

Bidrag från det brukade landskapet till bevarandet av skogens biologiska mångfald

Tekniskt underlag med fokus på EU:s livsmiljötyper



© Skogsstyrelsen 2026

Dnr 2025/1672

Projektledare/redaktör
David Ståhlberg

Författare
Jean-Michel Roberge

Projektgrupp
Camilla Andersson
Magnus Magnusson
Lars-Olof Sarenmark (Naturvårdsverket)
David Ståhlberg

Omslag
Skogsdominerat landskap i Uppland.

Innehåll

Förord	6
Sammanfattning	7
1 Inledning	10
2 Metoder	11
2.1 Allmänt om data, forskningsresultat, expertbedömningar och antaganden	11
2.2 Ingående EU-livsmiljötyper och biogeografiska regioner	11
2.3 Ansatsens grunder	13
2.3.1 De typiska arternas ekologiska krav som grund	13
2.3.2 Det totala ekologiska behovet och behovet av EU-livsmiljötyp	16
2.3.3 Icke-livsmiljötypsområden (IL-områden) som kan bidra till arters livsmiljöer	17
2.3.4 Två landskap som grund för analyserna av det ekologiska bidraget	21
2.4 Beräkning av arealbidraget från olika kategorier av områden	24
2.4.1 Regionindelning	24
2.4.2 Icke-överlappande bidrag till de olika EU-livsmiljötyperna	25
2.4.3 Beräkningsmodell	26
2.4.4 Bruttoarealer	26
2.4.5 Biologiska strukturer i IL-områden	31
2.4.6 Andel som utgör ett väsentligt bidrag till typiska arters livsmiljökrav	32
2.4.7 Beräkning av det areella bidraget	36
3 Resultat	38
3.1 Biologiska strukturer i IL-områden	38
3.1.1 Små hänsynsytor	38
3.1.2 Bestånd under trakthyggesbruk, delar utanför hänsynsytor	39
3.1.3 Hyggesfritt brukade bestånd	40
3.1.4 Små skogliga bergimpediment	40
3.1.5 Åkerholmar	41
3.2 Bruttoarealer av olika kategorier av IL-områden (A)	43
3.2.1 Dagens landskap	43
3.2.2 Det fiktiva landskapet	44
3.3 Andel som utgör ett väsentligt bidrag till de typiska arternas livsmiljökrav (L)	47
3.3.1 Särskilt krävande typiska arter	47
3.3.2 Livsmiljöandel	47

3.4	Areella bidrag (<i>B</i>)	49
3.4.1	Dagens landskap	49
3.4.2	Det fiktiva landskapet	51
4	Diskussion	54
4.1	Det areella bidraget från IL-områden i landskapet	54
4.1.1	Dagens landskap och det fiktiva landskapet	54
4.1.2	Bidragets storlek i förhållande till det totala ekologiska behovet	54
4.2	Det ekologiska bidraget från olika kategorier av IL-områden	55
4.2.1	Små hänsynsytor	56
4.2.2	Bestånd under trakthyggesbruk, delar utanför hänsynsytor	56
4.2.3	Hyggesfritt brukade bestånd	58
4.2.4	Små skogliga bergimpediment	58
4.2.5	Åkerholmar	59
4.2.6	Övriga kategorier av områden vars bidrag inte har analyserats	59
4.3	Jämförelse med bristanalysen från 1997	60
4.4	Osäkerheter	61
4.4.1	Antaganden	61
4.4.2	Arealskattningar	61
4.4.3	Expertbedömningar	61
4.5	Arternas ekologiska krav som grund	62
4.5.1	Generiska riktvärden för mängden livsmiljö för arterna	62
4.5.2	Särskilt krävande typiska arter och övriga arter	63
4.6	Användning av resultaten i beräkningen av gynnsamma referensarealer	64
4.7	Det brukade landskapets roll i den skogliga naturvården	64
5	Referenser	66
Bilaga 1:	Fördelning av arealerna mellan skogstyper som motsvarar EU-livsmiljötyperna	71
	Små hänsynsytor	71
	Bestånd under trakthyggesbruk, delar utanför hänsynsytor	72
	Hyggesfritt brukade bestånd	73
	Små skogliga bergimpediment	74
	Åkerholmar	75
Bilaga 2:	Metod för urval av särskilt krävande typiska arter	77
	Allmänna tillämpningsregler	77
	Beslutsschema	77
Bilaga 3:	Lista över selekterade särskilt krävande typiska arter	79
Bilaga 4:	Anvisningar till experterna för bedömning av livsmiljöandelen	81
Bilaga 5:	Livsmiljöandelar per EU-livsmiljötyp och region	86

Bilaga 6: Areella bidrag per EU-livsmiljötyp och region	89
Dagens landskap	90
Fiktivt landskap	92
Bilaga 7: Representativitet inom <i>taiga</i> (9010)	94
Bakgrund	94
Översiktlig analys	95

Förord

Den här rapporten utgör ett tekniskt underlag om bidraget från det brukade landskapet till bevarandet av skogens biologiska mångfald, med fokus på EU:s livsmiljötyper.

Mer specifikt syftade analysen till att, utifrån naturvårdsekologisk teori samt aktuell kunskap om naturvärden i brukad skog, ta fram skattningar av de areella bidragen från naturvårdskvaliteter i områden i det brukade landskapet som inte utgör EU-livsmiljötyp.

Rapporten bidrar till en objektiv och kvantifierad förståelse av det brukade landskapets roll i bevarandet av biologisk mångfald. Resultaten utgör skattningar baserade på tillgängliga data, antaganden och expertbedömningar och bör tolkas i ljuset av de osäkerheter som redovisas i rapporten.

Analysen har beställts av policyprocessen vid Skogsstyrelsen i dialog med Naturvårdsverket. Arbetet har utförts av Jean-Michel Roberge, naturvårdsspecialist vid Skogsenheten och adjungerad lektor vid SLU, med stöd av en arbetsgrupp med representanter från Skogsstyrelsen och Naturvårdsverket, samt med inspel från flera experter inom ämnesområdet. Arbetet utgör en oberoende vetenskaplig analys där författaren ansvarar för innehållet.

Författaren vill rikta ett varmt tack till Camilla Andersson (Skogsstyrelsen), Maano Aunapuu (Naturvårdsverket), Håkan Berglund (SLU), Åsa Hagner (SLU), Erik Hellberg Meschaks (Naturvårdsverket), Magnus Magnusson (Skogsstyrelsen), Vita Manak (SLU), Jörgen Olsson (Skogsstyrelsen), Lars-Olof Sarenmark (Naturvårdsverket) och David Ståhlberg (Skogsstyrelsen) för värdefulla inspel under utvecklingen av ansatsen och för synpunkter på olika utkast; till Jonas Dahlgren (SLU), Per Nilsson (SLU), Martin Nylander (Skogsstyrelsen), Patrik Olsson (Skogsstyrelsen), Cornelia Roberge (SLU) och Xin Zhao (Skogsstyrelsen) för datauttag- och sammanställningar samt arealskattningar; till Carl Appelqvist (Skogsstyrelsen) för expertbedömningar kring hyggesfria skogsskötselmetoder; till Peter Ask (Sveaskog), Anna Cabrajic (SCA Skog), Mikael Markström (Norra Skog) och Olov Norgren (Holmen Skog) för information om användning av hyggesfria metoder i skogsbruket. Ett särskilt stort tack riktas till alla artexperter som har bidragit med stora antal expertbedömningar utifrån typiska arters ekologiska krav.

Lycksele och Umeå 2026-02-19

Magnus Viklund
Enhetschef, Skogsstyrelsen

Jean-Michel Roberge
Naturvårdsspecialist, Skogsstyrelsen

Sammanfattning

För att genomföra EU-policyer på nationell nivå krävs kunskap om nödvändiga arealer av livsmiljötyperna som finns listade i EU:s art- och habitatdirektiv ("EU-livsmiljötyper"). Syftet med den här analysen var att beräkna det areella bidraget från skogsområden i det brukade landskapet som inte utgör EU-livsmiljötyp till uppfyllelsen av det totala ekologiska behovet av livsmiljö för skogslevande arter. Rapporten utgör ett tekniskt underlag som kan ligga till grund för att uppskatta den minsta arealen av EU-livsmiljötyp som krävs ur ett långsiktigt ekologiskt perspektiv (det vill säga den gynnsamma referensarealen), samt för att kunna utvärdera naturvårdsarbetet i skogen och planera för ytterligare åtgärder.

Analysernas fokus låg på de landskapselement och arealer utanför EU-livsmiljötypsområdena som kan anses utgöra ett *väsentligt ekologiskt bidrag* till det totala ekologiska behovet för bevarandet av den biologiska mångfalden kopplad till EU-livsmiljötyperna. Med "väsentligt ekologiskt bidrag" menas ett ekologiskt bidrag som är så pass stort att det kan medföra ett minskat areellt behov av skog som uppfyller de formella kriterierna för EU-livsmiljötyp. Rapporten har inte analyserat hur det brukade landskapet bidrar till biologisk mångfald i övrigt.

Analyserna begränsades till de regioner och EU-livsmiljötyper där de ekologiska behoven förväntas vara direkt styrande för beräkningen av gynnsamma referensarealer. Analyserna omfattade de boreala och kontinentala biogeografiska regionerna och alla skogliga EU-livsmiljötyper som förekommer i dessa regioner utom *skogsbevuxen myr* (91D0), *landhöjningsskog* (9030) och *svämädellövskog* (91F0).

Fem olika kategorier av områden i det brukade landskapet som inte utgör EU-livsmiljötyp (icke-livsmiljötypsområden, "IL-områden") analyserades: (1) hänsynsytor som är mindre än den minsta karteringsenheten för skogliga EU-livsmiljötyper, (2) övriga delar av bestånd under trakthyggesbruk, det vill säga de delar som ligger utanför hänsynsytor, (3) hyggesfritt brukade bestånd, (4) skogliga bergimpediment som är mindre än den minsta karteringsenheten för skogliga EU-livsmiljötyper och (5) åkerholmar. För hänsynsytor och skogliga bergimpediment tillämpades två alternativa värden för objektens maximala storlek: 0,25 hektar (vilket är dagens minsta karteringsareal för de ingående EU-livsmiljötyperna) och 1 hektar.

För varje EU-livsmiljötyp finns en nationell lista över typiska arter. De ekologiska behoven hos särskilt krävande typiska arter användes som grund för analyserna. Minst tre arter valdes ut för varje kombination av EU-livsmiljötyp och region, utifrån arternas värde som indikatorer för skogsområden med höga naturvärden eller hög artrikedom.

Det areella bidraget från varje kategori av IL-område beräknades genom att multiplicera områdenas samlade bruttoareal med en konverteringsfaktor baserad på expertbedömningar av arealandelen som *de facto* kan utgöra livsmiljö för särskilt krävande typiska arter.

Beräkningarna genomfördes dels utifrån dagens landskap, dels baserat på ett fiktivt landskap. Dagens landskap användes som grund för att uppskatta IL-områdenas bidrag under nuvarande förhållanden. Här utgick beräkningarna och bedömningarna från nuläget vad gäller IL-områdenas arealer, och deras interna kvalitet, men också landskapsstrukturella egenskaper såsom konnektiviteten. Vad gäller hänsynsytor i dagens landskap utgick beräkningarna från den ackumulerade arealen hänsynsytor som har "aktiverats" i samband med föryngringsavverkning sedan år 1993.

Det fiktiva landskapet byggdes upp för att kunna ligga till grund för en uppskattning av det långsiktiga ekologiska bidraget från IL-områden till den biologiska mångfalden knuten till

EU-livsmiljötyperna, och därmed för analyser som syftar till att räkna fram referensarealer. I det fiktiva landskapet antogs att hela den produktiva skogsmarksarealen som inte utgör livsmiljötyp brukas aktivt enligt dagens praxis, både vad gäller skötselmetoder och hänsynens omfattning samt kvalitet. Det fiktiva landskapet skiljer sig från dagens landskap bland annat genom antaganden om att referensarealen är uppnådd, att hänsynen har hunnit aktiveras i alla berörda brukade bestånd i hela landskapet, samt att naturvärden i hänsynen har utvecklats fullt ut och nått ett jämviktsläge i fråga om medelvärden på landskapsnivå.

Bestånd under trakthyggesbruk (delar utanför hänsynsytor) omfattar den absoluta merparten av virkesproduktionsarealen och dominerar därmed arealmässigt både i dagens landskap och i det fiktiva landskapet. Bland de övriga kategorierna utmärker sig hyggesfritt brukade bestånd genom relativt stora arealer. Hänsynsytor omfattar också betydande arealer, särskilt i det fiktiva landskapet. Åkerholmar och små skogliga bergimpediment täcker minst areal.

Generellt bedömdes andelen livsmiljö för särskilt krävande typiska arter i IL-områden vara större i det fiktiva landskapet än i dagens landskap. I genomsnitt bedömdes hyggesfritt brukade bestånd och hänsynsytor upp till 1 hektar i storlek ha större livsmiljöandelar än övriga kategorier av IL-områden. Bestånd under trakthyggesbruk (delar utanför hänsynsytor), åkerholmar, samt små skogliga bergimpediment inom storleksintervallet 0,1–0,25 hektar utmärkte sig genom lägre genomsnittliga livsmiljöandelar än övriga kategorier av IL-områden.

Det sammanlagda areella bidraget från IL-områden till krävande typiska arter för de ingående EU-livsmiljötyperna uppskattades utifrån det fiktiva landskapet till 224 000 hektar (osäkerhetsintervall 44 000–441 000 hektar) för de boreala och kontinentala regionerna, om man räknade in bidraget från hänsynsytor och skogliga bergimpediment upp till en storlek av 0,25 hektar. Uppskattningarna ökade till 265 000 hektar (62 000–508 000 hektar) om man räknade in bidraget från hänsynsytor och skogliga bergimpediment upp till en storlek av 1 hektar. Motsvarande siffror för dagens landskap är 138 000 hektar (27 000–341 000 hektar) respektive 148 000 hektar (31 000–360 000 hektar). Bidraget från IL-områden var, i absoluta termer, mycket större för *taiga* (9010) än för alla övriga ingående EU-livsmiljötyper tillsammans, vilket beror på att ståndorter med förutsättningar för taiga dominerar i landskapet.

Bestånd under trakthyggesbruk (delar utanför hänsynsytor) stod för en övervägande del av det samlade areella bidraget från IL-områdena i det fiktiva landskapet (72–85 %, beroende på huruvida man tillämpar en storleksgräns på 1 hektar eller 0,25 hektar för hänsynsytor och skogliga bergimpediment). Detta förklaras av trakthyggesbrukets starka areella dominans i landskapet. Hänsynsytor stod för 6–18 % och hyggesfritt brukade bestånd för 7–8 % av det samlade areella bidraget. Åkerholmar och skogliga bergimpediment stod för mycket små andelar av det areella bidraget.

För *taiga* (9010), som är den arealmässigt viktigaste EU-livsmiljötypen på fast mark, motsvarar uppskattningen av det areella bidraget 5–6 % av det totala långsiktiga ekologiska behovet i boreal region (beroende på huruvida man tillämpar 0,25 hektar eller 1 hektar som storleksgräns för hänsynsytor och skogliga bergimpediment) och 8–9,5 % i kontinental region, baserat på det fiktiva landskapet. För EU-livsmiljötyperna som domineras av ädellövträd motsvarar det areella bidraget oftast mindre än 2 % av det totala ekologiska behovet.

Notera att uppskattningarna av IL-områdenas bidrag är förknippade med osäkerheter, som främst är kopplade till användning av olika antaganden, skattning av bruttoarealer för de olika kategorierna av områden, användning av ett generiskt tröskelvärde för den minsta nödvändiga

mängden livsmiljö i landskapet, fokus på ett begränsat antal särskilt krävande typiska arter och expertbedömningar av livsmiljöandelar för arterna.

Kunskapen om det areella bidraget från det brukade landskapet har använts som ett underlag i revideringen av referensarealerna för de skogliga EU-livsmiljötyperna inom ramen för ett regeringsuppdrag. Med tanke på de ovannämnda osäkerheterna är ett sådant angreppssätt förknippat med vissa risker. För att bevara alla arter i livskraftiga populationer och säkra ekosystemresiliens i ett förändrat klimat kan det därför vara nödvändigt att också säkerställa att flera större landskap, väl fördelade inom de biogeografiska (del)regionerna, innehåller större andelar livsmiljö än den genomsnittliga andelen som behövs för att uppnå referensarealerna på biogeografisk nivå, samt att dessa landskap är tillräckligt väl sammanbundna.

Observera också att resultaten är begränsade till ekologiska bidrag som är så pass väsentliga att de kan anses medföra ett minskat behov av EU-livsmiljötyp. Miljöhänsyn vid skogsbruksåtgärder och hyggesfritt skogsbruk levererar många fler ekologiska nyttor som inte har kvantifierats i den här studien, samt nyttor kopplade till sociala värden och kulturmiljön.

Analyserna utgår från nuvarande kunskap och dagens praxis inom skogsbruket. Ansatsen som har utvecklats i den här studien kan ligga till grund för nya analyser i framtiden utifrån ny kunskap eller förändrade förutsättningar vad gäller användning av skogsbruksmetoder eller naturhänsynens utformning och omfattning.

1 Inledning

Kvantitativ kunskap om areella behov av olika typer av områden är en förutsättning för den skogliga naturvårdsplaneringen. I slutet av 1990-talet genomfördes en nationell bristanalys för skydd av skogsmark i Sverige (Angelstam & Andersson 1997, Angelstam & Andersson 2001, Angelstam & Mikusiński 2001). Analysen grundade sig i antagandet att det krävs minst 20 % av den ursprungliga arealen skoglig livsmiljö för att tillgodose krävande arters långsiktiga fortlevnad. Med detta riktvärde avsågs det totala långsiktiga ekologiska behovet av livsmiljöer för arterna.

Olika typer av skogsområden som erbjuder livsmiljö kan bidra till uppfyllelsen av det totala långsiktiga behovet för arterna. En del av dessa områden kan utgöra livsmiljötyper enligt EU:s art- och habitatdirektiv ("EU-livsmiljötyper"), andra inte. Syftet med den här analysen är att beräkna det areella bidraget från skogsområden i det brukade landskapet som inte utgör EU-livsmiljötyp till uppfyllelsen av detta totala ekologiska behov. Denna kunskap är grundläggande för att sedan kunna uppskatta den minsta arealen av EU-livsmiljötyp som krävs ur ett långsiktigt ekologiskt perspektiv, det vill säga den gynnsamma referensarealen, samt för att kunna utvärdera naturvårdsarbetet i skogen och planera för ytterligare åtgärder.

Ett första försök till att analysera detta gjordes i samband med regeringsuppdraget *Översyn av referensarealer för livsmiljötyper i art- och habitatdirektivet* (Naturvårdsverket 2024). Denna preliminära analys avgränsades till EU-livsmiljötypen *taiga* (9010) och till den boreala regionen. Analyserna som presenteras i den här rapporten bygger på en vidareutveckling av ansatsen som togs fram i det ovannämnda regeringsuppdraget och utvidgar den till alla relevanta skogliga EU-livsmiljötyper och regioner.

Under de senaste tre decennierna har ett stort antal forskningsstudier bidragit till förbättrad kunskap om betydelsen av olika delar av det brukade landskapet för bevarandet av skogens biologiska mångfald. Många av dessa studier har fokuserat på effekterna av naturhänsyn inom trakthyggesbruk (se exempelvis Gustafsson m.fl. 2016 för en syntes). Dessa studier visar på tydliga positiva effekter på en rad arter från olika grupper, samtidigt som de belyser flera begränsningar. Det råder ingen tvekan om att biologiska strukturer och olika typer av områden i det brukade landskapet utanför skyddade eller avsatta områden spelar en viktig roll för många skogslevande arter.

Syftet med de här analyserna är *inte* att sammanställa den ackumulerade kunskapen om alla dessa ekologiska bidrag. Syftet är snarare att kvantifiera det areella bidraget från områden som inte utgör EU-livsmiljötyp genom att fokusera på de landskapselement som kan anses utgöra ett *väsentligt ekologiskt bidrag* till det totala ekologiska behovet för bevarandet av den biologiska mångfalden kopplad till EU-livsmiljötyperna. Med "väsentligt ekologiskt bidrag" menas här ett ekologiskt bidrag som är så pass stort att det kan medföra ett minskat areellt behov av skog som uppfyller de formella kriterierna för EU-livsmiljötyp. Analyserna omfattar därmed en delmängd av alla ekologiska och miljömässiga bidrag från det brukade landskapet. Övriga nyttor från områden i det brukade landskapet diskuteras därför bara översiktligt.

Rapporten är ett tekniskt underlag som bygger på omfattande beräkningar och multipla skärningar i kategorier som leder till stora antal delresultat. Summerade siffror och andra centrala resultat presenteras i huvudtexten, medan vissa delresultat och detaljerade resultattabeller återfinns i bilagorna. För läsbarhetens skull har även en del metodbeskrivningar förlagts till bilagorna.

2 Metoder

2.1 Allmänt om data, forskningsresultat, expertbedömningar och antaganden

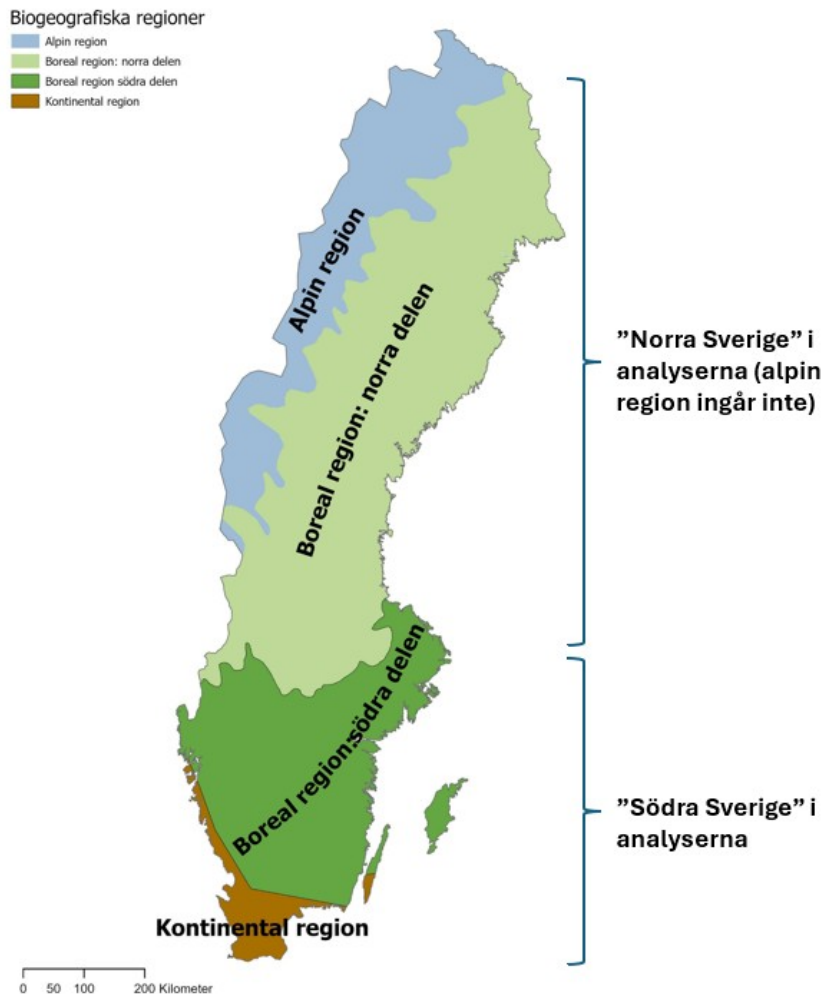
Arbetet bygger på analyser av data från ett stort antal källor. De använda datakällorna anges löpande i texten för respektive del av analyserna. De data och forskningsresultat som finns tillgängliga täcker dock inte alla behov. I många fall har det därför varit nödvändigt att utgå från expertbedömningar och antaganden. Termerna ”expertbedömningar” och ”antagande” (alternativt verbet ”anta”) används konsekvent i den här rapporten i samtliga situationer där analyserna bygger på just expertbedömningar eller antaganden, detta för att tydligt skilja dessa från analyser som på ett mer direkt sätt bygger på empiriska data eller publicerade forskningsresultat.

2.2 Ingående EU-livsmiljötyper och biogeografiska regioner

Behovet av att bevara skogens biologiska mångfald gäller samtliga typer av skogsekosystem. Däremot är behovet av kvantitativ kunskap om det areella bidraget från det brukade landskapet, ur ett praktiskt perspektiv, inte lika stort för alla skogstyper. Denna kunskap har en praktisk betydelse främst i situationer där det är de ekologiska behoven som styr hur mycket EU-livsmiljötyp behöver bevaras eller återskapas. Därför begränsades analyserna till de EU-livsmiljötyper och regioner där de ekologiska behoven förväntas vara direkt styrande för beräkningen av gynnsamma referensarealer.

Analyserna avgränsades därför till Sveriges biogeografiska regioner och EU-livsmiljötyper där den gynnsamma referensarealen sätts lika med de långsiktiga ekologiska behoven av EU-livsmiljötyp. Enligt EU-kommissionens vägledning får referensarealen i princip inte vara mindre än den areal som fanns vid tidpunkten för medlemsstatens EU-inträde (DG Environment 2023). För flera kombinationer av EU-livsmiljötyper och regioner har myndigheterna bedömt att arealerna vid Sveriges EU-inträde (år 1995) var större än det långsiktiga totala ekologiska arealbehovet (Naturvårdsverket 2024). I dessa fall antas därför att 1995 års arealer kommer att användas som referensarealer. Med tanke på att det långsiktiga arealmålet, i dessa fall, styrs av 1995 års arealer snarare än de ekologiska arealbehoven finns här inget praktiskt behov av att vidare analysera hur bidraget från områden i det brukade landskapet kan påverka det ekologiska behovet av EU-livsmiljötyp.

I Sverige förekommer tre av EU:s biogeografiska regioner: den alpina regionen, den boreala regionen och den kontinentala regionen (figur 1). I den alpina biogeografiska regionen bedöms att alla skogliga EU-livsmiljötyper vid tidpunkten för Sverige inträde i EU (1995) hade en areal som var större än det totala långsiktiga ekologiska behovet av livsmiljö (Naturvårdsverket 2024). Det innebär att analyser av bidraget från det brukade landskapet inte behövs, ur ett referensarealperspektiv, i den alpina regionen. Analyserna avgränsades därmed till den boreala regionen och den kontinentala regionen.



Figur 1. EU:s tre biogeografiska regioner på land i Sverige (alpin, boreal, kontinental), där den boreala regionen är uppdelad i en nordlig och en sydlig del. I texten kallas den norra delen av den boreala regionen ”norra Sverige”, medan summan av den södra delen av den boreala regionen och den kontinentala regionen kallas ”södra Sverige”. Den alpina regionen omfattas inte av analyserna.

För EU-livsmiljötyperna *skogsbevuxen myr* (91D0) och *landhöjningsskog* (9030) bedöms att arealerna år 1995 var större än det totala ekologiska behovet i alla biogeografiska regioner där de förekommer (Naturvårdsverket 2024). Därför analyserades inte bidraget från det brukade landskapet för dessa EU-livsmiljötyper.

Svämädellövskog (91F0) bedöms ha haft en areal år 1995 som var större än det totala ekologiska behovet i den boreala regionen (Naturvårdsverket 2024). På grund av detta och med tanke på att denna EU-livsmiljötyp täcker en ytterst liten areal utanför den boreala regionen¹ utelämnades den helt från analyserna. Denna hantering stöds också av Riksskogstaxeringens stickprov inte räcker till för att få till arealskattningar för denna EU-livsmiljötyp (Berglund 2021a), vilka skulle ha behövts för vissa analyssteg.

Lövsumpskog (9080) och *svämlövskog* (91E0) bedöms ha haft en areal år 1995 som var större än det totala ekologiska behovet i enbart i den kontinentala regionen (Naturvårdsverket 2024). Dessa två EU-livsmiljötyper täcker större arealer i den boreala regionen, där referensarealerna beräknas utifrån en analys av det ekologiska behovet, än i den kontinentala regionen. För

¹ Både i fråga om nuvarande areal (ca 40 hektar enligt 2025 års artikel 17-rapportering till EU) och med avseende på det totala ekologiska behovet (ca 100 hektar enligt Naturvårdsverket (2024)).

enkelhetens skull togs dessa två EU-livsmiljötyper därför med i analyserna både i boreal och kontinental region.²

EU-livsmiljötypen *trädklädd betesmark* (9070) omfattades inte av analyserna eftersom den i Sverige hanteras inom gruppen ”gräsmarker” (Naturvårdsverket 2024). Framtagandet av referensarealer för *trädklädd betesmark* (9070) hanteras i en separat process av Naturvårdsverket i samarbete med Jordbruksverket (Regeringskansliet 2024), utifrån en annan typ av ansats än för de skogliga EU-livsmiljötyperna.

I tabell 1 sammanfattas de EU-livsmiljötyper och regioner för vilka det ekologiska bidraget från områden i det brukade landskapet beräknas. Notera att även EU-livsmiljötyper för vilka bidraget inte beräknas behöver beaktas i olika analyssteg som kräver kunskap om hela skogslandskapet.

Tabell 1. Kombinationer av EU-livsmiljötyper och biogeografiska regioner för vilka det ekologiska bidraget från områden i det brukade landskapet som inte utgör EU-livsmiljötyp beräknades (●) eller inte beräknades (○) inom ramen för den här analysen. Ett streck (–) innebär att EU-livsmiljötypen inte förekommer i regionen.

EU-livsmiljötyp		Biogeografisk region		
Kod	Namn	Alpin	Boreal	Kontinental
9010	Taiga	○	●	●
9020	Nordlig ädellövskog	–	●	●
9030	Landhöjningsskog	–	○	–
9040	Fjällbjörkskog	○	–	–
9050	Näringsrik granskog	○	●	–
9060	Åsbarrskog	–	●	–
9080	Lövsumpskog	–	●	●
9110	Näringsfattig bokskog	–	●	●
9130	Näringsrik bokskog	–	●	●
9190	Näringsfattig ekskog	–	●	●
9160	Näringsrik ekskog	–	●	●
9180	Ädellövskog i branter	–	●	●
91D0	Skogsbevuxen myr	○	○	○
91E0	Svämlövskog	○	●	●
91F0	Svämädellövskog	–	○	○

2.3 Ansatsens grunder

2.3.1 De typiska arternas ekologiska krav som grund

För alla nationellt förekommande EU-livsmiljötyper har varje EU-medlemsstat tagit fram listor över typiska arter. Dessa arter speglar gynnsamma strukturer och funktioner för EU-livsmiljötypen och ska beaktas i bedömningen av bevarandestatus enligt EU:s art- och habitatdirektiv (DG Environment 2023).

Begreppet ”typiska arter” används i definitionen av gynnsam referensareal för livsmiljötyper i artikel 3.8 av EU:s naturrestaureringsförordning (EU-kommissionen 2024):

Gynnsam referensareal: den totala arealen av en livsmiljötyp i en viss biogeografisk eller marin region på nationell nivå som anses vara det minimum som krävs för att säkerställa långsiktig livskraft hos livsmiljötypen och dess typiska arter eller typiska artsammansättning samt denna livsmiljötyps samtliga signifikanta ekologiska variationer inom dess naturliga utbredningsområde, och som består av den befintliga arealen för livsmiljötypen

² Trots att dessa två EU-livsmiljötyper tas med i analyserna ska deras referensarealer i kontinental region inte revideras utifrån resultaten, eftersom referensarealerna i princip inte får vara mindre än den areal som fanns vid medlemsstatens EU-inträde enligt EU-kommissionens vägledning.

och, om den arealen inte är tillräcklig för den långsiktiga livskraften hos livsmiljötypen och dess typiska arter eller typiska artsammansättning, den ytterligare areal som är nödvändig för att återetablera livsmiljötypen; om den berörda livsmiljötypen är förtecknad i bilaga I till direktiv 92/43/EEG, bidrar sådan återetablering till att gynnsam bevarandestatus för en livsmiljö uppnås, och i marina ekosystem bidrar sådan återetablering till att god miljöstatus uppnås eller bibehålls.

Av definitionen framgår att den gynnsamma referensarealen är arealen som utgör det minimum som krävs för att säkerställa långsiktig livskraft hos EU-livsmiljötypen och dess typiska arter eller typiska artsammansättning samt denna EU-livsmiljötyps samtliga signifikanta ekologiska variationer. Att konkretisera exakt vad som behövs för att säkerställa långsiktig livskraft hos en EU-livsmiljötyp är en mycket komplex uppgift eftersom det i teorin kan omfatta hela den biologiska mångfalden kopplad till EU-livsmiljötypen, inklusive skogsekosystemets sammansättning, strukturer och funktioner på olika skalor från den genetiska nivån till landskapsnivån (USDA Forest Service 1981, Noss 1990).

Ett möjligt tillvägagångssätt för att göra denna bedömning operationell är att fokusera på de typiska arternas krav, under antagandet att en EU-livsmiljötypsareal som är tillräcklig för att säkerställa de typiska arternas långsiktiga livskraft också är tillräcklig för att säkerställa EU-livsmiljötypens livskraft i stort, inklusive dessa typiska artsammansättning och signifikanta ekologiska variationer. Detta ska inte tolkas som att bevarandet av alla typiska arter per automatik kan antas säkerställa bevarandet av alla de andra aspekterna, exempelvis samtliga signifikanta ekologiska variationer. Antagandet är snarare att användningen av de typiska arternas ekologiska krav som grund för beräkning av referensarealer borde leda till arealer som är tillräckligt stora för att ge de *areella förutsättningarna* som behövs för att kunna genomföra lämpliga naturvårdsåtgärder som syftar till att säkerställa alla signifikanta ekologiska variationer, typiska artsammansättningar och viktiga ekologiska processer inom EU-livsmiljötypsarealen.

Den här analysen använder därför de typiska arterna och deras ekologiska krav som utgångspunkt. Att ta fram kvantitativ kunskap om hur områden i det brukade landskapet som inte utgör EU-livsmiljötyp bidrar till livsmiljötillgången för de typiska arterna är ett viktigt steg i framtagandet av referensarealer för EU-livsmiljötyperna (se nästa avsnitt).

De typiska arterna som finns listade för Sveriges skogliga EU-livsmiljötyper innefattar kärlväxter, mossor, lavar, svampar, insekter och fåglar. För *taiga* (9010) i boreal region dominerar lavar och svampar, men samtliga övriga organismgrupper finns också representerade. För EU-livsmiljötyper med ädellövträd dominerar som regel kärlväxter, mossor och lavar bland de typiska arterna. Antalet typiska arter per livsmiljötyp och biogeografisk region varierar stort. Antalet är högst för *taiga* (9010) i boreal region (111 arter) och lägst för *skogsbevuxen myr* (91D0) i kontinental region (6 arter) (tabell 2).

Tabell 2. Antal typiska arter för Sveriges skogliga EU-livsmiljötyper. A = alpin, B = boreal, K = kontinental biogeografisk region. Ett streck (-) betyder att livsmiljötypen inte förekommer i den aktuella biogeografiska regionen. Grått teckensnitt avser kombinationer av EU-livsmiljötyper och regioner för vilka bidraget från det brukade landskapet inte beräknas (se text och tabell 1).

Kod	Namn	Kärlväxter			Mossor			Lavar			Svampar			Insekter			Fåglar			Alla grupper		
		A	B	K	A	B	K	A	B	K	A	B	K	A	B	K	A	B	K	A	B	K
9010	Taiga	9	12	6	6	13	8	22	32	2	29	32	5	0	8	0	8	14	0	74	111	21
9020	Nordlig ädellövskog	-	17	17	-	12	11	-	22	21	-	10	10	-	0	0	-	0	0	-	61	59
9030	Landhöjningsskog	-	0	-	-	0	-	-	0	-	-	11	-	-	0	-	-	3	-	-	14	-
9040	Fjällbjörkskog	19	-	-	0	-	-	7	-	-	0	-	-	0	-	-	5	-	-	31	-	-
9050	Näringsrik granskog	21	31	-	0	3	-	0	0	-	10	16	-	0	0	-	0	0	-	31	50	-
9060	Åsbarrskog	-	5	-	-	0	-	-	0	-	-	3	-	-	12	-	-	0	-	-	20	-
9080	Lövsumpskog	-	17	14	-	20	20	-	0	0	-	0	0	-	0	0	-	5	5	-	42	39
9110	Näringsfattig bokskog	-	0	0	-	11	11	-	18	18	-	0	0	-	0	0	-	0	0	-	29	29
9130	Näringsrik bokskog	-	10	13	-	12	14	-	13	13	-	0	0	-	1	1	-	0	0	-	36	41
9160	Näringsrik ekskog	-	14	14	-	13	13	-	15	15	-	8	8	-	0	0	-	0	0	-	50	50
9180	Ädellövskog i branter	-	8	10	-	13	12	-	23	22	-	0	0	-	0	0	-	0	0	-	44	44
9190	Näringsfattig ekskog	-	9	9	-	7	7	-	21	20	-	4	4	-	0	0	-	0	0	-	41	40
91D0	Skogsbevuxen myr	4	4	3	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	3	10	12	6
91E0	Svämlövskog	7	11	8	6	21	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2	14	34	27
91F0	Svämadellövskog	-	7	7	-	9	8	-	0	0	-	0	0	-	0	0	-	0	0	-	16	15

2.3.2 Det totala ekologiska behovet och behovet av EU-livsmiljötyp

Inom ramen för regeringsuppdraget *Översyn av referensarealer för livsmiljötyper i art- och habitatdirektivet* (Naturvårdsverket 2024) utvecklades en ansats för att analysera det ekologiska bidraget från områden i det brukade landskapet som inte är EU-livsmiljötyp. Denna ansats grundar sig i principen att det totala ekologiska behovet för de typiska arterna som är associerade till en viss EU-livsmiljötyp inom en biogeografisk region kan beskrivas som följande:

$$\text{Ekvation 1a} \quad T = FRA + B$$

där T är det totala ekologiska arealbehovet av livsmiljö³ för de typiska arterna som är listade för den aktuella EU-livsmiljötypen, FRA är den gynnsamma referensarealen (det vill säga det långsiktiga areella behovet av skog som uppfyller definitionen för EU-livsmiljötypen) och B är arealbidraget från områden som inte utgör EU-livsmiljötyp.

Ansatsen beaktar det faktum att arternas totala behov av livsmiljö inte bara uppfylls av de områden som utgör EU-livsmiljötyp, utan även till viss del av områden i det brukade landskapet som inte uppfyller alla naturlighetskriterier eller storlekskraven för klassning eller kartering som EU-livsmiljötyp men ändå har relevanta ekologiska kvaliteter. De sistnämnda områdena räknas inte in i den nuvarande EU-livsmiljötypsarealen ("current value") i rapporteringen till EU enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet.

Den här analysen fokuserar på det areella bidraget från dessa områden som inte utgör EU-livsmiljötyp, det vill säga B . För läsbarhetens skull används i resten av den här rapporten akronymen **"IL-områden"** som förkortning för **"områden i det brukade landskapet som inte utgör EU-livsmiljötyp"** (icke-livsmiljötypsområden).

Det totala ekologiska behovet (T) utgör inte huvudfokus för de här analyserna, men vid vissa analyssteg blir det nödvändigt att förhålla sig till det (se nedan). Under åren 2019–2021 genomförde SLU Artdatabanken, på uppdrag av Naturvårdsverket och i dialog med en referensgrupp med representanter från olika myndigheter och forskningen, ett utvecklingsarbete kring skogliga referensarealer. Arbetet inleddes med en genomgång av kunskapsläget om ekologiska tröskelvärden för skogsarters behov av livsmiljöer (Berglund 2019a). Genomgången visade att det finns vetenskapligt stöd för förekomst av tröskelvärden i skogliga arters respons till arealen livsmiljö i landskapet. Utifrån genomgången bedömdes 20 % av den potentiella naturliga arealen vid referenstillstånd utgöra ett lämpligt tröskelvärde för beräkning av den nödvändiga arealen livsmiljö för skogslevande arter. Värdet 20 % har använts som riktvärde i flera sammanhang inom den praktiska skogliga naturvården i Sverige (Skogsstyrelsen 2018).

I ljuset av den ovannämnda genomgången bedömde myndigheterna i regeringsuppdraget *Översyn av referensarealer för livsmiljötyper i art- och habitatdirektivet* (Naturvårdsverket 2024) att 20 % av den potentiella naturliga

³ I den här rapporten skiljs termerna "EU-livsmiljötyp" och "livsmiljö". Med "EU-livsmiljötyp" (syn. "naturtyp") avses en särskilt typ av biotop som finns listad i bilaga I till EU:s art- och habitatdirektiv, exempelvis *taiga* (kod 9010). Med "livsmiljö" avses områden som uppfyller en viss arts ekologiska krav med avseende på abiotiska och biotiska förhållanden.

arealen utgör den minsta totala areal skoglig livsmiljö som krävs för att uppfylla kraven om gynnsam bevarandestatus enligt art- och habitatdirektivet. Denna andel användes därför som grund för beräkningen av det totala ekologiska behovet.

I likhet med Angelstam & Andersson (1997, 2001) och Naturvårdsverket (2024) används även här 20 % av den potentiella naturliga arealen vid referenstillstånd som en uppskattning av det totala ekologiska behovet (T).

Arealerna som motsvarar 20 % av den potentiella naturliga arealen vid referenstillstånd för de olika livsmiljötyperna och biogeografiska regionerna hämtades ur Naturvårdsverket (2024). Referenstillstånden för olika skogliga EU-livsmiljötyper och regioner beskrivs närmare i Berglund (2019b). Dessa bygger bland annat på kunskap om människans historiska omvandling av landskapet exempelvis genom avskogning för jordbruksändamål och industriellt skogsbruk.

I enlighet med ett pågående regeringsuppdrag (Regeringskansliet 2024) avser myndigheterna använda resultaten från den här analysen (B) som underlag för att uppskatta den gynnsamma referensarealen (FRA) för EU-livsmiljötyperna som följande:

$$\text{Ekvation 1b} \qquad FRA = T - B$$

Detta kräver att arealbidraget B uppskattas för varje relevant kombination av EU-livsmiljötyp och biogeografisk region.

Resonemanget är analogt till det som tillämpades i bristanalysen för skydd av skog som publicerades i slutet av 1990-talet (Angelstam & Andersson 1997, Angelstam & Andersson 2001, Angelstam & Mikusiński 2001). Både i bristanalysen och i den här analysen utgår man från samma generiska ekologiska behov av 20 % av den potentiella naturliga arealen livsmiljö vid referenstillstånd. En av slutsatserna från bristanalysen var att behovet av skyddade områden var mindre än 20 %, eftersom skogsområden i det brukade landskapet utanför de skyddade områdena också bidrar till arternas livsmiljöer. Enligt samma resonemang kan behovet av EU-livsmiljötyp vara lägre än 20 % på grund av det ekologiska bidraget från skogsområden som inte utgör EU-livsmiljötyp eller karteras som sådan.

2.3.3 Icke-livsmiljötypsområden (IL-områden) som kan bidra till arters livsmiljöer

Följande kategorier av IL-områden ingick i analyserna: (1) hänsynsytor som är mindre än den minsta karteringsenheten för skogliga EU-livsmiljötyper, (2) övriga delar av skogsbestånd under trakthyggesbruk med användning av hyggen, (3) skogsbestånd som brukas hyggesfritt, (4) skogliga bergimpediment som är mindre än den minsta karteringsenheten för skogliga EU-livsmiljötyper, samt (5) åkerholmar som är mindre än den minsta karteringsenheten för skogliga EU-livsmiljötyper (figur 2).

2.3.3.1 Små hänsynsytor

Vid avverkning lämnas ofta hänsynsytor, som en följd av skogsvårdslagens krav eller frivilligt. Hänsynsyternas antal, storlek, lokalisering och ekologiska egenskaper varierar beroende på vilka värden som förekommer i beståndet och i landskapet, samt beroende på markägarens ambitionsnivå i fråga om naturvård.

Med ”hänsynsytor” menas här olika typer av ytor som består av produktiv skogsmark och där merparten av träden tillåts stå kvar vid avverkning. Det kan exempelvis handla om sparade hänsynskrävande biotoper, om sparade kantzoner mot vatten, våtmarker, andra värdefulla biotoper eller bebyggelse, eller om ytor med begränsade nuvarande naturvärden (”utvecklingsmark”) som lämnas för att bryta stora sammanhängande kala ytor eller för att erbjuda naturvärden i framtiden. I dagens landskap finns hänsynsytor på hyggen, men också i uppväxande bestånd, främst de som etablerades efter 1990-talets början.

Hänsynsytor vars storlek är mindre än 0,25 hektar (hädanefter ”små hänsynsytor”⁴) är mindre än den minsta karteringsenheten för skogliga EU-livsmiljötyper⁵ och räknas därmed inte i arealen EU-livsmiljötyp, oavsett deras ekologiska kvalitet eller naturlighetsgrad. Den här analysen fokusera på dessa små hänsynsytor (<0,25 hektar), men utöver dessa analyseras även hänsynsytor med en övre storleksgräns på 1 hektar för att utforska effekterna av en eventuell ändring av den minsta karteringsytan för skogliga EU-livsmiljötyper.

2.3.3.2 Bestånd under trakthyggesbruk, delar utanför hänsynsytor

Med ”bestånd under trakthyggesbruk” avses här bestånd som brukas med trakthyggesbruk där hyggen skapas vid föryngringsavverkning. Här ingår enbart de delar som ligger utanför hänsynsytor. I den här kategorin ingår bestånd av olika åldrar, från hyggen till avverkningsmogna bestånd, och med varierande grad av detaljhänsyn (hänsynsträd, död ved) vid avverkning.

Dessa delar av bestånden innehåller olika mängder biologiska strukturer och kan erbjuda livsmiljöer för vissa typiska arter. Dessa arealer räknas dock inte som EU-livsmiljötyp enligt nu gällande svenska tolkningar (Naturvårdsverket 2024). Generellt ställer nuvarande svenska livsmiljötypsuttolkningar nämligen krav på naturliga skogsegenskaper som inte är kompatibla med ett aktivt produktionsinriktat skogsbruk som innebär omfattande avverkning. Detta återspeglas i de fältkriterier som används i den rikstäckande inventeringen av skogliga EU-livsmiljötyper som sker inom ramen för THUF/SLU Riksskogstaxeringen och Nationella Inventeringar av Landskapet i Sverige (NILS): områden som har påverkats av omfattande avverkning, gallring eller udderöjning de senaste 25 åren samt områden som innehåller diken med tydlig hydrologisk påverkan räknas generellt inte som EU-livsmiljötyp (Gardfjell & Hagner 2019).

Observera att gamla skogsbestånd som har lämnats orörda under en längre tid och som har utvecklat så pass höga naturvärden att de kan räknas som EU-livsmiljötyp inte ingår i denna kategori. Dessa förs i stället till EU-livsmiljötypsarealen.

⁴ Storleksgränsen 0,25 hektar härrör från Riksskogstaxeringens bedömning av beståndsareal vid beståndsbeskrivning. En areal av 0,25 hektar motsvarar exempelvis en cirkelyta med 56 meter i diameter eller en fyrkant med 50 meter långa sidor. Här används uttrycket ”små hänsynsytor” som samlingsnamn för dessa ytor. Trots namnet kan ”små hänsynsytor” alltså vara betydligt större än vad som brukar betraktas som ”träddgrupper”. Hänsynsytor som är 0,25 hektar hamnar exempelvis mellan kategorierna som benämns ”mellanstora hänsynsytor” (0,1 hektar) och ”stora hänsynsytor” (0,5 hektar) i SLU Artdatabanken (2013).

⁵ Med undantag för *skogsbevuxen myr* (91D0), för vilken den minsta karteringsenheten är 0,1 hektar (Gardfjell & Hagner 2019).

2.3.3.3 Hyggesfritt brukade bestånd

Hyggesfritt skogsbruk på skogsmark med produktionsmål innebär att skogen sköts så att marken alltid är trädbevuxen utan att det uppstår några större kalhuggna ytor. Här används Skogsstyrelsens definition av hyggesfritt skogsbruk (Skogsstyrelsen 2021). Hyggesfritt skogsbruk ses som ett samlingsbegrepp som omfattar hela skogsskötselsystemet blädningsbruk och vissa anpassade delar av trakthyggesbruket utan hyggen (luckhuggning, överhållen skärm). I praktiken omfattar begreppet tre huvudsakliga skötselmetoder i Sverige:

- Blädningsbruk/plockhuggning
- Luckhuggning
- Överhållen skärm

Skog inom skyddade områden, frivilliga avsättningar eller improduktiv skogsmark omfattas inte av begreppet hyggesfritt skogsbruk. Naturvårdande skötsel ingår inte heller i begreppet.

Skogsområden som brukas hyggesfritt räknas inte som EU-livsmiljötyp enligt nu gällande svenska uttolkningar och fältkriterier. Trots detta kan dessa områden erbjuda livsmiljöer för arter knutna till vissa skogliga egenskaper som missgynnas av trakthyggesbruket med användning av hyggen, exempelvis skoglig kontinuitet. Därför togs hyggesfritt brukade bestånd med i analysen av bidraget från områden i det brukade landskapet som inte utgör EU-livsmiljötyp.

2.3.3.4 Små skogliga bergimpediment

Med skogliga impediment avses områden som uppfyller den internationella skogsdefinitionen men som utgör improduktiv skogsmark (volymtillväxt $<1 \text{ m}^3$ per hektar och år).

Enligt skogsvårdslagen (13 a §) får avverkning, skogsvårdsåtgärder eller gödsling inte ske på skogliga impediment som är större än 0,1 hektar.⁶ Dessa impedimentområden ingår således inte i den brukade skogsarealen.

Skogliga impediment nedanför fjällskogarna domineras av två breda kategorier: myrimpediment på mark med blöta förhållanden och bergimpediment på hållmarker med tunt jordtäck (Skogsstyrelsen 1998). Den minsta karteringsenheten för *skogbevuxen myr* (91D0) och öppna våtmarkslivsmiljötyper är 0,1 hektar (Gardfjell & Hagner 2019). I praktiken innebär det att en stor andel av de skogbevuxna myrimpedimentområden $>0,1$ hektar som inte är starkt påverkade av dikning räknas som EU-livsmiljötyp.

För skogliga EU-livsmiljötyper på fast mark är den minsta karteringsenheten 0,25 hektar. Det innebär att skogliga bergimpedimentområden som är mindre än 0,25 hektar inte räknas som EU-livsmiljötyp, oavsett deras ekologiska kvalitet eller grad av naturlighet. Därför bör en analys av det ekologiska bidraget från IL-områden beakta skogliga bergimpedimentområden vars storlek ligger mellan 0,1 hektar (skogsvårdslagens storleksgräns över vilken man inte får avverka ett skogligt impedimentområde) och 0,25 hektar (storleksgränsen över vilken områden kan klassas som EU-livsmiljötyp). Dessa skogliga bergimpediment togs därför med i analyserna. Utöver dessa analyserades även skogliga bergimpediment med en övre storleksgräns på 1 hektar för att utforska effekterna

⁶ Enstaka träd får dock avverkas om det inte förändrar naturmiljöns karaktär.

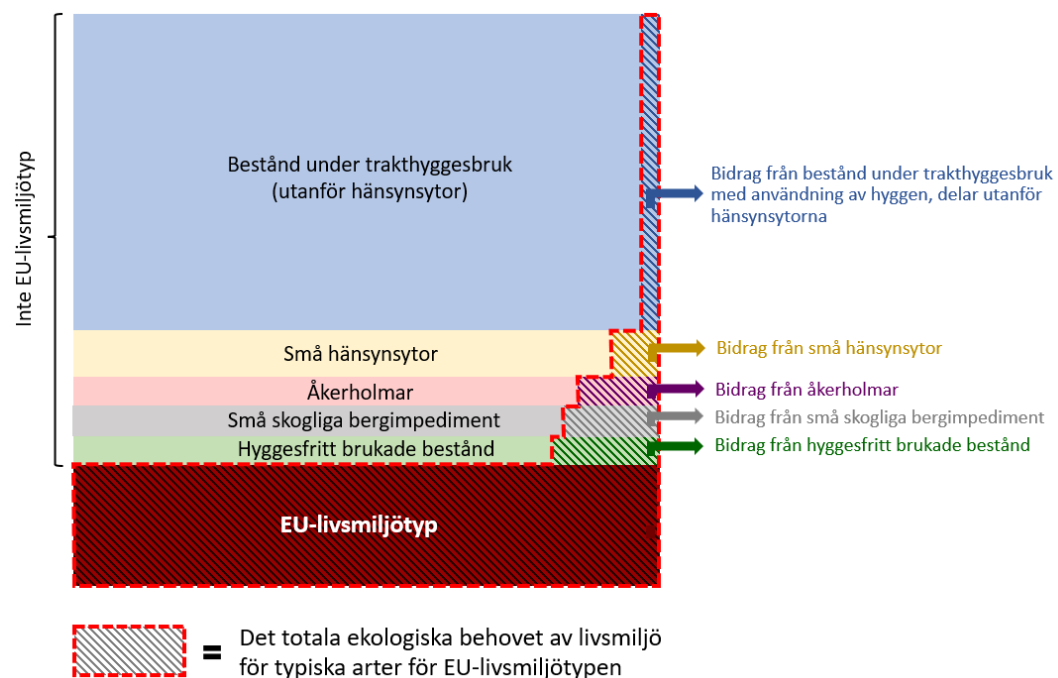
av en eventuell framtida ändring av den minsta karteringsytan för skogliga EU-livsmiljötyper. Med tanke på analysernas fokus på det brukade landskapet inkluderades enbart objekt som ligger utanför formellt skyddade områden i analyserna.⁷

2.3.3.5 Åkerholmar

Trädklädda miljöer i kulturlandskapet som inte utgör EU-livsmiljötyp, exempelvis små åkerholmar, trädalléer och vissa brynmiljöer utanför skogsmark, kan erbjuda viktiga substrat för skogs- eller trädlevande typiska arter.

Åkerholmar, som är små trädbevuxna områden som ligger i jordbruksmark (och därmed utanför ägoslaget ”skogsmark”), utgör miljöer som vanligen har en definierbar yta och en skogsliknande struktur, inklusive olika vegetationsskikt, vilket gör att de liknar vissa rent skogliga miljöer. Åkerholmar omfattas av ett allmänt biotopskydd enligt miljöbalken. Åkerholmar med en storlek <0,25 hektar klassas som regel inte som EU-livsmiljötyp och togs därför med i den här analysen av det ekologiska bidraget från IL-områden. Enbart objekt som ligger utanför formellt skyddade områden togs med i analyserna.

Trädalléer och brynmiljöer utanför skogsmark kan också erbjuda viktiga substrat för många skogslevande arter, men skiljer sig i högre grad från skogliga miljöer genom att de utgör linjära element, vilket försvårar en analys av deras areella bidrag. Dessutom är flertal skogliga typiska arter (exempelvis marklevande arter) beroende av ekosystemegenskaper som sällan förekommer i alléer eller bryn. Därför utelämnades dessa linjära landskapselement från de här analyserna.



Figur 2. Konceptuell illustration av ansatsen för analysen av det ekologiska areella bidraget från områden i det brukade landskapet som inte utgör EU-livsmiljötyp ("IL-

⁷ Detta tillvägagångssätt styrks vidare av att små skogliga bergimpediment inom det formella skyddet oftast ingår i större sammanhängande EU-livsmiljötypsområden eller kan förväntas göra det i framtiden.

områden”). Figurens samlade yta representerar hela den del av landskapet som ligger på relevanta ståndorter och som domineras av träd av rätt arter för EU-livsmiljötypen i fokus. Det totala långsiktiga ekologiska behovet av livsmiljö (20 %, streckat mönster) uppfylls till större delen av EU-livsmiljötypsarealen men också av bidraget från små hänsynsytor, övriga delar av bestånd under trakthyggesbruk, bestånd som brukas hyggesfritt, små skogliga bergimpediment och åkerholmar som inte utgör EU-livsmiljötyp. Storlekarna av figurens olika komponenter återspeglar inte de verkliga proportionerna; syftet med analyserna är att kvantifiera dessa arealer.

2.3.4 Två landskap som grund för analyserna av det ekologiska bidraget

Det ekologiska bidraget från olika kategorier av områden påverkas av landskapets egenskaper i rum och tid. Analyserna bygger på två alternativa antaganden vad gäller landskapets egenskaper: dagens landskap och ett fiktivt landskap.

2.3.4.1 Dagens landskap

Dagens landskap användes som grund för att uppskatta IL-områdenas bidrag under nuvarande förhållanden. Här utgår man från nuläget vad gäller IL-områdenas arealer, och deras interna kvalitet, men också landskapsstrukturella egenskaper såsom konnektiviteten. Vad gäller hänsynsytor utgår man från den ackumulerade arealen hänsynsytor som har ”aktiverats” i samband med föryngringsavverkning (se avsnitt 2.4.4.1).

2.3.4.2 Ett fiktivt landskap

För att kunna uppskatta det *långsiktiga* ekologiska bidraget från IL-områden och använda resultaten i beräkningen av det långsiktiga arealbehovet av EU-livsmiljötyp (det vill säga referensarealer) behöver man utgå från ett antagande om ett landskap där arealerna för olika typer av markanvändningar och de genomsnittliga egenskaperna hos IL-områdena är stabila över tid.

Ett sådant antagande är nödvändigt i detta sammanhang eftersom IL-områdena som hör till det brukade landskapet och de områden som ingår i EU-livsmiljötypsarealen kan förändras och även byta roller i framtiden. Till exempel kan vissa områden som ingår i dagens brukade landskap och som idag betraktas som en del av virkesproduktionsarealen bli avsatta i framtiden inom ramen för områdesskyddsarbetet eller skogsbrukets arbete med frivilliga avsättningar. Samtidigt kan vissa områden som idag ingår i det brukade landskapet och som har särskilda naturvärden (på grund av exempelvis frånvaron av aktivt brukande under en längre tid) komma att avverkas i framtiden, beroende på en rad socio-ekonomiska aspekter. För att kunna uppskatta det långsiktiga ekologiska bidraget från IL-områden och använda resultaten i beräkningen av arealbehov av EU-livsmiljötyp är det därför nödvändigt att utgå från ett fiktivt landskap med relativt stabila genomsnittliga egenskaper, sett över landskapet i stort.⁸

Analyserna utgick från antagandet om ett fiktivt landskap med följande egenskaper:

1. Den totala skogsmarksarealen i det fiktiva landskapet är samma som i dagens landskap. Detta gäller även andelarna som består av produktiv skog respektive skogliga impediment.

⁸ Detta betyder dock inte att det antas att det fiktiva landskapet inte har någon intern dynamik.

2. Den gynnsamma referensarealen baserad på det ekologiska behovet av EU-livsmiljötyp (eller 1995 års areal ifall den är större än det minsta ekologiska behovet⁹) är uppnådd och säkrad för alla skogliga EU-livsmiljötyper.

Med andra ord antas att, för alla EU-livsmiljöer där det är relevant, en del skogsområden som idag inte utgör EU-livsmiljötyp har restaurerats (passivt eller aktivt) och säkrats genom formellt skydd, frivilliga avsättningar eller annan lämplig hantering.¹⁰ Vidare antas detta gälla även i ett förändrat klimat, vilket i sin tur innebär ett antagande om att nödvändiga klimatanpassningsåtgärder genomförs. Det antas också att fördelningen av produktiv och improduktiv skogsmark inom den säkrade referensarealens är representativ för naturliga förhållanden.

Den areal EU-livsmiljötyp som utgör den uppnådda referensarealen i det fiktiva landskapet är avgörande för beräkningen av bidraget från IL-områden eftersom den påverkar arealen som finns tillgänglig för skogsbruk. Detta beror på att nuvarande svenska tolkningar innebär att EU-livsmiljötypsdefinitioner som regel inte är förenliga med ett aktivt skogsbruk med virkesuttag som innebär ekonomisk lönsamhet. För att veta storleken på arealen som är tillgänglig för virkesproduktion i det fiktiva landskapet behöver man därför veta andelen av landskapet som inte är EU-livsmiljötyp.

Antagandet att den gynnsamma referensarealen är säkerställd för alla skogliga EU-livsmiljötyper i det fiktiva landskapet innebär större arealer naturvårdsavsättningar¹¹ än i dagens landskap, vilket i sin tur innebär att den brukade delen av det fiktiva landskapet har en areal som är mindre än i dagens landskap.

Ett problem med detta antagande är att den gynnsamma referensarealen egentligen inte är känd förrän det ekologiska bidraget från IL-områden har kvantifierats (se B i ekvation 1b). Att kvantifiera detta bidrag är ju huvudsyftet med den här analysen. Därmed uppstår en sorts ”moment-22”-situation. Följande ansats tillämpades för att komma runt problemet:

I ett första steg användes hela det totala ekologiska behovet (T) (eller 1995 års arealen ifall den är större än detta behov) som en uppskattning av referensarealen och därmed av arealen EU-livsmiljötyp i det fiktiva landskapet. Skattningar av det totala ekologiska behovet av livsmiljö (T) för de relevanta EU-livsmiljötyperna i aktuella regioner hämtades ur slutleveransen för regeringsuppdraget *Översyn av referensarealer för livsmiljötyper i art- och habitatdirektivet* (Naturvårdsverket 2024), som bygger på Berglund (2019ab) och Berglund (2021a). Naturvårdsverkets (2024) rapport användes också för uppgifter om 1995 års arealer, vilka

⁹ Enligt EU-kommissionens vägledning får referensarealen i princip inte vara mindre än den areal som fanns vid medlemsstatens EU-inträde (DG Environment 2023).

¹⁰ Av beräkningstekniska skäl ingår inga hänsynsytor i den ”säkrade referensarealen” i det fiktiva landskapet. Hänsynsytor hanteras i stället som en del av den brukade delen av det fiktiva landskapet.

¹¹ I den här rapporten används termen ”naturvårdsavsättningar” som ett samlingsnamn för formellt skyddade områden och frivilliga avsättningar.

behövdes för vissa EU-livsmiljötyper i byggandet av det fiktiva landskapet där referensarealerna är uppnådda.

Med tanke på att det totala ekologiska behovet är (teoretiskt) större än referensarealen (se ekvation 1a) förväntas detta leda till en smärre underskattning av virkesproduktionsarealen i det fiktiva landskapet, vilket i sin tur kan bidra till en viss underskattning av bidraget från den brukade delen av landskapet. Därför behöver steget i teorin upprepas flera gånger, varje gång med uppdaterade skattningar av referensarealerna utifrån beräkningen av det areella bidraget från de olika kategorierna av IL-områden, tills skattningen av de summerade referensarealerna (och därmed av den resterande arealen som finns tillgänglig för skogsbruket) stabiliserats.¹² Efter en första upprepning av steget blev det dock tydligt att ytterligare steg enbart skulle leda till försumbara justeringar av arealerna. Därför avslutades proceduren efter sammanlagt två steg (det vill säga det inledande steget följt av en upprepning med uppdaterade skattningar av referensarealerna).

3. Nödvändiga naturvårdsåtgärder genomförs så att alla områden som utgör EU-livsmiljötyp i det fiktiva landskapet bibehåller sin EU-livsmiljötypsstatus över tid, eller så att nya områden skapas ifall EU-livsmiljötypsområden går förlorade på grund av exempelvis effekterna av klimatförändringar eller andra händelser. Exempel på relevanta naturvårdsåtgärder är formellt skydd, frivillig avsättning, olika former av aktiva restaureringsåtgärder och övrig naturvårdande skötsel.
4. Hela den produktiva skogsmarksarealen som inte utgör EU-livsmiljötyp brukas aktivt enligt dagens praxis där:
 - Andelarna som brukas med trakthyggesbruk med användning av hyggen respektive hyggesfritt skogsbruk motsvarar dagens andelar;
 - Andelen som lämnas som naturhänsyn i brukade bestånd motsvarar dagens genomsnittliga andel.

Vi utgår alltså från antagandet att de brukade skogarna i det fiktiva landskapet sköts enligt dagens praxis vad gäller brukandeformer och hänsynstagande till naturvärden, både i fråga om tillämpningsgrad och genomförandesätt. Analyserna bygger alltså inte på prognoser om hur framtidens brukande och hänsynstagande kan komma att utvecklas.

5. Hänsyn vid avverkning har tillämpats under en tid som är mycket längre än en omloppstid. Det innebär att hänsynsytor och -träd finns i bestånd av alla åldrar, från hyggesfasen till avverkningsmogen skog. Eventuella hänsynsytor som går förlorade ersätts med motsvarande areal vid nästa förnygringsavverkning så att den totala hänsynsarealen är stabil över tid i landskapet som helhet.

¹² Matematiskt uttryckt finns det ett gränsvärde (*lim*) där skattningar av referensarealen borde gå mot den "riktiga" referensarealen (det vill säga den referensareal som tar hänsyn till det areella bidraget från IL-områden i det brukade landskapet) i takt med att detta steg upprepas.

6. Naturhänsynen och kulturlandskapets trädklädda delar har utvecklat sina naturvärden fullt ut och nått ett jämviktsläge i fråga om genomsnittliga naturvärden på landskapsnivå.

Dagens landskap innehåller betydande skogsarealer som kalavverkades under 1950–1980-talen, innan naturhänsynen började tillämpas på bred front. De hänsynsträd och hänsynsytor som idag lämnas vid avverkning av bestånd som har sitt ursprung vid denna tid hyser som regel begränsade naturvärden. På längre sikt förväntas dessa träd och ytor utveckla sina naturvärden i takt med att träden blir äldre (se exempelvis Lämås m.fl. 2015, Roberge m.fl. 2015). Samtidigt går en del av dessa naturvärden förlorade över tid på grund av naturliga processer och avverkning av tidigare lämnad hänsyn. I analyserna som bygger på ett fiktivt landskap antas att naturvärdena har nått ett jämviktsläge i denna dynamik på landskapsnivå. Det antas också att eventuella utdöendeskulder och artinvandringskrediter (Jackson & Sax 2010) har realiserats på områdesnivå.

7. Arealen små skogliga bergimpediment utanför naturvårdsavsättningarna är något mindre än i dagens landskap eftersom en del av dessa hamnar i den ytterligare areal som behöver avsättas för att säkra hela referensarealen (antingen av arronderingsskäl eller som en följd av prioriteringarna i områdesskyddsprocessen).
8. Åkerholmar utgör samma genomsnittliga arealer som idag och omfattas inte av de den ytterligare areal som behöver avsättas för att säkra hela referensarealen.
9. Arealandelen som utgörs av olika skogstyper (trädartsblandningar och/eller ståndortsegenskaper som motsvarar olika EU-livsmiljötyper) inom varje kategori av IL-områden är samma som i dagens landskap.

2.4 Beräkning av arealbidraget från olika kategorier av områden

2.4.1 Regionindelning

Det har inte varit möjligt att genomföra alla analyssteg separat för EU:s boreala region och EU:s kontinentala region. I stället har det ekologiska bidraget beräknats, i ett första skede, enligt följande geografisk uppdelning:

1. Den del av den boreala regionen som ligger norr om *Limes norrlandicus* (hädanefter ”norra Sverige”; se figur 1). Observera att den alpina regionen inte ingår.
2. Den kontinentala regionen plus den södra (boreonemorala) delen av den boreala regionen (hädanefter ”södra Sverige”).

Denna uppdelning gjordes eftersom den kontinentala regionen är för liten för att möjliggöra tillförlitliga skattningar av arealerna av olika kategorier av IL-områden, och eftersom de naturgeografiska förhållandena och markanvändningen skiljer sig i många avseenden mellan de delar av landet som ligger norr respektive söder om *Limes norrlandicus*. Dessutom är listorna för de typiska arterna nästintill identiska mellan den boreala regionen och den kontinentala regionen i fråga om

EU-livsmiljötyper som förekommer i båda regionerna.¹³ Analyserna genomfördes således gemensamt för den boreala regionens södra del och den kontinentala regionen i fråga om EU-livsmiljötyper som förekommer i båda (del)regionerna.

Utbredningarna för de ädellövträdsdominerade EU-livsmiljötyperna *nordlig ädellövskog* (9020) och *ädellövskog i branter* (9180) är i stort sett begränsade till södra Sverige, men det finns mindre förekomster norr om *Limes norrlandicus*. För dessa två EU-livsmiljötyper görs antagandet att hela bidraget gäller södra Sverige.

För varje EU-livsmiljötyp beräknades de areella bidragen från IL-områdena separat för norra Sverige och södra Sverige. Sedan omfördelades arealskattningarna för södra Sverige mellan de två ingående biogeografiska EU-(del)regionerna (den boreala regionens södra del och den kontinentala regionen) i proportion till skogsarealerna på rätt ståndort och/eller med rätt trädartsblandning för den aktuella EU-livsmiljötypen i dessa två biogeografiska (del)regioner (data från Berglund 2021a).¹⁴ För att få fram skattningar för den boreala biogeografiska regionen i sin helhet summerades sedan skattningarna för den norra och den södra delen av den boreala regionen.

2.4.2 Icke-överlappande bidrag till de olika EU-livsmiljötyperna

Ett grundläggande antagande bakom ansatsen är att om det totala ekologiska behovet för arterna (det vill säga T i ekvation 1, vilket inkluderar både EU-livsmiljötypsarealerna och övriga arealer som bidrar till de typiska arternas livsmiljöer) uppfylls för alla enskilda EU-livsmiljötyper, säkerställs också det totala ekologiska behovet av alla skogliga miljöer i stort. Med andra ord antas att EU-livsmiljötyperna tillsammans täcker hela den naturliga variationen i Sveriges skogar.

De olika EU-livsmiljötyperna överlappar till viss del i fråga om miljöförhållanden och typiska arter. Det vore dock inkorrekt att anta att behovet av en viss EU-livsmiljötyp kan vara lägre på grund av ett bidrag från andra, ekologiskt närliggande EU-livsmiljötyper. Om uppskattningarna av de nödvändiga arealerna av olika EU-livsmiljötyper skulle nedjusteras med hänvisning till EU-livsmiljötypernas eventuella reciproka bidrag skulle man nämligen hamna i en situation där den totala arealen skoglig livsmiljö (summerat för alla typer av skog) understiger det totala ekologiska behovet i landskapet i stort. Därför gjordes inga justeringar av arealbehov av EU-livsmiljötyper utifrån areella bidrag från andra EU-livsmiljötyper.¹⁵ Den här analysen fokuserar som sagt på det ekologiska bidraget från områden i det brukade landskapet *som inte utgör EU-livsmiljötyp*.

Enligt samma resonemang kan det areella bidraget av ett visst IL-område i landskapet bara tillgodoräknas för en enda EU-livsmiljötyp, även om miljöförhållandena i området också kan visa sig vara lämpliga för arter knutna till

¹³ Med undantag för *taiga* (9010), där de typiska arterna i kontinental region utgör en delmängd av dem som finns listade för den boreala regionen.

¹⁴ Gäller produktiv skog för hänsynsytor, bestånd under trakthyggesbruk och hyggesfritt brukade bestånd, improduktiv skog på berg för skogliga bergimpediment och all skogsmark för åkerholmar.

¹⁵ Observera dock att förekomst av olika EU-livsmiljötyper i landskapet kan påverka den funktionella konnektiviteten av IL-områdena för olika arter listade för en viss EU-livsmiljötyp, och därmed bedömningen av andelen av IL-områdenas areal som utgör ett väsentligt bidrag till livsmiljötillgång för de typiska arterna.

fler EU-livsmiljötyper. Här behövs alltså ett tillvägagångssätt för att säkerställa att varje IL-områdes areella bidrag tillgodoräknas endast en gång, det vill säga för en enda EU-livsmiljötyp. För att åstadkomma detta fördelades bruttoarealen av varje kategori av IL-områden mellan olika EU-livsmiljötyper utifrån trädartsblandning och/eller ståndortsegenskaper (bilaga 1). Exempelvis tilldelades det areella bidraget av en örtrik grandominerad hänsynsyta enbart till de typiska arterna för EU-livsmiljötypen *näringsrik granskog* (9050), trots att hänsynsytan också kan erbjuda lämpliga förhållanden för flera av *taigans* (9010) typiska arter.

2.4.3 Beräkningsmodell

Bidraget från varje kategori av IL-områden beräknas enligt följande:

$$\text{Ekvation 2} \quad B = A \times L$$

där B är det areella bidraget från den aktuella kategorin av IL-områden (exempelvis små hänsynsytor), A är den samlade bruttoarealen av den aktuella kategorin av IL-områden i regionen och L är livsmiljöandelen, det vill säga den andel av A som kan anses utgöra ett väsentligt ekologiskt bidrag till tillgången på livsmiljöer för EU-livsmiljötypens typiska arter. Med andra ord är L en konverteringsfaktor som omvandlar varje hektar av bruttoarealen A till ett areellt bidrag.

2.4.4 Bruttoarealer

I det här avsnittet beskrivs metoderna som användes för att ta fram skattningar av bruttoarealer (A i ekvation 2) för de olika kategorierna av IL-områden. Dessa utgör ”bruttoarealer”, det vill säga totala arealer utan hänsyn till deras ekologiska funktion för de typiska arterna.

Bruttoarealerna fördelades sedan mellan skogstyper som motsvarar de olika EU-livsmiljötyperna. Metoderna för detta varierade mellan olika kategorier av IL-områden, beroende på vilka data som fanns tillgängliga om trädartsblandning och ståndortsegenskaper. Dessa metoder beskrivs i bilaga 1. Inom varje kategori av IL-områden användes samma fördelningsmall i dagens landskap som i det fiktiva landskapet.

2.4.4.1 Små hänsynsytor

Dagens landskap

För dagens landskap användes officiell statistik om den ackumulerade arealen hänsynsytor¹⁶, i kombination med data från Skogsstyrelsens hänsynsuppföljning (inventeringsår 2024) om andelarna av alla hänsynsytor som är <0,25 hektar respektive <1 hektar stora i norra och södra Sverige.

Den officiella statistiken om den ackumulerade arealen hänsynsytor innehåller enbart de hänsynsytor som har lämnats (det vill säga ”aktiverats”) i samband med förnygringsavverkningar sedan år 1993 (Skogsstyrelsen 2019a). Detta år

¹⁶ Formellt skyddad skogsmark, frivilliga avsättningar, hänsynsytor samt improduktiv skogsmark. År 2018–2024.

https://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/START_MI_MI0605/SkyddSkogFrivillig/ (hämtad 2025-09-19).

motsvarar en tidpunkt då det skedde större policyförändringar avseende miljöhänsyn i skogsbruket, med införandet av dagens skogsvårdslag.

Statistiken finns tillgänglig per landsdel men inte för de olika biogeografiska (del)regionerna eller för norra/södra Sverige (figur 1). Följande justering tillämpades därför för att uppskatta arealerna i norra respektive södra Sverige:

1. Den ackumulerade hänsynsarealen i Svealand omfördelades till norra och södra Sverige genom att norra Sverige tilldelades arealerna i Värmlands och Dalarnas län och södra Sverige tilldelades arealerna i de övriga Svealandslänen. I brist på data om ackumulerad hänsyn per län användes data om avverkningsanmäld areal under perioden 1995–2024 ur Skogsstyrelsens statistikdatabas¹⁷ som grund för att fördela hänsynsarealen. Andelarna av alla avverkningsanmälningar i Svealand som rörde Värmlands och Dalarnas län (norra Sverige) respektive de övriga Svealandslänen (södra Sverige) multiplicerades med den totala ackumulerade hänsynsarealen i Svealand för att få fram skattningar av arealerna som hörde till norra respektive södra Sverige.
2. En okänd men troligen liten andel av den ackumulerade arealen hänsynsytor ligger i den alpina regionen. På grund av brist på specifika data om dessa arealer uppskattades arealerna i den alpina regionen genom antagandet att hänsynsarealerna i den alpina regionen respektive de boreala delarna av norra Sverige är proportionerliga mot arealerna produktiv skogsmark utanför det formella skyddet (data från Riksskogstaxeringen, period 2020–2025) och de frivilliga avsättningarna (se nästa avsnitt) i de två regionerna. Arealerna i den alpina regionen subtraherades sedan från arealen för Norrland för att få fram en skattning av den ackumulerade hänsynsarealen i den boreala delen av norra Sverige.

De ackumulerade hänsynsarealerna som redovisas i den officiella statistiken beaktar inte arealförluster som kan ske efter tidpunkten för föryngringsavverkningen. Areal-skattningarna behöver alltså justeras med avseende på hänsynsyternas varaktighet. Här räknar vi enbart med arealförluster som orsakas av avverkning, till exempel i situationer där markägaren avverkar träd till brännved, tar ut virke efter skadehändelser, avverkar delar av hänsynsytor i samband med gallringsåtgärder till följd av bristande rutiner eller medvetet avverkar hänsynsytor som lämnades vid äldre avverkningar. ”Naturlig” trädmortalitet i hänsynsyterna (exempelvis på grund av vindfällning och barkborreangrepp) utan efterföljande virkesuttag betraktas här inte som arealförlust utan snarare som en kvalitetsförändring (färre levande träd, mer öppna förhållanden, mer död ved, m.m.). Det finns flera nordiska forskningsstudier om den naturliga mortaliteten i hänsynsytor (exempelvis Esseen 1994, Jönsson m.fl. 2007, Hautala och Vanha-Majamaa 2006), men kunskap om areell förlust av hänsynsytor på grund av avverkning är bristfällig.

I brist på kvantitativ kunskap tillämpades ett schablonmässigt antagande om att en tiondel av den ackumulerade hänsynsareal som redovisas i statistiken har försvunnit genom avverkning sedan tidpunkten för fältdatinsamling. Notera att

¹⁷ Skogsstyrelsens statistikdatabas.

<https://pxweb.skogsstyrelsen.se/pxweb/sv/Skogsstyrelsens%20statistikdatabas/?rxid=03eb67a3-87d7-486d-acce-92fc8082735d> (hämtad 2025-09-19).

perioden under vilken hänsynsytor kan ha förlorats genom avverkning varierar från cirka tre decennier för de objekt som omfattas av statistikens första år (1993) till något enstaka år för de som omfattas av det senaste årets statistik (2024).

Här ska man ha i åtanke att fältinsamlingen av de underliggande data (om den ackumulerade hänsynsarealen enligt den officiella statistiken) i de flesta fall skedde ungefär 1–2 år efter föryngringsavverkning. En viss andel av arealförlusten i hänsynsytor kan förväntas ha skett redan under denna inledande period, alltså mellan tidpunkten för föryngringsavverkningen och fältdatainsamlingen, med tanke på att den plötsliga exponeringen som sker vid föryngringsavverkningen av beståndet kan leda till snabbt ökad vindfällningsrisk i ytorna som lämnas som hänsyn (Esseen 1994), med en viss sannolikhet att träden forslas bort av markägaren. Med andra ord innebär ”en tiondel-antagandet” (se ovan) att den totala arealförlusten – om man skulle beakta hela perioden från *tidpunkten för föryngringsavverkningen* till idag – antas vara något större än en tiondel.

Fiktivt landskap

Till skillnad från dagens landskap antar man i det fiktiva landskapet att alla hänsynsytor har hunnit ”aktiveras” i samband med föryngringsavverkning. Det betyder att hänsynsytor finns i bestånd av alla åldrar, från hyggen till avverkningsmogna bestånd. Dessutom antas att hänsynsyornas genomsnittliga andel av beståndsarealen är stabil över tid och över omloppstider. Den samlade arealen hänsynsytor i det fiktiva landskapet är större än i dagens landskap, eftersom den omfattar alla bestånd som är föremål för trakthyggesbruk med användning av hyggen, medan arealen i dagens landskap begränsas till de hänsynsytor som ackumulerats under de senaste tre decennierna.

För analyserna av bidraget från hänsynsytor i det fiktiva landskapet användes data från Skogsstyrelsens hänsynsuppföljning (inventeringsår 2024) om den genomsnittliga andelen av hyggesarealen som lämnas i form av hänsynsytor <0,25 hektar respektive <1 hektar i norra och södra Sverige. Hänsynsyornas genomsnittliga andel av hyggesarealen multiplicerades med arealen under trakthyggesbruk för att få fram en skattning av arealen i hänsynsytor i de två regionerna. Hänsynsytor i bestånd under hyggesfritt skogsbruk medräknades inte.

I likhet med situationen i dagens landskap behövde arealerna justeras med avseende på hänsynsyornas varaktighet över tid. En skillnad är dock att man i det fiktiva landskapet betraktar mer än en omloppstid, medan analyserna i dagens landskap begränsas till den hänsynsareal som ackumulerats under drygt tre decennier. Tiden som finns ”tillgänglig” för avverkning av hänsynsytor är därmed i genomsnitt längre i det fiktiva landskapet, vilket leder till en större procentuell förlust, sett över hela landskapet. Dessutom kan klimatförändringar leda till ökade skador i detta längre tidsperspektiv (insektsangrepp, torka, stormfällning) och därmed till en ökad risk för avverkning av hänsynsytor. I brist på kvantitativa data tillämpades även här ett schablonmässigt antagande: skattningen av den totala hänsynsarealen över hela landskapet justerades nedåt med en femtedel. Notera att detta avser andelen av arealskattningen som är baserad på data som är insamlade i fält knappt 1 år till drygt 2 år efter föryngringsavverkning, inte andelen av det som lämnats som hänsyn vid tidpunkten för föryngringsavverkning. Med andra ord innebär ”en femtedel-antagandet” att den totala genomsnittliga arealförlusten –

om man skulle beakta hela perioden från *tidpunkten för föryngringsavverkningen* till nästa föryngringsavverkning – antas vara något större än en femtedel.

2.4.4.2 *Bestånd under trakthyggesbruk, delar utanför hänsynsytor*

Dagens landskap

Arealen bestånd under trakthyggesbruk i dagens landskap (delar utanför hänsynsytor) skattades genom att utgå från skattningar av den produktiva skogsmarksarealen utanför det formella skyddet (Riksskogstaxeringen, år 2020–2025) och subtrahera (1) arealen i frivilliga avsättningar, (2) arealen under hyggesfritt skogsbruk och (3) arealen i hänsynsytor.

Arealerna i frivilliga avsättningar hämtades ur den officiella statistiken.¹⁸ Då det inte fanns data specifikt utifrån regiongränserna för norra och södra Sverige användes data från länen. För norra Sverige användes summerade data för alla Norrlandslän plus Värmland och Dalarna, medan alla övriga län fördes till södra Sverige.

En okänd andel av de frivilliga avsättningarna i Norrlandslänen ligger i den alpina regionen. Dessa behövde räknas av för att få en uppskattning av arealen frivilliga avsättningar i den boreala delen av norra Sverige. I brist på data uppskattades arealerna i den alpina regionen genom antagandet att arealerna av frivilliga avsättningar i den alpina respektive den norra delen av den boreala regionen är proportionerliga mot den produktiva skogsmarksarealen utanför det formella skyddet i de två regionerna (data från Riksskogstaxeringen, period 2020–2025).

För arealerna under hyggesfritt skogsbruk, se nästa avsnitt.

För arealerna i hänsynsytor användes samma metoder som för hänsynsytor i dagens landskap (se föregående avsnitt), med skillnaden att alla hänsynsytor oavsett storlek medtogs.

Notera att detta sätt att beräkna arealen bestånd under trakthyggesbruk inte beaktar förekomsten av obrukade bestånd utanför det formella skyddet och de frivilliga avsättningarna. Uppskattningen bör därmed tolkas som arealen som kan vara föremål för åtgärder inom trakthyggesbruk idag eller i framtiden.

Fiktivt landskap

För analyserna som bygger på det långsiktiga bidraget i det fiktiva landskapet användes motsvarande ansats som för dagens landskap. Arealen i bestånd under trakthyggesbruk togs fram genom att utgå från den produktiva skogsarealen som är tillgänglig för virkesproduktion i det fiktiva landskapet och subtrahera arealen under hyggesfritt skogsbruk och arealen i hänsynsytor.

2.4.4.3 *Hyggesfritt brukade bestånd*

Dagens landskap

¹⁸ Formellt skyddad skogsmark, frivilliga avsättningar, hänsynsytor samt improduktiv skogsmark. År 2018–2024.

https://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/START_MI_MI0605/SkyddSkogFrivillig/ (hämtad 2025-09-19).

Som skattning av arealen bestånd under hyggesfritt bruk i dagens landskap användes Skogsstyrelsens statistik om åtgärder i skogsbruket, som bygger på enkätundersökningar.¹⁹

Då det inte fanns data specifikt utifrån regiongränserna för norra och södra Sverige användes data från länen enligt samma skärningar som för de frivilliga avsättningarna (se ovan).

En viss andel av den hyggesfritt brukade arealen ligger i den alpina regionen och behövde därför räknas av från arealen i Norrlandslänet. I brist på data uppskattades arealerna i den alpina regionen genom antagandet att arealerna hyggesfritt skogsbruk i den alpina respektive den norra delen av den boreala regionen är proportionerliga mot de produktiva skogsmarksarealerna utanför det formella skyddet (data från Riksskogstaxeringen, period 2020–2025) och de frivilliga avsättningarna (se ovan) i de två regionerna.

På grund om kunskapsbrist om naturhänsyn vid hyggesfritt skogsbruk har det ekologiska bidraget från eventuella hänsynsytor i hyggesfritt brukade bestånd inte analyserats separat.

Fiktivt landskap

För analyserna som bygger på det långsiktiga bidraget i ett fiktivt landskap användes samma data, men arealerna skalades om så att de utgjorde samma andel av skogsmarken som är tillgänglig för virkesproduktion i det fiktiva landskapet. Detta innebär att *andelarna* av virkesproduktionsarealen under hyggesfritt skogsbruk är lika i dagens landskap och i det fiktiva landskapet. *Arealerna* är dock mindre i det fiktiva landskapet på grund av en mindre virkesproduktionsareal.

2.4.4.4 Små skogliga bergimpediment

Dagens landskap

För att skatta de skogliga bergimpedimentens areal i dagens landskap användes rasterdata (10 × 10 m) från Nationella marktäckedata (NMD Baskarteringen, referensår 2017–2019) utanför formellt skyddade områden. Tilläggs-skiktet med information om skogens produktivitet användes för att identifiera skogliga impediment.

Markfuktighetsindexet i NMD användes för att särskilja bergimpediment från myrimpediment. Här antogs att skogliga impediment med markfuktighetsindex ≤150 är bergimpediment.

Rasterdata omvandlades till vektordata för att identifiera objekt med storlek 0,1–0,25 hektar respektive 0,1–1 hektar. För att räknas som separata objekt tillämpades ett minimiavstånd av 30 meter mellan polygonerna.

En analys med hjälp av skiktet ”markslag” i Lantmäteriets terrängkarta visade att enbart en mycket liten andel (ungefär 1 %) av arealen av de ingående skogliga bergimpedimenten ligger inom 30 meter från åker-/öppen mark. Detta indikerar att överlappningen med IL-områdeskategorin åkerholmar troligen är försumbar.

Fiktivt landskap

¹⁹ Åtgärdsstatistik i skogsbruket. Åtgärder i skogsbruket 2024.

<https://www.skogsstyrelsen.se/statistik/skogsskotsel/atgarder-i-skogsbruket/> (hämtad 2025-09-19).

I det fiktiva landskapet som ligger till grund för analyserna av det långsiktiga bidraget förväntas arealen skogliga bergimpediment i det brukade landskapet vara något mindre än i dagens landskap, eftersom den avsatta arealen är större i det fiktiva landskapet. Det är dock vanskligt att kvantifiera denna skillnad, då den är helt beroende av vilka områden som inkluderas i de ytterligare avsättningarna. Som en pragmatisk lösning antogs att skillnaden i totalarealen små skogliga bergimpediment mellan dagens landskap och det fiktiva landskapet var proportionerlig mot skillnaden i skogsmarksarealen utanför naturvårdsavsättningarna mellan de två landskapen. Detta tillämpades på skogliga bergimpediment av båda storleksklasser.

2.4.4.5 Åkerholmar

Dagens landskap

För att ta fram en skattning av arealen åkerholmar i dagens landskap användes data från Riksskogstaxeringen om trädbevuxna områden med en storlek $<0,25$ hektar som ligger inom Riksskogstaxeringens ägoslag ”åkermark”. Enbart objekt utanför formellt skyddade områden ingick i analyserna. För att räknas in krävdes förekomst av minst ett träd med brösthöjdsdiameter ≥ 10 cm, vilket utesluter områden med enbart buskar, sly eller småträd.

Fiktivt landskap

För analyserna som bygger på det långsiktiga bidraget i ett fiktivt landskap användes samma arealer som i dagens landskap.

2.4.5 Biologiska strukturer i IL-områden

Utöver arealerna sammanställdes översiktlig information om IL-områdenas egenskaper med fokus på två strukturer av betydelse för skogens biologiska mångfald: död ved och levande träd med särskilda kvaliteter (grova träd eller naturvärdesträd, beroende på datatillgänglighet). Data om död ved avser dödvedsobjekt med diameter ≥ 10 cm. Begreppet naturvärdesträd finns definierat i skogssektorns gemensamma målbild ”Levande träd och buskar med naturvärden” (Skogsstyrelsen 2019b).

För hänsynsytor och bestånd under trakthyggesbruk användes data från Skogsstyrelsens hänsynsuppföljning (inventeringsår 2024) och Riksskogstaxeringen (inventeringsår 2020–2024). För hyggesfritt skogsbruk fanns inga tillgängliga data som täcker de aktuella regionerna och de olika ingående varianterna. Därför presenteras inga sammanställningar med avseende på biologiska strukturer i hyggesfritt brukade bestånd. För små skogliga bergimpediment analyserades data från Riksskogstaxeringen (2020–2024) utifrån GIS-skiktet med objekt 0,1–1 hektar (se ovan). För åkerholmar användes data från Riksskogstaxeringen (2020–2024).

Död ved och grova träd/naturvärdesträd utgör enbart två av många typer av strukturer som är av betydelse för typiska arter. Dessutom finns det en lång rad av kvalitéer hos den döda veden och de levande träden som är avgörande för arterna. Syftet med denna sammanställning är inte att i detalj beskriva förekomsten av olika substrat i IL-områden, utan snarare att ge en grov överblick av IL-områdenas innehåll av död ved och grova träd/naturvärdesträd i de två studieregionerna utifrån data som finns tillgängliga på denna stora geografiska

nivå. Dessa resultat användes inte direkt i beräkningen av bidraget från IL-områden. En preliminär version tillgängliggjordes dock som ett underlag inför de strukturerade expertbedömningarna av andelen av IL-arealen som kan förväntas svara mot typiska arters livsmiljökrav (se nedan).

För mer detaljerade beskrivningar av förekomsten av olika strukturer i det brukade landskapet och i specifika kategorier av IL-områden hänvisas läsaren till relevanta statistiska publikationer (t.ex. SLU Riksskogstaxeringen 2020, Skogsstyrelsen 2025a), andra myndighetsrapporter (t.ex. Skogsstyrelsen 1998) och vetenskapliga artiklar (t.ex. Ekbom m.fl. 2006, Joelsson m.fl. 2017, Sandström m.fl. 2020).

2.4.6 Andel som utgör ett väsentligt bidrag till typiska arters livsmiljökrav

För att uppskatta andelen av bruttoarealen som utgör ett väsentligt ekologiskt bidrag till de typiska arternas livsmiljökrav (L i ekvation 2) behövs en ekologisk analys av IL-områdenas förmåga att erbjuda lämplig livsmiljö. Här krävs kunskap om andelen av IL-arealen som kan förväntas erbjuda livsmiljö för de typiska arterna. Detta styrs av abiotiska och biotiska faktorer (exempelvis mikroklimatet, som i sin tur påverkas av områdets form, läge och hydrologi), förekomsten av nyckelstrukturer (exempelvis levande träd med särskilda egenskaper, död ved av olika kvaliteter), samt områdenas funktionella konnektivitet i landskapet.

Följande ansats tillämpades för att uppskatta livsmiljöandelen (L) separat för varje kategori av IL-områden (exempelvis hänsynsytor) för varje region och separat för de typiska arterna som är associerade till olika skogstyper som motsvarar EU-livsmiljötyperna.

Analyssteg som enbart gäller taiga (9010):

Taigan (9010) utmärker sig bland de skogliga EU-livsmiljötyperna genom att innefatta vitt skilda typer av skogliga miljöer, bland annat i fråga om trädartsblandning, med delvis olika sammansättningar av typiska arter. Det ekologiska bidraget från IL-områden förväntas variera mellan dessa ”undertyper”. Exempelvis kan en liten solexponerad hänsynyta som domineras av tall inte förväntas erbjuda lämplig livsmiljö för en art som normalt är knuten till skuggig granskog med hög och stabil luftfuktighet, medan en sådan hänsynyta möjligen kan nyttjas av en tallberoende art som gynnas av solexponering. Därför hanterades *taigans* (9010) undertyper separat i analyserna.

Steg 0a: För *taiga* (9010), uppskatta bruttoarealen av IL-områdena som består av undertyperna granskog, tallskog, barrblandskog, blandskog och triviallövskog.

För denna kategorisering enligt trädartsblandning användes kriterierna i Naturvårdsverkets vägledning för *taiga* (9010) (Naturvårdsverket 2012).

Steg 0b: För alla typiska arter som finns listade för *taiga* (9010), bedöm vilka arter som kan nyttja granskog, tallskog, barrblandskog, blandskog och triviallövskog.

Eftersom alla dessa skogstyper kan innehålla inslag av i stort sett alla trädarter krävs en viss förenkling. Av praktiska skäl tillämpades därför följande regler:

- Grananknutna arter: Alla arter som regelbundet nyttjar gran som substrat eller som regelbundet nyttjar både granskog, barrblandskog och blandskog med betydande andel gran.
- Tallanknutna arter: Alla arter som regelbundet nyttjar tall som substrat eller som regelbundet nyttjar både tallskog, barrblandskog och blandskog med betydande andel tall.
- Triviallövanknutna arter: Alla arter som regelbundet nyttjar triviallövträd som substrat eller som regelbundet nyttjar både triviallövskog och blandskog.

Följande regel användes sedan för att tillämpa kunskap om de typiska arternas krav (se steg 2–3 nedan) till de fem undertyperna:

- För granskog användes värdena för de grananknutna arterna.
- För tallskog användes värdena för de tallanknutna arterna.
- För barrblandskog användes medelvärdet av värdena för de grananknutna arterna och de tallanknutna arterna.
- För blandskog användes medelvärdet av värdena för de grananknutna arterna, de tallanknutna arterna och de triviallövanknutna arterna.
- För triviallövskog användes värdena för de triviallövanknutna arterna.

Analyssteg som gäller alla EU-livsmiljötyper:

För *taiga* (9010) tillämpades dessa steg separat för de olika undertyperna definierade enligt ovan.

Steg 1: För varje EU-livsmiljötyp och region, identifiera typiska arter som är särskilt krävande med avseende på skogens naturvärden.

De svenska listorna över typiska arter innehåller stora antal arter från olika grupper (tabell 2). De typiska arterna varierar starkt i fråga om sina ekologiska krav. Vissa typiska arter är allmänna och klarar sig relativt bra i brukade skogsbestånd (exempelvis linnea *Linnea borealis*, som är typisk art för *taiga* (9010)), medan andra kräver förhållanden som nästan enbart förekommer i bestånd med hög grad av naturlighet (exempelvis liten sotlav *Acolium karelicum*, också typisk art för *taiga* (9010)).

Analyserna fokuserade på ekologiska behov hos typiska arter som har särskilt höga ekologiska krav inom de olika EU-livsmiljötyperna. Genom att använda dessa arters krav som grund för uppskattningen av livsmiljöandelen i IL-områdena ser man till att de arealer som räknas med i det ekologiska bidraget från IL-områden teoretiskt kan tillgodose de allra flesta andra typiska arters ekologiska behov. Resonemanget är därmed analogt till logiken bakom paraplyartsbegreppet, där naturvårdsinsatser som utformas utifrån de mest krävande arternas behov förväntas leda till bevarandet av åtskilliga andra arter som har lägre krav på sin livsmiljö (Roberge & Angelstam 2004).

Det finns många möjliga angreppssätt för att identifiera typiska arter som är särskilt krävande. Här tillämpades en ansats som bygger på antagandet att arter som endast eller nästan endast förekommer i områden med mycket höga naturvärden eller hög artrikedom har synnerligen höga krav på sin livsmiljö

(Nitare 2019). Systematiska urvalskriterier tillämpades på alla typiska arter (tabell 2) för att identifiera minst tre särskilt krävande arter för varje kombination av EU-livsmiljötyp och region.

Det första urvalskriteriet var att arten skulle vara en så kallad ”toppart” i fråga om indikatorvärde (Nitare 2019, Skogsstyrelsen 2023, Roberge och Angelstam 2006). I andra hand valdes in arter som är rödlistade och för vilka det huvudsakliga hotet är kopplat till livsmiljötillgång i dagens landskap. Urvalskriterierna beskrivs i detalj i bilaga 2.

För att underlätta bedömningarna hanterades EU-livsmiljötyperna *lövsumpskog* (9080) och *svämlövskog* (91E0) tillsammans i en gemensam grupp med blöta lövskogar och EU-livsmiljötyperna *nordlig ädellövskog* (9020) och *ädellövskog i branter* (9180) i en gemensam grupp som kännetecknas av ädellövskogar som varken är bok- eller ekdominerade.

För att säkerställa bred geografisk relevans inom regioner avgränsades urvalet till de typiska arter vars utbredning omfattar minst hälften av EU-livsmiljötypens utbredning i den aktuella analysregionen (norra eller södra Sverige). Detta betyder exempelvis att en art med en utbredning som inte omfattar den södra (boreonemorala) delen av den boreala regionen (exempelvis lappticka *Amylocystis lapponica*) kan ingå i analysen för norra men inte södra Sverige. Information om arternas utbredning hämtades ur kartorna i Nitare (2019) och utifrån uppgifterna i SLU:s Artfakta²⁰. Information om EU-livsmiljötypernas utbredning hämtades ur kartorna i Sveriges rapportering till EU enligt artikel 17 av art- och habitatdirektivet år 2019.

Steg 2: För varje särskilt krävande typisk art, uppskatta andelen av IL-arealen som kan förväntas svara mot dess livsmiljökrav.

Uppskattningen av denna andel skedde via strukturerade expertbedömningar enligt en metod som kan beskrivas som en förenklad Delphi-metod. Totalt deltog 15 experter (2 eller 3 för vardera av de sex organismgrupperna enligt uppdelningen i tabell 2).

Experterna valdes ut utifrån sin dokumenterade kunskap inom den aktuella organismgruppen och om svenska skogar. De ingående experterna är verksamma som forskare eller som miljöanalysspecialister med organismgruppsansvar vid svenska universitet, har en bakgrund som forskare med fokus på organismgruppen i fråga och/eller är ledamöter i en av de nationella rödlistningskommittéerna hos SLU Artdatabanken.

För varje art fick experterna i uppgift att uppskatta andelen av den samlade arealen av den aktuella kategorin av områden (t.ex. hyggesfritt brukade bestånd) inom den aktuella skogstypen och region (t.ex. näringsrik granskog i norra Sverige) som vid en viss tidpunkt bedöms kunna erbjuda livsmiljö för arten.

Uppskattningen av arealandelen som kan erbjuda livsmiljö för arten bygger på en ekologisk bedömning där alla relevanta faktorer vägs in. Bedömningen bygger på en uppskattning av hur stor andel av arealen erbjuder lämpliga abiotiska och biotiska förhållanden (inklusive kontinuitetsaspekter där relevant), samt har

²⁰ Artfakta. SLU Artdatabanken. <https://artfakta.se/> (information hämtad 2025-08-18 till 2025-09-05).

tillräckligt god konnektivitet i förhållande till artens spridningsförmåga. De detaljerade anvisningarna till experterna redovisas i bilaga 4.

Utöver anvisningarna fick experterna tillgång till detaljerade definitioner av de olika ingående kategorierna av IL-områden, samt till övergripande information om IL-områdenas egenskaper och preliminära data om deras innehåll av biologiska strukturer (exempelvis övergripande statistik om innehåll av död ved och grova träd).

För varje uppskattad andel redovisade varje expert tre olika värden: en ”bästa uppskattning” som utgör expertens bedömning av det mest sannolika värdet (X), en uppskattning av den nedre gränsen för vad som är ett möjligt värde (X_{min}) och uppskattning av den övre gränsen (X_{max}).

Efteråt fick experterna inom de olika organismgrupperna möjlighet att ta del av varandras bedömningar och utifrån eventuella nya överväganden justera sina uppskattade värden. Tre av de 15 experterna återkom med justerade värden efter detta steg.

För varje särskilt krävande typisk art inom en viss kombination av EU-livsmiljötyp och region beräknades medelvärdet av de ”bästa uppskattningarna” från de olika experterna ($\bar{X}$). Ett samlat osäkerhetsintervall för den aktuella arten togs fram genom att beräkna medelvärdena av X_{min} -värdena och X_{max} -värdena från de olika experterna ($\bar{X}_{min}$ och $\bar{X}_{max}$).

Två olika andelar uppskattades för varje art och kombination av EU-livsmiljötyp och region: en som utgår från dagens landskap och en som utgår från det fiktiva landskapet.

Uppskattat värde baserat på dagens landskap

För denna bedömning utgick man från dagens tillstånd vad gäller naturvärden i IL-områdena och dagens arealer av EU-livsmiljötyp i landskapet.

Uppskattat värde baserat på det fiktiva landskapet

För denna bedömning utgick man från ett antagande om att IL-områdena i det fiktiva landskapet har utvecklat sina naturvärden fullt ut och nått ett jämviktsläge i fråga om genomsnittliga naturvärden på landskapsnivå, genom en dynamik där naturvärden i IL-områdena uppstår, utvecklas och försvinner över tid.

I denna bedömning antogs också att hela referensarealen baserad på ekologisk kunskap är uppnådd och säkrad i det fiktiva landskapet. Detta innebär arealen EU-livsmiljötyp täcker minst ca 20 % av EU-livsmiljötypernas potentiella naturliga areal. Detta kan exempelvis innebära högre funktionell konnektivitet för de typiska arterna än i dagens landskap. För mer information om det fiktiva landskapet, se avsnitt 2.3.4.

Steg 3: Beräkna ett samlat L -värde över alla särskilt krävande typiska arter för varje kombination av EU-livsmiljötyp och region.

För att få fram ett samlat värde över alla särskilt krävande typiska arter beräknades medianen över $\bar{X}$ -värdena för alla ingående arter (oavsett organismgrupp) för den aktuella kategorin av IL-områden och för den aktuella kombinationen av EU-livsmiljötyp och region. Syftet med att använda medianvärdet vid detta steg var att minimera en eventuell påverkan av enskilda arter med starkt avvikande värden.

Detta medianvärde utgör L och tolkas här som andelen av arealen av den aktuella kategorin av IL-områden som bedöms utgöra ett väsentligt bidrag till de ekologiska behoven av de typiska arterna knutna till den aktuella EU-livsmiljötypen. Här särskiljs två olika varianter av L : en som bygger på dagens landskap (L_D) och en som bygger på det fiktiva landskapet (L_F).

Ett osäkerhetsintervall beräknades genom att beräkna medianen av $\bar{X}_{\min}$ -värdena och av $\bar{X}_{\max}$ -värdena över alla ingående arter.

2.4.7 Beräkning av det areella bidraget

Steg 4: Beräkna för de typiska arterna knutna till varje enskild EU-livsmiljötyp det areella bidraget av varje kategori av IL-områden (på relevant ståndort och/eller med relevant trädslagsblandning) som $B = A \times L$ (se ekvation 2).

Det areella bidraget B beräknades dels utifrån förutsättningarna i dagens landskap (B_D , utifrån dagens areal A_D och dagens livsmiljöandel L_D), dels utifrån det fiktiva landskapet (B_F , utifrån arealen A_F och livsmiljöandelen L_F i det fiktiva landskapet).

Steg 5: Summera B_D respektive B_F över alla kategorier av IL-områden (små hänsynsytor, åkerholmar, mm), för att få fram det samlade bidraget från IL-områden till de typiska arterna för EU-livsmiljötypen.

Osäkerhetsintervallets övre gräns beräknades som summan av de maximala värden för de olika kategorierna av IL-områden och motsvarande för den nedre gränsen.

Här bör betonas att B (både B_D och B_F) är avgränsat till den areal som utgör ett *väsentligt* ekologiskt bidrag till krävande typiska arter för EU-livsmiljötyperna.

Steg 6 (gäller enbart det fiktiva landskapet): Revidera referensarealerna som användes i byggandet av det fiktiva landskapet med hjälp av B_F där relevant (ekvation 1), och använd summan av de uppdaterade referensarealerna som ett nytt ingångsvärde för naturvårdsavsättningarna i det fiktiva landskapet. Räkna om bruttoarealerna av olika kategorier av IL-områden och upprepa steg 4–5 för att räkna fram de slutliga uppskattningarna av de areella bidragen till de olika EU-livsmiljötyperna.²¹

Som nämnts tidigare avser myndigheterna använda kunskap om de areella bidragen från IL-områdena som ett underlag i revideringen av referensarealerna för de skogliga EU-livsmiljötyperna. För *taiga* (9010) kan dock summan av de areella bidragen B_F för de olika undertyperna inte användas ovillkorligt för att beräkna behovet av EU-livsmiljötyp (det vill säga den gynnsamma referensarealen) enligt ekvation 1b ($FRA = T - B$). Detta beror på att det summerade B_F enligt ovan inte beaktar eventuella brister i ekologisk representativitet av taigans undertyper som skulle kunna uppstå om man skulle subtrahera det areella bidraget (B_F) från det totala ekologiska behovet (T). En

²¹ Se avsnitt 2.3.4.2 punkt 2 för bakgrund.

analys krävs därför för att säkerställa att sådana problem inte uppstår. Analysen presenteras i bilaga 7.

3 Resultat

3.1 Biologiska strukturer i IL-områden

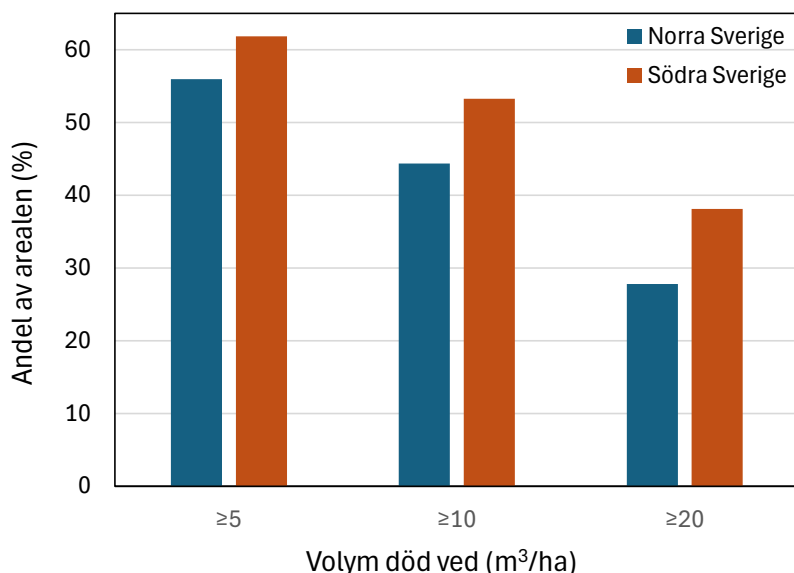
I det här avsnittet ges en översiktlig beskrivning av IL-områdenas egenskaper med fokus på två strukturer av särskild betydelse för skogens biologiska mångfald: död ved och levande träd med särskilda kvaliteter (grova träd och naturvärdesträd). Där det är möjligt anges resultaten separat för regionerna norra och södra Sverige enligt avgränsningarna i figur 1.

3.1.1 Små hänsynsytor

Enligt Skogsstyrelsens hänsynsuppföljning (2019/2020) består ungefär 50 % av hänsynsyternas areal av hänsynskrävande biotoper, medan ca 35 % består av kantzoner som inte är hänsynskrävande biotoper och ca 15 % är utvecklingsmark²².

Enligt senaste data från Skogsstyrelsens hänsynsuppföljning (2024) är volymen död ved i hänsynsytor i medeltal ca 16–22 m³/ha i norra Sverige (för hänsynsytor <1 hektar respektive <0,25 hektar) och ~26 m³/ha i södra Sverige (båda storleksklasserna).

Enligt data från Riksskogstaxeringen (hänsynsytor av alla storlekar; 2020–2024) innehåller merparten av hänsynsyternas samlade areal >5 m³/ha död ved. Andelen av arealen som innehåller >20 m³/ha död ved är 28 % i norra Sverige och 38 % i södra Sverige (figur 3).



Figur 3. Andel av den samlade arealen hänsynsytor (alla storlekar) där den genomsnittliga volymen död ved uppgår till minst 5, 10 respektive 20 m³/ha. Avser

²² Med ”utvecklingsmark” avses, i det här sammanhanget, hänsynsytor som varken är hänsynskrävande biotoper eller kantzoner och där naturvärdena förväntas utvecklas över tid.

dödvedsobjekt med en diameter av minst 10 cm. Data från Riksskogstaxeringen (2020–2024).

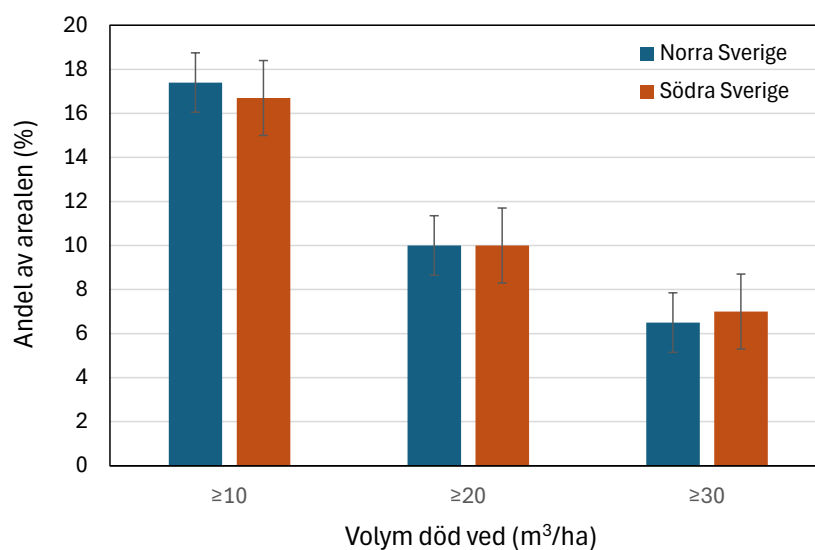
Antalet naturvärdesträd i hänsynsytor är i medeltal ca 58–70 per hektar i norra Sverige och ca 61–65 per hektar i södra Sverige enligt Skogsstyrelsens hänsynsuppföljning (2024).

3.1.2 Bestånd under trakthyggesbruk, delar utanför hänsynsytor

I kategorin ”Bestånd under trakthyggesbruk” ingår bestånd av alla åldrar, från hyggen till avverkningsmogna bestånd. Här presenteras data om förekomst av biologiska strukturer på hyggen från knappt ett år till drygt två år efter föryngringsavverkning (Skogsstyrelsens hänsynsuppföljning 2024). Hyggen utgör visserligen bara en del av alla bestånd under trakthyggesbruk i landskapet vid en viss tidpunkt, men hänsyn i samband med föryngringsavverkning har en stor påverkan på förekomsten av nyckelstrukturer under resten av omloppstiden.

Medelvolymen död ved på hyggen (utanför hänsynsytor) är 8,7 m³/ha i norra Sverige och 7,8 m³/ha i södra Sverige.

Ungefär 17 % av hyggesarealen innehåller minst 10 m³/ha död ved, 10 % innehåller minst 20 m³/ha död ved och ungefär 7 % innehåller minst 30 m³/ha död ved (figur 4). Andelarna av arealen som överstiger dessa minsta nivåer skiljer sig inte mellan norra och södra Sverige.



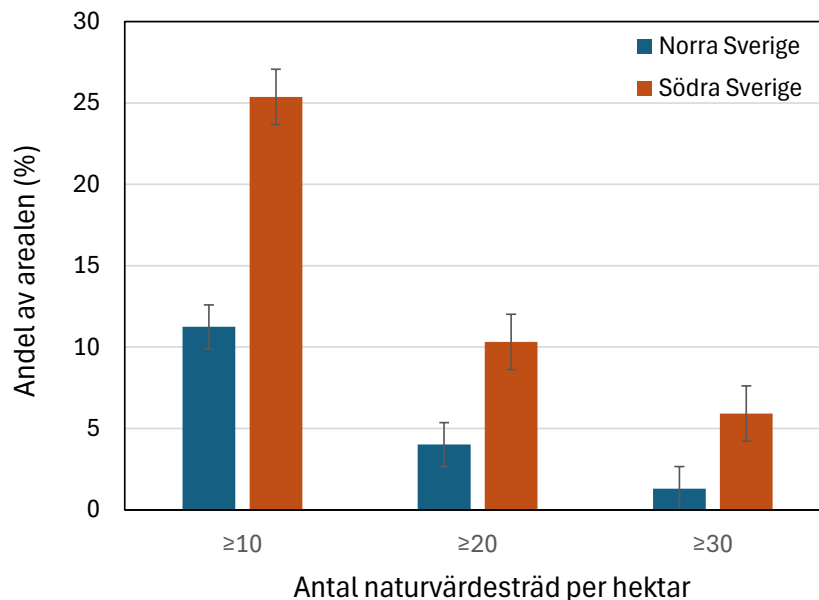
Figur 4. Andel av den samlade hyggesarealen (utanför hänsynsytor) där den genomsnittliga volymen död ved uppgår till minst 10, 20 respektive 30 m³/ha. Avser dödvedsobjekt med en diameter av minst 10 cm. Felstaplarna visar 95 %-konfidensintervall. Data från Skogsstyrelsens hänsynsuppföljning (2024).

Medelantalet naturvärdesträd på hyggen (utanför hänsynsytor) är mindre i norra än i södra Sverige: 3,8 per hektar i norra Sverige (95 % konfidensintervall 2,7–4,8) och 6,6 per hektar i södra Sverige (4,8–8,4).

Tall och övriga lövträd än björk dominerar bland naturvärdesträd i norra Sverige och är lika vanliga, medan övriga lövträd än björk dominerar starkt i södra Sverige, följt av tall. Gran är mindre vanlig än både björk, tall och övrigt löv som

naturvärdesträd i båda regionerna. Bland utvecklingsträd (det vill säga hänsynsträd som varken är naturvärdesträd eller frö-/skärmträd) är gran också underrepresenterad, medan tall och björk dominerar.

Elva procent av hyggesarealen i norra Sverige och ungefär en fjärdedel av hyggesarealen i södra Sverige innehåller minst 10 naturvärdesträd per hektar (figur 5). Drygt en procent av arealen i norra Sverige och 6 % i södra Sverige innehåller minst 30 naturvärdesträd per hektar.



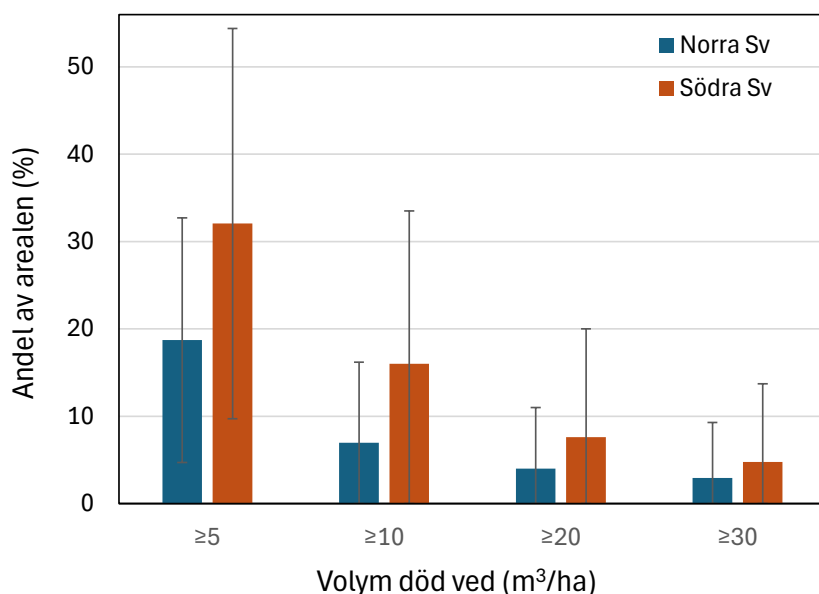
Figur 5. Andel av den samlade hyggesarealen (utanför hänsynsytor) där den genomsnittliga mängden naturvärdesträd uppgår till minst 10, 20 respektive 30 träd per hektar. Avser träd med en brösthöjdsdiameter av minst 7 cm. Notera att utvecklingsträd och fröträd inte ingår. Felstaplarna visar 95 %-konfidensintervall. Data från Skogsstyrelsens hänsynsuppföljning (2024).

3.1.3 Hyggesfritt brukade bestånd

På grund av brist på data på nationell eller regional nivå har det inte varit möjligt att sammanställa information om biologiska strukturer i hyggesfritt brukade bestånd.

3.1.4 Små skogliga bergimpediment

Andelen av arealen skogliga bergimpediment (storlek 0,1–1 hektar) som innehåller stora mängder död ved är liten: enbart ca 4–8 % av arealen innehåller minst 20 m³/ha och ca 3–5 % innehåller minst 30 m³/ha död ved (figur 6). Merparten av arealen skogliga bergimpediment innehåller mindre än 5 m³/ha död ved. Medelvolymen för hela landet nedanför den alpina regionen är ~4,5 m³/ha.



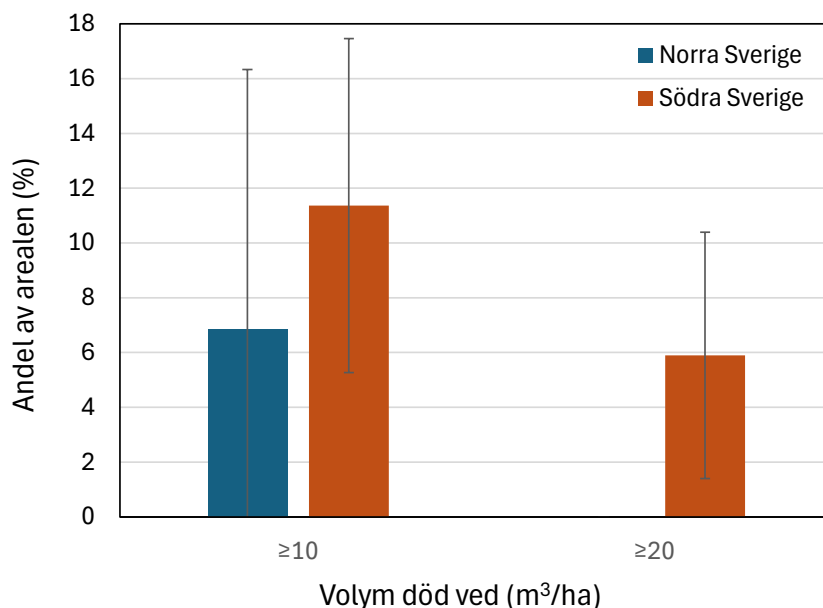
Figur 6. Andel av den samlade arealen skogliga bergimpediment (storlek 0,1–1 hektar) där den genomsnittliga volymen död ved uppgår till minst 5, 10, 20 respektive 30 m³/ha. Avser dödvedsobjekt med en diameter av minst 10 cm. Felstaplarna visar 95 %-konfidsensintervall. Data från Riksskogstaxeringen (2020–2024) baserat på ett GIS-skikt framtaget av Skogsstyrelsen.

Inga data om tätheter av naturvärdesträd (enligt målbildernas definition) fanns tillgängliga för skogliga bergimpediment på nationell eller regional nivå. På grund av den låga produktiviteten hyser skogliga bergimpediment som regel stora antal senvuxna träd. Det finns däremot få grova träd i skogliga bergimpediment. Medelantalet träd med brösthöjdsdiameter ≥ 45 cm är $\sim 0,5$ per hektar för hela landet nedanför den alpina regionen.

3.1.5 Åkerholmar

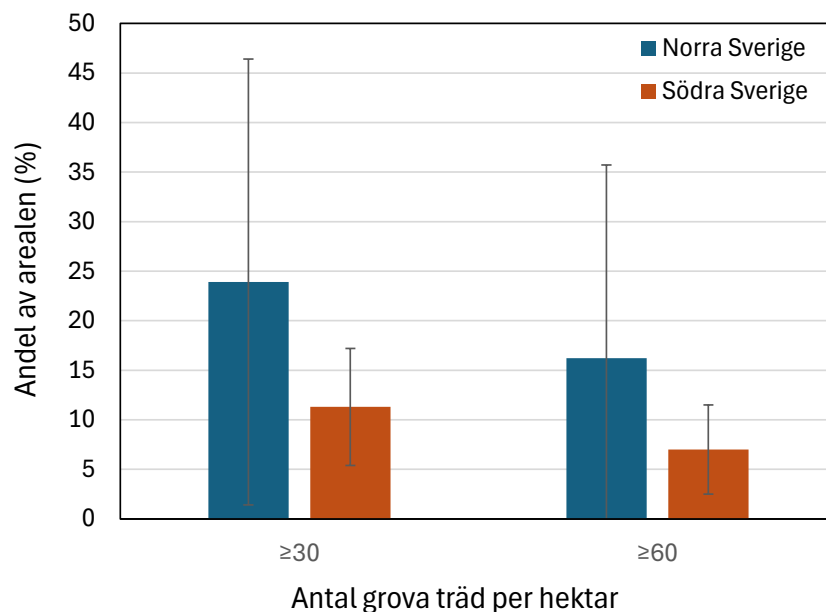
Den genomsnittliga mängden död ved per hektar i åkerholmar är ca 1,4 m³/ha (medelfel 50 %) i norra Sverige och ca 3,4 m³/ha (medelfel ca 22 %) i södra Sverige enligt Riksskogstaxeringens data (2020–2024). Dessa mängder är mycket mindre än volymen död ved på skogsmark (utanför det formella skyddet), som är ungefär 10 m³/ha i genomsnitt för hela landet.

Enbart ungefär 7 % av åkerholmarnas areal i norra Sverige (stor osäkerhet) och ~ 11 % i södra Sverige hyser ≥ 10 m³/ha död ved. Arealandelen som hyser ≥ 20 m³/ha död ved är mycket liten i norra Sverige (inga träffar i Riksskogstaxeringens stickprov) och ~ 6 % i södra Sverige (figur 7).



Figur 7. Andel av den samlade arealen åkerholmar där den genomsnittliga volymen död ved uppgår till minst 10 respektive 20 m³/ha. Avser dödvedsobjekt med en diameter av minst 10 cm. Felstaplarna visar 95 %-konfidensintervall. Data från Riksskogstaxeringen (2020–2024). Det fanns inga träffar i stickprovet i norra Sverige.

Inga data om tätheter av naturvärdesträd (enligt målbildernas definition) fanns tillgängliga för åkerholmar på nationell eller regional nivå. Data fanns dock för grova träd (figur 8). För norra Sverige är skattningar av andelen av åkerholmesarealen med höga tätheter av grova träd mycket osäkra. I södra Sverige hyser ~11 % av arealen minst 30 grova träd/ha och ~7 % hyser minst 60 grova träd/ha.



Figur 8. Andel av den samlade arealen åkerholmar där den genomsnittliga mängden grova träd (brösthöjddiameter ≥45 cm) uppgår till minst 30 respektive 60 träd per hektar. Felstaplarna visar 95 %-konfidensintervall. Data från Riksskogstaxeringen (2020–2024).

3.2 Bruttoarealer av olika kategorier av IL-områden (A)

I det här avsnittet presenteras skattningar av arealerna av olika kategorier av IL-områden, summerade för alla skogstyper, separat för norra och södra Sverige samt för hela landet utom den alpina regionen. Dessa skattningar avser ”bruttoarealer” (A i ekvation 2), det vill säga totala arealer utan beaktande av områdenas potential som livsmiljö för de typiska arterna.

Fördelningen av dessa arealer mellan skogstyper som motsvarar de olika EU-livsmiljötyperna presenteras i bilaga 1.

3.2.1 Dagens landskap

Skattningarna av de summerade arealerna av olika kategorier av IL-områden i dagens landskap presenteras i tabell 3 och figur 9.

Tabell 3. Skattningar av bruttoarealer (hektar) av olika kategorier av områden i det brukade landskapet som inte utgör EU-livsmiljötyp (IL-områden), utifrån dagens landskap. Arealerna är avrundade till närmaste tusental. Se figur 1 för avgränsningen av norra och södra Sverige.

	Norra Sverige ^a	Södra Sverige	Hela landet (utom alpin region)
Hänsynsytor (ackumulerad areal ”aktiverade” hänsynsytor)			
<0,25 ha	108 000	76 000	184 000
<1 ha	286 000	147 000	432 000
Bestånd under trakthyggesbruk^b	12 961 000	5 865 000	18 826 000
Hyggesfritt brukade bestånd	417 000	291 000	708 000
Skogliga bergimpediment^c			
0,1–0,25 ha	50 000	17 000	67 000
0,1–1 ha	171 000	55 000	226 000
Åkerholmar^c <0,25 ha	24 000	71 000	95 000

^a Med ”norra Sverige” avses den del av norra Sverige som hör till EU:s boreala biogeografiska region. Den alpina regionen ingår inte.

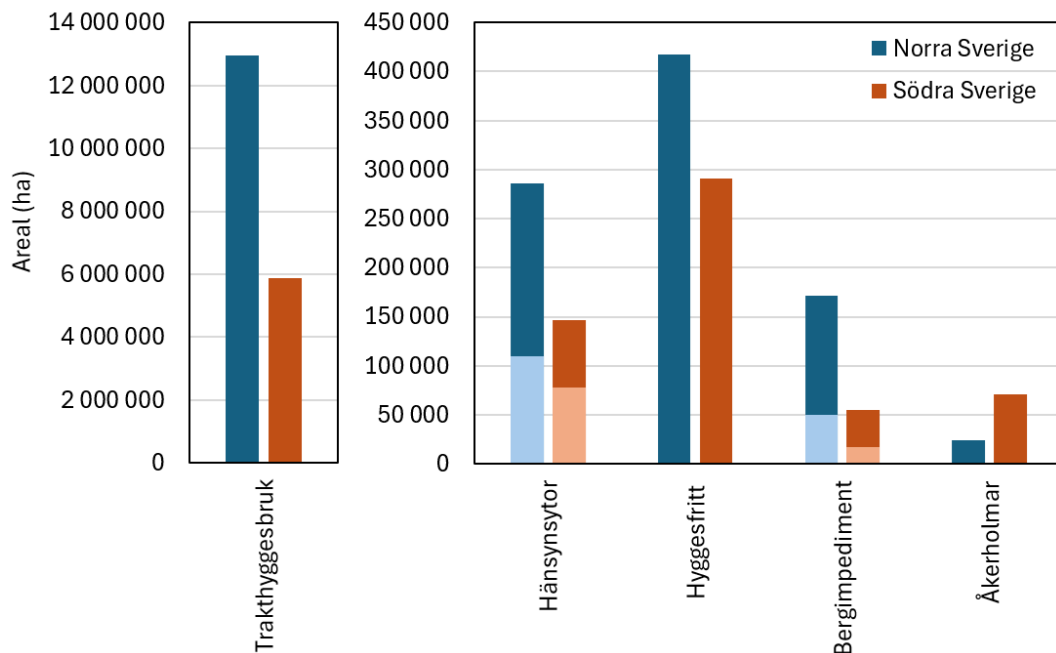
^b Trakthyggesbruk med användning av hyggen. Här avses arealen som ligger utanför hänsynsytor.

^c Utanför formellt skyddade områden.

För alla kategorier av IL-områden utom åkerholmar är bruttoarealerna större i norra Sverige än i södra Sverige. Kategorin ”Bestånd under trakthyggesbruk” omfattar den absoluta merparten av virkesproduktionsarealen i Sverige och dominerar därmed arealmässigt. Bland de övriga kategorierna utmärker sig ”Hyggesfritt brukade bestånd” genom relativt stora arealer. Åkerholmar och små skogliga bergimpediment (<0,25 hektar) täcker minst areal av alla ingående kategorier av IL-områden i dagens landskap.

Tillämpning av olika gränsvärden för IL-områdenas minsta storlek har en stor påverkan på arealerna. Knappt hälften (43 %) av den totala arealen hänsynsytor (sammanlagt för norra och södra Sverige, storlek <1 hektar) utgörs av objekt som är <0,25 hektar. Det innebär att arealen hänsynsytor är mer än två gånger större om man räknar med alla hänsynsytor <1 hektar jämfört med <0,25 hektar. Vad gäller skogliga bergimpediment utgörs 30 % av den totala arealen (sammanlagt för norra och södra Sverige, storlek 0,1–1 hektar) av objekt som är 0,1–0,25

hektar. Med andra ord är arealen skogliga bergimpediment drygt 3 gånger större om man räknar med objekt 0,1–1 hektar jämfört med 0,1–0,25 hektar.



Figur 9. Skattningar av arealer (hektar) av olika kategorier av områden i det brukade landskapet som inte utgör EU-livsmiljötyp (IL-områden), utifrån dagens landskap. För hänsynsytor och skogliga bergimpediment visas arealerna för objekt <0,25 ha i ljusare färgton. Se figur 1 för avgränsningen av norra och södra Sverige.

3.2.2 Det fiktiva landskapet

I det fiktiva landskapet antas att den gynnsamma referensarealen baserad på det ekologiska behovet av EU-livsmiljötyp – eller 1995 års areal ifall den är större än det minsta ekologiska behovet – är uppnådd och säkrad för alla skogliga EU-livsmiljötyper. Vid det första steget användes det totala ekologiska behovet (20 % av den potentiella naturliga arealen vid referenstillstånd, eller 1995 års areal ifall den är större) som referensareal för de olika EU-livsmiljötyperna. Hela referensarealen antas vara avsatt för naturvårdsändamål och finns därmed inte tillgänglig för virkesproduktion. Denna areal är större än arealen naturvårdsavsättningar i dagens landskap, vilket medför att arealerna av brukade bestånd (trakthyggesbruk och hyggesfritt skogsbruk) och skogliga bergimpediment utanför naturvårdsavsättningar är mindre än i dagens landskap.

De initiala summerade arealerna av olika kategorier av IL-områden i det fiktiva landskapet presenteras i tabell 4. Dessa arealer avser startläget för det fiktiva landskapet, innan justering av referensarealer utifrån en uppskattning av bidraget från IL-områdena.

Arealerna i hänsynsytor i det fiktiva landskapet är större än i dagens landskap eftersom hänsynsytorerna antas vara ”aktiverade” i alla bestånd under trakthyggesbruk i det fiktiva landskapet (se Metoder).

Tabell 4. Bruttoarealer (hektar) av olika kategorier av områden i det brukade landskapet som inte utgör EU-livsmiljötyp (IL-områden), utifrån ett fiktivt landskap där hela referensarealen som bygger på 20 % av den potentiella naturliga arealen (eller 1995 års areal om den är större) är säkrad. Se huvudtext för ytterligare beskrivning av det fiktiva landskapet. Arealerna är avrundade till närmaste tusental. Se figur 1 för avgränsningen av norra och södra Sverige.

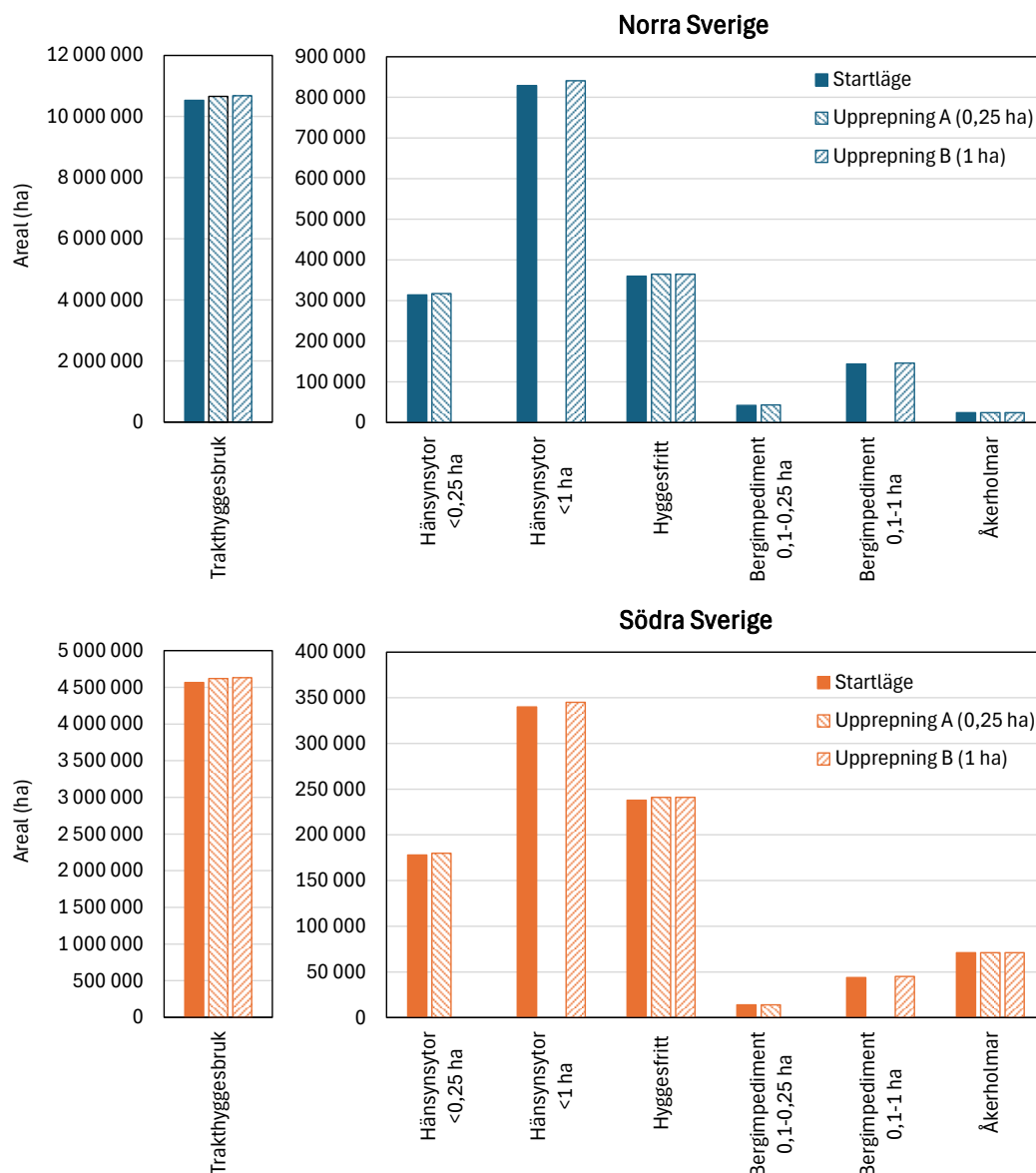
	Norra Sverige ^a	Södra Sverige	Hela landet (utom alpin region)
Hänsynsytor			
<0,25 ha	314 000	178 000	491 000
<1 ha	829 000	340 000	1 170 000
Bestånd under trakthyggesbruk^b	10 525 000	4 566 000	15 092 000
Hyggesfritt brukade bestånd	360 000	238 000	598 000
Skogliga bergimpediment^c			
0,1–0,25 ha	42 000	14 000	56 000
0,1–1 ha	144 000	44 000	189 000
Åkerholmar^c <0,25 ha	24 000	71 000	95 000

^a Med ”norra Sverige” avses den del av norra Sverige som hör till EU:s boreala biogeografiska region. Den alpina regionen ingår inte.

^b Trakthyggesbruk med användning av hyggen. Här avses arealen som ligger utanför hänsynsytor.

^c Utanför formellt skyddade områden.

De uppdaterade bruttoarealerna efter en justering av referensarealer utifrån en första uppskattning av bidraget från IL-områdena är något större än de initiala bruttoarealerna (figur 10). Dessa uppdaterade arealer användes för efterföljande beräkningar av det areella bidraget från IL-områdena baserat på det fiktiva landskapet.



Figur 10. Bruttoarealer (hektar) av olika kategorier av områden i det brukade landskapet som inte utgör EU-livsmiljötyp (IL-områden), utifrån ett fiktivt landskap, i norra Sverige (övre panel, blått) och södra Sverige (nedre panel, orange). ”Startläge” avser det initiala steget i byggandet av det fiktiva landskapet där hela referensarealen, som bygger på 20 % av den potentiella naturliga arealen (eller 1995 års areal om den är större), är säkrad. ”Upprepning” avser uppdaterade arealer efter att referensarealerna justerats utifrån en första uppskattning av bidraget från IL-områdena. Två varianter redovisas: en där referensarealjusteringarna baseras på ett areellt bidrag från hänsynsytor och skogliga bergimpediment upp till 0,25 hektar (”Upprepning A”) och en som baseras på ett areellt bidrag från hänsynsytor och skogliga bergimpediment upp till 1 hektar (”Upprepning B”). Notera olika skalor på y-axeln.

3.3 Andel som utgör ett väsentligt bidrag till de typiska arternas livsmiljökrav (L)

3.3.1 Särskilt krävande typiska arter

Tillämpningen av de systematiska urvalskriterierna ledde till att 40 särskilt krävande typiska arter valdes ut för analyserna: 4 kärlväxter, 6 mossar (bladmossor och levermossor), 8 lavar, 14 olicheniserade svamparter, 5 insektsarter och 3 fågelarter. Antalet arter för de olika enskilda kombinationerna av EU-livsmiljötyp och region varierade mellan 3 och 7 och var i genomsnitt 4,4 arter. De selekterade typiska arterna för de olika kombinationerna av EU-livsmiljötyper och regioner presenteras i bilaga 3.

3.3.2 Livsmiljöandel

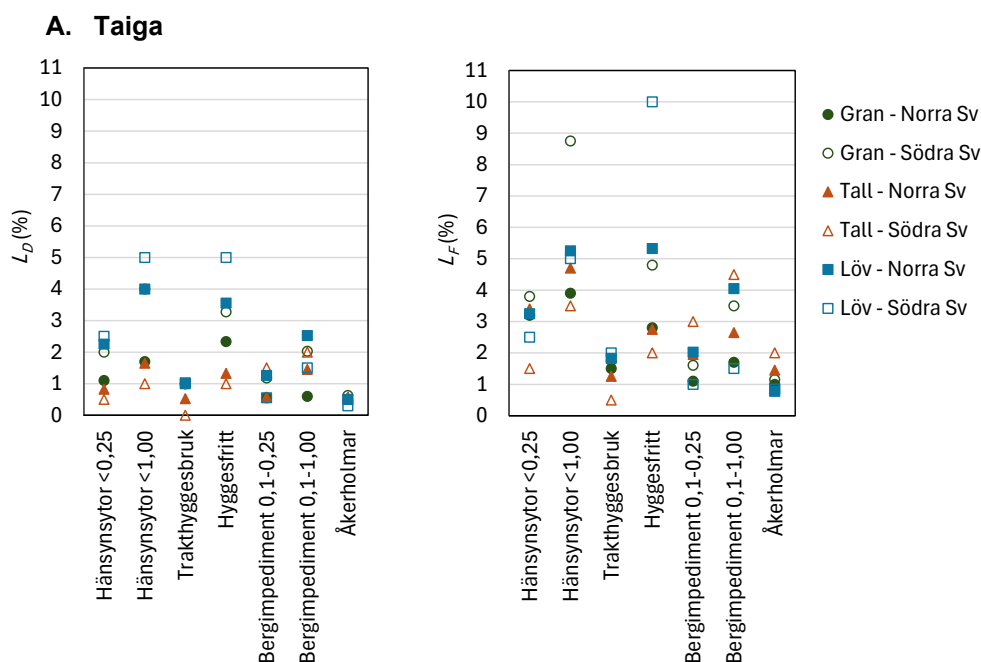
Expertbedömningar av livsmiljöandelen för de olika kategorierna av IL-områden, separat för dagens landskap (L_D) och det fiktiva landskapet (L_F), sammanfattas i figur 11. En utförlig sammanställning finns i bilaga 5.

Generellt bedöms livsmiljöandelen vara större i det fiktiva landskapet än i dagens landskap.

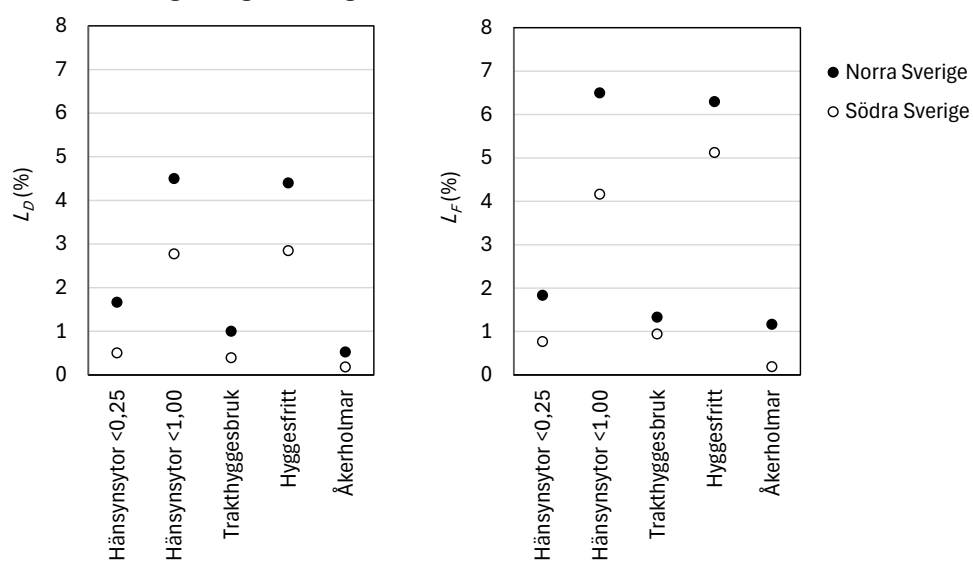
I genomsnitt bedöms hyggesfritt brukade bestånd och hänsynsytor (kategorin som innefattar alla hänsynsytor upp till 1 hektar) ha större livsmiljöandelar än övriga kategorier av IL-områden.

Bestånd under trakthyggesbruk (delar utanför hänsynsytor), åkerholmar och små skogliga bergimpediment 0,1–0,25 hektar utmärker sig genom lägre genomsnittliga livsmiljöandelar än övriga kategorier av IL-områden.

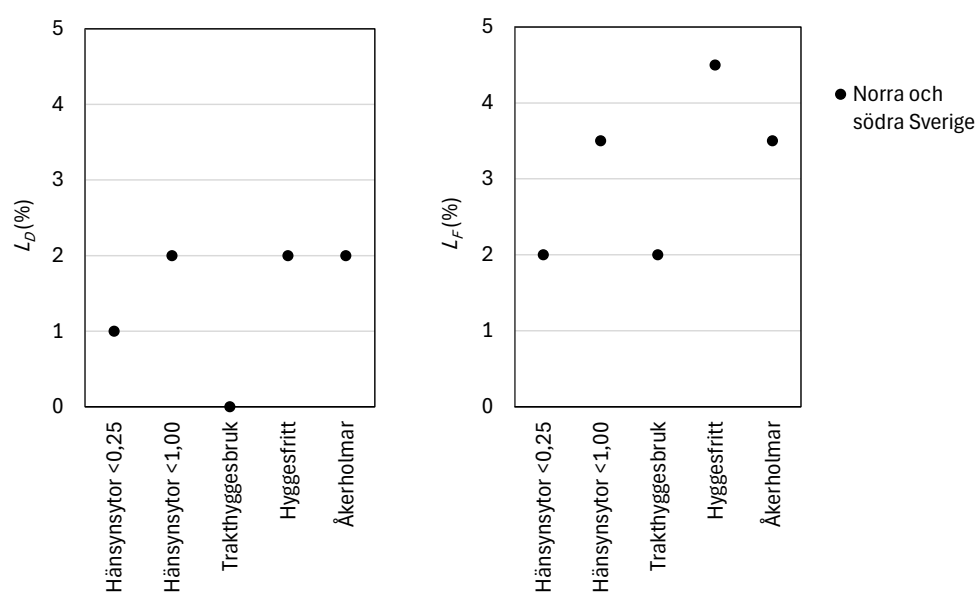
Livsmiljöandelen hos små hänsynsytor <0,25 hektar bedöms vara betydligt mindre än hos hänsynsytor <1 hektar. På liknande sätt bedöms livsmiljöandelen för små skogliga bergimpediment 0,1–0,25 ha vara mindre än för skogliga bergimpediment 0,1–1 ha.

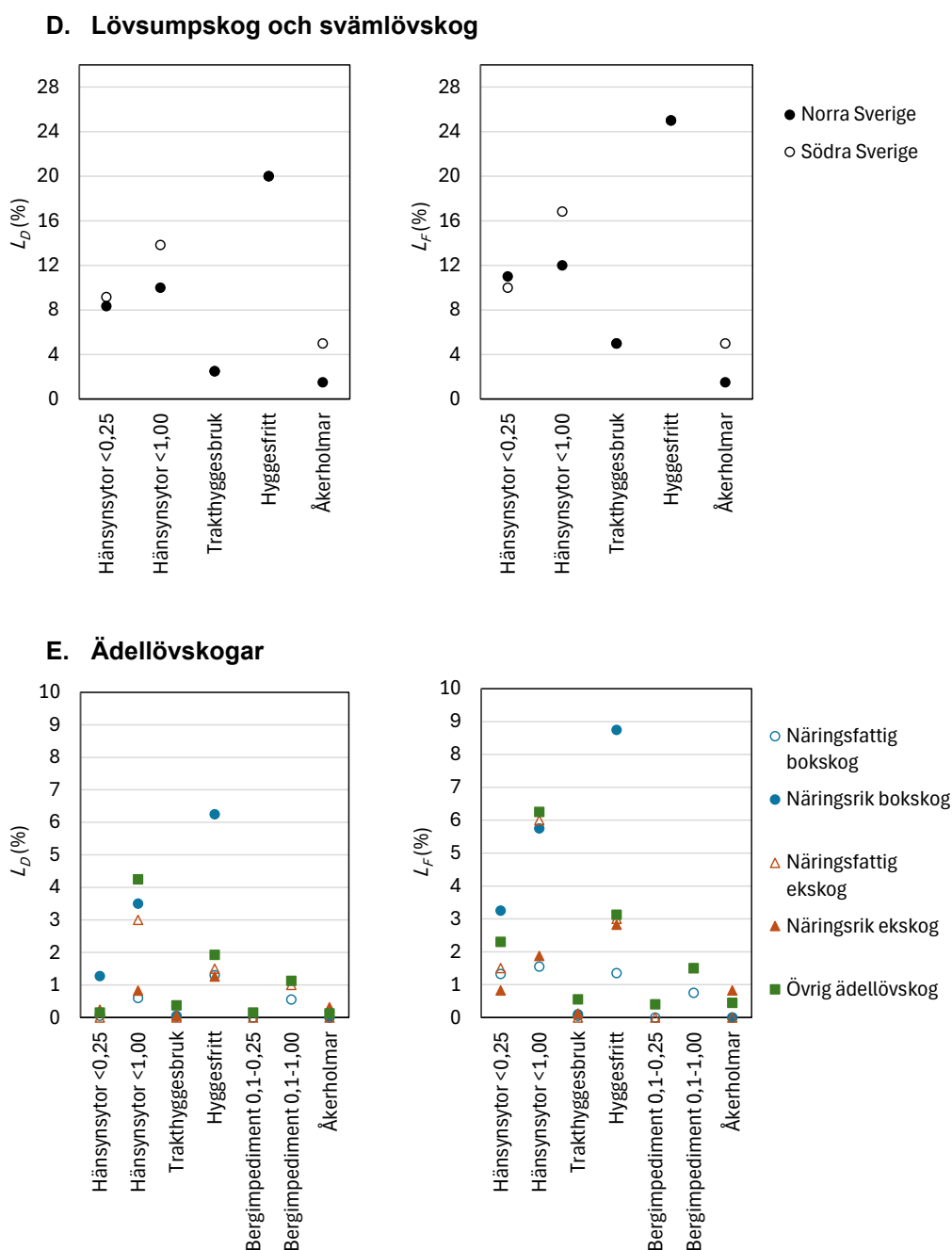


B. Näringsrik granskog



C. Åsbarrskog





Figur 11. Expertbedömningar av andel livsmiljö för särskilt krävande typiska arter i dagens landskap (vänster, L_D) och ett fiktivt landskap (höger, L_F), för skogstyper som motsvarar EU-livsmiljötyperna (A) taiga, (B) näringsrik granskog, (C) åsbarrskog, (D) lövsumpskog och svämlövsog (gemensamma bedömningar), samt (e) fem typer av ädellövskogar. Alla värden med tillhörande osäkerhetsintervall presenteras i bilaga 5.

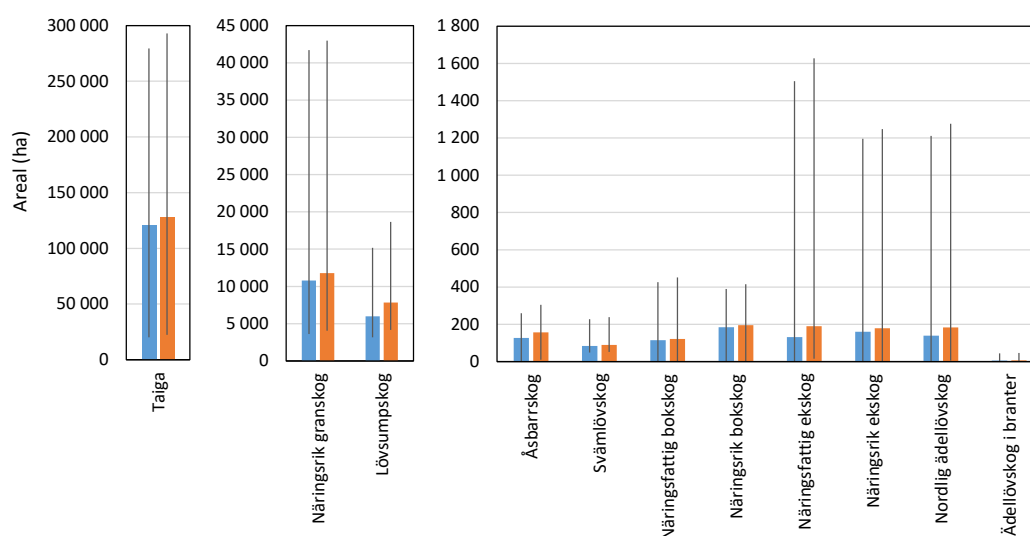
3.4 Areella bidrag (B)

3.4.1 Dagens landskap

Det sammanlagda areella bidraget från IL-områden till typiska arter för de ingående EU-livsmiljötyperna (avsnitt 2.2) utifrån dagens landskap, summerat för den boreala regionen och den kontinentala regionen, uppskattas till 138 000 hektar

(osäkerhetsintervall 27 000 – 341 000 hektar)²³ om man räknar in bidraget från hänsynsytor och skogliga bergimpediment upp till en storlek av 0,25 hektar och 148 000 hektar (osäkerhetsintervall 31 000 – 360 000 hektar) om man räknar in bidraget från hänsynsytor och skogliga bergimpediment upp till en storlek av 1 hektar.

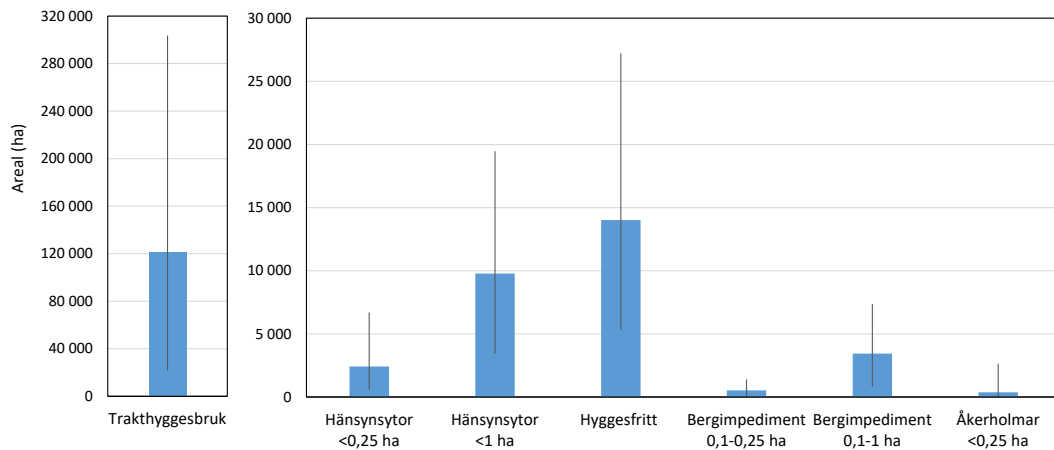
I absoluta termer är det areella bidraget från IL-områden mycket större för *taiga* (9010) än för alla övriga EU-livsmiljötyper tillsammans (figur 12). På andra respektive tredje plats kommer *näringsrik granskog* (9050) och *lövsumpskog* (9080). Uppskattningar av de areella bidragen för de olika EU-livsmiljötyperna redovisas per region (norra/södra Sverige respektive boreal/kontinental region) i bilaga 6.



Figur 12. Uppskattningar av det samlade bidraget från IL-områden till typiska arter för olika EU-livsmiljötyper utifrån dagens landskap, summerat för den boreala och den kontinentala regionen. Två varianter presenteras: en med bidraget från hänsynsytor och skogliga bergimpediment <0,25 ha (blått) och en annan med <1 ha (orange). Felstaplar visar osäkerheten kopplad till bedömningen av IL-områdets värde som livsmiljö för typiska arter. EU-livsmiljötyperna *skogbevuxen myr* (91D0), *landhöjningsskog* (9030) och *svämädellövskog* (91F0) omfattas inte av analyserna.

Bestånd under trakthyggesbruk (delar utanför hänsynsyterna) står för den absoluta merparten (över 80 %) av det samlade areella bidraget från IL-områdena i dagens landskap. Åkerholmar, skogliga bergimpediment och små hänsynsytor (<0,25 hektar) står för relativt små areella bidrag (figur 13).

²³ Osäkerhetsintervallen i detta avsnitt bygger enbart på osäkerheten kopplad till expertbedömningarna av livsmiljöandelen.

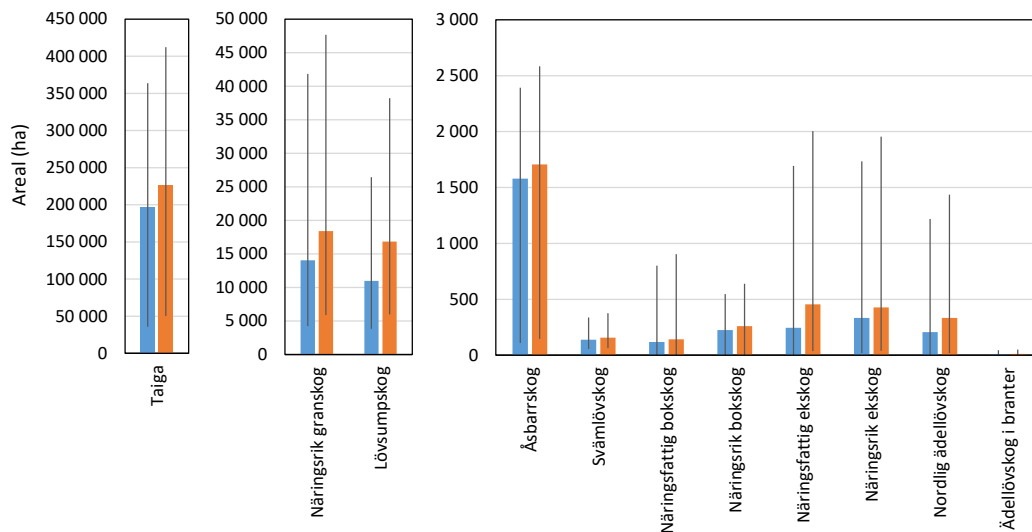


Figur 13. Uppskattningar av bidraget från olika kategorier av IL-områden utifrån dagens landskap, summerat för de olika ingående EU-livsmiljötyperna och de två biogeografiska regionerna (boreal och kontinental). Felstaplar visar osäkerheten kopplad till bedömningen av områdenas värde som livsmiljö för typiska arter.

3.4.2 Det fiktiva landskapet

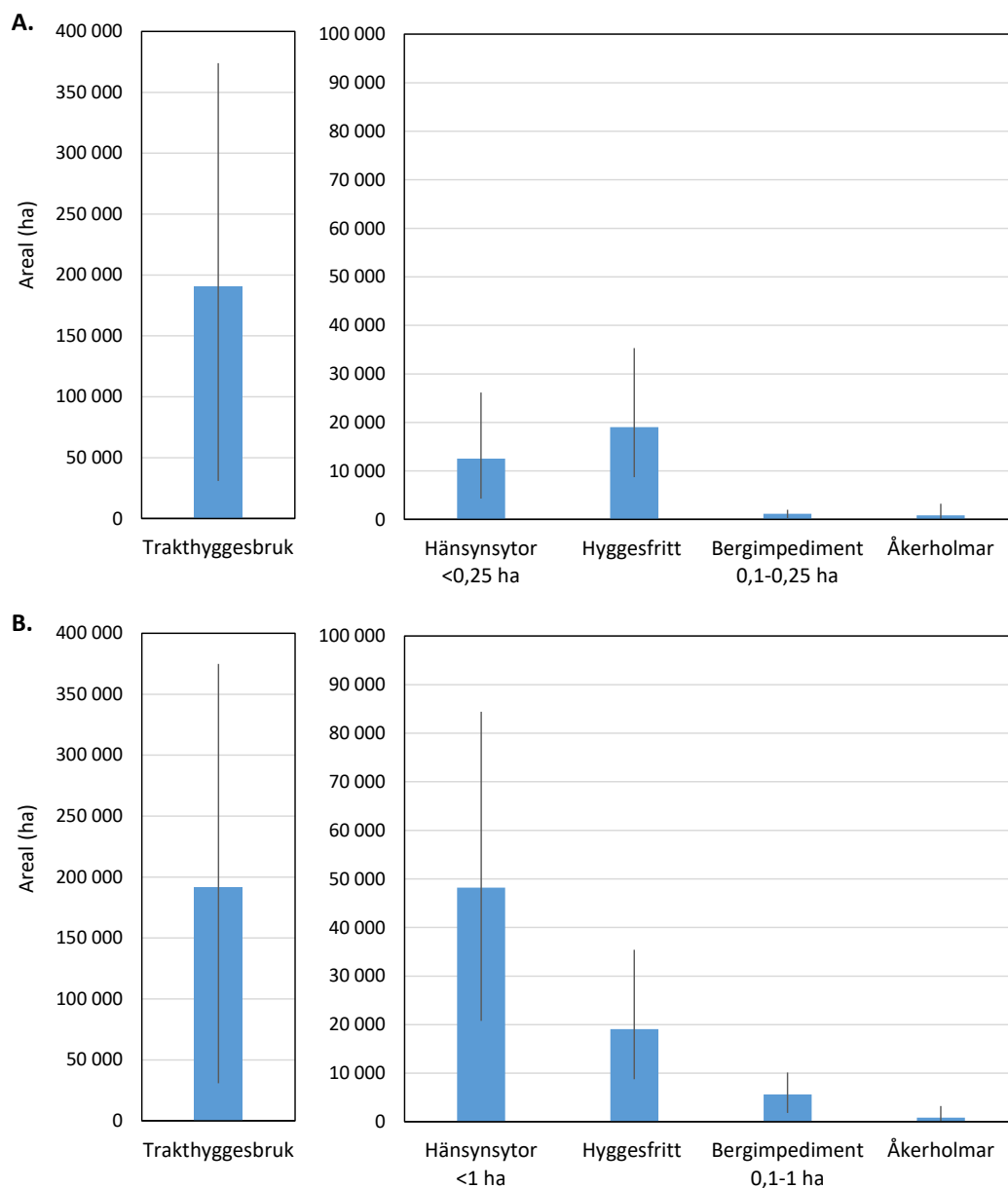
Det sammanlagda areella bidraget från IL-områden till typiska arter för de ingående EU-livsmiljötyperna utifrån det fiktiva landskapet, summerat för den boreala regionen och den kontinentala regionen, uppskattas till 224 000 hektar (osäkerhetsintervall 44 000 – 441 000 hektar) om man räknar in bidraget från hänsynsytor och skogliga bergimpediment upp till en storlek av 0,25 hektar och 265 000 hektar (osäkerhetsintervall 62 000 – 508 000 hektar) om man räknar in bidraget från hänsynsytor och skogliga bergimpediment upp till en storlek av 1 hektar.

I likhet med dagens landskap är bidraget från IL-områden, i absoluta termer, mycket större för *taiga* (9010) än för alla övriga ingående EU-livsmiljötyper i det fiktiva landskapet (figur 14). *Näringsrik granskog* (9050) och *lövsumpskog* (9080) kommer på andra och tredje plats. Uppskattningar av de areella bidragen för de olika EU-livsmiljötyperna redovisas per region (norra/södra Sverige respektive boreal/kontinental region) i bilaga 6.



Figur 14. Uppskattningar av det samlade bidraget från IL-områden till typiska arter för olika EU-livsmiljötyper utifrån ett fiktivt landskap, summerat för den boreala och den kontinentala regionen. Två varianter presenteras: en med bidraget från hänsynsytor och skogliga bergimpediment <0,25 ha (blått) och en annan med <1 ha (orange). Felstaplar visar osäkerheten kopplad till bedömningen IL-områdes värde som livsmiljö för typiska arter. EU-livsmiljötyperna *skogbevuxen myr* (91D0), *landhöjningsskog* (9030) och *svämädellövskog* (91F0) omfattas inte av analyserna.

Bestånd under trakthyggesbruk (delar utanför hänsynsyterna) står för en övervägande del av det samlade areella bidraget från IL-områdena i det fiktiva landskapet (ca 72–85 %, beroende på om man tillämpar en storleksgräns på 1 hektar eller 0,25 hektar för hänsynsytor och skogliga bergimpediment). Hänsynsytor står för ca 6 % om man tillämpar en storleksgräns på 0,25 hektar eller ca 18 % om man tillämpar en storleksgräns på 1 hektar, medan hyggesfritt brukade bestånd står för 7–8 %. Åkerholmar och skogliga bergimpediment står för mycket små andelar av det samlade areella bidraget (figur 15).



Figur 15. Uppskattningar av bidraget från olika kategorier av IL-områden utifrån ett fiktivt landskap, summerat för de olika ingående EU-livsmiljötyperna och de två biogeografiska regionerna (boreal och kontinental). Den övre panelen (A) visar uppskattningarna utifrån en övre storleksgräns av 0,25 ha för hänsynsytor och skogliga bergimpediment medan den nedre panelen (B) utgår från 1 ha som övre storleksgräns för dessa. Felstaplar visar osäkerheten kopplad till bedömningen av områdenas värde som livsmiljö för typiska arter.

4 Diskussion

4.1 Det areella bidraget från IL-områden i landskapet

4.1.1 Dagens landskap och det fiktiva landskapet

Uppskattningen av bidraget från IL-områden är större i det fiktiva landskapet än i dagens landskap. Dagens landskap hyser visserligen en större sammanlagd areal brukad skog än det fiktiva landskapet, men livsmiljöandelen i IL-områden är enligt expertbedömningarna som regel större i det fiktiva landskapet än i dagens landskap. Detta beror på skillnader i landskapens sammansättning som påverkar livsmiljötillgången för krävande typiska arter. En viktig skillnad i detta avseende är att det fiktiva landskapet innehåller större andelar EU-livsmiljötyp än dagens landskap (eftersom referensarealerna antas vara uppnådda och säkrade i det fiktiva landskapet, se avsnitt 2.3.4), vilket generellt bidrar till bättre funktionell konnektivitet av IL-områdena för arterna. En annan skillnad är att man antar att hänsynen i det fiktiva landskapet har utvecklat sina naturvärden fullt ut och nått ett jämviktsläge i fråga om genomsnittliga naturvärden på landskapsnivå. Detta kan, i vissa fall, förväntas leda till större mängder nyckelsubstrat för krävande arter (exempelvis gamla träd eller död ved av olika kvaliteter) än i dagens landskap.

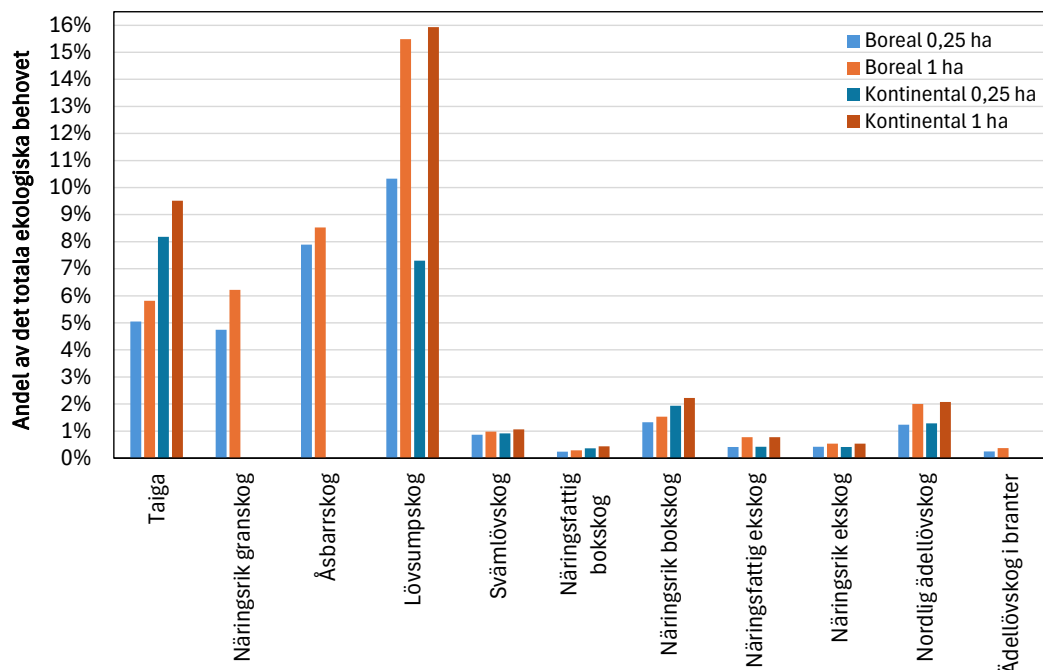
En annan skillnad mellan de två landskapen är att den samlade arealen hänsynsytor är större i det fiktiva landskapet, under antagandet att alla hänsynsytor i brukade bestånd har ”aktiverats”. I dagens landskap medräknas enbart de hänsynsytor som har aktiverats (ackumulerats) sedan 1993. För att hållas aktuell skulle analysen som bygger på dagens landskap behöva uppdateras varje år i takt med att nya hänsynsytor aktiveras och nya naturvårdsavsättningar bildas. Denna inneboende dynamik är anledningen till att analysen av det långsiktiga bidraget från IL-områden (och av det långsiktiga behovet av EU-livsmiljötyp) utgår från ett fiktivt landskap med stabila genomsnittliga egenskaper.

4.1.2 Bidragets storlek i förhållande till det totala ekologiska behovet

Det samlade areella bidraget från IL-områden (B i ekvation 1a) kan jämföras med det totala ekologiska behovet av livsmiljö för arterna (T). *Taigan* (9010) är särskilt intressant i detta sammanhang, eftersom den står för den absoluta merparten av det areella bidraget från det brukade landskapet och för det största totala behovet bland de ingående EU-livsmiljötyperna. För denna utbredda EU-livsmiljötyp motsvarar uppskattningen av det areella bidraget 5 % eller 6 % av det totala ekologiska behovet i boreal region (beroende på huruvida man tillämpar 0,25 hektar eller 1 hektar som storleksgräns för hänsynsytor och skogliga bergimpediment, och baserat på det fiktiva landskapet; figur 16). Motsvarande andelar i kontinental region är 8 % respektive 9,5 %. I praktiken betyder det, utifrån ekvation 1b, att behovet av EU-livsmiljötyp (det vill säga den gynnsamma referensarealen) för *taiga* (9010) bedöms vara ca 5–6 % mindre än det totala ekologiska behovet i den boreala regionen och 8–9,5 % mindre i den kontinentala regionen. Givet att det totala ekologiska behovet antas vara 20 % av den potentiella naturliga arealen vid referenstillstånd innebär det att det areella behovet av EU-livsmiljötyp (referensarealen) för *taiga* (9010) bedöms vara

ungefär 19 % av den potentiella naturliga arealen i den boreala regionen och drygt 18 % i den kontinentala regionen.

Kvoten mellan det areella bidraget och det totala ekologiska behovet av livsmiljö redovisas för alla ingående EU-livsmiljötyper i figur 16. För *näringsrik granskog* (9050), som har det största totala ekologiska behovet bland de ingående EU-livsmiljötyperna efter *taiga* (9010), är det relativa bidraget ungefär likt det för *taiga* (9010). För EU-livsmiljötyperna som domineras av ädellövträd motsvarar det areella bidraget oftast mindre än 2 % av det totala ekologiska behovet. Kvoten mellan det areella bidraget och det totala ekologiska behovet är högst för *lövsumpskog* (9080), där den varierar mellan 7 och 16 % beroende på region och antaganden om objektstorlek.



Figur 16. Uppskattningar av det samlade bidraget från IL-områden till typiska arter för olika EU-livsmiljötyper utifrån ett fiktivt landskap, i form av kvoten mellan det areella bidraget från IL-områden och det totala ekologiska behovet av livsmiljö för arterna. Två varianter presenteras i varje biogeografisk region: en med bidraget från hänsynsytor och skogliga bergimpediment <0,25 ha (ljusblått och mörkblått) och en annan med <1 ha (orange och rött). Se figur 14 för information om osäkerheten kring de underliggande arealskattningarna. EU-livsmiljötyperna *skogbevuxen myr* (91D0), *landhöjningsskog* (9030) och *svämädellövskog* (91F0) omfattas inte av analyserna.

4.2 Det ekologiska bidraget från olika kategorier av IL-områden

Enligt ekvation 2 (se metoder) påverkas det areella bidraget från olika kategorier av IL-områden av två huvudsakliga faktorer: (i) deras areal och (ii) andelen av denna areal som kan erbjuda livsmiljö för krävande typiska arter.

Den senare kvantifierades genom expertbedömningar som bygger på en uppskattning av den andel av arealen som erbjuder lämpliga abiotiska och biotiska förhållanden (inklusive kontinuitetsaspekter i förekommande fall), samt är tillräckligt funktionella. De abiotiska och biotiska förhållandena påverkas

exempelvis av mikroklimatet och mängden biologiska substrat, vilka i sin tur påverkas bland annat av områdenas interna egenskaper, läge och eventuella kanteffekter. Både konnektivitet och kanteffekter kan vara av stor betydelse i fråga om IL-områdets värde för krävande typiska arter, eftersom dessa områden ofta är små och mer eller mindre utspridda i landskapet.

4.2.1 Små hänsynsytor

Resultaten som avser hänsynsytor skiljer sig avsevärt beroende på valet av en övre storleksgräns: 0,25 eller 1 hektar. Den tidigare motsvarar dagens minsta karteringsenhet för de ingående EU-livsmiljötyperna; hänsynsytor <0,25 hektar räknas i nuläget inte som EU-livsmiljötyp. Den senare diskuteras som ett alternativ inom ramen för en pågående revidering av de nationella vägledningarna för skogliga livsmiljötyper.

Generellt bedömdes små hänsynsytor <0,25 hektar hysa betydligt mindre livsmiljöandelar för särskilt krävande typiska arter än hänsynsytor <1 hektar, vilket är i linje med tidigare bedömningar som rör betydelsen av hänsynsytors storlek (SLU Artdatabanken 2013). Detta beror delvis på det faktum att mindre ytor (i genomsnitt) är mer sårbara för negativa kanteffekter (se exempelvis Esseen 1994) och innehåller mindre sammanhängande livsmiljöarealer, vilket förväntas ha en negativ påverkan på möjligheten att upprätthålla lokala populationer (Murcia 1995, Bender m.fl. 1998). Dessutom är den sammanlagda arealen små hänsynsytor <0,25 hektar mycket mindre än för hänsynsytor <1 hektar. Dessa två faktorer leder till att det areella bidraget från små hänsynsytor <0,25 hektar uppskattas vara ungefär fyra gånger mindre än det från hänsynsytor <1 hektar.

Enligt experternas bedömningar har hänsynsytor generellt högre andelar livsmiljö för särskilt krävande typiska arter än de delar av bestånd under trakthyggesbruk som ligger utanför hänsynsyterna. Detta stöds bland annat av empirisk forskning i boreal skog som visar att rödlistade mossor och lavar har en högre överlevnad i hänsynsytor än i de avverkade delarna av bestånden (Rudolphi m.fl. 2014).

4.2.2 Bestånd under trakthyggesbruk, delar utanför hänsynsytor

Generellt bedömdes livsmiljöandelen i bestånd under trakthyggesbruk (utanför hänsynsyterna) vara mindre än i både hänsynsytor och hyggesfritt brukade bestånd. Det ekologiska bidraget från bestånd under trakthyggesbruk (utanför hänsynsyterna) påverkas främst av utvecklingen av naturvärden som kan ske framför allt under beståndens sena utvecklingsstadier i takt med att produktionsträden blir äldre och att död ved ackumuleras, samt av omfattningen av den detaljhänsyn (lämnade hänsynsträd, lämnade och skapade dödvedsobjekt) som tas i samband med skogliga åtgärder (Rosenvold & Löhmus 2008).

Taiga (9010) är den ekologiskt sett bredaste av alla skogliga EU-livsmiljötyper i Sverige och utgör den potentiella vegetationen på merparten av arealen där det bedrivs trakthyggesbruk. Den kännetecknas av en mångfald av störningsregimer som omfattar (i) likåldrig succession efter störningar som dödar större delen av trädbeståndet, (ii) kohordynamik kopplad till återkommande lågintensiva och variabla störningar och (iii) intern dynamik som drivs av småskaliga processer där enstaka träd eller trädgrupper dör (Berglund & Kuuluvainen 2021, Naturvårdsverket 2026). Taiga under naturlig dynamik innehöll därmed en blandning av gamla, medelåldriga och unga skogar. Dagens samlade ekologiska

kunskap indikerar att ”äldre” eller ”gamla” skogar dominerade det boreala landskapet under naturlig dynamik: enligt en modell av Berglund & Kuuluvainen (2021) var ungefär 63 % av skogsarealen ≥ 110 år och minst 50 % var ≥ 150 år (se även Manton m.fl. 2025 för vidare diskussion). Den stora andelen äldre/gammal skog gällde med all sannolikhet också specifikt för *taiga* (9010), som utgjorde en mycket stor andel av skogsmarken.

Merparten av de typiska arterna som låg till grund för bedömningarna som rör *taiga* (9010) i de här analyserna (se bilaga 3) är mer eller mindre knutna till äldre/gamla skogar (t.ex. lappticka *Amylocystis lapponica*, rynkskinn *Phlebia centrifuga*, liten sotlav *Acolium karelicum*). Detta är rimligt med tanke på dagens kunskap om dessa skogars dominans i det boreala landskapet under naturlig dynamik. I bestånd under trakthyggesbruk är omloppstiden oftast kortare än den tid som krävs för att bygga upp tillräckligt stora mängder och kvaliteter av nyckelstrukturer för krävande arter knutna till äldre eller gammal skog. Många av de strukturer som hinner utvecklas, exempelvis beskuggad död ved eller äldre levande träd, förväntas vara relativt kortvariga på lokal nivå i dessa bestånd utanför hänsynsytor. Bland de arter som kan hitta nödvändiga strukturer är det därför främst arter med en relativt god spridningsförmåga som förväntas kunna använda dessa delar av brukade bestånd.

Bland de typiska arterna som låg till grund för bedömningarna som rör *taiga* (9010) ingick även arter som förekommer i yngre skogar inklusive öppna områden efter kraftig störning. Det handlar främst om arter som nyttjar solexponerade substrat som, i naturlandskapet, förekommer efter störning eller i andra typer av mer eller mindre öppna miljöer (raggbock *Tragosoma depsarium*, åttafläckig praktbagge *Buprestis octoguttata*, reliktböck *Nothorhina muricata*; Ehnström & Axelsson 2002). Bland de ingående arterna finns också tretåig hackspett *Picoides tridactylus*, en art som uppnår de högsta tätheterna på brandfält och andra typer av områden efter kraftig naturlig störning (Fayt 2003), samt arter som förekommer i lövssuccessionen (mindre hackspett *Dryobates minor*, liten aspgelélav *Collema curtisporum*). Utöver de arter som ingick i urvalet av särskilt krävande typiska arter finns ytterligare några typiska arter för *taiga* (9010) som är knutna till områden som nyligen påverkats av kraftig störning (t.ex. sotpraktbagge *Melanophila acuminata*, svedjenäva *Geranium bohemicum*, brandskiktdyna *Daldinia loculata*). Gemensamt för dessa typiska arter – både de som ingick i analyserna och de övriga – är att de har ekologiska krav som sällan uppfylls på hyggen eller i unga skogsbestånd som är aktivt brukade. I många fall beror det på att de behöver substratskvaliteter (exempelvis nyligen brända träd) och -mängder som vanligen inte uppfylls i bestånd under trakthyggesbruk.

Enligt expertbedömningarna har ädellövdominerade bestånd under trakthyggesbruk mindre andelar livsmiljö för aktuella typiska arter än trakthyggesbruksbestånd på *taigans* (9010) ståndorter. Detta resultat är i linje med 1997 års bristanalys, där andelen skogsmiljöer som delvis kan tillgodoses av trakthyggesbruk ansågs vara lägst i södra Sveriges nemorala skogar och högst i norra Sveriges boreala skogar (Angelstam & Andersson 1997). Detta överensstämmer också med generell kunskap om naturliga störningsregimer: beståndsersättande störningar är mindre vanliga i skogsområden som domineras av ädellövträd än i områden som domineras av gran (se exempelvis Manton m.fl. 2025).

Trots att bestånd under trakthyggesbruk bedöms ha relativt låga livsmiljöandelar jämfört med de andra kategorierna står de för den absoluta merparten av det samlade areella bidraget från IL-områden. Detta förklaras av att dessa bestånd starkt dominerar det brukade landskapet arealmässigt.

4.2.3 Hyggesfritt brukade bestånd

Enligt experternas bedömningar hyser hyggesfritt brukade bestånd generellt högre andelar livsmiljö för särskilt krävande typiska arter än bestånd under trakthyggesbruk med användning av hyggen. Detta är i linje med slutsatserna från en nyligen publicerad genomgång av effekterna av hyggesfritt skogsbruk på den biologiska mångfalden (Skogsstyrelsen 2025b; se även Skogsstyrelsen 2011).

Skogsområden som brukas hyggesfritt kan erbjuda livsmiljöer för många specialiserade arter, exempelvis arter knutna till sena successionsstadier eller stabila skogsmiljöer, arter som skyr större öppna ytor, samt arter knutna till en lång skoglig kontinuitet. Det saknas data på nationell eller regional nivå om nyckelstrukturer i hyggesfritt brukade bestånd (se avsnitt 3.1.3), men forskningen visar att blädade bestånd kan innehålla relativt höga volymer av död ved (Joelsson m.fl. 2017).

Den samlade arealen hyggesfritt brukade bestånd är betydande i jämförelse med de flesta övriga typer av IL-områden som ingick i analyserna. Exempelvis är skattningen av den samlade arealen av hyggesfritt brukade bestånd större än arealen i små hänsynsytor <0,25 hektar. Sammanlagt leder detta till att hyggesfritt brukade bestånd utgör ett signifikant bidrag till tillgången på livsmiljö för särskilt krävande typiska arter. Notera dock att det areella bidraget är ungefär en storleksordning mindre än bidraget från bestånd under trakthyggesbruk.

4.2.4 Små skogliga bergimpediment

Som regel råder stora skillnader mellan skogliga impediment och produktiv skog i fråga om biologiska strukturer. Mängden död ved, variationen av dödvedskvaliteter, mängden stora levande träd och antalet trädarter är generellt lägre i impedimentmarker (Hämäläinen m.fl. 2018, 2023). Detta beror framför allt på markens lägre produktivitet. Trots att skogliga bergimpediment >0,1 hektar är skyddade från omfattande avverkning kan de vara påverkade av exempelvis ett historiskt brukande eller selektiva plockhuggningar (Cederberg m.fl. 1997).

Få rödlistade arter har sin huvudsakliga hemvist i impediment (Cederberg m.fl. 1997). Trots det kan skogliga bergimpediment erbjuda substrat för många specialiserade arter, exempelvis i form av senvuxna träd och solexponerad död ved med lång beständighet (Sandström m.fl. 2020).

Enligt experternas bedömningar är livsmiljöandelen för de analyserade typiska arterna dock relativt liten för små skogliga bergimpediment. Dessutom är den samlade arealen av små skogliga bergimpediment relativt liten jämfört med bestånd under trakthyggesbruk, hyggesfritt brukade bestånd och hänsynsytor. Skogliga bergimpediment täcker visserligen stora arealer i vissa delar av landet, men huvuddelen av denna areal består av större objekt än de som ingick i den här analysen. Dessa större objekt utgör EU-livsmiljötyp eller kan på sikt utvecklas till det. Därför omfattas de inte av den här analysen.

4.2.5 Åkerholmar

Skogsbevuxna områden på och omkring jordbruksmark skiljer sig i många avseenden från skogslandskapet i övrigt. De här analyserna (bilaga 1) tyder exempelvis på att lövträd är betydligt vanligare på åkerholmar än i landskapet i övrigt. Tidigare forskning har visat att trädbevuxna delar av jordbruksområden kring byar kan vara av stor betydelse för arter knutna till lövträd i barrskogsdominerade landskap (Mikusiński m.fl. 2003).

Även om åkerholmar kan spela en viktig ekologisk roll på den lokala nivån begränsas dock deras bidrag av en förhållandevis liten areal ur ett nationellt perspektiv, samt av att deras värde som livsmiljö för krävande typiska arter bedöms vara relativt lågt.

4.2.6 Övriga kategorier av områden vars bidrag inte har analyserats

De fem kategorierna av IL-områden som har analyserats är troligen de viktigaste med avseende på livsmiljöer för skogslevande typiska arter. Dock finns det fler kategorier av områden i det brukade landskapet som kan utgöra ett ekologiskt bidrag. Exempelvis kan alléer, slotts- och godsparker, urbana parker och fåbodar hysa grova och gamla träd. En begränsning med dessa områden är dock att de – trots att de kan innehålla värdefulla träd – sällan kan tillgodose kraven hos arter som behöver en naturlig vegetationsstruktur. Ändå bidrar de till livsmiljötillgången för flera krävande typiska arter för vilka själva trädsubstraten är den avgörande faktorn, exempelvis vissa vedsvampar, epifytiska lavar och insekter.

Eventuella bidrag mellan individuella EU-livsmiljötyper har inte heller medräknats i form av direkta areella bidrag, detta främst för att undvika dubbelräkning av arealer (vilket skulle leda till en överskattning av livsmiljötillgången i landskapet som helhet; se avsnitt 2.4.2), men också för att olika EU-livsmiljötyper bara delvis överlappar i fråga om ekologiska förhållanden. Vissa krävande typiska arter borde dock gynnas av förekomsten av närliggande EU-livsmiljötyper. Som ett exempel kan nämnas *skogsbevuxen myr* (91D0), vars nuvarande areal och referensareal (areal år 1995) bedöms överstiga det minsta totala ekologiska behovet utifrån ”20 %-ansatsen” (Naturvårdsverket 2024). I det fiktiva landskapet antas att hela referensarealen baserad på 1995 års areal säkras för denna EU-livsmiljötyp. Med tanke på att denna areal är större än det totala ekologiska behovet skulle man kunna argumentera att ett eventuellt ekologiskt bidrag från ”överskottet”²⁴ skulle kunna tillgodoräknas för den ekologiskt närliggande *taigan* (9010), i alla fall för en del arter knutna till exempelvis senvuxna tallar i relativt öppna miljöer i landets norra delar. Till skillnad från bidraget från IL-områden har detta bidrag inte medräknats som ett eget areellt bidrag. Notera dock att förekomst av värdefulla skogliga livsmiljöer i landskapet i stort och dess inverkan på konnektiviteten har beaktats i expertbedömningarna av andelen livsmiljö i IL-områdena för de särskilt krävande typiska arterna.

På liknande sätt kan det finnas ekologiska bidrag över gränserna för de biogeografiska regionerna. Exempelvis kan den biologiska mångfalden i de

²⁴ Utifrån uppgifterna i Berglund (2021a) och den senaste rapporteringen till EU enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet bedöms att skillnaden mellan den nuvarande arealen och 20 %-behovet är i storleksordningen ~1,4 miljoner hektar för *skogsbevuxen myr* (91D0) i boreal region.

nordvästra delarna av den boreala regionen gynnas av de stora sammanhängande naturskogsarealerna som delvis ligger inom den alpina regionen. De fjällnära skogarna bidrar nämligen till en relativt väl bevarad artstock och storskalig konnektivitet i denna del av landet (Svensson m.fl. 2020) och kan därför fungera som storskalig korridor och spridningskälla till angränsande områden (Skogsstyrelsen 2018). Detta har inte heller medräknats som ett eget eller direkt areellt bidrag, men även här kan sådana aspekter ha påverkat expertbedömningarna av livsmiljöandelar i IL-områden, i detta fall för norra Sverige.

4.3 Jämförelse med bristanalysen från 1997

Det övergripande syftet med bristanalysen från 1997 var att kvantifiera behovet av skogliga naturvårdsavsättningar i Sveriges olika regioner (Angelstam & Andersson 1997, Angelstam & Andersson 2001, Angelstam & Mikusiński 2001). Metodmässigt finns flera gemensamma punkter med den här analysen: båda utgick från krävande arters ekologiska behov och kunskap om tröskelvärden för mängden livsmiljö, och båda innehåller uppskattningar av det ekologiska bidraget från det brukade landskapet.

I 1997 års bristanalys beskrevs bidraget från det brukade skogslandskapet främst i form av skogsmiljöer som antogs kunna upprätthållas inom skogsbruket och därmed inte bedömdes kräva naturvårdsavsättningar (Angelstam & Andersson 2001). Författarna utgick då från antagandet att nya skogsbruksmetoder skulle komma att bli verklighet på bred front (se Länsstyrelsen Örebro 2018). Bristanalysen tog även hänsyn till bidraget från naturhänsyn. För beräkningarna tillämpades antaganden om ett förindustriellt historiskt referenstillstånd där, bland annat, skog i tidiga till intermediära utvecklingsstadier antogs dominera det boreala landskapet (Angelstam & Andersson 1997; se även Berglund & Kuuluvainen 2021). Arealerna av skogsmiljöer som bedömdes kunna upprätthållas inom ramen för konventionellt skogsbruk, och därmed inte kräva naturvårdsavsättningar, uppskattades till ~11–12 procentenheter av det totala ekologiska behovet (20 %) i norra Sverige och ~4–8 procentenheter i södra Sverige. Dessa andelar relativt det totala ekologiska behovet är betydligt större än det uppskattade bidraget från det brukade landskapet i den här analysen.

Ett par årtionden senare kom bristanalysens huvudförfattare dock fram till att en större andel av den produktiva skogsmarken än vad bristanalysen angav behöver ägnas åt en markanvändning med inriktning att vidmakthålla tillräckliga mängder av olika livsmiljöer (Länsstyrelsen Örebro 2018). Detta i huvudsak beroende på att förutsättningarna i 1997 års bristanalys inte blev tillgodosedda i det brukade landskapet vad gäller användning av skötselmetoder som efterliknar naturlig skogsdynamik.

Resultaten av den här analysen, som bygger på en annan typ av ansats och utgår från dagens praxis i fråga om skötselmetoder och naturhänsyn, talar också för att det areella bidraget från det brukade landskapet (utifrån det specifika perspektivet av dess påverkan på behovet av naturliga skogsmiljöer) är mindre än vad som framgick av 1997 års bristanalys.

4.4 Osäkerheter

Flera osäkerhetskällor kan ha en påverkan på analyserna. Dessa är främst kopplade till användningen av antaganden, framtagandet av arealskattningar baserade på olika datakällor och användningen av expertbedömningar.

4.4.1 Antaganden

Analyserna hade inte varit möjliga att genomföra utan användning av antaganden. Antaganden har använts i tre huvudsakliga områden: (i) i delar av analyserna som kräver kvantifierade värden men där det råder kunskapsbrist, (ii) i bildandet av ett fiktivt landskap som kan ligga till grund för att uppskatta det långsiktiga ekologiska bidraget, samt (iii) i användningen av arters ekologiska behov som grund för beräkningarna. I samtliga fall bidrar de pågående klimatförändringarna till ytterligare osäkerhet.

För att kunna genomföra analyserna har det varit nödvändigt att göra kvantitativa antaganden i situationer där det råder data- eller kunskapsbrist, exempelvis i frågan om hänsynsyrtors varaktighet över tid. De antaganden som använts vid kunskapsbrist bygger på författarens bedömningar, oftast efter samråd med olika experter, och motiveras i metodavsnittet.

De antaganden som har använts i bildandet av det fiktiva landskapet bygger på behovet av ett underlag för att kunna räkna på det långsiktiga behovet av EU-livsmiljötyp, samt på dagens praxis inom skogsbruket inklusive naturhänsynen. Fokuset på dagens praxis erbjuder en stabilare grund än alternativet att försöka förutspå den framtida utvecklingen inom skogsbruket och naturhänsynen. Analyserna kan upprepas med nya ingångsdata ifall förutsättningarna förändras i framtiden, vad gäller användning av olika skogsbruksformer (exempelvis hyggesfritt skogsbruk) och hänsynsmetoder.

Osäkerheter och antaganden kopplade till arters ekologiska behov diskuteras i avsnitt 4.4.3 och 4.5 nedan.

4.4.2 Areskattningar

En rad olika datakällor har använts för att skatta arealer av olika kategorier av IL-områden: stickprovsbaserade fältinventeringsdata, enkätundersökningar och kartprodukter baserade på fjärranalysdata. Varje arealskattning är förknippad med en viss osäkerhet. Av praktiska skäl bygger beräkningarna dock direkt på de skattade totala arealerna av de olika kategorierna av IL-områden. Komplexiteten i analyserna hade nämligen ökat exponentiellt om beräkningarna hade behövt beakta osäkerhetsmått för alla ingående arealskattningar. Generellt bedöms skattningarna av de totala arealerna av olika kategorier av IL-områden inom större regioner (norra Sverige, södra Sverige, samt den boreala biogeografiska regionen) vara relativt tillförlitliga eftersom det rör sig om stora arealer. Resultaten som är avgränsade till den kontinentala regionen eller till mindre vanliga skogstyper är dock förknippade med högre relativ osäkerhet på grund av mindre arealer.

4.4.3 Expertbedömningar

Skattningarna av livsmiljöandelarna inom de olika kategorierna av IL-områden bygger på expertbedömningar. Expertbedömningar är alltid förknippade med osäkerhet. Det faktum att bedömningar för minst tre olika typiska arter låg till grund för beräkningen av livsmiljöandelen för varje kombination av EU-

livsmiljötyp och region, samt att två eller tre experter som regel bidrog med bedömningar för varje art innebär att varje enskilt uppskattat värde har haft en begränsad påverkan på utfallet. Experterna fick dessutom möjlighet att ta del av varandras bedömningar och utifrån eventuella nya överväganden justera sina uppskattade värden.

För att tydliggöra och kvantifiera osäkerheten ombads experterna att redovisa ett osäkerhetsintervall kring sin ”bästa uppskattning”. Dessa intervall varierar i storlek och är i vissa fall stora.

Osäkerheten kopplad till expertbedömningarna av livsmiljöandelen leder till stora spridningsintervall för de summerade areella bidragen (figurer 12–15). Notera här att osäkerhetsstaplarnas minima är framtagna genom att summera de minsta värdena för alla ingående delar och att deras maxima är framtagna genom att summera de maximala värdena. Exempelvis bygger det nedre värdet för osäkerhetsstapeln för det areella bidraget från IL-områden till *taiga* (9010) i figur 14 på summan av det minsta värdet för bidraget från hänsynsytor, det minsta värdet för bidraget från bestånd under trakthyggesbruk, det minsta värdet för bidraget från hyggesfritt brukade bestånd och så vidare. Då det är ytterst osannolikt att det minsta värdet skulle gälla för samtliga enskilda ingående kategorier (eller motsvarande för det största värdet) ska osäkerhetsintervallen tolkas som väl tilltagna vad gäller osäkerheten kopplade till expertbedömningarna.

Expertbedömningarna speglar dagens kunskapsläge hos experterna. I framtiden kan värdet av olika kategorier av IL-områden för arterna påverkas på oförutsedda sätt av klimatförändringar eller andra faktorer. Därför kan övningen behöva upprepas i framtiden i takt med att denna kunskap utvecklas.

4.5 Arternas ekologiska krav som grund

Analyserna utgår i stor omfattning från kunskap om arters ekologiska krav. Dels bygger användningen av 20 % som tröskelvärde för mängden livsmiljö i det fiktiva landskapet på generaliserad kunskap om krävande arters behov (Berglund 2019a), dels utgår bedömningarna av IL-områdenas funktion från deras förmåga att erbjuda livsmiljö för särskilt krävande typiska arter listade för de olika EU-livsmiljötyperna.

4.5.1 Generiska riktvärden för mängden livsmiljö för arterna

”Tjugo procent” har fått bred användning som riktvärde för den minsta mängden livsmiljö inom den skogliga naturvårdsplaneringen (Skogsstyrelsen 2018). Det finns dock flera farhågor kopplade till användningen av sådana generiska tröskelvärden. För det första kan det vara vanskligt att generalisera resultaten från de enskilda underliggande vetenskapliga studierna till andra organismgrupper, rumsliga skalor eller regioner (Fahrig 2001, Rhodes m.fl. 2008, Betts & Villard 2009, Swift & Hannon 2010). För det andra är resultat från empiriska studier om tröskelvärden känsliga för olika metodologiska aspekter som kan begränsa deras nytta i framtagandet av riktvärden som syftar att säkerställa artpopulationers långsiktiga fortlevnad (Huggett 2005, Lindenmayer & Luck 2005, Rompré m.fl. 2010, van der Hoek m.fl. 2015). En tredje farhåga är att tröskelvärden för mängden livsmiljö fokuserar just på mängd, utan beaktande av livsmiljöns rumsliga fördelning (Hanski 2011, Villard & Metzger 2014). Detta kan innebära begränsningar särskilt i situationer där tröskelvärdet tillämpas som riktvärde över

stora regioner såsom den boreala biogeografiska regionen, inom vilken mängden livsmiljö är ojämnt fördelad (Svensson m.fl. 2020).

4.5.2 Särskilt krävande typiska arter och övriga arter

Analyserna bygger på kunskap om typiska arters ekologiska behov. Typiska arter utgör bara en bråkdel av alla arter som nyttjar de olika EU-livsmiljötyperna. Dessutom finns stor variation i representationen av olika organismgrupper mellan EU-livsmiljötyper (tabell 2). Exempelvis figurerar insekter bland de typiska arterna för bara tre av de 15 skogliga EU-livsmiljötyperna. Vissa organismgrupper såsom övriga evertetrater och däggdjur finns inte alls representerade. För vissa EU-livsmiljötyper verkar listan över typiska arter fokusera i större utsträckning på de särskilda egenskaper som är utmärkande för den aktuella EU-livsmiljötypen. Dessa skillnader mellan listor över typiska arter kan förklara en del av variationen mellan EU-livsmiljötyper i fråga om uppskattningar av det areella bidraget från IL-områden.

För att säkerställa en viss grad av generaliserbarhet valdes minst tre särskilt krävande typiska arter för varje kombination av EU-livsmiljötyp och region. Samtidigt sattes det maximala antalet till tre per organismgrupp inom varje kombination av EU-livsmiljötyp och region (bilaga 2). Det resulterande antalet utvalda typiska arter för de olika kombinationerna av EU-livsmiljötyp och region varierade mellan tre och sju. Analyserna fokuserade alltså på en delmängd av de typiska arterna, nämligen de som anses vara särskilt krävande med avseende på skogens naturliga egenskaper. Dessa särskilt krävande typiska arter valdes ut utifrån publicerad kunskap om deras förmåga att indikera skogar med höga naturvärden eller stor artrikedom. Grundantagandet är att andelen av arealen IL-områden som utgör livsmiljö för dessa krävande arter kan användas som ett mått på andelen som utgör ett väsentligt ekologiskt bidrag till det totala ekologiska behovet för bevarandet av den biologiska mångfalden kopplad till EU-livsmiljötyperna. För de övriga, mindre krävande typiska arterna kan det alltså antas att IL-områdena erbjuder större arealer livsmiljö än vad som framgår av de här resultaten.

I beräkningarna för varje EU-livsmiljötyp användes medianen över värdena för de olika ingående typiska arterna som ett samlat mått på livsmiljöandelen. Detta innebär att uppskattningen av livsmiljöandelen – även om den kan anses vara representativ för de selekterade typiska arterna som grupp – oftast är högre eller lägre än uppskattningen för någon eller några av de ingående arterna. Ett alternativ hade varit att utgå från den enskilda arten med det lägsta eller högsta värdet, men en sådan ansats hade varit sårbar för osäkerheten kring bedömningar för enskilda arter. Genom att använda medianvärdet över alla de ingående arterna får man ett mer robust mått på livsmiljöandelen för särskilt krävande arter.

Det är dock viktigt att ha i åtanke att de här resultaten med avseende på bidraget från IL-områdena kan, för vissa mycket krävande arter, utgöra överskattningar. Detta gäller även arter som inte är upptagna i listorna över typiska arter. Det kan exempelvis handla om arter som i stort sett bara förekommer i naturskogar med mycket stora mängder substrat av särskilda kvaliteter.

4.6 Användning av resultaten i beräkningen av gynnsamma referensarealer

Kunskapen om det areella bidraget från det brukade landskapet har använts som ett underlag i revideringen av de gynnsamma referensarealerna för de skogliga EU-livsmiljötyperna inom ramen för ett regeringsuppdrag (Regeringskansliet 2024). Det underliggande resonemanget är att livsmiljö för typiska arter utanför EU-livsmiljötypsområdena utgör ett reellt bidrag till uppfyllelsen av arternas totala ekologiska behov (ekvation 1a).

Med tanke på osäkerheterna kopplade till användning av 20 % av den potentiella naturliga arealen vid referenstillstånd som generiskt tröskelvärde för mängden livsmiljö i landskapet är ett sådant angreppssätt dock förknippat med vissa risker. Det är troligt att 20 % livsmiljö räcker för de flesta krävande arter i skogen, i alla fall om den rumsliga fördelningen är gynnsam, men det är högst osäkert om denna mängd räcker för *alla* skogens arter. Dessutom kan det areella bidraget från IL-områden ha överskattats för vissa mycket krävande arter (se ovan).

För att bevara alla arter i livskraftiga populationer och säkerställa ekosystemresiliens i ett förändrat klimat kan det vara nödvändigt att, i den praktiska naturvården, säkerställa att flera större landskap, väl fördelade inom de biogeografiska (del)regionerna, innehåller större andelar livsmiljö än den genomsnittliga andelen som behövs för att uppnå referensarealerna på biogeografisk nivå, samt att dessa landskap är tillräckligt väl sammanbundna ur ett makroekologiskt perspektiv. En möjlighet för att åstadkomma detta är att bygga vidare på arbetet med skogliga värdetrakter.

En ytterligare försiktighetsåtgärd skulle kunna vara att utveckla miljöövervakningen med fokus på skogens mest krävande arter för att kunna upptäcka eventuella populationsminskningar och vid behov justera skydds- och restaureringsåtgärderna.

4.7 Det brukade landskapets roll i den skogliga naturvården

Syftet med den här analysen var inte att syntetisera den samlade kunskapen om det brukade landskapets roll i den skogliga naturvården. För detta hänvisas läsaren i stället till befintliga synteser och litteraturgenomgångar (exempelvis Lindenmayer & Franklin 2002, SLU Artdatabanken 2013, Gustafsson m.fl. 2016, Härmäläinen m.fl. 2023, Skogsstyrelsen 2025b) samt underliggande forskningsstudier (exempelvis Rudolphi m.fl. 2014, Bergman m.fl. 2026). Syftet var inte heller att försöka kvantifiera samtliga ekologiska nyttor från det brukade landskapet. Detta skulle vara en nästintill omöjlig uppgift med tanke på de tusentals olika arter, strukturer och processer som på olika sätt påverkas av landskapets egenskaper. Syftet var snarare att kvantifiera det areella bidraget från områden som inte utgör EU-livsmiljötyp, detta genom att fokusera på de landskapselement som kan anses utgöra ett väsentligt ekologiskt bidrag till det totala ekologiska behovet för bevarandet av den biologiska mångfalden. Det vill säga ett ekologiskt bidrag som är så pass stort att det kan medföra en minskning av det areella behovet av EU-livsmiljötyp. Analysen belyser därmed en specifik delmängd av det totala ekologiska bidraget från det brukade landskapet.

Av de fem kategorierna av IL-områden som ingick i analyserna utmärker sig hänsynsytor och hyggesfritt brukade bestånd genom att ha de högsta

livsmiljöandelarna för särskilt krävande typiska arter. Detta understryker deras potential som effektiva verktyg inom den skogliga naturvården. Med andra ord kan förbättrad hänsyn och ökad användning av hyggesfria skogsbruksmetoder förväntas ge bra utdelning i form av förbättrade livsvillkor för en rad krävande arter.

De delar av bestånd inom trakthyggesbruk som ligger utanför hänsynsytor bedöms ha lägre genomsnittligt livsmiljövärde för krävande typiska arter, men deras areella bidrag är mycket stort eftersom bestånd under trakthyggesbruk utgör den absoluta merparten av den produktiva skogsmarksarealen i Sverige. Av arealmässiga skäl kommer därför utformningen och omfattningen av hänsynen inom trakthyggesbruket att spela en stor roll för livsmiljötillgången i skogen (Skogsstyrelsen 2011).

Resultaten indikerar att enbart en mindre andel av den samlade arealen av IL-områden kan erbjuda livsmiljö för särskilt krävande typiska arter. Detta skulle kunna tolkas som att IL-områden i det brukade landskapet enbart spelar en mindre roll för bevarandet av den biologiska mångfalden och att det vore effektivare att fokusera naturvårdsarbetet enbart på skydd och naturvårdande skötsel av EU-livsmiljötyper. En sådan tolkning vore dock felaktig. Även områden som inte erbjuder livsmiljö för krävande typiska arter spelar en viktig roll i den skogliga naturvården. De bidrar nämligen till konnektiviteten mellan naturvårdsavsättningar och är också i många fall avgörande för funktionaliteten av de IL-områden som bedöms ha ett högt värde för krävande arter. Behovet av konnektivitet är av särskilt stor betydelse med tanke på de pågående klimatförändringarna. Hänsynsytor i form av kantzoner är viktiga för upprätthållandet av vattenkvalitet och diverse ekosystemprocesser, samt för begränsning av markskador. De olika kategorierna av skogsbevuxna områden och biologiska substrat i det brukade landskapet är centrala för bevarandet av mångfalden av arter med distinkta funktioner i ekosystemet, för det förebyggande arbetet kring skydd av fridlysta arter, för bevarandet av särskilt värdefulla biotoper, samt för att säkra ekosystemmångfald. Utöver de ekologiska aspekterna har de också betydelse för främjandet av skogens sociala värden och kulturmiljövärden.

5 Referenser

- Angelstam P, Andersson L. 1997. I vilken omfattning behöver arealen skyddad skog i Sverige utökas för att biologisk mångfald skall bevaras? Bilaga 4 till SOU 1997:97.
- Angelstam P, Andersson L. 2001. Estimates of the needs for forest reserves in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* suppl. 3: 38–51.
- Angelstam P, Mikusiński G. 2001. Hur mycket skog kräver mångfalden? En svensk bristanalys. Världsnaturfonden WWF, Stockholm.
- Bender DJ, Contreras TA, Fahrig L. 1998. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79: 517–533.
- Berglund H. 2019a. Ecological thresholds associated with habitat loss. Version 2. SLU.dha.2019.5.2-16. SLU Artdatabanken, Uppsala.
- Berglund H. 2019b. Historical baselines and past losses of forest habitat types in Sweden. Version 2. SLU.dha.2019.5.2-16. SLU Artdatabanken, Uppsala.
- Berglund H. 2021a. Calculations of favourable reference areas of forest habitat types in Sweden. Rapport, version 3. SLU.dha.2020.5.2-157. SLU Artdatabanken, Uppsala.
- Berglund H. 2021b. Boreala skogars referenstillstånd och kopplingen till naturtypers definitioner. SLU.dha.2020.5.2-157. SLU Artdatabanken, Uppsala.
- Berglund H, Kuuluvainen T. 2021. Representative boreal forest habitats in northern Europe, and a revised model for ecosystem management and biodiversity conservation. *Ambio* 50: 1003–1017.
- Bergman K-O, Viding R, Johansson V. 2026. Lower deadwood quality and cryptogam diversity in boreal production forests compared to nature reserves. *Forest Ecology and Management* 602: 123416.
- Betts MG, Villard M-A. 2009. Landscape thresholds in species occurrence as quantitative targets in forest management: generality in space and time? Sid. 185-206 i: Villard M-A, Jonsson BG. (red.) *Setting conservation targets for managed forest landscapes*. Cambridge University Press.
- Bovin M, Näsström R, Naumov V, Ahlkrona E, Wennberg S. 2017. Landskapsanalys av skogliga värdekärnor i boreonemoral och nemoral region: underlag för områdesskydd av skog och för strategisk planering inom grön infrastruktur. Metria, Stockholm.
- Cederberg B, Ehnström B, Gärdenfors U, Hallingbäck T, Ingelög T, Tjernberg M. 1997. De trådbärande impedimentens betydelse för rödlistade arter. ArtDatabanken Rapporterar 1. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- DG Environment. 2023. Reporting under article 17 of the Habitats Directive: guidelines on concepts and definitions – article 17 of Directive 92/43/EEC, reporting period 2019-2024. EU-kommissionen, Bryssel.
- Ehnström B, Axelsson R. 2002. Insektsgnag i bark och ved. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.

- Ekbohm B, Schroeder LM, Larsson S. 2006. Stand specific occurrence of coarse woody debris in a managed boreal forest landscape in central Sweden. *Forest Ecology and Management* 221: 2–12.
- Esseen, PA. 1994. Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. *Biological Conservation* 68: 19–28.
- EU-kommissionen 2024. Europaparlamentets och rådets förordning (EU) 2024/1991 av den 24 juni 2024 om restaurering av natur och om ändring av förordning (EU) 2022/869. Europeiska unionens officiella tidning, Bryssel.
- Fahrig L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation* 100: 65–74.
- Fayt P. 2003. Insect prey population changes in habitats with declining vs. stable three-toed woodpecker (*Picoides tridactylus*) populations. *Ornis Fennica* 80: 182–192.
- Gardfjell H, Hagner Å. 2019. Instruktion för habitatinventering i NILS och THUF. Institutionen för skoglig resurshushållning, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Umeå.
- Gustafsson L, Weslien J, Hannerz M, Aldentun Y. 2016. Naturhänsyn vid avverkning – en syntes av forskning från Norden och Baltikum. Rapport från forskningsprogrammet Smart Hänsyn. Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Uppsala.
- Hanski I. 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press.
- Hanski I. 2011. Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *Ambio* 40: 248–255.
- Hautala H, Vanha-Majamaa I. 2006. Immediate tree uprooting after retention-felling in a coniferous boreal forest in Fennoscandia. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 3167–3172.
- Hellberg E, Josefsson T, Östlund L. 2009. The transformation of a Norway spruce dominated landscape since pre-industrial times in northern Sweden: the influence of modern forest management on forest structure. *Silva Fennica* 43: 783–797.
- Huggett AJ. 2005. The concept and utility of ‘ecological thresholds’ in biodiversity conservation. *Biological Conservation* 124: 301–310.
- Hämäläinen A, Strengbom J, Ranius T. 2018. Conservation value of low-productivity forests measured as the amount and diversity of dead wood and saproxylic beetles. *Ecological Applications* 28: 1011–1019.
- Hämäläinen A, Strengbom J, Ranius T. 2023. De skogliga impedimentens naturvärde. Fakta Skog. Fakulteten för skogsvetenskap, SLU.
- Jackson ST, Sax DF. 2010. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. *Trends in Ecology and Evolution* 25:153–160.
- Joelsson K, Hjältén J, Work T, Gibb H, Roberge J-M, Löfroth T. 2017. Uneven-aged silviculture can reduce negative effects of forest management on beetles. *Forest Ecology and Management* 391:436–445.

- Jönsson MT, Fraver S, Jonsson BG, Dynesius M, Rydgard M, Esseen PA. 2007. Eighteen years of tree mortality and structural change in an experimentally fragmented Norway spruce forest. *Forest Ecology and Management* 242: 306–313.
- Lindenmayer DB, Franklin JF. 2002. Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscale approach. Island Press, Washington D.C.
- Lindenmayer DB, Luck G. 2005. Synthesis: thresholds in conservation and management. *Biological Conservation* 124: 351–354.
- Lämås T, Sandström E, Jonzén J, Olsson H, Gustafsson L. 2015. Tree retention practices in boreal forests: what kind of future landscapes are we creating? *Scandinavian Journal of Forest Research* 30: 526–537.
- Länsstyrelsen Örebro. 2018. Från skydd av skog till grön infrastruktur – om funktionalitet och procenträkning i det svenska skogslandskapet. Rapport 2018:31, Länsstyrelsen i Örebro län, Örebro.
- Manton M, Petrokas R, Kukcinavičius Š, Šaudytė-Manton S, Ruffner C, Angelstam P. 2025. Coping with five mismatches between policy and practice in hemiboreal forest stands and landscapes. *Scientific Reports* 15: 14352.
- Mikusiński G, Angelstam P, Sporrang U. 2003. Distribution of deciduous stands in villages located in coniferous forest landscapes in Sweden. *Ambio* 32: 520–526.
- Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58–62.
- Naturvårdsverket 2012. Taiga. Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1. NV-04493-11. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket. 2019. Det boreala skogslandskapets gröna infrastruktur. Rapport 6910, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket 2024. Översyn av referensarealer för livsmiljötyper i art- och habitatdirektivet. Redovisning av regeringsuppdrag. NV-11038-22. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket 2026. 9010 Taiga. Vägledningar för svenska livsmiljötyper i habitatdirektivets bilaga 1. Naturvårdsverket, Stockholm. (*i tryck*)
- Nitare J. 2019. Skyddsvärd skog: naturvårdsarter och andra kriterier för naturvärdesbedömning. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Noss RF. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355–364.
- Pulliam HR. 1988. Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist* 132: 652–661.
- Regeringskansliet 2024. Regleringsbrev för budgetåret 2025 avseende Naturvårdsverket. KN2024/02586. Klimat- och näringslivsdepartementet, Stockholm.
- Rhodes JR, Callaghan JG, McAlpine CA, De Jong C, Bowen ME, Mitchell DL, Lunney D, Possingham HP. 2008. Regional variation in habitat occupancy

- thresholds: a warning for conservation planning. *Journal of Applied Ecology* 45: 549–557.
- Roberge J-M, Angelstam P. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology* 18: 76–85.
- Roberge J-M, Lämås T, Lundmark T, Ranius T, Felton A, Nordin A. 2015. Relative contributions of set-asides and tree retention to the long-term availability of key forest biodiversity structures at the landscape scale. *Journal of Environmental Management* 154: 284–292.
- Rompé G, Boucher Y, Bélanger L, Côté S, Robinson WD. 2010. Conserving biodiversity in managed forest landscapes: the use of critical thresholds for habitat. *Forestry Chronicle* 86: 589–596.
- Rosenvald R, Löhmus A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management* 255: 1–15.
- Rudolphi J, Jönsson MT, Gustafsson L. 2014. Biological legacies buffer local species extinction after logging. *Journal of Applied Ecology* 51: 53–62.
- Sandström J, Edman M, Jonsson BG. 2020. Rocky pine forests in the High Coast region in Sweden: structure, dynamics and history. *Nature Conservation* 38: 101–130.
- Skogsstyrelsen. 1998. De trädbevuxna impedimentens betydelse som livsmiljöer för växt- och djurarter. Meddelande 16-1998. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen. 2011. Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk. Slutrapport för delprojekt naturvärden. Rapport 2011:7, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen. 2018. Vetenskapligt kunskapsunderlag för nyckelbiotopsinventeringen i nordvästra Sverige. Rapport 2018/11, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen. 2019a. Statistik om formellt skyddad skogsmark, frivilliga avsättningar, hänsynsytor samt improduktiv skogsmark. Redovisning av regeringsuppdrag. Rapport 2019–18. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen. 2019b. Levande träd och buskar med naturvärden. Målbilder för god miljöhänsyn. <https://www.skogsstyrelsen.se/aga-skog/hansyn-till-miljo-och-skyddade-arter/malbilder-for-god-miljohansyn/> (hämtad 2025-09-29).
- Skogsstyrelsen. 2021. Hyggesfritt skogsbruk: Skogsstyrelsens definition. Rapport 2021/8, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen. 2023. Naturvårdsarter: insekter. Uppdaterad 2023-03-07. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen. 2025a. Statistik om miljöhänsyn vid föryngringsavverkning. <https://www.skogsstyrelsen.se/statistik/miljohansyn/miljohansyn-vid-foryngringsavverkning/> (hämtad 2025-10-17).
- Skogsstyrelsen. 2025b. Hur hyggesfritt skogsbruk påverkar biologisk mångfald: en jämförelse med konventionellt trakthyggesbruk i Sverige. Rapport 2025/11, Skogsstyrelsen, Jönköping.

- SLU Artdatabanken. 2013. Betydelsen av skoglig miljöhänsyn för ett urval rödlistade arter samt skogslevande arter som omfattas av EU:s art- och habitatdirektiv respektive fågeldirektivet. Rapport, version 2013-02-25.
- SLU Riksskogstaxeringen. 2020. Skogsdata 2020: aktuella uppgifter om de svenska skogarna från SLU Riksskogstaxeringen. Tema: Den döda veden. Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU, Umeå.
- Svensson J, Bubnicki JW, Jonsson BG, Andersson J, Mikusiński G. 2020. Conservation significance of intact forest landscapes in the Scandinavian Mountains Green Belt. *Landscape Ecology* 35: 2113–2131.
- Swift TL, Hannon SJ. 2010. Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. *Biological Reviews* 85: 35–53.
- USDA Forest Service. 1981. Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests. USDA Forest Service General Technical Report PNW-118, Portland.
- van der Hoek Y, Zuckerberg B, Manne LL. 2015. Application of habitat thresholds in conservation: considerations, limitations, and future directions. *Global Ecology and Conservation* 3: 736–743.
- Villard M-A, Metzger JP. 2014. Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. *Journal of Applied Ecology* 51: 309–318.

Bilaga 1: Fördelning av arealerna mellan skogstyper som motsvarar EU-livsmiljötyperna

Den här bilagan beskriver fördelningen av bruttoarealerna av olika kategorier av IL-områden mellan skogstyper som motsvarar EU-livsmiljötyperna. Detta är ett nödvändigt steg för att kunna uppskatta det ekologiska bidraget från områden i det brukade landskapet till var och en av de enskilda EU-livsmiljötyperna.

Med ”skogstyper som motsvarar de olika EU-livsmiljötyperna” menas skogstyper som har ståndortsegenskaper och trädartsblandningar som matchar dem hos EU-livsmiljötyperna. Per definition uppfyller dock inte IL-områdena kriterierna för att i sig kunna räknas som EU-livsmiljötyp (se avsnitt 2.3.3).

På grund av skillnader i underliggande data varierar metoderna mellan olika kategorier av IL-områden. I samtliga fall har det varit nödvändigt att göra mer eller mindre långt gående antaganden. Detta innebär att resultaten bör ses som indikativa värden snarare än exakta skattningar.

Små hänsynsytor

Metoder

I data från Skogsstyrelsens hänsynsuppföljning, som ligger till grund för skattningarna av totala bruttoarealer av hänsynsytor, finns inte tillräckligt detaljerad information för att kunna fördela arealerna mellan olika skogstyper som motsvarar EU-livsmiljötyperna. I stället användes data om hänsynsytor från Riksskogstaxeringen (inventeringsår 2020–2024). Sorteringsschemat i Berglund (2021a; appendix 1) tillämpades på Riksskogstaxeringens provytor som låg inom hänsynsytor för att fördela arealen mellan olika skogstyper som motsvarar trädartsblandningarna och ståndorterna för EU-livsmiljötyperna. Dock anpassades sorteringsschemat så att *taigans* (9010) undertyper definierades helt utifrån trädartsblandningen.

Notera att arealerna per skogstyp är relativt små ur ett nationellt perspektiv, vilket leder till stora medelfel. Därför ska skattningarna ses enbart som indikativa värden. Observera också att Riksskogstaxeringens data omfattar alla hänsynsytor oavsett storlek.

Vissa skogstyper är så pass sällsynta att de inte träffades alls av Riksskogstaxeringens provytor. För dessa skogstyper uppskattades andelen utifrån antagandet att de förekommer med samma frekvens i hänsynsytor som på den produktiva skogsmarken i stort.

Resultat

Fördelningen av arealen små hänsynsytor mellan skogstyper som motsvarar olika EU-livsmiljötyper presenteras i tabell B1.1. Denna fördelning tillämpades både för hänsynsytor <0,25 hektar och hänsynsytor <1 hektar. Skogstyper som motsvarar ståndortsegenskaperna för *skogsbevuxen myr* (91D0) och talldominerad *taiga* (9010) antas vara de vanligaste skogstyperna i båda regionerna.

Tabell B1.1: Fördelning av arealen små hänsynsytor mellan olika skogstyper, definierade utifrån de trädslagsblandningar och ståndortsegenskaper som används för att särskilja EU-livsmiljötyper. Värdena i tabellen är uppskattade andelar i procent (%) utifrån data från Riksskogstaxeringen. Symbolen ”–” används när skogstypen inte förekommer eller förekommer enbart sporadiskt i den aktuella regionen.

Skogstyp (trädartsblandning och/eller ståndortsförhållanden)	Andel (%)	
	Norra Sverige	Södra Sverige
Taiga: granskog	12,2	7,4
Taiga: tallskog	26,3	15,6
Taiga: barrblandskog	14,6	7,7
Taiga: blandskog	9,0	12,2
Taiga: triviallövskog	2,3	9,4
Näringsrik granskog	8,2	2,5
Åsbarrskog	0,1*	1,1*
Landhöjningsskog	0,1*	0,04*
Skogsbevuxen myr	23,9	30,2
Lövsumpskog	3,3	9,1
Svämlövskog	0,01*	0,03*
Näringsfattig bokskog	–	0,8
Näringsrik bokskog	–	0,2*
Näringsfattig ekskog	–	1,1
Näringsrik ekskog	–	1,9
Nordlig ädellövskog	–	0,7
Ädellövskog i branter	–	0,02*
<i>Summa</i>	<i>100</i>	<i>100</i>

* Sällsynt skogstyp utan träffar i stickprovet; se text.

Bestånd under trakthyggesbruk, delar utanför hänsynsytor

Metoder

För att fördela arealen som ligger i skogsbestånd under trakthyggesbruk (delar utanför hänsynsytor) mellan olika skogstyper gjordes antagandet att denna areal är representativ för den produktiva skogsmarken i den aktuella regionen.

Fördelningen mellan de olika skogstyperna gjordes därför i proportion till skogstypernas förekomst på produktiv mark i regionen. Skattningar av skogstypernas arealer på produktiv mark i de aktuella regionerna hämtades ur Berglund (2021a). Dessa skattningar bygger på kategoriseringen av Riksskogstaxeringens provytor i skogstyper som motsvarar EU-livsmiljötyperna, utifrån ståndort och trädslagsblandning.

Ett undantag tillämpades för *näringsfattig bokskog (9110)* och *näringsrik bokskog (9130)*, eftersom trakthyggesbruk med hyggen är mycket ovanligt i dessa skogstyper. För att ta hänsyn till detta minskades deras andelar med en faktor 1/10.

För att fördela arealen som motsvarar *taiga (9010)* mellan de olika undertyperna användes data från Riksskogstaxeringen (inventeringsår 2020–2024) om fördelningen av den produktiva skogsmarken mellan tallskog, granskog, barrblandskog, blandskog, lövskog och contortatallskog. Andelen som kategoriserades som contortatallskog antogs inte ha något värde som livsmiljö för de särskilt krävande typiska arterna.

Resultat

Fördelningen av arealen bestånd under trakthyggesbruk mellan skogstyper som motsvarar de olika EU-livsmiljötyperna presenteras i tabell B1.2. Skogstyper med ståndortsegenskaper och trädartsblandningar som motsvarar *taiga* (9010) antas dominera arealen under trakthyggesbruk i båda regionerna, med en övervikt av tallskog i norra Sverige och av granskog i södra Sverige.

Tabell B1.2: Fördelning av arealen inom bestånd under trakthyggesbruk (delar utanför hänsynsytor) mellan olika skogstyper, definierade utifrån de trädslagsblandningar och ståndortsegenskaper som används för att särskilja EU-livsmiljötyper. Värdena i tabellen är uppskattade andelar i procent (%). Symbolen "–" används när skogstypen inte förekommer eller förekommer enbart sporadiskt i den aktuella regionen.

Skogstyp (trädartsblandning och/eller ståndortsförhållanden)	Andel (%)	
	Norra Sverige	Södra Sverige
Taiga: granskog	20,5	28,9
Taiga: tallskog	41,4	22,2
Taiga: barrblandskog	12,2	9,6
Taiga: blandskog	5,9	6,5
Taiga: triviallövskog	3,9	9,1
Näringsrik granskog	5,6	8,7
Åsbarrskog	0,12	1,1
Landhöjningsskog	0,13	0,04
Skogsbevuxen myr	6,4	10,7
Lövsumpskog	1,3	0,6
Svämlövskog	0,01	0,03
Näringsfattig bokskog	–	0,07
Näringsrik bokskog	–	0,02
Näringsfattig ekskog	–	0,71
Näringsrik ekskog	–	0,98
Nordlig ädellövskog	–	0,60
Ädellövskog i branter	–	0,02
<i>Summa</i>	<i>97,5^a</i>	<i>100</i>

^a Återstående 2,5 % i norra Sverige avser contortatallskog.

Hyggesfritt brukade bestånd

Metoder

Tillgänglig information om användning av hyggesfritt skogsbruk i Sverige bygger på Skogsstyrelsens enkätundersökningar och har inte tillräcklig upplösning för att särskilja olika skogstyper. Därför användes expertkunskap för att uppskatta fördelningen av den hyggesfritt brukade skogsarealen mellan olika skogstyper som motsvarar EU-livsmiljötyperna. Bedömningarna bygger främst på samtal med Skogsstyrelsens utvecklingsgrupp för hyggesfritt skogsbruk (specialister och skogskonsulenter med hög kompetens inom området och med bred geografisk spridning inom landet) i kombination med uppgifter från skogsbruksrepresentanter. Observera att de enskilda värdena är förknippade med stor osäkerhet.

Resultat

Fördelningen av arealen hyggesfritt brukade bestånd utifrån expertkunskap presenteras i tabell B1.3. Skogstyper med ståndortsegenskaper och trädartsblandningar som motsvarar *taiga* (9010) antas dominera den hyggesfritt brukade arealen i båda regionerna. Tallskog antas uppta en större andel av arealen i norra än i södra Sverige. I södra Sverige antas en hel del av ädellövskogarna ingå i den hyggesfritt brukade arealen.

Tabell B1.3: Fördelning av den hyggesfritt brukade skogsarealen mellan olika skogstyper, definierade utifrån de trädslagsblandningar och ståndortsegenskaper som används för att särskilja EU-livsmiljötyper. Värdena i tabellen är uppskattade andelar i procent (%) utifrån expertkunskap. Värdet 0 används ifall arealen bedöms vara försumbar. Symbolen "–" används när skogstypen inte förekommer eller förekommer enbart sporadiskt i den aktuella regionen.

Skogstyp (trädartsblandning och/eller ståndortsförhållanden)	Andel (%)	
	Norra Sverige	Södra Sverige
Taiga: granskog	25	24
Taiga: tallskog	35	24
Taiga: barrblandskog	20	20
Taiga: blandskog	10	10
Taiga: triviallövskog	0	0
Näringsrik granskog	5	5
Åsbarrskog	0	2
Landhöjningsskog	0	0
Skogsbevuxen myr	5	5
Lövsumpskog	0	0
Svämlövskog	0	0
Näringsfattig bokskog	–	3
Näringsrik bokskog	–	1
Näringsfattig ekskog	–	3
Näringsrik ekskog	–	3
Nordlig ädellövskog	–	0
Ädellövskog i branter	–	0
<i>Summa</i>	<i>100</i>	<i>100</i>

Små skogliga bergimpediment

Metoder

För att få fram data om trädartsblandning i skogliga bergimpediment användes data om trädartsblandning från Riksskogstaxeringens (inventeringsår 2020–2024) provytor som låg inom GIS-skiktet över små skogliga bergimpediment (0,1–0,25 hektar) som togs fram för de här analyserna (se metoder). Följande kategorier ingick: granskog, tallskog, barrblandskog, blandskog, triviallövskog, lövskog med ädellöv, bokskog, ekskog, annan ädellövskog. Inga ytor av lövskog med ädellöv, bokskog eller "annan ädellövskog" påträffades. Notera att arealerna per skogstyp är relativt små, vilket leder till stora medelfel.

Arealerna av granskog, tallskog, barrblandskog, blandskog, triviallövskog kategoriserades som *taiga* (9010) utifrån resonemanget att de övriga relevanta livsmiljötyperna sällan innehåller bergimpediment. Arealen ekskog kategoriserades som *näringsfattig ekskog* (9190).

Resultat

Fördelningen av arealen skogliga bergimpediment mellan skogstyper som motsvarar de olika EU-livsmiljötyperna presenteras i tabell B1.4. Denna fördelning tillämpades både för skogliga bergimpediment 0,1–0,25 ha och 0,1–1 ha. Skogstyper med ståndortsegenskaper och trädslagsblandningar som motsvarar tallskog inom *taiga* (9010) antas utgöra knappt trefjärdedelar av arealen i båda regionerna.

Tabell B1.4: Fördelning av arealen små skogliga bergimpediment mellan olika skogstyper, definierade utifrån de trädslagsblandningar och ståndortsegenskaper som används för att särskilja EU-livsmiljötyper. Värdena i tabellen är uppskattade andelar i procent (%) och bygger på data från Riksskogstaxeringen. Värdet 0 används ifall arealen bedöms vara försumbar. Symbolen ”–” används när skogstypen inte förekommer eller förekommer enbart sporadiskt i den aktuella regionen.

Skogstyp (trädartsblandning och/eller ståndortsförhållanden)	Andel (%)	
	Norra Sverige	Södra Sverige
Taiga: granskog	3,7	0
Taiga: tallskog	73,0	74,5
Taiga: barrblandskog	16,5	5,9
Taiga: blandskog	2,1	8,8
Taiga: triviallövskog	4,7	8,8
Näringsrik granskog	0	0
Åsbarrskog	0	0
Landhöjningsskog	0	0
Skogsbevuxen myr	0	0
Lövsumpskog	0	0
Svämlövskog	0	0
Näringsfattig bokskog	–	0
Näringsrik bokskog	–	0
Näringsfattig ekskog	–	2,1
Näringsrik ekskog	–	0
Nordlig ädellövskog	–	0
Ädellövskog i branter	–	0
<i>Summa</i>	<i>100</i>	<i>100</i>

Åkerholmar

Metoder

För åkerholmar insamlar Riksskogstaxeringen inga data om markegenskaper eller fält-/bottenskiktvegetationen. Därför utgick fördelningen av arealen mellan olika skogstyper helt utifrån trädslagsblandningen. Följande kategorier ingick: granskog, tallskog, barrblandskog, blandskog, triviallövskog, lövskog med ädellöv, bokskog, ekskog, annan ädellövskog. Arealerna inom dessa kategorier omfördelades till de olika EU-livsmiljötyperna som innehåller betydande arealer av de aktuella trädslagsblandningarna (tabell B1.5). Ifall omfördelningen för en viss trädartsblandning berörde två eller fler EU-livsmiljötyper fördelades arealen i proportion till ståndorternas förekomst i den aktuella regionen. EU-livsmiljötypen *skogsbevuxen myr* (91D0) tilldelades ingen areal alls eftersom små åkerholmar (<0,25 hektar) antas vara mycket sällsynta på myrmark med tjockt torvlager.

Tabell B1.5: Omfördelning av arealen från trädartsblandning till EU-livsmiljötyper för åkerholmar.

Trädartsblandning	Omfördelning till EU-livsmiljötyper
Granskog	Taiga, näringsrik granskog, landhöjningsskog
Tallskog	Taiga, åsbarrskog
Barrblandskog	Taiga
Blandskog	Taiga, landhöjningsskog
Triviallövskog	Taiga, lövsumpskog, svämlövskog, landhöjningsskog
Lövskog med ädellöv	Nordlig ädellövskog, ädellövskog i branter
Boskog	Näringsfattig boskog, näringsrik boskog
Ekskog	Näringsfattig ekskog, näringsrik ekskog
Annan ädellövskog	Nordlig ädellövskog, ädellövskog i branter

Resultat

Fördelningen av åkerholmesarealen mellan skogstyper som motsvarar de olika EU-livsmiljötyperna presenteras i tabell B1.6. Skogstyper med ståndortsegenskaper och trädslagsblandningar som motsvarar triviallövskog inom *taiga* (9010) tilldelas den största andelen, 70 % i norra Sverige och knappt 60 % i södra Sverige.

Tabell B1.6: Fördelning av arealen åkerholmar (<0,25 hektar) mellan olika skogstyper, definierade utifrån de trädslagsblandningar och ståndortsegenskaper som används för att särskilja EU-livsmiljötyper. Värdena i tabellen är uppskattade andelar i procent (%). Värdet 0 används ifall arealen bedöms vara försumbar. Symbolen "–" används när skogstypen inte förekommer eller förekommer enbart sporadiskt i den aktuella regionen.

Skogstyp (trädartsblandning och/eller ståndortsförhållanden)	Andel (%)	
	Norra Sverige	Södra Sverige
Taiga: granskog	8,8	4,9
Taiga: tallskog	6,6	4,3
Taiga: barrblandskog	0	0
Taiga: blandskog	12,4	5,3
Taiga: triviallövskog	70,3	59,1
Näringsrik granskog	0,5	0,5
Åsbarrskog	0,01	0,06
Landhöjningsskog	0,2	0,04
Skogsbevuxen myr	0	0
Lövsumpskog	1,2	1,1
Svämlövskog	0,01	0,04
Näringsfattig boskog	–	2,2
Näringsrik boskog	–	0,8
Näringsfattig ekskog	–	5,8
Näringsrik ekskog	–	7,9
Nordlig ädellövskog	–	7,7
Ädellövskog i branter	–	0,3
<i>Summa</i>	<i>100</i>	<i>100</i>

Bilaga 2: Metod för urval av särskilt krävande typiska arter

Urvalsprocessen syftade till att välja ut minst 3 särskilt krävande typiska arter för varje kombination av EU-livsmiljötyp och region. Totalt ingick 6 organismgrupper: kärlväxter, mossor, lavar, svampar, insekter och fåglar. För att hålla arbetsinsatsen på en hanterbar nivå sattes det maximala antalet selekterade arter till 3 per organismgrupp inom varje kombination av EU-livsmiljötyp och region. Det innebär att det totala antalet selekterade arter per kombination av region och EU-livsmiljötyp kunde teoretiskt variera mellan 3 och 18 arter.

Följande beslutsschema tillämpades separat för varje EU-livsmiljötyp i norra respektive södra Sverige.

Allmänna tillämpningsregler

Varje påbörjat steg slutfördes i sin helhet, det vill säga att alla arter som uppfyllde det aktuella kriteriet togs med.

Hade inte minst 3 arter fallit ut (summerat för alla organismgrupper) gick man vidare till nästa steg och så vidare till dess att minst 3 arter hade valts ut.

Hade fler än 3 arter fallit ut *inom en viss organismgrupp* minskades artantalet inom den aktuella gruppen sedan ner till 3 arter med hjälp av förbestämda kriterier, se nedan.

Beslutsschema

Steg 1: Topparter enligt värdepyramider

Vid det första steget valdes ut alla typiska arter som har pekats ut som särskilt bra indikatorer på höga naturvärden eller på en rik förekomst av andra arter:

För svampar, lavar, mossor och kärlväxter valdes ut alla arter som klassas som ”topparter” enligt värdepyramiderna i Nitare (2019).

För insekter valdes ut alla arter som tilldelas ”högt” signalvärde i Skogsstyrelsen (2023).

För fåglar valdes ut de arter som fick det högsta indikatorvärdet för barr- respektive lövskogar i något av Roberge och Angelstams (2006) svenska studieområden.

Steg 2: Hotad art

Ifall tillämpning av steg 1 inte ledde till att minst 3 typiska arter valdes ut gick man vidare till steg 2.

Vid det andra steget valdes ut alla typiska arter som är hotade (VU, EN, CR) på den nationella rödlistan (2020), har en minskande population och för vilka hotet i huvudsak är kopplat till tillgång på livsmiljö/substrat. (Alla dessa krav behövde uppfyllas för varje art.)

Steg 3: Nära hotad art

Ifall tillämpning av steg 1 och 2 inte ledde till att minst 3 typiska arter valdes ut gick man vidare till steg 3.

Vid det tredje steget valdes ut alla typiska arter som är nära hotade (NT) på den nationella rödlistan (2020), har en minskande population och för vilka hotet i huvudsak är kopplat till tillgång på livsmiljö/substrat. (Alla dessa krav behövde uppfyllas för varje art.)

Begränsning av artantalet

Ifall tillämpning av något av stegen ovan ledde till att fler än 3 arter valdes ut inom en viss organismgrupp tillämpades följande metod för att minska artantalet:

- Först togs bort alla arter inom gruppen som inte är "topparter".
- Om artantalet inom gruppen fortfarande var högre än 3 togs bort arterna som hörde till den lägsta kategorin på rödlistan (NT).
- Om artantalet inom gruppen fortfarande var högre än 3 minskades artantalet till 3 genom att slumpa ut arterna med hjälp av slumpmässigt genererade tal.

Bilaga 3: Lista över selekterade särskilt krävande typiska arter

Tabell B3.1. Särskilt krävande typiska arter som valdes ut med hjälp av kriterierna som redovisas i bilaga 2 och som låg till grund för expertdömningarna av livsmiljöandelen i olika kategorier av IL-områden. Se figur 1 för avgränsning av norra och södra Sverige.

Skogstyp (EU-livsmiljötyper)	Svenskt artnamn	Vetenskapligt artnamn	Organismgrupp
Taiga: gran (taiga 9010)			
Norra Sverige	Norna	<i>Calypso bulbosa</i>	Kärlväxter
	Brunpudrad nållav	<i>Chaenotheca gracillima</i>	Lavar
	Liten sotlav	<i>Acolium karelicum</i>	Lavar
	Lappticka	<i>Amylocystis lapponica</i>	Svampar
	Doftticka	<i>Haploporus odoratus</i>	Svampar
	Rynkskinn	<i>Phlebia centrifuga</i>	Svampar
	Tretåig hackspett	<i>Picoides tridactylus</i>	Fåglar
Södra Sverige	Knärot	<i>Goodyera repens</i>	Kärlväxter
	Brunpudrad nållav	<i>Chaenotheca gracillima</i>	Lavar
	Ostticka	<i>Skeletocutis odora</i>	Svampar
	Granbarkgnagare	<i>Microbregma emarginatum</i>	Insekter
Taiga: tall (taiga 9010)			
Norra Sverige	Fläckporing	<i>Anthoporia albobrunnea</i>	Svampar
	Gräddporing	<i>Sidera lenis</i>	Svampar
	Goliatmusseron	<i>Tricholoma matsutake</i>	Svampar
	Tretåig hackspett	<i>Picoides tridactylus</i>	Fåglar
	Reliktbock	<i>Nothorhina muricata</i>	Insekter
	Raggbock	<i>Tragosoma depsarium</i>	Insekter
Södra Sverige	Lakritsmusseron	<i>Tricholoma apium</i>	Svampar
	Goliatmusseron	<i>Tricholoma matsutake</i>	Svampar
	Åttafläckig praktbagge	<i>Buprestis octoguttata</i>	Insekter
	Reliktbock	<i>Nothorhina muricata</i>	Insekter
	Raggbock	<i>Tragosoma depsarium</i>	Insekter
Taiga: löv (taiga 9010)			
Norra Sverige	Aspfjädermossa	<i>Neckera pennata</i>	Mossor
	Liten aspgelélav	<i>Collema curtisporum</i>	Lavar
	Doftticka	<i>Haploporus odoratus</i>	Svampar
	Mindre hackspett	<i>Dryobates minor</i>	Fåglar
Södra Sverige	Aspfjädermossa	<i>Neckera pennata</i>	Mossor
	Västlig njurlav	<i>Nephroma laevigatum</i>	Lavar
	Mindre hackspett	<i>Dryobates minor</i>	Fåglar
Näringsrika granskogar (näringsrik granskog 9050)			
Norra Sverige	Norna	<i>Calypso bulbosa</i>	Kärlväxter
	Finbräken	<i>Cystopteris montana</i>	Kärlväxter
	Rosenticka	<i>Rhodofomes roseus</i>	Svampar
	Doftticka	<i>Haploporus odoratus</i>	Svampar
	Rynkskinn	<i>Phlebia centrifuga</i>	Svampar
Södra Sverige	Knärot	<i>Goodyera repens</i>	Kärlväxter
	Porslinblå spindling	<i>Cortinarius cumatilis</i>	Svampar
	Fyrflikig jordstjärna	<i>Geastrum quadrifidum</i>	Svampar
	Ullticka	<i>Phellinidium ferrugineofuscum</i>	Svampar
Åsbarrskogar (åsbarrskog 9060)			

Norra Sverige	Skrovlig flatbagge	<i>Calitys scabra</i>	Insekter
	Reliktbock	<i>Nothorhina muricata</i>	Insekter
	Raggbock	<i>Tragosoma depsarium</i>	Insekter
Södra Sverige	Skrovlig flatbagge	<i>Calitys scabra</i>	Insekter
	Reliktbock	<i>Nothorhina muricata</i>	Insekter
	Raggbock	<i>Tragosoma depsarium</i>	Insekter
Lövsumpskogar och svämlövskogar (lövsumpskog 9080, svämlövskog 91E0)			
Norra Sverige	Platt spretmossa	<i>Herzogiella turfacea</i>	Mossor
	Mindre hackspett	<i>Dryobates minor</i>	Fåglar
	Järpe ^a	<i>Tetrastes bonasia</i>	Fåglar
Södra Sverige	Platt spretmossa	<i>Herzogiella turfacea</i>	Mossor
	Dunmossa	<i>Trichocolea tomentella</i>	Mossor
	Mindre hackspett	<i>Dryobates minor</i>	Fåglar
Ädellövskogar som varken är ek- eller bokdominerade (nordlig ädellövskog 9020, ädellövskog i branter 9180)			
Södra Sverige	Skogssvingel	<i>Drymochloa sylvatica</i>	Kärlväxter
	Grov fjädermossa	<i>Exsertotheca crispa</i>	Mossor
	Aspfjädermossa	<i>Neckera pennata</i>	Mossor
	Ädellav	<i>Megalaria grossa</i>	Lavar
	Västlig njurlav	<i>Nephroma laevigatum</i>	Lavar
	Brunskäftad blekspik	<i>Sclerophora farinacea</i>	Lavar
Näringsfattiga bokskogar (näringsfattig bokskog 9110)			
Södra Sverige	Grov fjädermossa	<i>Exsertotheca crispa</i>	Mossor
	Bokfjädermossa	<i>Neckera pumila</i>	Mossor
	Liten ädellav	<i>Megalaria laureri</i>	Lavar
	Västlig njurlav	<i>Nephroma laevigatum</i>	Lavar
Näringsrika bokskogar (näringsrik bokskog 9130)			
Södra Sverige	Västlig husmossa	<i>Loeskeobryum brevirostre</i>	Mossor
	Grov fjädermossa	<i>Exsertotheca crispa</i>	Mossor
	Bokfjädermossa	<i>Neckera pumila</i>	Mossor
	Liten ädellav	<i>Megalaria laureri</i>	Lavar
Näringsfattiga ekskogar (näringsfattig ekskog 9190)			
Södra Sverige	Grov fjädermossa	<i>Exsertotheca crispa</i>	Mossor
	Aspfjädermossa	<i>Neckera pennata</i>	Mossor
	Västlig njurlav	<i>Nephroma laevigatum</i>	Lavar
Näringsrika ekskogar (näringsrik ekskog 9190)			
Södra Sverige	Grov fjädermossa	<i>Exsertotheca crispa</i>	Mossor
	Aspfjädermossa	<i>Neckera pennata</i>	Mossor
	Saffransticka	<i>Aurantiporus croceus</i>	Svampar
	Tårticka	<i>Pseudoinonotus dryadeus</i>	Svampar
	Gammelekslav	<i>Lecanographa amylacea</i>	Lavar
	Västlig njurlav	<i>Nephroma laevigatum</i>	Lavar

^a Järpe är typisk art för lövsumpskog (9080) men inte för svämlövskog (91E0). Den togs med i den gemensamma gruppen för 9080 och 91E0 i norra Sverige i syfte att komma upp i tre arter, med följande motivering: den ingick i urvalet för lövsumpskog (9080), är rödlistad som nära hotad och är tydligt knuten till många svämlövskogar i norra Sverige.

Bilaga 4: Anvisningar till experterna för bedömning av livsmiljöandelen

I den här bilagan återges anvisningarna till experterna för bedömning av livsmiljöandelarna för särskilt krävande typiska arter.

Anvisningar för expertbedömningen – allmänt

1. Bedömningarna görs i tabellerna nedan. **Det som ska uppskattas är andelen av den samlade arealen av den aktuella kategorin av områden** (kolumnerna i tabellerna, t.ex. skogsbestånd som brukas hyggesfritt) **inom den aktuella skogstypen och region** (radgrupper i tabellerna, t.ex. näringsrik granskog i norra Sverige) **som vid en viss tidpunkt bedöms kunna erbjuda livsmiljö för arten.**

Fokusera *inte* på *arealerna* i hektar för respektive kategori av områden, region och skogstyp. Det viktiga här är andelen (%) inom respektive kategori av områden, aktuell region och skogstyp, som kan erbjuda livsmiljö för arten. Själva arealerna hanteras i senare analyser.²⁵

2. Uppskattningen av arealandelen som kan erbjuda livsmiljö för arten ska bygga på ett ekologiskt resonemang där alla relevanta faktorer vägs in. Resonemanget bör bygga på en uppskattning av hur stor andel av arealen erbjuder lämpliga abiotiska och biotiska förhållanden (inklusive kontinuitetsaspekter där relevant), samt har tillräckligt god konnektivitet i förhållande till artens spridningsförmåga.

Här ska experten utgå från sin kunskap om områdeskategorin i fråga och om arternas ekologiska krav. Denna kunskap kan härstamma exempelvis från den egna fälterfarenheten, egna empiriska eller teoretiska studier, andra forskares studier eller allmän ekologisk kunskap.

Det handlar inte om att tänka sig ett genomsnittligt område av den aktuella kategorin, utan snarare att försöka bedöma hur stor andel av arealen kan fungera för arten i fråga. Tänk exempelvis inte som följande: *"Hur brukar en genomsnittlig hänsynsyta se ut och ligga till i landskapet?"*. Tänk snarare så här: *"Hur stor andel av hänsynsyternas samlade areal av den aktuella skogstypen inom regionen håller tillräckligt hög kvalitet och ligger tillräckligt bra till i landskapet för att kunna utgöra livsmiljö för arten?"*. Fokuset ska alltså ligga på att bedöma storleken av den del av den samlade arealen som håller tillräckligt hög kvalitet för att svara mot artens krav.

Låt oss ta hänsynsytor och en uttorkningskänslig art med dålig spridningsförmåga som ett exempel. Här handlar det exempelvis om att uppskatta andelen av hänsynsyterna samlade areal som inte är för exponerad för uttorkning/kanteffekter (t.ex. hänsynsytor i raviner, i

²⁵ I efterföljande analyser kommer de uppskattade andelarna (aggregerade över fler arter och organismgrupper) att multipliceras med den totala arealen av respektive kategori av områden inom aktuell region och skogstyp för att komma fram till en uppskattning av arealen som kan utgöra ett väsentligt bidrag till de typiska arternas livsmiljö.

nordostbranter, längs våtmarker, i uppvuxen skog) och som ligger tillräckligt bra till för att kunna koloniserar (t.ex. i närheten av skyddade områden).

Konnektivitetsaspekten ("ligger tillräckligt bra till i landskapet") är visserligen svårhanterad utan avancerade rumsliga analyser. Sådana analyser har tyvärr inte varit möjliga att genomföra specifikt för de aktuella kategorierna av områden som är av intresse i den här analysen. I stället får varje expert utgå från allmän kunskap om artens spridningsförmåga i relation till hur stora delar av den aktuella regionen kan tänkas erhålla tillräcklig konnektivitet eller koncentrationer av livsmiljöer. Här kan publicerade kartor över konnektivitet eller täthet av skogar med höga naturvärden komma till nytta.²⁶

För att kunna räknas in i arealandelen som kan erbjuda livsmiljö för arten ska ett område svara mot arternas ekologiska krav på ett sådant sätt att det kan bidra till att upprätthålla artens population i landskapet. För sessila arter som svampar, lavar, och växter, samt för insekter, innebär det att arten ska bedömas ha en möjlighet att kolonisera området, föröka sig inom området och sprida sig. Områden som bedöms uppfylla en reell "livbåtsfunktion" under den omgivande skogens uppväxt räknas också in.

För fåglar krävs en annorlunda tolkning eftersom hemområdet ofta är mycket större än ett enskilt område. För att ett område ska bedömas svara mot fågelartens krav krävs här att området ska kunna utgöra ett areellt bidrag till ett funktionellt hemområde för en reproduktiv enhet av fågelarten i fråga. Med andra ord behöver inte det enskilda området (exempelvis den enskilda hänsynsytan) uppfylla hela fågelindividens/-parets areella krav.

3. Uppskattningen ska utgå från en teoretisk bedömning utifrån arternas livsmiljökrav och ska inte ta hänsyn till arternas nuvarande förekomstfrekvens i landskapet/regionen eller till det faktum att vissa arters geografiska utbredning idag inte täcker hela analysregionen. Med andra ord görs antagandet att alla analyserade arter finns "tillgängliga" i den lokala artstocken, överallt i regionen. Arternas grad av sällsynthet i dagens landskap ska inte beaktas i sig i analysen, utan det är enbart deras ekologiska krav som ska styra bedömningen. Det handlar alltså inte om att bedöma hur stor andel av arealen skulle "träffa" befintliga förekomster av arterna, utan snarare att bedöma hur stor andel teoretiskt skulle kunna erbjuda lämplig livsmiljö för arten, under antagandet att arten finns

²⁶ Se exempelvis Bovin m.fl. (2017) för kartor som visar på täthet av värdekärnor av olika skogstyper i södra Sverige (https://geodata.naturvardsverket.se/nedladdning/Rapport_Landskapsanalys_skogliga_v%C3%A4rdek%C3%A4rnor_boreonemoral_nemoral_region_2017.pdf) respektive norra Sverige ([bilaga-4-landskapsanalys_boreal_region.pdf](https://geodata.naturvardsverket.se/nedladdning/Bilaga-4-landskapsanalys_boreal_region.pdf)), samt Naturvårdsverket (2019; figur 5.3) för kartor som visar på konnektiviteten av skogar med höga naturvärden som hör till olika skogstyper i norra delen av landet: [Det boreala skogslandskapets gröna infrastruktur. ISBN 978-91-620-6910-0](https://www.naturvardsverket.se/publiserings-och-utgivningsmaterial/2019/09/20/978-91-620-6910-0).

tillgänglig i den lokala artstocken.²⁷ I praktiken betyder det att de ingående arterna används som modellarter med sina olika livsmiljökrav.

4. Varje uppskattad andel utgår enbart från populationen av områden som hör till den aktuella skogstypen (trädartsblandning och/eller ståndortsegenskaper). Nämnaren för andelsuppskattningen är alltså den samlade arealen av områdeskategorin i fråga (t.ex. hänsynsytor) som hör till den aktuella skogstypen, inte totalarealen av alla områden inom kategorin (alltså inte alla hänsynsytor oavsett skogstyp). Se punkt *iv* nedan för mer om detta.

Beträffande typiska arter som är knutna till en viss trädart utgår man i sin andelsuppskattning från en population av områden som hör till den aktuella skogstypen *och* som hyser trädarten i fråga.²⁸ Låt oss ta ett exempel med lövrik taiga och en typisk art som enbart växer på asp: Här är nämnaren alla områden av den aktuella kategorin (t.ex. hänsynsytor) som utgör lövrik taiga *och som innehåller asp*. Frågan i detta fall är alltså hur stor andel av den samlade arealen av hänsynsytor av lövrik taiga med asp kan utgöra livsmiljö för arten.

Samma princip gäller typiska arter som är knutna till särskilda markförhållande, t.ex. kalkrik mark, sandsediment eller källflöden. Låt oss ta ett exempel med näringsrik granskog och en typisk art som är kalkberoende: Här är nämnaren alla områden av den aktuella kategorin (t.ex. hänsynsytor) som består näringsrik granskog *på kalkrik mark*. Som ett annat exempel kan nämnas en mykorrhizasvamp knuten till sandig tallskog inom taiga. Här ska man uppskatta andelen av den *sandiga* tallskogsarealen (inte av hela tallskogsarealen) inom t.ex. hänsynsytor som bedöms kunna erbjuda livsmiljö för arten.

5. **Två olika bedömningar görs för varje kombination av art, områdeskategori, skogstyp och region:**

(1) **En uppskattning som utgår från dagens landskap.** Här utgår man från områdenas egenskaper (kvalitet och konnektivitet) i dagens landskap.

(2) **En uppskattning där man antar ett fiktivt landskap** med följande egenskaper:

- a) Arealen EU-livsmiljötyp utgör ca 20 % av den förindustriella arealen och är avsatt till naturvård i sin helhet. För de allra flesta EU-livsmiljötyper inklusive taigan innebär detta en större avsatt areal än i dagens landskap. Resterande areal produktiv skog brukas enligt dagens metoder och med dagens grad av hänsyn.
- b) Hänsyn vid avverkning har tillämpats under en tid som motsvarar minst en omloppstid. Det innebär att hänsynsytor och -träd finns i bestånd av alla åldrar, från hyggesfasen till avverkningsmogen

²⁷ Detta antagande innebär inte i sig att artens behov av konnektivitet är uppfyllda i alla områden. Konnektivitetsaspekten ingår som en del av experternas bedömning.

²⁸ Detta betyder inte att trädarten nödvändigtvis förekommer med tillräcklig kvalitet (trädålder, grovlek, mm) och i tillräcklig mängd för arten i alla områden inom populationen. Detta är snarare en faktor som förväntas ingå i expertens bedömning.

skog. (Förlust av hänsynsareal under omloppstiden på grund av avverkning av hänsynsytor/-träd kommer att beaktas vid senare analyssteg som fokuserar på arealer.)

- c) Områdena (t.ex. hänsynsytor) har nått ett jämviktsläge i fråga om genomsnittliga naturvärden på landskapsnivå, genom en dynamik där naturvärden i områdena utvecklas och försvinner över tid. Detta innebär att de flesta biologiska strukturer har hunnit utvecklas fullt ut, till skillnad från situationen som råder i en del av områdena i dagens landskap.²⁹

Hur man fyller i tabellerna

- i. Alla värden anges i procent (%), vid behov med en decimal.
- ii. **I varje cell anges totalt tre värden: först din bästa uppskattning och sedan ett spann inom parentes.** Formatet är alltså " $X [X_{\min}-X_{\max}]$ " där X är din bästa uppskattning, $X_{\min}$ är din uppskattning av den nedre gränsen för vad som är ett möjligt värde och $X_{\max}$ är din uppskattning av den övre gränsen. Osäkerhetsintervallet behöver inte vara symmetrisk runt X .
- iii. Med "Norra Sverige" avses den boreala delen av norra Sverige, det vill säga den del av den boreala regionen som ligger norr om Limes norrlandicus. Observera att den alpina biogeografiska regionen inte ingår i den här analysen. Med Södra Sverige avses den boreonemorala regionen plus den kontinentala biogeografiska regionen, alltså hela Sverige söder om Limes norrlandicus (se karta nedan).
- iv. Inom ett visst avsnitt (grupp av rader) i tabellen avgränsas bedömningen till områden som hör till den aktuella skogstypen (trädartsblandning och/eller ståndortsegenskaper). Låt oss ta näringsrik granskog och hänsynsytor som ett exempel: Här ska man bedöma andelen av den totala näringsrika granskogsarealen i hänsynsytor som uppfyller artens krav. Nämnaren är alltså den samlade arealen näringsrik granskog i hänsynsytor, inte totalarealen av alla hänsynsytor. Värdet X i tabellen kommer alltså att tolkas så här: X % av arealen näringsrik granskog som ligger i små hänsynsytor bedöms utgöra lämplig livsmiljö för arten.

Låt oss ta lövrik taiga och skogliga bergimpediment som ett annat exempel: Här ska man bedöma andelen av den totala arealen lövrik taiga i skogliga bergimpediment som uppfyller artens krav. På skogliga bergimpediment är lövrika bestånd ovanliga jämfört med tallbestånd, men detta ska inte vägas in i bedömningen. Här ska man alltså tänka bort alla skogliga impediment som inte är lövrika! Nämnaren för den uppskattade andelen är totalarealen lövrika skogliga bergimpediment. Frågan är hur stor andel av dessa erbjuder livsmiljö för arten.

²⁹ I dagens landskap bygger en del av hänsynen mer på "utvecklingspotentialen" än befintliga naturvärden, särskilt i fråga om avverkningar som görs i bestånd som har sitt ursprung i 1960- och 1970-talen och som har låga nuvarande naturvärden. Hänsynsytor och -träd som lämnas i dessa bestånd förväntas få ökade naturvärden över tid.

I fråga om typiska arter som är knutna till en specifik trädart eller till speciella markförhållanden avgränsas bedömningen till områden som hör till rätt skogstyp *och* som innehåller trädarten/karakteriseras av aktuella markförhållanden (se punkt 4 ovan).

- v. Vissa kombinationer av områdeskategori och skogstyp är omöjliga, exempelvis näringsrik granskog i skogliga bergimpediment. Cellerna i tabellerna som avser sådana kombinationer är genomkorsade. Här behövs alltså inga bedömningar.

Tabeller

(Då tabellerna är mycket stora presenteras här enbart den första delen av respektive tabell.)

Tabell 1. Expertbedömning av andelen (%) av arealen av olika kategorier av områden som bedöms svara mot de ekologiska kraven hos ett urval av särskilt krävande typiska arter för EU-livsmiljötyper. I denna tabell ingår hänsynsytor (två storleksintervaller), övriga delar av bestånd under trakthyggesbruk med hyggen (hela omloppstiden från hyggesfasen till den avverkningsmogna skogen) och bestånd som brukas hyggesfritt. Se tabell 2 för skogliga bergimpediment och åkerholmar. Raderna är uppdelade enligt olika skogstyper och regioner. Skogstyperna är definierade utifrån trädartsblandning och/eller ståndortsförhållande så att dessa egenskaper motsvarar dem hos de olika EU-livsmiljötyperna. Bedömningarna i varje rad avgränsas till populationen av områden som består av den aktuella skogstypen. DL står för dagens landskap, medan FL står för ett fiktivt landskap (se punkt 5(2)a-b-c i anvisningarna). Olika färgkoder används för de fem artgrupperna: **kärlväxter i grönt**, **mossor i ljuslila**, **lavor i grått**, **svampar i ljusbrunt**, **insekter i gult**, och **fåglar i blått**. Varje experts insats avgränsas till en artgrupp. En viss art kan förekomma flera gånger i tabellerna ifall den ingår i urvalet för flera skogstyper eller regioner. I sådana fall görs en separat bedömning på varje ställe. Genomkorsade celler i tabell 2 avser irrelevanta kombinationer där det inte behövs någon bedömning.

Tips: Om du vill fokusera på en kombination av art och skogstyp/region i taget kan det vara bra att göra bedömningarna för hänsynsytor, trakthyggesbruk och hyggesfritt i den aktuella raden i tabell 1 och sedan fortsätta direkt med motsvarande rad i tabell 2 för att göra bedömningarna för skogliga bergimpediment och åkerholmar.

		Hänsynsytor				Bestånd under trakthyggesbruk med hyggen, delarna utanför hänsynsytor		Bestånd som brukas hyggesfritt	
		Storlek upp till 0,25 ha		Storlek upp till 1 ha					
Skogstyp (trädartsblandning och/eller ståndortsförhållanden) och region	Typisk art (urval)	DL	FL	DL	FL	DL	FL	DL	FL
Taiga: gran (d.v.s. granskog, barrblandskog och blandskog med betydande andel gran; inte på torv >30 cm; inte på rullstensåsar i södra eller Mellansverige; inte mycket näringsrikt)									
Norra Sverige	Norna								
	Brunpudrad nållav								
	Liten sotlav								
	Lappticka								
	Doftticka								
	Rynkskinn								
	Tretåig hackspett								
Södra Sverige	Knärot								
	Brunpudrad nållav								
	Ostticka								
	Granbarkgnagare								

Tabell 2. Upplägget är samma som i tabell 1, men bedömningarna gäller områdeskategorierna skogliga bergimpediment (två storleksintervaller) och åkerholmar.

		Skogliga bergimpediment				Åkerholmar upp till 0,25 ha	
		0,1 ha till 0,25 ha		0,1 ha till 1 ha			
Skogstyp (trädartsblandning och/eller ståndortsförhållanden) och region	Typisk art (urval)	DL	FL	DL	FL	DL	FL
Taiga: gran (d.v.s. granskog, barrblandskog och blandskog med betydande andel gran; inte på torv >30 cm; inte på rullstensåsar i södra eller Mellansverige; inte mycket näringsrikt)							
Norra Sverige	Norna						
	Brunpudrad nållav						
	Liten sotlav						
	Lappticka						
	Doftticka						
	Rynkskinn						
	Tretåig hackspett						
Södra Sverige	Knärot						
	Brunpudrad nållav						
	Ostticka						
	Granbarkgnagare						

Bilaga 5: Livsmiljöandelar per EU-livsmiljötyp och region

Tabell B5.1. Uppskattningar av andel livsmiljö för särskilt krävande typiska arter i hänsynsytor <0,25 ha. L_D avser livsmiljöandelen i dagens landskap och L_F avser livsmiljöandelen i det fiktiva landskapet som ligger till grund för beräkning av det långsiktiga ekologiska behovet av EU-livsmiljötyp. Alla värden är i procent (%), med osäkerhetsintervall inom parentes. Notera att gemensamma uppskattningar har gjorts för *lövsumpskog* (9080) och *svämlövskog* (91E0) respektive nordlig *ädellövskog* (9020) och *ädellövskog i branter* (9180). För *åsbarrskog* (9060) gäller gemensamma uppskattningar för norra och södra Sverige. Tolkningsexempel: Värde 1,8 för [”Norra Sverige”, ” L_F ”, ”9050 Näringsrik granskog”] ska tolkas som att 1,8 % av den samlade bruttoarealen av grandominerade, näringsrika hänsynsytor (<0,25 ha) i Norra Sverige bedöms, i det fiktiva landskapet, utgöra ett väsentligt bidrag till tillgången på livsmiljö för särskilt krävande typiska arter som finns listade för EU-livsmiljötypen *näringsrik granskog* (9050).

EU-livsmiljötyp	Norra Sverige		Södra Sverige	
	L_D	L_F	L_D	L_F
9010 Taiga: gran	1,1 (0,6–2,8)	3,2 (1,6–4,5)	2,0 (0,5–5,8)	3,8 (1,8–9,2)
9010 Taiga: tall	0,8 (0,3–2,4)	3,4 (1,1–5,0)	0,5 (0,1–1,5)	1,5 (0,5–3,0)
9010 Taiga: löv	2,3 (0,4–6,5)	3,3 (0,6–9,5)	2,5 (0,2–10,0)	2,5 (0,5–12,5)
9050 Näringsrik granskog	1,7 (0,5–4,0)	1,8 (0,7–5,0)	0,5 (0,1–2,6)	0,8 (0,3–5,0)
9060 Åsbarrskog	1,0 (0,0–2,5)	2,0 (0,5–3,5)	1,0 (0,0–2,5)	2,0 (0,5–3,5)
9080 Lövsumpskog	8,3 (1,5–20,7)	11,0 (2,0–23,0)	9,2 (1,5–21,3)	10,0 (3,7–27,0)
91E0 Svämlövskog	8,3 (1,5–20,7)	11,0 (2,0–23,0)	9,2 (1,5–21,3)	10,0 (3,7–27,0)
9110 Näringsfattig bokskog	–	–	0,1 (0,0–2,0)	1,3 (0,0–4,0)
9130 Näringsrik bokskog	–	–	1,3 (0,0–5,0)	3,3 (0,0–6,5)
9190 Näringsfattig ekskog	–	–	0,0 (0,0–2,5)	1,5 (0,0–3,5)
9160 Näringsrik ekskog	–	–	0,2 (0,0–1,6)	0,8 (0,0–2,1)
9020 Nordlig ädellövskog	–	–	0,2 (0,0–3,5)	2,3 (0,0–6,0)
9180 Ädellövskog i branter	–	–	0,2 (0,0–3,5)	2,3 (0,0–6,0)

Tabell B5.2. Uppskattningar av andel livsmiljö för särskilt krävande typiska arter i hänsynsytor <1 ha. Se tabell B5.1 för förklaringar.

EU-livsmiljötyp	Norra Sverige		Södra Sverige	
	L_D	L_F	L_D	L_F
9010 Taiga: gran	1,7 (0,6–3,0)	3,9 (1,8–5,3)	4,0 (1,4–8,3)	8,8 (3,2–14,3)
9010 Taiga: tall	1,7 (0,6–3,3)	4,7 (2,6–7,0)	1,0 (0,5–2,5)	3,5 (1,0–5,5)
9010 Taiga: löv	4,0 (0,8–7,8)	5,3 (1,8–12,5)	5,0 (1,0–12,5)	5,0 (2,5–17,5)
9050 Näringsrik granskog	4,5 (2,0–6,5)	6,5 (2,5–9,5)	2,8 (0,5–4,6)	4,2 (1,4–7,8)
9060 Åsbarrskog	2,0 (0,5–3,5)	3,5 (1,0–5,5)	2,0 (0,5–3,5)	3,5,0 (1,0–5,5)
9080 Lövsumpskog	10,0 (5,0–21,3)	12,0 (5,0–25)	13,8 (5,0–27,7)	16,8 (5,0–36,7)
91E0 Svämlövskog	10,0 (5,0–21,3)	12,0 (5,0–25)	13,8 (5,0–27,7)	16,8 (5,0–36,7)
9110 Näringsfattig bokskog	–	–	0,6 (0,0–3,3)	1,6 (0,0–5,8)
9130 Näringsrik bokskog	–	–	3,5 (0,0–9,8)	5,8 (0,0–14,3)
9190 Näringsfattig ekskog	–	–	3,0 (1,0–6,0)	6,0 (1,0–9,0)
9160 Näringsrik ekskog	–	–	0,8 (0,1–2,8)	1,9 (0,3–4,5)
9020 Nordlig ädellövskog	–	–	4,3 (0,5–7,9)	6,3 (0,8–11,7)
9180 Ädellövskog i branter	–	–	4,3 (0,5–7,9)	6,3 (0,8–11,7)

Tabell B5.3. Uppskattningar av andel livsmiljö för särskilt krävande typiska arter i **bestånd under trakthyggesbruk (delar utanför hänsynsytor)**. Se tabell B5.1 för förklaringar.

EU-livsmiljötyp	Norra Sverige		Södra Sverige	
	L_D	L_F	L_D	L_F
9010 Taiga: gran	1,0 (0,2–2,1)	1,5 (0,5–2,6)	1,0 (0,2–2,3)	1,8 (0,3–3,8)
9010 Taiga: tall	0,5 (0,0–1,1)	1,3 (0,0–2,0)	0,0 (0,0–0,0)	0,5 (0,0–0,5)
9010 Taiga: löv	1,0 (0,3–2,9)	1,8 (0,3–4,2)	1,0 (0,1–5,0)	2,0 (0,1–6,0)
9050 Näringsrik granskog	1,0 (0,4–3,6)	1,3 (0,5–4,2)	0,4 (0,0–2,6)	0,9 (0,0–3,0)
9060 Åsbarrskog	0,0 (0,0–0,0)	2,0 (0,0–3,0)	0,0 (0,0–0,0)	2,0 (0,0–3,0)
9080 Lövsumpskog	2,5 (1,5–6,2)	5,0 (1,7–11,8)	2,5 (1,5–7,5)	5,0 (2,5–12,5)
91E0 Svåmlövskog	2,5 (1,5–6,2)	5,0 (1,7–11,8)	2,5 (1,5–7,5)	5,0 (2,5–12,5)
9110 Näringsfattig bokskog	–	–	0,0 (0,0–1,8)	0,1 (0,0–1,9)
9130 Näringsrik bokskog	–	–	0,1 (0,0–4,0)	0,1 (0,0–5,5)
9190 Näringsfattig ekskog	–	–	0,0 (0,0–2,5)	0,0 (0,0–3,0)
9160 Näringsrik ekskog	–	–	0,1 (0,0–1,3)	0,1 (0,0–2,6)
9020 Nordlig ädellövskog	–	–	0,4 (0,0–3,1)	0,6 (0,0–3,5)
9180 Ädellövskog i branter	–	–	0,4 (0,0–3,1)	0,6 (0,0–3,5)

Tabell B5.4. Uppskattningar av andel livsmiljö för särskilt krävande typiska arter i **hyggesfritt brukade bestånd**. Se tabell B5.1 för förklaringar.

EU-livsmiljötyp	Norra Sverige		Södra Sverige	
	L_D	L_F	L_D	L_F
9010 Taiga: gran	2,3 (0,6–4,3)	2,8 (1,6–5,0)	3,3 (1,5–4,4)	4,8 (3,5–6,5)
9010 Taiga: tall	1,3 (0,5–4,0)	2,8 (0,8–6,1)	1,0 (0,5–2,0)	2,0 (0,5–3,5)
9010 Taiga: löv	3,6 (0,8–6,6)	5,3 (1,4–13,9)	5,0 (0,5–9,0)	10,0 (1,0–17,5)
9050 Näringsrik granskog	4,4 (1,8–5,8)	6,3 (4,3–10,5)	2,9 (1,5–5,9)	5,1 (2,8–10,9)
9060 Åsbarrskog	2,0 (0,0–4,0)	4,5 (2,0–7,0)	2,0 (0,0–4,0)	4,5 (2,0–7,0)
9080 Lövsumpskog	20,0 (5,2–36,7)	25,0 (8,4–50,0)	20,0 (10,0–40)	25,0 (10,0–50)
91E0 Svåmlövskog	20,0 (5,2–36,7)	25,0 (8,4–50,0)	20,0 (10,0–40)	25,0 (10,0–50)
9110 Näringsfattig bokskog	–	–	1,3 (0,0–3,6)	1,4 (0,0–8,9)
9130 Näringsrik bokskog	–	–	6,3 (0,0–10,5)	8,8 (0,0–18,3)
9190 Näringsfattig ekskog	–	–	1,5 (0,0–3,5)	3,0 (0,0–7,0)
9160 Näringsrik ekskog	–	–	1,3 (0,0–3,4)	2,8 (0,1–4,7)
9020 Nordlig ädellövskog	–	–	1,9 (0,0–4,1)	3,1 (0,0–11,8)
9180 Ädellövskog i branter	–	–	1,9 (0,0–4,1)	3,1 (0,0–11,8)

Tabell B5.5. Uppskattningar av andel livsmiljö för särskilt krävande typiska arter i **skogliga bergimpediment 0,1–0,25 ha**. Se tabell B5.1 för förklaringar.

EU-livsmiljötyp	Norra Sverige		Södra Sverige	
	L_D	L_F	L_D	L_F
9010 Taiga: gran	0,6 (0,1–1,7)	1,1 (0,6–2,3)	1,2 (0,3–2,8)	1,6 (0,4–4,5)
9010 Taiga: tall	0,6 (0,1–1,4)	2,0 (0,6–3,1)	1,5 (0,1–4,0)	3,0 (0,5–5,5)
9010 Taiga: löv	1,3 (0,0–2,8)	2,0 (0,5–3,8)	0,6 (0,0–3,0)	1,0 (0,0–3,0)
9050 Näringsrik granskog	— ^a	— ^a	— ^a	— ^a
9060 Åsbarrskog	— ^a	— ^a	— ^a	— ^a
9080 Lövsumpskog	— ^a	— ^a	— ^a	— ^a

91E0 Svämlövskog	— ^a	— ^a	— ^a	— ^a
9110 Näringsfattig bokskog	—	—	0,0 (0,0–2,0)	0,0 (0,0–2,3)
9130 Näringsrik bokskog	—	—	— ^a	— ^a
9190 Näringsfattig ekskog	—	—	0,0 (0,0–3,0)	0,0 (0,0–3,0)
9160 Näringsrik ekskog	—	—	— ^a	— ^a
9020 Nordlig ädellövskog	—	—	0,2 (0,0–3,6)	0,4 (0,0–4,3)
9180 Ädellövskog i branter	—	—	0,2 (0,0–3,6)	0,4 (0,0–4,3)

^a Skogliga bergimpediment är inte relevanta för den aktuella ståndorten.

Tabell B5.6. Uppskattningar av andel livsmiljö för särskilt krävande typiska arter i **skogliga bergimpediment 0,1–1 ha**. Se tabell B5.1 för förklaringar.

EU-livsmiljötyp	Norra Sverige		Södra Sverige	
	L_D	L_F	L_D	L_F
9010 Taiga: gran	0,6 (0,1–2,3)	1,7 (0,6–3,0)	2,0 (0,4–4,8)	3,5 (0,7–7,8)
9010 Taiga: tall	1,5 (0,4–2,8)	2,7 (0,9–4,5)	2,0 (0,5–4,5)	4,5 (1,5–8,5)
9010 Taiga: löv	2,5 (0,5–5,5)	4,1 (1,3–7,5)	1,5 (0,0–5,0)	1,5 (0,1–5,0)
9050 Näringsrik granskog	— ^a	— ^a	— ^a	— ^a
9060 Åsbarrskog	— ^a	— ^a	— ^a	— ^a
9080 Lövsumpskog	— ^a	— ^a	— ^a	— ^a
91E0 Svämlövskog	— ^a	— ^a	— ^a	— ^a
9110 Näringsfattig bokskog	—	—	0,6 (0,0–2,9)	0,8 (0,0–3,5)
9130 Näringsrik bokskog	—	—	— ^a	— ^a
9190 Näringsfattig ekskog	—	—	1,0 (0,0–5,0)	1,5 (0,0–5,0)
9160 Näringsrik ekskog	—	—	— ^a	— ^a
9020 Nordlig ädellövskog	—	—	1,1 (0,0–5,2)	1,5 (0,0–6,5)
9180 Ädellövskog i branter	—	—	1,1 (0,0–5,2)	1,5 (0,0–6,5)

^a Skogliga bergimpediment är inte relevanta för den aktuella ståndorten.

Tabell B5.7. Uppskattningar av andel livsmiljö för särskilt krävande typiska arter i **åkerholmar**. Se tabell B5.1 för förklaringar.

EU-livsmiljötyp	Norra Sverige		Södra Sverige	
	L_D	L_F	L_D	L_F
9010 Taiga: gran	0,5 (0,0–1,6)	1,0 (0,2–2,1)	0,6 (0,0–2,6)	1,2 (0,0–3,2)
9010 Taiga: tall	0,6 (0,1–1,9)	1,5 (0,5–3,1)	0,5 (0,1–1,0)	2,0 (0,5–4,0)
9010 Taiga: löv	0,5 (0,0–0,0)	0,8 (0,3–3,0)	0,3 (0,0–3,0)	0,9 (0,1–3,5)
9050 Näringsrik granskog	0,5 (0,0–1,7)	1,2 (0,5–2,7)	0,2 (0,0–1,4)	0,2 (0,0–1,7)
9060 Åsbarrskog	2,0 (0,0–4,5)	3,5 (0,5–6,5)	2,0 (0,0–4,5)	3,5 (0,5–6,5)
9080 Lövsumpskog	1,5 (0,4–10,0)	1,5 (0,5–10,0)	5,0 (2,5–15,0)	5,0 (2,5–15,0)
91E0 Svämlövskog	1,5 (0,4–10,0)	1,5 (0,5–10,0)	5,0 (2,5–15,0)	5,0 (2,5–15,0)
9110 Näringsfattig bokskog	—	—	0,0 (0,0–1,8)	0,0 (0,0–2,5)
9130 Näringsrik bokskog	—	—	0,0 (0,0–3,3)	0,0 (0,0–3,3)
9190 Näringsfattig ekskog	—	—	0,0 (0,0–3,0)	0,0 (0,0–3,0)
9160 Näringsrik ekskog	—	—	0,3 (0,0–2,3)	0,8 (0,3–3,1)
9020 Nordlig ädellövskog	—	—	0,1 (0,0–2,0)	0,5 (0,0–3,2)
9180 Ädellövskog i branter	—	—	0,1 (0,0–2,0)	0,5 (0,0–3,2)

Bilaga 6: Areella bidrag per EU-livsmiljötyp och region

Dagens landskap

Tabell B6.1. Skattningar av areella bidrag summerade för de fem olika kategorierna av IL-områden (små hänsynsytor, bestånd under trakthyggesbruk, hyggesfritt brukade bestånd, små skogliga impediment, åkerholmar) i dagens landskap. För små hänsynsytor och skogliga bergimpediment ingår enbart objekt som är <0,25 hektar. (Se nästa tabell för en variant som bygger på 1 hektar.) Alla värden är i hektar och är avrundade till närmaste tusen hektar (för värden >10 000), hundra hektar (för värden 1 000 – 10 000) eller tio hektar (för värden <1000). Arealerna presenteras enligt två geografiska indelningar: norra/södra Sverige respektive EU:s biogeografiska regioner (se figur 1). Den alpina regionen ingår inte i analysen. EU-livsmiljötyperna *skogbevuxen myr* (91D0), *landhöjningsskog* (9030) och *svämädellövskog* (91F0) omfattas inte av analyserna.

EU-livsmiljötyp	<i>Limes norrlandicus</i> som gräns						EU:s biogeografiska regioner					
	Norra Sverige (utan alpin)			Södra Sverige			Boreal			Kontinental		
	Areal	min	max	Areal	min	max	Areal	min	max	Areal	min	max
<i>9010 Taiga</i>							118 000	20 000	273 000	2 200	400	6 100
<i>Granskog</i>	29 000	6 000	59 000	19 000	3 800	42 000						
<i>Tallskog</i>	31 000	2 700	65 000	1 000	360	2 200						
<i>Barrblandskog</i>	14 000	2 400	29 000	4 100	1 000	8 600						
<i>Blandskog</i>	7 600	1 600	18 000	3 600	560	11 000						
<i>Triviallövskog</i>	5 400	1 500	15 000	5 600	370	29 000						
<i>9050 Näringsrik granskog</i>	8 300	3 300	27 000	2 400	300	14 000	11 000	3 600	42 000	–	–	–
<i>9060 Åsbarrskog</i>	<10	0	<10	130	0	260	130	0	260	–	–	–
<i>9080 Lövsumpskog</i>	4 400	2 500	11 000	1 600	670	4 300	5 700	3 100	14 000	280	120	760
<i>91E0 Svämlövskog</i>	40	30	110	40	20	120	80	50	210	<10	<10	20
<i>9110 Näringsfattig bokskog</i>				120	0	430	30	0	100	90	0	320
<i>9130 Näringsrik bokskog</i>				190	0	390	10	0	20	170	0	370
<i>9190 Näringsfattig ekskog</i>				130	0	1 500	90	0	1 000	40	0	460
<i>9160 Näringsrik ekskog</i>				160	0	1 200	100	0	750	60	0	450
<i>9020 Nordlig ädellövskog</i>				140	0	1 200	90	0	800	50	0	410
<i>9180 Ädellövskog i branter</i>				<10	0	40	<10	0	40	0	0	0
<i>Summa</i>	99 000	20 000	224 000	39 000	7 100	117 000	135 000	26 000	333 000	2 900	520	8 900

Tabell B6.2. Som ovan, med skillnaden att storleksgränsen för hänsynsytor och skogliga bergimpediment är 1 hektar.

EU-livsmiljötyp	<i>Limes norrlandicus</i> som gräns						EU:s biogeografiska regioner					
	Norra Sverige (utan alpin)			Södra Sverige			Boreal			Kontinental		
	Areal	min	max	Areal	min	max	Areal	min	max	Areal	min	max
<i>9010 Taiga</i>							125 000	22 000	287 000	2 400	450	6 500
<i>Granskog</i>	30 000	6 100	60 000	20 000	3 900	43 000						
<i>Tallskog</i>	33 000	3 400	69 000	1 800	670	3 900						
<i>Barrblandskog</i>	15 000	2 600	30 000	4 400	1 200	9 100						
<i>Blandskog</i>	8 200	1 700	19 000	4 200	720	13 000						
<i>Triviallövskog</i>	5 800	1 500	16 000	6 200	490	30 000						
<i>9050 Näringsrik granskog</i>	9 200	3 700	29 000	2 500	320	14 000	12 000	4 100	43 000	–	–	–
<i>9060 Åsbarrskog</i>	<10	<10	10	150	<10	290	160	10	300	–	–	–
<i>9080 Lövsumpskog</i>	5 000	2 900	12 000	2 800	1 200	6 500	7 300	3 900	17 000	490	220	1 200
<i>91E0 Svämlövskog</i>	50	30	110	40	30	130	80	50	220	<10	<10	20
<i>9110 Näringsfattig bokskog</i>				120	0	450	30	0	110	90	0	340
<i>9130 Näringsrik bokskog</i>				200	0	420	10	0	20	180	0	390
<i>9190 Näringsfattig ekskog</i>				190	20	1 600	130	10	1 100	60	<10	500
<i>9160 Näringsrik ekskog</i>				180	<10	1 200	110	<10	780	70	<10	470
<i>9020 Nordlig ädellövskog</i>				180	<10	1 300	120	<10	840	60	<10	440
<i>9180 Ädellövskog i branter</i>				<10	0	50	<10	0	50	0	0	0
<i>Summa</i>	106 000	22 000	235 000	43 000	8 500	125 000	145 000	30 000	350 000	3 300	680	9 800

Fiktivt landskap

Tabell B6.3. Skattningar av areella bidrag summerade för de fem olika kategorierna av IL-områden (små hänsynsytor, bestånd under trakthyggesbruk, hyggesfritt brukade bestånd, små skogliga impediment, åkerholmar) i det fiktiva landskapet. För små hänsynsytor och skogliga bergimpediment ingår enbart objekt som är <0,25 hektar. (Se nästa tabell för en variant som bygger på 1 hektar.) Alla värden är i hektar och är avrundade till närmaste tusen hektar (för värden >10 000), hundra hektar (för värden 1 000 – 10 000) eller tio hektar (för värden <1000). Arealerna presenteras enligt två geografiska indelningar: norra/södra Sverige respektive EU:s biogeografiska regioner (se figur 1). Den alpina regionen ingår inte i analysen. EU-livsmiljötyperna *skogbevuxen myr* (91D0), *landhöjningsskog* (9030) och *svämlövskog* (91F0) omfattas inte av analyserna.

EU-livsmiljötyp	<i>Limes norrlandicus</i> som gräns						EU:s biogeografiska regioner					
	Norra Sverige (utan alpin)			Södra Sverige			Boreal			Kontinental		
	Areal	min	max	Areal	min	max	Areal	min	max	Areal	min	max
<i>9010 Taiga</i>							193 000	35 000	356 000	3 700	690	7 900
<i>Granskog</i>	37 000	13 000	62 000	27 000	6 700	56 000						
<i>Tallskog</i>	62 000	3 700	102 000	7 100	520	8 700						
<i>Barrblandskog</i>	22 000	5 000	36 000	7 000	1 900	13 000						
<i>Blandskog</i>	12 000	2 500	23 000	6 300	1 000	15 000						
<i>Triviallövskog</i>	8 100	1 300	19 000	9 200	380	29 000						
<i>9050 Näringsrik granskog</i>	9 600	3 700	28 000	4 500	500	14 000	14 000	4 200	42 000	–	–	–
<i>9060 Åsbarrskog</i>	270	<10	410	1 300	110	2 000	1 600	110	2 400	–	–	–
<i>9080 Lövsumpskog</i>	7 900	2 500	18 000	3 100	1 300	8 100	10 000	3 600	25 000	550	240	1 400
<i>91E0 Svämlövskog</i>	70	20	170	70	30	160	130	50	320	10	<10	20
<i>9110 Näringsfattig bokskog</i>				120	0	800	30	0	190	90	0	610
<i>9130 Näringsrik bokskog</i>				230	0	550	10	0	30	210	0	520
<i>9190 Näringsfattig ekskog</i>				250	0	1 700	170	0	1 200	80	0	520
<i>9160 Näringsrik ekskog</i>				330	20	1 700	210	10	1 100	130	<10	650
<i>9020 Nordlig ädellövskog</i>				210	0	1 200	140	0	800	70	0	420
<i>9180 Ädellövskog i branter</i>				<10	0	40	<10	0	40	0	0	0
<i>Summa</i>	158 000	32 000	290 000	66 000	13 000	151 000	219 000	43 000	429 000	4 800	940	12 000

Tabell B6.4. Som ovan, med skillnaden att storleksgränsen för hänsynsytor och skogliga bergimpediment är 1 hektar.

EU-livsmiljötyp	<i>Limes norrlandicus</i> som gräns						EU:s biogeografiska regioner					
	Norra Sverige (utan alpin)			Södra Sverige			Boreal			Kontinental		
	Areal	min	max	Areal	min	max	Areal	min	max	Areal	min	max
<i>9010 Taiga</i>							222 000	49 000	403 000	4 300	910	9 000
<i>Granskog</i>	39 000	14 000	66 000	28 000	7 300	59 000						
<i>Tallskog</i>	72 000	9 400	118 000	9 800	1 400	13 000						
<i>Barrblandskog</i>	26 000	7 200	42 000	8 400	2 300	15 000						
<i>Blandskog</i>	14 000	3 800	28 000	8 200	1 800	18 000						
<i>Triviallövskog</i>	9 100	1 700	21 000	10 000	1 100	32 000						
<i>9050 Näringsrik granskog</i>	14 000	5 300	33 000	4 800	600	14 000	18 000	5 900	48 000	–	–	–
<i>9060 Åsbarrskog</i>	300	10	450	1 400	140	2 100	1 700	150	2 600	–	–	–
<i>9080 Lövsumpskog</i>	10 000	3 700	23 000	6 800	2 300	15 000	16 000	5 600	36 000	1 200	410	2 700
<i>91E0 Svämlövskog</i>	80	30	190	80	40	180	150	60	350	10	<10	30
<i>9110 Näringsfattig bokskog</i>				140	<10	910	30	0	220	110	<10	690
<i>9130 Näringsrik bokskog</i>				260	0	640	20	0	40	250	0	600
<i>9190 Näringsfattig ekskog</i>				460	40	2 000	320	30	1 400	140	10	610
<i>9160 Näringsrik ekskog</i>				430	40	2 000	270	30	1 200	160	20	730
<i>9020 Nordlig ädellövskog</i>				330	20	1 400	220	10	950	110	<10	490
<i>9180 Ädellövskog i branter</i>				10	<10	50	10	<10	50	0	0	0
<i>Summa</i>	185 000	45 000	332 000	80 000	17 000	176 000	259 000	61 000	493 000	6 300	1 400	15 000

Bilaga 7: Representativitet inom *taiga* (9010)

Bakgrund

För *taiga* (9010) kan summan av de areella bidragen B för de olika undertyperna inte användas ovillkorligt för att beräkna den gynnsamma referensarealen enligt ekvation 1b ($FRA = T - B$). Detta beror på att en sådant summerat B -värde inte beaktar behovet av ekologisk representativitet inom taigan.

Förenklat kan man se det som att det totala ekologiska behovet för arterna knutna till taigan består av summan av de totala behoven för de olika undertyperna:

$$T_{taiga} = T_{granskog} + T_{tallskog} + T_{barrblandskog} + T_{blandskog} + T_{triviallövskog}$$

Dessa undertypsspecifika totala behov har inte beräknats separat, men de skulle teoretiskt kunna uppskattas utifrån kunskap om undertypernas förekomst i ett referenslandskap under naturlig dynamik.

På liknande sett kan man betrakta den gynnsamma referensarealen (FRA) för taigan som summan av ”delreferensarealerna” för de olika undertyperna:

$$FRA_{taiga} = FRA_{granskog} + FRA_{tallskog} + FRA_{barrblandskog} + FRA_{blandskog} + FRA_{triviallövskog}$$

Ur ett representativitetsperspektiv kan ekvation 1b ($FRA = T - B$) därmed tillämpas separat för var och en av undertyperna:

$$FRA_{undertyp(i)} = T_{undertyp(i)} - B_{undertyp(i)}$$

Här är det viktigt att säkerställa att bidraget från IL-områdena för den aktuella undertypen ($B_{undertyp(i)}$) inte överskrider det totala behovet för undertypen ($T_{undertyp(i)}$). Om $B_{undertyp(i)}$ överskrider $T_{undertyp(i)}$ hamnar man nämligen i en situation där tillämpningen av ekvation 1b för taigan som helhet skulle leda till representativitetsbrister, eftersom man för den aktuella undertypen skulle tillgodoräkna sig ett bidrag från IL-områdena som är större än det tillgängliga ”ekologiska utrymmet” för detta bidrag, vilket i sin tur skulle ske på bekostnad av andra undertyper eftersom T_{taiga} (för hela taigan) är bestämt. I verkligheten skulle detta problem uppstå redan när $B_{undertyp(i)}$ närmar sig $T_{undertyp(i)}$, eftersom det vore orealistiskt att planera för ett landskap där nästintill all livsmiljö för arterna knutna till en viss undertyp skulle ligga i det brukade landskapet (det vill säga utanför EU-livsmiljötypsarealen). Detta beror på att det sannolikt alltid kommer att finnas en viss naturlig förekomst av taigans alla undertyper (som de definieras i de här analyserna) inom EU-livsmiljötypsarealen (i formellt skyddade områden, frivilliga avsättningar, större områden med improduktiv skog, m.m.).

För att förebygga sådana representativitetsbrister är det viktigt att relatera bidraget från IL-områdena till de olika enskilda undertyperna till det totala behovet av dessa olika undertyper.

Som ett exempel kan vi ta ett imaginärt scenario där taiga enbart innehåller två undertyper: undertyp 1 och undertyp 2. Anta att taiga under naturlig dynamik bestod till 15 % av undertyp 1 och till 85 % av undertyp 2. Anta vidare att det totala ekologiska behovet (T_{taiga}) för taiga är 100 000 ha. För att säkra ekologisk

representativitet krävs att ~15 000 ha av denna areal skulle behöva bestå av undertyp 1 ($T_{undertyp1}$) och ~85 000 ha av undertyp 2 ($T_{undertyp2}$). Anta att $B_{undertyp1}$ beräknas till 22 000 ha och att $B_{undertyp2}$ beräknas till 9 000 ha. Här uppstår en situation där det beräknade bidraget från IL-områdena till undertyp 1 (22 000 ha) är större än det teoretiskt maximala ”ekologiska utrymmet” för sådana miljöer (15 000 ha) inom det minsta totala ekologiska behovet (100 000 ha) med avseende på ekologisk representativitet. Här krävs alltså en nedåtjustering av $B_{undertyp1}$ för att inte överskatta det areella bidraget från IL-områden i det brukade landskapet till uppfyllelsen av det totala ekologiska behovet. (Ingen sådan justering behövs för $B_{undertyp2}$ eftersom 9 000 ha är mycket mindre än 85 000 ha.)

Översiktlig analys

Skattningarna av de areella bidragen från taigans olika undertyper ($B_{undertyp(i)}$) utifrån det fiktiva landskapet redovisas i bilaga 6. Här fokuserar vi på det långsiktiga areella bidraget (fiktivt landskap) med användning av 1 hektar som övre storleksgräns för hänsynsytor och skogliga bergimpediment. Summan av de areella bidragen för norra och södra Sverige (och därmed också för boreal och kontinental region) varierar mellan 19 000 och 82 000 hektar för de enskilda undertyperna (tabell B7.1).

Tabell B7.1: Areella bidrag från IL-områden till *taigans* (9010) olika undertyper, totalt för hela landet nedanför den alpina regionen ($B_{undertyp(i)}$) och andelarna av det totala ekologiska behovet för taigans typiska arter som dessa bidrag motsvarar.

Undertyp	$B_{undertyp(i)}$ (hektar)	Andel av T_{taiga} (%)
Taiga: granskog	67 000	1,7
Taiga: tallskog	82 000	2,1
Taiga: barrblandskog	34 000	0,9
Taiga: blandskog	22 000	0,6
Taiga: triviallövskog	19 000	0,5

Tyvär finns inga tillgängliga skattningar av de totala ekologiska behoven separat för dessa undertyper ($T_{undertyp(i)}$).³⁰ Därför går det inte att direkt jämföra $B_{undertyp(i)}$ med $T_{undertyp(i)}$. Det är dock mycket osannolikt att något av de areella bidragen $B_{undertyp(i)}$ skulle visa sig vara större än eller ens i närheten av $T_{undertyp(i)}$, eftersom bidragen för de enskilda undertyperna motsvarar endast ca 0,5–2,1 % av det totala ekologiska behovet för hela taigan (T_{taiga}), sammanlagt för den boreala och den kontinental regionen (tabell B7.1). Det vore nämligen mycket osannolikt, utifrån ekologisk kunskap om taigans historik och naturliga dynamik (t.ex. Hellberg m.fl. 2009, Berglund 2021b, Berglund & Kuuluvainen 2021, Manton m.fl. 2025), att dessa värden skulle överskrida eller vara i närheten av de olika undertypernas andelar av den sammanlagda taigaarealen i ett referenslandskap under naturlig dynamik. Triviallövskog torde ha täckt >0,5 % av taigaarealen i referenslandskapet, tallskog >2,1 % och så vidare för de övriga undertyperna. Med andra ord bedöms uppskattningen av det areella bidraget $B_{undertyp(i)}$ vara mindre än det tillgängliga ekologiska utrymmet $T_{undertyp(i)}$, detta för samtliga enskilda undertyper. Därför kan summan av de areella bidragen för taigans olika

³⁰ Notera dock att sådana skattningar finns för taigaundertyper definierade utifrån en annan skärning i Berglund (2021a).

undertyper användas i beräkningen av den gynnsamma referensarealen för *taiga* (9010) med hjälp av ekvation 1b utan risk för att det skulle medföra representativitetsbrister med avseende på trädartsblandning.

Observera att samma princip gäller för ekologisk representativitet med avseende på andra aspekter än trädartsblandning, exempelvis markförhållanden eller naturliga störningsregimer. Principen gäller också för andra EU-livsmiljötyper än *taiga* (9010) som kan uppvisa liknande ekologisk variation. Detta har dock inte varit möjligt att analysera inom ramen för det här arbetet.