



Nr C 645
Januari 2022

Miljöbedömning av kumulativa effekter i infrastrukturprojekt

Mikael Malmaeus, Sofie Hellsten, Erik Lindblom



I samarbete med: Trafikverket

Författare: Mikael Malmaeus, Sofie Hellsten, Erik Lindblom

Medel från: Trafikverket

Rapportnummer C 645

ISBN 978-91-7883-349-8

Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2022

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Förord

Denna rapport presenterar resultaten av forskningsprojektet "Kumulativa effekter i infrastrukturprojekt", där syftet varit att undersöka hur kumulativa effekter kan och bör hanteras inom ramen för miljöbedömningar för vägar och järnvägar. Uppdraget har genomförts under perioden september 2020 till november 2021 och har finansierats av Trafikverket. Rapporten är författad av Mikael Malmaeus, Sofie Hellsten och Erik Lindblom. I projektgruppen har även ingått Hanna André. Arbetet har genomförts av IVL Svenska Miljöinstitutet och följts av en referensgrupp på Trafikverket bestående av Annika Granath, Irene Lingestål, Kajsa Ström, Katharina Nyström, Emma Rådahl, Olof Stenlund samt Ann-Kristin Lundberg. Synpunkter och underlag till rapporten har även lämnats av Jari Leskelä och Sara Bergström. Projektledare har varit Mikael Malmaeus och ansvarig kontaktperson på Trafikverket har varit Annika Granath. Författarna svarar själva för rapportens innehåll. Rapporten har granskats av styrgruppen samt av en oberoende forskare på IVL.

Innehållsförteckning

Ordlista och förkortningar	6
Sammanfattning.....	8
Summary	10
1 Inledning	12
1.1 Metod och frågeställningar	12
2 Bakgrund.....	14
2.1 Kunskapsöversikt.....	14
2.1.1 Definition av begreppet kumulativa effekter	14
2.1.2 Juridiska förutsättningar för kumulativa effekter i MKB.....	15
2.1.3 Metoder och verktyg	17
2.2 Utgångspunkter	21
2.2.1 Miljövärdescentrerat vs. verksamhetscentrerat perspektiv	21
2.2.2 Utveckling av nollalternativet	23
2.2.3 Kumulativa perspektiv på studerade miljöaspekter	25
2.3 Ramverk för kumulativa effekter i MKB för infrastrukturprojekt.....	31
3 Fallstudier	33
3.1 Beskrivning av fallen.....	33
3.1.1 E16 Borlänge-Djurås	36
3.1.2 Klarälvsdalen (väg 62)	36
3.1.3 E20 Vårgårda-Ribbingsberg.....	38
3.1.4 E20 Finngösa	38
3.1.5 Pilekrogen Uppställningsspår.....	39
3.1.6 E22 Lösen-Jämjö	39
3.1.7 E22 Fjälkinge-Gualöv.....	40
3.1.8 Kumulativa effekter i MKB	41
3.1.9 Tidsperspektiv och influensområde.....	43
3.1.10 Nollalternativ	43
3.2 Applicering av ramverk.....	45
3.2.1 Påverkan på landskap	45
3.2.2 Biologisk mångfald	51
3.2.3 Påverkan på vattenförekomster	57
3.2.4 Klimatförändringar	60
4 Diskussion	63
4.1 Bör kumulativa effekter hanteras som summan av många delar – eller en helhet?	63
4.2 Klimatförändringarnas betydelse	64
4.3 Nollalternativets betydelse för ett miljövärdescentrerat perspektiv.....	65
4.4 Miljöbedömningars osäkerhet och användbarhet	67
4.5 Betydelse av skala och systemgränser	69
4.6 Tillämpning av det föreslagna ramverket för kumulativa effekter.....	71

4.6.1	Motstående incitament för att öka fokus på kumulativa effekter i miljöbedömningar	72
4.6.2	Aktörssamverkan viktig för förändrad praktik.....	73
4.6.3	Ett miljövärdescentrerat perspektiv gynnar – och gynnas av – ett ekosystemtjänstperspektiv	73
5	Slutsatser	75
6	Rekommendationer	77
7	Referenser.....	79
Bilaga 1 – Exempel på metoder som kan användas för att analysera kumulativa effekter, baserat på Wärnbäck (2007)		86
Bilaga 2 – Stegvis hantering av kumulativa effekter i VTI:s handbok.....		87
Steg 1. Avgränsning av miljövärden.....		87
Steg 2. Analys av påverkan och effekter		88
Steg 3. Identifiering av behov av hänsynsåtgärder.....		89
Steg 4. Bedömning av miljökonsekvenser och deras betydelse		89
Steg 5. Uppföljning och åtgärdsanpassning.....		90

Ordlista och förkortningar

Additiv effekt	När summan av flera miljöeffekter kan beskrivas som summan av dessa. Jämför antagonistiska och synergistiska effekter.
Antagonistisk effekt	När den sammanvägda effekten av flera påverkansfaktorer är mindre än summan av de separata effekterna. Jämför additiva och synergistiska effekter.
DAPSIR	Metod för att analysera och beskriva orsak-verkanssamband i samspelet mellan samhället och miljön. Namnet består av logikkedjan drivkrafter (<i>D, drivers</i>) – aktiviteter (<i>A, activities</i>) – påverkan (<i>P, pressures</i>) – status för olika miljöaspekter (<i>S, states</i>) – inverkan eller effekter (<i>I, impacts</i>) – respons i form av åtgärder (<i>R, responses</i>).
Förordat alternativ	Den utformning av ett projekt som utreds som huvudalternativ i en miljöbedömning.
Karaktärsområde	Ett område inom ett landskap som har en rad gemensamma egenskaper vilka ger en särskild karaktär.
Kumulativa effekter	Effekter av samverkan av flera separata effekter från tidigare, nuvarande och/eller framtida åtgärder eller påverkansfaktorer.
Landskap	Inbegriper helheten av de element som formar miljön inklusive naturmiljö, kulturmiljö och markanvändning.
Miljöaspekt	Avser i denna rapport någon kategori i miljön som kan utsättas för miljöpåverkan. Exempelvis biologisk mångfald, vattenkvalitet eller landskapet som helhet.
Miljöbedömning	En process som syftar till att integrera miljöaspekter i planering och beslutsfattande så att en hållbar utveckling främjas. Miljöbalken skiljer på strategiska miljöbedömningar av planer och program och specifika miljöbedömningar verksamheter och åtgärder verksamheter och åtgärder. Under processen ska en miljökonsekvensbeskrivning tas fram.
Miljökonsekvensbeskrivning	Ett obligatoriskt beslutsunderlag som används vid prövning av verksamheter och åtgärder för att kunna bedöma dess miljöpåverkan. Förkortas ofta MKB.
Miljövärde	Avser i denna rapport ett definierat värde i miljön såsom en vattenförekomst, ett naturområde eller en förekomst av en växt- eller djurart. Ett miljövärdescentrerat perspektiv utgår ifrån hur miljövärden påverkas av olika påverkansfaktorer, snarare än att utgå ifrån specifika kategorier av påverkan.
MKB	Miljökonsekvensbeskrivning.



MKN	Miljö kvalitetsnorm.
Nollalternativ	Ett jämförelsesscenario i en miljöbedömning som innebär en beskrivning av utvecklingen i miljön om det föreslagna projektet inte genomförs. Detta är inte samma sak som en beskrivning av nuläget.
Nuläge	En beskrivning av miljöns nuvarande tillstånd innan det föreslagna projektet genomförs. Detta är inte samma sak som nollalternativet.
Påverkanstryck	Den påverkan som en given aktivitet eller annan påverkansfaktor utövar på statusen för ett miljövärde, jfr DAPSIR.
Status	Bedömning av tillståndet för ett miljövärde, exempelvis inom ramen för DAPSIR-metodiken.
Synergistisk effekt	När den sammanvägda effekten av flera påverkansfaktorer är större än summan av de separata effekterna. Jämför additiva och antagonistiska effekter.
Tröskelvärde	Syftar i denna rapport på definierade gränser för miljöpåverkan som vanligen inte bör överskridas, exempelvis statusklasser enligt vattendirektivet. Vissa tröskelvärden kan avgöra om en verksamhet är tillåtlig eller inte.

Sammanfattning

Kumulativa effekter uppstår när flera separata effekter från tidigare, nuvarande och/eller framtida åtgärder eller projekt samverkar. I de många miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) som genomförs i Sverige varje år för enskilda projekt beskrivs de kumulativa effekterna av olika sorters miljöpåverkan ofta otillräckligt. Samtidigt är det obligatoriskt att beskriva kumulativa effekter i MKB enligt den svenska miljöbalken. Den pågående klimat- och biologisk mångfaldskrisen understryker vikten av en holistisk och pålitlig grund för alla typer av tillståndspliktiga verksamheter, inte minst infrastrukturprojekt. För att hantera kumulativa effekter i miljöbedömningar behöver metodiken modifieras i relation till när enbart direkta och indirekta effekter av en verksamhet beaktas. Detta innebär bland annat att vidare perspektiv behövs både i tid och rum, och att miljöpåverkan från andra verksamheter och andra pågående förändringar (inklusive klimatförändringar) behöver inkluderas i bedömningarna.

Baserat på tidigare kunskaper och en analys av förutsättningarna föreslås i denna rapport ett ramverk för hur kumulativa effekter kan hanteras i miljöbedömningar av infrastrukturprojekt. Principer för avgränsning, kvantifiering och bedömning av kumulativa effekter redovisas för ett urval av miljöaspekter som ansetts relevanta för infrastrukturprojekt, nämligen påverkan på landskap, biologisk mångfald, påverkan på vattenförekomster och klimatförändringar. Ramverket har utvärderats i relation till sju fallstudier i form av befintliga miljöbedömningar eller åtgärdsvalsstudier för infrastrukturprojekt.

Det finns ett behov av att klargöra och konkretisera vad som i praktiken är betydande kumulativa effekter och i vilken utsträckning detta behöver adresseras i miljöbedömningar för infrastrukturprojekt och andra verksamheter. Frågan om kumulativa effekter har potential att bli oerhört komplex med tanke på den mycket stora påverkan som såväl pågående som tidigare – och framtida – mänskliga verksamheter har på miljötillståndet. En del av denna påverkan behöver beskrivas explicit, men en praktiskt framkomlig väg som förespråkas i denna rapport är att anlägga ett miljövärdescentrerat perspektiv. Detta innebär att miljöpåverkan i första hand identifieras utifrån tillståndet hos ett antal definierade miljövärden istället för att summera påverkanstrycket från de otaliga stora och små aktiviteter som verkar på miljövärdet.

Exempel på miljövärden kan i detta sammanhang vara ekologisk status i vattenförekomster, bevarandestatus för arter och naturtyper eller bibehållna miljökvalitetsnormer för luft och vatten. Statusindikatorer för dessa miljövärden inkluderar implicit kumulativa effekter av de aktiviteter och faktorer som utövar påverkan på dessa. I praktiken tillämpas i viss utsträckning redan ett miljövärdescentrerat angreppssätt, där miljöpåverkan från en verksamhet utvärderas med avseende på om miljökvalitetsnormer riskerar att överskridas eller om bevarandestatus för arter och naturtyper riskerar att påverkas negativt till följd av en aktuell verksamhet.

I flertalet av de inkluderade fallstudierna har kumulativa effekter beskrivits i miljöbedömningarna även om det också saknats i två fall. Ambitionsnivån skiljer sig mellan fallen men där kumulativa effekter beaktats har det genomgående skett i form av en kompletterande analys efter att de enskilda effekterna beskrivits. Detta komplementära synsätt kan ha fördelen att det synliggör de kumulativa effekterna, men vår uppfattning är att det samtidigt har en mycket större nackdel i det att det riskerar att minska betydelsen av kumulativa effekter i miljöbedömningen. Rapporten lyfter i stället fram fördelarna med att kumulativa effekter integreras i hela analysen av varje miljöaspekt i ett miljövärdescentrerat perspektiv. Detta förminskar inte betydelsen av att synliggöra det specifika projektets miljöpåverkan i relation till ett nollalternativ. På samma sätt är det lämpligt att

genomgående inkludera effekten av pågående och framtida klimatförändringar i analysen av påverkan på exempelvis biologisk mångfald och vattenkvalitet hellre än att hantera klimatförändringarna separat.

Bland rapportens rekommendationer kan nämnas att miljöbedömningar bör ta upp kumulativa effekter till följd av både enskilda, existerande och rimligt förutsägbara aktiviteter, och summan av det diffusa påverkanstryck som utövas av "bakgrundsaktiviteter" och klimatförändringar. Detta kan praktiskt göras genom ett större fokus på att utveckla nollalternativet i miljöbedömningarna. Rapporten rekommenderar också ett skifte av fokus från enskilda miljöeffekter till att se miljöpåverkan i ett större sammanhang, exempelvis i form av påverkan på bevarandestatus för naturtyper i ett landskapsperspektiv och inte enbart i relation till den sökta verksamheten. Att på så sätt höja blicken är en tillämpning av ett miljövärdescentrerat perspektiv på bedömning av kumulativa effekter. Fokus bör också skifta från ett nulägescentrerat till ett förändringscentrerat perspektiv, inte minst i ljuset av klimatförändringar. För att praktiskt möjliggöra för verksamhetsutövare att bättre hantera kumulativa effekter i dessa avseenden rekommenderas att vägledningar tas fram i form av metodologiskt stöd, information om existerande dataunderlag och exempelbanker över hur bedömningar kan göras i konkreta fall.

Summary

Cumulative effects occur when several separate effects from previous, current and/or future activities or projects interact. Cumulative effects are often insufficiently described in many of the Swedish environmental impact assessments (EIAs) for individual projects. However, in Sweden it is mandatory to describe cumulative effects in EIA according to the Swedish Environmental Code. The current climate and biodiversity crisis underlines the importance of a holistic and reliable basis for all types of permit-requiring activities, not least infrastructure projects. In order to handle cumulative effects in environmental assessments, the methodology needs to be adapted compared with the methodology applied when only direct or indirect effects of an activity are considered. This means, among other things, that a broader perspective is needed both in time and space, and that the environmental impact of other activities and other ongoing changes (including climate change) needs to be included in the assessments.

Based on previous knowledge and an analysis of current conditions, this report proposes a framework for how cumulative effects can be handled in environmental assessments of infrastructure projects. Principles for delimitation, quantification and assessment of cumulative effects are reported for a selection of environmental aspects that are considered relevant for infrastructure projects, namely impact on landscape, biodiversity, impact on water bodies and climate change. The framework has been evaluated in relation to seven case studies in the form of existing environmental assessments strategic choice of measures for infrastructure projects.

There is a need to clarify and concretize what significant cumulative effects are in practice, and to what extent they need to be addressed in environmental assessments for infrastructure projects and other activities. The issue of cumulative effects has the potential to become extremely complex given the very large impact that both ongoing and past - and future - human activities have on the state of the environment. Part of this impact needs to be described explicitly, but a practical way forward, advocated in this report, is to apply an environmental value-centered perspective. This means that the environmental impact is primarily identified based on the condition of a number of defined environmental values instead of summing up the impact pressure from the countless large and small activities that affect the valued ecosystem components.

Examples of valued ecosystem components in this context can be e.g., ecological status in water bodies, conservation status for species and habitat types, or maintained environmental quality standards for air and water. Status indicators for these environmental values implicitly include cumulative effects of the activities and factors that influence them. In practice, an environmental value-centered approach is already applied to a certain extent, where the environmental impact of an activity is evaluated with regard to exceedance of environmental quality standards, or whether the conservation status of species and habitats risks being adversely affected as a result of an activity.

In most of the case studies (five out of seven), cumulative effects have been described in the environmental assessments. The level of ambition differs between the cases, and cumulative effects have generally been considered in the form of a supplementary analysis after the individual effects have been described. This complementary approach may have the advantage that it makes the cumulative effects visible, but our view is that it also has a much greater disadvantage in that it risks reducing the significance of cumulative effects in the environmental assessment. Instead, the report highlights the benefits of integrating cumulative effects into the entire analysis of each environmental aspect in an environmental value-centered perspective. This does not diminish the

importance of making the environmental impact of the specific project visible in relation to a zero option. Similarly, it is appropriate to include the effect of current and future climate change in the analysis of the impact in a consistent way, for example regarding effects on biodiversity and water quality, rather than dealing with climate change separately.

This study recommends that environmental assessments should address cumulative effects as a result of both individual, existing and reasonably predictable activities, and the sum of the diffuse impact pressure exerted by “background activities” and climate change. This can be done in practice through a greater focus on developing the zero option in the environmental assessments. The report also recommends a shift of focus from individual environmental effects to viewing the environmental impact in a wider perspective, for example in the form of impact on conservation status for habitat types in a landscape perspective and not only in relation to the project activity. Widening the perspective in this way provides an environmental value-centered perspective on the assessment of cumulative effects. Focus should also shift from a current situation-centered to a change-centered perspective, not least in the light of climate change. In order to make it practically possible for operators to better handle cumulative effects in these respects, it is recommended that guidelines, in the form of methodological support, are generated and made available, as well as information, data and example collections on how assessments can be made in specific cases.

1 Inledning

Miljön och ekosystemen påverkas av en lång rad mänskliga aktiviteter som tillsammans ger effekter som tenderar att bli större ju fler aktiviteter som tillkommer på en plats eller i ett område. Kumulativa effekter uppstår när flera separata effekter från tidigare, nuvarande och/eller framtida åtgärder eller projekt samverkar. Detta medför att den kumulativa konsekvensbedömningen inte kan begränsas till enstaka projektsteg eller små rumsliga och temporala skalor. Att ta hänsyn till framtida konsekvenser, brist på kunskap om kumulativa effekter och hur man inkluderar dem i en MKB, bidrar till bedömningens komplexitet. Den pågående klimat- och biologisk mångfaldskrisen understryker vikten av en holistisk och pålitlig grund för alla typer av tillståndspliktiga verksamheter, inte minst infrastrukturprojekt.

I de många miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) som genomförs i Sverige varje år för enskilda projekt beskrivs de kumulativa effekterna av olika sorters miljöpåverkan otillräckligt. Samtidigt är det obligatoriskt att beskriva kumulativa effekter i MKB enligt den svenska miljöbalken. Det finns således ett behov av praktiskt användbara verktyg för att adressera kumulativa effekter i MKB. För infrastrukturprojekt finns ett flertal miljöeffekter som är särskilt relevanta att beakta ur ett kumulativt perspektiv, till exempel förlust av habitat, fragmentering av landskap, buller och utsläpp till luft och vatten. Det är aspekter som vanligen hanteras i existerande infrastrukturprojekt, liksom ett flertal andra aspekter där kumulativa effekter kan anses vara relevanta.

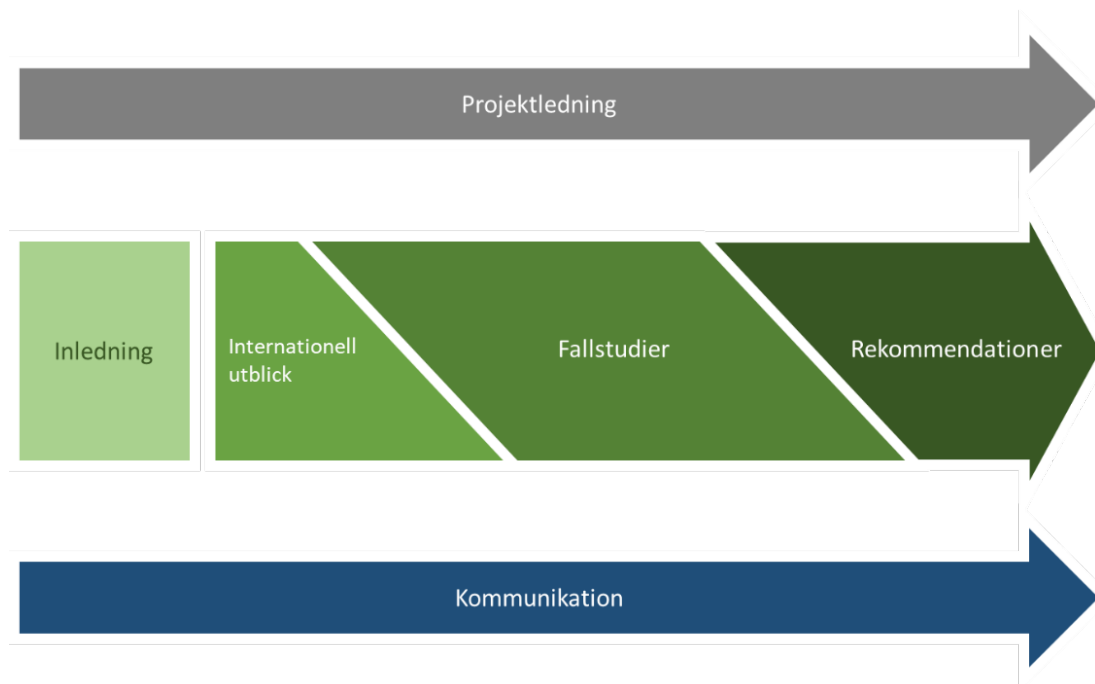
I Trafikverkets rapport *Metod för miljöbedömning av planer och program inom transportsystemet* (2011) definierar man kumulativa effekter som "effekter som åtgärder i planen genererar tillsammans med befintliga transportsystem annan markanvändning, luftutsläpp med mera". I rapporten nämner man även "andra tidigare, pågående och framtida förändringsprocesser som inte omfattas av planeringen". Kumulativa effekter omfattar således i princip det samlade påverkanstryck som miljön och ekosystemen utsätts för över tid. Trafikverket (2011a) menar att de kumulativa effekterna ska hanteras genom ökad samverkan mellan planerande aktörer. Denna rapport lyfter fram behovet av att se det enskilda projektet som en del av en större helhet, och att beskriva denna helhet. Detta förminskar inte betydelsen av att synliggöra det specifika projektets miljöpåverkan i relation till ett nollalternativ.

Syftet med denna rapport är att bidra med konkreta rekommendationer till hur Trafikverkets nuvarande miljöbedömningar kan förbättras med avseende på hur kumulativa effekter bör hanteras på ett relevant och effektivt sätt i miljöbedömningar och MKB. Rapporten bygger på en sammanställning och analys av svensk och internationell litteratur, samt fallstudier av ett antal befintliga infrastrukturprojekt. De ingående fallstudierna har valts ut för att täcka in en bredd av relevanta miljöaspekter där det av Trafikverket i samråd med projektgruppen bedömts vara särskilt relevant att beakta kumulativa effekter. En förhoppning är att rapporten ska bidra med ny kunskap om betydelsen av kumulativa effekter som är viktiga och vanligt förekommande i infrastrukturprojekt och hur dessa kan förstås och beskrivas utifrån befintliga data eller data som är praktiskt möjligt att samla in.

1.1 Metod och frågeställningar

Studien inleddes med en litteraturgenomgång och en internationell utblick där kunskap om kumulativa effekter och existerande ramverk för kumulativa effekter i miljöbedömningar sammanställdes och analyserades (**figur 1**). Med denna teoretiska utgångspunkt utarbetades ett

ramverk för bedömning av kumulativa effekter i infrastrukturprojekt. Kunskapsöversikten och ramverket beskrivs närmare i kapitel 2.



Figur 1 Överblick projektstruktur.

Det föreslagna ramverket utvärderades med hjälp av 7 fallstudier i form av befintliga miljöbedömningar – färdiga MKB eller samrådsunderlag – som valdes ut i samråd med Trafikverket. Urvalet av fallstudier motiverades dels utifrån en geografisk spridning med en variation av landskapstyper i anslutning till projekten, dels utifrån att de miljöaspekter som studien syftade till att belysa var relevanta att studera i de olika fallen. Olika fallstudier utnyttjades i olika grad beroende på vilken miljöaspekt som studerades. Studien fokuserade på följande miljöaspekter: 1) Påverkan på landskap, 2) Biologisk mångfald, 3) Påverkan på vattenförekomster och 4) Klimatförändringar. Dessa miljöaspekter är generellt viktiga att hantera och är ofta i fokus i miljöbedömningar för infrastrukturprojekt, och det bedömdes på förhand att relevansen av att studera kumulativa är stor för dessa miljöaspekter. En miljöaspekt som avgränsades bort från denna studie var buller, som förvisso också i hög grad omfattar kumulativa effekter men där vi bedömde att metodiken som används i miljöbedömningar är relativt välutvecklad. Under arbetet med fallstudierna utvecklades metodiken inom ramverket för de olika miljöaspekter som studerades. Fallstudierna beskrivs i kapitel 3.

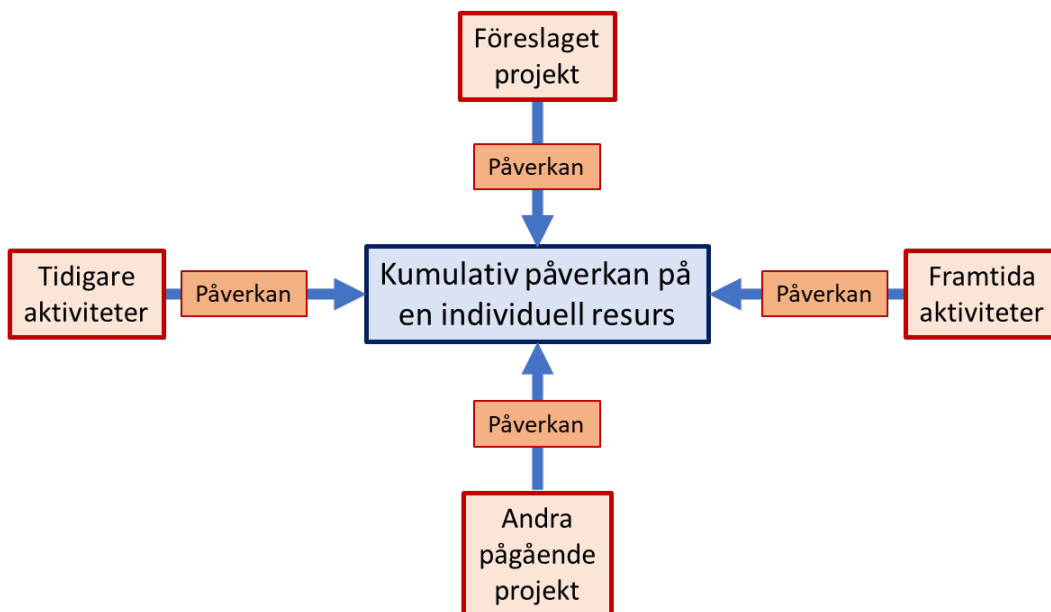
Centrala frågeställningar under arbetet har bland annat varit för vilka miljöaspekter det är särskilt viktigt att ta hänsyn till kumulativa effekter i samband med infrastrukturprojekt i Sverige, hur avgränsningar för dessa effekter bör göras, och på vilket sätt analysen av kumulativa effekter bör genomföras. I kapitel 4 diskuteras dessa frågeställningar och ett antal andra aspekter baserat på projektets erfarenheter. I kapitel 5 redovisas slutsatser och i kapitel 6 rekommendationer.

2 Bakgrund

2.1 Kunskapsöversikt

2.1.1 Definition av begreppet kumulativa effekter

Kumulativa effekter uppstår när flera separata effekter från tidigare, nuvarande och/eller framtida åtgärder eller projekt samverkar, vilket illustreras i **figur 2**. Enligt Trafikverkets handbok för miljöbedömning inkluderar kumulativa effekter samverkan mellan "flera olika effekter som uppstår som en följd av projektet, till exempel bullereffekt och barriäreffekt. Effekter av projektet kan även samverka med effekter från andra pågående eller framtida verksamheter och projekt, till exempel kan bullereffekter av ett vägprojekt samverka med buller från en järnväg (befintlig eller planerad)" (Trafikverket, 2011b).



Figur 2 Diagram över kumulativ påverkan. Modifierad efter Roudgarmi (2018).

Det finns olika typer av kumulativa effekter beroende på hur de samverkar. De kan antingen vara *additiva* där effekterna adderas till en total kumulativ effekt, *synergistiska* där den sammanvägda effekten är större än de separata effekterna eller *antagonistiska*, vilket innebär att den sammanvägda effekten är mindre än de separata effekterna (Spalding, 1994, Crain et al., 2008). Kumulativa effekter kan således vara både positiva och negativa och effektens storlek, såväl som den rumsliga och temporala skalan kan variera (Franks et al., 2010).

På grund av den komplexitet som påverkan från ett stort antal källor potentiellt utövar på ett miljövärde kan de kumulativa effekterna ta sig olika uttryck. I **tabell 1** visas exempel på typer av kumulativa effekter.

Tabell 1 *Exempel på när kumulativa effekter uppkommer (Council on environmental quality, 1997, modifierat av Rodéhn, 2004).*

Typ	Kännetecken
1. Ansamling i tid	Frekventa och repetitiva effekter på ekologiska system
2. Fördröjning	Försenade effekter
3. Ansamling i rum	Hög rumslig densitet på effekter i ett ekologiskt system
4. Rörliga effekter	Effekter som påverkar långt från källan
5. Fragmentering	Förändringar i landskapsstrukturen
6. Förenade effekter	Effekter som uppkommer från ett flertal källor
7. Indirekta effekter	Sekundära effekter
8. Tröskeeffekter	Fundamentala förändringar i systemens struktur

För att hantera kumulativa effekter i miljöbedömningar behöver metodiken modifieras i relation till när enbart direkta och indirekta effekter av en verksamhet beaktas. Folkesson (2010) identifierade fem viktiga aspekter i bedömningen av kumulativa effekter som skiljer sig mot bedömningen av direkta effekter av en verksamhet:

1. Större geografiska områden ingår i bedömningen av kumulativa effekter (oberoende av administrativa gränser).
2. Tidsperspektivet är längre (både tidigare och framtida verksamheter och effekter).
3. Bedömningen fokuserar på hur miljövärden kommer att påverkas av, inte bara den planerade åtgärden, utan snarare den kombinerade effekten av åtgärden och andra åtgärder tillsammans.
4. Hänsyn till framtida åtgärder.
5. Bedömning av betydelsen av effekter utöver lokala, direkta effekter.

I de fall den sökta verksamhetens påverkanstryck (a) enbart ger upphov till additiva kumulativa effekter på de olika miljövärdena och (b) inte förändrar förekomst eller intensitet av övriga verksamheter blir det sökta projektets effekt densamma som differensen mellan det sökta alternativets totala effekt och nollalternativets effekt. I alla andra fall, det vill säga om den sökta verksamheten ger upphov till synergistiska eller antagonistiska kumulativa effekter på något miljövärde, gäller inte detta.

2.1.2 Juridiska förutsättningar för kumulativa effekter i MKB

Grundläggande för en miljöbedömning är att förse prövningsmyndigheten med ett tillräckligt underlag för att kunna avgöra om den sökta verksamheten är tillåtlig eller ej. Under de senaste åren har behovet av att överväga kumulativa effekter i MKB ökat. År 2018 uppdaterades Miljöbalken och i kapitel 6 (rörande MKB) framhävs kumulativa effekter som en integrerad del av MKB. Hur detta ska göras rent konkret beskrivs emellertid inte och därför saknas det tydliga riktlinjer för hur det ska göras. Enligt miljöbedömningsförordningen ska särskild hänsyn tas till "hur verksamheten eller åtgärden bidrar till kumulativa miljöeffekter tillsammans med andra verksamheter som bedrivs, som har fått ett tillstånd eller som har anmälts och får påbörjas" (11 och 13 §§).

Det har föreslagits ett antal metoder och vägledningar för hur kumulativa effekter ska inkluderas i MKB (se vidare nästa avsnitt). Exempelvis har Naturvårdsverket har tagit fram en vägledning¹ om hur man kan tillämpa kumulativa effekter i miljöbedömningar enligt kapitel 6 i miljöbalken. Trafikverket (2011) har publicerat riktlinjer för MKB, där kumulativa effekter ska ingå i miljöbedömningar. Kumulativa effekter beskrivs också i Naturvårdsverkets guide om Natura 2000-områden. Kumulativa effekter nämns också i riktlinjer från till exempel SIDA (2002) och Boverket (2006).

Generellt beskrivs kumulativa effekter bristfälligt i befintliga MKB (Roudgarmi, 2018). En intervjuundersökning av MKB-utövare visar att de juridiska kraven för kumulativa effekter är oklara (Wärnbäck & Hilding-Rydevik, 2009). Av personer som Wärnbäck & Hilding-Rydevik (2009) intervjuade i sin studie fanns en gemensam inställning att kumulativa effekter inte var nödvändigt att beakta i MKB-processen eftersom det inte står i lagstiftningen. Kunskapen om kumulativa effekter var också bristfällig i vissa fall och det fanns låg vetskap om att det förekom guideböcker i ämnet. Trots detta var de positiva till att inkludera kumulativa effekter i MKB. Observera att intervjustudien genomfördes innan kumulativa effekter inkluderades i miljöbalken.

Det är alltså oklart *hur* lagstiftaren avsett att kumulativa effekter ska hanteras i miljöbedömningar. En snäv tolkning är att miljöpåverkan från en uppsättning kända verksamheter ska bedömas samlat, exempelvis så att miljöpåverkan från en väg bedöms tillsammans med miljöpåverkan från övriga vägar inom ett område. För att tillfullo uppfylla miljöbalkens krav på att beskriva kumulativa miljöeffekter behöver dock perspektivet vara större och fler påverkansfaktorer inkluderas både bakåt och framåt i tiden.

Lagstiftningen kräver att flera möjliga alternativ utreds, och MKB-praxis innebär att man beskriver *nuläget, det förordade alternativet, nollalternativet* och ett eller flera *förkastade/avfärdade alternativ*. I nollalternativet ska en bedömning av framtida miljöförhållanden, markanvändning och trafikering redovisas. Beskrivningen av den befintliga miljön, nuläget, ger en utgångspunkt för bedömningen av den sannolika framtida utvecklingen utan projektet. Projektets konsekvenser kan uttryckas i förhållande till både nuläget och nollalternativet för att minimera osäkerheter.

Samtliga alternativ utöver nuläget omfattar en bedömning av utvecklingen framåt i tiden. Dessa kan omfatta både alternativa utformningar och alternativa lokaliseringar eller kombinationer av dessa. Som vi ska återkomma till så är det lämpligt att beskriva de olika alternativen utifrån påverkan på och status för olika *miljövärden*, vilket i praktiken också ofta görs.

En bedömning av miljöpåverkan kan göras absolut genom att beskriva den totala effekten (det resulterande miljötillståndet) efter att en åtgärd genomförs eller genom att beskriva åtgärdens miljöpåverkan relativt nollalternativet. En absolut bedömning kan göras mot specifika tröskelvärden – exempelvis miljö kvalitetsnormer eller bevarandestatus för arter och naturtyper – vilket gör jämförelsen mot nollalternativet mindre betydelsefull. Ett hårt tröskelvärde innebär att den sökta verksamheten inte får tillstånd, oavsett om det sökta alternativet innebär en liten förändring jämfört med nollalternativet. Överskrids inte tröskelvärdet, eller om det rör sig om ett mjukt tröskelvärde kan prövningsmyndigheten ändå komma att göra en relativ bedömning utöver den absoluta. (Notera att begreppen hårda och mjuka tröskelvärden inte är definierade utanför det här sammanhanget – se inledande ordlista.)

Vid en relativ bedömning värderas den sökta verksamhetens tillkommande effekt genom att uttrycka hur stor den är jämfört med nollalternativets. Det innebär att miljöbedömningens avgränsningar spelar en stor roll. En snäv avgränsning gör att tillkommande effekt relativt sett blir större. Samtidigt finns det incitament för den sökande att inte välja en alltför stor avgränsning. Det

diskuteras i avsnitt 4.6.1. Vilka antaganden som har gjorts och hur stringent kumulativa effekter har tillämpats har också betydelse för miljöbedömningarnas osäkerheter. Detta diskuteras i avsnitt 4.4.

Att ta hänsyn till framtida konsekvenser, brist på kunskap om kumulativa effekter och hur man inkluderar dem i en MKB, bidrar till bedömningens komplexitet. Dessutom råder det många gånger oklarheter kring vem som bär ansvaret för kumulativa effekter (Folkeson, 2010). I miljöbalkens allmänna hänsynsregler beskrivs tydligt att den som bedriver en verksamhet måste (1) skaffa sig den kunskap som är nödvändig för att skydda människors hälsa och miljön mot skada eller olägenhet (kunskapskravet) och (2) vidta alla nödvändiga miljöåtgärder för att begränsa påverkan på människors hälsa och miljön och att enbart risken för skada och olägenhet utlöser denna skyldighet (försiktighetsprincipen). Med tanke på bristen på etablerad praxis, kunskap om miljöaspekter, skalor samt hur aktiviteter ska kombineras är det i allmänhet ganska svårt att uppfylla kunskapskrav och tillämpa försiktighetsprincipen. Detta möjliggörs genom rimlighetsavvägningen (2 kap. 7 §, miljöbalken), vilken kort innebär att de tillståndsgivande myndigheterna inte kan kräva tillämpning av metoder eller tillvägagångssätt som inte finns eller allmänt erkänts.

2.1.3 Metoder och verktyg

2.1.3.1 Olika typer av metoder och verktyg

Internationellt har fokus på bedömning av kumulativa effekter och metoder och ramar för analys ökat, och några av de senaste sammanställningarna inkluderar Lerner (2018), Stelzenmüller et al. (2018) och Foley et al. (2017).

Många typer av verktyg och modeller kan användas för att identifiera orsakssamverkan mellan aktiviteter och kumulativa effekter, och de kan grupperas på olika sätt, exempelvis i rumsliga, analytiska och modellerande tillvägagångssätt. Europeiska kommissionen (1999) har utvecklat en handbok med åtta metoder som är användbara i MKB-processen, uppdelad i två huvudsteg:

1. Identifiera omfattning och inverkan (nätverks- och systemanalys, samråd och frågeformulär, checklistor och rumsanalys)
2. Utvärdering (Modellering och analys av bärförmåga).

De vanligaste metoderna för utvärdering av kumulativa effekter är riskbedömningsmetoder och modellering. Metoder som tillämpas i Sverige hänvisar till exempel till hur kumulativa effekter kan beskrivas med avseende på biodiversitet (exempelvis Rodéhn, 2004) och biologisk mångfald (exempelvis de Jong et al., 2004).

Det finns inga gemensamma modeller för alla projekt och miljövärden utan dessa får anpassas utefter varje fall, men användandet av samma metoder och modeller har fördelen att det möjliggör jämförelse av resultat. De metoder som används för att analysera kumulativa effekter är många gånger samma som de som i vanliga fall används i MKB-arbetet (Folkeson et al. 2013; Canter och Ross, 2008; Rodéhn, 2004):

1. **Muntliga källor**, exempelvis intervjuer, enkäter, paneler, expertutlåtanden med mera är användbara för att samla in aktuell information.
2. **Visuella modeller**, exempelvis GIS-baserade habitatmodeller eller matriser som illustrerar vilka effekter som kopplas till vilka miljövärden eller kopplingar till andra verksamheter. Exempelvis kan data illustreras genom kvantitativa, kvalitativa och semikvantitativa

matriser, där effekten kan vara negativ eller positiv, stor eller liten, tillfällig, intermittent eller permanent och sannolik eller mindre sannolik.

3. **Flygbilder och fjärranalys.**
4. **Enkäter eller frågeformulär** kan användas för statistiska undersökningar. **Checklistor** kan vara användbara för arbetet med MKB som en del i planeringen.
5. **Indikatorer** som är kompatibla med den geografiska skalan som valts för analysen, exempelvis tröskelvärden för luftkvalitet och buller eller täthet av homogena ytor, täthet av vägnät eller snittstorlek på homogena ytor som indikatorer för fragmentering.

Bilaga 1 redovisar ett flertal exempel på metoder som kan användas för att analysera kumulativa effekter, baserat på Wärnbäck (2007). Folkesson (2010) redovisade en lista med frågor inför val av metod för bedömning av miljövärden, baserat på Cumulative Effects Assessment Practitioners Guide (CEAA, 1999):

1. Vilka betydande miljövärden kan påverkas?
2. Vilka metoder är lämpliga för bedömning av de kumulativa effekterna för respektive miljövärde?
3. Vilka variabler beskriver bäst effekterna på miljövärdet?
4. Vilka faktorer påverkar miljövärdets nuvarande tillstånd?
5. Hur påverkas miljövärdet av aktuellt projekt i kombination med andra nuvarande eller planerade projekt/aktiviteter?
6. Hur sannolika, stora och långvariga kan effekterna bedömas vara?
7. Hur mycket kan det betydande miljövärdet påverkas innan irreversibla förändringar uppkommer?
8. Vilka basfakta finns tillgängliga?
9. Vilket stadium i bedömningsprocessen avses?
10. Vilka basdata finns (omfattning, aktualitet, kvalitet...)?
11. Vilken expertis finns tillgänglig?
12. Vilka resurser (tid och pengar) finns disponibla?

2.1.3.2 GIS-verktyg

GIS-baserade modelleringsverktyg, där information kan sammanställas, lagras, och illustreras på ett bra sätt, kan vara användbara för analys av kumulativa effekter, särskilt för större infrastrukturprojekt som påverkar livsmiljöer i ett helt landskap genom bland annat fragmentering (Sutherland et al., 2009, Lechner et al., 2017).

Det finns ett stort antal GIS-baserade ekologiska modelleringsverktyg tillgängliga (e.g. Gontier, 2005; Gontier et al., 2010). Dessa verktyg är användbara för att beskriva landskapet, producera kartor över artfördelning eller distribution av lämpliga livsmiljöer. Det finns också verktyg för att kartlägga artrörelser, genetiskt flöde eller för identifiering av rörelsekorridorer eller barriärer. De flesta exempel på GIS-baserade modelleringsverktyg utvärderar endast livsmiljöstrukturer eller landskapskomponenter som är viktiga för biologisk mångfald och populationer. Ett GIS-baserat ekologiskt modelleringsverktyg, användbart för att bedöma kumulativa effekter, bör emellertid också kunna uppskatta tröskelvärden för långsiktig livskraft hos populationer eller för hållbart bruk (Sutherland et al., 2009).

Många av GIS-verktygen är gratis att ladda ner och använda, och det enda kravet är GIS-kompetens. På senare tid har tillgängligheten på geografiska data ökat avsevärt liksom kvaliteten på dessa data. Trots detta används sällan ekologiska modelleringsverktyg i verkliga MKB-situationer.

2.1.3.3 Ramverk för att bedöma kumulativa effekter

EU har tagit fram tre handböcker om MKB: "screening", "scoping" och "the preparation of the EIA Report". De två första handböckerna berör kumulativa effekter men inte närmare hur de ska beaktas (Europeiska kommissionen, 2017a, b). Den tredje handboken som berör själva MKB-rapporten belyser kumulativa effekter mer på djupet (Europeiska kommissionen, 2017c). Av handboken framgår det bland annat att kumulativa effekter ska analyseras utifrån både spatial- och tidsskala och utifrån olika scenarier. Metoder som nämns är nätverksdiagram, modeller för orsak och effekt för kumulativa effekter, trendanalyser för tidigare, pågående och framtida påverkan på aspekter. Två miljöaspekter som lyfts fram är klimatförändringar och biologisk mångfald och hur kumulativa effekter påverkar dessa. Utöver MKB-handboken finns en äldre handbok för just kumulativa effekter i MKB, där åtta användbara metoder beskrivs (Europeiska kommissionen, 1999). Vid val av metod bör man fundera på vilken typ av påverkan som ska analyseras, vilken data som finns tillgänglig samt resurstillgång.

I litteraturen återfinns en mängd checklistor och exempel på frågeställningar som kan vara användbara i utvärderingen av kumulativa effekter. Som ett exempel redovisar vi i **Bilaga 2** relevanta frågeställningar för olika steg i utvärderingen av kumulativa effekter i infrastrukturprojekt baserat på VTI:s handbok (Folkesson, 2010), se även kapitel 2.3. Även The Planning Inspectorate (2019) i Storbritannien presenterar användbara checklistor och matriser/tabeller för utvärdering, liksom CEAA (1999) i Kanada.

I Kanada och USA finns en lång tradition av att hantera kumulativa effekter som en del av MKB, genom CEA (cumulative effects analysis). I Kanada kom den första handboken redan 1994, och 1999 (CEAA, 1999) kom en uppdaterad version. I den kanadensiska handboken föreslås en process om fem steg; avgränsning, analys av effekter, identifiering av åtgärder, utvärdering av signifikans och sist uppföljning (Hegmann et al., 1999). Dessa steg ligger i sin tur till grund för VTI:s handbok (Folkesson, 2010).

2.1.3.4 Geografisk avgränsning

Enligt Trafikverkets riktlinjer (2011a) bör både lokal och regional skala beaktas när man studerar kumulativa effekter, liksom tidigare, nuvarande och framtida effekter från andra verksamheter. Skalan bör vara anpassad för respektive miljövärde och det är därför viktigt med samverkan mellan aktörer och expertis för att sätta rätt skala. För att inkludera kumulativa effekter i MKB krävs utvärdering av stora områden och långa tidsperspektiv. Samtidigt ska gränsen sättas utefter vad som är möjligt att genomföra, ekonomi och var en kumulativ effekt inte längre har betydande påverkan på miljövärdet (Folkesson, 2010).

Den rumsliga skalan täcker ofta mer än ett visst verksamhetsområde och interagerar med andra projekt och aktiviteter (Roudgarmi, 2018). Analysen bör inte utgå från administrativa gränser, utan snarare från ett landskapsperspektiv, exempelvis ett avrinningsområde, eftersom man analyserar större områden i jämförelse med om man tittar på direkta/indirekta effekter (Folkesson, 2010). I den spatiala skalan bör man beakta följande:

- Projektets karaktär.
- Effekter.
- Hur känslig mottagningsmiljön är.
- Tillgänglighet av data.
- Naturliga gränser.

2.1.3.5 Avgränsning i tid, både bakåt och framåt

Framtida bedömning kräver analys av historia och nutid. Tidsskalor kan innebära att till exempel klimatförändringar och förändringar i markanvändning kan pågå länge och kumulativa effekter kan byggas upp och förändras över tiden. Det är dock komplicerat att studera kumulativa effekter över tid och datamängden är ofta begränsad när längre tidsserier används (Halpern & Fujita, 2013). Tidsramen beror på om området varit påverkat under en längre tid och hur säker man är på att framtida projekt verkligen blir av (CEAA, 1999).

För att definiera den temporala skalan (bakåt och framåt i tiden) behöver man i princip tillgång till information om den historiska användningen av området, exempelvis kan ett industriområde ha varit förorenat under en längre tid, och man kan då behöva sträcka sig 50–100 år tillbaka i tiden. Relevant information omfattar lokala och nationella planer för området, samt information om projektets livslängd (konstruktion till avveckling). För infrastrukturprojekt kan det vara svårt att sätta en tidsgräns eftersom det inte finns ett konkret slutdatum.

Tidsspannet bakåt i tiden kan variera från projekt till projekt. Det kan även enbart omfatta pågående aktiviteter och ofta anger man inte någon tydlig gräns bakåt i tiden (Bérubé, 2007; Vägverkets handledning). Viktiga aspekter att beakta när det gäller avgränsning bakåt i tiden omfattar exempelvis (CEAA, 1999):

- När effekter som kopplas till den planerade verksamheten inträffade först.
- Nuvarande förhållanden.
- Den tidpunkt då ett större område avsatts för ett visst ändamål.
- Den tidpunkt som representerades av en önskvärd situation, innan situationen försämrades.

Även framtidsspannet varierar från projekt till projekt, och anges för infrastrukturprojekt ofta som ett visst antal år efter att verksamheten är färdig (Trafikverket, 2011). Hållpunkter för avgränsning framåt i tiden kan exempelvis vara (CEAA):

- Projektets livslängd.
- Projektets tillåtlighetstid.
- Återhämtning av miljökomponenten till de nivåer som var innan negativ påverkan inträffade.

2.1.3.6 Stegvis hantering av kumulativa effekter enligt VTI-handbok

I VTI:s handbok (Folkesson, 2010) redovisas en omfattande analys av hur kumulativa effekter kan integreras i MKB för infrastrukturprojekt, och ett tillvägagångssätt i fem steg för att utvärdera kumulativa effekter togs fram:

1. **Avgränsning av miljövärden** – Identifiering av miljövärden som kommer att påverkas av den planerade åtgärden tillsammans med andra åtgärder. Även tidsperspektivet, bakåt och framåt, definieras.
2. **Analys av påverkan och effekter** - Baslinjen definieras, och för varje miljövärde (från steg 1) beskrivs förväntade effekter och konsekvenser.
3. **Identifiering av behov av hänsynsåtgärder.**
4. **Bedömning av miljökonsekvenser och deras betydelse** (för varje miljövärde).
5. **Uppföljning och åtgärdsanpassning** - för att utvärdera miljökonsekvenser och effektiva åtgärder.

Vi har valt att använda denna metodik som utgångspunkt för vårt ramverk (se kapitel 3), och presenterar därför VTI:s metodik relativt grundligt i Bilaga 2. Folkesson (2010) menar att det är viktigt att inkludera kumulativa effekter tidigt i processen, skilja på direkta, indirekta och

kumulativa effekter, samt rekommenderar att inkludera kumulativa effekter i MKB som en del i processen, inte som en egen del.

2.2 Utgångspunkter

2.2.1 Miljövärdescentrerat vs. verksamhetscentrerat perspektiv

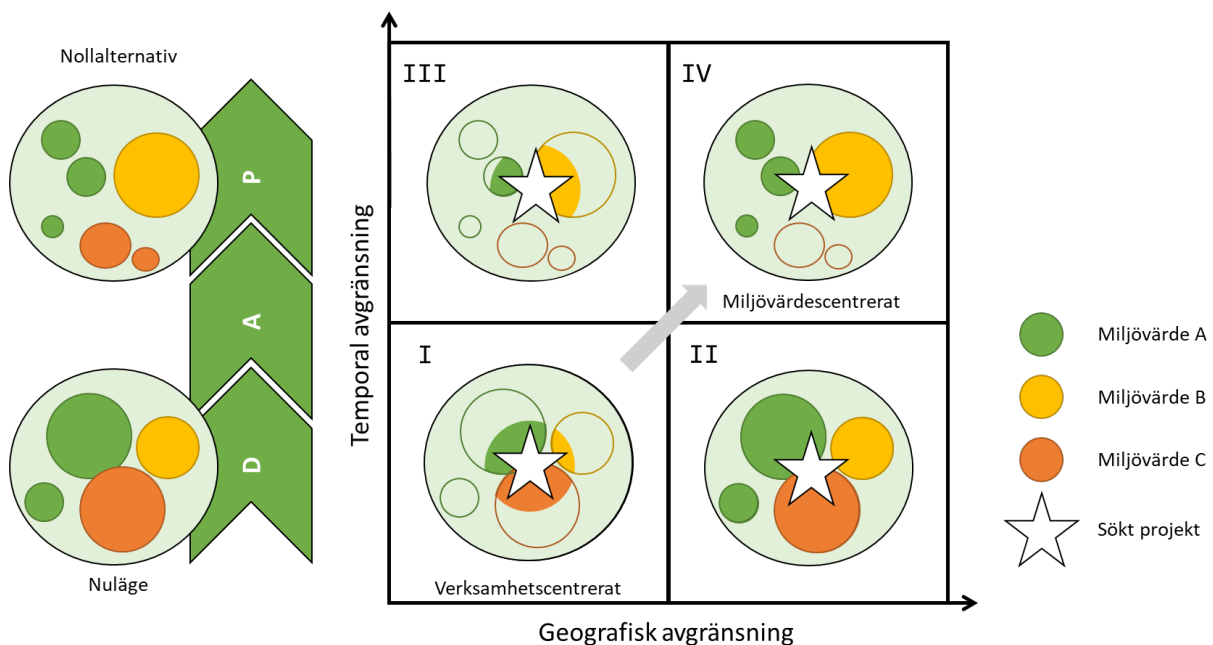
En MKB ska beskriva konsekvenser av den sökta verksamheten, men en kumulativ bedömning behöver skifta fokus från ett verksamhetscentrerat till ett miljövärdescentrerat perspektiv. Ett sådant skifte motiveras inte minst av praktiska överväganden. Som konstaterats i föregående kapitel innebär kumulativa effekter definitionsmässigt att fler påverkansfaktorer omfattas och påverkar något miljövärde. Därmed kan det förväntas att en analys av kumulativa effekter förutsätter större geografiska perspektiv och att längre tidsskalor beaktas. Bedömning av kumulativa effekter innebär att fler aktiviteter inom ett större område kan komma att ingå. Att skifta från ett verksamhetscentrerat till ett miljövärdescentrerat perspektiv innebär att bedömningen blir ”större”. Miljöbedömningen kan fortfarande göras tematiskt (biologisk mångfald, vattenkvalitet och så vidare) men med dessa miljövärden i fokus.

Principen att utgå ifrån miljövärden snarare än verksamheten motiveras av flera skäl. Eftersom kumulativa effekter verkar på miljövärden ökar förutsättningarna för riktighet i bedömningen om denna utgår ifrån själva miljövärdet. Genom att studera tillståndet hos miljövärden fångas kumulativa effekter in per automatik även om det inte garanterar att varje enskild påverkan fångas in. Principiellt beror tillståndet hos ett miljövärde på summan av olika påverkansfaktorer och genom ett miljövärdescentrerat perspektiv samlas olika verksamheter och påverkansfaktorer inom en gemensam ram. Sammantaget ökar detta förutsättningarna för att bedömningen av kumulativa effekter blir praktiskt hanterbar. Flera av de EU-direktiv som har implementerats i svensk miljölagstiftning utgår från miljövärdet, vilket är ytterligare ett starkt argument för att använda det som en utgångspunkt. Ramdirektivet för vatten (2000/60/EG) ställer krav på god status för unionens vattenförekomster. EU:s fågeldirektiv (79/409/EEG) och direktiv om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter (92/43/EEG, även Art- och habitatdirektivet) ställer krav på gynnsam bevarandestatus för en lång rad arter och livsmiljöer. Sverige har också ratificerat Europarådets landskapskonvention (Boverket, 2021; Riksantikvarieämbetet 2021). Även om den inte implementerats i svensk lag så har Sverige åtagit sig att skydda, förvalta och planera vårt landskap i enlighet med konventionens intentioner, bland annat ”erkänna landskapet som en väsentlig beståndsdel i människornas omgivningar, ett uttryck för mångfalden i deras gemensamma kultur- och naturarv samt en grund för deras identitet” (Europeiska landskapskonventionen, 2000). Det miljövärdescentrerade perspektivet kan också sägas präglade det så kallade Parisavtalet, den svenska klimatlagen och de svenska miljö kvalitetsmålen.

I praktiken behöver en miljöbedömning av en verksamhet primärt kartlägga sin egen påverkan, och detta kommer att resultera i att ett antal påverkade miljövärden identifieras. Hur den egna verksamheten bedöms påverka dessa miljövärden utgör underlag för bedömningen av kumulativa effekter. Rent metodologiskt finns utmaningar inte minst kopplat till begränsad kännedom om andra verksamheter och framtida påverkan, exempelvis påverkan från klimatförändringar. Optimalt inkluderas all känd och okänd påverkan men i verkliga fall kommer detta att baseras på tillgängliga bedömningsunderlag. För att identifiera och systematisera påverkanstryck kan DAPSIR-modellen vara användbar. Den beskrivs utförligare i nästa avsnitt.

Figur 3 nedan är vårt försök att åskådliggöra hur avgränsningarna för en miljöbedömning skiljer sig åt mellan ett verksamhetscentrerat och ett miljövärdescentrerat perspektiv. Utgångspunkten är nuläget, längst nere till vänster i figuren. I ett tänkt geografiskt område förekommer tre olika miljövärden, A, B och C, med olika utbredning. Dessa förändras med tiden, till följd av det påverkanstryck (P) som orsakas av de aktiviteter (A) som samhällets drivkrafter (D) ger upphov till. Nollalternativet beskriver miljövärdenas tillstånd vid en viss framtida tidpunkt. Miljövärde A och B kommer då att ha minskat och fragmenterats, medan C kommer att ha ökat. Den högra delen av figuren beskriver olika avgränsningar för en miljöbedömning av ett tänkt infrastrukturprojekt (eller annan verksamhet) i området. Det sökta projektets påverkansområde indikeras med en stjärna.

Ett snävt verksamhets- och nulägescentrerat perspektiv (I) skulle då omfatta mindre delar av den nuvarande utbredningen och statusen för de tre miljövärdena. Ett miljövärdescentrerat perspektiv (IV), som vi använder begreppet i den här studien, innebär att avgränsningarna bör utvidgas både i rum (II) och tid (III). Utvidgas avgränsningen enbart geografiskt (II) inkluderas miljövärdena i sin helhet, men förändringar i miljötillstånd på grund omgivningspåverkan över tid förbises. Utvidgas avgränsningen enbart i tid (III) inkluderas delar av förändringen. I det här tänkta exemplet framgår att det sökta projektet på sikt inte kommer att påverka miljövärde C, på grund av att det går tillbaka av andra orsaker. Däremot blir tillbakagången och fragmenteringen av A och ökningen av C bristfälligt beskrivna. Med ett miljövärdescentrerat perspektiv (IV) inkluderas däremot alla dessa förändringar. Det gör det möjligt att relatera det sökta projektets påverkan på omgivande miljövärden både till nuläget och det framtida nollalternativet. Observera att det sökta projektets påverkan på miljövärdena inte avspeglar sig i någon del av figuren, eftersom det är nästa steg i miljöbedömningen.



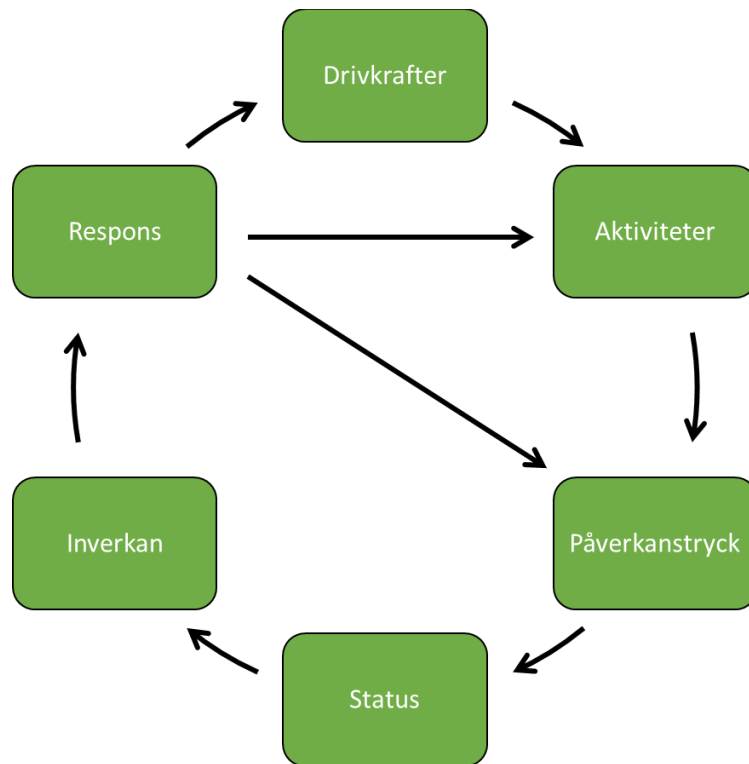
Figur 3 *Perspektivets betydelse för miljöbedömningens avgränsningar. Analys av drivkrafter, aktiviteter och påverkanstryck (DAP) ger att A och C minskar och fragmenteras, medan B ökar i nollalternativet jämfört med nuläget (vänstra delen av figuren). Vid en miljöbedömning av ett sökt projekt kan omgivningspåverkan bäst relateras till miljövärdenas status vid de olika tidpunkterna med ett miljövärdescentrerat perspektiv (högra delen av figuren).*

2.2.2 Utveckling av nollalternativet

Det miljövärdescentrerade perspektivet förskjuter fokus från verksamhetens påverkanstryck på omgivningen mot tillståndet för de prioriterade miljövärdena. Vilka exakta orsak-verkansamband som förklarar miljötillståndet är mindre intressant. Det är intuitivt uppenbart för nulägesbeskrivningen. Nuläget är resultatet av de kumulativa effekter som orsakats av det samlade historiska och samtida påverkanstrycket. Att i detalj försöka reda ut vilka aktiviteter som har bidragit i vilken mån ligger normalt långt utanför omfattningen för MKB. Med ett miljövärdescentrerat perspektiv bör det här synsättet tillämpas konsekvent, det vill säga även för beskrivningen av det framtida tillståndet för de prioriterade miljövärdena. Därmed blir ett tillräckligt utförligt nollalternativ avgörande. Idag är det vanligt att verksamhetsutövare redovisar trender och omvärldsfaktorer av betydelse i samband med konsekvensbedömningen av enskilda miljövärden och inte samlat i nollalternativet. Ett underutvecklat nollalternativ riskerar att leda till fragmenterad analys av kumulativa effekter och bortse från framtida påverkan av exempelvis klimatförändringar.

Det framtida tillståndet för de prioriterade miljövärdena som beskrivs i ett välutvecklat nollalternativ kommer per definition att vara resultatet av de direkta och indirekta, additiva, synergistiska och antagonistiska effekter som dagens och framtidens aktiviteter orsakar. Att identifiera och beskriva dessa aktiviteter kan bara göras i enstaka fall för existerande eller rimligt förutsägbara aktiviteter. Lejonparten måste beskrivas samlat. DAPSIR är en vanlig metod för att analysera och beskriva orsak-verkansamband i samspelet mellan samhället och miljön. Metoden bygger på en logikkedja, som kortfattat För att tillgodose mänskliga och samhällliga drivkrafter (*D, drivers*) utförs allehanda aktiviteter (*A, activities*) som sammantaget utövar en påverkan (*P, pressures*) på olika miljöaspekters status (*S, states*), vilket har inverkan eller effekter (*I, impacts*) på olika miljövärden. Detta föranleder en respons i form av åtgärder för att minska de problem som orsakas (*R, responses*), se **figur 4**. Metoden är en utveckling av DPSIR-modellen som först togs fram av EEA (Elliott et al., 2017).

För miljöbedömningen och nollalternativet är det framförallt de inledande stegen drivkrafter–aktiviteter–påverkan–status som är intressantast. Förslagsvis görs en uppströmsanalys: Genom att utgå från de prioriterade miljövärdena och vilka typer av påverkanstryck de är känsliga för, till exempel fragmentering, mänsklig närvaro, ändrade flöden eller förändrad markanvändning, kan tänkbara aktiviteter identifieras. Aktiviteterna kan både öka och minska påverkanstrycket, det vill säga bidra till både positiva och negativa kumulativa effekter. Sannolikheten och omfattningen av de här framtida aktiviteterna kan skattas med hjälp av drivkrafter. Om det är motiverat kan analysen upprepas och förfinas i en iterativ process precis som ofta är fallet under analysen av det sökta alternativet. Ett led kan vara att komplettera med en nedströmsanalys, det vill säga att utgå från drivkrafterna och analysera vilka förändringar i miljötillstånd de kan ge upphov till och jämföra utfallet med uppströmsanalysen.



Figur 4 Samband mellan de olika stegen i DAPSIR-modellen. För utveckling av nollalternativet är det framför allt stegen drivkrafter–aktiviteter–påverkan–status som är relevanta. Efter Atkins et al. (2011).

För att vara praktiskt användbart måste det vara möjligt att konkretisera nollalternativet med en rimlig arbetsinsats. Hur stor den är skiljer visserligen från fall till fall, men huvuddelen av resurserna för undersökningar och datainsamlingar bör ägnas det sökta alternativet. Nollalternativet behöver därför baseras på allmänt tillgängliga underlag. Det gäller särskilt för beskrivningen av hur klimatförändringarna påverkar övriga miljövärden. Det är lättare och mindre resurskrävande att integrera information som redan har bearbetats, eller tillämpats på andra områden än att själv översätta klimatförändringsprognoser till effekter på landskap, biologisk mångfald eller vatten och erosion. Troligt kommer sådana data att bli mer tillgängliga framöver, vilket kommer att underlätta integreringen av klimatförändringar i miljöbedömningar. En del av denna data/information baseras på modellering eller expertutlåtande. Dock noterade Runting et al. (2016) att studier som förlitar sig enbart på expertutlåtande för att bedöma klimatförändringens inverkan på ekosystemtjänster generellt överskattade de negativa effekterna av klimatförändringarna i jämförelse med de studier som använde empiriska eller kvantitativa modelleringsmetoder. För de miljövärden som vi fokuserar på i den här studien kan följande underlag vara användbara, inte minst eftersom de också har ett framåtblickande, prognosticerande perspektiv. Bedöms dessa underlag vara otillräckliga är det i vanlig ordning upp till verksamhetsutövaren att göra en fördjupad analys av nollalternativet.

- Landskap:
 - Kommunala översiktsplaner.
 - De årliga och fördjupade miljömålsuppföljningarna, särskilt *Myllrande våtmarker*, *Levande skogar och vattendrag*, *Ett rikt odlingslandskap* och *Storslagen fjällmiljö*.
- Biologisk mångfald:
 - Den nationella rödlistan.

- EU-rapportering om biologisk mångfald i Sverige.
- De årliga och fördjupade miljömålsuppföljningarna, särskilt *Ett rikt växt- och djurliv*.
- Vatten och erosion:
 - MKN vatten
 - De årliga och fördjupade miljömålsuppföljningarna, särskilt *Levande sjöar och vattendrag, Grundvatten av god kvalitet samt Hav i balans samt levande kust och skärgård*.
 - Översvämnings-, ras- och skred, samt erosionskarteringar (SGI & MSB, 2021).
 - SMHI:s flödesmodelleringar, klimat- och sårbarhetsutredningar
- Klimatförändringar:
 - Länsbaserade klimatscenarier (SMHI, 2015)
 - Lathunden för klimatanpassning (SMHI, 2021)
 - Kommunernas klimat- och sårbarhetsanalyser (t.ex. Matschke Ekholm & Thörn, 2017)
 - Översvämnings-, ras- och skred, samt erosionskarteringar (SGI & MSB, 2021)
 - De årliga och fördjupade miljömålsuppföljningarna av *Begränsad klimatpåverkan*.

2.2.3 Kumulativa perspektiv på studerade miljöaspekter

I denna sektion tar vi upp centrala utgångspunkter för hur landskap, biologisk mångfald, vattenkvalitet och erosion samt klimat och klimatförändringar kan eller bör betraktas i ett kumulativt perspektiv. Dessa aspekter hanteras regelmässigt i MKB för infrastruktur med etablerad metodik men för att ta hänsyn till kumulativa effekter behövs i vissa fall några ytterligare infallsvinklar. Följande avsnitt avser inte att ge en heltäckande bild av miljöaspekterna som sådana, utan av de dimensioner som hamnar i fokus när kumulativa effekter studeras.

2.2.3.1 Landskap

En utgångspunkt för att analysera kumulativa effekter är att betrakta miljöpåverkan ur ett landskapsperspektiv. Miljöpåverkan från ett enskilt projekt beror i hög grad på vad som redan finns i landskapet. En väg som byggs i ett orört landskap får andra konsekvenser än en ny väg i ett tätbebyggt område. Om konsekvensen av en ny väg anses vara mindre i ett redan exploaterat område än i ett orört område tyder det på att de kumulativa effekterna i ett landskapsperspektiv verkar *antagonistiskt*, det vill säga att den sammanvägda miljöpåverkan av flera projekt är mindre än summan av de separata effekterna (jfr avsnitt 2.1.1).

Ett landskap är en helhet som formas både av natur och människa, och som innehåller såväl miljövärden som kulturella värden. En del av den information som behövs för att studera påverkan av infrastrukturprojekt på ett landskap finns tillgänglig i den landskapsanalys som görs i samband med de flesta MKB för infrastrukturprojekt. Utgångspunkten är Landskapskonventionen och därmed en beskrivning av hela landskapet och dess olika delar och vikt läggs vid att lokal kunskap beaktas i arbetet. Miljöaspekterna boendemiljö, människors hälsa, klimat, energi och hushållning med resurser analyseras. I nära koppling till människors hälsa kan luftkvalitet, buller och vibrationer, stömljud och elektromagnetisk strålning, men även barriäreffekter och rekreation nämnas (Trafikverket, 2011a). Ofta beskrivs landskapet utifrån avgränsade landskapstyper och karaktärsområden som kan vara mer eller mindre sammanhängande i ett område där vägar och annan infrastruktur etableras.

Sverige har ratificerat Europarådets landskapskonvention, men det inkluderas inte alltid i MKB-processen. Landskapet analyseras utefter vad som efterfrågas av beställaren, vilket innebär att det är viktigt att beställaren ställer krav på hur miljöaspekten ska behandlas (Antonson, 2009). Kunskapen kring varför landskapet ska analyseras är inte heller självklart bland praktiker, liksom att landskapet ska analyseras utifrån ett längre tidsperspektiv (både bakåt och framåt i tiden) inte alltid omsätts i praktiken. Landskapsanalysen i en MKB är dock inte i första hand en analys av påverkan på landskapet från den sökta verksamheten, utan en analys av landskapets befintliga struktur och funktioner.

En analys av kumulativa effekter på landskapet behöver undersöka vilka miljövärden som specifikt berörs av att utsättas för påverkan från *flera faktorer* och *på vilket sätt*. Två viktiga faktorer att betrakta i detta sammanhang är:

1. Storleken och utbredningen för sammanhängande arealer. Det kan exempelvis gälla storleken på ett visst habitat eller längden på en del av ett vattendrag, eller en siktlinje i landskapet.
2. Den totala arealen i ett landskap bestående av en viss naturtyp.

Att vägar och andra infrastrukturprojekt bidrar till en fragmentering av landskapet är uppenbart. Tillsammans med biotopförluster utgör fragmentering ett av de viktigaste hoten mot den biologiska mångfalden (Saunders et al., 1991). Definitionsmässigt innebär fragmentering att ett sammanhängande område styckas upp, vilket i praktiken ofta sker genom förlust av habitat (Kruess & Tschardt, 1994; Fahrig, 1998). I samband med vägar och järnvägar behöver emellertid inte själva biotopförlusten i sig vara stor, men vägen eller järnvägen skär itu ett område i två mindre delar. Ett relaterat begrepp är konnektivitet, som beskriver de ekologiska sambanden mellan olika fragment i landskapet. Fragmentering kan också påverka upplevelsen av ett landskap och tillgången till kulturella ekosystemtjänster som rekreation och estetiska värden.

Fragmenteringens effekter skiljer sig för olika organismer. Olika arter kräver olika storlek på lämpliga biotoper för att kunna fortleva, och olika arter har olika förutsättningar att sprida sig i landskapet. Typiskt sett innebär fragmentering dels att mängden lämplig biotop totalt sett minskar, dels att avstånden mellan olika fragment ökar. Resultatet blir att sammanhängande populationer av arter minskar vilket också minskar resiliensen hos populationerna. Spridningsmöjligheter är en avgörande faktor för ekosystemen för att anpassa sig till klimatförändringar. Arter som förekommer i starkt fragmenterade landskap har sämre förutsättningar att sprida sig till de nya områden som ett förändrat klimat i sig hade möjliggjort (Bergström et al., 2020).

Vägar innebär dock inte att avståndet mellan olika fragment ökar i någon större utsträckning, och växtsporer, insekter, fåglar och även däggdjur kan rent fysiskt passera vägar (om de inte hindras av stängsel). Samtidigt innebär buller och barriäreffekten att sammanhängande habitat styckas upp, och de flesta djurarter undviker sannolikt revir som delas upp av vägar. Även människor hindras och undviker i många fall att passera vägar exempelvis i samband med bärplockning och strövtåg i naturen.

Det finns en hel del mått och index på fragmentering och konnektivitet beskrivna i litteraturen (till exempel Jaeger, 2008; Canter & Atkinson, 2008). Det är dock inte så lätt att använda dessa generellt och i samband med MKB. En av de mest kritiska faktorerna som återkommer i en lång rad studier är tröskelvärdet och minsta nödvändiga areal för olika arter av växter och djur (MacArthur & Wilson, 1967; Fahrig, 1998). Enligt Hodgson et al. (2011) är stora habitat mer resilienta mot klimatförändringar och förekomsten av tillräckligt stora sammanhängande naturområden är en av de viktigaste faktorerna för bevarande av biologisk mångfald. I en tidigare artikel visar Hodgson et al.

(2009) att kapaciteten för att upprätthålla artpopulationer är proportionell mot arealen av lämpligt habitat men att detta samband endast gäller över en kritisk nedre gräns. Konnektivitet kan därför inte ersätta arealstorlek som bevarandestrategi. Däremot har olika arter väldigt olika krav på revirstorlek. Pe'er et al. (2014) går igenom minsta möjliga areal för förekomst av ett större antal djurarter i den vetenskapliga litteraturen och finner en stor variation med upp till en eller ett par miljoner hektar för större rovdjur som järv och björn. 0,5–1 hektar har föreslagits för förekomst av insekter och 5 hektar för kärnväxtdiversitet (Jordbruksverket, 2005). En studie om järpe (*Bonasia bonasia*) i Sverige visade att dessa krävde minst 20 hektar lämpligt habitat (Åberg et al. 1995) och vissa hackspettar kräver upp till 100 ha för sina revir. För livskraftiga populationer krävs naturligtvis större arealer än för enskilda individer.

2.2.3.2 Biologisk mångfald

Biologisk mångfald är i sig ett samlingsbegrepp som spänner från variation i naturtyper och landskap till genetisk variation mellan individer av en specifik art. Det är uppenbart att olika delasppekter är olika känsliga för olika påverkanstryck och att det krävs att kumulativa effekter beaktas när konsekvenserna för biologisk mångfald ska bedömas.

Under senare år har det blivit allt tydligare att biologisk mångfald är ett miljövärde i sig – och att det värdet står under starkt tryck. Aktuella exempel är rapporter från IPBES (2019) och WWF (2020) om den pågående massutrotningen och krisen för den biologiska mångfalden som en av de planetära gränserna (Stockholm Resilience Centre, 2021). Inom ramen för FN:s konvention för biologisk mångfald (CBD, *Convention on Biological Diversity*) pågår arbetet att ta fram en ny plan för stärkt skydd av biologisk mångfald efter att den förra planen, de så kallade Aichimålen, löpte ut 2020 (Regeringskansliet, 2019). Den här insikten på hög nivå står i kontrast till hur biologisk mångfald hanteras i MKB. Till exempel nämns ”biologisk mångfald” endast tre gånger i Trafikverkets metod för miljöbedömning av planer och program inom transportsystemet (2011a) och en gång i Trafikverkets handbok för MKB (2011b). ”Biodiversitet” nämns inte alls. Begreppet ”naturmiljö” är något vanligare, med en respektive åtta träffar. En förklaring kan vara att det saknas en motsvarighet till klimatförändringarnas koldioxidekvivalent, en intuitivt begriplig och universellt applicerbar funktionell enhet. Dessutom saknas en beslutad – och känd – baslinje för biologisk mångfald som förändringar och åtgärder kan mätas mot. Det innebär också att det saknas vedertagna och generell applicerbara tröskelvärden för biologisk mångfald som används i MKB. Vid miljöbedömningar är det lämpligt att tolka biologisk mångfald med hjälp av det svenska miljökvalitetsmålet Ett rikt växt- och djurliv:

Den biologiska mångfalden ska bevaras och nyttjas på ett hållbart sätt, för nuvarande och framtida generationer. Arternas livsmiljöer och ekosystemen samt deras funktioner och processer ska värnas. Arter ska kunna fortleva i långsiktigt livskraftiga bestånd med tillräcklig genetisk variation. Människor ska ha tillgång till en god natur- och kulturmiljö med rik biologisk mångfald, som grund för hälsa, livskvalitet och välfärd.

Miljökvalitetsmålet följs upp med hjälp av tre indikatorer; bevarandestatus för naturtyper i Art- och habitatdirektivet, rödlisteindex för arter och formellt skyddad produktiv skog (Sveriges miljömål, 2021). Särskilt de två förstnämnda kan hävdas utgöra den tydligaste grunden för biologisk mångfald bör tolkas vid miljöbedömningar av infrastrukturprojekt (liksom av andra aktiviteter).

En arts bevarandestatus definieras i EU:s fågeldirektiv (79/409/EEG) och direktiv om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter (92/43/EEG, även Art- och habitatdirektivet) som ”*summan av de faktorer som påverkar den berörda arten och som på lång sikt kan påverka den naturliga utbredningen och*

mängden hos dess populationer". Den svenska rödlistan anger hur stor risken är för att olika arter ska dö ut i Sverige (populationsminskning). Även en vanligt förekommande art kan alltså bli rödlistad om populationen minskat kraftigt. På samma sätt definieras en livsmiljötyps bevarandestatus i Art- och habitatdirektivet som "summan av de faktorer som påverkar en livsmiljö och dess typiska arter och som på lång sikt kan påverka dess naturliga utbredning, struktur och funktion samt de typiska arternas överlevnad på lång sikt". Av dessa definitioner framgår att det inte går att separera arterna från deras livsmiljöer – eller livsmiljöerna från de typiska arter som upptar den. I de fall arten ifråga omfattas av artskyddsförordningen slås kopplingen dessutom fast juridiskt i 4 §, punkt 4: *I fråga om vilda fåglar och i fråga om sådana vilt levande djurarter som i bilaga 1 till denna förordning har markerats med N eller n är det förbjudet att (...) skada eller förstöra djurens fortplantningsområden eller viloplats*. För att kunna bedöma effekter på en art behöver beskrivningen av arten med andra ord omfatta dess livsmiljö. Detta ger sammantaget stöd för att den geografiska avgränsningen för miljöbedömningen ska styras av livsmiljöernas utbredning, inte verksamhetens "störningsräckvidd". Både Art- och habitatdirektivets definitioner av bevarandestatus och rödlistan slår också fast betydelsen av tidsperspektivet. Precis som i fallet med klimateffekterna är nuläget mindre intressant än förändringarna och förändringstakten. Därför behöver miljöbedömningens avgränsning i tid väljas så att relevanta trender för de arter och livsmiljöer (och andra miljövärden) inkluderas.

Alla arter är i sig lika viktiga, eller värdefulla, för biologisk mångfald. Eftersom vissa arter är starkare hotade än andra och vissa habitat hyser högre koncentration av arter än andra är det däremot stor skillnad mellan enskilda bevarandevärden. Vi föreslår att så kallade naturvärdesobjekt används som tröskelvärden för biologisk mångfald. Skälen är att inventeringen av naturvärdesobjekt görs enligt en standardiserad metod, att naturvärdesobjekt förekommer i samtliga landskap, att klassindelningen bygger på en kombination av arter och livsmiljöer och inte minst att naturvärdesinventeringar redan ingår i Trafikverkets (och många andra verksamhetsutövarers) miljöbedömningsprocess. Innebörden av de olika klasserna för naturvärdesobjekt beskrivs på följande vis (SIS, 2014):

- Naturvärdesklass 1 – högsta naturvärde: störst positiv betydelse för biologisk mångfald. **Varje enskilt område** med naturvärdesklass 1 bedöms vara av särskild betydelse för att upprätthålla biologisk mångfald på **nationell eller global nivå**.
- Naturvärdesklass 2 – högt naturvärde: stor positiv betydelse för biologisk mångfald. **Varje enskilt område** med naturvärdesklass 2 bedöms vara av särskild betydelse för att upprätthålla biologisk mångfald på **regional eller nationell nivå**.
- Naturvärdesklass 3 – påtagligt naturvärde: påtaglig positiv betydelse för biologisk mångfald. Varje enskilt område av en viss naturtyp med naturvärdesklass 3 behöver inte vara av särskild betydelse för att upprätthålla biologisk mångfald på regional, nationell eller global nivå. Det är dock av särskild betydelse att den **totala arealen** av dessa områden bibehålls eller blir större samt att deras ekologiska kvalitet upprätthålls eller förbättras.
- Naturvärdesklass 4 – visst naturvärde: viss positiv betydelse för biologisk mångfald.

Naturvärdesklasserna saknar, liksom rödlistan, juridisk status. Verksamhetsutövaren behöver också redovisa eventuell påverkan på bland annat Natura 2000-områden och arter som omfattas av artskyddsförordningen, som har särskilda legala skydd. Eftersom dessa klassificeringssystem huvudsakligen fokuserar på de högsta eller mest sällsynta värdena i landskapet är ingen av de här potentiella bedömningsgrunderna lika generellt användbar för att bedöma effekter på den samlade biologiska mångfalden som naturvärdesobjekt.

2.2.3.3 Vattenförekomster

Vattenkvalitet i naturliga vattenförekomster regleras enligt EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG). I direktivet definieras fyra sorters vattenförekomster: sjöar, vattendrag, kustvatten och grundvatten. Vattendirektivet sätter miljövärde – god ekologisk status i vattenförekomsterna – i centrum. Detta ger förutsättningar för att utvärdera kumulativa effekter ur ett miljövärdescentrerat perspektiv. För att stoppa försämringen av vattenförekomsterna och uppnå god ekologisk status syftar direktivet till att:

- skydda alla former av vattenförekomster,
- återställa ekosystemen i och kring dessa vattenförekomster,
- minska föroreningar i vattenförekomster, och
- garantera hållbar vattenanvändning av enskilda och företag.

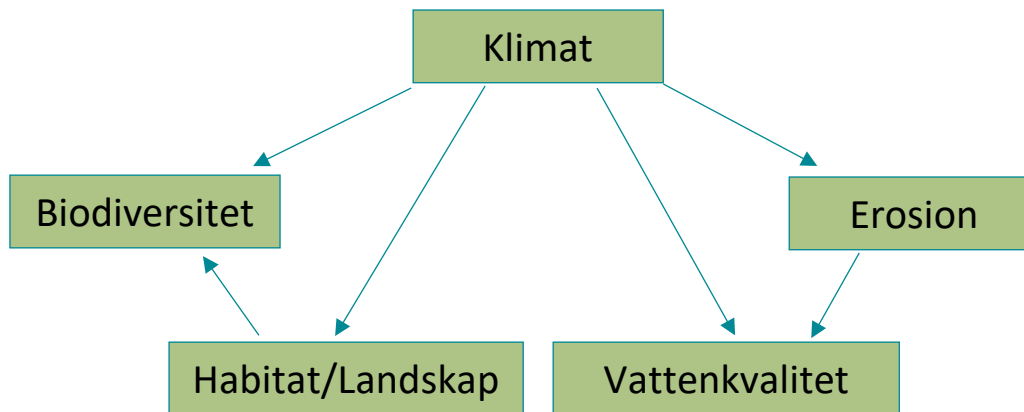
EU:s vattendirektiv har kompletterats med ett direktiv om grundvatten, ett om miljögifter och ett om kemiska analyser. I Sverige genomfördes vattendirektivet i svensk lagstiftning 2004 genom miljöbalkens kapitel 5, förordningen om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (2004:660), och förordningen med länsstyrelseinstruktion (2017:868). Vattenförvaltningen i Sverige är uppdelad i fem vattendistrikt (Bottenviken, Bottenhavet, Norra Östersjön, Södra Östersjön och Västerhavet) där en länsstyrelse i varje distrikt fungerar som vattenmyndighet. Vattendistriktet utgår ifrån hur vattnet rinner i landskapet (avrinningsområden) och inte från administrativa gränser.

Arbetet med vattenförvaltning sker i cykler där förvaltningsplaner tas fram över sex år. Centralt för vattenförvaltningen är de miljö kvalitetsnormer (MKN) som enligt miljöbalkens 5 kap får anges för vattenförekomster och som beskriver den kvalitet som dessa ska uppnå för att tillskrivas *god status*. God status definieras i vattendirektivets artikel 4 enligt vilken medlemsstaterna ska skydda, förbättra och återställa alla vattenförekomster för att nå god status. Miljö kvalitetsnormerna för vatten relaterar till såväl kemiska, fysikaliska och ekologiska parametrar. Inom varje förvaltningscykel görs en påverkansanalys som visar vilka källor till negativ påverkan som finns kring vattenförekomsten och hur dessa kan förväntas försämma vattenkvaliteten genom övergödning, försurning, spridning av miljö- och hälsofarliga ämnen eller fysiska förändringar.

2.2.3.4 Klimatförändringarna har genomgripande betydelse för förståelsen av kumulativa effekter

Klimataspekten påverkar och samverkar med ett flertal av de miljöaspekter som man utvärderar i en miljöbedömning, se **figur 5**. Exempelvis finns det starka bevis för att klimatförändringar har en negativ (men varierande) inverkan på biologisk mångfald (Bellard et al., 2012; Pacifici et al., 2015), och klimateffekterna kan bidra kumulativt till konsekvenser för biologisk mångfald.

Infrastrukturprojekt är ofta långsiktiga projekt med lång livslängd och därför har det, i scenarioanalyser, stor betydelse vilket klimatscenario man väljer (MacDonald et al., 2015). SMHI har tagit fram länsbaserade klimatscenarier som visar extremväder och förändringar i genomsnittliga förhållanden (Sjökvist et al., 2015). Dessa scenarier kan fungera som underlag för riskbedömningar av klimateffekter i samband med infrastrukturprojekt, så att lämpliga åtgärder, i form av utformning, design och materialval i projekteringsprocessen kan vidtas.



Figur 5 Klimataspekten påverkar och samverkar med ett flertal miljöaspekter.

Att bedöma effekterna av de olika konsekvenserna av klimatförändringar (till exempel förändringar i nederbörd, temperatur och havsnivåhöjning) är informativt, men fångar inte nödvändigtvis all information som behövs för en samlad bedömning. Att integrera andra globala eller lokala drivkrafter med klimatförändringar är avgörande för att förstå komplexiteten av effekterna. Det är viktigt att beakta effekterna av flera konsekvenser av klimatförändringar samtidigt i kombination med övriga drivkrafter som kan ha betydelse, exempelvis socioekonomiska förändringar som sker parallellt, såsom befolkningsutveckling, efterfrågan på livsmedel och teknik samt förändringar inom politik och institutioner. Lokala drivkrafter för förändring ska alltså beaktas tillsammans med globala drivkrafter som klimatförändringar. När man beaktar klimatförändringar i en MKB är det därför viktigt att förstå hur klimatförändringarna påverkar andra miljöaspekter i ett kumulativt perspektiv.

Runting et al. (2016) fann att förändring av markanvändning var den drivkraft som oftast inkluderades i studier som beaktar klimatförändringarnas effekter på ekosystemtjänster, vilket sannolikt beror på att betydelsen och de negativa effekterna av förändrad markanvändning är välkänd och att det finns lämpliga modeller för utvärdering av effekterna (Foley et al. 2005).

Vid sidan av klimatförändringarnas betydelse för kumulativa effekter är klimatet i sig ett miljövärde. Det är rentav så att klimatförändringarna, genom bland annat ökade skogsbränder och upptining av tundran, bidrar till de kumulativa effekterna på klimatet. I praktiken kommer dock aldrig ett enskilt projekt i sig ha en signifikant påverkan på klimatet och därtill kopplade tröskelvärden. Däremot är det möjligt att relatera utsläpp från ett enskilt projekt till uppfyllandet av regionala eller nationella klimatmål. I denna studie har vi främst analyserat klimatpåverkan som en del av den kumulativa påverkan på andra miljövärden. Detta är något annat än att beskriva bidraget från enskilda projekt till den totala klimatpåverkan, inte enbart i kg CO₂, utan också i relation till exempelvis Sveriges klimatmål. Det är uppenbart att analysen i detta sammanhang ofta brister i miljöbedömningar från enskilda projekt. För infrastruktur kan det exempelvis konstateras att det samlade bidraget från vägtrafiken utgör en betydande andel av de svenska klimatutsläppen, och att den kumulativa påverkan av all utbyggd infrastruktur är betydande. Det skulle därmed också vara motiverat att beskriva denna kumulativa påverkan på klimatet också i MKB för enskilda infrastrukturprojekt i syfte att synliggöra denna påverkan.

2.3 Ramverk för kumulativa effekter i MKB för infrastrukturprojekt

I detta avsnitt föreslår vi en övergripande arbetsgång för att integrera kumulativa effekter i miljöbedömningar för infrastrukturprojekt. Som framgått i avsnitt 2.1.3 har flera olika verktyg föreslagits för att hantera kumulativa effekter i miljöbedömningar. Flera av dessa bygger på liknande processer och vi lutar oss här främst mot Folkesson (2010) som är tänkt att tillämpas för infrastrukturprojekt. Det som vi här föreslår bör betraktas som en struktur eller ett ramverk som behöver fyllas med ett mer detaljerat innehåll. Den föreslagna arbetsgången kommer att utvecklas i något mer detalj för olika miljöaspekter med hjälp av ett antal fallstudier i kapitel 3. Ytterligare metodutveckling behöver ske om ramverket ska tillämpas i kommande miljöbedömningar för infrastrukturprojekt.

Folkesson (2010) föreslår en process om fem steg: avgränsning, analys av effekter, identifiering av åtgärder, utvärdering av signifikans och sist uppföljning. Vi fokuserar på tre av dessa steg och utvecklar inte de steg som handlar om åtgärder och uppföljning. Åtgärder för att begränsa negativa miljöeffekter kan delvis sägas inkluderas i angränsande steg (kvantifiering och bedömning) medan vår bedömning är att uppföljning huvudsakligen sker utanför ramen för en miljöbedömning. Följaktligen ingår följande tre steg i vår föreslagna arbetsgång:

1. Avgränsning
2. Kvantifiering av kumulativa effekter
3. Bedömning

Vi beskriver detta som en arbetsgång i tre steg vilket inte nödvändigtvis innebär en linjär process där varje steg successivt följer på det tidigare. Det är snarare förväntat att det hela sker iterativt. Kumulativa effekter bör inkluderas under hela processen för MKB, från tidiga underlag till fastställd plan.

Avgränsningssteget kan sägas vara kärnan i ett miljövärdescentrerat angreppssätt. Det framhålls i de flesta metodbeskrivningar gällande bedömning av kumulativa effekter att skalan bör anpassas för aktuella miljövärden (Cooper & Sheate, 2002; Bérubé, 2007). Efter en inledande avgränsning av verksamhetens påverkan identifieras berörda miljövärden, och dessa ligger till grund för en slutlig avgränsning baserad på berörda miljövärdens karaktäristik.

En del av avgränsningen handlar om vilka miljöaspekter som bör inkluderas vilket i princip bör baseras på 6 kap. 3 § miljöbalken. Att utgångspunkten tas i miljövärden medför att influensområdet för ett visst miljövärde mycket väl kan komma att bli större när kumulativa effekter ska bedömas än när bedömningen inskränks till enbart direkta och indirekta effekter. Vad gäller avgränsningen tidsmässigt inkluderas dels kända framtida planer för andra projekt och verksamheter, dels sådana som kan bedömas som förutsebara i en någorlunda överblickbar framtid. För tidsmässig avgränsning använder Trafikverket vanligtvis ett schablontal om 20 år (Trafikverket, 2011b). För klimatanpassning (översvämningrisk) används oftast ett längre tidsperspektiv.

Kvantifiering av kumulativa effekter behöver ske individuellt och utifrån de olika förutsättningar som finns för de miljövärden som identifierats. I detta steg kan även möjliga åtgärder för att minska miljöeffekter identifieras eller föreslås vilket givetvis i många fall kommer att vara

avgörande för den faktiska påverkan från projektet (Folkeson, 2010). I detta steg kan även påverkan från andra framtida verksamheter eller klimatförändringar vägas in.

För bedömning av betydelsen av kumulativa effekter på olika miljövärden behövs kriterier där en användbar form av kriterier utgörs av tröskelvärden. Dessa kan exempelvis utgöras av kvalitetsnormer för buller, halter av olika ämnen i luft och vatten eller bevarandestatus för arter och naturtyper. Dessa bedömningskriterier kan, men måste inte, definieras genom lagstiftning eller på annat sätt av förvaltande myndigheter. Genom att den enskilda verksamheten i första hand bedömer vilka konsekvenser den egna påverkan har på möjligheten att uppfylla uppställda kriterier kommer de kumulativa effekterna att hanteras mera indirekt. Om en art eller en vattenförekomst vid nollalternativet befinner sig nära ett tröskelvärde innebär detta att den kumulativa påverkan på detta miljövärde är stort i förhållande till vad som är acceptabelt, och att utrymmet för påverkan från den sökta verksamheten därmed blir förhållandevis litet.

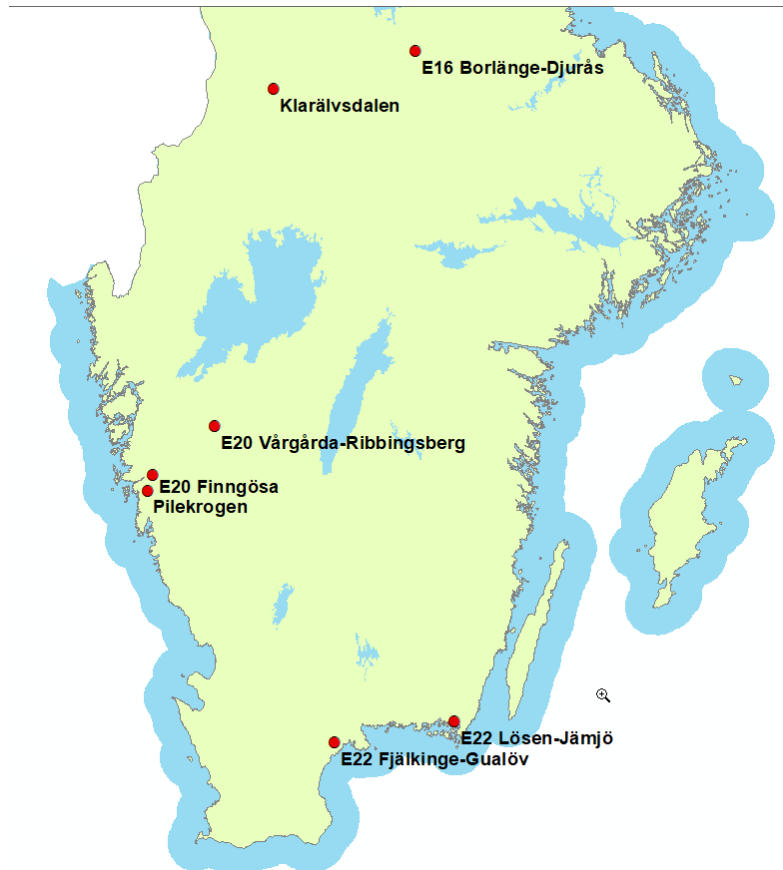
I bedömningssteget kan ett projekt som har mycket liten påverkan på ett betydande miljövärde ändå, i kombination med påverkan från andra projekt eller verksamheter, medföra att en kritisk påverkansnivå överskrids. I ett miljövärdescentrerat angreppssätt bör särskild vikt tillmätas tröskelvärden och andra kritiska påverkansnivåer, exempelvis enligt gällande bedömningsgrunder för miljö kvalitet.

I följande avsnitt exemplifieras de olika stegen och metodiken för olika miljöaspekter genom ett antal fallstudier.

3 Fallstudier

3.1 Beskrivning av fallen

Sju fallstudier ingår i den här studien, och samtliga är lokaliserade i södra Sverige, se **figur 6**. Fallstudierna omfattas både av ombyggnad av befintliga vägsträckor, anläggande av nya vägsträckor samt erosionsskydd, se **tabell 2**. De viktigaste underlagen som använts i denna studie har utgjorts av MKB för tillstånd, väg- och järnvägsplaner och en åtgärdsvalsstudie. Samtliga projekt befann sig vid studiens genomförande i ett planskede (Uppställningsspår Pilekrogen i ett tidigt planskede).



Figur 6 De sju fallstudierna är lokaliserade i södra Sverige.

Tabell 2 *De sju fallstudier som ingår i denna studie, samt det underlag som har använts för respektive fallstudie.*

Namn	Beskrivning	Dokument
E16 Borlänge-Djurås – etapp 2 (Norr Amsberg-Sifferbo) <i>Borlänge kommun, Dalarnas län</i>	Ny vägsträckning för E16/väg 70 mellan Borlänge och Djurås. E16/väg 70 är en nationell stamväg och sedan år 2012 uppklassad som Europaväg och är tänkt att bli ett starkt transportstråk. Relevanta miljöaspekter för denna studie inkluderar bland annat påverkan på landskap och biologisk mångfald.	Miljökonsekvensbeskrivning, samrådshandling 2020-09-21 <i>Handlingsnummer: 2N140010</i>
E16 Borlänge-Djurås – etapp 3 (Sifferbo-Djurås) <i>Gagnef kommun, Dalarnas län</i>	Ombyggnad av väg - breddning av vägen, ökad hastighetsanvisning, uppförande av mitträcke och viltstängsel, en reduktion av antalet utfarter och nya lösningar för gående och cyklister. Relevanta miljöaspekter för denna studie inkluderar bland annat biologisk mångfald.	Miljökonsekvensbeskrivning, Vägplan 2020-10-19 <i>Handlingsnummer: 3N140014</i>
Klarälvsdalen (väg 62) (riskreducerande åtgärder) <i>Hagfors och Torsby kommuner, Värmlands län</i>	Trafikverket initierade en åtgärdsvalsstudie (ÅVS) för att studera möjliga åtgärder mot erosionsskador på vägsträckan och ta ett helhetsgrepp på infrastrukturen längs norra delen av Klarälven. Relevanta miljöaspekter inkluderar bland annat biologisk mångfald och påverkan på vattenförekomster.	Åtgärdsvalsstudie 2016-06-30 <i>Diarienummer: TRV 2016/8551</i>
E20-Vårgårda-Ribbingsberg <i>Vårgårda och Essunga kommuner, Västra Götalands län</i>	Ny vägsträckning på cirka 7,9 kilometer. Den nya vägen utformas som mötesfri väg med 2+2körväg och med den totala vägbredden 16,5 meter. Längst i norr smalnar ny E20 av för att ansluta till befintlig E20, som planeras att byggas om i befintlig sträckning till en väg med 1+1 körväg. Relevanta miljöaspekter för denna studie inkluderar bland annat påverkan på landskap, biologisk mångfald och vattenförekomster.	Miljökonsekvensbeskrivning, vägplan 2019-11-22 <i>Projektnummer: 150306</i>
E20 Finngösa <i>Partille kommun, Västra Götalands län</i>	Stabilitetsförbättrande åtgärder, pga. sprickbildning och erosion längs strandkanten, för att motverka skred längs en sträcka på ca 250 m utmed Sävveån och väg E20. Dessutom planeras anläggandet av en ny trumma för Finngösabäcken under Göteborgsvägen och E20, pga låg flödeskapacitet och sättningsskador. Relevanta miljöaspekter för denna studie inkluderar bland annat påverkan på biologisk mångfald och vattenförekomster.	Miljökonsekvensbeskrivning <i>Ansökan: 2016-xx-xx</i>
Pilekrogen (uppställningsspår) <i>Mölndal, Västra Götaland</i>	Uppställningsspår med tillhörande el-, signal- och teleanläggning för tågdriften. Dessutom anläggs två nya anslutningsvägar med broar över Källeredsbäcken samt ett förbigångsspår längs Västkustbanan. Inom planområdet anläggs en serviceväg och nya diken. Relevanta miljöaspekter för denna studie inkluderar bland annat påverkan på landskap.	Preliminär MKB, järnvägsplan 2021-05-19 <i>Dokumentnr: 165473-00-040-001</i>
E22 Lösen-Jämjö <i>Karlskrona kommun, Blekinge län</i>	Utbyggnad av E22 på delen Lösen-Jämjö (ca 15 km). Delar av vägsträckan får en ny sträckning. Längs sträckan byggs tre trafikplatser. Dessutom byggs ett lokalvägnät ut parallellt med E22 för att ansluta den lokala trafiken och skapa ett fungerande vägnät för jordbrukstrafiken. Relevanta miljöaspekter för denna studie inkluderar bland annat påverkan på biologisk mångfald	MKB till vägplan, Granskningshandling 2017-12-22 <i>Objektnummer: 87914002</i>



E22 Fjälkinge-Gualöv

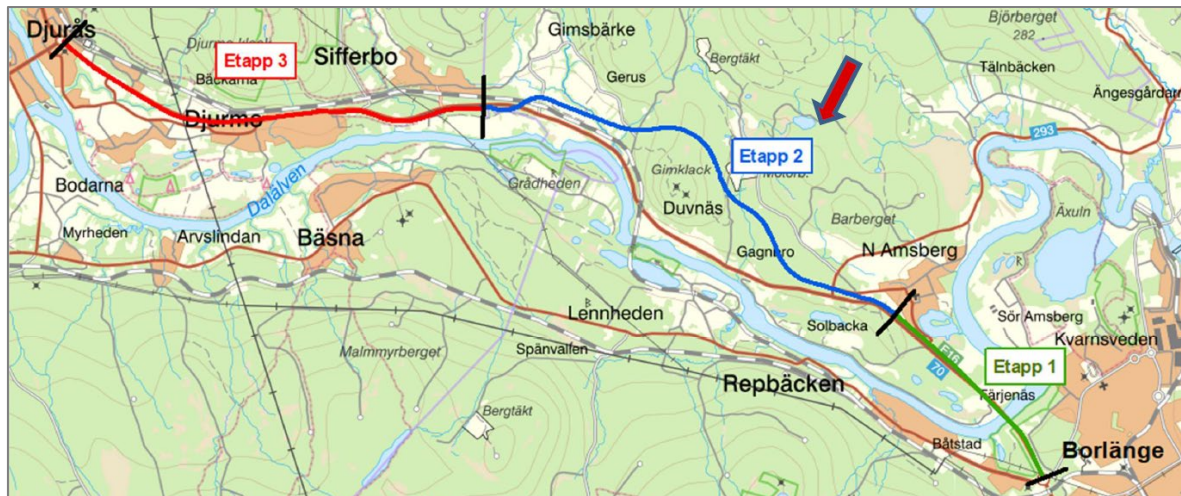
Kristianstad kommun och Bromölla kommun, Skåne Län

Ombyggnad av E22 mellan Fjälkinge och Gualöv (9 km). Ombyggnaden omfattar breddning av befintlig väg på delar av sträckan, men även av en ny vägsträckning (2,5 km). Sträckan kommer att byggas ut till motorväg med 2+2 körfält och kommer att ha en bredd på 21,5 meter. En trafikplats kommer att anläggas och tre portar byggs (fauna/vilt passage och kombinerad väg-, vilt-, gång- och cykelpassage). Dessutom föreslås en gång- och cykelbro över E22. Utöver utbyggnaden till motorväg kommer nya lokala vägar att anläggas samt nya gång- och cykelvägar. Sju fördröjnings- och infiltrationsmagasin för hantering av vägdagvatten anläggs. Relevanta miljöaspekter för denna studie inkluderar bland annat påverkan på biologisk mångfald och vattenförekomster.

MKB Vägplan, utformning av planförslag, 2018-11-21
Reviderad 2019-06-10
Ärendenummer: TRV 2015/6662

3.1.1 E16 Borlänge-Djurås

Detta vägprojekt omfattar tre etapper, varav vi har tittat på etapp 2 (ny vägsträckning mellan Borlänge och Djurås) och etapp 3 (ombyggnad av väg), se **figur 7**. Den nya vägsträckningen (etapp 2) går genom ett större sammanhängande skogsområde med inslag av myrmarker samt genom ett öppet jordbrukslandskap med mindre bäckar och vattendraget Gimån. Längst den nya sträckningen har ett flertal områden med naturvärden identifierats och skyddade arter förekommer. Trafikverket har föreslagit ett flertal anpassningsåtgärder med avseende på lokalisering och utformning av den nya vägen för att undvika intrång i höga naturvärden. De miljöaspekter som i MKB:n bedömdes påverkas var bland andra landskap, naturmiljö, vattenmiljö, markanvändning, naturresurser och ekosystemtjänster.



Figur 7 Översiktskarta av Etapp 1-3 för ny vägsträckning och ombyggnad av väg E16 Borlänge-Djurås. Källa: MKB (etapp 2).

Etapp 3 omfattar breddning av vägen, ökad hastighetsanvisning, uppförande av mitträcke och viltstängsel, en reducering av antalet utfarter och nya lösningar för gående och cyklister. Vägsträckan går genom omväxlande skogs- och jordbruksmiljö med bebyggelse nära vägen och i vissa fall har fastigheter lösts in. Etapp 3 förväntas påverka landskapsbilden i hög utsträckning, eftersom visuella och fysiska barriäreffekter (exempelvis bullerskyddande åtgärder) kommer att öka för delar av sträckan. Även konsekvenserna för ekosystemtjänster blir negativa genom att mark och naturvärden tas i anspråk och därigenom påverkar den biologiska mångfalden.

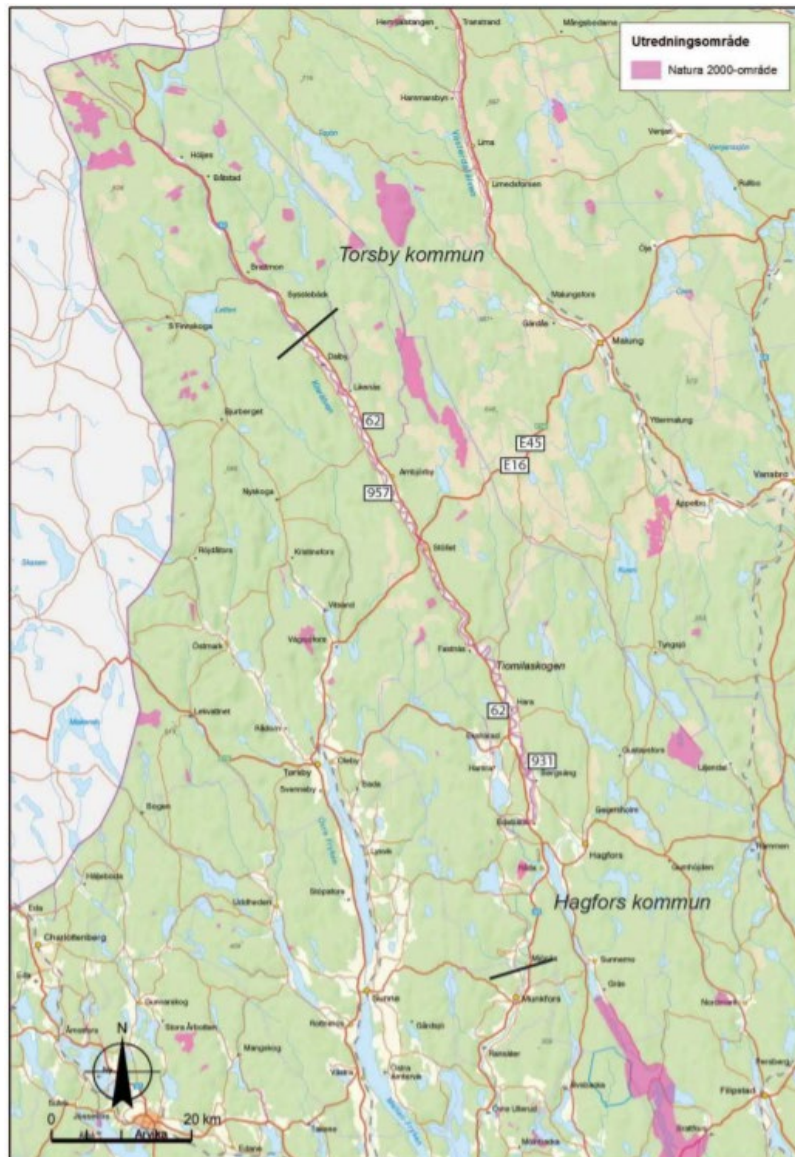
Ombyggnad och ny vägsträckning av väg E16 är ett omfattande projekt med uppdelning av större projektsträckor i flera olika planer, vilket bidrar till att det kan vara svårt att bedöma helhetsbilden. Viktiga aspekter att beakta är exempelvis naturmiljö/ekologi/arter, ekosystemtjänster och landskap. Exempelvis kommer en hel del våtmarker att tas i anspråk. Storleken på projektet bidrar till att det kan vara svårt att bedöma effekterna på landskap, vilttrörelser, ekosystemtjänster och biologisk mångfald.

3.1.2 Klarälvsdalen (väg 62)

Klarälven meandrar och orsakar därmed erosion, vilket bland annat bidrar till skador på befintliga vägar. Åtgärder kan därför vara nödvändiga för att inte riskera att vägen på vissa ställen skadas i sådan omfattning att trafiken inte längre kan fortgå. Samtidigt är erosionen ett viktigt naturvärde

som skapar unika förutsättningar för flora och fauna och den norra delen av Klarälven är utpekad som Natura 2000-område på grund av meandringen och de naturvärden som det bidrar till.

Trafikverket initierade en åtgärdsvalsstudie (ÅVS) för att studera möjliga åtgärder (erosionsskydd mm) och ta ett helhetsgrepp på infrastrukturen längs norra delen av Klarälven, se **figur 8**. Resultatet av åtgärdsvalsstudien visar på genomförbara och kostnadseffektiva åtgärder på kort och lång sikt, som kan utgöra ett underlag för den fortsatta planeringsprocessen. Åtgärdena motsvarar cirka 1,6 % av strandzonen inom Natura 2000-området. Totalt bedömdes en sträcka av cirka 4 700–5 600 m behöva erosionsskyddas i framtiden. Förutom studie av möjliga åtgärder har även de samlade, kumulativa effekterna studerats översiktligt för hela utredningsområdet.

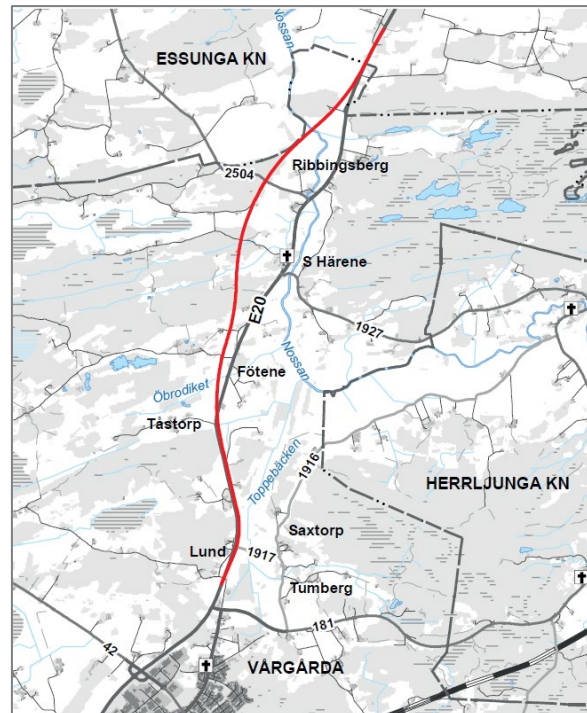


Figur 8 Utredningsområde. Studerad sträcka är väg 62, 931 och 957 mellan de svarta linjerna Källa: Åtgärdsvalsstudien för Klarälvsdalen.

3.1.3 E20 Vårgårda-Ribbingsberg

Projektet omfattar en ny vägsträckning av E20 på cirka 7,9 kilometer, där den befintliga vägen kommer att bli en lokalväg, se **figur 9**. De miljöspekter som bedömdes vara mest väsentliga att redovisa i MKB:n är landskap, naturmiljö, kulturmiljö, friluftsliv, naturresurser (skogs- och jordbruksmark, grundvatten) samt människors hälsa och boendemiljö (buller, vibrationer, luft, barriärer och trafiksäkerhet).

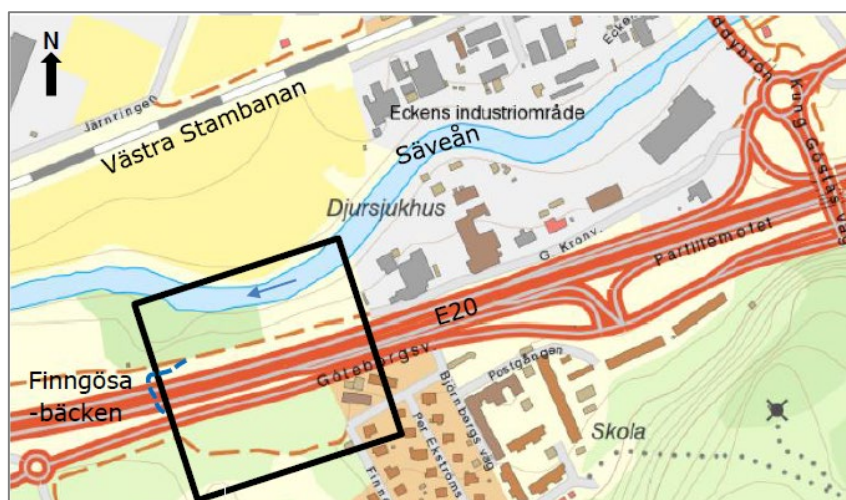
Den preliminära MKB:n fick synpunkter från Länsstyrelsen angående hanteringen av kumulativa effekter, särskilt kring hushållning med jordbruksmark. Trafikverket gjorde justeringar och pekade bland annat på svårigheten att i de enskilda vägplanerna greppa frågor som egentligen kräver en mer övergripande analys.



Figur 9 Översiktsskarta där föreslagna nya vägar E20 visas i rött. Källa: MKB.

3.1.4 E20 Finngösa

Trafikverket vill utföra stabilitetsförbättrande åtgärder ca 250 m utmed Sävån och väg E20, för att motverka skred, se **figur 10**. Dessutom planeras anläggandet av en ny trumma för Finngösabäcken under Göteborgsvägen och E20. Projektet berör Sävån och Finngösabäcken och därför söker Trafikverket tillstånd för vattenverksamhet enligt Miljöbalken kapitel 11. Även tillstånd för intrång i Natura 2000-område görs. Syftet med Natura 2000-området är bland annat att bevara de naturliga förhållandena i ån samt att bevara en lämplig livsmiljö för kungsfiskare och ett reproduktionsområde för en ursprunglig stam av atlantlax.



Figur 10 Översiktsskarta över utbredningsområdet. Källa: MKB (© Lantmäteriet, Geodatasamverkan).

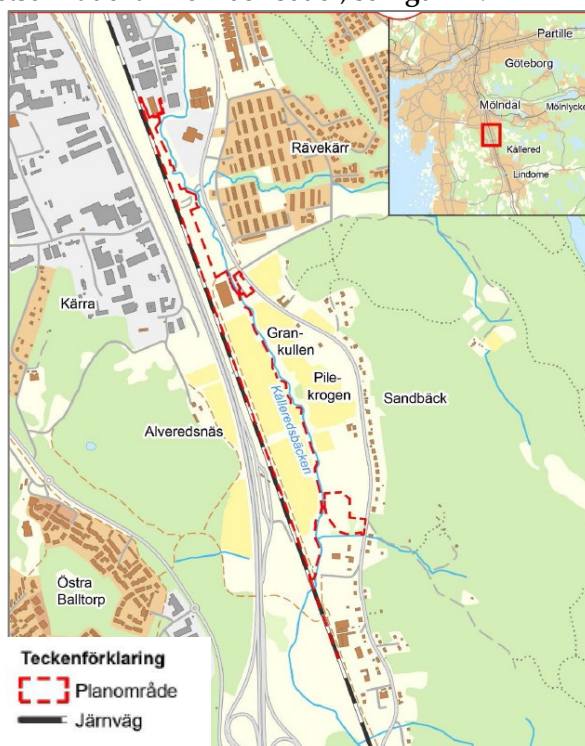
I MKB:n har Trafikverket gjort en ordentlig genomgång av kumulativa effekter eftersom den samtidigt används i prövningen av vattenverksamheten och Natura 2000. I samband med prövningen av vattenverksamheten hade Länsstyrelsen synpunkter på bedömningarna, vilket gjorde att Trafikverket utvecklade bedömningarna ytterligare.

3.1.5 Pilekrogen Uppställningsspår

Projektet omfattar uppställningsspår med tillhörande el-, signal- och teleanläggning för tågdriften. Dessutom anläggs ett förbigångsspår längs Västkustbanan, samt två nya anslutningsvägar med broar över Källeredsbäcken. Planområdet omfattar således även områden öster om Källeredsbäcken och sträcker sig in i verksamhetsområdena i norr och söder, se **figur 11**.

Bygget görs längs med ett mindre vattendrag (Källeredsbäcken), vars avrinningsområde är hårt exploaterat och inte klarar kraven för ekologisk status. Utöver uppställningsspåren finns flera planerade åtgärder som påverkar bäcken och dess närområde.

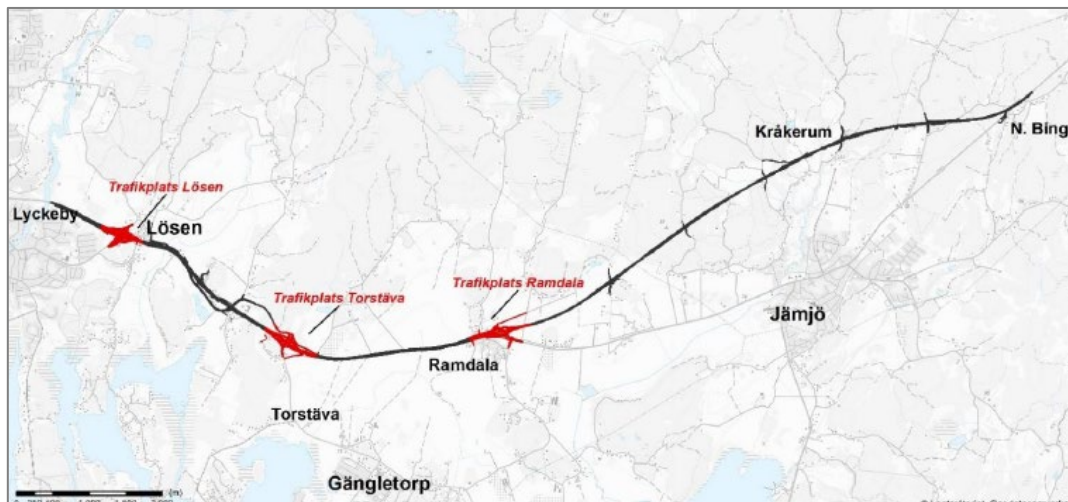
Projektet omfattar en storskalig anläggning, och kumulativa effekter kopplat till MKN för vatten förväntas vara av stor vikt. Det finns även översvämningssproblem, bland annat orsakat av den hårda exploateringen (takytor och hårdgjorda ytor). Men även upplevelse av landskapet samt buller är intressanta miljöaspekter, bland annat eftersom uppställningsspåren omfattas av Naturvårdsverkets riktvärden för industribuller. Trafikverkets projekt ligger först i kedjan av en mängd planerade projekt, men ingen åtgärd är beslutad.



Figur 11 Planområde för uppställningsspår Pilekrogen. Källa: MKB.

3.1.6 E22 Lösen-Jämjö

Detta vägprojekt omfattar utbyggnad av E22 på delen Lösen-Jämjö (ca 15 km). Delar av vägsträckan får en ny sträckning och tre trafikplatser byggs längs sträckan, se **figur 12**. Dessutom byggs ett lokalvägnät ut parallellt med E22.

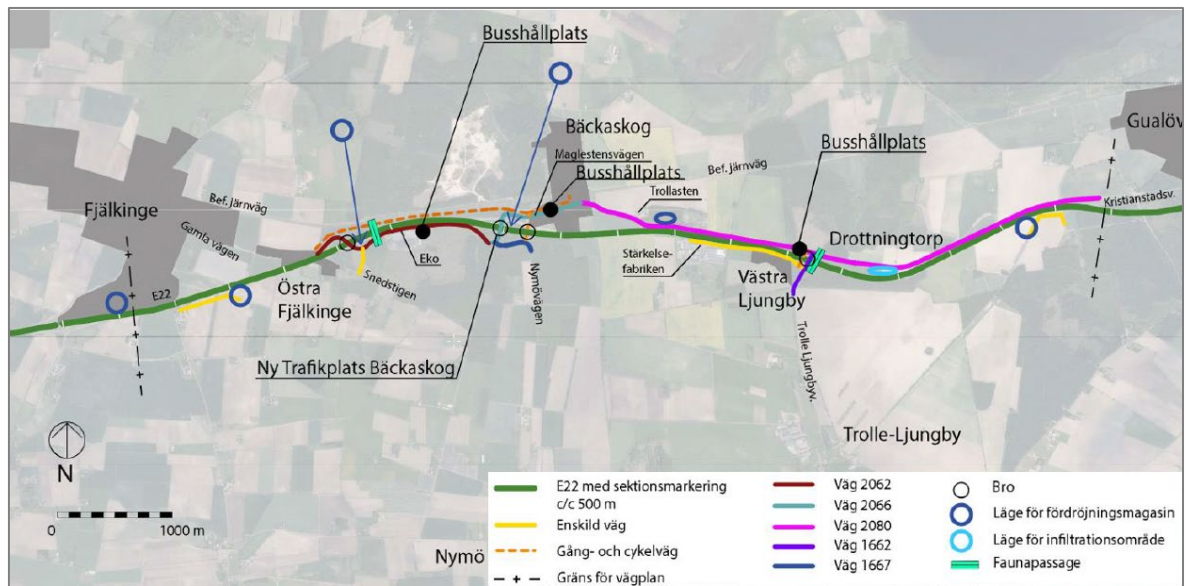


Figur 12 Översiktskarta av planförslaget. Källa: MKB.

Projektet förväntas få konsekvenser för landskapsbilden, med tanke på de stora förändringar som sker i och med utbyggnaden. Boendemiljön (buller och vibrationer) påverkas också av vägprojektet. Väganläggningen tar skogs- och jordbruksmark i anspråk och även kultur- och naturmiljön bedöms påverkas negativt på grund av barriäreffekter och intrång i värdefulla naturmiljöer. Även rekreation och friluftsliv påverkas negativt på grund av intrång i rekreationsområden. Konsekvenserna för ytvatten bedöms däremot överlag som positiva i och med åtgärder (diken) för rening av dagvattnet, även om konsekvensen för vissa ytvatten kommer att vara negativ. Trafikverket har valt att söka tillstånd på grund av grundvattensänkningar och dagvatten. Utbyggnaden bedöms ge upphov till såväl tillfälliga som permanenta grundvattennivåsänkningar som potentiellt kan komma att påverka vattennivåerna i enskilda brunnar. Klimatanpassningsåtgärder förväntas minska risken med översvämningar.

3.1.7 E22 Fjälkinge-Gualöv

Projektet omfattar ombyggnad av E22 (breddning av befintlig väg) mellan Fjälkinge och Gualöv (6,5 km) samt en ny vägsträckning (2,5 km, Östra Fjälkinge - Bäckaskog). En trafikplats kommer att anläggas och tre portar byggs under den nya vägen (fauna/vilt passage och kombinerad väg-, vilt-, gång- och cykelpassage). Dessutom kommer en gång- och cykelbro, samt nya lokala vägar och infiltrationsmagasin för hantering av vägdagvatten att anläggas (**figur 13**).



Figur 13 Översiktsskarta över utbyggnaden av E22 mellan Fjälkinge och Gualöv. Källa: MKB

Projektet förväntas få små konsekvenser på landskapsbilden, eftersom den nya vägsträckan ligger i skogen, däremot kommer faunastängsel och bullerskärmar att påverka landskapsbilden i befintlig sträckning där landskapet är öppet. Skyddsvärda naturmiljöer bedöms påverkas, och även jordbruket till viss del, då vägen breddas i jordbrukslandskapet.

3.1.8 Kumulativa effekter i MKB

De flesta fallstudierna nämner och beaktar kumulativa effekter i MKB, se **tabell 3**, men två av fallstudierna nämner inte begreppet "kumulativa effekter" överhuvudtaget (E22 Lösen-Jämjö och E22 Fjälkinge-Gualöv). Detta beror antingen på:

- 1) Man har (medvetet eller omedvetet) inte har beaktat det.
- 2) Man har bedömt att det inte förkommer några kumulativa effekter.
- 3) Man har beaktat kumulativa effekter utan att använda sig av själva begreppet.

Notera att vi just här undersöker begreppsanvändningen snarare än den bredare hanteringen av miljöeffekter där kumulativa effekter implicit kan inkluderas i ett miljövärdescentrerat perspektiv. De båda MKB som inte nämner kumulativa effekter har inkluderat klimatanpassning (beaktande av översvänningsrisk till följd av 100-årsflöden), vilket är en kumulativ effekt. Således beaktar man kumulativa effekter även i dessa fallstudier, utan att använda sig av det specifika begreppet "kumulativa effekter" i MKB:n. Men för övriga miljöaspekter tolkar vi det som att de båda MKB:erna för E22 (Lösen- Jämjö och Fjälkinge-Gualöv), medvetet eller omedvetet inte har beaktat kumulativa effekter. Inte desto mindre nämner en av MKB:erna faktiskt begreppet "kumulativa miljöeffekter" i sin "begreppslista", utan att nämna begreppet i övriga delar av MKB:n. Vi menar vidare att det borde vara relevant att beakta kumulativa effekter för de båda projekten, exempelvis med avseende på påverkan på grundvattnet, och hänsyn till övriga tänkbara förändringar i området med avseende på klimatförändringar och/eller andra potentiella projekt, där den gemensamma påverkan på grundvattenkvalitet och kvantitet kan vara relevant att ta hänsyn till.

I övrigt har samtliga fallstudier beaktat kumulativa effekter i någon utsträckning. Fyra av fallstudierna (E16 Borlänge-Djurås – etapp 3, Klarälvsdalen och E20 Vårgårda-Ribbingsberg) har

till och med ett separat kapitel om kumulativa effekter, där kumulativa effekter för ett flertal miljöaspekter redovisas. Övriga fallstudier som redovisar kumulativa effekter har "bakat in det" i bedömningen av de olika miljöaspekterna. En av dessa fallstudier har dock ett separat kapitel om "Antaganden om Kumulativa Effekter" (E16 Borlänge-Djurås – etapp 2). När det gäller E16 (etapp 2 och 3), så har man till och med definierat kumulativa effekter i termer som "additiva, positiva kumulativa effekter", "additiv negativ påverkan" och "motverkande", vilket tyder på att man här har försökt klassificera de kumulativa effekterna.

Tabell 3 *Sammanfattning av hur kumulativa effekter hanteras i fallstudiernas MKB.*

Fallstudie	Kumulativa effekter
E16 Borlänge-Djurås – etapp 2	Effekter som eventuellt är kumulativa inom projektet har vägts samman i den samlade bedömningen inom respektive miljöaspekt. (naturmiljö, vattenmiljön, buller, risk och säkerhet, övriga miljöaspekter). Separat kapitel om "Antaganden om kumulativa effekter".
E16 Borlänge-Djurås – etapp 3	Separat kapitel om "Kumulativa och indirekta effekter". Följande fem aspekter beaktas: Naturmiljö Kulturmiljö Vattenmiljö Befolkning och människors hälsa Markanvändning och naturresurser
Klarälvsdalen	Separat kapitel om kumulativa effekter, som framförallt hanterade följande aspekter: Naturmiljö Vattenmiljö
E20 Vårgårda-Ribbingsberg	Separat kapitel om kumulativa effekter. Följande sex aspekter beaktas: Naturmiljö Hushållning med mark Kulturmiljö Vatten, geoteknik och klimat Kommunal planering Människors hälsa och välbefinnande
E20 Finngösa	Kumulativa effekter av sökt åtgärdsalternativ och pågående eller utförda projekt i Säveån beaktas.
Pilekrogen	Separat kapitel om kumulativa effekter (på grund av andra verksamheter). Följande aspekter beaktas: Upplevelse av landskapet Naturmiljö, kulturmiljö och markanvändning Rekreation och friluftsliv Människors hälsa & säkerhet (buller och vibrationer) Markmiljö (föroreningar) Klimatpåverkan Påverkan på tåginfrastrukturen
E22 Lösen-Jämjö	Kumulativa effekter nämns inte i MKB.
E22 Fjälkinge-Gualöv	Kumulativa effekter nämns inte i MKB.

3.1.9 Tidsperspektiv och influensområde

I de flesta fallstudierna definierar man i MKB:n att influensområdet motsvarar det närliggande område som på ett eller annat sätt påverkas av föreslagna åtgärder. Influensområdet är större än utbredningsområdet och varierar beroende på vilken miljöaspekt som studeras. De flesta fallstudierna har ett prognosår/horisontår omkring 2040–2045, vilket motsvarar ett tidsperspektiv på 20–25 år. En fallstudie (E20 Finngösa) har tidsperspektivet 50 år, utifrån att området då ska ha återgått till ett naturligt tillstånd.

Många av fallstudierna nämner klimatanpassning, och i detta sammanhang tillämpar man ofta ett tidsperspektiv som är längre än prognosåret/horisontåret, exempelvis baserat på översvämningssrisker på grund av 50-, 100- eller 200-årsflöden. När det gäller klimatanpassning (se kapitel 3.2.4) tillämpar man således ett längre tidsperspektiv än det som har definierats som prognosår eller horisontår. Vi tolkar det som att tillgängligheten på relevanta prognoser/scenarier för översvämningssrisker gör det möjligt att beakta detta långa tidsperspektiv. Detta visar att man gärna tillämpar ett längre tidsperspektiv för klimatförändringar om det finns tillförlitliga prognoser för detta.

3.1.10 Nollalternativ

Samtliga fallstudier presenterar nollalternativet i ett eget avsnitt. I lejonparten av fallstudierna (E16 Borlänge-Djurås – etapp 2 och etapp 3, E20 Finngösa, E22 Lösen-Jämjö och E22 Fjälkinge-Gualöv) begränsas nollalternativet till utvecklingen för den aktuella vägsträckan och hur den förändringen påverkar omgivande miljövärden. Det kan både röra sig om såväl ökad trafikmängd som skredrisk. Med de här avgränsningarna hamnar nollalternativens fokus på de uteblivna nyttor som de sökta projekten syftar till att åstadkomma. Det är inte alla miljöaspekter som påverkas av nollalternativen. Miljöbedömningarnas tyngdpunkt är därför tydligt förskjutet mot nuläget, som omfattar samtliga prioriterade miljöaspekter. En annan konsekvens av de här avgränsningarna är att det sökta alternativet framstår som mer gynnsamt än nollalternativet för de miljöaspekter där den jämförelsen kan göras.

Pilekrogen sticker ut ur mängden genom att ha ett mycket mer välutvecklat nollalternativ än övriga fallstudier. Nollalternativbeskrivningen överensstämmer väl med den omfattning som vi förordar. Utöver att beskriva hur trafiksituationen kommer att förändras tar omfattningen av nollalternativet beskrivningar av den exploatering som förväntas ske oberoende av det sökta projektet. Med hänvisning till gällande översiktsplan konstateras att markanvändningen i området delvis kommer att förändras. Vidare beskrivs hur framkomlighet och upplevelse av landskapet också kommer att påverkas av att specifikt projekt färdigställs och ett annat inte genomförs, eftersom det är avhängigt det sökta alternativet. Pilekrogens nollalternativ ger också ett exempel på logikkedjan drivkraft-aktivitet-påverkan, om än utan hänvisning till DAPSIR-metoden (sid. 83):

Nederbörds mängden förväntas öka som en följd av pågående klimatförändringar [drivkraft]. (...) På grund av områdets geologiska förutsättningar krävs förstärkningsåtgärder, såväl väster som öster om Källeredsbäcken för att det ska vara möjligt att exploatera marken [aktivitet]. Förstärkningsåtgärder, i form av exempelvis pålning eller KC-pelare, kan medföra påverkan på grundvattennivåer och kvalitet, främst i byggskedet [påverkan].

E20 Vårgårda-Ribbingsberg intar en mellanställning genom att i konsekvensbedömningen av naturvärden ta upp ett antal påverkansfaktorer som är oberoende av det sökta projektet (sid. 83–84):

I nollalternativet bedöms områden med naturvärden utvecklas som i dagsläget, med eventuella förändringar till följd av utveckling av åkerbruk, skötsel av skogsmark samt igenväxning av betesmarker på grund av för svag hävd. Till exempel kan avverkning innebära stor påverkan på naturvärden i skogsmark. (...) Förutom den framtida markanvändningen kan naturvärdena i området påverkas av mer storskaliga processer såsom klimatförändringar, kvävenedfall, försurning med mera.

De olika fallstudiernas hantering av nollalternativen sammanfattas i **tabell 4**.

Tabell 4 Sammanfattning av hur nollalternativet hanteras i fallstudiernas MKB.

Fallstudie	Nollalternativets omfattning	Redovisning i MKB
E16 Borlänge-Djurås – etapp 2	Ökad trafik på E16. Utpekade riskobjekt åtgärdas inom utredningsområdet, utöver normalt underhåll. Bedömda effekter och konsekvenser av dessa åtgärder redovisas däremot inte explicit.	Eget avsnitt i kap. 3 Metod för miljöbedömning samt kortfattade avsnitt för respektive miljöaspekt i kap. 7 Miljöförhållanden samt påverkan, effekter och konsekvenser av projektet.
E16 Borlänge-Djurås – etapp 3	Ökad trafik på E16. Utpekade riskobjekt åtgärdas inom utredningsområdet, utöver normalt underhåll. Kommunens planerade exploatering i Tåktberget genomförs. Bedömda effekter och konsekvenser av dessa åtgärder redovisas.	Eget avsnitt i kap. 4 Alternativredovisning. I övrigt endast implicit, som jämförelse för övriga alternativ.
Klarälvsdalen	Åtgärdsvalsstudier använder inte nollalternativ på samma vis som MKB. Det framgår ändå att bland annat väg 62 på sikt hotas av pågående meandering inklusive erosion i Klarälven.	
E20 Vårgårda-Ribbingsberg	Ökad trafik på E20, vilket leder till förstärkt barriäreffekt, ökad risk för olyckor samt försämrade upplevelse av kulturmiljön. För miljöaspekten naturmiljö tas också eventuella förändringar till följd av utveckling av åkerbruk, skötsel av skogsmark samt igenväxning av betesmarker på grund av för svag hävd upp tillsammans med klimatförändringar, kvävenedfall, och försurning.	Eget avsnitt i kap. 3 Vägförslag samt kortfattade avsnitt för respektive miljöaspekt i kap. 4 Miljövärden – konsekvenser.
E20 Finngösa	Inga stabilitetsförbättrande åtgärder vidtas och erosionen fortgår. Nollalternativet antar att det till sist orsakar ett skred som drar med sig väg E20 och Göteborgsvägen.	Del av kap. 2 Bakgrund (inkl. nollalternativ och syfte).
Pilekrogen	Beskrivning av hur markanvändning och exploatering av projektområdet, trafikmängden samt klimatet kommer att förändras fram till horisontåret. Konsekvensbedömningar för	Eget avsnitt i kap. 5. Avgränsning och metod samt eget kap. 14. Nollalternativet som redovisar en samlad miljöbedömning av nollalternativet.

Fallstudie	Nollalternativets omfattning	Redovisning i MKB
	framkomlighet i området, landskapsbild, kulturmiljö, avrinning, grundvatten, naturmiljö, markföroreningar och utsläpp av växthusgaser.	
E22 Lösen-Jämjö	Ökad trafik på E22. Trafikökningen förstärker vägens barriäreffekt för djurliv och rörligt friluftsliv. Kvarstående översvämningsrisk vid Ramdala.	Eget avsnitt i kap. 4 Alternativ samt kortfattade avsnitt för respektive miljöaspekt i kap. 6. Påverkan, effekter och konsekvenser.
E22 Fjälkinge-Gualöv	Ökad trafik på E22, vilket leder till ökad risk för olyckor, försämrad boendemiljö samt förstärkt barriäreffekt för djurliv och rörligt friluftsliv.	Eget avsnitt i kap. 4. Utredda alternativ, anges som jämförelsealternativ i kap. 5. Nollalternativ och utbyggnadsalternativ samt kortfattade avsnitt i konsekvensbedömningarna av respektive miljöaspektavsnitt i kap. 6–13.

3.2 Applicering av ramverk

I följande avsnitt går vi igenom det tidigare föreslagna ramverket för analys av kumulativa effekter med avseende på utvalda miljöaspekter. Vi beskriver metodologiska frågeställningar för respektive miljöaspekt och undersöker innebörden med hjälp av fallstudier. Om inget annat anges är informationen i följande avsnitt hämtad från befintliga MKB eller åtgärdsvalsstudier.

3.2.1 Påverkan på landskap

3.2.1.1 Metod

I detta avsnitt syftar landskapet på ett geografisk sammanhängande områden som kan rymma en lång rad olika miljövärden. Enskilda miljövärden diskuteras i senare avsnitt medan vi här diskuterar landskapet som en helhet som inte utan vidare kan delas upp i självständiga delar. Inte desto mindre finns mer eller mindre sammanhängande områden av olika karaktär som utsätts för kumulativ påverkan över tid när olika verksamheter och annan miljöpåverkan sker i ett område. Fokus för analysen av påverkan på landskapet är hur kumulativa effekter av fragmentering och förlust av sammanhängande arealer kan bedömas i ett miljövärdescentrerat perspektiv. Det betyder att det föreslagna angreppssättet i första hand fokuserar på miljövärden snarare än på andra verksamheter. De föreslagna analysstegen illustreras med exempel från tre fall, nämligen E20 Vårgårda-Ribbingsberg, E16 Borlänge-Djurås samt Pilekrogen.

Steg 1. Avgränsning av områdestyper och identifiering av kärnvärden

Den första frågan i en miljövärdescentrerad analys av landskapspåverkan handlar om att ringa in vilka miljövärden som riskerar att fragmenteras. För att svara på det behöver utredningsområdet delas in i delområden med gemensam karaktär. Målet är att identifiera och avgränsa sammanhängande områden (skog, åkerlandskap, mosaiklandskap, sjö, myr) som kan utsättas för kumulativ påverkan. I många existerande landskapsanalyser i MKB för infrastrukturprojekt beskrivs och definieras *landskapstyper* och *karaktärsområden* längs den tänkta sträckningen. Dessa kan utgöra ett underlag för indelning och avgränsning av delområden. Exempel på beskrivna

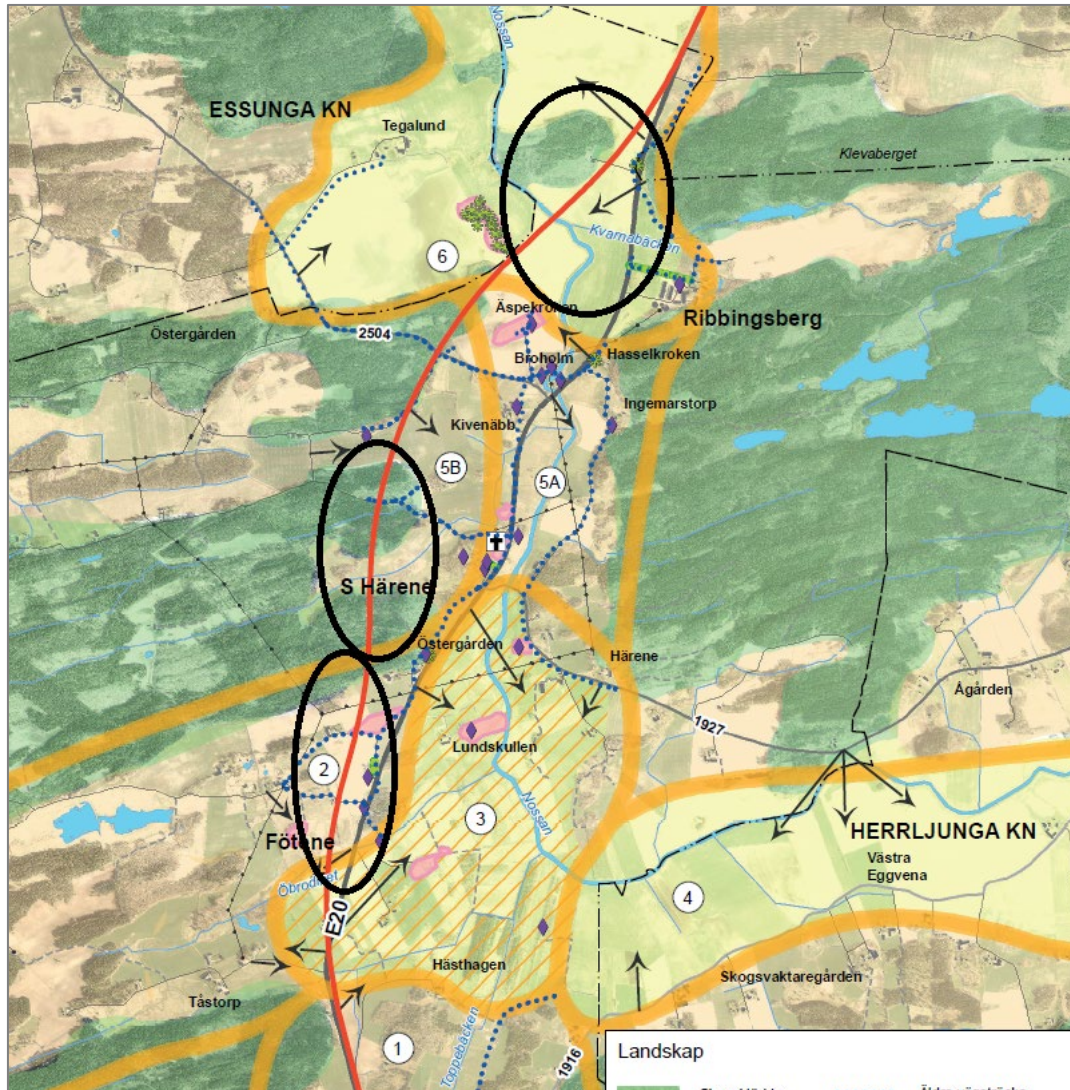
områdestyper är skog (i E20 Vårgårda-Ribbingsberg och E16 Borlänge-Djurås), öppna landskap (slättlandskap E20 Vårgårda-Ribbingsberg, mindre öppna landskap E16 Borlänge-Djurås) och igenväxande gräsmarker (Uppställningsspår Pilekrogen). Den följande genomgången utgör endast exempel på avgränsningar och kärnvärden som bygger på de befintliga MKB:erna och som skulle kunna utvecklas betydligt mer i framtida MKB.

Ett sammanhängande områdes storlek är i sig en indikator för miljövärdet. Detta innebär förvisso inte att storleken i sig räcker för att bedöma hur värdefullt ett område är. För att bedöma betydelsen av påverkan behöver dessutom kärnvärden identifieras som kan beröras av den tänkta verksamheten. Olika kärnvärden är olika känsliga för fragmentering. För varje delområde behöver viktiga värden pekas ut. Detta kan ske både schablonmässigt och specifikt. Schablonmässigt kan exempelvis sägas att skog alltid utgör habitat, och öppna landskap alltid innehåller siktlinjer som påverkar upplevelsen av landskapet. Specifikt kan särskilda värden som pekas ut i MKB:ns beskrivning av landskapet inkluderas, exempelvis viktiga friluftsområden eller jakt, förekomst av bevarandevärda arter med mera. Vidare behöver särskilt utpekade natur- och kulturvärden tas med. Viktiga kärnvärden som pekas ut i MKB är habitat och rekreation, och öppna utblickar nämns som värden i både E20 Vårgårda-Ribbingsberg och E16 Borlänge-Djurås.

Steg 2. Analys av påverkan

När områden och kärnvärden avgränsats är det möjligt att geografiskt kvantifiera dessa. Översiktligt låter sig detta göras med hjälp av enkel kartmetodik. De sammanhängande arealernas storlekar kan beräknas liksom hur storlekarna påverkas av de vägar eller järnvägar som planeras. På samma sätt kan längden på siktlinjer i landskapet uppskattas utifrån kartor. Det går naturligtvis att genomföra sådan kvantifiering mer exakt med andra metoder om detta anses fördelaktigt, exempelvis finns det kvalitativa skillnader mellan olika typer av fragmentering (små vägar, stora vägar, bebyggelse etcetera). Arealförlust, för vägar och järnvägar ofta snarare avstyckning av mindre områden, kan vidare relateras kvantitativt till ursprungliga arealens storlek liksom till förekomsten av habitattypen i landskapet som helhet. Förlorad obruten siktlinje eller åsträcka kan också kvantitativt relateras till ursprunglig obruten siktlinje eller åsträcka. I det följande ges några exempel ifrån de valda fallen. Kartmaterial från MKB eller samrådsunderlag i kombination med digitala kartor (Eniro, Google Maps) har använts för arealberäkningar.

I **figur 14** visas de sammanhängande arealer som delas av den nya vägsträckning som planeras för E20 Vårgårda-Ribbingsberg och för de inringade områdena har vi gjort grova arealuppskattningar.

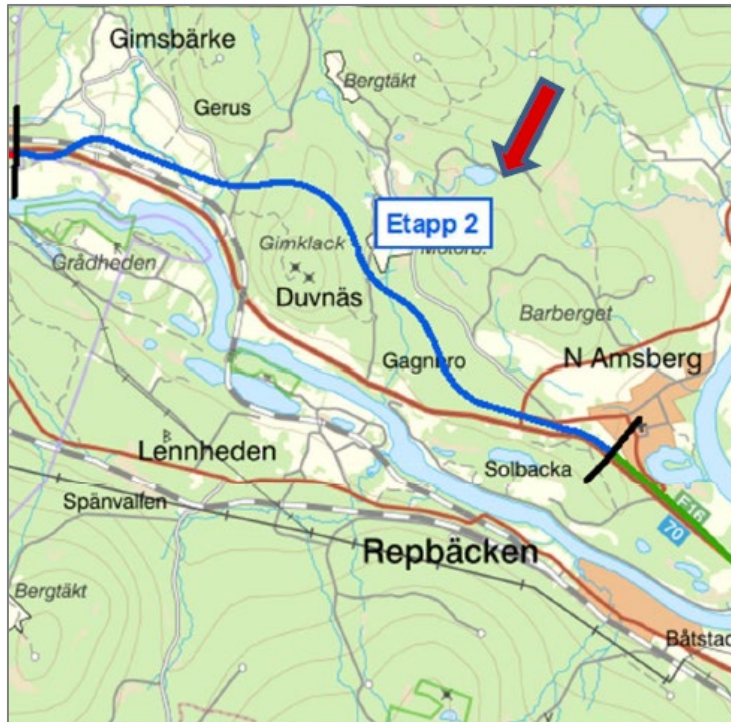


Figur 14 Karta över vägförslag E20 Vårgårda-Ribbingsberg uppdelat i karaktärsområden. Från MKB Vägplan daterad 2019-11-22.

Det område som kallas Område 2 utgörs av ett mosaiklandskap mellan Tåstorp och Fötene. I sin helhet mäter detta område ca 6 km² mosaikartat landskap obrutet av större vägar. Området skärs av i SV av väg 42 och i NO av E20. Av detta skärs ca 0,35 km² (knappt 6 %) av genom ny sträckning.

Område 5 består av ett mosaiklandskap vid Södra Härene. I västra delen av området finns ett 33 km² obrutet område skogsklädda bergshöjder. Av detta skärs ca 0,45 km² bort (knappt 1,5 %) av den planerade vägen.

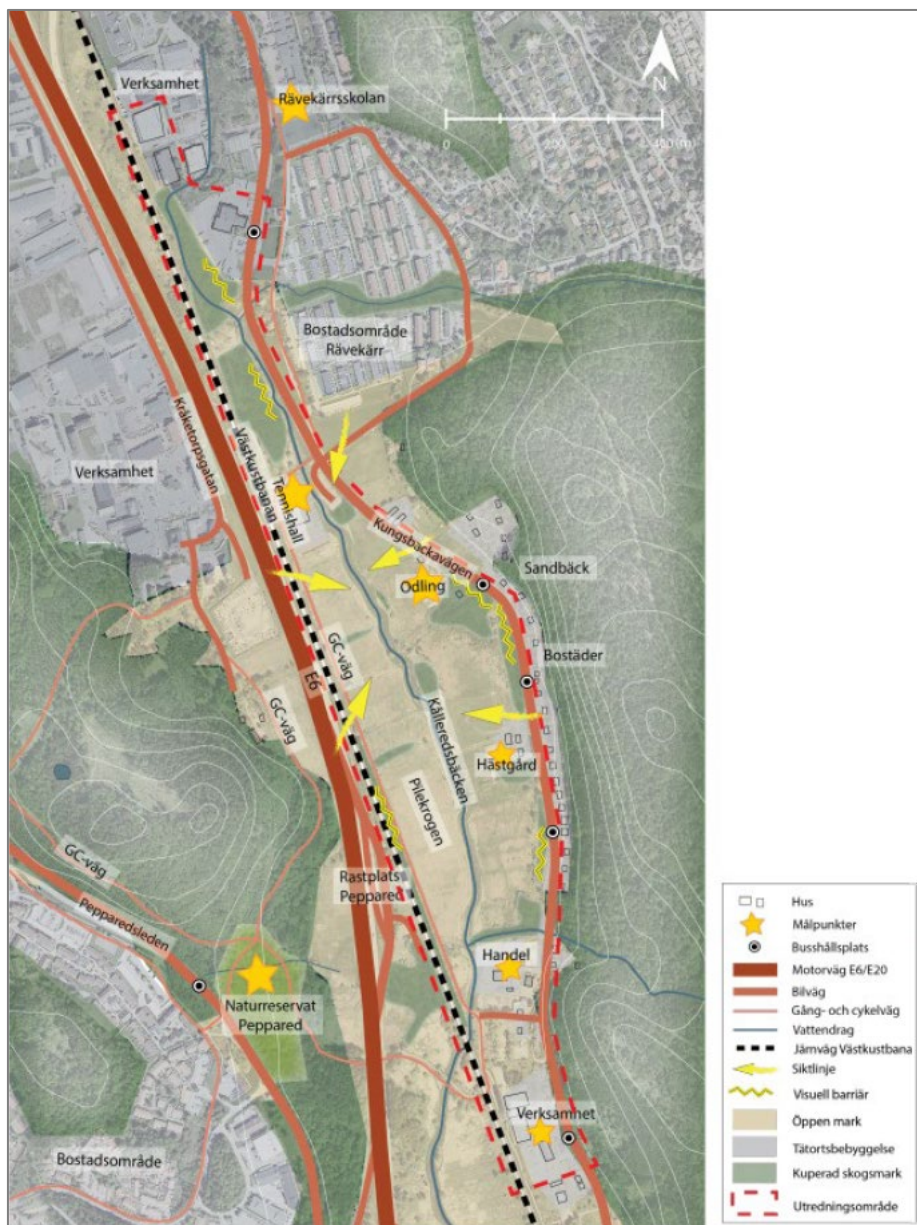
Område 6 omfattar omkring 4,75 km² obruten slätt vid Ribbingsberg och Tegalund. Av detta skärs ca 0,45 km² bort (ca 9 %) av den planerade vägsträckningen. Eftersom området är långsmalt i nord-sydlig riktning bedömer vi inte att den obrutna siktlinjen påverkas särskilt mycket av detta i huvudriktningen. I öst-västlig riktning blir det dock en märkbar påverkan då siktlinjen minskar med 700 meter från 1,9 till 1,2 km (37 %).



Figur 15 Avgränsning av aktuell vägsträcka för E16 Borlänge-Djurås (etapp 2). Från MKB daterad 2020-09-21.

Vid ny sträckning av E16 Borlänge-Djurås – etapp 2 kommer bergsformationen Gimklack att skäras av från det större skogsområdet i norr (**figur 15**). Det skogsområdet som berörs kan uppskattas till ca 360 km² sammanhängande, avgränsat av E16, väg 70, väg 293, väg 69 och samhällena Insjön, Sågmyra och Grycksbo. I princip fortsätter skogen ännu längre norrut men bedöms utanför nämnda avgränsning inte tillhöra detta sammanhängande område. Den skogsklädda delen av området mellan befintlig och föreslagen sträckning av E16, med Gimklack i centrum, mäts upp till 2,4 km², dvs mindre än 0,7 % av hela skogsområdet.

Det öppna området söder om Gimsbärke mäter 1,45 km². Av detta skärs ungefär 0,16 km² av av ny vägsträckning, eller ca 11 % av området.



Figur 16 Landskapet vid Uppställningsspår Pilekrogen. Från preliminär MKB Järnvägsplan daterad 2021-05-19.

Vid Pilekrogen (**figur 16**) påverkas en mindre mängd skog, men i synnerhet påverkas en väsentlig del av det öppna området öster om befintlig järnväg och väster om Källeredsbäcken. I detta område finns gott om barriärer, bland annat järnvägen, bäcken och bebyggelse. Det öppna området omfattar omkring 525 000 m², varav 200 000 obrutet mellan Kungsbackavägen och järnvägen (men med Källeredsbäcken mitt i). Ca 100 000 m² av detta obrutna landskap utgörs av planområdet. Exakt hur bebyggelsen inom planområdet kommer att se ut är inte helt klart, men helt klart berörs en stor del – runt 50 % av det obrutna landskapet och nära 20 % av det större öppna landskapet.

Steg 3. Bedömning

Det är inte uppenbart hur den kvantitativa påverkan som beräknades i föregående steg bör bedömas. Ett första steg i bedömningen är dock att redovisa hur det planerade projektet påverkar storleken på sammanhängande områden. Tillsammans med andra fragmenterande verksamheter

och påverkansfaktorer uppstår en kumulativ påverkan som därefter kan bedömas. Denna påverkan finns indirekt medräknad genom att de sammanhängande områdenas storlek avgörs av alla angränsande påverkansfaktorer. Generellt kan sägas att större sammanhängande områden och begränsad fragmentering är faktorer som ger ett positivt miljövärde – i kombination med andra kvaliteter. Ett stort sammanhängande område är definitionsmässigt relativt lite påverkat av fragmentering och kan därmed anses ha ett relativt stort värde jämfört med mindre områden av samma karaktär. Ju större andel av ett område som skärs av desto sämre ur miljösynpunkt. För mindre områden gäller att de riskerar att reduceras under kritiska arealstorlekar. Kritiska arealstorlekar kan exempelvis vara revirstorlekar för olika organismer. 20–100 ha är ganska vanliga krav för större arter (fåglar, däggdjur). 0,5–5 ha kan gälla för insekter och kärlväxter (se vidare avsnitt 2.1.2.1). Som en schablon för utvärdering av fragmentering utifrån påverkad areal föreslår vi följande kriterier:

- Stor konsekvens: >10 % av arealen
- Måttlig konsekvens: 5–10 % av arealen
- Liten konsekvens: <5 % av arealen

En sådan skala bör i princip kunna gälla oavsett ursprunglig storlek. Ett redan fragmenterat landskap blir ännu mer fragmenterat vid små ingrepp, medan ett obrutet landskap kan vara mer resilient. Utöver en sådan kvantitativ bedömning behövs även en kvalitativ diskussion om betydelsen av fragmentering och kumulativa effekter. I en diskussion är det också rimligt att exempelvis notera om gränser för revirstorlekar av förekommande växt- och djurarter passeras.

3.2.1.2 Resultat

Utifrån tillgänglig information i fem av de fall som ingått i denna studie kan bedömningar göras översiktligt. I **tabell 5** redovisas exempel på dominerande områdestyper, kärnvärden och resultat från kvantifiering och bedömning enligt föreslagna kriterier. Områdestyper och kärnvärden är hämtat från befintliga underlag medan kvantifiering och bedömning tagits fram i detta projekt.

Tabell 5 *Sammanfattande beskrivning av utfall för påverkan på landskap.*

	Dominerande områdestyper	Exempel på kärnvärden	Kvantifiering	Bedömning
E22 Lösen-Jämjö	Småskaligt kulturlandskap	Rekreation, friluftsliv, jordbrukslandskap med utblickar	Svårt att beräkna i ett redan småbrutet landskap	Ej utvärderat
Pilekrogen	Delvis öppet landskap, Vattendrag (Källeredsbäcken)	Biodiversitet, rekreation	20–50 % av öppet landskap fragmenteras	Stor konsekvens
E20 Finngösa	Vattendrag	Fiske, båtliv, paddling	0,2 % av Sävåns totala strandzon/längd; 0,4 % av grönområden i området	Liten konsekvens
E16 Borlänge-Djurås	Vatten, Åkermark, Annan öppen mark (igenväxningsmark, hyggen) och Barr- och blandskog	Landskap med utblickar, nyckelbiotoper, rekreation och friluftsliv	0,7 % av skogsområde. 11 % av åker.	Liten och stor konsekvens
E20 Vårgårda-	Skogsklädda bergshöjder, Öppet	Landskap med utblickar, vilt,	1,5 % av skogsområde, 9 % av	Liten, måttlig och stor

	Dominerande områdestyper	Exempel på kärnvärden	Kvantifiering	Bedömning
Ribbingsberg	slättlandskap, Mosaikartad slätt samt Småkuperat mosaiklandskap	rekreation	obruten slätt, 37 % av siktlinje	konsekvens

Bland de valda fallen fanns inget exempel på omfattande fragmentering av mer opåverkad natur, vilket i dessa fall troligtvis åtminstone delvis är en konsekvens av en medveten planering av vägsträckningar. Däremot har stora konsekvenser för öppna, brukade landskap konstaterats i två fall. I dessa fall har detta främst betydelse för landskapsbilden och de öppna siktlinjerna, men antagligen inte för den generella tillgängligheten eftersom områdena inte används för rekreation. Exempelvis uppges grönområdet i Pilekrogen vara relativt övervuxet och otillgängligt och troligen inte används för rekreation eller friluftsliv. De areaberäkningar som använts för vår analys finns i nuläget inte med i de befintliga miljöbedömningarna och samrådsunderlagen, men är lättillgänglig via digitala kartmaterial och skulle enkelt kunna inkluderas i framtida miljöbedömningar. Även om konsekvenserna i de här undersökta projekten inte påvisat stora konsekvenser på landskapsnivå (dock lokalt stor konsekvens vid Pilekrogen) så skulle metodiken kunna användas för att kvantifiera mer omfattande effekter på landskapet vid större vägdragningar, nya stambanor för järnvägar där det är sannolikt att större konsekvenser skulle påvisas.

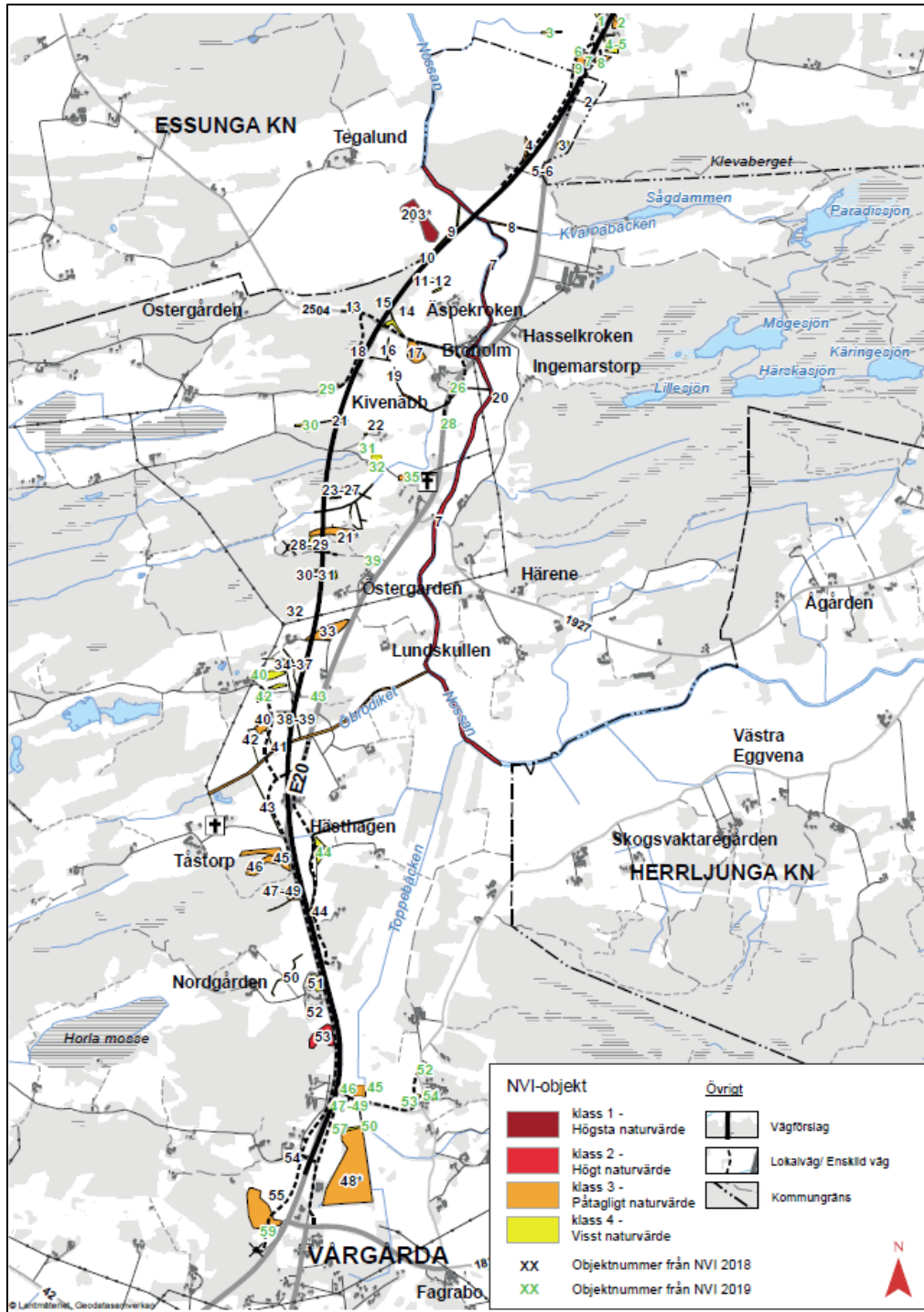
3.2.2 Biologisk mångfald

3.2.2.1 Metod

Fokus för analysen av påverkan på biologisk mångfald är livsmiljöer, särskilt hänsynskrävande arter och övriga biologiska värden. Med det avses en kombination av landskapet (variation mellan olika naturtyper och landskap) och utpekade specifika värden, till exempel förekomst av jätteträd eller rödlistade arter (variation mellan olika arter). För att illustrera den här bredden används exempel från fem av fallstudierna, E20 Vårgårda-Ribbingsberg, E22 Lösen-Jämjö, E22 Fjälkinge-Gualöv, E20 Finngösa och E16 Borlänge-Djurås – etapp 2 och 3. Enligt gängse praxis vid den här typen av miljöbedömningar ingår däremot inte den genetiska variationen hos individer inom en art.

Steg 1. Avgränsning av livsmiljöer, särskilt hänsynskrävande arter och övriga biologiska värden

Utgångspunkten för avgränsningen, även med ett miljövärdescentrerat perspektiv behöver vara en förståelse för den sökta åtgärdens omgivningspåverkan. Av studerade miljökonsekvensbeskrivningar framgår att fokus generellt ligger på att beskriva *var* åtgärden ska utföras, snarare än *hur* eller *när*. De tänkta sträckningarna redovisas utförligt, se exempel i **figur 17**, i några fall även med beskrivningar av vägbredder. Generellt är de identifierade biologiska värdena i högre grad knutna till så kallade naturvärdesobjekt, det vill säga konstaterat eller potentiellt värdefulla livsmiljöer, än förekomst av rödlistade arter.



Figur 17 Förrordad vägsträckning samt identifierade naturvärdesobjekt. Från E20 Vårgårda-Ribbingsberg.

Den geografiska lokaliseringen framstår som en högst rimlig utgångspunkt för avgränsningarna. Att den ges stor betydelse framgår också av vilka typer av påverkan som tas upp i fallen. Även om det saknas systematiska eller heltäckande genomgångar av påverkanstryck så nämns bland annat förändrad markanvändning och förlust av livsmiljöer, barriäreffekter samt förändrade vattenflöden och vattenkvalitet för E20 Vårgårda-Ribbingsberg. Samtidigt är det väl känt att biologisk mångfald kan påverkas dels av andra typer av påverkan än fysiskt förändrad markanvändning, dels av påverkan som sker flera gånger vid olika tidpunkter. För att kunna identifiera de miljö-

värden som kan utsättas för kumulativa effekter till följd av ett infrastrukturprojekt är det därför nödvändigt att beakta både typer av påverkan och påverkan över tid. Det senare understryks av att det sker en omfattande och accelererande *pågående* förlust av biologisk mångfald. I de studerade fallen finns också konkreta exempel där störningen inte uppstår till följd av den förändrade markanvändningen:

1. E20 Finngösa, sid. 80: *Åtgärden kommer också medföra visst buller (...). Mänsklig närvaro i sig kan också störa fisk som vistas i närområdet.*
2. E16 Borlänge-Djurås – etapp 3, sid 41: *(Projektet bedöms) medföra en negativ effekt (...) genom att anslutningsvägen fragmenterar naturmiljön och trafik och mänsklig närvaro på vägen innebär en störning för djuren.*

Den mänskliga närvaro som dessa båda åtgärder innebär kan samverka med (eller motverka) annan mänsklig närvaro i respektive område till följd av helt andra åtgärder. Genom att beskriva hur en åtgärd kan påverka omgivningen kan det både bli tydligare hur det avspeglas i avgränsningarna och lägga grunden för att identifiera andra påverkanskällor som tillsammans kan ge upphov till kumulativa effekter.

Enligt det föreslagna ramverket bör en standardiserad naturvärdesinventering utgöra utgångspunkten för att beskriva biologisk mångfald i det enskilda fallet. Inventeringen resulterar i så kallade naturvärdesobjekt. Ett naturvärdesobjekt är ett geografiskt avgränsat och sammanhängande område av betydelse för biologisk som utgörs av en dominerande biotopgrupp. Varje naturvärdesobjekt tilldelas en naturvärdesklass, som är en sammanvägning av biotop och arter som förekommer i objektet. Utöver naturvärdesobjekt förekommer nyckelbiotoper, skyddade områden, till exempel Natura 2000-områden, jätteträd och rödlistade arter.

För de fall dessa värden sträcker sig utanför åtgärdens påverkansområde medför ett miljövärdescentrerat perspektiv att den avgränsningen bör utvidgas så att den rymmer värdet. Det finns flera exempel på att detta redan görs i de studerade fallen:

- E20 Vårgårda-Ribbingsberg, sid 15: *Där det är motiverat i beskrivningen av vissa miljöaspekter beaktas ett större område, ett så kallat influensområde. De aspekter som det främst handlar om är landskapsbild/natur- och kulturlandskap, ekosystemtjänster, fauna, vattendrag och recipienter nedströms vägområdet samt luftkvalitet och buller. Influensområdet är svårt att redovisa med en geografisk gräns, då det ser olika ut beroende på vilken aspekt som behandlas.*
- E20 Finngösa, sid 13: *Det geografiska området inom vilket direkta miljökonsekvenser bedömts utgörs av närmiljön kring Finngösabäcken, från där bäcken går under Göteborgsvägen och väg E20 och fram till mynningen i Säveån samt 250 m längs Säveåns södra strand där erosionsskydd anläggs (...). Bedömning görs även av miljökonsekvenser för värden i Natura 2000-området samt nedströms det planerade åtgärdsområdet i Säveån för t.ex. grumling.*
- E20 Finngösa, sid 74: *[Fladdermössens jaktområde] kan uppskattningsvis ha en radie av ca 1 km. Av [underlaget] framgår att det finns relativt gott om grönområden idag inom en radie av ca 1 km.*

Steg 2. Kvantifiering av kumulativa effekter

I brist på en generell applicerbar bedömningsgrund för biologisk mångfald förordar vi att verksamhetsutövare bör utgå från att beskriva effekterna på naturvärdesobjekt, se 2.2.2.2. Klassindelningen är uttryckt så att den kan användas som en bedömningsgrund. För klass 1 ("högsta naturvärde") och 2 ("högt naturvärde") har varje objekt särskild betydelse för att upprätthålla biologisk mångfald på nationell eller global nivå, respektive regional eller nationell nivå. För klass 3 ("påtagligt naturvärde") är det den totala arealen som inte bör minska, snarare än att de enskilda objekten har särskild betydelse. Områden av klass 4 ("visst naturvärde") har viss

positiv betydelse för biologisk mångfald. **Tabell 6** visar att samtliga fallstudier redovisar resultat av naturvärdesinventeringar. I samtliga studerade fall utom E22 Fjälkinge-Gualöv redovisas också vilka av de identifierade objekten som påverkas av det planerade projektet.

Tabell 6 *Antal naturvärdesobjekt av olika klass (1–4 där 1 är den högsta) som bedöms bli direkt påverkade av habitatförlust och fragmentering enligt fallstudiernas miljökonsekvensbeskrivningar. Objekt som bedöms utsättas för buller eller försämrad konnektivitet har inte inkluderats. I de flesta fall är det bara en del av naturvärdesobjektet som påverkas.*

Fallstudie	Antal påverkade naturvärdesobjekt				Kommentar
	1	2	3	4	
E20 Vårgårda–Vara			9	11	MKB:n tar upp att det i området finns skogsödda, samt att flera objekt med högre naturvärde har kunnat undvikas.
E22 Lösen–Jämjö		4	6	4	Intrånget innebär att den artrikaste delen av betesmarken går förlorad, vilket bedöms få negativa konsekvenser för den biologiska mångfalden i området. (MKB, sid. 61.)
E22 Fjälkinge–Gualöv		2	7	21	Oklart om alla objekt blir direkt påverkade eller enbart har identifierats. Istället redovisas påverkade värdeelement och objekt som omfattas av generellt biotopskydd.
E20 Finngösa		1	1	1	[Påverkan på] ca 8 % av delar av områden som bedöms ha vissa till höga naturvärden. (MKB sid. 66.)
E16 Borlänge-Djurås – etapp 2	1	2	11	5	Påverkan begränsas av att det endast är en liten yta i norra spetsen av naturvärdesobjektet som tas i anspråk för vägområdet. Enstaka gamla träd kan komma att avverkas. Ingen direkt påverkan på de utpekade bevarandevärden, som gamla träd och död ved, kommer dock att ske i det skogliga biotopskyddsområdet som ingår i NO23. Effekterna bedöms bli små då det är en liten yta som avverkas, vilket ger små till måttliga negativa konsekvenser då värdet är högt. (MKB sid. 58.)
E16 Borlänge-Djurås – etapp 3		1	3	11	

I flera av de studerade fallen påverkas även andra naturvärden. Det rör sig om formellt skyddade områden, till exempel Natura 2000-områden eller biotopskyddsområden, arter upptagna på rödlistan eller som omfattas av artskyddsförordningen, jätteträd med mera. Vissa av dessa värden ingår i naturvärdesobjekten, andra inte. De ger både kompletterande information om den biologiska mångfalden i det aktuella området och regleras i en del fall enligt särskild lagstiftning. Därför måste miljöbedömningarna inkludera även dessa värden, vilket görs i samtliga fallstudier.

För att kunna beskriva de kumulativa effekterna på naturvärdesobjekten/biologisk mångfald behövs en beskrivning av både projektets påverkanstryck och det samlade påverkanstrycket. I de studerade fallen finns enstaka exempel när andra planerade åtgärder har identifierats som kan ge upphov till kumulativa effekter på biologisk mångfald. Den pågående och mer storskaliga förändringen som pågår tas däremot upp som osäkerhetsfaktorer. Dessa verkar inte vägas in i bedömningarna, med motiveringen att deras påverkan i det enskilda fallet är svår/inte går att precisera. I ett par fall redogörs för trender i populationsstorlek som är ett resultat av det historiska och pågående påverkanstrycket (och i någon mån artens inneboende egenskaper), det vill säga de kumulativa effekterna på populationen ifråga:

- E22 Lösen–Jämjö, sid. 58: *I dag är älgstammen i länet ganska stabil, men foderbrist på grund av mycket vilt i länet kan i framtiden utgöra ett stort problem för stammen. Rådjursstammen i länet är*

på väg upp. Populationen kan dock komma att minska på grund av en starkare rävstam samt foderbrist.

- E20 Finngösa, sid. 33: *Utter ökar generellt i antal i Sverige.*

Steg 3. Bedömning

Det saknas generellt tillämpbara, kvantitativa kriterier för att bedöma konsekvenserna av kumulativa effekter på biologisk mångfald. Som stöd för en sådan bedömning kan definitionerna av de fyra klasserna i naturvärdesinventeringen användas som tröskelvärden.

- Stor konsekvens: Förlust av klass 1-objekt eller av flera klass 2-objekt eller >10 % minskning av den totala arealen av naturvärdesklass 3.
- Måttlig konsekvens: Förlust av klass 2-objekt eller 5–10 % minskning av den totala arealen av naturvärdesklass 3.
- Liten konsekvens: <5 % minskning av den totala arealen av naturvärdesklass 3.

I de fall det planerade projektet ensamt förväntas orsaka förlust av klass 1- eller 2-objekt kommer det ofta att vara styrande för konsekvensbedömningen. Det är främst om projektets konsekvenser bedöms bli små eller måttliga som det blir viktigt att väga in de kumulativa effekterna. I undantagsfall kan andra, rimligt förutsebara enskilda aktiviteter också orsaka förluster av naturvärdesobjekt av klass 1 och 2, men oftast bör de kumulativa effekterna innebära att fler (additiva) eller färre (antagonistiska) klass 3-objekt riskerar att gå förlorade. Den analysen kan göras med hjälp av jämförelse med de trender och förväntade framtida miljötillstånd som beskrivs i nollalternativet, vilket diskuteras mer i avsnitt 4.3. Vid bedömningen behöver hänsyn också tas till om "förlusten" innebär en arealminskning av objektet eller en kvalitetssänkning, liksom om det är hela eller del av objektet som berörs. Ofta är det fråga om en kvalitetssänkning och inte en total förlust av ett objekt. Då kan en bedömning göras av om objektet fortfarande kommer att uppnå samma klass som före påverkan.

I det enskilda fallet kan det dessutom krävas att bedömningen kompletteras med bedömningar av effekter på andra värden, till exempel Natura 2000-områden eller förekomst av rödlistade arter. Specifika kriterier enligt de värderingssystemen, som populationsstorlek eller utbredningsområde kan hanteras som tröskelvärden på liknande vis som föreslås för naturvärdesobjekt ovan. Ett intressant exempel på det återfinns i E20 Vårgårda-Ribbingsberg, sid. 173:

Många arter och naturtyper riskerar att försvinna genom att mark tas i anspråk för andra ändamål, så som vägutbyggnaden i aktuellt projekt. Ur ett lokalt perspektiv innebär vägprojektet att livsmiljöer för djur och växter försvinner när ny väg E20, lokalvägar och sidoområden tar mark i anspråk. (...) Samtidigt har ofta den här typen av naturmiljöer redan successivt försvunnit i landskapet bland annat genom igenväxning. (...) Den påverkan som sker på djur- och växtlivet lokalt får en kumulativ effekt nationellt då förutsättningarna att nå miljökvalitetsmålet Ett rikt växt- och djurliv minskar. (...) Den nya vägen fragmenterar landskapet där livsmiljöer för fauna i vissa fall kommer att ligga långt ifrån varandra eller att kvarvarande livsmiljöer bli för små för att bära starka populationer. (...) Anläggandet av faunapassager minskar fragmenteringen, men kan inte motverka den helt. I kombination med kommunens plan på en utbyggnad av verksamhetsområdet i höjd med Rasta, bedöms arealerna för djuren kunna minska samtidigt som de trängs undan och får söka upp nya områden och stråk.

Bedömningen redovisar hur biologisk mångfald påverkas och pekar på kumulativa effekter både i rummet (*mark tas i anspråk för andra ändamål, så som vägutbyggnaden*) och tiden (*redan successivt försvunnit genom igenväxning*). Bedömningen är på samma gång riktig, i betydelsen att förut-

sättningarna minskar för att nå miljökvalitetsmålet Ett rikt växt- och djurliv och oprecis med avseende på hur betydande minskningen är. Riktighet och precision diskuteras utförligare i 4.4. Ett annat exempel från samma fall (sid. 102) belyser istället hur lokala konsekvenser kan bedömas. Här vägs effekten av planerade skyddsåtgärder in (vilka kan betraktas som antagonistiska kumulativa effekter) vid bedömning av kvarstående skada:

Det är av stor vikt att skyddsåtgärderna i form av nya grodmiljöer genomförs innan de nuvarande tas bort. Genom att kompensera förlusten vid Broholm inom ett större projekt på annan plats längs delsträckan, kan dessa grodarters bevarandestatus bibehållas i ett större perspektiv, även om det blir en förlust för den lokala populationen. (...) Om en större vattenmiljö anläggs vid Fötene eller på annan plats som kompensation för olika vattenmiljöer, kan det till och med bli positiva konsekvenser för groddjur.

3.2.2.2 Resultat

Vi har valt att redovisa flera citat ur fallstudierna för att illustrera att det går att genomföra en analys av påverkan på biologisk mångfald enligt den metod som vi förordar. Som visats ovan finns det exempel på hur avgränsning av livsmiljöer, särskilt hänsynskrävande arter och övriga biologiska värden kan göras både i rum och tid, med miljövärdet som utgångspunkt. Likaså ges exempel på att miljövärdet kan störas på fler sätt än genom det fysiska ingreppet och på förändringsprocesser som tillsammans kan beskriva det kumulativa påverkanstrycket på miljövärdet ifråga. Fallstudierna använder flera olika vedertagna bedömningsgrunder. Steget verkar därmed inte vara särskilt långt från dagens praktik till den metod vi föreslår för att bättre inkorporera kumulativa effekter på biologisk mångfald.

Tabell 7 *En jämförelse mellan hur konsekvenserna för biologisk mångfald bedöms i de olika fallstudierna och hur de skulle ha bedömts med vårt föreslagna ramverk. I fallstudierna används begreppet naturmiljö snarare än biologisk mångfald. Ramverkets definitioner för liten, måttlig samt stor negativ konsekvens framgår i 3.2.2.1 Steg 3. Bedömning. Status för de naturtyper som används i exemplen avser bevarandestatus i boreal region för naturtyper i EU:s art- och habitatdirektiv (Naturvärdsverket 2020).*

Fallstudie	Bedömning i fallstudien	Bedömning enligt ramverket	Exempel på påverkad naturtyp inkl. status
E20 Vårgårda-Ribbingsberg	<i>Sammantaget bedöms ny väg medföra måttliga-stora konsekvenser från naturmiljösynpunkt eftersom regionalt värdefulla naturområden, samt skyddade och hotade arter, berörs av direkta intrång. (MKB sid. 103.)</i>	Måttligt negativa konsekvenser. Flera klass 3-objekt påverkas negativt av projektet. Additiva kumulativa effekter.	Bland annat olika typer av gräsmarksnaturtyper (betesmark, trädbevuxen hagmark). Inga av dessa har gynnsam status i boreal region, flera har dessutom negativ trend.
E22 Lösen-Jämjö	<i>Utbyggnaden har sammantaget negativa konsekvenser för ett stort antal naturvärden av varierande värde. Mot bakgrund av detta, den ökade barriärverkan och de osäkerheter som finns vad gäller eventuella konsekvenser för enskilda skyddade arter, bedöms utbyggnaden ha måttliga till stora negativa konsekvenser för naturmiljön. (MKB sid. 5.)</i>	Stora negativa konsekvenser. Flera klass 2-objekt, främst vattendrag, påverkas negativt av projektet. Additiva kumulativa effekter.	Bland annat vattendrag och lövskog. Mindre vattendrag har otillfredsställande bevarandestatus och negativ trend. Ädel-lövsskogar har dålig bevarandestatus.

E22 Fjälkinge-Gualöv	<i>Konsekvenserna för naturmiljön bedöms bli måttligt negativa eftersom skyddsvärda naturmiljöer kommer att påverkas. (MKB sid 8.)</i>	Måttliga till stora negativa konsekvenser. Två klass 2-objekt påverkas negativt av projektet. Additiva kumulativa effekter på bland annat klass 3-objekt.	Tallskog. Naturtypen taiga har dålig bevarandestatus och negativ trend.
E20 Finngösa	<i>De sammantagna konsekvenserna på lång sikt för sökt alternativ bedöms med vidtagna skyddsåtgärder och frivilliga kompensationsåtgärder bli (...) små negativa för (...) övriga naturvärden på land och i vatten. (MKB sid. 9.)</i>	Måttligt negativa konsekvenser. Ett klass 2-objekt påverkas negativt av projektet. Additiva kumulativa effekter.	Större naturligt vattendrag. Naturtypen har otillfredsställande bevarandestatus och negativ trend.
E16 Borlänge-Djurås – etapp 2	<i>Måttliga till påtagliga negativa konsekvenser främst vid Gimklacks norra sluttning. Små till måttliga negativa längs andra delar av sträckan. (MKB sid. 7.)</i>	Stora negativa konsekvenser. Ett klass 1-objekt påverkas negativt av projektet. Additiva kumulativa effekter.	Lövskog och "urskogsartad naturskog" med gran och tall. Båda naturtyperna har dålig bevarandestatus, taiga negativ trend.
E16 Borlänge-Djurås – etapp 3	<i>Sammanfattningsvis bedöms små negativa konsekvenser för naturmiljön uppstå under byggtiden. (MKB sid. 43.)</i>	Måttliga till stora negativa konsekvenser. Ett klass 2-objekt påverkas negativt av projektet. Additiva kumulativa effekter.	Betesmark. Naturtypen har dålig bevarandestatus och negativ trend.

Tabell 7 redovisar de bedömningar som gjorts av konsekvenserna för biologisk mångfald, uttryckt som naturmiljö, i de olika fallstudierna tillsammans med den bedömning som skulle bli följden av att använda förlust av naturvärdesobjekt som tröskelvärden. I det fallet beaktas enbart förlusten till följd av habitatförlust och fragmentering till följd av det planerade projektet, enligt **tabell 6**. Överensstämmelsen mellan bedömningarna som redovisas i fallstudierna och bedömningarna enligt ramverket är generellt god. Den största avvikelserna är för E16 Borlänge-Djurås – etapp 3. Det kan finnas flera orsaker till skillnader. För det första är bedömningarna enligt ramverket summariska. Påverkade naturvärdesobjekt har antagits gå helt förlorade, trots att det i flera fall rör sig om olika grader av kvalitetsförsämring. Kumulativa effekter har bara beaktats för enstaka naturtyper, trots att flera olika typer påverkas i varje projekt. I samtliga fall påverkas naturtyper med negativ utvecklingstrend enligt Naturvårdsverket (2020). Därför konstateras additiva kumulativa effekter och bedömningarna avrundas uppåt. En noggrannare analys skulle ha inkluderat arealerna av de olika naturtyperna för att mer stringent ha uttryckt effekter, som underlag för bedömningarna. Bedömningarna i fallstudierna avser i vissa fall konsekvens före skyddsåtgärder, i andra fall efter skyddsåtgärder.

3.2.3 Påverkan på vattenförekomster

3.2.3.1 Metod

För att bedöma kumulativa effekter av påverkan på vatten innebär ett miljövärdescentrerat angreppssätt att fokus på vattenförekomster enligt Vattendirektivet är en naturlig utgångspunkt.

Vattenförvaltningen och icke-försämringskravet sätter vattenförekomsten i centrum och verksamheten i periferin. All påverkan på vatten täcks dock inte in av vattendirektivet. Påverkan från infrastrukturprojekt kan vara av olika karaktär och vi fokuserar här på fyra fall.

I E22 Fjälkinge–Gualöv betraktar vi den grundvattensänkning som sker under byggskedet och mer permanent. I E20 Finngösa planeras erosionsskydd i Sävån vilket ger påverkan på morfologi och bottenfauna. I Klarälvsdalen planeras också erosionsskydd som påverkar morfologin (botten-substrat och svämplanets struktur) och bottenfaunan. I E20 Vårgårda–Ribbingsberg, slutligen, betraktar vi den ökade mängden dagvatten från hårdgjorda ytor som kan ge påverkan bland annat på näringsämnen.

De ovan beskrivna aspekterna av miljöpåverkan är inte de enda som föreligger men de som bedömts vara särskilt relevant med avseende på kumulativa effekter. I det följande går vi igenom ramverkets olika steg.

Steg 1 – Avgränsning

Avgränsningssteget innebär i princip att identifiera vilka vattenförekomster eller grundvattenförekomster som påverkas av projektet. En bedömning över påverkan på nedströms vattenförekomster behöver göras. I de aktuella fallstudierna beskrivs påverkan på vattenförekomster, vilket i E22 Fjälkinge-Gualöv innebär tre grundvattenförekomster, medan det i E20 Finngösa och i E20 Vårgårda-Ribbingsberg handlar om definierade ytvattenförekomster bestående av åsträckor i Sävån (mellan Olskroken och Brodalen) respektive Nossan (från Hudene till Fåglum). I Klarälvsdalen ligger utredningsområdet längs den ca 100 km långa älvsträcka (inklusive meandring) som ligger inom Natura 2000-område. Avgränsningen innehåller 32 kända punkter som är riskklassade av Trafikverket och där åtgärder bedöms vara aktuella. I synnerhet för rinnande vatten finns ingen helt naturlig avgränsning även om den sannolikt mest betydande påverkan på ekologisk status, kemisk status eller grundvattenstatus sker i den vattenförekomst som geografiskt närmast berörs av planerade åtgärder. Att betrakta andra vattenförekomster som har förbindelse med närmast berörda vatten är relevant i den utsträckning som påverkan kan antas riskera försämrade status, vilket exempelvis kan hända om aktuell status ligger nära någon klassgräns och riskerar en otillåten försämring i förhållande till någon miljökvalitetsnorm.

Steg 2 – Påverkan

I många fall kommer den bedömda påverkan från projektet att kunna relateras till miljökvalitetsnormer för vatten enligt miljöbalken. Sannolikt är status på förhand bedömd inom vattenförvaltningen och denna bedömning kan då ses som en nulägesbeskrivning.

I E22 Fjälkinge-Gualöv bedömer MKB att risken för påverkan på grundvattennivåer är liten under byggskedet, men här finns också en risk att beakta i relation till andra verksamheter. MKB anger också bedömningsgrunder bland annat baserade på risken för negativa konsekvenser på små och stora vattentäkter. Grundvattensänkningar sker även relaterat till jord- och skogsbruk vilket kan ge upphov till kumulativa effekter. För att följa upp grundvattenförhållandena i området rekommenderas att mätning av grundvattennivå och grundvattenkvalitet i utvalda brunnar och grundvattenrör utförs längs hela sträckan.

I E20 Finngösa påverkas strandzonen och botten utmed en ca 250 meter lång sträcka genom att erosionsskydd och stödfyllnader bestående av massor av krossmaterial och natursten läggs ut, vilket bland annat medför att delar av botten övertäcks med nytt material och detta bedöms kortsiktigt påverka bottenfaunan negativt. Även långsiktig påverkan sker lokalt. Nuvarande ekologisk status bedömdes 2009 vara måttlig till följd av måttliga kvalitetsfaktorer för den

hydrologiska regimen och ytvattenkvaliteten med avseende på bottenfauna. Status för bottenfauna bedöms dock vara hög inom det planerade åtgärdsområdet. Den hydrologiska regimen anses inte påverkas av de planerade åtgärderna. I MKB anges att den påverkade sträckan utgör ca 0,2 % av Sävås totala strandzon/längd (ca 129 km). En alternativ beräkning är att knappt 3 % av den 9 km långa sträckan mellan Olskroken och Brodalen påverkas.

I Klarälvsdalen föreslås erosionsskydd vid 13 punkter. En mycket liten del av de föreslagna erosionsskydden bedöms ligga inom särskilt känsliga områden med specifika naturvärden, förutom det generellt höga värde som hela Klarälvens vattenmiljö har. Naturlig erosion är dock ett bevarandemål inom Natura 2000-området och erosionsskydd påverkar därmed detta mål negativt. Trafikverket bedömer att de planerade åtgärderna motsvarar omkring 1,6 % av den 200 km långa strandzonen inom Natura 2000-området. Sedan tidigare är cirka 2 % av strandzonen påverkad av erosionsskydd vilket innebär att den sammanlagda andelen inom området som kommer att vara påverkad utgör omkring 3,5 % av strandzonen. Ett alternativt sätt att bedöma detta kan vara att specifikt relatera påverkan till den andel av älvsträckan som idag har aktiv erosion. Tillförsel av erosionsmaterial för att kompensera för utebliven erosion är en åtgärd som diskuteras i MKB men som anses ha begränsad nytta och en stor arbetsinsats.

I E20 Vårgårda-Ribbingsberg kan en större mängd hårdgjorda ytor förväntas generera mer dagvatten som tillförs Nossan, och detta dagvatten kan exempelvis innehålla näringsämnen. Nuvarande status för näringsämnen är god i Nossan och genom att dagvattnet från den nya vägen planeras att tas omhand i fördröjningsdiken erhålls en ökad reningsnivå jämfört med nollalternativet.

Steg 3 – Bedömning

När bedömningar kan göras avseende påverkan på miljökvalitetsnormer enligt vattendirektivet innebär detta bra exempel på ett miljövärdescentrerat perspektiv analogt med påverkan på status för landskapselement eller hotade arter. I det generella fallet kommer den rådande vattenkvaliteten och huruvida nuvarande status ligger nära en miljökvalitetsnorm eller statusgräns – ofta nollalternativet – att ha stor betydelse för bedömningen. Påverkan från framtida klimatförändringar bör om möjligt inkluderas i denna analys.

Ett kompletterande angreppssätt som går att tillämpa på habitatpåverkan är att beräkna hur stor andel av ett element som påverkas av planerade åtgärder – enligt samma modell som föreslås för påverkan på landskap (avsnitt 3.2.1). På motsvarande sätt kan kriterier för stor, måttlig och liten konsekvens definieras. För habitatpåverkan i vattenmiljö se också avsnitt 3.2.2 om påverkan på biologisk mångfald.

3.2.3.2 Resultat

I **tabell 8** presenteras de bedömningar som görs i respektive MKB av de miljöaspekter gällande vatten och erosion som tas upp ovan. Det kan konstateras att det inte i något fall bedöms att påverkan leder till förändrad status. En förklaring kan vara att vägprojekten generellt har låg påverkan på dessa kvalitetsfaktorer, men det är också möjligt att miljökvalitetsnormer har en styrande verkan som påverkar utformningen av de aktuella projekten och bidrar till att undvika alltför stora kumulativa effekter från olika slags påverkan. Ett frågetecken är i vilken grad framtida klimatförändringar kommer påverka statusen.

Tabell 8 *Exempel på bedömd miljöpåverkan enligt MKB i fallstudier.*

Fall	Påverkan/ aspekt	Kvalitetsfaktor	Status innan projekt	Påverkan från andra projekt	Total påverkan
E22 Fjälkinge-Gualöv	Grundvatten-nivå	Ej relevant		Risk	Risk
E20 Finngösa	Levnadsmiljö	Hydrologisk regim, morfologiskt tillstånd	Måttlig	Flera	Oförändrad
E20 Finngösa	Bottenfauna	Bottenfauna	Måttlig	Flera	Oförändrad
Klarälvsdalen	Bottensubstrat	Morfologiskt tillstånd	Måttlig	Tidigare erosionssskydd	Oförändrad
Klarälvsdalen	Svämplanets struktur	Morfologiskt tillstånd	Måttlig	Tidigare erosionssskydd	Oförändrad
E20 Vårgårda-Ribbingsberg	Ökad mängd dagvatten	Närings-ämnen	God	Andra vägar, klimatförändringar	Oförändrad

3.2.4 Klimatförändringar

I den här studien har vi valt att fokusera på klimatförändringarnas effekter, inte påverkan på klimatet. Några av de största utmaningarna med klimatförändringarna är komplexiteten, de stora osäkerheterna och att de påverkar en mängd olika miljöaspekter. Samtidigt är det viktigt att integrera klimatförändringarna och deras effekter tidigt i infrastrukturprojekt, för att identifiera lämpliga klimatanpassningsåtgärder, eftersom klimateffekter progressivt förväntas bli mer betydande. För att bedömningen av klimateffekter ska vara meningsfull och pålitlig krävs både lämpliga klimatdata och kompetens inom riskbedömning av klimateffekter. Dessa båda faktorer saknas tyvärr ofta idag, vilket troligtvis är en viktig anledning till att klimateffekter inte alltid beaktas i MKB för infrastrukturprojekt (eller andra MKB heller för den delen).

Eftersom klimatförändringarna har en tvärssektoriell påverkan, blir det inte lika enkelt att tillämpa det föreslagna ramverket med avseende på klimatförändringar. Som vi redan har nämnt så påverkar och samverkar klimataspekten med ett flertal av de miljöaspekter som man utvärderar i en miljöbedömning, exempelvis biologisk mångfald. Klimatförändringarna har således en genomgripande betydelse för förståelsen av kumulativa effekter. För att avgränsa analysen finns ett antal överväganden att göra.

- Motivera vilka miljöaspekter som påverkas och varför.
- Finns relevanta underlag och kompetens inom riskbedömning för att bedöma påverkan?
- Vissa miljöaspekter är kanske inte möjliga att utvärdera med avseende på klimateffekter. Motivera i så fall varför dessa miljöaspekter utelämnas från bedömningen.

Både klimatförändringar och effekterna av dessa är behäftade med stora osäkerheter, och dessa osäkerheter ökar generellt sett ju längre tidsperspektiv som tillämpas. Det är därför viktigt (men utmanande) att försöka bestämma dessa osäkerheter och införliva dem i analysen. Detta är en utmaning som MKB-utövare ofta saknar både kompetens och resurser för att utföra idag. Relevanta underlag för klimatförändringar (hur klimatrelaterade variabler förändras) är viktigt för att MKB ska kunna beskriva klimateffekterna.

Scenarioanalyser kan vara lämpliga verktyg för att visa hur olika förändringar påverkar framtiden, och förutsatt att man har valt både "extrema" scenarier och ett mer "moderat" scenario, så kan

detta fungera som en lämplig metod att skatta osäkerheter i bedömningarna. Byer och Yeomans (2007) föreslår känslighetsanalyser som ett alternativ till scenarioanalyser, dvs att känsliga områden eller svagheter i det studerade systemet identifieras och att man därigenom bestämmer vilka klimateffekter som påverkar dessa känsligheter. Dessa känslighetsanalyser kan användas för att identifiera de klimatvariabler som har störst påverkan i MKB. Genom att definiera ett "osäkerhetsintervall" kan man därigenom utvärdera påverkan på projektet för olika variabler för att identifiera de mest utsatta framtida delarna i ett projekt (Björklund 2012; Byer & Yeomans 2007).

Även om scenario- och känslighetsanalyser kan vara lämpliga verktyg för att illustrera intervall och tröskelinformation om konsekvenserna av förändringar i variabler, så tar de inte hänsyn till sannolikheten för dessa förändringar. Det är därför värdefullt om man även kan identifiera realistiska utfall för hur de identifierade riskerna skulle kunna uppföra sig mellan de olika extremerna. Det är även viktigt att kunna knyta dessa framtidsanalyser till riktlinjer, anpassade förteckningar över hotade arter eller andra tillförlitliga datakällor, för att kunna göra en realistisk bedömning av påverkan av klimatförändringar.

3.2.4.1 Resultat

Samtliga fallstudier beaktar klimatanpassningsåtgärder (översvämningssrisker), men vi noterade att man inte alltid använder uttrycket "klimatanpassning" i MKB:n. Endast fyra av fallstudierna använde sig av den terminologin (E20 Vårgårda-Ribbingsberg, Pilekrogen, E22 Lösen-Jämjö och E22 Fjälkinge-Gualöv). Trafikverket jobbar redan idag med klimatanpassning och tillämpandet av begreppet i MKB skulle tydliggöra detta ytterligare.

Av de sju fallstudierna har vi noterat att det endast är två av fallstudierna som beaktar klimatpåverkan i övriga miljöaspekter (utöver klimatanpassning), men då endast som en osäkerhet, utan vidare ingående analys, se **tabell 9**. De miljövärden som beaktade klimatförändringar omfattade: biologisk mångfald, ekosystemtjänster samt jord- och skogsbruk. Utöver det nämner fallstudien om Klarälvsdalen att åtgärdsbehovet (erosionsskydd) kan öka i framtiden som en konsekvens av klimatförändringarna. En fallstudie (E16 Borlänge-Djurås) nämner klimatförändringarnas påverkan på samhällsutvecklingen som en allmän osäkerhet. Denna observation stämmer väl överens med Brännström (2018) som konstaterade att endast 20 % av 20 slumpvis utvalda MKB:er från Trafikverket behandlade klimataspekten på ett tydligt sätt, 30 % behandlade den "till viss del" och återstoden, det vill säga hälften av MKB:erna behandlade klimataspekten "ytterst lite" eller inte alls.

MKB för E20 Vårgårda-Ribbingsberg och Pilekrogen har egna kapitel om klimatförändringar. I Vårgårda tas i detta kapitel endast upp klimatanpassningsåtgärder med beaktande av extrema nederbördssituationer (anpassar vägdikeynas utformning, fördröjningsåtgärder, avvattningsanläggningen, erosionsskydd, dimensionering av trummor och broar anpassat till 50 respektive 100-årsflödet). Pilekrogen konstaterar att anläggningen behöver dimensioneras för att klara högre flöden. En av fallstudierna har definierat "klimat" som ett projektmål (Vårgårda). I E20 Finngösa nämns Västra Götalandsregionens tilläggs mål om att samhället ska anpassas till klimatförändringarna.

Tabell 9 *Fallstudier som beaktar klimatpåverkan (utöver klimatanpassning), men nämns enbart som en osäkerhet utan ingående analys.*

Fallstudie	Miljöaspekt	Osäkerhet
E20 Vårgårda-Ribbingsberg	Ekosystemtjänster (biologisk mångfald)	<i>"Förändringar av flora och fauna kan ske till följd av pågående markanvändning. Framtida klimatförändringar som påverkar biologisk mångfald och andra viktiga processer i miljön till följd av att klimatet exempelvis blir varmare."</i>
	Jord- och skogsbruk	<i>"Förändrad markanvändning, efterfrågan och politiska beslut samt klimatförändringar kan påverka jordbrukets förutsättningar. Även generationsskiften och förändring av markägoförhållanden kan påverka driften."</i>
Klarälvsdalen	Åtgärdsbehov (erosion)	<i>"Framtida behov av erosionsåtgärder skulle också kunna öka på grund av klimatförändringar eller ändrade tappningsförhållanden från kraftverken."</i>
E16 Borlänge-Djurås – etapp 3	Ekosystemtjänster (biologisk mångfald)	<i>"Behovet av spridningsvägar och passager kommer öka i framtiden i och med klimatförändringarna. Detta pga att djurs habitat kommer att förändras med förändrat klimat. Ökad möjlighet för flera arters anpassning till klimatförändringar genom att passager under vägen anläggs på flera ställen längs med etappen."</i>
		<i>Klimatförändringarnas påverkan på samhällsutvecklingen</i>
E16 Borlänge-Djurås – etapp 2		<i>Klimatförändringarnas påverkan på samhällsutvecklingen</i>

Brännström (2018) presenterade ett flertal rekommendationer för hur Trafikverkets metodik gällande klimataspekten skulle kunna förbättras, och vi vill lyfta och kommentera några av dessa rekommendationer här:

- **Om klimataspekten inte redovisas bör en motivering finnas till detta.** Klimatförändringarna blir mer och mer påtagliga i samhället. Som vi redan har nämnt så kan, om man inte ens nämner klimatförändringar i MKB:n, detta ge intryck av att det är rimligt att bortse från dessa effekter, när anledningen i själva verket kan vara exempelvis brist på underlag, kunskapsbrist eller för stora osäkerheter. Genom att motivera anledningen till att klimataspekten utelämnas synliggörs detta vilket kan underlätta utformningen av verktyg som kan underlätta införandet av klimateffekter i MKB.
- **Förtydliga kopplingen mellan klimatanpassning och klimatförändringar.** Vi noterade att ordet "klimatanpassning" inte alltid användes i fallstudierna, även om samtliga fallstudier tog upp åtgärder för att möta översvämningsrisker, vilket ju är klimatanpassningsåtgärder. Genom att använda begreppet klimatanpassning blir det tydligare att klimatförändringar har beaktats i MKB.
- **För att stödja processen med införandet av klimataspekten kan en lathund utformas.** Vi föreslår att detta görs och återkommer till det i våra rekommendationer.

För att bedöma kumulativa effekter, exempelvis effekten av klimatförändringar, behöver man beakta trender (med och utan det planerade projektet) snarare än en ögonblicksbild. Osäkerheter skulle exempelvis kunna belysas med hjälp av scenario- och/eller känslighetsanalyser.

4 Diskussion

4.1 Bör kumulativa effekter hanteras som summan av många delar – eller en helhet?

Inledningsvis (2.1.1) redogjorde vi för hur kumulativa effekter definieras. Teoretiskt uppkommer kumulativa effekter av att flera olika aktiviteter påverkar ett och samma miljövärde. Det gör det naturligt att analysera kumulativa effekter genom att identifiera och summera de olika aktiviteter som har påverkat, påverkar eller kommer att påverka miljövärdet ifråga. Synsättet att kumulativa effekter bör beskrivas som summan av ett antal separata delar är praxis inom miljöbedömningar och förekommer även i de fall vi har studerat. I den här rapporten argumenterar vi för att den utgångspunkten leder till två betydande begränsningar och att kumulativa effekter kan hanteras effektivare i miljöbedömning genom att istället betrakta dem som en helhet, ett "bakgrundsbrus" av påverkan från otaliga aktiviteter.

För det första leder det traditionella synsättet till att kumulativa effekter kan, eller rentav bör, hanteras som ett komplement till analysen och bedömningarna av de "enskilda" effekterna, det vill säga de effekter aktiviteten ger upphov till av egen kraft. I fallstudierna finns också exempel på hur kumulativa effekter beskrivs i särskilda avsnitt (3.1.8). Detta komplementära synsätt kan ha fördelen att det synliggör de kumulativa effekterna, men vår uppfattning är att det samtidigt har en mycket större nackdel genom att öppna upp för att verksamhetsutövaren kan välja att exkludera kumulativa effekter ur miljöbedömningen. Detta är definitivt inte specifikt för infrastrukturprojekt. Tvärtom är det enligt vår erfarenhet ett utbrett synsätt som kanske rentav är vanligare i andra sektorer. Av våra fallstudier att döma har Trafikverket ambitionen att inkludera kumulativa effekter.

För det andra innebär det en närmast oöverstigligt svår gränsdragning. Vilka aktiviteter ska inkluderas av den myriad som ständigt pågår, har pågått och kommer att pågå – överallt? I de sju fall vi har studerat tas sammanlagt bara en handfull specifika aktiviteter upp¹. Dessa utgörs antingen av andra existerande vägar eller beslutade exploateringsprojekt. Hur detta urval har gjorts diskuteras och problematiseras inte i miljökonsekvensbeskrivningen. Pågående markanvändning redovisas generellt inte som en bidragande källa till kumulativa effekter trots att förändringar i jord- och skogsbruk i hög grad påverkar landskapet. Det bakgrundsbrus av mänskliga aktiviteter som ständigt förekommer får därför antas ingå i beskrivningarna av nuläget.

Genom att istället skifta synsätt till att betrakta kumulativa effekter – liksom det planerade projektet – som integrerade delar av en helhet kan båda dessa begränsningar undvikas, till fördel för miljöbedömningen. I korthet innebär det att miljöbedömningen tar sin utgångspunkt i det faktum att miljön och samhället ständigt förändras. Miljöbedömningens uppgift är att beskriva vilka konsekvenser det planerade projektet förväntas orsaka – och om dessa konsekvenser förstärks eller försvagas av det framtida påverkanstrycket på de prioriterade miljövärden. Nyckelordet här är "framtida", eftersom vi med säkerhet vet att det påverkanstryck som miljövärdena utsätts för och det tillstånd de uppvisar när vägen eller järnvägen är byggd och

¹ Med undantag för erosionsskydden i fall Klarälvsdalen. De utgör emellertid endast en typ av aktivitet.

trafikeras inte är detsamma som idag. Det här accentueras av den accelererande klimatkrisen och krisen för den biologiska mångfalden. Trots att dessa kriser tar stor plats i det offentliga samtalet och politiken på alla nivåer så ges de ett förvånansvärt nedtonat utrymme i miljökonsekvensbeskrivningar. Återigen, vår övertygelse är att detta inte är specifikt för infrastrukturprojekt, men även här begränsas det till enskilda frågor om till exempel översvämningssrisker eller osäkerheter.

Med det integrerade synsätt som vi förespråkar blir beskrivningen av nollalternativet avgörande och miljövärdena ställs i centrum. Vi menar att det finns starka skäl för att generellt utveckla nollalternativet och att det överensstämmer med intentionen för nollalternativets roll i miljöbedömningen. Tyvärr reduceras ofta nollalternativet till att konstatera vilka nyttor som uteblir i framtiden om det sökta projektet inte genomförs. Status för omgivande samhälle och miljö i övrigt approximeras med nuläget. Det här är enligt vår uppfattning allmänt utbrett och inget som är särskilt utmärkande för Trafikverkets miljökonsekvensbeskrivningar. Förenklingen av nollalternativet motiveras med att osäkerheterna är så stora vad gäller den framtida utvecklingen. Vi menar att osäkerheten i hög grad gäller precisionen i förutsägelseerna. Exakt var, när och hur mycket en viss aktivitet eller förändring kommer att inträffa går förmodligen inte att ange – men däremot ofta att det kommer att ske. Genom att bygga nollalternativbeskrivningen på trender istället för aktiviteter kan en stor del av det påstådda hindret för utförligare nollalternativ övervinnas. Det miljövärdescentrerade perspektivet sammanfaller med det genuina nollalternativet genom att de fokuserar på de miljövärden som samhället av olika skäl anser vara skyddsvärda. Avgränsningarna initieras av det sökta projektet – det är projektets lokalisering och omfattning – som avgör i vilken riktning uppmärksamheten behöver riktas – men styrs av trender och egenskaper som är relevanta för miljövärdena ifråga.

Nedan utvecklar vi i tur och ordning diskussionen om de här nycklarna för att hantera kumulativa effekter som en integrerad del av miljöbedömningen. Vi avslutar med att resonera om det föreslagna ramverket som sådant, inklusive några förväntade svårigheter och möjliga mervärden med att introducera det föreslagna ramverket.

4.2 Klimatförändringarnas betydelse

Vi har valt att inkludera klimatförändringar som en kumulativ effekt, eftersom det är en framtida förändring som orsakas av mänsklig aktivitet. Således menar vi att det faller inom ramen för definitionen av ”kumulativa effekter”. Klimatförändringar är förändringar i befintliga och framtida miljön som behöver förstärkas i MKB och som bör vägas in i bedömningen av konsekvenser oavsett om de sorteras som kumulativa eller inte.

Snart sagt samtliga miljövärden påverkas på något sätt av de pågående klimatförändringarna (2.2.3.4). Att medeltemperaturer ökar, nederbörds- och avrinningsmönster förändras och att växtzoner driver norrut är bara några välbelagda exempel som redan har skett. Det går alltså inte att reducera effekterna av klimatförändringarna till en osäker framtid, utan de måste hanteras som pågående trender i miljöbedömningarna. Att förstå hur klimatförändringarna påverkar andra miljöaspekter i ett kumulativt perspektiv, är avgörande för att förstå komplexiteten av effekterna. Samma slutsats drog Hands & Hudson (2016) baserat på hur klimatförändringar beaktas i miljökonsekvensbeskrivningar för infrastrukturprojekt i England. Enligt dem behöver metodiken för att beakta klimatförändringar utvecklas till att även inkludera kumulativa effekter. För att möjliggöra detta behövs ett holistiskt perspektiv där man inte bara tittar på specifika effekter, utan där effekterna utvärderas i samband med andra aspekter. Hands & Hudson (2016) föreslår att dessa sammankopplingar kan göras antingen inom varje kapitel eller genom ett kapitel som hanterar kumulativa effekter. De efterfrågar också en mer vedertagen terminologi för

klimatförändringar. Även Brännström (2018) har rekommenderat Trafikverket att förbättra metoden för att beskriva klimataspekten genom bland annat tydligare bedömningsgrunder som kopplar ihop projektet till globala, nationella och regionala mål samt att osäkerheter kan belysas med hjälp av scenario- och/eller känslighetsanalyser. Brännström (2018) förespråkar även införandet av en "lathund" för att ge stöd i arbetet med att integrera klimataspekten bättre.

Det finns också en ökad trend att beakta klimatförändringarnas effekter på miljöaspekter, och vi bedömer att det kommer att bli ännu mer relevant framöver. Exempelvis noterade Runting et al. (2016) att intresset för att inkludera och beakta klimatförändringarnas effekter på ekosystemtjänster har ökat under senare år. Runting et al. (2016) noterade att de studier som beaktat både de kumulativa och individuella effekterna av klimatförändringar möjliggjorde ytterligare insikter. En nackdel är dock att detta är både tids- och resurskrävande. Författarna menade dock att dessa studier kan utgöra viktiga underlag för att identifiera de viktigaste drivkrafterna och denna information kan användas i andra bedömningar med resursbegränsningar där det inte är möjligt att inkludera alla klimatattribut i kombination med viktiga drivkrafter.

I de miljökonsekvensbeskrivningar för infrastruktur vi har studerat tas klimatanpassning upp i flera fall. Det görs framförallt i samband med översvämningsrisk och höga flöden. Utöver klimatanpassning och översvämningsrisk nämns klimatförändringar och deras påverkan på andra analyserade miljövärden inte i någon av fallstudierna, annat än som generella omvärldsfaktorer. Till exempel är grodor ett prioriterat miljövärde i Vårgårda-Ribbingsberg. Miljökonsekvensbeskrivningen redogör utförligt för grodornas livsmiljöer inom påverkansområdet, hur den kan påverkas av projektet och vilka skyddsåtgärder som planeras. Däremot nämns inte att groddjur är den mest hotade organismgruppen globalt, bland annat på grund av klimatförändringarna (IUCN, 2021) – eller att det finns en positiv trend för groddjur i Sverige tack vare lyckade naturvårdsinsatser (Sveriges miljömål, 2021). Dessa enkelt och allmänt tillgängliga uppgifter berättar både att groddjur är starkt hotade av utrotning om inte tillräckliga åtgärder vidtas, och att sådana åtgärder är möjliga. Det kan ge värdefull information både för nollalternativet och bedömningen av det sökta projektets effekter. Det här exemplet indikerar att det i flera fall är praktiskt möjligt att väga in klimatförändringarnas effekter på prioriterade miljövärden i det enskilda fallet, utan att det måste kräva ytterligare resurser eller kompetens utöver gängse miljöbedömningar. Ju mer detaljerad bedömning som är motiverat i det enskilda fallet, desto mer krävande blir naturligtvis analysen. För att identifiera om och hur klimatförändringarna påverkar de prioriterade miljövärdena i en enskild miljöbedömning kan DAPSIR-modellen användas, se nedan. Det kan avslutningsvis vara värt påminna om att det fortfarande är just de prioriterade miljövärdena som står i centrum. Vi föreslår inte att miljöbedömningarna ska innehålla en allomfattande analys av klimatförändringar och de komplexa kedjor av indirekta effekter de ger upphov till. Vi vill istället trycka på att miljöbedömningen bör stanna upp och reflektera över hur de prioriterade miljövärdena påverkas av klimatförändringarna, eftersom en sådan påverkan finns i många fler fall än vad som framgår av fallstudierna.

4.3 Nollalternativets betydelse för ett miljövärdescentrerat perspektiv

Kumulativa effekter är summan av "allt" framtida påverkanstryck vilket till synes kan leda till att miljöbedömningen behöver inkludera mer än vad som är praktiskt möjligt. Ett miljövärdescentrerat perspektiv ger dock möjligheter att avgränsa problemet och att fokusera analysen till det som är mest relevant.

Nollalternativet utmärks av att det ska beskriva miljötillståndet vid en viss framtida tidpunkt. Det bör avgränsas i rum, tid och till de miljövärden på samma sätt som miljöbedömningen i övrigt. Därmed kan de förändringar i miljötillstånd jämfört med nuläget som bedöms ske till följd av det sökta alternativet jämföras med de förändringar som bedöms ske om det inte genomförs. Möjligheten att kunna konstatera att ett hypotetiskt sökt alternativ innebär en liten försämring jämfört med nuläget, men att miljötillståndet enligt nollalternativet hade uppvisat en betydande förbättring är centralt för att kunna bedöma konsekvenserna av beskrivna effekter. Det här förutsätter att båda alternativen beskrivs så heltäckande och trovärdigt som möjligt. Vår erfarenhet är att nollalternativet ofta är underutvecklat i miljökonsekvensbeskrivningar, att konsekvenserna ofta enbart uttrycks i relation till nuläget eller att jämförelsen med nollalternativet uttrycks implicit som en del av bedömningarna. Detta är enligt vår uppfattning ett utbrett fenomen vid specifika miljöbedömningar och inte mer uttalat för infrastrukturprojekt än inom andra sektorer. Trots denna svaga praxis är kravet på redovisning av nollalternativet grundläggande vid miljöbedömningar. Skälen kan sammanfattas enligt följande:

1. Nollalternativet sätter det sökta alternativet *i ett sammanhang* genom att beskriva vad som händer om det inte genomförs.
2. Nollalternativet understryker att konsekvenserna uppstår *i framtiden* genom att inte enbart uttrycka dem i termer av nuläget.
3. Nollalternativet blottlägger det sökta alternativets konsekvenser genom att uttrycka dem *i jämförelse* med det förväntade framtida miljötillståndet.

En DAPSIR-analys kan underlätta att avgöra om och i så fall hur utvecklingen i det aktuella området sammanfaller med eller skiljer sig från generella, nationella trender. Ett tydligt och aktuellt exempel är den kraftiga industri- och samhällsexpansion som tar fart i delar av norra Sverige. Nollalternativet för ett projekt som planeras i en sådan region skulle naturligtvis se helt annorlunda ut om samma projekt planerades i en avfolkningsbygd. Vid en fördjupad nollalternativbeskrivning kan till exempel äldre kartor och flygfoton användas som underlag för trendbeskrivningar. Kommunala översiktsplaner kan användas för att beskriva planerade eller förväntade framtida förändringar. Samrådet kan också vara en värdefull informationskälla. Även med ansatsen att beskriva kumulativa effekter genom fokus på det framtida miljötillståndet kan vetskapen om enskilda specifika projekt vara viktiga. I den mån sådana är kända ska de naturligtvis inkluderas i nollalternativet, precis som är fallet idag. Man bör också betänka att det sökta alternativet både kan tränga undan aktiviteter som ingår i nollalternativet och stimulera nya aktiviteter. Två exempel kan vara att ta mark i anspråk som annars skulle ingått i jord- eller skogsbruk, respektive öka mänsklig närvaro i tidigare ostörda naturområden genom att öka tillgängligheten. Ett välutvecklat nollalternativ kan med andra ord leda till en mer nyanserad konsekvensbedömning.

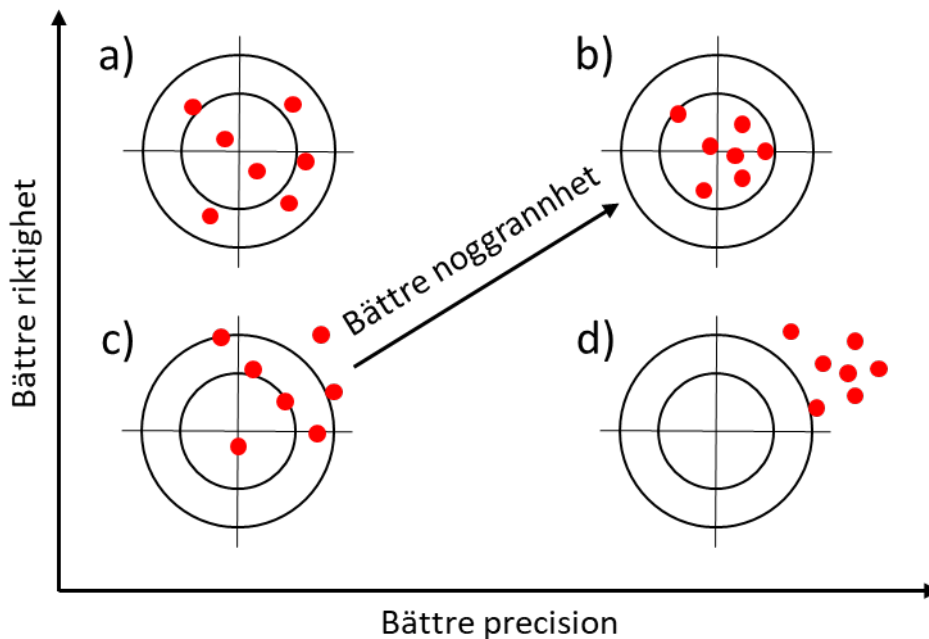
Avslutningsvis är det värt att konstatera att osäkerheterna i beskrivningen av nollalternativet kommer att vara större än för det sökta alternativet. Det ligger i sakens natur att verksamhetsutövaren har mer och säkrare information om sin planerade verksamhet än om omgivande processer. I vilken utsträckning planerade verksamheter som bedrivs av andra aktörer, och som kan betraktas som osäkra, ska inkluderas i nollalternativet är en avvägning som behöver göras.

4.4 Miljöbedömningars osäkerhet och användbarhet

Alla bedömningar av framtiden är osäkra. Hur osäkerheter hanteras är av stor vikt för miljöbedömningar generellt och aktualiseras inte specifikt av kumulativa effekter. Vid en utvidgning av avgränsningsrymden, som vi förordar i och med det miljövärdescentrerade perspektivet, kan man däremot argumentera för att osäkerheterna ökar. Inom ett större geografiskt område och under en längre tidsperiod ryms helt enkelt fler aktiviteter och processer. Samtidigt är det uppenbart att osäkerhet i en utsaga inte är synonymt med att alla tänkbara utfall är lika troliga. Ofta är det tvärtom så att vilken typ av förändring eller effekt som kan förväntas är väl känt, även om omfattningen eller tidpunkten inte kan anges närmare. Ett tydligt exempel på en sådan situation och hur det kan hanteras i en miljöbedömning återfinns i E16 Borlänge-Djurås etapp 2, sid. 59:

Vägen kommer att bli en tillkommande bullerkälla i skogsmiljön norr om Gimklack. I det öppna landskapet längre österut minskar bullret från nuvarande väg och bedöms i stället förskjutas norrut i och med nya vägen. Baserat på forskning och kvalitetsmått redovisade i artskyddsutredningen och utan att särskild hänsyn tagits till specifika arters känslighet eller platsbundna förutsättningar, bedöms att populationstätheten riskerar att minska i närheten av vägen och en bit in i områdena på grund av bullerspridningen. En kvalitetsförsämring om 50% eller mer bedöms därför riskeras i delar av flera naturvärdesobjekt och övriga naturmiljöer utmed sträckan. Att bedöma storleken på effekter och konsekvenser av tillkommande buller på utredda fåglar är dock svårt.

Det finns därför skäl att nyansera osäkerhetsbegreppet så att den kunskap som trots allt finns kan tas tillvara till exempel i beskrivningar av nollalternativ. Ofta innebär det att kvalitativa bedömningar kan göras även när de inte kan kvantifieras. Osäkerhet som sådant har studerats ingående i andra sammanhang, inte minst provtagning och analyser. Bland annat RISE (2020) anger att (mät)noggrannhet bestäms av analysens riktighet och precision. **Figur 18** nedan illustrerar sambandet mellan dessa begrepp. (Mät)osäkerhet anger då bristen på noggrannhet. Överfört till miljöbedömningar kan riktighet och precision användas för att uttrycka den kvalitativa respektive kvantitativa aspekten av en utsaga. I exemplet ovan konstateras dels att tillkommande buller kommer att medföra ett negativt påverkanstryck på flera naturvärdesobjekt (riktighet), men att storleken på konsekvenserna för fåglarna inte går att bestämma. Istället för att avstå från att göra bedömningen med hänvisning till osäkerhet tar författaren fasta på att riktigheten är hög, men precisionen är låg och inkluderar detta.



Figur 18 *Noggrannheten i en utsaga avgörs både av hur hög riktigheten och noggrannheten är. I figuren illustreras det med olika träffbilder, men konceptuellt gäller det även för till exempel bedömningar av framtida miljötillstånd. En hög riktighet betyder att de är jämt centrerade kring mittpunkten (a och b), medan hög precision betyder att punkterna är tätt samlade (fall b och d). Efter RISE (2020).*

Det här avspeglas i de båda perspektiv som vi ställer mot varandra. Det verksamhetscentrerade perspektivet utgår från det egna planerade projektet. Noggrannheten i projektbeskrivningen är generellt sett hög, både med avseende på riktighet och precision. Nollalternativet sätts, som vi har sett i exemplet ovan, ofta nära nuläget och kumulativa effekter begränsas i huvudsak till enstaka, befintliga eller redan beslutade aktiviteter av betydelse. Hög precision prioriteras framför hög riktighet. Det miljövärdescentrerade perspektivet utgår från tillståndet i miljön och hanterar, enligt vårt förslag, framför allt kumulativa effekter aggregerat och konceptuellt med hjälp av nollalternativet. Precisionen är lägre, men riktigheten kan bli högre.

Miljöbedömningen ska förse prövningsmyndigheten med ett tillräckligt underlag för att den ska kunna avgöra om den sökta verksamheten är tillåtlig eller ej. Det finns med andra ord en mycket tydlig förväntan på att resultatet av miljöbedömningsprocessen ska vara praktiskt användbart. Prövningsmyndigheten behöver både kunna utläsa vilka de *bedömda* effekterna och konsekvenserna är (tydlighet) och avgöra hur nära de ligger de *faktiska* effekter och konsekvenser som verkligen skulle uppstå om det sökta projektet genomförs (tillförlitligheten). Om vi i det här sammanhanget fokuserar på det senare gäller oundvikligen att detta är omöjligt att veta på förhand med fullständig visshet. Både en överskattning och underskattning av bedömda effekter jämfört med de faktiska är problematiska. I det första fallet ges inget tillstånd trots att de faktiska effekterna skulle ha varit tillåtliga, i det andra får det tvärtom tillstånd trots att de faktiska effekterna är otillåtliga. Försiktighetsprincipen anger att det första fallet är att föredra. En återkommande utmaning i arbetet med miljöbedömningar och inte minst hanteringen av osäkerheter är att varje projekt påverkar flera komplexa miljöaspekter och att det i de flesta fall saknas fullständig kunskap om samtliga prioriterade miljövärdens karaktäristik, samspel, trender och känslighet. Lägg till den ökade komplexitet – och därmed osäkerhet – som uppstår när man vidgar avgränsningsrymden och svårigheten att avgöra vilka interaktioner mellan olika påverkansfaktorer som är antagonistiska, synergistiska eller additiva. Sammantaget blir det

uppenbart att varje miljöbedömning ställs inför kunskapsluckor som ett enskilt projekt inte fullt ut kan fylla. Det är också en förklaring till att det ofta kan vara svårt att avgöra när kunskapskravet är uppfyllt.

Ett miljövärdescentrerat perspektiv på kumulativa effekter bör innebära att användbarheten ökar jämfört med alternativet. Genom att beskriva påverkanstrycket på de prioriterade miljövärdena samlat i nollalternativet istället för i form av ett antal enskilda delar ökar sannolikt tydligheten. Vi menar också att tillförlitligheten kan öka. Detta förutsätter att nollalternativet beskrivs med så hög grad av riktighet som möjligt, det vill säga att verksamhetsutövaren utnyttjar den kunskap som finns om trender även i de fall precisionen är låg. Det blir enklare för prövningsmyndigheten att värdera betydelsen av det sökta projektets bedömda effekter på ett visst miljövärde om miljöbedömningen redovisar om det värdet uppvisar en positiv eller negativ trend. Utelämnas kända trender för de olika miljövärdena, eller pågående förändringar i landskapet med motiveringen att takt och omfattning i det aktuella fallet är osäkra går prövningsmyndigheten miste om användbar information. För många – men inte alla – miljöaspekter är trenden tyvärr negativ. Det är viktigt att prövningsmyndigheten får den informationen om de prioriterade miljövärdena för att kunna bedöma om effekten av ett sökt projekt kommer att bli större eller mindre jämfört med nollalternativet än jämfört med nuläget. I de fall det går att uttala sig om det sökta projektets effekter är additiva, antagonistiska eller synergistiska med det omgivande påverkanstrycket ska det också vägas in.

Ett konkret förslag på hur osäkerheter i nollalternativet och i förlängningen skattningen av de kumulativa effekterna och konsekvensbedömningarna kan åskådliggöras är att använda sig av scenarioanalys. Det ena scenariot kan då baseras på de pågående och rimligt förutsägbara enskilda aktiviteter som påverkar de prioriterade miljövärdena. Det här kan sägas vara ett traditionellt nollalternativ, som uppfyller högre krav på precision. Det andra scenariot kan istället vidgas genom att sänka kraven på precision och på så vis öppna för en mer heltäckande beskrivning. Skillnaden mellan scenarierna skulle då ge en uppfattning om den inneboende osäkerheten och kunna ligga till grund för en diskussion om nollalternativets tydlighet, tillförlitlighet och hur verksamhetsutövaren tillämpar försiktighetsprincipen i miljöbedömningen. Scenarioanalys har många fler tänkbara tillämpningar och kan även användas för att utforska olika alternativa utfall. Det är vanligt inom bland annat klimatforskningen men bör användas med urskiljning och eftertanke vid miljöbedömningar för att inte resultera i flera parallella nollalternativ. Det skulle innebära ett större avsteg från MKB-praxis och försvaga tydligheten. I slutänden är det alltid upp till verksamhetsutövaren att förhålla sig till kunskapskravet i det enskilda fallet.

4.5 Betydelse av skala och systemgränser

Valet av avgränsningar har en avgörande betydelse för hur kumulativa effekter kan integreras i miljöbedömningen. Det är ett av de bärande argumenten för att välja ett miljövärdescentrerat perspektiv och löper som en röd tråd genom den här studien.

Ett miljövärdescentrerat perspektiv innebär en större avgränsningsrymd än ett verksamhetscentrerat perspektiv. Av det följer att miljöbedömningen i högre eller lägre grad blir mer omfattande och det är viktigt att nyttan, i form av att bedömningen blir mer heltäckande och riktig, blir tillräckligt stor för att motivera detta. Vidare avgränsningar leder i sig inte till att MKB blir mer användbar, eller ett bättre underlag för prövningsmyndigheten. Startpunkten måste därför vara det planerade projektet. På vilka sätt kan projektet komma att påverka omgivningen och hur långt sträcker sig denna påverkan? Vilka miljövärden finns inom detta påverkansområde och vilka av

dessa riskerar att vara känsliga för den typ av påverkan som det sökta projektet kan komma att ge upphov till? Det är med andra ord samma inledande frågor som med ett verksamhetscentrerat perspektiv som styr prioriteringen av miljövärden. Först när prioriteringen är gjord, med verksamhetens påverkan som utgångspunkt, utvidgas avgränsningsrymden i rum och tid för att omfatta dessa värden.

Avgränsningsrymden utgörs primärt av dimensionerna rum, tid och typ av påverkan. Samtidigt är det värt att påminna om att även "påverkansintensitet" har praktisk betydelse för avgränsningarna. Eftersom den här studien fokuserar på kumulativa effekter kan den ge intrycket av att det planerade projektets enskilda och direkta effekter är av underordnad betydelse och försvinner – eller medvetet kan gömmas – i bakgrundsbruset av alla andra aktiviteter. Det är inte fallet. Vissa värden är av sådan karaktär att den lokala – och därmed i många fall enskilda – effekten har avgörande betydelse. Ett exempel är naturvärdesobjekt av klass 1 och 2, där varje objekt har en särskild betydelse för den biologiska mångfalden. När sådana värden hotas genom exempelvis förändrad markanvändning på grund av ett infrastrukturprojekt är de kumulativa effekterna ofta av underordnad betydelse. I andra änden av skalan finns de nationella eller rentav globala miljövärdena. Utsläpp av växthusgaser är kanske det tydligaste exemplet, även om det inte fullt ut hanteras inom ramen för tillståndsprövningen. Ett annat är utarmningen av biologisk mångfald och ekosystemtjänster i vardagslandskapet. När bidraget från det enskilda projektet blir tillräckligt litet blir det i praktiken bara meningsfullt att urskilja om miljövärdet skyddas av ett icke-försämringskrav, ibland uttryckt som ingen nettoförlust eller *no net loss*. Det gäller för utpekade vattenförekomster men används generellt inte vid tillståndsprövningar enligt miljöbalken. Tvärtom präglas de av rimlighetsavvägningar (2 kap. 7 § miljöbalken)². Den här utspädningseffekten, att det sökta projektet blir svårt att urskilja i ett alltför stort sammanhang, kan naturligtvis uppträda även i mindre skalor än den globala. I de fall miljövärdets avgränsningar blir alltför omfattande finns det därför skäl att överväga om de kan snävas in, till exempel om det har uttryckts som ett regionalt miljö kvalitetsmål, eller om det helt enkelt finns fog för att konstatera att det planerade projektets påverkan blir försumbar.

Det är i spannet mellan dessa ytterligheter som kumulativa effekter är betydelsefulla vid miljöbedömningar. I en analys av miljöbedömningen för regionala infrastrukturplaner lyfter Löfgren & Nilsson (2015) den intressanta punkten att det är lättare att beakta kumulativa effekter i det regionala perspektivet i planer och program, jämfört med ett mer lokalt perspektiv på projektnivå. Naturvårdsverket (2009) delar den uppfattningen, men motiverar det med att det är svårare att hantera samlade och kumulativa effekter på projektnivå eftersom miljökonsekvensbeskrivningar på den nivån kommer in sent i samhällsplaneringen. Skälet är inte att kumulativa effekter inte är relevanta på projektnivå. Runting et al. (2016) resonerar om hur icke-klimatdrivande förändringar, till exempel förändring av markanvändning, kan variera i skala från lokala drivkrafter (som har sitt ursprung i eller nära studieplatsen) till externa drivkrafter (som fungerar i en skala större än studieplatsen). Beslutsfattande kan också ske långt utanför studieområdets läge och skala till exempel beslutsfattande på nationell och global nivå, men dessa faktorer kan vara betydligt svårare att införliva än de beslut som fattas av lokala och regionala aktörer.

De Jong et al. (2004) har kommenterat frågan om vad som är ekologiskt relevanta avgränsningar på följande sätt:

² Kraven i [de allmänna hänsynsreglerna] gäller i den utsträckning det inte kan anses orimligt att uppfylla dem. Vid denna bedömning ska särskild hänsyn tas till nyttan av skyddsåtgärder och andra försiktighetsåtgärder jämfört med kostnaderna för sådana åtgärder.

Att bevara all biologisk mångfald överallt är givetvis omöjligt att kombinera med areella näringar och olika projekt. I [konventionen för biologisk mångfald] diskuteras hållbart nyttjande av naturresurser vilket har tolkats som att man på landskapsnivå bevarar förutsättningarna för att hysa livskraftiga populationer av naturligt förekommande arter [...]. Arterna ska kunna finnas kvar inom sina naturliga utbredningsområden även om vissa miljöer påverkas eller försvinner. Det finns dock flera problem med att omsätta detta i praktiken: hur stort är ett landskap, vad är en livskraftig population, vilka krav har arterna? Hur stort ett landskap är beror givetvis på vilka rumsliga krav arterna i landskapet har. Ofta definierar man ett landskap efter arter som kräver de största arealerna. Ska man t.ex. hysa en population med tretåig hackspett krävs att man betraktar områden på flera tusen hektar [...]. Vid landskapsekologisk planering brukar man definiera landskapsnivån som mellan 5 000 och 15 000 ha.

Men var i tiden ska de kumulativa effekterna bedömas? Vad som faktiskt utgör ett referenstillstånd innan olika kumulativa effekter börjar påverka ett miljövärde bedöms olika för olika miljövärden. Miljökvalitetsnormer för ytvatten utgår i normalfallet från ett naturligt och förindustriellt tillstånd, medan natur- och kulturvärden ofta utgår ifrån miljöer delvis skapade av människan. Vi konstaterar att det knappast är möjligt att generellt slå fast vilken skala och vilka systemgränser som är relevanta för kumulativa effekter i olika projekt, utan att dessa frågor kräver en särskild uppmärksamhet i varje enskilt fall.

4.6 Tillämpning av det föreslagna ramverket för kumulativa effekter

Ramverket som vi föreslår har inte tillämpats i praktiken. Istället har det utvecklats och utvärderats med utgångspunkt i fallstudierna. Därför är det sannolikt att vissa anpassningar kommer att behöva göras om Trafikverket eller någon annan verksamhetsutövare väljer att introducera det och skaffar sig praktisk erfarenhet av att använda det. Vår övertygelse är att det i allt väsentligt ska visa sig vara användbart och förbättra hanteringen av kumulativa effekter i miljöbedömningar av infrastrukturprojekt.

Förslaget bygger på tidigare utvecklade ramverk och följer förenklat de steg som föreslås av Folkesson (2010). De tre analysstegen skiljer sig inte i sak från traditionell miljöbedömning utan kan enkelt integreras i den ordinarie processen. Det krävs heller inte några nya verktyg eller metoder. Den tydligaste skillnaden är att ramverket föreslår att de avgränsningar som görs för de flesta miljöaspekter bör utvidgas och i högre grad bygga på utbredningen av miljövärden i ett landskapsperspektiv. Exempelvis bör påverkan på biologisk mångfald inte begränsas till påverkan på enskilda objekt, och påverkan på landskapet inte begränsas till området närmast de planerade aktiviteterna. Med en utvidgad avgränsningsrymd för analysen av kumulativa effekter kommer de underlag som normalt sett används att behöva kompletteras för olika miljöaspekter. Viktiga tillkommande underlag är större kartmaterial, regionala sammanställningar av bevarandestatus för arter och naturtyper, samt regionala klimatscenarier. Det är troligt att vissa typer av data kommer att bli mer tillgängliga framöver, i synnerhet beträffande klimatförändringar, och sådana underlag kan då komma att bättre integreras i analyser av kumulativa miljöeffekter. I vissa fall kommer kraven på expertkompetens inom olika sakområden antagligen att öka, både för att ta fram och för att tolka dessa underlag.

Stegen kan med fördel integreras i den konventionella struktur och kapitelindelning som normalt förekommer i MKB för infrastrukturprojekt. Även om bedömningen i vissa fall behöver göras både för enskilda och för kumulativa effekter är det lämpligt att redovisningen sker samlat per miljöaspekt, exempelvis som påverkan på biologisk mångfald, vattenförekomster och så vidare. Vi förespråkar alltså att kumulativa effekter, inklusive hur klimatförändringar samverkar med annan miljöpåverkan, i första hand redovisas i respektive kapitel per miljöaspekt. Om det är motiverat kan givetvis särskilda kapitel som sammanfattar klimatpåverkan och kumulativa effekter adderas till redovisningen (så som ofta görs idag).

Avslutningsvis vill vi lyfta några frågor om förväntade svårigheter och möjliga mervärden med att introducera det föreslagna ramverket. De ligger i utkanten av studien och rör inte utformningen av förslaget som sådant. Samtidigt beror förslaget eventuella genomslag och framgång minst lika mycket på hur det tas emot av de olika aktörerna i miljöbedömnings- och tillståndprocesserna, som på ramverkets inneboende kvalitéer.

4.6.1 Motstående incitament för att öka fokus på kumulativa effekter i miljöbedömningar

Enlig 2 § 6 kap. MB. ska miljöbedömningar omfatta kumulativa effekter. Det finns också en ofta framförd uppfattning att bättre, mer kompletta underlag leder till en enklare och snabbare tillståndsprocess. Detta talar för att det både är en skyldighet för den sökande och ligger i den sökandes intresse att utveckla bedömningarna av kumulativa effekter. Å andra sidan innebär det miljövärdescentrerade perspektiv som vi förordar för att bättre hantera kumulativa effekter att avgränsningsrymden utvidgas. En grundlig redovisning av kumulativa effekter riskerar att det sökta alternativet framstår som mer negativt, eftersom ett större totalt påverkanstryck kommer att redovisas. Dessutom blir arbetet med miljöbedömningen mer omfattande och resurskrävande. Det finns alltså både ett långsiktigt (ökad risk för avslag på ansökan) och ett kortsiktigt (dyrare MKB-utredningar) incitament för att låta bli att tillämpa det miljövärdescentrerade perspektivet i miljöbedömningen. Det första, positiva, incitamentet väger sannolikt tyngre för det allmänna än för verksamhetsutövaren, medan det är tvärtom för de senare, negativa, incitamenten. De här motstående incitamenten bör tydliggöras och vägas mot varandra. Ett förhållningssätt är att tvinga fram en förändrad praxis mot ökat fokus på kumulativa effekter. Om den sökande vet vad som kommer att krävas och litar på att kraven är lika höga för alla andra sökande, bör incitamentet att tona ner kumulativa effekter minska och fördelen med att tillhandahålla ett komplett underlag och få en snabbare tillståndsprocess öka. Se även 4.6.2.

Ett ökat fokus på kumulativa effekter kan också sätta ljuset på de andra aktiviteterna som bedrivs, eller förväntas komma att bedrivs. Trots att det är det samlade påverkanstrycket som verkar på bedömda miljövärden så tar prövningsmyndigheten endast ställning till om det sökta projektets påverkan ryms inom återstående belastningsutrymme eller ej. Ur ett hållbarhetsperspektiv kan man argumentera för att det bör vara de viktigaste verksamheterna som ska tillåtas belasta miljön, snarare än de som har sökt tillstånd tidigt. Den här konflikten mellan hållbart utnyttjande av allmänna intressen och rättssäkerhet har hamnat mer i fokus i och med införandet av miljökvalitetsnormer för vatten och särskilt implementeringen av icke-försämringsprincipen. Det regelverket har infört tydliga tröskelvärden för miljötillståndet i recipienten istället för att ange maximala halter i till exempel utgående vatten. Snarare än att överväga att ompröva redan givna tillstånd för belastande verksamheter för att frigöra utrymme för tillkommande verksamheter verkar rättspraxis inom det här området ha gått emot att nyansera hur belastning i en del av en vattenförekomst ska relateras till vattenförekomsten i sin helhet och på så vis kunna utnyttja

belastningsutrymmet maximalt. Även om den här frågan ligger bortom syftet med den här studien kan det vara intressant att reflektera över om ett ökat fokus på kumulativa effekter inom fler typer av miljöbedömningar skulle kunna leda till liknande förhållningssätt, och om det därför finns anledning att studera framväxande praxis för tillståndsgivning för vattenverksamheten närmare.

4.6.2 Aktörssamverkan viktig för förändrad praktik

En nyckel för att förändra praxis för hantering av kumulativa effekter i miljöbedömningar inom nuvarande system verkar vara de olika aktörernas vilja och samspelet dem emellan (Wärnbäck, 2012). Det här är emellertid inte begränsat till frågan om kumulativa effekter, utan gäller generellt för utvecklingen av miljöbedömningar. Sedan MKB infördes i sin nuvarande form har regelverk och praxis ständigt kritiserats från olika synvinklar och många av utmaningarna pekades ut av Naturvårdsverket (2001) och Miljöbalkskommittén (SOU 2003:124) redan några år efter att MKB-reglerna infördes. Det finns sedan lång tid en allmän och utbredd önskan att kvaliteten i miljökonsekvensbedömningar och miljöbedömningar ska öka ytterligare – helst utan att arbetet för den skull ska bli mer resurskrävande. Trots att det i flera fall finns kunskap och metodik saknas tillräckliga incitament för att använda dem. Det gäller inte bara bedömningen av kumulativa effekter (Wärnbäck, 2012) utan även hälsoeffekter (Kågström, 2009) och kulturmiljön (Björckebaum & Mossberg, 2009). Wärnbäck (2012) diskuterar ur ett sociopsykologiskt perspektiv vad som krävs för att förändring ska komma till stånd. Brist på kunskap är sällan den begränsande faktorn. Istället är det utövarnas vilja, deras attityd till frågan, som är utmaningen eftersom den hänger samman med känslor och övertygelse och inte är helt faktabaserad. Det kan förklara varför förändringar sker långsamt.

Om inte länsstyrelserna eller tillståndsmyndigheterna ställer högre krav – beroende på att de saknar expertkompetens, tidsbrist i handläggningen eller det faktum att det faktiskt är verksamhetsutövaren som är ansvarig för genomförandet – saknas yttre incitament för att beställa utredningar som avviker från praxis. MKB-konsulterna får då svårt att vinna upphandlingar genom att föreslå nya metoder. I den situationen är risken stor för att ingen av aktörerna omsätter utveckling till praxis. Det krävs därför att samtliga aktörer agerar efter de nya rönerna och att implementeringen sker samtidigt hos de olika aktörerna (Wärnbäck, 2012; Björckebaum & Mossberg, 2009). Samtidigt ska man inte bortse från att vissa verksamhetsutövare väljer att gå före myndighetskrav. Då är relationen mellan verksamhetsutövaren och anlitate MKB-konsulter viktig (Hedlund & Lerman, 2013). Ett exempel på en positiv utveckling är hur biologisk mångfald beaktas i miljökonsekvensbedömningar och miljöbedömningar. Två genomgångar visar på en stor förbättring från 2004 fram till 2013. Ett tydligt resultat är att frågorna rörande biologisk mångfald upplevs ha fått större genomslag tack vare att särskilt dåvarande Vägverket och länsstyrelserna över tid ställt krav på naturvärdesinventeringar. Det har i sin tur ändrat förutsättningarna för verksamhetsutövarnas möjlighet att få acceptans för sin MKB och gett konsulterna möjlighet att införa nya metoder (Wärnbäck, 2013). Motsvarande utveckling är tänkbar även beträffande användningen av ett miljövärdescentrerat perspektiv och ett ökat fokus på kumulativa effekter.

4.6.3 Ett miljövärdescentrerat perspektiv gynnar – och gynnas av – ett ekosystemtjänstperspektiv

2018 publicerade Trafikverket en rapport om integrering av ekosystemtjänster i miljökonsekvensbeskrivningar inom infrastrukturprojekt (Trafikverket, 2018). Bakgrunden var regeringens etappmål att betydelsen av biologisk mångfald och värdet av ekosystemtjänster skulle

integreras i ekonomiska ställningstaganden och andra beslut i samhället där så är relevant och skäligt senast 2018. Det finns flera övergripande paralleller mellan den studien och den här. Målsättningen för båda studierna är att undersöka om och hur Trafikverket kan förbättra sina miljöbedömningar genom ett ökat fokus på ekosystemtjänster respektive kumulativa effekter. Båda studierna drar slutsatsen att förbättringar är möjliga, att förbättringarna underlättas av perspektivskiften snarare än radikalt nya grepp jämfört med rådande praktik och att dessa perspektivskiften för med sig behov av delvis nya underlag. Därför kan det vara intressant att påpeka att många ekosystemtjänster är beroende av biologisk mångfald och urskiljs tydligare på landskapskala än projektnivå.

Nedan följer två citat ur rapporten. Byter man ut "ekosystemtjänster" mot "kumulativa effekter" blir det i våra ögon tydligt hur god överensstämmelsen är. Vi anser att ekosystemtjänstperspektivet och det miljövärdescentrerade perspektivet gynnar varandra och att det kan finnas anledning för Trafikverket att överväga om de ska utvecklas parallellt i framtiden.

Om ekosystemtjänstanalys inkluderas i Planläggnings- och miljöbedömningsprocessen kommer delvis nya krav att ställas på datainsamlingen. Med en utvidgning av det geografiska perspektivet ökar influensområdet och därmed datamängden. Analysen och värderingen av tillgång och brist på olika ekosystemtjänster i landskapet, respektive olika landskapselements betydelse för den regionala gröna infrastrukturen åligger inte i första hand Trafikverket utan samhället som helhet. Det underlag som är relevant borde därmed tas fram inom ramen för regional planering och arbetet med grön infrastruktur i samverkan mellan länsstyrelsernas samordnare och infrastrukturhandläggare samt planerare, arkitekter och miljöspecialister på Trafikverket. Det underlag som tas fram i dessa sammanhang kan eller bör utgöra ett underlag för en analys av infrastrukturens påverkan på ekosystemtjänster i ett landskapsperspektiv. En del av analysen behöver antagligen göras på en mer övergripande nivå än det enskilda projektet, exempelvis i nationella planer för infrastruktur, regionala handlingsplaner för grön infrastruktur och kommunal översiktsplanering, men enskilda projekt bör förhålla sig till det större perspektivet.

(D)et finns goda möjligheter att hantera ekosystemtjänster inom ramen för infrastrukturprojekt, men [...] det kan göras på en rad olika sätt och [...] detta innebär ett vägval. Vi bedömer att påverkan på de viktigaste ekosystemtjänsterna implicit redan hanteras på ett relativt tillfredsställande sätt i befintliga MKB och miljöbeskrivningar – däribland påverkan på produktiv jord- och skogsbruksmark, habitat och livsmiljöer, rekreativsmöjligheter och landskapsbild. En möjlighet är att med ganska små medel synliggöra ekosystemtjänsterna genom att benämna dem där de förekommer eller endast utvidga analysen i liten utsträckning. (...) Det är å andra sidan möjligt att också välja en mer omfattande analys av ekosystemtjänster och införa mer ambitiös metodik och datainsamling. I det senare fallet vill vi särskilt lyfta fram möjligheten att koppla analysen av ekosystemtjänster till arbetet med landskapsanalys och grön infrastruktur för att sätta in ekosystemtjänsterna i ett större geografiskt sammanhang och ge människorna som nyttjar landskapet förbättrade möjligheter att komma till tals inför förändringar. Det skulle i sin tur förmodligen förutsätta samverkan med fler nivåer och aktörer där bara en del av arbetet skulle genomföras i samband med MKB eller miljöbeskrivning för enskilda projekt. Exempelvis kan regionala handlingsplaner för grön infrastruktur och kommunal översiktsplanering sannolikt underlätta analyser av ekosystemtjänster i ett landskapsperspektiv som kan ligga till grund för analyser också i enskilda projekt. Även de samråd som genomförs med allmänhet och särskilt berörda

bedöms kunna bidra med värdefull information om projektområdets ekosystemtjänster, till exempel rekreation och friluftsliv.

5 Slutsatser

Begreppet KE bör definieras tydligare

Kumulativa effekter förefaller ofta syfta på en begränsad delmängd av miljöeffekter relaterade till den egna verksamheten och näraliggande, kända aktiviteter. I denna rapport har begreppet i första hand en vidare betydelse och omfattar tidigare, nuvarande och/eller framtida åtgärder, projekt och förändringar som påverkar ett miljövärde. Inte minst bidrar klimatförändringar till den samlade påverkan på en rad olika miljövärden. Den senare betydelsen ligger nära mer etablerade definitioner av begreppet men i vilken utsträckning detta är relevant för vad som ska hanteras i miljöbedömningar behöver klargöras.

Sätt miljövärde i centrum

Ett miljövärdescentrerat perspektiv innebär att kumulativa effekter integreras i miljöbedömningen. Det innebär också en ökat fokus på nollalternativet, vilket per definition förbättrar förutsättningarna för att urskilja det sökta/bedömda projektets miljöeffekter. Fokus flyttas från att summera effekter av enskilda projekt till att beskriva och bedöma drivkrafter, aktiviteter och påverkanstryck i mer generella termer. Fokus flyttas samtidigt från ett nulägescentrerat till ett förändringscentrerat perspektiv. Avgränsningen i analysen avgörs av vilka miljövärden som bedöms påverkas av den sökta verksamheten.

Integrera kumulativa effekter i hela MKB

Genom ett miljövärdescentrerat angreppssätt i hela MKB integreras kumulativa effekter systematiskt eftersom tillståndet för varje miljövärde beskrivs och all påverkan på miljövärde därmed implicit ingår i bedömningen. Jämförelsen med nollalternativet innebär att projektets påverkan synliggörs specifikt. Eftersom kumulativa effekter genom detta angreppssätt hanteras för varje miljöaspekt förespråkar vi att de också redovisas i varje avsnitt för de olika miljöaspekterna snarare än att ha ett separat kapitel om KE. Genom att integrera de KE i analyserna tydliggörs de KE bättre.

Integrera klimatet i hela MKB

Klimatförändringarna påverkar många miljöaspekter och för att förstå komplexiteten av effekterna är det därför avgörande att integrera klimatförändringar samt andra globala eller lokala drivkrafter med respektive miljöaspekt. Detta gäller främst hur klimatet påverkar andra miljövärden. Hur projektet påverkar klimatet exempelvis genom utsläpp av växthusgaser är däremot en mer specifik fråga som kan redovisas i ett separat kapitel.

Viktiga kumulativa effekter i infrastrukturprojekt

Viktiga kumulativa effekter att hantera i infrastruktur är bland annat fragmentering av landskap, påverkan på känsliga naturtyper, utsläpp till vatten, samt att integrera framtida klimatförändringar i bedömningen av kumulativa miljöeffekter. Genom att relatera påverkan till beskrivna miljövärden såsom status för hotade arter, naturtyp eller ekologisk status för vattenförekomster hanteras implicit kumulativa effekter i många MKB redan idag. Metodik för fragmentering av landskap och klimatpåverkan behöver utvecklas. Ett angreppssätt för kumulativ fragmentering av landskap föreslås i rapporten. Andra viktiga kumulativa effekter som inte hanteras i denna rapport gäller buller och kumulativa effekter för hälsa och ekosystemtjänster.

Olika miljöaspekter behöver bedömas med olika metoder

Genom att fokusera på status för definierade miljövärden – ekologisk och kemisk status för vattenförekomster, bevarandestatus för arter och naturtyper, och så vidare – så kan kumulativa effekter av olika miljöpåverkan implicit hanteras i miljöbedömningar. För fragmentering av landskap föreslås i rapporten ett angreppssätt för bedömning av påverkan på sammanhängande områden. Vilka underlag och metoder som finns tillgängliga och som är lämpliga att använda skiljer sig mellan olika miljöaspekter, och kan lämpligen vara föremål för kommande vägledningar för miljökonsekvensbeskrivningar.

Befintliga underlag kan användas bättre

Analysen av kumulativa effekter kan till stor del göras utifrån de underlag som normalt sett tas fram i MKB, men behöver kompletteras för olika miljöaspekter och ofta omfatta en större skala. Viktiga tillkommande underlag är större kartmaterial, regionala sammanställningar av bevarandestatus för arter och naturtyper, samt regionala klimatscenarier. De underlag som finns kan utnyttjas mer än vad som görs idag för att bedöma kumulativa effekter. Även om kvantitativa bedömningar i många fall är svåra att göra kan kvalitativa bedömningar vara användbara som ett kompletterande underlag för miljöbedömning.

6 Rekommendationer

- Vi rekommenderar att framtida miljöbedömningar tar upp kumulativa effekter till följd av både enskilda, existerande eller rimligt förutsägbara aktiviteter och summan av det diffusa påverkanstryck som utövas av "bakgrundsaktiviteter" och klimatförändringar. Det bör göras genom ett större fokus på att utveckla nollalternativet än vad som redan görs idag. Nollalternativet bör beskriva förväntat tillstånd för olika miljövärden som har prioriterats i miljöbedömningen vid en tidpunkt tillräckligt långt in i framtiden, med hänsyn tagen till det planerade projektets karaktär och livslängd och tillgängliga data. Beskrivningen bör kort redogöra för vilka typer av påverkanstryck miljövärdena utsätts för och vilka aktiviteter och drivkrafter som orsakar detta. Fokus bör ligga på att redovisa vilka trender nollalternativet bygger på.
- Generellt behöver fokus delvis skiftas i MKB jämfört med dagens praktik. Ofta läggs stor vikt vid sällsynta arter på enskilda platser, utan att relatera till kontexten. Här ger kumulativa effekter möjligheter till vidgade perspektiv. Att lyfta blicken till "bevarandestatus" och "tröskelvärden" kan göras genom att lyfta kumulativa effekter i ett miljövärdescentrerat perspektiv. Detta är givetvis inte upp till en enskild aktör att förändra, utan behöver koordineras inom hela processen för miljöprövning.
- Enskilda aktörer kan dock bättre ta hänsyn till kumulativa effekter och tillämpa ett miljövärdescentrerat perspektiv. Kumulativa effekter kan integreras bättre i hela MKB och inte enbart beaktas som ett separat avsnitt. Länsstyrelser och remissinstanser kan agera för att främja ett förnyat arbetssätt.
- En rekommendation är att i högre grad betrakta andra verksamheter – och klimatet – mer allmänt i samband med påverkansbedömningarna. Klimatförändringar och regionala översiktsplaner är två exempel på mer eller mindre förutsägbara förändringar som kan beaktas i en analys av kumulativa effekter.
- För att bedöma kumulativa effekter, exempelvis effekten av klimatförändringar, behöver man beakta trender (med och utan det planerade projektet) snarare än en ögonblicksbild. Detta kan exempelvis göras som en form av scenario- eller känslighetsanalys.
- Klimatförändringar bör integreras bättre i miljöbedömningarna och inte enbart behandlas separat. Eftersom klimatförändringarna påverkar många miljöaspekter så behövs ett holistiskt angreppssätt där klimatförändringarna utvärderas i samband med de andra miljöaspekterna. Vi förespråkar därför att man frångår den linjära processen där man tittar på klimateffekterna i ett eget separat kapitel, och att man istället integrerar klimateffekterna tillsammans med utvärderingen av de övriga miljöaspekterna som studeras.
- Ett ekosystemtjänstperspektiv som har framhållits i andra sammanhang och som föreslås i det svenska miljömålssystemet är kompatibelt med ett miljövärdescentrerat perspektiv och kan med fördel utvecklas parallellt.
- Vi föreslår att så kallade naturvärdesobjekt används som tröskelvärden för biologisk mångfald. Skälen är att inventeringen av naturvärdesobjekt görs enligt en standardiserad metod, att naturvärdesobjekt förekommer i samtliga landskap, att klassindelningen bygger på en kombination av arter och livsmiljöer och inte minst att naturvärdesinventeringar

redan ingår i Trafikverkets (och många andra verksamhetsutövares) miljöbedömningsprocess.

- Det bör finnas tydligare vägledningar för hur kumulativa effekter kan hanteras i MKB. En sådan vägledning kan innehålla såväl metodologiskt stöd som information om dataunderlag och goda exempel. Användbara källor till regionala klimatscenarier, bevarandestatus för arter och naturtyper, miljövärden kopplade till vatten, skog, jordbruksmark med mera kan också ingå i en sådan vägledning, liksom bedömningskriterier för hur enskilda projekt kan relateras till globala, nationella och regionala miljömål och tröskelvärden. En exempelbank eller lathund för hur klimatförändringar *kan* samverka med övriga drivkrafter skulle sannolikt vara mycket användbar.

7 Referenser

Antonson H., 2009. Bridging the gap between research and planning practice concerning landscape in Swedish infrastructural planning. *Land Use Policy* 26, 169–177. DOI: 10.1016/j.landusepol.2008.02.009

Atkins, J. P., Burdon, D., Elliott, M. Gregory, A. J., 2011. Management of the marine environment: Integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach. *Marine Pollution Bulletin*, volume 62, issue 2, 2011, Pages 215–226. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.12.012>.

Baxter, W., Ross, W.A. and Spaling, H. 2000. To What Standard? A critical evaluation of Canadian Cumulative Effects Assessments Part II: Results and Recommendations. IAIA Back To The Future Where will impact Assessment Be in 10 years and how do we get there? Hong Kong.

Baxter, W., Ross, W.A., Spaling, H., 2001. Improving the practice of cumulative effects assessment in Canada. *Impact Assessment and Project Appraisal* 19, 253–262.

Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., Courchamp, F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology letters*, 15, 365–77.

Bergström, L., Borgström, P., Smith, H.G., Bergek, S., Caplat, P., Casini M., Ekroos J., Gårdmark A., Halling C., Huss M., Jönsson AM., Limburg K., Miller P., Nilsson L., Sandin L. 2020. Klimatförändringar och biologisk mångfald – Slutsatser från IPCC och IPBES i ett svenskt perspektiv. SMHI och Naturvårdsverket. *Klimatologi* Nr 56.

Bérubé, M. 2007. Cumulative effects assessments at Hydro-Québec: what have we learned? – *Impact Assessment and Project Appraisal* 25(2): 101–109.

Björckebaum, M. & Mossberg, M., 2009. MKB i praktiken. Aktörers inställning till och agerande kring kulturmiljö i transportinfrastrukturens MKB-arbete. KMV Forum AB.

Björklund, A. 2012. Life cycle assessment as an analytical tool in strategic environmental assessment. Lessons learned from a case study on municipal energy planning in Sweden. *Environmental Impact Assessment Review*, 32(1), 82–87. doi: <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2011.04.001>

Boverket, 2021. Europeiska landskapskonventionen. <https://www.boverket.se/sv/PBL-kunskapsbanken/Allmant-om-PBL/teman/kulturvarden/andra-Styrmedel-for-kulturvarden/landskapskonventionen/>. Granskad: 2021-03-03.

Boverket, 2006. Miljöbedömningar för planer enligt plan- och bygglagen – en vägledning.

Brismar, A. 2004. Attention to impact pathways in EISs of large dam projects. *Environmental Impact Assessment Review* 24, 59–87.

Brännström, L. 2018. Klimatperspektivet i MKB för svenska väg- och järnvägsplaner, Examensarbete, Karlstads universitet.

Byer, P.H. & Yeomans, J.S. 2007. Methods for addressing climate change uncertainties in project environmental impact assessments. *Impact Assessment Project Appraisal*, 25(2), 85–99. doi: <https://doi.org/10.3152/146155107X205841>

Canter, L.W. 2000. Addressing Cumulative Effects Within Impact Study Documents, presented at the 20th Annual Meeting of the International Association for Impact Assessment, June 23-30, 2000, Hong Kong, China.

Canter, L. & Atkinson, S. 2008. Environmental indicators, indices, and habitat suitability models. Föredrag IAIA Calgary 2008.

Canter, L.W. & Kamath, J. 1995. Questionnaire checklist for cumulative impacts. *Environmental Impact Assessment Review* 15(4): 311-339.

Canter, L. & Ross, B. 2008. State of practice of cumulative effects assessment and management: The good, the bad and the ugly. Föredrag IAIA Calgary 2008.

CEAA. 1999. Cumulative Effects Assessment Practitioners Guide, Canadian Environmental Assessment Agency, 1999.

Commission of the European Communities. 1999. Guidelines for the Assessment of Indirect and Cumulative Impacts as well as Impact Interactions. Luxembourg.

Cooper, T.A. & Canter, L.W. 1997. Documentation of cumulative impacts in environmental impact statements. *Environmental Impact Assessment Review* 17(6): 385- 411.

Cooper, L.M. & Sheate, W.R. 2002. Cumulative effects assessment: A review of UK environmental impact statements. *Environ Impact Assessment Rev* 22: 415–439.

Council on Environmental Quality, 1997. Executive Office of the President Considering Cumulative Effects under the National Environmental Policy Act.

Crain, C.M., Kroeker K. & Halpern, B.S. 2008. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters*, 11(12), 1304–1315.

de Jong, J., Oscarsson, A., Lundmark, G., 2004. Hur behandlas biologisk mångfald i MKB? CBM:s skriftserie 11. Centrum för biologisk mångfald. Uppsala.

<https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/cbm/dokument/publikationer-cbm/cbm-skriftserie/cbm-skriftserie-11-biologisk-mangfald-i-mkb.pdf>. Hämtad 2021-11-11.

Dubé, M.G., 2003. Cumulative effect assessment in Canada: a regional framework for aquatic ecosystems. *Environmental Impact Assessment Review* 23, 723–745.

Elliott, M., Burdon, D., Atkins, J.P., Borja, A., Cormier, R., de Jonge, V.N., Turner R.K. 2017. "And DPSIR begat DAPSI(W)R(M)!" - A unifying framework for marine environmental management, *Marine Pollution Bulletin*, Volume 118, Issues 1–2, Pages 27-40, ISSN 0025-326X, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.049>

Europeiska kommissionen. 1999. Guidelines for the Assessment of Indirect and Cumulative Impacts as well as Impact Interactions. ISBN 92-894-1337-9.

Europeiska kommissionen. 2017a. Environmental Impact Assessment of Projects. Guidance on Screening. ISBN 978-92-79-74372-6

Europeiska kommissionen. 2017b. Environmental Impact Assessment of Projects. Guidance on Scoping. ISBN 978-79-74376-4.

Europeiska kommissionen. 2017c. Environmental Impact Assessment of Projects. Guidance on the preparation of the Environmental Impact Assessment Report. ISBN 978-92-7974374-0.

Europeiska landskapskonventionen, 2000.

<https://rm.coe.int/CoERMPublicCommonSearchServices/DisplayDCTMContent?documentId=09000016802f3fbe>

Fahrig, L. 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? *Ecological Modelling* 105, 273-292.

Foley, J.A., Defries, R., Asner, G.P. et al. 2005. Global consequences of land use. *Science*, **309**, 570-574.

Foley, M.M., Mease, L.A., Martone, R.G., Prahler, E.E., Morrison, T.H., Murray, C.C., & Wojcik, D. 2017. The challenges and opportunities in cumulative effects assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 62, 122-134.

Folkesson L. 2010. Kumulativa effekter och konsekvenser. Behandling i miljöbedömning och miljökonsekvensbeskrivning för vägar. VTI rapport 674.

Folkesson, L. Antonsson, H. & Helldin, J.O. 2013. Planners' views on cumulative effects. A focus-group study concerning transport infrastructure planning in Sweden, *Land Use Policy* 30, 243-253.

Franks, D.M., Brereton, D. & Moran, C.J. 2010. Managing the cumulative impacts of coal mining on regional communities and environments in Australia. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 28(4), 299-312.

Glasson, J., Therivel, R. & Chadwick, A. 1999. Introduction to environmental impact assessment: principles and procedures, process, practice and prospects London, UCL Press.

Gontier, M. 2005. Biodiversity in environmental assessment – tools for impact prediction. Licentiatavhandling, KTH, Skolan för arkitektur och samhällsbyggnad (ABE), Mark- och vattenteknik.

Gontier, M., Mörtberg, U. & Balfors, B. 2010. Comparing GIS-based habitat models for applications in EIA and SEA, *Environmental Impact Assessment Review*, Volume 30, Issue 1, 8-18.

Halpern, B. & Fujita, R. 2013. Assumptions, challenges, and future directions in cumulative impact analysis.

Hedlund A. & Lerman P. 2013. Miljökonsekvensbeskrivning – regler i förändring. Örebro, december 2013.

Hegman, G., Cocklin, C., Creasey, R., Dupuis, S., Kennedy, A., Kingsley, L., Ross, W., Spaling, H., Stalker, D. 1999. Cumulative Effects Assessment Practitioners Guide. The Cumulative Effects Assessment Working Group & AXYS Environmental Consulting Ltd.

Hodgson, J.A., Moilanen, A., Wintle, B.A., Thomas, C.D., 2011. Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *J. Appl. Ecol.* 48, 148-152.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01919.x>

Hodgson J.A., Thomas C.D., Wintle B.A. & Moilanen A., 2009. Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics. *Journal of Applied Ecology* 46, 964-969.

- IPBES, 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1148 pages. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- IUCN, 2021. IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/>. Besökt 2021-11-11.
- Jaeger, J. 2008. Using measures of landscape fragmentation for cumulative effects assessment. Föredrag IAIA Calgary 2008.
- Jeffrey, B. & Duinker, P.N. 2000. A comparative analysis of cumulative impact assessment involving mining developments and species at risk. Cumulative environmental effects management: tools and approaches papers from a symposium held by the Alberta society of professional biologists, Calgary, Alberta, Canada.
- Jordbruksverket, 2005. Fragmenterat landskap – en kunskapssammanställning om fragmentering som hot mot biologisk mångfald. Jordbruksverket Rapport 2005:9.
- Kruess A. & Tscharnkte T., 1994. Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science* 264, 1581–1584.
- Kågström, M. 2009. Hur ska man hantera det här med hälsa? – en kunskapsöversikt om hälsans roll i konsekvensbeskrivning och transportplanering. SLU. Rapporter Institutionen för stad och land nr 7/2009.
- Lechner, A.M., Sprod, D., Carter, O. & Lefroy, E.C. 2017. Characterising landscape connectivity for conservation planning using a dispersal guild approach. *Landscape Ecology* 32:99–113. DOI 10.1007/s10980-016-0431-5.
- Lee, J.H. 2000. Estimation of Waste Assimilative Capacity of Reservoir Using Water Quality. IAIA Back To The Future Where will impact Assessment Be in 10 years and how do we get there? Hong Kong.
- Lerner, J. 2018. Review of cumulative effects management concepts and international frameworks, Prepared for Transport Canada under Contract T8080-170062, UBC Institute for Resources, Environment and Sustainability, January 2018.
- Löfgren, S. & Nilsson, K. 2015. Landskap inom miljöbedömning för långsiktig infrastrukturplanering – En analys av miljöbedömningen för regionala infrastrukturplaner 2014–2025. Luleå tekniska universitet, Institutionen för samhällsbyggnad och naturresurser, Avdelningen för Arkitektur och vatten. ISBN 978-91-7583-500-6 (pdf)
- MacArthur, R.H. & Wilson, O.E. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton; Princeton University Press.
- MacDonald, L.H., 2000. Evaluating and managing cumulative effects: process and constraints. *Environmental Management* 26, 299–315.
- Matschke Ekholm, H. & Thörn, P. 2017. Översiktlig klimat- och sårbarhetsanalys för Järfälla kommun. IVL Rapport C282.
- Naturvårdsverket, 2001. MKB under utveckling. Tidiga erfarenheter av MKB enligt miljöbalken och förslag på fortsatt utvärdering. Rapport 5150.

Naturvårdsverket, 2009. Handbok med allmänna råd om miljöbedömning av planer och program. Handbok 2009:1.

Naturvårdsverket, 2020. Sveriges arter och naturtyper i EU:s art- och habitatdirektiv. Resultat från rapportering 2019 till EU av bevarandestatus 2013–2018. ISBN 978-91-620-6914-8.

Pacifici, M., Foden, W.B., Visconti, P. et al. 2015. Assessing species vulnerability to climate change. *Nature Climate Change*, 5, 215–224.

Pe'er, G., Tsianou, M.A., Franz, K.W., Matsinos, Y.G., Mazaris, A.D., Storch, D., Kopsova, L., Verboom, J., Bague, M. & Stevens V.M. 2014. Toward better application of minimum area requirements in conservation planning. *Biol. Conserv.* 170, 92–102.

Piper, J.M. 2002. CEA and sustainable development. Evidence from UK case studies. – *Environmental Impact Assessment Review* 22: 17–36.

Power, M. 1996. Characterizing cumulative impacts using a brook trout population dynamics model. *Ecological Modelling* 90(3): 257-270.

Regeringskansliet, 2019. Konventionen om biologisk mångfald (CBD). <https://www.regeringen.se/artiklar/2019/10/konventionen-om-biologisk-mangfald-cbd/>. Publicerad 2019-10-23.

Riksantikvarieämbetet, 2021. Europeiska landskapskonventionen (ELC). <https://www.raa.se/samhallsutveckling/internationellt-arbete-och-eu-samarbete/europaradet/europeiska-landskapskonventionen/>. Uppdaterad 2021-05-25.

RISE, 2020. Metodvalidering. Handbok för laboratoriet. RISE rapport 2020:1. ISBN 978-91-89049-63-5.

Rodéhn J. 2004. Metoder för att beskriva kumulativa effekter med avseende på biologisk mångfald och vägar. Examensarbete i biologi. Institutionen för landskapsplanering, SLU Uppsala.

Ross, W.A., 1998. Cumulative effects assessment: learning from Canadian case studies. *Impact Assessment and Project Appraisal* 16, 267–276.

Roudgarmi P. 2018. Cumulative Effects Assessment (CEA), A Review. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management* 20, 1850008. DOI: 10.1142/S1464333218500084

Runting, R.K., Bryan, B.A., Dee, L.E., Maseyk, F.J.F., Mandle, L., Hamel, P., Wilson, K.A., Yetka, K., Possingham, H.P. & Rhodes, J.R. 2016. Incorporating climate change into ecosystem service assessments and decisions: a review. *Global Change Biology*, Volume 23, Issue 1, 28-41.

Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation – a review. *Conservation Biology* 5, 18-32.

SGI & MSB. 2021. Riskområden för ras, skred, erosion och översvämning, Redovisning av regeringsuppdrag enligt regeringsbeslut M2019/0124/KI, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping och Myndigheten för samhällsskydd och beredskap, MSB, Karlstad.

SIDA. 2002. Sustainable Development? Guidelines for the Review of Environmental Impact Assessment, Stockholm

SIS, 2014. Svensk standard för naturvärdesinventering, SS 199000:2014. Standarden är under revidering 2021.

SMHI. 2015. Framtidsklimat I Sveriges län – enligt RCP-scenarier.

<https://www.smhi.se/klimat/framtidens-klimat/framtidens-klimat-sa-paverkas-vi/framtidsklimat-i-sveriges-lan-enligt-rcp-scenarier-1.95384> Hämtad: 2021-11-16

SMHI. 2021. Lathund för klimatanpassning. <https://www.smhi.se/lathund-for-klimatanpassning> Hämtad:2021-11-16.

Smit, B. & H. Spaling 1995. Methods for cumulative effects assessment. Environmental Impact Assessment Review 15(1): 81-106.

SOU 2003:124. En effektivare miljöprövning: Delbetänkande från Miljöbalkskommittén.

Spalding, H. 1994. Cumulative Effects Assessment: Concepts and Principals, Impact Assessment, 12:3, 231-251, DOI: 10.1080/07349165.1994.9725865

Spaling, H. 1995. Analyzing cumulative environmental effects of agricultural land drainage in southern Ontario, Canada. Agriculture, Ecosystems & Environment 53(3): 279-292.

Stelzenmüller V. et al. 2018. A risk-based approach to cumulative effect assessments for marine management. Science of the total Environment: 612, 1132-1140.

Stockholm Resilience Centre, 2021. The nine planetary boundaries.

<https://www.stockholmresilience.org/research/planetary-boundaries/the-nine-planetary-boundaries.html>. Besökt 2021-11-10.

Sutherland, M., Lane, D., Zhao, Y. & Michalowski, W. 2009. A spatial model for estimating cumulative effects at aquaculture sites. Aquaculture Economics & Management, 13:4, 294-311, DOI: 10.1080/

Sveriges miljömål, 2021. Ett rikt växt- och djurliv. <https://www.sverigemiljomal.se/miljomalen/ett-rikt-vaxt--och-djurliv/>. Besökt 2021-11-10.

Trafikverket. 2011a. Metod för miljöbedömning av planer och program inom transportsystemet. Trafikverket 2011:134.

Trafikverket. 2011b. Miljökonsekvensbeskrivning för vägar och järnvägar – Handbok metodik. Publikation 2011:090. ISBN 978-91-7467-158-2.

Trafikverket, 2018. Integrering av ekosystemtjänster i miljökonsekvensbeskrivningar inom infrastrukturprojekt. Publikation 2018:167. ISBN: 978-91-7725-337-2.

WWF, 2020. Living Planet Report 2020. Bending the curve of biodiversity loss. Almond, R.E.A., Grooten M. and Petersen, T. (Eds). ISBN 978-2-940529-99-5.

Wärnbäck, A. 2007. Cumulative Effects in Swedish Impact Assessment Practice. Licentiate thesis. *Swedish University of Agricultural Sciences*. Uppsala.

Wärnbäck, A. 2012. EIA Practice: Examples of Cumulative Effects and Final Disposal of Spent Nuclear Fuel. Doctoral Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala 2012.

Wärnbäck, A., 2013. Beaktande av biologisk mångfald och ekosystemtjänster i miljökonsekvensbeskrivningar och miljöbedömningar. Bilaga 5 till SOU 2013:68.



Wärnbäck, A. & Hilding-Rydevik, T. 2009. Cumulative effects in Swedish EIA practice – difficulties and obstacles. *Environmental impact assessment review*, Volume 29, Issue 2, February 2009, Pages 107-115.

Åberg J., Jansson G., Swenson J.E. & Angelstam P., 1995. The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments. *Oecologia* 103, 265-269.

Bilaga 1 – Exempel på metoder som kan användas för att analysera kumulativa effekter, baserat på Wärnbäck (2007)

Metod	Referens/Källa
Expertutlåtande	Smit & Spaling (1995); Council on Environmental Quality (1997); Commission of the European Communities (1999); MacDonald (2000)
Konsultation och frågeformulär	Council on Environmental Quality (1997); Commission of the European Communities (1999)
Checklistor och checklistor för frågeformulär	Canter & Kamath (1995); Canter (2000); Council on Environmental Quality (1997); Commission of the European Communities (1999); MacDonald (2000).
Spatial analys, kartläggning genom överlappning samt GIS	Smit & Spaling (1995); Spaling (1995); Canter & Kamath (1995); Council on Environmental Quality (1997); Commission of the European Communities (1999); Canter (2000); MacDonald (2000); Piper (2002); Dubé (2003).
Nätverksanalys (orsak-effekt-diagram) och systemanalys	Smit & Spaling (1995); Council on Environmental Quality (1997); Commission of the European Communities (1999); Canter (2000); MacDonald (2000); Brismar (2004)
Matriser	Smit & Spaling (1995); Canter & Kamath (1995); Council on Environmental Quality (1997); Commission of the European Communities (1999); Canter (2000)
Analys av Carrying Capacity	Council on Environmental Quality (1997); Commission of the European Communities (1999)
Modellering, modeller	Smit & Spaling (1995); Power (1996); Cooper & Canter (1997); Council on Environmental Quality (1997); Ross (1998); Commission of the European Communities (1999); Glasson et al. (1999); Jeffrey & Duinker (2000); Lee (2000); MacDonald (2000); Piper (2002)
Intervjuer och paneler	Council on Environmental Quality (1997)
Trendanalys	Council on Environmental Quality (1997)
Ekosystemanalys	Council on Environmental Quality (1997)
Ekonomisk påverkansanalys	Council on Environmental Quality (1997)
Social påverkansanalys	Council on Environmental Quality (1997)
Avgränsning (kontext)	Baxter et al. (2000); Baxter et al. (2001)
Fotomontage	Ross (1998)
Landskap/biogeografisk analys	Smit & Spaling (1995)
Loopanalys	Smit & Spaling (1995)

Bilaga 2 – Stegvis hantering av kumulativa effekter i VTI:s handbok

Här redovisas de fem stegen i VTI:s handbok om kumulativa effekter i infrastrukturprojekt samt relevanta frågeställningar för varje steg (Folkeson, 2010).

Steg 1. Avgränsning av miljövärden

Som ett första steg ska de miljövärden som kan bli påverkade av den beskrivna verksamheten eller andra verksamheter identifieras och ett urval av de med betydande påverkan ska göras. Det är viktigt att beakta att en effekt kan vara liten från en verksamhet men större om man adderar effekter från andra verksamheter, I steg 1 ingår:

- **Identifiera regionala och lokala förhållanden av betydelse för analysen.** Här krävs att man tittar på flera olika miljöaspekter och därför större geografiska områden. En samverkan med kommunal planering och andra vägplaner är därför relevant. Inofficiella samråd är ett bra redskap under denna fas för att exempelvis inta kunskap och tankar från experter samt från boende i närheten.
- **Identifiera betydande miljövärden.** Påverkan från tidigare, nuvarande, framtida verksamheter och åtgärder ska beaktas. I vissa fall kan det vara svårt att analysera tidigare påverkan och effekter, vilket kan lösas genom att man inkluderar detta i nutida verksamheter eller nuläget och ser det som en del av detta. Verksamheter ska här studeras en och en.
 - Viktigt att olika aktörer och allmänheten inkluderas. VU måste förse sig med kunskap om det miljömålsarbete som pågår inom kommun, länsstyrelse och på nationell nivå, vilket kan vara användbart i valet av miljövärden. Även allmänheten kan inkluderas (beroende på hur stort och komplicerat projektet är).
 - Som ett stöd i bedömning och analysen av betydande MV kan koppling göras till miljömål, där indikatorer finns. Syftet är att utreda hur miljövärden ska "må i framtiden". Vad krävs för att det ska bli så? Vilka indikatorer kan visa på detta?
- **Skalan ska anpassas för aktuella miljövärden.** För mer information se kapitel 2.1.3 om skala.
- **Andra aktiviteter med påverkan på samma miljövärden ska identifieras.** I analysen ska alla verksamheter som "har gett, ger eller kan ge effekt" inkluderas. Utgångspunkten ska vara de valda miljövärdena. Länsstyrelserna har ofta bra överblick, samlad kunskap om områden och utveckling och kan bidra med information. Information att inhämta om verksamheterna:
 - Typ av anläggning
 - Plats och utsträckning
 - Komponenter (anläggning, tillfartsväg)
 - Logistik för insatsvaror och produkter,
 - Tidskaraktäristiska (tillkomstfaser, anläggningens livstid, aktivitetens årsvariation)
 - Produktion, personalstyrka och dylikt
 - Tillståndsgivning

Frågeställningar för steget avgränsning

1. Finns eller förväntas det i området andra projekt/verksamheter vilkas miljöeffekter tillsammans med det aktuella projektet kan påverka betydande miljövärden?
2. Kan projektet, ensamt eller i samverkan med andra projekt/verksamheter, förväntas ge kumulativa effekter av olika slag som kan påverka betydande miljövärden?
3. Påverkar projektet nyckelkomponenter i miljön? Är dessa i så fall redan påverkade av liknande eller andra projekt/verksamheter?
4. Är aktuellt projekt ett av flera (små-)projekt som var för sig har ringa miljöpåverkan men som tillsammans med aktuellt projekt kan ha en signifikant påverkan på något betydande miljövärde i området?
5. (Om Ja på någon av frågorna ovan:) Vilka typer av påverkan från projektet kan väntas medföra kumulativa effekter?
6. Vilken rumslig skala är här mest lämpad för analysen av kumulativa effekter?

Steg 2. Analys av påverkan och effekter

Information ska införskaffas angående de identifierade miljövärdena, effekter på dessa samt konsekvenser från den beskrivna verksamheten och andra verksamheter. Detaljeringsgraden varierar men är ofta mer översiktlig i början av arbete med MKB och mer detaljerat i slutskedet. Det är viktigt att tidigt upprätta en plan för informationssöket och hur data ska användas, för att göra ett så effektivt arbete som möjligt. Folkesson (2010) nämner 6 frågor som kan ställas inför informationssökandet:

1. I vad mån räcker kvalitativa data?
2. I vad mån behövs kvantitativa data?
3. Var finns data att hämta?
4. Är kvaliteten (ålder, noggrannhet mm) på befintliga data tillräcklig?
5. Vilken osäkerhet i befintliga data är acceptabel?
6. Vad kostar det att inhämta nya data?

När informationen finns ska bedömning av de effekter som kan uppkomma på de betydande miljövärdena genomföras. Här finns inga särskilda metoder eftersom man måste utgå från varje miljövärde och de olika förutsättningar som finns i de olika fallen. Det som ska bedömas är de betydande miljövärdena som påverkas av verksamheten och andra verksamheter samt framtida sådana.

Frågeställningar för steget analys av påverkan och effekter

1. "Vilka är de betydande miljövärdena i utredningsområdet?"
2. Vilka är de viktigaste av dessa?"
3. Vilken bakgrundinformation och information från tidigare utredningar om projekt/verksamheter finns att tillgå?"
4. På vilka sätt kan projektet påverka de (viktigaste) betydande miljövärdena?"
5. På vad sätt kan projektets effekter på betydande miljövärden relateras till projektmålen och till exempelvis regionala miljömål?"
6. Vilka gräns-, tröskel- eller riktvärden är relevanta för effektanalysen?"
7. Vilka indikatorer bör användas för de olika betydande miljövärdena?"
8. Vilken rums- och tidsskala ska användas i analysen?"
9. Är analysen koncentrerad till de viktigaste frågorna (värdena, aspekterna, effekterna...)?"
10. Vilka indirekta effekter bör inkluderas i bedömningen av kumulativa effekter?"

Steg 3. Identifiering av behov av hänsynsåtgärder

När analys av påverkan och effekter är genomförd är det dags att utreda vilka åtgärder som är aktuella. Detta görs för att en bra bedömning av den slutliga miljökonsekvensen ska kunna genomföras. I detta steg är det viktigt att utgå från stora skalor för att inte missa viktiga aspekter i behov av åtgärder. Det är även av stor vikt att inkludera andra verksamheter som bidrar till kumulativa effekter för att utröna vem som ansvarar för vad.

Frageställningar för steget identifiering av behov av hänsynsåtgärder

- "Föreligger behov av skadeförebyggande åtgärder, miljöförbättrande åtgärder eller andra hänsynsåtgärder?"
- Finns det utarbetad metodik för sådana åtgärder, eller behöver nya åtgärder utarbetas?"
- Kan kompensationsåtgärder vara ett alternativ till hänsynsåtgärder? Finns i så fall mark tillgänglig?"

Steg 4. Bedömning av miljökonsekvenser och deras betydelse

Bedömning av konsekvenser ska göras för den enskilda verksamheten, samt den effekt som verksamheten har tillsammans med andra verksamheter. Osäkerheten i bedömningarna ska redovisas och man ska utgå från vissa principer: försiktighetsprincipen, beskriva hur man hanterat osäkerheter, Om underlaget är bristfälligt ska man göra en bedömning av behovet av hänsynsåtgärder, åtgärder ska kunna anpassas allt eftersom. I detta steg är det viktigt att ta hjälp av experter som tillsammans kan göra en bedömning av de kumulativa effekterna (Folkeson, 2010).

Dels kan påverkan från effekter vara både positiva och negativa, vilket ska framgå i analysen liksom sannolikheten och graden av skada som kan inträffa. Här bör man ange vilken rimlighet eller osäkerhet som finns i bedömningen. Skalan både i tid och rum är viktig att beakta. Exempelvis om det rör sig om enstaka händelser eller om påverkan är kontinuerlig, likaså huruvida miljövärdet kan återhämta sig. Även påverkans koppling till andra effekter ska redovisas. Viktiga aspekter att beakta vid bedömningen:

1. "Tröskelvärden: ett långvarigt överskridande bör tillmätas större betydelse än ett kortvarigt
2. Skadebegränsande åtgärder (och andra hänsynsåtgärder): om deras effektivitet avtar med tiden, bör den tilltagande skadegraden ges ökad betydelse
3. Bedömningsområdets storlek: utökas storleken, kan betydelsen av en viss påverkan mycket väl minska, men den kan också öka
4. Relation till andra projekt/verksamheter: andra projekt eller verksamheter kan ge mycket större effekter, men det aktuella projektet kan, så att säga, vara droppen som får bägaren att rinna över
5. Sällsynta arter/biotoper: förekomst i undersökningsområdet måste ställas i relation till förekomst inom ett större område
6. Följdeffekter: följd effekter (indirekta effekter) måste inkluderas i bedömningen av kumulativa effekter
7. Naturlig variabilitet: en effekt som ligger inom en variabls naturliga variation, t ex över året, bedöms ofta ha en icke betydande påverkan. Ofta saknas emellertid tillräcklig kunskap om storleken på naturliga fluktuationer

8. Sekundära effekter: förväntas projektet ge många eller omfattande sekundära effekter, t.ex. externetableringar, bör dessa inkluderas i bedömningen av kumulativa effekter
9. Mycket störda områden: i vissa fall kan man argumentera för att en tillkommande verksamhet i ett redan mycket exploaterat eller stört område ska tillmätas mindre betydelse än om det hade gällt ett obetydligt påverkat område”.

Frågeställningar för steget bedömning av miljökonsekvenser och deras betydelse

1. ”Vilka konsekvenser har projektet, tillsammans med andra projekt och verksamheter, för de betydande miljövärden som tidigare identifierats?
2. Hur ser konsekvenserna ut på lång sikt?
3. Hur stärks förutsättningarna bäst för den långsiktiga utvecklingen av de betydande miljövärdena i området?”

Steg 5. Uppföljning och åtgärdsanpassning

När man väl genomfört verksamheten hanteras de kumulativa effekterna och åtgärdsanpassning lite olika. Det kan ingå i ÖP, transportplaner eller program för biologisk mångfald. Samverkan är ett viktigt redskap för att uppföljningen och åtgärdsanpassningen ska fungera. Verksamheter kan exempelvis inkludera hänsynsåtgärder i sin ständiga miljöförbättring om de har ett miljöledningssystem. Som ett sista steg bör man inkludera succesiv åtgärdsanpassning, dvs att man efter uppföljningen ändrar de åtgärder som satts in eller tillsätter nya om det behövs.

Frågeställningar för steget uppföljning och åtgärdsanpassning

1. ”Behöver hänsynsåtgärdernas effektivitet följas upp?
2. Ger genomförd uppföljning vid handen att det finns behov av att sätta in hänsynsåtgärder?
3. Behöver vidtagna hänsynsåtgärder modifieras eller stärkas?
4. Finns det behov av förlängd uppföljning? Eller kan den upphöra?
5. Föranleder uppföljningsresultat ytterligare undersökningar av kumulativa effekter?”



