



Träd vid vägen

Vägträds och alléers natur- och kulturmiljövärden

Tommy Lennartsson, Weronika Axelsson-Linkowski, Anna Westin,
Jörgen Wissman

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Centrum för biologisk mångfald
CBM:s skriftserie 131
2024



Träd vid vägen. Vägträds- och alléers natur- och kulturmiljövården

Tommy Lennartsson, Weronika Axelsson-Linkowski, Anna Westin, Jörgen Wissman

SLU Centrum för biologisk mångfald, Uppsala



Utgivare:	Sveriges lantbruksuniversitet, Centrum för biologisk mångfald
Utgivningsår:	2024
Utgivningsort:	Uppsala
Omslagsbild:	Vägträd i Trögds härad, Uppland. Foto Anna Westin
Upphovsrätt:	Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.
Serie:	CBMs skriftserie
Delnummer i serien:	Nr 131
ISSN:	1403-6568
ISBN:	978-91-88083-46-3

© 2024 författarna

Detta verk är licensierat under CC BY-ND 4.0, andra licenser eller upphovsrätt kan gälla för illustrationer.

Sammanfattning

Gamla träd kan ha en rik biologisk mångfald, ofta med många rödlistade arter. Träden kan också ha höga kulturmiljövärden, om de ingår i en allé eller annan anläggning, eller om träden själva kan bidra till att berätta människans historia, t.ex. genom fysiska spår av hamling och beskärning, eller om träden är förknippade med tradition. Många av dessa värdefulla träd växer i vägmiljö. Trädens biologiska värden är alltid mer eller mindre kopplade till det omgivande landskapet. Vägträden och träden i landskapet bidrar tillsammans med den totala mängden livsmiljöer för arter, och kan tillsammans skapa en kontinuitet av värdefulla träd i tiden. Även kulturmiljövärden styrs i hög grad av om träden ingår i större kulturhistoriskt intressanta anläggningar.

Detta projekt har syftat till att utveckla en kunskapsbas och en GIS-baserad metod för inventering och värdering av alléträd och andra vägnära träd i landskapet. Det har gjorts genom att sammanställa befintlig kunskap om värden och förutsättningar för värden, som underlag för att värdera alléer och vägträd i ett natur- och kulturmiljövårdsperspektiv. Vidare att utveckla en inventeringsmetod för vägträdens natur- och kulturmiljövärden som kombinerar befintliga inventeringsdata, nya fältdata, eventuellt nya flygbildsdata, och kulturhistoriskt kontext. Slutligen att utveckla ett förslag till värdering av naturvärde respektive kulturmiljövärde, av såväl alléers och träds egenvärde som av deras värde i ett landskapsperspektiv.

Nyckelord: Allé, Vägars sidoområde, Gamla träd, Biologisk mångfald, Biologiskt kulturarv, Kulturmiljö, Värdering, Inventeringsmetod, Landskapsekologi

Abstract

Old trees can harbor rich biological diversity, often with many red-listed species. The trees can also have high cultural heritage values, if they are part of a tree avenue or other landscape feature, or if the trees themselves contribute to telling human history, for example, through physical traces of pollarding and pruning, or if the trees are associated with traditions and folklore. Many of the valuable trees grow in roadside environments. The biological values of the trees are always more or less linked to the surrounding landscape. Trees in roadsides and in the landscape contribute together with the total amount of habitats for species, and can together create a continuity of valuable trees and habitats for species over time. Also cultural heritage values are largely influenced by whether the trees are part of larger culturally significant installations.

This project aimed to develop a knowledge base and a GIS-based method for surveying and valuing avenue trees and other roadside trees in the landscape. This has been done by compiling existing knowledge about values and prerequisites for values, as a basis for evaluating avenues and roadside trees from biological and heritage perspectives. Furthermore, to develop a survey method for the ecological and cultural heritage values of roadside trees. The method combines existing inventory data, new field data, aerial image data, and cultural-historical context. Finally, to suggest a routine for valuing biodiversity value and cultural heritage value, regarding both the intrinsic value of avenues and trees, and their value in a landscape perspective.

Keywords: Tree avenue, Alley, Old trees, Roadside trees, Biodiversity, Biological cultural heritage, Heritage, Valuation, Field survey, Landscape ecology

Innehållsförteckning

1. Inledning	9
1.1 Denna rapport	11
2. Vad behöver vi veta om vägträd?.....	12
2.1 Det enskilda trädet	13
2.2 Biologiska värden.....	14
2.3 Kulturhistoriska värden	15
2.4 Trädmiljöer och träd i landskapet.....	17
2.5 Träd i rummet.....	18
2.6 Träd i tiden	18
2.7 Träd och (bio)geografi.....	20
2.8 Vägträdens betydelse	21
3. Historisk bakgrund till vägträdens biologiska värden	22
3.1 Träd i det historiska och landskapet	23
3.1.1 Ett ljusare landskap	24
3.1.2 Lövtäkt	24
3.1.3 Uppodling och ökad befolkning	25
3.1.4 Kronans träd	26
3.1.5 Ekbeståndens minskning.....	27
3.1.6 Norra Sverige.....	28
3.1.7 1850-1900-talet.....	28
3.2 Anlagda trädmiljöer	30
3.2.1 Trädgård, park och gårdsmiljö.....	30
3.2.2 Alléer.....	31
3.3 Sammanfattning, ljusträd i landskapet och anlagda miljöer i ett historiskt perspektiv	32
4. Biologiska värden	34
4.1 De enskilda träden	34
4.1.1 Ljus	36
4.1.2 Ålder.....	37
4.1.3 Trädslag.....	40
4.1.4 Trädvärden, slutsatser och implikationer för Trafikverkets inventering och värdering av vägträd	41

4.2	Trädmiljöer och träd i landskapet.....	42
4.2.1	Träd i tiden	43
4.2.2	Träd i tiden -implikationer för Trafikverkets inventering av vägträd.....	48
4.2.3	Träd i rummet	49
4.2.4	Träd i rummet – slutsatser och implikationer för Trafikverkets inventering och värdering av vägträd	58
4.3	Utdöendeskund	62
5.	Kulturmiljövärden	63
5.1	Vägarnas historia	64
5.1.1	Vägarna fram till bilismen	64
5.1.2	Vägar efter bilismens inträde	65
5.2	Vägträdens historia	68
5.2.1	Alléer före bilismen	68
5.2.2	Träd i 1900-talets vägvård	70
5.2.3	Träd med historia	72
5.3	Biologiskt kulturarv	74
5.3.1	Allmän definition och beskrivning	74
5.3.2	Träd som biologiskt kulturarv	75
5.4	Vägträdens kulturhistoria – slutsatser och implikationer för Trafikverkets arbete ..	76
6.	Kulturmiljövärden och/eller biologiska värden.....	78
6.1	Vård av alléer	78
7.	Sammanfattning – egenskaper som gör vägträd värdefulla	79
7.1	Viktiga egenskaper för biologisk mångfald	79
7.1.1	Livsmiljöer för arter	79
7.1.2	Faktorer hos träd och omgivning som skapar livsmiljöerna	79
7.2	Viktiga egenskaper för kulturhistoriskt värde inklusive förekomst av biologiskt kulturarv	80
8.	Dataunderlag om skyddsvärda vägträd och andra träd i Sverige	83
8.1	Befintliga inventeringar av värdefulla träd och trädmiljöer	83
8.1.1	Naturvårdens inventeringar och åtgärdsprogram för särskilt värdefulla träd	83
8.1.2	Trädinventeringar i urban miljö	84
8.1.3	Trafikverkets inventeringar av alléer och andra vägträd	85
8.1.4	Fältinventering eller bildbaserad inventering?	85
8.1.5	Var finns inventeringsdata?	86
8.2	Insamling och lagring av data – implikationer för Trafikverkets inventering av vägträd	88
9.	Befintliga metoder för att inventera och värdebedöma vägarnas träd och trädmiljöer.....	90
9.1	Vilka träd inventeras?	91
9.2	Var görs inventeringarna?.....	92

9.3	Definitioner av skyddsvärda och värdefulla träd	92
9.3.1	Hur heltäckande är definitionerna av värdefulla träd?	93
9.4	Vad registreras vid inventering av naturvärden?	94
9.4.1	Arter	94
9.4.2	Livsmiljöer och trädstatus	96
9.4.3	Träd i rum och tid	98
9.5	Metoder för värdering av träd och trädmiljöer utifrån inventeringsdata	99
9.5.1	Övergripande principer för värdering	99
9.5.2	Naturvärdering	101
9.5.3	Värdering utifrån kulturmiljö-, estetiska- och sociala värden	103
9.5.4	Värdering i ett landskapsperspektiv	105
9.6	Bedömning av trädens vitalitet och skötselbehov	107
9.7	Metoder för värdering – slutsatser och implikationer för Trafikverkets arbete med vägträd	108
9.7.1	Naturvärdesbedömning	108
9.7.2	Kulturmiljövärdering	109
9.7.3	Skador och status	110
10.	Förslag till metod för fältinventering och värdering av vägträd	111
10.1	Övergripande beskrivning av metoden	111
10.1.1	Syfte och ambitionsnivå	112
10.1.2	Datainsamling och datalagring	113
10.1.3	För- och efterarbete	113
10.2	Fältmetod för datainsamling	115
10.2.1	Vilka träd inventeras?	115
10.2.2	Inventeringsparametrar för träd	116
10.2.3	Avvägningar och problem	119
10.3	Värdebedömning av naturvärden	120
10.3.1	Eget naturvärde hos alléer (anläggningar) och enskilda träd	120
10.3.2	Värdering av trädens naturvärde i sitt landskapssammanhang	121
10.4	Värdebedömning av kulturmiljövärden	123
10.4.1	Kriterier	123
10.4.2	Kommentarer till kriterierna	124
10.5	Finns det anledning att göra en samlad natur- och kulturmiljövårdsbedömning?	126
10.6	Jämförelse mellan den föreslagna metoden och andra metoder	126
11.	Referenser	130

1. Inledning

Längs vägar och järnvägar finns idag träd och buskar med höga naturvärden, som är värdefulla även ur flera andra perspektiv. Träd kan vittna om historia och kultur, om hur landskapet nyttjades förr, eller ha estetiska och sociala värden. Träden i anslutning till vägar och järnvägar ingår ofta i planteringar som alléer eller parkmiljöer och har vid flera fall uppnått ansevärd ålder, vilket bidrar till höga naturvärden men också med länkar tillbaka i historien.

I det första åtgärdsprogrammet för värdefulla träd var målet att antalet särskilt skyddsvärda träd i alléer inte ska minska så att natur- och kulturvärden eller upplevelsevärden avsevärt försämras, att antalet särskilt skyddsvärda träd i allé vid statlig väg inte skulle minska mer än 15 %, och att antalet alléer med särskilt skyddsvärda träd vid allmän och enskild väg inte skulle minska länsnivå fram till 2014 (Höijer & Hultengren 2004). I det förnyade åtgärdsprogrammet preciseras ett antal åtgärder som berör Trafikverket (Naturvårdsverket 2012). Regeringen har i regleringsbrev anmodat Trafikverket att stärka den gröna infrastrukturen, d.v.s. konnektiviteten för biologisk mångfald i landskapet, och vägarnas träd ingår som en väsentlig del i denna infrastruktur. Det är därför viktigt att identifiera de särskilt skyddsvärda träd, enskilda eller i alléer och andra trädmiljöer, som berörs av trafikverkets verksamheter samt säkerställa att de bevaras och sköts, eller ersätts om de inte kan bevaras (Naturvårdsverket 2012).

I Trafikverkets riktlinje landskap (version 2016-02-02) anges följande specifika mål för alléer:

- Alléer med mycket höga eller höga utpekade värden ska inte minska i antal eller utbredning. Vid förlust av värden ska dessa kompenseras.
- Alléernas natur- och kulturvärden ska utvecklas utifrån kända brister och ha höga natur-, kultur- och upplevelsevärden.
- Alléer och solitära träd ska vara trafiksäkra och vitala.
- Alléer ska ha variation i ålder och artsammansättning.
- Alléerna ska bidra till att upprätthålla god landskapsfunktion, t.ex. genom att fungera som spridningskorridorer i landskapet och förklara kulturhistoriska samband.
- Alléer ska skötas så att utpekade natur- och kulturvärden kan finnas kvar i vägmiljön så långt möjligt utan att utgöra en trafikfara. Vid behov ska alléerna restaureras så att det kulturhistoriska värdet bibehålls samt att gynnsam ekologisk status kan uppnås på sikt.

Skötselkrav för alléer och vägträd specificeras i Standardbeskrivning för Basunderhåll väg (Trafikverket 2017), och syftar till att alléerna och vägträden i regionen ska finnas kvar och ha möjlighet att utveckla sig även i framtiden.

Samtidigt finns flera problem förknippade med träd, i allmänhet och i transportinfrastruktur i synnerhet, som gör att trädskötsel inte blir enbart en bevarande- och skötsel fråga. Många alléer är i dåligt skick och kan ha stora behov av restaureringsåtgärder. Sådana miljöer, liksom enskilda träd med dålig vitalitet, kan vara säkerhetsrisker invid vägar. Dagens värdefulla vägträd planterades vid en tid då trafikvolymen var mindre och vägarna smalare än för dagens behov, vilket skapar ett ständigt tryck på vägträd från projekt för breddning, rätning, dränering och annan modernisering av vägar.

De höga värdena och en allvarlig problembild skapar tillsammans behov av en förvaltningsmodell för vägträd. Trafikverket behöver därför kunskap om befintliga alléer och andra vägträd. För bedömning av skötsel- och restaureringsbehov behövs kunskap om arter och andra värden. För bedömning av möjligheter till förstärkning och vid behov avveckling och ersättning, behövs kunskap om vägträdens funktion i det omgivande landskapets gröna infrastruktur och kulturhistoriska kontext. Med sådan kunskap kan åtgärder kostnadsoptimeras med avseende på nytta och riskminimering.



Figur 1. En av de alléer som provinventerats. Den består av träd med ask, lönn, ek och al och finns vid landsvägen förbi Ledinge gård i Uppland. I anslutning till allén, i bakgrunden till vänster i bild, finns en sammanhängande trädyta med äldre värdefulla träd. Foto Anna Westin.

1.1 Denna rapport

Rapporten är framtagen inom projektet ” Nationell metodik för inventering av alléer och trädmiljöer i infrastruktur” som finansierats av Trafikverket. Det övergripande syftet är att utveckla kunskap som ökar möjligheterna till kostnadseffektiv skötsel av alléer och vägträd, med förvaltningsmetoder som nyplantering, skötsel, restaurering, avveckling och ersättning.

Mer specifikt syftar projektet till att utveckla en kunskapsbas och en GIS-baserad metod för inventering och värdering av alléträd och andra vägnära träd i ett landskapsperspektiv (exempelvis grön infrastruktur, Figur 1). Det har gjorts genom följande arbetsmoment:

- Sammanställning av befintlig kunskap som behövs för att värdera alléer och vägträd i natur- och kulturmiljövårdsperspektiv. Vi har i stort sett använt litteratur publicerad fram till 2018.
- Utveckling av en inventeringsmetod för natur- och kulturmiljövärden som kombinerar befintliga inventeringsdata (t.ex. artportalen), nya fältdata (t.ex. trädens potential för arter, igenväxningsstatus, närstående trädmiljöer och ersättningsträd) eventuellt nya flygbiltsdata (t.ex. intilliggande trädmiljöer), och kulturhistoriskt kontext. Metoderna ska i möjligaste mån bygga på befintliga inventeringsmetoder, men vid behov anpassas dels till ovanstående kunskapssammanställning, dels till vägträdens och Trafikverkets speciella förutsättningar. Överväganden och rekommendationer ska redovisas transparent i relation till kunskapsunderlaget.
- Verifiering av metoden i fält.
- Utveckling av ett förslag till värdering av naturvärde respektive kulturmiljövärde, av såväl alléers och träds egenvärde som av deras värde i ett landskapsperspektiv.

Arbetet ska ses som en fristående forskningsrapport, där det slutliga metodikförslaget således huvudsakligen bygger på kunskapssammanställningen. Denna inkluderar att gå igenom andra inventerings- och bedömningsmetoder, vilket innebär att föreslagen metodik till stor del sammanfaller med andra metoder. Efter arbetets avrapportering har Trafikverket att bedöma hur metoderna ska implementeras i verksamheten, och huruvida de ska ytterligare harmoniseras med andra inventerings- och värderingsmetoder, samordnas med andra myndigheter etc.

Eftersom detta projekt ska resultera i ett förslag till mall för inventering och värdering, har vi i kunskapssammanställningen fokuserat på sådana inventeringsvariabler och värderingskriterier som kan inventeras och bedömas någorlunda objektivt – en nödvändighet om inventering ska kunna utföras av olika personer. Det innebär bland annat att gestaltungsaspekter tonats ner.

Vi har inte behandlat juridiska aspekter på alléer eftersom de belysts i så många andra sammanhang (se t.ex. Mebus 2014, Riksantikvarieämbetet et al. 2022).

Trafikverket har haft möjlighet att kommentera arbetet innan publicering.



Figur 2. Kvallsta tall, öster om sjön Valloxen, Knivsta kommun i Uppland, blev skyddad som naturminne 1856. Den beskrevs som "En tall av betydande dimensioner och en ålder av ca 250 år, Kvallsta tall". I beslutet om fridlysning framgår bland annat att "Trädet får ej fällas eller utsättas för annan direkt skadegörelse. Ej heller få andra åtgärder vidtagas, som kunna menligt inverka på trädets trivsel. Ett område motsvarande trädets krona skall vara fritt från störande föremål och träd, som kunna konkurrera med den fridlysta tallen." Vägen finns karterad på 1797 års karta över säteriet Kvallsta (Qwallsta). Tallen står i gränsen till utmarken "med äldre och yngre tall- och granskog beväxt" och utgör en länk till de äldre tallar som tidigare funnits i skogen. Källa: Beslut 1956-11-30 (III Ö-36:56); Lantmäterimyndigheternas arkiv 03-ösa-22. Foto: Anna Westin 2019.

2. Vad behöver vi veta om vägträd?

För att en sammanställning av befintlig kunskap ska bli användbar, behöver den relateras till kunskapsbehovet. I detta avsnitt redogör vi kortfattat för vad man

behöver veta om vägträd för att kunna prioritera och planera skötsel, nyplantering, restaurering, avveckling etc.

Gamla och grova träd, liksom trädanläggningar som parker och alléer, har sedan länge uppmärksammats som skyddsvärda. Redan med början 1906 utpekades i museal anda och inspirerat av tyskt naturskydd särskilt märkliga träd som naturminnen (Wramner & Nygård 2010). Skyddsformen naturminne är, tillsammans med nationalpark, den äldsta formen av områdesskydd. Många av de träd som skyddades stod i öppna jordbruks- och beteslandskap och var således formade av hävdhistoriken i landskapet, de var ett biologiskt kulturarv. Träden tillskrevs visserligen ett värde som länk till svunna tider (Figur 2), men till ett naturtillstånd snarare än till gamla kulturlandskap. Naturminnena skulle ”bidraga till bevarandet af en vacker bit lefvande natur, af ett mäktigt exempel på jordens ytbildning eller af växt- och djurvärlden i det fria” (Conwentz 1904). Så småningom blev trädens biologiska värden alltmer specifikt uppmärksammade, och för allt fler organismgrupper, och idag ser vi enskilda träd som egna ekosystem som härbärgerar många hundra andra arter. Trädens betydelse som biologiskt kulturarv är ännu tämligen dåligt uppmärksammat, och kunskapen om biologiskt kulturarv under uppbyggnad.

Kunskap om vilka värden träden har är viktig eftersom olika slags värden kräver olika slags skötsel. Det gäller både skötsel av det enskilda trädet och av den trädmiljö det ingår i, eller rentav hela det omgivande landskapet. Detta utvecklas under följande underrubriker.

2.1 Det enskilda trädet

Trädens naturvärden vilar ytterst på de enskilda träden. Träden måste ha de kvalitéer som krävs för att kunna hysa naturvårdsintressanta arter, och även en trädrik och i övrigt tilltalande trädmiljö kan vara artfattig ifall de enskilda träden inte håller tillräcklig ekologisk kvalité.

Också mycket av de kulturhistoriska värdena är knutna till enskilda träd, genom att träden i sitt växtsätt bevarar spår av tidigare epokers förhållanden och händelser. Träden kan dock också anses ha sitt huvudsakliga kulturhistoriska värde genom att de ingår i en anläggning, oavsett hur de enskilda träden ser ut. Alléer är ett exempel på det. Anläggningens egenvärde har i vissa kulturhistoriska restaureringsprojekt betonats på de enskilda trädens bekostnad, genom att hela bestånd av gamla träd med höga naturvärden tagits bort och ersatts av nyplanterade träd (Isaksson 1994; Blomberg 2011).

Med tanke på träd-anläggningars multipla värden är det viktigt att hitta bästa möjliga balans mellan natur- och kulturmiljövärde, och därför mellan bevarande av anläggningar och bevarande av de enskilda träd som ingår i anläggningen

(Riksantikvarieämbetet et al. 2022). Man behöver därför kunskap om hur enskilda träd såväl som anläggningar kan tolkas som biologiskt kulturarv.



Figur 3. En riktigt stor gammal ask med spår av äldre hamling (samt omhamlad). Trädet finns vid Venngångens slott, Uppland, och den har rikligt med substrat för arter som behöver grova grenar, stamhåligheter och varmt mikroklimat. Foto Tommy Lennartsson.

2.2 Biologiska värden

Träd som växer ljusst och får bli gamla, grova och vidkroniga är bland de artrikaste livsmiljöerna i landskapet (Figur 3). Det beror på att sådana "ljustråd" alltid får helt andra kvaliteter än träd i skog; de utvecklar en mängd speciella livsmiljöer för specialiserade arter knutna till ved och i stam och grenar, till vedsvampar, bark och stamhåligheter. Vissa arter, framför allt arter som lever i stamhåligheter, utnyttjar ljustråd generellt och oberoende av trädslag, medan andra är mer eller mindre trädslagsspecifika.

För att bedöma ett träds biologiska värde behöver man veta vilka livsmiljöer det innehåller. De nämnda livsmiljöerna är viktiga för biologisk mångfald hos alla trädslag, men med vissa skillnader i betydelse mellan trädslag. Olika arter kräver sina specifika substrat på trädet, vilka i sin tur kräver specifika åtgärder för att utvecklas. Eftersom olika trädslag har olika artuppsättningar innebär det att vissa substrat kan vara viktiga om de finns i ett trädslag men mindre viktiga om de

förekommer i ett annat. För att belysa detta tog CBM och Trafikverket fram en särskild guide som redovisade värden och skötselbehov trädslagsvis (Jansson et al. 2015).

För de flesta ändamål räcker det emellertid med en någorlunda enkel kvantifiering av några viktiga livsmiljöer, och det har gjorts flera förslag till manualer för att bedöma trädets biologiska värden.

Ofta ökar artinnehållet med trädets ålder. Detta eftersom mängden och antalet olika livsmiljöer för arter blir fler när trädet blir större, utvecklar stam- och grenhåligheter, och när grenar och stam partiellt börjar dö. Dessutom kan vissa av trädens arter behöva lång tid på sig för att etablera sig, vilket bidrar till att göra träden artrikare med tiden. Detta innebär att det finns ett omvänt förhållande mellan trädets biologiska värden och deras vitalitet och framtidsutsikter.

2.3 Kulturhistoriska värden

Flera biologiskt kulturarv-värden är knutna till specifika träd, eftersom trädet bär på sin historia så länge det lever. Ja, ibland ännu längre; Kungseken vid Flottsund i Uppsala fortsätter vara "Kungseken" trots att eken numera är borta och har ersatts av ett nytt träd. Vissa typer av biologiskt kulturarv kräver skötsel, exempelvis för att bevara gamla beskärnings- eller hamlings-strukturer (Figur 3, Figur 4).

För att ett träd ska vara ett biologiskt kulturarv behöver det bära kulturhistorisk information, d.v.s. berätta om människans historia. Historien kan vara mer eller mindre känd och mer eller mindre spårbar i trädet som sådant. Trädet kan vara planterat på platsen och ingå i en anläggning, det kan vara beskuret eller format av markanvändningen i närområdet, eller helt enkelt vara förknippat med en historia på annat sätt, exempelvis genom att det ingår i en anläggning eller är känt i trakten (Figur 5). Tolkning av biologiskt kulturarv förutsätter kunskap om hur trädets förekomst och växtsätt påverkats av människans aktiviteter, i kombination med kunskap om historien bakom dessa aktiviteter.



Figur 4. Hamlingen bibehåller trädets storlek och rymmer både biologiska värden (stamhål) och kulturella värden (knuthamling i stadsmiljö). Foto Tommy Lennartsson



Figur 5. Suptallen i Vittangi, Lappland, en av de mer kända s.k. suptallarna. Tallen skyddades som naturminne på 1930-talet. Tallen står idag vid en rastplats invid E45-an, men 1914 var vägen bara en smal grusväg. (foto Tommy Lennartsson 2006, och SLU Skogsbiblioteket).

2.4 Trädmiljöer och träd i landskapet

Som nämnts kan det kulturhistoriska värdet av en allé ibland anses ligga i själva träd-anläggningen (trädmiljön), mer eller mindre oberoende av de enskilda trädens ålder, struktur och innehåll av historisk information. Enligt ett annat synsätt ligger däremot värdet i både anläggningen och de enskilda träden. Vilken utgångspunkt man väljer får stor betydelse för hur allén hanteras: ska de gamla träden vårdas som kulturbärare även om det innebär att allén blir oregelbunden och får ett ålderstiget utseende, eller kan allén avverkas och ersättas med nya träd för att bli homogen och välordnad? Det behövs kunskap om hur olika skalor av biologiskt kulturarv knutet till träd kan tolkas och värderas.



Figur 6. Allé som leder fram till kungsgården Lövestaholm i Uppland. Några askar är av en äldre generation med spår av hamling, medan de yngre träden främst är lönnar. Till höger i bakgrunden skymtar en backe med beteshistoria som innehåller ett antal gamla ekar. Allén och landskapets ekar förstärker trädmiljön för arter som behöver gamla träd. Foto Anna Westin.

Även för naturvärden har trädmiljöns, inte bara de enskilda trädens, struktur stor betydelse. Populationer behöver vara tillräckligt stora för att vara livskraftiga, vilket för trädlevande arter innebär att de måste finnas i tillräckligt många träd. Ett annat skäl till att en trädmiljö behöver en viss storlek är att alla trädens livsmiljöer för arter (substrat), och ytterst träden själva, har begränsad livslängd. Olika alléer kan därför ha olika goda förutsättningar för att hysa livskraftiga populationer idag,

och olika goda framtidsutsikter på kort och lång sikt, beroende på alléns egen storlek i kombination med kontakten med omgivande trädmiljöer (Figur 6).

2.5 Träd i rummet

För att kunna bedöma vad som ska räknas som en trädmiljö behövs kunskap om arters livsmiljöer och om arternas spridningskapacitet. Dessa två variabler kan kombineras till rumsliga mönster för träd, vilka kan användas för att identifiera sammanhållna trädmiljöer. Rumsliga analyser har gjorts i stor omfattning de senaste åren i samband med Naturvårdsverkets och länsstyrelsernas arbete med grön infrastruktur.

Det är framför allt två typer av rumsliga analyser som är viktiga för bedömning av hur värdefulla olika vägträd är i ett landskapsperspektiv. Den ena är att avgränsa trädmiljöer som kan fungera som ett sammanhållet habitat-område (*patch*) för arter. Här blir det olika stora trädmiljöer för olika artgrupper beroende på dels arternas rörlighet, dels varaktigheten hos deras livsmiljöer (se nästa underrubrik). Den andra analysen är att se ifall en allé inte bara ingår som en del i större trädmiljö, utan även har en sammanbindande funktion, det vill säga går mellan två trädmiljöer och kan förväntas fungera som spridningslänk för arter.

Rumsliga mönster är med moderna GIS-verktyg tacksamma att analysera, kvantifiera och modellera, men desto svårare att knyta till verkliga biologiska förhållanden, exempelvis till olika artgruppers spridningsförmåga. Det gör att det ofta är svårt eller omöjligt att med god träffsäkerhet översätta rumsliga analyser till exempelvis bevarandestatus för biologisk mångfald. Planering och prioritering utifrån rumsliga mönster är därför alltid baserat på många gissningar och antaganden, och det är viktigt att redovisa vilka dessa är och varför de valts.

2.6 Träd i tiden

Rumsliga analyser av trädmiljöer skulle egentligen alltid behöva kombineras med en tidskomponent, av två huvudsakliga skäl. Det första är att man behöver bedöma trädmiljöns framtidsutsikter, vilket kräver information om trädens status och förväntade livslängd, och om förekomsten av ersättningsträd i olika skalor.

Det andra skälet är att trädens substrat är tidsbegränsade. Vissa substrat, som mulm och andra hålträdssubstrat, kan erbjuda livsmiljö för sina arter under lång tid i ett och samma träd, medan andra substrat är mer flyktiga och kräver att dess arter kan flytta runt bland träd för att hitta sin livsmiljö. I sådana fall behövs en trädmiljö med tillräckligt många träd inom artens räckvidd. Även substrattillgång bakåt i tiden kan ha stor betydelse för en trädmiljöes värde. En substratrik trädmiljö kan vara artfattig ifall flödet av livsmiljöer varit brutet under en tidigare period.

För att bedöma nuvarande och framtida värde behövs kunskap om olika slags substrat/livsmiljö i allmänhet, och om hur dessa förekommer i den aktuella trädmiljön.



Figur 7. Gammalt möter nytt i allén vid Krusenbergs, Uppland. Högstubbe av ask bredvid en mycket ung ersättare; det kommer dröja länge innan det unga trädet har fått kvaliteter som motsvarar ett gammalt träd.

Som nämnts finns det ett omvänt förhållande mellan mängd livsmiljöer i träd och trädens vitalitet och framtidsutsikter. Det innebär att behovet av ersättningsträd kan vara särskilt stort i en riktigt artrik trädmiljö med gamla träd. I många sådana värdefulla miljöer kan ett tidsglapp förväntas, i och med att de gamla träden kommer att dö innan nya gammalträd hunnit utveckla substrat (Figur 7). För att överbrygga sådana tidsglapp har man i naturvården, exempelvis i LIFE-projektet *Bridging the gap*, provat veteranisering av de yngre träden för att skynda på bildningen av livsmiljöer/substrat. Mulmholkar är en annan metod som använts för att undvika kontinuitetsbrott i vissa hålträdssubstrat (Figur 8).



Figur 8. Mulmholk i naturreservatet Eahagen Öglunda ängar i Västergötland. Foto Anna Westin.

2.7 Träd och (bio)geografi

Hur höga värden som finns i enskilda träd och trädmiljöer är slutligen också beroende av det omgivande landskapet. För biologiska värden är den regionala artpoolen viktig: finns det, exempelvis, ek-levande arter som kan kolonisera en ekallé? Träd kan ha planterats långt utanför trädslagets naturliga utbredningsområde, utan att dess flora och fauna hunnit med.

Även kulturmiljövärden kan ha en biogeografisk aspekt genom att plantering av ortsfremmande trädslag eller provenienser kan berätta om tankar och ideal som rådde vid alléns anläggande. Kulturmiljövärdet har också en rent geografisk aspekt, genom att exempelvis alléer berättar olika historier i olika landskap.



Figur 9. Den dubbelsidiga allén i Nor i Uppland kan vid en första genomfart missas eftersom den omgivande skogen vuxit in. Då den granskas noggrant är det tydligt att ekarna planterats i par (se röda prickar i bilden till höger). Flertalet ekar var påkörda i kronan av hög last. Ekarnas livslängd förkortas avsevärt av att de skuggas från omgivande skog. Dessutom missgynnar skuggan ljus- och värmekrävande arter. Foto Anna Westin.

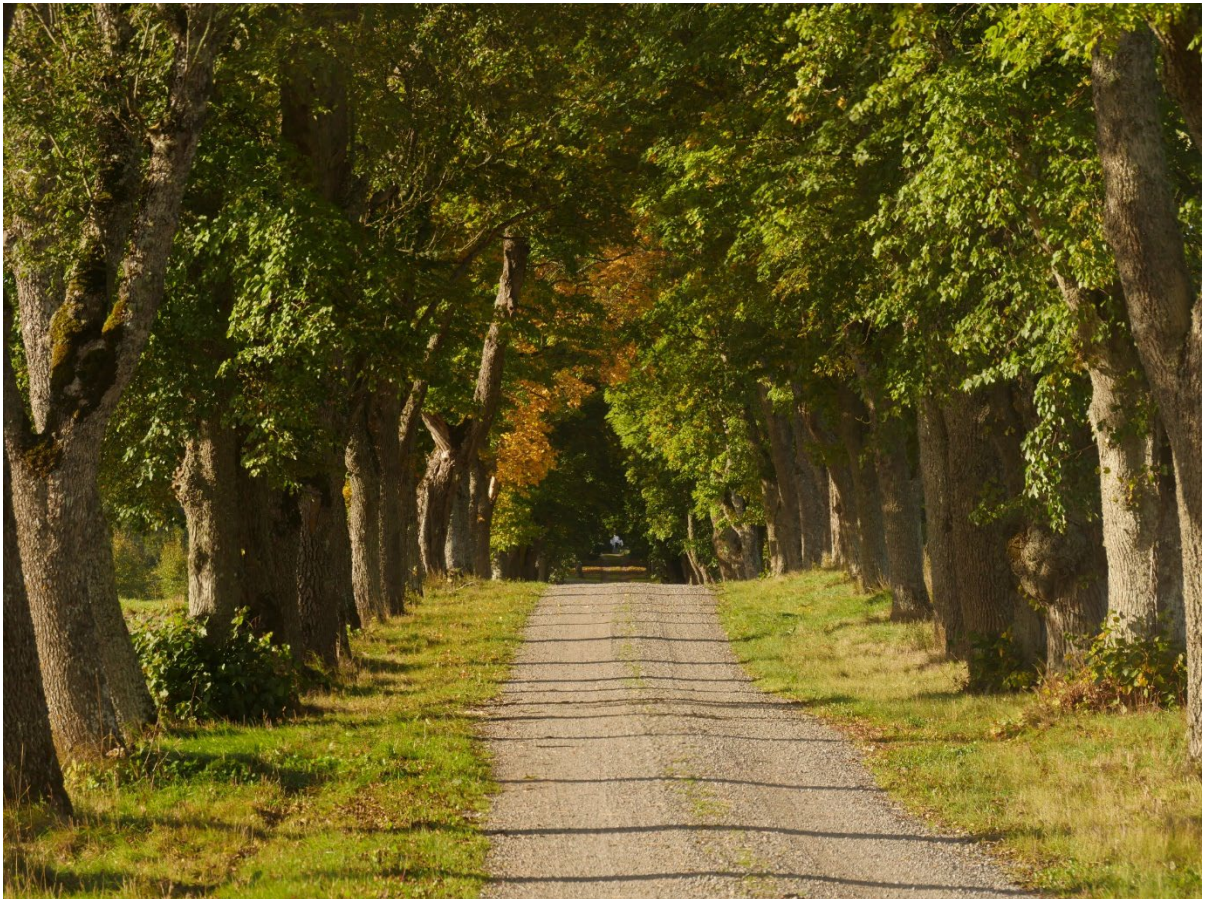
2.8 Vägträdens betydelse

Grova träd är oersättliga livsmiljöer för en stor andel av Sveriges arter, inte minst de rödlistade arterna. Träd och trädanläggningar har också höga kulturhistoriska värden. Men hur stor betydelse har just vägarnas träd för dessa värden?

I ett tidigare TRIEKOL-projekt (Sallmén 2012) användes länsstyrelsernas inventeringar av värdefulla träd för att jämföra vägarnas träd med träd i det övriga landskapet. Det konstaterades att omkring 10% av de värdefulla träden fanns i det statliga vägnätet. I de län som biotopklassat värdefulla träd finns mellan 17% (Halland) och 35% (Östergötland) av länens alléer i det statliga vägnätet. Jämförelsen visade också att vägträd hade lägre åtgärdsbehov än andra träd, och även bättre vitalitet om man räknar håligheter som vitalitetssänkande. Vägträden har oftast åtminstone en sida som är friställd från andra träd eller sly, och i vissa igenväxande landskap kan vägarnas träd vara de sista som står solexponerade. Utan åtgärder kommer därför vägarnas andel av det totala trädbeståndet i landet att öka i takt med att träd ute i landskapet skuggas ut och dör. Längs mindre vägar

som går genom skogslandskap är dock även vägträden hotade av skuggning (Figur 9).

Sammanfattningsvis vet vi tillräckligt om vägträdens värden i allmänhet för att kunna slå fast att de behöver prioriteras minst lika högt som andra värdefulla träd i landskapet.



Figur 10. Infartsallé till godset Lövestaholm i Uppland. Foto Tommy Lennartsson.

3. Historisk bakgrund till vägträdens biologiska värden

Som vi ska se i avsnitt 4, är det framför allt de solexponerade träden som har höga biologiska och kulturhistoriska värden. Dessa värden hos ljustråd hänger samman med landskapshistorien. Två grundläggande förutsättningar måste vara uppfyllda för att det ska uppstå värdefulla ljustråd: träden ska hinna bli tillräckligt gamla innan de dör och växa tillräckligt öppet för att bli solexponerade under sin livstid.

Trädens biologiska mångfald har sitt ursprung i trädrika landskap där träden haft lämpligt varmt mikroklimat. Det kan röra sig om sydliga regioner eller om

biotoper med glesa solöppna skogar, exempelvis trädstäpp. Genom människans nyttjande av landskapet har de naturligt glesa skogarna vidgats i areal och utbredningsområde och nått våra breddgrader. Det är också tänkbart att vissa arter i Sverige är värmetidsreliker från förhistoriska tidsperioder med varmt klimat. De har i så fall kunnat leva kvar sedan sten- och bronsåldern genom att människan öppnat landskapet och skapat solvarma trädmiljöer med en kontinuitet ända in i våra dagar (t.ex. Widenfalk 1976). När anlagda trädmiljöer – alléer, parker och trädgårdar – långt senare började fylla landskapet, kunde anläggningarna koloniserats av arter från de omgivande jordbrukslandskapen.

Det är således uppenbart att det är människan som genom historien skapat förutsättningar för en stor del av de biologiskt värdefulla träden, framför allt vad gäller lövträd och tall.

3.1 Träd i det historiska och landskapet

Människans virkesbehov kan från början bara ha uppgått till högst några tiondels procent av den årliga skogstillväxten, men påverkan var ojämnt spritt i landskapet, och koncentrerad kring boplatserna (Kardell 2003). När jordbruket infördes tillsammans med boskapsskötsel (för ca 6000 år sedan) skapades ur skogen ett första åker- och beteslandskap. Jordbruket bestod av åkrar som flyttades runt i landskapet. Det var en mosaik i ständig dynamisk förändring genom röjning, brand, uppbrytande av åker och igenväxning med bete (Welinder et al. 1998). Påverkan var dock fortfarande lokal. Lövtäkt är känt redan från denna tid och kanske var de första ljusträden hamlade för lövtäkt (Figur 11).



Figur 11. Hamling och annan lövtäkt har förekommit sedan människan började ha husdjur för ca 6000 år sedan. Enerum på Öland 1938, Kalmar läns museum, PDM.

3.1.1 Ett ljusare landskap

I södra Sverige dominerade lövträden landskapsbilden fram till för 4500 år sedan, uppblandade med tall. Därefter ökade andelen öppen mark snabbt under 1500 år samtidigt som jordbruket expanderade (Lindblad m. fl. 2014). Genom historien har befolkningen omväxlande ökat och minskat och varje expansion har varit större än den föregående (Myrdal 1997). I takt med ökande befolkning har också en allt större del av skogslandskapet tagits i anspråk för odling, slätter och bete.

I ett allt öppnare landskap bör det rimligen funnits allt större utrymme för träd beroende av eller formade av ljusa förhållanden, d.v.s. sådana ljustråd som idag uppmärksammas för sina höga naturvärden (se 4.1). Det finns inga lättillgängliga historiska uppgifter om hur stora öppna ytor det fanns i landskapet under olika tider, och inte heller om hur mycket spridda träd det fanns i de öppna ytorna, så det är svårt att uppskatta mycket ljustråd som kan ha funnits i landskapet. Äldre kartor och lagtexter, inklusive lokala byordningar, domstolsprotokoll och andra handlingar som rör markanvändningen, ger dock en bild av att inägolandskapet under 1700-talet och det tidiga 1800-talet var rikt på träd, i åkerkanter, backar och ängar. Samtidigt var skogen på utmarken kring byarna utglesad genom huggning för olika ändamål och bete. Träd var viktiga i bondehushållet, vilket motiverat att de behandlats i lagtexter och rättsfall.

3.1.2 Lövtäkt

Löv har varit ett reguljärt vinterfoder i hela landet (Figur 11). Oftast hamlades de träd som stod på inägomark, men även träd på utmark användes (Slotte 1999). Ett hamlat träd kunde skördas under lång tid och därför bli ett riktigt gammalt ljustråd. De äldsta träden i jordbrukslandskapet är många gånger de hamlade träd som ännu står kvar (Aronsson m fl. 2001, Slotte 2000). Genom att kronan hållits liten minskar risken för att trädet skall brytas sönder genom vind- eller snöbrott. Ibland erbjuder de en flerhundraårig kontinuitet som miljö för växter och djur (Aronsson m fl. 2001). De flesta lövträdsarter har hamlats, och vilka trädslag som hamlades varierar över landet och beroende på om man hamlade på utmarken eller inägorna. I stora delar av Sverige var troligen björken utmarkernas vanligaste hamlingsträd (Aronsson m fl. 2001). De flesta hamlingsträd har troligen varit självsådda, men gynnade av bonden. Det förekom även speciella s.k. ask- eller lindgårdar, där träd planterades eller gynnades för skörd av löv och av lindbast till reptillverkning och flätarbeten (Aronsson m fl. 2001). I många ängar, lövängar, var lövträd ett viktigt inslag, både för att de gav löv och för att de gynnade gräsväxten.

Hamling innebär att beskära träd över beteshöjd. Löv kunde också tas i form av hela fällda lövträd, ofta på utmarken (Slotte 2000). Många trädslag skjuter nya skott kring stubben och vid upprepad skörd bildas flerstammiga socklar (Figur 13, Figur 12). Stubbskottsbruk (Figur 13) förknippas oftast med skörd av klenved, och hamling med lövtäkt, men denna skillnad är knappast någon absolut sanning, och många subbskottssocklar i odlingsrösen och åkerkanter har förmodligen beskurits så frekvent att lövet bör ha varit en minst lika viktig produkt som veden. I utmarkens lövskogar bedrevs skottskogsbruk, som var en produktionsform för ved och virke på socklade träd. Socklarna kan få ljusträdskvaliteter, men detta är dåligt studerat.



Figur 12. Sidohamlade askar på Allebergs sluttning, Västergötland. Foto Mårten Sjöbeck 1932, RAÄ Kulturmiljöbild.

3.1.3 Uppodling och ökad befolkning

Under 1700- och 1800-talen ökade befolkningen och nyttjandet av landskapet. Allt mer av ängarna, inklusive lövängarna, odlades upp till åker och skogen höjgs och betades allt hårdare. Mot 1800-talet slut var antagligen landskapet i södra Sverige som mest intensivt nyttjat av jordbruket. I norra Sverige kulminerade etableringen av nybyggen i det som tidigare varit samiska områden.

Betesmarkerna nådde sin maximala utbredning kring 1850 (på nationell nivå).

Uppodling av ängar och ett ökat vedbehov, särskilt i slättbygderna, bör ha minskat antalet ljusträd på inägomarken avsevärt. På utmarken kan det däremot

tänkas att ett hårdare tryck glesade ut skogen ytterligare och därigenom skapade bättre förutsättningar för ljusträd och hamlade träd.



Figur 13. Skottskogssockel av bok i Onslunda sten, Skåne. Foto Anna Westin.

3.1.4 Kronans träd

Under historien har staten varit intresserad av skogens råvaror med syfte att gynna ved- och virkeskrävande näringar såsom bergsbruket, sågnäring och skeppsbyggande. Vissa träd var därför regale, d.v.s. Kungens egendom. Ek och bok var sedan 1558 kronans träd och bönder var därför förbjudna att hugga ner dem. Ekvirket var det enda trädslag som var hållfast nog att bygga skepp till flottans skepp. 1789 lättades ekregalet upp genom den s.k. skatteköpsförordningen, vilket innebar att bönderna hade rätt att få ekar och bokar utstämplade för avverkning, med undantag för de träd som kronan behövde. Ekregalet avskaffades omkring 1830, varvid bönder kunde lösa in ekarna på sin mark (Eliasson 2002).

Eken har fått särskilt mycket uppmärksamhet och därför har vi ganska god historisk kunskap om den. Ekar har inventerats från tidigt 1700-tal och framåt vilket gör att man får en bra bild av hur ekbestånden varierat mellan regioner och ändrats med tiden. Redan under tidigt 1700-tal var områden som varit lätta att exploatera (t.ex. Kalmar län) fattigare på användbart ekvirke än platser som ännu inte var tillgängliga (t.ex. Kronobergs län). Så snart man gjort vattendragen

flottningsbara och därmed ekarna tillgängliga minskade antalet användbara ekar, i Kronoberg minskade antalet med 95% mellan 1730 och 1790 (Eliasson 2002).

Totalt i landet fanns det ca 230 000 för flottan användbara ekar på 1790-talet varav de flesta i Kalmar och Östergötlands län som tillsammans med Gotland och Blekinge var de ektätaste länen på 1830-talet. De användbara ekarna stor framför allt på inägomarkernas mullrika jordar, medan endast en mindre andel av ekarna fanns i utmarkerna (13% av de användbara ekarna i Blekinge 1796, 2% av ekarna i Östergötland 1813). Över 80% av ekarna växte i slätterängar (ekinventering Östergötland 1813, Eliasson 2002) och bör därmed ha varit ljusträd. Det fanns också ett stort antal ekar som inte ansågs användbara, men som vi ändå skulle kalla ljusträd. En stor del av s.k. ”anstuckna ekar” och ”odugliga ekar” bör ha varit ljusträd, och kanske även vissa ”risekar” formade av stubbskottshuggning eller skadade av bete i ung ålder. I Kalmar län var de oanvändbara ekarna ungefär lika många som de användbara år 1730 och med tiden blev murkna och felväxta ekar en allt större andel av det kvarvarande ekbeståndet. Deras ökande andel berodde inte bara på att de användbara träden höggs ner och de odugliga blev kvar, utan även på att bönderna stamkvistade träden för att minska negativa effekter på ängarnas produktion, och för att det fanns en uppfattning hos staten att stamkvistning skapade de rättväxta ekar man behövde. Stamkvistningen gav dock (för flottan) ekar av sämre kvalitet eftersom de kunde få skador och börja röta. Det fanns också återkommande klagomål på att det gick in röta i kronans träd där man stämplat ekarna. Föryngringen var ett annat uppmärksammat problem och orsaken var att små ekplantor skadades av kreatursbete (Eliasson 2002).

3.1.5 Ekbeståndens minskning

Ekregalet gjorde att det å ena sidan fanns stora mängder av dessa trädslag i landskapet, å andra sidan att dessa träd successivt under 1600- och 1700-talen avverkades för flottans behov. Mellan 1806 och 1829 utstämplades omkring 1,5 miljoner ekar i hela landet (Eliasson & Nilsson 1999). När ekregalet släppte helt intensifierades avverkningen av ekar på skattejord. På kyrkans mark fick eken stå kvar eftersom det dröjde ytterligare 100 år innan kyrkans förbud att hugga ek togs bort. Ekar på adelns jord hade inte haft samma restriktioner som skattebönder och därför blev det troligen ingen större förändring när regalet togs bort. Idag finns det ekar kvar främst i områden där det varit frälsejord, såsom Östergötlands eklandskap (Eliasson 2002, se också Figur 15 och Figur 16).

Johannesson och Ek (2006) sammanfattar en fallstudie i Östergötland:

Minskningen av gamla träd i landskapet kan belysas av ett exempel från Vårdnäs socken söder om Linköping. Vid 1749 års ekinventering konstaterades 5 456 ”ihologa, toppforna och rootsura” ekar på skatte- och kronogårdar. Ekar som vi idag skulle kalla gamla hålekar. Uppskattningsvis fanns det kanske lika

många gammelekar på frälsemarken i socknen vilket skulle inneburit ca 11 000 gamla hålekar på knappt 10 000 ha land. Enligt Länsstyrelsens trädinventering finns idag endast 159 gamla hålekar i socknen, 1,5% av det antal som fanns 1749! Då är detta ändå en socken med vad vi idag betraktar som mycket värdefulla ekbestånd.

3.1.6 Norra Sverige

I norra Sverige påverkades skogen av både samisk och jordbrukande befolkning. Även denna markanvändning med bete och begränsat skogsuttag fram till 1800-talets mitt bör ha glesat ut skogen och gynnat bland annat lövträd och gamla tallar. Exempelvis skapade renskötseln en skog som lokalt var mera öppen, och hade större inslag av lövträd, främst björk (Josefsson m fl 2010). Renskötselns vedbehov kunde lokalt avskoga områden inom loppet av några hundra år (Östlund m fl 2015).

Kring nybyggarnas boställen och fåbodar användes skogen till att hugga ved och husbehovsvirke och till boskapsbete. Bränning användes för att förbättra betet (Westin et al. 2022). Kring fåbodarna utvecklades rika ekosystem med stort inslag av (ofta hamlade) lövträd såsom björk, asp och sälg (Ljung 2011, 2015; Josefsson och Östlund 2011).

De flesta äldre träd, liksom stående döda träd, försvann under 1900-talet. Istället domineras skogslandskapet idag av likåldriga produktionsskogar, oftast utan träd över 100 år.

3.1.7 1850-1900-talet

Samtidigt som nybyggen, d.v.s. nya jordbruksfastigheter, av olika slag blev allt fler mellan ca 1850 och 1950, drog ”timmer-fronten” genom Norrlands skogar. I flera omgångar höggs skogarna igenom på jakt efter de grövsta träden och för varje genomhuggning minskade komplexiteten och inslaget av äldre grova träd, inklusive döda och skadade träd, och träd med kulturspår. Ännu under tidigt 1900-tal bestod dock stora delar av skogen i norra Sverige av flerskiktade skogar med inslag av månghundraåriga träd.

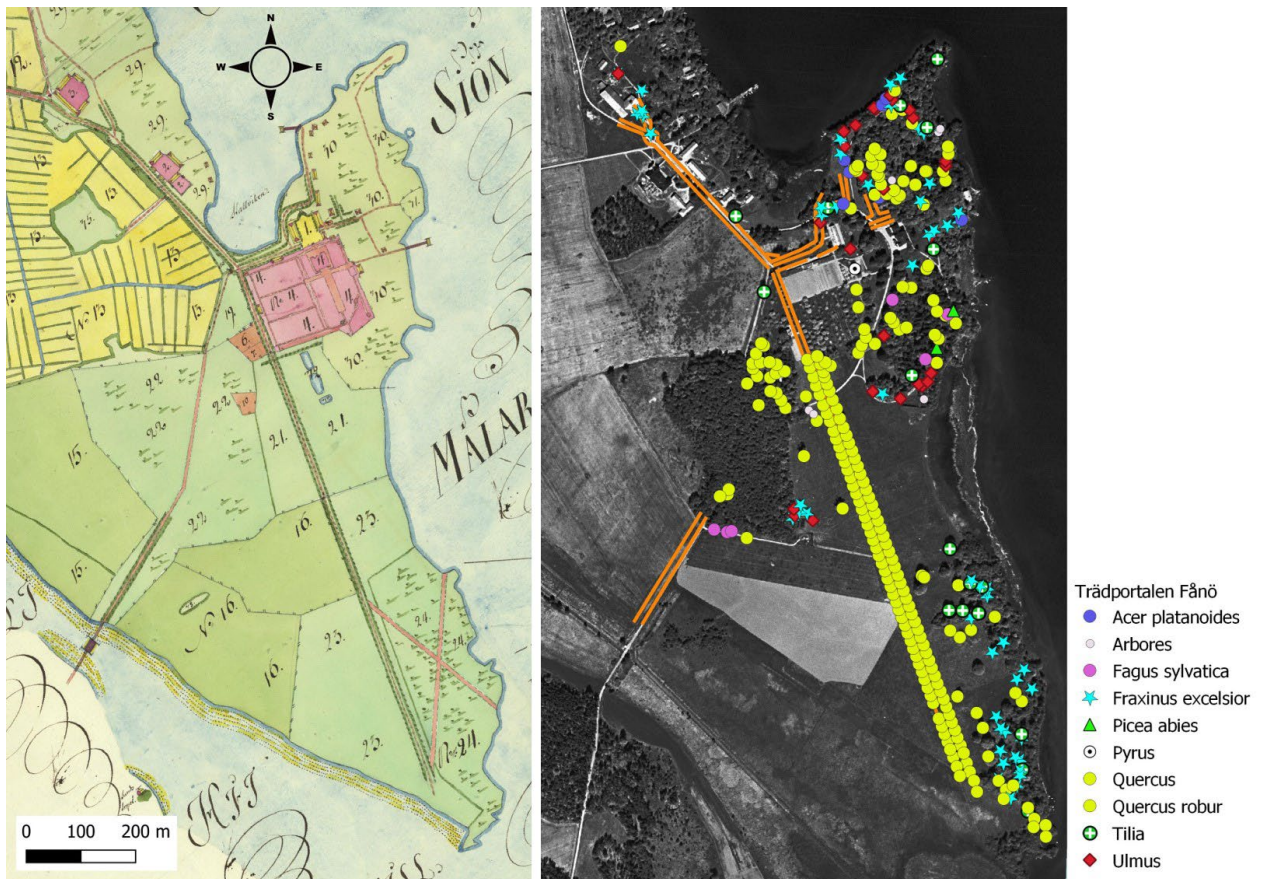
I hela Sverige upphörde skogsbetet och det traditionella bondeskogsnyttjandet successivt under 1900-talet, och försvann helt efter andra världskriget. Då började också jordbruket att intensifieras, varvid träd, åkerholmar och andra inslag i åkerlandskapet blev odlingshinder.

Teknikutveckling under 1800-talet förberedde jordbruket för att klara sig utan naturliga fodermarker och efter 1870 tog övergången till växelbruk fart i stora delar av landet (på vissa ställen var det infört redan tidigare, Gadd 2000). Ett uthålligt växelbruk där både vinterfoder och spannmål, och eventuellt även bete, odlas på åker, förutsätter en extern näringskälla eftersom dyngan inte räcker till

både spannmål och foder. Kvävefixerande grödor var en sådan näringskälla och handelsgödsel introducerades successivt från 1870-talet och under 1900-talets första hälft. Det gjorde åkern oberoende av de ogödslade ängarna och naturbetesmarkerna. Resultatet blev att betesmarker och slåtterängar övergavs och började växa igen, eller omfördes till produktionsskog, bådadera med resultatet att ungskogen slöt sig kring de gamla ljusträd som inte avverkades i omställningen (Figur 14). Ända in på 1980-talet fanns statsbidrag och lagstiftning för att plantera igen gamla hagmarker. Även skogslandskapet har blivit mörkare och ”förgranats” under 1900-talet på grund av upphört skogsbete och introduktionen av moderna skogsbruksmetoder med granplanteringar (Lindblad m fl 2014).



Figur 14. Denna framhuggna ek har växtt upp öppet men blev sedan inväxt av granar. Under igenväxningsperioden förlorade den mycket av sitt grenverk. Eken motsvarar antagligen den tyup av träd som under 1700-talets ekinventeringar för flottans behov registrerades som vrakek. Foto Anna Westin.



Figur 15. Kring Fånö säteri finns möjlighet att spegla dagens trädmiljö i park och alléer mot trädmiljön vid 1700-talets slut. Vid karteringen 1789 hade Fånö säteri flera alléer och andra trädrika miljöer som är väl beskrivna. Eken är det mest framträdande trädet i Fånö och allén som gick från säteriet ner mot vattnet är till stora delar kvar idag. I direkt anslutning finns dessutom ett antal grova ekar som förstärker miljön för eklevande arter. Vi ser också att miljön har utarmats på träd, dels genom att övriga karterade alléer till stor del är borta idag (orange linjer på högra kartan). Längst ner i sydost (No 24) fanns 1790 en "skogstract, som är beväxt med allehanda trän, såsom ek, lind, lön, oxel, hassel, alm, al, ask, rönn, gran och en". Idag finns, förutom ek, endast ask och lind som väntas ha ekologiskt värdefulla kvalitéer. Udden i öster, 30 "Lund emot stenbryggan, hvilken med några små alléer och mångahanda träsorter är bepyrd...", innehåller idag dessutom äldre lönn, bok, gran och alm. Nr 4 "Trä- och kryddgården, som innehåller många ritningar, allehanda fructträn, ängelska gångar och Cabinetter, uti- sydvästra hörnet en löfsal ..." som än idag är rik på träd. Källa: Lantmäteristyrelsens arkiv B46-6:1; Trädportalen. Bakgrundskarta i högra bilden är flygbild från 1960, Lantmäteriets öppna data.

3.2 Anlagda trädmiljöer

3.2.1 Trädgård, park och gårdsmiljö

I historiska källor skiljer man mellan olika slags "trädgårdar", nämligen odlingar för grönsaker (kålgårdar), kryddor (kryddgårdar), respektive trädgårdar (fruktträd). Mycket talar för att det fanns en svensk trädgårdsodling, inklusive

estetisk uppfattning om trädgårdar, under medeltiden på kloster och större gårdar. Böndernas trädgårdar, med bärande träd, verkar förekomma sparsamt före 1700-talet (enligt äldre lantmäterikartor, Hallgren 2016). Parkanläggningarna skiftade ideal och form från 1500-talet och framåt men träden har alltid varit en del i parkernas gestaltning (Tandre 2014). Ofta var träden tuktade genom beskärning och hade goda förutsättningar att utveckla ljusträdsvärden (Figur 24). Varje storgård med anseende lär ha haft en trädgård med ljusträd (se t.ex. kartan i Figur 15). Parkernas utbredning i Sverige är tätt förknippad med herrgårdslandskapen, och parker är därför koncentrerade till Syd- och Mellansverige. Deras lövträdsbestånd kan vara mycket gamla, åtminstone från 1600-talet och i vissa fall medeltida. Då de planterades fanns i vissa trakter gott om lövträd i landskapet, varifrån arter kunde kolonisera parkträden allt eftersom de blev gamla nog. Parker som anlades senare kan ha haft sämre förutsättningar att attrahera arter från omgivningen, särskilt i trädfattiga slättbygder (Almgren m fl. 1984).

3.2.2 Alléer

Svea Rikes lag från 1734 har bestämmelser om vägarna och deras underhåll men lagen innehåller inga bestämmelser om träd eller trädplanteringar längs vägarna (Olsson 2012). Den mest omfattande forskningen om alléernas historia har gjorts i Skåne. Alléer anlades där av olika skäl till storgårdar, städernas infarter och vid byarna (Figur 50). Före 1700 fanns enbart ett fåtal korta infartsalléer till de skånska godsens huvudgårdar, men under andra hälften av 1700-talet ökade antalet anlagda alléer kraftigt, och under 1800-talet anlades ytterligare alléer. Under hela 1700-talet fick många skånska städer infartsalléer, främst av pilträd. Efter skiftesreformerna på 1800-talet fick även byarna alléer vid infarter och gårdar. Det anlades även alléer längs vägar som inte hade någon fysisk kontakt med vare sig städer eller gods, bland annat för att komma till rätta med den skogsbrist som uppkommit under 1600- och 1700-talet som orsakats av krig, städers och industriers framväxt, samt ett intensifierat utmarksnyttjande (Olsson 2012). Under 1800-talet försvann eller fragmenterades många av infartsalléerna, troligen p.g.a. att ansvaret för dem var uppdelat på många olika markägare. En liknande utveckling av alléernas framväxt har beskrivits för Sverige som helhet (Olsson och Jacobsson 2005).

Vi ser närmare på alléerna i avsnittet om kulturmiljövärden, 5.2.



Figur 16. Ek-allén på Fånö ingår i säteriets parkanläggning som beskrevs i en avmätning 1789 (se Figur 15). Foto Anna Westin

3.3 Sammanfattning, ljusträd i landskapet och anlagda miljöer i ett historiskt perspektiv

Generellt har de svenska kulturlandskapen blivit mer och mer öppna under hela människans förindustriella historia och gett plats för allt fler ljusträd. Hur mycket äldre träd som stod ljust och tilläts bli gamla berodde både på allmogens behov av att nyttja träden eller marken och statliga bestämmelser för vilka träd man fick hugga. Efter 1830 försvann en majoritet av de gamla ekarna i landskapet då bönderna fick lov att hugga ner dem. Under industriell tid har det framväxande skogsbruket och det minskade betet gjort att ljusträdsmiljöer vuxit igen och huggits bort. Tillgången på ljusträd har minskat drastiskt under 1900-talet både för att de minskat i antal och för att de ljusträd som fanns kvar i landskapet fått sämre egenskaper och vitalitet av igenväxningen. Trädmiljöerna har således försvunnit som en följd av både intensifiering och marginalisering.

Det kan inte heller skapas några nya ljusträd i skogen eftersom alla nyetablerade träd i miljön växer upp skuggigt. Anläggning av trädmiljöer i parker och alléer skedde under 1700- och framför allt under 1800-talet.

Utifrån den historiska kunskapen uppskattar vi att ljusträden ute i landskapet var som flest under 1700-talet och början av 1800-talet men minskade kraftigt under 1800-talet på grund av avverkning efter upphört ekregale och för en ökande befolkning och ett expanderande jordbruk. Möjligen kan ljusträd i utmarksskogar gynnats genom en stor del av 1800-talet i vissa trakter genom att skogen glesades ur ytterligare och betesskogen expanderade kring fäbodan och nybyggen. Under 1900-talet minskade antalet ljusträd kraftigt på grund av skogsbruk, igenväxning i övergivna betesmarker, och avverkning i ett allt mer homogiserat åkerlandskap.

De trädmiljöer som planterades under 1800- och det tidiga 1900-talet har fått sina ljusträdskvalitéer relativt nyligen, eller så är värdena ännu under uppbyggnad. Det är därför möjligt att anläggningarna i vissa trakter saknar kontinuitet tillbaks till äldre trädrika landskap: ljusträden i landskapet har försvunnit innan anläggningarna fick tillräckligt gamla träd.

I vissa landskap är arter som tidigare funnits i hela kulturlandskapet idag hopträngda till små rester av trädmiljöer, inklusive parker, alléer och städer. Anlagda miljöer kan därför vara sista utposten för trädarter som blivit bostadslösa i landskapet. Vägträden har goda förutsättningar för att ha höga värden eftersom många står öppna, åtminstone på en sida. Men de har som alla träd begränsad livslängd, vilken ytterligare kan förkortas av skador från trafik, påkörning av väghållningsfordon, väggkantsskötsel, salt med mera. De riskerar också att tas ner om man bedömer att träden utgör en säkerhetsrisk (Figur 17). Det är därför viktigt att förlänga livslängden på kvarvarande gamla träd genom rätt skötsel, att befintliga efterträdare sköts om samt att nästa generation efterträdare planteras och sköts.



Figur 17. Stamskador orsakade av påkörningar av en lönn vid i Ledinge. Flera träd i allén är skadade av snöskottning och väggkantsröjningar. Foto Anna Westin.

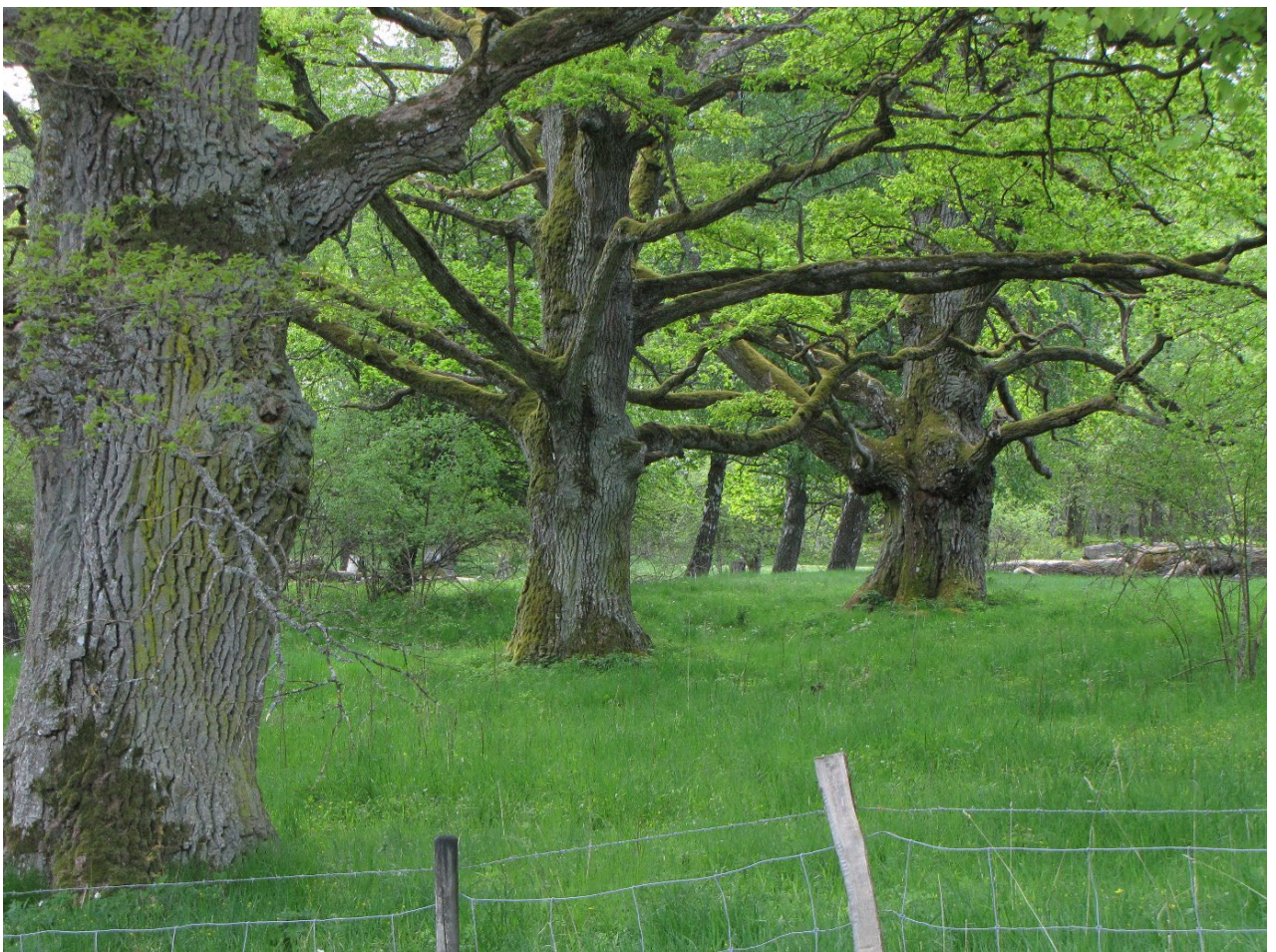
4. Biologiska värden

4.1 De enskilda träden

Gamla solexponerade träd hör till de mest artrika strukturerna i det svenska landskapet, och de hyser också ett stort antal rödlistade arter, främst ur grupperna insekter, lavar och svampar, men har också avgörande betydelse för många arter fåglar och fladdermöss (Gärdenfors 2005). Åtgärdsprogrammet för värdefulla träd anger att 400 rödlistade arter påverkas positivt av programmet (Höijer och Hultengren 2004). Trädens värden är väl kända och beskrivna i olika sammanhang och vi går inte närmare in på artantal och artgrupper här.

Utgående från trädlevande arters krav har olika studier och inventeringar identifierat ett antal särskilt viktiga strukturer och livsmiljöer, som grov ihålig stam, mulm, stambleckor (Figur 46), grov bark, grova döende grenar, grenhål med mulm och/eller vatten, savflöden och vedsvampar. Många av trädens livsmiljöer skapas av vedsvampar, vilka rötar ved på olika sätt och på så vis grundlägger de substrat som sedan används av andra organismer på olika trofinivåer. Vissa försök har gjorts att ta fram metoder för att kvantifiera dessa substrat, och metoderna är bäst utvecklade beträffande stamhåligheter och mulm-mängder (Jansson & Claesson 2001).

Listan över livsmiljöer indikerar att det råder ett omvänt förhållande mellan trädens biologiska värden och deras vitalitet. En av de viktigaste typerna av åtgärder är därför att sköta de gamla och med tiden alltmer försvagade träden så att de lever så länge som möjligt. Det finns mer eller mindre arbets- och expertkrävande metoder för bedömning av trädens vitalitet (se t.ex. Östberg et al. 2015).



Figur 18. Ekhage i Görvålns naturreservat. Trädens grova och lågt sittande grenar visar att de vuxit upp o en ljus miljö. Foto Tommy Lennartsson

De livsmiljöer som är förutsättningen för artrikedom i gamla träd är intimt förknippade med två avgörande faktorer, ljuset och åldern.

4.1.1 Ljus

Alla trädslag får speciella kvaliteter om de får växa upp ljust och därigenom få "hagmarkskaraktär". Det beror på att de då kan utbilda grova, långlivade grenar och grov, med tiden eventuellt ihålig stam med grov bark. I tät skog växer träden i stället på höjden med en tunnare, kvistrensad stam som resultat (Figur 40).

Ljustråd och hagmarksträd förknippas oftast med gamla ädellövträd, främst ek (Figur 18), som fått bli symbol för stabilitet genom den klassiska sparbankseken (Eliasson 2002, Figur 19). Det har också inom naturvården funnits visst fokus på riktigt grova träd, s.k. jätteträd (Österman 2001). Alla trädslag får emellertid speciella kvaliteter om de får växa upp ljust. I exempelvis skogsbeten kan både tall och gran bilda ljustråd, med grov, solexponerad bark och grova grenar (Lennartsson 2013, se också Figur 2; Figur 20). Såväl grova grenar som stam, bark och stamhållighet utgör livsmiljöer för specialiserade insekter, svampar, lavar m.fl. som nästan helt saknas på högstammiga skogsträd (t.ex. Appelqvist och Svedlund 1998, Ehnström och Axelsson 2002, Gärdenfors 1994, Moe och Botnen 1997, 2000, Thor och Arvidsson 1999).



Figur 19. Kungseken vid Flottsund söder om Uppsala. Stora bilden, foto Uppsala-bild, 1954, Upplandsmuseet, CC-BY-ND. Infälld bild Naturfotografen Hilding Mickelsson vid eken 1951. Hälsinglands Museum, CC-BY-NC.

Ljus och värme är betydelsefulla faktorer inte bara för att träden ska få rätt växtsätt utan även för substraten och arterna i sig. Hela 90 % av de skalbaggar som lever på ek är knutna till solexponerade substrat (Gärdenfors 1994), vilket till stor del beror på att de har höga värmekrav.



Figur 20. Även gran får särskilda egenskaper när den får växa ljust, som grova grenar och tjock bark. När grenarna långsamt dör av blir de substrat för flera arter av vedskalbaggar. Foto Tommy Lennartsson

4.1.2 Ålder

Många av trädens mikromiljöer bildas först då träden är gamla, för ek ca 200 år (Hultengren m fl. 1997). Genom lägre konkurrens och mer stabilt växtsätt blir ljusträd genomsnittligt äldre än skogsträd, vilket bidrar till deras artrikedom – fler livsmiljöer hinner bildas och koloniserar och chanserna ökar till kontinuitet av livsmiljöer (Nilsson m fl. 2002, Ranius och Jansson 2000). Även ljusträdens livsmiljöer i sig är ofta mer långlivade än skogsträdens, eftersom grenar dör

partiellt under en följd av år och själva träden ofta kan hålla jämna steg med stamröta och skador under mycket lång tid. Träd i anläggningar som alléer och parker är ofta beskurna, vilket ytterligare förlänger trädens livslängd (Nolbrant 1998, Slotte 1999). Välskötta, hamlade träd bildar inga grova grenar, men kan i gengäld tillhandahålla stora mängder exponerade bark- och hålträdssubstrat per ytenhet, genom att stammar kan stå mycket tätare än om träden haft vida kronor (Slotte 2000, Figur 21).



*Figur 21. Allé av hamlade askar på Biskops Arnö i Uppsala län. Träden är gamla och har utvecklade kvaliteter som passar för läderbagge (*Osmoderma eremita*). Spillning av läderbagge har påträffats i tre döda ekar på ön, men den enda recenta förekomsten är i askallén. Foto Tommy Lennartsson.*

Hur gamla träd behöver bli för att få rätt kvalitet för krävande arter är svårt att uppskatta, delvis för att gamla träd sällan kan åldersbestämmas på grund av stamröta, men också för att det finns många omständigheter som kan stressa och skada träden och skapa livsmiljöer snabbare. I Åtgärdsprogrammet för värdefulla träd (Höjjer och Hultengren 2004, sid 24) uppskattas ”leveranstid” och varaktighet för ett antal träds substrat. Exempelvis en ek blir gammelek vid tidigast 300 års ålder, och gammelekens varaktighet till >300 år. En ek med 5 kubikmeter mulm anges vara minst 400 år gammal (Figur 30).

Lövträd, och särskilt ek, får i princip allt fler livsmiljöer och arter ju äldre de blir, med undantag för de allra äldsta stadierna då mulm- och vedproduktionen avtagit och stamhåligheten blivit så stor och öppen att mulmen faller ut och/eller torkar upp (se t.ex. ekens stadier i Johannesson & Ek 2006).



Figur 22. Överst ek med mulm och spillning av larver av läderbagge – troligen världens nordligaste förekomst av arten. Eken är av en äldre generation än övriga ekar i området, och en extrapolering av de kvarvarande årsringarna antyder en ålder på minst 500 år. Den är därför en relik från 1500-1700-talets ekrika landskap i Uppland. Unders mulm från ek med spillning från larver av brun guldbagge. Båda Vik, Uppland. Foto Tommy Lennartsson.

4.1.3 Trädslag

Olika trädslag har olika betydelse för biologisk mångfald främst beroende på skillnader i kemisk sammansättning i ved, bark och grön vävnad, skillnader i växtsätt och skillnader i maxålder.

Exempelvis skiljer man ofta mellan rikbarks- och fattigbarksträd, baserat på lavfloran, och där skillnaderna bland annat beror på barkens näringsinnehåll. Ask- och almbark har högt näringsinnehåll vilket kan stödja en rik lavflora medan lind- och björkbark är mindre gynnsam (Aronsson m fl. 2001).

Jonsell et al. (1997) sammanställde habitatkrav för rödlistade vedinsekter för att analysera olika trädslags betydelse och likheter och skillnader mellan trädslag. Enligt den då gällande rödlistan fanns 542 rödlistade vedinsekter, varav 446 skalbaggar, 46 tvåvingar och 26 steklar. Antalet per trädslag varierade från 5 arter på rönn och 202 på ek. Vissa arter lever enbart på ett trädslag, andra på två, tre eller flera. Exempelvis är en knapp tredjedel av ekens och tallens rödlistade arter specialister, medan övriga trädslag har större andel arter som nyttjar fler trädslag. Tall och gran är mest lika varandra vad gäller faunan av rödlistade vedinsekter och skiljer sig från alla lövträd. Sälgen skiljer sig från övriga lövträd, liksom paret avenbok/hassel, vilka sinsemellan är rätt lika. Övriga lövträd bildar två huvudgrupper med al, björk, asp, bok och ek i den ena och lönn, alm, lind och ask i den andra. I varje grupp finns flera par med likartade trädslag, som al/björk, bok/ek och lönn/alm. Detta gäller alltså insektsfaunan på träden; ser man på barklevande lavar får man delvis andra grupperingar, exempelvis blir al och björk tämligen olika.

Många insektsarter lever på vedsvampar, vilka i sig kan vara mer eller mindre trädslagsspecifika.

Skillnaderna mellan trädslag är betydligt mindre om veden är rötad, och då har i stället typen av röta större betydelse, exempelvis skillnaden mellan vitröta (där ligninet förbrukats och cellulosan är kvar) och brunröta (tvärtom). För mulmlevande arter har i princip trädslaget ingen betydelse alls, annat än indirekt genom att vissa trädslag blir grövre och äldre och producerar mer mulm och under längre tid (Figur 22).



Figur 23. Landvägsallé av lind, Hacksta-Eneby i Uppland. Foto Anna Westin.

4.1.4 Trädvärden, slutsatser och implikationer för Trafikverkets inventering och värdering av vägträd

Ljustrådets viktigaste livsmiljöer är väl studerade och beskrivna och det finns utarbetade metoder för att inventera de trädstrukturer som har störst betydelse för biologisk mångfald. Sådana inventeringar visar således potentialen att finna krävande arter på träden, men inte förekomsten av arter i sig. Det finns också gott om inventeringsmetoder för arter, men alla kräver expertkompetens och många, exempelvis insektsinventering med fällor, är också tidsödande. Vi bedömer att inventering av trädens potential räcker för att identifiera och värdera värdefulla träd, d.v.s. att inventering kan göras utan systematiska artinventeringar. Det innebär också att inventeringsparametrar kan registreras i fält utan särskild utrustning (t.ex. stege). Däremot kan det vara värdefullt att ibland komplettera en sådan "potential-bedömning" med en regelrätt artinventering, exempelvis om det råder tveksamhet kring ett objekts värde, i sig och i ett landskapsperspektiv.

För Trafikverkets del finns också behov av att kunna bedöma trädens värden närsomhelst under året, i alla fall tills alla vägträd inventerats. Behov av åtgärder av säkerhetsskäl kan komma närsomhelst, vilket kan kräva snabb bedömning. Vi

bedömer att värdefulla träd kan identifieras och värderas med godtagbar precision även med inventering utanför växtsäsongen.

Beträffande skötsel av vägträd gäller samma ekologiska behov som för andra gamla träd i landskapet, d.v.s. att sköta gamla, artrika träd så att de lever så länge som möjligt och att genom plantering och framröjning skapa förutsättningar för nybildning av ljustråd.

4.2 Trädmiljöer och träd i landskapet

Som nämnts i avsnittet ”Vad behöver man veta?” behöver träd finnas i ett större rumsligt och tidsmässigt sammanhang för att ha god bevarandestatus; enskilda träd behöver med andra ord stå i en trädmiljö. Det är framför allt tre krav som ska uppfyllas av trädmiljön:

1. Den ska tillhandahålla tillräckligt mängd av olika livsmiljöer/substrat för att stödja tillräckligt stora populationer av de arter som är knutna till varje livsmiljö (”substrat”).
2. Den ska tillhandahålla ett obrutet flöde av sådana livsmiljöer som har kort varaktighet, exempelvis nydöd ved.
3. Den ska innehålla tillräckligt många yngre träd som kan ersätta de gamla värdefulla träden i tid innan de dör.

Trädmiljöns storlek kan mätas i antal träd. För punkt 1 bestäms trädmiljöns minsta storlek av vilken populationsstorlek olika arter behöver för att vara livskraftiga. För punkt 2 bestäms trädmiljöns minsta storlek av hur snabbt substrat nybildas och hur länge det utgör en livsmiljö för arter. För punkt 3 bestäms trädmiljöns minsta storlek av trädens åldersfördelning i kombination med punkt 2. För samtliga punkter behöver träden stå tillräckligt nära varandra för att individer i populationen lätt kan nå livsmiljöer och nya träd.

Till detta rumsliga mönster tillför således punkt 2 och 3 en tidsmässig komponent, och analyser av träd i ett landskapsperspektiv bör således beakta både tid och rum. Behovet har uppmärksamats i flera vetenskapliga studier av död ved och gamla träd, men få har genomfört sådana analyser (se t.ex. Ranius 2000, Kruys et al. 2002, Jonsson et al. 2005). I ett tillämpat sammanhang finns däremot ytterst få analyser eller modelleringar som kombinerat rumsliga och tidsmässiga aspekter på träd i landskapet (se dock Mörtberg et al. 2007).



Figur 24. Lindallé vid Skoklosters slott i Uppland. Träden bär spår av olika generationer av beskärning, först hamling på låg höjd, därefter omhamling på högre höjd och numera knuthamling. Foto Tommy Lennartsson.

4.2.1 Träd i tiden

Projektet Bridging the gap

Som nämnts finns två huvudsakliga tidsmässiga aspekter på biodiversitet och gamla träd, dels det kontinuerliga flödet av tidsbegränsade substrat, dels kontinuiteten av gammelträd i sig. I LIFE-projektet Bridging the gap (<https://lifebridgingthegap.se/>) beskrivs situationen beträffande den sistnämnda aspekten som:

- Det är främst ekar äldre än 200 år som har en rik biologisk mångfald
- De äldsta ekarna i de flesta landskap är omkring 300 år
- Nästa generations ekar är inte äldre än 150 år
- Mängden arter i de gamla ekarna är ofta inte i balans med tillgången på gamla ekar, vilket skapar en utdöendeskuld
- Den kommande 50-100-årsperioden blir kritisk för överlevnaden av ekarnas biologiska mångfald

Baserat på denna problembeskrivning ska projektet genomföra ett antal åtgärder i Kalmar, Blekinge och Östergötlands län:

- Restaurera igenväxta ekmarker
- Plantera ekar i områden som saknar ekföryngring
- Skapa död ved för att försöka överbrygga glappet i åldersstrukturen
- Skapa död ved på artificiell väg för att öka förutsättningarna för vissa ovanliga skalbaggar att fortleva

Projektet illustrerar problemet med framtida kontinuitet av gammelträd i landskapet, vilket förstås inte bara gäller ek, utan även andra trädslag. För Trafikverkets arbete med vägträd får problemet med framtida trädkontinuitet tre viktiga implikationer:

1. Vissa träd och trädmiljöer är viktigare än andra genom att de har bättre framtidsutsikter
2. Det kan vara viktigt att hålla liv i gamla träd så länge som möjligt för att möjliggöra för nästa generations gammelträd att hinna utveckla livsmiljöer för krävande arter
3. Det är viktigt att restaurera fram och sköta yngre träd som får utvecklas till gammelträd och får utveckla nödvändiga livsmiljöer för arter

Modellering och inventering av trädmiljöers framtidsutsikter

Det finns inga säkra bedömningar av hur många ersättningsträd (efterträdare) varje gammelträd behöver, eller av hur gamla ersättarna behöver vara för att hinna utveckla livsmiljöer innan gammelträden dör. Det beror på kunskapsbrist beträffande både hur länge gamla träd kan leva och vid vilken ålder som yngre träd får nödvändiga kvalitéer (Bengtsson 2011).

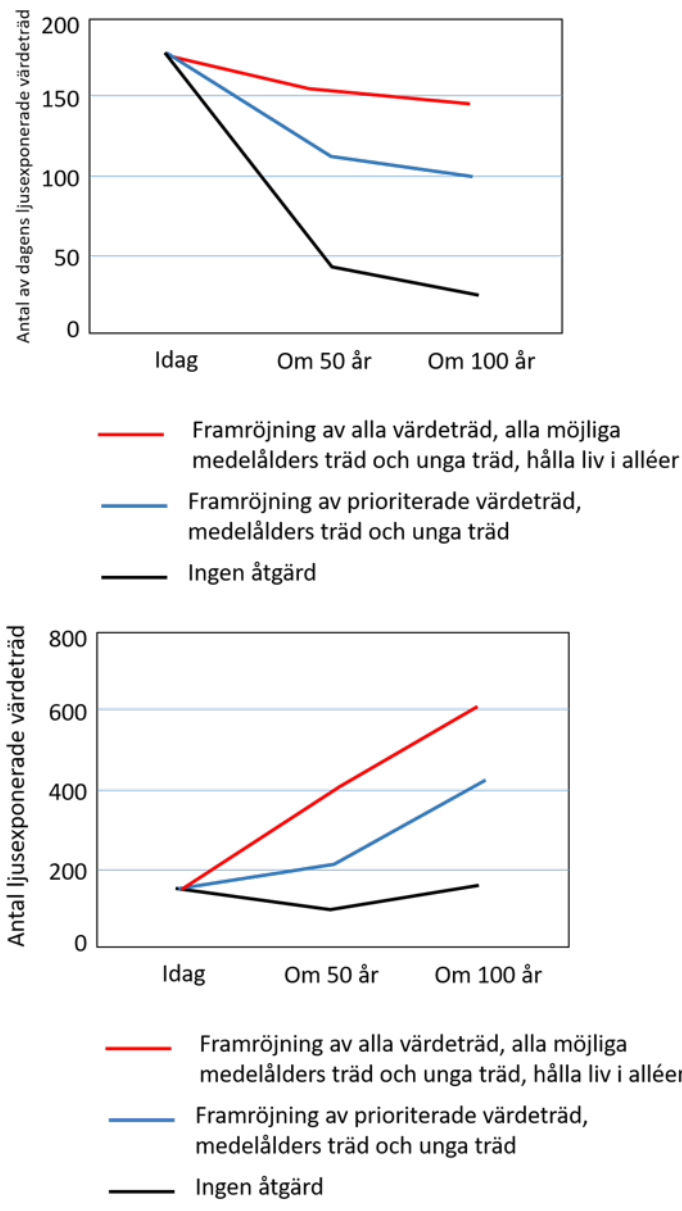
Beträffande själva trädens livslängd har fallstudier indikerat att 1,5-2% av gammelekarna dör per år i många områden, vilket i de flesta fall innebär att antalet värdefulla träd minskar (Forbes et al. 2004). Det är dock ont om sådana fallstudier av åldersfördelning av träd i specifika områden. Exempel på fallstudier som gjorts är Niklasson (2002) i Halland, Bergman (2003) i Östergötland, Mörtberg et al. (2007) i Stockholms stad och Hermanson (2001) i Uppland.

Hermanson (2001) inventerade ett ca 2400 ha område i åkerlandskapet söder om Enköping. I området hittades 515 grova träd varav 318 ekar. Omkring 80 av de grova träden stod i alléer och 90 i park- och trädgårdsmiljöer. Vissa av träden stod i någon av 39 identifierade trädmiljöer, d.v.s. sammanhållna bestånd med flera grova ädellövträd, >70 cm i diameter. Trädmiljöerna varierade i storlek från 0,2 till 34 ha och utgjorde sammanlagt 135 ha. Med antagandena att inväxta ljusträd får tillbaka sina ljusträdsarter på 50 år ifall de frihuggs, att medelålders träd blir värdefulla på 50-100 år, och att inväxta ljusträd dör på 50-100 år (beroende på grad av kronförlust) om de inte frihuggs, kunde det framtida

beståndet av grova ekar modelleras under några olika skötselscenarier. Både de nuvarande grova ekarnas öde modellerades, och det totala antalet grova ekar. Modelleringen visade att det fanns stora möjligheter att förbättra framtidsutsikterna för trädlevande biologisk mångfald genom att röja fram gammelträd och ersättare. Utan åtgärder bedömdes 215 av de grova ekarna ha dött inom 50 år, jämfört med 20 ekar om alla grova träd rövdes fram. Antalet grova ekar av ljusträd-typ i området skulle minska med 40% inom 50 år utan åtgärder, men med frihuggnings öka med 60-130% beroende på ambitionsnivå (Figur 25).

Mörtberg et al. (2007) antog att ett område med 3-9 värdefulla träd inom en radie av 100 m är en patch med goda förutsättningar för vedlevande insekter. Baserat på Johannesson och Ek's (2006) uppskattning av hur ekar genomgår olika stadier över tid, modellerades förekomsten av lämpliga patcher "i framtiden", baserat på förekomsten av två ekar i två yngre stadier. Modelleringen visade brist på ersättningssträd av den äldsta generationen (träd näst på tur att bli värde-träd) och viss brist även i generationen därunder.

Även kontinuiteten av livsmiljöer och gammelträd bakåt i tiden kan förmodas påverka vilka arter som finns i ett träd, en trädmiljö eller ett landskap idag, genom att områden med bruten trädkontinuitet kan förväntas vara artfattigare (t.ex. Siitonen & Saaristo 2000, Jonsell & Nordlander 2002). Vad som betraktas som ett "område" skiljer mellan arter beroende på deras spridningsförmåga. För arter med mycket låg rörlighet kan ett kontinuitetsbrott på beståndsnivå slå ut arten, vilket diskuterats för vinglösa vivlar i en tysk studie (Buse 2012). Mer rörliga arter kan flytta sig mellan bestånd och söka upp lämpliga miljöer, ibland över stora avstånd, och för sådana "koloniserare" (During 1992) behöver kontinuiteten av substrat brytas över större områden för att påverka arten negativt. Sambanden mellan kontinuitet och artförekomst diskuteras av Nordén och Appelqvist (2001) och Nordén et al. (2014). Kontinuitetsbrott av detta slag kan förklara frånvaro av arter i trädmiljöer och hela landskap som har gott om livsmiljöer, och det är också troligt att många trädmiljöer aldrig kommer att koloniserats spontant (Speight 1989).



Figur 25. Överst framtiden för befintliga värde träd (gamla grova lövträd) i ett ca 2400 ha landskap söder om Enköping i Uppland, vid olika scenarier för framröjning. Nederst det framtida totala antalet värde träd vid olika röjningsscenarier.

Beträffande livslängd och nybildningshastighet för trädens olika livsmiljöer har fältstudier visat att trädens ålder har större betydelse för artrikedom än deras grovlek, vilket indikerar att träden med stigande ålder fylls med allt fler och rikligare livsmiljöer (t.ex. Rose 1976, Speight 1989, Harding & Alexander 1994, Jansson & Antonsson 1995). Problemet är att veta i vilken takt och vid vilka åldrar träden utvecklar livsmiljöer, och här finns mycket lite fältdata till stöd. Jansson & Antonsson (1995) och Johannesson och Ek (2006) har föreslagit en metod för att successionsklassificera gamla ihåliga ekar, där varje klass motsvarar 50-100 år. Metoden baseras till stor del på hur många rödlistade ekarter som

påträffats vid inventeringar av ekar och ekbestånd av olika ålder och struktur. En svårighet är att träden är levande och utvecklas på mycket olika sätt beroende på en mängd omständigheter. Det förefaller något enklare att modellera skapande och varaktighet av olika nedbrytningsstadier av död ved (Kruys et al. 2002).

I övrigt finns en del uppgifter baserade på arter, men mer om hur länge arter kan leva på samma substratpatch (exempelvis i en låga), än om hur frekvent substraten nybildas. Utan tvivel finns många gammelträdssubstrat som håller livsmiljökvälité under ett halvsekel (t.ex. grova eklågor, Nilsson 2012) eller mer (t.ex. hålträds miljöer). Med tanke på hur sällsynta många av dessa substrats arter är, kan man förmoda att nybildnings hastigheten ofta är för låg inom de, förmodligen rätt korta, avstånd arterna behöver. Viktiga mer kortlivade substrat för vedinsekter är död ekved under 20 cm (exempelvis ekgrenar, Palm 1959, Franc 2013) och nyligen död lindved (Ehnström 2006). Även på dessa substrat finns många rödlistade arter vilket kan spegla att det krävs stora områden för att tillhandahålla kontinuitet av livsmiljöer genom att substraten är så kortlivade.

I de allra flesta inventerings- och värderingssammanhang betonas betydelsen av ersättningsträd. Det finns dock få utvecklade metoder för inventering av ersättare, vad gäller både hur ersättare ska bedömas och hur data ska samlas in. Beträffande vad som är ersättningsträd har åtgärdsprogrammet för värdefulla träd föreslagit att det ska finnas minst tio vitala ekar inom 500 meter i åldersklasserna 0-50, 50-100 och 100-150 år (Höijer och Hultengren 2004). Naturvårdsverket har också föreslagit en metod för inventering av värdefulla träd och ersättare inom miljöövervakningen (Claesson 2009). Identifiering av värdefulla träd på landskapsnivå utgår från flygbildstolkning och andra kunskapskällor (t.ex. nyckelbiotopsinventeringen), och utifrån förekomsten av värdefulla träd inventeras sedan ersättare i fält i ett stickprov av rutor. Avgränsade områden, som naturreservat, totalinventeras i fält.



Figur 26. Äldre lindar och askar längs väg 255 utanför Krusenberg, Uppland, har kompletterats med en yngre generation ersättare (7 lindar och 17 ekar). Foto Anna Westin 2019.

4.2.2 Träd i tiden -implikationer för Trafikverkets inventering av vägträd

De gamla trädens framtidsutsikter är en så avgörande faktor för biologisk mångfald och för kostnadseffektivitet av åtgärder, att tidsfaktorn inte rimligen kan negligeras. Det finns dock inget systematiskt dataunderlag för åldersfördelning av värdefulla träd, utan för att bedöma framtidsutsikter för alléer och andra vägträd, behöver oftast nya data samlas in. Bedömningen av framtidsutsikter är tämligen osäker, och de förslag som finns baseras på mer eller mindre välunderbyggda gissningar om trädens livslängd och utvecklingshastighet. Däremot finns gott stöd för att framhuggning av inväxta träd ger gott resultat och är nödvändig.

Vi föreslår en enkel inventering av den äldsta generationen ersättningsträd (som blir värdefulla träd inom 50-100 år) i samband med inventeringen av vägträd. Även yngre generationer ersättningsträd är givetvis viktiga för framtidsutsikterna, men är mer tidsödande att inventera eftersom yngre träd inte enkelt kan identifieras på håll, från vägen. Vi föreslår därför att *inte* inventera yngre generationer ersättare i samband med inventering av vägträd (Figur 26, Figur 27). Den föreslagna inventeringsmetoden är en totalinventering, ej stickprov, av de äldsta ersättarna i vägträdens närmiljö, vilken registrerar förekomst av ersättningsträd både i vägmiljön och inom 100 m ute i landskapet (beträffande 100m-gränsen, se nedan). Man inventerar både träd som ingår i

sammanhållna anslutande trädmiljöer, och träd som finns utspridda i vägens närmiljö.



Figur 27. Längs väg 255 i Uppland finns ett antal stora lindar och askar blandat med lite yngre lönnar. Söder om vägen finns nyligen planterade lindar och 17, men som inte inventerats. Vägträden och gårdsmiljöerna kring Krusenbergs gamla bytomt (främst med ask och lind) utgör en sammanhållen trädmiljö som förstärker varandra (se också Figur 28). Den rasterade ytan på gårdstomten är ca 300 x 100 m.

4.2.3 Träd i rummet

Arbetet med grön infrastruktur och annan landskapsanalys

Många rumsliga analyser av träd i landskapet har gjorts de senaste åren i och med den pågående satsningen på grön infrastruktur. Naturvårdsverket och länsstyrelserna har genomfört ett stort antal GIS-analyser baserade på bland annat inventeringsdata från åtgärdsprogrammet värdefulla träd. Arbetet med grön infrastruktur syftar till att skapa fungerande livsmiljöer för djur och växter. En viktig del i det arbetet är att undersöka vilka förutsättningar olika arter har att överleva i landskapet.

I grön infrastruktur-analyserna är det vanligt att arbeta med tre rumsliga nivåer av värden, värdeelement, värdekärna och värdetrakt (Naturvårdsverket 2017). I ett vägträd-sammanhang utgör de enskilda träden värdeelement, grupperingar av träd av värdekärnor, och områden med särskild täthet av värdeelement och värdekärnor blir värdetrakter.

En värdekärna kan således ses som ett avgränsat område där arter kan röra sig mellan och nyttja alla lämpliga träd. Eftersom olika arter är olika rörliga blir värdekärnorna olika stora/glesa för olika arter, och om man vill att värdekärnan

ska beteckna ett område som i sin helhet kan nyttjas av alla trädarter, behöver den avgränsas baserat på de arter som har lägst rörlighet. Om värdekärnan har tillräckligt många träd av tillräcklig kvalitet, kan den hysa livskraftiga populationer av arter. Om den inte räcker till behöver den ha ekologisk kontakt med intilliggande värdekärnor och spridda träd/värdeelement i en värdetrakt.

En värdetrakt skulle ekologiskt kunna ses som ett område där populationer i värdekärnor kan ha kontakt med varandra, och där lokala utdöenden i värdekärnor kan balanseras av återkolonisation från andra populationer/värdekärnor. Det innebär att det ska vara hög sannolikhet för att träd i en värdetrakt ska koloniseras av arter när de får tillräcklig kvalitet. Detta förutsätter att värdetraktens värdekärnor och värdeelement ligger så tätt att de kan nås av biotopens arter. Naturvårdsverket (2017) definierar värdetrakter som "landskap där tätheter av kvalitéer är tillgodosedda". Tätheten kan ökas genom att två värdekärnor binds samman av en spridningslänk, exempelvis en allé, och bildar ett värdenätverk (Naturvårdsverket 2017).

Naturvårdsverket (2017) uppmärksammar att vissa arter har så låg rörlighet att det knappast är relevant att identifiera värdetrakter för dem; ett exempel är kärlväxter i gräsmarker.

I grön infrastruktur-arbetet har värdetrakter främst identifierats genom täthetsanalys av värdekärnor och värdeelement, eller nätverksanalys av spridningsavstånd (se t.ex. Bovin et al. 2017). Dryga tio år innan gröninfrastrukturanalyserna identifierades värdekärnor i ett annat projekt, Frekvensanalys av skyddsvärd natur (FaSN; Wennberg & Höijer 2005). Där lades större vikt vid att kombinera förekomst av rödlistade arter med förekomst av biotoper. De värdetrakter som identifierades utifrån överlappande art- och biotopförekomst har större sannolikhet att ha värdekärnor och värdeelement som är "fyllda med" arter, medan värdetrakter som enbart har hög täthet av biotop riskerar att vara artfattiga. Värdetrakter med enbart artförekomster kan representera trakter där arterna håller på att försvinna i brist på biotop, eller artgrupper som förekommer så spritt på värdeelement att deras livsmiljö inte upptäcks som värdetrakt. Regionala fördjupningar av artförekomster (artpools- och traktanalyser) har belyst att man lätt får olika kartbilder av värdetrakter beroende på om man analyserar biotop, rödlistade arter eller andra biotopindikerande arter (Brunet et al. 2005, Berlin & Rosqvist 2014). Brunet et al. (2005) noterade också en annan felkälla, nämligen att frekvensanalysen i FaSN baseras på förekomst av arter och värdekärnor i ekonomiska kartblad à 5x5 km. Värdetrakter kan upptäckas eller inte göra det, beroende på om en ansamling av värdekärnor ligger i ett kartblad eller i skarven mellan flera blad.

Såväl FaSN som artpoolsanalyser har uppmärksammat lövträd både i skog och i öppna kulturlandskap, men alléer har inte utpekats som egen naturtyp.

I Trafikverkets projekt Landskap i långsiktig planering diskuteras inom temat landskapets ekologi flera av de parametrar som är viktiga i grön infrastruktur-arbetet, bland annat värde-trakter. För att undvika sammanblandning med grön infrastruktur-projektet använder Trafikverket i stället begreppet biologisk infrastruktur (t.ex. Trafikverket 2012).



Figur 28. Sammanhållen trädmiljö intill väg 255 och på den gamla bytomten på vägens nordsida i Krusenberg, Uppland (se karta Figur 27).

Landskapsanalyser och ekologi

Det är framför allt tre typer av kunskap som behövs för att bedöma vad som är en värdekärna eller värde-trakt för en trädlevande art: (1) vad som är ett lämpligt träd/livsmiljö, (2) hur stor mängd livsmiljö som behövs för att möjliggöra en livskraftig population, och (3) hur långt arten kan röra sig mellan livsmiljöer. Trädens kvalitet för mer krävande arter har behandlats under 4.1.

Beträffande trädmiljöns storlek är många trädlevande arter substratspecialister och hittar bara sina livsmiljöer i vissa träd i ett bestånd. Läderbaggen (Figur 29) har varit modellart i flera simuleringar (se Antonsson & Karlsson 2014). Ranius & Hedin (2004) beräknade att en population av arten behöver minst 20 gammelekar

med lämplig struktur. När tidsaspekten på nybildning av läderbaggens larvsubstrat beaktades bedömde Bergman (2003) att läderbaggen behöver ca 160 grova ekar inom nåbart avstånd i studieområdet Handelö i Norrköping. Om de enskilda ekarnas kvalité är lägre kan en lägre andel av dem nyttjas av läderbaggen, vilket drastiskt ökar det nödvändiga minimiantalet gammelträd (Bergman 2008). Flera studier har visat att större mängd substrat behövs om förhållandena i övrigt är sämre, för att dels möjliggöra för arter att hitta sin livsmiljö, dels kompensera för lägre överlevnad i livsmiljöerna (tex. Komonen & Kuoki 2005). Generellt kan man förvänta sig att populationer blir mer livskraftiga med mer livsmiljö. Detta har också visats för läderbagge, vilken koloniserar större andel av träden i bestånd med fler träd (Ranius 2000). Även för många andra arter anges i åtgärdsprogram miniminivåer av antal träd, lågor etc, men vanligen saknas faktiska undersökningar av tröskelvärden, och rekommendationerna ska snarast ses som en hantering av kunskapsbrist med hjälp av säkerhetstänkande (t.ex. Nilsson 2012). I Östra Vätternbranternas biosfärområde har tröskelvärden för mängd livsmiljö tagits fram baserat på fältdata över arters förekomst, dels art för art och dels sammanvägt. Metoden har använts för att föreslå minimiantal träd av olika slag (Länsstyrelsen i Jönköping 2013, 2017). För ekar med mer än 1 m stamdiameter föreslås minst 140 träd per 25 kvadratkilometer, för ask, alm och lönn över 80 cm diameter 250 träd. Gränsvärdet 140 träd har senare använts av Bovin et al. (2017, sid 59) för alla lövträd för att identifiera områden i boreonemoral och nemoral region med tillräcklig trädthet enligt detta gränsvärde. Uppskattningen för grov ek (140 träd per 25 kvadratkilometer) skulle innebära ett avstånd mellan träden på ca 420 meter.

En svårighet med att använda dagens förekomstmönster av arter till att bedöma vad arterna egentligen behöver, är att dagens situation inte nödvändigtvis är tillräckligt bra för långsiktig överlevnad. Arter kan vara vanligare än träd- och substratmängder i längden tillåter ifall landskapet tidigare haft bättre förutsättningar, och genom att arterna ännu inte hunnit försvinna. Gammelträd kan ses som ”tröga” livsmiljöer eftersom arter kan leva kvar i ett träd under lång tid trots att omgivande landskap utarmas, och det finns därför risk att man underskattar och feltolkar arternas behov om man inte sätter dagens situation i ett historiskt perspektiv (se t.ex. Westin et al. 2018). Vi utvecklar detta något i avsnitt 4.3.

En aspekt på värdekärnornas storlek som är viktig för ljusträd, är att träden behöver stå glest, vilket gör att det inte ryms särskilt många träd per hektar. Bergman (2003) ansåg att det kan rymmas maximalt ca tre gammelekar per hektar om de ska få tillräcklig solinstrålning och lokalerna samtidigt ska ha plats för ersättningsträd.



Figur 29. Läderbagge (*Osmoderma eremita*) har varit modellart i landskapsmodellering (se texten).

Arters rörlighet är en av de viktigaste variablerna i ekologisk landskapsmodellering, men samtidigt en av de som är svårast att studera och kvantifiera. Rörligheten har avgörande betydelse för vilken täthet av värdekärnor och värdeelement som behövs i en värdekärna. Arters rörlighet och spridningskapacitet har studerats med två huvudsakliga angreppssätt, dels direkta studier av spridning av enskilda arter, dels indirekta studier baserade på förekomst av en eller flera många arter i habitatpatcher i olika rumsliga mönster. Den första typen av studier ger absoluta mått på spridningsförmåga men riskerar missa ovanliga spridningshändelser (t.ex. Jonsell et al. 2003). Den andra typen ser det faktiska resultatet av spridningen, men där spridningsfaktorn kan vara svår att skilja från utdöende och andra faktorer som påverkar arters förekomst.

Läderbaggens rörlighet har undersökts med både fångst-återfångst och radiopejling (se referenser i ÅGP läderbagge, Antonsson & Karlsson 2004). De allra flesta dokumenterade förflyttningar är 50-100 m, och den längsta 500 m. Modelleringar antyder att en viss, men tämligen liten andel av förflyttningarna är mer än 300 m. En annan väldokumenterad art är vanlig svartsvampbagge (*Bolitophagus reticulatus*), vilken lever i fnöskticka. Den kan flyga långa sträckor mellan trädmiljöer under en kort period på sommaren, men tillbakabildar därefter flygmuskulaturen och sprider sig sedan förmodligen gående från träd till träd inom bestånd (Jonsson 2003, Jonsell et al. 2003). Den närbesläktade rödhalsade svartbaggen (*Oplocephala haemorrhoidalis*) har ungefär lika stor spridningsförmåga men är betydligt sällsyntare, vilket har antagits bero på att den

dels långdistanssprider sig mer sällan, dels lägger färre ägg och därför har lägre chans att etablera nya populationer (Jonsson 2003).

Vedsvampar, mossor och lavar på gammelträd sprider sig i teorin mycket långt, och sporer av krävande arter hittas ofta i undersökningar långt från lämpliga habitat. I verkligheten tycks emellertid många arter sprida sig mycket korta sträckor, även om spridning av kryptogamer mest är studerat i skog. Det har antagits att sannolikheten för etablering från sporer är så låg att det behövs stor deposition för att ge en ny population; spormängden avtar mycket snabbt inom något tiotal meter från befintlig förekomst (Josefsson 2002, Edman et al. 2004, Norros et al. 2012).

Rörligheten varierar således stort mellan arter. Vissa studier har inventerat arter i ett stort antal habitatpatcher och analyserat deras förekomst i termer av spridningsförmåga. I en studie i eklandskapet i Östergötland undersöktes förekomst av vedskalbaggar i relation till substrattäthet i olika rumsliga skalor. Sexton arter visade signifikant korrelation med substrattäthet och skalan varierade mellan arter från 50m till mer än två kilometer (Bergman et al. 2012). Resultaten är dock svårtolkade eftersom de flesta arter visade signifikant korrelation på flera skalor. Irmeler et al. (2010) inventerade vedskalbaggar med fällor i nordtyska skogsfragment av olika storlek, ålder och på olika avstånd från varandra. Man klassificerade 46 arter som låg-mobila och 34 arter som hög-mobila och fann att lågmobila arter i lägre grad än högmobila hade hittat till bestånd yngre än 130 år. Det innebär att arter med låg spridningsförmåga behöver större, närmast sammanhängande trädbestånd, och att man inte kan räkna med att de rör sig längre sträckor mellan bestånd i ett landskap.

Det har antagits att skillnaderna delvis beror på vilka livsmiljöer som nyttjas. Arter i långlivade substrat, som läderbagge i mulmekar, har föreslagits ha lägre rörlighet än arter som ofta behöver byta område för att hitta sin livsmiljö, exempelvis nydöd ved eller vedsvampar (Nilsson & Baranowski 1997).

Hur har då kunskapen om spridningsbiologi och habitatkrav använts i modeller för landskapsplanering av naturvårdsinsatser? I anvisningarna till FaSN-analyserna (Wennberg & Höijer 2005) betonas att GIS-analyserna ger ett underlag till fortsatt arbete, inte en sann bild av var värdetrakter finns och inte finns. Analyserna behöver kompletteras med bl.a. erfarenhetsbaserade bedömningar av värdetraktens relevans och avgränsning, fler inventeringar, och brist- och funktionalitetsanalys för att bedöma om arealer och konnektivitet av habitat är tillräckliga för att bevara traktens prioriterade värden. Allt detta torde gälla även de landskapsanalyser som gjorts inom grön infrastruktur-arbetet.

Modelleringar av trädmiljöer över landskap har gjorts på framför allt två sätt, täthetsanalys och nätverksanalys. Täthetsanalyser syftar till att beskriva tätheten av värden (det kan vara enskilda träd, sammanhållna trädmiljöer eller förekomster

av trädens arter), antingen i ett fast rutnät av viss bestämd storlek eller utgående från var värdena finns.



Figur 30. Riddareken i Hjorthagen, Stockholm, offrades för ett vägbygge. En extrapolering av de kvarvarande årsringarna indikerar att eken hade en ålder på ca 700 år, alltså ungefär lika gammal som Stockholms äldsta byggnader. I bakgrunden en anna ek som klarade sig, möjligen även den av liknande ålder. Foto Tommy Lennartsson.

Ett rutnät användes i FaSN-analyserna, där man analyserade täthet i ekonomiska kartblad om 5x5 km. I FaSN användes ett relativt mått på täthet genom att ekorutorna sorterades efter areal värde, varefter ekorutor med högre areal än 99%-percentilen fick klass 1 och 98-99 %-percentilen fick klass 2. En värde-trakt definierades som ett område med minst två klass 1-rutor och dess storlek avgränsades av alla klass 1- och 2 rutor som ligger högst fem kilometer från varandra, med en 3-km yttre buffertzona (Wennberg & Höijer 2005 sid 42).

Bengtsson (2011) utgick från förekomst av enskilda träd och förekomst av trädarter i Västra Götalands län, och använde buffertanalys för att bestämma tätheten i tre skalor (buffertzoner): maximalt 200 m mellan träden/artförekomsterna, 800 m och 1500 m. Dessa avstånd kan representera olika arters spridningsförmåga. Alla träd inom buffertzonen slogs samman till ett område. Utifrån analysen kunde sedan kartor produceras som visade områden

med ett visst antal träd inom de olika skalnivåerna. I rapporten presenteras kartor över områden med minst 50 skyddsvärda träd (inom 200, 800 och 1500m), respektive 160 träd, där den senare siffran baseras på Bergmans (2003) antagande om hur många träd som behövs för läderbagge. Resultatet blev att länet bara har ett område med 160 skyddsvärda ekar med högst 200 meter emellan, men två områden om ekarna får stå med 800 meters lucka. För ekarter som klarar sig med 50 ekar med maximalt 200 m lucka finns ett drygt tiotal värde-trakter i länet.

Täthetsdata kan förstås också redovisas som antal träd per ytenhet. För att kunna utgå från var träden finns används ett rörligt fönster som räknar träd i ett raster, pixel för pixel, med en given sökradie (t.ex. Bovin et al. 2017, sid 10). Exempelvis definierade länsstyrelsen i Jönköpings län (2017) en värde-trakt som ett område med minst 5% värdekärna inom 3 km sökradie.

Nätverksanalys görs för att kartlägga kontakten mellan värdekärnor och identifiera spridningsvägar. En vanlig metod är att använda s.k. Kernel-analys för att skapa ett mönster av sammanhängande pixlar med olika hypotetisk täthet av träd. Analysen räknar fram antalet träd inom ett visst sökområde och kombinerar sedan alla punkter till ett raster som visar antal träd per vald ytenhet. Bengtsson (2011) använde 1 km sökradie för analys av värdefulla lövträd, liksom i Stockholms län Bovin (2015) och båda valde att visa antal träd per kvadratkilometer. Kernel-analysen producerar en visuell bild av hur trädens "täthet" hypotetiskt avtar från mittpunkten (där ett träd finns) till sökområdets kant. Bovin (2015) filtrerade täthetsdata för att identifiera pixlar med minst ett träd per kvadratkilometer och betraktade alla sådana angränsande pixlar som ett sammanhängande område. För att detta område ska vara ekologiskt sammanhängande för en art, behöver arten således kunna sprida sig en kilometer tillräckligt lätt och ofta för att inte spridningsbegränsningar ska dra ner populationens livskraft. I Bovin et al. (2017) användes tre olika sökradier som representerar olika spridningsförmåga, en, två respektive tre kilometer. Länsstyrelsen i Jönköping (2017) avgränsade en buffertzona på 500 m kring varje värdekärna och i de fall buffertzonaerna har kontakt med varandra, ingår deras värdekärnor i samma värdenätverk, således också här ett spridningsavstånd på en kilometer.

En mer renodlad nätverksanalys är att avgränsa värdekärnor (patcher) och undersöka vilka som ligger tillräckligt nära varandra för att ingå i samma spridningsnätverk. Det finns flera verktyg för konnektivitetsmodellering, t.ex. *Circuitscape* och *Linkage mapper*, men vi går inte in på olika programvara i detta arbete.

I Bovin et al. (2017, Metria) analyserades konnektiviteten av värdekärnor (patcher) av minst 1 hektars storlek och med ett spridningsavstånd på 3 km rakaste vägen (euklidiskt avstånd). Calluna AB har tagit fram en mer genomarbetad metod för nätverksanalys, i vilken olika miljöer, identifierbara med

marktäckedata, klassificeras utifrån hur lämpliga de anses vara för spridning mellan värdekärnor. Miljöer som ädellövskog och annan skog med ädellövträd, halvöppen mark och gles bebyggelse klassificeras som "gästvänliga"; övriga skogar, myrmark, hållmark, gräsmark et al. miljöer klassificeras som "gästvänliga men inte helt optimala", och tät och hög bebyggelse klassificeras som "ogästvänliga för spridning" (se t.ex. Calluna AB 2014). Utifrån denna klassificering görs ett friktionsraster med exempelvis 100x100 m pixlar, där högre friktion innebär sämre chans till spridning. I Bovin et al. (2015, Bilaga 1) har alla biotoper i Stockholms stads biotopdatabas tilldelats ett friktionsvärde. I den analysen ses varje träd som en population och träd på ett maximalt avstånd av 250 m från varandra anses ingå i en metapatch med fungerande konnektivitet mellan träden. Därefter har de mest gynnsamma spridningsvägarna på avstånd av 300, 1000 och 3000 m modellerats. Ett liknande angreppssätt användes av Mörtberg et al. (2007), som modellerade spridningsavstånd på 200, 500, 1000 och 2000 m.

Nätverksanalys med friktionsraster möjliggör mer noggranna och ekologiskt relevanta analyser än att bara använda euklidiskt avstånd, men kräver avsevärd kunskap om hur bra olika arter rör sig i olika miljöer. Man behöver både kvalitativ och kvantitativ information om hur och i vilken grad olika miljöer kan nyttjas som spridningshabitat. Hittills förefaller antaganden om olika miljöers lämplighet för spridning vara rätt svagt förankrade i fältdata.

Arters spridningsmöjligheter är givetvis avgörande inte bara för kontakt mellan värdekärnor i värdenätverk utan också för kontakt mellan träd inom en värdekärna – eller patch, som är den vanliga landskapsekologiska termen. Bengtsson (2011) avgränsade således patcher för tre kategorier arter, sådana med 200, 800 och 1500 m spridningsförmåga. Bovin (2015) betraktade varje träd som en patch och identifierade metapatcher (liktydigt med värdekärna) om träden stod med maximalt 250 meters mellanrum.

Nätverksmodellering bygger mer eller mindre explicit på att man väljer organismer med en viss spridningskapacitet. De exempel som nämnts ovan kan i de flesta fall sägas representera arter som lever i träden, och som har större eller mindre förmåga att flytta runt bland träd. Det har även gjorts spridnings- och konnektivitetsmodelleringar för arter som nyttjar lövskogs/lövträdsbiotoper som livsmiljö eller som spridningslinje, inte de enskilda träden. Eftersom sådana arter inte nödvändigtvis behöver gamla träd, skulle plantering av alléer någorlunda snabbt kunna öka konnektiviteten i landskapet om de anläggs på rätt platser. Sjölund (2015) modellerade spridningsvägar för entita i Sollentuna kommun och använde resultatet för att dels värdera alléer och andra trädmiljöer i ett landskapsperspektiv, dels förslå var nyplantering av alléer skulle kunna överbrygga dålig konnektivitet. Det är dock svårt att få säkra data på spridningskapacitet för rörliga biotopknutna arter av detta slag (Zachariassen 2013), och landskapsmodellering för dem ger troligen osäkra resultat.

4.2.4 Träd i rummet – slutsatser och implikationer för Trafikverkets inventering och värdering av vägträd

Kunskapsläget om spridningsförmåga hos trädlevande arter är viktigt för Trafikverkets trädinventering på tre sätt: (1) för att bedöma när alléer och vägträd har spridningsmässig kontakt med en annan, angränsande trädmiljö, (2) för att bedöma när alléer och vägträd knyter samman andra värdekärnor för träd, och (3) för att värdera betydelsen av att vägträd finns i en utpekad värde-trakt för träd.

Begreppet värdekärna används i många sammanhang inom naturvården, men har i grön infrastruktur-arbetet kommit att få en specifik betydelse, som beskrivits ovan. Värdekärnor har utpekats i planer för grön infrastruktur baserat på tillgängligt inventeringsunderlag. Dessa underlag skiljer avsevärt mellan län, och i län med sämre underlag har betydligt färre värdekärnor för träd hittats (se t.ex. Figur 37 och 38 i Bovin et al. 2017). Det är troligt att en fördjupad inventering av vägträd kommer att hitta åtskilliga nya värdekärnor. För att hålla isär utpekade värdekärnor och icke utpekade, föreslår vi att använda begreppet trädmiljö för sammanhållna trädbestånd i Trafikverkets arbete.

Vad är en trädmiljö?

Beträffande minsta trädthet inom en trädmiljö, d.v.s. största avstånd mellan träd, förefaller ekologiska studier visa att 50-100 m är ett avstånd som även de mest svårspredda arterna med lätthet kan överbrygga. Träd inom detta avstånd från varandra uppfattas alltså av arter som olika delar av samma livsmiljö. Avstånd uppemot 500 m är däremot troligen för stora för vissa arter, och spridning över det avståndet sker bara mer tillfälligtvis. Avstånd där emellan betyder olika saker för olika arter. Olika modelleringar av trädthet (vanligen i syfte att identifiera värdekärnor i grön infrastruktur) har använt avstånd mellan träd på 200, 250, 300, 500, 800, 1500, 2000 och 3000 m. Tvåhundra meter är således antaget spridningsavstånd för de mest svårspredda arterna i dessa modelleringar. Längre distanser än så mellan träd inom trädmiljö/patch ligger rimligen närmare de maximala än de vanligaste spridningsavstånden för krävande arter. Baserat på säkerhetstänkande bör normala, inte maximala, spridningsavstånd vara gällande för en sammanhållen patch eller population.

Vi föreslår här att vägträd ingår i alla trädmiljöer som ligger inom 100 m från vägträden, och att trädbestånd med maximalt 100 m mellan de värdefulla träden kan ses som en sammanhållen trädmiljö. Detta baseras på dels att alla trädlevande arter troligen kan röra/sprida sig 100 m mellan träd, dels att 100 m är ett avstånd som ofta kan överblickas från vägen (se exempelvis Figur 27). Förmodligen skulle även 200 m kunna användas som minsta avstånd, vilket skulle medge att man i en vägträdsinventering fångar in fler och större trädmiljöer. Så långt avstånd kan emellertid knappast överblickas från väg, vilket innebär att identifiering av trädmiljöer baserat på 200 m huvudsakligen får göras i efterhand

med hjälp av annat inventeringsunderlag, t.ex. trädportalen. Vår litteraturgenomgång indikerar dessutom att 200 m är i längsta laget för som gränsvärde för vad som ska betraktas som samma trädmiljö.

Även en ytas storlek eller antal träd har förstås betydelse för vad som ska betraktas en sammanhållen trädmiljö. Det finns få bedömningar av trädmiljöns undre storleksgräns, och de som finns skiljer sig avsevärt från varandra beträffande nödvändigt antal träd inom en viss yta. Vissa uppskattningar av minsta antal träd hamnar också på tämligen långa distanser mellan träd, exempelvis 422 m för 140 grova ekar per 25 kvadratkilometer. Vi bedömer därför att det inte finns tillräckligt kunskapsunderlag för att i fält räkna bort trädmiljöer på grund av liten areal eller för få värde träd, utan föreslår att alla sammanhållna trädbestånd med värdefulla träd eller ersättningsträd kan registreras vid inventeringen. Vi föreslår också att utspridda värdefulla träd kan sammanföras till en trädmiljö om de står maximalt 100 m från varandra och totalantalet uppgår till minst tio träd. Tio träd är färre än som krävs för mer krävande arter, och så små trädmiljöer kan således inte på egen hand hålla populationer av alla trädlevande arter vid liv. Med tanke på bristen på värdefulla träd i landskapet anser vi oss dock inte kunna ställa högre krav på en trädmiljöns storlek eftersom högre krav skulle leda till att mycket få trädmiljöer registrerades. Vi erkänner att tio träd är ett pragmatiskt och tämligen godtyckligt gränsvärde, men framhåller att det saknas kunskapsunderlag för att ange mer precisa värden som samtidigt gäller för ett stort antal arter.

Trädmiljöer kan avgränsas genom att göra artportalens punktdata synliga i Field maps, men behöver kompletteras med fältobservationer för att inte missa miljöer med ersättningsträd.

När kan vägträd och alléer ha en sammanbindande funktion i landskapet?

För att en trädmiljö ska ha en sammanbindande funktion krävs att arter kan ta sig till den från en annan trädmiljö, röra sig genom den (och eventuellt bygga upp en population där), och sedan sprida sig vidare till ytterligare trädmiljöer. Även om fältobservationer inte kunnat belägga längre förflyttningar av läderbagge, eller nämnvärd långdistansspridning av många vedsvampar, har modellering baserat på förekomst indikerat att även svårspredda arter då och då flyttar sig längre sträckor. Hur långt är mycket oklart, och de siffror som modeller tagit fram är förmodligen osäkra, bl.a. med tanke på att den historiska aspekten som beskrivits tidigare, sällan beaktats – dagens utbredningsmönster kan vara resultat av tidigare mer täta trädförekomster. En rimlig gissning utifrån erfarenhet och publicerad litteratur är att svårspredda arter vid enstaka tillfällen kan nå träd på 300-500 meters avstånd (Nicklas Jansson, muntl.). Lättrörliga arter kan givetvis nå träd på längre avstånd, men om alla artgrupper ska ingå i värdenätverket är 500 meter troligen en maximal distans. Med den distansen finns rimliga chanser att den

sammanbindande trädmiljön då och då kan koloniserats och fungera som spridningskärna eller *stepping stone*. Vi föreslår den distansen för sammanbindande funktion, och en allé kan således fungera som en brygga mellan två värdekärnor om den ligger inom 500 m från båda.

Det är troligt att större trädmiljöer, d.v.s. med fler träd, kan ha sammanbindande funktion över större avstånd än små trädmiljöer. Det beror både på att större miljöer kan bygga upp större populationer och på att de (delvis enligt ö-biogeografisk teori) lättare koloniserats. Det är därför frestande att differentiera avstånd utifrån trädmiljöns storlek, exempelvis så att små trädmiljöer (t.ex. 10-50 träd) fungerar inom ett 250 m-avstånd medan större miljöer kan binda samman värdekärnor på 500 m avstånd. Här saknas emellertid kunskap om samband mellan storlek och avstånd, och vi väljer tills vidare att tillämpa 500 m som gränsvärde för sammabindningsfunktion av alla trädmiljöer med minst 10 träd (Figur 31).



Figur 31. Alléerna utgör en stor andel av de värdefulla träden i det här landskapet. Trädmiljön sydvästra delen av bilden ligger 900 meter från alléns ytterände. Träden i skogsbacken i norr växer inom 500 meter från närmaste allé vilket vi föreslår som den maximala gränsen för hur långt svårspridda arter kan förväntas sprida sig (se texten). Bilden visar ett landskap öster om Eskilstuna. Källa: Artportalen.

Vad innebär det att vägträd finns i en utpekad värdetrakt?

Vi föreslår således att 100 meter är en rimlig maxdistans mellan träd i en trädmiljö för att arter obehindrat ska kunna röra sig mellan träd och därigenom kunna utnyttja alla träd och lämpliga substrat i trädmiljön. Vi föreslår vidare att 500 m är en maximal distans för långdistansspridning om även svårspridda arter

beaktas. Vi har inte gått igenom alla modelleringar och länsvisa förslag till grön infrastruktur-planer, men det är uppenbart att många modeller utpekat värdetrakter för träd som bygger på större distanser, både mellan träd i värdekärnor (kortdistansspridning) och mellan värdekärnor eller utspridda träd i värdetrakter och värdenätverk (långdistansspridning). Att vägträd står i utpekade värdetrakter behöver därför inte innebära att de ekologiskt verkligen har kontakt med andra träd i trakten, annat än beträffande de mer lättroliga arterna. Däremot innebär en värdetrakt rimligen att det är större sannolikhet att hitta fungerande värdenätverk där även om man skulle tillämpa mer restriktiva bedömningar av maxavstånd. Vi föreslår därför att vägträd som ingår i utpekade värdetrakter tills vidare alltid prioriteras.

Värdering av vägträd i ett landskapsperspektiv

Vi föreslår en metod för att värdera vägträd och alléer genom att kombinera de enskilda trädens värden, deras kontakt med omgivande värdefulla träd, deras framtidsutsikter (förekomst av ersättningsträd), och deras sammanbindande funktion. Metoden är delvis ny.

Vi föreslår även en alternativ värderingsmodell som inkluderar huruvida vägträdet växer i en känd värdetrakt för värdefulla träd. Identifieringen av värdetrakter i grön infrastruktur-arbetet (och i motsvarande tidigare satsningar i vissa län) är ett försök att systematiskt värdera träd i sitt rumsliga sammanhang. Som nämnts är dessa modelleringar lovande, men skiljer mellan län och bygger inte alltid på rimliga spridningsavstånd.

Framtidsutsikter, d.v.s. tidsrelaterade mått, är såvitt vi vet inte inkluderade i värderingen av enskilda träd, värdekärnor och värdetrakter, annat än i enstaka fallstudier. Här finns rent allmänt en otydlighet i naturvårdens värdering, eftersom det i princip råder ett motsatt förhållande mellan höga nuvarande biologiska värden och trädens vitalitet. Det saknas således metoder för att väga nuvarande värden mot framtidsutsikter, och det förslag vi ger för att kombinera tid och rum behöver utvärderas sedan det provats på mer omfattande inventeringsdata än vi haft möjlighet att göra i detta projekt.

Landskapsmodeller och verklighet

Vi vill slutligen betona att det finns anledning till försiktighet vid tolkning av landskapsekologiska analyser. Landskapsdata är tacksamt att modellera, inte minst med dagens GIS-verktyg och program, och resultaten är ofta prydliga kartor och diagram. Av avsnitt 4.2 har framgått att landskapsanalys i dessa sammanhang är att sätta in vissa typer av fältdata i modeller. För att kunna använda modeller behöver empiriska data kompletteras med antaganden och förenklingar, vilka bidrar till att göra modelleringsresultat tydliga. Modellerna syftar sällan till att beskriva verkligheten, utan bara vissa aspekter på den, och indata kan därför

städas från den mer komplicerade, variabla och svärmätta verklighet som alltid finns därute, och extrapolera vissa typer av information som separerats från andra typer. Att modellering på detta sätt kan lyfta ut vissa mekanismer och samband är metodens styrka, samtidigt som förenklingarna riskerar göra resultaten visserligen tydliga, men mer eller mindre felaktiga. Graden av koppling mellan modellresultat och verklighet blir också starkt beroende av ett antal antaganden som måste göras, exempelvis beträffande arters spridningsavstånd och trädåldrande. Alla analyser av värdekärnor och värdestrakter för träd som citeras här, ger olika kartor beroende på hur lång man antagit att arter kan sprida sig.

4.3 Utdöendeskuld

Som nämnts behöver arter en viss mängd livsmiljö för att kunna bygga upp och vidmakthålla livskraftiga populationer. Det handlar om dels substratmängd för en enskild population, t.ex. i en avgränsad trädmiljö, dels konnektivitet mellan olika trädmiljöer så att arter kan kolonisera nya miljöer när de blir lämpliga, och ”fly” från sina ursprungsmiljöer ifall de tappar i kvalité. Vi har också diskuterat hur alléer och andra trädanläggningar kunnat koloniseras av arter från omgivande trädrika landskap. Det kan ses som att anläggningen blev en del av en större trädmiljö och/eller hade konnektivitet med andra trädmiljöer i närheten; anläggningens arter ingick som en del i en större artpool. Om sedan trädförekomst och konnektivitet i landskapet minskar och anläggningen blir den sista kvarvarande trädmiljön, kan alla arter leva kvar en tid i anläggningen, men på sikt kommer artantalet att gå ner i brist på livsmiljö och möjligheter till återkolonisation. Sådana miljöer, som alltså har fler arter än de i längden kan hålla, har en utdöendeskuld.

Begreppet utdöendeskuld myntades ursprungligen för metapopulations-system, d.v.s. för bland annat den process vi beskrivit här, med minskade möjligheter till kolonisation och ökad utdöenderisk i allt mindre/sämre habitatfragment. Ofta inkluderas teorier om att ett ekosystem bara kan ha ett visst maximalt antal arter, och att detta antal är beroende av habitatkvalité och areal (t.ex. Olivares et al. 2018). Att det kan ta viss tid innan effekter av ökad slumpmässigt utdöende och minskad återkolonisation får effekt på artantalet inses lätt, men finns många fler mekanismer som orsakar fördröjd effekt på artantal, exempelvis långsam igenväxning och långsamt avdöende av gamla träd. Även de gamla trädens naturliga avdöende i kombination med brist på föryngring, blir i praktiken en utdöendeskuld.

Utdöendeskuld kan antas vara särskilt vanligt i just ljusträds-trädsammanhang. Precis som andra biotoper formade av förindustriell hävd, drabbas trädmiljöerna av upphörd hävd och efterföljande biotopförändringar, vilka på landskapsnivå orsakar minskad konnektivitet mellan kvarvarande hävdade marker. Men medan

gräsmarksvegetationen snabbt förändras när hävden upphör sker igenväxningen runt träden smygande under lång tid. Ytterligare faktorer som bidrar till utdragen utdöendeskuld i trädmiljöer är att trädens kvalitéer både byggs upp och försvinner mycket sakta.

På grund av utdöendeskuld i trädmiljöer är det förmodligen ofta svårt att dra säkra slutsatser om gränsvärden för konnektivitet och trädantal utifrån samband mellan dessa variabler och artförekomst (så kallad brist-funktionalitetsanalys, Andersson et al. 2015, 2019).

5. Kulturmiljövärden

Kulturmiljöer är miljöer som påverkats och formats av mänsklig aktivitet och därigenom berättar något om människors liv. Vägar har uppkommit som en följd av människors behov av att transporter genom landskapen och är därmed självklara kulturmiljöer som hör till kulturlandskapet. Markvegetation, träd och buskar intill vägen är också alltid kulturpräglade, inte bara om man planterat träd eller sått ut markvegetation, utan också som en bieffekt av att vägen påverkar landskapsavsnittet som den sträcker igenom genom ändrade ljusförhållanden, väkantsskötsel, dränering osv. I förindustriellt jordbruk var ofta vägen och dess sidoområden i sig en biotop som gav resurser, t.ex. bete, hö, lövfoder och korgvide. Vissa vägar kan ännu ha kvar biologiskt kulturarv från sådant nyttjande, exempelvis hamlade träd (Figur 32).

Eftersom trädens kulturmiljövärden är tätt förknippade med både själva vägen och det omgivande landskapet, gör detta avsnitt utblickar i både väghistoria och landskapshistoria.



Figur 32. En rad av hamlade träd står ännu kvar längs gamla byvägen vid Steneryd, Blekinge. Foto Tommy Lennartsson

5.1 Vägarnas historia

5.1.1 Vägarna fram till bilismen

Vägar i form av stigar har funnits sedan stenåldern och har gått mellan boplatser och regelbundet platser som användes regelbundet för jakt, fiske, boskapsskötsel mm. Vid skiftet mellan stenåldern och bronsåldern tror man att det formats ett mer stabilt vägnät. I och med ändringar i jordbruket under äldre järnålder (fasta åkrar, fasta boplatser och gårdsgränser) fanns förutsättningar för ett mer etablerat vägnät och från denna tid, i synnerhet från järnålderns slut, finns också ett stort antal spår av vägar (Berry 1996, Montelius 2004).

Våra vägar har utvecklats efter var tids behov och möjligheter, allt sedan forntidens hålvägar och kavelbroar fram till dagens stora motorvägar. En del vägar ligger än idag på samma åsryggar och följer samma sträckning som medeltidens enkla ridstigar, andra är kvar sedan 1600- och 1700-talens vägbyggande (Figur 33). Äldre vägar går igenom kulturlandskapet och följer dess rytm och linjer, exempelvis genom att följa gränsen mellan skog och åkermark. Med järnvägsbyggandet under 1800-talets mitt minskade behovet av att färdas längs landsvägar, då byggdes i stället nya vägar för att ansluta till järnvägsstationerna. Sedan bilismens intåg i början av 1900-talet har behovet av

vägar och vägbyggandet bara tilltagit, och vägarna har rätats ut och breddats för att möta nya krav (Montelius 2004).



Figur 33. Denna väg genom Närtuna socken i Stockholms län har samma placering på de äldsta tillgängliga kartorna. Vägens placering i landskapet och förekomsten av förhistoriska lämningar indikerar en mycket lång kontinuitet av färdväg. Vägen har också en logisk placering i landskapet, precis där sedimentjorden övergår i morän. Sedimenten är idag åkermark, men var innan dränering våtmark och dess förinnan en havsvik. Foto Anna Westin.

Från medeltiden och fram till 1920-talet låg ansvaret för vägunderhållet på hemmansägarna. Varje hemmansägare ansvarade för sin del av vägen som gick genom byn. I Svea rikets lag från 1734 står att "Landswäg skall läggas i Länet der den tarfwas" och det finns bestämmelser om att vägar och broar ska underhållas och röjas, och vintervägar anläggas och underhållas. De tunga transporter gick under vintern på vinterföre men successivt ökade behoven av all slags transporter året runt, vilket drev på vägbyggen under 1800-talet (Montelius 2004). I och med en ny lag 1891 blev hemmansägarna inte längre ensamma ansvariga för vägunderhållet. 1922 inrättades en automobils katt som gick direkt till att betala vägunderhållet och 1944 förstatligades landets alla vägar (Montelius 2004).

5.1.2 Vägar efter bilismens inträde

Med bilismens intåg räckte inte de gamla landsvägarna längre till och under 1920- och 30-talen pågick en omfattande utbyggnad av vägnätet samtidigt som gamla landsvägar byggdes om för att anpassas till bilvägar överallt i landet. Denna förändring sågs inte som enbart positiv av samtiden. Elin Wägner menade att vägarna blev "som piskrapp genom landskapet" och inte längre harmoniserade med bygderna de gick igenom. En vägvårdsrörelse startade för att värna om och

förvalta bygdens och landskapets identitet där tre ideella organisationer gick i frontlinjen: Samfundet för Hembygdsvård, Naturskyddsföreningen och Föreningen för Dendrologi och Parkvård. Vägsvård var ett samlande begrepp för landskapsvård och estetik vid anläggning och underhåll av vägar (Huisman 1994).



Figur 34. En gammal väg i ett omväxlande landskap i Faringe, Uppland. Landskapets böljande karaktär förstärks av vägens kurvor. Detta är en gammal väg men denna typ av vägar tjänade säkerligen som inspiration för vägkonsulenternas tankar om vackrare nyanlagda vägar.

Samfundet för Hembygdsvård bildade 1937 en provisorisk ”vägbyrå” i samarbete med Kungliga Väg- och Vattenbyggnadsstyrelsen och Föreningen för Dendrologi och Parkvård. Efter intensiv propaganda avsattes statliga medel för inrättandet av en Vägsvårdskonsulent som hade i uppdrag att samordna hembygdens och naturskyddets intressen i samband med vägbyggande, bedriva upplysningsverksamhet och propaganda för att åstadkomma resultat på längre sikt samt stå till tjänst för rådgivning åt vägväsendets olika organ, vägmyndigheter, privatpersoner och föreningar.

Vilka problem som vägsvårdskonsulentens och Samfundets för Hembygdsvård arbetade med förändrades med tiden. Under 50-talet ökade antalet bilar kraftigt och det blev stor efterfrågan på rastplatser. Andra viktiga frågor under den tiden var frågan om placering av vägnas serviceanläggningar, och byggandet av motorvägar. Pionjärerna inom vägestetiken fick kämpa hårt mot olika intressen. Sven Hermelin var bland pionjärerna och var aktiv i vägsvårdsfrågor, som

vägvårdskonsulent mellan 1938 och 1948 och inom Samfundets för Hembygdsvård vägbyrå fram till 1964 då naturvårdsdelegationen inrättades. Sven Hermelins ledstjärna var att värna om och förvalta bygdens och landskapets identitet. Han propagerade för att estetiken skulle komma in redan på planeringsstadiet och inte som kosmetika på slutet när allt redan var klart. ”- ledmotivet i varje vägbygge måste bli: rationell lösning av trafikproblemen med hänsyn tagen till såväl praktiska som estetiska synpunkter”. Han betonade också den turistiska nyttan med vackrare vägar och tjusningen i att färdas genom ett omväxlande landskap (Figur 34). Ett av de stora problemen vid vägdragningar var som man skulle prioritera trafikanternas skönhetsupplevelser eller ortsbornas idyll.

Sven Hermelins koncept för vackrare vägar kan representera vad vägvården eftersträvade, även om det är oklart för oss hur ofta dessa tankar implementerades rent praktiskt vid vägbyggena.

Sven Hermelin hade tydliga idéer om vad som var estetiskt riktigt vid en ny vägdragning. Där ingick att väglinjen i landskapsrummet skulle understryka landskapets karaktär, följa landskapets rytm och landskapets huvuddrag (exempelvis gå längs ett vattendrag, en sjöstrand eller en åslinje). I en storskalig slättbygd kunde längre raksträckor och större kurvradier tillåtas medan vägar borde slingra sig fram i ett småbrutet landskap för att inte dominera landskapsbilden. Vägens tvärsektion kunde göras mer eller mindre vacker. Om det exempelvis var nödvändigt att spränga genom berg, skulle man dölja sprängytan så mycket som möjligt och skapa mjuka linjer som efterliknar de rundslipade former som inlandsisen format. Bildsköna inslag och vackra utsikter skapades exempelvis genom att hugga bort träd mellan vägen och en strand. På särskilt vackra platser med möjlighet till bad kunde man erbjuda parkeringsplatser. Rastplatser skulle anläggas på vackra ställen med papperskorgar för skräpet. Vägar genom byar skulle gärna dras på den vackra framsidan (om den drogs på baksidan kunde vägen förskönas med planteringar). Reklam längs vägar var vanprydande. I största möjliga mån skulle gamla broar bevaras och om möjligt renoveras t.ex. med betonginjektioner. Milstenar skulle stå kvar vid den gamla vägen om en ny väg byggdes.

Flera av dessa gestaltungsaspekter på vägar, ingår i Trafikverkets arbete med Landskap i långsiktig planering (se t.ex. Trafikverket 2012). Det framgår bland annat av Trafikverkets landskapsanalyser som görs i samband med vägars ombyggnad, t.ex. vid ombyggnad av väg E22: ”Syftet med landskapsanalysen är att ge en samlad, tvärsektoriell förståelse av landskapet så att vi kan förvalta och förändra landskapet så att dess funktioner, karaktärer och värden består och helst ökar.” (Trafikverket 2017a).

5.2 Vägträdens historia

5.2.1 Alléer före bilismen

Olika syften

Allén har haft en föränderlig roll under dess fyra hundra år långa historia i Sverige. Förändringarna kan främst förklaras av vägnätets förändring, trädbrist (södra Sveriges slättbygder), utländska trädgårdsideal, stadsbyggnadsideal och konjunkturväxlingar (t.ex. planterandet av fruktträd; Vramsten 2011). Under den tidiga barocken planterades alléer av ask, alm, lönn, ek och skogslind, medan under senbarocken parklinden blev modeträd (Sernander 1929). Närmast godsens användes oftast ett enda trädslag, i så kallade enartsalléer (se exempelvis Fånö ekallé, Figur 16 och Ekolsunds dubbelradiga lindallé, Figur 35). Träden skulle harmoniera med godsmiljön och beskars ofta. Längre bort från godsens fick träden oftast växa utan beskärning och där planterades de arter som växte bäst och som fanns att tillgå, vilket gav så kallade blandalléer (Olsson & Jakobsson 2005). Eftersom alléer tidigare oftast förnygrats successivt genom åren (genom att ersätta döda träd med nya unga träd) kan de ha en obruten kontinuitet av solexponerade träd ända ner till det 1600-, 1700- eller 1800-talslandskap i vilket de en gång anlades (Vägverket 2004).



Figur 35. Ekolsunds dubbelradiga allé, norra delen. Foto Anna Westin 2009.

Alléer och vägträd i landskapet och idévärlden

Alléer har förekommit i Sverige sedan 1600-talet men var troligen mycket få innan 1700-talet. Från 1700-talets början och under 1800-talet anlades trädrader vid infarter till större gods och gårdar, sidovägar, vid infart till städer, vid bondgårdar och längs landsvägar (Olsson 2012, Olsson och Jakobsson 2005). Vid bondgårdar anlades ofta alléer i samband med att gårdar vid laga skiftet flyttade ut från bykärnan (Olsson 2012, s. 233). Mindre gårdar följde efter trenden under årtiondena kring 1900.

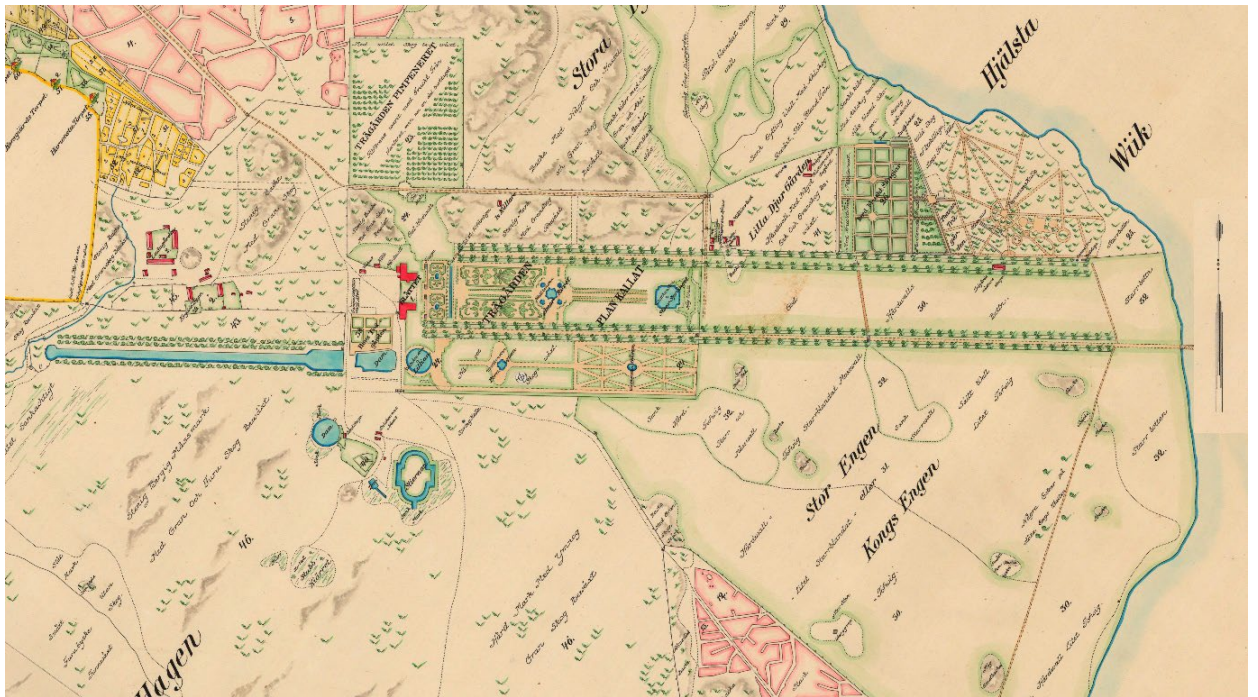
Såväl alléer som enskilda vägträd har många gånger ett historiskt samband med det omgivande landskapet och dess förändringar. Ett övergripande samband är som tidigare nämnts, att alléerna ofta är den sista resten av tidigare rika förekomster av solexponerade träd i jordbrukslandskapet (Riksantikvarieämbetet 1995; Vägverket 2004).

Det finns både fysiska och icke-fysiska aspekter på en allé. Fysiska genom att den står rent konkret i landskapet och har en praktisk funktion för att ge skugga, synliggöra vägens placering, ge löv och ved mm. Icke-fysiska genom att den uttrycker idéer, ideologier, estetiska ideal och makt. En allé är oftast en integrerad del i landskapet och för att förstå dess historia och kulturmiljövärde i sin helhet behöver den sättas in i sitt kulturhistoriska landskapssammanhang. Allén har alltid ett kulturhistoriskt värde eftersom de är manifestationer av intentionen att göra en förändring i landskapet. Vilka konkreta historier som alléerna förmedlar om människans historia är förstås olika för olika alléer och det kan behövas både god historisk kunskap, landskapshistorisk lokalkännedom och ett öga tränat att läsa av träd för att till fullo berätta dessa historier (Olsson 2012).

En allé kan uttrycka idealen för en viss tidsepok, en personlig intention eller vilja att göra avtryck i landskapet och att synliggöra maktförhållanden. Dagens alléer är ofta ett arv från godsadelns anläggningar, som inte bara utgjordes av ståndsmässiga byggnader utan med tiden också av parker och alléer. Trädens funktion som adelns statussymbol bidrog sannolikt till att ekar i högre grad blev kvar godslandskapen än på skattejord när ekens fridlysning (ekregalet) släppte under 1800-talet (Eliasson 2002, s. 123), vilket innebär att även enskilda träd kan representera en viss kulturhistorisk landskapstyp – det vill säga ett status- och ståndspräglat landskap manifesterat av bland annat monumentala träd och trädanläggningar.

Alléerna har också haft flera praktiska funktioner. Under 1700-talet utfärdades i slättbygder kungörelser om trädplantering längs vägarna, i syfte att åtgärda vedbrist och att underlätta att se vägen i mörker och i snö. I ett vidsträckt landskap gör det att vägen blir synlig, både dag och i mörker. Vägfarare kunde få skydd mot väder under allén, både mot regn, vind och hetta. I Skåne planterades också träd längs vägarna efter påbud för att motverka skogsbrist. De skånska pilarna hamlades för att tillverka täckekäppar till halmtak, vidjor till korgar, bränsle,

lövfoder och sticklingar till nya planteringar (Figur 49). Beskrivningen ökade ljusinsläppet för vägförare i mörker och intill städer var det viktig ur försvarssynpunkt att kunna se den som kom resande (Olsson 2012). Även i resten av Sverige har vägträden haft en rad olika praktiska funktioner. Hushållningssällskap och länsträdgårdsmästare propagerade för fördelarna med att plantera fruktträd och därför planterades ett stort antal fruktträdsalléer under det 1800- och tidigt 1900-tal (Östberg och Wallin 2010).



Figur 36. Karta över Ekolsunds park, Uppland, karterad 1725 och renritad 1917, där den dubbelradiga lindalléen leder fram till slottet och omsluter parken (se Figur 35). Kartan är beskuren och roterad (norrpilen inklippt). Källa Lantmäterimyndigheternas arkiv 03-hus-70.

5.2.2 Träd i 1900-talets vägvård

Under perioden mellan 1920 och 1940 planterades ännu en och annan allé längs med landsvägarna, speciellt av oxel som uppskattades för sin tålighet. Men bilismens intåg innebar främst en nedgång i nyanläggningen samt att många befintliga alléer togs bort i samband med vägars breddande och uträtande (Montelius 2004). I 1900-talets vägvårdssträvanden hade träd en särskild ställning (Huisman 1994). I normalbestämmelserna för vägbyggnad från 1938 står att träd av värde skall bevaras. De fick inte fällas utan vägingenjörens medgivande. Sven Hermelin menade att ett stort vackert träd är minst lika värdefullt och betydelsefullt som en gravhög och att vägen ska vika för träd liksom för kulturminnesmärken. Vidare att träd som är värdefulla bör registreras på ritningsunderlagen.

Alléer var enligt vägvårdarna motiverade i kulturlandskapets öppna terräng. De ger skugga åt den som färdas, och skyddar mot lågt stående sol under höst- och vårvällar. De hjälper bilisten att läsa landskapet och man ser på långt håll var vägarna går (Figur 37). En allé som står vid en avtagsvärd varnar också bilisten i god tid om avtagsvägen. Det kan räcka med ett par träd för att signalera avfarten. Träd som placeras i en ytterkurva varnar i tid om kurvan och på samma sätt kan träd planterade vid ett krön varna i förväg. Sven Hermelin hade också råd om hur man snabbt skapar en allékänsla genom att först plantera snabbväxande poppel omväxlande med andra med långsamväxande trädslag som när dessa vuxit upp blir kvar, medan popplarna kunde tas bort.

Vägvårdstankarna innefattade även andra vägträd än alléer. Om vägen dras fram genom en uppvuxen skog tjänar den på att de högsta träden närmast vägen tas ner så att det skapas en mjuk övergång mellan vägen och skogen. I den vägnära zonen kan man gärna skikta med hjälp av gallring och plantering i tre nivåer: buskar närmast vägen, därefter höga buskar och lägre träd innan storskogen tar vid. Om vägen dras genom en barrskog ska man se till att utveckla zonen närmast vägen till ett lövskogsbryn. Om lövträd som står på var sin sida om vägen får växa upp kan de bilda ett vackert valv. Slättbygdens enformighet kunde gärna brytas av med trädgrupper och vassa bergsskärningar mjukas upp med buskplanteringar. Träd- och buskridåer kunde planteras på slätten för att stoppa snödrev och ge lä åt åkrarnas grödor (Huisman 1994).

Slutligen kan nämnas att alléer från mitten av 1800-talet i stor utsträckning planterats i urban miljö, som en del av stadsplaneringen då nya stadsdelar byggdes och gamla moderniserades (se Figur 41, Figur 42, Figur 48).



Figur 37. Tallen vid bron över Älgån, Bottnaryd, Småland, kan ha fungerat som ett vägmärke för folk på resa. Foto: Henrik Hesselman 1906-06-02, SLU Skogsbibioteket.

5.2.3 Träd med historia

Det finns ett stort antal träd längs våra vägar, som kanske inte planterats med avsikten att stå just vid vägen men som ändå har höga kulturhistoriska värden, genom att de är träd med historia. Det finns många historier om speciella träd som haft viktiga funktioner för människor och en del av dem står längs gamla vägar. De märkliga historier som berättas om träd, ofta med inbyggd risk för den som vågar sig på träden gör att de har fått stå kvar så länge historien är känd. Somliga träd ansågs vara hemvist för osaliga andar och även djävulen själv. Galgträd har använts för att hänga folk i, och andra träd har varit inblandade i mänsklig olycka. Det kan finnas ristningar och stigmärken (bleckor) på träd längs gamla leder. Alla

dessa historiska träd kan helt enkelt råka stå vid en gammal eller nyare väg, men eftersom träd längs vägar uppmärksammas och är mer tillgängliga än andra träd, är vägträden troligen överrepresenterade bland träd med historia.

En särskilt relevant grupp av träd är de utpräglade vägträden, vilka har fungerat som rastplatser i gamla tiders vägnät, som supträd (Figur 38, Figur 39), avståndsmarkörer längs resan eller gränsmarkeringar (Carlsson, Forshed och Larsson 2007).

Även träd utan särskilda ”magiska egenskaper”, som bara är välkända i bygden, kan väcka lokalt engagemang; ett välkänt exempel är suptallen i Vittangi, som nu ingår i en rastplats längs E45-an (Figur 38).



Figur 38. Suptallen i Vittangi 1914. Tallen står numera längs väg E45. Den har länge varit känd som ett landmärke på grund av sin krona, som är en s.k. marknuta. Foto SLU Skogsbiblioteket.

Vårdträdet planterades på gårdstomten för att skydda och vaka över gårdens välfärd (Hultengren 1994). Trädet planterades ofta vid något speciellt tillfälle, exempelvis då gården byggdes. Värkträd ansågs ha makt att bota sjukdomar genom att den sjuke drogs genom ett hål stammen, under en rot, eller genom att spika in en spik i stammen för att på det viset överföra sin tandvärk till trädet.



Figur 39. En suptall är en tall som fungerade som vägmärke och rastplats utmed en färdväg. Bilden visar en suptall utanför Falun. Wikimedia commons CC BY-SA 3.0

5.3 Biologiskt kulturarv

5.3.1 Allmän definition och beskrivning

Biologiskt kulturarv är natur som berättar om kultur. ”Det biologiska kulturarvet utgörs av ekosystem, naturtyper och arter som uppstått, utvecklats eller gynnats genom människans nyttjande av landskapet och vars långsiktiga fortlevnad och utveckling förutsätter eller påverkas positivt av brukande och skötsel.” (Riksantikvarieämbetet och Centrum för biologisk mångfald 2014).

Biologiskt kulturarv och biologisk mångfald är ofta, men inte alltid, samma sak. Biologisk mångfald beskriver allt levande, inklusive helt naturligt formade miljöer och individer, medan det biologiska kulturarvet endast omfattar natur som

formats av människan. På motsvarande sätt finns det kulturarv som inte är biologiska såsom vägar, hägnader, huslämningar och gravhögar.

Biologiskt kulturarv finns i olika skalor:

- Egenskaper: Människan har påverkat arter på den genetiska nivån, medvetet eller omedvetet. Särskilda sorter av kulturväxter och raser av husdjur har utvecklats genom medvetet urval där särskilda egenskaper gynnats. I anlagda trädmiljöer kan man ha valt ut individer med särskilda egenskaper.
- Individer: Människan har förändrat växtsättet hos träd och buskar, medvetet eller omedvetet. Parkträd och alléträd som har beskurits till vissa former, lövtäkt har format hamlingsträd, och i ljusöppna miljöer har träden fått bred krona och grova grenar.
- Arter: Människans nyttjande har gynnat populationer av arter, antingen genom aktiv inplantering eller genom att nya livsmiljöer för vilda arter skapats. Genom människans förflyttningar har växter och djur spridits över världen och landskapet och byggt upp populationer på nya platser. Trädarter som avsiktligt utvalts för att ingå i en allé utgör ett biologiskt kulturarv.
- Naturtyper: Människan har genom sitt nyttjande av naturen mer eller mindre medvetet format naturtyper med särskild vegetation och artuppsättning. Vägträden står (oftast) i ljusa trädrika miljöer, och är i sig livsmiljöer för trädlevande arter.
- Landskap: Olika naturtyper bygger tillsammans upp brukningspräglade landskap. Landskapet kommer med tiden att bestå av naturtyper och element från olika tidsskikt. Vägträden är ofta rester av vad som tidigare var ett större sammanhängande öppet trädrikt landskap och därmed den sista utposten för arter som varit spridda över större landskap.

5.3.2 Träd som biologiskt kulturarv

Äldre träd utgör ofta ett biologiskt kulturarv, även sådana som inte planterats eller har en speciell historia knuten till sig. Genom sitt växtsätt berättar träden om hur landskapet såg ut tidigare vilket i sin tur indikerar människors resursnyttjande på platsen. Träd som vuxit upp öppet och ljust får ett brett och grovt grenverk långt ner på stammen, medan träd som vuxit upp skuggigt främst utvecklar grenar högst upp, medan stamgrenar dör av genom beskuggning. Både lövträd och barrträd får hagmarkskvaliteter om de växer upp ljus. Skillnaden mellan ljustråd och träd som vuxit upp skuggigt ser man även efter att det vuxit igen runt omkring dem. Träd kan också visa spår av tidigare nyttjande i form av beskärningsspår. I parker och alléer har träden ofta beskurits av estetiska skäl för att få ett visst utseende (Figur 24), och som nämnts har träd också beskurits av nyttoskäl. Hamlade träd har kapats över beteshöjd för att ge löv till vinterfoder och klenved (Figur 32). Om man istället kapar träden nära marken kan de skjuta nya skott från stubben och

bilda stubbskottssocklar. Sådana träd har behövt vara fredade från bete och brukar associeras med att man använde dem för att få ved (Lennartsson 2013, se Figur 13).

Det är inte bara träden som utgör ett biologiskt kulturarv utan även arterna som lever i träden. Arter knutna till ett visst trädslag berättar om att det funnits kontinuitet av artens livsmiljö (substrat) i landskapet. Om ljusträdarterna trängts ihop till alléerna kan de dessutom ge information om vilka trädmiljöer som tidigare funnits i landskapet och nu försvunnit.

Träd längs våra vägar utgör ett biologiskt kulturarv om de på något sätt berättar om människors liv, idéer, preferenser, sedvänjor osv.

5.4 Vägträdens kulturhistoria – slutsatser och implikationer för Trafikverkets arbete

Alléer som kulturmiljöobjekt är uppmärksammade sedan länge, och här har Trafikverket och andra nutida väghållare en stor andel av anläggningarna, även sådana som ursprungligen anlagts på privat initiativ, exempelvis i godslandskapen. Alléerna har praktiskt taget alltid en förankring i det omgivande landskapet och dess historia. Många alléer hänger samman med närliggande gårdsmiljöer, parkmiljöer eller f.d. parkmiljöer. Denna aspekt på alléer har stor betydelse för värderingen av alléer, vilket uppmärksammas inte minst i den uppdaterade handboken Fria eller fälla (Riksantikvarieämbetet et al. 2022).

Enskilda träd har uppmärksammats där de är märkesträd eller på annat sätt träd med historia och tradition. Att enskilda träd också kan vara ett biologiskt kulturarv knutet till landskapshistorien på samma sätt som alléer är dock mer sällan beskrivet. Enligt vår bedömning finns dock all anledning att sätta in också enskilda träd i sitt landskapshistoriska kontext, och att i större utsträckning uppmärksamma enskilda gamla träd som kulturmiljöobjekt.

Spår i träden av ornamentala beskärning, hamling och liknande är i princip kända och uppmärksammade som värdekriterium. Att träd också kunnat formas av omgivande markanvändning, framför allt av ljusa förhållanden i hagar, ängar och skogsbetesmarker, har sällan beaktats.

Genom att vägträden som sådana och deras växtsätt är kulturpräglade, kan även arter på träden knutna till ljus, värme och särskilda strukturer, ses som ett biologiskt kulturarv. Detta är dock mycket dåligt känt och skulle behöva utredas närmare innan sådant biologiskt kulturarv kan användas för tolkning och värdering.



Figur 40. Inväxt ek som tappat större delen av sin krona; bara toppen återstår. Norra Djurgården, Stockholm. Foto Anna Westin.

6. Kulturmiljövärden och/eller biologiska värden

Äldre ljusträd vid vägen har nästan alltid både ett kulturhistoriskt värde och är rika på biologisk mångfald. Det kan finnas kulturmiljövårdsargument för att helt starta om en allé (såga ner och ersätta med nyplanterade) om man exempelvis vill illustrera hur allén kan ha sett ut under tiden för anläggandet, eller om ett gammalt träd uppfattas som avvikande och förfulande i en i övrigt homogen och välskött urban miljö. Ett sådant förhållningssätt uttrycks ibland hos kulturmiljövården (t.ex. Riksantikvarieämbetet et al. 2022, s. 46), och implementeras ibland i praktiken. Ett exempel är avverkningen av mer än 750 av ca 850 gamla lindar vid Drottningholms slott, vilka ersattes med nya träd (Blomberg 2011).

En sådan åtgärd innebär att man aktivt prioriterar en av många aspekter av trädens kulturhistoriska värde, nämligen att återskapa ett tidigare utseende. Samtidigt raderar det ut allt biologiskt kulturarv som finns i de gamla träden inklusive spåren efter tidigare generationers skötsel såsom beskärningsmetoder och förnygrande inplantering efter döda träd. Man raderar också möjligheterna att utläsa kunskap om det äldre landskapet utifrån trädets växtsätt och genom vad trädlevande biologisk mångfald berättar.

För biologisk mångfald är det naturligtvis helt avgörande att de gamla träden i allén får stå kvar. I och med att alléer kan ha flerhundraårig obruten kontinuitet av solexponerade träd kan de vara extremt artrika trädbiotoper och är ofta den sista livsmiljön för arter som tidigare levde i större delen av landskapet. I den nämnda Drottningholmsparken fanns 35 rödlistade skalbaggar (Jonsell 2008), och i lind- och blandalléerna vid Ekolsunds slott i Uppland påträffades 30 rödlistade vedskalbaggar (Jonsell 2004). Nästan lika många finns i anslutande alléer på Trafikverkets mark (Eriksson m fl 2003). De två studierna vid Ekolsund pekar på områdets mycket höga naturvärde och kontrasteras av dåvarande Vägverkets biotopklassning av allén som varande av medelvärde (Vägverket 2004). Avverkning av alléer i förnygringssyfte kan innebära att de trädlevande arterna i ett slag försvinner från hela landskapsavsnitt, vilket gör att möjligheten för återkolonisering av den nyplanterade allén är närmast obefintlig (Olsson och Jakobsson 2005).

6.1 Vård av alléer

Alléer har ett generellt biotopskydd enligt miljöbalken (se Mebus 2014) och får inte behandlas på ett sätt som skadar naturvärden. Alléer måste dock förnygras och skötas av säkerhetsskäl. Beroende på vilken förnygrings- och skötselstrategi som förespråkas av exempelvis vägverket i olika regioner och kulturmiljöer i

olika län, kan konflikter uppstå med biotopskyddet (Olsson och Jakobsson 2005). Vissa län fortsätter traditionen med successiv förnygring, medan kulturmiljövården i andra län anser att alléer av arkitektoniska eller andra skäl måste vara likåldriga. Ibland framförs också, vanligen felaktigt, att det inte är möjligt med successiv förnygring. Det är ytterst angeläget att ta fram riktlinjer för skötsel och förnygring av alléer, som även beaktar alléernas biologiska värden och att stämma av dessa med allmängiltiga värderingar baserade på kulturhistoria, estetik etc (Figur 43).

7. Sammanfattning – egenskaper som gör vägträd värdefulla

7.1 Viktiga egenskaper för biologisk mångfald

7.1.1 Livsmiljöer för arter

- Grov stam
- Stamskador, bleckor
- Grova grenar som dör partiellt under lång tid
- Grenhål fyllda med vatten eller blöt mulm
- Håligheter i stam och grenar med brun- eller vitröta
- Mulm i stam
- Grov bark
- Vedsvampar
- Savflöden
- Grova, exponerade rotben där vissa dör långsamt

7.1.2 Faktorer hos träd och omgivning som skapar livsmiljöerna

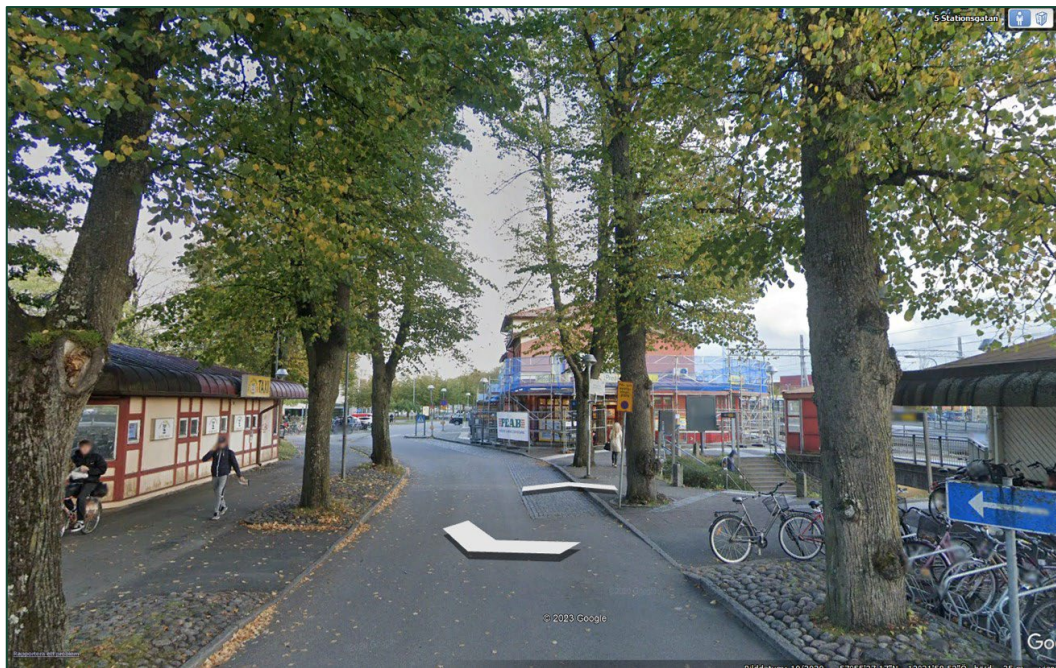
- Hög ålder
 - Många livsmiljöer hinner bildas
- Solexponerat läge
 - Skapar ”ljusträd-växtsätt” med vid krona, kort, tjock stam med grov bark, grova grenar etc.
 - Träd som står ljust är mer långlivade
 - Värmekrävande arter gynnas
- Skador
 - Aktiv beskärning/hamling
 - Ökar trädens livslängd

- Skapar en del särskilda hamlingssubstrat, bland annat långlivade stam- och grenhål. Däremot blir inte grenarna grova så länge som hamling pågår.
 - Oavsiktliga skador, upphörd beskärning
 - Trädskadorna kan utveckla håligheter i stam och grenar även i lägre ålder.
- Del i en större trädmiljö
 - Flera träd kan hålla större populationer av trädlevande arter
 - Lägre risk för lokalt utdöende
 - Större kapacitet som spridningskärna
 - Ökade chans till substrat- och trädkontinuitet

7.2 Viktiga egenskaper för kulturhistoriskt värde inklusive förekomst av biologiskt kulturarv

- Anläggningar
 - Anläggningen som helhet
 - Alléer kan berätta om historiska förhållanden, exempelvis:
 - En tidsepok, skiftande stilideal, personlig strävan, maktförhållanden, förnyelse av allén
 - Praktiska funktioner för resenärer: lättare att se vägen, skydd mot väder
 - Praktiska funktioner för städer, byar och gårdar: ved, material till hus, korgar, lövfoder
 - Parker, kyrkogårdar och liknande (för Trafikverkets del parker i anslutning till vägar) kan berätta om:
 - En tidsepok, stil- och arkitekturideal, personlig strävan, maktförhållanden. Parker är en viktig del av kulturarvet kring byggnadsminnen.
 - Träden i anläggningen
 - Trädslags- och sortval berättar om skiftande stilideal, lokala traditioner etc
 - Trädens form berättar om beskärning, i sin tur en fråga om stilideal; beskärningssätt kan ha skiftat med tiden.
 - Trädens ålder berättar om när de planterades
 - De gamla träden är den fysiska manifestationen av den ursprungliga anläggningen, på samma sätt som ursprungliga byggnader med sina originaldetaljer
- Enskilda träd längs vägen
 - Kan berätta om trädnyttjande i form av lövtäkt, stubbskottsbruk m.m.
 - Träd med särskild historia

- Aktivt planterade träd eller gynnade träd, som vägvisare, avståndsmarkörer, rastplatser, vil- och supträd. Sådana träd kan indikera gamla färdvägar
 - Träd med övernaturliga krafter och speciella historier
 - Träd, eventuellt planterade, som kan knytas till händelser, personer etc.
- Träden och anläggningen i sitt landskap
 - Trädförekomst som helhet kan berätta om området och bygden, t.ex.
 - Om trädrika adels- och godslandskap
 - Om lokalsamhällets näringar och behov av produkter från träd
 - Trädens växtsätt berättar om den närmast omgivningens historiska utseende och nyttjande, t.ex. öppenhet, bete och slätter.
 - Trädens arter berättar om det historiska landskapets innehåll av träd av olika slag
- Vägårdsepokens avtryck
 - Träd som en viktig komponent i att skapa vackrare vägar som harmoniserar med bygden, skapa skönhetsupplevelser och funktion för de första bilisterna.



Figur 41. Överst: Allé som leder fram till järnvägsstationen i Alingsås ca år 1900. Lagg märke till att anläggningen kring stationen (till höger) innefattade flera träd, något som var typiskt för järnvägsstationernas ambitiösa trädgårdsanläggningar. Stationen, sannolikt samtida med träden, byggdes på 1850-talet (järnvägen trafikerades från 1857). Alingsås museum. CC BY-NC-SA. Underst: Allén som leder fram till järnvägsstationen i Alingsås idag – vissa träd är borta, liksom parken kring själva stationen, men kvarvarande träd vittnar om hur träd använts för att gestalta stationsområdet. Järnvägsstationer var sin tids prestigebyggen. Google street view.

8. Dataunderlag om skyddsvärda vägträd och andra träd i Sverige

8.1 Befintliga inventeringar av värdefulla träd och trädmiljöer

Träd har varit viktiga i samhället under mycket lång tid och inventeringar av träd har, med högre eller lägre precision, gjorts i åtskilliga hundra år. De första karteringarna av träd gjordes för försvarets syften, främst inventering av ekar för skeppsbyggande, och som en del av lantmätarnas beskrivning av skogstillstånd och virkesförråd. Idag inventeras grova träd främst för sina biologiska, kulturhistoriska och ornamentala värden. Träd inventeras av många aktörer, med olika metoder och inventeringar görs ofta oberoende av varandra.

Vi redovisar här en kort genomgång av de olika kunskapsunderlag som vi tagit del av under arbetet. En mer utförlig sammanställning finns i skriften *Fria eller fälla* (Mebus 2014; Riksantikvarieämbetet et al. 2022).

8.1.1 Naturvårdens inventeringar och åtgärdsprogram för särskilt värdefulla träd

De enskilt viktigaste aktörerna för inventering av skyddsvärda träd är länsstyrelserna som genom sitt arbete med åtgärdsprogram för hotade arter (ÅGP) har genomfört omfattande inventeringar av värdefulla träd. Åtgärdsprogrammet för särskilt värdefulla träd koordineras av länsstyrelsen i Västmanlands län. Länet har kommit olika långt i sitt inventeringsarbete och på kartor över trädförekomst kan man på många håll se hur täthetsvariation följer länsgränserna (t.ex. Bovin et al. 2017, Fig. 37). Skillnader beror bland annat på hur åtgärdsprogrammet prioriteras, på ambitionsnivå för inventeringsarbetet samt på antalet träd och hur stora områden som ska inventeras. Det är dock inte entydigt att län med många träd har mer inventeringsarbete kvar att göra. Vissa län, framför allt Östergötland, påbörjade trädinventering redan innan åtgärdsprogrammet (se t.ex. Jansson & Antonsson 1995), och utvecklade också mycket av den metodik som nu, med olika modifieringar, används.

Inventering och värdering av träd i åtgärdsprogrammet syftar till att kartlägga förekomst, status och åtgärdsbehov i hela landskapet, främst med utgångspunkt från biologiska värden. Kulturmiljövärden nämns men ingår inte i fältmetodiken, vilken skiljer något från län till län. I programmet utpekas alléer som en av de prioriterade miljöerna för åtgärder och inventering, motiverat bland annat av hög ålder och höga värden hos träden, men samtidigt tydliga hot i form av dåligt skick och tidigare avverkningar. I programmet nämns också att alléer är inventerade av

Vägverket i ungefär hälften av länen, men med annan metod för både inventering och värdering än de som föreslås i åtgärdsprogrammet, och att alléer i det privata vägnätet är mycket dåligt kända (Höjjer & Hultengren 2004). Inom åtgärdsprogrammet har alléer och andra vägträd inventerats i vissa län och områden men inte i andra. Information om vad som inventerats respektive vad som utelämnats i fältarbetet är inte alltid lättillgänglig.

Inom Naturvårdsverkets och länsstyrelsernas arbete med grön infrastruktur har information om värdefulla träd använts för landskapsanalyser, baserat på befintliga inventeringar.

I övrigt har alléer och vägträd då och då ingått i olika slags i lokala naturvårdsprojekt, ÅGP-inventeringar, LIFE-projekt etc. Biskops-Arnö i Uppsala län är exempel på ett område som inventerats vid upprepade tillfällen i olika projekt och utifrån olika infallsvinklar, som vitalitet/trädvård (Bengtsson & Harris 2012), biologiskt kulturarv (Lennartsson et al. 2011), lavar (Hultengren 1997), svampar (Aronsson 2001) och skalbaggar (Jonsell 2003, Jonsell & Sahlin 2010).



Figur 42. Lindallé från 1930-talet i stadsdelen Gärdet i Stockholm 2023. Foto Anna Westin.

8.1.2 Trädinventeringar i urban miljö

Vissa kommuner har deltagit i åtgärdsprogrammet och inventerat trädens biologiska värden även i urban miljö, men vanligen har inventering av urbana träd andra syften. Vanliga syften är att skaffa underlag för att bedöma estetiska värden, risker/vitalitet, spridning av trädskjukdomar och, på senare tid, ekosystemtjänster och spridningsvägar, ”gröna kilar/korridorer” (se t.ex. Nielsen et al. 2014, Östberg et al. 2015a, Lund 2016).

8.1.3 Trafikverkets inventeringar av alléer och andra vägträd

Trafikverket (tidigare Vägverket) har inventerat alléer sedan 1990-talet (t.ex. Vägverket 1996, Bengtsson et al. 1996), vilket resulterat i att man börjat bygga upp databaser över alléer i vissa regioner (t.ex. Region Väst). Först på senare tid har man börjat inventera även enskilda träd mer systematiskt. De första inventeringarna värderade alléer främst utifrån olika gestaltningskriterier och vissa kulturmiljövärden, men inte biologiska värden (se t.ex. Vägverket 2002). Trots att flera omfattande och ambitiösa inventeringar gjorts i vissa områden, ger de således inget underlag för bedömning av biologiska värden, men bättre för bedömning av kulturmiljövärden.

I mitten av 2010-talet återupptogs allé- och vägträdsinventeringar i Region Väst för att ge en bättre bild av Trafikverkets skötselansvar och skötselbehov för vägträd. Alléernas längd, antal träd och skötselstatus har registrerats i fält, och i vissa driftområden har alléer och träd värdeklassats i tre klasser. Avrapporteringen (flera rapporter i formen ”Kunskapsunderlag: Träd – Alléer, vägträd; Driftområde XXX, Trafikverket Rapport 2015:XXX”) redovisar dock ingen metod för hur skötselstatus och värdeklass bedömts. Även enstaka riktade artinventeringar har gjorts i Trafikverkets regi i särskilt intressanta trädmiljöer (t.ex. Livereds alléer, Bohman & Hultengren 2017), och resultatet har i viss mån använts för att värdera olika delar av trädanläggningarna.

8.1.4 Fältinventering eller bildbaserad inventering?

För att bedöma trädens innehåll av livsmiljöer för arter och deras vitalitet behöver de undersökas i fält, och för att få denna information finns inga genvägar. Detsamma förefaller gälla för inventering av ersättningsträd, möjligen med visst undantag för de allra äldsta ersättarna, vilka är tillräckligt stora för att kunna ses på flyg- eller satellitbild. Ersättningsträd behöver ha påbörjat ett ljusträds-växtsätt, vilket inte kan bedömas rakt uppifrån, särskilt inte för yngre åldersklasser (Claesson 2009).

För att hitta värdefulla träd i form av solitärer och träd i alléer, skulle däremot olika slags fjärranalys kunna användas. Infraröda flyg- eller satellitbilder har använts länge för vegetationskartering och bestämning av trädslag (Ihse 2007, Morgan et al. 2010). Enskilda särskilt vidkroniga värdefulla träd kan detekteras även i skog, men det finns risk att missa grova träd som förlorat en stor del av kronan. Fjärranalys är därför inte en fullgod ersättning för fältinventering i skog och andra tätare trädmiljöer.

På senare tid har även flygburen laserskanning (LiDAR) provats för att hitta träd. Laserdata ger en noggrann höjdkarta där träd sticker upp från omgivningen. Sjölund (2015) använde laserdata för att hitta alléer, infraröda flygbilder för att bestämma trädslag och Google street view i kombination med viss fältinventering för att bedöma trädens grovlek. Behandlingen av laserdata erbjuder en

automatiserad metod för att hitta alléer och fristående träd, vilken kan ge ett underlag inför fältinventering.

8.1.5 Var finns inventeringsdata?

Inledningsvis i detta projekt undersöktes vilka databaser som fanns över inventerade alléer och värdefulla träd. Läget inom datahantering och lagring förändras dock snabbt, och den första kartläggningen blev delvis inaktuell innan projektet avslutades. Vi ser därför ingen anledning att redovisa det dagsaktuella läget, men tror att följande slutsatser om datalagring är någorlunda giltiga även på lite längre sikt:

- Genom samarbete mellan Naturvårdsverket, länsstyrelser och Artdatabanken utvecklades Trädportalen, där data om träd rapporterats in från olika typer av inventeringar, men där länsstyrelsernas trädinventeringar varit den viktigaste datakällan. Trädportalen hade vissa problem vad gällde både inmatning och uttag av data, vilket gjorde dels att många av länens uppdateringar och nya inventeringar inte matades in i Trädportalen, dels att det kunde finnas mer information från en inventering än som lagts in i Trädportalen. Sedan trädportalen inkluderades i Artportalen har rapporteringsförfarandet blivit betydligt enklare, men förmodligen finns fortfarande inventeringar som inte ligger i Artportalen.
- Åtskillig information från trädinventeringar finns (i skrivande stund) bara regionalt på länsstyrelser eller lokalt på kommuner och liknande. Särskilt kommunernas information är av mycket olika karaktär beroende på syften och prioriteringar, men många inventeringar innehåller utan tvivel relevant information om vägträd eller för att bedöma vägträds landskapsammanhang.
- Länsstyrelsernas inventeringar, och därmed inmatade och lagrade data, skiljer sig något. Exempelvis har vissa län enbart registrerat träd medan andra, t.ex. Stockholms län, även har registrerat ytor med träd.
- Det är troligt att viss information som samlats in i trädinventeringar inte kan läggas in i Artportalen, och därför bara finns, eller kommer att finnas, i de ursprungliga databaserna. På grund av denna begränsning kan man troligen inte räkna med att Artportalen är den bästa databasmallen för alla inventeringar. Det är därför angeläget att tillgängliggöra befintliga databaser över träd.
- Trafikverket har tidigare arbetat med en allé-databas, men samlar numera all information från trädinventeringar i sin egen databas Miljöwebb landskap. Informationen i miljöwebben är åtkomlig från Trafikverkets ”Lastkajen”. Datat i miljöwebben uppdateras kontinuerligt men har i skrivande stund inte överförts till Artportalen.

- För alléer och vägträd finns således två huvudsakliga separata databaser.
- Informationen från 1990-talets alléinventeringar finns huvudsakligen redovisade i pappersrapporter, varav några, men inte alla, skannats, eller som word-, PDF- eller excel-filer. Vi har hittat ett knappt 20-tal sådana inventeringar från olika delar av landet, de flesta utförda av Vägverket.
- I databaserna finns inga enkla sätt att se vilka områden som inventerats, vilket gör det svårt att bedöma ifall tomma områden verkligen saknar träd eller inte inventerats. Vad gäller länsstyrelsernas inventeringar har som nämnts vissa län inventerat alléer längs statliga vägar, andra inte. Vad gäller Trafikverkets inventeringar på driftområdes-nivå eller i mindre skala, kan man förmoda att all statlig väg inventerats, men det är ofta oklart vilka alléer längs enskild väg som registrerats. I båda fallen behöver man söka upp tilläggsinformation om inventeringarna, exempelvis i Trafikverkets rapporter. I den metodik vi föreslår, ska registreras vilka vägar som inventeras.
- Uppladdning av data till gemensamma databaser har hittills försvårats av krav på it-säkerhet hos både Trafikverket och Länsstyrelser, vilka hindrat användning av insamlingsappar som direkt sparar data till en molntjänst, exempelvis Field maps (tidigare Collector) som är kopplad till ArcGIS online. Länsstyrelserna har på senare tid använt Field maps, men sparat data till en intern server. På Trafikverket verkar finnas vissa skillnader i tolkningen av användarsäkerheten mellan olika it-avdelningar, men i stort sett har inte molnbaserade databaser kunnat användas.

För att skapa ett underlag för inventering av vägträd har vi i detta projekt dels hämtat data från Artportalen och Miljöweb landskap, dels försökt få fram så många övriga länsvisa trädinventeringar som möjligt, av det slag som bedömer trädens biologiska och/eller kulturhistoriska värden. Vi har lagt samman all information till en egen sammansatt träd-databas i ArcGis-online, vilken kopplats till appen Field maps. Våra provinventeringar har visat att det är nödvändigt att ha tillgång till tidigare inventeringsdata, och om en insamlingsapp som Field maps används, bör dessa data vara synliga i appens karta.



Figur 43. Allé med gamla askar vid Venngarns slott, Sigtuna kommun i Uppland. Allén har stödplanterats flera gånger under årens lopp och det finns åtminstone tre generationer av gamla träd. Foto Tommy Lennartsson

8.2 Insamling och lagring av data – implikationer för Trafikverkets inventering av vägträd

Det finns ett omfattande dataunderlag beträffande värdefulla träd i landskapet, men hur väl den databaslagda informationen representerar de faktiska trädbestånden varierar kraftigt från län till län. Faktiska skillnader beror främst på hur noggrant och omfattande inventeringar gjorts, men möjligen kan också fortfarande finnas skillnader mellan länen beroende på vilka som rapporterat in till Artportalen. Vår sammanlagda ArcGis-online-plattform innehåller de flesta länsvisa inventeringarna vilket gör det till ett lämpligt underlag för fortsatt trädinventering samt för bedömning av värden i ett landskapsperspektiv. Det kan dock finnas lokala inventeringar med olika syften som vi inte känt till. Vi rekommenderar att Trafikverkets inventering i ett område inleds med att man kontaktar länsstyrelse och kommun för att få uppdaterad information om inventerade träd.

Alla inventeringsdata blir inaktuella efter några år och behöver göras om. Det gäller särskilt vid sjukdom som askskottssjukan och almsjukan, vilka snabbt förändrar trädbestånden. Även beskuggning genom igenväxning kan på kort tid

slå ut värdefulla träd eller kraftigt förändra deras vitalitet. Träd är dock långlivade och vi bedömer att huvuddelen av informationen i databaserna duger för att göra de flesta typer av prioriteringar eller analyser. Överlag är dataunderlagets aktualitet ett mindre problem än dess ofullständighet.

Alla inventeringar som vi har tagit del av saknar information om ”noll-värden”, d.v.s. det saknas uppgifter om var man har sökt, men inte funnit värdefulla träd. Detta gör att frånvaron av inventerade träd inte med säkerhet betyder att värdefulla träd saknas. Detta får konsekvenser för möjligheten att göra analyser på landskapsnivå. Det får också konsekvenser för Trafikverkets inventering då man inte kan veta om vägsträckor saknar alléer eller värdefulla träd/trädmiljöer eller om de bara inte är inventerade. Detta gäller både Artportalens data, andra länsvisa (och säkert även kommunvisa) inventeringar, och, såvitt vi förstår, även Trafikverkets egen rapportering av alléer och andra vägträd i Miljöwebb-landskap. Vi rekommenderar att Trafikverket hittar en rutin och metod för att alltid registrera vilka vägsträckor som inventerats, och att Trafikverket i alla kontakter med andra aktörer uppmanar även dem att registrera ”noll-värden”. Vi har lagt in en enkel funktion i vår plattform i det digitala protokollet där man helt enkelt ritar in var man har åkt när man inventerar. Man kan givetvis också registrera spår som automatiskt sparar information om vilka vägar som sökts av.

Träd-data i Artportalen ger i ibland en missvisande bild av vilken information som samlats in om träd. En sökning på Artportalen visar oftast bara vissa (t.ex. art, position och diameter) av alla inrapporterade parametrar. Viss inmatad information kan bara ses om man begärt ut data. För att få reda på hur mycket information som egentligen finns om träden, och om det finns nya versioner av inventeringsdata, behöver man i dagsläget kontakta länsstyrelserna var för sig. Det kan dessutom för ett område finnas användbar information som inte kunnat läggas in i Artportalen, och som måste fås genom direktkontakt med länsstyrelser, kommuner eller andra aktörer, inklusive Trafikverket självt. Exempel på sådan information är inventering av trädtyper och inventering av efterträdare till skyddsvärda träd. Vi rekommenderar att Trafikverkets inventering i ett område inleds med att man kontaktar länsstyrelse och kommun för att se ifall det finns mer information om träden än som syns i Artportalen och vår Arc-Gis-online-databas.

LiDAR-data och flygbilder skulle kunna vara ett kostnadseffektivt sätt att ha uppsikt över redan inventerade träd, d.v.s. att följa alléer och solitära träd som redan är inventerade utan att behöva göra lika frekvent omdrev av fältinventeringen. Man måste dock göra ett besök så småningom för att med säkerhet veta vitalitet och biologiska värden hos enskilda träd. LiDAR-baserade metoder har också visat sig så pass säkra att de skulle kunna användas för att på ett automatiserat sätt söka fram alléer och solitärträd som ett underlag till fältinventering. Det är dock förmodligen svårt att få så noggrann information om

träden att den kan användas för att säkert bedöma närhet till andra värdefulla träd eller förekomst av ersättare. Vissa värde träd och ersättare skulle kunna registreras med LiDAR-metoder, men frånvaro av sådana träd i fjärranalysen visar inte med säkerhet en faktisk frånvaro, utan behöver verifieras med fältbesök. Eftersom vägträdens status ändå måste bedömas i fält föreslår vi registrering av omgivande värde träd och ersättningsträd i samband med fältinventeringen i stället för att bygga den bedömningen på LiDAR-data. Det finns förmodligen färre experter som kan göra analyser av flyg- och satellitbilder och laserdata, än som kan göra fältinventeringar.

Eftersom träd inventeras i många olika sammanhang och av många aktörer, finns en stor potential för samordningsvinster. Vi bedömer att det viktigaste för att möjliggöra sådana vinster är att samordna datalagring. I andra hand kommer samordning av själva inventeringsmetoderna, men eftersom inventeringar görs med olika syften kommer alltid olika metoder att användas. Det är dock önskvärt att inventeringar alltid registrerar parametrar hos träd och trädmiljöer så att både biologiska och kulturhistoriska värden kan bedömas, och helst också åtgärdsbehov och framtidsutsikter i termer av ersättningsträd.

Beträffande datalagring finns i skrivande stund flera problem med nuvarande datalagring, men situationen på det området förändras snabbt, och vi avstår från att föreslå förbättringar. Vi vill dock betona att det finns flera skäl till att skapa en bra samordning av datalagring, och med bättre åtkomstmöjligheter än idag. Viktiga skäl är att undvika dubbelarbete, att få bra bakgrundsinformation till inventeringar, och att kunna bedöma träd och trädmiljöer i ett landskapsperspektiv. Exempelvis behöver Trafikverket tillgång till andra aktörers inventeringsdata för att bedöma vägträdens samband med andra träd i det omgivande landskapet. Trafikverkets data behövs för länsstyrelsernas arbete med grön infrastruktur.

9. Befintliga metoder för att inventera och värdebedöma vägarnas träd och trädmiljöer

I Sverige har värdefulla träd inventerats av en rad olika myndigheter och aktörer och de flesta skiljer sig lite i metodik beroende på inventeringens syfte. Metoder skiljer sig åt beträffande (1) vilka träd som är föremål för inventering, (2) definition av skyddsvärda träd/värdefulla träd, (3) vilka parametrar som inventeras hos träd och trädmiljöer och (4) värdering av träd, anläggning eller trädmiljö utifrån biologiskt, kulturhistoriskt och socialt värde, samt vitalitet och skötselbehov.

9.1 Vilka träd inventeras?

Vilka träd som en metod dokumenterar beror förstås på syftet med inventeringen. De inventeringar av värdefulla träd som gjorts kan sägas följa två olika huvudinriktningar, antingen inventering av ett urval av träd enligt en bestämd definition, eller mer förutsättningslös inventering av många träd där värderingen görs i efterhand. Ett ofta använt exempel på det sistnämnda är den så kallade AHA-metoden som bygger på att man inventerar träd som har förutsättningar att hysa rödlistade skalbaggar och tvåvingar, samt i någon mån steklar (Sörensson 2008, se nedan). Sådana träd kan finnas i många storleks- och åldersklasser, vilket innebär att en stor spännvidd av trädtyper kan inventeras med avseende på förekomst av livsmiljöer, exempelvis grov stam, stamhåligheter, mulm, vattenfyllda grenhål, savflöden, barklösa partier och svamppåväxt.

De flesta större inventeringssatsningar gör däremot en initial sällning av vilka träd som ska inventeras, genom att definiera vad som är ett skyddsvärt eller värdefullt träd, se 9.3.

Trafikverket har ansvar för att sköta alla träd som står vid vägen och därför är det i detta arbete inte relevant att begränsa sig till äldre eller stora träd, eller enbart träd med höga naturvärden. En nyplanterad allé ska också skötas och följas upp (se Trafikverket 2015 och motsvarande kunskapsunderlag från andra driftområden). Östberg et al. (2015a) resonerade på samma sätt beträffande inventering av träd i urbana miljöer.



Figur 44. Mulmhål i en gammal lind undersöks under projektets provinventering. Linden växer i Krusenberg, Uppsala län, längs väg 255. Foto Anna Westin 2019.

9.2 Var görs inventeringarna?

Inom åtgärdsprogram för skyddsvärda träd anges i den uppdaterade åtgärdstabellen mål för vidare inventering (Sandberg 2021).

- Att slutföra inventeringen av skyddsvärda träd i odlingslandskapet.
- För länen i Norrland och norra Svealand ska störst fokus ligga på att inventera särskilt skyddsvärda träd och trädmiljöer inom skogsbyar, finntorp och fäbodområden.
- Förekomster av särskilt skyddsvärda träd på skogsmark, som tidigare varit hävdad, ska fortlöpande registreras av Skogsstyrelsen.
- Samtliga alléer längs allmänna vägar ska inventeras av Trafikverket.
- Alléer längs kommunala vägar ska inventeras av respektive kommun.
- Alla alléer kring enskilda vägar ska inventeras av vägsamfälligheterna som sköter vägen. Detta sker genom ett upprop under år 2022.
- Kommunerna bör inventera särskilt skyddsvärda träd på sin egen mark samt detaljplanelagd mark.
- För träd i offentliga miljöer, d.v.s. alla begravningsplatser, kyrkogårdar, kyrkotomter, parker, förskolegårdar, skolgårdar samt utemiljön vid äldreboenden, alléträd, träd vid spåranläggningar samt gatuträd, bör samtliga träd inventeras.

9.3 Definitioner av skyddsvärda och värdefulla träd

Gamla träd kan betraktas som värdefulla i egen rätt och av etiska skäl, exempelvis för att de är utgör vördnadsbjudande uråldriga organismer som överlevt flera historiska skeenden och många människogenerationer. De första naturminnena innefattade många stora och på annat sätt märkliga träd, och kan sägas representera dessa slags egenvärden (Wramner och Nygård 2010).

Deras värde kan också anses ligga i att de har ett värde för oss människor, exempelvis kulturhistoriska, estetiska eller andra sociala värden (Blicharska & Mikusiński 2014).

Träd har också en ekologiskt och evolutionärt baserad avgörande betydelse som livsmiljöer för andra arter. Denna betydelse är oberoende av hur vi människor ser på saken, men om artbevarande anses viktigt, blir trädens betydelse för biologisk mångfald ett naturvärde.

Naturvärdet är förmodligen den vanligaste utgångspunkten för trädinventering idag. I befintliga inventeringsmetoder tänkta att användas i större skala är det ovanligt att man inventerar arterna knutna till träden och utifrån artförekomst definierar värdefulla träd. Vanligast är att värdefulla träd definieras utifrån egenskaper som är starkt korrelerade med förekomst av rödlistade arter. I *Instruktion för inventering av grova lövträd i södra Sverige* (Hultengren & Nitare

1999) riktade man in sig på så kallade jätteträd, med en diameter på över en meter i brösthöjd, men i särskilda fall kunde även klenare träd inventeras, om de var gammelnräd i skog eller kulturhistoriskt intressanta träd.

Åtgärdsprogrammet för särskilt skyddsvärda träd (Höjer och Hultengren 2004) definierar särskilt skyddsvärda träd ett eller flera av tre kriterier:

- *Jätteträd*: träd grövre än 1 meter i diameter på det smalaste stället under brösthöjd.
- *Mycket gamla träd*: Gran, tall, ek och bok äldre än 200 år. Övriga trädslag äldre än 140 år.
- *Grova hålträd*: träd grövre än 40 cm i diameter i brösthöjd med utvecklad hållighet i huvudstam.

Såväl levande som döda träd ingår i åtgärdsprogrammet. Det framhålls även att träd som inte uppfyller något av kriterierna kan ha ett kulturmiljövärde eller värde som livsmiljö för rödlistade arter. För att knyta åtgärdsprogrammet till kriterierna för skogscertifiering inom FSC betraktas även äldre träd av till exempel alm, ask, rönn, oxel, asp och sälg som naturvärdesträd; de uppfyller sällan kriterierna men är ändå en biologisk bristvara. Det framgår inte i åtgärdsprogrammet om man förväntas beakta andra värdefulla träd som faller utanför de tre kriterierna ovan. Det finns exempel på att man lokalt och regionalt har modifierat kriterierna för vilka träd som inventeras (t.ex. Borås stad 2017, Länsstyrelsen i Västra Götalands län 2018).

Som ett led i miljöövervakningen har Naturvårdsverket tagit fram en undersökningsmetod för inventering av skyddsvärda träd i kulturlandskapet (Claesson 2009). Metoden är framtagen genom en översyn och sammanvägning av fyra tidigare använda metoder (Höjer och Hultengren 2004, Hultengren & Nitare 1999, Claesson 2001, och Sellberg 2005). Skyddsvärda träd definieras i enlighet med de tre huvudkriterierna i åtgärdsprogrammet ovan (Höjer och Hultengren 2004) med ett par tillägg:

- *Hamlade träd*
- *Döda stående/liggande träd*: diameter $\geq 0,4$ meter på det smalaste stället under brösthöjd/ från stambas, såvida de ej är alltför murkna

9.3.1 Hur heltäckande är definitionerna av värdefulla träd?

En sammanläggning av Höjers och Hultengrens (2004) tre kriterier och Claessons (2001) två tilläggsriterier, visar att de två inventeringsmetoderna fångar in mycket grova träd, mycket gamla träd, ihåliga träd, döda träd, samt hamlade träd. Att denna avgränsning inte täcker alla träd med höga värden för (rödlistade) arter är uppenbart, men förmodligen är avgränsningen ändå en godtagbar kompromiss mellan vad som skulle behöva inventeras och vad som är realistiskt att inventera.

Däremot innebär kriterierna att kulturhistoriskt värdefulla träd registreras i mycket liten omfattning. Mycket gamla träd kan vara ett biologiskt kulturarv eftersom de kan bevara spår från människans historia under många tidsperioder, och hamlade träd är per definition alltid ett biologiskt kulturarv. De flesta träd med värde-egenskaper som nämns i 7.2 faller dock utanför dessa definitioner av värdefulla träd. Exempelvis kan noteras att hamlade träd uppmärksammas, men inte stora socklar av träd som skördats med stubbskottsbruk – vilka många gånger kan utgöra de allra äldsta träden i ett landskap (Figur 45).

9.4 Vad registreras vid inventering av naturvärden?

Som nämnts baseras de flesta inventeringsmetoder för värdefulla träd på indikatorer för hög biologisk mångfald, närmare bestämt de strukturer hos träden som utgör livsmiljöer för krävande arter. Sådana indikatorer påvisar förutsättningarna för att träd ska kunna hysa krävande arter, men garanterar givetvis inte att arterna faktiskt finns där.

9.4.1 Arter

För att komma ett steg närmare faktisk förekomst av arter har ”Fem ess-metoden” utvecklats för inventering av skyddsvärd skog i södra Sverige (Rundlöf och Nilsson 1995). Metoden kombinerar registrering av grova träd med inventering av skalbaggar (60 utpekade arter), hackspettar (i praktiken mindre hackspett i lövträds miljöer), lavar (bland annat lunglav), och lundflora. Många av de föreslagna skalbaggsarterna är rödlistade, och alla antas vara indikatorer på olika slags kontinuitet, främst hålträds- och ”grovträds”-kontinuitet, vilka är viktiga även för ett stort antal andra arter.

Fem ess-metoden har således indikatorer för naturvärden i olika skalor. Flera indikatorer är knutna till enstaka träd, och den delen av metodiken kan således användas för inventering och värdering av träd. Lunglav och lundflora indikerar naturvärden på beståndsnivå, och mindre hackspett på landskapsnivå (Ahlén & Nilsson 1982). Indikatorerna representerar också kontrasterande miljöförhållanden, nämligen skugga och täta bestånd (lundflora), respektive kontinuitet av ljusa förhållanden (arter på gamla ljusträd).



Figur 45. Två exempel på mycket gamla träd som nyttjats genom stubbskottsbruk. Överst en sockel av ask på Älgsholmen i Uppland. Alla stammar tillhör samma träd. Nederst en underjordisk sockel av avenbok i Loberget, Blekinge. Sockeln bildar en dunge av stammar med ca 4 m diameter. Foto Tommy Lennartsson.

Inom Skogsstyrelsens mångåriga arbete med nyckelbiotoper har producerats ett omfattande material om skog och träd med höga naturvärden i både södra och norra Sverige. Nyckelbiotopsinventeringen vilar i stor utsträckning på inventering av signalarter. Det finns inventeringsmanualer för såväl biotoper som arter (Norén 1995; Norén et al. 2014), beskrivningar av arters ekologi (Nitare 1923), och handledningar för skötsel av skog (Nitare 2014). Åtskilligt av denna kunskap är relevant för inventering och värdering av enskilda träd, och en styrka jämfört med andra metoder för värdefulla träd är att norra Sveriges, och barrskogslandskapets träd är betydligt bättre representerade.

9.4.2 Livsmiljöer och trädstatus

I stort sett alla inventeringar registrerar olika kombinationer av följande lista över inventeringsparametrar, vilka huvudsakligen kommer från några få huvudpublikationer (Jansson och Antonsson 1995, Höjer och Hultengren 2004, Sörensson 2008, Claesson 2009). Samma parametrar lyfts också fram i de delar av Skogsstyrelsens metodik för nyckelbiotopsinventering som berör enstaka träd och ljusa trädmiljöer (se ovanstående rubrik för publikationer):

- Trädslag
- Stamomkrets (smalaste stället under brösthöjd).
- Trädets form (t.ex. vidkronigt eller rakstammigt)
- Stamhål (förekomst, storlek på ingångshål, placering och hål stadium)
- Grenhål (förekomst, storlek, vattenfyllda, mulmfyllda)
- Mulm (förekomst och mulmvolym ytaXdjup)
- Trädform (sprärrgrenigt träd, normalformad krona, högt ansatt krona)
- Stackmyror (indikerar lägre värde)
- Brandspår
- Barklös stam (yta barklös stam)
- Savflöde (kort/långt flöde)
- Vedsvampar
- Grendiameter
- Hamlingsträd
- Grendiameter för hamlingsträd
- Grov högstubbe
- Biotop, omgivning, ljustillgång, omgivande markanvändning etc. (indikerar både värde och framtidsutsikter)
- Vedartad igenväxningsvegetation (indikerar lägre värde eller sämre framtidsutsikter)
- Kronförlust som mått på nedsättning av trädens vitalitet
- Omgivning (biotop och markanvändning enligt lista, exempelvis inom 50 m från koordinatsatt träd; Claesson 2009)

Listan motsvarar således de flesta av de livsmiljöer som nämnts i avsnittet om de enskilda trädens värden, men färre av de processer och förhållanden som skapar livsmiljöerna.

Hur kriterier för bedömning av status används beskrivs i 9.6. I Miljöweb landskap ingår följande parametrar för solitära träd:

- Trädslag:
- Avstånd till väg (m):
- Förvaltare:
- Vitalitet:
- Risk:
- Skador:
- Kulturhistoriskt värde:
- Biologiskt värde:
- Estetiskt värde:

Inventeringsprotokoll för alléer innehåller liknande kategorier och skall bedömas på samma sätt:

- Beskrivning:
- Alletyp:
- Enkel-/dubbelsidig:
- Värdeklassificering:
- Vitalitet:
- Risk:
- Skador:
- Kulturhistoriskt värde:
- Biologiskt värde:
- Estetiskt värde:
- Förvaltare:
- Längd (m):
- Antal träd:
- Avstånd mellan träd:
- Avstånd till väg:
- Skötselstatus:

Parametern biologisk värdering bygger förmodligen på de trädstrukturer som listats ovan, men i Trafikverkets inventeringsrapporter finns sällan någon information om hur det biologiska värdet faktiskt tagits fram.

Vi har inte närmare granskat miljöweb landskap och dess funktionalitet för att analysera trädvärden och landskapsekologi eftersom informationen om de flesta inventerade solitära träd endast består av en position och artangivelse, men saknar

övriga parametrar, samt för att det är svårt att veta hur bedömningar, exempelvis av högt biologiskt värde, är gjorda.

9.4.3 Träd i rum och tid

Det finns få inventeringar som beskriver en strukturerad metod för räkning av ersättningsträd, och de flesta är av typen lokala fallstudier. En undersökningstyp inom miljöövervakning (Claesson 2009) föreslår räkning av antal efterföljare i två storleksklasser (stamdiameter 0,10-0,49 respektive 0,50-0,99 meter i brösthöjd). Träd inventeras antingen inom en definierad sickprovstyta, eller som totalinventering i vissa utpekade objekt, t.ex. ett naturreservat. I eklandskapet Östergötland registrerades grupper av ekar i storleksintervallet 0,5-1 m som ersättningsträd (Johannesson och Ek 2006).

Data insamlade med dessa metoder skulle i princip kunna analyseras för att ge en grov prognos över ett områdes framtida trädkontinuitet, men såvitt vi vet finns ingen manual för sådan analys (i Naturvårdsverkets undersökningstyper inom miljöövervakning finns över huvud taget mycket få anvisningar till hur insamlade data är tänkta att analyseras).



Figur 46. Stambleckor och barklösa partier är en struktur som registreras i de flesta metoder för trädinventering. Bleckorna är livsmiljö för flera arter skalbaggar och lavar, samtidigt som de sätter ner trädets vitalitet. När de barklösa partierna blir såhär stora kan man anta att trädets livslängd förkortas avsevärt. Vik, Uppland. Foto Tommy Lennartsson.

9.5 Metoder för värdering av träd och trädmiljöer utifrån inventeringsdata

9.5.1 Övergripande principer för värdering

Metoder för värdering faller alltid tillbaka på en definition av, en målbild för, vad som är värdefullt. Den kan vara mer eller mindre baserad på åsikter (ofta fallet vad gäller estetiska värden) eller på analyser (av exempelvis arters krav – om man godtar åsikten att arter ska bevaras).

I den myndighetsgemensamma handledningen Fria eller fälla (Meibus 2014; Riksantikvarieämbetet et al. 2022) listas ett antal parametrar som kan få illustrera vad som ofta framhålls som värdefullt. Listan gäller främst värdering av landskap, områden och trädmiljöer, snarare än enskilda träd.

Kulturhistoriska värden

1. Har områdets kulturhistoriska karaktär förändrats i mycket liten utsträckning i förhållande till en tidsperiod området representerar?
2. Har området beståndsdelar från många olika tidsskeden, vilka tydliggör områdets kulturhistoriska utveckling genom tiden?
3. Är området ett av de mest typiska i sitt slag eller är det förebildligt och/eller präglat av en viss händelse, person eller grupp av personer som är av stor betydelse för den kulturhistoriska utvecklingen?
4. Utgör träden genom sin placering, form, art eller karaktär en viktig del av den kulturhistoriska helhetsmiljön?
5. Ligger området i eller i anslutning till ett utpekade område för kulturmiljövård (till exempel områden av riksintresse för kulturmiljövård eller områden som är listade i länets eller kommunens program för kulturmiljövård)?

Naturvärden

1. Har området lång kontinuitet med avseende på biotoptyp på platsen?
2. Har området en avgörande funktion för spridningen av rödlistade eller andra sällsynta trädlevande arter?
3. Innehåller området många särskilt skyddsvärda träd (till exempel gamla, grova eller ihåliga träd)?
4. Finns det kända förekomster av ett flertal rödlistade arter i området?
5. Ligger området i eller i anslutning till ett utpekade område för naturvård (till exempel en värde-trakt, område av riksintresse för natur- vård eller områden som är listade i länets eller kommunens program för naturvård)?

Sociala värden

1. Är området en viktig plats för kontemplation, sorgearbete, eftertanke och psykisk eller mental återhämtning?

2. Är området en viktig plats för sociala möten, rekreation eller motion?
3. Innehåller området spännande eller märkvärdiga träd eller andra element, har många konstnärliga inslag eller utmärker sig genom en framstående arkitektonisk gestaltning?'
4. Är området lättillgängligt och tryggt att vistas i?
5. Ligger området i eller inom en kilometers avstånd från en stad eller större tätort och/ eller har i förhållande till den lokala befolkningens mängd ett stort antal besökare eller förbipasserande?



Figur 47. En allé som idag går genom skog kan vara svår att se, särskilt på flygbild och liknande bildmaterial. Foto Tommy Lennartsson

Parametrar på olika nivåer

Parametrarna i just denna lista illustrerar också ett tämligen typiskt drag hos listor över värdeparametrar, nämligen att parametrarna representerar olika nivåer av värden och därför delvis går i varandra. Vad gäller kulturhistoriska värden uttrycker de tre första punkterna värdeskapande egenskaper: ursprunglighet och kontinuitet/tidsdjup, mängd information (t.ex. om olika tidsåldrar) och representativitet eller sällsynthet. Den fjärde punkten, trädens art, form och placering, är rimligen en del av de föregående punkterna eftersom det är bland annat just dessa egenskaper hos träden som skapar ursprunglighet, informationspotential och representativitet. Den femte punkten, områdets utpekade kulturmiljövärde, kan antingen omfatta alla föregående punkter (om

trädmiljön redan ingår i det utpekade värdet) eller vara fristående (om det utpekade värdet bygger på annat än träden).

Vad gäller naturvärden beskriver den andra och tredje punkten två ekologiska funktioner som är viktiga för biologisk mångfald, funktion på landskaps- respektive trädnivå. Den tredje punkten, rödlistade arter, kan ses som resultatet av de två föregående, och den första punkten, kontinuitet, som en förutsättning för de tre följande. Den sista punkten, utpekat värdeområde, är en slags genväg till de övriga punkterna, d.v.s. de värden som dessa punkter representerar är redan kända och utpekade.

Det skulle antagligen vara värdefullt att göra en syntes av befintlig kunskap och metodik i syfte att hålla isär de olika nivåerna (a) värden, (b) direkta värdeskapande egenskaper, (c) indirekta värdeskapande egenskaper, (d) arter och biologiskt kulturarv (d.v.s. ”resultatet” av de värdeskapande parametrarna) och (e) annan hjälpinformation. I ett praktiskt sammanhang är det de värdeskapande egenskaperna som inventeras, varefter inventeringsresultatet analyseras för att få fram en värdenivå.

Värdeskapande egenskaper har sammanställts i avsnitt 7. I det följande diskuterar vi dels hur sådana egenskaper använts för att bedöma värdenivå, dels hur i förväg satta värdekriterier påverkar vad som över huvud taget inventeras.

9.5.2 Naturvärdering

I Åtgärdsprogram för särskilt skyddsvärda träd anges vissa grundläggande parametrar för att träd ska anses särskilt skyddsvärda, se ovan, men därutöver finns ingen gradering av enskilda träd som varande mer eller mindre värdefulla eller prioriterade. Istället har åtgärdsprogrammet prioriterat ett urval trädmiljöer och trädtyper där åtgärder i första hand bör utföras. Dessa har valts ut baserat på en kombination av betydelse för biologisk mångfald, kulturmiljövärden, upplevelsevärden och akut behov av särskilda bevarandeåtgärder (Höjer och Hultengren 2004). De prioriterade trädmiljöerna och trädtyperna är:

- Grova och gamla ekar
- Gårdsmiljöer
- Hamlade träd
- Alléer och andra vägnära träd
- Parker och kyrkogårdar.

Vi kan här dock påminna om att många typer av träd med höga kulturmiljövärden inte alls ingår i definitionen av skyddsvärda träd enligt Höjers & Hultengrens (2004) definition, vilket innebär att många gårdsmiljöer, alléer, parker och kyrkogårdar, inte kommer att ha några registrerade träd (se 9.3.1).

Till skillnad från åtgärdsprogrammet tar AHA-metoden (Sörensson 2008) steget från att enbart lista trädens värdeskapande egenskaper till att föreslå hur

man kan värdera och prioritera mellan träd i olika slags miljöer baserat på hur mycket det finns av dessa egenskaper. Vi har sammanställt AHA-metodens sätt att poängsätta träd i Tabell 1.

Tabell 1. Värdering av träd i AHA-metoden. Trädens bevarandeprioritet bygger på antal och omfattning av olika strukturer och egenskaper som ger förutsättningar för trädlevande insekter. Poängen är avsedda att användas för prioriteringar mellan bestånd (Sörenson 2008).

Klass (bevarande- prioritet)	I (högsta)	II (hög)	III (viss)	IV (ingen)	R (resurs, varierande prioritet) *
Poäng	10	5	1		
Kriterium	Minst 2 av karaktärerna för klass II	Minst 4 av karaktärerna för klass III ELLER 1 av nedanstående karaktärer	2-3 av nedanstående karaktärer		
Stamdiameter			<1 m i diameter i brösthöjd		
Grenhål		Ett eller flera större, djupa, vatten- och/eller mulmfyllda	Ett eller flera grunda, oftast små		
Savflöde		Yttre eller inre savflöde >10 cm	<10 cm långt		
Svamppåväxt		Omfattande påväxt, flera tickor	Liten, enstaka ticka		
Stamhålighet		Stor eller medelstor med mulm	Liten och grund, begynnande		
Barklös stam		>3 dm ²	< 3 dm ²		
Övrigt		Grövre murken högstubbe		Yngre friska oskadade träd	Äldre, oftast grova, oskadade, levande lövträd eller högstubbar

**Resursträd som inom 20-100 år beräknas kunna ersätta dagens klass I-III inom ett bestånd*

9.5.3 Värdering utifrån kulturmiljö-, estetiska- och sociala värden

Vägar är alltid människoskapade och vägträd som planterats längs eller formats av närheten till vägen kan därför ses som kulturföreteelser. Hur stort kulturmiljövärde ett vägträd har beror trädets sammanhang. Kulturmiljövården kan inte luta sig mot mätbara parametrar som mulmvolym och antal rödlistade arter. Istället handlar det om att bevara och visa en viss aspekt av historien där värdemotiven kan gå åt vitt skilda håll. Det har funnits en viss otydlighet om hur och varför man prioriterat vissa värden och valt att lyfta fram vissa historier och kontext framför andra, vilket föranlett arbete på Riksantikvarieämbetet med att se över, tydliggöra och nyansera arbetsprocessen kring kulturhistorisk värdering och urval (Genetay & Lindberg 2015).



Figur 48. I många urbana miljöer börjar träden nå en ålder då de blir värdefulla för biologisk mångfald – förutsatt att de får stå kvar och fortsätta att åldras. Alingsås. Foto Tommy Lennartsson

När kulturmiljövården värderar bebyggelse används de två (delvis överlappande) grundmotiven *dokumentvärde* och *upplevelsevärde*. Dokumentvärde innebär att bebyggelsen bär på historisk information värd att lyfta fram och bevara. Det är någorlunda objektiva egenskaper, även om kunskapen hos betraktaren förstås är avgörande för vilka historier en byggnad kan berätta. Upplevelsevärde omfattar estetiska värden, upplevelser och socialt engagerande egenskaper (Unnerbäck 2002; se också Blicharska & Mikusiński 2014).

Värdering av alléer och trädmiljöer har gjorts utifrån liknande principer inom dåvarande Vägverket. Det finns flera exempel på där alléer värdeklassats utifrån en blandning av kulturhistoriska, estetiska och sociala värden. Exempelvis har Allévårdsplan för Skåne (Vägverket Region Skåne 1996) satt högsta kulturhistorisk värdeklass och skönhetsvärde om allén:

- Finns i anslutning till slott, gods och herrgårdar
- Har tydliga målpunkter
- Utgörs av främst av äldre träd
- Är längre
- Står utmed bägge sidor av vägen
- Är väl exponerade i landskapet
- Har stort värde för landskapsbilden

Region Mitt (Vägverket Region Mitt 2002) har värdeklassificerat alléer utifrån ett ”trafikanterperspektiv”, med både kulturhistoriska och estetiska motiv:

- Alléns ursprunglighet
- Alléns sällsynthet
- Samband med landskapet
- Arkitektoniskt uttryck och skönhet
- Trafikanternas möjlighet att uppleva allén
- Exponering/synlighet
- Tillgänglighet (antal betraktare som ser den) och upplevelsevärden

En annan inventering har även lagt till skötselbehovet i klassificering av alléer (Vägverket region Norr u.å.).

I Fria eller fälla (Riksantikvarieämbetet et al. 2022) skiljer man, som ovan beskrivits, på kulturhistoriska och sociala värden. För den kulturhistoriska värderingen är det avgörande att känna till det historiska sammanhanget och syftet med miljöns tillkomst, och man lägger därmed fokus på trädmiljöns bidrag med historisk information (dokumentvärde). Ett enskilt träd och en anläggning värderas där exempelvis utifrån dess arkitektoniska betydelse, om den visar ett visst historiskt händelseförlopp, om den är ursprunglig i miljön (exempelvis att träd inte ersatts av nya träd), om den är av en speciell art eller klon, har präglats av en typisk historisk skötsel eller har koppling till en speciell historisk händelse. Vidare är det relevant om området där anläggningen står har beståndsdelar från flera olika tidsskeden, är typiskt i sitt slag, är präglat av en viss händelse, person eller grupp av personer som är av stor betydelse för den kulturhistoriska utvecklingen, samt om området ligger i (eller i anslutning till) ett utpekat område för kulturmiljövård.

Träd i anläggningar

Beträffande anläggningar värderas i regel stora anläggningar högre än små. För alléer innebär det att långa alléer, eller alléer med många träd, får högre värden (Mebus 2014). Vi känner dock inte till några kulturhistoriskt motiverade gränsvärden för storleksklasser.

Många alléer har luckor där träd dött, och man skulle här kunna räkna in även ”tomma positioner” i alléns storlek. Det motiveras av bland annat att även luckorna berättar om anläggningens utformning och historia, samt att en allé kan komma att restaureras genom att luckor planteras. Vi känner inte till några värderingsmetoder där tomma positioner uttryckligen ska ingå i kulturmiljöbaserad storleksklassning av alléer, men det verkar ha ingått i vissa av Trafikverkets inventeringar (Mats Lindqvist, muntl.).

9.5.4 Värdering i ett landskapsperspektiv

Kulturhistoriska landskapsvärden

I den myndighetsgemensamma Fria eller fälla (Riksantikvarieämbetet et al. 2022) betonas att man i värderingsmetoden bör skilja mellan å ena sidan träden eller anläggningen och å andra sidan miljön som helhet, där träden eller anläggningen finns. Som framgår av föregående avsnitt är dock landskapshistorien och landskapets kulturella kontext ofta en integrerad del av den kulturhistoriska värderingen av enskilda träd och trädmiljöer. Trädens och miljöernas värden skapas med andra ord ofta av att de är delar av något större, så även om man skiljer mellan de två nivåerna metodmässigt, blir landskapet ofta en del av helhetsbedömningen. För enskilda träd kan det innebära att de är delar i en anläggning, men träd och anläggningar kan också värderas för att de visar historien i ett större landskapsavsnitt, exempelvis ett herrgårdslandskap.

Medan man redan i fält kan identifiera anläggningar, krävs mera kunskap för att förstå helhetsmiljön och dess historia. Man kan därför förmoda att kunskap om helhetsmiljöer trots allt används i mindre utsträckning än kunskap om anläggningar i kulturmiljövärdering. Det gäller kanske särskilt trädens roll i jordbrukslandskap, där man skulle kunna identifiera exempelvis hamlingspräglade landskap eller landskap med skottskogsrester.

Samband mellan kulturhistoriska och ekologiska värden

Vissa typer av kulturhistoriskt identifierade landskap kan också ha stor ekologisk betydelse. Det gäller exempelvis de nämnda herrgårdslandskapen, där just den specifika landskapshistorien antagligen är den viktigaste förklaringen till höga biologiska värden knutna till gamla lövträd i lövhagmarker, parker och alléer. Ett annat exempel är jordbruksbygder med brist på vinterfoder, där hamlade träd varit

en viktig resurs och därför förekommer i många naturtyper i landskapet (Slotte 1992).

Denna typ av samband mellan kulturhistoria och ekologi är på landskapsnivå, men det finns också kulturpräglad natur på biotopnivå. Det finns all anledning att bygga upp bättre kunskap om sådana samband på både landskaps- och biotopnivå, med andra ord att utveckla kunskapen om hur biologisk mångfald formats av tidigare markanvändning, och hur biologisk mångfald är ett biologiskt kulturarv. Även på artnivå behövs denna typ av kunskap i hög grad, för bättre förståelse för arters krav och hur dessa har uppfyllts genom historisk markanvändning (Westin et al. 2022).

Biologiska värden på landskapsnivå

För att mer specifikt bedöma ett större områdes värde för biologisk mångfald bör man använda någon slags landskapsekologisk analys som väger samman kvalitét hos träd, antal träd/värdekärnors storlek och konnektivitet mellan träd och trädmiljöer. Sådana analyser har som nämnts gjorts framför allt inom arbetet med grön infrastruktur.

Som nämns i avsnitt 4.2 är det dock inte alltid tydligt hur modelleringar av värdekärnor (trädmiljöer) och värdestråk (ansamlingar av trädmiljöer) relaterar till ekologiska förhållanden och processer, som arters spridningsförmåga och trädens värdeutveckling i förhållande till deras ålder. Det innebär dels att modellresultat måste tolkas med försiktighet vad gäller verklighetsförankring, dels att utpekande av värdekärnor och värdestråk för träd inte utan vidare kan jämföras mellan län och studier.

I metod för miljöövervakning av värdefulla träd (Claesson 2009) finns en metod för skattning av status i ett helt område, baserat på ett slumpmässigt urval av ytor, exempelvis ekonomiska kartblad. Metoden testades på ett inventeringsmaterial från Östergötland och slutsatsen blev att det är arbetskrävande att skatta tillståndet i landskapet vid ett visst tillfälle. I stället föreslås att man följer förändringar baserat på fasta provytor.

Eftersom träd och deras värden har begränsad livslängd kan inte trädens rumsliga fördelning separeras från deras ålder och andra tidsmässiga aspekter. Ersättningsträd är viktiga för att säkerställa trädvärdena på sikt, och exempelvis åtgärdsprogrammet anger att det behövs minst tio vitala ekar i olika åldersklasser (0-50, 50-100 och 100-150 år) inom 500 meter som mått på värdestråkens bevarandestatus (Höjer och Hultengren 2004). Programmet anger också att efterträdare ska räknas i vissa utpekade områden. Däremot anges inte hur förekomst av ersättningsträd kan användas för att värdera olika träd, trädmiljöer och områden. Vi har inte heller funnit någon annan metod som beskriver hur man kan väga samman och värdera träd och trädmiljöer utifrån både deras nuvarande värde och deras framtidsutsikter.

9.6 Bedömning av trädens vitalitet och skötselbehov

Åtgärdsbehov är inte en parameter för värdering, men för prioritering. I befintliga mallar för bedömning av de enskilda trädens vitalitet används vanligen trädens röjningsbehov (igenväxning), omfattning av fysisk skada på stam och rot, och kronans vitalitet (andel av kronan som lever, i procentklasser).

Åtgärdsprogrammet för särskilt skyddsvärda träd fastställer kriterier för att bedöma gynnsam bevarandestatus för jätteekar med utgångspunkt från avsaknad av konkurrenskraftiga träd, frånvaro av fysisk skadeverkan, tillräcklig återväxt samt trädkronans vitalitet, i sin tur ofta beroende på tidigare eller nuvarande igenväxning (Höjer och Hultengren 2004):

- Igenväxning: Jätteek är frihuggen från konkurrenskraftiga träd vars trädkronor når inom fyra meter från ekkronans yttre gräns. För ekar med påtagligt reducerad krona bör en bedömning av kronans tidigare omfång vara vägledande. Andra särskilt skyddsvärda träd bör som regel lämnas liksom även vildapel, oxel och fågelbär äldre än ca 80 år.
- Fysisk skada: Frånvaro av pågående eller i sen tid uppkommen avsevärd fysisk skadeverkan, till exempel genom väg, dike, plöjning, hästgnag, kabelgrävning.
- Kronans vitalitet: Minst 50 procent av trädkronan lever.

Östberg et al. (2015) anger skador i fem klasser utifrån hur stor procent av trädets rothals, stam respektive krona som är skadad (inga=0%, lindriga <10%, måttliga 10-25%, svåra >25%, samt kategorin troliga skador). Procentsatserna är tänkta som en vägledning för inventeraren, men är inte alltid kopplad till risk för trädet, detta då en till ytan liten skada kan ha stor negativ påverkan på trädet om den är placerad på ett för trädet allvarligt ställe. För att en skada ska anses anmärkningsvärd ska den ha en långsiktig negativ inverkan för trädet.

Även Claesson (2009) anger kronskador i procentklasser:

- Levande träd: friskt (> 50 % av kronan vital)
- Levande träd: klart försämrade (20-50 % av kronan vital)
- Levande träd : låg vitalitet (< 20 % av kronan vital)
- Dött stående träd (inkl. högstubbar ≥ 2 m)
- Dött liggande träd. Träd ska ej registreras om veden är så murken att man vid mätställe utan ansträngning kan trycka in hela bladet på en morakniv (=10 cm).
- Träd saknas (ej återfunnet)

Beträffande igenväxning kring träden har Claesson (2009) föreslagit att man registrerar täckningsgrad av vedartad vegetation upp till 5 m utanför kronprojektionerna i fyra klasser, och att man även skiljer mellan buskar, sly och träd. I den metodiken finns även en lista över kategorier för omgivande (inom

50m) biotop och markanvändning, men den används främst som kompletterande information, inte direkt för statusbedömning.

9.7 Metoder för värdering – slutsatser och implikationer för Trafikverkets arbete med vägträd

9.7.1 Naturvärdesbedömning

Vilka träd bör inventeras?

Värdet och skötselbehovet för vägträd begränsar sig inte till jätteträd, mycket gamla träd eller grova träd med stamhåligheter. Vi föreslår att alla alléträd inventeras oavsett ålder och status, och övriga vägträd om de uppnår någon av de värdeskapande parametrarna i Tabell 2. Även andra värdefulla träd i närheten liksom potentiella ersättningsträd bör inventeras eller åtminstone karteras.

Vilken detaljeringsgrad bör inventeringen ha?

Det finns åtskilliga beskrivna inventeringsmetoder för träd, vilka till stor del bygger på och överlappar varandra, men som också har vissa egna särdrag. Metoderna ger, som beskrivits i 9.4, en lång samlad lista över väderkriterier för biologiskt värde, främst livsmiljöer för arter. Det finns såvitt vi vet inga uppskattningar av tidsåtgång eller kostnadseffektivitet för olika metoder och parametrar. Endast undantagsvis diskuteras genomförbarhet, exempelvis i termer av vilken grad av expertkompetens som krävs för en viss metod, eller under hur stort tidsfönster inventeringen kan genomföras. Genomgången i 9.4 visar att man givetvis får mer detaljerad kunskap om träden med en metod som innefattar fler parametrar, riktade mot fler artgrupper och arter, men att det samtidigt ställer större krav på expertkunskap, på att inventeringen görs vid rätt tid under året, och på kalibrering så att olika inventerare registrerar svårbedömda parametrar på samma sätt.

Å andra sidan finns god och samstämmig kunskap om vilka huvudsakliga strukturer och förhållanden som ger ett träd högt värde för biologisk mångfald. Den kunskapen är inbyggd i metoder både för dokumentation och för värdering och prioritering mellan olika träd (Sörensson 2008). Vi bedömer att trädens huvudsakliga naturvärden kan fångas in även utan avancerad expertkunskap. Vi har därför valt bort vissa av livsmiljöerna/parametrarna och förenklat kvantifieringen av vissa jämfört med andra föreslagna metoder för naturvärdesbedömning.

Vägträd i ett tid-rums-perspektiv

Betydelsen av ersättningsträd för trädvärdenas framtidsutsikter är väl uppmärksammade, men trots det finns få metoder för att kvantifiera ersättare (Claesson 2009). För värdering av träd i relation till storlek och kvalitet hos omgivande trädmiljö finns såvitt vi vet inga metoder alls. Tid- och rumsperspektiven hänger samman, bland annat för att träden generellt får fler värdefulla substrat ju äldre de är, d.v.s. ju närmare döden de är, och därmed ju större behovet av ersättningsträd är. Det finns ingen befintlig metod som väger samman nuvarande och framtida värde, d.v.s. de värdefulla trädens förväntade livslängd i kombination med tillgången på ersättningsträd.

Vi föreslår en modell för att väga samman nutida och framtida naturvärden i ett landskapsperspektiv.



Figur 49. Pilevall utanför Lund, Skåne. Foto Tommy Lennartsson

9.7.2 Kulturmiljövärdering

Beträffande kulturmiljövärdering kräver de flesta parametrar för kulturhistorisk värdering av trädmiljöer i ”Fria eller fälla” (Riksantikvarieämbetet et al. 2022) expertkunskap om trädmiljöns och platsens historia, om arkitektonisk historia och betydelse och liknande. Undantag är parametern utpekade område för kulturmiljövård, och möjligen ursprung i miljön. Vi bedömer att det inte är möjligt att göra en godtagbar värdering av vägträdens kulturmiljövärde utan att inkludera kriterier som kräver expertkunskap. Framför allt gäller det bedömning

av kriterier utöver själva fältbedömningen, som kulturhistoriskt sammanhang i ett landskapsperspektiv.

Anläggningens storlek, exempelvis antal träd i allén, nämns ofta som en generell värdeskapande aspekt. Vi har dock inte hittat några gränsvärden för vad som ska betraktas som stor respektive liten anläggning, och detta kan även förmodas variera mellan områden. Vi använder därför inte detta kriterium i kulturhistorisk värdering.

Estetiska och sociala värden har inte inkluderats i metoden.



Figur 50. Lindallé mot Övedskloster, Skåne. Foto Tommy Lennartsson

9.7.3 Skador och status

Vid provinventeringen använde vi Östbergs et al. (2015) metod för att bedöma rotskador och kronskador men fann att bägge parametrarna kräver expertkunskap för att kunna tillämpas. Kronskador innefattar svårbedömda skador som håligheter, rötangrepp, toppröta och toppskottsöd, och våra försök till uppskattning av kronskador i procentklasser blev sällan rättvisande för trädets vitalitet. Det finns också anledning att skilja mellan kronskada på grund av beskuggning respektive skada på grund av sjukdom eller fysisk påverkan, vilket inte ingår i metoden. Medan beskuggningsskador kan stoppas och ibland i viss

mån ”läkas” om kronan frihuggs, krävs andra åtgärder för att stoppa sjukdom, om det alls är möjligt.

Claesson (2009) har en enklare metod för bedömning av kronskador, men vid provinventering identifierade vi två problem även med den metodiken. För det första är vi tveksamma till om träd med upp till 50% av kronan död ska betraktas som friska träd. Vägträden hade ofta betydligt bättre kronstatus än så, och träd med 30-50% kronskada kunde i sammanhanget betraktas som tämligen kraftigt skadade. Vi anser också att det är viktigt att fånga upp skador på ett tidigt stadium, vilket kräver att 20% och lägre kronförlust kan registreras. För det andra finns behov av att skilja mellan kronskador orsakade av nuvarande igenväxning, och skador från tidigare igenväxningsperioder. Även om de två typerna för trädets vidkommande har liknande effekter, kommer pågående igenväxning att ytterligare förvärra skadorna, samtidigt som denna utveckling kan stoppas med åtgärder. Skador efter tidigare igenväxning är relikta och kan inte påverkas, men möjligen självläka på sikt.

Efter att ha provat flera angreppssätt har vi därför föreslagit en egen klassificering för trädets vitalitet vad gäller kronskador.

Beträffande igenväxning kring träden föreslår vi att inte lägga tid på att kvantifiera igenväxningsvegetationen, utan enbart bedöma ifall trädets stam, krona eller båda skulle behöva röjas fram på en eller flera sidor. Detta motiveras av att igenväxning inte är ett konstant miljötillstånd utan blir värre med tiden. Förekomst av igenväxningsvegetation behöver med andra ord alltid åtgärdas eftersom den förr eller senare skadar trädet, och dessförinnan skadar dess naturvärden på och i stammen genom beskuggning. Det motiveras också av svårigheter att objektivt bedöma krontäckning av igenväxningsvegetation i fält. Bedömning med flygbild är knappast möjlig eftersom trädets krona skymmer en del av igenväxningsvegetationen. Vi ser ingen anledning att sätta avståndsgränser för vilka träd som ska räknas som igenväxningsvegetation eftersom effekten varierar beroende på väderstreck och, framförallt, igenväxningens höjd i förhållande till trädets.

10. Förslag till metod för fältinventering och värdering av vägträd

10.1 Övergripande beskrivning av metoden

Den metod vi föreslår för inventering och bedömning av naturvärden i enskilda träd bygger på befintliga metoder. I viss mån gäller det även värdering av alléer och andra trädmiljöer. Vi har däremot inte hittat någon befintlig metod för

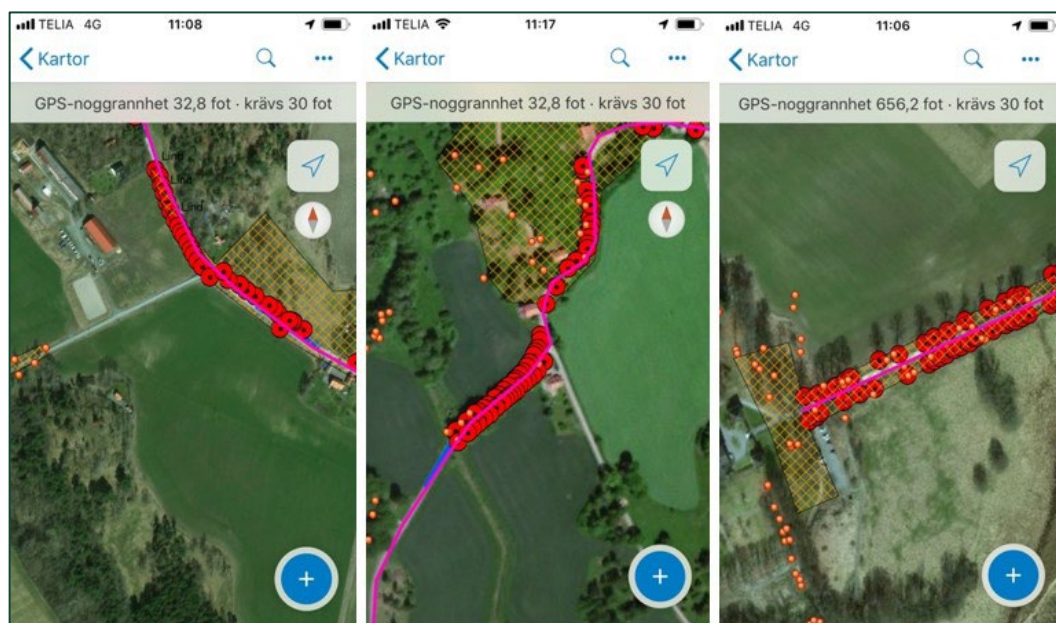
värdering av enskilda träd och alléer i ett landskapsperspektiv, utan har behövt ta fram en ny metod, baserat på den litteratursammanställning vi redovisat tidigare i denna rapport.

Metoder för inventering och bedömning av kulturmiljövärde förefaller vara mindre utvecklade och prövade. Den värderingsmetod vi föreslår bygger på de metoder som tagits fram i andra sammanhang, i kombination med den litteratursammanställning om kulturmiljövärden hos träd som redovisats här.

10.1.1 Syfte och ambitionsnivå

Metoden syftar till att åstadkomma en tidseffektiv inventering av vägträd, solitära eller i alléer och andra anläggningar. Metoden ska kunna genomföras utan särskilda hjälpmedel, närsomhelst under året och utan art- eller arboristexpertis. Inventeringsresultatet ska möjliggöra värdering av trädens natur- och kulturmiljövärden, både trädens egenvärde samt deras värde i ett landskapsperspektiv. Inventeringen innefattar en starkt förenklad bedömning av åtgärdsbehov, men för mer precis bedömning av vitalitet krävs noggrannare expertundersökning. Säkerhets-, framkomlighets- och andra vägspecifika aspekter på träd har inte inkluderats.

Den framtagna metoden har utvärderats i fält fyra gånger, med revidering av metoden efter varje utvärdering. Slutversionen är arbetseffektiv och ger tillräcklig information för värdering av vägträd.



Figur 51. Tre inventerade lokaler i Uppsala län. Röda punkter är träd som inventerats med denna metod, rutiga ytor är trädmiljöer som inventerats med denna metod (polygon), och rosa linjer är sträckan som har blivit inventerad (linjeobjekt). Orange punkter är träd som inventerats inom åtgärdsprogrammet för skyddsvärda träd, blå linjer är alléer inventerade av Trafikverket (linjeobjekt).

10.1.2 Datainsamling och datalagring

Vi har använt, och rekommenderar att inventeringen görs med hjälp av en mobiltelefon eller surfplatta med ESRI:s app Field maps (tidigare Collector). I den kan användas olika bakgrundskartor eller satellitbilder, och andra befintliga inventeringar kan läggas in så man i fält kan se exempelvis vilka träd som redan är registrerade (Figur 51) Vi utformade protokollet med rullistor för många av inventeringsparametrarna.

Allt data laddas automatiskt upp till det webbaserade ESRI-programmet ArcGIS-online där data kan laddas ner till andra program eller analyseras direkt i ArcGIS.

Som tidigare nämnts fann vi inledningsvis att informationen om värdefulla träd var spridd på flera databaser: på Artportalen, hos Trafikverket, på länsstyrelser och kommuner. Vi sammanställde alla inventeringar vi hittade i en gemensam databas över tidigare inventeringsdata. Den lades på ArcGIS-online och syntes i bakgrundsflygbilderna i Field maps, vilket gjorde det möjligt att i fält koppla samman vägträd med andra registrerade träd i omgivningen. Inför en inventering i ett område bör alla kända trädinventeringar importeras till ArcGIS-online på detta sätt. På sikt hoppas vi dock att det dels blir en bättre samordning mellan aktörer och mellan databaser, så att fler inventeringar blir tillgängliga på Artportalen, dels att databaser som inte länkas till Artportalen blir tillgängliga på annat sätt. Exempelvis är det lämpligt att trädinventeringar som görs av Trafikverket (eller andra) med denna metodik, sparas i en lättillgänglig databas.

Utan bättre datasamordning än idag kommer all slags värdering av alléer och vägträd i ett landskapsperspektiv att bli mycket tids- och arbetskrävande, och även själva fältinventeringen försvåras och riskerar dubbelarbetas.

I metoden finns tre olika inmatningsskikt d.v.s. tre olika typer av inmatningsdata: (1) Träd (punktobjekt) där trädens karaktärer m.m. anges, (2) Trädytor (polygoner) där områden med värdefulla trädmiljöer i och i anslutning till vägen kan anges, samt (3) Inventerade sträckor (linjeobjekt) så att nollvärden anges (och dubbelarbete kan undvikas).

10.1.3 För- och efterarbete

För att bedöma vägträdens kontakt med omgivande träd och trädmiljöer behövs tillgång till inventeringsdata som tagits fram inom andra inventeringar. Man bör därför leta upp och ladda ner data från trädinventeringar som gjorts i det tänkta inventeringsområdet. Inventeringsdata som enbart finns som pappersrapporter kan med fördel digitaliseras i förväg.

Om det finns resurser och kompetens kan en analys av LiDAR-data i kombination med flygbilder användas för att i förväg identifiera alléer och vissa andra vägträd. Alléer kan förmodligen alltid identifieras, men solitära träd med säkerhet troligen bara i öppen mark, inte längs vägar i skog (Figur 9, Figur 47).

Med dessa metoder kan man också identifiera sträckor i öppen mark utan träd; de ritas in som linjeobjekt redan innan fältinventeringen.

Om det finns bra träd-data, exempelvis från åtgärdsprogrammet Värdefulla träd, kan trädmiljöer längs vägen (och som når inom 100 meter från vägen) registreras som polygoner i inmatnings-appen redan i förväg. Det görs i så fall i områden där man vet eller inte kan utesluta att det finns vägträd, vilka alltså kan ha ekologisk kontakt med landskapets trädmiljöer. Detta minskar behovet av att leta efter trädmiljöer i fält.

Kulturmiljövärdering av träd bygger till stor del på trädens placering i kulturhistoriskt viktiga anläggningar eller andra kontext. Vissa sådana miljöer är kända och redovisade i olika kulturmiljöprogram eller kan ses i Riksantikvarieämbetets Fornsök. Informationen om miljöerna visar dock inte alltid hur kulturmiljövärde är knutet till träd, utan det kan behöva utvärderas i fält. För att säkerställa att lämplig tilläggsinformation om träd samlas in i fält, är det lämpligt att i förväg i inmatnings-appen lägga in kända kulturmiljöer där man vet eller misstänker att det finns träd.

Bedömningen av natur- och kulturmiljövärde hos träd och trädmiljöer, enskilt och i ett landskapsperspektiv, görs i efterhand. I underlaget till den bedömningen ingår bland annat information relaterad till grön infrastruktur. Sådan information kan lämpligen inkluderas i efterhand eftersom den ofta är mer komplex än som enkelt presenteras i inmatnings-appen, exempelvis värdekärnor och värdestrakter för grön infrastruktur. Fältinventeringen kommer också att registrera nya trädmiljöer med värdefulla träd, liksom inventeringsdata som visar hur värdekärnor kan knytas samman av vägträd, och denna information används för att i efterhand bedöma vägträdens värde i ett landskapsperspektiv.



Figur 52. Bryn mellan skog och öppen mark har i regel varit betade, med ljusträd och buskar. Brynen är idag dock ofta igenväxande. Även vägorridorerna skapar bryn, och i själva korridorerna finns potential att gynna värdefulla buskar och låga träd. Erikssund, Uppland, foto Tommy Lennartsson

10.2 Fältmetod för datainsamling

10.2.1 Vilka träd inventeras?

Värdefulla vägträd

Vid inventering avsöks en vägsträcka efter värdefulla vägträd. Dessa står vid vägen inom väghållares område, och har någon av egenskaperna:

- Stamdiameter >1 m
- Mycket gamla träd
- Gamla-medelålders träd med tydlig grovgrenighet och vidkronighet (har stor potential att få höga biologiska värden)
- Träd med känd förekomst av rödlistade arter
- Träd med barklösa partier på stam
- Träd med stamhål
- Träd med grenhål
- Träd med vedsvampar
- Träd som ingår i allé eller annan anläggning (oavsett trädens ålder och storlek)
- Träd som ingår i annan trädmiljö (= maximalt 100m ifrån trädmiljö, oavsett ålder och storlek)
- Har spår av beskärning eller övriga kulturspår eller historisk information (t.ex. träd med tradition).

Här kan man också välja att lägga till:

- Vägträd oavsett ålder och storlek som ingår i (= maximalt 100 m ifrån) känd värdekärna för värdefulla träd.
- Döda stående träd som uppfyller kriterierna inventeras, däremot inte liggande.

Eftersom det ibland är svårt att avgöra vilka träd som juridiskt hör till Trafikverket eller annan väghållare, respektive hör till omgivande mark, har vi använt tumregeln att vägträd innefattar alla träd vars kronor sträcker sig ut över vägen eller som uppenbart eller troligen är rotade i vägkorridoren (det område väghållaren sköter). Man inkluderar även träd står precis i gränsen mellan vägkorridor och omgivande mark, exempelvis i brynet mellan vägkorridor och skog, liksom fall där vägkorridoren är osäker.

Alla vägar som avsökts för träd ritas in som linjeobjekt för att visa negativa inventeringsresultat, ”nollvärden”. Här kan spårningsfunktion användas, vilken även visar hur man gått om vägens närområden eventuellt inventeras.

Ersättningsträd och närliggande trädmiljöer

Med utgångspunkt från inventerade vägträd noteras ifall det finns andra värdefulla träd eller ersättningsträd (efterföljare) inom 100 meter och synliga från vägen (Figur 53). Som ersättare räknas träd med mindre diameter och lägre ålder som beräknas kunna ersätta befintliga värdefulla träd och få liknande värden innan det gamla trädet dör. Ersättare av yngre generationer ("ersättare till ersättarna") bedöms således inte i inventeringen.

Om det rör sig om ett fåtal träd i närområdet kan de koordinatsätts om de inte redan är registrerade, men för dessa ifylls endast i parametrarna "vägträd (Nej)", "typ av träd", "art" och eventuellt "övrigt" i Tabell 2. Koordinatsättning görs genom att pricka ut träden i flygbilden, inte genom att gå till varje träd. Om det finns så många träd (värdefulla träd eller ersättare) inom en yta intill vägen att det är opraktiskt att pricka in varje träd, markeras i stället en trädmiljö i form av en polygon, där ungefärligt antal anges. För trädytan gäller parametrarna i Tabell 3.

Om det finns minst 10 värdefulla träd inlagda i Artportalen (eller motsvarande) med maximalt 100 meter mellan varandra (och med närmaste trädet på högst 100 m avstånd från vägträden) kan de i efterhand eller i fält ritas in som en trädmiljö med en polygon. I fritext anges under "typ av trädmiljö" att det är en grupp värde-träd från Artportalen.

10.2.2 Inventeringsparametrar för träd

Av den långa lista inventeringsparametrar som använts i olika inventeringar sållades vissa bort efter provinventering på grund av att de antingen är för tidskrävande att inventera, inte ger ett tillförlitligt objektiva resultat när det testades av flera olika inventerare, kräver hjälpmedel eller särskild inventeringstid på året, eller inte tillför något till förståelsen eller bedömningen av trädets värden eller skötselbehov. De parametrar som ingår i metoden redovisas, tillsammans med inmatningssätt, i Tabell 2 och Tabell 3.

Tabell 2. Inventeringsparametrar för naturvärdesbedömning, med förslag på inmatningstyp och alternativ för GIS-applikation, exempelvis en modul till ESRI's Field maps. Brun och grön text anger bedömning, av naturvärde, se text.

Parameter	Inmatningstyp	Alternativ									Kommentar
Vägträd	Rullist	Ja	Nej								
Typ av träd	Rullist	Värde träd	Ersättare								
Omgivning	Fritext	T.ex. åker, gräsmark, skog, hygge, plantering, tomt									
Art	Rullist	Trädarter (enligt lämplig trädlista)									
Diameter (cm)	Fritext	(Stammens diameter vid brösthöjd)									Grova träd prioriterade*
Kronvidd (m)	Fritext	(Kronans diameter)									
Höjd (m)	Rullist	<5m	5-20m	>20m							
Röjningsbehov	Rullist	Inget röjningsbehov	Stam inväxt på ena sidan	Stam inväxt på flera sidor	Krona inväxt på en sida	Krona inväxt på flera sidor	Både krona och stam inväxt på en sida	Både krona och stam inväxt på flera sidor			
Röjningsansvar	Rullist	Vet ej	Trafikverket	Annan							
Barklös stam	Rullist	Ingen	Spricka	<10% blecka av trädets omkrets	10% - 25% blecka av omkrets	25%-50% blecka av omkrets	50%-75% blecka av omkrets	>75% blecka av omkrets			
Stamhål	Rullist	Inga	Litet ingångshål, max 10cm	Måttligt ingångshål, 10-19cm	Stort ingångshål, 20-30cm	Mycket stort ingångshål, >30cm					Fritext om mulm finns och om den är skyddad inne i stamhålligheten
Grenhål	Rullist	inga	Ja								Fritext om mulm finns
Mulm	Rullist	Ja	Nej								
Kronskada	Rullist	Frisk- lindrig (<10% döda grenar)	Måttlig igenväxningsskada (10- 25% döda grenar)	Kraftig igenväxningsskada (25-50% döda grenar)	Allvarlig igenväxningsskada (> 50% döda grenar)	Kraftig-allvarlig äldre igenväxningsskada	Måttlig sjukdomskronskada (10-25% döda grenar)	Kraftig-allvarlig sjukdomskronskada (>25% döda grenar)	Brottskada (stam och grenar fläkts)	Död, stående	
Vedsvampar	Rullist	Inga	På grenar	På stam	På gren och stam						

Parameter	Inmatningstyp	Alternativ								Kommentar	
Trädet är del av en allé el annan anläggning	Rullist (behandlar nr 7 i tabell 4)	Nej	Ja								Ingår i allé, park e.d., se Tabell 4
Särskild klon, sort etc, eller planterat för särskilt ändamål	Rullist (behandlar nr 1 och 2 i tabell 4)	Nej	Särskild sort	Annat planterat	Osäker bedömning						Nr 1 & 2 i Tabell 4
Spår av beskärning	Rullist (behandlar nr 1 och 2 i tabell 4)	Inga	Ja, ornamentala beskärning	Ja, beskärning för nyttjande (t.ex. hamlings)	Ja, för trafiksäkerhet / annan sentida	Ja, beskärning av okänd orsak	Osäker bedömning				Nr 1 & 2 i Tabell 4
Kulturspår övrigt el träd med historia	Fritext	(Notera ev förekomst av nr 3, 4, 5 i Tabell 4)									Se Tabell 4
Ingår i trädmiljö**	Rullist (trädgrupper inkl kulturhistoriska anläggningar)	Ja	Nej								Notera om det också är en kulturhistorisk trädmiljö nr 6, 7, 8 eller 9 enl Tabell 4.
Del i kulturhistoriskt sammanhang (Fritext	Notera sammanhang, nr 6, 8, 9 i Tabell 4									Se Tabell 4
I område utpekade av naturvården	Rullist	Ja	Nej								
I omr utpekade av kulturmiljövården, el Naturminne	Fritext	Notera vilket									Notera Nr 10 el 11 enl Tabell 4
Förvaltare	Rullist	Vet ej	Trafikverket	Skog/Lantbrukare	Kommun						
Övrigt	Fritext	Annat naturvärde, t.ex. rödlistade arter	(Annat kulturmiljövärde)	(Annan information)							

* Ask, alm, ek, lind, hästkastanj, poppel/pilar, bok: 1m

Tall, al, lönn, oxel, björk: 0,75m

** Minst tio träd som står högst 100 m från varandra.

Tabell 3. Parametrar för trädmiljö, med förslag på inmatningstyp och alternativ för GIS-applikation, exempelvis en modul till ESRI's Field maps. Art avser trädslag

Parametrar	Inmatningstyp	Alternativ
Typ av trädmiljö	Fritext	Allé, annan anläggning, dunge, trädklädd betesmark, etc., eller annan grupp av minst 10 värdefulla träd. Ange om trädmiljön ingår i en större kulturhistorisk trädmiljö
Antal träd	Fritext	En skattning av antal värdefulla träd i ytan
Antal ersättare	Fritext	En skattning av antal ersättningsträd i ytan
Art1	Rullist	Dominerande trädart i trädmiljön enligt lista
Art2	Rullist	Fallande skala av vanlighet av trädslag
Art3	Rullist	Fallande skala av vanlighet av trädslag
Art4	Rullist	Fallande skala av vanlighet av trädslag
Art5	Rullist	Fallande skala av vanlighet av trädslag
Övrigt	Fritext	



Figur 53. Lindallé längs en privat uppfart till större gård, som bidrar till att förstärka vägträden vid Trafikverkets väg. Allén registreras som en trädmiljö i vid inventeringen, se Tabell 3.

10.2.3 Avvägningar och problem

För att en fältinventeringsmetod skall vara möjlig att använda i stor skala är det viktigt att den innehåller alla parametrar som behövs för att svara på de frågor

som ställs, men också att metoden inte blir så omfattande att den blir alltför tidskrävande. Vi har rationaliserat denna metod så långt vi ansett möjligt utan att förlora möjligheten att bedöma trädens värden och skötselbehov samt få basinformation om trädets egenskaper. Under testinventeringarna som gjorts har inventeringstiden per träd mätts. Bortsett från att det tar längre tid att inventera träden i början, innan man har lärt sig inmatningssättet och har förstått metoden fullt ut, tog det i genomsnitt ca 10 min inklusive förflyttning per träd att inventera enligt denna metod. Tidsåtgången ökar naturligtvis med långa körsträckor mellan träden.

Svårigheter och felkällor

- Eftersom bedömningar endast gjorts från marken kan stam- och grenhåll, svamppåväxt m.m. underskattas.
- Somliga beskärningsspår är svåra att se om man inte har ett tränat öga.
- Det är ibland svårt att veta vem som förvaltar marken.
- Avgränsning av trädmiljöer i landskapet har gjorts i fält utifrån vad man kan se från vägen. I själva verket kan trädmiljön fortsätta ut i landskapet, vilket ibland kan ses i flygbild och då inkluderas i polygonen, ibland inte. Det blir alltså en minimiförekomst av trädmiljöer som registreras.

10.3 Värdebedömning av naturvärden

10.3.1 Eget naturvärde hos alléer (anläggningar) och enskilda träd

De inventerade enskilda träden (kan kallas *värde*träd) värderas genom en modifierad variant av AHA-metodens angreppssätt.

- Ett träd får högsta värde om
 - det innehåller minst en av de grönmarkerade parametrarna i Tabell 2, eller
 - minst fyra av de brunmarkerade parametrarna i Tabell 2.
- Ett träd får högt värde om det innehåller 2-3 av de brunmarkerade parametrarna i Tabell 2.
- Ett träd får lägre värde om det innehåller färre än 2 av de brunmarkerade parametrarna i Tabell 2.

Alléer/anläggningar värderas baserat på värdet hos enskilda träd.

- En allé/anläggning får högsta värde om:
 - den innehåller minst ett träd med högsta värde, eller
 - minst fem träd med högt värde

- En allé/anläggning får högt värde om den innehåller 2-4 träd med högt värde.
- En allé/anläggning får lägre värde om den har färre än två träd med högt värde.

10.3.2 Värdering av trädens naturvärde i sitt landskapssammanhang

Variabler i analysen

För att bedöma värdet av alléer och enskilda vägträd i ett landskapssammanhang kombineras fyra variabler i en stegvis analys (

Figur 54):

- Trädets/anläggningens eget värde (enligt föregående rubrik)
- Framtidsutsikter i form av ersättare
- Närhet till annan trädmiljö
- Sammanbindande funktion i landskapet

Om träd ingår i en anläggning värderas bara anläggningens landskapsvärde (alla träden i anläggningen får samma landskapsvärde). Ingår träd inte i anläggning görs värderingen för varje träd, men om minst tio vägträd står med högst 100m avstånd kan de ses som en väg-trädmiljö, och då kan man välja att landskapsvärdera hela denna trädmiljö. Observera att vägträden alltså ska vara tillräckligt många för att vara en egen trädmiljö, men denna kan i sin tur ingå i en större trädmiljö ute i landskapet, vilket bedöms i steg tre. Sammanbindande funktion bedöms alltid för en trädmiljö om minst 10 träd, men inte för enskilda träd.

Stegvis analys (Figur 54)

Steg 1. Först besvaras frågan: *har trädet/anläggningen eget värde?* Svaret är ja om trädets eller anläggningens egenvärde har högsta eller högt värde, svaret är nej om det är lägre värde.

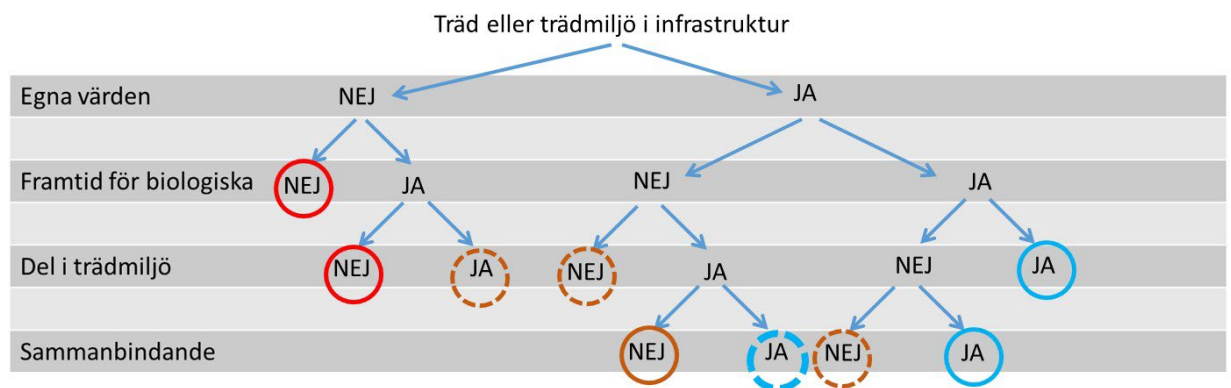
Steg 2. Sedan besvaras frågan: *har trädet/anläggningen framtidsutsikter?* Framtidsutsikter bedöms i två klasser.

- Goda framtidsutsikter för anläggningar med minst tio träd (svar ja) finns om det finns minst lika många ersättare som värdeträd, antingen i själva anläggningen eller inom 100 meter.
- Goda framtidsutsikter för anläggningar med färre än tio träd, samt för enskilda träd (svar ja) finns om det finns minst två ersättare för varje värdeträd.

- Sämre framtidsutsikter (svar nej) om det finns färre ersättare än som anges i ovanstående två punkter.

Steg 3. Därefter besvaras frågan: *är trädet/anläggningen del av en trädmiljö i landskapet?* Svaret är ja om det finns minst en trädmiljö med värde-träd (en 10-grupp värdefulla träd registrerad i fält eller en polygon registrerad utifrån andra inventeringsdata, se ovan) inom 100 m. Svaret är nej om det saknas närliggande trädmiljö.

Steg 4. Sist besvaras frågan: *har anläggningen sammanbindande funktion?* Svaret är ja om en allé eller annan anläggning längs vägen med högsta eller högt värde finns mellan två utpekade värdekärnor, och med högst 500m avstånd mellan värdekärna och närmaste träd i anläggningen. Utpekade värdekärnor kan vara antingen alléer med högsta eller högt värde, eller värdekärnor utpekade i andra sammanhang, exempelvis i grön infrastruktur-plan, ett naturreservat, en nyckelbiotop eller ett Natura2000-område med relevant naturtyp.



Figur 54. Stegvis analys av trädets eller alléns värde i ett landskapsperspektiv, se texten för förklaring.

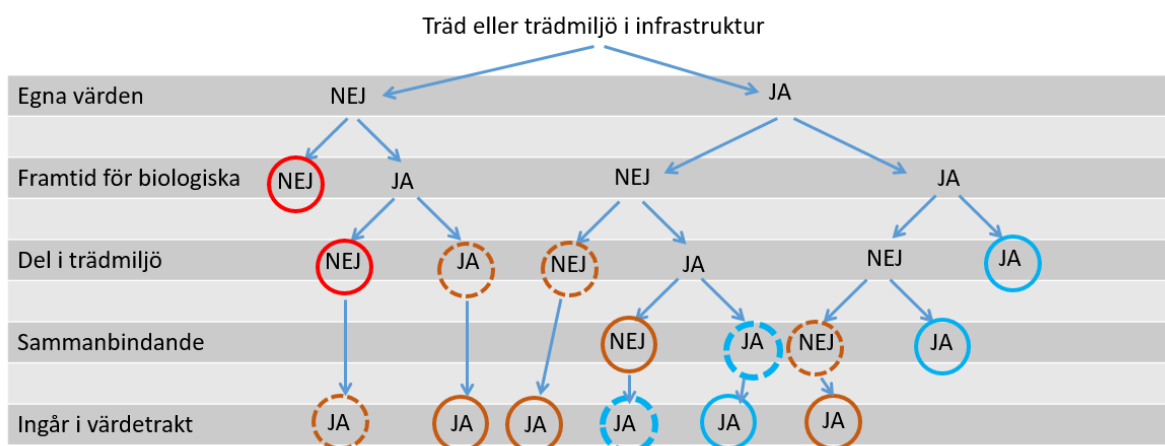
I

Figur 54 har slutsvaret i analyskedjan markerats med olika färger, vilka speglar värdet i ett landskapsperspektiv:

- Röd ring: Lägst landskaps/framtidsvärde
- Brun streckad: Lågt landskaps/framtidsvärde
- Brun heldragen: Medelhögt landskaps/framtidsvärde
- Blå streckad: Högt landskaps/framtidsvärde
- Blå heldragen: Högst landskaps/framtidsvärde

Stegvis analys med värdekärna för grön infrastruktur

Till dessa kriterier kan man också välja att lägga huruvida en allé ingår i en känd värde-trakt för värdefulla träd, enligt grön infrastrukturplan eller annan analys. Man kan här antingen ge sådana träd och anläggningar högst värde, eller öka värdet ett steg. Det sistnämnda visas i Figur 55. Värde-trakten bör vara definierad av ett spridningsavstånd på maximalt 500 m. Vi har inte gått igenom alla länsvisa planer och vet inte hur lätt det är att se hur värde-trakterna är identifierade (se 4.2.3. Om antagande om spridningsavstånd inte framgår, får utpekad värde-trakt användas för med noteringen ”okänt spridningsavstånd”).



Figur 55. Stegvis analys av trädets eller alléns värde i ett landskapsperspektiv, med tillägg för känd värde-trakt, se texten för förklaring.

10.4 Värdebedömning av kulturmiljövärden

10.4.1 Kriterier

Det finns troligen inget objektivt sätt gradera kulturmiljövärden i trädmiljöer, men det finns ett antal kriterier som tillför kulturmiljövärde till ett träd eller en anläggning. I Tabell 4 har vi grönmarkerat kriterier som kan tänkas ge högsta kulturmiljövärde till träd eller trädanläggningar. Näst högsta respektive tredje högsta värde är markerat med brun respektive svart text.

Vi föreslår således att alla kriterierna i Tabell 4 motiverar ett kulturmiljövärde, antingen *högsta värde*, *högt värde* eller *lägre värde*.

- Högsta värde om någon av de grönmarkerade punkterna finns,
- Högt värde om någon av de brunmarkerade punkterna finns,

- Lägre värde om det varken finns gröna eller bruna punkter, men någon av övriga punkter.
- Om ingen av punkterna är aktuell saknar trädet kulturmiljövärde såvida inte värdet motiveras på annat sätt.

10.4.2 Kommentarer till kriterierna

Alla träd som står i en anläggning (punkt 7 i listan), har beskärningsspår eller annat kulturmiljöspår (punkt 1-3), eller är förknippade med särskild historia (punkt 4), har högsta eller högt kulturhistoriskt värde eftersom de påverkats och formats av mänsklig aktivitet och därigenom berättar något om människors liv. Träden är *betydelsebärare* och har ett *dokumentvärde*. Med undantag för historia kan dessa parametrar bedömas i fält och kräver ingen kulturmiljövårdsexpertis (även om det ibland kan vara svårt att avgöra om träd har spår av tidigare beskärning och hamling). Om man känner till att ett träd eller en anläggning har historia är ofta mer slumpartat, men bör beaktas ifall kunskap finns.

Om träden finns i eller i anslutning till ett kulturresevat, riksintresse för kulturmiljövården och där trädmiljöerna ingår som en viktig del bör träden/anläggningen ha högsta kulturmiljövärde, liksom om det är ett utpekad natur- eller kulturminne (punkt 10 och 11). Man kan utan expertkunskap få vägledning till om området har särskilt höga kulturmiljövården, samt om trädmiljöerna beskrivs som en viktig del av kulturmiljön. Riksintressen, kulturresevat och naturminnen finns på flera typer av kartor, med på länsstyrelsernas webbkarta ”Sveriges länskarta”. Det provinventerade området ligger inom två riksintressen i Knivsta kommun, nämligen ”Alsike” och ”Landskapet kring Valloxen och Säbysjön”. I bägge beskrivningarna nämns herrgårdslandskapens alléer som en viktig del i kulturmiljöerna men den övergripande motiveringen handlar om hela landskapets karaktär med dess bebyggelse, kommunikation och odlingslandskap.¹ Det finns också flera träd som är naturminnen.²

¹ Alsike: Herrgårdslandskap och kommunikationsmiljöer som tillsammans med odlingslandskap, kyrkomiljö och bymiljöer speglar kontinuitet i bebyggelse och kommunikationsmönster från järnåldern till modern tid. Landskapet kring Valloxen och Säbysjön: Fornlämningssmiljö från bronsålder och järnålder som tillsammans med sockencentrum, kyrkomiljö, herrgårdsmiljö och kommunikationsmiljö ovanligt tydligt och pedagogiskt visar bebyggelsens förändring från förhistorisk till historisk tid. (Riksantikvarieämbetet. Riksintressen för kulturmiljövården – Uppsala län (C). www.raa.se)

² Nio ekar och en ask vid Krusenberget (1921), Tre ekdungar vid Valloxsäby (1958), En tall öster om Valloxen (1956)

Tabell 4. Kriterier för kulturmiljövärdering av träd och trädanläggningar. Kriterierna tillämpas som beskrivet i texten

Nr	Beskrivning	Värdeklass
1a	Trädet/n har avsiktligt formats genom ornamentala beskärning.	Högst
1b	Trädet/n har avsiktligt gestaltats genom att man valt en särskilt sort, klon, mutation etc	Högst
2a	Trädet/n har fått sin form genom att det nyttjats, exempelvis för lövtäkt genom hamling eller stubbskottsbruk.	Högst
2b	Trädet/n är planterat för nyttoändamål, t.ex. fruktträd, läplantering, eller annat ändamål	Högst
3	Trädet bär spår av annan mänsklig påverkan, antingen avsiktlig (t.ex. ristningar) eller oavsiktlig (t.ex. inväxningar av stängsel).	Hög
4a	Trädet/n är planterat till minne av en särskild händelse, person etc.	Högst
4b	Trädet/n är inte planterat, men ändå förknippat med någon historisk händelse, berättelse, person etc., eller är på annat sätt välkänt för sin form, storlek eller liknande.	Hög
5	Trädet är format av omgivande markanvändning, exempelvis genom att det växt i ljus miljö i bryn eller betesmark, eller har skadats av betande tamdjur.	Lägre
6	Trädet/n är en del av ett större kulturpräglad landskap där träden spelat stor roll för försörjningen (t.ex. hamlade träd i gamla by- och lövängslandskap) eller idag har stor betydelse för områdets karaktär (t.ex. urbana björkar i norra Sverige, pilevallsträd i syd).	Hög
7	Trädet/n ingår i en allé eller annan anläggning. Hit kan också räknas enskilda vårdträd på en gårdsplan.	Hög
8	Trädet eller anläggningen är en del av en större anlagd kulturhistorisk miljö där träden spelat en viktig roll. Exempel är herrgårdsmiljöer där både alléer och gårds- och parkmiljöer anlagts genom plantering, eller i läplanteringar by- och gårdsmiljöer.	Högst
9	Trädet eller anläggningen ligger i anslutning till en sådan kulturhistorisk miljö men utan att vara en direkt del av den.	Lägre
10	Trädet eller anläggningen finns i ett utpekade område av betydelse för kulturmiljövården, exempelvis ett riksintresse eller ett kulturresevat, där träden är en viktig del av miljön.	Högst
11	Trädet är ett utpekade natur- eller kulturminne.	Högst
12	Trädet eller anläggningen innehåller arter som speglar tidigare kulturpräglade landskap, eventuellt också specifika slags nyttjande av landskapet. Exempel är läderbagge och andra gammeleksarter i herrgårdslandskap.	Lägre

Det finns idag ingen övergripande kulturmiljövärdering och prioritering av träd eller trädmiljöer, och om en sådan gjordes är det mycket troligt att det skulle falla ut andra prioriterade områden än de som hittills blivit riksintressen och kulturresevat. Det innebär att genvägen att använda utpekade områden och kända träd vid en värdering av vägträd har begränsningar och medför en risk att man missar kulturhistoriskt värdefulla träd/trädmiljöer, exempelvis sådana som utgör ett biologiskt kulturarv med högt dokumentvärde. Därför behöver det finnas möjlighet att motivera att träd kan ha högsta kulturmiljövärde även på annat sätt, i fall det finns kompetens för sådana bedömningar. Sådana motiv finns i punkt 6 och 8 i listan.

Träd som formats av omgivande markanvändning (punkt 5) kan innehålla mycket information om tidigare landskapsnyttjande (se t.ex. publikationer om biologiskt kulturarv på <https://www.raa.se/kulturarv/landskap/biologiskt-kulturarv/> . Tolkningen av sådana spår kan dock vara svårare än tolkning av beskärningsspår, varför vi placerar detta kriterium i kategorin lägre värde. Detsamma gäller tolkningen av arter på träden som biologiskt kulturarv (punkt 12). Beträffande punkt 12 görs bedömningen i efterhand utifrån eventuella artfynd.

10.5 Finns det anledning att göra en samlad natur- och kulturmiljövårdsbedömning?

Genom att både naturvärden och kulturmiljövärden bedöms enligt en skala från lägre till högs, skulle man i princip kunna kombinera dessa två mått till ett samlat natur- och kulturmiljövärde. Det skulle förenkla jämförelse mellan objekt, kommunikation av värden etc. Å andra sidan blir ett värdemått mer svårbegripligt ju fler delvärden eller delvariabler det innehåller. Detta gäller särskilt om delvärdena handlar om helt olika saker, som det inte är logiskt att jämföra.

I denna metodik föreslår vi INTE att sammanväga natur- och kulturmiljövärderingarna, utan behålla dem som separata värderingar för att kunna resonera kring dem i en prioriterings- eller valsituation.

10.6 Jämförelse mellan den föreslagna metoden och andra metoder

Som nämnts har utvecklingen av den föreslagna metoden utgått från Trafikverkets behov, publicerad litteratur om trädvärden på träd-, bestånds- och landskapsnivå, samt metoder som använts i andra inventeringar. Beträffande andra inventeringar skiljer de sig mer eller mindre från varandra vad gäller vilka träd som inventeras

och vad som registreras för varje träd eller trädmiljö. Två inventeringsmetoder är mer allmänt tillämpade, den för särskilt skyddsvärda träd (i miljöövervakning och ÅGP-inventering) och den för träd i urban miljö. Vi jämför vår metodik med dessa två i Tabell 5 och Tabell 6.

Av jämförelsen framgår att den föreslagna metodiken är mindre restriktiv beträffande vilka träd som registreras. Vad gäller parametrar för naturvärden stämmer den i stort sett överens med inventeringsmetod inom miljöövervakning och ÅGP. Vad gäller parametrar för kulturmiljövärde är metoden betydligt mer ingående än båda de övriga metoderna (den urbana inventeringen gäller enbart naturvärdesträd). Eftersom den föreslagna metoden ska ge underlag för värdering av träd och trädmiljöer i ett landskapsperspektiv, lägger den också större vikt vid att registrera träd i vägträdens omgivning.



Figur 56. Vid fältinventeringen mäts trädens diameter (med tumstock eller måttband) och höjden uppskattas inom bestämda intervall. Grov klibbal med spår efter beskärning, stamhål, döda grenar och kronskador i allén vid Krusenberg, Uppland.

Tabell 5. Jämförelse mellan tre inventeringsmetoder beträffande vilka träd och trädmiljöer som inventeras

Kriterium	Föreslagen inventering av vägträd	Inventering av skyddsvärda träd i möv och ÅGP	Inventering (nvi) av naturvärdesträd i urban miljö*
Står vid vägen (inom vägållares område)	Ja		
Stamdiameter >1 m	Ja	Ja	Ja
Mycket gamla träd	Ja	Ja	Ja
Gamla-medelålders träd med tydlig grovgrenighet och vidkronighet	Ja		
Träd med känd förekomst av rödlistade arter	Ja		
Med barklösa partier på stam	Ja		
Med stamhål	Ja	Ja, om >40cm bhd	Ja, om >40cm bhd
Med grenhål	Ja	Ja, om >40cm bhd	Ja, om >40cm bhd
Med vedsvampar	Ja		
Ingår i allé eller annan anläggning (oavsett trädens ålder och storlek)	Ja		
Ingår i annan trädmiljö (oavsett ålder och storlek)	Ja, maximalt 100m ifrån trädmiljö		
Har spår av beskärning eller övriga kulturspår el historisk information	Ja	Ja, hamlade	
Döda träd	Ja, stående	Ja, stående och liggande >0.4 m bhd	
Efterträdare	Ja, träd som får värden innan vägträdet dör, koordinatsatta el polygon med antal; inom 100m	Ja, antal i två storleksklasser i 500m-ruta el inventerat objekt	Valfritt

* Ytterligare värdefulla träd kan väljas att inventeras

Tabell 6. Jämförelse mellan tre inventeringsmetoder beträffande vilken information som samlas in om de inventerade träden och trädmiljöerna

Parameter	Föreslagen inventering av vägträd	Inventering av skyddsvärda träd i möv och ÅGP	Inventering (nvi) av naturvärdesträd i urban miljö
Trädslag	Ja	Ja	Ja
Diameter	Ja	Ja, omkrets	Ja
Kronvidd	Ja, diameter		Ja, diameter
Kronform		Ja, 3 kategorier (i karaktärsdrag)	Ja, 8 kategorier inkl beskärningskador
Flerstammighet	Ja, anges under spår av beskärning		Ja
Höjd	Ja, tre klasser		
Barklösa partier	Ja, 6 klasser	Ja (i karaktärsdrag)	Ja, >3dm ²
Annan död ved			Ja, i krona, på mark & som dött träd + typ av ved
Stamhål	Ja, 3 storleksklasser	Ja, 4 storleksklasser + placering	Ja, 4 storleksklasser
Grenhål	Ja	Ej skilt fr stamhål	
Mulm	Ja	Ja, volym i 4 klasser	Ja
Savflöde		Ja (i karaktärsdrag)	Ja
Vedsvampar	Ja		
Rödlistade arter	Ja, eller andra övr naturvärden, t.ex. signalart (fritext)	Ja, rödlistad + mängd	Ja, rödlistad och naturvårdsart
Fågelbo			Ja, 3 kategorier
Insektsgnag			Ja om påtagligt i >3dm ²
Brandspår		Ja (i karaktärsdrag)	Ja, som död stamved
Omgivning	Ja, fritext	Ja, 16 kategorier + 9 kat för markanvändning	Ja, 3 kategorier
Marktäckning, typ			Ja, 6 kategorier
Kronskador	Ja, 8 kategorier	Ja, 3 klasser	Ja, 3 klasser
Röjningsbehov, igenväxning	Ja, 7 kategorier för höjd och omfattning	Ja, 4 kategorier för typ + täckningsgrad	
Solexponering			Ja, 4 klasser
Stackmyror		Ja (i karaktärsdrag)	
Skötselansvar	Ja, väghållare eller annan		
Efterträdare	Ja, antal inom 100m	Ja, i objekt el 500m-ruta	
Ingår i anläggning	Ja	Ja, i omgivningskategorier	
Parameter	Föreslagen inventering av vägträd	Inventering av skyddsvärda träd i möv och ÅGP	Inventering (nvi) av naturvärdesträd i urban miljö
Spår av beskärning	Ja, 4 kategorier	Ja, hamling + grendiameter	Ja, hamling och stubbskottsbruk. Beskärnskador anges under kronform

Parameter	Föreslagen inventering av vägträd	Inventering av skyddsvärda träd i möv och ÄGP	Inventering (nvi) av naturvärdesträd i urban miljö
Övr kulturspår el träd m historia	Ja, fritext		
Övr kulturmiljövärde	Ja, fritext		
Ingår i trädmiljö	Ja		
Ingår i omr utpekad av naturvård	Ja		
Ingår i omr utpekad av kulturmiljövård	Ja, inkl. naturminne		
Skyddsvärde		Ja, grovt, gammalt, hål-, hamlat övr	
Dött träd	Ja, stående	Ja, stående, liggande	Ja, stående, liggande
Åtgärdsbehov	Bedöms utifrån igenväxn	Ja, 4 kategorier	Ja, 4 kategorier + åtgärdsförslag

11.Referenser

- Ahlén, I. & Nilsson, S:G. 1982. Samband mellan fågelfauna och biotopareal på öar med naturskog i Mälaren och Hjälmaren. *Vår Fågelvärld* 41: 161-184.
- Almgren, G., Ingelög, T., Ehnström, B. och Mörtån, A. 1984. Ädellövskog, ekologi och skötsel. Skogsstyrelsen, Uddevalla.
- Andersson, L., Paltto, H., Appelqvist, T. & Hellsten, C. 2015. Landskapsekologisk Brist- och Funktionalitetsanalys. Avseende sex olika biotoper med huvudsakligt fokus på biosfärområde Östra Vätterbranterna. *Pro Natura & Biosfärområde Östra Vätterbranterna*.
- Andersson, L., Bergman, K-O., Hellsten, C. & Paltto Andersen, H. 2019. Landskapsekologisk brist- och funktionalitetsanalys (BRIFUNK) – levande landskap från teori till praktik. *Svensk Botanisk Tidskrift* 113: 276-293.
- Antonsson, K. och Karlsson, T. 2014. Åtgärdsprogram för läderbagge, 2014-2018 (*Osmoderma eremita*). Naturvårdsverket Rapport 6616.
- Appelqvist, T. och Svedlund, L. 1998. Insekter i odlingslandskapet - Biologisk mångfald och variation i odlingslandskapet. Jordbruksverket.
- Aronsson, G. 2001. Rödlistade svamparter på Biskops Arnö t.o.m. sept 2001. Opublicerad rapport.
- Aronsson, M., Karlsson, J. och Slotte, H. 2001. Hamling och lövtäkt - Biologisk mångfald och variation i odlingslandskapet. Jordbruksverket; Skogsvårdsstyrelsen.
- Axelsson Linkowski, W. 2010. Utmarksbete, främst skogsbete, och dess effekter på biologisk mångfald. CBM:s skriftserie 40. Uppsala
- Axelsson Linkowski, W. och Svensson, R. 2009. Träd och buskar i jordbrukslandskapet. Värden och hot – en litteraturgenomgång. CBM:s skriftserie 24. Uppsala.

- Bengtsson, R., Bucht, E., Degerman, S. & Pålstam, Y. 1996. Svenska landsvägsalleer. Stad och land nr 140, SLU Alnarp.
- Bengtsson, V. & Harris R. 2012. Trädvårdsplan för Biskops Arnö och Fånö i Uppsala län. Opublicerad rapport.
- Bengtsson, V. 2011. Landskapsanalys av lövträdsmiljöer i Västra Götalands län. Länsstyrelsen i Västra Götaland Rapport 2011:42.
- Bergman, K-O. 2003. Bedömning av långsiktig överlevnad för hotade arter knutna till ekar på Händelö i Norrköpings kommun. Natur i Norrköping 3:3.
- Bergman, K-O. 2008. Ekologisk landskapsplan för Linköpings eklandskap – Bakgrund och analys för det tätortsnära eklandskapet. Natur i Linköping 2008: 1.
- Bergman, K-O., Jansson, N., Claesson, K., Palmer, M.W. och Milberg P. 2012. How much and at what scale? Multiscale analyses as decision support for conservation of saproxylic oak beetles. *Forest Ecology and Management* 265:133-141.
- Berlin, G. och Rosqvist, G. 2014. Här finns höga naturvärden i Skåne - Artpools- och traktanalys med hjälp av rödlistade arter. Länsstyrelsen i Skåne Rapport 2014:9.
- Berry, L. 1996. På stigar och vägar - en guide till gotländska vägminnen. Länsstyrelsen i Gotlands län.
- Blicharska, M. & Mikusiński, G. 2014. Incorporating social and cultural significance of large old trees in conservation policy. *Conservation Biology*, 28, 1558-1567.
- Blomberg, C. 2011. Drottningholmsparken under 1900-talet. Examensarbete, Högskolan på Gotland, Visby.
- Bohman, P. & Hultengren, S. 2017. Inventering av lavar, svampar, mossor, insekter och fladdermöss i Livereds alléer (väg O1978 och O2001). Trafikverket Rapport 2017:240.
- Borås stad 2017. Skyddsvärda träd i Borås. Miljöförvaltningen Borås stad.
- Bovin, M. 2015. Ädellövsområden och ekmiljöer i Stockholms län. Länsstyrelsen i Stockholm Rapport 2015:13.
- Bovin, M., Näsström, R., Ahlkrona, E., Wennberg, S. och Naumov, V. 2017. Landskapsanalys av skogliga värdekärnor i boreonemoral och nemoral region. Metria AB på uppdrag av Naturvårdsverket (opubl. rapport).
- Brunet, J., Berlin, G., Ederlöf, E., Fritz, Ö. och Widgren, Å. 2005. Artpools- och traktanalys av lövbärande marker i Blekinge, Skåne och Hallands län. Länsstyrelserna i Blekinge, Skåne och Halland samt Skogsstyrelsen, Länsstyrelsen i Halland meddelande 2005:16.
- Buse, J. 2012. "Ghosts of the past": flightless saproxylic weevils (*Coleoptera: Curculionidae*) are relict species in ancient woodlands. *Journal of Insect Conservation* 16:93-102.
- Calluna AB 2014. Naturvärdesinventering, analys av ekologiska landskaps samband för ädellövträd inför planerad bebyggelse i Snösätra, Rågsved. Bilaga 3. Stockholms stad, DNR E2014-02183 (opubl. underlag).
- Carlsson, Å., Forshed, N., och Larsson, E.-L. 2004. Gastekar och väckefuror: Träd med historia. Arnika.
- Claesson, K., 2001. Landskapskartering av gamla träd och alléer i Östergötland. Länsstyrelsen Östergötland, Rapport 2001:11.

- Claesson, K. 2009. Inventering av skyddsvärda träd i kulturlandskapet, Version 1:0 : 2009-04-06, Naturvårdsverket, Stockholm
- Conwentz, H. 1904. Om skydd av det naturliga landskapet jämte dess växt- och djurvärld, särskildt i Sverige. *Ymer* 24: 17-42.
- During, H.J. 1992. Ecological classification of bryophytes and lichens. I: Bates, J.W. och Farmer, A.M. (red) *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment*. Oxford Scientific Publications, Oxford, UK.
- Edman, M., Gustafsson, M., Stenlid, J., Jonsson, B.G. och Ericson, L. 2004. Spore composition of wood decaying fungi: importance of landscape composition. *Ecography* 27: 103–111.
- Ehnström, B. 2006. Åtgärdsprogram för skalbaggar på skogslind. *Mesosa curculionoides* (EN), Ögonfläcksbock *Chlorophorus herbstii* (VU), lindfläckbock *Dromaeolus barnabita* (CR), en halvknäpparart *Pseudoptilinus fissicollis* (VU), lindgrennagare *Laemophloeus monilis* (VU), en plattbaggeart *Synchita separanda* (EN), en barkbaggeart *Enicmus brevicornis* (VU), en mögelbaggeart *Diplocoelus fagi* (NT), enfärgad brandsvampbagge *Ennearthron pruinosulum* (EN), lindsvampborrare. Naturvårdsverket Rapport 5552.
- Ehnström, B. och Axelsson, R. 2002. Insektsnag i bark och ved. Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Eliasson, P. 2002. Skog, makt och människor - En miljöhistoria om svensk skog 1800 - 1875. Lunds universitet, Historiska institutionen, Malmö.
- Eliasson, P. & Nilsson, S.G. 1999. Rättat efter Skogarnes aftagande – en miljöhistorisk undersökning av den svenska eken under 1700- och 1800-talen. *Bebyggelsehistorisk Tidskrift* 37:33-64.
- Eriksson, P., Aronsson, G. & Lennartsson, T. 2003. Naturinventering och förslag till skötsel av omgivningarna vid Ekolsunds slott. Upplandsstiftelsen, Uppsala.
- Forbes, V., Fay, L., Fay, N., Lindholm, M., de Berker, N. och Rose, B. 2004. Särö Västerskog Veteran Oak Survey & Arboricultural Management Plan. – Länsstyrelsen i Hallands Län, Meddelande 2004:26.
- Franc, N. 2013. Åtgärdsprogram för långhorningar i hassel och klen ek 2013–2017. Mörk spegelbock (*Phymatodes pusillus*) VU, Ekgrenbock (*Exocentrus adpersus*) VU, Hasselbock (*Oberea linearis*) NT, Mindre ekbock (*Cerambyx scopoli*) NT, Molnfläcksbock (*Mesosa nebulosa*) NT, Rödbent ögonbock (*Ropalopus femoratus*) VU. Naturvårdsverket rapport 6548.
- Gadd, C.-J. 2000. Den agrara revolutionen: 1700-1870. Det svenska jordbrukets historia Band 3. Natur och kultur/LT, Stockholm
- Genetay, C. och Lindberg, U. 2015. Plattform Kulturhistorisk värdering och urval. Grundläggande förhållningssätt för arbete med att definiera, värdera, prioritera och utveckla kulturarvet. Rapport från riksantikvarieämbetet, publicerad på www.raa.se
- Gärdenfors, U. 1994. Eken - utnyttjad av tusentals organismer, pp. 77-82, Ekfrämjandet 50 år. Ekfrämjandet, Lund.
- Gärdenfors, U. 2005. Rödlisterade arter i Sverige 2005 - The 2005 Red List of Swedish Species. Artdatabanken, SLU, Uppsala.

- Hallgren, K. 2016. En kåhlträppa eij att räkna: Köksväxtodlingen i 1700-talets jordbrukssystem. Uppsala.
- Harding, P.T. och Alexander, K.N.A. 1994. The use of saproxylic invertebrates in the selection and evaluation of areas of relic forest in pasture-woodlands. *British Journal of Entomology and Natural History* 7:21-26.
- Hellidin, J-O., Lennartsson, T., Seiler, A. och Wissman, J. 2015. Transportinfrastrukturens påverkan på biologisk mångfald, - en konceptuell modell för kommunikation och planering. *Trafikverket* 2015:210.
- Hermanson, F. 2001. Ekjättars framtid. En fallstudie av gammelekar idag och i framtiden vid olika skötsel- och restaureringsscenarioer i Hjulstaområdet, Enköpings kommun. Examensarbete i Naturvårdsbiologi, SLU, Uppsala.
- Huisman, M. 1994. Sven Hermelin och vägvården. SLU.
- Hultengren, S. 1994. Träd i odlingslandskapet - Biologisk mångfald och variation i odlingslandskapet. Jordbruksverket.
- Hultengren, S. 1997. Lavfloran på Biskops Arnö – Epifytiska lavar som naturvårdsindikatorer på Biskops Arnö, Södergran sn, Uppland. *Naturcentrum rapport* 1997:1.
- Hultengren, S. och Nitare, J. 1999. Instruktion för inventering av grova lövträd i södra Sverige. Skogsstyrelsen och Naturcentrum AB.
- Hultengren, S., Pleijel, H. och Holmer, M. 1997. Ekjättar - historia, naturvärden och vård. Naturcentrum AB.
- Höijer, O. & Hultengren, S. 2004. Åtgärdsprogram för särskilt skyddsvärda träd i kulturlandskapet. Naturvårdsverket Rapport 5411.
- Ihse, M. 2007. Colour infrared aerial photography as a tool for vegetation mapping and change detection in environmental studies of Nordic ecosystems: A review. *Norsk Geografisk Tidsskrift* 61: 170–191.
- Irmiler, U., Arp H. och Nötzold, R. 2010. Species richness of saproxylic beetles in woodlands is affected by dispersion ability of species, age and stand size. *Journal of Insect Conservation* 14:227-235.
- Isaksson, C. 1994. Drottningholms lindalléer rustas upp. *Kulturmiljövård* No 1/94: 63-65.
- Jansson, N och Antonsson, K. 1995. Eklandskapet som miljöövervakningsobjekt. En metodutveckling utförd 1994-95 på uppdrag av Naturvårdsverket. Opubl. rapport.
- Jansson, N. & Claesson, K. 2001. Grova och ihåliga ekar i Eklandskapet söder om Linköping i Östergötland.. Länsstyrelsen i Östergötlands län Rapport 2001:16.
- Jansson, N., Fargo, M.A., Hultengren, S., Lennartsson, T., Weibull, H. och Wissman, J. 2015. Vägarnas träd – om trädens skötsel, värdefulla strukturer och följearter. Centrum för biologisk mångfald, Triekol. CBM:s skriftserie 93. Uppsala.
- Johannesson, J. och Ek, T. 2006. Eklänet Östergötland – naturinventering av ekmiljöer. Länsstyrelsen Östergötland, Rapport 2006:10.
- Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. 1997. Rödlisterade vedinsekter – var finns de? SLU Fakta Skog nr 15 1997.

- Jonsell, M. & Sahlin, E. 2010. Inventering av vedlevande skalbaggar på lindar i Södermanlands, Uppsala och Västmanlands län. Länsstyrelsernas rapportserie (olika nummer i de tre länen).
- Jonsell, M. 2003. Komplikation av rödlistade vedskalbaggar på Biskops Arnö. Opublicerad rapport.
- Jonsell, M. 2004. Inventering av vedskalbaggar i och runt Parnassen, Hjälstaviken (Uppsala län, Enköpings kommun). Upplandsstiftelsen, opubl rapport.
- Jonsell, M. 2008 Vedlevande skalbaggar i Drottningholms slottspark. Entomologisk Tidskrift 129: 103-120.
- Jonsell, M. och Nordlander, G. 2002. Insects in polypore fungi as indicator species: a comparison between forest sites differing in amounts and continuity of dead wood. *Forest Ecology and Management* 157:101-118.
- Jonsell, M., Schroeder, M. och Larsson, T. 2003. The saproxylic beetle *Bolitophagus reticulatus*: its frequency in managed forests, attraction to volatiles and flight period. *Ecography* 26:421-428.
- Jonsson, B.G, Kruys, N. och Ranius, T. 2005. Ecology of species living on dead wood – Lessons for dead wood management. *Silva Fennica* 39: 289–309.
- Jonsson, M. 2002. Dispersal ecology of insects inhabiting wood-decaying fungi. Doktorsavhandling, SLU, Uppsala.
- Josefsson, H. 2002. Long-distance dispersal in wood-decaying basidiomycetes. Masteruppsats, Umeå Universitet.
- Josefsson, T. och Östlund, L. 2011. Produktionsökning och utarmning: skogsbrukets inverkan på skogslandskapet i norra Sverige. I: Hans Antonsson och Ulf Jansson (red.) *Jordbruk och skogsbruk i Sverige sedan år 1900*. Kungliga skogs och lantbruksakademin
- Josefsson, T., Gunnarson, B., Liedgren, L., Bergman, I. och Östlund, L. 2010. Historical human influence on forest composition and structure in boreal Fennoscandia. *Can. J. For. Res.* 40: 872–884
- Kardell, L. 2003. *Svenskarna och skogen, Del 1. Från ved till linjeskepp.*
- Komonen, A. och Kouki, J. 2005. Occurrence and abundance of fungus-dwelling beetles (*Ciidae*) in boreal forests and clearcuts: habitat associations at two spatial scales. *Animal Biodiversity and Conservation* 28:137-147.
- Kruys, N., Jonsson, B.G. och Ståhl, G. 2002. A stage-based matrix model for decomposition dynamics of woody debris. *Ecological Applications* 12: 773– 781.
- Lennartsson, T. 2013. Träd och buskar: månghundraåriga historieberättare. RAÄ
- Lindbladh, M., Axelsson, A-L., Hultberg, T., Brunet, J. och Felton, A. 2014. From broadleaves to spruce – the borealization of southern Sweden, *Scandinavian Journal of Forest Research*, 29:7, 686-696, DOI: 10.1080/02827581.2014.960893
- Ljung, T. 2011. Fäbodskogen som biologiskt kulturarv betade boreala skogars innehåll av historisk information och biologisk mångfald – en studie av fyra fäbodställen i dalarna. CBM:s skriftserie 49, Centrum för biologisk mångfald, Uppsala.
- Ljung, T. 2015. Lövtäkt i nordliga landskap. En studie i borelat resursnyttjande. CBM skriftserie nr 87, Uppsala.

- Lund, A. 2016. Att inventera urbana träd - syfte, parametrar, metod och löpande arbete. Kandidatuppsats SLU, Alnarp.
- Länsstyrelsen i Jönköping 2013. Underlag till en landskapsstrategi för biologisk mångfald i Jönköpings län. Länsstyrelsen i Jönköping meddelande 2013:05.
- Länsstyrelsen i Jönköping 2017. LEIF i praktiken Levande Ekosystem I Framtiden – från teoretiskt underlag till praktisk rådgivning. Länsstyrelsen i Jönköping, Meddelande 2017:03.
- Länsstyrelsen i Västra Götalands län 2018. Inventering av skyddsvärda träd i Färgelanda kommun med flera. Rapport 2018:37
- Mebus, F. 2014. Fria eller fälla. En vägledning för avvägningar vid hantering av träd i offentliga miljöer. Riksantikvarieämbetet, naturvårdsverket, Trafikverket, Länsstyrelserna, Svenska kyrkans arbetsgivarorganisation, Fss, FSk, SLU.
- Moe, B. och Botnen, A. 1997. A quantitative study of the epiphytic vegetation on pollarded trunks of *Fraxinus excelsior* at Havrå, Osterøy, western Norway. *Plant Ecology* 129:157-177.
- Moe, B. och Botnen, A. 2000. Epiphytic vegetation on pollarded trunks of *Fraxinus excelsior* in four different habitats at Grinde, Leikanger, western Norway. *Plant Ecology* 151:143-159.
- Montelius, J.O. 2004. Vägen i kulturlandskapet. Vägar och trafik före bilismen. Vägverkets museum Pylonen, Borlänge.
- Morgan J.L., Gergel S.E. & Coops N.C. 2010. Aerial Photography: A Rapidly Evolving Tool for Ecological Management. *BioScience* 60:47-59.
- Myrdal, J. 1997. En agrarhistorisk syntes. I: Larsson, B.M.P., Morell, M., Myrdal, J. *Agrarhistoria*. LTs förlag. s 302-322.
- Mörtberg, U. Zetterberg, A. och Gontier, M. 2007. Landskapsekologisk analys i Stockholms stad: Habitatnätverk för eklevande arter och barrskogsarter. Miljöförvaltningen, Stockholms stad.
- Naturvårdsverket 2012. Åtgärdsprogram för särskilt skyddsvärda träd. Mål och åtgärder 2012—2016. Rapport 6496.
- Naturvårdsverket 2017. Viktiga begrepp i arbetet med grön infrastruktur. PM 2017-02-16, NV-01521-15, Erik Sjödin.
- Nielsen, A.B., Östberg, J. & Delshammar, T. 2014. Review of urban tree inventory methods used to collect data at single-tree level. *Arboriculture and Urban Forestry*, 40:96–111.
- Niklasson, M. 2002. En undersökning av trädåldrar i halländska skogsreservat. Länsstyrelsen i Hallands län Meddelande nr 28.
- Nilsson, S.G. & Baranowski, R. 1997. Habitat predictability and the occurrence of wood beetles in old-growth beech forests. *Ecography* 20:491-498.
- Nilsson, S.G. 2012. Åtgärdsprogram för skalbaggar i eklågor 2012-2016. Blanksvart rödbeck (*Ampedus nigerrimus*), Brunoxe (*Aesalus scarabaeoides*), Svart guldbagge (*Gnorimus variabilis*), Plattkakbagge (*Prostomis mandibularis*). Naturvårdsverket rapport 6507.

- Nilsson, S.G., Niklasson, M., Hedin, J., Aronsson, G., Gutowski, J.M., Linder, P., Ljungberg, H., Mikusinski, G. och Ranius, T. 2002. Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 161:189-204.
- Nitare, J. 2014.Handledning i naturvårdande skötsel av skog och andra trädbärande marker. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Nitare, J. 2023. Skyddsvärd skog :naturvårdsarter och andra kriterier för naturvärdesbedömning. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Nolbrant, P. 1998. Hamlade träd och solitärträd. I: Höök Patriksson K. (red) Skötselhandbok för gårdens natur- och kulturvärden. Jordbruksverket.
- Nordén, B. & Appelqvist, T. 2001. Conceptual problems of ecological continuity and its bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 10:779-791.
- Nordén, B., Dahlberg, A., Brandrud, T.E., Fritz, Ö., Ejrnaes, R. och Ovaskainen, O. 2014 Effects of ecological continuity on species richness and composition in forests and woodlands: A review. *Écoscience* 21:34-45.
- Norén M. 1995. Instruktion för datainsamling vid inventering av nyckelbiotoper. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Norén, M., Nitare, J., Larsson, A. & Hultgren, B. 2014. Handbok för inventering av nyckelbiotoper. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Norros, V., Penttilä, R., Suominen, M. och Ovaskainen, O. 2012. Dispersal may limit the occurrence of specialist wood decay fungi already at small spatial scales. *OIKOS* 121:961-974.
- Olivares, I., Karger, D.N., & Kessler, M. 2018. Assessing species saturation: conceptual and methodological challenges. *Biological Reviews* 93: 1874-1890.
- Olsson, P. 2012. Ömse sidor om vägen. Allén och landskapet i Skåne 1700-1900. KSLA.
- Olsson, P. och Jacobsson, Å. 2005. Alléhandboken. Lunds universitet
- Ranius, T. 2000. Minimum viable metapopulation size of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Animal Conservation* 3: 37-43.
- Ranius, T. 2002. Influence of stand size and quality of tree hollows on saproxylic beetles in Sweden. *Biological Conservation* 103:85-91.
- Ranius, T. och Hedin, J. 2004. Hermit beetle (*Osmoderma eremita*) in a fragmented landscape. I: Akcakaya, R.H., Burgman, M.A., Kindvall, O., Wood, C.C och Sjögren Gulve, P. (red), Species conservation and management. Oxford University Press, sid.162-170.
- Ranius, T. och Jansson, N. 2000. The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biological Conservation* 95:85-94.
- Riksantikvarieämbetet. Riksintressen för kulturmiljövärden – Uppsala län (C).
www.raa.se
- Riksantikvarieämbetet och Centrum för biologisk mångfald 2014. Biologiskt kulturarv – växande historia. Riksantikvarieämbetet.

- Riksantikvarieämbetet, Naturvårdsverket, Trafikverket, Länsstyrelserna, Svenska kyrkan, Föreningen Sveriges stadsträdgårdsmästare, Föreningen Sveriges kyrkogårdschefer & Sveriges lantbruksuniversitet 2022. Fria eller fälla 2.0. Riksantikvarieämbetet, Stockholm.
- Rose, F. 1976. Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. I: Brown, D.H., Hawksworth, D.L. och Bailey, R.H. (red) Lichenology: progress and problems. Academic Press, London, sid. 279–307.
- Rundlöf, U. och Nilsson, S.G. 1995. Fem ess-metoden: (spåra skyddsvärd skog i södra Sverige). Naturskyddsföreningen.
- Sallmén, N. 2012. Värdefulla träd längs vägar och järnvägar. Centrum för biologisk mångfald, Triekol. CBM:s skriftserie 61.
- Sandberg K. 2021. Uppdaterad åtgärdstabell 2021- 2025 för Åtgärdsprogram för särskilt skyddsvärda träd. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Sellberg, R., 2005. Inventering av grova träd i Södermanlands län. Länsstyrelsen Södermanland, 2005. Rapport 2005:4. ISSN 1400-0792.
- Sernander, R. 1929. Våra parkträd, deras skötsel och vård - Föredrag vid Uppsala trädgårdssällskap den 17 mars 1929. Stockholm.
- Siitonen, J. och Saaristo, L 2000. Habitat requirements and conservation of *Phyto kolwensis*, a beetle species of old-growth boreal forest. Biological Conservation 94:211-220.
- Sjölund, E. 2015. Kartering av alléer med LiDAR i Sollentuna kommun. Metodutveckling, databasuppbyggnad och landskapsanalys. Trafikverket 2017:177.
- Slotte H. 1992. Lövtäkt – en viktig faktor i forandet av Ålands grässvålar. Svensk Botanisk Tidskrift 86: 63-75.
- Slotte, H. 1999. Lövtäkt i Sverige 1850-1950 metoder för täkt, torkning och utfodring med löv samt täktens påverkan på landskapet. Inst. för landskapsplanering, SLU, Uppsala.
- Slotte, H. 2000. Lövtäkt i Sverige och på Åland: metoder och påverkan på landskapet. Uppsala.
- Speight, M.C.D. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. Council of Europe, Nature and Environment Series No 42, Strasbourg.
- Tandre, A. 2014. Parkanläggningar som biologiskt kulturarv. RAÄ
- Thor, G. och Arvidsson, L. 1999. Rödlistade lavar i Sverige - Artfakta. Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Tilman, D. et al. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. Nature 37: 65–66.
- Trafikverket 2012. Landskap I långsiktig planering, pilotstudie i Västra Götalands län. Publikation 2011:122, del I.
- Trafikverket 2015. Kunskapsunderlag: Träd – Alléer, vägträd. Driftområde Mariestad. Trafikverket Rapport 2015:167
- Trafikverket 2017b. Standardbeskrivning för Basunderhåll Väg 2018. Version 20171003.
- Trafikverket. 2017a. PM Landskapsanalys E22 Fjälkinge – Gualöv, Ärendenummer: TRV 2017/1732.

- Unnerbäck, A. 2002. Kulturhistorisk värdering av bebyggelse. Riksantikvarieämbetet
- Welinder, S., Pedersen, E.A. och Widgren, M. 1998. Jordbrukets första femtusén år: 4000 f.Kr.-1000 e.Kr. Natur och Kultur/LTs förlag, Stockholm.
- Wennberg, S. och Höijer, O. (red) 2005. Frekvensanalys av skyddsvärd natur (FaSN). Förekomst av värdekärnor i skogsmark. Naturvårdsverket Rapport 5466, Stockholm.
- Vera, F.W.M. 2000. Grazing ecology and forest history. Columns Design Ltd, Reading.
- Westin, A. Björklund, J-O. & Lennartsson, T. 2018. The historical ecology approach in species conservation – Identifying suitable habitat management for the endangered clouded Apollo butterfly (*Parnassius mnemosyne* L.) in Sweden. AIMS Environmental Science 5:244-272.
- Westin, A., Lennartsson, T. & Ljung, T. 2022. Skogsbeten och bondeskog, historia, ekologi, natur- och kulturmiljövård. Riksantikvarieämbetet, Stockholm.
- Widenfalk, R. 1976. Urskogsrelikter och andra märkliga skalbaggar i Strömsholmstrakten. - Västmanlands läns natur 76-88.
- Wramner, P. & Nygård, O. 2010. Från naturskydd till bevarande av biologisk mångfald. Utvecklingen av naturvårdsarbetet i Sverige med särskild inriktning på områdesskyddet. COMREC Studies in Environment and Development No 2.
- Vramsten, I. 2011. Alléers användning genom tiderna i Sverige – En bakgrund till alléns framtida utveckling. Examensarbete vid SLU
- Vägverket 1996. Allevärdsplan, Skötsel och vård för samtliga alléer på det statliga vägnätet i Skåne. Vägverket Region Skåne.
- Vägverket 2002. Landsvägsalléer i Vägverket region mitt.
- Vägverket 2004. Alléinventering Uppsala län. Vägverket.
- Vägverket. 2002. Landsvägsalléer i Vägverket Region Mitt. Rapport
- Vägverket. u.å. Landsvägsalléer i Norrbottens och Västerbottens län. Inventering av alléer på det statliga vägnätet. Vägverket region norr.
- Zachariassen, E. 2013. Ekologisk konnektivitetsmodellering med GIS- En jämförelsestudie mellan två GIS-baserade verktygslådor. Examensarbete, Stockholms universitet.
- Östberg, J. och Wallin, N. 2010. Trädarter för alléplantering. Trafikverket 2010:046
- Östberg, J., Delshammar, T., Fransson, A.-M., Busse, A. 2015. Standard för trädinventering i urban miljö. Version 2.0. Rapport 2015.14. Sveriges lantbruksuniversitet, Alnarp.
- Östberg, J., Nilsson, L., Slagstedt, J. & Sjöman, H. 2015a. Trädplaner, trädvårdsplaner och trädinventering. I: Sjöman H. & Slagstedt J. (red.), Träd i urbana landskap, Studentlitteratur AB, Lund, s. 503–540.
- Österman, P. 2001. Svenska jätteträd och deras mytologiska historia. Artbooks. Kristianstads boktryckeri AB.
- Östlund, L., Hörnberg, G., DeLuca, T.H., Liedgren, L., Wikström, P., Zackrisson, O. och Josefsson, T. 2015. Intensive land use in the Swedish mountains between AD 800 and 1200 led to deforestation and ecosystem transformation with long-lasting effects. *Ambio* 2015, 44:508–520.