

RAPPORT SKOG

Hållbart nyttjande av skogen

– visioner för de svenska skogslandskapen

Per Angelstam | Skogsmästarskolan, Sveriges lantbruksuniversitet

Nr 3 | 2022

Tack

Stort tack för kloka synpunkter på hela eller delar av texten går till Back Tomas Ersson och Grzegorz Mikusiński som granskare vid SLU, samt Jerker Bergdahl, Erik Degerman, Martin Jentzen, Bengt Gunnar Jonsson, Martin Kihlberg, Madeleine Larsson, Ulf Lovén, Magnus Nilsson, Maria von Post, Tulikki Rowe, Per Skoog, Johan Skoog, Erik Sollander och Leif Öster. Peter Bergman granskade texten om Sveaskog i Tiveden, Anders Ekstrand gav insikter om sydligaste Sverige, Ola Kårén granskade texten om SCA, och Lars Ture Lindholm och Tor Tuorda gav insikter om Pärälvsområdet i Jokkmokks kommun. För fel och brister tar jag själv fullt ansvar. Mitt vinnande av insikter om skogslandskap som kopplade sociala och ekologiska system under ett drygt decennium har stötts av forskningsmedel från Marcus och Amalia Wallenbergs stiftelse, FORMAS och Naturvårdsverket, samt samverkansmedel från EU, GTZ, SIDA och Svenska Institutet. Dessa medel har varit ovärderliga för samarbete i mitt nätverk av härliga och kloka forskare och praktiker i många olika hörn av den europeiska kontinenten.

Rapport Skog 2022:3

Författare: Per Angelstam

Vid citering uppge: Angelstam, P. 2022. Hållbart nyttjande av skogen. Visioner för de svenska skogslandskapen. Rapport Skog 2022:3. Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå. 70 sidor.

Utgivningsår: 2022, Umeå.

Utgivare: SLU, Skogsmästarskolan

Ansvarig utgivare: Göran Ericsson, dekan, Fakulteten för skogsvetenskap, SLU.

Layout och textredigering: Mats Hannerz, Silvinformation AB

Grafisk form: Michael Kvick, SLU

Omslagskollage: Översta raden från vänster: Slutavverkning av ca. 60-årig granskog som planterats på åkermark (Bergslagen). Träd i urbana miljöer bidrar med många olika ekosystemtjänster som gynnar mänskligt välbefinnande och välfärd (målning av Iu. A. Iorko, Chernivtsi, Ukraina). Skogslandskap nära fjällskogsgården (Dorotea).

Mellanraden från vänster: Temakartor för olika skogliga värden underlättar dialog och samverkan. Installation av Anna Bergström för "Skogen mellan oss" - en satsning av sex mellansvenska distrikt av Konstfrämjandet för att reflektera över och lära om skog (Tived). Det traditionella kulturlandskapets träd har stora kulturbiologiska värden (Västergötland).

Understa raden från vänster: Lunglaven är en indikator på höga naturvärden (Vilhelmina). Blandskogar, som denna självföryngring efter stormen Per 2005, gör skogar mer tåliga mot störningar, men arter som ek och tall är känsliga för betesskador (Skåne). Bär är både en naturresurs och ett kulturvärde. Samtliga foton av Per Angelstam.

ISBN:978-91-576-9860-5 (elektronisk), 978-91-576-9859-9 (tryckt)

Förord

Forskning och utveckling som fokuserar på hur riktlinjer om hållbart skogsbruk ("Sustainable Forest Management") kan realiseras i verkligheten talar tydligt för att komplettera idén om skogar som effektiva odlingsystem med att skogar är komplexa system som ska ha förmåga att återhämta sig efter, eller motstå, olika störningar (dvs. resiliens). Detta är görbart med ett landskapsperspektiv, och i denna rapport utvecklar jag och resonerar om visioner för hur detta kan ske. Begreppet landskap handlar om att natur och människa bildar kopplade system (Angelstam m.fl. 2013a, Partelow 2018) som omfattar biofysiska, av människor skapade, och upplevda värden i tid och rum, och i olika skalor. För företag innebär detta affärsmodeller vars produkter och tjänster bidrar till hållbara landskap. För investerare och kunder är det därför viktigt att komplettera ekonomisk utvärdering med att utvärdera konsekvenser av företags arbete med miljö, socialt ansvar och bolagsstyrning. Förkortningen ESG, som står för "Environmental, Social and Governance", fångar detta i form av att utvärdera både konsekvenser för uthållighet ("sustainability"), och beslutsfattande som inkluderar berörda intressenter ("sustainable development"). Det handlar också om företagens egen riskhantering, alltså hur företag minimerar eventuella negativa effekter av den egna verksamheten. Att beakta ESG har dessutom ofta positiva effekter på finansiella resultat (Friede m.fl. 2015, NGFS 2022). Med ett landskapsperspektiv kan alltså alla bli vinnare.

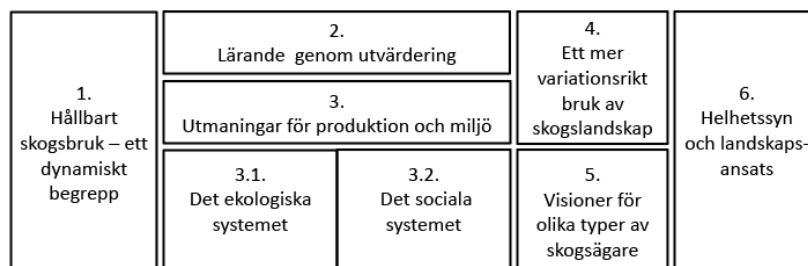
Som upprepades av landsbygdsminister Anna-Caren Säterberg den 3 februari 2022 har den svenska skogspolitiken från 1993/94 två jämförda

mål, produktion och miljö, och dessa ska "samspara med regeringens politiska prioriteringar inom klimatomställningen och skapa jobb i hela landet". Som representant för länder med effektiva skogliga odlingsystem är svenskt skogsbruk med inriktning på intensiv produktion av industriråvara en framgångssaga. Men just därför går det inte alls lika bra att uppfylla skogspolitikens miljömål (Naturvårdsverket 2021). Denna rapport tar dessa två jämförda mål som utgångspunkt för resonemang om olika visioner för uthålligt nyttjande av skogslandskap, och som representerar mångfalden av både ekologiska och sociala system i Sverige. Ingen ska tro att detta är enkelt, därför måste lärande genom utvärdering vara en ledstjärna. Dessutom kommer förr eller senare alltid oförutsedda överraskningar.

Rapportens struktur representerar ett flöde (se bilden nedan) med syfte att på ett översiktligt sätt presentera och tillämpa begreppet "lärande genom fortlöpande utvärdering" (Svensson m.fl. 2009) på riktlinjer som förespråkar multifunktionella skogslandskap som kopplade ekologiska och sociala system. Slutsatsen av att tillämpa denna ansats är att ett mer variationsrikt bruk av skogslandskap är önskvärt, och som måste anpassas till olika typer av skogsägare och skogsregioner. Detta kräver helhetssyn, evidensbaserad utvärdering och dialog, och samverkan på olika samhällsnivåer.

Per Angelstam
Skogsmästarskolan, Sveriges lantbruksuniversitet

April 2022



Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	5
Summary	7
1. Hållbart skogsbruk - ett dynamiskt begrepp	10
1.1. Hållbar utveckling, och flera aspekter av uthållighet	10
1.2. Ekosystemtjänster som naturnyttor varierar över tid	11
1.3. Naturen sätter gränserna för social och ekonomisk utveckling	12
1.4. En kort skogspolitisk historia	15
1.5. Produktionsmål och miljömål som skogspolitisk norm	16
2. Lärande genom fortlöpande utvärdering	18
2.1. Principer, kriterier, indikatorer och mål	18
2.2. Miljömålet livskraftiga stammar - utvärdering i flera skalor	19
3. Utmaningar för produktion och miljö	24
3.1. Det ekologiska systemet	24
3.2. Det sociala systemet	29
4. Ett mer variationsrikt bruk av skogslandskap	35
4.1. Olika skogsskötselsystem levererar olika värden	35
4.2. Härlig naturlig dynamik och traditionella kulturlandskaps hävdformer	35
4.3. Åtgärder i olika skalor	38
4.4. Exempel på trofiska interaktioner	40
4.5. Klimat	41
4.6. Att bidra efter förmåga	42
4.7. Industrins eller enskilda skogsägares perspektiv?	46
4.8. Sammanfattning av strategier för multifunktionella skogslandskap	46
5. Visioner för svenska landskap med olika typer av skogsägare	48
5.1. EU:s sista intakta skogslandskap: Pärälven, Jokkmokks kommun	49
5.2. Nordligt boreal: SCA - Viksjö-Graninge	50
5.3. Syd- och hemiboreal: Sveaskog i Tiveden, Laxå kommun	51
5.4. Nemoral skog: natur och kultur i nordöstra Skåne med många skogsägare	52
6. Helhetssyn och landskapsansats	53
6.1. Behovet av systemskifte	53
6.2. Kompass och gyroskop för lärande	53
Referenser	56

Sammanfattning

Visioner om hur ett skogslandskap ska se ut, hur det ska förvaltas och vilka varor, tjänster och värden det ska ge, beror på vilka normer som definieras. I all enkelhet, vad vill man? Efter en mer än hundraårig period av skogspolitiskt fokus på att säkerställa återbeskogning och framtida tillgång på biomassa i träd, formulerades bestämmelser om hänsyn till naturvårdens och andra allmänna intressen för första gången av statens skogar 1950, och i skogsvårdslagen år 1974. Sedan det tidiga 1990-talet är det skogspolitiska fokuset internationellt, inom EU och i Sverige på innebörden av begreppet ”Sustainable Forest Management” (”SFM”) i form av ”skötsel och användning av skog och skogsmark på ett sätt och i en takt som upprätthåller deras biologiska mångfald, produktivitet, förnyelsekapacitet, vitalitet och deras potential att fylla, nu och i framtiden, relevanta ekologiska, ekonomiska och sociala funktioner på lokal, nationell och global nivå, och inte skadar andra ekosystem” (MCPFE 1993 och European Commission 2021). Detta fokus har hittills alltså stått sig i 30 år, och innebär att man samtidigt måste beakta många olika dimensioner av skogar. Detta innebär en stor förändring från skog som odlingssystem till vad hållbart skogsbruk (”SFM”) förväntas innebära. Dessutom kräver pågående klimatförändringar bättre kunskaper om skogens roll i klimatsystemet i form av skogen som kolsänka respektive skogen som fossilfri råvaruresurs, samt behov av anpassning och omställning i samhället (Anon. 2022).

Att åstadkomma den förväntade mångfalden av ekosystemtjänster i form av olika naturnyttor kräver en mångfald av metoder för skötsel och planering, och en mångfald av värdekedjor som bygger på dessa naturnyttor. Dessa kan inte alltid mätas i bara pengar, även om det förefaller enklast. Idag brukas ungefär 97 % av Sveriges produktionsskogar med ett skogsskötselsystem, trakthyggesbruk med viss naturvårdshänsyn, och den dominerande värdekedjan bygger på industriell förädling av vedråvara. Kontrast mellan policy och verklighet har funnits under lång tid, men har nu lett till en alltmer intensifierad

debatt om skogen i många olika dimensioner. Denna debatt står i Sverige enkelt uttryckt mellan (1) å ena sidan en syn på skogar som komplexa ekosystem som ska brukas så alla värden bevaras, och som tål störningar av olika slag (resiliens), och (2) å den andra på skogar som odlingssystem vars syfte är att producera maximalt med industriråvara.

Syftet med denna rapport är att, för alla som är intresserade av skogsfrågor i vid bemärkelse, bidra till en nyanserad bild av hur riktlinjer om hållbart skogsbruk (”SFM”) skulle kunna förverkligas på sätt som matchar mångfalden av skogsägare och skogslandskap i det avlånga Sverige. Fokuset omfattar både det ekologiska systemet (dvs. arter, habitat och ekosystemfunktioner i olika skalor), det sociala systemet (dvs. intressenter och aktörer som representerar lokala till internationella nivåer), liksom interaktioner mellan dessa system.

Sverige är ett avlångt land med skogsmiljöer som skapats av både naturliga störningar och av människors traditionella brukande av kulturlandskap. Lösningar på olika utmaningar måste med andra ord anpassas till olika regionala kontexter, t.ex. fjällskogen, den boreala skogen, den hemiboreala skogen och den nemorala skogen längst i söder. Gamla träd i jordbrukslandskap och kulturmiljöer är viktiga för många skogsarter och för människors välbefinnande.

Skogsägarstrukturen skiljer sig kraftigt mellan dessa olika regioner, och därmed finns en lång rad olika ägardirektiv. De enskilt ägda skogarna intar en särställning med stora möjligheter att vidareutveckla traditionella och nya värdekedjor som bygger på skogsägarnas egna visioner, behov och mål. Detta kräver dock rådgivare med ett bredare fokus än virkesköparens uppdrag att mobilisera skogsråvara till ett så lågt pris som möjligt för industriell förädling.

Det behövs en mångfald av brukningsmetoder. Att argumentera för bara hyggen eller bara hyggesfritt är lika enfaldigt. Dessutom behövs metoder som inte bara fokuserar på bevarande av arter och deras livsmiljöer, utan även på alla skogsmiljöers resiliens i relation till påverkan av insekter, svampar, brand och stormar. Anpassningar

till klimatförändringar innebär behov av större arealer och andelar med lövskog, att öka landskaps vattenhållande förmåga, och metoder som ökar kollagret i hela landskapet. Slutligen behövs metoder som kan bevara och restaurera representativa och fungerande habitatnätverk (dvs. gröna infrastrukturer) för de arter som inte överlever ett intensivt skogsbrukande, och som bas för innovativa värdekedjor som bidrar till individers, företags och bygders välmående och välfärd.

Ingen har mig veterligen påstått att det är enkelt att bevara och skapa multifunktionella landskap genom att utveckla och etablera förvaltnings- och skötselmodeller som svarar på klimat- och biologiska mångfaldskriser.

Exempel på strategier är:

- Att landskap kan upprätthålla funktionella gröna infrastrukturer som stöder mänskligt välbefinnande och bevarande av biologisk mångfald, samtidigt som en effektiv råvaruproduktion kan ske i andra lämpliga områden.
- En övergång från fokus på skogar som odlingssystem till förvaltningssystem för landskap som stödjer integriteten och motståndskraften hos både ekosystem och sociala system, speciellt på landsbygden.
- Att se arbete för hållbart skogsbruk som gemensamma insatser som tar vara på och anpassas till olika skogsägarkategoriernas förutsättningar att göra olika.
- Enskilda skogsägare är en heterogen grupp, som med en bredare profil av rådgivningstjänster än den som erbjuds idag, skulle kunna öka bredden av ekosystemtjänster. Denna grupp har även en central roll för biologisk mångfald som är knuten till traditionella kulturlandskaps träd och trädbärande gräsmarker.
- Ärlig evidensbaserad dialog som tar hänsyn till mångfalden av förutsättningar hos olika lokala landskap och regioner med dess intressenter och aktörer.
- Uppmuntra systemtänkande och lärande genom fortlöpande utvärdering av olika skogsförvaltningssystemers förmåga att leverera bevarande av biologisk mångfald (arter, livsmiljöer, processer) och naturnyttor i både bestånds- och landskapsskala, och i olika förvaltningssammanhang. Acceptera att detta tar tid.
- Inse att det kommer överraskningar. Det pågående kriget i mitten av den europeiska kontinenten understryker det akuta behovet av socialt och ekologiskt motståndskraftiga multifunktionella landskap.

Summary

The current debate about the forest in Sweden is about two different worldviews. One is that forests are complex ecosystems that should be used so that all values are maintained and sustained, and which can withstand disturbances of various kinds (i.e. being resilient). The other is forests as cropping systems, the purpose of which is to maximise the production of industrial raw material. This report advocates that one way of making this debate constructive is to realize that both approaches are needed to achieve multifunctional landscapes. This requires combining a variety of forest management methods, and to use different approaches in different places in landscapes and regions. Two key challenges are to know how to act in different ecological and social systems, and how different societal interests can be addressed. This is not easy. Learning through evidence-based evaluation is a way forward.

The structure of this report represents an attempt to present how to apply the concept of “learning through ongoing evaluation” to the process of implementing policies aiming at Sustainable Forest Management (SFM) in landscapes as coupled ecological and social systems. The report stresses that a more varied use of forest landscapes is desirable, and that this is adapted to different types of forest owners and forest regions. This requires both a holistic view and evidence-based dialogue, and collaborative learning at different levels.

Well-functioning societies are based on effective hard and soft infrastructures. Hard infrastructures are about roads, railways, power lines and pipelines for water, information and communication. Soft infrastructures refer to society’s knowledge base, democratic institutions, the financial system, and a country’s informal rules and norms. The foundation for both hard and soft infrastructures is ultimately natural capital in the form of resources and functions provided by functioning and resilient ecosystems. In the debate about the Swedish forest, climate and biodiversity are good examples of the challenges of conserving and building green infrastructures.

The biodiversity concept corresponds to concepts like health and well-being, thus about something important, but at the same time complex and difficult to capture in simple units. This is reflected in international, European, EU and Swedish policies, strategies and guidelines on forests, water, species protection, ecosystem services, as well as cultural heritage values, and the public’s right to access information about and to participate in decision-making processes concerning environmental issues. Green infrastructure is an example of a concept and policy that aims to integrate many different policy areas. To conserve and build green infrastructures, benchmarks, norms and standards are needed that define functionality for different functions at different scales.

Forest cropping systems aim to reduce variation of different components such as tree species, the structure of forest stands in the form of trees of the same size, and not to allow natural disturbances. Conservation of biodiversity benefits from conserving and developing forests in exactly the opposite direction. To apply multiple approaches to managing forests is therefore necessary, as well as to evaluate how states and trends develop. The most reliable, easiest and fastest way is to monitor forest structures like dead wood, stand age distributions and intact forest landscapes. However, without comparing results from monitoring of structures that make up habitats for species with evidence-based norms based on comparisons with reference landscapes with intact biodiversity, the risks of misunderstandings and conflicting interpretations among stakeholder groups are enormous.

One example is dead wood on the ground in forests. During the past three decades, in Sweden, the amount of this type of dead wood increased by just over 50%. For some stakeholders, this can be interpreted as that the condition is good for an important habitat for many species that have difficulties to survive in forests with a focus on being cropping system for industrial raw material. However, focusing only on the trend in the amount of dead wood is insufficient. States and

trends must be compared with a norm that is based on evidence-based knowledge. Depending on the type of forest, the threshold values for the sufficient amount of dead wood are 20–50 cubic meters per hectare. In Sweden, the total amount of dead wood of all types is 9 cubic meters per hectare, and 20 in formally protected areas. Additionally, there are different dimensions and types of dead wood as well as different stages of decomposition.

In parallel with the example of dead wood as an indicator of biological diversity, how does the functionality of green infrastructures vary among different landscapes, and how do they change over time in the same landscape? Modeling using land cover data and geographical information systems of how the functionality of habitat networks change over time is one method. An important principle for the conservation of species in a landscape has the acronym “BBMJ” which stands for Better, Bigger, More and Joined patches of different forest environments. Analyses of different regions throughout Sweden, and Dalarna and Jämtland counties over a couple of decades, show (1) that the proportion of all forests with high natural values that constitute functional network of habitats varies from high in the mountain forest region to very low in the rest of southernmost Sweden, and (2) that the trend is negative over time.

The net effect of measures to achieve structural diversity in forests on the one hand, and measures for intensified biomass production on the other, is thus weakly positive for dead wood, but negative for networks of high conservation value forests. In order to promote learning through evaluation, such analyses should be carried out continuously in all Swedish forest regions, and made widely available to various actors and stakeholders.

Forest management systems can be classified based on how much they modify natural processes and structures. Traditional forest management approaches, such as even-aged and uneven-aged silvicultural systems, were developed with a focus on producing a high and sustained yield of living trees for the wood resource. Clear-felling systems are indeed simple and effective to maintain. In some European regions protective functions against avalanches, flooding and drifting sand were best provided with continuous tree cover silvi-

culture. Today a range of other services are also desired, including climate adaptation and mitigation. Conservation of species, their habitats and processes that maintain them remains a key concern. This calls for more of closer-to-nature forest management, which aims at emulating natural disturbances and the management of traditional cultural landscapes.

Depending on the social-ecological context, to support actions towards SFM in multifunctional landscapes, both integrative and segregative approaches can be used, or combined as a mosaic in landscapes. The latter is called a TRIAD approach. This reflects that multifunctionality requires the use of several forest management systems, each optimising effective wood production, resilience, human well-being, and biodiversity conservation, as well as with an increased share of set-asides. How to optimally combine different forest management approaches across landscapes in different European contexts is humbling.

To maintain multifunctional landscapes by developing and establishing management and governance approaches that aim at coping with the climate and biodiversity crises is not easy.

Examples of some key strategies are:

- To maintain functional habitat networks (green infrastructures) that support human well-being and welfare, and the conservation of biological diversity, while enabling effective raw material production in other suitable areas in different landscapes.
- A transition from a focus on forests as cropping systems to landscape management systems that support the integrity and resilience of both ecosystems and social systems, especially in rural areas.
- To see work for SFM as joint initiatives that take advantage of and are adapted to the conditions of different forest owner categories.
- Private non-industrial forest owners are a heterogeneous group, which with a broader profile of advisory services than the one

offered today, could increase the diversity of ecosystem services and subsequent value chains. This group of actors also has a central role for maintaining the biological diversity that is linked to the trees and wooded grasslands of the cultural landscape.

- Honest evidence-based dialogue that takes into account the diversity of conditions in different landscapes and regions with its stakeholders and actors.
- Encourage systems thinking and learning through ongoing evaluation of different forest management systems' ability to deliver

biodiversity conservation (species, habitats, processes) and multiple benefits of nature at both stand and landscape scales, and in different governance contexts. Accept that this takes time.

- Realise that there will be surprises. The ongoing war in the centre of the European continent underlines the urgent need to support socially and ecologically resilient multifunctional forest landscapes.



The current debate about the forest in Sweden is about two competing visions: forests as cropping systems or as complex ecosystems that should be used so that all values are maintained and sustained.

Photos by Per Angelstam from the foothills of the Ural Mountains and from northern Sweden.

1. Hållbart skogsbruk – ett dynamiskt begrepp

1.1. Hållbar utveckling, och flera aspekter av uthållighet

Enligt internationella definitioner är skogsbruk alla olika skötselåtgärder som har ett definierat syfte (Nieuwenhuis 2010). Förväntningarna på vad skogar ska leverera varierar dock mellan landskap, regioner, intressentgrupper och över tid (Davis m.fl. 2001, Helms 2002). Det handlar både om traditioner för förvaltning av och kulturer kring naturresurser och landskapsvärden på flera beslutsnivåer, och om konsekvenser för ekosystem, sociala system inklusive ekonomi i olika skalor (figur 1).

Lee (1993) använde ordet ”gyroskop” för hållbar utveckling som en samhällsprocess och ”kompass” för vitt spridd kunskap om graden av uthållighet enligt definierade normer. Jämfört med att producera maximalt med vedråvara på ett effektivt sätt, är det mycket mer komplicerat att bedriva

ett skogsbruk med fokus på multifunktionella landskap. Om olika aktörer har olika syften och ambitioner, utan att tydligt deklarerat detta, blir det inte lätt att komma överens om vilka metoder som är lämpliga.

Att utveckla multifunktionella skogslandskap (Regeringen 2014, European Commission 2021) kräver ett systemperspektiv som ser landskap som sammanlänkade sociala och ekologiska system (”SES”) (Partelow 2018). Som ett forskningsfält har SES-konceptet utvecklats till ett systematiskt tillvägagångssätt för att förstå hur olika länkade sociala och ekologiska system kan vara uthålliga för människor på platser med olika naturresurssystem, system för samhällsstyrning, intressenter och aktörer. Inom dessa huvudnivåer kan interaktioner i olika socioekonomiska och politiska sammanhang diagnostiseras på olika sätt, olika skötselmetoder jämföras (t.ex. Pukkala



Figur 1. Begreppet landskapsansats är ett sätt att omsätta politik om hållbart skogsbruk enligt principen om ”Sustainable Forest Management (SFM)” i landskap och regioner till handling. Detta fångas av uttrycket ”kompass och gyroskop” (Lee 1993), det vill säga att integrera samverkan och evidensbaserad kunskap om tillstånd och trender för olika dimensioner av SFM..



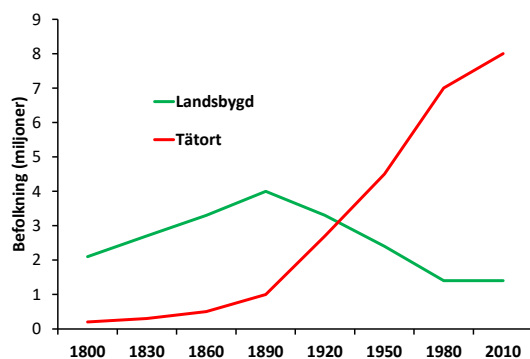
Figur 2. Världens stats- och regeringschefer antog 2015 en ny utvecklingsagenda och 17 globala mål (dimensioner för uthållighet) för hållbar utveckling (UN 2015) som en samhällsprocess (Baker2006). Illustrationen betonar att det sociala systemet måste hålla sig inom de ramar som ekosystem ger (Raworth 2017). Bilden från Stockholm Resilience Center.

2021, 2022), och konsekvenser för biosfären, samhället och ekonomin (figur 2) utvärderas. Denna uppdelning är ett av flera sätt att beskriva begreppet uthållighet ("sustainability") (Purvis m.fl. 2019).

1.2. Ekosystemtjänster som naturnyttor varierar över tid

Vad skogslandskap förväntas tillhandahålla är dynamiskt över tid, och skiljer sig åt mellan regioner. Med tanke på att träd är långlivade arter, ofta med biologiska livslängder på flera hundra år, är ett historiskt perspektiv viktigt när man resonerar om hur skogslandskap borde förvaltas för att bevara biologisk mångfald.

Innan den första industriella revolutionen, som byggdes på ångmaskinen, nådde Sverige i mitten av 1800-talet, koloniserades och brukades skogslandskap med syfte att tillfredsställa behovet av mat och energi och andra resursbehov i lokalsamhället. En nyckelkomponent var att hålla tama växtätare som kor, får och getter. De gav mat åt människor, både mjölk som kan koncentreras till smör och ost, och kött. Lika viktigt var gödsel som en nyckelkomponent i jordbrukets odlingssystem. Både regionalt och lokalt omfördes speciellt de produktiva skogsmarkerna till jordbruksmark. I Sverige var befolkningen på landsbygden som störst i slutet av 1800-talet med knappt 4 miljoner (figur 3). Jord- och skogsbruk var då med ca 3 miljoner sysselsatta basen i människors försörjning (Swedborg 1988).



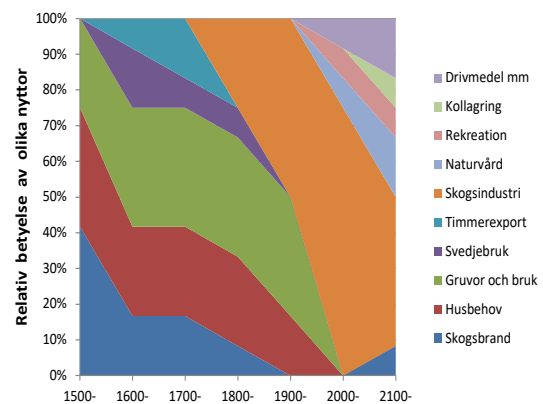
Figur 3. Sveriges befolkningsfördelning på landsbygd och tätort 1800-2010 (Svanström 2015).

Den andra industriella revolutionen är kopplad till uppfinningen av förbrännings- och elmotorer på 1890-talet. Detta gav plats för den snabba uppbyggnaden av massa- och pappersindustrin, och effektiv transport av timmer och massaved, samt så småningom en snabb urbanisering. Från omkring år 1900 skedde i Sverige en tydlig urbanisering med folkflyttningar från landsbygd till dåtidens städer.

Den tredje industriella revolutionen är förknippad med uppfinningen av mikrochipet 1971. Detta har påverkat profilen av produkter som byggs på massaved. Den kraftiga förskjutningen från tidningspapper till förpackningspapper är ett exempel, och innebär en minskad förädlingsgrad. Hygienprodukter är därför en viktig produkt.

Under de senaste tre decennierna har politik på internationell och nationell nivå samt hos skogsföretag betonat hållbarhetens nyckelroll när det gäller naturkapitalet som grund för social och ekonomisk utveckling (Friede m.fl. 2015, figur 2). Biologisk mångfald och anpassningsbara resilienta ekosystem som vitala komponenter i naturkapitalet försämras dock fortfarande (IPBES 2018, 2019), och situationen förvärras ytterligare av klimatförändringar (IPCC 2021, 2022). Bevarande av biologisk mångfald fokuserar därmed i ökande utsträckning på dess betydelse för ekosystemtjänster och naturnyttor (Smith och Stenseke 2021).

Sammantaget, efter en lång period av fokus på hög produktion av timmer och massaved, är samhällets önskemål för framtiden tillbaka till ett



Figur 4. Portföljerna av olika naturnyttor, och skogsbrand, har varierat kraftigt över tid. Figuren illustrerar schematiskt utvecklingen i Bergslagen, och en skattning av den fortsatta dynamiken.

Tabell 1. Tabellen är ett försök att beskriva hur profilen av olika grupper av ekosystemtjänster (Reid m. fl. 2005) är olika i olika faser av samhällets utveckling.

Faser i samhällets utveckling	Ekosystemtjänster av olika slag				
	Försörjande		Stödjande (habitat)	Reglerande	Kulturella
	Virke	Annat			
Jordbruksamhället (självhushållning)	+	+	+	+	+
Tidig industrialisering (ved, pottaska, tjära)	++++	+			
Bergs- och glasbruk (ved, träkol, byggmaterial)	+++++				
Skogsindustri (miljömärkt massaved och timmer)	++++		+		
Riktlinjer om "Sustainable Forest Management"	+	+	+	+	+

behov av många olika nyttigheter som bidrar till välbefinnande och välfärd (figur 4, tabell 1). Detta innebär risker för motsättningar mellan olika mål, och kräver anpassningsförmåga, för vem vet hur det kommer att se ut i framtiden?

1.3. Naturen sätter gränserna för social och ekonomisk utveckling

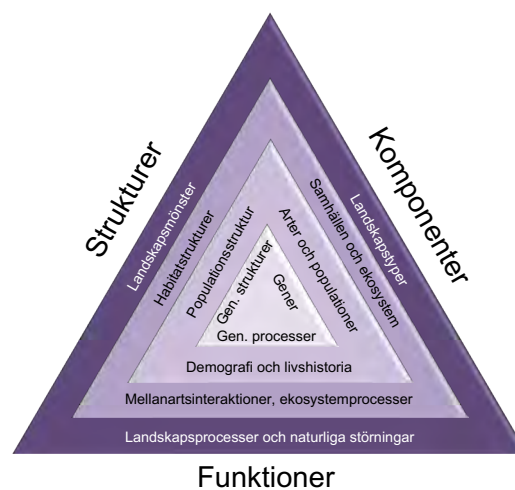
1.3.1. Vad är biologisk mångfald?

Begreppet biologisk mångfald kan liknas vid begrepp som hälsa och välfärd, dvs. något viktigt men som samtidigt är komplext och svårt att fånga i enkla enheter. Det handlar om gener, arter och ekosystem i landskap och kan förklaras på flera sätt (Larsson m.fl. 2001, Brumelis m.fl. 2011). För det första har biologisk mångfald en rad olika komponenter. Dessa kan ha olika strukturer, och påverkas av mångfalden av funktioner i ekosystem (Franklin 1988, Bracy Knight m.fl. 2020) (figur 5). För det andra kan dessa egenskaper beskrivas för olika hierarkier och rumsliga skalor (Noss 1990).

Exempel på komponenter är gener, arter, växtsamhällen och landskapstyper. Strukturer är de rumsliga mönster som kan skapas. Individuella gener fördelas således i kromosomer och över genpoolen. Artpopulationer består av individer med olika kön, ålder och storlek. Ett växtsamhälle som domineras av träd kan modifieras med likåldriga och olikåldriga skogsodlingssystem. Olika lokala landskap har olika fördelningar av de regionala skogstyperna. Slutligen inryms i begreppet biologisk mångfald många processer som leder till

funktionell mångfald. Gener kan kombineras och modifieras. Populationers struktur kan förändras över tiden på grund av processer som minskar eller utökar arters olika livsmiljöer. Landskapets sammansättning och struktur kan ändras när naturliga störningar ersätts av olika odlingssystem, och odlingssystem i det traditionella kulturlandskapet ödeläggs.

För att övervaka tillstånd och trender för biologisk mångfald måste dess olika dimensioner (figur 5) kvantifieras (Franklin 1988, Noss 1990, Bracy Knight m.fl. 2020), och för att bedöma om en viss



Figur 5. Biologisk mångfald är ett mångdimensionellt fenomen med komponenter, strukturer och funktioner (efter Jonsson 2021).

dimension är tillfredsställande måste den jämföras med en norm som definierar vad detta innebär.

Biologisk mångfald kan alltså ses som ett flerdimensionellt språk för övervakning och bedömning av ekosystemens sammansättning, struktur och funktion, och som syftar till att upprätthålla biosfären för sin egen skull, och för människor att dra nytta av. Med hjälp av en språklig metafor har den biologiska mångfalden bokstäver (t.ex. individuella gener, arter, växtsamhällen), som är strukturerade i ord som särskilda strukturer av olika bokstäver för att säkerställa korrekt stavning (t.ex. en livskraftig populationsstruktur, en naturlig beståndsstruktur, representativa nätverk av olika livsmiljöer), och grammatik som processen att ordna ord och satser (tex. naturliga och antropogena störningar).

1.3.2. Att mäta graden av naturlighet i skogsbestånd

I standarder för certifiering av skogsbruk anges att all personal som utför skoglig planering ska ha kompetens att utföra naturvärdesbedömning, och att detta skall göras före större skogliga åtgärder. Naturvärdesbedömning syftar till att identifiera ett områdes förutsättningar för att bevara biologisk mångfald, och skapa underlag för planering av åtgärder eller avsättningar. Bedömningen ska ske med hänsyn till olika organismgruppers krav på livsmiljöer. Detta innebär att väga in faktorer som till exempel topografi och markförhållanden, hydrologi, mikroklimat, trädskiktets sammansättning och struktur, träd med speciella egenskaper, olika former av död ved (stående, liggande, olika nedbrytningsstadier och storlek), markens bördighet indikerat av kärlväxtarter, naturlig störningsdynamik och historiskt nyttjande.

Biologisk mångfald är alltså mångdimensionellt, och kan bedömas genom att jämföra olika komponenter som arter, strukturer och funktioner (figur 6, Angelstam och Dönz-Breuss 2004, Angelstam m.fl. 2003, Brumelis m.fl. 2011). Graden av naturlighet är alltså mätbar, och det finns en rik terminologi för att beskriva detta (Buchwald 2005). Val av datakällor kan dock påverka resultatet. Studier av Storch m.fl. (2018, 2019) visar att traditionella skogliga data som syftar till att beskriva strukturer i brukade skogar (Vidal m.fl. 2016), snarare än egenskaper som syftar till att beskriva graden av naturlighet, ger olika resultat.

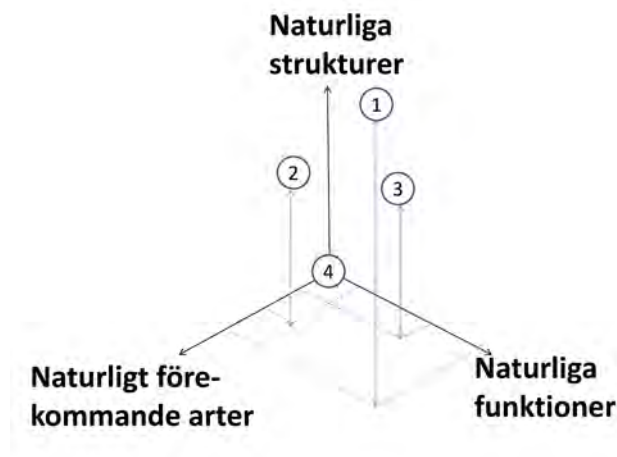
Debatt om vad fjärranalys och fältdata visar om avverkningsintensiteten i ett land är ett annat exempel (Breidenbach m.fl. 2022). Samverkan för att belysa olika perspektiv genom att kombinera olika datakällor är därför viktigt.

1.3.3. Olika ambitionsnivåer för bevarande av biologisk mångfald

Man kan formulera minst fyra olika ambitionsnivåer för bevarande av biologisk mångfald (Angelstam m.fl. 2004a) (figur 7).

1. Arter lever kvar i fragment av en tidigare vanlig livsmiljö. Hit hör vad som kan uppnås genom system för miljöcertifiering.
2. Naturligt förekommande arter ska finnas i livskraftiga populationer, dvs. en del av svensk skogspolitik. Men, eftersom ekosystemen är dynamiska, är den totala arean som behövs för att säkerställa arternas beständighet i livskraftiga populationer större på lång sikt än på kort sikt (Pickett och Thompson 1978, Hanski 2011).
3. Säkerställa ekosystems integritet (Pimentel m.fl. 2000, Karr m.fl. 2021) vilket möjliggör interaktioner mellan arter och processer över tid (Bengtsson m.fl. 2003).
4. Säkerställa ekologisk resiliens (Gunderson 2000), till exempel under scenarier av förändringar av klimat liksom globala ekonomiska och sociala drivkrafter.

De senare ambitionsnivåerna ingår i mer holistiska begrepp som försöker fånga de förutsättningar som krävs för att ekosystem och deras komponenter existerar och fungerar (Schick m.fl. 2019, Messier m.fl. 2013, 2015). Dessa olika ambitionsnivåer är relevanta för både visioner om skogar som naturliga störningsregimer, och traditionella kulturlandskap (Angelstam m.fl. 2021a).



Figur 6. Illustration av fyra potentiella tillstånd för olika kombinationer av skogars grad av naturlighet illustrerat med de tre axlarna naturligt förekommande arter, strukturer och processer (naturligheten ökar längs med axlarna). Skog 1 representerar ett naturligt dynamiskt skogslandskap med alla förekommande arter, strukturer och processer (Pärlälven naturskogsreservat i Jokkmokk, ovan till vänster). Skog 2 är ett isolerat litet skogsfragment med fortfarande ganska naturliga strukturer men för litet för att upprätthålla livskraftiga stammar eller naturliga störningsdynamik (vid Vöjmsjön i Vilhelmina, ovan till höger). Skog 3 har fått tillbaka naturliga processer, men strukturerna och arterna har ännu kommit tillbaka (brandfält i Härjedalen, nedan till vänster). Skog 4 är brukad med låg grad av naturlighet (hyggesfritt i Västergötland, nedan till höger) (efter Brumelis m.fl. 2011).

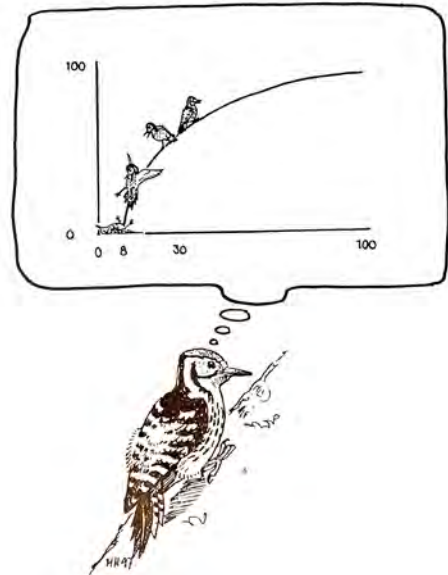
	Komponenter (arter)	Strukturer (habitat)	Funktioner (processer)
Landskap			Ekologisk integritet och resiliens
Bestånd			Livskraftiga stammar
Träd	Förekomst av arter		

Figur 7. Biologisk mångfald kan bevaras med olika ambitionsnivåer. I skogliga sammanhang fokuserar miljömärkningssystem på förekomst av arter medan den svenska skogspolitikkens miljömål har livskraftiga stammar av naturligt förekommande arter som mål. Integritet och resiliens nämns i politik om klimatrelaterad anpassning och omställning.

1.3.4. Det finns gränser för hur mycket omvandling naturen tål

Biosfärens naturkapital sätter gränser för hur mycket det kan nyttjas (Steffen m.fl. 2015, Raworth 2017). Ett exempel är att det finns tydliga mönster för hur mängden av olika livsmiljöer påverkar arter (Svancara m.fl. 2005, Tear m.fl. 2005). Det finns tre viktiga konsekvenser av denna empiriska kunskap (figur 8).

1. Även om kvaliteten på livsmiljön är idealisk, är sannolikheten att arter kan överleva lokalt vanligtvis lägre än 100 %. Det kan bero på slumpen, eller på att någon störning inträffat.
2. För arter som kan överleva i landskap med måttligt fragmenterade livsmiljöer, är effekterna på artens fortlevnad av fortsatt minskning inte rätlinjig. Anledningen är att när 10–30 % livsmiljö återstår minskar sannolikheten för artens överlevnad snabbt (figur 8).
3. Arter kan reagera på förlust av livsmiljöer med mer eller mindre stor fördröjning. Detta gäller i synnerhet arter med lång livslängd. Termen för detta är utdöendeskuld (Hanski 2011).



Figur 8. Det finns tröskelvärden för hur förlust av livsmiljöer påverkar arter i ett landskap, och en omfattande forskning som redovisar detta (Andrén 1994, With och Crist 1995, Fahrig 2001, Angelstam m.fl. 2003, 2004b, Guénette och Villard 2005, Moring och Müller 2009).

1.4. En kort skogspolitisk historia

Efter debatt och diskussion (politik) kan överenskomna riktlinjer formuleras (policy). Insikter om vikten av att ta hänsyn till kommande generationer när man använder naturresurser har en mycket lång historia (Leopold 1933, Omari 1990). Hållbar utveckling är ett exempel. Den amerikanske miljövetaren Lester Brown anses ha myntat begreppet ”sustainable development”, som blev grunden i FN:s Brundtlandrapport från 1987 med titeln ”Vår gemensamma framtid”. Begreppet hållbar utveckling har tillämpats på många politikområden, inklusive skogen. Medan hållbar utveckling handlar om samhällsprocessen (Baker 2006), så handlar uthållighet (”sustainability”) (Purvis m.fl. 2019) om vad samhällsprocessen genom anpassning och lärande leder till i relation till överenskomna mål för både sociala och ekologiska system (Norton 2005).

Efter nästan 50 års diskussion infördes den första skogsvårdslagen i Sverige 1903 (Ekelund och Hamilton 2001, Dalin 2016). Syftet var att

säkerställa återbeskogning och framtida tillgång på industriråvara. Återkommande senare versioner av policy om skog fokuserade på skogens betydelse för den svenska ekonomin och för sysselsättningen. Bestämmelser om hänsyn till naturvårdens och andra allmänna intressen i samband med skogsbruk infördes första gången i skogsvårdslagen år 1974 (Regeringen 1974), och senare i den nuvarande skogsvårdslagen 1979 (se översikt i Skogsstyrelsen 2020).

I det skogspolitiska beslutet 1993 lyftes miljöfrågorna fram ännu tydligare (SOU 1992). Motivet var att en betydande del av Sverige biologiska mångfald finns i skogslandskapet, och dess bevarande är beroende av att det sker en tillräckligt god miljöanpassning av skogsbruket. Enligt ”En skogspolitik i takt med tiden” (Regeringen 2007/08:108) bör grunderna i den gällande skogspolitiken från 1993 ligga fast, men att framtida klimatförändringar i högre grad bör beaktas. Vidare slogs det fast att skogspolitikens två jämställda miljömål och produktionsmål, och det delade ansvaret mellan samhället och skogsägarna, förutsätter en tydligt definierad och långsiktig äganderätt.

En lång rad andra riktlinjer om landtäckan i allmänhet berör givetvis också skog. Några exempel är vatten, artskydd, ekosystemtjänster och biologisk mångfald, liksom kulturmiljövärden och allmänhetens rätt att få tillgång till information om och att delta i beslutsprocesser rörande miljöfrågor. Grön infrastruktur är ett exempel på ett koncept och en politik som syftar till att integrera många olika politikområden (European Commission 2013, Chatzimitor m.fl. 2020).

Det finns även en lång rad internationella riktlinjer som definierar termen ”Sustainable Forest Management (SFM)”. FN:s konferens om miljö och utveckling 1992 ledde till Agenda 21 och konventionerna om biologisk mångfald och klimat. Därmed uppmärksammades vid ministerkonferensen om skog som hölls i Helsingfors 1993 (MCPFE 1993) ”the need to reconcile the legitimate and sustainable use of wood and other forest products with all other functions of forests in the ecological and social conditions prevailing in Europe, and that the conservation and appropriate enhancement of biological diversity in all types of forests is an essential element in their sustainable management”.

SFM har följande definition: ”the stewardship and use of forests and forest lands in a way, and at a rate, that maintains their biodiversity, productivity, regeneration capacity, vitality and their potential to fulfil, now and in the future, relevant ecological, economic and social functions, at local, national, and global levels, and that does not cause damage to other ecosystems”. Denna definition lever kvar än idag, och utgör en grund även för EU:s skogsstrategi (European Commission 2021). Sammantaget innebär detta en stor förändring av synen på vad skogsbruk förväntas innebära jämfört med tidigare.

1.5. Produktionsmål och miljömål som skogspolitisk norm

Hur ser ett hållbart brukat skogslandskap ut? Vilka varor, tjänster och värden (dvs. ekosystemtjänster eller naturnyttor) vill man ha? Hur mycket och med vilken ambitionsnivå? Hur mycket kan ett naturligt ekosystem eller traditionellt kulturlandskap förändras innan det passerar kritiska gränser för olika dimensioner av biologisk mångfalds bevarande? Vilka intressenter och aktörer i olika delar av olika värdekedjor är vinnare, och vilka är förlorare?

Regeringens proposition 2014:141 redovisar regeringens samlade strategi för biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Strategin har betydelse för flera av de svenska miljö kvalitetsmålen och generationsmålet, de internationella mål som kallas Aichimålen inom konventionen för biologisk mångfald, och för målen i EU:s strategi för biologisk mångfald till 2020. Revision av dessa mål har nyligen gjorts, eller är i färd att göras, och det finns inga tecken på att innebörden skulle förändras dramatiskt. Detta gäller även den senaste skogspolitiska propositionen som bygger på skogsutredningen 2020 (SOU 2020:73).

Instrument för genomförande av policy kan omfatta så väl ”morot” (t.ex. miljömärkning med syfte att ge tillgång till miljömedvetna marknader) som ”piska” (t.ex. juridiska och ekonomiska straff) och ”predikan” (t.ex. målbilder, rådgivning). Som utgångspunkt för analys av vilka skogsskötselalternativ och andra åtgärder som kan bidra till arbete med biologisk mångfald och ekosystemtjänster tas här skogspolitikens jämställda produktionsmål och miljömål (tabell 2).

Tabell 2. Försök att illustrera att olika portföljer av åtgärder behövs för att närma sig skogspolitikens produktionsmål och miljömål (Regeringen 1992/93:226), och att olika "valutor" behövs för utvärdering.

Åtgärder och "valutor"	Produktionsmål			Miljömål		
	God avkastning	Frihet att producera	Frihet och ansvar	Produktionsförmåga	Livskraftiga stammar	Kulturella och sociala värden
Styrning av stat					+	+
Planering	+	+	+	+	+	+
Brukande	+	+	+	+	+	+
Skydd					+	+
Restaurering				+	+	+
Viltförvaltning	+	+	+	+	+	+
"Valutor"	Pengar	Pengar och välbefinnande	Pengar och välbefinnande	Pengar och resiliens	Arter och habitat	Välbefinnande

Produktionsmålet innebär att skogen och skogsmarken (1) ska utnyttjas effektivt och ansvarsfullt så att de ger en uthålligt god avkastning. Skogsproduktionens inriktning (2) ska ge handlingsfrihet i fråga om användningen av vad skogen producerar (Regeringen 1992/93:226 s. 32). Därutöver avreglerades politikområdet genom att bidrag avskaffades (3) och att skogsägarna i betydande utsträckning fick stor frihet under ansvar att själva bedriva ett långsiktigt hållbart skogsbruk.

Miljömålet innebär att lagkraven skärptes i form av 30§ i skogsvårdslagen och delar av miljöbalken, med motivet att (1) skogsmarkens naturgivna produktionsförmåga ska bevaras. En

biologisk mångfald och genetisk variation ska säkras. Skogen (2) ska brukas så att växt- och djurarter som naturligt hör hemma där ska ges förutsättningar att fortleva i livskraftiga bestånd. Hotade arter och ekosystem ska skyddas. (3) Skogens kulturmiljövärden samt dess estetiska och sociala värden ska värnas (Regeringen 1992/93:226 s. 27).

2. Lärande genom fortlöpande utvärdering

2.1. Principer, kriterier, indikatorer och mål

En nyckelfaktor för att realisera olika aspekter av hållbart skogsbruk är systemtänkande och lärande genom kontinuerlig utvärdering (Norton 2005, Svensson m.fl. 2009). Utveckling av kriterier och indikatorer (K&I) för att generera evidensbaserad kunskap om tillstånd och mäta förändringar för olika dimensioner av hållbart skogsbruk enligt principer för SFM har därmed blivit allt viktigare (figur 9).

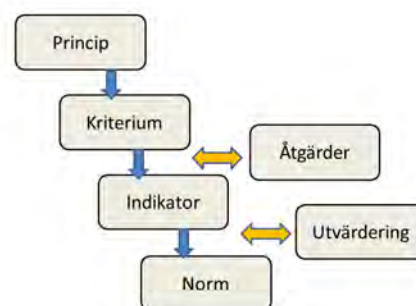
En lång tids fokus på att producera timmer och massaved har omvandlat skogar som styrs av naturliga störningar som brand, stormar, översvämningar, vedsvampar och insekter, och övergivna tidigare hävdade jordbrukslandskap, till intensivt brukade skogliga odlingssystem (Felton m.fl. 2020, Östlund m.fl. 1997, 2021).

Sedan 1970-talet har stora ansträngningar gjorts för att göra skillnaderna mellan dessa två tillstånd mindre. Miljöhänsyn ses som bärare av biologisk mångfald i det brukade landskapet, områden avsätts frivilligt och skyddas formellt, och flera typer av naturvårdsskötsel görs (Gustafsson m.fl. 2012, 2020). Uppföljning av tillstånd och trender görs därför för både arter (t.ex. fågeltaxering), habitat som livsmiljöer (t.ex. Riksskogstaxeringen, fjärranalys) och processer (t.ex. klövviltbete och andra skador (Normark 2019)). Det är väsentligt att även följa upp sociala värden av olika slag, inklusive jobb som bygger på traditionella, nya värdekedjor, hälsa och välbefinnande, samt givetvis det ekonomiska resultatet för olika skogsägarkategorier och delar av olika värdekedjor (jämför tabell 2).

Forest Europe har utvecklat K&I som ett policyinstrument för att övervaka och rapportera om SFM (<https://foresteurope.org/workstreams/sustainable-forest-management/>). Till skillnad mot våra nordiska och baltiska grannländer, utom Litauen, har Sverige dock inte formulerat sådana (Linser och Wolfslehner 2022). Beslutsfattande som en adaptiv lärandeprocess kräver även

bedömning av tillstånd för olika indikatorer. Detta kan göras genom jämförelser med specificerade mål som ska uppnås, normer som ska tillgodoses, eller tröskelvärden som inte får överskridas (figur 9, Lammerts van Bueren och Blom (1997)).

Att gå från beskrivningar av K&I till målbaserade bedömningar har Forest Europe hittills misslyckats med, men det efterfrågas i allt högre grad av beslutsfattare och intressenter (Linser och Wolfslehner 2022). Detsamma gäller Sverige. I sin rapport som analyserar och utvärderar effekterna av skogssektorns gemensamma arbete med målbilder för god miljöhänsyn drog Pardon och Lindberg (2021) slutsatsen att ”Det är problematiskt att utvärderingens bedömningar av de praktiska effekterna för skogsbrukets lämnade hänsyn och därpå följande effekter på miljötillståndet i skogen endast utgörs av sannolikhetsresonemang, snarare än robust empiri. Avsaknaden av jämförbara data och en samlad bild av skogsbrukets lämnade hänsyn, och effekterna på miljötillståndet i skogen, är en brist som är angelägen att åtgärda ur både ett skogspolitiskt och miljöpolitiskt perspektiv.” Detta signalerar tydligt till politiken att uppföljning och utvärdering jämfört med normer som bidrar till fortlöpande lärande är angeläget.



Figur 9. Illustration av begreppen princip, kriterium, indikator och norm (Lammerts van Bueren och Blom 1997).

Detta tillvägagångssätt kan tillämpas för livsmiljöer i flera olika skalor; från den mycket lokala som död ved i skogsbestånd, till landskap och olika regioner.

2.2. Miljömålet livskraftiga stammar – utvärdering i flera skalor

2.2.1. Mängden död ved i relation till tröskelvärden

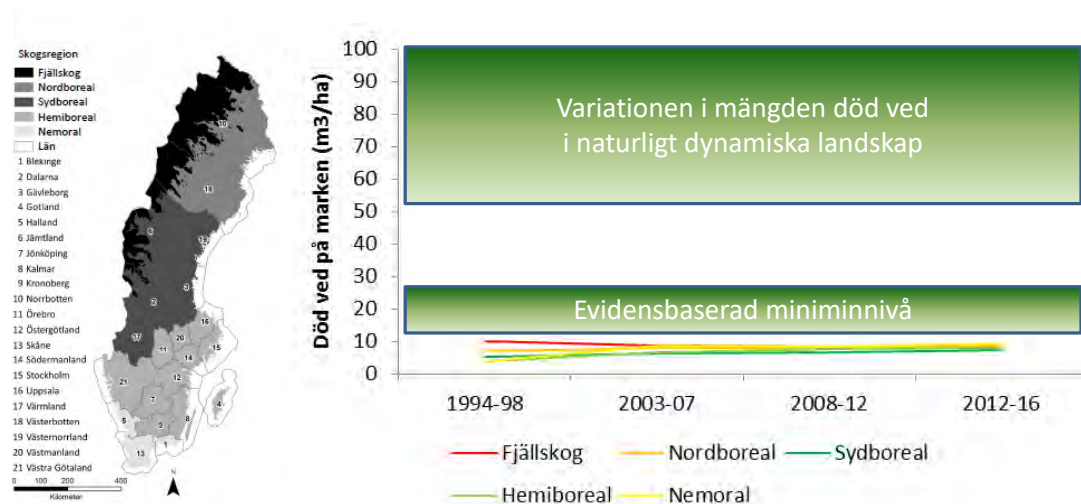
För kriteriet att bevara biologisk mångfald ges här ett exempel på hur tillstånd och trender kan jämföras med en norm som definierar målet. Utan att jämföra resultat från övervakning av mängden av strukturer som utgör habitat för arter med evidensbaserade tröskelvärden baserade på jämförelser med referenslandskap (figur 10) är riskerna för missförstånd och motsatta tolkningar bland intressentgrupper enorma.

Ett exempel är död ved på marken. Under perioden 1994–98 till 2012–2016 ökade mängden av denna typ av död ved i Sverige från 3,4 till 5,3 m³ per hektar, det vill säga med 56 % (SLU 2020). För vissa intressenter kan detta tolkas som att tillståndet för en viktig livsmiljö för biologisk mångfald är bra. Att bara fokusera på ökningen är dock

otillräckligt. Tillstånd och trender måste jämföras med en norm i form av evidensbaserad kunskap. För död ved handlar detta om att det finns olika nedbrytningsstadier av död ved (Stokland 2001), om det finns kontinuitet av olika dimensioner och typer av död ved (Nordén m.fl. 2014), samt om det finns tillräckliga mängder i landskapet av dessa olika egenskaper.

Tillståndet för olika dimensioner av biologisk mångfald beror på nettoeffekten av åtgärder för hög produktion av biomassa å ena sidan, och åtgärder för att åstadkomma strukturell mångfald i skogar å den andra. Data från riksskogstaxeringen (SLU 2020) om faktorer som ökar och minskar mängden död ved över tid utgör ett illustrativt exempel på behovet av ett helhetsperspektiv.

Naturlig dödlighet av träd och naturvårdshänsyn är två faktorer som tillför död ved, och skördad och borttagen ved samt förmultning är två faktorer som gör att död ved försvinner (figur 11). Men även om positiva trender för några av variablerna som fångar nivån av naturlighet hos skogsbestånd observerades (SLU 2020), är de absoluta nivåerna och nettoökningen långt under evidensbaserad kunskap för artbevarande (Angelstam och Manton



Figur 10. Övervakning av mängden död ved i olika svenska skogregioner visar på minskning i nordväst och ökning i söder (Jonsson m.fl. 2016, Angelstam och Manton 2021). Orsakerna är fortsatt omvandling av naturnära skogar till odlingssystem med fokus på industriråvara i norr, och i söder stormen Gudrun i januari 2005. Den döda veden domineras av ej nedbruten hård död granved, och andra typer är ovanliga och minskar. Dessutom är mängderna av olika typer av död ved långt under det empiriska tröskelintervallet för vad som behövs för att bevara arter som är beroende av död ved; och den naturliga variationen är ännu större (Müller och Bütler 2010). Kartan gjord av Michael Manton.

2021). Detta gäller beståndsskalan (t.ex. olika dödvedssortiment baserat på nedbrytningsgrad), landskapsskalan (t.ex. gamla skogsbestånd) och den regionala skalan (t.ex. förlust av EU:s sista intakta skogslandskap) (Jonsson m.fl. 2019).

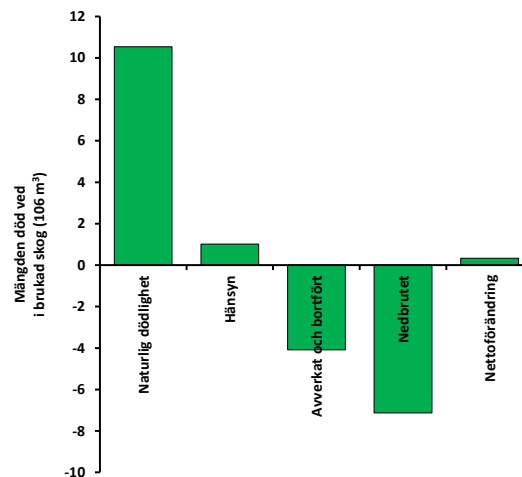
2.2.2. Gröna infrastrukturens funktionalitet i rum och tid

Parallellt med exemplet död ved som indikator på biologisk mångfald, hur varierar gröna infrastrukturens funktionalitet mellan olika landskap, och hur förändras de över tid i samma landskap? Rumslig modellering av hur habitatnätverks funktionalitet förändras över tid är en metod (Manton m.fl. 2005, Mikusiński och Edenius 2006). En viktig princip för bevarande av arter i ett landskap har akronymen ”BBMJ” (Lawton m.fl. 2010), som står för Better/kvalitet, Bigger/storlek, More/mängd and Joined/funktionell konnektivitet.

Angelstam m.fl. (2020) analyserade huruvida enskilda skogsområden bildar fungerande gröna infrastrukturen i olika delar av Sverige. Graden av fragmentering av de återstående skogsområdena med höga naturvärden ökade från norr till söder (figur 12). Det resulterar i ett ökande behov av skogshabitat med höga naturvärden från norr till söder, och därmed landskapsrestaurering (Mansourian m.fl. 2020). Sättet att resonera stämmer bäst överens med ambitionsnivån livskraftiga stammar (figur 7).

Om man vill nå högre ambitionsnivåer, ja då ställs större krav. Begreppet stora intakta skogslandskap utvecklades för att lyfta fram betydelsen av ekologisk integritet och resiliens (Karr m.fl. 2021). Därmed uppmärksammas nu den svenska fjällnära skogen och det fjällnära landskapet med dess höga och många värden (Svensson m.fl. 2022). Grantham m.fl. (2020) uppskattade att drygt 40 % av världens skogar har en hög grad av resiliens, och de är begränsade till områden i Kanada, Ryssland, Amazonas, Centralafrika, och Nya Guinea.

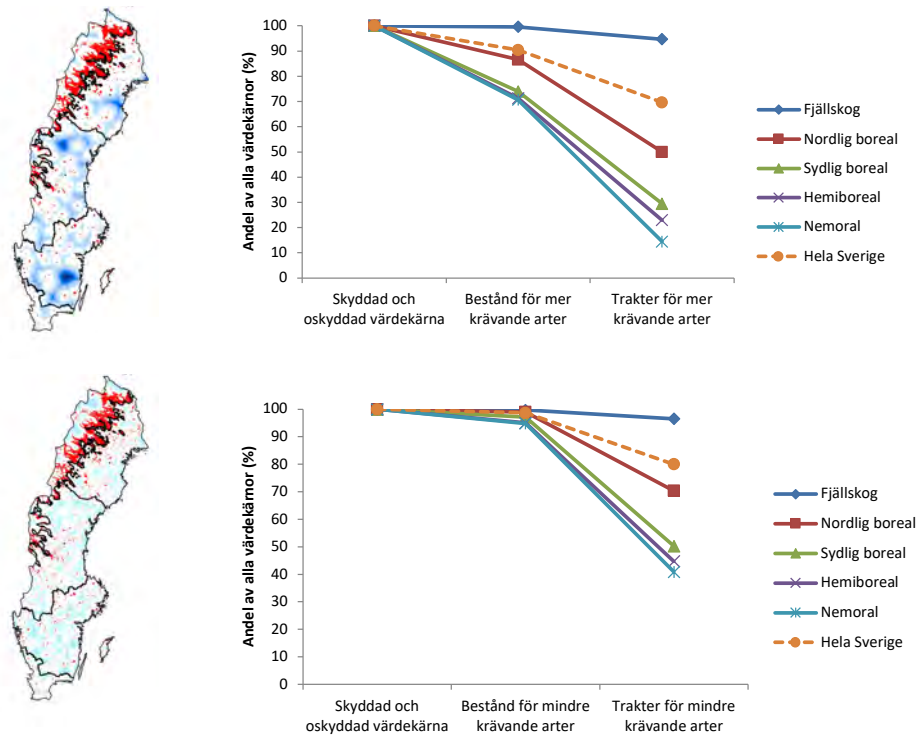
Det svenska fjällnära skogslandskapet karakteriseras av mångbruk med låg intensitet. Rennäring, fjälljordbruk, småskaligt skogsbruk och annan markanvändning har pågått under lång tid. Att den fjällnära skogen har en nord-sydlig utsträckning över >100 mil är gynnsamt i en tid av klimatförändringar. Därmed är den fjällnära skogen en utgångspunkt för en fungerande grön



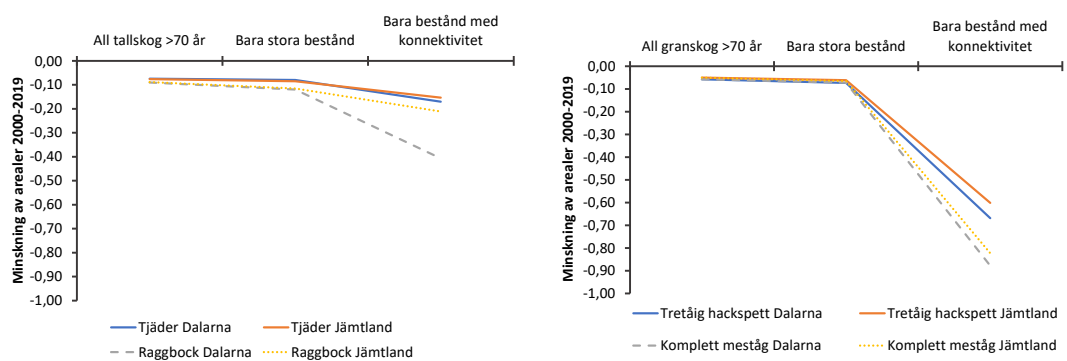
Figur 11. Faktorer som påverkar ökning och minskning av mängden död ved (>10 cm i brösthöjd) på produktiv skogsmark i Sverige. Data från NFI 2012–2017, som omfattar perioden 2011–2016 (SLU 2020).

infrastruktur som bevarar biologisk mångfald och ekosystemtjänster med höga ambitionsnivåer, och gynnar samtidigt regional och lokal utveckling (Jonsson m.fl. 2019).

Fritt tillgängliga satellitbaserade data om skogar ger tillförlitliga uppskattningar om i vilken takt äldre skogar och gammelskogar omvandlas till unga skötta skogar via kalhyggen runt skyddade områden. Ett exempel är en studie av de två svenska länen Dalarna och Jämtland som täcker 10 % av Sverige, och representerar gradienten från landskap med fokus på högavkastande virkesproduktion, till rester av stora intakta skogslandskap. Trots en snabb ökning av det formella skogsskyddet och frivilliga avsatta skogar från 2000 till 2019 så minskade funktionaliteten för habitatnätverk för gammal tallskog med 15–41 % och gammal granskog med 15–88 % (figur 13) (Angelstam och Manton 2021). Detta beror på att ”skärgården av öar” med skogar som har höga naturvärden blir allt glesare. Konsekvenserna i form av kraftigt försämrade förhållanden för stannfåglar är väl dokumenterade både i norra Sverige (Angelstam m.fl. 2020) och norra Finland (Virkkala 1991). Även i de södra och mellersta boreala zonerna i Finland visade Määttänen m.fl. (2022) att skogarnas livsmiljö försämras snabbt på regional och landskapsnivå.



Figur 12. Exempel på hur rumsliga analyser av skogar med höga naturvärden kan användas för att bedöma habitatnätverks funktionalitet för arter med mer (överst) eller mindre (nederst) arealkrävande arter (Angelstam m.fl. 2020). Kartorna gjorda av Michael Manton. De röda områdena betecknar funktionella habitatnätverk ("hotspots"), och de blå områden betecknar att habitatnätverket inte fungerar ("coldspots").



Figur 13. Minskning av habitatnätverks funktionalitet för arter (andel av areal som har försvunnit mellan år 2000 och 2019) i gammal tallskog (tjäder och raggbock; till vänster) och gammal granskog (tretåig hackspett och komplett meståg; till höger) i Dalarnas och Jämtlands län (Angelstam och Manton 2021).

2.2.3. Vattendrag som grön-blå infrastruktur

Precis som på land, kan enkla modeller som bygger på grundläggande principer om kvalitet, storlek, mängd och funktionell konnektivitet för att bedöma en grön infrastruktuers funktionalitet (Manton m.fl. 2005, Lawton m.fl. 2010) användas även för arter som är beroende av akvatiska miljöer. Med fokus på öring i små bäckar kan detta illustreras både för denna art i sig, men även för dess föda i form av vattenlevande insekter, och flodpärlmusslan som är beroende av öringen under den del av livscykeln som musslans larver lever i öringens gälar. Sammantaget ger de följande studierna exempel på att gröna (och blå) infrastrukturers funktionalitet kan utvärderas.

Död ved i vatten skapar struktur som samlar nedfallande växtmaterial som gynnar produktionen av fiskmat, och ger skydd för fiskar. Degerman m.fl. (2004) kvantifierade mängden död ved på 4382 lokaler i svenska skogsbäckar. Död ved fanns ofta, men i små mängder. Öring var den mest förekommande fiskarten, förekom på 82 % av platserna, och mängden öring ökade med mängden död ved. Genom att använda mängden av död ved och bäckbredd, kunde förekomst och storlek på öringar förutsägas. I en analys omfattande hela Sverige visade Donadi m.fl. (2021) att minskad andel skogsmark var negativ för förekomst av öring i vattendrag och i en parallell studie (Donadi m.fl. 2019) att tillförsel av död ved bör ha en signifikant positiv effekt på öring i framför allt små och oskuggade vattendrag.

Törnblom m.fl. (2017) testade hypotesen att mängden lämplig livsmiljö i strömmande vattendrag kan förutsägas med hjälp av habitatmodellering. Analys av avrinningsområden avseende kvalitet, storlek och konnektivitet för strömmande segment av vattendrag med hjälp av digitala höjddata och förekomst av dammar. Habitatmodellerna validerades mot närvaro och frånvaro av lokala öringförekomster. Den erforderliga minsta längden av strömsegment var 270 meter, motsvarande 0,35 hektar. Förekomst av flera sektioner med strömmande vatten mellan dammar hade en betydande positiv effekt på öringnärvaro. Förekomst och täthet av öring var positivt korrelerad till livsmiljö kvalitet (Tamario m.fl. 2021), och negativt till vattenkraftens reglering.

Öringar äter vattenlevande insekter. Törnblom m.fl. (2011) mätte mängden och artrikedom

av bäcksländor (Plecoptera) i förhållande till mängden av olika habitat och vattenkemi i små avrinningsområden (strömordning två och tre). Analyserna visade att det fanns ett tröskelvärde för relationen mellan artrikedom bland bäcksländor och andelen skog i det lokala avrinningsområdet. Detta tröskelvärde kan användas som en evidensbaserad norm för att bedöma ekologisk status för små vattendrag.

Flodpärlmusslan är hotad inom större delen av sitt utbredningsområde. Degerman m.fl. (2013) testade hypotesen att det är möjligt att förutsäga om lokala populationer av flodpärlmussla är livskraftiga eller inte med hjälp av rumsliga data om markanvändning och landtäcken, vattenkemi och förekomst av öring som är värd för musslans larver. Förekomst av reproducerande lokala stammar av flodpärlmusslors förutsades av mängden fosfor i vattnet, vilken i sin tur förklarades av mängden av olika landtäcken i avrinningsområdet.

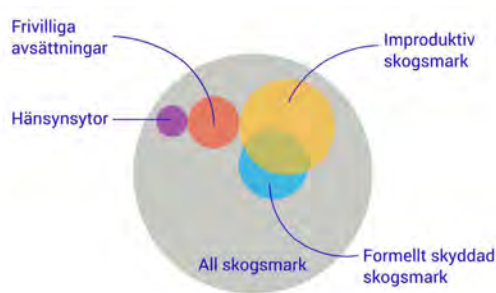
2.2.4. Hur mycket skog är "skyddad" i olika svenska skogsregioner?

Redovisning av arealer som undantas från skogsbruk kan göras på många olika sätt. Enligt det svenska skogsprogrammet (Anon. 2018) angavs 31 % av skogsmarken i Sverige vara officiellt skyddad, frivilligt avsatt, eller inte använd för virkesproduktion nu eller i framtiden under en omloppstid. Sedan några år tillbaka ingår numera totalt fyra kategorier: formellt skyddad skogsmark, frivilliga avsättningar, hänsynsytor och improduktiv skogsmark (SCB 2021). Det finns dock överlapp mellan skyddad och improduktiv skogsmark, vilket kräver att man noga sätter sig in i statistiken och olika sätt att presentera den. För Sverige som helhet redovisar SCB (2021) data enligt tabell 3. Enbart procentsatser är dock inte tillräckligt för att bedöma gröna infrastrukturers funktionalitet. Men hur kan man räkna ihop de olika kategorierna?

En internationellt erkänd norm för mängden "skyddad skog" är konventionen för biologisk mångfalds kvantitativa mål (17 %), och dess kvalitativa kriterier (effektivt och rättvist förvaltade, ekologiskt representativa och väl sammankopplade system av skyddade områden och andra effektiva områdesbaserade bevarandeåtgärder, och som integreras i landskap) (CBD 2010, Angelstam m.fl. 2021c).

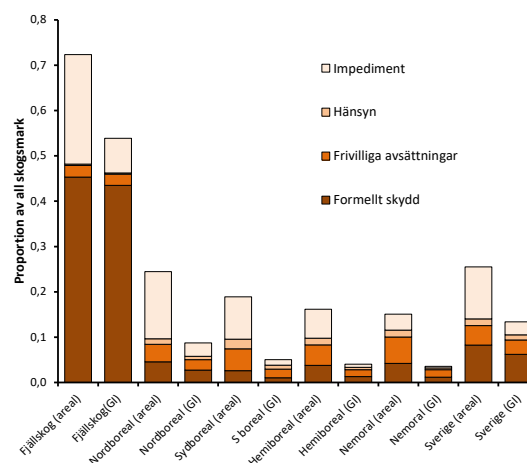
Tabell 3. Formellt skyddad skogsmark, improduktiv skogsmark, frivilliga avsättningar och hänsynsytor (SCB 2021, avrundade arealer i ha). För detaljer och osäkerheter i skattningar på grund av definitioner, överlapp mellan olika kategorier av mark som inte brukas, se SCB 2021:5 och figur 14).

	Arealer i hektar, utan överlapp mellan former		Andel av all skogsmark	
	Produktiv skogsmark	Skogsmark totalt	Produktiv skogsmark	Skogsmark totalt
Formellt skyddad skogsmark	1 313 200	2 350 400	5,7 %	8,7 %
Frivilliga avsättningar	1 323 100	1 323 100	5,6 %	4,7 %
Hänsynsytor	480 700	480 700	2,0 %	1,7 %
Improduktiv skogsmark	0	3 124 300	0,0 %	11,2 %



Figur 14. Statistikens fyra former av skogsmark, illustration av överlapp (SCB 2021:12).

Om man till att börja med granskar den regionala fördelningen av all skogsmark som är undantagen från virkesfångst så ser man att den fjällnära skogen skiljer sig radikalt de övriga regionerna (figur 15). Angelstam m.fl. (2020) visade att vid tillämpningen av kriterierna för representativitet av olika skogsmiljöer som svarar mot olika gröna infrastrukturer i landskap och konnektivitet enligt CBD:s Aichi-mål #11, så minskar dessa siffror från ca 26 % till en effektivitet hos GI på 12 %. Vid uppdelning på de fem svenska skogsregionerna var den effektiva GI 54 % för den subalpina skogsregionen, som är värd för EU:s sista intakta skogslandskap (Jonsson m.fl. 2019), men endast 3–8 % för de andra fyra skogsregionerna nedanför fjällskogarna där virkesproduktion är dominerande (figur 15). Sammantaget, tar man hänsyn till bedömningar av icke brukade skogars mängd, om kvaliteten är relevant, och om de bildar funktionella habitatnätverk så uppfylls inte Aichis mål 11 ens på nationell nivå (figur 15). Observera att hänsynsytor inte hänförs till mål 11, utan till Aichi mål 7 om hållbart brukande.



Figur 15. Med fokus på tre kategorier av avverkningsrestriktioner för skog och annan skogsmark (formellt skyddad, frivilligt avsatt, improduktivt) plus uppskattningar av naturvårdshänsyn sammanfattar figuren skillnaderna mellan total yta och uppskattningar av habitatnätverks funktionalitet som bidrag till Aichi mål # 11 (Angelstam m.fl. 2020). Observera att naturvårdshänsyn hänvisar till Aichi mål #7 om åtgärder utanför ”skyddade” områden. Områdesindelning, se figur 10.

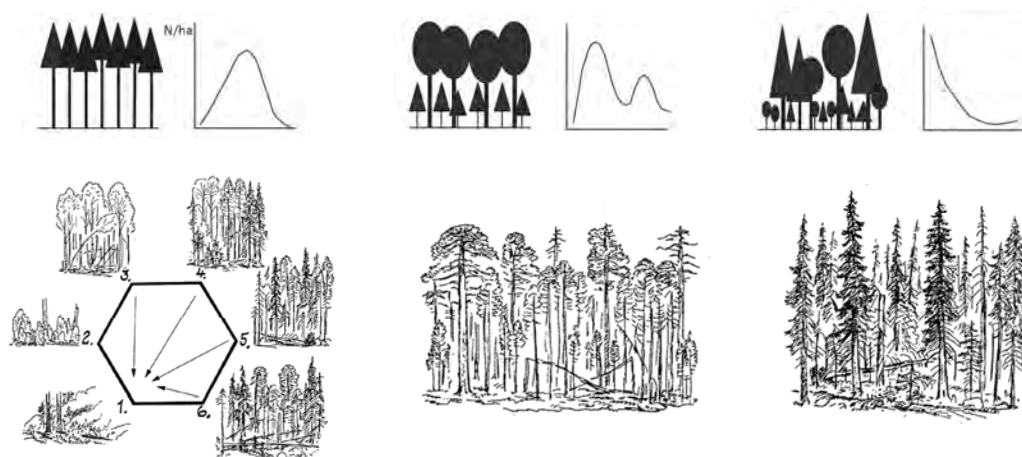
3. Utmaningar för produktion och miljö

3.1. Det ekologiska systemet

3.1.1. Naturliga störningsregimer som vision

Naturligt förekommande arter som är beroende av träd har anpassat sig till dynamiska skogslandskaps olika livsmiljöer och funktioner. Att förstå naturliga störningsregimer är därför viktigt (Attiwill 1994, Angelstam 1996). Miljövärdsberedningen publicerade 1997 en regional bristanalys av 14 olika skogsmiljöer på produktiv skogsmark i fyra olika skogsregioner nedanför fjällskogarna. Den

nya skogspolitiken från 1993 hade då stimulerat forskning och praktiskt utvecklingsarbete med syfte att etablera skogsskötselmetoder som kan efterlikna naturliga störningsregimer som bränder och andra störningar med olika frekvens, intensitet och omfattning (Angelstam m.fl. 1993, Fries m.fl. 1997, 1998). I princip finns tre huvudgrupper av skogsmiljöer med olika naturlig dynamik (figur 16, Angelstam och Kuuluvainen 2004):



Figur 16. Två sätt att illustrera tre olika naturliga störningsregimer: från vänster till höger succession i olika faser efter storskalig störning, flerskiktad tallskog, intern dynamik dominerad av gran. Principskissen överst visar hur beståndsstrukturen och åldersfördelningen ser ut (från Vitkova och Dhubháin 2013). Teckningarna nedanför visar till vänster sex utvecklingsstadier under successionen efter en kraftig störning som brand eller storm på frisk mark. En tidig lövfas med ljusålskande och en sen barrfas skuggfördragande träarter är typisk. Speciellt de senare utvecklingsstadierna kan återgå till det första stadiet efter störning, vilket resulterar i en mängd utvecklingsvägar. Flerskiktad tallskog på mager och torr mark visas i bilden i mitten, och intern dynamik i ett granbestånd på fuktig näringsrik mark till höger (teckning av Martin Holmer). Olika ståndorter har olika förutsättningar för olika naturliga skogliga störningsregimer; enligt den så kallade ASIO-modellen för relativa brandfrekvenser med tillhörande naturliga störningsregimer och träslagssammansättningar finns tydliga kopplingar mellan störningsregim och ståndort (Angelstam m.fl. 1993, Angelstam 1998, Angelstam och Kuuluvainen 2004, Berglund och Kuuluvainen 2021):

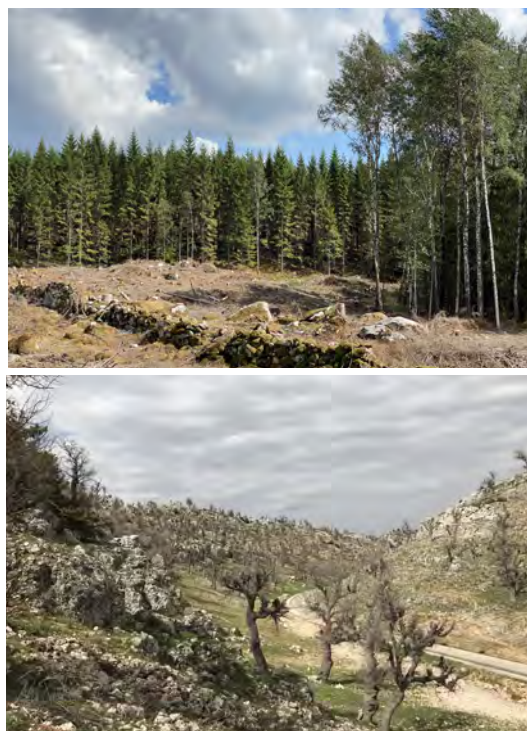
- A (Aldrig) - interndynamiska skogar gran eller ädellövskog på blöta jordar
- S (Sällan) - i huvudsak interndynamiska skogar med gran / blandskog på fuktig mark
- I (Ibland) - successionskogor med tidig lövfas och sen barrfas på frisk mark
- O (ofta) - flerskiktade tallskogor med frekventa bränder med låg intensitet på torr mark

1. Successionsstadier efter storskalig intensiv störning. Successionen kan initieras av brand, vind eller insekter. Egenskaperna i denna typ av dynamik är tillfälliga och finns i olika landskapsavsnitt vid olika tidpunkter, och under kortare eller längre tid. I den boreala regionen utgörs dessa egenskaper av till exempel fårska brandfält, unga lövsuccessioner, sena lövsuccessioner och gammelskog (se även figur 29). Även om en åldersklass dominerar inom en successionsfas, finns oftast en stor mängd äldre träd och död ved kvar från det tidigare beståndet. I ungskogen som uppkommit efter brand eller storm finns naturligt både stora mängder död ved, större bestånd, trädgrupper och enskilda träd kvar. Dessa arv från det tidigare beståndet utgör en betydelsefull del av den nya skogen.
2. Brandpräglade tallskogar. I naturtillståndet brinner torra marker ofta, men med relativt låg intensitet. Detta leder till bestånd som ofta innehåller flera åldersklasser av tall liksom död ved i olika nedbrytningsstadier. Ekskogar har en liknande naturlig dynamik.
3. Skog med intern dynamik. Sådana skogar bildar i ett naturligt tillstånd sammanhängande områden, nätverk och korridorer i landskapets fuktigaste delar, eller i ett oceaniskt klimat (Angelstam 1998). De karakteriseras av ett stabilt fuktigt mikroklimat och en kontinuerlig tillförsel av död ved. I boreal skog är gran det dominerande trädslaget, men även björk och asp finns. I den sydliga ädellövskogen domineras trädskiktet av skuggfördragan- de lövträd som ask och alm. Den skuggtåliga boken har också en intern beståndsdynamik.

3.1.2. Hävdade traditionella kulturlandskap som vision

Omföringen av skogsmark till jordbruksmark började tidigt och ledde till ett landskap med gradvisa övergångar mellan skog, gräsbärande mark med spridda grova, delvis döda träd och gräsmark utan vuxna träd. Här fanns förutsättningar både för arter som var knutna till naturskogen och arter som kommit in med utsäde eller på annat sätt spritt sig genom människans försorg. Genom slåtter och bete bevarades glest trädbevuxna gräsmarker

under lång tid. Övergången till hagmark, det vill säga betade, vanligen före detta lövängar, innebar vissa förändringar för marklevande organismer medan trädskiktet fortfarande var intakt och därmed en viktig skogsmiljö (Amilon 1923). Ofta har det traditionella kulturlandskapets träd och glesa skogar fungerat som en räddningsplanka för arter i områden som förlorat sina naturskogar (figur 17).



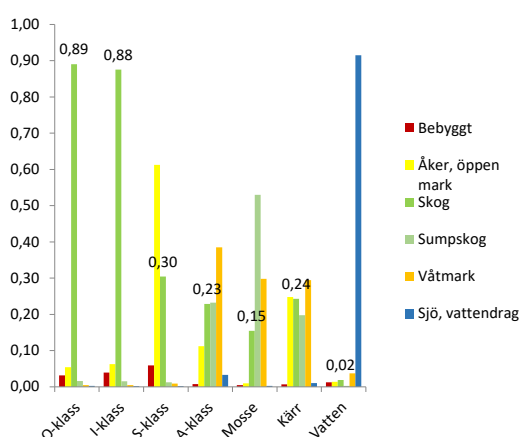
Figur 17. Övergivet kulturlandskap i nordöstra Skåne som planterats med gran och avverkats, och ett landskap med hamlade ekar i södra Turkiet (foto Per Angelstam).

3.1.3. Avskogning, omföring och fragmentering av ursprungliga skogar

Olika ståndorters förutsättningar för produktion av mat och foder har styrt avskogningen för att etablera jordbruksmark i Sverige. Denna process påbörjades för mer än 5000 år sedan i vissa regioner, och fortsatte en bit in på 1900-talet i norra Sverige. Angelstam och Andersson (2001) beräknade den historiska avskogningen i Sverige från 62% under 100 m ö.h. i lövskogsregionen till <2% över 400 m ö.h. i nordboreal skog. Idag

förekommer detta i princip inte längre. Istället har jordbruksmark ibland åter blivit skog, dels genom spontan igenväxning, dels genom plantering. Detta är tydligt kopplat till ståndortsförhållanden (figur 18).

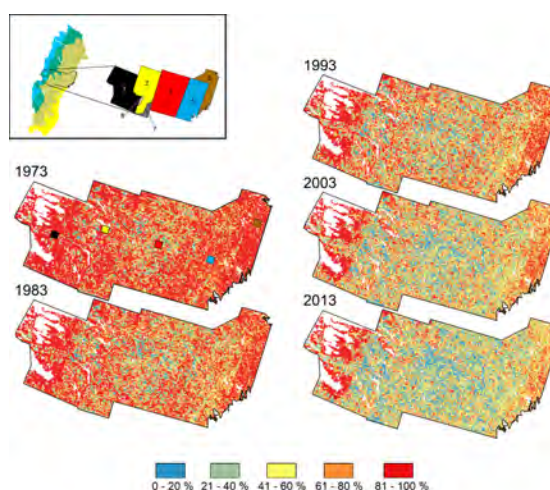
I det traditionella jordbrukslandskapet i Europa upprätthölls stora arealer trädbärande gräsmarker, vars minskning sammanfaller med minskande populationer av arter som är typiska för landtäcken i traditionella kulturlandskap (Bergman m.fl. 2004, 2012). Med Kristianstad kommun som fallstudie uppskattade Manton och Angelstam (2018) den historiska variationen av den totala arealen, kvaliteten och storleken på gräsmarksområden. Rumsliga data från de senaste två århundradena indikerade att tre fjärdedelar av den totala gräsmarksytan försvunnit. Tre faktorer påverkade gräsmarkernas minskande funktionalitet som grön infrastruktur. Först, under perioden 1927–1976, minskade gräsmarksområden med höga naturvärden med 41–59 %. För det andra, minskade antalet typer av gräsmarker från 5 till 1. För det tredje, som ett sätt att bedöma effekten av habitatfragmentering, konstaterades att tillräckligt stora områden för gräsmarksarter minskade med 89–100 %. Bedömning av den kumulativa effekten av förlust, förändring, och fragmentering under de senaste



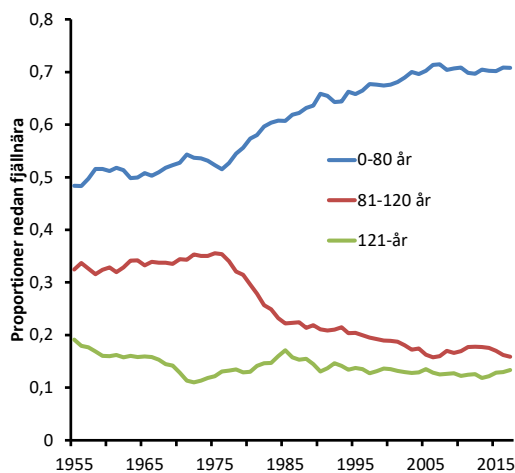
Figur 18. Med Svartåns avrinningsområde i Västmanlands län som exempel framgår skillnaderna tydligt mellan hur stor andel av olika ståndorter (se text under figur 16) från torra och fattiga (O-klass) till våta och rika (A-klass och kärr) har odlats upp (Angelstam m.fl. 2021d).

två århundradena indikerar att funktionaliteten för det traditionella kulturlandskapets gräsmarker har minskat med minst 98 %. I en annan svensk fallstudie fann Cousins m.fl. (2015) en minskning med 96 %.

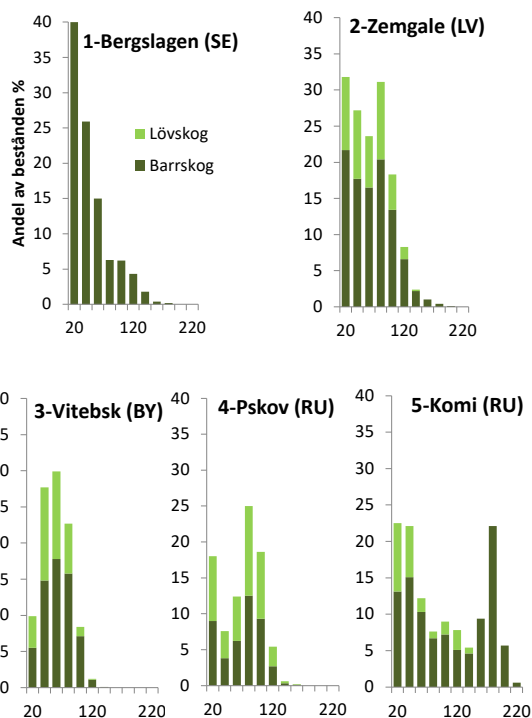
Omföring och fragmentering av naturskogar i norra Sverige har pågått under betydligt kortare tid än i södra Sverige. Medan detta vanligen inte påverkat andelen skogsmark i landskapet, utom på det bördigaste markerna (S- och A-klass i figur 18), så har tillgången på habitat för arter som är beroende av gammelskog med hög grad av naturlighet av olika slag minskat. Men även om ett landskap som omvandlas från naturskog till ett odlingsystem inte ändras med avseende på mängden av naturtypen skog, så kan vissa ålderklasser och trädslagsblandningar minska kraftigt så att arter inte längre klarar sig (Eggers m.fl. 2020). Denna omföring och fragmentering pågår fortfarande i perifera delar av norra Sverige (Svensson m.fl. 2018, 2020, Mikusiński m.fl. 2021, Angelstam och Manton 2021, figur 19). Detta har skapat ett landskap som är kluvet i två delar; dels yngre skogar som ett effektivt odlingsystem för industriråvara, dels små öar av äldre skogar (figur 20).



Figur 19. Omföring av naturskogar till kulturskogar i delar av Västerbottens och Jämtlands län 1973-2013 (Svensson m.fl. 2019, kartbearbetning av J. Andersson). Färgskalan från rött till blått går från >80% med potentiell kontinuitetsskog till <20%. Kartan över norra Sverige för orientering av delområden markerade i kartan för 1973



Figur 20. Kurvorna beskriver åldersklassfördelningen i Västerbottens län under perioden 1955-2017 (produktiv skogsmark, utanför formellt skyddade områden enligt 2018 års skikt. Fem års glidande medelvärden med år avseende klassmitt).

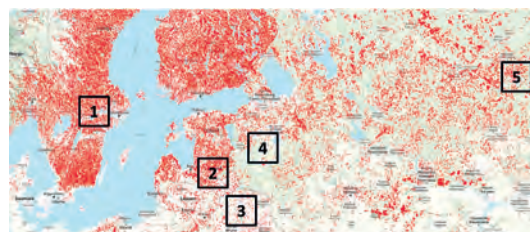


3.1.4. Kraftig förändring av åldersfördelningen i skogslandskapet

Naturligt dynamiska skogslandskap domineras av gammelskogar med stor strukturell mångfald (Pennanen 2002, Angelstam och Kuuluvainen 2004, Kuuluvainen och Gauthier 2018, Berglund och Kuuluvainen 2021). I kontrast till detta bygger det dominerande skogsodlingssystemet i Sverige på jämnåriga bestånd med avverkning av träd vid biologiskt sett unga år. Detta följs sedan av markberedning, plantering och röjning, två gallringar och inte sällan applicering av gödningsmedel. Detta avviker starkt från naturligt dynamiska landskap (Cyr m.fl. 2009). Dessutom finns ett tätt nätverk av permanenta skogsvägar, som i allmänhet inte lämnar någon punkt i ett landskap >500 m från en skogsbilväg (se Fries och Holmström 2018).

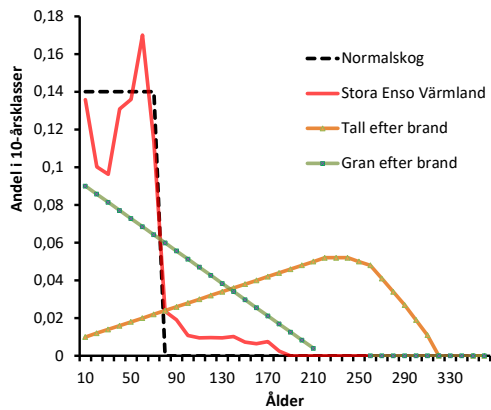
Omvandlingen av landskap från naturligt dynamiska skogar till produktionsskogar påbörjades i norra Sverige under 1800-talet, och har fortsatt (figur 20). Jämförelser mellan olika landskap som har påverkats av intensifiering under olika lång tid ger samma bild (figur 21).

Den dramatiska skillnaden mellan åldersfördelningen i skogslandskap med effektiva odlingsystem, och i naturligt dynamiska skogslandskap



Figur 21. Åldersklassfördelningar och den relativa andelen av barrbestånd (mörkgrön) och bestånd med >30 % lövträd (ljusgrön) i fem boreala landskap (1-5) som representerar utvecklingen i norra Europa från naturligt dynamiska skogar (5) längst i öster till odlingsystem (1) med fokus på industriråvara (Naumov m.fl. 2018) i väster. Bakgrunden i rött indikerar huvudsakligen områden som slutavverkats, eller som speciellt i Ryssland i öster utsatts för naturliga störningar under de senaste två decennierna.

illustreras i figur 22. Här är fokus på minskningen av gammelskogar, men även ett stort antal andra aspekter har förändrats. Död ved (Müller och Bütler 2010), kvarvarande stora och gamla träd (Berglund och Kuuluvainen 2021), och tidiga successionsstadier efter störningar (Kuuluvainen och Gauthier 2018) är några exempel.



Figur 22. Landskap med brukade skogar och naturskogar har olika åldersfördelningar. Skogsbolaget Stora Enso Värmland 2018 överensstämmer ganska väl med det som kallas normalskog, d.v.s. att skogen är jämnt fördelad på åldersklasserna upp till slutavverkningsåldern. Dessutom finns en "svans" av äldre skogar. Penmanen (2002) modellerade hur olika brandintervall skapar olika åldersfördelningar för tallskogar och granskogar, vilka redovisas schematiskt. De stora skillnaderna mellan mängderna äldre skogar (säg 150 år) i dessa olika system är en grundorsak till problemen med att bevara biologisk mångfald i skogar som brukas främst för virkesproduktion. Jämförelser mellan mängderna av äldre skogar i dagens landskap och kunskaper om referenslandskap är basen i bristanalyser (Angelstam och Andersson 1997, Angelstam m.fl. 2010, 2020, Berglund och Kuuluvainen 2021).

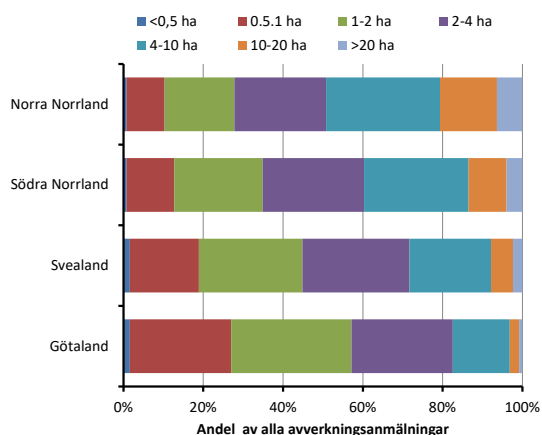
3.1.5. 97 % hyggesbruk är problematiskt, men inte alltid hyggen i sig

För första gången undersökte Skogsstyrelsen under 2021 förekomsten av hyggesfritt skogsbruk bland skogsägare, både storskaliga och småskaliga (Appelqvist m.fl. 2021). Hyggesfritt skogsbruk definierades i undersökningen som skogsmark med produktionsmål där skogen sköts så att marken alltid är trädbevuxen utan att det uppstår större kala ytor. I undersökningen exemplifierades de hyggesfria metoderna med olika former av blädning, plockhuggning, luckhuggning och överhållen skärm. Av 19 miljoner hektar virkesproduktionsmark uppskattade Appelqvist m.fl. (2021) att 0,64 miljoner hektar (dvs. 3 %) bedrivs med hyggesfria metoder på (dvs. oräknat mark inom frivilliga avsättningar, improduktiv skogsmark eller med målklassningen naturvård orörd eller naturvård med skötsel).

Om man eftersträvar en mångfald av skogsbruksmetoder så är 97 % hyggesbruk problematiskt. Detta handlar dock inte i första hand om hygges storlek, vilken är lägre i södra än i norra Sverige (figur 23). Den genomsnittliga arealen för anmälningar om förnygringsavverkning år 2020 var 3,2 hektar för enskilda skogsägare och har legat på den nivån sedan 1995 (Statistiska Meddelanden 2021b). För övriga skogsägare har den anmälda arealen minskat från drygt 10 hektar till 5,4 hektar under samma period. För fjällnära skog var den genomsnittliga arealen 44 hektar 2020, vilket innebär en ökning med cirka 300 % jämfört med tidigare år.

Skogsstyrelsen redovisar den areal som skogsägaren anmäler för eventuell slutavverkning. Om man vill förstå hur den realiserade hyggesstorleken är så finns det flera faktorer som drar åt olika håll. Regelmässigt avverkas inte hela det anmälda området vilket gör att den sammanlagda årligen avverkade ytan är lägre än den anmälda. Det kan bero på att skogsägaren lämnat hänsynsytor eller helt enkelt anmält med "marginal".

Å andra sidan upplever många att hyggena breder ut sig. Detta beror på två saker: dels omgärdas många nya hyggen av andra kalmarker och plantskogar. Dels är det inte helt ovanligt att skogsägare lämnar in flera avverkningsanmälningar kant-i-kant varför statistiken på anmälda avverkningar inte ger en rättvisande bild. Andra mer väsentliga

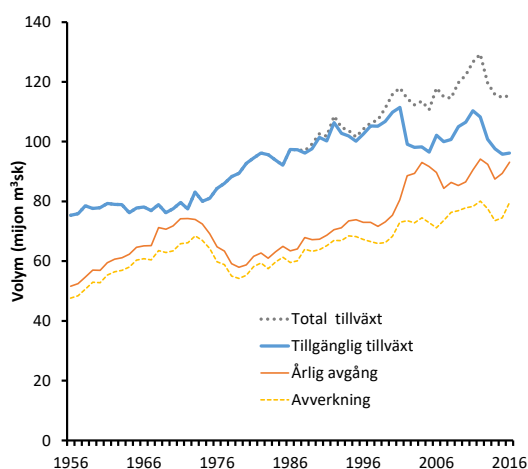


Figur 23. Andel avverkningsanmälningar för förnygringsavverkning fördelad på anmälningarnas storlek per landsdel för 2020 (Statistiska Meddelanden 2021b).

frågor är hur mycket av strukturer med olika kvaliteter som lämnas på hyggen, hur varaktiga sådana hänsyn är, hur stora arealer som bildar en enhet av ännu inte framgångrika förnygringar som inte nått upp till, säg, den definition som anges som mått på att hyggesfasen passerats (2,5 m; Appelqvist m.fl. 2021).

3.1.6. En ökande andel av den tillgängliga virkesvolymen avverkas

Under de senaste 60 åren har tillväxtvolymen i den svenska skogen ökat med ungefär 50 % (figur 24). På grund av ökade avsättningar för att uppfylla miljömålen, ökade årliga förluster på grund av stormar och angrepp barkborrar under de senaste tre decennierna, och ökade avverkningsvolymen, avverkades vid den senast rapporterade mätningen nästan hela (97 %) av den tillgängliga tillväxtvolymen.

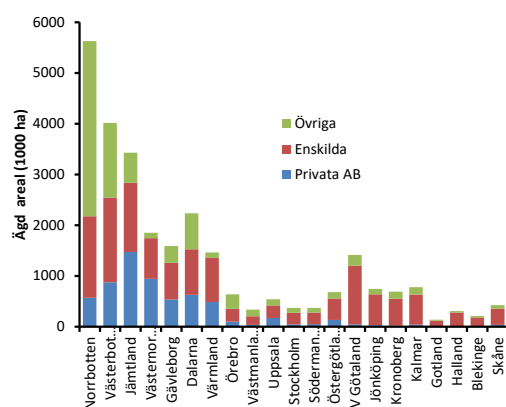


Figur 24. Den totala tillväxten hos träd i Sverige, den tillgängliga tillväxtvolymen, den totala avgången och avverkningsvolymen under perioden 1956-2016 (data från SLU 2020:49, se även Angelstam m.fl. 2022). Fler datapunkter kommer att finnas hösten 2022 när Skogsstyrelsens skogliga konsekvensanalyser (SKA 22, Eriksson 2021) ska redovisas (J. Fridman, SLU, pers. medd.).

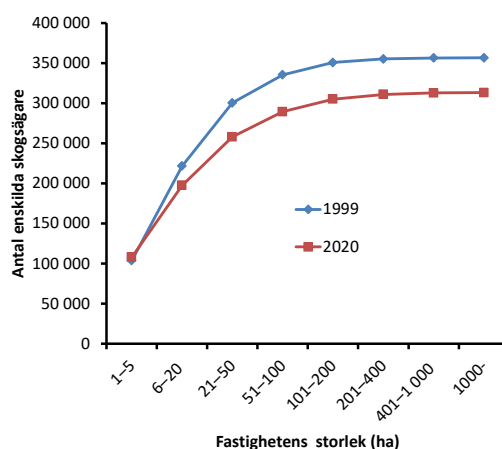
3.2. Det sociala systemet

3.2.1. Markägarkategorier

Andelen av olika markägarkategorier skiljer sig kraftigt mellan olika delar av Sverige (figur 25). I Norrlandslänen och Dalarna utgörs skogsarealen som är ägd av enskilda skogsägare (i Sverige totalt ca 310 000) i genomsnitt 40 %, i Svealand söder om den biologiska norrlandsgränsen 53 %, i Götaland utanför lövskogsregionen 75 %, och i lövskogsregionen längst i söder 82 %. Fördelningen på olika fastigheters storlek visas i figur 26.



Figur 25. Areal skogsmark fördelad på ägargrupp 2016-2020 (SLU 2021: 76). Privata AB utgörs av stora skogsbolag, enskilda motsvaras av familjeskogsbruket och övriga av staten, kommuner m.fl.).



Figur 26. Antal enskilda skogsägare (fysiska personer) med fördelning på storleksklasser, år 1999 och 2020 (Statistiska Meddelanden 2021a).

3.2.2. Många olika värden, värdekedjor och valutor

Multifunktionella landskap omfattar ett brett spektrum av värden. Dessa kan ingå i olika värdekedjor, och värderas vanligen i pengar. För vissa värden är värdering i pengar dock svårt eller omöjligt, och incitamenten att behålla sådana värden blir begränsade eller saknas. Biologisk mångfald och kulturmiljövärden är två exempel (Riksantikvarieämbetet 2020, Tunón och Sandell 2021). Assmuth och Tahvonen (2017) noterade att en övergång till koldioxidprissättning orsakar en övergång från trakthyggesbruk till kontinuitets-skogsbruk snarare än vice versa. Samhällsinvesteringar kan också utvärderas, vilket visas av Elsasser m.fl. (2021) i tyska kommuner och regioner för skogslandskaps värden i termer av virkesproduktion, kolbindning, lokalbefolkningens rekreation, naturskydd och landskapsvärden.

Sådana holistiska synsätt som omfattar biologisk mångfald och andra värden, samt risker och sårbarheter som påverkar tillhandahållandet av ekosystemtjänster, skulle vara ett värdefullt komplement till traditionella scenarier som fokuserar på virkesproduktion och kommersiella monetära värden (Eriksson 2021).

Precis som olika länder har fokus på olika delar av värdekedjan som bygger på förädling av vedråvara (Robert m.fl. 2020), kan olika skogsägarkategorier fokusera på olika värden, värdekedjor och valutor för att beskriva tillstånd och trender för dessa (tabell 4). Analys och reflektion kan bidra till att skogsägare bli mer av företagare, och att de via rådgivare, utbildning och goda exempel börjar fundera över ”affärsmodellen” för sitt eget skogsägande. Detta kan leda till positiva dynamiska effekter och bidra till ökad lokal samverkan.

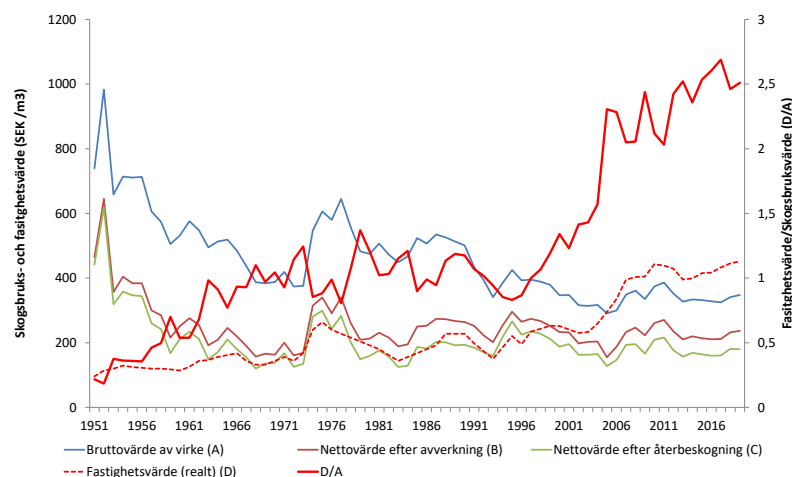
3.2.3. Skogsbruk eller fastighetsförvaltning?

Det typiska trakthyggesbrukets cykel inleds med slutavverkning med naturvårdshänsyn som brukar omfatta olika kombinationer av lämnade hänsynsytter, kantzoner, sparade trädgrupper, högstubbar och naturvärdesträd. Nästa steg är markberedning för att skapa goda förutsättningar för nya planter, följt av plantering, sådd eller självföryngring. Detta följs av en eller flera röjningar, och en eller ett par gallringar från 40-årsåldern som ger industriråvara i form av massa och klenstimmer. Cykeln avslutas på lämpliga marker med gödsling upp till tre gånger (kväve kompletterat med kalk).

Sedan början av 1950-talet har dock skogsbruksvärdet i Sverige sakta sjunkit. Detta har skett trots en allt effektivare och intensivare skötsel som är kopplat till sänkta slutavverkningsåldrar i flera stora skogsföretag. Både Sveaskog och Stora Enso som tidigare avverkade efter 80–100 år i Mellansverige avverkar numer skogar vid 50–70 års ålder. Denna typ av odlingsystem för produktion av industriråvara är kostsam, vilket har lett till att plantering och röjning görs till 97 % av inhyrd utländsk arbetskraft (Forsmark och Johannesson 2020). Det tar dock tid att bli fullärd, något som försvåras genom stor omsättning av den inhyrda personalen. Det råder också brist på inhemsk säsongarbetskraft. Trenden att sänka kostnaderna för skogsodling fortsätter genom anlåtande av utländska skördar-/skotarlag. Att storskogsbruket fortsatt både omvandlar skogslandskap och ger gradvis färre jobb på landsbygden (Perlinge 1992, Larsson 2008), utgör ett hot mot det effektiva skogsbrukets legitimitet. Samtidigt har skogsfastighetsvärdet har stigit (figur 27).

Tabell 4. Bedömning av den relativa betydelsen av olika värdekedjor för olika skogsägarkategorier (se Richnau m.fl. 2013).

	Skogsbruk med fokus på löpande inkomst	Förädling av vedråvara	Sociala värden	Ökad resiliens
Enskilda	+		++	+
Industri	++	+++	+	+
Staten	++	+	+	+
Kommuner	+		+++	+



Figur 27. Utvecklingen av skogsbruksvärde och fastighetsvärde 1951-2019 i Sverige (Angelstam m.fl. 2022).

3.2.4. Uppskattningar av skogsbruksvärde och fastighetsvärde

Sverige har ca 313 000 enskilda skogsägare, många små och få stora (Statistiska Meddelanden 2021a, figur 26). Om man tittar på gruppen skogsägare som äger 0–20 hektar (medelvärde 5,9 hektar) så utgör detta cirka 70 % av landets alla skogsägare. De äger 5,5 % av landets produktiva skogar, och förmodligen en motsvarande eller något lägre andel av virkesflödet per hektar. Med en genomsnittlig avverkningsnivå på 5 m³sk/ hektar = 30 m³sk/år x 300 kronor innebär detta en årlig intäkt om 9000 kr per hektar, minus omkostnader och skatt.

Hur ser då en grov uppskattning av löpande intäkter av virke ut för den typiska skogsägaren? Medianstorleken är 12 hektar produktiv skogsmark (Statistiska Meddelanden 2021a). En skogsfastighet om 400 hektar kan anses tillräcklig för att ”kunna leva” på. Det fanns år 2020 totalt ca 2020 privata skogsägare (ca 0,7 % av alla) med ett sådant innehav. För dessa två grupper av skogsfastigheter redovisas uppskattningar av löpande inkomster i tabell 5. Samtliga fastigheter antas ha en normalåldersfördelning där ca. 60 % av avverkad tillväxt blir till timmer, ca 30 % blir massaved, 5 % röjs bort eller självgallras, och 5 % växer i frivilliga avsättningar och hänsynsytor. Som indata används svenska medelvärden för skog (tabell 5).

Om man lånat pengar till sin skogsfastighet, alternativt vill ha en avkastning på värdet motsva-

Tabell 5. Uppskattning av löpande inkomster och fastighetsvärde för två grupper av skogsägare i Sverige.

	Median	"Leva på"
Fastighetens storlek (ha)	12	400
Antal skogsägare 2020 (Statistiska meddelanden 2021a)	ca. 313 000	382
Medeltillväxt utanför formellt skydd (m ³ sk/år) (SLU 2021:143)	5,0	5,0
Virkesförråd utanför formellt skydd (m ³ sk) (SLU 2021:128)	141	141
Medelpris på köpt skogsfastighet år 2021 (kr/m ³ sk) (Ludvig & Co)	537	537
Omräkningstal m ³ sk/m ³ fub (PS skogshandbok)	0,84	0,84
Bankränta (%) (2022-01-01)	1,5	1,5
Förvaltningskostnader (skogsvård, försäkringar, planer, vägstnader, skyddskläder resor etc) (uppskattad andel av virkesinkomster i %)	20	20
Arrenden och andra hyresinkomster, uppskattning (kr/ha/år)	50	50
Uppskattat medelpris för allt virke (kr/m ³ fub)	340	340
Uppskattad tillväxt (m ³ sk/år)	60	2000
Avverkad och såld volym (m ³ fub)	50	1680
Ränta på lån, eller avkastning på värdet motsvarande en fiktiv ränta (%)	1,7	1,7
Nettoinkomst utan upplånat kapital (SEK/år)	13 000	431 000
Nettoinkomst med upplånat kapital eller för fiktiv ränta (SEK/år)	-2 500	-84 000
Fastighetsvärde (SEK)	909 000	30 300 000
Uppskattad förändring i fastighetsvärde per år efter avverkning p.g.a. högre värde på stående än avverkad skog	-32 000	-1 100 000

rande en fiktiv ränta, eller inte påverkar givetvis det ekonomiska resultatet. För den enskilde medianskogsägaren uppskattas nettoinkomsten att föra in i bokföringen till mellan ett plus på knappt 13 000 kronor per år och ett litet minus (tabell 5).

Den uppskattade minskningen i fastighetsvärde per år efter avverkning som anges på sista raden i tabellen beror på att värdet på stående skog är högre än värdet på avverkat virke. Dessa uppskattningar påverkas givetvis av valet av räntesatser och andra parametervärden, men matchar trenderna för skogsbruksvärde och fastighetsvärde (figur 27), och med skogsägares syn på den relativa betydelsen av dessa två ekonomiska perspektiv på skogen (tabell 6).

Många skogsägare väljer en medelväg genom att man inte avverkar hela tillväxten utan bygger virkesförråd. Då höjer man både värdet på sin egendom, samtidigt man får små men ändå löpande inkomster.

Enligt Statistiska Meddelanden (2021c) sysselsätter skogsbruket någon gång under året 28 300 personer, av vilka 11 % är kvinnor. Av landets ca 310 000 skogsägare är det 48 700 som har någon form av inkomst från skogsbruket. Men totalt 60 % av Sveriges lite mer än ca 220 000 skogsbruksföretag gick under perioden 2011–2017 dock med förlust; ytterligare 17 % redovisar ett nollresultat, och 20 % ger inkomst (SOU 2020:50, s. 65–67).

Det som många privata skogsägare uppfattar som ”lönsamt skogsbruk” är i själva verket en lönsam fastighetsförvaltning där skogsfastigheter steg med 4 % i pris under 2021. Själva skogsbrukandet tappar dock i lönsamhet (Statistiska Meddelanden 2021d). Med andra ord så fortsätter trenden

som beskrivs i figur 27. Givet ökande naturliga avgångar (figur 24) kan det finnas behov av att avverka för att ”riskminimera”, det vill säga att avverka skogar som riskerar brand, storm eller insektsangrepp, och istället förnygra med blandskog (se även avsnittet om klimat).

Slutsatsen är att en mycket måttlig andel av Sveriges ca 310 000 skogsägare kan leva på inkomster från sitt skogsbruk i traditionell mening. Men även små inkomster som kan täcka kostnader för nödvändiga investeringar, t.ex. underhåll av ekonomibygnader, är viktiga. Små skogsägare har få år med nettointäkter av virkesproduktion, och kan sprida ut inkomster över tid via t.ex. skogskonton. Det är alltså mycket få skogsägare som kan leva på det producerade virket. Andra värdekedjor som bygger på turism eller produkter som bygger på egen förädling kan öka intäkterna i pengar. För den mångbrukande skogsägaren värderas skogen i flera olika ”valutor”. Att äga skog innebär stora sociala och kulturella värden. Det handlar om känslan att äga skog, rekreation och jaktmöjligheter (se tabell 6), liksom att gynna biologisk mångfald, njuta av naturupplevelser eller byggnadsvård.

3.2.5. Drivkrafter inom EU och andra internationella aktörer

Sveriges skogsbruk agerar på en global marknad, och påverkas på många sätt av vad som sker på den internationella nivån. EU-direktiv av olika slag är ett bra exempel, vilket illustreras av frågor om vatten (Jakobsson 2021) och en pågående debatt om tolkningar av domstolars beslut om artskydd (Alskog 2022). Till detta kan läggas förslaget om ny klimatlag inom EU från sommaren 2021. Den

Tabell 6. Vad betyder mest för ditt skogsägande; andel i procent av tillfrågade skogsägare. Den enda trend för perioden 2010–2021 som är statistiskt signifikant är minskningen över tid för god löpande avkastning ($r_s = -0.86$, $p < 0.001$).

	2010	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
God löpande avkastning	13	11	11	12	8	8	10	7	8	7
God långsiktig investering	34	37	33	38	33	31	37	33	37	34
Rekreation och jakt	15	16	11	9	17	19	18	19	15	14
Känslan att äga skog	35	32	40	39	40	38	32	38	34	42
Vet ej	3	4	5	3	2	4	3	3	6	3

data från Swedbank, <https://www.swedbank.se/foretag/skog-och-lantbruk/barometrar.html>

stadgar att EU senast 2050 ska vara ”klimatneutral”, d.v.s. infångning och inlagring av koldioxid ska vara minst lika omfattande som de återstående utsläppen. Till 2030 ska nettoutsläppen vara minst 55 procent lägre än 1990. I ett parallellt beslut fastslås att nettoinlagringen av koldioxid i landskapet och träprodukter 2030 ska uppgå till minst 310 miljoner ton, en ökning jämfört med 2019–2020 med 15 procent. Det svenska uppdraget är 47 miljoner ton. EU:s nya skogsstrategi presenterades också sommaren 2021. Den bygger vidare på EU:s strategi för biologisk mångfald från 2020 och på klimatlagen. I skogsstrategin lägger kommissionen fram ett antal förslag till åtgärder. Som presenterades i pressmeddelandet Europeiska rådet (2021) syftar EU:s nya skogsstrategi för 2030 till att:

- *”främja ett hållbart skogsbruk, bland annat genom att uppmuntra till hållbar användning av träbaserade resurser*
- *ge ekonomiska incitament till skogsägare och andra verksamma inom skogsbruket att börja använda miljövänliga metoder, till exempel för lagring och bindning av koldioxid*
- *förbättra skogarnas storlek och biologiska mångfald, bland annat genom att plantera 3 miljarder nya träd till och med 2030*
- *främja alternativa skogssektorer, till exempel ekoturism, samt icke-träbaserade produkter som kork, honung och medicinalväxter*
- *uppmuntra till utnyttjande av ekonomiskt stöd inom den gemensamma jordbrukspolitiken, så att skogarna och de skogsbaserade industrierna lättare kan bidra till att minska klimatförändringarna*
- *förse personer som arbetar inom de skogsbaserade industrierna med utbildning, och göra dessa industrier mer attraktiva för unga*
- *inrätta ett rättsligt bindande instrument för återställande av ekosystem*
- *skydda EU:s återstående urskogar och naturskogar”*

Ytterligare en potentiellt central faktor är den så kallade ”taxonomin” för bedömningar av vilka investeringar som är hållbara. ”Hållbar finansiering” innebär generellt att miljö och samhällsansvar vägs in i investeringsbesluten, vilket förväntas leda till ökade investeringar i mer långsiktig och hållbar verksamhet. Miljöhänsyn avser åtgärder för att motverka och anpassa sig till klimatförändringar, liksom till miljön i vidare bemärkelse. Sociala hänsynstaganden omfattar frågor som jämställdhet, delaktighet, investeringar i humankapital och samhällen. Ekologiska och sociala aspekter är ofta sammanlänkade med varandra, och särskilt klimatförändringar kan förvärra befintliga utmaningar och ojämlikheter (European Commission 2018).

I en översikt över policy och politik om skog inom Europa och EU drar Wolfslehner m.fl. (2020) slutsatsen att en ny era just har inträtt. Varor, tjänster och värden kopplade till skogar blir alltmer en inneboende och integrerad del av många andra sektorer, allt från energi och livsmedelsproduktion till bevarande av biologisk mångfald och folkhälsa. Denna omfattande krets av sektorer och intressen, på olika samhällsnivåer, leder till behovet av ett multisektoriellt styrningssystem. Exempel på detta är att det för närvarande pågår förhandlingar om EU:s jordbrukspolitik och landsbygdsutveckling, skog, biologisk mångfald, klimat, industri, livsmedels säkerhet, cirkulär ekonomi och ny lagstiftning om hållbar finansiering.

Även om det inte finns någon formell skogs politik inom EU, så kommer andra riktlinjer och sektorer att ha stort inflytande på beslutsprocesser om skog i vid bemärkelse i form av visionen om multifunktionella landskap. Att det skulle komma en global pandemi 2020, och ett storkrig i Europa 2022 med globala ekonomiska konsekvenser, är tyvärr goda exempel på betydelsen av att räkna med det oväntade, något som kräver resiliens i både ekologiska och sociala system.

Alla verktyg som syftar till omställning av samhället och dess funktioner är fyllda av motsättningar. Ökad andel förnybart drivmedel leder till högre drivmedelskostnader. Vindkraftverk påverkar landskapsbilden och huspriser. Värdekedjor som bygger på skog som odlingssystem konkurrerar med sociala värden (Zaremba 2012). Intensifierat skogsbruk ökar problemen för att

bevara biologisk mångfald. Omställningar innebär ofta olika konsekvenser för olika aktörer. Ökad kolinlagring i landskapet kan leda till att mindre volymer av industriråvara kan mobiliseras.

Skogsägare bör å andra sidan kunna räkna med någon typ av betalning för den skog som lagrar kol genom minskat uttag av biomassa vilket även leder till en högre andel timmer och en högre andel värdefullt virke. Annat som kan uppmuntras är restaurering av våtmarker, återbeskogning av jordbruksmark, ökad tillväxt genom gödsling eller plantering av snabbväxande trädslag, och ökning av kollagret i långlivade träprodukter längre fram i värdekedjan (Konjunkturinstitutet 2021).

För investerare, samhälle och kunder är det också viktigt att komplettera ekonomisk utvärdering med att utvärdera konsekvenserna av företags arbete med miljö, socialt ansvar och bolagsstyrning. Förkortningen ESG som står för ”environmental, social and governance” fångar detta i form av att utvärdera både konsekvenser (sustainability) och beslutsfattande som inkluderar berörda intressenter (sustainable development). Det handlar också om företags egna riskhantering, alltså hur företag minimerar eventuella negativa effekter av den egna verksamheten.

Att beakta ESG har dessutom ofta positiva effekter på finansiella resultat (Friede m.fl. 2015). Ett nätverk av ett 80-tal av världens centralbanker och andra finansiella aktörer sammanfattar behovet av ”*Help build the necessary financial architecture for mobilising investment for a biodiversity-positive economy, including by considering how central banks’ own operations should be conducted in the context of biodiversity loss.*” (NGFS 2022).

Till sist finns en rad övergripande drivkrafter som påverkar utvecklingen av traditionella och nya värdekedjor (Robert m.fl. 2020). ”Techbranschen”, som är både producent och leverantör av varor och tjänster, och skogsindustrin, illustrerar detta. Medan ”techbranschen” har femfaldigats under de senaste tre decennierna, så har skogsindustrin baserad på massa, papper och trä minskat under samma period (IT&Telekomföretagen 2021). Att pappersbruk blir batterifabrik i Borlänge är en annan illustration av näringslivets dynamik.

Den snabba expansionen av plantageskogsbruk på södra halvklotet ökar samtidigt utbudet av skogsråvaror med konkurrenskraftiga priser. För att tillgodogöra sig skogsindustrins kapacitet importeras ungefär en tiondel av råvarubehovet (Nordström m.fl. 2019). Detta talar för att fokuset bör flyttas från debatter om skogsbruk till hur man förädlar varor, tjänster och värden i skogslandskap.

4. Ett mer variationsrikt bruk av skogslandskap

4.1. Olika skogsskötselsystem levererar olika värden

Duncker m.fl. (2012) klassificerade olika skogsskötselsystem baserat på hur mycket de förändrar naturliga processer och strukturer. Skogsskötselsystem med fokus på virkesproduktion syftar till att minska variationen så att önskvärda trädslag, dimensioner och åldersklasser prioriteras (Puetzman m.fl. 2012). Detta gäller både jämnåriga (trakthyggen) och olikåldriga ”hyggesfria” odlingssystem (Nolet m.fl. 2018). Eftersom bevarande av biologisk mångfald, dvs. arter, livsmiljöer de behöver, samt processer som upprätthåller dem, gynnas av ökad variation, så innebär ett fokus på virkesproduktion att biologisk mångfald utarmas med tiden (Puetzman m.fl. 2012, Naumov m.fl. 2018).

Därför föreslog EU:s skogsstrategi (European Commission 2021) införande av begreppet ”Closer to Nature Forest Management” (Larsen m.fl. 2022). Den lilla bokstaven ”r” i begreppets första ord anger en riktning på en önskvärd resa mot en vision som har fokus på lärande, och som kräver tålamod eftersom det kommer att ta tid. I korthet innebär ansatsen en strävan mot att efterlikna den sammansättning, struktur och funktion som finns i naturligt dynamiska skogar, och traditionella kulturlandskap som trädbevuxna gräsmarker, på en tillräckligt stor andel av landskapet, allt efter förutsättningarna i olika delar av Europa. Dessa metoder måste anpassas till förhållanden och traditioner i olika europeiska regioner (Weiss m.fl. 2019, Angelstam m.fl. 2021ab, Larsen m.fl. 2022, Mason m.fl. 2022).

Figur 28 illustrerar hur olika skogsbruksmetoder representerar en gradient från ett smalt fokus på timmer, massaved och biomassa i effektiva odlingssystem, till att även hantera komplexa ekosystems resiliens, som kan vidmakthålla habitat av tillräcklig kvalitet och mängd så att livskraftiga stammar av kan bevaras, och är av värde för rekreation och friluftsliv (Holgen m.fl. 2000) (tabell 2).



Figur 28. Det finns ett mycket stort antal begrepp för att beskriva olika skogsskötselsystem (tabell 7). Illustrationen ovan är ett försök att gruppera några av dem från traditionella med fokus på produktion av timmer och massaved (Business As Usual (BAU)), tillägg av naturhänsyn (BAU+), att göra mer (r) för att öka graden av naturlighet, och visioner att sträva mot som är anpassade till olika delar av Europa. ”Trafikljus-ansatsen” speglar Dunckers m.fl. (2012) klassificering av olika skogsskötselsystem baserat på hur mycket de förändrar naturliga processer och strukturer. Fler skogsskötselsystem och mer detaljer i tabell 7.

4.2. Härma naturlig dynamik och traditionella kulturlandskaps hävdformer

Även om trakthyggesbruket är ett effektivt sätt att uppnå hög tillväxt av biomassa, skiljer sig den biologiska mångfalden i sådana landskap påfallande från landskap som bevarar de olika naturliga störningsregimer och antropogena kulturlandskap som arter har anpassat sig till (tabell 8).

Baserat på kunskaper om ståndorters förutsättningar för att hysa olika skogstyper (figur 16), ekologiska tröskelvärden för bevarande av arter i olika livsmiljöer (figur 8), och skogens nuvarande tillstånd i form av åldersklasser och trädslagsblandningar (figur 22) kan man göra en bristanalys avseende de olika skogsmiljöerna. För svenska skogar nedanför fjällskogen har detta gjorts två gånger (Angelstam och Andersson 1997, Angelstam m.fl. 2010).

Tabell 7. Termer för skogsbruksmetoder med kort beskrivning av deras olika syften (se även figur 28). ”Trafikljusansatsen” speglar Dunckers m.fl. (2012) klassificering av olika skogsskötselsystem baserat på hur mycket de förändrar naturliga processer och strukturer.

Gradient i intensitet	Svensk term	Engelsk term	Beskrivning	Referens
Mycket hög	Plantageskogsbruk	Plantation forestry	Snabbväxande industriråvara	McEwan m.fl. (2020)
Hög	Trakthyggesbruk	Even-aged rotation forestry, clear-felling system	Tradition i t.ex. norra och centrala Europa	Matthews (1989)
Hög	Kontinuitetsskogsbruk (olika former av blädning)	Selection system, continuous cover forestry	Tradition i t.ex. centrala Europa	Mason m.fl. (1999)
Hög	Skärmställning	Shelterwood	Värdeproduktion och föryngring	Raymond m.fl. (2009)
Hög	Hyggesfritt	Clear-cut free	Svar på kritik av trakthyggesbruk, rekreation	Appelqvist m.fl. (2021)
Medel	Dimensionsavverkning, fjällblädning	Selective systems, "wood mining", highgrading,	Första vägen för att skörda stora träd i gammelskogar	Lie m.fl. (2012), Naumov m.fl. (2016)
Medel	Naturvårdshänsyn	Retention forestry, "New forestry"	Mål att skapa bättre förutsättning för arter	Gustafsson m.fl. (2012, 2020)
Medel	Naturnära skogsbruk	"Close-to-nature forestry"	Mål att skapa bättre förutsättning för mångbruk	www.prosilva.org
Låg	"Närmare naturskogen"	"Closer-to-nature forest management"	Ett nytt begrepp som pläderar för mer av naturlighet	European Commission (2021), Larsen m.fl. (2022)
Låg	Ekologiskt skogsbruk	Nature-based forestry, ecological forestry	Pläderar för mer av naturlighet än bara hänsyn	Batavia och Nelson (2016), Palik och D'Amato (2017)
Vision	Hävdade kulturlandskap	Cultural landscape (grazing, mowing)	Vision för biokulturella värden	Vos och Meekes (1999)
Vision	Härma naturliga störningsregimer	Emulate natural disturbance regimes	Vision för arter, habitat och resiliens	Kuuluvainen m.fl. (2021)

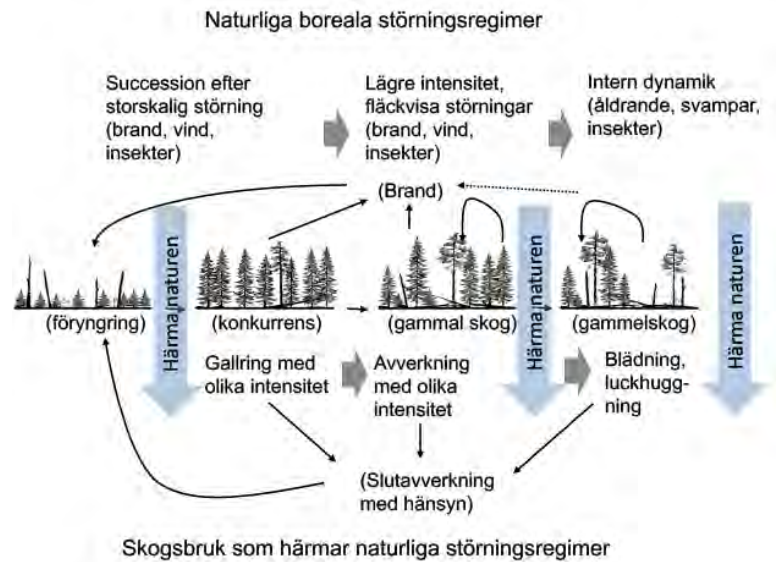
Tabell 8. Exempel på skillnader mellan landskap med bevarad biologisk mångfald och dagens brukade skogslandskap.

Vision	Landskap med bevarad biologisk mångfald	Dagens brukade landskap
Naturliga störningsregimer i skog	Flerskiktad olikåldrig skog med unga och gamla träd, död ved i olika nedbrytningsstadier. Ofta brand.	Likåldriga bestånd, ont om äldre skogar och död ved
	Succession med olika störningsintervall, initialt mycket död ved dito; lövsuccessioner, stor andel gammelskog. Ibland brand.	Störningsintervall med liten variation, ont om äldre skog, med mycket lite död ved
	Intern dynamik med lång skoglig kontinuitet, rikligt med död ved i olika nedbrytningsstadier; ibland lövsuccessioner. Sällan brand.	Ofta inte längre skogsmark, utom i fjällskog
	Intern dynamik med mycket lång skoglig kontinuitet, död ved som ovan. Aldrig brand.	Ofta inte längre skogsmark, utom i fjällskog
Hävdformer i traditionella kulturlandskap	Bete och slätter med artrik flora Hamling, skottskog	Betesdrift sporadiskt Saknas/musealt
	Jätteträd, "veteranträd"	Saknas/musealt

Resultaten visar på stora brister (figur 15), och därmed behov av både skydd av och restaureringsinsatser i kvarvarande skogar med höga naturvärden, och återskapande genom att härma naturliga störningsregimer (figur 29).

Även traditionella kulturlandskap har omvandlats kraftigt, vilket leder till behov av restaurering. Detta syftar till att återställa tidigare mer gynnsamma tillstånd i ett landskap som vuxit igen

eller förfallit så mycket att dess värden riskerar att förloras. Återskapande av kulturlandskaps naturvärden kan göras genom att friställa äldre lövträd, att plantera nya, och att återuppta bete och slätter (Lennartsson och Westin 2021, figur 30).



Figur 29. Illustration av hur kunskap om naturliga störningsregimer kan användas för att öka graden av naturlighet hos boreala skogar på friska marker (se även figur 12). Det första stadiet är en intensiv störning med död ved kvar från det tidigare beståndet, och en ny generation träd som börjar konkurrera med varandra. Det andra stadiets störningar är lågintensiv brand, stormfällning och insekter, vilket skapar en skog med många åldersklasser och luckor. Det tredje stadiet i successionen är småskalig intern dynamik som drivs av träds åldrande, svampar och insekter. I varje fas kan skogsskötselmetoder användas för att efterlikna naturliga störningar. Levande och döda träd kan sparas vid föryngringsverknings och alla andra åtgärder. Gallring med varierande intensitet härmar konkurrensen. Partiell avverkning och att överhålla träd skapar vertikal och horisontell struktur. Naturlig struktur och dynamik i gammelskogar kan efterliknas genom stamvis och gruppvis blädning samt måldiameteravverkning. Kunskaper om de rimliga proportionerna av olika störningsregimer och utvecklingsstadiet kan härledas från fördelningen på olika ståndorter (figur 16, 18), det regionala klimatet (Angelstam 1998), och kunskaper om störningsregimer i både historiska och befintliga referenslandskap (Berglund och Kuuluvainen 2021). (Teckning av J. Karsisto i Kuuluvainen m.fl. 2021)



Figur 30. Avverkning av planterad gran, som kommer att följas av återuppta bete och slätter (foto av Fabian Mebus, Riksantikvarieämbetet (CC BY)).

4.3. Åtgärder i olika skalar

4.3.1. Träd - naturhänsyn

Den så kallade svenska skogsbruksmodellen fokuserar på att leverera massaved och timmer till skogsindustrin och sågverken. Bidrag till ett ansvarsfullt skogsbruk med syfte att bidra till att bevara biologisk mångfald är tätt kopplat till skogscertifieringssystemen FSC och PEFC. Naturvårdshänsyn sker (Gustafsson m.fl. 2012, 2020) i form av lämnade hänsynsytor, kantzoner, sparade trädgrupper, högstubbar och naturvärdesträd med värdefulla mikrohabitat (Asbeck m.fl. 2021).

4.3.2. Bestånd – en mångfald av metoder

Äldre litteratur om skogsskötsel beskriver fyra inriktningar: ren skogsskötsel för produktion av trä, hagmarksskötsel för bete, ängsbruk för höskörd, och skyddskogsskötsel (Amilon 1923). Riktlinjer om vad hållbart skogsbruk (Sustainable Forest Management (SFM)) förväntas innebära nuförtiden har hittills stått sig i 30 år, och innebär att man samtidigt måste beakta många olika dimensioner i ett skogslandskap. Till detta ska läggas frågor om anpassning och omställning relaterat till klimatförändringar. Detta innebär en stor förändring jämfört med det rådande paradigmet i Sverige som huvudsakligen bygger på principen om odlingssystem baserat på trakthyggesbruk. Att åstad-

komma denna förväntade mångfald av ekosystemtjänster och naturnyttor, kräver en mångfald av metoder för planering och brukande.

Det finns en lång rad olika skogsbruksmetoder som fokuserar på att producera och skörda trä (figur 31). Förutom gruppen i mitten med olika former av högskog, redovisas även skottskog som är en traditionell metod i det traditionella kulturlandskapet längst till vänster, och dimensionsavverkning som kan ses som att ”bryta skog” längst till höger, vilket var den vanligaste metoden i norra Sverige förr (Östlund 1995), och är fortfarande vanligt i tropikerna. Med den nuvarande skogspolitikens produktionsmål och miljömål som grund ger tabell 9 exempel på hur olika system för skötsel av skogslandskap (tabell 7) kan bidra.

Nolet m.fl. (2018) fann i sin översikt inte stöd för åsikter om att skogsbruksmetoder med kontinuerlig förekomst av träd med olika åldrar i beståndet alltid är bättre lämpade än trakthyggesbruk för att upprätthålla ekologisk mångfald och processer. Deras granskning som gjordes genom att studera ett stort antal indikatorer och många olika taxonomiska grupper, visade att man inte kan förlita sig helt på någon enskild metod, och att båda grupperna av metoder behövs för att säkerställa ett större antal positiva effekter. Dessutom belyste granskningen tydligt vikten av att upprätt-

Tabell 9. Illustration av behovet att bedöma hur olika system för skötsel av skogslandskap kan tillgodose olika aspekter av den svenska skogspolitikens produktionsmål och miljömål. Plus- och minustecken ska ses som ett sätt att stimulera bedömningar och analyser. För beskrivningar av traditionella skogsskötselmetoder se figur 31, att härma naturliga störningar se figur 29, att härma hävd se figur 30.

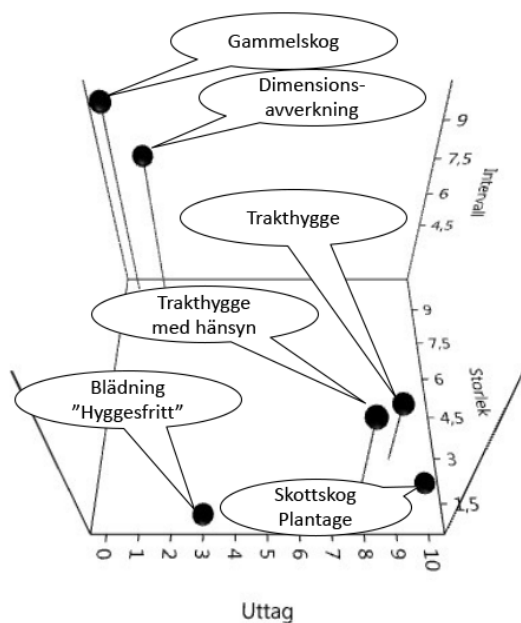
Exempel på metoder för att sköta skog		Produktionsmål			Miljömål		
		God avkastning	Frihet att producera	Frihet och ansvar	Produktionsförmåga	Livskraftiga stammar	Kulturella och sociala värden
Traditionellt skogsbruk	Trakthyggen	+	+	+	+	-	-
	Skärmar	+	+	+	+	-	+
	Kontinuitetskog	+	+	+	+	-	+
Härma naturliga störningar	Succession	-	+	+	+	+	+
	Flerskiktad	-	+	+	+	+	+
	Intern dynamik	-	+	+	+	+	+
Härma hävd	Hamling	-	+	+	-	+	+
	Skottskott	-	+	+	-	+	+
	Skogsbete	-	+	+	-	+	+
Restaurering	Återvätning	-	+	+	+	+	+
	Sänka viltstammar	+	+	-	+	+	-
	"Re-wilding"	-	+	+	-	+	+



Figur 31. Schema som beskriver olika skogsskötselsystem som fokuserar på produktion av timmer, massaved och biomassa (dvs. Business-As-Usual (BAU) i Figur 28 och Tabell 7; inspirerat av Wahlgren 1914, Amilon 1923, Dengler 1944, Smith 1986, Matthews 1989, Kerr 1999, Mason m.fl. 1999, Angelstam 2003, Vitkova och Dhubháin 2013).



Figur 32. Naturlig störning i granskog (södra Närke), skärmställning med tall i Tiveden, stamvis blädning i nordöstra Skåne, och trakthygge med naturvårdshänsyn i Bergslagen. (Foto Per Angelstam).



Figur 33. Beskrivning av hur andelen av biomassan som försvinner från skogen (uttag), hur stor yta som behandlas (storlek) och hur ofta (intervall), skiljer sig åt mellan olika skogsbruksmetoder och gammelskogar (syntes av Angelstam m.fl. 2003:205, Puettmann m.fl. 2009:135, Aszalos m.fl. 2022).

hålla skyddade områden eftersom vissa artgrupper påverkas negativt oavsett vilken skogsskötselmetod som används. Slutligen pekade granskningen på bristande kunskap för att bestämma användningen av jämn- eller olikåldriga skogsodlingssystem i termer av deras respektive andel i landskapet och deras rumsliga fördelning. En komplex blandning av ekologiska, kulturella, sociala och ekonomiska faktorer döljs bakom den stora variationen när det gäller användning av jämn- eller olikåldriga skogsodlingssystem i Europa (Mason 2007, Brang m.fl. 2014, Aggestam m.fl. 2020, Eyvindson m.fl. 2021, Angelstam m.fl. 2022, Hertog m.fl. 2022, Mason m.fl. 2022).

4.3.3. Svenska landskap av allahanda slag

Landskap är dels en gammal administrativ indelning av Sverige, dels ett begrepp som speglar de olika egenskaper som definierar ett integrerat socialt och ekologiskt system (Partelow 2018, Angelstam m.fl. 2013a, 2019ab). Begreppet

landskap kan liknas med informationsskikten i ett geografiskt informationssystem (GIS). I botten finns biofysiska egenskaper som berggrund, jordart, topografi, hydrologi och klimat. Detta styr mängden och fördelningen av olika typer av växtlighet. Därefter kommer antropogena egenskaper, dvs. konsekvenser av brukande i form av typer av markanvändning och marktäckan som finns. Till sist finns immateriella egenskaper som administrativa gränser och traditioner. Detta illustreras i figur 34.

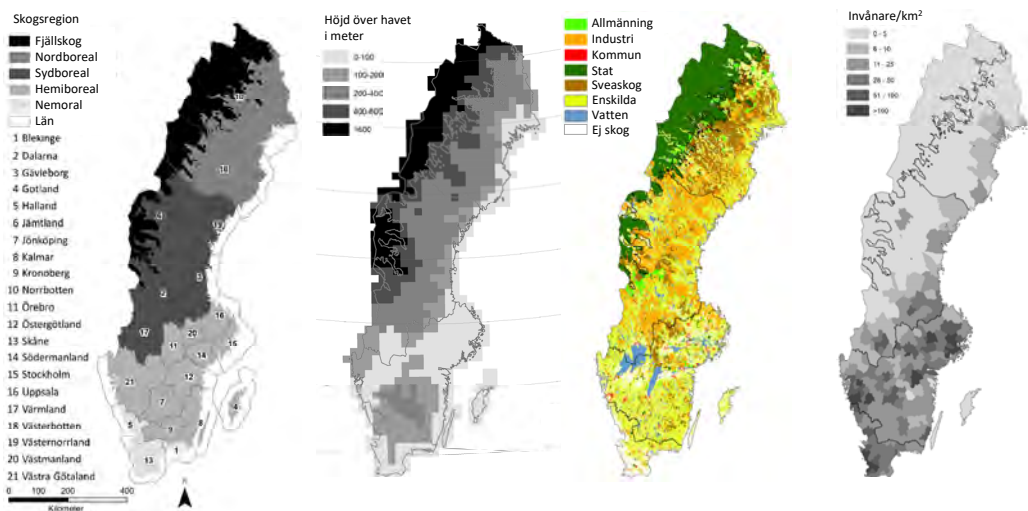
Den här mångfald av egenskaper innebär att det är tämligen meningslöst att säga ”dra hela Sverige över en kam”. En uppdelning på några få någorlunda enhetliga regioner skulle kunna vara dessa:

- Fjällskogarna i nordvästra Sverige, med staten i olika former som ägare
- De boreala skogarna som ägs och brukas av flera olika skogsindustriföretag
- De hemiboreala skogarna som oftast är enskilt ägda, och ibland med ett traditionellt kulturlandskap
- Lövskogsregionen längst i söder, ofta i form av rester av traditionella kulturlandskap.

4.4. Exempel på trofiska interaktioner

Bevarande av biologisk mångfald handlar förutom om komponenter som gener och arter även om processer i ekosystem. Ett exempel är klövviltbete (Bernes m.fl. 2018, Carpio m.fl. 2021), och dess effekter på tall och lövträdsarter som rönn, asp, sälg och ek. En utmaning är dock att designa forskning som kan studera detta i landskapsskala. För ekföryngring visade Peterson m.fl. (2019) vikten av data som samlats under lång tid, och så kallade naturliga experiment (Diamond 1986). Tätare och mörkare skogar och ökade klövviltsstammar under flera decennier, och introduktion av rådjur på Gotland som ledde till kraftig nedgång i rekrytering av ek, visar på betydelsen av att förstå processer i ekosystem.

Jämförelser mellan länder som har olika system för samhällsstyrning och störningsregimer är ett annat sätt (Bobiec m.fl. 2019). Studier som fokuserat på älgbete drar samma slutsats. I länder och regioner med intakta stammar av stora rovdjur (Angelstam m.fl. 2017a), där unga träd inte är till-



Figur 34. Temakartor över Sverige som visar olika aspekter av landskap. Från vänster de olika skogsregionerna fördelade på de olika länen, sedan höjd över havet, olika kategorier av markägare, och längst till höger befolkningstäthet.

gängliga (Angelstam m.fl. 2017b) eller jakttrycket är tillräckligt högt (Hothorn och Müller 2010) hålls klövviltet på en låg nivå, och lövträd har inga svårigheter att rekryteras.

Interaktioner mellan predatorer och bytesdjur är ett annat exempel. Ett exempel är att omvandling av landskap kan leda till att kråkfåglar och fyrfota generalistrovdjur gynnas, vilket leder till högre predation på markhäckande fåglar (Manton och Angelstam 2021). Som en konsekvens av detta minskar 75 % av de markhäckande fåglarna i Europa, medan minskningen är 41 % för andra häckfåglar (McMahon m.fl. 2020). Att reglera stammarna av generalistrovdjur är därmed en viktig åtgärd.

4.5. Klimat

Klimatförändringar är en utmaning för skogsbruket. Visserligen kan dessa potentiellt öka tillväxten av industriråvara liksom efterfrågan, men samtidigt finns risker som kan ge ökade kostnader för skogsbruket. Detta gäller bland annat angrepp av rotröta och granbarkborre, samt stormfällning, viltbete på skogsplantor, milda vintrar med mjuka skogsbilvägar och försämrad bärighet för skogsmaskiner, minskad tillgång till vinterföda för renar, brand, torka, erosion, ras, skred, slamström och översväm-

ning (Skogsstyrelsen 2019, Hjerpe och Sjöström 2020, Anon. 2022). Skogars resiliens, det vill säga förmåga att motstå både långsiktiga effekter av klimatförändringar och extrema händelser måste alltså stärkas (Ghazoul m.fl. 2015, Messier m.fl. 2019, 2021).

Men, snarare än att vara klimaträddare och bidra till resiliens, kan skogarna själva falla offer för klimatförändringar (Seidl m.fl. 2017). Allvarigare torrperioder kopplade till ökade störningar av brand och insekter har fått skogar i Amazonas (Gatti m.fl. 2021) och Nordamerika (Heidari m.fl. 2021) som ansetts vara solida kolsänkor, visar tecken på att förlora sin positiva kolbalans (Forzieri m.fl. 2021). På samma sätt som referenslandskap i tid och rum används för att definiera tröskelvärden för hur mycket av olika livsmiljöer arter behöver, så är referenslandskap viktiga för att förstå potentialen att lagra kol i marken (Angelstam m.fl. 2021d, Leuschner m.fl. 2022). För att hantera sådana risker är integration av frågor med behov av planering över administrativa och geografiska gränser en huvudpunkt (Kareksala m.fl. 2013, Anon. 2022).

En ”10 000-kronorsfråga” är vilka styrmedel som behövs för att möta framtiden proaktivt med en mångfald av metoder för brukande för omställning och anpassning i hela landskap (t.ex. Pukkala

2016, Assmuth och Tahvonen 2018, Peura m.fl. 2018, Sténs m.fl. 2019, Tahvonen 2019, Cozzi m.fl. 2021, Lomander 2021, Manton m.fl. 2021, Rum-mukainen 2021, Skogsstyrelsen 2020, Skytt 2021, Skytt m.fl. 2021). Detta handlar om två processer. Dels för energiomställning och kolinlagring i skogen och i produkter (mitigation på engelska), dels anpassning (adaptation på engelska). Båda grup-perna av åtgärder måste kombineras, och varierar över tid efter angelägenhetsgrad (Konjunktur-institutet 2022, tabell 10). Detta kräver samverkan mellan olika intressenter och lärande som bygger på evidens och systemanalys (Angelstam m.fl. 2022), liksom strategisk och taktisk rumslig plane-ring (Opdam m.fl. 2001, Manton m.fl. 2021).

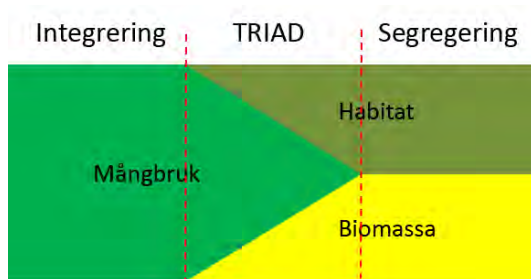
Att bedöma risker för välfärd kopplade till ett förändrat klimat kräver analyser av skillnader mellan kortsiktiga och långsiktiga effekter på klimatet av olika åtgärder, och kompromisser mellan olika värden och tidshorisonter. Att förlita sig på techno-optimistiska visioner innebär att man inför risker att utsläppsreduktionsmålet inte kommer nås (Skytt 2021). Begreppet landskapsansats har därför utvecklats som en metod (se översikter i Angelstam m.fl. 2019b).

4.6. Att bidra efter förmåga

I Europa finns ökande förväntningar på att skogar ska vara multifunktionella och tillhandahålla många olika ekosystemtjänster. Att uppnå önskvärda nivåer av de olika förväntningarna i ett och samma skogsområde är ibland inte möjligt. För att undvika avvägningar på små rumsliga skalor (enskilda skogsbestånd) kan man hantera motstridiga mål på större rumsliga skalor (hela landskapet) genom att medvetet göra olika. Detta kan organiseras i form av zoner i landskap, som givetvis måste anpassas till olika skogsägares intresse och förmåga. En lång rad artiklar resonerar om sådant för både skogsbruk och jordbruk (Seymour och Hunter 1992, Tschardt m.fl. 2005, Messier m.fl. 2009, Eyvindson m.fl. 2018, Angelstam m.fl. 2020, Betts m.fl. 2021), ofta med utgångspunkt från tre varianter (Bollman m.fl. 2020, figur 35), och som presenteras nedan.

Tabell 10. Illustration av behovet av utveckling på väg mot systemanalys och landskapsansats för klimatomställning och klimatanpassning som omfattar hela landskap som kopplade ekologiska och sociala system (Angelstam m.fl. 2021c).

Aspekter av landskap	Nutid	På kort sikt (decennier)	På lång sikt (sekel)
Ekologiska system			
Skog	En skogsbruksmetod, 50–70 års omloppstid, monokultur	Utveckla flera metoder för kollagring (tex. hyggesfritt), längre omloppstider, låta andelen löv öka	Flera metoder, "triad" som zoner av funktioner, resilienta ekosystem
Åkermark	Fokus på hög produktion av få grödor	Öka mängden permakulturer, fånggrödor	Fokus på att vidmakthålla och förbättra jordar
Våtmark	Landskap med många diken har minskat den vattenhållande förmågan	Återvätning för att restaurera kollagring; bedömning av naturvårdsnytta och trender för metan och CO ₂	Återskapa försvunna våtmarker som kan ta emot och lagra vatten
Sociala system			
Ideologi	Ser landskap som förutsägbara odlingssystem	Transformering till fokus på hantering av osäkerheter och risker	Etik och moral med fokus på framtid, försiktighetsprincip, reducerad konsumtion
Skala för planering och skötsel	Skogsbestånd, fält, enskilda markägare; fragmentering och polarisering av aktörer och intressenter	Förbättra samverkan och lärande med fokus på Grön infrastruktur (GI) och ekologiska funktioner	Bruka för många olika naturnyttor (ekosystemtjänster) i hela landskap
Samhällsstyrning	En dominerande sektor för skog respektive åkermark, stuprör mellan sektorer	En mångfald av värdekedjor baserade på materiella och immateriella värden; riskanalyser	Integrerad förvaltning av landskap och regioner, avvägningar mellan naturnyttor



Figur 35. Illustration av tre olika principer för att verka för multifunktionella landskap (efter Bollman m.fl. 2020, Larsen m.fl. 2022).

4.6.1. Integrering ("land sharing")

Naturvårdshänsyn vid olika skogsbruksåtgärder under en omloppstid är ett försök att integrera artbevarande och virkesproduktion (Lindenmayer m.fl. 2012, Gustafsson m.fl. 2012, 2020, Fedrowitz m.fl. 2014, Thorn m.fl. 2020) (figur 36). Detta anses särskilt viktigt i skogslandskap med en stor andel skogar i privat ägo, vilket är fallet för många delar av Europa (Bollmann och Braunisch 2013, Pulla m.fl. 2013). Om inte mängden formellt skyddade och frivilligt avsatta område är tillräcklig, och underskotten i skogens strukturella mångfald finns i det brukade landskapet, så behövs landskapsrestaurering (Sabatini m.fl. m.fl. 2020).

En avgörande fråga är hur mycket av olika strukturer som sparas i olika skalor, och hur de överlever över tid (Rosensvald m.fl. 2019). Re-

kommendation om att spara 5 till 10 träd per hektar vid slutavverkning (Gustafsson m.fl. 2020) är dock under den nivå som bygger på evidensbaserad kunskap (Angelstam m.fl. 2013c, Müller och Bütler 2010). Kuuluvainen m.fl. (2019) uttryckte detta som "The development of retention practices in Finland indicates that the aim has not been to use ecological understanding to attain specific ecological sustainability goals, but rather to define the lowest level of retention that still allows access to the market." För att bibehålla 90 % av den unika artrikedomen i ett naturligt stört område, bör 75 % av dess yta lämnas oavverkad (Thorn m.fl. 2020). Detta illustrerar att målet på 5–10 sparade träd (med 500–700 stammar/hektar motsvarar detta 1–2 %) som nämndes ovan är mycket lågt.

Tröskelvärden för död ved för intakt mångfald av olika taxa relaterade till död ved bör variera från 20–30 m³/hektar i boreala skogar till 45–50 m³/hektar i tempererade skogar (Thorn m.fl. 2020). Den nuvarande mängden död ved är i genomsnitt cirka 8 m³/hektar, men inkluderar inte mångfalden av nedbrytningsstadier. För Slovenien drog Nagel m.fl. (2017) slutsatsen att integrerad förvaltning som utövas i stor skala är otillräcklig för att upprätthålla livskraftiga stammar av arter som är beroende av gammelskogar. Samma slutsats har konstaterats i Finland (Virkkala 2004, Virkkala m.fl. 2022) och Sverige (Eggers m.fl. 2021).



Figur 36. Naturvårdshänsyn vid slutavverkning (foto Leif Öster).

4.6.2. Segregering ("land sparing").

Detta innebär en rumslig separation av hög och effektiv produktion av industriråvara å ena sidan (Nilsson m.fl. 2011), och formellt skyddade och frivilligt avsatta områden å den andra (figur 37). Detta kräver en skogsförvaltning som uppnår en regional balans mellan olika mål. Detta har hittills lösts genom att skogar med höga naturvärden köps med statliga medel, eller avsätts frivilligt. Angelstam m.fl. (2020) visade dock att habitatnätverks omfattning och gröna infrastrukturens funktionalitet inte når upp till de förutsättningar som formulerats i vare sig svensk (Regeringen 2014) eller internationell policy (CBD 2010, Aichi 11). Olika arter har olika krav. De som försvinner vid för låga nivåer av strukturer som död ved och gammelskog, eller som behöver stora ostörda områden, är starkt beroende av segregativa metoder, men andra arter kan bevaras genom integrering (Betts m.fl. 2021). Att kombinera båda ansatserna är därför nödvändigt (Nagel m.fl. 2017).

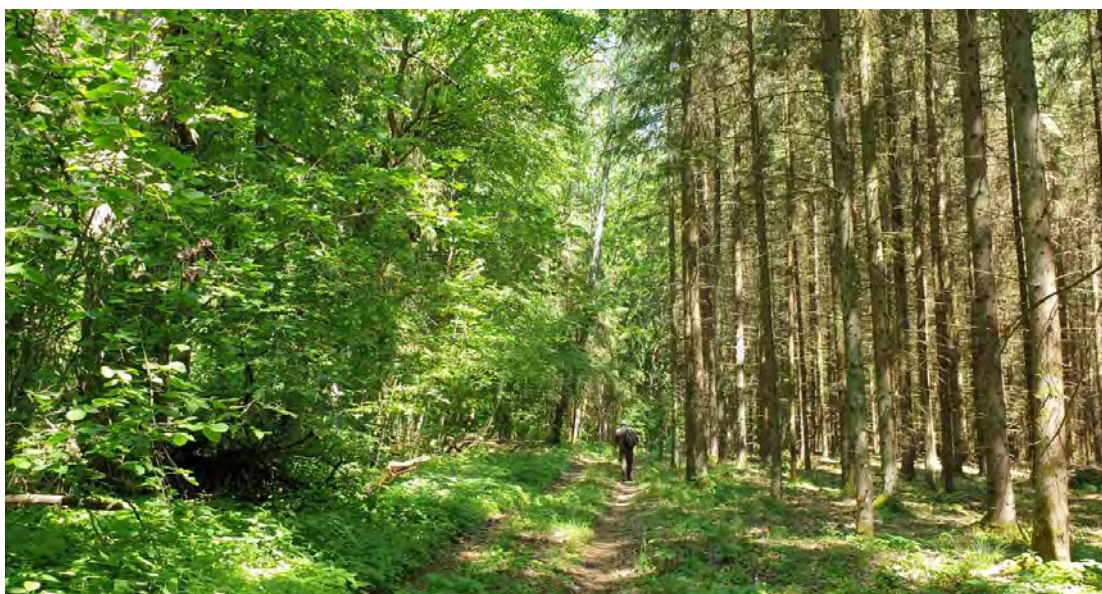
4.6.3. TRIAD

Att kombinera dessa olika förvaltningsmetoder kallas också för TRIAD, och har under lång tid föreslagits som ett system för hållbar förvaltning av skogslandskap (Seymour och Hunter 1992, Nietschke och Innes 2005; Côté m.fl. 2010). I landskap som sköts enligt detta koncept utgör

skyddade områden och intensiva skogsskötselsystem en del av landskapet, medan resten upptas av integrerande, naturnära eller ekologiska skogsskötselsystem. De senare fungerar bland annat som en matris för skyddade områden för att länka samman bestånd av skogsarter, och som en buffert till intensivt skötta bestånd.

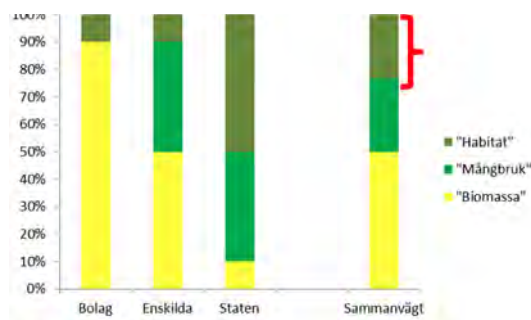
Sveaskogs uppdelning av skogen i Ekoparker och andra landskap med ökande fokus på produktion är ett exempel. Med stor ägosplittring kan detta vara svårt, men som Pohjannies m.fl. (2017) visade att planering över små skogsområden (200 hektar) kan bidra effektivt till avvägningar mellan olika ekosystemtjänster. Således kan landskapsplanering vara genomförbar även i småskaligt skogsbruk om den kombineras med lärande (Richnau m.fl. 2013) och verktyg för ekonomisk kompensation (Bostedt m.fl. 2021).

Efter en lång period som syftade till lokalt multifunktionella landskap i Sverige, då de flesta bodde på landsbygden, har skogsbruk fokuserat på producera olika typer av industriråvara. Men nu, återigen, efterfrågas multifunktionella landskap (Westholm m.fl. 2015). Sverige har, liksom övriga Europa, många olika skogsägarkategorier som har olika förutsättningar att producera olika portföljer av ekosystemtjänster, och olika drivkrafter för och emot samverkan i och om landskap (Aggestam m.fl. 2020). Detta bör ses som gemensamma



Figur 37. Ett exempel på hur olika funktioner kan vara segregerade (foto Silvija Saudyte).

insatser utifrån den egna förmågan och viljan. En kombination av flera olika skogsskötselmetoder är ett effektivt sätt att verka för multifunktionella landskap (Potterf m.fl. 2022). För att illustrera poängen förenklas de värden som skogar ger till tre olika (biomassa i olika former, multifunktionalitet, habitat för arter), och skogsägande till tre grupper (privat industri, enskilda, stat). Detta visualiseras i figur 38 enligt följande resonemang som förenklar verkligheten till tre typer av mål med skogsbruk, och tre kategorier av skogsägare.



Figur 38. Principbild för att illustrera hur olika skogsägarkategoriernas gemensamma insatser för att bedriva skogsbruk med olika mål kan leda till att mål om hållbart skogsbruk, sammanvägt för hela landskap eller regioner, kan bedömas. I detta exempel utgör de olika skogsägarkategorierna en tredjedel vardera. Genom att lägga ihop "habitat" och en del av "mångbruk" nås målet om 10+30 % skyddad skog (European Commission 2020), och lever upp till tumregeln "en tredjedel av en tredjedel" (Hanski 2011). Denna regel innebär att bevarande av biologisk mångfald kräver att en tredjedel av ett landskap fokuserar på denna uppgift, och att en tredjedel av denna yta i sin tur består av skyddade områden.

Biomassa efterfrågas i en lång rad olika former, och alltmer i en tänkt framtida bioekonomi. I Sverige avverkas merparten av den tillgängliga tillväxten (figur 24), och värdeökningen sker i olika typer av industri. Ökad avverkning kräver alltså snabbare tillväxt. Kortare omloppstider kan bidra till minskade risker för stormskador (Gardiner och Quine 2000) och skogar med flera trädslag levererar mer av fler ekosystemtjänster (Gamfeldt m.fl. 2013, Sousa-Silva m.fl. 2018).

Mångbruk innebär att många nyttor kan levereras. Skogsbruksmetoder som leder till en större andel timmer av hög kvalitet med högre pris, möjlighet att lagra mer kol och i framtiden få betalt för detta, och som skapar ett högre fastighetsvärde, är därför gynnsamma. Lokal förädling av skogliga värden kan ge pengainkomster och bidra till den lokala ekonomin och det sociala kapitalet. Sociala skogar är sådana som finns i och omkring tätorter, och som är väsentliga för människors välbefinnande och hälsa.

Ett sådant mångbruk har politiken ännu inte tagit på allvar, utan fokuserat på att det är virke och möjligen bränsle som är de huvudsakliga inkomstkällorna. I själva verket har även skogsbolagen idag enorma inkomster från vindkraftsparker, markexploatering vid tätorter och olika former av arrenden. Detta innebär ett mycket bredare brukande av skogarna och flera olika värdekedjor (Jonsson m.fl. 2019). Habitat finns av många olika slag. Dels sådana som innehåller naturskogsegenskaper som de skogar där det fokuseras på effektiv virkesproduktion har svårt att leverera, och dels traditionella kulturlandskaps trädbärande gräsmarker av många olika slag. Sådana egenskaper finns i frivilligt avsatta gammelskogar, många naturreservat, i skogar med naturvårdande skötsel, och i hävdade kulturlandskap.

Privata skogsindustriföretag står för effektiv produktion av industriråvara baserat på en kultur där skogsbruk ses som ett odlingsystem. Idag tas grundläggande naturhänsyn, men insatserna för ekologisk integritet och resiliens bör öka. Enskilda skogsägare är en heterogen grupp, som med en bredare profil av rådgivningstjänster än den som erbjuds idag, skulle kunna öka bredden av ekosystemtjänster ytterligare. Denna grupp har även en central roll för biologisk mångfald som är knuten till traditionella kulturlandskaps träd och trädbärande gräsmarker.

Staten i olika former äger merparten av de rapporterade kvarvarande natur- och gammelskogarna ("primary forests" och "old-growth"). Inom EU är Sverige, Bulgarien, Finland och Rumänien de länder som hyser de största arealerna (Barredo m.fl. 2021). Vilka principer i form av andel av landskapet som det berör, omloppstid och hur stor andel av träd som lämnas vid skörd som används är avgörande, liksom proportionerna mellan dem i skogsbestånd och landskap (figur 33, 38).

4.7. Industrins eller enskilda skogsägares perspektiv?

Enskilda skogsägare har som grupp frihet och stora möjligheter att välja. Man kan fokusera på att producera industriråvara, eller att bidra med en mångfald av andra metoder för skogsskötsel som fokuserar på många olika ekosystemtjänster. Värdering av en bredare palett av naturnyttor kan leda till att självföryngring med blandskogar blir mer accepterat och kan öka, vilket ur skogsägarens perspektiv gör att kravet på pengainkomst minskar eftersom utgifterna minskar. För hyggesfria metoder utgör tekniken inget hinder för effektiv avverkning med 11 meters kran och kort hjulbas för skördare, och mindre skotare. Ett antal viktiga frågor återstår dock att lösa för att tillämpa alternativ till trakthyggesbruk. Hur utvecklas markskador och skador på rötter och stammar om man ska avverka hyggesfritt vart 10:e år, speciellt med tanke på mildare och blötare vintrar? Hur väl lyckas föryngring av tall under skärmställningar med olika slutenhet?

För många enskilda skogsägare är ekonomiska liksom sociala, kulturella och ekologiska värden viktiga (Richnau m.fl. 2013). Samtidigt visar studier att en stor andel (53 % i Jämtland (Hafmar 2021)) av enskilda privata skogsägare är intresserade av alternativ till trakthyggesbruk. I kontrast till detta saluför virkesköpare trakthyggesbrukets fördelar med argument som maximerar virkesflöde, och med sjunkande virkespriser (Curtis 2020). Sådana industriella prioriteringar urholkar skogsägarnas förtroende (Guillén m.fl. 2015). Hertog m.fl. (2022) visade att den låga tillämpningen (3 % 2021) av ”hyggesfritt” skogsbruk i Sverige har förklaringar som går långt utöver bristen på kunskap och ekologiska begränsningar. Kultur, skogsbruksutbildning, industriella nätverk och virkesmarknader är viktiga faktorer (Angelstam m.fl. 2022, Hertog m.fl. 2022). Detta pekar på ett behov av mer omfattande rådgivning om hur olika värdekedjor kan utvecklas mest effektivt (Curtis 2020). En ökad mångfald av skogsbruksmetoder gör dock att mindre volymer av industriråvara kan levereras. Sådana trender bidrar till det pågående skyttegravskriget om skogen.

4.8. Sammanfattning av strategier för multifunktionella skogslandskap

Att utveckla skogsbruksmetoder som kan leverera det ägare och samhälle vill, och att tillämpa dem på i regionalt och lokalt lämpliga proportioner, det är verkligen komplicerat. Förenklade uttalanden om hur stor andel av en viss skogstyp som kan avverkas i tid och rum, eller skyddas, eller vilken skogsbruksmetod som är ”bäst” duger inte. Flera kompletterande strategier och åtgärder behövs (Lindenmayer och Franklin 2002, Lindenmayer och Laurance 2012, Messier m.fl. (2013)); några exempel är:

1. Anpassa planering och skogsskötsel för olika ekosystemtjänster och naturnyttor till lokala och regionala förhållanden (Kraus och Krumm 2013, Krumm m.fl. 2021).
2. Inrätta stora reservat av de sista intakta skogslandskapen i Europa (Jonsson m.fl. 2019, Svensson m.fl. 2022).
3. Bevara av nyckelhabitat inom produktionslandskap, som t.ex. akvatiska ekosystem och deras kantzoner (älvar, bäckar, sjöar), specialiserade livsmiljöer och lokala biologiska ”hotspots” (t.ex. klippor, grottor och lekområden) och sällsynta livsmiljöer.
4. Vid behov, restaurera områden för att åter skapa strukturer i olika skalor, och reglera processer som att minska betetrycket (Hothorn och Müller 2010), och kontrollera predation på markhäckande fåglar (Manton och Angelstam 2021).
5. Kombinera många datakällor för att beskriva och mäta graden av naturlighet (Bubnicki m.fl. 2022, manuskript). Skogar som med traditionella skogsbruksögon är mindre värdefulla på grund av låga virkesvolymer (”gröna lögner) kan ha hög grad av naturlighet (Lie m.fl. 2012).

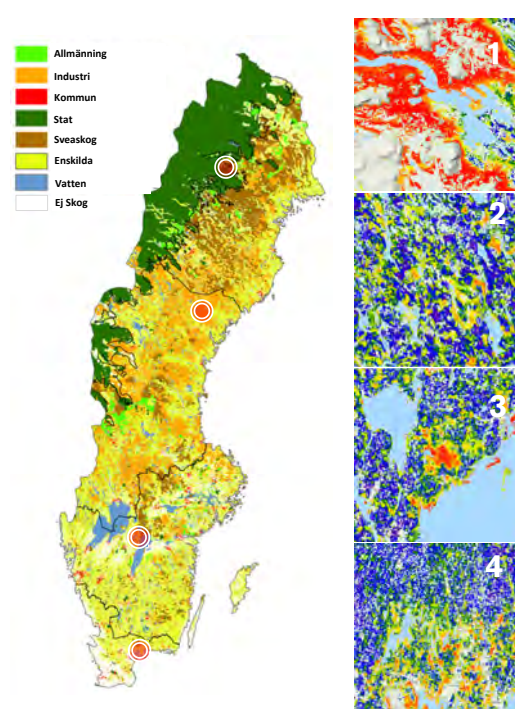
6. Hantera målkonflikter. Klimatlösningar som förlitar sig på skoglig bioenergi kan stå i konflikt med kolbindning och lagring i skog, och med bevarande av biologisk mångfald (Repo m.fl. 2020). Åtgärder för att hantera klimatförändringar och bevara biologisk mångfald måste integreras (IPCC 2022).
7. Använda evidensbaserade kvalitativa och kvantitativa mål på landskapsnivå för bibehållande, skötsel eller restaurering av livsmiljöer och strukturer (CBD 2010, Angelstam m.fl. 2020).
8. Även om evidensbaserade dialogprocesser för lärande kan användas för att utvärdera resultat i verkligheten, så beror de beslut som fattas på olika aktörers och intressenters världsbilder, kulturer, yrkesidentiteter och makt, liksom politiska och juridiska realiteter. dialogprocess (Blicharska m.fl. 2020).
9. Utgående från att skogar måste ses som komplexa adaptiva system understryker Messier m.fl. (2013: 338) behovet av öppenhet för att inkludera både ekologiska och sociala system; att sträva efter att upprätthålla variation i alla skalor och på olika nivåer (som en rysk docka (matrjosjka)); minne i betydelse av lämningar av tidigare skogsgenerationer; vara följsam för hur skogar organiserar sig på egen hand (låt det bli löv om ståndorten leder till detta); acceptera osäkerheter och oförutsägbara händelser i både ekologiska och sociala system (Colfer 2010, Huntingdon 1996).
10. Detta ställer stora krav på att transformera skoglig rådgivning och skogliga utbildningar så att de behandlar hur olika metoder kan bidra till att en mångfald av ekosystemtjänster (Owour m.fl. 2021).

Att tillämpa en sådan portfölj av strategier är en kritisk del av försöken att utveckla planering och skötsel för multifunktionella skogslandskap. Tillämpning av enskilda aktörer och i samverkan, måste dock variera avsevärt mellan olika landskap och regioner beroende på fysiska och biologiska förhållanden, mänsklig utveckling och markägares mål.

5. Visioner för svenska landskap med olika typer av skogsägare

En lång rad studier visar att olika metoder att bruka skog var och en har sina fördelar och nackdelar beroende på vilka ekosystemtjänster och naturnyttor man fokuserar på (Tahvonen m.fl. 2019, Trivino m.fl. 2017, Mönkkönen m.fl. 2014), och var i olika värdekedjor (Jonsson m.fl. 2019, Robert m.fl. 2020). Att bedöma var olika naturnyttor produceras mest effektivt, inklusive att en naturnytta inte påverkar andra naturnyttor negativt, kräver både kunskapsunderlag om olika dimensioner av skogslandskap och fysisk planering.

Skogsbruksplaner innehåller stora mängder data som kan användas som indikatorer på både ekonomiska värden och biologisk mångfald (Naumov m.fl. 2018). Historiska kartor, och kartor över berggrund och jordarter, finns med olika upplösning för olika delar av Sverige. Utvecklingen av fjärranalys och laserscanning har skapat en lång rad viktiga heltäckande data om olika trädslags förekomster och markfuktighet. Med fokus på habitat för arter som inte klarar sig i landskap som brukas för en effektiv virkesproduktion är rumsliga data som beskriver en hög grad av naturlighet utomordentligt viktiga. Skogar med höga naturvärden har karterats genom att kombinera olika metoder (Naturvårdverket och Skogsstyrelsen 2017). För effektiv planering måste dock sådana data vara både heltäckande och öppet tillgängliga för olika aktörer och intressenter. Bubnicki m.fl. (2022, manuskript) har genom att använda existerande inventeringar av skogar med höga naturvärden, ett stort antal GIS-skikt, och validering med bl.a. Sveaskogs skogsindelingsmaterial och riksskogstaxeringens data, producerat en heltäckande databas för Sverige med en upplösning av 1 hektar. Som exempel på variationen i Sverige både avseende fördelningen av höga skogliga naturvärden, och skogsägarkategorier i olika regioner, presenteras fyra olika skogslandskap (figur 39).



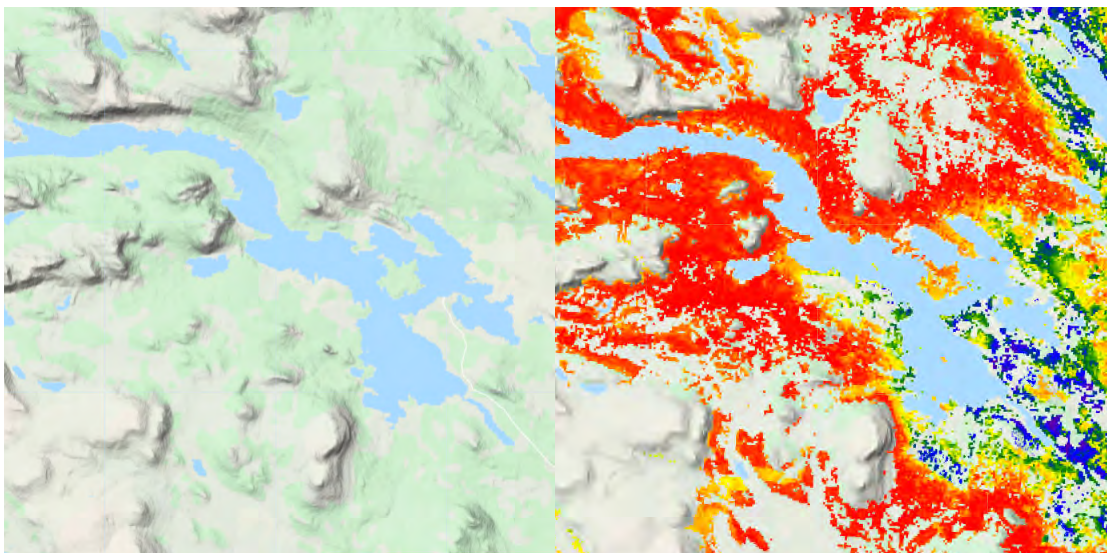
Figur 39. Karta som visar olika kategorier av markägare i Sverige till vänster, och fyra olika skogslandskap som visar på variationen mellan olika svenska skogsregioner. Gradienten från blått, som indikerar låga naturvärden (inklusive återbeskogade områden efter avverkning), via grönt till gult, orange och rött indikerar ökande sannolikhet för höga skogliga naturvärden (Bubnicki m.fl. 2022, manuskript). Vita områden är bebyggelse, åkrar och hyggen. De fyra lokala landskapen täcker vardera en ruta på ca. 1000 km² (32x32 km).

1. Fjällskog. Pärälvens fjällurskog i Jokkmokks kommun, Norrbottens län
2. Nordboreal. Graninge-Viksjo i Västernorrlands län.
3. Sydboreal/Hemiboreal. Tivedens nationalpark vid sjön Vättern i södra Örebro län
4. Nemoral. Nordöstra Skåne och västra Blekinge län.

5.1. EU:s sista intakta skogslandskap: Pärälven, Jokkmokks kommun

Naturreservatet Pärälvens fjällurskog (115 747 hektar) hör till ett av de sista väglösa större urskogsområden som finns i Europa, och utgör ett av det dussin så kallade stora intakta skogslandskap (Yaroshenko m.fl. 2000) som finns i Sverige (figur 40). Sådana ska vara >50 000 hektar stora och utgör vanligen en mosaik av skog, myrar och lågfjäll eller tundra. Nästan all mark i Pärälvens dalgång har använts av samer under lång tid. Kring år 1800 kom även de första nybyggarna som främst försörjde sig på boskapskötsel med slätter, fiske och jakt. Skogsavverkning och flottning pågick fram till 1960-talet (Kihlbom 2009). Detta landskap är ett tydligt exempel på zoner i områden med höga naturvärden i stora naturreservat med fri utveckling, kontinuitetsskogsbruk i form av blädning eller luckhuggning, och trakthyggesbruk längst i öster.

Beläget i Jokkmokks kommun, är detta område ett gott exempel på utmaningarna i Norrlands inland (Angelstam m.fl. 2021b). Befolkningen i Jokkmokk ökade från 2700 invånare 1890 (varav 2140 samer) till över 11 000 år 1960, men minskade till strax under 5000 idag. Detta sammanföll med den dramatiska nedgången av arbetstillfällena som skogsbruket och vattenkraftsutbyggnaden gav. Efter ett sekel av beroende av dessa naturresurser finns det nu en process som söker alternativa mekanismer för ekonomisk utveckling (Carson m.fl. 2016). Att vara värd för en tredjedel av EU:s sista intakta skogslandskap ger möjlighet till utveckling av värdekedjor som stödjer landsbygdsutveckling (Jonsson m.fl. 2019).



Figur 40. Genom Jokkmokks kommun passerar den så kallade naturvårdsgränsen som definierar utbredningen av den högre belägna fjällnära skogen i väster. Österut finns enskildas och Fastighetsverkets marker. Området täcker ca 1000 km² (32x32 km) och uppvisar en gradient från blått och mörkgrönt med låga respektive lägre naturvärden (inklusive återbeskogade områden efter avverkning) till höger till gult och orange/rött som mått på ökande sannolikhet för höga skogliga naturvärden mot fjällskogen i väster (Bubnicki m.fl. 2022, manuskript). Vita områden är fjäll, bebyggelse, åkrar och hyggen.

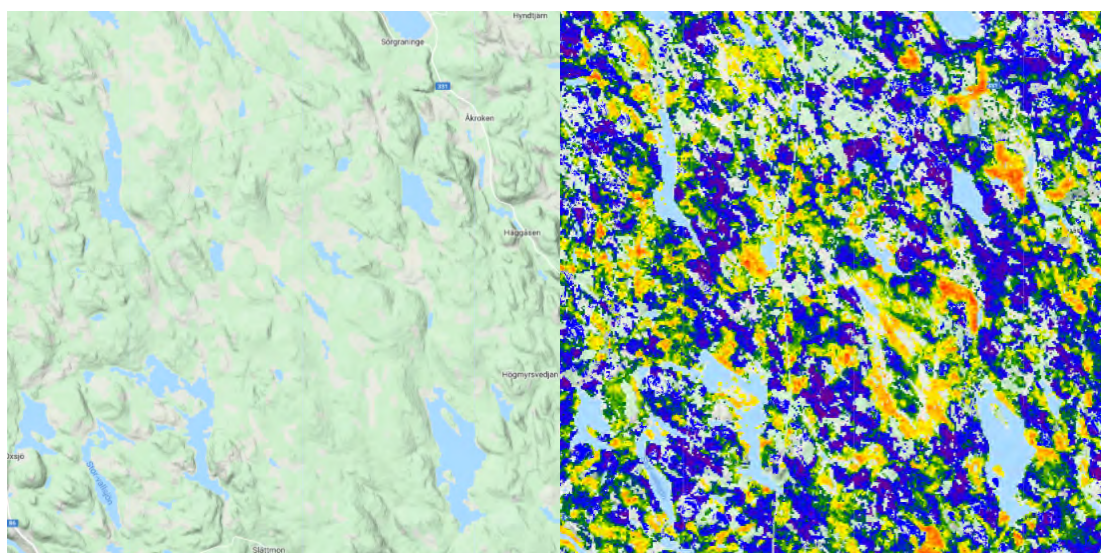
5.2. Nordligt boreal: SCA - Viksjö-Graninge

Med 2,6 miljoner hektar är SCA norra Europas största privata skogsägare. SCA har även ett omfattande innehav av industrier för förädling som 2020 förbrukade 11,3 miljoner m³f. Totalt 4,8 miljoner m³f avverkas årligen i egna skogar, och 3,0 miljoner m³f köps in från enskilda skogsägare (<https://www.sca.com/sv/om-oss/var-skog/>). Resterande virke köps från andra större skogsägare samt importeras (ca 5 %).

Den helt dominerande skogsbruksmetoden bygger på trakthyggesbruk med en cykel om 80–120 år. Denna inleds med slutavverkning med naturvårdshänsyn i form av lämnade hänsynsytor, kantzoner, sparade trädgrupper, högstubbar och naturvärdesträd. Vid slutavverkning lämnas för närvarande drygt 15 % av den produktiva skogsmarken som hänsyn. Nästa steg är markberedning för god och säker livsmiljö för nya plantor, som följs av plantering, sådd eller självföryngring. Återväxtkontroll följs sedan av en eller flera röjningar. En eller ett par gallringar från 40-årsåldern ger

industriråvara i form av massa och klenlimmer. Cykeln avslutas, på marker som är lämpade för det, med gödsling upp till tre gånger (kväve kompletterat med kalk).

Ekologiska landskapsplaner har utvecklats inom ramen för certifiering enligt FSC-systemet för att planera frivilliga naturvårdsavsättningar (för närvarande 7 % av den produktiva skogsmarksarealen i varje landskap) och områden med kombinerade mål där halva arealen fokuserar på naturvård (3 %). Inom ramen för denna basnivå sker koncentration av hänsyn till skogliga värdekärnor som utpekats av länsstyrelserna, baserat på uppgifter från landskapsplanerna och som bolaget delat med sig av. Slutligen så har SCA inrättat fem Mångfaldsparker som präglas av större mångfald än skogslandskapet i övrigt, och där minst halva skogsmarksarealen sköts för att gynna natur- och kulturvärden. Flera av dessa ligger i direkt anslutning till formellt skyddade områden. Sammantaget är detta exempel på triadskogbruk, dvs. att olika områden varierar i sitt fokus på produktion av industriråvara respektive naturvärden och sociala värden.



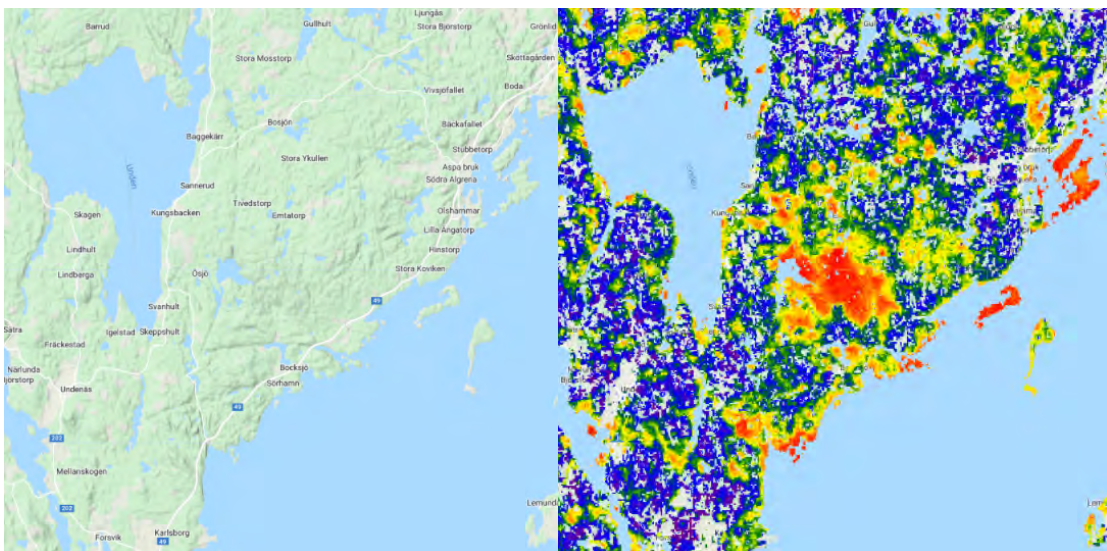
Figur 41. Karta över ett stort block av SCAs skogsinnehav mellan Graninge och Viksjö i Västernorrlands län. Här ligger Storgränge, en av SCAs Mångfaldsparker (3147 hektar). Området täcker ca. 1000 km² (32x32 km) och uppvisar en gradient från blått och mörkgrönt med låga respektive lägre naturvärden (inklusive återbeskogade områden efter avverkning) till gult och orange/rött som mått på ökande sannolikhet för allt högre skogliga naturvärden (Bubnicki m.fl. 2022, manuskript). Vita områden är bebyggelse, åkrar och hyggen.

5.3. Syd- och hemiboreal: Sveaskog i Tiveden, Laxå kommun

Sveaskog är ett statligt svenskt skogsbolag med markinnehav i alla delar av Sverige, och som omfattar 4,1 miljoner hektar (14 % av den svenska skogsmarken). Ett stort block finns i den historiska regionen Bergslagen som en gång dominerades av gruvor och järnindustri (figur 42). Denna region har en lång historia av olika former av skogsbruk (Angelstam m.fl. 2013b). Finnar införde svedjebruk på 1500-talet, och produktionen av träkol var omfattande under lång tid. Natur- och kulturvärden är omskrivna som bas för rekreation, friluftsliv och turism sedan början av 1900-talet. Idag är fokus på effektiv virkesproduktion enligt i stort samma modell som SCA använder. Laxå kommun är ett bra exempel. Speciellt efter utvidgningen av Tivedens Nationalpark 2017 har antalet besökare ökat kraftigt. Detta har stimulerat försök att pröva så kallade hyggesfria metoder, och Sveaskog etablerade det första 2000 hektar stora försöksområdet intill nationalparken (Angelstam 2019).

Planering av markanvändning för rekreation och friluftsliv som sociala värden och bas för nya jobb på landsbygden var den bärande idén redan i Tivedsutredningen som inleddes 1969 då det arbetades med fysisk riksplanering i Sverige (SOU 1971:75). Tivedengruppen (1978) rekommenderade att en översiktlig skogsbruksplan utarbetas för Tiveden: ”Riktlinjer för skogsbrukets bedrivande är nödvändiga inom basorterna och aktivitetspunkternas närzoner, inom utflyktområden, inom stråk om ca 100 m utefter turistvägar, utmed sjöar samt på holmar och öar. Riktlinjerna kan avse hygges storlek och utformning, jämkning av hygges förläggning i tiden mm.”

Dessa frågeställningar är fortsatt aktuella, men är trots detta 40 år senare inte integrerade i varken skogsägares, kommuners, läns eller regioners rumsliga planering. Detta kräver kartering och visualisering av landskapsvärden kopplade till skogsbruk, attraktivt boende, turism och grön infrastruktur för biologisk mångfald.



Figur 42. Området mellan sjöarna Unden i väster och Vättern i öster delas mellan landskapen Västergötland i söder och Närke i norr. Här finns Tivedens nationalpark och ett stort block av Sveaskogs skogsinnehav. Området täcker ca. 1000 km² (32x32 km) och uppvisar en gradient blått och mörkgrönt med låga respektive lägre naturvärden (inklusive återbeskogade områden efter avverkning) (Bubnicki m.fl. 2022, manuskript). Höga skogliga naturvärden finns i Tivedens nationalpark som är gul/orangefärgad, och Ekoparken Norra Vätterns Skärgårdsöar som har rödororange färg. Vita områden är bebyggelse, åkrar och hyggen.

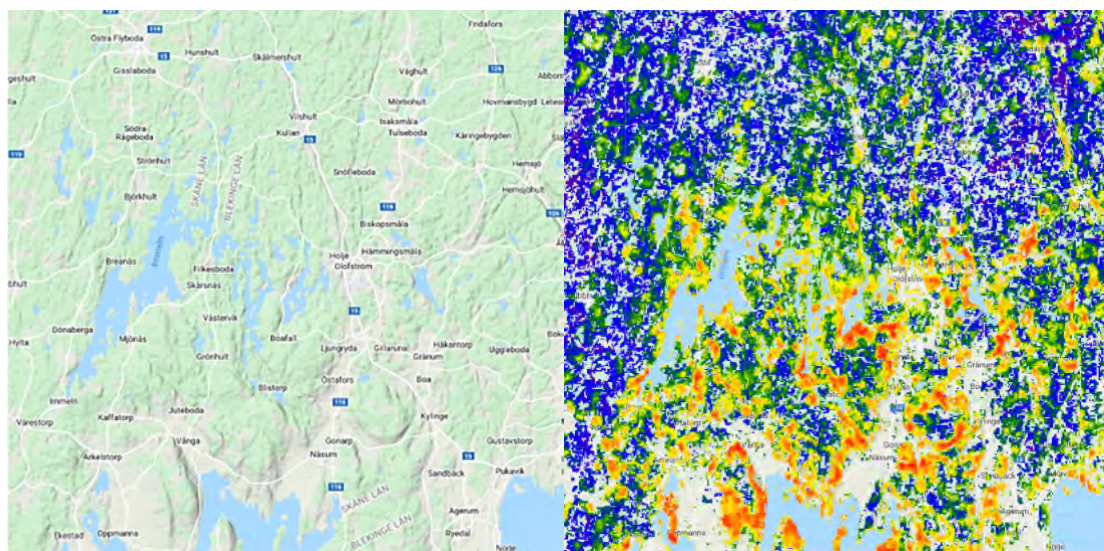
5.4. Nemoral skog: natur och kultur i nordöstra Skåne med många skogsägare

Lövskogsregionen i sydligaste Sverige kännetecknas av en naturlig förekomst av bok och andra ädellövträd, vilka är betydelsefulla för ett stort antal rödlistade arter. Här går nu den sydliga gränsen för granens naturliga utbredningsområde. Många av de biologiskt värdefulla områdena i regionen finns inte i skogsmarken, utan utgörs av odlingslandskap med trädbärande gräsmarker som formats av boskapsskötsel och jordbruk. Området där Skåne, Blekinge och Småland möts domineras av enskilda ägare (figur 43). Ett undantag är ett område sydost om Lönsboda som föll i statens händer när sparbanken i Örknered som bildats 1867 gick i konkurs 1887, och bönderna som gått i borgen för banken fick lämna ifrån sig sin skogsmark till staten.

I landskap som domineras av enskilda skogsägare finns hos några aktörer ett motstånd mot landskapsplanering. Fragmenteringen av skogsägandet i många mindre enheter, och variationen i attityder beträffande ansvar för bevarande av bio-

logisk mångfald (t.ex. Richnau m.fl. 2013), kräver att det finns en logik för planering ”underifrån”.

Här kommer tre exempel som ges av landskaps egenskaper. (1) Förutsättningarna för olika trädslag och olika skogliga livsmiljöer skapas av markfuktighet, tillgång på näringsämnen och både mikro- och makroklimatet. Ett exempel för både terrestra och akvatiska arter är att bevara och återskapa strandnära skogar på fuktiga och näringsrika ståndorter. (2) Ett annat exempel är att på torra fattiga ståndorter återskapa områden där marken och träden störs genom att arrangera lågintensiva bränder, och att på andra sätt se till att det alltid finns fläckar med bar jord. (3) Den historiska rumsliga uppdelningen i byar med inägomark för grödor på jordbruksmark och ängar, samt utmark för skogsbete, ger också vägledning för var biologiska kulturvärden bäst kan bevaras. Det traditionella kulturlandskapet trädbärande gräsmarker och jätteträd fyller en viktig funktion i landskap där skogsmarken numer domineras av planterad granskog (Manton och Angelstam 2018).



Figur 43. Karta över nordöstra hörnet av Skåne län och västra Blekinge län med en stor dominans av enskilda skogsägare. Området täcker ca. 1000 km² (32x32 km) och uppvisar en gradient från blått och mörkgrönt med låga respektive lägre naturvärden (inklusive återbeskogade områden efter avverkning) till gult och orange/rött som mått på ökande sannolikhet för allt högre skogliga naturvärden (Bubnicki m.fl. 2022, manuskript). Vita områden är bebyggelse, åkrar och hyggen.

6. Helhetssyn och landskapsansats

6.1. Behovet av systemskifte

För att åstadkomma den mix av skogsskötselsystem som passar olika skogsägarkategorier krävs styrmedel i form av en bredare palett av skogliga rådgivare för enskilda skogsägare, bättre betalningsförmåga för vad skogen kan leverera i alla olika värdekedjor, och offentliga investeringar i gröna infrastrukturers funktionalitet för biologisk mångfald och tillgänglighet för människor.

Statens skogar kan bidra mer. Sammanhängande sjok på Sveaskogs mark skulle kunna komplettera ekoparker med en högre ambitionsnivå för att bevara biologisk mångfald. Här finns både hinder och möjligheter. Efter stormfällningarna av skog i södra Sverige 2005 och 2007 uppmuntrades skogsägare att gynna lövträd. Analyser av Lodin m.fl. (2017) visade att fortsatt återplantering med gran gynnades av god lönsamhet, och ett högt klövviltsbete på tall. Medvetenhet om risker med gran, estetik och nyfikenhet var de främsta drivkrafterna för förnyring med andra arter än gran. Självförnyring av björk är ett prisvärt och effektivt sätt att skapa blandskogar.

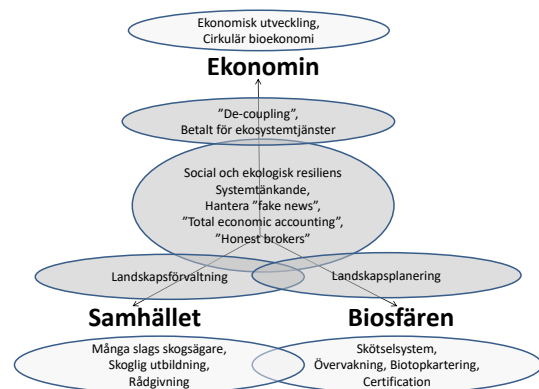
Främjandet av multifunktionella landskap kräver ytterst därmed även utveckling av holistiska förvaltningsstrategier, som är anpassade till olika skogsägarkategorier och kontexter (Chiasson m.fl. 2019, Aggestam m.fl. 2020), och som kan ta hänsyn till både synergier och kompromisser (Moen m.fl. 2014). Felton m.fl. (2020) listade en svit av tre kategorier av hävstångspunkter (Meadows 2008) från djupare till grundare, och som kan bidra till diversifieringen av metoder för förvaltning och skötsel av skogslandskap. Detta kräver dock förändring av den starka kultur som förespråkar monokulturer av likåldriga skogsbestånd.

En översikt av skogsbruksmetoders utveckling i Centraleuropas bergstrakter (Tyskland, Tjeckien och Ukraina), NV Ryssland och Sverige av Angelstam m.fl. (2022) visar att kulturer för att utöva en viss skogsbruksmetod kan vara både en tillgång och en börda när det gäller att utveckla förvaltning

och skötsel att utveckla och vidmakthålla multifunktionella skogslandskap. Med utgångspunkt från observationer från biosfärens, samhällets och ekonomins utsiktspunkter, och de olika fallstudierna, listade Angelstam m. fl. (2022) en rad tema som har potential att stödja transformativ förändring (figur 44).

6.2. Kompass och gyroskop för lärande

Utmaningen att utveckla kunskap och översätta den till handlingar på marken i skogslandskap som socioekologiska system, och som stödjer människors välbefinnande och välfärd, bevarar biologisk mångfald, och anpassas till klimatförändringar, är enorm. Dessutom förespråkar EU, nationell politik och intressentgrupper både (1) ”mer av allt” i termer av många olika ekosystemtjänster, och (2) ”multifunktionella landskap”. Detta kräver förvaltarskap baserat på kollaborativ kunskapsproduktion och platsbaserat lärande i konkreta socio-



Figur 44. Illustration av tre utsiktspunkter som representerar biosfären, samhället och ekonomin, och en svit av kraftiga hävstänger med ett systemperspektiv i centrum och mer ytliga åtgärder i periferin (Angelstam m.fl. 2022).

ekologiska system. Termen landskapsansats fångar denna strävan (t.ex. Axelsson m.fl. 2011, Sayer m.fl. 2013, Arts m.fl. 2017, Angelstam m.fl. 2019ab, Morgan m.fl. 2022).

Det är dock avgörande att bedöma konsekvenserna av vad olika koncept för landskapsansats faktiskt levererar på marken, att integrera detta med lärande genom fortlöpande utvärdering (Svensson m.fl. 2009), och att sprida både kunskaper och erfarenheter. Utvärdering som professionell verksamhet spelar en viktig roll för att förbättra förståelsen om ”vad som verkligen fungerar”.

Konceptet lärande genom pågående utvärdering fångar denna utmaning (Svensson m.fl. 2009). Utvärdering av processer för genomförande handlar om vad som utvecklas mellan upprättandet av en överenskommen policy och den slutliga effekten av efterföljande åtgärder i den verkliga världen. Rauschmayer m.fl. (2009) fokuserade på tre steg för utvärdering, nämligen (1) policyprocessen, (2) output (t.ex. policyinstrument, strategiska bedömningar, planeringsprocesser) och (3) konsekvenserna i termer av resultat i verklighet som t.ex. mänskligt välbefinnande och funktionalitet hos habitatnätverk för bevarande av biologisk mångfald (båda är beroende av funktionell grön infrastruktur). Bjärstig (2017) visade att partnerskap leder till förbättrad hållbarhet, särskilt när det gäller sociala resultat. Det finns dock ett behov av mer systematiska uppföljningar av praktiker, särskilt av ekologiska utfall, vilket vanligen tar mycket längre tid. Ett allvarligt hinder är trenden från ärlig evidens-baserad dialog till ensidiga högljudda berättelser.

Ett exempel är ”klimatförnekelse”. Trots att 97 procent av forskarna är överens om den globala uppvärmningen är orsakad av oss människor, spelar de återstående 3 procenten en avgörande roll för att hålla debatten om klimatförändringars orsaker vid liv. Genom analyser av vilka förnekare som skrivit under upprop visade Young och Fitz (2021) att 3 procent av undertecknarna är klimatexperter, medan de återstående 97 procenten inte uppfyller kriteriet att vara expert, och de var också involverade i organisationer och industrier som utgör motrörelsen mot att klimatförändringar orsakas av människan.

Ett annat exempel är den polarisering som finns

kring skogens klimatnytta. Ett mantra är att intensifiering av skogsbruket för högre produktion av biomassa och användning av skogsråvara, och ett annat att helt gå över till hyggesfritt skogsbruk, ska rädda oss från klimatkrisen. Rummukainen (2021) sammanfattning undestryker vikten av ”... att navigera sig fram till bästa möjliga balans mellan kolinlagring på skogsmarken å ena sidan och nyttjandet av produkter från skogen för substitution av fossilintensiva material och fossila bränslen å den andra. Samtidigt måste detta ske inom ramen för samhällets hela klimatomställning, och med hänsyn tagna till andra samhällsmål.”

Ett tredje exempel är berättelsen om hotet mot äganderätten i Sverige. Sténs och Mårald (2020) beskrev detta med metaforen ”ekokammare”. ”Kammaren” består av representanter för mark- och skogsägarorganisationer och medlemmar av konservativa politiska partier, vilka har nära organisatoriska och individuella kopplingar. ”Ekot” består av upprepade påståenden om bristande äganderätt. Debatten om skogsägande i en ”ekokammare” är problematisk eftersom det låser in viktiga frågor om hållbart skogsbruk och äganderätt i en snäv samhällelig sfär. Jämförelser mellan äganderättens status i olika EU-länder visar att Sverige och de övriga Fennoskandiska länderna är mycket lika varandra, och att det som drar ner rankingen är allemansrätten, som ofta inte tillämpas i tätt befolkade länder (Nichiforel m.fl. 2018). En jämförelse över tid visar att för Sveriges del finns ingen negativ trend vad gäller äganderätt under de senaste två decennierna (Nichiforel m.fl. 2020).

Efter att ha verkat och verkar på den lokala och regionala nivån för olika former av landskapsansats (figur 45), ser jag goda möjligheter för samverkan baserat på lärande genom fortlöpande utvärdering (Nijnik m.fl. 2019). Ingen har sagt att realisera visionen om hållbart skogsbruk i multifunktionella landskap är enkelt (Nikolakis och Innes 2020), och det tar tid. Detta kräver rejäla insatser i form av både folk- och utbildning, liksom metoder för uppföljning av utvecklingen i båda ekologiska och sociala system.



Figur 45. Att verka för genomförande av riktlinjer för multifunktionella landskap kräver både visioner som kompassriktning (vart är vi på väg?), och gyroskop (hur balanserar man olika aktörers intressen?). Sammantaget kallas detta landskapsansats. Till vänster illustrerar målningen "Marsmorgon" (ca. 1920) av den norska konstnären Nikolai Astrup två kompletterande visioner för multifunktionella landskap; (1) naturskog, som finns kvar i branta sluttningar med häckande vitryggig hackspett i västra Norge, och (2) traditionella kulturlandskap, illustrerat av ett hamlat träd. Till höger illustrerar målningen "Midsommarkväll" (efter 1917) den stora betydelsen av mötesplatser för samverkan och lärande i en bygd med starkt socialt kapital.

Referenser

- Aggestam, F., Konczal, A., Sotirov, M., Wallin, I., Paillet, Y., Spinelli, R., Lindner, M., Derks, J., Hanewinkel, M., Winkel, G. 2020. Can nature conservation and wood production be reconciled in managed forests? A review of driving factors for integrated forest management in Europe. *Journal of Environmental Management* 268, 110670.
- Alskog, J. 2022. Efterlysning av rättslig analys från Skogsstyrelsen. Alltinget 2022-03-08.
- Amilon, J.A. 1923. Skogsskötseln och dess förutsättningar. Albert Bonnier, Stockholm.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71, 355-366.
- Angelstam, P. 1996. Ghost of forest past - natural disturbance regimes as a basis for reconstruction of biologically diverse forests in Europe. I: DeGraaf, R. och Miller, R.I. (red.). Conservation of faunal diversity in forested landscapes. Chapman and Hall, London. s. 287-337.
- Angelstam, P. 1998. Maintaining and restoring biodiversity by developing natural disturbance regimes in European boreal forest. *Journal of Vegetation Science* 9, 593-602.
- Angelstam, P. 2003. Reconciling the linkages of land management with natural disturbance regimes to maintain forest biodiversity in Europe. I: Bissonette, J. A. och Storch, I. (red.). Landscape ecology and resource management: linking theory with practice. Island Press, Covelo CA and Washington, D.C. s. 193-226.
- Angelstam, P. 2019. Samverkan Tiveden. Dokumentation av en dialogprocess om skogslandskap som grön infrastruktur för landskapsutveckling. Rapport 8, Skogsstyrelsen. 51 s.
- Angelstam, P., Albulescu, C., Aszalós, R., Cano Cardona, W., Dobrynin, D., Fedoriak, M., m.fl. 2021c. Frontiers of protected areas versus forest exploitation: Assessing habitat network functionality in 16 case study regions globally. *Ambio* 50, 2286-2310.
- Angelstam, P., Andersson, L. 1997. I vilken omfattning behövs arealen skyddad skog i Sverige utökas för att biologisk mångfald skall bevaras? SOU 1997:98, Bilaga 4, 75+ 71 s.
- Angelstam, P., Andersson, K., Isacson, M., Gavrilov, D.V., Axelsson, R., Bäckström, M., m.fl. 2013b. Learning about the history of landscape use for the future: consequences for ecological and social systems in Swedish Bergslagen. *Ambio* 42, 150-163.
- Angelstam, P., Asplund, B., Bastian, O., Engelmark, O., Fedoriak, M., Grunewald, K., m.fl. 2022. Tradition as asset or burden for transitions from forests as cropping systems to multifunctional forest landscapes: Sweden as a case study. *Forest Ecology and Management* 505, 119895
- Angelstam, P., Boutin, S., Schmiegelow, F., Villard, M.-A., Drapeau, P., Host, G., m.fl. 2004a. Targets for boreal forest biodiversity conservation – a rationale for macroecological research and adaptive management. *Ecological Bulletins* 51, 487-509.
- Angelstam, P.K., Bütler, R., Lazdinis, M., Mikusiński, G., Roberge, J.M. 2003. Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation—dead wood as an example. *Annales Zoologici Fennici* 40, 473-482.
- Angelstam, P., Dönnz-Breuss, M. 2004. Measuring forest biodiversity at the stand scale – an evaluation of indicators in European forest history gradients. *Ecological Bulletins* 51, 305-332.
- Angelstam, P., Fedoriak, M., Cruz, F., Muñoz-Rojas, J., Yamelynets, T. Manton, M., m.fl. 2021b. Meeting places and social capital supporting rural landscape stewardship: A Pan-European horizon scanning. 2021. *Ecology and Society* 26, 11.
- Angelstam, P., Grodzynski, M., Andersson, K., Axelsson, R., Elbakidze, M., Khoroshev, A., m.fl. 2013a. Measurement, collaborative learning and research for sustainable use of ecosystem services: Landscape concepts and Europe as laboratory. *Ambio* 42, 129-145.

- Angelstam, P., Jonsson, B.-G., Törnblom, J., Andersson, K., Axelsson, R., Roberge, J.-M. 2010. Landskapsansats för bevarande av skoglig biologisk mångfald: - en uppföljning av 1997 års regionala bristanalys, och om behovet av samverkan mellan aktörer. Rapport 4, Skogsstyrelsen. 59 s.
- Angelstam, P., Kuuluvainen, T. 2004. Boreal forest disturbance regimes, successional dynamics and landscape structures – a European perspective. *Ecological Bulletins* 51, 117-136.
- Angelstam, P., Manton, M. 2021. Effects of forestry intensification and conservation on green infrastructures: A spatio-temporal evaluation in Sweden. *Land* 10, 531.
- Angelstam, P., Manton, M., Elbakidze, M., Sijtsma, F., Adamescu, M., Avni, N., m.fl. 2019a. LTSER platforms as a place-based transdisciplinary research infrastructure: Learning landscape approach through evaluation. *Landscape Ecology* 34,1461–1484.
- Angelstam, P., Manton, M., Green, M., Jonsson, B.-G., Mikusinski, G., Svensson, J., Sabatini, F. M. 2020. Sweden does not meet agreed national and international forest biodiversity targets: a call for adaptive landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 202, 103838.
- Angelstam, P., Manton, M., Pedersen, S., Elbakidze, M. 2017a. Disrupted trophic interactions affect recruitment of boreal deciduous and coniferous trees in northern Europe. *Ecological Applications* 27,1108–1123.
- Angelstam, P., Manton, M., Yamelnyets, T., Fedoriak, M., Albulescu, A.-C., Bravo, F., m.fl. 2021a. Maintaining natural and traditional cultural green infrastructures across Europe: Learning from historic and current landscape transformations. *Landscape Ecology* 36, 637–663.
- Angelstam, P., Munoz-Rojas, J., Pinto-Correia, T. 2019b. Landscape concepts and approaches foster learning about ecosystem services. *Landscape Ecology* 34,1445–1460.
- Angelstam, P., Pedersen, S., Manton, M., Garrido, P., Naumov, V., Elbakidze, M. 2017b. Green infrastructure maintenance is more than land cover: large herbivores limit recruitment of key-stone tree species in Sweden. *Landscape and Urban Planning* 167, 368–377.
- Angelstam, P., Roberge, J.-M., Axelsson, R., Elbakidze, M., Bergman, K.-O., Dahlberg, A. m.fl. 2013c. Evidence-based knowledge versus negotiated indicators for assessment of ecological sustainability: the Swedish Forest Stewardship Council standard as a case study. *Ambio* 42, 229-240.
- Angelstam, P., Roberge, J.-M., Löhmus, A., Bergmanis, M., Brazaitis, G., Dönz-Breuss, M., m.fl. 2004b. Habitat modeling as a tool for landscape-scale conservation – a review of parameters for focal forest birds. *Ecological Bulletins* 51, 427-453.
- Angelstam, P., Rosenberg, P., Rülcker, C. 1993. Aldrig, sällan, ibland, ofta. *Skog och Forskning* 93(1), 34-41.
- Angelstam, P., Wränge, T., Törnblom J. 2003. Att mäta skogens biologiska mångfald – möjligheter och hinder för att följa upp skogspolitikens miljömål i Sverige. Rapport 6, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Angelstam, P., Yamelnyets, T., Manton, M. 2021d. Landskapsperspektiv på Gröna Infrastrukturers lager av kol: Svartåns avrinningsområde i Västmanland 1600, 1900 och idag. Länsstyrelsens rapportserie. Rapport 11. Länsstyrelsen Västmanlands län, Västerås.
- Anon. 2018. Strategi för Sveriges nationella skogsprogram. Näringsdepartementet N2018.15 Bilaga till protokoll IV5 vid regeringssammanträde den 17 maj. N2018/03142/SK.
- Anon. 2021. Skogsbarometern. Ludvig & Co / SWEDBANK och sparbankerna.
- Anon. 2022. Första rapporten. Nationella expertrådet för klimatanpassning. 684 s.
- Appelqvist, C., Sollander, E., Norman, J., Forsberg, O., Lundmark, T. 2021. Hyggesfritt skogsbruk. Skogsstyrelsens definition. Rapport 8, Skogsstyrelsen.
- Arts, B., Buizer, M., Horlings, L., Ingram, V., Van Oosten, C., Opdam, P. 2017. Landscape approaches: a state-of-the-art review. *Annual Review of Environment and Resources*, 42, 439-463.
- Asbeck, T., Großmann, J., Paillet, Y., Winger, N., Bauhus, J. 2021. The use of tree-related microhabitats as forest biodiversity indicators and to guide integrated forest management. *Current Forestry Reports* 7, 59-68.

- Assmuth, A., Tahvonen, O. 2018. Optimal carbon storage in even- and uneven-aged forestry. *Forest Policy and Economics* 87, 93-100.
- Aszalós, R., Dominik, T., Aakala, T., Angelstam, P., Brūmelis, G., Gálhidy, L., m.fl. 2022. Natural disturbance regimes as a guide for sustainable forest management in Europe. *Ecological Applications*, EAP21-0434.
- Attiwill, P.M. 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63, 247-300.
- Axelsson, R., Angelstam, P., Elbakidze, M., Stryamets, N., Johansson, K.-E. 2011. Sustainable development and sustainability: Landscape approach as a practical interpretation of principles and implementation concepts. *Journal of Landscape Ecology* 4, 5-30.
- Baker, S. 2006. Sustainable development. Routledge.
- Barredo, J.I., Brailescu, C., Teller, A., Sabatini, F.M., Mauri, A., Janouskova, K. 2021. Mapping and assessment of primary and old-growth forests in Europe, EUR 30661 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-76-34230-4, doi:10.2760/797591, JRC124671
- Batavia, C., Nelson, M.P. 2016. Conceptual ambiguities and practical challenges of ecological forestry: A critical review. *Journal of Forestry* 114, 572–581.
- Bengtsson, J., Angelstam, P., Elmqvist, T., Emanuelsson, U., Folke, C., Ihse, M., m.fl. 2003. Reserves, resilience and dynamic landscapes. *Ambio* 32, 389-396.
- 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., Askling, J., Ekberg, O., Ignell, H., Wahlman, H., Milberg, P. 2004. Landscape effects on butterfly assemblages in an agricultural region. *Ecography* 27, 619-628.
- Bergman, K. O., Jansson, N., Claesson, K., Palmer, M. W., Milberg, P. 2012. How much and at what scale? Multiscale analyses as decision support for conservation of saproxylic oak beetles. *Forest Ecology and Management* 265, 133-141.
- Bernes, C., Macura, B., Jonsson, B.G., Junninen, K., Müller, J., Sandström, J., m.fl. 2018. Manipulating ungulate herbivory in temperate and boreal forests: effects on vegetation and invertebrates. A systematic review. *Environmental Evidence* 7, 1-32.
- Betts, M.G., Phalan, B.T., Wolf, C., Baker, S.C., Messier, C., Puettmann, K.J., m.fl. 2021. Producing wood at least cost to biodiversity: Integrating Triad and sharing–sparing approaches to inform forest landscape management. *Biological Reviews* 96, 301–1317.
- Björstig, T. 2017. Does collaboration lead to sustainability? a study of public–private partnerships in the Swedish mountains. *Sustainability* 9, 1685.
- Blicharska, M., Angelstam, P., Jacobsen, J.B., Giessen L., Hilszczanski, J., Hermanowicz, E., m.fl. 2020. Contested evidence and the multifaceted nature of biodiversity conservation and sustainable land use – the emblematic case of Białowieża Forest. *Biological Conservation* 248, 108614.
- Bobiec, A., Podlaski, R., Ortyl, B., Korol, M., Havryliuk, S., Öllerer, K., m.fl. 2019. Top-down segregated policies undermine the maintenance of traditional wooded landscapes: Evidence from oaks at the European Union’s eastern border. *Landscape and Urban Planning* 189, 247-259.
- Bollmann, K., Braunsch, V. 2013. To integrate or to segregate: balancing commodity production and biodiversity conservation in European forests. In: Kraus, D., Krumm, F. (red.) Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute, 18-31.
- Bollmann, K., Kraus, D., Paillet, Y., Jonsson, B.G., Gustafsson, L., Mergner, U., Krumm, F. 2020. A unifying framework for the conservation of biodiversity in multi-functional European forests. I: Krumm, F., Schuck, A., Rigling, A. (red.) How to balance forestry and biodiversity conservation – A view across Europe. European Forest Institute (EFI); Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL), Birmensdorf. s. 27–45.
- Bostedt, G., De Jong, J., Ekvall, H., Hof, A. R., Sjögren, J., Zabel, A. 2021. An empirical model for forest landscape planning and its financial consequences for landowners. *Scandinavian Journal of Forest Research* 36, 626-638.

- Bracy Knight, K., Seddon, E.S., Toombs, T.P. 2020. A framework for evaluating biodiversity mitigation metrics. *Ambio* 49, 1232-1240.
- Brang, P., Spathelf, P., Larsen, J.B., Bauhus, J., Boncčina, A., Chauvin, C., m.fl. 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry* 87, 492-503.
- Breidenbach, J., Ellison, D., Petersson, H., Korhonen, K. T., Henttonen, H. M., Wallerman, J., m.fl. 2022. Harvested area did not increase abruptly—how advancements in satellite-based mapping led to erroneous conclusions. *Annals of Forest Science* 79, 1-9.
- Brumelis, G., Jonsson, B.G., Kouki, J., Kuuluvainen, T., Shorohova, E. 2011. Forest naturalness in northern Europe: perspectives on processes, structures and species diversity. *Silva Fennica* 45, 807–821.
- Bubnicki, J., Angelstam, P., Mikusinski, G., Svensson, J., Jonsson, B.G. 2022. Scanning a landscape for High Conservation Value Forests with machine learning. 6th European Congress of Conservation Biology.
- Buchwald, E. 2005. A hierarchical terminology for more or less natural forests in relation to sustainable management and biodiversity conservation. In: Proceedings: Third Expert Meeting on Harmonizing Forest-related Definitions, Rome, 111-127.
- Carpio, A.J., Apollonio, M., Acevedo, P. 2021. Wild ungulate overabundance in Europe: contexts, causes, monitoring and management recommendations. *Mammal Review* 51, 95-108.
- Carson, D.B., Carson, D.A., Nordin G., Sköld, P. 2016. Lessons from the Arctic past: The resource cycle, hydro energy development, and the human geography of Jokkmokk, Sweden. *Energy Research & Social Science* 16, 13-24.
- CBD. 2010. The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets, Nagoya, Japan.
- Chatzimentor, A., Apostolopoulou, E., Mazaris, A. D. 2020. A review of green infrastructure research in Europe: Challenges and opportunities. *Landscape and Urban Planning* 198, 103775.
- Chiasson, G., Angelstam, P., Axelsson, R., Doyon, F. 2019. Towards collaborative forest planning in Canadian and Swedish hinterlands: Different institutional trajectories? *Land Use Policy* 83, 334-345.
- Colfer, C. 2010. *The complex forest: communities, uncertainty, and adaptive collaborative management*. Routledge.
- Côté, P., Tittler, R., Messier, C., Kneeshaw, D.D., Fall, A., Fortin, M.J., 2010. Comparing different forest zoning options for landscape-scale management of the boreal forest: possible benefits of the TRIAD. *Forest Ecology and Management* 259, 418-427.
- Cousins, S. A., Auffret, A. G., Lindgren, J., Tränk, L. 2015. Regional-scale land-cover change during the 20th century and its consequences for biodiversity. *Ambio* 44, 17-27.
- Cozzi, L., Gül, T. 2021. Net Zero by 2050. A roadmap for the global energy sector. Special Report, International Energy Agency, Paris.
- Curtis, K.J. 2020. Creating the landscape, one stand at a time: The role of timber buyers in landscape-level planning in southern Sweden. MSc Thesis. Environmental Studies and Sustainability Science, Lund university.
- Cyr, D.S., Gauthier, S., Bergeron, Y., Carcaillet, C. 2009. Forest management is driving the eastern north American boreal forest outside its natural range of variability. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 519–524.
- Dalin, S. 2016. Ägandet och staten: Debatterna i Jämtlands och Västernorrlands län om 1903 års skogsvårdslag. I Nydahl, E., Harvard, J. (red.). *Den nya staten: Ideologi och samhällsförändring kring sekelskiftet 1900*. Nordic Academic Press, Lund.
- Davis, L.S., Johnson, N.K., Bettinger, P.S., Howard, T.E. 2001. *Forest management. To sustain ecological, economic and social values*. McGraw-Hill, Boston.
- Degerman, E., Andersson, K., Söderberg, H., Norrgrann, O., Henrikson, L., Angelstam, P., Törnblom, J. 2013. Predicting population status of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*, L.) in central Sweden using instream and riparian zone land-use data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23, 332-342.

- Degerman, E., Sers, B., Törnblom, J., Angelstam, P. 2004. Large woody debris and brown trout in small forest streams – towards targets for assessment and management of riparian landscapes. *Ecological Bulletins* 51, 233-239.
- Dengler, A. 1944. *Waldbau auf ökologischer Grundlage*. Springer-Verlag, Berlin.
- Diamond, J. 1986. Overview: laboratory experiments, field experiments and natural experiments. In: Diamond, J.M., Case, T.J. (red.) *Community Ecology*. Harper & Row, New York, s. 3–22.
- Donadi, S., Degerman, E., McKie, B. G., Jones, D., Holmgren, K., Sandin, L. 2021. Interactive effects of land use, river regulation, and climate on a key recreational fishing species in temperate and boreal streams. *Freshwater Biology* 66, 1901–1914.
- Donadi, S., Tamario, C., Sandin, L. Degerman, E. 2019. Country-wide analysis of large wood as a driver of fish abundance in Swedish streams: who benefits and where? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29, 706-716.
- Duncker, P.S., Barreiro, S.M., Hengeveld, G.M., Lind, T., Mason, W.L., Ambrozio, S., Spiecker, H. 2012. Classification of forest management approaches: a new conceptual framework and its applicability to European forestry. *Ecology and Society* 17, 51-68.
- Eggers, J., Rätty, M., Öhman, K., Snäll, T. 2020. How well do stakeholder-defined forest management scenarios balance economic and ecological forest values? *Forests* 11, 86.
- Ekelund, H., Hamilton, G. 2001. *Skogspolitisk historia*. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Elsasser, P., Altenbrunn, K., Köthke, M., Lorenz, M., Meyerhoff, J. 2021. Spatial Distribution of Forest Ecosystem Service Benefits in Germany: A Multiple Benefit-Transfer Model. *Forests* 12, 169.
- Eriksson, A. (red.) 2021. *Skogliga konsekvensanalyser 2022 - bakgrund och motiv till val av scenarier*. Rapport 6, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- European Commission. 2013. *Green Infrastructure (GI) — Enhancing Europe’s natural capital*. Communication 249. European Commission: Environment, Brussels.
- European Commission. 2018. *Action Plan: Financing Sustainable Growth*. Communication 97 final. European Commission, Brussels.
- European Commission. 2020. *EU Biodiversity Strategy for 2030. Bringing nature back into our lives*. Communication 380. European Commission, Brussels.
- European Commission. 2021. *New EU Forest Strategy for 2030*. Communication 572. European Commission, Brussels.
- Europeiska rådet. 2021. *Rådet antar slutsatser om EU:s nya skogsstrategi för 2030*. Pressmeddelande 860/21. Council of the EU.
- Eyvindson, K., Dufflot, R., Triviño, M., Blattert, C., Potterf, M., Mönkkönen, M. 2021. High boreal forest multifunctionality requires continuous cover forestry as a dominant management. *Land Use Policy* 100, 104918.
- Eyvindson, K., Repo, A., Mönkkönen, M. 2018. Mitigating forest biodiversity and ecosystem service losses in the era of bio-based economy. *Forest Policy and Economics* 92, 119-127.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? *Biological conservation* 100, 65-74.
- Fedrowitz, K., Koricheva, J., Baker, S.C., Lindenmayer, D.B., Palik, B., Rosenthal, R., m.fl. 2014. Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 51, 1669-1679.
- Felton, A., Löfroth, T., Angelstam, P., Gustafsson, L., Hjältén, J., Felton, A.M., m.fl. 2020. Keeping pace with forestry: Multi-scale conservation in a changing forest matrix. *Ambio* 49, 1050–1064.
- Forsmark, V., Johannesson, T. 2020. *Forestry company recruitment – review of current situation and consequences*. SkogForsk, Uppsala.
- Forzieri, G., Girardello, M., Ceccherini, G., Spinoni, J., Feyen, L., Hartmann, H., m.fl. 2021. Emergent vulnerability to climate-driven disturbances in European forests. *Nature communications* 12(1), 1-12.
- Franklin, J.F. 1988. Structural and functional diversity in temperate forests. In: Wilson, E.O. (red.). *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C. s. 166-175.

- Friede, G., Busch, T., Bassen, A. 2015. ESG and financial performance: aggregated evidence from more than 2000 empirical studies. *Journal of Sustainable Finance & Investment* 5, 210-233.
- Fries, C., Carlsson, M., Dahlin, B., Lämås, T., Sallnäs, O. 1998. A review of conceptual landscape planning models for multiobjective forestry in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 28, 159-167.
- Fries, C., Johansson, O., Pettersson, B., Simonsson, P. 1997. Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests. *Forest Ecology and Management* 94, 89-103.
- Fries, C., Holmström, A. 2018. Infrastruktur i skogsbruket med betydelse för skogsproduktionen: Nuläge och åtgärdsförslag. Skogsstyrelsen. Rapport 3.
- Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., m.fl. 2013. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature communications* 4, 1-8.
- Gardiner, B. A., Quine, C. P. 2000. Management of forests to reduce the risk of abiotic damage - a review with particular reference to the effects of strong winds. *Forest Ecology and Management* 135, 261-277.
- Gatti, L. V., Basso, L. S., Miller, J. B., Gloor, M., Gatti Domingues, L., Cassol, H.L., m.fl. 2021. Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature* 595(7867), 388-393.
- Ghazoul, J., Burivalova, Z., Garcia-Ulloa, J., King, L.A. 2015. Conceptualizing forest degradation. *Trends in Ecology & Evolution* 30, 622-632.
- Grantham, H.S., Duncan, A., Evans, T. D., Jones, K.R., Beyer, H.L., Schuster, R., m.fl. 2020. Anthropogenic modification of forests means only 40 % of remaining forests have high ecosystem integrity. *Nature communications* 11(1),1-10.
- Guénette, J.S., Villard, M. A. 2005. Thresholds in forest bird response to habitat alteration as quantitative targets for conservation. *Conservation Biology* 19, 1168-1180.
- Guillén, L. A., Wallin, I., Brukas, V. 2015. Social capital in small-scale forestry: a local case study in Southern Sweden. *Forest Policy and Economics*. 53, 21–28.
- Gunderson, L.H. 2000. Ecological resilience—in theory and application. *Annual review of Ecology and Systematics* 31(1), 425-439.
- Gustafsson, L., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W.J., Brodie, A., Kouki, J., m.fl. 2012. Retention Forestry to Maintain Multifunctional Forests: a World Perspective. *Bioscience* 62(7), 633-645.
- Gustafsson, L., Bauhus, J., Asbeck, T., Augustynczyk, A.L. D., Basile, M., Frey, J., m.fl. 2020. Retention as an integrated biodiversity conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. *Ambio* 49, 85-97.
- Hafmar, G. 2021. Alternativa skötselmetoder i trakthyggesbrukets tidsålder, Dille Gård.
- Hanski, I. 2011. Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *Ambio* 40, 248-255.
- Heidari, H., Arabi, M., Warziniack, T. 2021. Effects of climate change on natural-caused fire activity in western US national forests. *Atmosphere* 12, 981.
- Helms, J. A. 2002. Forest, forestry, forester: What do these terms mean? *Journal of Forestry* 100(8), 15-19.
- Hertog, I. M., Brogaard, S., Krause, T. 2022. Barriers to expanding continuous cover forestry in Sweden for delivering multiple ecosystem services. *Ecosystem Services* 53, 101392.
- Hjerpe, K., Sjöström, Å. 2020. Förslag på system för uppföljning och utvärdering av det nationella arbetet med klimatanpassning. *Klimatologi* nr 60, SMHI.
- Holgen, P., Mattsson, L., Li, C.Z. 2000. Recreation values of boreal forest stand types and landscapes resulting from different silvicultural systems: An economic analysis. *Journal of Environmental Management* 60, 173-180.
- Hothorn, T., Müller, J. 2010. Large-scale reduction of ungulate browsing by managed sport hunting. *Forest Ecology and Management* 260, 1416-1423.
- Huntingdon, S.P. 1996. *The clash of civilizations and the remaking of world order*. Simon & Schuster, London.
- IPBES 2018. Summary for policymakers of the regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia of the Intergovernmental Science-

- Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES secretariat, Bonn, Germany. 48 s.
- IPBES 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 s.
- IPCC. 2021. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.
- IPCC. 2022. Climate change 2022. Impacts, adaptation and vulnerabilities. Summary for policy makers. Working group II contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. WHO and UNEP. 35 s.
- IT&Telekomföretagen. 2021. Tech – Sveriges nya basindustri. (<https://www.almega.se/app/uploads/sites/2/2021/05/ittelekomforetagen-tech-sveriges-nya-basindustri-2021-online-version.pdf>).
- Jakobson, S. 2021. Dams on natura rivers in Estonia: Collision of the interests of cultural heritage and biodiversity protection. *Nordic Environmental Law Journal* 2, 31-44.
- Jonsson, B.G. 2021. Vad är biologisk mångfald? I: Tunón, H, Sandell, K. (red.) 2021. Biologisk mångfald, naturnyttor, ekosystemtjänster. Svenska perspektiv på livsviktiga framtidsfrågor. CBM:s skriftserie 121, SLU Centrum för biologisk mångfald, Uppsala och Naturvårdsverket, Stockholm. s. 27-37.
- Jonsson, B.G., Ekström, M., Esseen, P.A., Grafström, A., Ståhl, G., Westerlund, B. 2016. Dead wood availability in managed Swedish forests—Policy outcomes and implications for biodiversity. *Forest Ecology and Management* 376, 174-182.
- Jonsson, B.G., Svensson, J., Mikusiński, G., Manton, M., Angelstam, P. 2019. European Union's Last Intact Forest Landscapes are at A Value Chain Crossroad between Multiple Use and Intensified Wood Production. *Forests* 10, 564.
- Kareksela, S., Moilanen, A., Tuominen, S., Kotiaho, J.S. 2013. Use of inverse spatial conservation prioritization to avoid biological diversity loss outside protected areas. *Conservation Biology* 27, 1294-1303.
- Karr, J.R., Larson, E.R., Chu, E.W. 2021. Ecological integrity is both real and valuable. *Conservation Science and Practice*, p.e583.
- Kerr, G. 1999. The use of silvicultural systems to enhance the biological diversity of plantation forest in Britain. *Forestry* 72, 191-205.
- Kihlbom, D. 2009. Pärälvsdalen: dess liv och natur. Jönköping.
- Klein, J., Low, M., Sjögren, J., Eggers, S. 2022. Short-term experimental support for bird diversity retention measures during thinning in European boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 509, 120084.
- Konjunkturinstitutet. 2021. Skogen, klimatet och politiken. Miljö, ekonomi och politik.
- Kraus, D., Krumm, F. (red.) 2013. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. Joensuu, Finland.
- Krumm, F., Schuck, A., Rigling, A. (red.) 2021. How to balance forestry and biodiversity conservation? - A view across Europe. 640 s.
- Kuuluvainen, T., Angelstam, P., Frelich, L., Jogiste, K., Koivula, M., Kubota, Y., m.fl. 2021. Natural disturbance-based forest management: moving beyond retention and continuous-cover forestry. *Frontiers in Forests and Global Change* 4, 629020.
- Kuuluvainen, T., Gauthier, S. 2018. Young and old forest in the boreal: critical stages of ecosystem dynamics and management under global change. *Forest Ecosystems* 5, 1-15.
- Kuuluvainen, T., Lindberg, H., Vanha-Majamaa, I., Keto-Tokoi, P., Punttila, P. 2019. Low-level retention forestry, certification, and biodiversity: case Finland. *Ecological Processes* 8, 47.
- Lammerts Van Bueren, E. M., Blom, E. M. 1997. Hierarchical framework for the formulation of sustainable forest management standards. Wageningen: Tropenbos Foundation.
- Larsen, J.B., Angelstam, P., Bauhus, J., Fidalgo Carvalho, J.P., Diaci, J., Dobrowolska, D., m.fl. 2022. Closer to nature forest management - from science to policy. European Forest Institute.

- Larsson, H. 2008. Motorljöd i skogen. En studie om skogsavverkningens mekanisering 1950-2007. Rapport 72. Institutionen för industriell ekonomi och samhällsvetenskap. Luleå tekniska universitet, Luleå.
- Larsson, T.-B., Angelstam, P., Balent, G., Barbati, A., Bijlsma, R.-J., Boncina, A., m.fl. 2001. Biodiversity evaluation tools for European forests. *Ecological Bulletins* 50. 236 s.
- Lawton, J.H., Brotherton, P.N.M., Brown, V.K., Elphick, C., Fitter, A.H., Forshaw, J., m.fl. 2010. Making space for nature: a review of England's wildlife sites and ecological networks. Report to Defra.
- Lee, K.N. 1993. *Compass and gyroscope: integrating science and politics for the environment*. Island Press, Washington, DC.
- Lennartsson, T., Westin, A. 2021. Skötselplanering i skogsbetesmarker. Riksantikvarieämbetet, Stockholm.
- Leopold, A. 1933. The conservation ethic. *Journal of Forestry* 31, 634–643.
- Leuschner, C., Feldmann, E., Pichler, V., Glatthorn, J., Hertel, D. 2022. Forest management impact on soil organic carbon: A paired-plot study in primeval and managed European beech forests. *Forest Ecology and Management* 512, 120163.
- Lie, M.H., Josefsson, T., Storaunet, K.O., Ohlson, M. 2012. A refined view on the "Green lie": forest structure and composition succeeding early twentieth century selective logging in SE Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 27, 270-284.
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F. 2002. *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island press.
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F., Löhmus, A., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W., m.fl. 2012. A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. *Conservation letters* 5, 421-431.
- Lindenmayer, D. B., Laurance, W. F. 2012. A history of hubris—Cautionary lessons in ecologically sustainable forest management. *Biological Conservation* 151, 11-16.
- Linser, S., Wolfslehner, B. 2022. National implementation of the Forest Europe indicators for Sustainable Forest Management. *Forests* 13, 191.
- Lodin, I., Brukas, V., Wallin, I. 2017. Spruce or not? Contextual and attitudinal drivers behind the choice of tree species in southern Sweden. *Forest Policy and Economics* 83, 191–198.
- Lomander, A. 2021. Skogsbruksåtgärder och skador på samhällsfunktioner. Analys av situationen idag och i ett framtida klimat samt åtgärdsförslag. Rapport 9, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Mansourian, S., Parrotta, J., Balaji, P., Bellwood-Howard, I., Bhasme, S., Bixler, R.P., m.fl. 2020. Putting the pieces together: integration for forest landscape restoration implementation. *Land Degradation & Development* 31, 419-429.
- Manton, M., Angelstam, P. 2018. Defining benchmarks for restoration of green infrastructure: A case study combining the historical range of variability of habitat and species' requirements. *Sustainability* 10, 326.
- Manton, M., Angelstam, P. 2021. Macroecology of North European Wet Grassland Landscapes: Habitat Quality, Waders, Avian Predators and Nest Predation. *Sustainability* 13, 8138.
- Manton, M.G., Angelstam, P., Mikusinski, G. 2005. Modelling habitat suitability for deciduous forest focal species - a sensitivity analysis using different satellite land cover data. *Landscape Ecology* 20, 827-839.
- Manton, M., Makrickas, E., Banaszuk, P., Kołos, A., Kamocki, A., Grygoruk, M., m.fl. 2021. Assessment and spatial planning for peatland conservation and restoration: Europe's trans-border Neman River basin as a case study. *Land* 10, 174.
- Mason, W. L. 2007. Changes in the management of British forests between 1945 and 2000 and possible future trends. *Ibis* 149, 41-52.
- Mason, W. L., Diaci, J., Carvalho, J., Valkonen, S. 2022. Continuous cover forestry in Europe: usage and the knowledge gaps and challenges to wider adoption. *Forestry* 95, 1-12.
- Mason, B., Kerr, G., Simpson, J. 1999. *What is continuous cover forestry?* Forestry Commission, Information Note.
- Matthews, J.D. 1989. *Silvicultural systems*. Clarendon Press, Oxford.

- McMahon, B.J., Doyle, S., Gray, A., Kelly, S.B., Redpath, S.M. 2020. European bird declines: Do we need to rethink approaches to the management of abundant generalist predators? *Journal of Applied Ecology* 57, 885-1890.
- McEwan, A., Marchi, E., Spinelli, R. Brink, M. 2020. Past, present and future of industrial plantation forestry and implication on future timber harvesting technology. *Journal of Forestry Research* 31, 339-351.
- MCPFE 1993. Resolutions of the Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, 16–17 June 1993, Helsinki. Ministry of Agriculture and Forestry Finland.
- Meadows, D. 2008/2015. Thinking in systems. Earthscan/Chelsea Green Publishing Co.
- Messier, C., Bauhus, J., Doyon, F., Maure, F., Sousa-Silva, R., Nolet, P., m.fl. 2019. The functional complex network approach to foster forest resilience to global changes. *Forest Ecosystems* 6, 1-16.
- Messier, C., Bauhus, J., Sousa-Silva, R., Auge, H., Baeten, L., Barsoum, N., m.fl. 2021. For the sake of resilience and multifunctionality, let's diversify planted forests!. *Conservation Letters*, e12829.
- Messier, C., Puettmann, K., Chazdon, R., Andersson, K.P., Angers, V.A., Brotons, L., m.fl. 2015. From management to stewardship: viewing forests as complex adaptive systems in an uncertain world. *Conservation Letters* 8, 368-377.
- Messier, C., Puettmann, K. J., Coates, K. D. (red.). 2013. Managing forests as complex adaptive systems: building resilience to the challenge of global change. Earthscan Routledge.
- Messier, C., Tittler, R., Kneeshaw, D.D., Gélinas, N., Paquette, A., Berninger, K., m.fl. 2009. TRIAD zoning in Quebec: Experiences and results after 5 years. *The Forestry Chronicle* 85, 885-896.
- Mikusiński, G., Edenius, L. 2006. Assessment of spatial functionality of old forest in Sweden as habitat for virtual species. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21(S7), 73-83.
- Mikusiński, G., Orlikowska, E. H., Bubnicki, J. W., Jonsson, B. G., Svensson, J. 2021. Strengthening the network of high conservation value forests in boreal landscapes. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 486.
- Moen, J., Rist, L., Bishop, K., Chapin III, F. S., Ellison, D., Kuuluvainen, T., m.fl. 2014. Eye on the taiga: removing global policy impediments to safeguard the boreal forest. *Conservation Letters* 7, 408-418.
- Moning, C., Müller, J. 2009. Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. *Ecological Indicators* 9, 922-932.
- Morgan, E. A., Osborne, N., Mackey, B. 2022. Evaluating planning without plans: Principles, criteria and indicators for effective forest landscape approaches. *Land Use Policy* 115, 106031.
- Müller, J., Büttler, R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129, 981-992.
- Määttä, A.M., Virkkala, R., Leikola, N., Heikkinen, R.K. 2022. Increasing loss of mature boreal forests around protected areas with red-listed forest species. *Ecological Processes* 11, 1-13.
- Mönkkönen, M., Juutinen, A., Mazziotta, A., Miettinen, K., Podkopaev, D., Reunanen, P., m.fl. 2014. Spatially dynamic forest management to sustain biodiversity and economic returns. *Journal of Environmental Management* 134, 80-89.
- Nagel, T. A., Firm, D., Mihelic, T., Hladnik, D., de Groot, M., Rozenbergar, D. 2017. Evaluating the influence of integrative forest management on old-growth habitat structures in a temperate forest region. *Biological Conservation* 216, 101-107.
- Naturvårdsverket. 2021. Miljömålen. Årlig uppföljning av Sveriges nationella miljömål 2021. Rapport 6968, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen. 2017. Skogliga värdekärnor i Sverige – sammanfattande beskrivning av dataurval och nuläge 2015-16.
- Naumov, V., Angelstam, P., Elbakidze, M. 2016. Barriers and bridges for intensified wood production in Russia: Insights from the environmental history of a regional logging frontier. *Forest Policy and Economics* 66, 1-10.
- Naumov, V., Manton, M., Elbakidze, M., Rendenieks, Z., Priedniek, J., Uglyanets, S., m.fl. 2018. How to reconcile

- wood production and biodiversity conservation? The Pan-European boreal forest history gradient as an “experiment”. *Journal of Environmental Management* 218, 1-13.
- NGFS (Network for Greening the Financial System). 2022. Central banking and supervision in the biosphere: An agenda for action on biodiversity loss, financial risk and system stability. Occasional Paper. 102 s.
- Nichiforel, L., Deuffic, P., Thorsen, B.J., Weiss, G., Hujala, T., Keary, K., m.fl. 2020. Two decades of forest-related legislation changes in European countries analysed from a property rights perspective. *Forest Policy and Economics* 115, 102146.
- Nichiforel, L., Keary, K., Deuffic, P., Weiss, G., Thorsen, B.J., Winkel, G., m.fl. 2018: How private are Europe’s private forests? A comparative property rights analysis. *Land Use Policy* 76, 535-552.
- Nieuwenhuis, M. 2010. Terminology of forest management: terms and definitions in English, equivalent terms in French, German, Hungarian, Italian, Portuguese, Romanian, Spanish and Japanese (Vol. 9). Internat. Union of Forestry Research Organizations.
- Nijnik, M., Secco, L., Miller, D., Melnykovich, M. 2019. Can social innovation make a difference to forest-dependent communities? *Forest Policy and Economics* 100, 207-213.
- Nietschke, C.R., Innes, J.L. 2005. The application of forest zoning as an alternative to multiple-use forestry. I: Innes, J.L., Hickey, G.M., Hoen, H.F. *Forestry and environmental change: socioeconomic and political dimensions*. CAB International Publishing, Wallingford. s. 97-124.
- Nikolakis, W., Innes, J. 2020. *The wicked problem of forest policy*. Cambridge University Press.
- Nilsson, U., Fahlvik, N., Johansson, U., Lundström, A., Rosvall, O. 2011. Simulation of the effect of intensive forest management on forest production in Sweden. *Forests* 2(, 373-393.
- Nolet, P., Kneeshaw, D., Messier, C., Béland, M. 2018. Comparing the effects of even-and uneven-aged silviculture on ecological diversity and processes: A review. *Ecology and Evolution* 8, 1217-1226.
- Nordén, B., Dahlberg, A., Brandrud, T.E., Fritz, Ö., Ejrnaes, R., Ovaskainen, O. 2014. Effects of ecological continuity on species richness and composition in forests and woodlands: a review. *Ecoscience* 21, 34-45.
- Nordström, P.-O., Pastila, S., Pihlajamäki, P., Ojanen, E. 2021. *Marknaden för skogsråvara och skogsnäringens utveckling fram till 2035. Rapport 3, Skogsstyrelsen, Jönköping.*
- Normark, E. 2019. *Multiskadad ungskog i Västerbottens- och Norrbottens län. Rapport 10, Skogsstyrelsen, Jönköping.*
- Norton, B.G. 2005. *Sustainability*. Chicago University Press.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4, 355-364.
- Omari, C. K. 1990. Traditional African land ethics. In: Engel, J.R.; Engel, J.G. (eds.) *Ethics of environment and development: global challenge, international response*, 167-175.
- Opdam, P., Foppen, R., Vos, C. 2001. Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology. *Landscape Ecology* 16, 67-779.
- Owuor, J.A., Giessen, L., Prior L.C., Cilio, D., Bal, T.L., Bernasconi, A., m.fl. 2021. Trends in forest-related employment and tertiary education: insights from selected key countries around the globe. European Forest Institute (EFI).
- Palik, B.J., D’Amato, A.W. 2017. Ecological forestry: much more than retention harvesting. *Journal of Forestry* 115, 51-53.
- Pardon, S., Lindberg, S. 2021. Effekter av skogssektorns gemensamma arbete med målbilder för god miljöhänsyn. Rapport 10. Skogsstyrelsen.
- Partelow, S. 2018. A review of the social-ecological systems framework: applications, methods, modifications, and challenges. *Ecology and Society* 23, 36.
- Pennanen, J. 2002. Forest age distribution under mixed-severity fire regimes – a simulation-based analysis for middle boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36, 213–231.
- Perlinge, A. (red.) 1992. *Skogsbrukets tekniska utveckling under 100 år*. Nordiska Museets Förlag, Stockholm.

- Pettersson, L.K., Milberg, P., Bergstedt, J., Dahlgren, J., Felton, A.M., Götmark, F., m.fl. 2019. Changing land use and increasing abundance of deer cause natural regeneration failure of oaks: Six decades of landscape-scale evidence. *Forest Ecology and Management* 444, 299-307.
- Peura, M., Burgas, D., Eyvindson, K., Repo, A., Mönkkönen, M. 2018. Continuous cover forestry is a cost-efficient tool to increase multifunctionality of boreal production forests in Fennoscandia. *Biological Conservation* 217, 104-112.
- Pickett, S. T., Thompson, J. N. 1978. Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biological conservation* 13, 27-37.
- Pimentel, D., Westra, L., Noss, R. F. (red.). 2000. *Ecological integrity: Integrating environment, conservation, and health*. Island Press.
- Pohjanmies T., Eyvindson K., Triviño M., Mönkkönen M. 2017. More is more? Forest management allocation at different spatial scales to mitigate conflicts between ecosystem services. *Landscape Ecology* 32, 2337-2349.
- Potterf, M., Eyvindson, K., Blattert, C., Burgas, D., Burner, R., Stephan, J. G., Mönkkönen, M. 2022. Interpreting wind damage risk—how multifunctional forest management impacts standing timber at risk of wind felling. *European Journal of Forest Research*, 1-15.
- Puettmann, K.J., Coates, K.D., Messier, C. 2009. *A critique of silviculture: managing for complexity*. Island press.
- Puettmann, K.J., Wilson, S.M., Baker, S.C., Donoso, P.J., Drössler, L., Amente, G., m.fl. 2015. Silvicultural alternatives to conventional even-aged forest management - what limits global adoption? *Forest Ecosystems* 2, 1-16.
- Pukkala, T. 2016. Which type of forest management provides most ecosystem services? *Forest Ecosystems* 3, 9.
- Pukkala, T. 2021. Measuring the social performance of forest management. *Journal of Forestry Research* 32, 1803-1818.
- Pukkala, T. 2022. Assessing the externalities of timber production. *Forest Policy and Economics* 135, 102646.
- Pulla, P., Schuck, A., Verkerk, P.J., Lasserre, B., Marchetti, M., Green, T. 2013. Mapping the distribution of forest ownership in Europe. *EFI Technical Report 88*. European Forest Institute.
- Purvis, B., Mao, Y., Robinson, D. 2019. Three pillars of sustainability: in search of conceptual origins. *Sustainability science* 14, 681-695.
- Rauschmayer, F., Berghöfer, A., Omann, I., Zikos, D. 2009. Examining processes or/and outcomes? Evaluation concepts in European governance of natural resources. *Environmental policy and governance* 19, 159-173.
- Raworth, K. 2017. *Doughnut economics: seven ways to think like a 21st-century economist*. Chelsea Green Publishing.
- Raymond, P., Bédard, S., Roy, V., Larouche, C., Tremblay, S. 2009. The irregular shelterwood system: review, classification, and potential application to forests affected by partial disturbances. *Journal of Forestry* 107, 405-413.
- Regeringen. 1974. *Kungl. Maj:ts proposition med förslag till ändringar i naturvårdslagen (1964:822) och skogsvårdslagen (1948:237)*, m.m. Proposition 166.
- Regeringen. 1992/93. *Om en ny skogspolitik*. Proposition 226.
- Regeringen. 2007/08. *En skogspolitik i takt med tiden*. Proposition 108.
- Regeringen. 2014. *En svensk strategi för biologisk mångfald och ekosystemtjänster*. Regeringskansliet: Stockholm, Sweden, 2014:141.
- Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., m.fl. 2005. *Ecosystems and human well-being-Synthesis: A report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press.
- Repo, A., Eyvindson, K., Halme, P., Mönkkönen, M. 2020. Forest bioenergy harvesting changes carbon balance and risks biodiversity in boreal forest landscapes. *Canadian Journal of Forest Research* 50, 1184-1193.
- Richnau, G., Angelstam, P., Valasiuk, S., Zahvoyska, L., Axelsson, R., Elbakidze, M., m.fl. 2013. Multi-faceted value profiles of forest owner categories in South Sweden: the River Helge å catchment as a case study. *Ambio* 42, 188-200.
- Riksantikvarieämbetet. 2020. *Skador på fornlämningar och övriga historiska lämningar vid skogsbruk*. Riksantikvarieämbetet, Stockholm.

- Robert, N., Jonsson, R., Chudy, R., Camia, A. 2020. The EU bioeconomy: Supporting an employment shift downstream in the wood-based value chains? *Sustainability* 12, 758.
- Rosenvald, R., Löhmus, P., Rannap, R., Remm, L., Rosenvald, K., Runnel, K., Löhmus, A. 2019. Assessing long-term effectiveness of green-tree retention. *Forest Ecology and Management* 448, 543-548.
- Rummukainen, M. 2021. Skogens klimatnyttor – en balansakt i prioritering. In: CEC Rapport Nr 6, Lunds universitet, Sweden: Centrum för miljö- och klimatvetenskap.
- Sabatini, F.M., Keeton, W.S., Lindner, M., Svoboda, M., Verkerk, P.J., Bauhus, J., m.fl. 2020. Protection gaps and restoration opportunities for primary forests in Europe. *Diversity and Distributions* 26, 1646-1662.
- Sayer, J., Sunderland, T., Ghazoul, J., Pfund, J.L., Sheil, D., Meijaard, E., m.fl. 2013. Ten principles for a landscape approach to reconciling agriculture, conservation, and other competing land uses. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110(21), 8349-8356
- SCB. 2021. Formellt skyddad skogsmark, frivilliga avsättningar, hänsynsytor samt improduktiv skogsmark 2020. Statistiska Centralbyrån. MI 41 2020A02
- Schall, P., Gossner, M. M., Heinrichs, S., Fischer, M., Boch, S., Prati, D., m.fl. 2018. The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *Journal of applied Ecology* 55, 267-278.
- Schick, A., Porembski, S., Hobson, P.R., Ibisch, P.L. 2019. Classification of key ecological attributes and stresses of biodiversity for ecosystem-based conservation assessments and management. *Ecological Complexity* 38, 98-111.
- Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., m.fl. 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature climate change* 7, 395-402.
- Seymour, R.S., Hunter, M.L. 1992. New forestry in eastern spruce-fir forests: principles and applications to Maine (Vol. 716). Orono, ME, USA: College of Forest Resources, University of Maine.
- Seymour, R.S., White, A.S., Philip, G.D. 2002. Natural disturbance regimes in northeastern North America—evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. *Forest Ecology and Management* 155, 357-367.
- Skogsstyrelsen. 2019a. Statistik om formellt skyddad skogsmark, frivilliga avsättningar, hänsynsytor samt improduktiv skogsmark. Rapport 18. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen. 2019b. Klimatanpassning av skogen och skogsbruket. Rapport 23. Skogsstyrelsen, Jönköping
- Skogsstyrelsen. 2020. Skogsvårdslagstiftningen. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen. 2021. Sustainable boreal forest management – challenges and opportunities for climate change mitigation. Rapport 11. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skytt, T. 2021. Fossil free or not – That is the question. Doctoral Thesis 356, Mid Sweden University, Sundsvall.
- Skytt, T., Englund, G., Jonsson, B.G. 2021. Climate mitigation forestry- temporal trade-offs. *Environmental Research Letters* 16, 114037
- SLU. 2020. Skogsdata 2020. Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå.
- SLU. 2021. Skogsdata 2021. Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå.
- Smith, D.M. 1986. *The practice of silviculture*. John Wiley & Sons, New York.
- Smith, H.G., Stenseke, M. 2021. Ekosystemtjänster och naturnyttor. I: Tunón, H. Sandell, K. (red.) 2021. *Biologisk mångfald, naturnyttor, ekosystemtjänster*. Svenska perspektiv på livsviktiga framtidsfrågor. CBM:s skriftserie 121, SLU Centrum för biologisk mångfald, Uppsala och Naturvårdsverket, Stockholm. s. 55-64.
- SOU. 1971:75. Hushållning med mark och vatten : inventeringar, planöverväganden om vissa naturresurser, former för fortlöpande fysisk riksplanering, lagstiftning, Civildepartementet.
- SOU. 1992:76. Skogspolitiken inför 2000-talet. Statens Offentliga Utredningar, Stockholm.

- SOU. 2020:50. Enklare skatteregler för enskilda näringsidkare. Statens Offentliga Utredningar, Stockholm.
- SOU. 2020:73. Stärkt äganderätt, flexibla skyddsformer och naturvård i skogen. Statens Offentliga Utredningar, Stockholm.
- Sousa-Silva, R., Verheyen, K., Ponette, Q., Bay, E., Sioen, G., Titeux, H., m.fl. 2018. Tree diversity mitigates defoliation after a drought-induced tipping point. *Global Change Biology* 24, 4304-4315.
- Statistiska Meddelanden. 2021a. Fastighets- och ägarstruktur i skogsbruk 2020. JO1405 SM 2001. Skogsstyrelsen.
- Statistiska Meddelanden. 2021b. Avverkningsanmälningar 2020. JO0314 SM 2101. Skogsstyrelsen.
- Statistiska Meddelanden. 2021c. Sysselsättning i skogsbruket. JO0501 SM 2101. Skogsstyrelsen.
- Statistiska meddelanden. 2021d. Kostnader i det storskaliga skogsbruket. 2020JO0307 SM 2001. Skogsstyrelsen.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., m.fl. 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347(6223).
- Sténs, A., Mårald, E. 2020. "Forest property rights under attack": Actors, networks and claims about forest ownership in the Swedish press 2014–2017. *Forest Policy and Economics* 111, 102038.
- Sténs, A., Roberge, J.M., Löfmarck, E., Lindahl, K.B., Felton, A., Widmark, C., m.fl. 2019. From ecological knowledge to conservation policy: a case study on green tree retention and continuous-cover forestry in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 28, 3547-3574.
- Stokland, J.N. 2001. The coarse woody debris profile: an archive of recent forest history and an important biodiversity indicator. *Ecological Bulletins* 49, 71-83.
- Storch, F., Dormann, C.F., Bauhus, J. 2018. Quantifying forest structural diversity based on large-scale inventory data: a new approach to support biodiversity monitoring. *Forest Ecosystems* 5, 34.
- Stockholm Resilience Center. Illustration från <https://www.stockholmresilience.org/images/18.36c25848153d54bdba33ec9b/1465905797608/sdgs-food-azote.jpg>.
- Svancara, L. K., Brannon J. R., Scott, M., Groves, C. R., Noss, R. F., Pressey, R. L. 2005. Policy-driven versus evidence-based conservation: a review of political targets and biological needs. *BioScience* 55, 989-995.
- Svanström, S. 2015. Urbanisering – från land till stad. *Välfärd* 1, 26-27.
- Svensson, J., Andersson, J., Sandström, P., Mikusiński, G., Jonsson, B.G. 2018. Landscape trajectory of natural boreal forest loss as an impediment to green infrastructure. *Conservation Biology* 33, 152-163.
- Svensson, L., Brulin, G., Jansson, S., Sjöberg, K. 2009. Learning through ongoing evaluation. *Studentlitteratur*, Lund.
- Svensson, J., Bubnicki, J. W., Jonsson, B. G., Andersson, J., Mikusiński, G. 2020. Conservation significance of intact forest landscapes in the Scandinavian Mountains Green Belt. *Landscape Ecology* 35, 2113-2131.
- Svensson, J., Bubnicki, J. W., Angelstam, P., Mikusiński, G., Jonsson, B.G. 2022. Spared, shared and lost—routes for maintaining the Scandinavian Mountain foothill intact forest landscapes. *Regional Environmental Change* 22, 1-15.
- Swedborg, E. 1988. Från frihandel till turbulens. *Svensk jordbrukspolitik under 100 år - fakta och reflektioner*. K. Skogs- o. Lantbr.akad. Tidskr. Suppl. 20, 307-332.
- Tahvonen, O., Ramo, J. Mönkkönen, M. 2019. Economics of mixed-species forestry with ecosystem services. *Canadian Journal of Forest Research* 49, 1219-1232.
- Tamario, C., Degerman, E., Polic, D., Tibblin, P., Forsman, A. 2021. Size, connectivity and edge effects of stream habitats explain spatio-temporal variation in brown trout (*Salmo trutta*) density. *Proceedings of the Royal Society B*, 288(1961), 20211255.
- Tear, T. H., Kareiva, P., Angermeier, P. L., Comer, P., Czech, B., Kautz, R., m.fl. 2005. How much is enough? The recurrent problem of setting measurable objectives in conservation. *BioScience* 55, 835-849.

- Thorn, S., Chao, A., Georgiev, K.B., Müller, J., Bässler, C., Campbell, J.L., m.fl. 2020. Estimating retention benchmarks for salvage logging to protect biodiversity. *Nature communications* 11, 1-8.
- Tivedengruppen. 1978. Centrala Tiveden. Generalplan. Allfoto i Göteborg AB, Göteborg.
- Triviño M., Pohjanmies T., Mazziotta A., Juutinen A., Podkopaev D., Le Tortorec E., Mönkkönen M. 2017. Optimizing management to enhance multifunctionality in a boreal forest landscape. *Journal of Applied Ecology* 54, 61-70.
- Tunón, H., Sandell, K. (red.) 2021. Biologisk mångfald, naturnyttor och ekosystemtjänster. Svenska perspektiv på livsviktiga framtidsfrågor. CBM och Naturvårdsverket.
- Törnblom, J., Angelstam, P., Degerman, E., Tamario, C. 2017. Prioritizing dam removal and stream restoration using critical habitat patch threshold for brown trout (*Salmo trutta* L.): a catchment case study from Sweden, *Écoscience* 24, 157–166.
- Törnblom, J., Degerman, E., Angelstam, P. 2011. Forest proportion as indicator of ecological integrity in streams using Plecoptera as a proxy. *Ecological indicators* 11, 1366–1374.
- UN. 2015. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. United Nations, A/RES/70/1.
- Vidal, C., Alberdi, I., Redmond, J., Vestman, M., Lanz, A., Schadauer, K. 2016. The role of European National Forest Inventories for international forestry reporting. *Annals of Forest Science* 73, 793-806.
- Virkkala, R. 1991. Population trends of forest birds in a Finnish Lapland landscape of large habitat blocks: Consequences of stochastic environmental variation or regional habitat alteration? *Biological Conservation* 56, 223-240.
- Virkkala, R. 2004. Bird species dynamics in a managed southern boreal forest in Finland. *Forest Ecology and Management* 195, 151-163.
- Virkkala, R., Leikola, N., Kujala, H., Kivinen, S., Hurskainen, P., Kuusela, S., m.fl. 2022. Developing fine-grained nationwide predictions of valuable forests using biodiversity indicator bird species. *Ecological Applications*, p.e2505.
- Vitkova, L., Dhubbáin, Á. N. 2013. Transformation to continuous cover forestry - a review. *Irish Forestry* 70, 141-156.
- Vos, W., Meekes, H. 1999. Trends in European cultural landscape development: perspectives for a sustainable future. *Landscape and Urban Planning* 46, 3-14.
- Wahlgren, A. 1914. Skogsskötsel. P.A. Norstedt & Söner, Stockholm.
- Weiss, G., Lawrence, A., Hujala, T., Lidestav, G., Nichiforel, L., Nybakk, E., m.fl. 2019. Forest ownership changes in Europe: state of knowledge and conceptual foundations. *Forest Policy and Economics* 99, 9-20.
- Westholm, E., Beland Lindahl, K., Kraxner, F. 2015. The Future Use of Nordic Forests. A Global Perspective. Springer
- With, K.A., Crist, T.O. 1995. Critical thresholds in species' responses to landscape structure. *Ecology* 76, 2446-2459.
- Wolfslehner, B., Pülzl, H., Kleinschmit, D., Aggestam, F., Winkel, G., Candel, J., m.fl. 2020. European forest governance post-2020. From Science to Policy 10. European Forest Institute.
- Yaroshenko, A.Y., Potapov, P.V., Turubanova, S.A. 2001. The intact forest landscapes of northern European Russia. Greenpeace Russia and the Global Forest Watch, Moscow, Russia.
- Young, L.D., Fitz, E.B. 2021. Who are the 3 per cent? The connections among climate change contrarians. *British Journal of Political Science* 1-20.
- Zaremba, M. 2012. Skogen vi ärvde. Weyler, Stockholm.
- Östlund, L. 1995. Logging the virgin forest: northern Sweden in the early-nineteenth century. *Forest and conservation history* 39, 160-171.
- Östlund, L., Laestander, S., Aurell, G., Hörnberg, G. 2021. The war on deciduous forest: Large-scale herbicide treatment in the Swedish boreal forest 1948 to 1984. *Ambio*, 1-15.
- Östlund, L., Zackrisson, O., Axelsson, A. L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian journal of forest research* 27, 1198-1206.



SCIENCE AND
EDUCATION **FOR**
SUSTAINABLE
LIFE