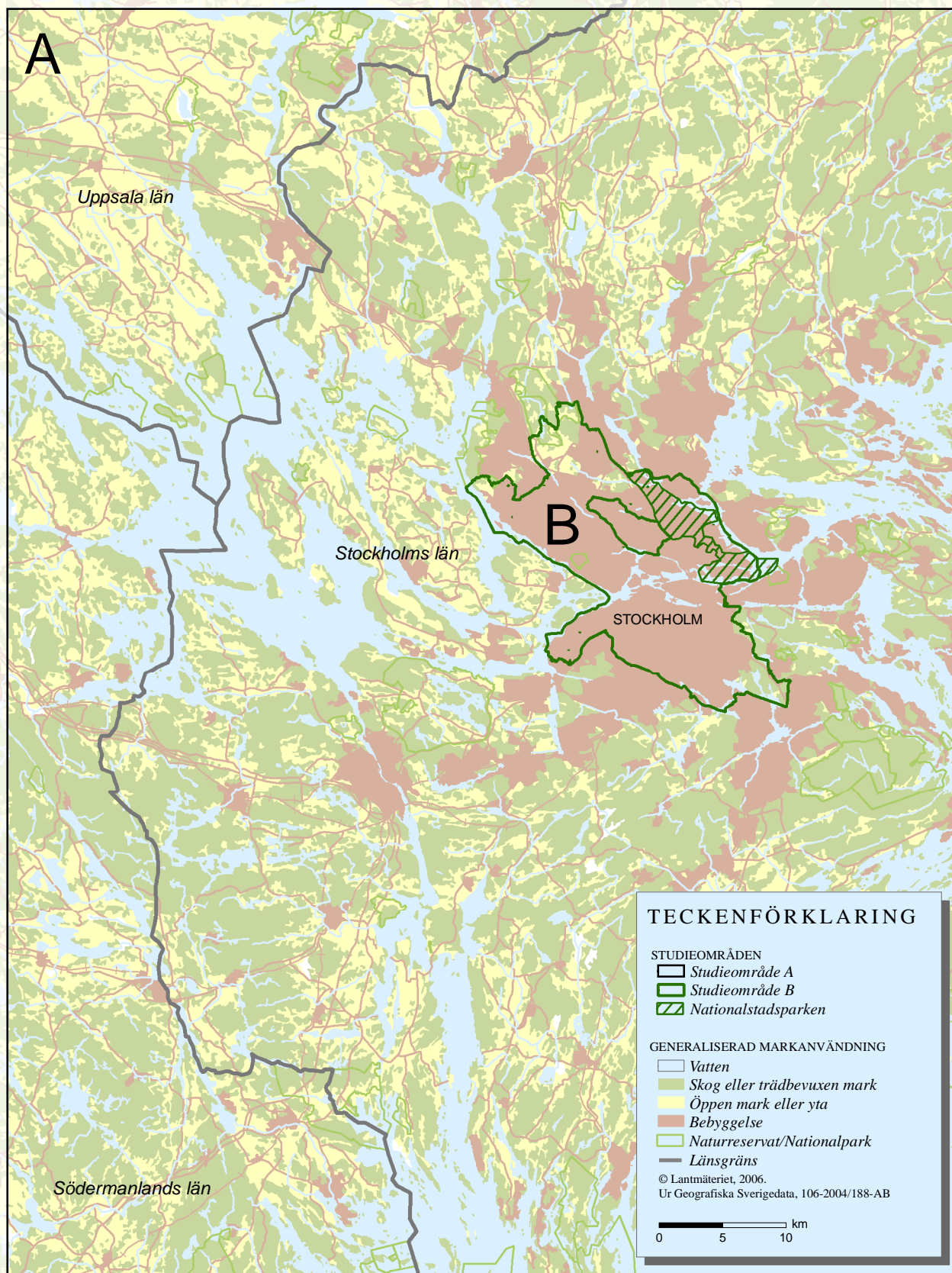
Data om rödlistade arter

Data om vilka rödlistade evertrebrater som observerats i Nationalstadsparken hämtades från Artdatabanken (Gärdenfors 2005), Artarken (Miljöförvaltningen 1999), Länsstyrelsen i Stockholms län (2005) och Gunnar Sjödin (opubl.). Förutom en förteckning över arterna behövs kunskap om arters krav på habitat samt i möjligaste mån deras spridningsförmåga. Sådana data hämtades från bland annat Edenhamn m.fl. (1999), Gärdenfors (2005), samt från Bert Viklund (2005, muntlig uppgift), Gunnar Sjödin (2005, muntlig uppgift), Bengt Ehnström (2005, muntlig uppgift) samt Thomas Ranius (2005, muntlig uppgift).

Biotopdata

Biotopdata ger information om förutsättningarna för förekomsten av evertrebrater knutna till ädellövskog. Data om utbredningen av ädellövskog för den översiktliga nivån, den regionala skalan, hämtades från Naturvårdsverkets kontinuerliga naturtypskartering som är baserad på satellitbildsklassificering (Naturvårdsverket 2004). För analyserna på den detaljerade nivån, den lokala skalan, hämtades data från den biotopkarta som täcker Stockholms stad och en del av dess omgivningar (Löfvenhaft 2002). Inventeringen för biotopkartan är utförd genom tolkning av infraröda färgflygbilder enligt en metod som medger noggranna analyser av vegetationen (Ihse m.fl. 1993, Löfvenhaft och Ihse 1998). Data om markanvändningsklasser som kunde ge ytterligare information om tänkbara spridningsmotstånd i landskapet inhämtades från Terrängkartan (Metria 2003) och från en rumslig trafik-

STUDIEOMRÅDEN



Figur 1. Studieområde A omfattade hela den centrala delen av Stockholms län, medan Studieområde B omfattade Stockholms Stad och delar av dess närmaste omgivningar.

modell med information om trafikvolym på vägar inom Stockholms län (Regionplane- och trafikkontoret, opubl.).

Ekologiska profiler för funktionella artgrupper

Det är inte praktiskt möjligt att undersöka alla de enskilda arternas habitatkrav och spridningsförmåga. Habitatkraven ser också mycket olika ut. För vissa arter av evertebrater knutna till ädellövträd kan exempelvis ett enda träd utgöra ett habitat, medan andra arter behöver mycket mer resurser, med flera träd eller större ytor av habitat av viss kvalitet. För mycket svårspredda arter kan beståndsstorlek eller antal träd i beståndet vara av betydelse, eftersom de inte sprider sig långt utanför de lämpliga bestånden (till exempel *Larca lata*, Ranius 2002).

Viktiga villkor för arters fortlevnad är alltså habitatets kvalitet, mängd och mönster, samt genomsläppligheten hos det omgivande landskapet. Sådana mått kan byggas in i ett GIS-baserat system för att användas för ekologiska bedömningar av landskap. Det är uppbyggt av flera ekologiska profiler, där arter klassificeras enligt karakteristika som är viktiga för populationsdynamik, så som resurskrav (resursprofil), vilket är relaterat till risk för utdöende, och spridningsförmåga (spridningsprofil), vilket är relaterat till förmåga till återkolonisering. En ekologisk profil kan definieras som en uppsättning egenskaper, som har betydelser för arters fortlevnad i landskapet. Ett system av ekologiska profiler minimerar antalet rumsliga analyser som måste göras, och underlättar integreringen från enstaka arter till funktionella artgrupper (Opdam m.fl. 2003).

För att bedöma habitatkraven för de olika arterna användes en indirekt metod, där olika habitat identifierades och värderades från tillgängligt kartmaterial, utgående från de utvalda funktionella artgrupperna. En funktionell artgrupp definieras som ett antal arter, som har sammanförts till artgrupper med gemensamma egenskaper för ett visst ändamål, här för planeringsändamål. De funktionella artgrupperna bildades genom att utgå ifrån arternas ekologiska profiler, vilka grundas på deras resurskrav (areal och kvalitet av lämpligt habitat), spridningsförmåga (inklusive känslighet för barriärer) och störningskänslighet (Opdam m.fl. 2003, Mörtberg 2004). Utifrån de rödlistade arterna bland evertebrater som är knutna till ädellövträd och som är funna i området, identifierades fem olika funktionella artgrupper med olika resurskrav (resursprofiler), vilka dessutom tillskrevs olika spridningsförmåga (spridningsprofiler). Grupperna fastställdes dels genom litteraturstudier (se ovan), dels genom diskussioner med artexpertis (se kapitel 2.2). Hänsyn togs också till detaljeringsgraden hos de data, som var tillgängliga för att beräkna resurskraven, det vill säga biotopdata och annan marktäckedata. Artgrupperna utformades iterativt tillsammans med artexpertis under studiens gång.

Analysmetoder

Egenskaperna hos de funktionella artgrupperna kombinerades till parametrar i GIS-baserade habitatmodeller (Mörtberg och Karlström 2005, Gontier m.fl. 2006). För varje funktionell artgrupp identifierades habitatnätverk, med kärnområden som bestod av större sammanhängande områden med lämpligt habitat av hög kvalitet, och spridningsvägar. För analyserna användes ArcView 3.2 (ESRI 1999) samt ArcGIS 9.1 (ESRI 2005). Det finns ingen färdig metodik för att värdera och rangordna biotoper gentemot arters habitatkrav. I modellen identifierades optimala och marginella habitat, resurs/arealkrav, spridningshabitat, icke-habitat (så kallad matrix) och barriärer från tillgängliga kartdata. För olika resursprofiler skattades hur kartans klasser skulle rankas och värderas (erfarenhetsbaserad rankning), så att det som sågs som optimalt habitat fick ett givet högsta kvalitetsvärde (1,0) och marginella habitat fick lägre värden (0,1 – 0,9). För marginella habitat testades flera kvalitetsvärden i ett intervall.

Spridningsförmåga är tämligen svårt att fastställa för olika arter, även om viss befintlig kunskap finns. Några artgrupper är väl undersökta, andra inte alls. Insekter tillhör de grupper som är mest välundersökta (se bland annat Edenhavn m.fl. 1999). Observera att spridningsförmåga inte är detsamma som förflyttningsförmåga. För spridning krävs dels förmåga att förflytta sig en viss sträcka genom ett eller flera habitat/matrix, dels att det inom det område som är beläget inom förflyttningsavståndet också finns tillgängliga habitat med möjlighet att genomföra livscykel.

Två olika indirekta metoder användes för att modellera spridning i landskapet. För specialiserade och svårspredda arter antogs att det fanns maximala spridningsavstånd, inom vilket utbyte kunde ske mellan delpopulationer. En rumslig analys utfördes, där kvalitetsvärden grundat på resursprofilerna söktes ut inom ett så kallat rörligt fönster (McGarigal m.fl. 2002) med olika radie, där varje radie motsvarade hypotetiska maximala spridningsavstånd för svårspredda arter. Därigenom kunde habitatnätverk avgränsas, med sammanhängande livsmiljöer för arter som i praktiken sällan sprider sig längre än de hypotetiska spridningsavstånden. Områden, som föll ut med de tätaste nätverken som samtidigt hyste höga kvalitetsvärden bedömdes vara kärnområden.

För mer spridningsbenägna arter identifierades två hypotetiska spridningsprofiler för funktionella artgrupper. Dessa utgjorde en syntes av tillgänglig kunskap från litteraturstudier och diskussioner med artexpertis (se kap. 2.2 ovan). Spridningsprofilerna karakteriserades genom att olika marktäckningsklasser tillskrevs olika spridningsmotstånd eller friktion, däribland skog, öppen mark, vatten, höga och låga hus samt vägar med olika trafikintensitet. Några olika friktionsvärden för olika habitat/matrix och olika trafikmängder testades. De viktigaste spridningszonerna i landskapet identifierades som passager med lägst friktion och därmed spridningskostnad. För de olika resursprofilerna modellerades spridning enligt de två olika spridningsprofilerna, genom ArcView-scriptet CostDistance (ESRI 1998). Då erhöles

ett index för spridningskostnad, som är beroende av de antagna friktionsvärdena hos olika typer av habitat och matrix i kartan. Spridningsvägarna som beräknades på detta sätt gäller för arter som kan antas sprida sig över lite längre avstånd, på kilometerskala, över längre tid, så länge det finns fragment av lämpligt habitat spridda i landskapet.

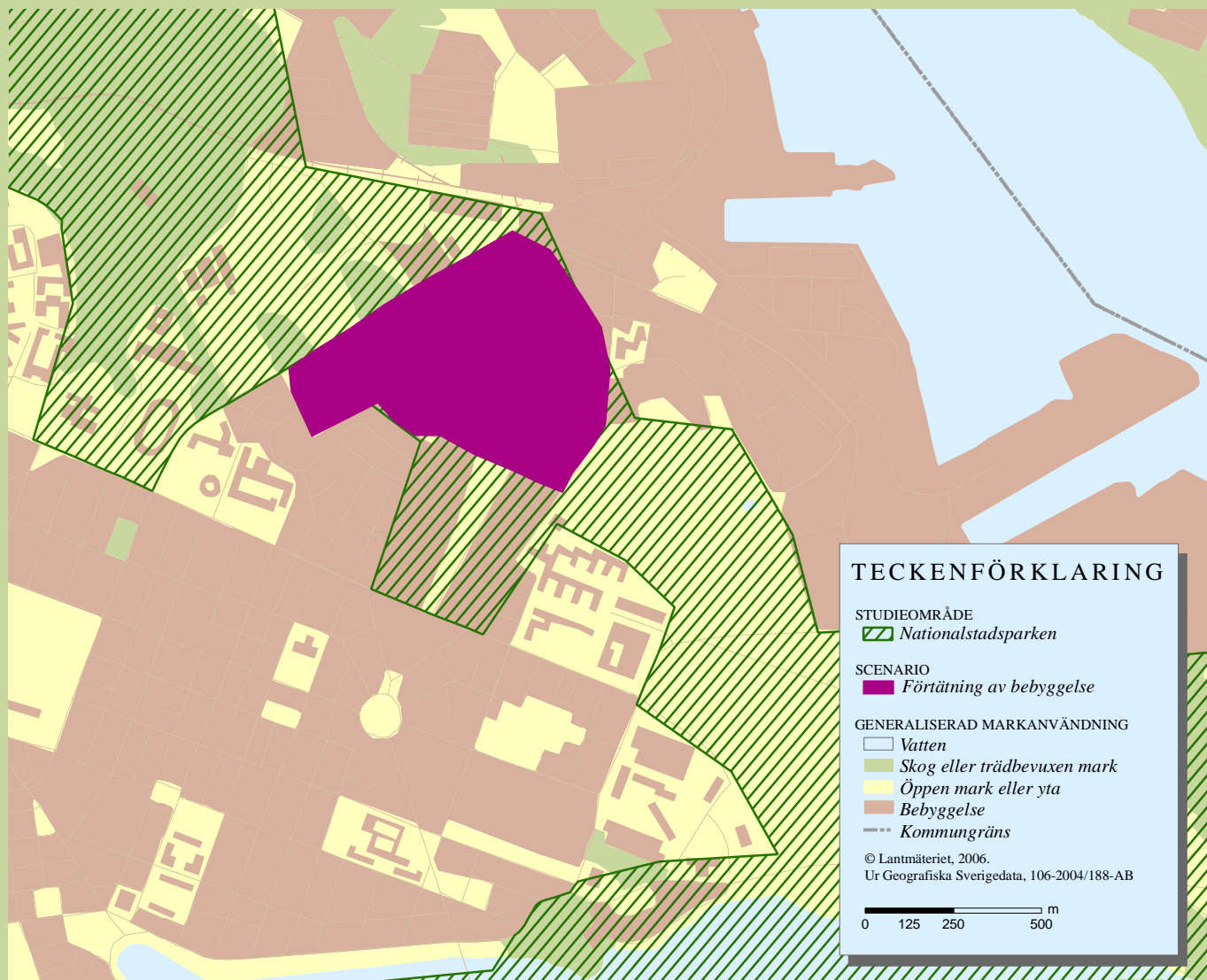
För analysen på regional nivå avgränsades större ädellövområden med höga kvalitetsvärden inom studieområde A (figur 1), enligt den mest översiktliga resursprofilen. Med hjälp av de två olika spridningsprofilerna kunde sedan hypotetiska spridningskostnader modelleras fram till/från varje sådant kärnområde i relation till Nationalstadsparken, samt spridningsvägar. För att begränsa antalet körningar, och för att belysa sammanbindningsgraden både inom och utanför Nationalstadsparken, valdes Södra Djurgården ut som start/målområde eftersom det området bedömdes vara mest isolerat.

För analyser på den detaljerade nivån gjordes beräkningarna på liknande sätt. Med hjälp av resursprofilerna avgränsades större sammanhängande ädellövområden med höga kvalitetsvärden inom studieområde B (figur 1). Spridningsprofilerna användes för att beräkna den möjliga spridningskostnaden mellan ädellövområdena, samt spridningsvägar. Även här valdes Södra Djurgården som start/målområde.

Därefter lades ett tänkbart scenario in i GIS. Scenario "Förtätning" innebar en förtätning av bebyggelsen på Gärdet, som utgör en flaskhals med begränsad konnektivitet (sammanbindningsgrad) för spridningen mellan Södra och Norra Djurgården (Stadsbyggnadskontoret 1997). Förtätningen innebar 50 procent respektive 100 procent bebyggelse inom det känsliga området, se figur 2. Slutligen beräknades ökningen av spridningskostnaderna till omgivande ädellövmiljöer för förtätningsscenarierna.

SCENARIO - FÖRTÄTNING AV BEBYGGELSE

Landskapsekologisk analys av Nationalstadsparken



Figur 2. Scenario som innebär en förtätning av bebyggelsen på Gärdet.



Resultat

I tabell 1 (se tabellbilaga) ges en sammanställning över rödlistade evertebrater som är mer eller mindre starkt knutna till ädellövträd, och som är funna i Nationalstadsparken.

Resursprofiler

I denna studie definierades fem funktionella artgrupper baserade på arters resursprofiler, en på regional nivå och fyra på lokal nivå, varav en allmän och tre detaljerade. De artgrupper som slutligen avgränsades karakteriserades av flera egenskaper vad gäller resurskrav, se tabell 2.

För resursprofil 1, arter som är knutna till ädellövskog, togs habitatdata fram från den översiktliga naturtypskarteringen (Naturvårdsverket 2004). Denna databas ger en grov översikt av fördelningen av ädellövskog i landskapet. De klasser som användes var ädellövskog (>70 procent löv med >50 procent ädellöv), vilket räknades som optimalt habitat, och lövskog med inslag av ädellövskog (>20 procent ädellöv), vilket räknades som marginellt habitat.

För resursprofil 2, arter som är knutna till ädellövskog och ädellövträd i allmänhet, togs habitatdata fram från biotopkartan över Stockholms stad med omgivningar (Löfvenhaft & Ihse 1998) samt över Solna kommun (2005, opubl.). Från biotopkartan kunde vidare utbredningen av gles och tät ädellövskog, död ved, grova ädellövträd, ädellövträd i andra typer av biotoper samt solitära spärrkroniga ädellövträd ringas in, vilket gjorde det möjligt att ta fram resursprofiler för mer specialiserade arter (resursprofil 2a-c i tabell 2). Även några kända förekomster av död ved togs med som underlag (Djurgårdsförvaltningen, opubl.; Sjödin, pers. komm.). Resursprofilerna 2a-c är delvis överlappande, eftersom grova träd tenderar att ha mer död ved än yngre. Men vissa arter är knutna till död ved, även av klenare dimensioner, medan exempelvis andra tycks kräva de mikrohabitat som endast solbelysta grova ekstammar tillhandahåller.

Spridningsprofiler

För arter som antogs sprida sig längre, åtminstone på kilometerskala, utarbetades spridningsprofiler (se Metod). De spridningsprofiler som slutligen avgränsades (se tabell 3a och b) karakteriserades på följande sätt:

- Spridningsprofil 1: Främst flygande insekter. De är mer lättspredda och tar sig fram även över vägar med hög trafikintensitet. Höga hus utgör däremot barriärer. I viss mån utgör också låga hus och vatten barriärer, men av lägre grad. Minst barriäreffekt har skog och lämpligt habitat har låg eller ingen barriäreffekt. Ett intervall av olika friktionsvärden för marktäckeklasserna testades.

- Spridningsprofil 2: Främst markspridda organismer. De är mer svår-spridda, vägar med mycket trafik utgör i olika grad barriärer, när årsmedeldygntrafiken är över 500 fordon eller fler. I övrigt användes samma friktionsvärden som i spridningsprofil 1. Ett intervall av olika friktionsvärden för marktäckeklasser och trafikmängd testades.

Den ekologiska infrastrukturen på regional nivå

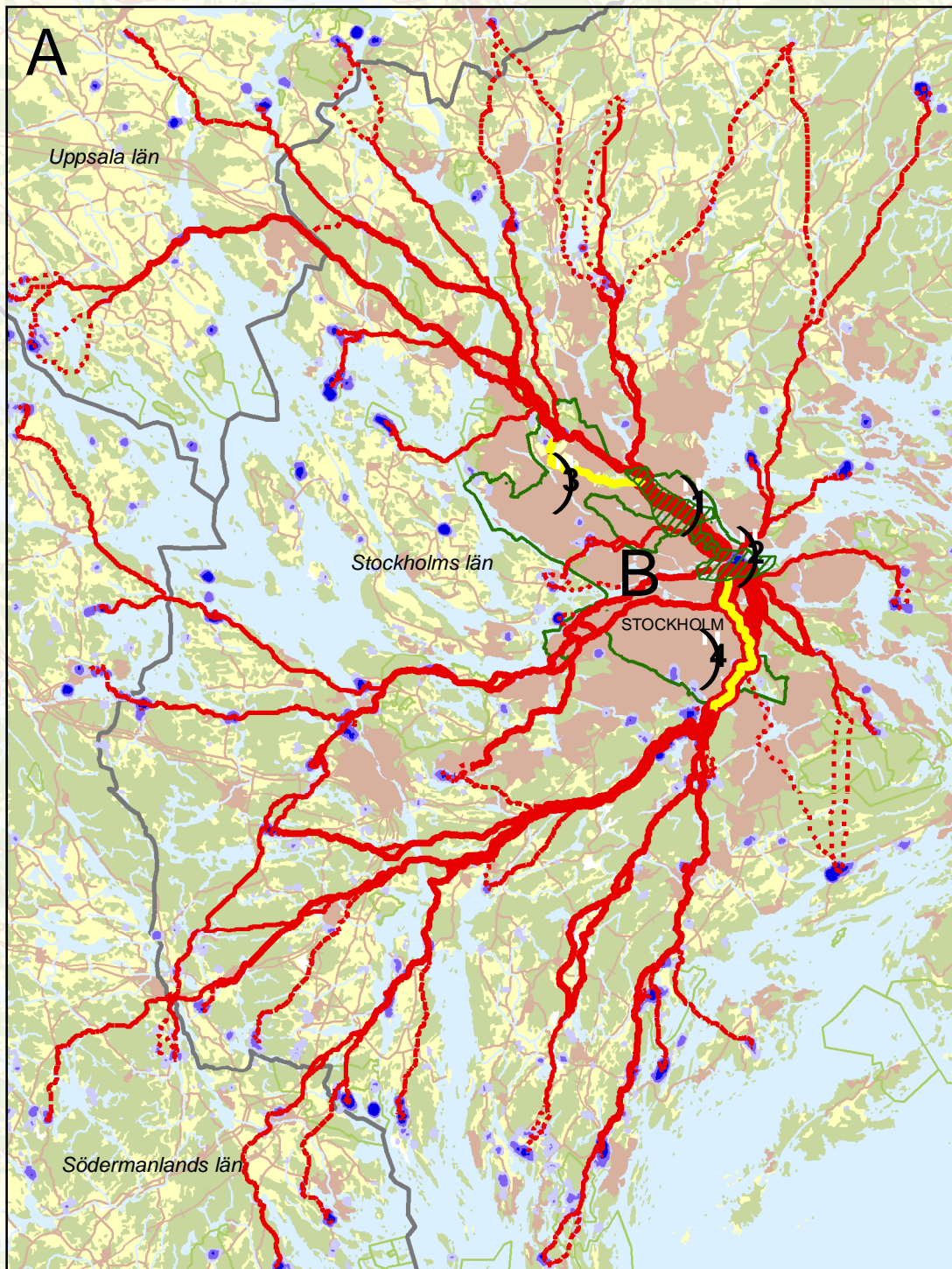
Sambandet mellan Nationalstadsparkens ädellövbiotoper och till dem knutna rödlistade evertebrater och ädellövskogarna i Mälarenregionen runt Stockholm beräknades och redovisas i kartform (figur 3). I analysen användes resursprofil 1 och utifrån denna avgränsades 58 större ädellövområden, med höga kvalitetsvärden inom 500 m radie, inom studieområde A. Dessa områden betraktades som potentiella kärnområden. Med hjälp av de två spridningsprofilerna kunde sedan hypotetiska spridningsvägar modelleras fram till/från varje område i relation till Nationalstadsparken, samt spridningskostnader. De viktigaste spridningsvägarna, som valdes för flest målområden, illustreras i figur 3. Figuren visar även de viktigaste spridningsvägarna igenom staden som har potential att utgöra breda spridningszoner (>100 m) till Nationalstadsparken, Södra Järvafältet (3) och Flaten (4).

Spridningsvägarna i innerstaden skilde sig inte så mycket mellan de testade profilerna. I mer perifera delar fanns det många vägar att välja på, men genom de inre delarna av staden finns det endast ett begränsat antal möjliga stråk, med Gärdet (1) och Sickla (2) som ytterst centrala, eftersom där måste de flesta passager måste ske, enligt de antaganden som gjorts. För 13 av de 14 största ädellövområden som var belägna nordväst om Södra Djurgården, inklusive Norra Djurgården, var exempelvis spridningsvägen genom Gärdet den med minst spridningsmotstånd. Detta gällde alla testade parametervärden inom de två spridningsprofilerna. Tabell 4 visar hur viktiga de olika spridningsvägarna var, genom det antal ädellövområden i Studieområde A för vilka spridningsvägen var ”närmast”, det vill säga medförde lägst spridningskostnader. Ingen av dessa fyra spridningsvägar är dock helt optimal utan alla de tänkbara spridningsvägarna har barriärer av olika slag. Dessa barriärer behöver minskas för att spridningsvägarna ska fungera bättre.

Den ekologiska infrastrukturen på lokal nivå

I analysen av resursprofil 2 avgränsades sammanhängande områden för arter knutna till ädellövskog inom studieområde B. Detta skedde genom att kvalitetsvärden utsöktes för denna resursprofil inom ett rörligt fönster med en radie som byggde på olika spridningsavstånd; för 200 m (radie 100 m), 500 m (radie 250 m) och 1 km (radie 500 m). Områden, som föll ut med de tätaste nätverken som samtidigt hyste höga kvalitetsvärden bedömdes vara kärnområden.

SPRIDNINGSZONER



Figur 3. Spridningszoner mellan Södra Djurgården och några möjliga kärnområden med ädellövträd inom studieområde A, enligt olika spridningsprofiler. De viktigaste spridningszonerna gick via Gärdet (1) och Sickla (2). Två potentiella sträckningar för funktionella spridningszoner kunde identifieras, via Södra Järvafältet (3) och Flaten (4). Där finns stora möjligheter att på sikt skapa spridningszoner även för mer kontinuitetskrävande arter.

TECKENFÖRKLARING

STUDIEOMRÅDEN	GENERALISERAD MARKANVÄNDNING
Studieområde A	Vatten
Studieområde B	Skog eller trädbevuxen mark
Nationalstadsparken	Öppen mark eller yta
POTENTIELLA KÄRNOMRÅDEN MED ÄDELLÖVTRÄD	Bebyggelse
Andel ädellövträd inom en cirkel med 500 m radie	Naturresevat/Nationalpark
SPRIDNINGSVÄGAR	Länsgräns
Befintliga spridningszoner	© Lantmäteriet, 2006. Ur Geografiska Sverigedata, 106-2004/188-AB
Potential för funktionella spridningszoner	0 10 20 km

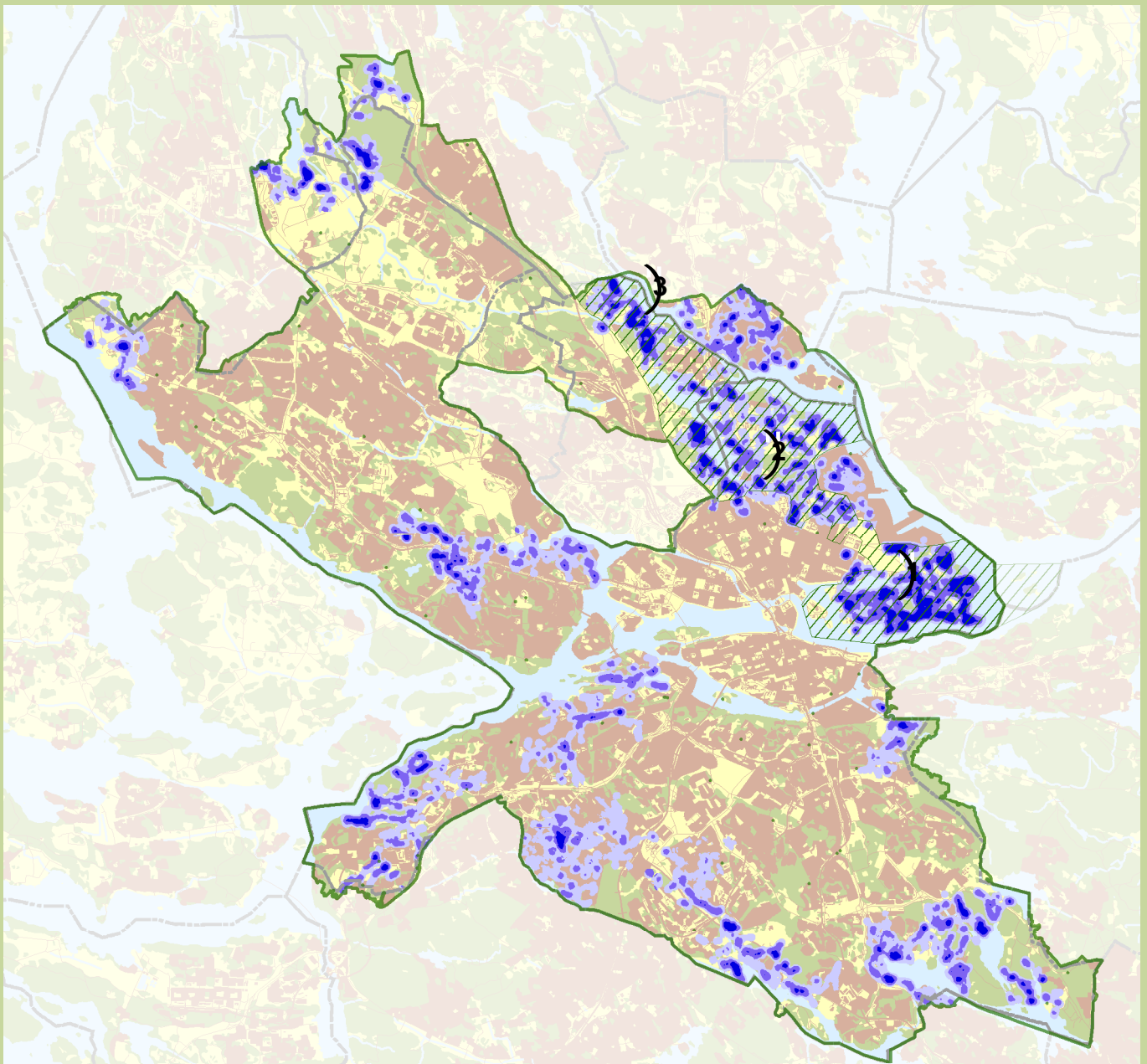
De resulterande habitatnätverken i figur 4 antogs representera arter som sällan sprider sig mer än 200 m, det vill säga de mest fragmenteringskänsliga arterna. Flera sammanhängande områden kunde på så sätt identifieras, varav några med ganska låga kvalitetsvärden. Södra (1) och Norra (2) Djurgården hade betydligt högre kvalitetsvärden än övriga områden, och skulle därför kunna tänkas fungera som kärnområden. Även Ulriksdal (3) hade höga värden, men var mindre till ytan. För arter med bättre spridningsförmåga hänger områdena inom Nationalstadsparken ihop bättre med varandra.

I analyserna av resursprofil 2a-c avgränsades sammanhängande områden för arter knutna till ädellövskog med olika kvaliteter inom Studieområde B (figur 5-7). De sammanhängande områden som är stora och som samtidigt har höga kvalitetsvärden skulle kunna fungera som kärnområden för arter som är krävande och fragmenteringskänsliga. För resursprofil 2a, ädellövträd med död ved, verkade Södra Djurgården och Flatenområdet utgöra de mest framträdande kärnområdena sett till sammanhängande områden med höga kvalitetsvärden. För resursprofil 2b och 2c, ädellöv med grova träd, framträdde både Södra och Norra Djurgården som var sitt sammanhängande kärnområde med höga kvalitetsvärden.

I analysen av spridningsframkomlighet på lokal nivå utkristalliserades några särskilt viktiga delar av spridningsvägarna genom staden, Gärdet och Sickla. Resultaten blev alltså i detta avseende liknande på lokal nivå som på regional nivå. Flera av de spridningsvägar som framkom på den detaljerade nivån förutsätter att enstaka grova ädellövträd kan fungera som etappmål för spridning och/eller som habitat. Samtidigt förutsattes viss flygförmåga eller annan möjlighet att ta sig över vatten, öppen mark och trafikerade vägar, om än med visst motstånd. För arter som ställer större krav på sammanhängande habitat, på bredare och mindre urbaniserade spridningsvägar och på insprängda barriärers permeabilitet är förmodligen de bredare spridningszonerna i figur 3 (väg 3 och 4) viktigast.

Resultat från analys av scenario ”förtätning”, det vill säga att bebyggelsen på Gärdet förtätas inom befintlig bebyggelse (figur 2) inom spridningsvägen, visade att 17-19 käll- eller målområden för spridning inom det översiktliga studieområdet (A) påverkades av detta. Spridningskostnaderna ökade med cirka 1 procent i området som helhet och med cirka 3-28 procent inom de områden som var särskilt beroende av denna spridningsväg (tabell 5). Ökningen i spridningskostnader till/från ädellövområden inom studieområde B, med samma scenario, redovisas i tabell 6. Här är ökningen i spridningskostnader mycket högre, vilket kan förklaras med att den sammanlagda spridningskostnaden för närliggande områden från början är relativt låg, eftersom de har bättre kontakt, och samma ökning utgör därför en mycket större andel av totalkostnaden. Spridningsvägen över Gärdet har tidigare identifierats som en viktig men svag länk av Stadsbyggnadskontoret (1997). Av föreliggande studie framgår att för alla de spridningsprofiler som testats, utgör detta avsnitt en viktig spridningslänk, som samtidigt är känslig för ytterligare bebyggelse.

HABITATNÄTVERK



Figur 4. Habitatnätverk inom studieområde B för en funktionell artgrupp med resursprofil 2, där alla typer av ädellövhabitat är med. Även om gles ädellövskog och spärrkroniga ekar har högst värden, så ingår också ädellövträd i exempelvis bebyggelse och intensivt skött gräsmark.

Södra (1) och Norra (2) Djurgården framträder som sammanhängande kärnområden med höga kvalitetsvärden. Även Ulriksdal (3) har höga värden, men är mindre till ytan.

TECKENFÖRKLARING

STUDIEOMRÅDEN

- Studieområde B
- Nationalstadsparken

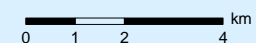
HABITATNÄTVERK

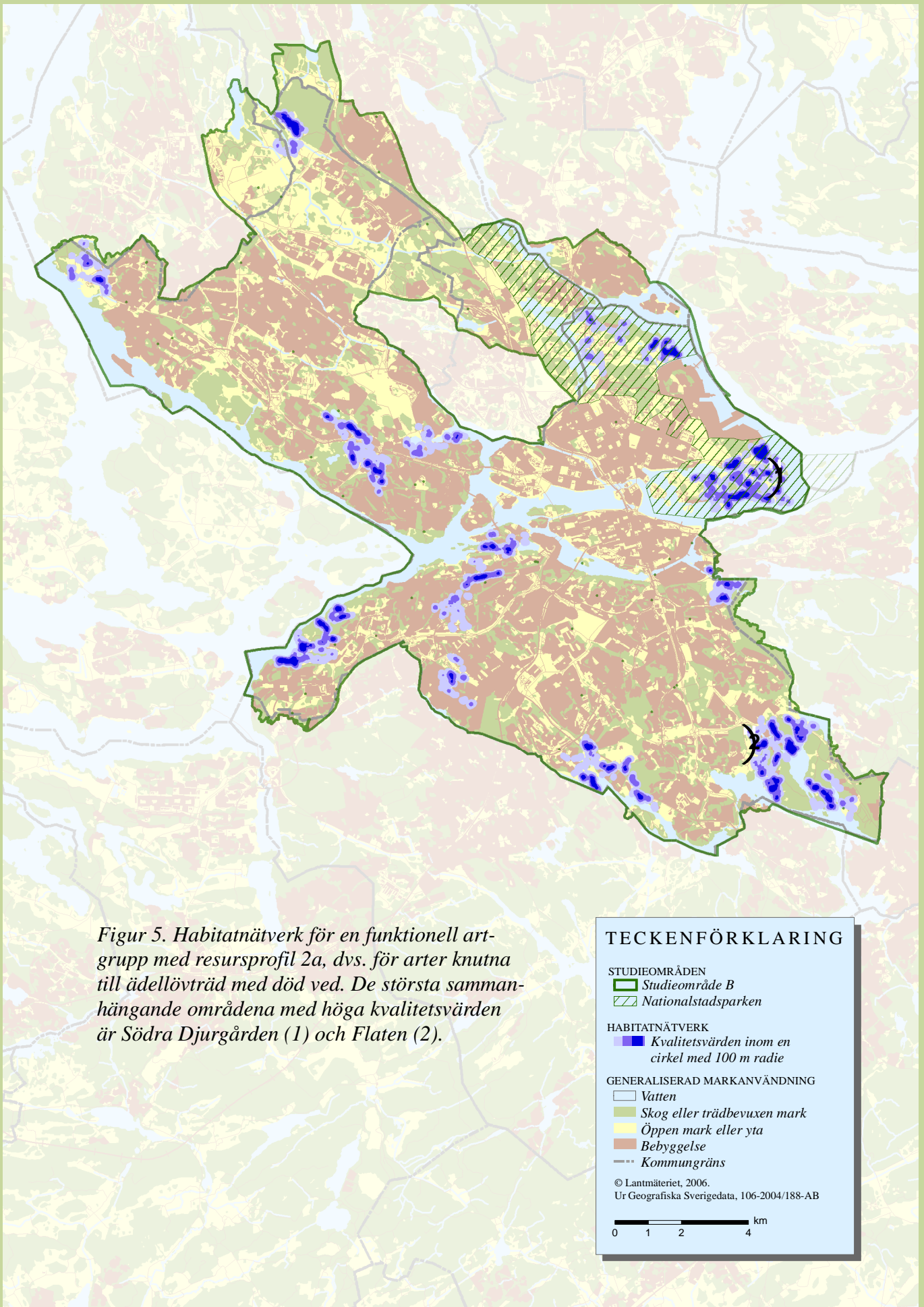
- Kvalitetsvärden inom en cirkel med 100 m radie

GENERALISERAD MARKANVÄNDNING

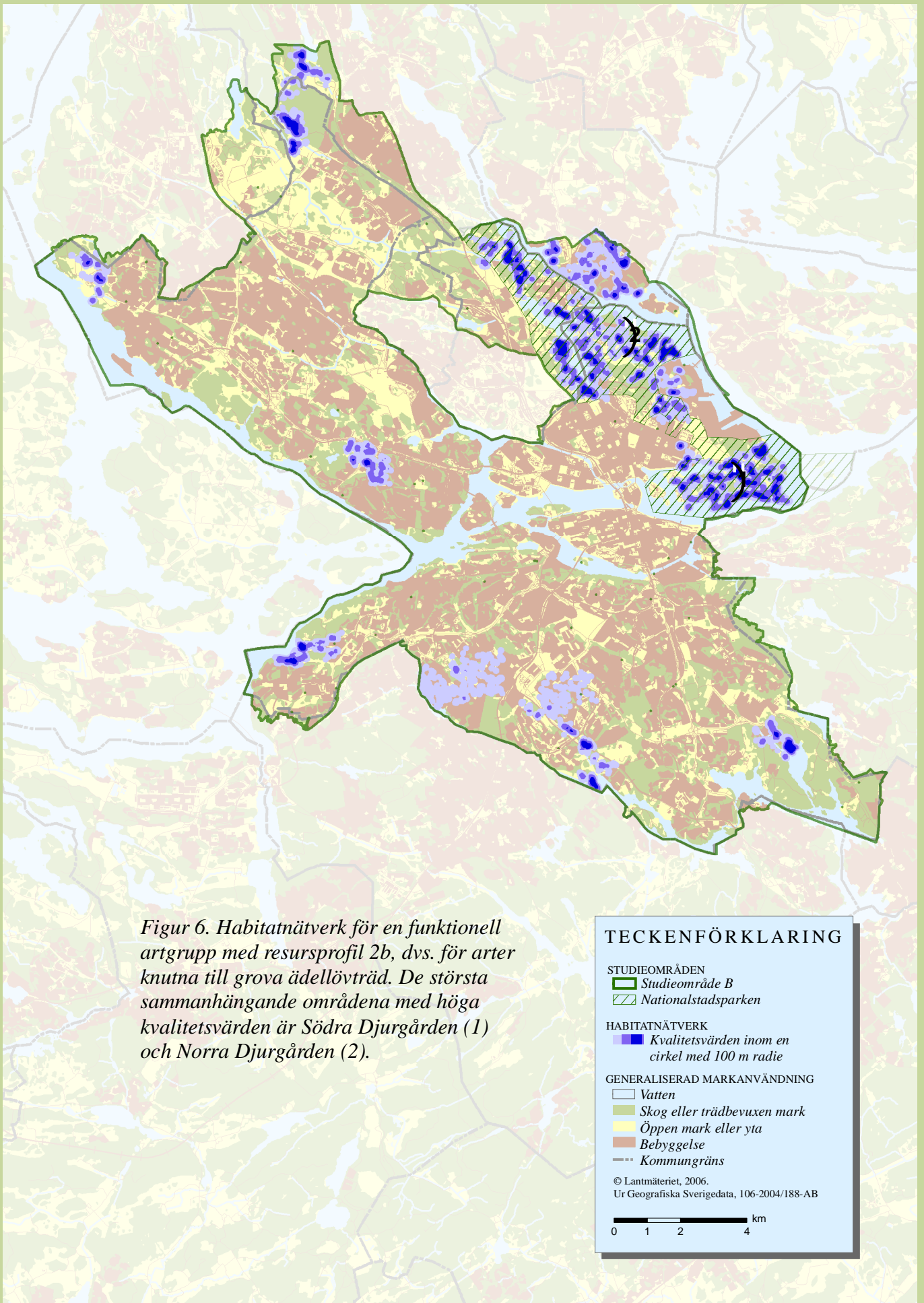
- Vatten
- Skog eller trädbevuxen mark
- Öppen mark eller yta
- Bebyggelse
- Kommungräns

© Lantmäteriet, 2006.
Ur Geografiska Sverigedata, 106-2004/188-AB

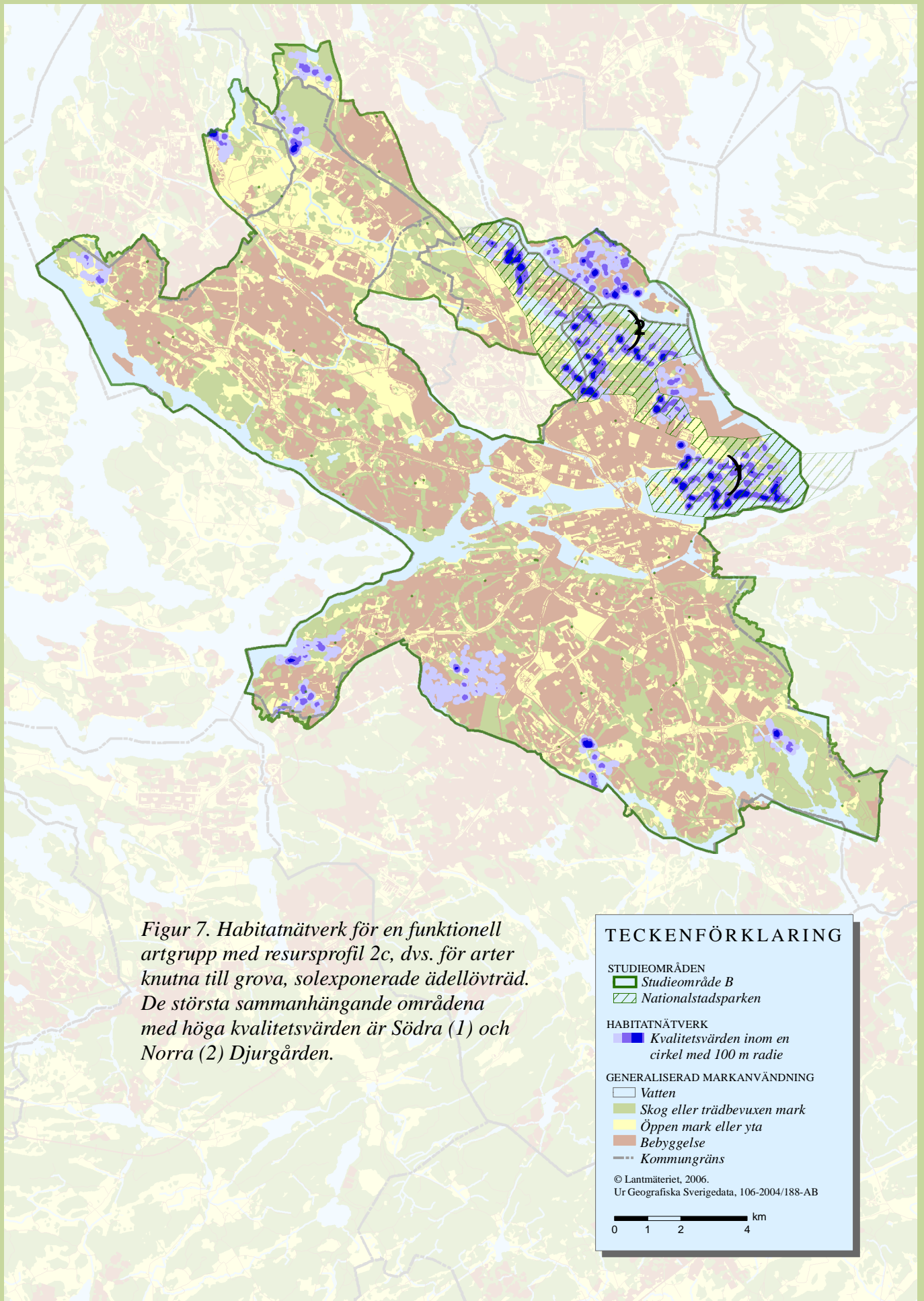




Figur 5. Habitatnätverk för en funktionell artgrupp med resursprofil 2a, dvs. för arter knutna till ädellövträd med död ved. De största sammanhängande områdena med höga kvalitetsvärden är Södra Djurgården (1) och Flaten (2).



HABITATNÄTVERK



Diskussion

Om landskap ska vara ekologiskt hållbara krävs att landskapets struktur stöder de ekologiska processer som krävs för att det ska kunna leverera ekosystemtjänster, däribland upprätthålla biodiversitet, i framtiden (Opdam m.fl. 2005). För att ta tillvara och utveckla stadens naturvärden, kan landskapsekologisk analys och planering användas (Mörtberg m.fl. 2006). En landskapsekologisk analys innebär att ekologiska nätverk identifieras, som består av kärnområden med höga naturvärden, som är sammanlänkade med spridningszoner. Därigenom kan man ta hänsyn till de krav som arter kan ställa på mängd och sammanbindningsgrad av livsmiljöer i landskapet. Frågor som kan ställas är om de befintliga arealerna av lämpliga livsmiljöer räcker för långsiktig överlevnad för arterna, hur kontakterna mellan livsmiljöerna ser ut inom området och i omgivande landskap, och hur kontakten mellan områden påverkas av bebyggelse och vägar, befintliga och planerade. Kärnområden och spridningszoner kan naturligtvis se väldigt olika ut beroende på vilka arter och artgrupper man fokuserar på, eftersom habitatkrav och spridningsförmåga varierar mycket. Därför måste ett urval ske, där man studerar några av de prioriterade naturtyper och artgrupper, som är särskilt känsliga för habitatförlust och -fragmentering.

Spridning anses vara en central del i populationers dynamik, och gör att habitat kan kolonieras även i fragmenterade landskap (till exempel Hanski och Gilpin 1991). Spridning kan delas upp i rutinrörelser för födosök och parning, med hög grad av återvändande, och riktade, speciella rörelser för att emigrera, med låg grad av återvändande (van Dyck och Baguette 2005). Det kan även inom en art finnas stationära och spridande individer eller utvecklingsstadier. Spridning kanske sker vid vissa tillfällen, utan återvändande, och denna typ av spridning kanske inte påverkas så mycket av mellanliggande barriärer som rutinrörelser gör. Denna typ av långdistansspridning är dock till stora delar okänd, och även ifrågasatt av många (till exempel Ranius och Hedin 2001). Dessutom leder spridning långt ifrån alltid till etablering. Om det inte finns ett nätverk av lämpliga livsmiljöer i landskapet kommer kolonisering av lämpliga habitat att helt bero på arters eventuella förmåga till långdistansspridning och etablering. Även värdet av spridningskorridorer har diskuterats (till exempel referenser i Edenhann m.fl. 1999). För landskapsekologisk planering i starkt fragmenterade landskap, som exempelvis i Nederländerna, har dock synsättet att ekologiska nätverk med kärnområden och spridningskorridorer är nödvändiga för arters överlevnad kommit att dominera (till exempel Opdam m.fl. 2005).

Nationalstadsparken

Denna studie av Nationalstadsparken visade, att det fortfarande finns viktiga kärnområden för specialiserade arter, knutna till ädellövträd med olika habitatkvalitet. Dock är det möjligt att den rika fauna som är knuten till ädellövträden är kvar från en tid när antal och sammanbindningsgrad av gamla träd var betydligt större än idag. Nationalstadsparken kan alltså tänkas hysa fler arter i dagsläget än den kan hysa på sikt (jämför med Björk m.fl. 2002). Så har ansetts vara fallet med flera av Sveriges större ekbestånd (till exempel Johansson 1997). För de mest svårspridda och krävande arterna är det urbana landskapet kring Nationalstadsparken förmodligen så fragmenterat, att populationernas överlevnad på sikt är hotad. Men för lite mindre krävande och/eller mer spridningsbenägna arter finns en stor potential i och med de relativt stora förekomsterna av ädellövträd i Nationalstadsparken, i kringliggande grönområden och bland bebyggelsen. Den långsamma populationsdynamiken medför också, att det finns stora möjligheter till restaurering av ädellövmiljöer (jfr Ranius 2002).

Några viktiga spridningsvägar för kontakten mellan Nationalstadsparken och Mälardalens eklandskap kunde avgränsas i föreliggande studie (figur 3). Inom studieområde A kan det tyckas som om de södra spridningsvägarna var viktigast, eftersom de länkade till flest ädellövmråden (tabell 4). Det kan dock bero på valet av studieområdets omfattning. Först om studieområdet omfattade hela Mälardalens ädellövbekant, skulle detta kunna avgöras. Vad som framgår är dock, att de för Nationalstadsparken viktigaste spridningsvägarna är de som passerar Gärdet, Sickla och Svindersvik, enligt de antaganden som gjorts om barriäreffekter. I alla dessa tre spridningsvägar finns dock barriärer, och dessutom finns stor risk att ytterligare barriärer tillkommer. Samtidigt skulle det här verkligen löna sig att förstärka spridningsvägarna. För arter som inte kan ta sig över vatten kvarstår bara Gärdet som spridningsväg.

Negativa effekter av fragmenteringen kan till en del minskas om det finns goda spridningsmöjligheter mellan de olika habitatfragmenten (Edenhamn m.fl. 1999). Genom att identifiera lämpliga spridningszoner för olika arter kan man således förbättra deras överlevnadspotential. Det har gjorts försök att beräkna hur breda spridningszoner måste vara för arter som är knutna till hålekar. Eftersom smala spridningszoner kommer att ha långt mellan ekarna, och särskilt mellan lämpliga ekar, föreslogs att för att komma ner i ett avstånd på under 200 m mellan passande ekar så bör en funktionell spridningszon vara minst 100 m bred (Bergman och Askling 2005). För Nationalstadsparken gjordes försök att identifiera några potentiella spridningszoner med tillräcklig bredd för att fungera som förstärkning för kontakterna med Mälardalen, nämligen Södra Järvafältet och Flaten (figur 3). För att de ska fungera för ändamålet krävs restaureringsåtgärder i dessa områden.

På lokal nivå kunde habitatnätverk för mer specialiserade artgrupper avgränsas (figur 5-7). Man skulle kunna se det som att resursprofil 2a-c visar kvaliteterna i dagsläget, medan den mer övergripande resursprofilen 2

(figur 4) visar potentialen för utveckling av ädellövmiljöerna inom Studieområde B. Det är "lång leveranstid" på kvaliteterna i resursprofil 2a-c och därför ställs höga krav på skötsel och förnygring med en framförhållning på några hundra år. Man kan i detta sammanhang ställa frågan om ädellövträden i Nationalstadsparken räcker till för en långsiktig överlevnad av de arter som är knutna till dem? För att svara på den frågan skulle man behöva utföra en sårbarhetsanalys för varje enskild art, vilket även det är behäftat med en mängd osäkerheter. Man kan få vägledning genom att återigen titta på mängd och mönster hos potentiellt habitat. Inom hela Studieområde B finns 1690 spärrkroniga ädellövträd karterade, och om man räknar med arealerna ädellövskog med i biotopkartan angivet antal grova träd per ytenhet så skulle det bli sammanlagt cirka 4070 grova ädellövträd. Inom Nationalstadsparken finns 335 spärrkroniga ädellövträd karterade, och om man räknar med arealen ädellövskog med grova träd blir det beräknade antalet sammanlagt 1225 grova ädellövträd. Om man dessutom kräver att ädellövmiljöerna ska vara sammanhängande så skulle på samma sätt Södra Djurgårdens kärnområde (1 i figur 4) hysa cirka 410 och Norra Djurgårdens kärnområde (2 i figur 4) beräknas ha cirka 690 grova ädellövträd. Enligt Djurgårdsförvaltningens inmätning av jätteekar (>4 m i omkrets) fanns 151 stycken på Södra Djurgården och 53 stycken på Norra Djurgården (Djurgårdsförvaltningen, opubl.).

Det har gjorts försök att uppskatta hur mycket ädellövskog som behövs i ett landskap för att även känsliga arter ska kunna överleva på lång sikt. Exempelvis gammelekklokryporen (*Larca lata*) saknades i solitära träd och i mycket små bestånd (Ranius 2002). Den fanns bara i enstaka procent av träden i bestånd med tio eller färre hålträd, men i ca 20 procent av träden i bestånd med fler hålträd. För andra arter har cirka 20 högkvalitativa ekar framförts som minimum för långsiktig överlevnad (Ranius och Hedin 2004). Alla hålträd är dock inte passande för alla arter, och med tanke på ekens nedbrytningsstadier och individuella olikheter har ett minimum på 160 hålträd med mulm föreslagits och upp till cirka 2500 för de mest krävande organismerna (Bergman och Askling 2005). Vidare, med tanke på att ekarna behöver stå öppet och soligt, med förnygring, gläntor och inslag av andra träd, ansågs ett genomsnitt av cirka tre hålekar per ha vara rimligt. Målet för en sammanhängande ekareal blev mellan 60 och 950 ha. Arealerna måste också vara funktionella, det vill säga ligga inom spridningsavstånd.

Dessa siffror är antagligen inte riktigt jämförbara med Nationalstadsparken, eftersom antalet som uppgavs (160-2500 ekar) för fortlevnad hos eklevande arter gällde hålekar med mulm, vilket inte är samma sak som grova eller spärrkroniga ädellövträd. Ändå skulle man kunna dra slutsatsen, att de allra flesta ädellövträden i studieområdet utgörs av ek, och i grova ekar kommer det förr eller senare att bildas hål och mulm, så siffrorna kanske inte är helt missvisande som en potential för framtida hålträd. De av Djurgårdsförvaltningen inmätta jätteekarna bör vara mulmekar allihop, och de når nästan upp till den undre angivna gränsen. Ekbeståndet i Nationalstadsparken

skulle enligt det resonemanget vara otillräckligt för de mest känsliga arterna, men det finns ändå en stor potential för många arter att fortleva, förutsatt att ekmiljöer i omgivningarna förstärks och länkas in, samtidigt som skötsel och förnyring utförs med de biologiska värdena i fokus.

Hur säkra är resultaten?

Det finns naturligtvis osäkerheter i resultaten. En rad antaganden har gjorts vid framställning av kartorna, som endast representerar presumtiva habitat och som utgår ifrån att klasserna i de underliggande kartorna är riktiga. Naturtypskarteringen som användes för den regionala översikten är tämligen osäker för klasser med just ädellövskog och särskilt ädellövklädda marker med låg krontäckning kan vara underrepresenterade (Naturvårdsverket 2003). Därför ska den inte användas för att med säkerhet peka ut värdefulla ädellövmiljöer på detalj-(objekt-)nivå. Däremot bör den kunna ge en grov, översiktlig uppfattning om ädellövförekomster och spridningsmöjligheter. På den detaljerade nivån användes biotopkartan, där informationen har visats ha mycket hög säkerhet i tolkningen av ädellövskog och hög säkerhet i tolkningen av ädellövträdens habitatkvaliteter (Löfvenhaft och Ihse 1998).

Rankningen av hur stort värde biotopklasserna har som habitat för artgrupperna är behäftad med viss osäkerhet, och ett intervall av olika värden som diskuterats fram har därför testats. Spridningsprofilerna innehåller också osäkerheter, och de underliggande markanvändningsklasserna kan variera avsevärt med avseende på permeabilitet för olika arter. Ett exempel är vägar, där en bred viadukt kan öka genomsläppligheten mycket för icke-flygande organismer, medan en upphöjd och avskärmad vägbana istället kan vara ett stort spridningshinder. Ofta framgår inte sådant av kartunderlaget. Ett undantag finns i biotopkartan, där indelningssystemet speciellt anpassats för kartering av ekologiska värden i urban/semiurban miljö, och som därför redovisar skillnader mellan olika typer av bebyggelse med och utan vegetation av olika täckningsgrad (Löfvenhaft och Ihse 1998). Osäkerheter i rankningen hanterades genom att flera olika hypotetiska spridningsprofiler testades och genom att pröva olika värden i ett intervall, ett slags känslighetsanalys. Där resultaten var stabila mellan olika tester, kan de ses som tämligen robusta. Däremot är osäkerheten ganska stor exempelvis för enstaka spridningsvägar som uppträdde tvärs igenom stenstaden.

För att en landskapsekologisk analys ska ha väldigt hög säkerhet, krävs rumsliga data om både vegetationstyper, beståndsstruktur, beståndsålder och utbredningen av de arter som är målet för analyserna. För arter som lever av död ved påverkas förekomsten även av typ (art) av rötsvamp, fuktighet, nedbrytningsstadium hos den döda veden, temperatur, stamdiameter och solexponering (se till exempel. Ranius 2002, Jonsson m.fl. 2005). Det skulle även behövas kunskap om olika arters spridningsförmåga och artspecifika spridningsmotstånd hos olika typer av vägar, bebyggelse och annan markanvändning. Även om försök har gjorts och görs att ta fram sådana fakta, finns det stora kunskapsluckor. För att kunna tillhandahålla underlag för

planering är det därför nödvändigt att använda befintligt material tillsammans med en uppskattning av osäkerheterna i resultaten.

I denna studie har de rumsliga strukturerna legat i fokus. En viktig fråga som av tidsbrist inte behandlats i analysen är historisk kontinuitet hos ädellövbestånden. Många ädellövbestånd inom och i närheten av Nationalstadsparken har en mycket lång historisk kontinuitet (Löfvenhaft och Ihse 1998). Utbredningsmönstren hos arter har visats i flera undersökningar att de inte är en respons på den nuvarande situationen, utan framförallt svarar mot den historiska utbredningen, äldre markanvändningssätt och möjligen också andra klimatförhållanden (t.ex. Hedin 2003). Detta innebär att de till synes aktuella utbredningsmönstren och förekomsterna i stället är relikta utbredningsmönster hos arter, särskilt för arter som har begränsad spridning och som är associerade med habitat som nyligen har förändrat sin utbredning. Betydelsen av historisk kontinuitet är högst trolig men svår att testa empiriskt, eftersom det kan vara svårt att skilja mellan habitatkvalitet och historisk kontinuitet (till exempel Ranius 2002).

För att få en god uppfattning om prognosen framåt i tiden för artgrupperna, skulle man även behöva analysera hur beståndet av gamla, grova ädellövträd, för yngning, död ved, håligheter, mulm och andra strukturer kan komma att utvecklas i framtiden. De gamla ihåliga ekarna lever länge och det är viktigt att långsiktigt säkerställa att det kontinuerligt bildas nya hålekar inom överkomliga avstånd. Dessa frågor beaktas i skötselplanen för Nationalstadsparken (Bråvander och Jacobsson 2003). Flera ekinventeringar har gjorts och Kungliga Djurgårdens förvaltning och Stockholms stad har register på både de gamla ekarna och yngre rekryteringsträd till dessa.

Hur viktiga är då Nationalstadsparkens ädellövträd? Områden med gamla lövträd är en bristvara ur naturvårdsynpunkt i hela Europa. Mindre än två procent beräknas finnas kvar av den ursprungliga arealen av lövskogar (Hannah m.fl. 1995). Det mesta har omvandlats till åkermarker, bebyggelse och vägar eller omförts till granskogar. De få kvarvarande, större lövskogsområdena är därför mycket viktiga att bevara. Det tycks dessutom finnas fler lokaler med gamla träd i Sverige än i andra västeuropeiska länder (Hultengren och Nitare 1999), så därför kan de största svenska områdena tänkas vara viktiga även i ett internationellt perspektiv (Ranius 2002). Nationalstadsparkens ädellövbestånd ingår dessutom i en av de värde-trakter för ädellövskog som utpekats i Sverige enligt Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen (2004). Värde-trakterna baseras på både arealen och tätheten av värdekärnor av ädellövskog samt på antalet rödlistade arter knutna till ädellövskog.

Samtidigt som det alltså finns stora värden kvar och en stor potential för att förstärka och bevara dessa värden, innebär belägenheten inom storstaden en speciell situation. Staden utövar en stark påverkan på kvarvarande ädellövbestånd. Det sker bland annat genom bebyggelseexploatering, vägar och trafik, vilka orsakar förlust och fragmentering av naturliga livsmiljöer

(Mörtberg 2004). Vidare påverkas naturvärdena av faktorer som luftföroreningar. Att den biologiska mångfalden i Nationalstadsparken är påverkad av den urbanisering som ägt rum och pågår i och utanför parken är uppenbart, liksom att detta förmodligen har inneburit att en utdöendeskuuld byggts upp i parken. Det betyder, att om arter dör ut så har de små möjligheter att åter kolonisera området, vilket innebär att även om de finns kvar idag så har de små möjligheter att finnas kvar i framtiden. Å andra sidan tyder antalet rödlistade evertebrater knutna till ädellövträd både i Nationalstadsparken och i andra mer urbana områden (till exempel Ehnström och Axelsson 2002, Jonsell 2004) på, att just denna typ av fauna skulle kunna ha möjligheter att fortleva i stadsnära miljö, om dess habitat finns kvar och förstärks.

Slutsatser och rekommendationer

Nationalstadsparkens bestånd av gamla ädellövträd formar viktiga kärnområden med höga kvaliteter för olika funktionella artgrupper, där många rödlistade evertebrater ingår. De är länkade till omgivande ädellövbeklädnad genom nätverk av ädellövbiotoper som genomkorsar Stockholm. Samtidigt påverkar staden kvarlämnade naturmiljöer genom exploatering, barriäreffekter och störningar. För arter som inte har alltför svårt att sprida sig är stadens ädellövbeklädnad en viktig resurs, men för mer svårspredda arter kan man förmoda att utbredningen speglar historiska förhållanden, och att de i praktiken är tämligen isolerade idag.

Nationalstadsparkens ädellövbeklädnad bör inte ses avgränsat utan istället som en del i ett större landskap, Mälardalens landskap med sina ädellövträdsklädnad av olika slag. De viktigaste länkarna till och från Nationalstadsparken och Mälardalens övriga ädellövskogar går såväl mot nord-nordväst som söderut. Fungerande spridningszoner är nödvändiga för att arter ska kunna sprida sig in till och vidare genom Nationalstadsparken samt sprida sig ut från Nationalstadsparken till andra ädellövskogar.

Gärdet utgör en viktig spridningszon mellan de viktigaste kärnområdena inom Nationalstadsparken, på Norra och Södra Djurgården. Denna spridningszon är mycket sårbar för bebyggelse. En förtätning kan få allvarliga konsekvenser för möjligheten att långsiktigt bevara den biologiska mångfalden, särskilt för bevarandet av rödlistade evertebrater i livskraftiga populationer.

Det är möjligt att ekbeståndet i Nationalstadsparken är otillräckligt för att de mest känsliga arterna ska kunna fortleva i livskraftiga bestånd, men det finns ändå en stor potential för många arter att fortleva, förutsatt att ekmiljöer i omgivningarna förstärks och länkas in i en ekologisk infrastruktur, vilket föreslås i denna rapport. Järvafältet och Flaten har potential att utvecklas till funktionella, breda spridningszoner. Dessa skulle med restaureringsinsatser kunna utvecklas till viktiga kontaktlänkar mellan Nationalstadsparken och Mälardalens ädellövlandskap.

Metoder och modeller som tagits fram för analysen kan utvecklas till att inte bara användas för Nationalstadsparken och dess omgivning, utan mer

generellt för att omfatta många naturtyper och ekologiska profiler. De kan på så sätt användas som planeringsverktyg, för att kunna integrera biodiversitetsfrågor och landskapsperspektiv i ett tidigt skede i planeringsprocessen. För en detaljerad analys av specialiserade arter krävs dock tillgång till biotopkartor, vilka innehåller detaljerad information om både vegetation och strukturer som påverkar habitatkvalitet.

Rekommendationer för att förstärka förutsättningarna för den biologiska mångfald som är knuten till ädellövträden i Nationalstadsparken:

- Planering bör ske i ett landskapsperspektiv. Långsiktig planering av ädellövbeståndet i Nationalstadsparken bör ske genom att se Nationalstadsparken som en del i ett geografiskt och ekologiskt sammanhängande ädellövlandskap, inte bara i Stockholmsregionen utan i hela Mälarenregionen.
- Åtgärder bör vidtagas, så att ädellövträden, och speciellt ekens, kärnområden och spridningszoner gynnas. Barriärer som finns idag bör undanröjas. Man bör även undvika åtgärder som skapar nya barriärer, särskilt i spridningszonerna. Detta kan innebära att ädellövträd också inom bebyggda områden gynnas, till exempel genom att speciella planer införs i stadsplaneringen.
- Funktionella spridningszoner bör skapas genom restaurerings- och planeringsåtgärder. De behöver ha tillräcklig bredd för att fungera även för mer kontinuitetskrävande arter. Därigenom kan kontakterna med Mälardalens ädellövlandskap förstärkas. Lämpliga områden med potential för detta är Järvafältet och Flaten. Det kan innebära förstärkningsåtgärder såsom systematiskt planerad föryngring med ädellövträd i lämpliga lägen, för att möjliggöra kontinuerlig tillgång på lämpligt substrat för specialiserade och svårspredda arter.

Referenser

- Angelstam, P. & Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? I: Angelstam, P., Breuss, M. (red.). Critical habitat thresholds and monitoring tools for the practical assessment of forest biodiversity in boreal forest. Report to MISTRA. <http://iufro.boku.ac.at/iufro/iufro-net/d8/hp80206.htm>
- Bergman, K.-O. & Askling, J. 2005. Spridnings- och sårbarhetsanalys för ett levande eklandskap Ullstämman – Stureföres. Utredning för fördjupad översiktsplan, Linköpings kommun (manuskript).
- Björk, L., Niklasson, M. & Nilsson, S.G. 2002. Skogshistoria effektiviserar naturvården och intensivodling utarmar marken – nya resultat från SUFOR. Fakta Skog nr 12. SLU.
- Boer, P.J. den. 1970. On the significance of dispersal power for populations of carabid-beetles (Coleoptera, Carabidae). *Oecologia*, Berlin 4: 1-28.
- Boverket/Naturvårdsverket 2000. Planera med miljömål! Fallstudie Stockholm - biologisk mångfald i fysisk planering. Boverket och Naturvårdsverket, Stockholm.
- Bråvander, L.-G. & Jacobson, R. 2003. Skötselplan för Nationalstadsparken i Stockholm, Solna och Lidingö kommuner.
- Bruzewitz, G & Ekman, H. 1995. Ekoparken. Djurgården-Haga-Ulriksdal. Wahlström & Widstrand, Stockholm.
- Dyck, H. van & Baguette, M. Dispersal behaviour in fragmented landscapes: Routine or special movements? *Basic and Applied Ecology* (i tryck).
- Edenhamn, P., Ekendahl, A., Lönn, M. & Pamilo, P. 1999. Spridningsförmåga hos svenska växter och djur. Naturvårdsverket Rapport 4964, Stockholm.
- Eliasson, Per, 2002. Skog, makt och människor. En miljöhistoria om svensk skog 1800-1875. Malmö.
- ESRI. 1998. Cost Distance Script for ArcView 3.2. <http://arcscripts.esri.com/>
- ESRI. 1999. ArcView GIS vers. 3.2. Environmental Systems Research Institute, Inc. Redlands, CA, USA.
- ESRI. 2005. ArcGIS vers. 9.1. Environmental Systems Research Institute, Inc. Redlands, CA, USA.
- Gärdenfors, U. & Baranowski, R. 1992. Skalbaggar anpassade till öppna respektive slutna ädellövskogar föredrar olika trädslag. *Entomologisk Tidskrift* 113: 1-11.
- Gärdenfors, U. (red.) 2005. Rödlistade arter i Sverige 2005. The 2005 Red List of Swedish Species. Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Gontier, M., Balfors, B. & Mörtberg, U. 2006. Biodiversity in environmental assessment – current practice and tools for prediction. *Environmental Impact Assessment Review* (i tryck).

- Hannah, L., Carr, J.L. & Lankerani, A. 1995. Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global dataset. *Biodiversity and Conservation* 4: 128-155.
- Hanski, I. & Gilpin, M.E. 1997. *Metapopulation biology. Ecology, genetics and evolution.* Academic Press, San Diego.
- Hanski, I. 1999. Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. *Oikos* 87: 209-219.
- Hanski, I., Moilanen, A. & Gyllenberg, M. 1996. Minimum viable metapopulation size. *American Naturalist* 147: 527-541.
- Hansson, L., Söderström, L. & Solbreck, C. 1992. The ecology of dispersal in relation to conservation. I: L. Hansson (red.). *Ecological principles of nature conservation.* Elsevier applied science, London, s. 162-200.
- Hedin, J. 2003. *Metapopulation ecology of *Osmoderma eremita* – dispersal, habitat quality and habitat history.* Department of Ecology, Lund University: 138, Lund.
- Hultengren, S. & Nitare, J. 1999. Inventering av jätteträd. Instruktion för inventering av grova lövträd i södra Sverige. Skogsstyrelsen och Naturcentrum AB 1999.
- Hultengren, S., Pleijel, H. & Holmer, M. 1997. Ekjättar – historia, naturvärden och vårt. Naturcentrum AB, Uddevalla.
- Johansson, T. 1997. Förändringar av markanvändning i eklandskapet i Bjärka-Säby under 300 år. *Svensk Botanisk Tidskrift* 91: 193-208.
- Jonsell, M. 2004. Old park trees: a highly desirable resource for both history and beetle diversity. *Journal of Arboriculture* 30: 238-244.
- Jonsson, B.G., Kruys, N. & Ranius, T. 2005. Ecology of species living on dead wood – lessons for dead wood management. *Silvia Fennica* 39: 289-309.
- Länsstyrelsen i Stockholms län. 2005. Inventering av bredbandad ekbarkbock i Nationalstadsparken. Rapport från Baggbolaget.
http://www.ab.lst.se/upload/dokument/publikationer/M/Miljo_ovrigt/rapport_bredbandad_ekbarkbock_2005.pdf
- Löfvenhaft, K. & Ihse, M. 1998. Biologisk mångfald och fysisk planering. Landskapsekologisk planering med hjälp av flygbildsbaserad fjärranalys - metodstudie i Stockholm. Research Report No. 108, Department of Physical Geography, Stockholm University, Stockholm.
- Löfvenhaft, K., 2002. Spatial and temporal perspectives on biodiversity for physical planning. Examples from urban Stockholm, Sweden. Dissertation No. 26. Department of Physical Geography and Quaternary Geology, Stockholm University.
- Löfvenhaft, K., Björn, C. & Ihse, M. 2002. Biotope patterns in urban areas: a conceptual model integrating biodiversity issues in spatial planning. *Landscape and Urban Planning* 58: 223-240.
- Löfvenhaft, K., Runborg, S. & Sjögren-Gulve, P. 2004. Biotope patterns and amphibian distribution as assessment tools in urban landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 68: 403-427.

- Mader, H.J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* 29: 81-96.
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C. & Ene E. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst.
www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.
- Miljöförvaltningen. 1999. ArtArken. Stockholms artdata-arkiv. Miljöförvaltningen, Stockholm.
- Mörtberg, U. & Karlström, A. 2005. Predicting forest grouse distribution taking account of spatial autocorrelation. *Journal for Nature Conservation* 13: 147-159.
- Mörtberg, U. 2004. Landscape ecological analysis and assessment in an urbanising environment – Forest birds as biodiversity indicators. Doktorsavhandling, inst för Mark- och vattenteknik, Kungl. Tekniska Högskolan, Stockholm.
- Mörtberg, U.M., Balfors, B. & Knol, W.C. 2006. Landscape ecological assessment: a tool for integrating biodiversity issues in strategic environmental assessment and planning. *Journal of Environmental Management* (in press).
- Naturvårdsverket & Skogsstyrelsen 2004. Regeringsuppdrag. Strategi för formellt skydd av värdefulla naturområden på skogsmark. Remissversion 4.5.
- Naturvårdsverket 2003. Kartering av skyddade områden. Skogstyper i naturreservat och nationalparker. Naturvårdsverket Rapport 5282, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket 2004. Kartering av skyddade områden. Kontinuerlig naturtypskartering. Naturvårdsverket Rapport 5391. Sandvikens Tryckeri, Sandviken.
- Opdam, P., Verboom, J. & Pouwels, R. 2003. Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity. *Landscape Ecology* 18: 113-126.
- Opdam, R., Steingröver, E. & Rooij, S. van. 2005. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning* (i tryck).
- Ranius T. 2000. Minimum viable metapopulation size of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Animal Conservation* 3: 37-43.
- Ranius, T. & Hedin, J. 2001. The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Oecologia* 126: 363-370.
- Ranius, T. & Hedin, J. 2004. The occupancy pattern of a saproxilic beetle, *Osmoderma eremita*, in a fragmented landscape predicted from a RAMAS metapopulation model. I: Akcakaya, H.R., Burgman, M., Kindvall, O., Sjögren-Gulve, P., Hatfield, J. & McCarthy, M. (red.). *Species conservation and management: case studies*. Oxford University Press, Oxford.
- Ranius, T. & Nilsson, S.G. 1997. Habitat of *Osmoderma eremita* Scop. (Coleoptera: Scarabaeidae), a beetle living in hollow trees. *Journal of Insect Conservation* 1: 193-204.
- Ranius, T. 2000. Population biology and conservation of beetles and pseudoscorpions associated with hollow oaks. Doctoral dissertation, Lund University, Lund.

- Ranius, T. 2001. Constancy and asynchrony of *Osmoderma eremita* populations in tree hollows. *Oecologia* 126: 208-215.
- Ranius, T. 2002. *Osmoderma eremita* as an indicator of species richness of beetles in tree hollows. *Biodiversity and Conservation* 11: 931-941.
- Ranius, T. 2002. Population ecology and conservation of beetles and pseudoscorpions living in hollow oaks in Sweden. *Animal Biodiversity and Conservation* 25: 53-68.
- Ranius, T. 2003. Habitat fragmentation affects beetles and pseudoscorpions living in hollow oaks in Sweden. Proceedings of the second pan-European conference on Saproxylic Beetles. People's Trust for Endangered Species, London, pp 1-3.
- Ranius, T., & Wilander, P. 2000. Occurrence of *Larca lata* H.J. Hansen (Pseudoscorpionida: Garypidae) and *Allochernes wideri* C.L. Koch (Pseudoscorpionida: Chernetidae) in tree hollows in relation to habitat quality and density. *Journal of Insect Conservation* 4: 23-31.
- Sjörs, H. 1953. Nordisk växtgeografi, Stockholm, 228 s.
- Stadsbyggnadskontoret. 1997. Nationalstadsparkens ekologiska infrastruktur. Underlag till fördjupning av översiktsplanen för Stockholms del av nationalstadsparken Ulriksdal-Haga-Brunnsviken-Djurgården. Stockholms stadsbyggnadskontor, Rapport SBK 1997:8. Stockholms Stad.
- Sveriges Nationalatlas. 1996. Växter och djur. Sveriges Nationalatlas Förlag.
- Vos, C.C. & Chardon, J.P. 1998. Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *Journal of Applied Ecology* 35: 44-56.
- Wanntorp, H.-E. & Sjödin, G. 2003. Skalbaggas i stockholmstrakten – nyfynd och återfynd. *Entomologisk tidskrift* 124: 65-72.
- Wikars, L.-O. 1997. Effects of forest fire and the ecology of fire-adapted insects. Doktorsavhandling. Acta Universitatis Upsaliensis nr 272, Uppsala Universitet, Uppsala.

Ordförklaringar och definitioner

Term	Förklaring
Biologisk mångfald	Variationsrikedomen bland levande organismer i alla miljöer (inklusive landbaserade, marina och andra akvatiska ekosystem) samt de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår; detta innefattar mångfald inom arter, mellan arter och av ekosystem. (Konventionen om biologisk mångfald, artikel 2).
Biotop	Ett landskapsavsnitt med relativt enhetlig karaktär, struktur och organismsammansättning, exempelvis en sjö, en äng eller en ekhage. En och samma biotop kan innefatta många olika habitat för växter och djur. Den kan samtidigt utgöra endast en del av ett habitat för en annan art.
Ekologisk infrastruktur	Nätverk i landskapet, som består av kärnområden med höga naturvärden, sammanlänkade med spridningszoner.
Ekologisk profil	En uppsättning egenskaper, som har betydelse för arters fortlevnad i landskapet.
Ekosystem	Ett dynamiskt komplex av växt-, djur- och mikroorganism-samhällen och deras fysiska miljö som interagerar som en funktionell enhet.
Evertebrater	Ryggradslösa djur.
Habitat	Livsmiljö för en enskild växt- eller djurart, eller mer precist artens levnadsplats under en viss del av dess livscykel. Habitatet för en viss art kan bestå av flera biotoper, eller endast av en del av en biotop. Vissa arter använder exempelvis kantzoner mellan olika biotoper som habitat.
Habitatnätverk	Nätverk av habitat för en viss art eller artgrupp, vilket består av lämpliga livsmiljöer sammanlänkade med spridningszoner.
Konnektivitet	Sammanbindningsgrad, exempelvis mellan habitatfragment i ett landskap.
Livskraftig population	En population, vars storlek och tillväxt är sådan att risken att den dör ut och/eller drabbas av negativa effekter av inavel under en fastställd längre tidsperiod är försumbar. Den storlek respektive tillväxt som krävs för livskraftighet varierar mellan olika arter och populationer.
Matrix	En typ av marktäcke eller vatten som för en viss art inte kan utnyttjas som livsmiljö, men som är mer eller mindre dominerande i landskapet.
Metapopulation	Metapopulation är en population som är geografiskt uppdelad i delpopulationer, med visst utbyte av individer däremellan. Vanligt i metapopulationer är att delpopulationer dör ut med jämna mellanrum för att därefter återkoloniserar av individer från andra delpopulationer.
Population	Samtliga individer av en art som förekommer inom ett område,

	som har kontakt med och kan reproducera sig med varandra.
Rödlistad art	Art som är hotad till sin långsiktiga överlevnad som art, och som är upptagen på en, av Naturvårdsverket fastställd, lista. Listan är indelad i kategorierna: Försvunnen (RE), Akut hotad (CR), Starkt hotad (EN), Sårbar (VU), Missgynnad (NT) eller Kunskapsbrist (DD), (Gärdenfors 2005). Listan följer IUCN (2001).
Spridningszon	Område som inte (nödvändigtvis) i övrigt utgör lämplig levnadsplats för arten, men där spridning är möjlig. Samma innebörd som spridningslänk eller spridningskorridor, där det sistnämnda dock samtidigt innebär en linjär form.
Sårbarhetsanalys	Tillämpning av en matematisk modell som beskriver hur en population växer eller krymper under olika förutsättningar (olika tillväxthastighet, mortalitet, miljövariabler, mm) samt slumpvariation.

Tabeller

Tabell 1. Exempel på evertebrater som är mer eller mindre knutna till ädellövträd och som är funna i Nationalstadsparken. Uppgifter om habitatkrav är hämtade från Gärdenfors m fl. (2005) och Jonsson m fl (2005). Rödlisterstatus (RL) är hämtad från Gärdenfors m fl (2005): CR = akut hotad, EN = hotad, VU = sårbar, NT = missgynnad, och LC = bedömd och ansedd livskraftig. EU betyder EU:s Habitatdirektiv (OJ 1992) och Sth betyder att arten finns med i Artarken som lokalt skyddsvärd (Miljöförvaltningen 1999).

Arter	RL	Habitat (livsmiljö)
Lepidoptera		
<i>Epicallima formosella</i> Snedfläckpraktmal	EN	Knuten till solexponerade jätteeakar i stadsmiljö, endast känd från Stockholm och Sölvesborg. Hittad regelmässigt inom Nationalstadsparken.
<i>Synanthedon vespiformis</i> Getinglik glasvinge	VU	Knuten till solitära jätteeakar i denna del av utbredningsområdet.
Coleoptera		
<i>Allecula morio</i> Gulbent kamklobagge	NT	Ädellövträd. Lever av mycelhaltig ved i ihåliga grova träd, främst ek men även lind, bok, lönn och asp.
<i>Ampedus cardinalis</i> Kardinalfärgad rödrock	NT	Ädellövträd. Hålträdsart, främst knuten till brunrötad ved i grova ekar och lindar.
<i>Ampedus hjorti</i> Rödpalpad rödrock	LC	Brunrötad, grov ved, särskilt ek. Förekommer i Stockholm i ekmiljöer med jätteträdskontinuitet.
<i>Ampedus nigroflavus</i> Orange rödrock	NT	Ädellövträd. Lever främst i högstubbar och lågor av asp i öppet läge, men också i hästkastanj, lönn och alm.
<i>Ampedus praeustus</i> Svartspetsad rödrock	NT	Ädellövträd. Lever i gammal död grov ekved, gamla tallågor och sågspånshögar.
<i>Anitys rubens</i>	NT	Ädellövträd. Lever i rödmurken ved i grova, gamla ekar med av svavelticka angripna stampartier.
<i>Batrisodes delaporti</i>	VU	Mest ädellövträd, gamla grova och ofta ihåliga ekar, även andra trädslag, knuten till brun trädmyra (<i>Lasius brunneus</i>).
<i>Calambus bipustulatus</i>	NT	Ädellövträd. Utvecklas i grenar och stammar av grova, ofta levande lövträd. Larven lever som rovdjur under mossa och bark eller i rötskadad ved, ofta i det inre av ihåliga träd. Flertalet fynd är från ek, alm, lind och lönn, men även asp

		förekommer.
<i>Colydium filiforme</i>	EN	Knuten till gångar av andra insekter, främst skeppsvarvsflugor, i döda, barklösa solexponerade stampartier av gamla ekar.
<i>Corticeus bicolor</i> Tvåfärgad barksvartbagge	NT	Larvutvecklingen sker i gångarna av splintborrar, vanligen björksplintborre (<i>Scolytus ratzeburgi</i>) på döende björkar, främst i gamla hagmarker, men även andra splintborrearter på alm.
<i>Corticeus fasciatus</i> Brokig barksvartbagge	VU	Främst knuten till grova ekar med gamla angrepp av skeppsvarvsflugor (<i>Lymexylon navale</i>).
<i>Cryptarcha undata</i>		Savflöden på grova ekar.
<i>Cryptophagus fallax</i>	NT	Främst påträffad i gamla ekar som är angripna av svaveltickor, även i bokstubbar.
<i>Cryptophagus pallidus</i>	LC	Ädellövträd, grova hålträd.
<i>Dorcatoma flavicornis</i> Bred tickgnagare	LC	Ädellöv, mest ek. Brunrötad ved.
<i>Dorcatoma substriata</i> Sprängtickgnagare	NT	Ädellöv, bland annat ek. Främst knuten till sprängtickor på alm och björk.
<i>Dryocoetes villosus</i> Ekbarkborre		Nyligen död ek.
<i>Enicmus brevicornis</i> Lindmögelbagge	VU	Lever under och i nyligen död lindbark, främst på grövre liggande stamdelar angripna av linddyna.
<i>Epuraea guttata</i>	LC	Ädellövträd, savflöden.
<i>Euglenes oculatus</i>	LC	Ädellövträd, brunrötad ved.
<i>Euryusa sinuata</i>	VU	Lever hos brun trädmyra (<i>Lasius brunneus</i>), främst i gamla ekar.
<i>Gnorimus nobilis</i> Ädelguldbagge	NT	Larvutvecklingen sker i mulm inuti stammar och grövre grenar, vanligen av levande lövträd. Framför allt i ek, men även i bok och sälg.
<i>Grynocharis oblonga</i> Avlång flatbagge		Solexponerade grova torrekar.
<i>Laemophloeus monilis</i>	VU	Lever under svampangripen bark på döda gren- och stamdelar av lind. Det finns även ett svenskt fynd på lönn.
<i>Liocola marmorata</i> Brun guldbagge	LC	Trädhål, främst ädellövträd.
<i>Lymexylon navale</i> Skeppsvarvsflugor	NT	Larven utvecklas i solexponerad hård ved i barklösa delar av stående döda eller levande, grova ekar. Även liggande ekvirke angrips ibland.
<i>Microrhagus lepidus</i>	NT	Ädellövträdl. Larven lever i lös, vitrötad ved i murkna, oftast grova stubbar och lågor av bok,

		asp, sälg, al och björk, även i ekgrenar.
<i>Mycetochara humeralis</i> Mindre svampklobagge	NT	Larver lever i mycelhaltig, murken ved i ihåliga träd eller grova döda träd, främst av ask, björk, ek och lind.
<i>Mycetophagus decempunctatus</i> Tiofläckig vedsvampbagge	VU	Knuten till trädsvampar på lövträd, främst sprängticka (<i>Inonotus obliquus</i>) och alticka (<i>Inonotus radiatus</i>) på björk och gråal, även bokdyna (<i>Hypoxylon fragiforme</i>) på bokved.
<i>Mycetophagus piceus</i> Ljusfläckig vedsvampbagge	LC	Döda stampartier av ek med svavelticka, brunrötad ved.
<i>Nemadus colonoides</i>		Ädellövträd, ek och lind.
<i>Pediacus depressus</i>	VU	Lever under barken på grova, nyligen döda barr- och lövträd i soligt läge, mest ek men även grova tallstubbar. Fynd finns även från andra trädslag.
<i>Pentaphyllus testaceus</i> Ekmulmbagge	NT	Lever främst i fuktig rödmurken ekved, men påträffas ofta även i mycelhaltig bokved och i trädsvampar, bland annat gamla exemplar av svavelticka på ek.
<i>Phloeophagus turbatus</i>	NT	Larvutvecklingen sker i död ved, främst på insidan av stamhåligheter i levande gamla lövträd, t.ex. asp, poppel, lind, lönn, alm och ask. Ofta i allé- och parkträd.
<i>Plagionotus detritus</i> Bredbandad ekbarkbock	CR	Larvutvecklingen sker under barken på nyligen döda, grovbarkiga ekar, både i stammar och grövre grendelar.
<i>Prionocyphon serricornis</i>		Ädellövträd, hålträd.
<i>Prokraerus tibialis</i> Smalknäppare	NT	Lever i ganska torr, murken, mer eller mindre vitrötad ved som angripits av andra vedinsekter. Oftast i levande, grova ekar och bokar, någon gång även i lind och alm.
<i>Scryptia fuscula</i> Brunhuvad spolbagge	LC	Ädellövträd, hålträd.
<i>Trichoceble memnonia</i>	LC	Vitrötade ekgrenar.
<i>Uloma culinaris</i>	NT	Lever under bark och i murken lövved, bland annat av bok, ek, lind och sälg, men även sekundärt i högar av gammalt sågspån. Larven torde främst leva av gnagmjöl från andra insekter, och är bland annat påträffad i gångar av mindre ekoxe.
<i>Xyleborinus saxesenii</i> Brun vedborre	NT	Larvutvecklingen sker i nyligen död lövved, i Sverige ek och apel.
<i>Xyleborus monographus</i> Plattad lövvedborre	VU	Larven lever av svampodlingar inne i veden på nyligen dött ekvirke.
<i>Arachnica</i>		

<i>Anthrenochernes stellae</i>	NT,	Mest ek, även lind. I grova gamla ihåliga träd gärna med fågel- och insektsbon.
Hålträdklokrypare	EU	
<i>Allochernes wideri</i>	Sth	
Rötträkklokrypare		
<i>Larca lata</i>	NT	Inskränkt till mycket gamla hålekar och –lindor. Tycks ha en låg spridningsbenägenhet och därför känslig för habitatfragmentering.
Gammelekklokrypare		

Tabell 2. Resursprofiler för funktionella artgrupper knutna till ädellövträd.

Resursprofil	Nivå	Studieområde	Habitat	Exempel på arter
1	Regional, allmän	A	Ädellövskog, lövskog med ädellövinslag	
2	Lokal, allmän	B	Ädellövskog, ädellövträd	
2a	Lokal, detaljerad	B	Ädellövskog med död ved, ädellövträd med död ved i andra biotoper, såsom intensivt skött gräsmark och gatuträd	Skeppsvarvsfluga <i>Lymexylon navale</i> , <i>Colydium filiformae</i> , Brokig barksvartbagge <i>Corticeus fasciatus</i> .
2b	Lokal, detaljerad	B	Ädellövskog med grova träd, spärrkroniga ädellövträd	Ädelguldbagge <i>Gnorimus nobilis</i> , Brun guldbagge <i>Liocola marmorata</i> , Gammelekklokryppare <i>Larca lata</i> Kardinalfärgad rödrock <i>Ampedus cardinalis</i> .
2c	Lokal, detaljerad	B	Ädellövskog med solbelysta grova träd; solitära, spärrkroniga ädellövträd, gles ädellövskog med grova träd, sydvända bryn av tät ädellövskog med grova träd.	Getinglik glasvinge <i>Synanthedon vespiformis</i> .

Tabell 3a) Spridningsmotstånd. Redovisning av de klasser som användes för presumtiva spridningsmotstånd (eller friktion) för de två spridningsprofilerna. Som utgångspunkt användes Terrängkartan (Metria 2003). Denna kombinerades med friktionsvärden hos vägar med olika trafikmängd enligt tabell 3b) nedan, samt med habitatkartorna för respektive resursprofil, på så sätt att föredraget habitat ansågs ha lågt eller inget spridningsmotstånd.

<i>Spridningsprofil 1 och 2</i>				
Klasser	Friktion 1	Friktion 2	Friktion 3	Friktion 4
Vatten	lågt	lågt	medel	medel
Skog	mkt lågt	mkt lågt	mkt lågt	mkt lågt
Öppen mark	mkt lågt	mkt lågt	mkt lågt	mkt lågt
Sluten bebyggelse	mkt högt	mkt högt	mkt högt	mkt högt
Höghusbebyggelse	högt	högt	högt	mkt högt
Större byggnader	högt	högt	högt	högt
Låghusbebyggelse	lågt	medel	medel	medel
Fritidshusbebyggelse	mkt lågt	mkt lågt	mkt lågt	mkt lågt

Tabell 3b) Spridningsmotstånd. Som utgångspunkt användes en trafikmodell (Regionplane- och trafikkontoret, opubl.) med olika årsmedeldygntrafik på vägar i Stockholms län.

Årsmedeldygntrafik	<i>Spridningsprofil 1</i>		<i>Spridningsprofil 2</i>	
	Trafik 1		Trafik 2	Trafik 3
0-500	-		-	-
500-1000	-		-	medel
1000-5000	-		mkt lågt	medel
5000-10000	-		medel	högt
10000-50000	-		högt	högt
>50000	-		mkt högt	mkt högt

Tabell 4. Spridningsvägar mellan Södra Djurgården och det antal omgivande ädellövområden till/från vilka spridningsvägen utgör den minst kostsamma (figur 3). Översiktlig nivå.

	Spridningsprofiler			
	1	2	2	2
	Friktion1+Trafik1	Friktion2+Trafik2	Friktion3+Trafik2	Friktion4+Trafik3
<i>Spridningsvägar</i>				
Gärdet	19	19	17	17
Långängen	3	3	4	4
Nyckelviken	1	1	1	1
Sickla	33	33	10	0
Svindersvik	2	2	24	24
Långholmen	0	0	2	12

Tabell 5. Ökning i % av spridningskostnaderna för 58 större områden med ädel-lövskog inom studieområde A, enligt 4 olika spridningsprofiler, vid bebyggelse enligt Scenario Förtätning, till hälften eller helt igenbyggt med hög bebyggelse.

	Spridningsprofiler			
	1	2	2	2
	Friktion1+ Trafik1	Friktion2+ Trafik2	Friktion3+ Trafik2	Friktion4+ Trafik3
Medelökning (%) för alla testade ädellövområden inom Studieområde A (n = 58)	1-2	1	0-1	0-1
Medelökning (%) för alla områden nordväst om Nationalstadsparken (n = 18)	3-5	2-3	0-3	1-3
Medelökning (%) inom påverkade områden (n = 17 för profil 1-2, n = 19 för profil 4-5)	3-5	2-4	0-3	1-3
Max	14-28	8-16	1-12	6-11
Min	1	1	0-1	1

Tabell 6. Ökning i % av spridningskostnaderna för 34 större områden med ädellövskog inom studieområde B, enligt 6 olika spridningsprofiler, vid bebyggelse enligt Scenario Förtätning, till hälften eller helt igenbyggt.

Spridningsprofiler						
	1	2	2	1	1	2
	Friktion2 +Trafik1	Friktion2 +Trafik2	Friktion3 +Trafik3	Friktion3 +Trafik1	Friktion4 +Trafik1	Friktion4 +Trafik2
Medelvärde för alla områden	13-26	14-29	14-28	16-32	15-31	14-29
Medelvärde för påverkade områden	36-71	27-53	26-52	27-55	27-53	25-50
Min	14-29	9-18	9-17	9-18	9-18	8-17
Max	73-146	68-136	66-132	73-146	73-146	67-133

Länsstyrelsens rapportserie

Utkomna rapporter under 2006

1. Förorenade områden - inventering av branscherna järn-, stål- och manufaktur, primära och sekundära metallverk samt ferrolegeringsverk i Stockholms län, *miljö- och planeringsavdelningen*.
2. Mälarens fåglar - inventering av fågelskär, skarvar och fiskgjusar 2005, *miljö- och planeringsavdelningen*.
3. Kulturreseptatet Brottö skärgårdsjordbruk. En undersökning av två trädgårdar, *miljö- och planeringsavdelningen*.
4. Hur mår skogen och skogsmarken? Tillstånd och trender för kronutglesning och markförurning i Stockholms län 1985-2010, *miljö- och planeringsavdelningen*
5. Tillsyn av äldreomsorgen 2001-2005, *socialavdelningen*
6. Kompletterande utvärdering av Tillväxt Öst - det regionala tillväxtavtalet i Stockholms län, *avdelningen för regional utveckling*
7. Kvicksilver i fisk - resultat från en inventering i Stockholms län 2004, *miljö- och planeringsavdelningen*
8. Bostadssubventioner 2005 - nybyggnad och ombyggnad, *socialavdelningen*
9. Grundvatten i berg. Metodik för övervakning av vattenkvalitet samt undersökningsresultat 1981 och 2004, *miljö- och planeringsavdelningen*
10. Sammanställning av bostadsmarknadsenkäten 2006, *socialavdelningen*
11. Framtidens Nationalstadspark. Handlingsprogram D. 1 : Vision och förutsättningar, *miljö- och planeringsavdelningen*
12. Nationalstadsparkens lokala tillgänglighet, *miljö- och planeringsavdelningen*
13. Landskapsekologisk analys av Nationalstadsparken, *miljö- och planeringsavdelningen*

I denna rapport redovisas en landskapsekologisk analys av Nationalstadsparken. Analysens fokus har varit de ädla lövträdens landskap och den fauna av evertebrater som är beroende av dessa.

Nationalstadsparken har en unikt rik biologisk mångfald med ett stort antal rödlistade växt- och djurarter. Många av dessa arter riskerar att försvinna på sikt på grund av att deras spridningsvägar blockeras eller på annat sätt görs oanvändbara samtidigt som deras livsmiljöer minskar i areal.

Rapporten är framtagen på uppdrag av Länsstyrelsen och är en del i arbetet med att utveckla Nationalstadsparken. Rapporten har även utgjort ett av underlagen för programmet för parkens utveckling och vård som Länsstyrelsen tagit fram på uppdrag av regeringen.

*Mer information kan du få av Länsstyrelsens
Miljö- och planeringsavdelning, tel: 08-785 40 00
Rapporten finns också som pdf på vår hemsida
www.ab.lst.se
ISBN 91-7281-219-2*

Adress
Länsstyrelsen i Stockholms Län
Hantverkargatan 29
Box 22 067
104 22 Stockholm, Sverige
Tel: 08-785 40 00 (vxl)
www.ab.lst.se