

Ekologisk kompensation

Upptag och integrering bland svenska aktörer och kvantifiering av de samhällsekonomiska effekterna

Jonas Nordström, Johanna Alkan Olsson, Helena Hanson, Yann Clough, Mark Brady, Celina Alentun, Eva Constance Hedenfelt, Love Frykman, Joel Gunnarsson, Cecilia Hammarlund, Edwin Klint Bywater, Lisa Lorentzi Wall, Linda Lundmark, Fredrik Wilhelmsson.



Ekologisk kompensation

Upptag och integrering bland svenska aktörer och kvantifiering
av de samhällsekonomiska effekterna

av Jonas Nordström, Johanna Alkan Olsson, Helena Hanson, Yann Clough,
Mark Brady, Celina Alentun, Eva Constance Hedenfelt, Love Frykman,
Joel Gunnarsson, Cecilia Hammarlund, Edwin Klint Bywater, Lisa Lorentzi Wall,
Linda Lundmark och Fredrik Wilhelmsson

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-7008-3

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2021

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2021

Omslagsfoto: Cecilia Hammarlund



Förord

Här presenteras resultaten från forskningsprojektet Ekologisk kompensation – Upptag och integrering bland svenska aktörer och kvantifiering av de samhällsekonomiska effekterna, ett av sju projekt som genomförts inom forskningsområdet Ekologisk kompensation.

Med forskningsområdet ville Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten stödja forskning som ökar kunskapen om ekologisk kompensation. Genom ökad kunskap kan ekologisk kompensation utvecklas till ett effektivt styrmedel som i förlängningen kan bidra till att miljö kvalitetsmålen som rör biologisk mångfald och ekosystemtjänster uppnås.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets Miljöforskningsanslag.

Rapporten har skrivits av Jonas Nordström, Johanna Alkan Olsson, Helena Hanson, Yann Clough, vid Lunds universitet, Mark Brady vid Sveriges lantbruksuniversitet, Celina Alentun, Eva Constance Hedenfelt, Love Frykman, Joel Gunnarsson, Cecilia Hammarlund, Edwin Klint Bywater, Lisa Lorentzi Wall, Linda Lundmark, Fredrik Wilhelmsson, vid Lunds universitet.

Författarna har på olika sätt bidragit till skilda delar av rapporten.*

Författarna svarar för rapportens innehåll.

Naturvårdsverket september 2021

Maria Ohlman
Chef Hållbarhetsavdelningen

*

- Kapitel 1. Samtliga författare har bidragit till kapitlet.
- Kapitel 2–5. Johanna Alkan Olsson och Helena Hanson har initierat forskningsidéer, analyserat data, författat kapitlen och projektlett arbetet. Linda Lundmark har tagit fram material till kapitel 2.
- Kapitel 2–5. Lisa Lorentzi Wall, Love Frykman, Edwin Klint Bywater, Joel Gunnarsson, Celina Alentun och Eva Constance Hedenfelt har samlat in data och stöttat i analyser och skrivandet av kapitel 2-5.
- Kapitel 6. Masteruppsatserna är genomförda av Robin Burbee Ridell och Karin Morell. Eva Constance Hedenfelt har tagit fram de praktiska exemplen. Lisa Lorentzi Wall och Love Frykman har bearbetat texterna
- Kapitel 7. Jonas Nordström, Yann Clough, Mark Brady, Cecilia Hammarlund och Fredrik Wilhelmsson har initierat forskningsidéer och skrivit kapitlet.
- Kapitel 8. Johanna Alkan Olsson, Helena Hanson, Jonas Nordström, Mark Brady och Yann Clough har författat innehållet.

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	6
Summary	9
1. Om rapporten	12
1.1 Inledning	12
1.2 Syftet med rapporten	13
1.3 Rapportens upplägg	14
2. Bakgrund – ekologisk kompensation	15
2.1 Idéns ursprung och utveckling	15
2.2 Konceptets idémässiga beståndsdelar	16
2.3 Olika former för organisation och styrning av ekologisk kompensation	19
2.4 Utmaningar med ekologisk kompensation identifierade i vetenskaplig litteratur	20
3. Översiktlig analys av svenska aktörers arbete med ekologisk kompensation	26
3.1 Bakgrund – centrala legala och policystrukturer som styr användning av ekologisk kompensation i Sverige	26
3.2 Kartläggningens tillvägagångssätt	29
3.3 Resultat	29
3.4 Sammanfattning	36
4. Svenska kommuners upptag och integrering av konceptet ekologisk kompensation i översiktlig planering	37
4.1 Metod	37
4.2 Vilka kommuner arbetar med ekologisk kompensation?	40
4.3 Hur förhåller kommunerna sig till skadelindringshierarkin?	43
4.4 Vad ska kompenseras?	44
4.5 Hur ser förhållandet ut mellan förlorade och ersatta värden/ytor – lika för lika, eller olika?	46
4.6 Var ska kompensationen ske – inom eller utanför området?	47
4.7 Verktyg och metoder för att implementera ekologisk kompensation i planeringen	48
4.8 Diskussion	50
5. Kommunala tjänstepersoners erfarenheter av ekologisk kompensation	54
5.1 Metod	54
5.2 Respondentkommunernas upptag av ekologisk kompensation	57
5.3 Utmaningar, förutsättningar och behov i relation till arbetet med ekologisk kompensation i kommunerna	60
5.4 Diskussion	73

6.	Två fallstudier av kommuners praktiska arbete med ekologisk kompensation	77
6.1	Vad krävs för att balanseringsprincipen i Helsingborg ska närma sig no net loss?	77
6.2	20 år av ekologisk kompensation – hur gick det sen? Utvärdering av kompensationsåtgärder i Lomma kommun	80
6.3	Exempel på praktiskt kompensationsarbete i svenska kommuner	83
7.	Modeller för att beräkna ekologisk kompensation	86
7.1	Inledning	86
7.2	Modell för bostadsnära natur och rekreationsområden	88
7.3.	Modeller för kompensation av ekosystemtjänster från jordbruksmark	104
7.4	Diskussion	114
8	Avslutande sammanfattning och reflektion del I och II	118
8.1	Sammanfattning	118
8.2	Avslutande reflektion kring användning av frivillig ekologisk kompensation	119
	Tack	121
	Källförteckning	122

Sammanfattning

Under de senaste decennierna har flera internationella rapporter visat på en världsomfattande förlust av biologisk mångfald och funktionella ekosystem. Ett av de största hoten är förändrad markanvändning. Ett sätt att förebygga och lindra skada är att arbeta med skadelindringshierarkin och ekologisk kompensation. Enligt skadelindringshierarki skall exploatören sträva efter att (1) undvika, (2) minimera och (3) återställa den biologiska mångfalden eller avhjälpa negativ miljöpåverkan på plats. Därefter kan de eventuellt kvarvarande negativa konsekvenserna (4) kompenseras. Detta sista steg går i Sverige under namnet ekologisk kompensation.

Ekologisk kompensation som idé utvecklades på 1970-talet och har sedan dess använts och utvecklats av offentliga organisationer och företag runt om i världen. I Sverige genomförs kompensationsåtgärder antingen med utgångspunkt i miljöbalken eller genom frivilliga åtaganden, oftast i relation till fysisk planering (så kallad frivillig ekologisk kompensation). Vid den lagstyrda kompensationen står biologisk mångfald i fokus, medan den frivilliga ekologiska kompensationen också fokuserar på bevarandet av ekosystemtjänster.

Genom planmonopolet, ansvaret för allmännyttan, samt i flera fall betydande markinnehav, har svenska kommuner en framträdande roll i arbetet med båda typerna av ekologisk kompensation. Beroende på hur landets kommuner väljer att arbeta med ekologisk kompensation i samband fysisk planering kommer utfallet för skydd av biologisk mångfald och ekosystemtjänster att variera. Denna rapport fokuserar på kommuners arbete med ekologisk kompensation från två olika vinklar: användning av ekologisk kompensation i kommunal fysisk planering (del 1) och hur modeller kan ge stöd för beslut av kompensationsåtgärder (del 2).

Vi studerar

Del 1 består av en teoretisk bakgrund, en översiktlig aktörsanalys, två empiriska kapitel. Den teoretiska bakgrunden ger en övergripande beskrivning av konceptets grundläggande idéer och etiska, sociala, tekniska och styrningsrelaterade utmaningar som identifierats i den vetenskapliga litteraturen. Denna bakgrund används som en analytisk utgångspunkt för de empiriska kapitlen. I den översiktliga analysen av praktiken beskrivs svenska aktörers (myndigheter, företag och kommuner) arbete med ekologisk kompensation. I det första empiriska kapitlet kartläggs upptaget och användningen av konceptet ekologisk kompensation i översiktliga planeringsdokument (översiktsplaner, fördjupade översiktsplaner, grönplaner och naturvårdsplaner). I det andra empiriska kapitlet redovisas en intervjustudie genomförd med kommunala tjänstepersoner kring drivkrafter och barriärer i relation till kommunens arbete med ekologisk kompensation.

I den andra delen av projektet beskrivs och demonstreras hur modellering kan användas för att kvantifiera förluster av ekosystemtjänster vid en exploatering, något som kan användas för att ta fram lämpliga kompensationsåtgärder. Som fallstudier studeras exploatering av två olika typer av markanvändning: bostadsnära natur (grönområden) som används för rekreation samt jordbruksmark. De ekosystemtjänster som studeras vid exploatering av jordbruksmark är Sveriges

livsmedelsförsörjning och kolinlagring för att motverka klimatförändring. Studien visar även hur förluster av ekosystemtjänster kan översättas till samhällsekonomiska monetära värden för att underlätta beräkningar och finansiering av kompensationsåtgärder. För den bostadsnära naturen utvecklas en enkel modell som synliggör rekreativvärden samt belyser fördelningseffekter vid ekologisk kompensation.

Vi finner

Del 1

Kartläggningen av de översiktliga planeringsdokumenten pekar på ett betydande upptag av konceptet i kommunerna. Skillnaden i hur långt kommunerna har kommit i användandet av konceptet varierar dock. Bland de 164 kommunerna som nämner ekologisk kompensation har tre av tio kommuner utvecklat planeringsverktyg i form av processverktyg, planeringsunderlag och beräkningsmodeller. Restande kommuner har en varierande grad av integrering av konceptet i planerna; från hänvisningar till gällande lagstiftning, till skrivningar om att de ska ta fram planeringsverktyg. Det finns även en stor variation i hur kommunerna relaterar till konceptets grundläggande idéer och utmaningar.

Intervjustudien visar att det finns flera sätt att se på kompensation ur ett kommunalt perspektiv, där vissa ser kompensation som något positivt och som en möjlighet att skapa en dialog med exploatörer, medan andra ser användningen som mer problematiskt. Vissa utmaningar framträder dock gemensamt i de studerade kommunerna; flera kommuner lyfter problemet kring bristande uppföljning av genomförda kompensationsåtgärder vilket skapar en osäkerhet kring långsiktigt säkerställande av naturvärden och ekosystemtjänster. Det är en mångfacetterad problembild som handlar såväl om osäkerheter kring om frivilliga åtgärder ens blir implementerade, om de får adekvat skötsel. I relation till detta nämner också tjänstepersoner i mindre kommuner att lokala politiker inte vill ställa för höga krav p.g.a. risken att avskräcka exploatören. Många tjänstepersoner nämner också att de skulle önska tydligare mandat både från den kommunala politiken och från nationell lagstiftning men också mer konkreta råd (underlagsmaterial och rådgivning) för hur de kan använda kompensationsåtgärder som ett verktyg inom ramarna för existerande lagstiftning.

Del 2

Vid exploatering av exempelvis jordbruksmark är det otydligt hur effekterna bör analyseras och eventuellt kompenseras. Studien visar att exploatering av jordbruksmark försämrar Sveriges potential till livsmedelsförsörjning i framtiden och ökar landets utsläpp av växthusgaser. Vi beskriver hur den negativa påverkan på livsmedelsförsörjningen kan beräknas och hur den kan kompenseras genom ekologisk intensifiering av kvarvarande jordbruksmark. Ökade utsläpp av växthusgaser behöver emellertid kompenseras med lämpliga kolfångstättgärder i närtid. Resultaten från vår fallstudie visar att exploatering av ett hektar jordbruksmark i Göta-lands södra slättbygder innebär ett nettokrav på exploatören på ca 2 miljoner kr för att finansiera kompensationsåtgärder. I fallstudien har vi bara undersökt två

effekter av exploatering av jordbruksmark för att undersöka potentialen i modelleringssmetoden. Men andra ekosystemtjänster och biologisk mångfald i allmänhet kommer sannolikt att påverkas negativt vid en exploatering. Det beräknade nettokravet kan därför tolkas som ett minimumvärde.

Vid kompensation av bostadsnära grönområden visar resultaten att tillgänglighet är den viktigaste faktorn vid beräkningar av rekreationsvärden, eller mer specifikt hur många som bor i närheten av eller passerar förbi grönområdet på väg till skola, arbete etc. Även om det finns skillnader mellan olika grupper i samhället beträffande hur ofta de besöker ett tätortsnära grönområde är dessa skillnader små i förhållande till tillgänglighetens (avståndets) betydelse för rekreationsvärdet. Det är dock viktigt att framhålla att det kommer att finnas vinnare och förlorare vid en rumslig flyttning av kompensationsåtgärder.

De beräkningsmodeller som vi presenterar i denna rapport skulle kunna ge ett ökat stöd och beslutsunderlag vid ekologisk kompensation. För att göra de mer komplexa modellerna tillgängliga för användare skulle modellerna kunna tillhandahållas på nationell nivå. Även om bra modeller kan bidra till ett förbättrat beslutsunderlag är det av yttersta vikt att det finns bra stöd, vägledning, kvalitetskriterier samt goda uppföljningsmekanismer för ekologisk kompensation. I annat fall förlorar modellerna också sitt värde. De aspekter som är allra svårast att modellera är av intrikat ekologisk eller lokal art och ställer därför krav på kompetens och lokalkännedom hos den som använder modellerna.

Summary

In recent decades, several international reports have shown a worldwide loss of biodiversity and functional ecosystems. One of the biggest threats is land-use changes. One way to prevent and alleviate injury is to work with the mitigation hierarchy and biodiversity offsetting. According to this hierarchy, the developer should strive to (1) avoid, (2) minimize and (3) restore biodiversity or remedy negative environmental impacts on site. Thereafter, any possible remaining negative consequences can be compensated outside the development site (4). In Sweden, this last step is called ecological compensation.

Ecological compensation as an idea was developed in the 1970s and has since then been used and developed by authorities, companies, and municipal organizations around the world. In Sweden, compensatory measures are implemented either based on the Environmental Code or through voluntary commitments, often in relation to spatial planning (so called voluntary compensation). In statutory compensation, biological diversity is generally in focus, while voluntary ecological compensation also focus on the conservation of ecosystem services.

Swedish municipalities have a prominent role in the work with all types of ecological compensation through their: planning monopoly, responsibility for the public good, and often significant land holdings. Depending on how the Swedish municipalities choose to work with ecological compensation in connection with spatial planning, the outcome for the protection of biological diversity and ecosystem services will vary. In this report, we focus on municipalities' work with ecological compensation from two different angles: the use of ecological compensation in municipal spatial planning (part 1) and how models can provide support for decisions on compensatory measures (part 2).

We study

Part 1 consists of a theoretical background, an overview of the practice of ecological compensation, two empirical chapters and a chapter that evaluate two examples when ecological have been used. The theoretical background provides an overall description of the concept's basic ideas and the ethical, social, technical and governance challenges identified in the scientific literature. This background is used as an analytical starting point for the empirical chapters. The actor analysis describes what Swedish actors' (authorities, companies, and municipalities) work with ecological compensation looks like. In the first empirical chapter, the uptake and use of the concept of ecological compensation in general planning documents (comprehensive plans, intensive comprehensive plans, green plans, and nature conservation plans) is mapped out. In the second empirical chapter, an interview study is conducted with municipal officials on driving forces and barriers in relation to the municipality's work with ecological compensation.

In the second part of the project, we describe and demonstrate how modeling can be used to quantify the loss of ecosystem services from an exploitation, as well as identify and evaluate appropriate compensatory measures. Using case studies, we evaluated the exploitation of two different types of existing land uses: nature

close to urban areas (i.e. green space used for recreation) and agricultural land. The ecosystem services we studied in relation to the exploitation of agricultural land are Sweden's food security and carbon storage to counteract climate change. We also show how losses of ecosystem services can be translated into monetary values to facilitate the calculation and financing of compensatory measures. For green space in urban areas, we developed a model that makes recreational values visible and shows the distributional effects of ecological compensation among the population.

We find

Part 1

The mapping of the comprehensive planning documents points to a significant uptake of the concept in the municipalities. However, the difference in how far the municipalities have come in the use of the concept varies. Among the 164 municipalities that mention ecological compensation, three out of ten have developed planning tools in the form of process tools, strategic plans, and assessment tools. The remaining municipalities have a varying degree of integration of the concept into the plans; from references to current legislation, to writings that they will develop planning tools. There is also a great deal of variation in how the municipalities relate to the concept's basic ideas and challenges.

The interview study shows that there are several ways of looking at compensation from a municipal perspective, where some see compensation as something positive and as an opportunity to create a dialogue with developers, while others see the usage as more problematic. However, some challenges appear common in the municipalities studied; several municipalities raise the issue of inadequate follow-up of implemented compensation measures, which creates uncertainty regarding long-term assurance of natural values and ecosystem services. It is a multifaceted problem that concerns uncertainties about whether voluntary measures will even be implemented, whether they will be adequately managed. In relation to this, officials in several smaller municipalities also mention that local politicians do not want to set too high demands due to the risk of discouraging the developer. Many officials also mention in that they would like clearer mandates both from municipal policy and from national legislation but also more concrete advice (background material and advice) on how to use compensatory measures as a tool in spatial planning within the frame of existing legislation.

Part II

With regard to the more-or-less voluntary compensation, it is unclear how the effects of exploiting agricultural land should be analyzed and compensated. We show that the exploitation of agricultural land, damages Sweden's food security in the future and increases Sweden's greenhouse gas emissions. We show how the negative impact on food security can be calculated and how it could be compensated through ecological intensification of the remaining area of agricultural land. However, increased greenhouse gas emissions need to be compensated with appropriate carbon mitigation measures in the near future. Based on our case

study in Scania, we show that the exploitation of one hectare of agricultural land entails a net claim on the developer of approximately SEK 2 million to finance compensatory measures. Here we have only investigated two impacts of exploiting agricultural land to explore the potential of the modelling approach, but other ecosystem services and biodiversity in general are also likely to be negatively affected by exploitation. Hence the calculated claim should be interpreted as a minimum damage cost based on the cost of compensation measures for food security and greenhouse gas emissions.

When compensating for exploited green space in urban areas, the results show that accessibility is the most important factor in the determination of the recreational value, or more specifically, how many people that live near or pass by the green space on the way to school, work, etc. Although there are differences among different groups in society, regarding how often they visit a green space, these differences are small in relation to the importance of accessibility (distance) in the calculation of recreational values. We show that there will be winners and losers in the case of a spatial relocation of compensatory measures.

The quantitative models that we present in this report could provide additional decision support for ecological compensation, particularly for systematizing the evaluation of compensation needs throughout the country. To make the models available to users, they should therefore be provided at the national level. Although good models can contribute to improved decision support, it is of the utmost importance that there is sufficient support, guidance, quality criteria and follow-up mechanisms for ecological compensation. Otherwise, the models will also lose their value as a planning tool.

1. Om rapporten

1.1 Inledning

Under de senaste decennierna har flera internationella rapporter visat på en global förlust av biologisk mångfald och funktionella ekosystem (Díaz et al., 2019; MEA, 2005). Ett av de största hoten mot den biologiska mångfalden är en förändrad markanvändning, vilket handlar om både förändrad användning av redan exploaterad mark och ett ökat ianspråktagande av tidigare oexploaterad mark. Ett sätt att förebygga och lindra skada i samband med exploatering är att arbeta med skadelindringshierarkin och ekologisk kompensation.

Enligt skadelindringshierarki skall exploitören sträva efter att (1) undvika, (2) minimera och (3) återställa den biologiska mångfalden eller avhjälpa negativ miljöpåverkan på plats. Om det efter dessa tre steg fortfarande finns kvarvarande negativa effekter på den biologiska mångfalden ska dessa (4) kompenseras på annan plats (BBOP, 2012; Gardner et al., 2013; Kiesecker, Copeland, Pocewicz, & McKenney, 2010; Moilanen & Kotiaho, 2018). En generell utgångspunkt med skadelindringshierarkin är att biologisk mångfald ska kompenseras med det uttalade målet att uppnå ”ingen nettoförlust” (Bull, Gordon, Watson, & Maron, 2016; Gardner et al., 2013; Ten Kate, Bishop, & Bayon, 2004). I flera fall nämns även ett femte steg som handlar om att uppnå nettovinst, det vill säga att man överkompenserar skadan på den biologiska mångfalden (Bull & Brownlie, 2015; McKenney & Kiesecker, 2010; Moilanen & Kotiaho, 2018). Ursprungligen var det främst biologisk mångfald som var föremål för kompensation, men på senare tid har även förlusten av ekosystemtjänster (“the benefits provided by ecosystems to human wellbeing”, (MEA, 2005)) inkluderats i relation till kompensationsåtgärder (Calvet, Ollivier, & Napoléone, 2015).

Idén om kompensation utvecklades redan på 1970-talet i USA, där idén först gick under namnet wetland mitigation. Idag används oftast den engelska termen biodiversity offsetting när man relaterar till idén på global nivå. Sedan starten på 70-talet har konceptet använts och utvecklats av såväl offentliga som privata aktörer, världen över. Jämfört med exempelvis USA, som arbetat med idén en längre tid, är implementeringen i Sverige fortfarande under utveckling (Koh, Hahn, & Ituarte-Lima, 2017). Kompensation ingår i den svenska miljölagstiftningen (miljöbalk (1998:808)) som en del av skadelindringshierarkin, främst kopplat till påverkan på skyddad natur.

Ekologisk kompensation används idag också i relation till den fysiska planeringen i Sverige, och har då som fokus att kompensera förlusten av exempelvis grönområden, naturvärden och ekosystemtjänster. Detta beskrivs av Boverket som *frivillig* ekologisk kompensation (Boverket, 2018), vilket kommer att vara det begrepp som fortsättningsvis används i rapporten för att beskriva det arbete med ekologisk kompensation som framförallt används i relation till den fysiska planeringen och som inte är grundad i reglerna i miljöbalken.

Trots att konceptet ekologisk kompensation har använts under en längre tid och att det finns utvecklade processer och metoder såväl internationellt (BBOP, 2009, 2012) som i Sverige (Naturvårdsverket, 2016), så kvarstår oklarheter kring vad

ekologisk kompensation är eller bör vara. Det handlar till exempel om hur arbetet kan organiseras och om vilka roller olika aktörer har, men också hur naturvärden och ekosystemtjänster kan värderas, vilka värden som ska kompenseras med vad, samt hur kompensationen ska följas upp och förvaltas på lång sikt (Bull et al., 2016; Gardner et al., 2013). Utöver dessa oklarheter, saknas det också struktur för styrning och organisation av det praktiska arbetet (Bull & Strange, 2018; Quétier & Lavorel, 2011).

1.2 Syftet med rapporten

Syftet med rapporten är att (1) utforska och diskutera hur konceptet ekologisk kompensation används idag och vad olika förutsättningar och utmaningar kan betyda för dess framtida användning, (2) utforska hur modeller kan stötta i utformning och placering av kompensationsåtgärder i relation till livsmedelsförsörjning, kolinlagring och rekreativsmöjligheter. Rapporten fokuserar framför allt på användningen av ekologisk kompensation i kommunal kontext och består av två delrapporter med separata målsättningar:

Målen för del I är att:

1. med utgångspunkt i vetenskaplig litteratur skapa en översikt över konceptets idémässiga grund och de utmaningar som identifierats i relation till konceptets idémässiga grund och praktiska användning.
2. beskriva användningen av ekologisk kompensation på en generell nivå i Sverige utifrån befintliga strukturer, aktörer och deras roller.
3. ge en överblick över svenska kommuners upptag och ställningstagande i relation till ekologisk kompensation genom studier av centrala planeringsdokument.
4. synliggöra förutsättningar och utmaningar i implementeringen av ekologisk kompensation i fysisk planering, genom intervjuer med kommunala tjänstepersoners.

Målen för del II är att:

5. illustrera hur modeller kan användas för att kvantifiera förluster av ekosystemtjänster vid exploatering av bostadsnära grönområden och jordbruksmark, samt hur dessa förluster kan kompenseras
6. visa hur förluster av ekosystemtjänster kan översättas till samhällsekonomiska monetära värden för att underlätta beräkning och finansiering av kompensationsåtgärder
7. visa hur modeller kan användas för att kvantifiera och belysa fördelningseffekter
8. exemplifiera hur kompensation kan behövas på olika rumsliga skalor och för olika typer av mark som exploateras.

1.3 Rapportens upplägg

Rapporten består av två huvuddelar: del I och del II. Dessa ramar in av en gemensam introduktion (kapitel 1) och en kortare gemensam reflektion (kapitel 8). Del I ger en teoretisk och praktisk redogörelse för användningen av ekologisk kompensation i Sverige (kapitel 2 till 6). Kapitel 2 ger en teoretisk bakgrund till begreppet ekologisk kompensation. Kapitel 3 ger en översikt över vilka svenska aktörer som arbetar med ekologisk kompensation. Kapitel 4 till 6 är empiriska kapitel som vardera omfattar, metod, resultat och diskussion. Del II som presenteras i kapitel 7 redogör för hur kvantitativ modellering kan användas vid ekologisk kompensation och exemplifierar det med två fallstudier. En fallstudie för bostadsnära grönområden och en fallstudie för jordbruksmark.



Fotograf: Helena Hanson

2. Bakgrund – ekologisk kompensation

Detta kapitel ger en överblick över konceptet ekologisk kompensations ursprung och utveckling (2.1), konceptets idémässiga beståndsdelar (2.2) olika former för organisation och styrning av ekologisk kompensation (2.3) samt utmaningar som identifierats i relation till konceptet baserat på vetenskaplig litteratur (2.4). Syftet är att skapa en bakgrund mot vilken resultatet i framförallt kapitel 4 och 5 kan relateras och diskuteras.

2.1 Idéns ursprung och utveckling

Det tidigaste arbetet med ekologisk kompensation kan härledas till Tyskland och USA på 1970-talet (Hrabanski, 2015; Rundcrantz & Skärbäck, 2003). I USA låg fokus på kompensation av förlust av våtmarker (wetland mitigation) och idén utvecklades med utgångspunkt i Ramsarkonventionen, eller den så kallade våtmarkskonventionen som skrevs under 1971. I konventionen rekommenderades användningen av kompensation för skador på biologisk mångfald (The Ramsar Convention Secretariat, 1971).

Konceptet fick en internationell spridning i mitten av 00-talet. En pådrivande faktor var en rapport från IUCN (International Union for Conservation of Nature) (Ten Kate et al., 2004) där paraplybegreppet ”biodiversity offsetting” etablerades, vilket därefter har refererats flitigt i akademisk litteratur (Calvet, Ollivier, et al., 2015; Hrabanski, 2015; Penca, 2015).

Samma år (2004) som konceptet ”biodiversity offsetting” lyftes fram på den internationella arenan, inrättades den internationella plattformen Business for Biodiversity Offsetting Program (BBOP), i ett försök att institutionalisera, samt öka det internationella stödet för, ekologisk kompensation som idé. BBOP skapades av Forest Trends, en icke-statlig organisation som stöder användningen av marknadsinstrument inom naturvårdssektorn (Hrabanski, 2015). BBOP består av företag, finansiella institutioner, icke-statliga organisationer såväl som myndigheter, och har varit en ledande aktör i utvecklingen, spridningen och upptag av konceptet på den internationella arenan. Målet med organisationen är att tillhandahålla ”best practice” (metoder, samt institutionella, rättsliga och reglerande ramar) för att vägleda och stödja den praktiska implementeringen av kompensationsmekanismer (BBOP, 2009, 2012). Denna tidpunkt har beskrivits som en internationell vändpunkt i utvecklingen av marknadsbaserade naturvårdsåtgärder vid exploatering, där ekologisk kompensation är ett av de styrmedel som dykt upp (Hrabanski, 2015).

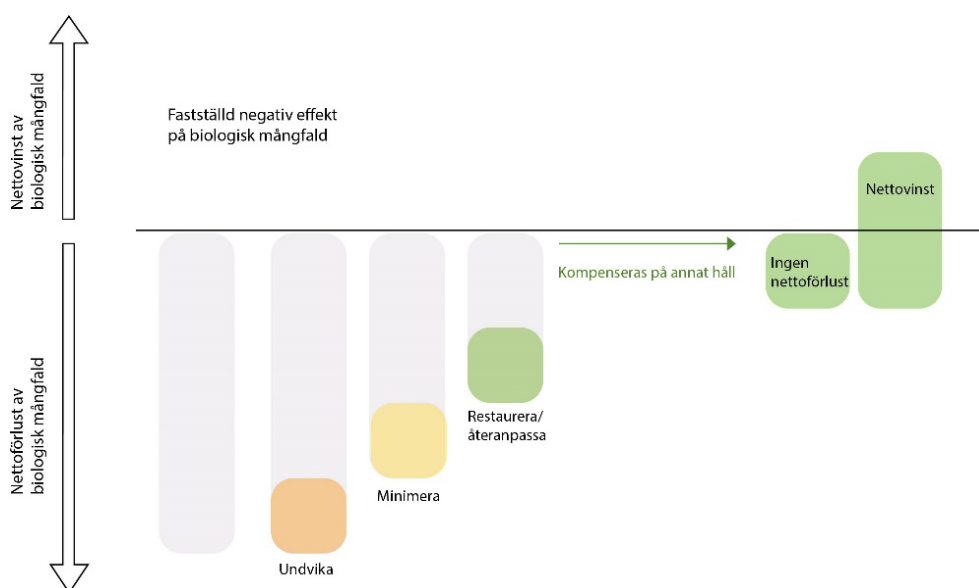
Konceptet har senare tagits upp av olika internationella organisationer och konventioner, tankesmedjor, privata företag och icke-statliga organisationer, exempelvis Konventionen för Biologisk Mångfald (CBD), Europeiska kommissionen, liksom den mellanstatliga plattformen för biologisk mångfald och ekosystemtjänster (IPBES) (Hrabanski, 2015).

2005 publicerade Millennium Ecosystem Assessment en rapport om ekosystemens status och ekosystemtjänster, i vilken möjligheten att sätta ett ekonomiskt värde på biologisk mångfald lyftes fram (MEA, 2005). Detta och efterföljande forskning om värdering av ekosystemtjänster, har skapat en starkare grund och därigenom ökad legitimitet för olika typer av ersättningsmekanismer relaterat till bevarande av biologisk mångfald och ekosystemtjänster (Boisvert, Méral, & Froger, 2013; Lapeyre, Froger, & Hrabanski, 2015).

Sedan mitten på 00-talet har det blivit allt vanligare att arbeta med ekologisk kompensation även på nationell nivå (Lapeyre et al., 2015). År 2014 hade minst 56 länder världen över, lagar eller policy som kräver ekologisk kompensation vid exploateringar (OECD, 2014). USA, Australien och vissa länder i Europa (framför allt Tyskland) driver på utvecklingen. Olika länder tillämpar ekologisk kompensation på olika sätt och det finns ofta flera olika typer av kompensationssystem i varje land. I USA till exempel har många enskilda stater egna kompensationssystem gällande våtmarkskompensation (eng. wetland mitigation) (BenDor & Riggsbee, 2011). I Kina finns ett system som täcker regioner och som har betalning för ekosystemtjänster som en central del (Shang, Gong, Wang, & Stewardson, 2018).

2.2 Konceptets idémässiga beståndsdelar

Den idémässiga utgångspunkten för ekologisk kompensation är att exploatören ersätter eller betalar för de skador som sker vid exploateringen i enlighet med den så kallade skadelindringshierarkin. Skadelindringshierarkin (eng. *mitigation hierarchy*) går ut på att man vid exploatering stegvis undviker och hanterar skador på naturen vid exploatering. Ekologisk kompensation är det fjärde och sista steget i skadelindringshierarkin och innan detta steg kan bli aktuellt skall exploatören först planera för att (1) undvika, (2) minimera och (3) återställa den biologiska mångfalden och/eller avhjälpa negativ miljöpåverkan på plats (BBOP, 2012; Gardner et al., 2013; Kiesecker et al., 2010; Moilanen & Kotiaho, 2018) (Figur 2.1). I flera fall nämns även ett femte steg som handlar om att uppnå nettovinst (se avsnitt 2.2.1).



Figur 2.1. Skadelindringshierarkin med de fyra stegen; undvika, minimera, återställa och kompensera. Anpassad från BBOP (2012) och Rio Tinto (2008). Figuren inkluderar även ett femte steg 'nettovinst', som ibland nämns i relation till skadelindringshierarkin/ekologisk kompensation.

Det finns flera olika definitioner av ekologisk kompensation. Nedan återges tre vanligt använda definitioner där Boverkets definition skiljer sig i relation till de andra två framförallt i relation till hur man tolkar skadelindringshierarkins steg:

“The measurable conservation outcomes resulting from actions designed to compensate for significant residual adverse biodiversity impacts arising from project development after appropriate prevention and mitigation measures have been taken. The goal of biodiversity offsets is to achieve no net loss and preferably a net gain of biodiversity on the ground with respect to species composition, habitat structure, ecosystem function and people’s use and cultural values associated with biodiversity.” (BBOP, 2009).”

”Fullständig eller partiell gottgörelse av skada på naturmiljö som utgör allmänna intressen, såsom arter, naturtyper, ekosystemfunktioner och upplevelsevärden. Gottgörelsen kan ske genom att den som orsakat skada tillför nya värden eller säkerställer befintliga värden som annars skulle riskera att gå förlorade.” (Naturvårdsverket, 2016)”

”Kompensationsåtgärder innebär att funktioner och värden som går förlorade vid en exploatering kompenseras. Det kan ske genom åtgärder inom planområdet eller på en annan plats i kommunen.” (Boverket, 2018)”

I detta avsnitt går vi igenom sex centrala idémässiga beståndsdelar relaterade till mitigeringshierarkin och ekologisk kompensation: (1) *Ingen nettoförlust / nettovinst* och (2) *additionalitet* handlar om när en kompensationsåtgärd kan anses 'uppnådd', (3) *multiplikatorer*, (4) *referensramar*, (5) *placering av kompensationen* (inom eller utanför exploateringsområdet) samt (6) *lika för lika och olika kompensation* som berör förhållandet mellan det som exploateras och kompensationsåtgärden.

2.2.1 Ingen nettoförlust / nettovinst

Ingen nettoförlust (eng. *no net loss*) innebär att de negativa effekter på biologisk mångfald och/eller ekosystemtjänster som kan uppstå vid exploatering balanseras eller vägs upp genom att skadelindringshierarkins fyra steg tillämpas (Figur 2.1) (BBOP, 2009; Bull & Brownlie, 2015; Bull et al., 2016). Det underliggande antagandet för "ingen nettoförlust" är att man i steg fyra i skadelindringshierarkin kompenserar för hela förlusten av naturvärden och biologisk mångfald som de tidigare stegen inte kunnat hantera genom att natur skyddas, restaureras och/eller nyskapas på annan plats. Kompensation och principen om "ingen nettoförlust" är i många länder liksom i Sverige införlivad i den juridiska processen för miljökonsekvensbedömning (MKB) (de Witt et al., 2019).

I vissa fall pratar man också om "nettovinst" (eng. *net gain*) eller "positiv netto-påverkan" (eng. *net positive impact*). Nettovinst handlar om kompensation där man inte bara syftar till att balansera förluster och vinster utan strävar efter att skapa högre naturvärden än tidigare, (Bull & Brownlie, 2015). Generellt pratar man om "nettovinst" i de fall kompensationen rör samma naturtyp och "positiv netto-påverkan" i de fall det handlar om en annan naturtyp (Moilanen & Kotiaho, 2018). En grundläggande förutsättning för både ingen nettoförlust och nettovinst är att det går att bedöma när man uppnått detta.

2.2.2 Additionalitet

Begreppet additionalitet hänger ihop med begreppet ingen nettoförlust och handlar om att kompensationsåtgärden ska eller bör tillföra nytta för bevarandet av biologisk mångfald *utöver* det som skulle ha skett utan att kompensationsåtgärden genomförts för att ingen nettoförlust ska anses uppnått (Laitila, Moilanen, & Pouzols, 2014; McKenney & Kiesecker, 2010). Åtgärder som ingår i ett ordinarie och planerat genomförande av naturvårdsåtgärder anses därför inte uppfylla kravet på additionalitet. För att avgöra om additionalitet nås behövs en bedömning kring hur den biologiska mångfalden hade utvecklats oberoende av kompensationsåtgärden. Detta leder till en relativt stor tolkningsmån. En del menar att skydd av natur kan vara en kompensationsåtgärd och leda till additionalitet, medan andra menar att enbart skydd inte räcker som kompensationsåtgärd utan att habitat och ekosystem måste nyskapas eller restaureras för att additionalitet ska uppnås (Gonçalves, Marques, Soares, & Pereira, 2015; McKenney & Kiesecker, 2010).

2.2.3 Multiplikatorer

Multiplikatorer används för att bestämma storleken på kompensationsåtgärden för att balansera skadorna (Bull et al., 2016; Laitila et al., 2014), till exempel hur många hektar våtmark som skall anläggas för att ersätta funktionerna av den exploaterade våtmarken. Multiplikatorer bestäms utifrån graden av osäkerhet kring hur väl kompensationsåtgärden kommer att falla ut, dvs. nå målet ingen nettoförlust. Det kan till exempel handla om en osäkerhet kopplad till tid, dvs. hur lång tid det dröjer tills den biologiska mångfalden är på samma nivå som tidigare, eller en osäkerhet kring hur effektiva restaurerings- och bevarandeåtgärderna är (Bull, Gordon, Law, Suttle, & Milner-Gulland, 2014; Laitila et al., 2014).

2.2.4 Referensramar

För att kunna utvärdera och bedöma effekten av kompensationsåtgärden för biologisk mångfald är det viktigt att man jämför resultatet mot någon form av referens. Det kan antingen handla om att man jämför mot den biologiska mångfalden som fanns vid en bestämd tid i historien (en så kallad 'baseline' referens) eller mot ett scenario kring vad som skulle hänt utan kompensationsåtgärden (status quo scenario) eller effekter av exploateringen utan kompensation (värsta fallscenarier) (Bull et al., 2014; Maron, Bull, Evans, & Gordon, 2015). Vilken referensram som väljs och vilka val/antaganden som görs i relation till denna är centralt för hur man bedömer ingen nettoförlust och tolkar additionalitet (Bull et al., 2016; Gonçalves et al., 2015; Maron et al., 2015).

2.2.5 Placeringen av kompensationsåtgärden

Enligt den ursprungliga tolkningen av skadelindringshierarkin (BBOP, 2012) (Figur 1) är det fjärde steget det steg som betraktas som kompensation, vilken är placerad utanför det exploaterade området. Gällande den kompensation som sker utanför exploateringsområdet finns det ofta en spänning mellan att å ena sidan välja ett område så nära exploateringsområdet som möjligt (för att nyttorna från åtgärden ska tillfalla samma område), och å andra sidan välja ett område där utfallet för biologisk mångfald blir så stort som möjligt (med mindre hänsyn till den rumsliga placeringen) (Kiesecker et al., 2009).

2.2.6 Lika för lika och olika kompensation

Begreppet "lika för lika" (eng. *in kind*) handlar om hur biologisk mångfald eller ekosystemtjänster kan eller bör översättas till annan biologisk mångfald eller andra ekosystemtjänster (Bull et al., 2016). Lika för lika syftar till att ett skadat (natur)värde, exempelvis en art eller ett habitat ersätts med samma typ av art eller habitat, medan lika för olika (eng. *out of kind*) innebär att exempelvis en art eller ett habitat med en annan art eller ett annat habitat (Bull et al., 2016; Maron et al., 2016). Resonemanget bakom lika för lika och lika för olika kan också lyftas till en annan skala och handla om huruvida utbytbarheten skall ligga på landskapsnivå eller biotopnivå, eller om fokus skall ligga på nyckelarter, biotoper eller ekosystemtjänster (Bull et al., 2016; Maron et al., 2016).

2.3 Olika former för organisation och styrning av ekologisk kompensation

Den konkreta implementeringen av ekologisk kompensation grundas ofta i en tolkning av begreppets grundläggande idéer men också i ett system som definierar hur och vem som skall betala och ansvara för kompensationen. Här kan benämningen av kompensationstypen ge en förståelse för vilken typ av organisatorisk form för styrning som ligger bakom namnet. Vanligt förekommande namn på engelska är: biodiversity offsetting, ecological compensation, wetland mitigation, environmental compensation, habitat banking och species banking (Calvet, Ollivier, et al., 2015).

Det finns flera olika typer av former för styrning av kompensations. Det handlar om allt från kompensation som är reglerad i nationell lagstiftning till marknader

och olika typer av former för frivillig kompensation inkluderat i olika sektorer (t ex gruvverksamhet eller infrastruktur) certifieringssystem. Förenklat så kan tre typer kompensationsformer urskiljas: direktkompensation, finansiell kompensation ("in-lieu-avgift") och kompensationsbanker (Hrabanski, 2015; McKenney & Kiesecker, 2010; OECD, 2013). Skillnaden mellan de tre formerna handlar om var kompensationen sker, de inblandade aktörernas roller och finansieringsstrukturen för kompensationen. I praktiken flyter de typerna in i varandra. Vilket system som används varierar mellan olika länder och är beroende av nationell lagstiftning och institutionell organisation gällande till exempel vem som ansvarar för bevarande av biologisk mångfald (myndigheter eller privata aktörer) och om det handlar om hot mot skyddad natur eller en generell ökad konkurrens mellan olika typer av markanvändning (Calvet, Ollivier, et al., 2015).

Lagligt reglerad direktkompensation är den kompensationstyp som är vanligast förekommande i Sverige (SOU 2017:34). Den allt ökande användningen av den så kallade frivilliga kompensationen i svenska kommuner, med grund i det kommunala planmonopolet, öppnar upp för utvecklingen av nya lokala former för ekologisk kompensation, där man testat former som har vissa likheter med in-lieu avgift och banker kopplat till kompensationspooler.

2.4 Utmaningar med ekologisk kompensation identifierade i vetenskaplig litteratur

Trots att ekologisk kompensation lyfts fram som ett sätt att hantera konflikter som uppstår mellan exploatering och bevarande av biologisk mångfald och ekosystemtjänster finns det flera utmaningar med konceptet. Utmaningar som framför allt grundar sig i olika ställningstagande rörande hur man förhåller sig till konceptets grundläggande idéer men också hur man ser att själva kompensationen bör organiseras och styras.

I nedanstående avsnitt redogör vi för centrala utmaningar kopplade till arbetet med ekologisk kompensation. Utmaningarna har identifierats genom en kartläggande litteraturanalys (Arksey & O'Malley, 2005), genomförd som en del av ett doktorandprojekt som läggs fram 2023, samt två vetenskapliga publikationer som färdigställs under 2021. Syftet med kartläggningen är att skapa en analytisk ram, mot vilken vi kan ställa resultatet av framför allt delstudie I emot, samt för att reflektera kring det samlade resultatet av rapporten i Kap 8.

Vi har inspirerats av Maron et al. (2016) och kategoriserat utmaningarna i fyra kategorier, som både täcker utmaningar i relation till konceptets idémässiga grund och hur kompensationsarbetet bör organiseras och styras. Den första kategorin (etiska utmaningar) handlar om mer grundläggande ställningstagande i relation till ekologisk kompensation medan de andra berör den konkreta implementeringen. De tekniska utmaningarna är också oftast kopplade till de etiska då de i många fall berör natursyn men vi har valt att hantera dem i en separat kategori då de etiska berör synen på ekologisk kompensation i mer generella termer och de tekniska berör den mer konkreta implementeringen av konceptet.

- **Etiska utmaningar:** Dessa utmaningar handlar om den grundläggande synen på naturen och hur relationen mellan bevarande av natur och exploatering bör balanseras vilket påverkar hur man tolkar konceptets idémässiga grund. I denna rapport diskuterar vi utmaningar relaterat till natursyn, ersättning av biologisk mångfald och risk för skadeköp.
- **Styrningsutmaningar:** Dessa utmaningar relaterar till strukturen, arbetssättet och organisationen av det konkreta kompensationsarbetet.
- **Sociala utmaningar:** Dessa utmaningar relaterar till hur strukturer för ekologisk kompensation hanterar rumsliga fördelningar av kompensationsåtgärder samt vilka aktörer och värden som är inkluderade i kompensationsprocessen och är nära knuten till själva organisationen av kompensationen men också hur man väljer att beräkna ett förlorat värde.
- **Tekniska utmaningar:** Dessa utmaningar relaterar till den mer konkreta designen, implementeringen, uppföljningen och utvärderingen av kompensationsåtgärder men är grundad i hur man i en specifik kompensationsmodell/situation förhåller sig till de etiska utmaningarna. I det praktiska arbetet med ekologisk kompensation behövs flera olika bedömningar som stöd för att ta fram beslutsunderlag. Det kan också handla om hur man bedömer värdet av det som skall bevaras, vilka alternativa scenarier den föreslagna åtgärden jämförs med samt hur dess omfattning ska beräknas utifrån aspekter så som om tid, rum och målgrupp. I det slutgiltiga genomförandet kan det också handla om utmaningar relaterat till hur man återskapar och sköter det nya området.

Då flera av utmaningarna går in i varandra är kategoriseringen delvis överlappande.

2.4.1 Etiska utmaningar

NATURSYN OCH ERSÄTTNING AV BIOLOGISK MÅNGFALD

Det finns en omfattande diskussion kring vilken natur som kan/skall ersättas. Denna diskussion grundar sig i vilken natursyn man har. För enkelhetens skull kan man särskilja på en biocentrisk syn på naturen som innebär att man anser att naturen (arter) i sig har ett inneboende värde, och en antropocentrisk syn på naturen, som innebär att man anser att naturen har ett instrumentellt värde för människor (Justus, Colyvan, Regan, & Maguire, 2009). I den vetenskapliga debatten kring bevarande av biologisk mångfald lyfts ofta två falanger fram inom bevarandesektorn där skiljelinjen till stor del handlar om natursynen (Holmes, Sandbrook, & Fisher, 2017). De 'traditionella' som har en mer biocentrisk syn och vars prioritet ligger på bevarande av arter och skydd mot utrotning och de 'nya' som har en mer antropocentrisk syn och som lyfter fram nyttan som naturen ger oss människor och vars prioritet ligger på att säkra funktionen hos ekosystemen (Hunter, Redford, & Lindenmayer, 2014).

Natursynen påverkar också hur man ställer sig till användandet av förenklade mått på biologisk mångfald, så kallade proxyvariabler (exempelvis habitathektar ('habitat hectares') (Parkes, Newell, & Cheal, 2003)). Utvecklandet av proxyvariabler underlättar kompensationsarbetet eftersom det tillåter att ytor skapas som skiljer sig ekologiskt från de som exploaterats, men bortser från det facto att biologisk mångfald består av olika delar (exempelvis genetisk-, art- och ekosystemmångfald), som inte kan fångas i ett enda värde (Purvis & Hector, 2000). Det finns inom ekologin olika syn på vilket fokus man bör ha när man identifierar förlust av natur där

vissa menar att fokus skall ligga på nyckelarter, biotoper eller ekosystemtjänster men det finns också en diskussion om fokus skall vara på biotopnivå eller om beräkningar av kompensation snarare bör ligga på landskapsnivå (Bull et al., 2016; Maron et al., 2016). Vissa av de som har en mer biocentrisk syn anser att kompensation är omöjlighet då de menar att natur inte är utbytbar och att det därför inte går att beräkna de förlorade värdena (Justus et al., 2009).

RISK FÖR SKADEKÖP

Ett dilemma med ekologisk kompensation som också lyfts i den vetenskapliga litteraturen är att när man skapar ett system för att kompensera så kan det öppna upp spärrar i relation till förstörelse av naturen och därmed tillåta exploatering som annars inte hade varit möjlig (Apostolopoulou & Adams, 2017; Ives & Bekessy, 2015). Detta handlar delvis om att man befärdar att kompensation kan ses som ett sätt för exploitören att “köpa sig fri” från ansvar för skador på natur och miljö, i och med att kompensationen existerar som en “utväg”, så kallat ‘skadeköp’ (Clough, 2014; Jacob, 2014; Lockhart, 2015; McKenney & Kiesecker, 2010; Sullivan & Hannis, 2015).

2.4.2 Styrningsutmaningar

Styrningen av ekologisk kompensation omfattar lagar, policy, och de organisationer som vägleder implementeringen av kompensationen. Många aktörer är involverade i arbetet på olika nivåer. Vilka som är drivande beror på vilken kompensationsmodell som används. I detta avsnitt har vi valt att fokusera på faktorer som är relevanta för de svenska sätten att arbeta med ekologisk kompensation och det handlar om ojämna maktförhållanden och brist på institutionella strukturer.

OJÄMNA MAKTFÖRHÅLLANDEN

Denna utmaning berör maktstrukturer och olika aktörers möjlighet att påverka hur och var kompensationen sker. Kompensationsarbetet inkluderar ofta aktörer med olika (potentiellt motstridiga) mål och med olika makt, vilket påverkar tillgången till information samt synen på hur risk skall fördelas mellan aktörerna (Maron et al. 2016). Många forskare lyfter därför fram vikten av att det finns starka institutioner kring kompensationsprocessen, med tydligt definierade regler och strukturer för att undvika opportunistiskt beteende som kan skada annan part (Calvet, Ollivier, et al., 2015).

Studier har visat att exploitören kan ha ekonomiska incitamentet att underkompensera. Det kan till exempel finnas ett ekonomiskt incitament att överskatta kompensationsåtgärdernas effekt eller överdriva status quo scenarier, det vill säga de negativa effekterna som skulle inträffa utan kompensationsåtgärden (Gordon, Bull, Wilcox, & Maron, 2015; Maron et al., 2015; Simmonds et al., 2020).

I en fransk studie visar Guillet and Semal (2018) att införandet av ekologisk kompensation har påverkat den traditionella naturvården på ett grundläggande sätt, då behovet av att göra undersökningar kring placering och utformning av kompensationsåtgärder har skapat en efterfrågan på ny kompetens där privata aktörer (framförallt konsulter) spelar en allt mer central roll på naturvårdsarenan. Andra forskare menar att denna förändrade ansvarsfördelning inte är huvudproblemet, utan att problemet i stället handlar om vad användandet av ekologisk

kompensation kan leda till på längre sikt i relation till avreglering inom miljöområdet samt nedskärningar inom naturvårdssektorn (Lave, Doyle, & Robertson, 2010; Pawliczek & Sullivan, 2011).

Andra studier har visat att de olika stegen i skadelindringshierarkin behöver olika typ av information, vilket gör det svårt att planera för alla stegen på en gång (Moilanen & Kotiaho, 2018). Detta kan få negativa konsekvenser gällande utfallet för biologisk mångfald och ekosystemtjänster.

BRIST PÅ INSTITUTIONELLA STRUKTURER

I den vetenskapliga litteraturen påpekas att det behövs en tydlig ansvarsfördelning under hela kompensationsprocessen (Bull, Suttle, Gordon, Singh, & Milner-Gulland, 2013). En annan aspekt som lyfts är att det ofta saknas vägledning och strukturer för bedömning och utformning av kompensationsåtgärder, speciellt relaterat till hur man till exempel avgör när andra steget, minimera, har uppnåtts, det vill säga hur man bedömer att eventuella skador verkligen är oundvikliga (Maron et al., 2016). Ytterligare en utmaning relaterat till institutionella strukturer som också lyfts fram är bristen på tydlighet kring hur lång tid kompensationsåtgärden måste eller bör finnas kvar (Gonçalves et al., 2015).

Uppföljning och utvärdering är nödvändigt för att avgöra om de implementerade åtgärderna leder till exempelvis ingen nettoförlust, och om inte, hur man skulle kunna utforma åtgärderna i framtiden (Maron et al., 2016). Det finns exempel på studier som fokuserat på uppföljning och då framförallt kring kompensation av våtmarker i Nordamerika (Josefsson et al., 2021). Generellt visar denna forskning att det finns en brist på uppföljning och utvärdering av kompensationsprojekt (Bull et al., 2018; Gonçalves et al., 2015; Josefsson et al., 2021). Det kan också handla om att det saknas data för att genomföra uppföljning och utvärderingar av kompensationsprojekt (Bull et al., 2018).

2.4.3 Sociala utmaningar

Sociala utmaningar rör den rumsliga fördelningen av kompensationen i relation till socio-ekonomiska faktorer samt vilka aktörer och värden som är inkluderade i beslutsprocessen kring ekologisk kompensation.

RUMSLIG FÖRDELNING AV KOMPENSATIONSÅTGÄRDERNA

Diskussionen kring den rumsliga placeringen av kompensationen handlar om huruvida kompensationen bör placeras på nära geografiskt avstånd från exploateringsområdet, eller om den kan förflyttas till en annan plats. I det senare fallet är kompensationspooler, vilka används i det amerikanska systemet 'wetland mitigation banking' en variant (Burgin, 2010). De fördelar som ibland lyfts fram med en rumslig förflyttning av kompensationen är att den kan leda till att områden med högre bevarandevärden skyddas eller tillkommer (Bull et al., 2013). Sett ur ett socio-kulturellt perspektiv finns det dock utmaningar med en rumslig förflyttning av kompensation. Många av de värden människor sätter på biologisk mångfald, är socialt och kulturellt betingade, och genom en rumslig förflyttning riskerar man därför att de människor som bor i eller nära exploateringsområdet förlorar de socio-kulturella värdena som är viktiga för just dem (BenDor, Brozović, & Pallat-hucheril, 2007). När det handlar om att bevara sociala värden relaterat till natur

har forskare påvisat fördelen med att kompensationen sker på nära geografiskt avstånd från exploateringsområdet i stället för att kompensationen sker på en mer avlägsen plats (McKenney & Kiesecker, 2010).

Sett ur ett socialt rättviseperspektiv finns det också utmaningar med en rumslig förflyttning av kompensation i och med att det kan spå på redan existerande ojämlikheter mellan olika socio-ekonomiska grupper. Sedan tidigare är det känt att socioekonomiskt svaga grupper generellt lever i områden som är mer utsatta för miljöföroreningar och har en sämre tillgång till grönområden än socioekonomiskt starka grupper (Wolch, Byrne, & Newell, 2014; Wüstemann, Kalisch, & Kolbe, 2017). Samtidigt kan en rumslig förflyttning av kompensationen vara en möjlighet att utjämna dessa ojämlikheter, om de placeras i socioekonomiskt svaga områden.

VÄRDEN OCH AKTÖRER I BESLUTSPROCESSEN

Vilka värden och vilka aktörer som är inkluderade i beslutsprocessen påverkar utfallet av kompensationen. Det är sedan tidigare känt att det oftare är lättare att ta mark i anspråk i anslutning till socioekonomiskt svaga bostadsområden då dessa områden ofta saknar köp- och röststarka grupper som kan föra sin talan mot exploatering (Griffiths, Bull, Baker, & Milner-Gulland, 2019; Maron et al., 2016). Forskare har lyft behovet av att koppla kompensationsprocesser till en mer demokratisk process, där det sker en öppen diskussion om vilka värden som kan gå förlorade och vilka värden som bör bevaras (Calvet, Napoléone, & Salles, 2015).

2.4.4 Tekniska utmaningar

Det finns många tekniska utmaningar att ta hänsyn till i relation till själva designen, implementeringen, uppföljningen och utvärderingen av kompensationsåtgärder. Nedan följer några av de mest centrala utmaningarna.

ATT TILLÄMPA SKADELINDRINGSHERARKIN

När det handlar om praktisk tillämpning av ekologisk kompensation har flera studier visat att man väljer att gå direkt till kompensationsåtgärder, vilket minskat användningen av de första tre stegen i skadelindringshierarkin (Bull et al., 2013; Gonçalves et al., 2015; Guillet & Semal, 2018; Johansson, 2021).

ERSÄTTNING FÖR BIOLOGISK MÅNGFALD

Tekniska utmaningar relaterar också till på vilket sätt man uppfattar att man kan eller bör utveckla mått för att bedöma kvalitet och kvantitet på biologisk mångfald (Bull et al., 2016; Maron et al., 2016) och ekosystemtjänster. I sin vidaste bemärkelse inkluderar begreppet biologisk mångfald, mångfald på genetisk, art- och ekosystemnivå (Sekercioglu, 2010). Eftersom ekologisk kompensation relaterar till dessa faktorer såväl som i vissa fall även till ekosystemtjänster finns det många val kring vilka egenskaper (dimensioner av biologisk mångfald och/eller även ekosystemtjänster) som skall ingå i beräkningen av ekologisk kompensation (Maron et al., 2016; Maseyk et al., 2016). Vissa hävdar att denna typ av beräkning inte kan göras med ett enda mått utan att man behöver ett sammansatt mått som representerar olika "perspektiv" på biologisk mångfald eller ekosystemtjänster (Bull et al., 2016; Bull et al., 2013; Gonçalves et al., 2015).

ATT TILLÄMPA REFERENS RAMAR

Beroende på vilken referensram man väljer, och vilka val/antaganden man gör i relation till denna kommer utfallet av kompensationsåtgärden att variera. Baselinereferenser används inom många olika discipliner. Ett av de kanske kändaste årtalen är 1990, vilket antogs under Kyotoprotokollet och används för att mäta förändringar i växthusgasutsläpp emot. I relation till baselineårtal finns det inom flera discipliner en vetenskaplig debatt kring det årtal som väljs för 'baseline'. Inom naturvården/bevarandebiologin talar man ibland om 'shifting baseline syndrome', som myntades som begrepp i relation till krympande fiskbestånd (Pauly, 1995). Syndromet handlar om att varje generation forskare/naturvårdare sätter sin egen baseline vid början av sin karriär som de sedan använder för att mäta förändringar/ effekter mot. Detta leder till att baseline minskar (exempelvis fiskbeståndet) för varje generation forskare.

Hur man ser på möjligheten att utveckla scenarier, och valen som görs vid utvecklandet av dessa, är centralt för hur man bedömer ingen nettoförlust och tolkar additionalitet (Bull et al., 2016; Gonçalves et al., 2015; Maron et al., 2015). Utformningen av dessa scenarier påverkas också av vilka metoder för beräkning av biologisk mångfald eller ekosystemtjänster man väljer samt hur man ser på kompensationens avgränsning i tid och rum.

ATT FÅNGA OSÄKERHETER OCH TIDSFÖRSKJUTNINGAR

En utmaning med att uppnå ingen nettoförlust vid ekologisk kompensation handlar om att det är svårt att förutsäga en framtida utveckling. I den konkreta situationen handlar det om att göra avväganden mellan säkra förluster och osäkra effekter i framtiden. Multiplikatorer kan användas för att fånga osäkerheten men flera studier har visat att kompensationsprojekt i praktiken generellt använder låga multiplikatorer (Bull & Brownlie, 2015; Bull et al., 2016; Maron et al., 2016). Detta innebär i praktiken att man underkompenserar; dvs att man inte når målet ingen nettoförlust.

3. Översiktlig analys av svenska aktörers arbete med ekologisk kompensation

I detta kapitel beskrivs svenska aktörers arbete med ekologisk kompensation på ett övergripande plan. Analysen omfattar både den kompensation som sker i relation till skyddad natur enligt miljöbalken (1998:808) och den frivilliga kompensationen som i högre utsträckning sker i relation till stadsutveckling (Boverket, 2018).

Kapitlet inleds med en bakgrundsbeskrivning av några av de legala och policystrukturer som finns relaterat till användningen av ekologisk kompensation (3.1). Därefter följer en redogörelse för aktörsanalysens metod (3.2) och en översikt av resultatet samt beskrivningar av olika aktörers roller (3.3). Kapitlet avslutas med en kort sammanfattning (3.4).

3.1 Bakgrund – centrala legala och policystrukturer som styr användning av ekologisk kompensation i Sverige

Det finns flera legala och policystrukturer som direkt eller indirekt styr arbetet med ekologisk kompensation i Sverige. Vi ger en kort översyn över de två centrala strukturerna; Ekologisk kompensation med miljöbalken som lagrum och ekologisk kompensation med plan och bygglagen som ram (så kallad frivillig kompensation). Utöver detta lyfter vi kort miljömålets roll i arbetet med ekologisk kompensation.

3.1.1 Ekologisk kompensation med miljöbalken som lagrum

Ekologisk kompensation med miljöbalken som lagrum (1998:808) omfattar bestämmelser som kräver kompensation i samband med intrång i eller i anslutning till olika typer av skyddade naturmiljöer. Exempelvis Natura 2000-områden, naturreservat, biotopskyddade miljöer som alléer och stenmurar, eller vid påverkan på arter som är upptagna i artskyddsförordningen (SFS 2007:845).

Bestämmelserna i miljöbalken syftar framför allt till att bevara biologisk mångfald men kan också tillämpas för att bevara andra allmänna intressen, exempelvis friluftsvärden och kulturmiljövärden.

För att utreda om en exploatering medför betydande miljöpåverkan på naturvärden görs en miljökonsekvensbeskrivning (MKB). Hur denna specifika miljöbedömning ska utformas styrs av miljöbedömningsförordningen (2017:966). MKB:n ska bland annat innehålla en beskrivning av hur verksamhetsutövaren

avser följa skadelindringshierarkin genom att undvika, minska eller avhjälpa förluster av naturvärden. MKB:n ska också innehålla en beskrivning av planerade kompensationsåtgärder om förluster av värden inte kan undvikas (Se Box 3.1. Krav på olika typer av kompensation enligt miljöbalken). Naturvårdsverket pekar tydligt på behovet av en så kallad tvådelad prövning där man först undviker och begränsar skadan för att sedan bedöma om aktiviteten är tillåtlig och därefter ta beslut om kompensation

Det finns också så kallade strategiska miljöbedömningar som kan bli aktuella i samband med upprättande av olika typer av planer och program i den kommunala fysiska planeringen. En strategisk miljöbedömning omfattar inte samma krav på redovisning av åtgärder för att förebygga, hindra, motverka eller avhjälpa negativa miljöeffekter som den specifika miljöbedömningen (jämför bestämmelser i (2017:966) 5 § avsnitt 4 och 8 § avsnitt 7).

Box 3.1. Krav på olika typer av ekologisk kompensation enligt miljöbalken finns i följande paragrafer:

- 2 kap. 7 § MB - aktivitet som bidrar betydligt till att miljö kvalitetsnorm överskrids: kompensation ska öka möjligheterna att följa miljö kvalitetsnormen
- 2 kap. 8 § MB - när skada på miljön har uppstått och behov av kompensation finns: skadan ska kompenseras som anses skäligt enligt 10 kap. MB.
- 7 kap. 7 § MB - vid upphävande av naturreservat eller dispens från dess föreskrifter: intrång i naturvärdet ska kompenseras i skälig utsträckning.
- 7 kap. 28 § och 29 § MB - vid tillstånd trots skada på utpekad naturtyp eller art i bevarandeområde Natura 2000: påverkan ska kompenseras fullt ut och godkännas av regeringen.
- 10 kap. 5 § MB - vid behov av avhjälpan av allvarlig miljöskada genom kompensation: förlorade miljövärden kompenseras, med hänsyn till vad som var tillåtet och känt när skadan inträffade.
- 11 kap. 8 § MB - tillstånd och prövning i samband med vattenverksamhet som kan skada fisket: kostnaden för kompensationen ska vara skälig i förhållande till nyttan.
- 16 kap. 9 § MB - när tillstånd eller dispens enligt miljöbalken meddelas eller upphävs och detta medför intrång i allmänna intressen: rimliga krav på kompensation får ställas.

3.1.2 Ekologisk kompensation med plan- och bygglagen som ram

Även om miljöutredningar kan genomföras för generella planer finns inga bestämmelser i PBL som möjliggör ett generellt krav på ekologisk kompensation. Den kompensation som kan ske, sker därför på frivillig basis, men kan främjas av målsättningar på olika samhällsnivåer samt av politiska beslut, planer och strategier och interna arbetsstrukturer .

I plan- och bygglagen tydliggörs kommunens ansvar (planmonopolet) för den fysiska planeringen och beslut om exploatering inklusive bostadsbyggande inom kommunens gränser (plan- och bygglag, 2010:900, 1 kap 2 §). Kommunerna är ofta ägare och förvaltare till stora markområden men har också, genom sitt ansvar för utbildning och kultur samt är mottagare för diverse externa pengar, en viktig roll som förebild och informatör i relation till biologisk mångfald och människans

nytta av naturen i form av ekosystemtjänster. Sammantaget innebär detta att kommuner är en central aktör i utvecklingen och implementeringen av den så kallade frivilliga ekologiska kompensationen i Sverige.

Boverket har utvecklat en rad principer¹ som skall användas för att stötta arbetet med att utveckla strukturer för frivillig kompensation vid exploatering. Boverket skriver att ”Dessa principer överensstämmer med de principer som föreslås för kompensation vid tillståndsprövning och dispenser, men utvidgas för att omfatta även ekosystemtjänster istället för enbart ekologiska värden”²

Då det redan finns regleringar och strukturer (avtal) som kan stötta skydd av grönstruktur eller naturområden inom PBL handlar det för kommunen om att tydliggöra strukturer och processer som har laglig grund (tex marklov och markanvisningsavtal) och som tas på egen grundade beslut som en del i ett strategiskt bevarande av framförallt ekosystemtjänster.

3.1.3 Miljömålen relaterat till ekologisk kompensation

Det nationella miljömålssystemet har utvecklats med utgångspunkt i miljöbalkens portalparagraf (1 kap 1 §) och syftar till att ge vägledning kring vad en hållbar utveckling innebär vid tillämpningen av miljöbalken. I generationsmålet är bevarandet av biologisk mångfald, natur- och kulturmiljöer och ekosystemtjänster tydligt uttryckt. Skrivningarna återkommer inom flera av de nationella miljö kvalitetsmålen, till exempel *Myllrande våtmarker, Ett rikt växt- och djurliv och Levande skogar*.

Det finns även tre etappmål som relaterar till arbetet med ekologisk kompensation;

1. De svenska kommunerna ska senast år 2020 ha tillgång till en metod för att integrera ekosystemtjänster i urbana miljöer då Boverket med utgångspunkt i den statliga offentliga utredningen om ekologisk kompensation (SOU 2017:34) menar att ekologisk kompensation kan vara ett effektivt verktyg för att behålla ekosystemtjänster i samband med exploatering.
2. En majoritet av landets kommuner ska senast år 2025 ha integrerat ekosystemtjänster vid planering, byggande och förvaltning av den byggda miljön. Ett metodstöd har utvecklats av Boverket i samverkan med flera andra aktörer (Boverket, 2020a).
3. Det skall skapas en grön infrastruktur på regional nivå. Länsstyrelsen har getts ansvar för utvecklandet av dessa regionala planer för grön infrastruktur. Tanken med planerna är att de skall utgöra underlag och stöd för fysisk planering, planering av naturvårdsinsatser och beslut kopplade till jord- och skogsbruk i respektive region (Naturvårdsverket, 2016). Utöver att utgöra underlag för planering och beslut kan handlingsplanerna för grön infrastruktur också användas för att aktivt styra lokaliseringen av ekologisk kompensation.

¹ Frivillig ekologisk kompensation i planering och byggande - PBL kunskapsbanken - Boverket

² Ibid.

3.2 Kartläggningens tillvägagångssätt

Som utgångspunkt i kartläggningen av aktörer gjordes en genomlysning av de 173 aktörer som utgjorde remissinstanser för den offentliga utredningen om ekologisk kompensation (SOU 2017:34). Aktörer som utgjort remissinstanser för en statlig utredning kan förväntas omfatta en blandning av de som arbetar med, och de som påverkas av lagstiftningen kring, ämnet i fråga för utredningen (i detta sammanhang ekologisk kompensation) och utgör således en bra utgångspunkt för kartläggningen. Utöver remissvaren samlades ytterligare data in genom sökningar på Google, korta informantintervjuer med myndighetspersoner och företag, och dokumentanalyser av utvalda centrala dokument för att få en mer heltäckande bild av de aktörer/aktörskategorier som är involverade i/berörs av arbetet med ekologisk kompensation.

Aktörerna har delats in i olika aktörskategorier som förtydligar deras roll i kompensationsprocessen. Totalt kunde sju relativt avgränsade aktörskategorier urskiljas: de som fattar beslut om (1) styrmedel och (2) tillstånd, (3) vägledning, (4) ansvarar för genomförande, (5) tillhandahåller mark, (6) utformar och genomför kompensationsåtgärder samt (7) yrkande i juridiska processer (se Tabell 3.1). Den långsiktiga förvaltningen av kompensationsåtgärder är en viktig aspekt av kompensationsprocessen. Den är dock inte distinkt från andra typer av naturvård, till exempel hanteras skötseln av ett träd som planterats i kompensations syfte inom ramen för förvaltningen av träd som planterats av andra anledningar, varför denna potentiella roll utlämnats från kartläggningen.

Tabell 3.1 Tabellen beskriver hur de olika rollkategorierna definieras i kartläggningen.

Roll	Rollbeskrivning
Lagstiftning och styrning	Aktörer som beslutar om lagar och styrmedel som påverkar förutsättningarna för genomförandet av ekologisk kompensation.
Tillstånd och avtal	Aktörer som prövar och ger tillstånd och skriver avtal i samband med kompensationsprocesser.
Vägledning och kunskaps-höjande	Aktörer som ger vägledning och bidrar till kunskaphöjning i arbetet med ekologisk kompensation.
Ansvarig för genomförande	Aktörer som blir ålagda eller som på frivillig väg tar ansvar för att genomföra kompensationsåtgärder. Motsvarar ofta exploatörer.
Tillhandahållande av mark	Aktörer som i egenskap av markägare tillhandahåller mark att genomföra kompensationsåtgärder på.
Design, utförande, förvaltning	Aktörer som planerar och designar kompensationsåtgärder, utför den praktiska implementeringen, samt förvaltar åtgärderna.
Yrkande i juridiska processer	Aktörer som kan yrka i juridiska processer och på det sättet påverka kompensationsprocessens riktning.

3.3 Resultat

Aktörsanalysen visar att svenska aktörer har flera olika roller i arbetet med ekologisk kompensation och att vissa aktörer har fler roller än andra (Tabell 3.2). Kommuner är den aktör som kan inneha alla de sju rollerna. I följande avsnitt ger vi en övergripande bild över aktörernas arbete inom varje kategori.

Tabell 3.2 Svenska aktörers arbete med ekologisk kompensation uppdelat på sju olika kategorier. Färgmarkeringen anger varifrån informationen har hämtats. Gult=dokument/internet. Blått= informantintervjuer.

	Lagstiftning och styrning	Tillstånd och avtal	Vägledning	Ansvarig för genomförande	Tillhanda hållande av mark	Design, utförande, förvaltning	Yrkanden i juridiska processer
Myndigheter							
Naturvårdsverket			Gult				Gult
Trafikverket			Blått	Gult			
Skogsstyrelsen			Gult				Blått
Havs- och vatten myndigheten			Gult				Blått
Boverket			Gult				
Jordbruksverket			Gult				
Fortifikationsverket					Blått		
Riksantikvarieämbetet			Gult				Blått
Kammarkollegiet							Blått
Övriga offentliga aktörer							
Riksdag och regering	Gult						
Länsstyrelser	Gult	Gult					Gult
Regioner			Gult	Gult			
Domstolar		Gult					
Lärosäten och forskningsinstitut			Gult				
Kommuner	Gult	Gult		Gult	Gult	Gult	Gult
Företag							
Konsultbolag			Gult			Blått	Gult
Övriga företag			Gult	Gult	Gult	Gult	Gult
Övriga aktörer							
Föreningar			Blått			Gult	Gult
Certifieringsaktörer			Gult				
Politiska partier							Gult
Allmänheten							Gult

3.3.1 Lagstiftning och styrning

Denna kategori innefattar aktörer som beslutar om lagar och styrmedel som påverkar förutsättningarna för genomförandet av ekologisk kompensation.

Riksdag och regering ansvarar för lagstiftning och formulerandet av politiska mål, vilka kanaliseras genom departement och myndigheter. Ett centralt och relativt aktuellt exempel här är den statliga offentliga utredningen om Ekologisk kompensation (SOU 2017:34).

Kommuner kan på ett lokalt plan arbeta med ekologisk kompensation i sin strategiska styrning. De kan då välja att gå längre än vad lagstiftningen gör, för att exempelvis bevara och utveckla naturvärden, tätortsnära rekreationsområden, grönområden och ekosystemtjänster i den bebyggda miljön genom att fatta kommunpolitiska beslut om att arbeta med kompensationsåtgärder som en del av den fysiska planeringen. Ett sådant beslut kan handla om att i översiktsplanen peka ut särskilda områden för genomförande av egna eller externa exploatörers kompensationsåtgärder (Grahn Danielson, Rönn, & Swedberg, 2015). Det kan också handla om att kommunen vid behov ska arbeta med ekologisk kompensation i planläggning och bygglov.

3.3.2 Tillstånd och avtal

Denna kategori innefattar aktörer som prövar och ger tillstånd och skriver avtal i samband med kompensationsprocesser.

Länsstyrelserna har en särskilt betydande roll när det gäller ekologisk kompensation då de kan meddela tillstånd eller dispens enligt miljöbalken och förena dessa med krav på ekologisk kompensation (MB 1998:808 kap 7 §7). Till exempel i samband med detaljplaner, Natura 2000-tillstånd, dispens från naturreservatsföreskrifter, tillstånd till vattenverksamhet och när miljö kvalitetsnormer inte följs.

Domstolar, i synnerhet mark- och miljödomstolarna, har även de en central roll i juridiska processer där de hanterar fall med inslag av ekologisk kompensation. Utöver faktiska domslut i konkreta fall, genererar utslag i Mark- och miljööverdomstolen också praxis. Se exempelvis Mark- och miljööverdomstolen MÖD M 7284-16 där Länsstyrelsen i Blekinge och Ronneby kommun tvistade om kompensationsåtgärder för avverkning av träd i en allé i Ronneby kommun. Länsstyrelsens yrkande om krav på kompensation fastställdes av mark- och miljödomstolen med vissa justeringar.

Även *kommuner* kan agera tillståndsmyndighet i de fall intrång görs i ett kommunalt beslutat naturreservat (Naturvårdsverket, 2015). De har dessutom en central roll som innehavare av det kommunala planmonopolet, vilket innebär att det är kommunfullmäktige, styrelse eller en nämnd som antar planer och beslutar om bygglov i kommunen. Med stöd av Plan- och bygglagen (2010:900) har kommuner inga legala möjligheter att ställa krav på ekologisk kompensation vid exploatering. I de fall kommunen äger marken men inte själva är exploatör går det att ställa krav på kompensationsåtgärder genom ett markanvisningsavtal. Markanvisningsavtal regleras i Plan- och bygglagen (2010:900) 1 kap. 4§ som ”ett avtal mellan en kommun och en byggherre som ger byggherren ensamrätt att under en begränsad tid och under givna villkor förhandla med kommunen om överlåtelse eller upplåtelse av ett visst av kommunen ägt markområde för bebyggande”. I de fall kommunen inte äger marken har de även möjlighet att i så kallade exploateringsavtal reglera kompensationsåtgärder. Avtalet regleras i Plan- och bygglagens 1 kap. 4§ som ett ”avtal om genomförande av en detaljplan och om medfinansieringsersättning mellan en kommun och en byggherre eller en fastighetsägare avseende mark som inte ägs av kommunen [...]” (2010:900).

3.3.3 Vägledande och kunskapshöjande

Denna kategori innefattar aktörer som ger vägledning och bidrar till kunskapshöjning i arbetet med ekologisk kompensation.

De flesta myndigheter har en vägledande roll och en rådgivande funktion. Det finns ett antal exempel på vägledande dokument som publicerats av myndigheter. *Naturvårdsverket* har utvecklat ett handläggarstöd som tydliggör hur lagstiftningen ska tolkas av tillsynsmyndigheterna när det gäller just de bestämmelser som berör ekologisk kompensation (Naturvårdsverket, 2016).

Boverket har information på sin webbsida om vilka principer man bör tillämpa vid frivillig ekologisk kompensation i samband med planering och byggande (Boverket, 2018). Boverket har också i enlighet med etappmålsarbetet ett pågående arbete med att ta fram vägledning kring hur ekosystemtjänster kan inkluderas i kommunala beslutsprocesser, vilket även berör ekologisk kompensation³.

Trafikverket har flera vägledande dokument under benämningen Vägar och gators utformning (VGU). Primärt utgör dessa interna vägledande dokument, men de används även av kommuner i deras arbete (Personlig kommunikation med Trafikverket 2021-04-16). *Skogsstyrelsen* har tagit fram material för kompensation av bränsleuttag i skogen (Drott, Anderson, & Eriksson, 2019) och *Havs- och vattenmyndigheten* material för kompensation av ålgräsängar (HAV, 2016). *Riksantikvarieämbetet* har utvecklat vägledning för kompensation vid intrång i kulturmiljö (RAA, 2014).

I ett myndighetsgemensamt samarbetsprojekt med titeln Miljökompensation har *Trafikverket*, *Jordbruksverket*, *Skogsstyrelsen*, *Naturvårdsverket*, *Riksantikvarieämbetet* och *länsstyrelserna* arbetat med att skapa samsyn kring kompensationsåtgärder (Naturvårdsverket, 2019).

Länsstyrelserna tar fram handlingsplaner och styrdokument. Ett exempel är Länsstyrelsen Skånes Handlingsplan för grön infrastruktur, vilken innehåller en åtgärd om ekologisk kompensation (Länsstyrelsen Skåne, 2019). De har också i samarbete med Naturvårdsverket, Havs- och vattenmyndigheten samt Jordbruksverket tagit fram ett detaljerat handläggarstöd för hanteringen av ekologisk kompensation utifrån miljöbalkens bestämmelser (Miljösamverkan, 2019).

Även *regionerna* tar fram vägledande material med inslag av ekologisk kompensation, såsom exempelvis Region Skånes Grönstruktur i Skåne (Region Skåne, 2012).

I takt med att ekologisk kompensation blir vanligare ökar också behovet av att utreda både möjligheter och utmaningar med konceptet. Landets *lärosäten* och *forskningsinstitut* är viktiga aktörer i detta. Föreliggande rapport är ett exempel på ett projekt som syftar till att öka kunskapsläget kring ekologisk kompensation. Projektet är ett av flera pågående projekt inom Naturvårdsverkets forskningssatsning kring ekologisk kompensation (Naturvårdsverket, 2018).

Flera *kommuner* omnämns som inspiration för sitt arbete med ekologisk kompensation (Boverket, 2010; Region Skåne, 2012). Detta gäller bland annat Helsingborgs stad, Halmstad kommun, Göteborgs stad och Gävle kommun som på olika sätt har utvecklat strukturer för hur arbetet ska hanteras i den kommunala organisationen. Exempel på sådana strukturer är Helsingborgs stads balanseringsprincip (se kap 6.1), Halmstad kommuns *checklista för behovsbedömning av kompensationsåtgärder i planprocessen*, samt Göteborgs stads *arbetsgrupp* och Gävle kommuns *kompensationsgrupp*.

³ Mål för ekosystemtjänster - PBL kunskapsbanken - Boverket

Konsultbolag är involverade i framtagandet av kunskapsunderlag och vägledning, ofta i samarbete med andra aktörer. Bland annat så har konsultbolaget Ecogain i samarbete med bland andra Stiftelsen Skogssällskapet, genomfört projekt som utrett möjligheter för habitatbanker i Sverige (Ecogain, 2015). Även konsultbolaget Calluna har engagerat sig genom det Vinnovafinansierade projektet EcoComp⁴, vars vision är att ”skapa en handelslösning som klassificerar, värderar och kvalitetssäkrar handel med kompensationsområden för biologisk mångfald och kolinlagring med hjälp av ekosystem”. Flera konsultbolag, däribland Ecogain⁵ och Ekologigruppen⁶, håller utbildningar inom ekologisk kompensation för privata och offentliga aktörer.

Vissa *föreningar* har en vägledande roll. Exempelvis har BirdLife Sverige tagit fram ett program för fågelskydd, som innehåller inslag av ekologisk kompensation (BirdLife Sverige, 2019). Naturskyddsföreningen i Stockholms län gav år 2007 ut en rapport om kompensationsprincipens användning i Sverige i allmänhet och i Stockholms län i synnerhet (Naturskyddsföreningen i Stockholms län, 2007).

Det finns ett flertal *certifieringsorgan* med certifieringar som i olika utsträckning kan omfatta kompensatoriska åtgärder i samband med värden som går förlorade vid exploatering. I Sverige är Miljöbyggnad, följt av GreenBuilding och LEED, de vanligast förekommande certifieringarna⁷. På ett internationellt plan är LEED, utvecklat av U.S. Green Building Council⁸ och BREEAM från Storbritannien⁹, etablerade och vanligt förekommande certifieringssystem. De två senare omfattar aspekter som byggnadens lokalisering och ekologiska påverkan, exempelvis genom förbättringar av tomtens ekologiska värden och långsiktiga aspekter på biologisk mångfald. Det finns även certifieringar som omfattar ekosystemtjänster på olika sätt, som Citylab, Living Building Challenge och Svanen (Boverket, 2019).

3.3.4 Ansvarig för genomförande

Denna kategori innefattar aktörer som blir ålagda eller som på frivillig väg tar ansvar för att genomföra kompensationsåtgärder. Den motsvarar ofta exploitörer.

Trafikverket har, i sin roll som exploitör i samband med infrastrukturprojekt, en framträdande roll som ansvarig för genomförande av ekologisk kompensation. Inom ramen för sitt uppdrag har myndigheten ansvarat för planering och miljöprövningsprocesser i åtskilliga infrastrukturprojekt. Ett sådant projekt är Botniabanan, där Trafikverket ansvarade för finansiering och genomförandet av kompensationsåtgärder. Dokumentet 'Riktlinjer landskap' (Trafikverket, 2019) är startpunkten för myndighetens arbete vad gäller natur- och kulturvårdsarbete. Där står bland annat att ekologiskt viktiga naturmiljöer som förstörs vid om- eller nybyggnad ska dokumenteras och ersättas med likvärdiga miljöer.

Även *regioner* agerar exploitör och kan således ansvara för genomförande av kompensationsåtgärder. Ett exempel på detta är Region Stockholms utbyggnad av tunnelbanan (MMD M 4713-19).

⁴ Frivillig ekologisk kompensation i planering och byggande - PBL kunskapsbanken - Boverket

⁵ Utbildningar | Ecogain

⁶ Utbildningar, föreläsningar och workshops - Ekologigruppen

⁷ Certifierade byggnader - Sweden Green Building Council - Sweden Green Building Council (sgbc.se)

⁸ LEED - Sweden Green Building Council - Sweden Green Building Council (sgbc.se)

⁹ BREEAM-SE - Sweden Green Building Council - Sweden Green Building Council (sgbc.se)

Kommuner kan i samband med det kommunala byggandet bli ansvariga för att genomföra kompensationsåtgärder utifrån bestämmelser i miljöbalken eller på frivilligt initiativ.

Företag kan också ansvara för genomförande av kompensationsåtgärder. Detta kan ske mot bakgrund av MB men också i relation till PBL och fysisk planering. Företag är en bred aktörsgrupp och inkluderar många olika typer av företag såsom gruvbolag, jordbruksföretag, skogsbolag, byggföretag och fastighetsbolag, såväl som mindre verksamhetsutövare. Det finns exempel på både små och stora genomförda kompensationsprojekt. Exempel på större kompensationsprojekt är de åtgärder som genomförts av gruvföretagen LKAB och Boliden i samband med etablering av gruvverksamhet i Mertainen respektive Aitik (Boliden, u.å.; LKAB, 2019).

3.3.5 Tillhandahållande av mark

Denna kategori innefattar aktörer som i egenskap av markägare tillhandahåller mark att genomföra kompensationsåtgärder på.

Fortifikationsverket skriver i sitt remissvar¹⁰ till SOU 2017:34 att de kan erbjuda mark för kompensationsåtgärder och på så sätt delta i kompensationspooler för att bidra till ökade naturvärden på sin mark. Mer än hälften av Fortifikationsverkets mark är skyddad genom exempelvis naturreservat och Natura 2000-områden (Fortifikationsverket, u.å.¹¹). Exempelvis förvaltas Natura 2000-området Revingshed som levande bygd.

Kommuner är ofta markägare och har därmed goda möjligheter att i kommunala exploateringsprojekt avsätta mark i anslutning till eller utanför det planlagda området, för genomförandet av kompensationsåtgärder (SOU 2017:34). Sådana områden kan identifieras vid behov eller pekas ut i översiktsplanen inför kommande behov (SOU 2017:34).

Det finns ett antal exempel på där tredje part har ett mer aktivt engagemang i att erbjuda mark för kompensation. Exempelvis har *företaget* Sveaskog profilerat sig inom arbetet med ekologisk kompensation och då främst som en aktör som kan hjälpa till att, i egenskap av markägare, ta fram förslag på kompensationsområden. Sveaskog har arbetat på detta sätt bland annat med LKAB och Boliden i olika projekt (Sveaskog, 2014, 2017). I Sveaskogs remissvar¹² till SOU 2017:34 uttrycks ett engagemang för ekologisk kompensation ur just ett markägarperspektiv. Vidare ställer man sig enligt remissyttrandet positiv till marknadsbaserade lösningar som till exempel kompensationspooler.

3.3.6 Design och utförande

Denna kategori innefattar aktörer som planerar och designar kompensationsåtgärder, utför den praktiska implementeringen, samt förvaltar åtgärderna. Landets *länsstyrelser* deltar aktivt i utformningen av kompensationsåtgärder i samråd med exploatören (Vägverket, 2004). Svenska *kommuner* har i varierande grad intern kompetens för genomförande av kompensationsåtgärder och axlar

¹⁰ fortifikationsverket.pdf (regeringen.se)

¹¹ Naturvård - Fortifikationsverket

¹² Remissyttrande (regeringen.se)

således i olika grad rollen som designer och utförare i exploateringsprojekt. Ett exempel är Göteborgs stad som enligt sin checklista för kompensationsåtgärder ska föreslå lämpliga åtgärder vid exploatering (Göteborgs stad, 2019).

I Sverige deltar *konsultbolag* ofta i projekt som påverkar naturmiljön genom att bidra med specialkompetens av olika slag. Konsulterna arbetar då på uppdrag av ansvarig exploatör, privat eller offentlig. Av de bolag vi har haft kontakt med berättar några att de mestadels arbetar i ett tidigt skede med planeringen av kompensationsåtgärder medan andra bolag snarare arbetar i ett senare skede med design och faktiskt genomförande av kompensationsåtgärder (Personlig kommunikation, Tyréns, 2020-04-07; Personlig kommunikation, Nordlund konsult, 2020-04-15; Personlig kommunikation, Marine Monitoring, 2020-04-18; Personlig kommunikation, WSP, 2020-04-23). Det finns även *företag* som har tagit fram egna strukturer för att arbeta med ekologisk kompensation. Ett exempel är Riksbyggen som tagit fram en modell för att utreda och bedöma behovet av att kompensera ekosystemtjänster som riskerar att gå förlorade vid byggprojekt, samt ge förslag på hur dessa kan kompenseras (Riksbyggen, u.å.¹⁵). Ett annat exempel är LKAB som har använt sig av BBOP:s principer för att utreda och ta fram kompensationsåtgärder i ett samarbetade med Ecogain och Sveaskog (Sveaskog, LKAB, & Ecogain, u.å.).

Det händer även att *föreningar* deltar i designfasen av kompensationsåtgärder. Ett exempel på när det har skett är i samband med planeringen av Botniabanan där exempelvis den lokala Naturskyddsföreningen, Umeå Delta- och skärgårdsförening samt två lokala ornitologiska föreningar deltog i en referensgrupp för kompensationsplanen (Granberg, Ersborg, & Sigurdsson, 2018). De två ornitologiska föreningarna lämnade referensgruppen efter en tid. Vid den kompensationsplan som användes i slutändan var referensgruppen dock inte involverad längre, dels på grund av tidspress, dels på grund av svårigheter i arbetet med referensgruppen. Däremot menar Granberg et al. (2018) att samverkan bidrog mycket till att kompensationsåtgärderna blev så bra som de blev.

3.3.7 Yrkanden i juridiska processer

Denna roll innefattar aktörer som kan yrka i juridiska processer och på det sättet påverka kompensationsprocessens riktning.

Ett antal myndigheter kan involveras i att göra yrkanden i juridiska processer som relaterar till deras sakområde. Under dessa omständigheter kan de komma att yrka på ekologisk kompensation. *Naturvårdsverket* kan uttala sig i samband med intrång i ekosystem mer generellt, *Skogsstyrelsen* när intrång sker i skogsmiljön (Personlig kommunikation, 2020-06-11), *Havs- och vattenmyndigheten* när intrång görs i marin miljö (Personlig kommunikation, 2020-04-01). *Riksantikvarieämbetet*, vars ansvar för kulturmiljö kan sammanfalla med ekologiska bevarandeåtgärder, är i undantagsfall med i prövnings- och planeringsprocesser (Personlig kommunikation, 2020-06-11). Även *Kammarkollegiet* har möjlighet att föra talan i mål (Personlig kommunikation, 2020-04-02).

Länsstyrelsen har en framträdande roll där de deltar i samrådsprocesser vid miljöbedömningar inom plan- och exploateringsprocesser, liksom olika *kommunala* aktörer som berörs av eller driver exploateringsprocesser (Naturvårdsverket, 2016).

¹⁵ Analys av ekosystemtjänster | Riksbyggen

Det förekommer även att *föreningar*, exempelvis naturskyddsföreningar eller ornitologiska föreningar, uttalar sig såväl positivt som negativt om kompensationsåtgärder i allmänhet eller i samband med specifika projekt (Fors, Lundén, & Åman, 2020). Ett sådant exempel är i miljöprövningen av Botniabanan där två lokala ornitologiska föreningar samt Sveriges Ornitologiska Förening var motparter vid miljöprövningen och yttrade sig kritiskt till bland annat kompensationsområdenas funktion (Granberg, Ersborg, & Sigurdsson, 2018).

3.4 Sammanfattning

I Sverige verkar flertalet aktörer inom området ekologisk kompensation. På nationell nivå har riksdag, regering och statliga myndigheter både ansvar och rådgivning att stötta andra aktörers implementering av ekologisk kompensation, genom lagstiftning, målstyrning och vägledning. På regional och lokal nivå har länsstyrelserna respektive kommuner en betydande roll i beslutsfattande, tillstånd och kunskapsspridning. Företag och konsulter är inblandade främst gällande genomförande och utförande men även kunskapsspridning. Övriga aktörer kan genom olika engagemang, intressen och medel påverka kompensationsprocessens riktning. Kommunerna är centrala aktörer i arbetet med ekologisk kompensation i Sverige. Deras mångfacetterade verksamheter omfattar alla aktörsrollerna, vilket inkluderar såväl målstyrning, tillstånd, vägledning, markägande, design och utförande. De har goda möjligheter att påverka utvecklingen genom de strukturer de på frivillig väg kan välja att upprätta, i synnerhet kopplat till det kommunala planmonopolet och planprocessen samt i planering och exploatering på kommunal mark.

4. Svenska kommuners upptag och integrering av konceptet ekologisk kompensation i översiktlig planering

I detta kapitel presenteras en kartläggning över konceptet ekologisk kompensation i svenska kommuners översiktliga planering. Syftet med studien var att undersöka svenska kommuners upptag och integrering av ekologisk kompensation i den översiktliga planeringen. I studien relaterar vi *upptag* till att kommunerna nämner konceptet ekologisk kompensation i de översiktliga planeringsdokumenten, och *integrering* till hur kommunerna kontextualiserar och använder sig av konceptet i relation till dess grundläggande idéer (se kapitel 2).

Kapitlet har åtta avsnitt. Avsnitt ett beskriver metoden för studien (4.1). Avsnitt två presenterar konceptets upptag i svenska kommuner, i relation till geografiskt läge och kommunstorlek (4.2). Avsnitt tre presenterar hur kommunerna förhåller sig till skadelindringshierarkin (4.3). Avsnitt fyra presenterar vad som är i fokus för kommunernas arbete med kompensation (4.4). Avsnitt fem presenterar hur man i dokumenten ser på förhållandet mellan förlorade och ersatta värden (4.5). Avsnitt sex presenterar var placeringen av kompensationsåtgärderna är tänkt att vara (4.6). Avsnitt sju undersöker vilka planeringsverktyg som kommunerna antingen redan arbetar med, eller planerar att utveckla i relation till arbetet med ekologisk kompensation (4.7). Avsnitt åtta består av en kort diskussion av resultaten (4.8).

4.1 Metod

För att kartlägga upptaget och integreringen av konceptet ekologisk kompensation i svenska kommuner genomfördes en dokumentsanalys av översiktliga planeringsdokument.

4.1.1 Inkluderade dokument

Studien avgränsades till fyra typer av översiktliga planeringsdokument: översiktsplaner (ÖP), fördjupade översiktsplaner (FÖP), grönplaner och naturvårdsplaner. Det finns även andra översiktliga planeringsdokument som skulle kunnat vara relevanta för studien, exempelvis kommunala miljöpolicy, blåa (vatten)planer, och vindkraftsplaner. En bedömning gjordes dock att inkluderingen av dessa planer skulle gjort studien alltför omfattande, och dessa planer ingår därför inte i studien.

Nedan följer en kort beskrivning av de inkluderande översiktliga planeringsdokumenten.

1. Översiktsplanen (ÖP) är ett handlingsprogram som uttrycker kommunens viljeriktning gällande markanvändning och bebyggelseutveckling. ÖPn är inte juridiskt bindande men ett vägledande dokument för kommunens detaljplanering samt prövning av bygglov enligt Plan- och bygglagen (PBL). Planen antas av kommunfullmäktige och enligt PBL måste varje kommun ha en aktuell översiktsplan.
2. Fördjupade översiktsplaner (FÖP) täcker markanvändningen och bebyggelseutvecklingen i en avgränsad del av kommunen (tex stadsdel, mindre tätort). Liksom ÖPn är FÖPn ett vägledande dokument för kommunens detaljplanering samt prövning av bygglov enligt PBL. FÖPn ersätter de ställningstaganden som har gjorts i en tidigare antagen ÖP.
3. Grön(struktur)-, park- och trädplaner (härefter grönplaner) är centrala dokument för kommunens arbete med grönstruktur och ekosystemtjänster. En grönplan är dels en handlingsplan för hur kommunen ska utveckla och förvalta sin grönstruktur enligt de strategier och målsättningar som finns i översiktsplanen men fungerar även som ett planeringsunderlag för den fysiska planeringen, där de värden och funktioner av grönområden och naturmiljöer som finns i kommunen i dagsläget kartläggs (Boverket, 2020b).
4. Naturvårdsplaner/program/strategier (härefter naturvårdsplaner) är centrala dokument för kommunens naturvårdsarbete. Naturvårdsplaner har samma funktion som en grönplan, och är alltså ett centralt dokument i arbetet med grönstruktur i kommuner (Boverket, 2020b). Däremot syftar kommunernas naturvårdsplaner enligt Boverket (2012) oftare till förvaltning och skötsel och är förvaltningsstrategiska snarare än planstrategiska som grönplaner.

4.1.2 Insamling av dokument

Insamlingen av dokument bestod av fler olika steg. Som ett första steg i insamlingen av de översiktliga planeringsdokumenten laddades den senaste antagna ÖPn och tillhörande miljökonsekvensbeskrivning (MKB) ner från respektive kommuns hemsida. Dessa dokument söktes därefter igenom efter följande ord: kompensation, ersätta, gottgöra, skadelindringshierarkin, balanseringsprincipen, som alla används i relation till begreppet ekologisk kompensation. Som ett andra steg sökte vi efter FÖPar bland de kommunerna där ÖPn inte inkluderade begreppet ekologisk kompensation. Totalt hittades FÖPar i 83 av de 178 kommuner vilka laddades ner och söktes igenom efter samma ord som ovan beskrivet. Som ett tredje steg laddades alla antagna och fortfarande gällande grönplaner och naturvårdsplaner ner från de 290 kommunernas hemsidor, vilket resulterade i 80 grönplaner respektive 107 naturvårdsplaner. Nedladdningen av planerna genomfördes under mars och april 2021. Som ett fjärde steg noterades för varje plan när och var planen var antagen (kommunfullmäktige, kommunstyrelse eller nämnd). I de fall denna information saknades i planen, och inte heller var tillgänglig på kommunens hemsida kontaktades respektive kommun via mejl. I tre fall erhöles inget svar från kommunerna och tre naturvårdsplaner exkluderades därför från vidare analys. Alla FÖPar, grönplaner och naturvårdsplaner söktes därefter igenom på samma sätt som ÖP och FÖP.

Som ett femte steg extraherades de textstycken där ekologisk kompensation nämndes för vidare innehållsanalys. För varje textstycke noterades även var i planen texten hörde hemma genom att titlar på kapitel och underkapitel angavs för att kunna kontextualisera texten.

Genomgången av de insamlade dokumenten resulterade i inkluderingen av 112 ÖP, 30 FÖP, 46 grönplaner och 40 naturvårdsplaner från totalt 164 kommuner för vidare analys. De olika kommunerna nämnde ekologisk kompensation i olika många plandokument. 55 kommuner nämnde konceptet både i en FÖP/ÖP och i en grönplan och/eller naturvårdsplan, 87 enbart i ÖP/FÖP och 22 enbart i en grönplan och/eller naturvårdsplan.

4.1.3 Innehållsanalys

Innehållet i de inkluderade översiktliga planeringsdokumenten analyserades med hjälp av ett analytiskt ramverk bestående av sex frågeställningar utvecklade genom en iterativ läsning av dokumenten i relation till de utmaningar som beskrivs i kapitel 2 (Tabell 4.1). Frågeställningarna besvarades först och främst med de citat som extraherats. I de fall innebörden i citaten var otydliga studerades andra delar i dokumenten för klargörande.

Tabell 4.1 Analytiskt ramverk för kartläggning av de översiktliga plandokumentet. För alla frågorna var flera svar möjliga. I de fall det saknades information att besvara frågan gavs svaret 'ingen uppgift' (N/A). En utförlig förklaring av vad som inkluderas i varje svarsalternativ ges i resultatdelen.

Fråga	Möjliga svar
Nämns skadelindringshierarkin, och i så fall, hur relaterar kommunen till denna?	Ja, nej/fritext
Vilken typ av område ska kompenseras?	1) Naturområden 2) Urban grönstruktur, 3) Jordbruksmark
Vad är i fokus för kompensations-åtgärden?	1) Yta 2) värde, N/A
Hur beskrivs förhållandet mellan förlorade och ersatta värden?	1) Lika för lika 2) olika kompensation, N/A
Var ska kompensationen ske?	1) inom 2) utanför exploateringsområdet, N/A
Nämns metoder/verktyg i relation till arbetet med kompensation, och i så fall, vilka?	Ja, nej/fritext

All data sammanställdes och summerades i Excel. För att analysera upptaget av konceptet i relation till geografiskt läge respektive storlek och/eller närhet till storstad användes NUTS¹⁴ klassificeringen samt SKR:s indelning¹⁵. Resultaten presenteras dels per kommun, dels per plantyp. Genom hela resultatet används citat från olika kommuners planer för att exemplifiera olika typer av skrivelser.

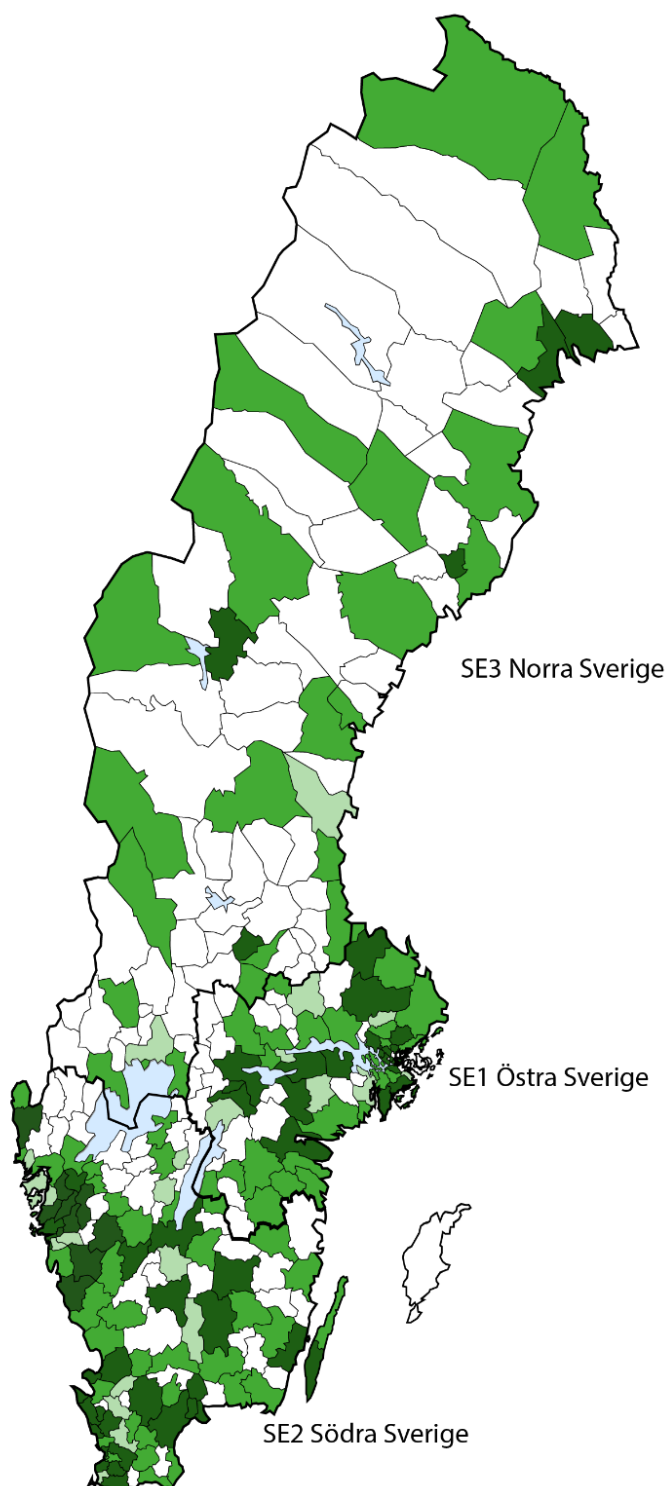
¹⁴ <https://ec.europa.eu/eurostat/web/nuts/background>

¹⁵ <https://skr.se/tjanster/kommunerochregioner/faktakommunerochregioner/kommungruppsindelning.2051.html>

4.2 Vilka kommuner arbetar med ekologisk kompensation?

Studien visar att 164 av Sveriges 290 kommuner nämner ekologisk kompensation i något eller några av sina översiktliga planeringsdokument (grönfärgade kommuner i Figur 4.1). På vilket sätt kommunerna använder sig av konceptet i planerna varierar stort - från kommuner där hela avsnitt i planerna beskriver kommunens arbete med kompensation, till kommuner som främst ger information om att kompensationsåtgärder kan bli nödvändiga vid intrång i skyddad natur enligt miljöbalken. Upptaget av konceptet är inte jämnt fördelat över landet, utan är framför allt koncentrerat till kommuner i södra och i östra Sverige enligt NUTS1 kategorisering (Figur 4.1). Det är också i dessa regioner som man hittar flest kommuner som nämner konceptet både i en FÖP/ÖP och i en grönplan och/eller naturvårdsplan (55 kommuner, mörkgröna i Figur 4.1).

Studerar de olika plantyperna var för sig är det tydligt att upptaget i FÖP/ÖP framför allt är koncentrerat till storstäder och storstadsnära kommuner i södra och i östra Sverige samt större städer och kommuner nära en större stad i södra, östra och norra Sverige (Tabell 4.1). Grönplaner finns framför allt framtagna i kommuner i södra och östra Sverige, och då framför allt i större städer och kommuner nära större stad och storstäder och storstadsnära kommuner (Tabell 4.1). En relativt stor andel av dessa kommuner nämner ekologisk kompensation i sina grönplaner (Tabell 4.1). Naturvårdsplaner finns framför allt framtagna i kommuner i södra Sverige och bland dessa är det vanligt att storstäder och storstadsnära kommuner och större städer och kommuner nära en större stad nämner ekologisk kompensation (Tabell 4.1).



Figur 4.1 Geografisk spridning över kommuner som nämner ekologisk kompensation i sina översiktliga planeringsdokument. Mörkgrön: kommunen nämner ekologisk kompensation i ÖP/FÖP och grön- och/eller naturvårdsplan (55 kommuner). Mellangrön: kommunen nämner ekologisk kompensation i ÖP/FÖP (87 kommuner). Ljusgrön: kommunen nämner ekologisk kompensation i grön- och/eller naturvårdsplan (22 kommuner). Grönplan inkluderar grön(struktur)-, park- och trädplan. Naturvårdsplan inkluderar naturvårdsplaner/program/strategier/policy.

Tabell 4.1 Upptag av konceptet ekologisk kompensation i ÖP/FÖP, grönplaner och naturvårdsplaner i relation till kommunens storlek och geografiska läge enligt SKR:s huvudgrupp¹⁶ respektive NUTS¹⁷. n anger antalet kommuner i varje kommungrupp. Parentesen bakom procentsiffran visar antalet planer som procentsiffran är baserad på.

Kommunindelning enligt SKR och NUTS1	Andel översiktsplaner och fördjupade översiktsplaner som innehåller ekologisk kompensation	Andel grönplaner som innehåller ekologisk kompensation	Andel naturvårdsplaner som innehåller ekologisk kompensation
Norra Sverige			
Större städer och kommuner nära större stad n=30	47%	100% (1)	44% (9)
Mindre städer/tätorter n=12	42%	0% (1)	33% (3)
Landsbygdskommuner n=43	23%	0% (2)	0% (7)
Östra Sverige			
Storstäder och storstads-nära kommuner n=24	71%	53% (15)	33% (3)
Större städer och kommuner nära större stad n=36	53%	77% (13)	29% (14)
Mindre städer/tätorter n=17	35%	12% (5)	0% (5)
Landsbygdskommuner n=1	0%	0% (1)	0% (1)
Södra Sverige			
Storstäder och storstads-nära kommuner n=22	73%	60% (10)	65% (17)
Större städer och kommuner nära större stad n=42	64%	63% (16)	62% (21)
Mindre städer/tätorter n=52	40%	53% (15)	24% (17)
Landsbygdskommuner n=11	64%	100% (1)	29% (7)

Det finns en tydlig trend i upptaget av konceptet i översiktsplaner över tid; ju senare i tid desto större andel planer innehåller skrivelser om ekologisk kompensation (Figur 4.2). Bland de idag gällande översiktsplaner nämns ekologisk kompensation som tidigast i en plan från 2005. Av de planer som är från 2005–2009 innehåller 25 % av de antagna ÖP skrivelser om ekologisk kompensation, för år 2010–2014 är andelen 38 % och 2015–2019 är andelen 50 %.

¹⁶ <https://skr.se/tjanster/kommunerochregioner/faktakommunerochregioner/kommungruppsindelning.2051.html>

¹⁷ <https://ec.europa.eu/eurostat/web/nuts/background>



Figur 4.2. Antal antagna översiktsplaner som nämner ekologisk kompensation över tid. N=290.

4.3 Hur förhåller kommunerna sig till skadelindringshierarkin?

Skadelindringshierarkin beskriver förhållandet mellan exploatering och skada. Enligt denna ska man (1) undvika, (2) minimera och (3) återställa skada på plats innan (4) kompensation på annan plats kan bli aktuell (se avsnitt 2.2.1 för mer information om skadelindringshierarkin). Bland de 164 kommunerna som nämner ekologisk kompensation i sina översiktliga planeringsdokument har tre av tio skrivelser som relaterar till skadelindringshierarkin. På vilket sätt kommunerna beskriver och relaterar till principen i sina planer varierar stort. En del kommuner använder sig av och definierar begreppet, andra kommuner använder sig av begreppet utan att definiera det, medan vissa kommuner beskriver de olika stegen i hierarkin utan att nämna begreppet. Kommunerna förhåller sig också till de olika stegen i hierarkin på olika sätt. En del kommuner beskriver alla de fyra stegen och pekar ut det sista steget som kompensation. *”För att motverka att ekosystemtjänsternas värden och funktioner minskar kan kompensation fungera som en sista åtgärd efter att alla möjligheter för att undvika, minimera och återställa skador har utretts”* (Kumla, ÖP). Det är dock vanligare att kommunerna beskriver både steg tre och steg fyra som kompensationsåtgärder, dvs tillämpar Boverkets tolkning av hierarkin. Antingen genom att de fyra stegen beskrivs och där både steg tre och fyra tydligt pekas ut som kompensation. *”Balanseringsprincipen har fyra steg där det första innebär att negativ påverkan ska undvikas och det andra steget betyder att negativ påverkan inte kan undvikas men att den ska minimeras. Det tredje och fjärde steget är kompensationsåtgärder. Steg tre innebär att negativ påverkan som inte kan undvikas eller minimeras ska utjämnas i sitt funktionella sammanhang och i steg fyra får påverkan ersättas på annat sätt”* (Burlöv, ÖP). Eller genom att endast tre steg inkluderas i beskrivningen. *”Vid ekologisk kompensation används de tre stegen undvika-minimera kompensera, där fokus ligger på olika steg beroende på var i planeringsprocessen*

man befinner sig.” (Huddinge, ÖP). ”Om negativ påverkan inte kan undvikas ska skadan minimeras och kompenseras”. (Malmö, ÖP). Det finns också kommuner som endast inkluderar två av stegen i beskrivningen, antingen undvika och kompensera, eller minimera och kompensera. ”Ianspråktagande av skogsområden ska undvikas och när detta inte kan ske, kompenseras genom planteringsåtgärder inom annat närliggande område.” (Kävlinge, ÖP). ”Vidta åtgärder så att konsekvenserna först minimeras och sedan kompenseras om områden med höga naturvärden måste användas.” (Luleå, ÖP).

4.4 Vad ska kompenseras?

4.4.1 Naturområden, urban grönstruktur eller jordbruksmark – vilken typ av område är i fokus för kompensationen?

Som framgår i kapitel 2 och 3 kan ekologisk kompensation antingen vara grundad i miljöbalken, eller vara ’frivillig’ i den mån att kompensationsåtgärden inte är grundad i krav från lagstiftningen. Många översiktliga planeringsdokument förhåller sig både till lagstyrd och/eller frivillig kompensation. För lagstyrd kompensation handlar typiska skrivelser om kompensation vid intrång i skyddad natur. Vissa kommuner har även inkluderat kopior av texter, från till exempel Naturvårdsverket, rörande kompensation enligt miljöbalken i sina dokument. För frivillig kompensation fokuserar de olika skrivelserna på att kompensation ska tillämpas i den fysiska planeringen. Det finns dock många dokument där det inte är tydligt om skrivelserna syftar på lagstyrd eller frivillig kompensation. Vi valde därför att kategorisera kommunerna/dokumenterna i förhållande till den typ av område de ämnar kompensera: *naturområden, urban grönstruktur och jordbruksmark*. Denna kategorisering ger en relativ god förståelse av upptaget, eftersom den lagstyrda framför allt hittas i kategorin *naturområden*.

Skrivelser som rör kompensation med fokus på *naturområden* inkluderar lagstyrd kompensation för intrång i skyddad natur enligt paragrafer i miljöbalken, så som naturreservat, Natura-2000 områden, samt områden med biotopskydd. Detta fokusområde inkluderar även kompensation för förlust av habitat, biotoper och värdefulla naturområden eller förlust av höga naturvärden/biologisk mångfald. En del skrivelser kring naturområden lyfter även fram dess bidrag till rekreativitet. Kompensation med fokus på *urban grönstruktur* inkluderar kompensation av urbana grönområden, grönytor, tätortsnära natur, parker, gröna stråk och gatuträd. De värden som oftast står i fokus är enskilda ekosystemtjänster och ekosystemtjänster som koncept. Den vanligaste ekosystemtjänsten som nämns är rekreation, men flera kommuner lyfter även fram olika typer av reglerande ekosystemtjänster så som dagvattenhantering, lokal klimatreglering, samt luft och vattenrening. Sammanlagt nämner tre av tio kommuner begreppet ekosystemtjänster i relation till konceptet ekologisk kompensation. Kompensation med fokus på *jordbruksmark* inkluderar kompensation för förlust av jordbruksmark och rör formuleringar kring både själva markförlusten och förlorad matproduktion.

Bland de 164 kommuner som har skrivelser om ekologisk kompensation i sina översiktliga planeringsdokument nämner drygt hälften kompensation av både *naturområden* och *urban grönstruktur* (antingen i samma dokument eller i olika

dokument). Bland resterande kommuner fokuserar tre av tio enbart på kompensation av *naturområden*, och två av tio kommuner enbart på kompensation av *urban grönstruktur*. Endast var tionde kommun har skrivelser kring kompensation av *jordbruksmark* (och då oftast tillsammans med skrivelser om *naturområden* och/eller *urban grönstruktur*). Sett i förhållande till kommunstorlek fokuserar storstäder, storstadsnära regioner och större städer i högre utsträckning på kompensation av *urban grönstruktur* (och *naturområden*), medan mindre städer/tätorter och landsbygdskommuner i högre utsträckning fokuserar på kompensation av *naturområden*. Det finns inga tydliga geografiska mönster.

4.4.2 Ytor eller värden – vad är i fokus för kompensationsåtgärden?

Skrivelserna i de olika planerna berör många olika typer av kompensationsåtgärder. Övergripande går det att urskilja två fokusområden; kompensation av *ytor*, eller kompensation av *värden*. Bland de 164 kommunerna som nämner ekologisk kompensation i någon plan nämner sex av tio kompensationsåtgärder som syftar till att kompensera *ytor* och *värden*, medan var tionde kommun enbart fokuserar på *ytor* eller *värden*. För två av tio kommuner saknas skrivelser kring vad som fokuseras på i relation till kompensationsåtgärdena. Gemensamt för dessa kommuner är att det finns skrivelser om att kompensation ska genomföras, exempelvis vid exploatering av grönområden, eller vid negativ påverkan på naturvärden, men att det saknas en precisering kring själva åtgärden i relation till skapandet av nya ersättande *ytor* eller *värden*. Det är något vanligare att kommuner som enbart nämner ekologisk kompensation i ÖP/FÖP eller grönplan/naturvårdsplan saknar skrivelser om vad som är i fokus för kompensationen än de kommuner som nämner kompensation i både ÖP/FÖP och grönplan och/eller naturvårdsplan. Det finns inga tydliga mönster i relation till geografiskt läge och kommunstorlek/närhet till storstad (eg. SKR/NUTS1).

Kompensation med fokus på *ytor* syftar till att kompensera de ytor som går förlorade vid exploateringen. Skrivelserna relaterar dels till kompensation av grönytor på en generell nivå: *”Ett kompensationsystem bör utarbetas för att kunna hålla en balans mellan grönytor och hårdgjorda ytor. Syftet med ett sådant system är att andelen hårdgjorda ytor inte ska öka vid ny exploatering samtidigt som den totala andelen grönytor i en tätort minskar.”* (Skövde, ÖP), men också till kompensation av specifika ytor så som skyddad natur, habitat, biotoper, träd etc. Kompensation med fokus på *värden* syftar till att kompensera förlorade värden/funktioner/nyttor/tjänster/kvalitéer, så som naturvärden, rekreationsvärden, ekosystemfunktioner och ekosystemtjänster. *”Ambitionen är att stärka de gröna värdena i kommunen genom att kompensera de natur- och rekreationsvärden som försvinner eller skadas när en exploatering genomförs.”* (Lund, grönplan). Dessa två kategorier hänger naturligtvis tätt ihop, och inte sällan inkluderas båda aspekterna i samma skrivelse. *”Kompensationsåtgärder används för att ersätta förlorade värden med motsvarande nya. Exempelvis kan ett äldre träd ersättas med ett visst antal nya träd eller en naturyta ersättas med gräsmatta, rabatter och häck.”* (Trollhättan, ÖP). Uppdelningen är dock relevant då den belyser kvantitativa och kvalitativa aspekter av kompensationsarbetet, vilket påverkar uppföljning och resultat, något som vi kommer tillbaka till i diskussionen (avsnitt 4.8).

4.5 Hur ser förhållandet ut mellan förlorade och ersatta värden/ytor – lika för lika, eller olika?

Kompensationsåtgärden kan antingen handla om att man ersätter de förlorade värdena/ytorna med samma typ av ytor och värden (*lika för lika* kompensation), eller att andra värden/ytor ersätter de förlorade ytorna/värdena (*olika* kompensation). I ungefär hälften av de 164 kommunerna som nämner ekologisk kompensation i någon plan är det möjligt att från skrivelserna få en uppfattning om hur kommunerna resonerar kring förhållandet mellan de förlorade och ersatta värdena/ytorna. I övriga kommuner går det inte att utläsa hur kompensationen ska gå till, vilket inte nödvändigtvis betyder att dessa kommuner saknar idéer/strategier för detta i relation till kompensationen. Det finns ett mönster i relation till i vilka översiktliga planeringsdokument ekologisk kompensation nämns. De kommuner som nämner ekologisk kompensation i både ÖP/FÖP och grönplan och/eller naturvårdsplan har i större utsträckning skrivelser kring förhållandet mellan förlorade och ersatta värden (sju av tio kommuner) än de kommuner som enbart nämner kompensation i FÖP/ÖP (fyra av tio kommuner) eller grönplan och/eller naturvårdsplan (två av tio kommuner). I de kommuner där förhållandet hanteras har tre av tio kommuner skrivelser som nämner både *lika för lika* och *olika* kompensation, fyra av tio kommuner som nämner *lika för lika* kompensation och tre av tio som nämner *olika* kompensation. Det finns inga tydliga mönster i relation till geografiskt läge och kommunstorlek/närhet till storstad (eg. SKR/NUTS1).

Skrivelser om *lika för lika* kompensation för ytor handlar dels om att skyddade områden (naturreservat, Natura 2000) ersätts med nya skyddade områden. ”För att exploatera ett Natura 2000-område krävs mycket starka skäl och medlemslandet måste kompensera ingreppet genom att utse ett nytt område som ersätter det förlorade.” (Vallentuna, ÖP). Det kan också handla också om att en viss typ av markanvändning ersätts med samma typ av markanvändning. ”Jordbruksplanen ska också visa på möjligheter att utöka jordbruksmark genom att marker som idag inte är jordbruksmarker kan omvandlas och användas för odling och andra ekosystemtjänster. Genom att hitta områden och lämpliga ytor för både större som mindre odlingsytor kan kompensation för bebyggd jordbruksmark ske” (Sigtuna, ÖP). Eller att grönytor, habitat, vegetationstyper ersätts med samma typ av struktur; exempelvis att träd ersätts med nya träd. ”... genom att införa kompensationsmodeller där exempelvis varje träd som fälls måste ersättas av att två nyplanterade”. (Älmhult, ÖP). För värden handlar *lika för lika* kompensation om att kompensera värden med samma typ av värden. Det kan dels röra sig om skrivelser som på en övergripande nivå pekar ut att befintliga värden ska kompenseras, utan att mer ingående specificera exakt vilken typ av värden det rör sig om. ”Vid planläggning tas hänsyn till befintliga ekosystemtjänster. Syftet är att de ska värnas eller kompenseras med motsvarande funktion.” (Haninge, ÖP). Det kan också röra sig om mer specifika skrivelser som rör en viss typ av värde; exempelvis att invånarnas tillgång till grönområden inte ska minska och att grönområden skall placeras i närhet till de boende. ”Tillgång till goda grön- och rekreationsområden i bostädernas närhet ska säkras vid planering och utbyggnad av nya områden och då staden kompletteras med ny bebyggelse inom den befintliga strukturen. Värdefulla grönområden och

stråk ska bibehållas och utvecklas. Borttagna värden ska kompenseras så att kvaliteterna bibehålls som helhet inte ska minska” (Falkenberg, ÖP).

Skrivelser som rör *olika* kompensation handlar om att skapa nya ytor och/eller värden som skiljer sig åt från de som exploaterats. För ytor handlar skrivelserna om att ersätta en typ av yta med andra typer av ytor. *”Alla nya hårdgjorda ytor kompenseras med gröna tak, grönska, diken och dammar för att den ökade mängden dagvatten inte ska orsaka översvämningar i det förändrade klimatet.”* (Järfälla, ÖP). *”I planförslaget pekas två sorters kompensationsområden ut. Typ 1 är områden där markanvändningen ändras för att öka de ekologiska och landskapsmässiga kvalitétéerna höjs. Till exempel kan åkermark omvandlas till äng eller skogsmark.”* (Lomma, ÖP). *”Planen medför avverkning av skog men skogens biologiska mångfald kompenseras med t.ex. bostadsgrönska i trädgårdarna”*. (Kristinehamn, FÖP). Det kan också handla om att inrätta områden med skyddad natur som kompensation vid förlust av ytor. *”Översiktsplanen föreslår att kommunen ska verka för att inrätta ett kommunalt naturreservat i de södra delarna av Hunga strövområde. Detta kan utgöra en kompensationsåtgärd för att mark tas i anspråk för vägen.”* (Trosa, ÖP). Det finns inga skrivelser som tydligt preciserar att ett värde ska kompenseras med ett annat värde. Det finns dock flera skrivelser där det löst formuleras att kvaliteten (värden) i kvarvarande grönområden ska öka, utan att specificera vilka kvalitéer det rör sig om, vilket skulle kunna vara en annan typ av värden. *”Förtätning av befintliga områden kan medföra att grönytor tas i anspråk. Detta ska i så fall kompenseras genom att kvaliteten på kvarvarande grönområdena höjs.”* (Huddinge, ÖP).

I många fall handlar också *olika* kompensation om att ytor kompenseras med värden, eller tvärtom; värden kompenseras med ytor. Det kan exempelvis handla om att förlust av ytor ska kompenseras genom att värdet på den kvarvarande grönskan höjs. *”I de fall park eller natur längs stråken tas i anspråk för bebyggelse ska det kompenseras med att gröna kvaliteter på andra friytor stärks”*. (Uppsala, ÖP). Det kan också handla om att kompensera för förlorade värden genom att anlägga nya ytor. *”Gröna ytor som kan bli aktuella för förtätning ska studeras utifrån vilket värde de har för bland annat biologisk mångfald, rekreation, upplevelsen av grönt, omhändertagande av dagvatten eller andra ekosystemtjänster. Går något av dessa värden förlorat bör det kompenseras genom nytt grönt område eller genom att kvalitetshöjande insatser görs inom befintligt närliggande grönområde.”* (Halmstad, ÖP).

4.6 Var ska kompensationen ske – inom eller utanför området?

Kompensationsåtgärder kan placeras på olika avstånd i förhållande till de exploaterade ytorna/värdena. Avståndet kan grovt kategoriseras i två grupper i relation till skadelindringshierarkins sista två steg: *inom* eller *utanför* exploateringsområdet. Bland de 164 kommunerna som nämner ekologisk kompensation berör dryga hälften placeringen av kompensationsåtgärderna i ett eller flera dokument. Av dessa kommuner har fyra av tio skrivelser som berör placeringar av kompensationsåtgärder både *inom* och *utanför* exploateringsområdet. Det är i dessa fall vanligt att man poängterar att kompensationen i första hand ska ske inom området och i andra hand på annan plats. *”Det (kompensationen) kan göras genom restaurering, återställande, bevarande eller nyskapande av naturområde av samma karaktär*

inom området i första hand eller i andra hand på annan plats” (Jönköping, ÖP). Ungefär hälften av kommunerna har skrivelser som enbart berör placering av åtgärder *utanför* exploateringsområdet, och en av tio skrivelser som enbart berör en placering *inom* området. Det finns inga tydliga mönster i relation till geografiskt läge och kommunstorlek/närhet till storstad (eg. SKR/NUTS1).

Uppdelningen av kompensation inom och utanför området avspeglar dock till stor del huruvida kommunerna förhåller sig Boverkets tolkning av skadelindringshierarkin; dvs inkluderar steg tre som kompensationsåtgärd. Det är därför intressant att titta på hur kommunerna relaterar till avstånd i de fall de förhåller sig till kompensation som ska ske utanför området. Här är det vanligt att många kommuner betonar att kompensationen ska ske i närheten av exploateringsområdet. Denna typ av formuleringar är framför allt vanlig när det gäller rekreativa värden där tillgång och närhet ofta lyfts fram. *”Planen föreslår exploatering av vissa områden som idag nyttjas som strövområden t.ex. Källberget. Då ny bebyggelse planeras i områden som idag nyttjas som rekreationsområden är det viktigt att kompensera och säkerställa tillgången till närbelägna grönområden.”* (Säter, FÖP). För kompensation av skyddad natur, arter, habitat och naturvärden *utanför* området är det i många fall inte lika preciserat var kompensationen ska ske i förhållande till exploateringsområdet. I dessa fall är det också vanligt att skrivelser handlar om att kompensation ska ske på annan plats utan att vidare information ges. *”Finnfalls området har dessutom utvidgats västerut i ett område där verken får obetydlig visuell inverkan på de riksintressanta dalgångarna. Där finns emellertid vissa naturvärden som måste beaktas, eventuellt genom kompensationsåtgärder i andra områden.”* (Sunne, ÖP). Några kommuner (exempelvis Lomma, Norrköping och Huddinge), har också skrivelser om att kompensationsåtgärderna ska styras mot specifikt utpekade områden i kommunen. *”Ekologisk kompensation som kommunen utför eller på annat sätt har rådighet över ska i möjligaste mån styras till att stärka grön infrastruktur, i första hand med fokus på Läderbaggenätverkets prioriterade landskapsavsnitt.”* (Norrköping, grönplan).

4.7 Verktyg och metoder för att implementera ekologisk kompensation i planeringen

För att underlätta arbetet med att implementera ekologisk kompensation i planeringsprocessen kan kommunerna använda sig av olika planeringsverktyg. Dessa metoder/verktyg kan grovt kategoriseras i tre kategorier: *Processverktyg, planeringsunderlag och beräkningsverktyg*. Bland de 164 kommunerna som nämner ekologisk kompensation i sina övergripande planeringsdokument beskriver ungefär tre av tio kommuner olika typer av planeringsverktyg. De flesta kommuner nämner planeringsunderlag, följt av processverktyg. Inte sällan har kommuner skrivelser om verktyg från mer än en kategori. Det finns inga tydliga mönster i relation till geografiskt läge och kommunstorlek/närhet till storstad (eg. SKR/NUTS1).

Processverktyg handlar om att kommunerna har, eller enligt skrivelserna bör utveckla, metoder för att arbeta med kompensation i den kommunala planeringsprocessen. Det kan dels handla om övergripande riktlinjer, policy och strategier för

arbetet. ”Riktlinje - vid exploatering av värdefulla grönområden utpekade i översiktsplan och på jordbruksmark ska det alltid ske kompensation.” (Gävle, ÖP). ”För att säkerställa grönytor i framtida plan och exploateringsprojekt bör en strategi för ekosystemtjänster och kompensationsåtgärder tas fram. Ett exempel kan vara att jobba med grönytefaktorer vid markanvisning.” (ÖP, Kumla). Det finns även kommuner som lyfter fram specifika checklistor, vägledningar och handböcker som ska användas i arbetet med kompensation. ”En checklista för frivilliga kompensationsåtgärder togs fram för ett antal år sedan. Denna är nu under revidering och ska även inkludera ekosystemtjänster.” (Göteborg, grönplan). ”Lidingö stad ska tillämpa grönkompensation vid exploatering...Som stöd bör staden ta fram en vägledning för lämplig kompensation.” (Lidingö, grönplan).

Planeringsunderlag handlar om att kommunerna relaterar till sina översiktliga planeringsdokument som vägledande i beslut om kompensation. En del av skrivelserna relaterar till utpekande av värdefulla områden där intrång ska kompenseras. ”Vid exploatering av värdefulla grönområden utpekade i översiktsplan och på jordbruksmark ska det alltid ske kompensation” (Gävle, ÖP). I relation till detta nämner flera kommuner i sin ÖP, kommunens naturvårdsprogram, och dess naturvärdesklassning. ”Naturvårdsprogrammet har rekommendationer för bebyggelse i vissa utpekade område. Områdena klassas från 1–3, där klass 1 är mest skyddsvärda” (Tanum, ÖP). En annan (mindre) del av skrivelserna hänvisar till specifika områden i kommunen där kompensationsåtgärder ska kunna lokaliseras. ”Dessa viktiga länkar (eg. ekologiska landskapssamband; barrskog, ekmiljöer och ädellövsmiljöer) kan också användas som kompensationspooler” (Järfälla, GP). Det finns även flera kommuner som nämner att de ska utveckla planeringsunderlag, exempelvis naturvärdesklassningar eller ta fram ekosystemtjänstkartläggningar.

Beräkningsverktyg handlar om att beräkna omfattningen av kompensationsåtgärden i detaljplan eller bygglovsskedet. Det kan exempelvis handla om att beräkna hur stora nya ytor som ska skapas, eller att göra monetära värderingar för de värden som går förlorade för att avgöra ersättningsnivå för byggherren. Endast ett fåtal kommuner nämner denna typ av verktyg i sina planer. Bland de som nämns är grönytefaktorn det vanligaste; vilket kan användas för att sätta en nivå av grönska som en detaljplan ska innehålla efter exploatering. Grönytefaktorn nämns exempelvis av Helsingborg, Kumla och Strängnäs. Några kommuner lyfter även fram ekonomiska modeller. Exempelvis nämner både Tierp och Växjö Alnarpsmodellen i relation till ekonomiska värderingar av träd.

Tabell 4.3 En övergripande sammanfattning kring hur användningen av konceptet ekologisk kompensation ser ut bland de 164 kommunerna som nämner det i sina övergripande planeringsdokument. En svart cirkel motsvarar ungefär en tiondel av kommunerna. En parentes runt en cirkel indikerar att det är mindre än en tiondel. N/A står för 'ingen uppgift' vilket innebär att information saknades i dokumentet för att besvara frågan. En utförlig förklaring av vad som inkluderas i varje svarsalternativ ges i avsnitt 4.2 till 4.8 i resultatdelen.

Integrering av konceptet ekologisk kompensation i översiktliga planeringsdokument				
Kompensationen				
Vad ska kompenseras?	Natur/grönstruktur-/jordbruksmark	Natur	Grönstruktur	Jordbruksmark
	•••••	•••	••	(•)
Fokus för kompensationsåtgärden	Yta/värde	Yta	Värde	N/A
	•••••	•	•	••
Konceptets principer				
Relaterar till skadelindringshierarkin	Ja	Nej		
	•••	•••••••		
Förhållandet mellan förlorade och ersatta värden	Lika för lika/olika	Lika för lika	Olika	N/A
	•(•)	••	•(•)	•••••
Placering av kompensationsåtgärden	Inom/utanför området	Inom området	Utanför området	N/A
	•(•)	••	(•)	•••••
Planeringsverktyg				
Strategier och metoder för att implementera ekologisk kompensation i planeringen	Ja	nej		
	•••	•••••••		

4.8 Diskussion

Kartläggningen visar tydligt att många svenska kommuner har tagit upp konceptet ekologisk kompensation i sina översiktliga planeringsdokument. Ser man på utvecklingen över tid är det också tydligt att ju nyare en plan är desto större är sannolikheten att den innehåller skrivelser om ekologisk kompensation. Denna uppåtgående trend kan troligen förklaras av det ökande fokus som har legat på ekologisk kompensation de senaste åren; från både forskning och policy. Ur ett svenskt perspektiv handlar det exempelvis om framtagandet av SOU 2017:34 och flera vägledande dokument (se kapitel 2). Från studien är det också tydligt att kompensation i svenska kommuner handlar om mycket mer än att kompensera för intrång i skyddad natur, dvs lagstyrd kompensation. Även om det totalt sett är något fler kommuner som fokuserar på kompensation i relation till naturområden är det nästan lika många som fokuserar på kompensation i relation till urban grönstruktur. Det är också tydligt att det finns ett geografiskt och kommunstorleksmässigt mönster eftersom storstäder och dess omkringliggande kommuner i södra och östra Sverige till en högre grad fokuserar på kompensation av urban grönstruktur. Ett högt exploateringsstryck, tillsammans med en i många fall begränsad tillgång på grönyta, är en trolig förklaring till varför konceptet är vanligare i dessa kommuner. Från kartläggningen är det också tydligt att ekologisk kompensation är tätt sammanlänkat med ekosystemtjänstkonceptet. Denna nära koppling mellan de två

begreppen har även vetenskaplig förankring (Boisvert et al., 2013; Calvet, Ollivier, et al., 2015; Lapeyre et al., 2015), och det har blivit allt vanligare att ekosystemtjänster inkluderas i kompensationsåtgärder, speciellt i relation till frivillig kompensation (Calvet, Ollivier, et al., 2015; Sonter et al., 2018). Det är sedan tidigare känt att ekosystemtjänstkoncepter är väl integrerat i kommunal fysisk planering (Nordin, Hanson, & Alkan Olsson, 2017; Schubert et al., 2017), troligen som ett resultat av det svenska miljömålsarbetet som fokuserat på att integrera hänsyn till ekosystemtjänster i beslutsprocesser, framför allt relaterat till den kommunala planeringen. Vetenskapliga studier har också visat att gröna koncept (eg. ekosystemtjänster, grön infrastruktur och naturbaserade lösningar) är nära sammanlänkade, och tenderar att användas tillsammans (Hanson, Wickenberg, & Alkan Olsson, 2020). Det är därför troligt att ekosystemtjänstkonceptet har drivit på upptaget av ekologisk kompensation i kommunal fysisk planering och vice versa.

Studien ger inte bara en översikt kring vilka kommuner som arbetar med ekologisk kompensation, utan även på vilket sätt kommunerna integrerat konceptet i sina översiktliga planeringsdokument. I relation till vad som ska kompenseras och hur kompensationen ska gå till är det tydligt att kommunerna kommit olika långt i arbetet, och resonerar på olika sätt. Trots att skadelindringshierarkin är central i arbetet med kompensation är det förvånansvärt få kommuner som relaterar till principen i sina översiktliga planeringsdokument. Detta är oroande då det från vetenskapligt håll lyfts fram att möjligheten att kompensera minskar användningen av de första tre stegen i skadelindringshierarkin, eftersom man i stället väljer att gå direkt till kompensationsåtgärder (Joseph W Bull et al., 2013; Gonçalves et al., 2015; Guillet & Semal, 2018). Vidare har studier visat att det första steget i hierarkin – undvika – ofta ignoreras, misstolkas eller appliceras dåligt av exploatörer, de som genomför miljökonsekvensbeskrivningar och av tillsynsmyndigheterna (Clare, Krogman, Foote, & Lemphers, 2011; Villarroya, Barros, & Kiesecker, 2014), trots att detta steg ofta anses vara det viktigaste steget i skadelindringshierarkin (Clare et al., 2011; McKenney & Kiesecker, 2010). För att dels undvika att kompensation kan ses som ett fullgott alternativ vid exploatering, dels belysa vikten av det första steget, är det därför avgörande att kommunerna tydligt i sina översiktliga planeringsdokument relaterar till skadelindringshierarkins samtliga steg. I relation till detta är det också nödvändigt att problematisera Boverkets tolkning av skadelindringshierarkin, dvs att både steg tre och steg fyra betraktas som kompensationsåtgärder (Boverket, 2018) då det skapar en oklarhet kring den diskrepans som faktiskt råder mellan att avhjälpa skador på plats och skapa nya värden på annan plats.

Som tidigare nämnt fokuserar många kommuner både på att kompensera för förlust av biologisk mångfald och grönytor som förser människor med ekosystemtjänster. Detta delade fokus ligger i linje med den vetenskapliga forskningen som har sett en ökad inkludering av konceptet ekosystemtjänster i policy som hanterar ekologisk kompensation (Calvet, Ollivier, et al., 2015). Det finns dock en omfattande vetenskaplig debatt kring huruvida strategier som fokuserar på ekosystemtjänster även gynnar bevarandet av biologisk mångfald (för en summering se exempelvis, Reyers, Polasky, Tallis, Mooney, & Larigauderie, 2012; Schröter et al., 2014). På ena sidan i debatten finns de forskare som lyfter fram att ett fokus på ekosystemtjänster avleder uppmärksamheten och intresset för bevarandet av biologisk mångfald, och att åtgärder som gynnar ekosystemtjänster kan leda till förluster av biologisk mångfald (exempelvis, McCauley, 2006; Redford & Adams, 2009; Ridder, 2008). På den andra sidan finns de forskare/organisationer som lyfter fram att ett fokus på att

stödja produktionen av ekosystemtjänster även kan skydda biologisk mångfald då dessa är tätt sammanlänkade (exempelvis, MEA, 2005; Polasky et al., 2012). Debatten är mångbottnad, och huruvida konflikter eller synergier uppstår mellan bevarande av biologisk mångfald och ekosystemtjänster beror på många olika faktorer så som vilket ekosystem och vilken typ av biologisk mångfald som står i fokus samt vilka ekosystemtjänster det rör sig om (Reyers et al., 2012; Schröter et al., 2014). För kommuner är det viktigt att de är uppmärksamma på att det finns spänningar mellan bevarande av dels biologisk mångfald, dels ekosystemtjänster och att åtgärder som gynnar den ena kan missgynna den andra, dvs leda till en nettoförlust av den andra.

För att uppnå ingen nettoförlust är det avgörande att kompensationen genomförs på ett sätt som gör att förlorade ytor/värden balanseras fullt ut. Här spelar multiplikatorer en viktig roll. Kartläggningen visar att enstaka kommuner för resomang kring multiplikatorer i sina övergripande planeringsdokument (främst i relation till nedtagning av träd). Forskningen har visat att det finns en stor osäkerhet i att beräkna multiplikatorer (Laitila et al., 2014), men generellt används för låga multiplikatorer i kompensationsprojekt (Bull, Lloyd, & Strange, 2017). Många kommuner applicerar konceptet ekologisk kompensation i relation till kompensation för förlust av ekosystemtjänster. Ekosystemtjänster är knutna till många olika typer av ekosystem/grön-blå infrastruktur och kompensation av ekosystemtjänster öppnar därför upp för kompensationsåtgärder där den exploaterade grönstrukturen kompenseras med en helt annan typ av grönstruktur. Exempelvis om fokus för kompensationen är att upprätthålla dagvattenhanteringen är det med rätt multiplikatorer teoretiskt möjligt att ersätta grönytor med gröna tak och retentionsdammar. Följden av ett ensidigt fokus på specifika värden är dock att staden som helhet riskerar att multifunktionella större grönytor som genererar många olika typer av nyttor för människor och biologisk mångfald, ersätts med strukturer som kräver mindre plats eller kan placeras på ett tak, och som ger färre nyttor till samhället. En fördel med att fokusera på *lika för lika* kompensation av ytor är att man ökar sannolikheten att olika värden ersätts; samtidigt visar forskningen att förenklade ytenheter så som habitathektar är vanligt förekommande i kompensationspolicy (Quétier, Regnery, & Levrel, 2014).

Kartläggningen visar tydligt att många kommuner saknar formuleringar kring placeringen av kompensationsåtgärderna, och att det i de fall det finns rör sig om oklara formuleringar. Det går dock att utläsa två tendenser till mönster från dataunderlaget. För kompensation av rekreativa värden är det vanligt att skrivelserna relaterar till en sorts 'närhetsprincip', detta genom hänvisningar till att rekreativa värden ska kompenseras antingen inom planområdet eller i närområdet. Denna närhetsprincip är inte förvånande i och med att många kommuner har riktlinjer i relation till tillgänglighet till grönområden. Många kommuner använder sig exempelvis av en riktlinje att det ska finnas ett grönområde inom 300 meter från bostaden; ett avstånd som ofta lyfts fram i stadsutvecklingssammanhang (Boverket, 2007). För naturvärden är det mer spretigt gällande placeringen av kompensationsåtgärderna, men formuleringar som 'på annan plats', eller hänvisningar till specifika kompensationsplatser i kommun antyder att det finns en acceptans för att kompensationen kan placeras utanför närområdet. Dessa två olika mönster avspeglar till viss del den inneboende konflikten som finns mellan att dels förse människor med ekosystemtjänster som till hög grad är platsberoende, dels kompensera förluster av biologisk mångfald som kräver andra förutsättningar. Att

fånga alla de olika värden det exploaterade området ger är därför viktigt för att balansera intressekonflikter (Griffiths et al., 2019).

Att kommuner tar upp och integrerar ekologisk kompensation som idé i sina översiktliga planeringsdokument är ett steg mot att implementera konceptet i planeringsprocessen. För att integrera konceptet på ett tydligt och transparent sätt i planeringsprocessen krävs dock en arbetsmetod. Här kan olika typer av planeringsverktyg fylla olika funktioner. Den vetenskapliga litteraturen har sedan tidigare visat att det finns ett ökat intresse från både forskning och praktik kring olika typer av planeringsverktyg med syfte att stödja planeringen av urban grönyta (Knobel, Dadvand, & Maneja-Zaragoza, 2019). Studien visar att en mindre andel av de studerade kommunerna använder sig av olika typer av planeringsverktyg i arbetet med ekologisk kompensation. I vissa fall är dessa verktyg specifika för arbetet med ekologisk kompensation så som processverktyg i form av checklistor och vägledningar för kompensation. I andra fall hänvisar man till underlagsmaterial som även fyller syften utanför kompensationsarbetet; så som naturvärdesinventeringar och grönstrukturplaner. Den information som ges om de olika verktygen i planeringsdokumenten är dock knapphändig, och det skulle vara nödvändigt att studera dessa planeringsverktyg mer ingående för att förstå hur de är upplagda, och vilka aspekter de täcker in. Exempelvis, skulle det vara viktigt att studera hur verktygen hanterar etiska och sociala dilemman i relation till exempelvis användningen av indikatorer för biologisk mångfald som bortser från att mångfalden inte kan fångas i enkla värden (Purvis & Hector, 2000) och vilka människor som är vinnare och förlorare när grönytor försvinner och tillkommer (Haase et al., 2017; Wolch et al., 2014). I relation till den senare punkten vet vi att mängden grönyta ofta är ojämnt fördelat i relation till socio-ekonomiska faktorer (Hughey et al., 2016; Sister, Wolch, & Wilson, 2010), och att det finns brister i hur olika samhällsgrupper och deras röster/värderingar inkluderas i beslutsprocesser (Ernstson, 2013; Jennings, Johnson Gaither, & Gragg, 2012; Low, 2013). Att ha underlagsmaterial som både pekar ut värdefulla områden, och bristområden, är därför ett viktigt steg för att åskådliggöra hur den existerande fördelningen ser ut i relation till olika samhällsgrupper. Här fyller naturvårdsplanerna och grönplanerna olika funktioner med sitt delade fokus på naturvärden respektive grönstrukturplanering/ekosystemtjänster. Naturvårdsplanerna innehåller dock mer tydliga analyser och riktlinjer på grund av de naturvärdesklassningar som planerna ofta innehåller. Flera kommuner hänvisar dock till ekosystemtjänstkartläggningar som de ämnar genomföra i framtiden; något som kan vara en viktig pusselbit i kommuners arbete med ekologisk kompensation. Det är dock viktigt att kommunerna är medvetna om de begränsningar som finns i relation till värdering och kartläggning av ekosystemtjänster; inte minst i relation till de kulturella ekosystemtjänsterna vars värde till stor del handlar om personliga preferenser och därför är svåra att kvantifiera. Tidigare forskning visar tydligt att kvalitativt bedömda värden riskerar att underprioriteras eller exkluderas i beslutsprocesser (Grêt-Regamey, Sirén, Brunner, & Weibel, 2017).

5. Kommunala tjänstepersoners erfarenheter av ekologisk kompensation

I detta kapitel redovisas resultaten från intervjustudien. Syftet med studien var att fördjupa vår förståelse för de förutsättningar, utmaningar och behov av stöd i arbetet med ekologisk kompensation i kommunerna, i relation till de utmaningar som redovisas i kapitel 2. Studien har fokuserat på ett urval av de kommuner som inkluderat konceptet ekologisk kompensation i sina översiktliga planeringsdokument (kapitel 4).

Kapitlet består av fem avsnitt och inleds med intervjustudiens metod (5.1). Därefter ges en översikt över upptaget av konceptet bland de intervjuade kommunerna (5.2). Därefter redovisas vilka förutsättningar, utmaningar och behov av stöd i relation till konceptets praktiska användning, de intervjuade tjänstepersonerna uppfattar finns (5.3). Kapitlet avslutas med en sammanfattande diskussion (5.4).

5.1 Metod

5.1.1 Urval av kommuner

För att skapa en djupare förståelse för kommunernas arbete med ekologisk kompensation i relation till fysisk planering genomfördes intervjuer med kommunala tjänstepersoner. Utgångspunkten för urvalet var baserat på två urvalskriterier i) resultatet från kartläggningen, de 164 kommuner som nämner ekologisk kompensation i sina planer (ÖP/FÖP och/eller grönplan och/eller naturvårdsplan) och ii) en jämn fördelning (i %) över NUTS1¹⁸ regionerna specificerat med SKR:s kommunkategorier¹⁹ (se Tabell 5.1)

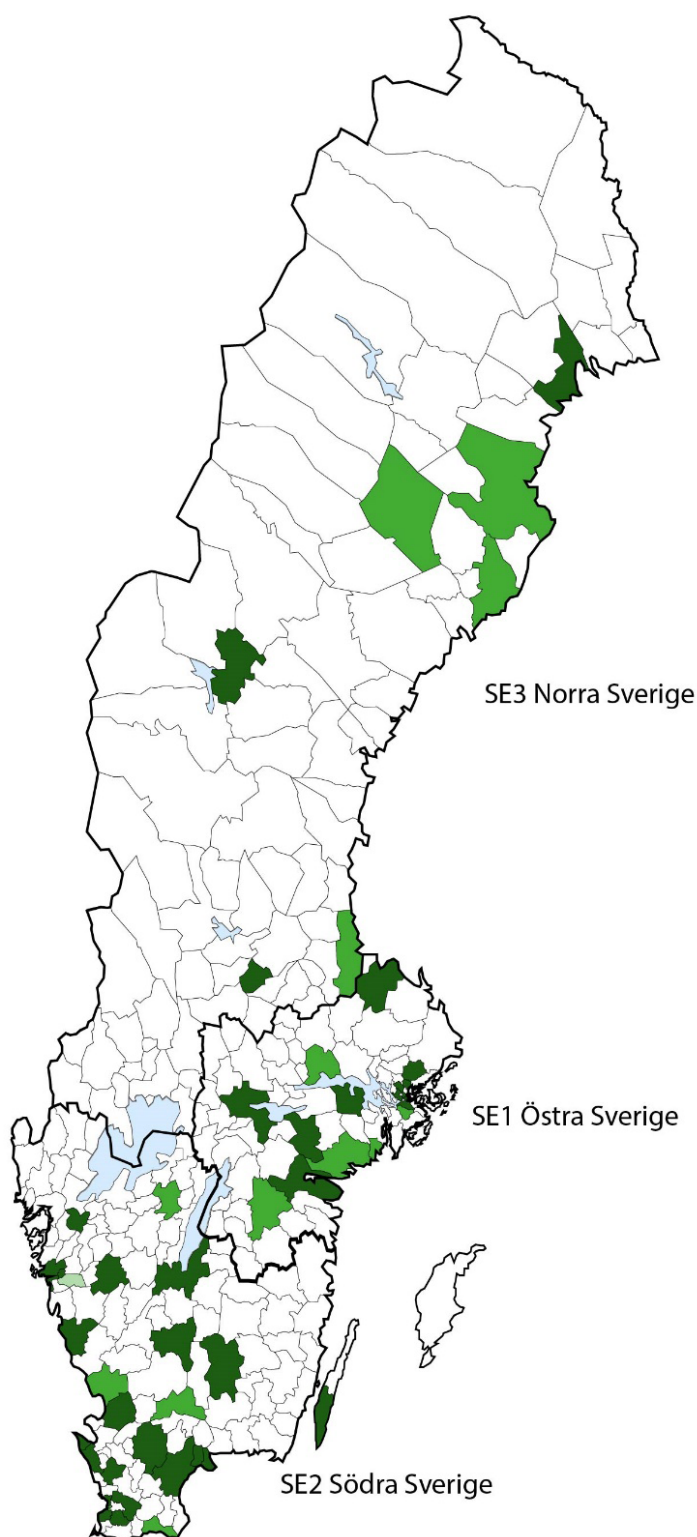
¹⁸ <https://ec.europa.eu/eurostat/web/nuts/background>

¹⁹ <https://skr.se/tjanster/kommunerochregioner/faktakommunerochregioner/kommungruppsindelning.2051.html>

Tabell 5.1. Kommunerna som, via representation från tjänstepersoner, deltog i intervjustudien. Tabellen visar den geografiska spridningen enligt NUTS1 och fördelningen i relation till storleken på kommunen och eller närhet till större städer enligt SKR:s kommunkategorier.

	Storstäder och storstadsnära kommuner (N=13)	Större städer och kommuner nära större stad (N=22)	Mindre städer/tätorter (N=11)	Landsbygds-kommuner (N=1)
Norra Sverige (N=7)		Borlänge, Luleå, Östersund, Gävle, Umeå	Skellefteå	Lycksele
Östra Sverige (N=15)	Sollentuna, Stockholm, Huddinge, Täby, Solna, Vallentuna	Örebro, Linköping, Tierp, Västerås, Norrköping, Trosa, Strängnäs	Katrineholm, Nyköping	
Södra Sverige (N=25)	Göteborg, Härryda, Svedala, Malmö, Partille, Lomma, Burlöv	Trollhättan, Halmstad, Växjö, Lund, Helsingborg, Borås, Höganäs, Jönköping, Svalöv, Laholm	Sölvesborg, Skövde, Ystad, Älmhult, Kristianstad, Mörbylånga, Värnamo, Varberg	

Totalt intervjuades tjänstepersoner från 47 kommuner (Tabell 5.1 och figur 5.1). De intervjuade tjänstepersonerna hade olika utbildningar och tjänster inom kommunerna. Två huvudgrupper kunde urskiljas. *Natur/miljö* vilka var tjänstepersoner med natur och miljöfokus (eg. kommunekologer, biologer, miljöstrateger, samt miljöchefer) vilken bestod av 30 respondenter. *Planering* vilka var tjänstepersoner med planeringsfokus (eg. planarkitekter och landskapsarkitekter med ansvar för detalj- och övergripande planering samt planchefer), vilken bestod av 17 respondenter. Av de intervjuade var drygt hälften kvinnor (25) och knappt hälften män (22). Åldern varierade från 28 till 68 år med en medianålder på 47 år.



Figur 5.1 Geografisk spridning av de intervjuade kommunala tjänstepersonerna. Färgen relaterar till i vilka översiktliga planeringsdokument kommunerna nämner ekologisk kompensation. Mörkgrön: kommunen nämner ekologisk kompensation i ÖP/FÖP och grön- och/eller naturvårdsplan Mellangrön: kommunen nämner ekologisk kompensation i ÖP/FÖP. Ljusgrön: kommunen nämner ekologisk kompensation i grön- och/eller naturvårdsplan. Grönplan inkluderar grön(struktur)-, park- och trädplan. Naturvårdsplan inkluderar naturvårdsplaner/program/strategier/policy.

5.1.2 Semi-strukturerade intervjuer

Intervjuerna var av semi-strukturerad karaktär (Bryman, 2016) och stöddes av en semi-strukturerad intervjuguide med temaområden som var uppdelad i tre delar. Den första delen bestod av bakgrundsfrågor, så som ålder, utbildning och yrkesroll. Den andra delen berörde frågor kring respondentens kunskap, erfarenhet och uppfattning av ekologisk kompensation som koncept. Den tredje delen berörde kommunens arbete med ekologisk kompensation i relation till skyddad natur och urban grönstruktur och tog upp frågor relaterat till vilka förutsättningar som behövs, vilka utmaningar som finns samt vilken typ av stöd som efterfrågas. Frågorna togs fram i en iterativ process och testades i två pilotintervjuer (med en forsknings- och utvecklingsstrateg inom gröna samhällsplaneringsfrågor på ett sydsvenskt kommunförbund och en miljöstrateg och samhällsplanerare i en sydsvensk region).

Intervjuerna genomfördes mellan september 2020 och juli 2021. Intervjufrågorna ställdes huvudsakligen i den följd som de kommer i intervjuguiden. I de fall respondenten avvek från denna följd genom att till exempel svara på kommande frågor, eller ge ytterligare svar på tidigare, tilläts en annan ordning. Detta för att ge intervjun en mer samtalsbetonad karaktär. Följdfrågor ställdes när detta var lämpligt. Alla intervjuer genomfördes via Teams eller Zoom och tog ca 60 minuter. Alla intervjuer spelades in och transkriberades därefter, och samtliga respondenter gav medgivande till att delta i studien. Respondenterna namnges inte i rapporten, utan hänvisning ges till kommun samt yrkeskategori (natur/miljö respektive planering).

5.1.3 Analys av data

Data analyserades genom att respondenternas svar kategoriserades i relation till temana i intervjuguiden. Detta gjordes genom upprepad läsning och bearbetning av materialet, varigenom de kategorier som presenteras i detta kapitel formades. I linje med den semistrukturerade intervjuens samtalskaraktär där respondenter återkommer till tidigare ämne senare i intervjun, har intervjumaterialet behandlats som en helhet snarare än som en uppsättning avgränsade frågor. I kapitlets avslutande diskussion relateras identifierade teman till konceptets idémässiga grund och till de kategorier av utmaningar som identifierats i litteraturstudien; etiska, styrnings, sociala och tekniska (se kapitel 2). I intervjuerna låg ett något större fokus på frivillig ekologisk kompensation, men även kompensation påkallad av miljöbalken diskuterades i alla intervjuer.

5.2 Respondentkommunernas upptag av ekologisk kompensation

Då svenska kommuner har planmonopol och därigenom en stor frihet att utforma frivilliga ekologiska kompensationsåtgärder är det viktigt att förstå vad som initierat eller motiverat användningen av konceptet. Därför ställdes frågor som berör när och var tjänstepersonerna först kom i kontakt med ekologisk kompensation samt varför de uppfattar att det i kommunen initierats ett arbete med konceptet.

5.2.1 Första kontakten med begreppet – när och var

Ur intervjuerna kan man relativt tydligt urskilja två tidsperioder när respondenterna kom i kontakt med konceptet ekologisk kompensation för första gången. Den första tidsperioden var kring millennieskiftet (1996 - 2000) och den andra var under 2010-talet (ca 2008 - 2015). Händelser som inträffade under det första tidsspännat som kan ha påverkat konceptets spridning är till exempel att kompensationskrav år 1998 infördes i svensk lagstiftning, i Miljöbalken (Skärbäck, 2015). Innan dess hade metoden balanseringsprincipen testats av Erik Skärbäck i en detaljplan i Lomma kommun år 1996 och användes även år 2000 i planeringen av Lomma hamn (se kapitel 6.1 för mer information om Lommas arbete med kompensation). En klassificeringsmall för metoden användes även i ett samarbetsprojekt mellan Helsingborgs, Lunds och Malmös stadsbyggnadskontor och en rapport med namnet *Balanseringsprincipen, tillämpad i fysisk samhällsplanering* gavs ut år 2003. Mellan 2002 och 2010 genomfördes ett stort kompensationsprojekt i samband med byggnationen av Botniabanan genom Umeälvens delta, (Natura 2000-områden) (Granberg, Ersborg, & Sigurdson, 2018). Planeringen började år 2002 och åtgärderna genomfördes 2008–2009. Då projektet var det största genomförda kompensationsprojekt vid denna tid kan det ha påverkat begreppets spridning under båda tidsspännen ovan. BBOPs inledande arbete pågick mellan 2004-2008 och betydande dokument så som 'Biodiversity Offset Design Handbook' (BBOP, 2009) och 'Standard on Biodiversity Offsets' (BBOP, 2012) gavs ut och kan därav tänkas ha haft inverkan under främst det senare tidsspännat.

Respondenterna har främst kommit i kontakt med begreppet på två olika sätt. Antingen genom arbetet eller via sin utbildning. I arbetet handlar det dels om det praktiska arbetet med att ta fram översiktsplaner, grönplaner och politiska motioner, dels om interna eller externa projekt samt seminarier och workshops. Exempel på det senare är föreläsningar från konsultbolaget Enetjärn Natur (idag Ecogain) och en kommunikationsinsats från Naturvårdsverket. De externa projekt som nämns handlar om kompensationsprocesser utvecklade i samband med bygget av Botniabanan under tidigt 00-tal, samt Bo01-projektet i Västra hamnen, Malmö, där respondenter tolkar arbetet med Grönytefaktorn som en slags kompensation.

”Men egentligen när jag tänker bakåt så det allra första när man pratade om sådant här var ju i Bo01 där man jobbade med grönytefaktor väldigt framgångsrikt i alla fall vid exploateringen.”

(natur/miljö, Sölvesborgs kommun)

Flera respondenter har kommit i kontakt med begreppet, antingen via studier eller arbete, genom Erik Skärbäcks arbete på SLU i Alnarp i mitten av 90-talet och framåt. Detta gäller i synnerhet skånska kommuner.

”Det var när jag hade börjat i Lomma kommun. Vi var ju först i Sverige med sådant arbete, vilket är enkelt att förstå eftersom SLU Alnarp ligger i kommunen. De hade en professor, Erik Skärbäck, där som tog hem balanseringsprincipen från det tyska systemet. Forskade på det och försökte implementera det i en av våra detaljplaner 1996.”

(natur/miljö, Lomma kommun)

5.2.2 Varför arbetar kommunerna med ekologisk kompensation

En rad orsaker nämndes som anledning till att kommunerna börjat arbeta med frivillig ekologisk kompensation. En stor del av respondenterna lyfte fram enskilda tjänstepersoners inställning till, och förståelse av begreppet, som en central anledning till att konceptet börjat användas i kommunen. En annan viktig faktor var politikens inställning till begreppet men också kontinuitet i kommunstyrelsen. Tjänstepersoner från andra kommuner lyfte fram faktorer såsom tradition av naturvård och geografiska förutsättningar som de viktigaste grunderna för införandet av frivillig ekologisk kompensation. Tradition av naturvård, handlar om att kommunen arbetat med naturvård under en längre tid. I relation till detta lyfte även några respondenter fram att kommunen kan höja sin attraktivitet genom satsningar på naturvärden. Några tjänstepersoner menade också att deras kommuner har varit tidigt ute med formella styrdokument i miljöfrågor, såsom naturvårdsplaner. En del tjänstepersoner lyfte även fram att kommunen har ett bra dataunderlag som är länkat till en stor andel skyddsvärd natur.

“[...] [J]ag tror att det finns en väldigt hög medvetenhet, inte bara hos oss då utan även på andra enheter i kommunen om att det finns mycket värden och då är det ju så att, det finns otroligt mycket koll på vad vi har här. Alltså det finns väldigt mycket inventeringar, det finns väldigt mycket i artdatabanken och Länsstyrelsen har ju mycket material också. Alltså det är väldigt väldigt inventerat i vår kommun, så att [...] vi vet ju att det finns höga värden hela tiden och vi vet vad vi kan göra litegrann för att värna, och framför allt så har vi ju börjat, tänker jag om vi går utanför vårt område då [...], på gata-park, dom jobbar ju också väldigt bra med det här nu. I skötselplaner och så vidare.”
(planering, Mörbylånga kommun).

Geografiska förutsättningar handlade främst om att kommunen har ett högt exploateringsstryck och därmed både behov och (ekonomiska) möjligheter att ställa krav på kompensation.

”Vi är lite för dåliga att ställa krav i det skedet, när vi säljer mark, och det är därför att i Skellefteå kommun är vi inte vana vid att det är sådant tryck på marken och just nu har vi ett sådant jättetryck. Det byggs hur mycket som helst och det finns många intresserade. Då måste vi lära oss att ställa lite krav på dem som kommer hit och vill bygga och detta är något som vi har att lära oss.”
(natur/miljö, Skellefteå kommun)

I några fall har kommuner också inspirerats till att arbeta med ekologisk kompensation av en närliggande kommun. I Västsverige rör det sig framför allt om Göteborgs arbete, och i Skåne om Lommas eller Helsingborgs arbete. Respondenter från de skånska kommunerna lyfte också fram Kommunförbundet Skåne som en viktig aktör för spridningen av kunskap kring ekologisk kompensation. Ett annat kommunalt nätverk som nämndes i relation till kunskapsutbyte mellan kommuner är ett nätverk som består av kommunekologer från medelstora städer i Mellansverige, där ett tiotal kommuner från Gävle i norr, till Växjö i söder ingår.

”I fjol var vi i Örebro och hela första dagen gick åt till diskussionen om ekologisk kompensation [...] vi mailar varandra alltid med frågor som ”hur har ni gjort det här?” Så de frågorna är aktuella och folk, ja som sagt vi har inga fastställda sätt att arbeta med det och jag tror att det är därför vi får dessa frågor från våra kollegor från andra kommuner.”
(natur/miljö, Västerås stad)

5.3 Utmaningar, förutsättningar och behov i relation till arbetet med ekologisk kompensation i kommunerna

Detta avsnitt består av nio underavsnitt. Det första avsnittet ger en översikt över respondenternas generella inställning till ekologisk kompensation som ett verktyg för att bevara biologisk mångfald och ekosystemtjänster vid exploatering. De övriga åtta avsnitten beskriver olika faktorer som respondenterna menar påverkar det konkreta arbetet med ekologisk kompensation i kommunal kontext fördelat på utmaningar, förutsättningar och behov. Varje utmaning, förutsättning och behov är inte aktuell i varje kommun, men alla är frekvent återkommande under intervjuerna.

5.3.1 Generell inställning till ekologisk kompensation vid exploatering

Alla de 47 intervjuade tjänstepersonerna fick frågan om de var generellt positivt inställda till ekologisk kompensation som ett verktyg för att bevara biologisk mångfald och ekosystemtjänster. De allra flesta respondenter svarade att de var positivt inställda. Majoriteten av dessa uttryckte dock tveksamheter av olika anledningar. En återkommande anledning var att de menade att kompensationsåtgärder först bör genomföras efter de första stegen i skadelindringshierarkin har tillämpats. I princip alla respondenter, positivt eller tveksamt inställda, gav efterföljande förklaringar till sin ståndpunkt vilka utvecklas nedan.

Den vanligaste anledningen till en mer positiv inställning till ekologisk kompensation var att man såg kompensation som ett verktyg för att åstadkomma *miljönytta*. Resonemangen rörde exempelvis möjligheten att få till stånd åtgärder som annars inte hade skett, skapa värden på platser där det inte fanns några värden innan, eller skapa nya värden på platser som är lämpligare än de som exploateras.

”Ja jag tänker så här att, många exploateringar görs ju kanske ändå tätortsnära. Ett exempel på exploatering är intill en motorväg. Det kanske inte är bästa platsen ändå för dom här arterna, mellan två vägar, utan att då kanske man kan förstärka på ännu lämpligare platser.”
(natur/miljö, Härryda kommun)

Flera respondenter menade att det bästa hade varit att inte exploatera alls, men att det är en orealistisk förväntan och att kompensation då är bättre än ingenting alls. Enligt respondenterna kommer exploatering och utveckling ske oavsett, och ekologisk kompensation innebär en möjlighet att i alla fall minska den negativa påverkan, i och med att förorenaren (exploatören) får betala.

”I första hand tänker jag att man ska undvika att medvetet förstöra naturvärden och biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Samtidigt så är Sollentuna kommun i en väldigt expansiv region och det är väldigt hårt tryck på att vi ska bygga fler bostäder [...]. Därmed så ser jag det som ett bra verktyg att försöka att minimera den skada som ingreppen gör...”

(natur/miljö, Sollentuna kommun)

En annan vanligt förekommande anledning till en positiv inställning var att konceptet ansågs ha ett *pedagogiskt värde* för att aktualisera och öka medvetenheten och förståelsen kring naturvärden.

”Precis som med begreppet ekosystemtjänster, så är det ett rätt så bra verktyg för att popularisera ekologi. Att öka förståelsen internt för att vi har ändliga resurser [...] Vi tvingar de som normalt inte arbetar med frågan att se värden som de kanske inte normalt hade sett, för att det annars kanske kostar dem pengar eller något annat i processen. Så det har funkat väldigt väl hos oss, även för förståelse hos politiken, skulle jag säga.”

(natur/miljö, Lomma kommun)

Många respondenter underströk som sagt vikten av att följa skadelindringshierarkin och att kompensation endast ska ske i sista hand, efter att åtgärder för att undvika och minimera skada har genomförts.

”En sak till, om ordet kompensation. Det är många som går in i det steget snabbt i sina tankar. Så när jag säger att jag är positiv till ekologisk kompensation så menar jag inte att allt måste ersättas, utan vi ska i första steget tänka att jag kan undvika att en aktiv åtgärd som kompensation behöver göras. Så ibland blir ordet lite vilseledande.”

(natur/miljö, Göteborgs stad)

”Både ja och nej...risken är ju att det (kompensation) ersätter skadelindringshierarkin på något sätt, tänker jag, du vet att i första hand ska man leta efter en annan plats, i andra hand ska man bevara på plats. Lyfter man upp kompensationen för högt blir risken att man gör en ny miljö i första läget känns det som.”

(natur/miljö, Burlövs kommun)

Många av tjänstepersonerna argumenterade också för att ekologisk kompensation inte får bli ett alibi för exploatering som står i konflikt med höga naturvärden och som egentligen inte borde ske alls. Dessa resonemang nämnde mer eller mindre explicit “skadeköp” vilket betecknar just möjligheten att “köpa sig fri” från ansvar.

”Jaa, asså jag är positivt inställd (till ekologisk kompensation) men det kan ju inte vara så att man liksom köper sig fri. Utan det måste ju vara en sista utväg. När man liksom har kommit fram till att, okej vi behöver exploatera, vi har ingen annan möjlighet. Vi kanske måste påverka naturområdena på något sätt men hur kan vi då kompensera det.”

(natur/miljö, Jönköpings kommun)

En annan grupp respondenter påtalar att det är viktigt att tänka på att alla värden inte kan ersättas. Alltså att ekologisk kompensation skulle kunna tolkas som att alla ekologiska värden kan kompenseras, vilket denna grupp menade inte är fallet.

”Sen är det ju verkligen så att många naturmiljöer går ju inte att kompensera egentligen. Man ska verkligen prata om ingen nettoförlust och det ska vara samma naturvärden som man kompenserar dessutom, så man inte ersätter med någonting annat.”

(natur/miljö, Luleå kommun)

En kommuntjänsteperson var tydligt negativt inställd till ekologisk kompensation så som det används i Sverige idag, och menade att vi idag inte lyckas ersätta de värden som förstörs och antingen behöver utveckla verktyget eller strunta i kompensation helt.

5.3.2 Juridiska förutsättningar i fysisk planering

En utmaning som nämndes frekvent av respondenterna handlade om de juridiska förutsättningarna att arbeta med ekologisk kompensation i den fysiska planeringen. Flertalet tjänstepersoner beskrev de juridiska förutsättningarna som otillräckliga och menade att de vid en frivillig kompensation inte har möjlighet att *ställa tillräckliga krav* på exploatörer (här relaterade några till den tidigare möjligheten att ställa så kallade tekniska särkrav i PBL).

”Problemet är som jag sa lite tidigare, att vi äger inte all mark, när det är en privat markägare så kan du ju bara uppmuntra till att vi gärna vill att ni arbetar med det, men större krav än så har vi inte med det, mer än vad som finns i lagstiftningen. Så den frivilliga är väldigt utmanande och det är någonting som vi hoppas nu på kan förändras.”

(planering, Höganäs kommun)

Flera tjänstepersoner upplevde exploatörer som motvilliga att genomföra kompensationsåtgärder och i linje med detta hävdade några att privata exploatörer helst sparar pengar och i allmänhet inte är intresserade av att arbeta med kompensation, just eftersom den är frivillig och därför ses som en onödig börda.

”Ja det är ju för att byggherrar har fritt spelrum. Jag har försökt att ha en diskussion med byggbolagen med det är som att prata med en vägg. Det är pengar, pengar, pengar. De inser inte att det är pengar på kort sikt och inte lång sikt. Om man vill ha pengar på lång sikt borde de lyssna på vad jag har att säga. Därför de som ska bo där ska också trivas och kan man ha det som ett försäljningsargument kan man under det långa loppet tjäna på detta.”

(natur/miljö, Vallentuna kommun)

”Det tråkiga är ju att exploatören alltid vill göra det minsta möjliga och det ska gå så effektivt och vara så ekonomiskt som möjligt. Så även om man i ett område ser att här skulle man kunna spara natur, det skulle kunna gå att bygga effektivt ändå, så är det mer regel än undantag att man skövlar hela exploateringsområdet när man startar.”

(natur/miljö, Sölvesborgs kommun)

Andra respondenter uttryckte en osäkerhet i relation till lagstiftningen, dvs de var osäkra på om det går eller inte går att kräva frivillig ekologisk kompensation och tyckte av den anledningen att det var svårt att arbeta med konceptet.

”Jaa... jag förstår att det är väldigt komplext men just den här lagstiftningen som har blivit att man inte får... just det här i markanvisningstävlingar... att det blir väldigt svårt för man måste verkligen ha tungan rätt i mun som kommun. Så man inte kräver särkrav. Den här liksom särkravsdiskussionen som förs nationellt sätter ju helt klart käppar i hjulet och gör också att mina mark- och exploateringskollegor blir väldigt osäkra på vad dom får... vad dom kan trycka på och inte.”
(planering, Värnamo kommun)

Flera respondenter uttryckte också att den lagstadgade kompensationen till skillnad från den frivilliga, skapar en tydlighet kring åtgärdernas genomförande, något som underlättar implementeringen.

”Jo men fördelen med miljöbalken är ju att det blir ju tvingande. Man måste göra det så att säga. Jag skulle gärna se att man oftare föreskrev saker i beslut.”
(natur/miljö, Luleå kommun)

Det fanns dock respondenter som menade att det inom ramen för dagens lagstiftning går att arbeta med ekologisk kompensation som ett verktyg i den fysiska planeringen för att stödja biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Detta handlar framför allt om de fall där kommunen är markägare. Detta handlar dels om att när kommunen själva bygger kan de välja att arbeta med frivillig kompensation eller att de vid försäljning av mark kan skriva in krav på kompensationsåtgärder i så kallade markanvisningsavtal. I vilken utsträckning kommunen är markägare varierar dock mellan olika kommuner, vilket också påtalas av några tjänstepersoner. Flera respondenter lyfter vikten av att ha en tidig dialog och förhandling med exploatörer för att underlätta arbetet.

”[...] jag upplever att arbetet är lättare när man har en väldigt tidig dialog med fastighetsägare, om just att kunna kompensera på något sätt, det är ju väldigt svårt att styra just genom avtal också hur man ska kompensera, [...] Det hade ju underlättat väldigt mycket om det hade funnits tydligare riktlinjer vad man kan reglera i exploateringsavtal också. Och att det hade kunnat vara kopplat till just kompensationsåtgärder. Sen så är det klart, vi har ju större möjligheter på dom ytorna som vi själva äger som kommun... Och där hoppas jag också att det kommer bli mer att man sätter restriktioner kring vad man ska uppfylla om man ska etablera sig på en plats, så markanvisningar tror och hoppas jag kommer bli mer tydlig framöver också, att man faktiskt ska värdesätta ekosystemtjänster.”
(planering, Borås stad)

Några av de intervjuade tjänstepersoner menade att kommuners arbete med kompensation främjas av att den just är frivillig, vilket ger möjligheten att jobba “mjukt” med frågorna.

”[...] det är lättare att inte slå folk med en lagbok. Och det är lättare att prata öppet, på ett öppet sätt med dessa frågor. Det är den möjlighet jag ser. Och jag tror att det kommer att fungera så ett bra tag till.”
(planering, Ystad kommun)

De behov som lyftes fram relaterade framför allt till att det behövs strängare och tydligare lagstiftning bland annat genom att fler typer av områden, miljöer och arter omfattas av tvingande lagstiftning. Flera respondenter efterfrågade också ett generellt stöd från exempelvis PBL för att kunna ställa krav på exploatörer och andra menade att möjligheten att ställa så kallade särkrav i PBL bör återupptas för att bevara grönstrukturer vid exploatering. Flera av respondenterna nämner också svårigheten med lagtolkning.

”Det har ju funnits ett betänkanke om att föra in regler i PBL som ger möjligheter, dock inte skyldigheter, att reglera kompensation i detaljplan och bygglov och såna saker. [...] Det är ju en möjlighet så det är väl inte så dumt. Däremot så är det ju inte en skyldighet så den kommun som inte vill använda det kommer inte göra det då - vilket är negativt om man nu tycker det är viktigt med kompensation. Vilket jag tycker[...].”

(natur/miljö, Norrköpings kommun)

5.3.3 Politiska ställningstaganden

Flera tjänstepersoner lyfte politiken som både en förutsättning och en utmaning i arbetet med ekologisk kompensation. En del tjänstepersoner från kommuner utanför storstadsregionerna lyfte fram att det från politikens sida kan finnas en rädsla att ställa för höga krav på exploatörer, då detta kan avskräcka etableringar och minska möjligheterna till nya arbetstillfällen. Det fanns också respondenter från storstadsregionerna som lyfte fram det motsatta; att det attraktiva läget gör att politiker kan ställa hårda krav gentemot byggbolagen.

”Ja att det har kommit en jätteexploatör alltså, kommunpolitiker här de vill ha hit företag och värnar om tillväxt och så vidare. Arbetstillfällen. Så pekar de på kartan, de exploatörerna, och säger ”här vill vi vara”. ”Ja”, säger politikerna, ”det fixar vi”, ungefär. Jag vet ju inte hur det går till exakt.”

(natur/miljö, Luleå kommun)

”Man märker speciellt om man jobbar i Storstockholm att om politikerna är hårda kommer byggbolagen till slut ge vika för de vill till varje pris bygga i vissa av våra heta områden. Såsom våra största städer i Sverige.”

(natur/miljö, Vallentuna kommun)

En annan utmaning som lyftes av flera tjänstepersoner handlade om att politiken inte tar tillräcklig hänsyn till naturen vid politiska beslut.

”Sen är det just det här problemet att väldigt många av våra beslut går upp till politiken, och politiken är från en sida till den andra och det finns vissa som tycker att vi aldrig gör tillräckligt mycket för naturen och vissa som tycker att vi inte alls behöver ta hänsyn till naturen.”

(natur/miljö, Västerås stad)

Flera respondenter lyfte att ett tydligt politiskt mandat, är en grundförutsättning för att arbetet med ekologisk kompensation skall fungera. Politiska beslut och antagande av styrdokument, strategier och mål ger tjänstepersoner någonting att luta sig mot när de driver frågor kring ekologisk kompensation.

”Absolut, man kan ju tycka att dessa pappersstrategier och policies är ett elände att arbeta fram och det känns bara som en stor pappersprodukt. Men i beslutande inom kommunen är det jätteviktiga underlag att ta fram, framför allt inom fördjupade översiktsplaner. Vi har till exempel dagvattenpolicyn som vi tagit fram, sedan dess har det alltid blivit en fråga man diskuterat. Det blir ett sätt att lyfta upp det på bordet.”
(natur/miljö, Skellefteå kommun)

Flera respondenter lyfte fram behovet av en ökad kunskap och medvetenhet hos politiker om biologisk mångfald, ekosystemtjänster och de nyttor som de bidrar med, samt de verktyg (inklusive ekologisk kompensation) som kan användas för att arbeta med dessa frågor.

”Ja det handlar ju om kunskap hos de beslutande. Det är väl lite learning by doing. Det är klart man kan ju ägna sig åt utbildningsinsatser och sådär men det gäller ju att väcka det här begreppet så att de får höra det återkommande. Ungefär som begreppet ekosystemtjänster som är väldigt besvärligt för många att förstå. Att nöta in det på något sätt”.
(natur/miljö, Luleå kommun)

”Ett annat stöd som jag tänker är bra, det är om man kan påvisa liksom till exempel ekonomiska effekter och hälsoeffekter. Det skulle ju kunna vara bra för oss om det finns tydliga forskningsrapporter och kunna peka på att ’det här tjänar man ju pengar på i sikt’, för någonstans får ändå kommunkoncernen ta kostnaden för allt i slutet liksom.”
(planering, Halmstad kommun)

5.3.4 Intern organisation och struktur i planeringsprocessen

En central förutsättning för arbetet med ekologisk kompensation och som nämnades av många respondenter handlade om förutsättningarna för interna och externa samarbeten. Här inkluderas såväl samarbeten på individnivå såväl som hur väl kommunen är organiserad för att främja samarbeten mellan avdelningar och externa aktörer. Respondenterna lyfte fram flera olika exempel på hur de har organiserat arbetet, och gynnsamma faktorer för samarbetet som framkom handlade om kommunens storlek och dess generella organisationsstruktur. Flera respondenter från mindre kommuner lyfte fram fördelen med att ha nära till kollegor som arbetar med olika steg i planeringsprocessen eftersom det skapar goda möjligheter till dialog och gemensamma beslut.

”Vi har inte så mycket såna formella eller informella arbetsgrupper i vår kommun för vi, som sagt vi är en liten organisation, så vi har väldigt nära till varann i stället så att, det är betydligt mer effektivt och mycket mer hanterbart att man kan gå in till kollegan och gå igenom saker och ting än att man sitter i massa arbetsgrupper.”
(planering, Trosa kommun)

”Det bästa samarbetet är ju när man är ute tillsammans och tittar på saker. Det är just kanske att då är det inte med cheferna utan då är det med killarna och tjejerna som jobbar på gata park, att man är ute tillsammans och lyssnar på deras förslag, för då får man igång deras tänkande också, att man tillsammans kommer fram med de bästa förslagen och lösningarna. Det tycker jag, det är det allra mest värdefulla, att vi gör det tillsammans, för det är så vi ska jobba med skötselplanerna för alla skogsdungar och grönområden och sådant.”
(natur/miljö, Tierp)

Flera tjänstepersoner nämnde vikten av att det finns *tydliga strukturer* för hur kompensationsarbetet skall bedrivas eftersom tjänstepersonerna då vet vad som förväntas av dem från start. Det handlade bland annat om att frågor om naturvård och ekologisk kompensation måste arbetas aktivt med under hela planeringsprocessen fram till och med genomförandet, för att frågan inte ska falla bort under processen. Tydliga strukturer lyftes även fram som en viktig faktor för att reducera individberoendet.

”Det (arbetet med ekologisk kompensation) kan man inte driva själv utan man måste implementera det. Alla driver det i sin roll. Så kan man ju säga. Annars kommer man inte ha någon framgång. Det brukar jag predika för alla kommuner som frågar varför vi lyckas. Då är det ju det. Det är för att man kan implementera arbetet i alla de processer i kommunen där det är relevant. Lyckas man inte med det då blir jag bara en person som står och säger att ”jag tycker att ni ska göra det här och det här” och då säger alla andra att ”det bryr inte vi oss om”. Så det är faktiskt det alla viktigaste, att folk arbetar själva i sin process då.”
(natur/miljö, Lomma kommun)

Utifrån intervjustavaren framkommer det att de flesta kommuner inte har tydliga interna arbetsprocesser för ekologisk kompensation, och de beskrivningar som ges överensstämmer med innehållsanalysen av plandokumentet (kapitel 4). Göteborg, Helsingborg och Gävle är exempel på kommuner som mer utförligt beskriver sina arbetsstrukturer kring ekologisk kompensation. Alla tre kommuner har en arbetsgrupp som hanterar kommunens planärenden. I gruppen är olika yrkesroller och/eller förvaltningar representerade och med hjälp av bland annat checklistor utreds behovet av eventuella kompensationsåtgärder i varje specifikt fall.

5.3.5 Inställning och engagemang hos tjänstepersonerna

Flera respondenter nämnde att kompensationsarbetet påverkas av tjänstepersoners inställning och engagemang, vilket både kan vara en förutsättning och en utmaning. Några tjänstepersoner lyfte fram utmaningen med att det finns en inställning bland kollegor att kompensationsåtgärder innebär alltför mycket krångel och extra arbete.

”Och det finns också ett motstånd internt i kommunen att snäppa upp det där. De som jobbar med dagvattenfrågor idag på tekniska divisionen och Nyköping Vatten, de gör lite som de alltid har gjort och man tänker inte så mycket nytt. Och när vi ekologer föreslår att man ska ta hand om dagvatten på ett bättre sätt när man ändå gör en ny detaljplan då är det lite sådär knorr, det är ett problem.”
(natur/miljö, Nyköping)

Flera respondenter nämnde att en förutsättning för det arbete som kommunen idag driver kring ekologisk kompensation är individuella tjänstepersoners engagemang/driv i frågan.

”Ja det får man väl ändå säga att det (arbetet med ekologisk kompensation) lyftes från oss på naturvården som kommunekologer att ’om ni nu gör det här så måste vi ju rimligen kompensera för den här skadan’. Det var så pass många år sedan så det fanns inte någon större allmän diskussion kring det här med ekologisk kompensation. Det blir så här ’men vi tycker verkligen att vi ska se till att göra några ersättningsåtgärder, kompensationsåtgärder för det här’ så dök det väl upp så att säga som ett krav eller starkt önskemål ifrån naturvårdens sida.”
(natur/miljö, Linköpings kommun)

Flera av respondenterna menade dock att det individberoende som uppstår kring drivande tjänstepersoner kan vara en utmaning i arbetet med ekologisk kompensation, speciellt om frågan inte är tydligt förankrat i organisationen då arbetet risker att stanna upp om de drivande individerna slutar eller byter tjänst. Ett par tjänstepersoner menade att just detta har skett inom deras kommuner.

”Nej men jag skulle säga att det är ett bra arbete och vi har fått till bra kompensationsåtgärder, men arbetet är ganska personbundet till en person i kommunen så man kanske skulle behöva lite struktur kring hur vi ska jobba framöver, om någon annan ska ta över så småningom så finns det väldigt mycket erfarenheter och kunskaper som skulle behöva tas tillvara på tror jag.”
(natur/miljö, Sollentuna)

Samtidigt menade flera respondenter att acceptansen och viljan att jobba med gröna frågor i allmänhet har stärkts över tid i kommunen, vilket underlättat arbetet med ekologisk kompensation, och även gjort organisationen mindre sårbar för en situation där nyckelpersoner slutar.

”Det kanske behövdes lite entusiasmerande för att få folk intresserade i början, men jag märker nu, när man kommer upp till någon slags kritisk massa så blir det enklare och enklare. Det blir mer acceptabelt. I början när vi började med det här med balansering och sådana saker, började jag upp liksom hur vi ska följa upp olika beslut och sådana saker. Som jag sa, det är väl liksom vissa tjänstemän som tyckte ’vi vill inte ha det’ och andra som tyckte det blev besvärligt. Men sedan när man kommer upp till en kritisk massa, då går det mycket lättare och nu spelar det ingen roll om jag försvinner eller något sånt för nu är det ganska inarbetat och nästa person som tar min plats kommer också att kunna arbeta sig in i det ganska snabbt. Behöver inte börja om från början.”
(natur/miljö, Västerås stad)

Flera respondenter efterfrågade kunskapsstöd om ekosystemtjänster, biologisk mångfald och ekologisk kompensation för att öka medvetenhet i den interna organisationen. Vanligt förekommande förslag var exempelsamlingar, vägledningar och material om olika typer av kompensationskontexter.

5.3.6 Tillgång till resurser - pengar och tid/arbetskraft

Resursbrist var en annan vanligt förekommande utmaning i intervjuerna. I arbetet med ekologisk kompensation handlar det både om en brist på ekonomiska resurser och om en brist på tid/arbetskraft.

Det ekonomiska hindret rör såväl det interna arbetet med ekologisk kompensation som externa exploatörers arbete. I relation till externa aktörers arbete menade respondenterna att i de fall kompensation är frivillig kan det vara svårt att tvinga fram finansiering från externa aktörer.

”Det är mycket upp till exploatören ju. Hur intresserade de är av att bekosta de här kompensationsåtgärderna. Men just när vi har exploateringsområden, när det är en som ska bygga ett större projekt, så finns det ju en annan regel eller en annan ekonomi än som när, återigen när en äger en bit mark som ska göra en ändrad markanvändning eller en komplettering på sin mark. Då är det oftast mindre ekonomi i de projekten och det är trögare.”

(Planering, Svedala kommun)

I relation till kommunens arbete med kompensation lyfte flera tjänstepersoner fram budgetbegränsningar av olika karaktärer. Det rörde dels begränsningar i budgeten för specifika detaljplaner, dels begränsningar i budgeten för kommunens naturvårdsarbete.

”Det är ju kopplat, alltså varje projekt ska bära sig självt så att vi har ju liksom inga pengar utöver det som man kan få som inkomst i projektet, och vi får heller inte ta pengar från ett projekt för att ge till ett annat projekt som behöver pengar för kompensation. Så den kompensation vi gör är beroende av vad vi har för ekonomi i projektet. Och i och med att varje projekt ska bära sig själv så innebär det att vi inte kan göra några stora kompensationsåtgärder som kanske egentligen skulle ha störst effekt.”

(planering, Stockholms stad)

Flera tjänstepersoner lyfte fram brist på tid och arbetskraft som en utmaning. Utifrån den enskilda tjänstepersonens perspektiv är arbetstiden begränsad och olika arbetsuppgifter kan stå i konflikt med varandra. En annan utmaning som lyftes fram är att det är mycket som ska inkluderas i dagens detaljplaner, och att planprocessen av olika anledningar behöver gå fort. Några respondenter menade att av den anledningen kan planering av kompensationsåtgärder lätt falla bort i planprocessen.

”Jag tror egentligen problemet är att det är så mycket som ska beaktas i detaljplaner idag. Om man tittar tillbaka på äldre detaljplaner så var det ett par sidor planbeskrivning medan du kan ha det tiodubbla idag mot vad du hade då. Det tror jag nästan är ett ännu större problem än pengarna, för sen har man ju samtidigt en stor bostadsbrist och [...] behöver vara snabb och desto mer som ska göras desto längre tid tar det. Det ser jag som det största hotet, att det blir för krångligt.”

(planering, Halmstad)

I relation till behov av stöd var det flera av respondenterna som efterfrågade utökad LONA-bidrag och att bidraget bör innefatta möjligheten att använda det i kompensationsprojekt.

5.3.7 Värdering och utformning

En utmaning som flera tjänstepersoner nämnde var osäkerheten kring faktorer som rör värdering av naturvärden och utformning av kompensationsåtgärder. Flera respondenter reflekterade över vad man egentligen kompenserar för i de olika fallen, till exempel om det handlar om biologisk mångfald i stort, specifika naturvärden, eller ekosystemtjänster. Under intervjuerna diskuterades också den rumsliga placeringen av kompensationsåtgärden, där resonemang fördes kring huruvida kompensationen ska genomföras på exploateringsplatsen eller om man kan kompensera på annan plats. Några respondenter resonerade också kring om kompensationspooler skulle kunna ge upphov till större och mer kvalitativt meningsfulla åtgärder.

*”[...] och vad är det egentligen man kompenserar för, är det biologisk mångfald i stort eller är det specifika naturvärdet och är det naturvärdet på just den platsen eller kan man tänka sig att det kan kompensera för naturvärden länge bort, rumsligt, vad rör vi oss i för perspektiv[...] och det är svårt att standardisera också skulle jag säga för det är väldigt beroende på de förutsättningar som finns på platsen och vad man har för tillgångar i övrigt för det som ska kompenseras [...]”
(natur/miljö, Strängnäs kommun)*

*”[...] ska vi jobba med det här på riktigt, verkligen bestämma oss för att vi ska kompensera allt jämt och vara jättebra på det, då måste man nästan ha nåt sånt där habitatbanking-system i slutändan [...] då får man ju långsiktiga effekter för ett långsiktigt naturvårdsarbete istället för att bara massa hattande. Samtidigt så frikopplar man ju helt, jag tycker det är bra att koppla det lite geografiskt och att man försöker ersätta liksom så nära som möjligt både i funktion och geografiskt liksom, det är ju nånting väldigt vettigt i det.”
(natur/ miljö, Borlänge)*

Flera respondenter lyfte fram att utformningen av åtgärderna är en utmaning. I intervjuerna antydde också variationer i hur svåra olika typer av värden är att kompensera, där vissa naturtyper lyfts fram som enklare att kompensera för än andra.

*”Vissa typer av miljöer är ju enklare att kompensera för än andra kan man ju säga. Att anlägga våtmarker och skapa värden i dem eller att restaurera gräsmarker är ju ofta enklare och går lite snabbare än att återskapa en mer naturskogslignande mark. Så där är det ju svårare att kompensera för generellt skulle jag säga. Så när man gör ingrepp i naturskog. Det blir ju svårt att kompensera för det ingreppet, direkt iallafall. Det är ju många som föreslås att man skall skydda dem någon intilliggande skog då med liknande värden eller med potential att få de värdena. Så det är väl ett problem generellt skulle jag säga. Det är ju lite svårt att återskapa alla värdena kan man säga.”
(natur/miljö, Skövde)*

I intervjuerna lyftes också vikten av att de åtgärder som kommer till stånd, är åtgärder som annars inte hade blivit genomförda. Detta eftersom det då inte blir en reell kompensation som tillför ökade naturvärden, eftersom värdena ändå skulle ha tillkommit vid ett senare tillfälle.

”Men det är ju viktigt då också att veta att man inte gör nåt som ändå skulle göras så att säga. Så det där är ju också lite knivigt.”

(natur/miljö, Borlänge)

Flera tjänstepersoner resonerade också kring utmaningen att uppnå samma (natur) värde som försvinner vid exploateringen, dvs att nå målet 'ingen netto-förlust' med kompensationsåtgärden

”Det är svårt att komma upp i samma värde som man tar bort. Jag menar nu tar vi ner flera hundra år gamla ekar. Hur ersätter man det liksom? Men då försöker man ändå förbättra för dem andra ekar som finns i området då, och skapa de här mullholkarna och allting. Försöker göra det bästa av situationen kan man väl säga.”

(planering, Stockholms stad)

En förutsättning som lyftes fram kring värdering och utformning var tillgång till underlagsmaterial. Här framhöll flera tjänstepersoner vikten av ett bra GIS-system för utveckling av underlagsmaterial.

[...] För att kunna göra dom här bedömningarna då så krävs ju underlagsmaterial naturligtvis och där har vi ju ett väldigt bra GIS-system som är väl utvecklat här i kommunen, där vi har tillgång till alla dom här lagren så att säga både via myndigheter och även intern data.

(planering, Mörbylånga)

En annan förutsättning som lyftes fram var att det inom organisationen finns kunskap kring värdering och utformning, samt möjligheten att lära sig av varandra.

”Jag tror att mycket ligger i att få mer kunskap som både handläggare, det är ju inte meningen att vi som planhandläggare ska liksom kunna allt men att man ändå har en större förståelse kring olika grader av värden [...] [H]ar man nära till kunskapen, asså att man har en kollega som är insatt i frågorna så har man ju lättare att kunna samtala och få ett bra underlag för att kunna göra en god bedömning, så att jag tänker att dom här karteringarna som vi gör att man går ut och kollar, kartlägger vad det finns.. att man kanske också då som handläggare för planen får följa med ut. Och få lära sig lite mer kring vad som är vad.”

(planering, Värnamo kommun).

Flera respondenter uttryckte ett behov av olika typer av nationella strukturer och riktlinjer för att underlätta värdering och utformning av kompensationsåtgärder. Det rörde sig bland annat om standardisering avseende olika typer av verktyg, där man exempelvis menade att det är ineffektivt att jobba med dessa frågor parallellt i varje kommun.

[...] det blir väldigt tungrott och tungjobbat när alla själva ska sitta och försöka lösa den här frågan kring värdering eller “hur ska vi tänka”, det hade ju varit enklare att säga att “nu finns det en ganska bra modell, som är vedertagen, som de flesta använder”, såklart.”

(planering, Östersunds kommun)

5.3.8 Plats för kompensationsåtgärder

En utmaning som flera tjänstepersoner nämnde var svårigheten att hitta en lämplig plats för kompensationsåtgärden. Flera respondenter uttryckte att ambitionen är att i första hand kompensera inom planområdet, men att det ofta är svårt att få till åtgärder inom planområdet. Detta handlar enligt respondenterna både om att det kan vara svårt att hitta en bra plats för kompensationsåtgärden inom området, och om motvillighet från exploatörens sida att avsätta mark inom planområdet för kompensation. För att få till kompensationsåtgärder krävs därför i många fall att kompensationen sker utanför detaljplaneområdet, vilket i sig kan vara en utmaning. Respondenter lyfte exempelvis fram problematiken med markåtkomst i tätbebyggda städer där marken redan används, eller planeras för att användas till andra ändamål än kompensationsåtgärder. Andra utmaningar som lyftes var litet kommunalt markinnehav, samt svårigheten att övertyga privata aktörer att placera kompensationsåtgärderna på dennes mark.

”Problemet är ju oftast tycker jag att man från början sa, man har ju ett speciellt planområde och planområdet kan ju vara en eller flera fastigheter, men blir det som är avsatt utav, liksom, politik eller projektgruppen men ofta så ryms inte kompensationsåtgärder om de ska vara vettiga, inom planområdet. Eller att man inte liksom planerar för det, så att säga. Det innebär ju att måste ju kommunen eller, det faller ju tillbaka på kommunen liksom, ha rådighet över den marken där man tänker sig kompensationsåtgärderna”.
(natur/miljö, Huddinge kommun)

”Det är svårt att motivera i vissa fall och svårt att praktiskt få in det, alltså beroende på... Alltså nu tänker jag ju planering och vi förtätar eller så, det försvinner ytor och det finns inte tillräckliga ytor kvar till exempel. Eller att det också är svårt att få till det, alltså det i en detaljplan kan inte föreskriva att sätta in ny grönska och vi har också svårt att få in det i exploateringsavtal och annat som görs parallellt med detaljplanerna. Så det är svårt att få till det liksom [...]”.
(planering, Lunds kommun)

Det finns också en handfull kommuner som i intervjuerna resonerar kring kompensationsområden (pooler). Dessa lyfter fram att pooler skulle kunna vara en möjlig väg att gå för att lösa problemet med markåtkomst. Dessutom argumenterar man att det skulle vara ett sätt att få till mer högkvalitativa naturvärden ur kompensationsprojekt. En kommun som redan arbetar med kompensationsområden är Lomma kommun.

”...vi har i vår rutin, att om vi då genomför en kompensation så har vi ju våra kompensationsområden som ni säkert har sett i ÖPn. De är till för att betala av vår så kallade miljöskuld. Det vill säga att vi har kanske exploaterat vissa områden för hårt historiskt. Men de är också till för att kompensera på annan plats, om det inte ryms kompensation inom ett projekt. Och då står det i vår rutin att de ska omvandlas till naturreservat. Där kommer tidsaspekten och förvaltningen in då. Att man säkrar områdena på sikt och även säkrar skötseln mot högre biologisk mångfald.”
(natur/miljö, Lomma kommun)

5.3.9 Uppföljning och skötsel

En utmaning som nämndes av vissa tjänstepersoner var avsaknaden av strukturer för uppföljning av genomförda kompensationsåtgärder. I flera fall beskrev tjänstepersonerna att de inte vet om kompensationsåtgärder de varit med och planerat blivit genomförda i praktiken eftersom det saknas uppföljningssystem. I intervju-materialet finns exempel på fall där en tjänsteperson mer eller mindre slumpmässigt upptäckt att avtalade åtgärder inte har genomförts.

”[...] det finns en otydlighet i rollfördelningen och det finns ju ingen tydlig så att säga uppföljning av att det här, det är ju generellt så överhuvudtaget med plansaker att det finns ju ingen, om man jämför med det hur man jobbar med tillsyn på miljökontoret i övrigt med här klassiska med tillsynsansvar och uppföljning och genomförande av villkor och liknande - på plansidan är ju inte på samma sätt. Det finns ju ingen som bedriver tillsyn av plan, vilket gör att ja... i de flesta fall så stöter inte vi på parkförvaltningen och verkligen ser till att det här händer, så rinner det lätt ut i sanden då om jag säger lite så diplomatiskt.”
(natur/miljö, Trollhättan)

”Men det här är ett annat fall där vi i samarbete med en privat exploatör kom fram till att det var lämpligt att göra kompensationsåtgärder ändå. De gick med på det. Det handlade om att vi skulle ta rätt på några grova tallar som skulle avverkas, tanken var att de skulle läggas ut som död ved i närområdet. Det här slogs fast av ett exploateringsavtal, men det var några år sedan nu, det kan ju vara andra personer som jobbar för exploatören nu. Men i alla fall, när jag cyklade förbi där i förra veckan ser jag att den här avverkningsen redan skett och det här virket är redan bortforslat. Så mycket för det exploateringsavtalet!”
(natur/miljö, Gävle)

Ett annat problem som lyftes av respondenterna var att få till skötseln av redan genomförda åtgärder, speciellt då det rör privata markägare.

”Och i den planen där vi är nu och jobbar med det aktivt, där är det ju det här som jag nämnde lite i början att tyvärr så har kommunen inte kommunalt huvudmannaskap på den här planen. Så att det som vi kan skriva avtal för är genomförandet [...]. Men sen när det skapas en samfällighet eller liksom när man lämnar över det till nästa, som tar stafettpinnen så har ju kommunen ingen makt. Och det blir ju tråkigt när kompensationsåtgärderna vilar på att det är en kontinuitet i skötseln. Asså... så det är ju en svår grej att hantera. Så man måste säkra upp marken har vi lärt oss.”
(natur/miljö, Laholms kommun)

I de fall ansvaret för kompensationsåtgärden ligger på kommunen nämnde flera respondenter att det är centralt att skötseln av dessa integreras i det kontinuerliga grönstrukturarbetet som parkförvaltning och/eller naturvården i kommunen bedriver. Ytterligare en aspekt som nämndes var att även om en åtgärd implementeras och sköts korrekt så finns det ändå en osäkerhet kring åtgärdens varaktighet.

”Det som kan vara en osäkerhet i allt detta är att man inte vet hur varaktig åtgärden är. Kommer det här att finnas kvar om 10, 20 år?”
(natur/miljö, Göteborgs stad)

5.4 Diskussion

Det kommunala planmonopolet ger kommuner fritt spelrum att utveckla metoder och verktyg för arbetet med grönstrukturplanering, kartläggning av ekosystemtjänster och ekologisk kompensation. Grunden för detta ansvar handlar om att varje kommun har sina specifika förutsättningar i arbetet, något som denna intervjustudie har tittat närmare på med specifikt fokus på frivillig ekologisk kompensation. Intervjustudien visade, liksom dokumentanalysen i kapitel 4, att konceptet tagits upp tidigare i vissa kommuner än andra. Spridning av konceptet har skett från dessa kommuner till närliggande kommuner men också genom gemensamma samarbetsprojekt finansierade via tex kommunförbund eller olika typer av externfinansierade projekt. Intervjuerna antyder också att vissa tjänstepersoner, så kallade eldsjälar, varit viktiga i utvecklingen av strukturer för det interna kommunala kompensationsarbetet. Det är sedan tidigare känt att eldsjälar (eng. ”individual champions”) i många fall kan vara centrala för att driva på förändringsarbete i kommunala organisationer, även i en svensk kontext (Wamsler et al., 2020). Individberoende upplevs dock inte alltid som positivt (inte ens av eldsjälarna själva) utan ses också som en faktor som gör arbetet sårbart, vilket är ett fenomen känt från tidigare forskning (Gore, 2014).

Studien visar att anledningen till att kommunerna börjat arbeta med konceptet varierar. De geografiska förutsättningarna är en tydlig faktor vilka relaterar till andelen skyddad eller värdefull natur i kommunen och exploateringsstakt. Andra viktiga faktorer är politikens inställning, intern kompetens, mängden kommunal mark, kommunal ekonomi, existerande strukturer för samarbete mellan naturvård och planering samt relationen mellan kommun och exploatör. Dessa skillnader mellan kommunerna skapar kontextspecifika möjligheter och utmaningar.

De intervjuade tjänstepersonerna var överlag positivt inställda till konceptet ekologisk kompensation som ett verktyg för att bevara biologisk mångfald och

ekosystemtjänster. Flera respondenter identifierade dock utmaningar med koncepter som visar på en utbredd medvetenhet om de etiska utmaningarna som finns i relation till ekologisk kompensation. Flera oroade sig exempelvis för att skadelindringshierarkin inte följs och att kompensationen leder till skadeköp. De nämner också svårigheter i att kunna värdera det som går förlorat och det som ska ersättas. Detta skulle kunna tolkas som att de som betonat vikten av följa skadelindringshierarkin och den så kallade ”tvådelade prövningen”, där skador på natur först och främst skall undvikas och endast om det inte är möjligt skall kompenseras, har varit framgångsrika med att sprida medvetenheten om potentiella problem med skadeköp (Koh et al., 2017). Det tyder också på att det finns en hög kunskapsnivå hos tjänstepersonerna då de är väl insatta i de svårigheter och utmaningar som är relaterade till värdering av biologisk mångfald och ekosystemtjänster.

Pedagogiskt värde och *miljönytta* var några av de positiva aspekterna som lyftes fram i studien. Resonemanget kring pedagogiskt värde känns igen från forskning kring ekosystemtjänstbegreppet vilket ofta beskrivs som ett begrepp framtaget med syftet att beskriva nyttan som ekosystemen bidrar med till mänskligt välbefinnande (Hermelingmeier & Nicholas, 2017) och som sedan tagits upp i policy med pedagogiskt syfte (Hysing & Lidskog, 2018). Liknande diskussioner finns också i relation till andra ”gröna” policy-begrepp såsom naturbaserade lösningar (Hanson et al., 2020) och grön infrastruktur (Hansen & Pauleit, 2014). Vad gäller *miljönytta* så ser respondenterna kompensation som en möjlighet att skapa miljönytta och tex få till en ökad grönstruktur i en tid med hög exploateringstakt och starka förtättingsideal.

Den generellt positiva inställningen till konceptet bör dock tolkas i relation till urvalet av intervjupersoner som är baserat på de kommuner som i den övergripande kartläggningen av översiktliga planeringsdokument identifierats som kommuner som arbetar mer aktivt med ekologisk kompensation. Tjänstepersoner som arbetar i kommuner där det finns ställningstaganden kring användningen av konceptet är troligen mer positiva till det då det är deras roll att implementera dess användning.

Många av de utmaningar som nämns kan härledas till en brist på organisatoriska strukturer kring arbetet med frivillig kompensation. Det handlar om att säkerställa delaktighet i kompensationsprocessen, att etablera interna arbetssätt och rutiner, men också om hur man skall tänka och arbeta med att avsätta tillräckliga resurser i form av kompetens, tid och pengar. Flera av tjänstepersonerna påpekar att tydliga politiska mandat är centralt för arbetet med ekologisk kompensation. Tidigare studier har också visat att innehållet i den politiska viljan är central för utformningen av arbetet med ekologisk kompensation (Maron et al., 2016). Det framkommer också tydligt att det finns en efterfrågan av tydligare strukturer kring uppföljning och förvaltning av kompensationsåtgärder, vilket är nödvändigt för att säkerställa att de naturvärden och ekosystemtjänster som är tänkta att implementeras både blir implementerade och finns kvar på lång sikt. Utan en ordentlig uppföljning är det svårt att bedöma hur effektiv kompensationen är i förhållande till ingen netto-förlust och/eller om den har uppfyllt kravet på additionalitet. Detta resultat stödjer tidigare forskning som visat att det ofta saknas strukturer kring uppföljning av kompensationsåtgärder (Brown, Clarkson, Barton, & Joshi, 2014; Bull et al., 2018).

Studien visar också att kommunstorleken spelar en roll i relation till hur tjänstepersonerna ser på arbetet med ekologisk kompensation i relation till exploitörer. I framförallt mindre kommuner vill man ogärna ställa för höga krav på exploitörer

och därigenom riskera att avskräcka exempelvis företag från att etablera sig i kommunen. I mindre kommuner har man samtidigt mindre personal och ofta högre personalomsättning, vilket innebär att man inte har samma kapacitet till dialog. I större kommuner verkar man snarare kunna utnyttja det facto att etableringsviljan är hög, och att spelutrymmet därmed är större, för att få igenom hållbarhetsfrågor där ekologisk kompensation ingår, och man ser här arbetet med frivillig kompensation som ett sätt att uppmuntra exploatörer till ett grönare byggande. Detta resultat ligger i linje med tidigare forskning, där man lyft att maktpositioner kan påverka utfallet av kompensationsåtgärder (e.g. Maron et al., 2016).

Flera av de intervjuade tjänstepersonerna uttrycker en osäkerhet och brist på kunskap i relation till den praktiska implementeringen av frivillig ekologisk kompensation. En del efterfrågar ökad tydlighet kring vilka krav som idag kan ställas med hjälp av det existerande lagrummet. Här är det tydligt att vissa tjänstepersoner skulle vilja ha ett likande lagrum som det som finns kring den lagstiftade ekologiska kompensationen att luta sig mot. Det är också tydligt att en del saknar möjligheten att ställa så kallade tekniska särkrav som är förbjudet sedan 2015, i och med införandet av 8 kap 4a§ i PBL. I relation till implementeringen är det också tydligt att det finns ett utbrett problem i att få till en fullgod kompensation inom planområdet. Detta handlar om att det kan saknas lämplig mark att placera kompensationen på, men också en motvilja bland exploatörerna att avsätta mark inom planområdet. Som en lösning på detta diskuteras kompensationsområden (pooler) som en möjlig lösning. Detta är dock en lösning som få kommuner applicerar idag. Svårigheter att föra över pengar mellan projekt lyfts fram som en barriär till implementeringen av kompensationsområden. Att förflytta värden mellan olika områden kan dock medföra fördelningsmässiga konsekvenser; framförallt ur ett socialt perspektiv (BenDor et al., 2007; McKenney & Kiesecker, 2010), och är något man behöver ha med sig i den fysiska planeringen.

En del tjänstepersoner efterfrågar konkret stöd i form av metoder, verktyg eller modeller som stöd i värderingen av de värden som ska kompenseras. Endast ett fåtal kommuner har utvecklat egna interna strukturer för arbetet med ekologisk kompensation. Dessa kommuners arbete lyfts även fram av övriga respondenter och visar vilken tyngd föregångskommuner har för driva på utvecklingen i en fråga.

Inom både forskning och praktik har det på senare tid utvecklats olika typer av metoder och verktyg som kan användas för värdering och planering av urban grönstruktur där några har blivit mer etablerade och används av olika konsultbolag eller direkt av svenska kommuner. Det finns dock en stor utmaning i att ta fram metoder och verktyg som varken är för enkla i relation till ekosystemens komplexitet eller för komplexa i relation till användbarhet i praktiken (Knobel et al., 2019; Viitanen & Kingston, 2014).

I det insamlade materialet är det svårt att se tydliga mönster mellan olika grupper av kommuner, men tre olika förhållningssätt till konceptet har identifierats. Det ena förhållningssättet ser frivillig ekologisk kompensation som en del av planeringsprocessen och att denna process är en dialog mellan kommun/planerare och exploatörer. Det andra förhållningssättet ser brister i strukturen som stöttar användningen av konceptet och menar att det behövs bättre möjligheter för kommuner att ställa skarpa krav på genomförande av kompensationsåtgärder. Den tredje gruppen håller med om att det finns brister i strukturen men efterlyser endast ett tydligare kommunalt mandat att ställa krav, dvs tydligare och klarare beslut från politiken.

Frivillig kompensation kan därför inte ses som en styrningsmekanism utan flera. Vissa kommuner ser kompensation som ett sätt att finansiera kvalitetshöjande åtgärder i den egna grönstrukturen och eller naturvården dvs kompensationen läggs på offentlig mark. I andra fall handlar det om en väg till ett nytt sätt att finansiera naturvård, eller att initiera ett arbete med kompensationspooler eller pool-liknande system. I ytterligare andra kommuner är kompensationen snarare ett sätt att medvetandegöra exploatören om vikten av att behålla och bygga grönstruktur dvs kompensationen ses mer ett grönstrukturverktyg och kompensationen ligger på kommunal mark. I detta sammanhang ses ekologisk kompensation, speciellt i den urbana kontexten, som ett förgröningsverktyg i likhet med grönytefaktorn. Olika respondenter har olika syn på vad som är möjligt där vissa tydligt ser planeringsprocessen som en mer positiv förhandlingsprocess med exploatörer medan andra har en mer kritisk inställning till exploatörers vilja att bidra till urban grönstruktur. Materialet visar inga tydliga trender kring vilka tjänstepersoner (i relation till tjänstetitel) som står för vilken åsikt utan verkar vara grundad i andra faktorer. Studien har dock inte syftat till att identifiera skillnader mellan olika grupper av tjänstepersoner utan fokuserat på att ta del av de erfarenheter som personer som arbetar med kompensation i kommunen besitter. Det är troligt att faktorer som utbildning, antalet år i yrket och tidigare arbetslivserfarenhet påverkar tjänstepersonernas inställning och uppfattning om ekologisk kompensation som verktyg. Om ekologisk kompensation skall kunna utvecklas till ett väl fungerande styrmedel som används på bredare front i kommuner, behövs tydliga strukturer för hur de skall hanteras när den inkluderas som en kommunal praktik. På bredare front finns det centrala design- och implementeringsfrågor som måste beaktas för att minska risken för opportunistiska beslut eller en godtycklig rättspraxis (Jacob, 2014).

6. Två fallstudier av kommuners praktiska arbete med ekologisk kompensation

Detta kapitel ger en sammanfattning av två fallstudier som fokuserat på Helsingborg respektive Lomma kommuns arbete med ekologisk kompensation; två kommuner som har arbetat länge med ekologisk kompensation. Studiernas fokus ligger på att utvärdera kompensationsprojekt i respektive kommun; med lite olika fokus och metodologisk ansats. Studierna är genomförda som masteruppsatser i miljövetenskap vid Centrum för miljö- och klimatvetenskap vid Lunds universitet. Studierna är genomförda av Robin Ridell, 2019 (6.1) respektive Karin Morell, 2021 (6.2). Uppsatserna kan läsas i sin helhet via 'LUP student papers'.

6.1 Vad krävs för att balanseringsprincipen i Helsingborg ska närma sig no net loss?

6.1.1 Introduktion

I Helsingborg används balanseringsprincipen, vilken är en metod som går ut på att förhindra och kompensera de förluster av naturvärden som kan uppstå vid stadsutvecklingsprojekt. Enligt principen ska förluster av naturvärden (till exempel träd och buskar) och sociala värden (till exempel lekplats och sport) framför allt undvikas och minimeras, men även i sista hand just kompenseras. Kompensationen som genomförs baseras på en balanseringssumma, som räknas fram genom att multiplicera en så kallad påverkansfaktor med en yta och ett områdesvärde (påverkansfaktor * yta * områdesvärde).

För att förstå hur väl en kompensationsmetod fungerar i förhållande till bevarande av biologisk mångfald krävs utvärderingar av genomförda projekt. Studiens syfte var därför att utvärdera redan genomförda kompensationsprojekt, som kommit till stånd inom ramen för Helsingborgs stads balanseringsprincip. Utvärderingen och tillhörande analys har gjorts i relation till begreppet *ingen nettoförlust*, vilket utgör en av de grundläggande idéerna med konceptet ekologisk kompensation (se kapitel 2 för mer information om *ingen nettoförlust*).

6.1.2 Metod

I studien utvärderades de projekt som genomförts inom ramen för balanseringsprincipen i Helsingborg. Analysen byggdes på en teoretisk grund från vetenskaplig litteratur samt ett empiriskt underlag bestående av dokument från Helsingborgs

stad i form av detaljplaner och behovsbedömningsblanketter för balanseringsåtgärderna. Utvärderingen bestod av två delar. I den första delen kartlades de förlorade, planerade och genomförda rekreativa och ekologiska värden genom dokumentanalys och inventering i fält. I den andra delen genomfördes semi-strukturerade intervjuer med berörda tjänstepersoner, i syfte att få bättre kunskap gällande genomförandet av åtgärderna.

Det empiriska materialet analyserades i relation till ett teoretiskt ramverk bestående av tre villkor: *lika-för-lika*, *additionalitet* samt *långsiktighet*, vilka i analysen sattes i relation till uppfyllandet av *ingen nettoförlust* (NNL). Kompensationsprojekten kategoriserades i tre kategorier i relation till i vilken utsträckning de ansågs uppfylla NNL: väl kompenserade balanseringar, delvis kompenserade balanseringar samt ej kompenserade balanseringar. Vidare diskuteras problematiken kring *tidsfördröjning*, men inte som ett kriterium för bedömningen av respektive projekt.

6.1.3 Resultat

Totalt inkluderades nio balanseringsprojekt i studien. Enligt analysen uppfyllde inget av dessa nio projekt kriterierna för att anses vara väl kompenserade balanseringar. Fyra projekt ansågs vara delvis kompenserade balanseringar och resterande fem ansågs vara ej kompenserade balanseringar. Fem av nio projekt ansågs delvis ha uppnått *lika-för-lika* principen vilket innebar att en vegetationstyp ersatts med samma vegetationstyp. Inget projekt uppfyllde båda *additionalitet*-principens krav. Däremot bedömdes det första *additionalitets*-kravet (att åtgärderna inte hade blivit utförda utan balanseringen) uppfylla för fem av nio projekt. Inga av de nio utvärderade projekten ansågs uppfylla *långsiktighet*. För tre av åtgärderna kunde inte balanseringsåtgärderna identifieras. Huvudorsaken till att inget projekt ansågs väl balanserat var att det saknades dataunderlag i relation till *lika-för-lika* principen (samma art och mängd kompenseras) och *additionalitet*-principens andra krav (åtgärderna måste ge ett nytt värde till biologisk mångfald) för att avgöra om dessa blivit uppnådda. Därutöver fanns inget dataunderlag för att avgöra *långsiktigheten* i åtgärdernas effekter vilket innebar att samtliga projekt klassades som ”osäkra” i sitt uppfyllande av *ingen nettoförlust*. Vidare präglades åtgärderna av tidsfördröjningar av ekologiska effekter då yngre träd ofta kompenserade äldre träd.

Intervjuerna med tjänstepersoner visade att kommunens egen utvärdering av projekten varit otillräcklig. Det framkom även att det inte fanns någon förankring mellan Helsingborgs stads balanseringsprincip och *ingen nettoförlust*. Användandet av balanseringssumman gav heller inte förutsättningar för att nå *ingen nettoförlust*, eftersom detta verktyg inte grundades i faktiska kostnader för lämpliga kompensationsåtgärder. Dessutom fanns en brist på struktur och uniform värdering med resultatet att förlorade, planerade och resulterande värden inte var jämförbara med varandra i varken typ (exv. art x ersattes med art y) eller mängd (exv. 50 träd ersattes med 12 träd). Av intervjuerna framgick även att den befintliga metoden med balanseringen ansågs vara bättre än att ingen kompensation av de förlorade värdena sker, vilket skulle kunna vara alternativet.

6.1.4 Slutsats

Studien hade som syfte att utvärdera vad som krävdes för att arbetet med balanseringsprincipen i Helsingborgs stad skulle kunna uppnå idén om *ingen nettoförlust*. Resultatet är delvis ett som handlar om att Helsingborgs stad inte producerar de underlag som skulle krävas för en utvärdering, men också ett som beskriver tämligen stora osäkerheter i nyttan med jobbet. Studien tydliggjorde således ett glapp mellan de förlorade och planerade värdena; ofta var både de förlorade och planerade värdena ospecifika i art och mängd. Tydlighet i detta kan anses vara ett grundläggande krav för att kunna utvärdera om *ingen nettoförlust* uppfylls.

Studiens resultat visar på ett behov av att utveckla den metod som för närvarande används i Helsingborgs stad, i syfte att bättre nå de grundläggande idéerna om *ingen nettoförlust* och därmed bevarande av biologisk mångfald. För att nå detta mål finns det ett behov av att ha tydliga mål och fortlöpande utbildning för de tjänstepersoner som genomför bedömningar av kompensation (så att alla förlorade värden beskrivs efter typ och kvantitet). Detta för att metodens effektivitet ska kunna utvärderas och förbättras.

Vidare problem med dagens modell är kopplade till hur balanseringssumman räknas ut i dagsläget eftersom kalkylen saknar grundläggande koppling till, och därmed möjliggörande av, *ingen nettoförlust*. I stället baseras omfattningen och kvaliteten av åtgärdsförslagen på den balanseringssumma som räknats ut. Genom att säkerställa en mer uniform värdering av både ekologiska och rekreativa värden skulle uppföljningen underlättas och det skulle därmed blivit lättare att avgöra om balanseringsprincipens målsättning efterlevs. Ett förslag är att basera balanseringssumman, som är det belopp som byggherren ska betala för upprättande av kompensationsåtgärderna, utifrån vad lämpliga åtgärder kostar.

Trots bristen av förankring av konceptet *ingen nettoförlust* och dess grundläggande idéer ansågs *additionalitet*-principens första krav (åtgärder hade inte gjorts utan balanseringen) vara uppfyllt för fem av nio projekt i studien. Å andra sidan rådde det stor osäkerhet kring det andra kravet (ett nytt värde till den biologiska mångfalden). För att kunna uppfylla *additionalitet* i framtiden krävs därför en tydlig kartläggning kring vilka värden (specificerande av arter) som går förlorade, planeras för och slutligen uppnås från det implementerade kompensationsprojektet. Balanseringsprincipen behöver också ta hänsyn till *tidsfördröjning*, eftersom unga träd i nuläget tillåts ersätta gamla träd.

Slutligen, trots att balanseringsprincipen i Helsingborgs stad inte har som mål, och inte heller uppnår *ingen nettoförlust*, kan metoden anses vara ett steg i rätt riktning. Detta eftersom ingen kompensation av förlorade värden gjordes tidigare. Även om många resonemang i studien gäller för balanseringsprincipen i Helsingborgs stad kan mer generella lärdomar dras om vikten av att grunda ekologisk kompensation i konceptet *ingen nettoförlust* och dess grundläggande idéer.

6.2 20 år av ekologisk kompensation – hur gick det sen? Utvärdering av kompensationsåtgärder i Lomma kommun

6.2.1 Introduktion

Denna studie tar avstamp i att allt fler kommuner arbetar med ekologisk kompensation i den fysiska planeringen, men att få uppföljningar har gjorts avseende utfallen av implementerade kompensationsprojekt. Lomma kommun har i över 20 år arbetat med balanseringsprincipen och kompensation i framför allt översikts- och detaljplanering. Kommunen var först i Sverige med att applicera idén och deras arbete ligger idag långt fram, vilket gör den intressant att studera i sammanhanget.

Studiens syfte var att utvärdera kompensationsåtgärder i Lomma kommun avseende utförandegraden (struktur och kvantitet) av planerade åtgärder samt att utifrån resultaten resonera kring möjligheterna att implementera kompensationsåtgärder i exploateringsprojekt med privata markägare. Fortsättningsvis syftade studien till att undersöka hur väl nyskapade kompensationsbiotoper etablerat sig och vilka ekologiska kvaliteter som kunde kopplas till dem.

Genom att utvärdera utförda kompensationsprojekt förväntas studien resultera i kunskap som är viktig för att förbättra och utveckla arbetet med ekologisk kompensation, såväl inom enskilda kommuner som på nationell nivå.

6.2.2 Metod

I studien utvärderades kompensationsåtgärder i fem planområden, vilka togs fram i en urvalsprocess som baserades på en översiktlig dokumentstudie av detaljplaner som vunnit laga kraft från och med 1996 och vars genomförandetid inte var senare än år 2020. Urvalskriterierna var att kompensationsåtgärder skulle ha planerats samt att information om dessa skulle vara tillgänglig och tillräckligt specificerad för att åtgärderna skulle kunna lokaliseras och utvärderas. De planområdena som uppfyllde kriterierna var några av Lommas pionjärprojekt – fyra av dem ingick i det så kallade *Lomma hamn-projektet* och det femte var det allra första planområde där balanseringsprincipen tillämpades (*Lomma 23:3*).

Utvärderingen av kompensationsåtgärderna genomfördes genom dokumentanalys och inventering i fält. För att studera vilka åtgärder som genomförts, utfördes en dokumentanalys av detaljplaner och planeringsunderlag. Från dessa identifierades och sammanställdes planerade kompensationsåtgärder, vilka kunde kategoriseras i tio olika kompensationstyper (exempelvis *plantering av träd* och *anläggning av damm*). De planerade åtgärderna inventerades i fält och mättes i vissa fall²⁰ in via Lantmäteriets digitala kartverktyg, för att därefter klassificeras som: (1) *utförd* (struktur + kvantitet uppfylld), (2) *delvis utförd* (struktur uppfylld men lägre kvantitet än planerad), (3) *ej utförd* (struktur saknas) eller (4) *odefinierbar*. Den sista gruppen handlar om åtgärder som inte kunde bedömas, på grund av att exempelvis åtgärdens omfattning eller lokalisering inte var tillräckligt tydlig.

²⁰ De åtgärder där strukturens area var specificerad

För att utvärdera etableringen och kvalitéerna på kompensationsbiotoperna genomfördes en kärlväxtinventering av fältskiktet i tre typer av biotoper: *damm*, *lövskogsbryn* och *parkmark*. Dessa jämfördes sedan med korresponderande referensbiotoper i närområdet. Etablering av kompensationsbiotoperna undersöktes genom att de arter (referensarter) som förekom i den korresponderande referensbiotopen kvantifierades. För dammen och skogsbrynet undersöktes även artsammansättningarna i relation till miljöindikatorer (fukt respektive ljus). Syftet med detta var att undersöka deras förutsättningar som habitat för respektive referensarter. Bedömningen av kompensationsbiotopernas ekologiska kvaliteter och nytta kopplat till biologisk mångfald baserades på följande mått; artmångfald, artdiversitet, icke-inhemska arter och rödlistade arter. Slutligen beräknades även index för biodiversitetsrelevans och nektarproduktion. Det förstnämnda är en skattning av hur många arter som är knutna till en specifik växtart, medan index för nektarproduktion anger hur mycket nektar och samlingsbart pollen växten bidrar med.

6.2.3 Resultat

Av de totalt 46 planerade åtgärder hade 30 genomförts, men bara 16 åtgärder bedömdes vara helt utförda. Nio åtgärder hade inte utförts alls och sju åtgärder klassificerades som odefinierbara. För varje planområde hade över 60 % av åtgärderna genomförts helt eller delvis, men med viss variation mellan utförandeklasserna. Åtgärder som utförts i störst utsträckning var gatuträd, buskar, gräs och parker, medan åtgärder som skogsplantering, plantering av ersättningsträd, anläggning av dammar och ängsmarker hade utförts i lägre grad. De genomförda strukturerna var relativt små och utspritt placerade i områdena.

Inventeringen av kompensationsbiotoperna visade att över hälften av referensarterna påträffades i dammen och parken, medan inga av skogsbrynets arter sammanföll med referensen. Dammens artsammansättning visade på fuktgynnade arter, i likhet med referensen. Skogsbrynets artsammansättning föredrog halvskuggiga miljöer, till skillnad från referensen som hyste mer ljuskrävande arter.

Beträffande kompensationsbiotopernas nytta indikerade resultaten varken på särskilt hög artmångfald eller artdiversitet för någon av kompensationsbiotoperna. Betydligt fler icke-inhemska arter påträffades i dessa i jämförelse med referensbiotoperna, merparten räknades dock som ofarliga då de enligt index för invasivitet har mycket liten sannolikhet och risk att påverka svenska ekosystem. Två rödlistade arter noterades; en i skogsbrynet och en i parken. Vidare visade index för biodiversitetsrelevans att alla kompensationsområden hade vissa förutsättningar för att upprätthålla biologisk mångfald, särskilt dammen. Index för nektarproduktion var däremot relativt låg för alla kompensationsbiotoper. Biotoperna ansågs dock kunna erbjuda vissa mängder pollen.

6.2.4 Slutsats

Studien visar att många av de planerade kompensationsåtgärderna i praktiken inte blev som planerade. Många åtgärder var av lägre kvantitet än planerat, även om utförandegraden varierade mellan de olika kompensationsstyperna. Åtgärder som också är vanligt förekommande stadsgestaltningselement, såsom gatuträd och buskar och gräs, tycks vara lättare att få privata exploatörer att implementera. Åtgärder som skogsplantering, anläggning av dammar och ängsmarker samt

plantering av ersättningsträd²¹ var kopplade till en lägre implementeringsgrad, förslagsvis eftersom dessa strukturer är mer ovanliga gestaltungs-element än ovan nämnda (med undantag för träd). Bristande kunskap, högre kostnader och brist på utrymme för kompensationsåtgärderna skulle kunna vara förklarande faktorer, och är något som bör undersökas vidare genom exempelvis intervjuer med berörda byggföretag och kommundjansstepersoner.

Studien visar också att kompensationsbiotoper kan utvecklas till habitat som rymmer typiska arter. Referensarter hittades både dammen och i parken, men dock inte i skogsbrynet. För skogsbrynet skiljde sig ljusstillingen markant åt mellan kompensations- och referensbiotopen, vilket betyder att röjning av kompensationsbiotopen skulle ge bättre förutsättningar för mer ljuskrävande arter. Skogsbrynets skilda artsammansättningar kan emellertid innebära att referensbrynet inte var en lämplig referens, varför uppföljande inventeringar bör göras med en mer likvärdig biotop som referens. Slutligen pekar index för biodiversitetsrelevans på att alla tre kompensationsbiotoper till viss del kan bidra till att upprätthålla biologisk mångfald, däremot är nyttan begränsad av områdenas ringa arealer.

Vidare visar studiens resultat på att komplexa ekologiska strukturer inte sällan ersätts med enklare och snabba lösningar, framför allt gatuträd. Detta i kombination med att åtgärderna i många fall utförts med lägre kvantitet än planerat tyder på att det är svårt att uppnå en fullvärdig kompensation. För att åstadkomma optimal nytta för biologisk mångfald behöver framtida kompensationsprojekt fokusera på biotoper av större storlek samt med en större variation sinsemellan. De bör också anpassas efter det lokala sammanhanget, helst koncentrerade i närheten av närliggande naturområden. Här finns en kontrast mot de åtgärder som anses vara lättare att implementera.

Från studien är det också tydligt att det krävs god dokumentation för att kunna genomföra utvärderingar. I vissa fall saknades tydlig information kring kompensationsytornas ursprungstillstånd. Lomma kommun, och även andra kommuner som arbetar med ekologisk kompensation bör därför lägga stor vikt vid att utveckla metoder och procedurer för tillräcklig dokumentation och transparens. I denna studie har referensbiotoper och olika typer av mått använts för att följa upp nyttan med kompensationen, vilket skulle kunna användas för att utveckla utvärderingsmetoder för ekologisk kompensation.

²¹ Dessa åtgärder innefattade att äldre träd skulle bevaras i möjligaste mån, men om de togs bort eller skadades under exploateringen föreslogs de kompenseras genom två eller tre nya för varje borttaget alternativt med samma summa stamomfång.

6.3 Exempel på praktiskt kompensationsarbete i svenska kommuner

Här ges korta beskrivningar av kompensationsåtgärder som genomförts i samband med olika exploateringsprojekt. Exempelen har valts ut för att belysa att ekologisk kompensation kan hanteras av kommuner på olika sätt beroende på vilken roll kommunen har i det aktuella fallet, till exempel när det gäller om kompensatio- nen initieras med stöd av lagstiftningen eller på frivillig väg; om exploateringen genomförs av kommunen eller en extern aktör; om det är på kommunal eller privat mark; eller om det finns särskilda drivkrafter för kommunen att på frivillig väg ta ansvar för att exempelvis avsätta mark eller genomföra skötselåtgärder.

6.3.1 Örebro – lagstadgad ekologisk kompensation vid företagsetablering intill Natura 2000-område

I början av 90-talet återställdes ett stort område i Örebro kommun, som tidigare omfattat såväl oljehamn och militärt övningsområde som soptipp, och naturmark. Området har klassats som kommunalt naturreservat och Natura 2000-område tack vare det rika fågelliv som bland annat de anlagda våtmarkerna bidrog till. När en större industri skulle etableras i angränsning till norra delen av området, ställde länsstyrelsen krav på kompensation med stöd av miljöbalken. Bland annat behövde gröna ytor hårdgöras och runt femtio träd avverkades på området. Eftersom marken ägdes av kommunen fördes en nära dialog om kompensationsåtgärder mellan kom- munen, länsstyrelsen och konsultbolaget som utförde miljökonsekvensbeskriv- ningen.

Vissa mindre kompensationsåtgärder genomfördes inom det planlagda om- rådet. Kommunen utökade naturreservatet med 70 hektar intilliggande kommunal mark som en frivillig kompensationsåtgärd för att möjliggöra etableringen efter länsstyrelsens krav på långsiktighet i åtgärderna. Fröbanker och död ved flyttades från exploateringsområdet till naturreservatet. Det fanns också en ornitologisk förening som var aktiv och drivande i processen för att skydda fågellivet i området. Kompensationsåtgärderna avsåg bidra till ökade rekreativvärden liksom ökade naturvärden, samtidigt som kommunen möjliggjorde arbetstillfällen och tillväxt genom företagsetableringen.

6.3.2 Mörbylånga– lagstyrd ekologisk kompensation i detaljplanering som säkerställs genom frivilligt kommunalt huvudmannaskap

En stor del av naturen på Öland har höga naturvärden och är därför klassad som riksintresse och Unescos världsarv. Inga kommunala naturreservat har beslutats, däremot finns 45 statliga naturreservat som kan påverka förutsättningarna för ny bebyggelse. Vid upprättandet av detaljplaner inför exploatering görs ofta naturvärdesinventeringar. I dessa fall får kommunen en god förståelse för vilka naturvärden som finns i området.

Ett konkret exempel är när en extern exploatör skulle bygga bostäder på mark med höga naturvärden, ett sandfältsområde där det bodde sandbin. Exploatören informerades om förekomsten av sandbin av planhandläggaren i ett tidigt skede och kunde i samråd med länsstyrelsen och kommunen vidta lämpliga kompensationsåtgärder. Eftersom det planerades för bostäder flyttades bina till utkanten av området, där det fanns solbelysta sandmarker. Kommunen fick huvudmannaskap, tog fram en skötselplan och genomförde åtgärder för att sandbina skulle kunna leva där, till exempel genom att så in vissa blommande arter och hålla sandmarken öppen.

6.3.3 Härryda: frivillig ekologisk kompensation på eget initiativ

När Härryda kommun skulle bygga en skola hittades tre exemplar av grönvit nattviol på en liten ängsyta inom detaljplaneområdet. Kommunekologen som var involverad i ärendet kontaktade länsstyrelsen eftersom exploateringen därmed innebar påverkan på en skyddad art. Länsstyrelsens bedömning var dock att kommunen inte behövde söka dispens, då fler exemplar fanns på andra ställen i närområdet. Eftersom kommunekologen sedan tidigare hade funderat på, men ännu inte provat, hur en flytt av växter skulle kunna gå till i praktiken, tog hon ett eget initiativ att flytta plantorna. Avgörande var att hon hade tillgång till en egen budget och därmed själv kunde besluta att finansiera flytten.

En lokal lantbrukare anlätades för att med grävmaskin lyfta upp plantorna. Eftersom myror kan vara viktiga för nattviolernas välmående togs så mycket jord som möjligt med runt plantorna. Materialet kördes till en ny lokalisering på kommunal mark där det tidigare hade hittats väddgökbi och backsippor. En plats valdes ut i närheten där naturvärdena inte var riktigt lika höga, nya gropar grävdes och jordhögarna med grönvit nattviol sattes dit i stället. Året efter noterade kommunekologen att minst en av plantorna hade tagit sig och blommat. Det som från början antogs bli ett dispensärende slutade i stället som ett eget, frivilligt initiativ till ekologisk kompensation i samband med en kommunal exploatering.

6.3.4 Lomma: frivillig ekologisk kompensation när kommunen bygger på egen mark

Lomma kommun har arbetat länge med ekologisk kompensation. Det finns väl integrerade rutiner, checklistor och processer för hur det ska gå till och när det ska användas. Primärt handlar det om hur kommunen ska agera i sitt eget fastighetsbyggande.

När Strandskolan skulle byggas valde kommunen att genomföra kompensationsåtgärder eftersom exploateringen medförde förlust av ekosystemtjänster, bland annat när gröna ytor hårdgjordes. Det fanns också stora träd som riskerade att påverkas av exploateringen. En ny detaljplan upprättades för att hela processen skulle bli sammanhängande. Genom kontraktsskrivningar med höga viten vid eventuella skador på träden, kunde träden skyddas under exploateringsfasen. Den ytterligare yta som hårdgjordes medförde bland annat minskad dagvatteninfiltration, vilket kompenserades med gröna tak. I samverkan med pedagoger, föräldrar och barn genomfördes dessutom andra åtgärder på skolgården som syftade till att bevara och utveckla barnens naturliga lekytor och andra sociala aspekter. När nya träd planterades gjordes omsorgsfulla val avseende bland annat blomningstid och bårsättning.

Lommas miljöstrateg, en nyckelperson i sammanhanget, belyser vikten av att veta vilka värden kommunen har ett särskilt ansvar för att bevara, och att analysera vilka ekosystemtjänster som behöver bevaras i just de områden som berörs av exploatering.

7. Modeller för att beräkna ekologisk kompensation

7.1 Inledning

I detta kapitel beskriver och demonstrerar vi hur modeller kan användas för att utvärdera konsekvenserna av exploateringsprojekt. I beskrivningen inkluderar vi det samhälleliga värdet av flera ekosystemtjänster och konsekvenserna av olika kompensationsåtgärder. Vidare belyser vi för- och nackdelar med modellering som verktyg.

I kapitlet har vi valt att, i två separata fallstudier, studera bostadsnära grönområden som används för rekreationsändamål samt jordbruksmark. Jordbruksmarken kan också ge ekosystemtjänster i form av rekreation och estetiska värden. Studier visar emellertid att dessa värden tenderar att vara plats specifika (Hahn, Heinrup, & Lindborg, 2018; Nilsson, 2015; van Zanten et al., 2016). Brander och Koetse (2011) finner också stora skillnader i preferenser för grönområden mellan olika länder/kontinenter och konkluderar att det kan vara svårt att överföra värden mellan olika studier/regioner. Eftersom vi inte funnit relevanta studier som behandlar rekreativa- och estetiska värden kopplade till den svenska jordbruksmarken, har vi valt att inte inkludera dessa ekosystemtjänster i våra fallstudier för jordbruksmark. Värdet av rekreation studeras istället separat i modellen och fallstudien för bostadsnära grönområden.

Utifrån målsättningen om att uppnå “ingen nettoförlust” av biologisk mångfald och ekosystemtjänster uppstår vid exploatering av bostadsnära grönområden och jordbruksmark ett behov av kompensationsåtgärder. Vår utgångspunkt i detta kapitel är att kompensationen åläggs exploatören i form av en avgift. Antigen betalas denna till en fond eller genom att man betalar för att skapa nya bostadsnära grönområden eller för att höja kvaliteten på existerande bostadsnära grönområden.

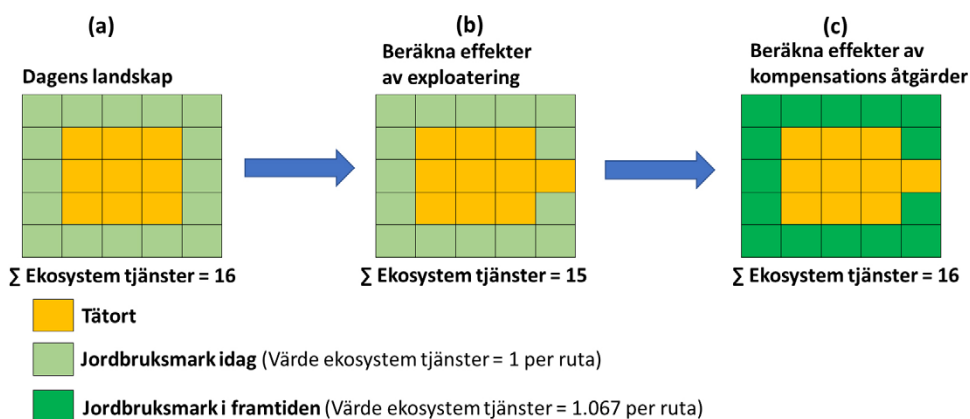
7.1.1 Hur modeller kan fungera som verktyg för att beräkna ekologisk kompensation

Modeller bör ses som ett verktyg för att stödja en beslutsprocess och inte som den fulla sanningen. En modell fråntar aldrig beslutsfattaren dess ansvar för att fatta ett beslut, men upplyser om de logiska konsekvenserna av olika handlingsalternativ. En modell är alltså ett sätt att skapa ett objektiva och transparent underlag som utgår ifrån en systematisk sammanställning av data, samband och antaganden. Värt att notera är att, även om metoden alltså är stringent och objektiv, kan dessa antaganden vara subjektiva.

Med hjälp av en matematisk modell kan man sammanställa all kvantifierbar information man har om ett problem och undersöka de logiska konsekvenserna av olika handlingsalternativ. En modell kan därför fungera som ett tankeverktyg: vad

skulle hända om? Men en modell ger även skarpa svar på vissa frågor, t.ex. hur mycket skulle kostnaden för mitt bolån öka om räntan steg med 1%? Beräkningen, dvs. modellen ger inte svar på om du bör teckna lånet men informationen är väsentligt för att du ska kunna fatta ett klokt beslut, i synnerhet eftersom du lätt kan undersöka följderna av olika räntescenarier för din framtida ekonomi. Tanken med de modeller vi har utvecklat för utvärdering av ekologisk kompensation är att de ska kunna användas för att stödja en beslutsprocess och utvärdera effekterna av olika handlingsalternativ eller antaganden (s.k. scenarier). Detta kan handla om konsekvenserna av att kompensera på olika rumsliga skalor: lokalt, regionalt eller nationellt/globalt. Det kan exempelvis bli aktuellt att genomföra kompensationsåtgärder bortom en kommungräns eller att hantera skador på till exempel vattendrag som rinner genom flera kommuner.

Eftersom exploatering orsakar förändringar i markanvändning, som i sin tur tenderar att ha stor inverkan på ekosystemtjänster, är det viktigt med en rumslig modell. Rent principiellt kan man säga att våra modeller, i likhet med geografiska informationssystem (GIS), fungerar som rumsligt baserade systematiseringar av en kommun eller ett område. I figuren nedan beskrivs den grundläggande strukturen för våra modeller.



Figur 7.1. Hypotetisk exploatering av jordbruksmark med ekologisk kompensation.

I detta exempel beskrivs en hypotetisk exploatering av jordbruksmark. Tätorten representeras av de gula rutorna i mitten på varje karta medan de gröna rutorna representerar jordbruksmark eller naturområden som omringar tätorten. Dagens landskap beskrivs i figur 7.1a. Det totala värdet av ekosystemtjänsterna uppgår till 16 (en ekosystemtjänst per ruta). Figur 7.1b beskriver effekterna av exploateringen, där exploateringen tar en ruta jordbruksmark i anspråk. Till följd av exploateringen minskar de totala ekosystemtjänsterna till 15. Figur 7.1c beskriver landskapet efter att man vidtagit kompensationsåtgärder. I detta fall består kompensationsåtgärden av så kallad "ekologisk intensifiering" som antas öka värdet av ekosystemtjänsterna per ruta (till 1,067). Ekologisk intensifiering beskrivs utförligare senare i kapitlet. Efter kompensation uppgår de totala ekosystemtjänsterna till 16. Det vill säga, efter det att vi kompenserat för exploateringen uppgår det totala värdet av ekosystemtjänster till samma nivå som innan exploateringen.

De rekreativa värden vi studerar berör lokalbefolkningen, därför är det relevant att ta hänsyn till befolkningens storlek och struktur. I exemplet som visas i

figuren antas befolkningen vara jämnt fördelad i tätorten och ingen hänsyn tas till potentiella skillnader i befolkningens struktur, t.ex. med avseende på ålder eller utbildning/inkomst. Vidare antas att kompensationsåtgärderna sker lokalt, dvs. inom kommungränserna. Det är dock relativt lätt att utveckla modellen så att den beaktar skillnader i befolkningens struktur samt relevanta rumsliga parametrar. I varje gul ruta som representerar tätort kan man, med hjälp av GIS, t.ex. lagra data om befolkningens täthet (hur många som bor där), deras ålder, utbildning etc. I våra fallstudier ger vi exempel det. På samma sätt kan ytterligare rutor som representerar jordbruksmark läggas till modellen. Dessa kan inkorporera olika antaganden om jordbruksmarkens avstånd från tätorten eller kvaliteten på jorden, vilket möjliggör analys av kompensation över olika geografiska skalor och för olika placeringar.

7.2 Modell för bostadsnära natur och rekreationsområden

Grönytor inom tätbebyggda områden är viktiga för rekreation (Boverket, 2007), inte minst som en populär miljö för promenader. Sammantaget är nöjes- och motionspromenader den vanligaste formen av friluftsliv i Sverige (Fredman & Hedblom, 2015). Tillgång till bostadsnära grönytor är speciellt viktigt för grupper som kan ha svårt att ta sig ut eller förflytta sig längre sträckor, så som barn, äldre och funktionshindrade. Även i FN:s globala hållbarhetsmål, Agenda 2030, omnämns dessa grupper. Till exempel är målsättningen (11.7) att senast 2030 tillhandahålla universell tillgång till säkra, inkluderande och tillgängliga grönområden och offentliga platser. Detta gäller i synnerhet för kvinnor, barn, äldre personer och personer med funktionsnedsättning. Mot bakgrund av att olika grupper i samhället har olika behov och nytta av bostadsnära grönytor är det viktigt att belysa fördelningsmässiga effekter av att bostadsnära natur och grönyta tas i anspråk för andra ändamål. Ser vi till den modell som används i Helsingborgs kommun (se kapitel 6.1), skulle t.ex. ”områdesvärdet” i modellen kunna beakta nyttan för olika grupper av individer och den befolkningsmässiga strukturen omkring grönområdet. Även i checklisten som används i Halmstads kommun, är det av intresse att beaktade fördelningsmässiga effekterna och nyttan av rekreation för olika grupper i samhället.

Barrera, Reyes-Paecke och Banzhaf (2016) har utvecklat ett antal indikatorer (så som den totala arean med grönområden i förhållande till populationen samt den rumsliga fördelningen av, och tillgängligheten till, grönområden) som kan användas för att studera fördelningsmässiga skillnader i tillgången till urbana grönområden. Barrera et al. (2016) inkluderar dock inte olika indikatorer för olika grupper av individer. Baserat på brittiska studier har Perino et al. (2014) genomfört en metaanalys för att beräkna en marginalvärdesfunktion för rekreationsområden i staden, med förklaringsvariablerna: distans till grönområdet, arean på grönområdet, inkomsten samt befolkningsstorleken. Marginalvärdesfunktionen används för att studera och simulera värdet av rekreationsområden när städer växer och påverkar parametrar som antalet bostäder per ytenhet, antal boende i relevanta områden och arealen av grönområden. Analysen genomförs på en aggregerad nivå och studerar inte effekterna för olika hushållskategorier.

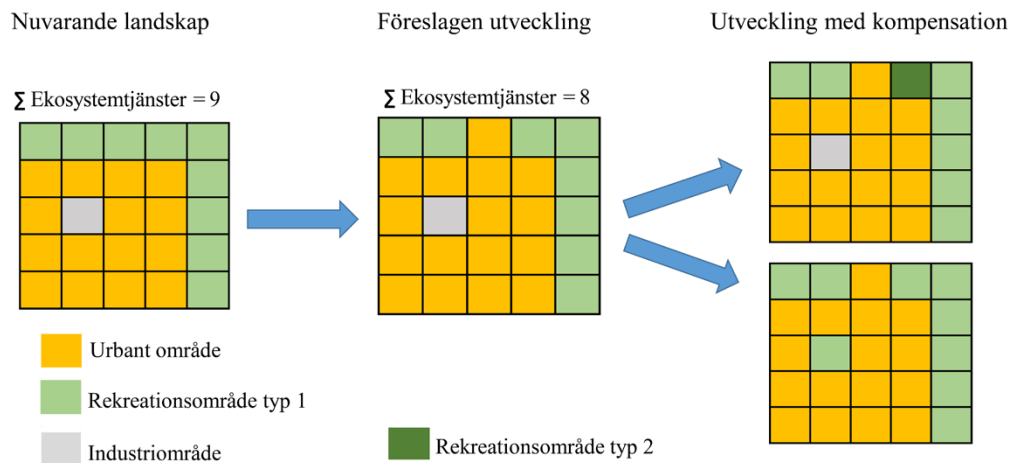
För rekreationsändamål är parkmark den vanligast förekommande grönytan inom tätorter (Naturvårdsverket, 2017). Sett till markanvändningen i svenska tätorter utgörs mer än 60 procent av marken av bebyggd eller exploaterad mark, medan drygt 20 procent utgörs av parkmark. Till detta kommer medelålders och äldre skog samt odlad mark, som vardera har lika stor andel och tillsammans utgör cirka 10 procent av markanvändningen inom tätorter. Flera faktorer påverkar i vilka grönområden invånare väljer att ägna sig åt rekreationsaktiviteter. Avståndet mellan bostaden och ett givet grönområde är en viktig faktor för hur ofta boende väljer att besöka området. Boverket använder sig av en bortre gräns på 300 meter avseende hur långt allmänheten är beredd att gå till ett grönområde, på regelbunden basis.

Den bostadsnära natur som vi utgår ifrån i vår analys och i den modell som vi presenterar i detta avsnitt, är grönytor som används för rekreationsändamål och utgörs i huvudsak av bostadsnära parker och skogsområden. Det är också värdet/nyttan av rekreation som vi inkluderar i vår modell och analys av fördelningseffekter. Det innebär att vi t.ex. bortser från värdet av biologisk mångfald som sådan i fallstudien för rekreationsområden. För den bostadsnära natur som exploateras, kommer en viss typ av biologisk mångfald att gå förlorad; vi gör antagandet att denna kommer att ersättas av en ny mix av biologisk mångfald som ger upphov till motsvarande rekreationsvärden. Detta är en medveten förenkling med syftet att göra fallstudien hanterbar inom ramen för detta projekt. Som Persson och Smith (2014) visar, är dessa samband komplexa. Griffiths et al. (2019) samt Moilanen and Kotiaho (2018) föreslår också att biologisk mångfald och ekosystemtjänster hanteras med olika modeller.

En ofta uttalad ambition med ekologisk kompensation är att det i samband med exploatering inte ska uppstå någon nettoförlust av biologisk mångfald och ekosystemtjänster, däribland avseende rekreation och hälsa. Hur denna kompensation bör genomföras beror på vilken skala man beräknar eventuella nettoförluster. En princip som kan användas vid ekologisk kompensation är närhetsprincipen, som innebär att kompensation för förluster av rekreationsmöjligheter förläggs i nära anslutning till det område som exploaterats. Därmed kan tillgången till rekreations-tjänsterna förbli någorlunda oförändrad för dem som bor i närheten av området där exploateringen skett. Om man istället vidgar ramarna och utgår från att det inte ska vara någon nettoförlust i nyttan av rekreation för individerna i staden, kommunen eller landet som helhet, blir kompensationsmekanismen mer flexibel och kan få fördelningsmässiga effekter.

Närhetsprincipen kan vara svår att tillämpa i områden där det är svårt att förbättra rekreationsmöjligheterna nära det exploaterade området. Exploatering för att skapa infrastruktur kan också påverka tillgängligheten till kompenserade områden, t.ex. om det uppstår barriäreffekter så att tillgängligheten till det kompenserade området minskar. Det innebär att en större kompensation måste till för att nyttan för de boende i området ska vara oförändrad. En flexibel mekanism som medger att kompensationen flyttas geografiskt, möjliggör att samhällets nytta av rekreation kan bevaras till en lägre kostnad. Samtidigt är det dock viktigt att beakta de fördelningsmässiga effekter som uppstår när kompensationen inte sker lokalt. En geografisk omfördelning av rekreationsområden kan ha såväl negativa som positiva effekter på olika grupper i samhället. Samtidigt som det kan drabba grupper lokalt ges en möjlighet att omfördela rekreationsområden för att förbättra rekreationsmöjligheterna för grupper som barn, äldre och funktionshindrade.

För att belysa de fördelningsmässiga effekterna av en exploatering i kombination med ekologisk kompensation, presenterar vi en förenklad bild i Figur 7.2, som är en vidareutveckling av Figur 7.1.

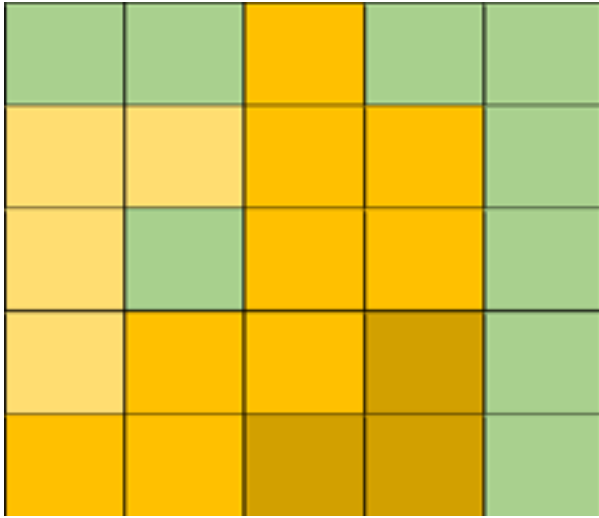


Figur 7.2. Exploatering av ett rekreatiomsområde med kompensation i olika områden

Figur 7.2 visar ett nuvarande landskap där det finns ett industriområde i tätorten och rekreatiomsområden av typ 1 i utkanten av tätorten. I varje ruta med rekreatiomsområde typ 1 finns grönstruktur som ger upphov till ekosystemtjänster (rekreation) motsvarande värdet ett. Totalt uppgår det totala värdet av ekosystemtjänsterna till nio. Till följd av exploatering av en del av rekreatiomsområdet minskar värdet av ekosystemtjänsterna till åtta. För att kompensera för de minskade ekosystemtjänsterna finns olika alternativ.

- Ett alternativ är att kompensera så nära som möjligt till det exploaterade området, och höja värdet på det kompenserande området från typ 1 till typ 2. Nyttan av rekreation i typ 2 området är dubbelt så hög som i typ 1 området, så den totala nyttan efter kompensation är återigen nio.
- Ett annat alternativ är att flytta kompensationen rumsligt och omvandla industriområdet till ett rekreatiomsområde av samma typ som gått förlorat vid exploateringen (typ 1). Den totala nyttan av rekreation efter kompensation är även i detta fall nio.

Detta gäller t.ex. under antagandet att avståndet till rekreatiomsområdet inte har någon betydelse för invånarnas nytta av grönområdet. För att ta hänsyn till avståndet till grönområdet och de fördelningsmässiga effekterna av kompensationsåtgärderna lägger vi till information om tätortens demografi (se Figur 7.3). Detta kan t.ex. vara information om individernas ålder, kön, utbildning, inkomst och var de bor (avstånd till grönområden/befolkningstäthet).



Figur 7.3. Exempel där kompensation sker inne i tätorten (industriområdet blir rekreations-område typ 1)

Genom att koppla samman antalet individer som bor i "rutorna" runt om, och på olika avstånd från, grönområdet samt deras individegenskaper (ålder, kön, utbildning etc.) med värderingsstudier som beskriver hur individer använder grönområden, kan vi skapa ett index för de närboendes nytta av grönområdet. Nivån på detta index kan sedan jämföras mellan olika alternativ. Som utgångspunkt ska kompensationen medföra att det inte sker någon nettoförlust av rekreationstjänster för samhället.

$$\text{Nettoeffekt av rekretionstjänster} = \text{Nyttoindex för det kompenserade området} - \text{Nyttoindex för det exploaterade området} \geq 0.$$

I vår fallstudie begränsar vi oss till att studera värdet av rekreation, men modellen kan även utvecklas så att den beaktar andra ekosystemtjänster som reducerat buller och luftkvalitet.

7.2.1 Värdet av grönområden

Det finns ett stort antal studier som gjorts i syfte att beräkna värdet av olika typer av grönområden i städer (Bertram, Meyerhoff, Rehdanz, & Wüstemann, 2017; Bockarjova, Botzen, & Koetse, 2020; Jim & Chen, 2006; Lo & Jim, 2010; Morancho, 2003; Panduro & Veie, 2013). Däremot finns det endast ett fåtal studier som undersökt hur olika grupper av individer värderar grönområden (t.ex. Eriksson, Nordlund, Olsson, & Westin, 2012; Jim & Chen, 2006; Lo & Jim, 2010). Dessa studier har bl.a. undersökt värdet av grönområden i kinesiska mångmiljonstäder. Eftersom det finns stora skillnader mellan mångmiljonstäder i Kina och svenska städer har vi valt att inte använda dessa studier för att skapa vårt "nyttoindex", då vi inte anser att dessa studier uppfyller de krav som gör dem användbara för värdeöverföringar (Brouwer, 2000; Plummer, 2009).

Eftersom vi inte funnit några relevanta svenska studier, har vi valt att använda resultaten från en dansk studie (Schipperijn et al., 2010) som underlag för vårt nyttoindex. Resultat i Fredman och Hedblom (2015) och Schipperijn et al. (2010) visar att rekreations- och friluftslivsmönstren i Sverige och Danmark stämmer väl överens. Resultaten i Ode Sang, Knez, Gunnarsson, and Hedblom (2016) som visar hur svenska invånare upplever och använder bostadsnära grönområden överensstämmer också väl med resultaten i studien av Schipperijn et al. (2010).

För att möjliggöra en beräkning av ekologisk kompensation, krävs att förluster i samband med exploatering och vinster i samband med kompensation uttrycks i kvantitativa termer. Dessa kan i princip vara monetära, d.v.s. uttryckas som ett ekonomiskt värde. Schipperijn et al. (2010) ger dock inte information om hur individerna värderar den bostadsnära naturen i monetära termer utan beräknar istället olika gruppers användning och nyttjande av bostadsnära grönområden.

Fördelen med att använda en värdering i monetära termer är att värderingar av olika ekosystemtjänster kan läggas samman till ett totalt monetärt värde, t.ex. det totala monetära värdet av rekreationstjänster och luftkvalitet. På det viset behöver man bara använda en indikator (värdet i kronor) för att sammanfatta värdet av alla ekosystemtjänster. Ett sådant monetärt värde skulle behöva skapas genom prissättning av olika positiva och negativa aspekter såsom just nyttjande och luftföroreningar. Om man istället använder sig av ett så kallat användarvärde som utgår ifrån olika gruppers användning av grönområdet (t.ex. hur många besök som man gör till grönområdet) samt antalet skadliga partiklar i luften som ett mått på luftkvalitet, behövs två index eller variabler istället för ett enskilt monetärt värde. Desto fler ekosystemtjänster som inkluderas i analysen desto fler index behöver man lägga till, vilket generellt sett gör analysen mer komplex. Fördelen med att använda ett användarvärde för rekreationstjänster, är att man kan mäta värdet för t.ex. barn direkt genom att observera hur ofta de besöker ett grönområde. I monetära värderingsstudier, betalningsviljestudier, värderas barns preferenser för grönområden vanligtvis genom deras föräldrars betalningsvilja för grönområden.

Genom att utgå från nyttjandet av grönområden som vi hämtar ur Schipperijn et al. (2010) kan vi beräkna ett nyttoindex. Som vikter i detta index använder vi de ”oddsförhållanden” som beräknas i studien och som beskriver ett områdes värde i relativa termer för olika grupper av individer (Tabell 7.1). Värdet av grönområdet i vårt index avspeglar med andra ord hur ofta olika grupper av individer besöker ett grönområde, dvs detta är ett användarvärde såsom beskrevs ovan.

Tabell 71. Oddsförhållanden (odds ratios) för att individen besöker ett grönområde minst någon gång i veckan.

Variabel	Odds-förhållande	95% konfidensintervall	Vikt i nyttoindex
Man			
16-24 år	0,43	0,32-0,58	0,43
25-44 år	0,52	0,44-0,60	0,52
45-64 år	0,79	0,68-0,92	0,79
65-79 år	1,03	0,84-1,26	1
80+ år	0,53	0,37-0,77	1
Kvinna			
16-24 år	0,80	0,62-1,04	1
25-44 år	0,66	0,57-0,78	0,66
45-64 år	1		1
65-79 år	0,92	0,75-1,13	1
80+ år	0,40	0,28-0,55	1
Högsta utbildning			
Grundskola	0,81	0,70-0,95	0,81
Gymnasieskola	0,85	0,76-0,95	0,85
Universitet	1		1
Familjetyp			
Gifta	1		Ingår ej i index
Sammanboende	0,97	0,84-1,11	Ingår ej i index
Ensamstående (skild, änka)	0,80	0,69-0,94	Ingår ej i index
Ensamstående (ej gift)	0,92	0,79-1,08	Ingår ej i index
Avstånd till grönområde			
Mindre än 300 m	3,26	2,96-3,60	
300 m – 1 km	1		
Mer än 1 km	0,41	0,34-0,49	

Källa: Schipperijn et al. (2010), Factors influencing the use of green space: Results from a Danish national representative survey, Landscape and Urban Planning.

Tabell 7.1 visar att många av de grupper för vilka man vill säkra en god tillgång till grönområden i Agenda 2030 målen, även har höga oddsförhållanden (värdet 1). Till exempel kvinnor och äldre personer. I nyttoindexet använder vi som utgångspunkt värdet 1 eftersom äldre män 65-79 år och kvinnor i åldern 45-79 år har ett oddsförhållande på detta värde. Är däremot oddsförhållandet signifikant skilt från 1 används detta tal i indexet. Barns användning av grönområden ingår inte i studien av Schipperijn et al. (2010), men ges värdet 1 i indexet eftersom barn, tillsammans med äldre och funktionshindrade, ingår i gruppen av individer som bör säkras en god tillgång till grönområden enligt Agenda 2030-målen. Personer äldre än 80 år ges också vikten 1 i nyttoindexet med samma motivering. I det registerdatamaterial som vi har tillgång till finns inte information om andelen individer med funktionsnedsättning, således finns inget index för dessa som skulle kunna justeras i praktiken inom ramen för denna analys.

Tidigare studier visar att nyttan för boende av ett park- eller grönområde avtar starkt med avståndet till dessa (se t.ex. Ekkel & de Vries, 2017; Jim & Chen, 2010; Miller, 2001; Panduro & Veie, 2013). Baserat på resultat i Panduro och Veie (2013), som undersöker grönområdets påverkan på fastighetspriser i Danmark, får vi mer detaljerad information om avståndets betydelse för individernas värdering (nyttjande) av grönområden. Justerar vi oddsförhållandet med denna information

får vi följande oddsförhållanden/vikter för avståndet från bostaden till grönområdet: 3 för 0-250 m, 1 för 250-500 m och 0,21 för 500-750 m.

Intervallen baseras på data som vi har tillgång till för att göra vår fallstudie. Boende längre bort än 750 m beaktas inte i indexet, då dessa inte antas utnyttja parken i någon nämnvärd utsträckning i enlighet med resultaten i studierna ovan. Baserat på vikterna i Tabell 7.1 och information om hur många män, kvinnor och barn i olika åldrar som bor i närheten av parkområdet 0-750 meter får vi följande index:

$$\begin{aligned} \text{Nyttoindex för ett grönområde} = & \quad (1) \\ & \mathbf{3} * (0,43 * \text{antal män } 16-24 \text{ år} + 0,52 * \text{antal män } 25-44 \text{ år} + 0,79 * \text{antal män } 45-64 \text{ år} + \\ & 1 * \text{antal män } 65^+ \text{ år} + 1 * \text{antal kvinnor } 16-24 \text{ år} + 0,66 * \text{antal kvinnor } 25-44 \text{ år} + \\ & 0,79 * \text{antal kvinnor } 45^+ \text{ år} + 1 * \text{antal barn}) \text{ [dessa invånare bor } 0-250 \text{ m från grönområdet]} \\ & + \mathbf{1} * (0,43 * \text{antal män } 16-24 \text{ år} + 0,52 * \text{antal män } 25-44 \text{ år} + 0,79 * \text{antal män } 45-64 \text{ år} + \\ & 1 * \text{antal män } 65^+ \text{ år} + 1 * \text{antal kvinnor } 16-24 \text{ år} + 0,66 * \text{antal kvinnor } 25-44 \text{ år} + \\ & 0,79 * \text{antal kvinnor } 45^+ \text{ år} + 1 * \text{antal barn}) \text{ [dessa invånare bor } 250-500 \text{ m från grönområdet]} \\ & + \mathbf{0,21} * (0,43 * \text{antal män } 16-24 \text{ år} + 0,52 * \text{antal män } 25-44 \text{ år} + 0,79 * \text{antal män } 45-64 \\ & \text{år} + 1 * \text{antal män } 65^+ \text{ år} + 1 * \text{antal kvinnor } 16-24 \text{ år} + 0,66 * \text{antal kvinnor } 25-44 \text{ år} + \\ & 0,79 * \text{antal kvinnor } 45^+ \text{ år} + 1 * \text{antal barn}) \text{ [dessa invånare bor } 500-750 \text{ m från grönområdet]} \end{aligned}$$

För att hålla beskrivningen enkel, har vi i exemplet inte inkluderat vikterna för utbildning. Indexet mäter nivån på samhällets nytta av grönområdet (i form av rekreation) och kan användas som ett verktyg för att studera skillnaden i nytta mellan två grönområden. Eftersom samhällets nytta av rekreation inte ska vara lägre efter det att man kompenserat individerna (*nettoeffekten av rekreations-tjänster* ≥ 0), kan kompensationen beräknas som kostnaden för att skapa ett nytt grönområde. Denna kostnad motsvarar den avgift som exploatören ska betala.

Det är viktigt att notera att nyttoindexet även kan utvidgas så att det har hänsyn till andra grönområden i närheten av det exploaterade/kompenserande grönområdet, storleken på grönområdena samt dess egenskaper. Det enklaste sättet att lägga till nyttjandevärdet av ytterligare ett bostadsnära grönområde är att göra motsvarande beräkningar som ovan för det grönområdet, och sedan lägga samman nyttjandevärdena (nyttoindexen) för de två områdena. Det är emellertid rimligt att anta att rekreationsvärdet av ytterligare ett bostadsnära grönområde är avtagande, så att nyttjandevärdet av det andra området är lägre än för det första området för den enskilda individen. Att värdet för det andra bostadsnära grönområdet är mindre än värdet för det första grönområdet kan hanteras genom att multiplicera nyttoindexet för det andra bostadsnära grönområdet med en vikt som antar ett värde mellan 0 och 1, (t.ex. 0,7). På liknade vis kan man lägga till ytterligare bostadsnära grönområden till nyttoindexet. För att beakta olika storlekar på grönområden kan man göra på motsvarande vis och multiplicera nyttoindexet för det enskilda grönområdet med en vikt. Studier visar att marginalnyttan av ett grönområde är avtagande (Perino et al., 2014) i en variabel som motsvarar storleken av grönområdet. Baserat på resultaten i t.ex. Peroni et al. (2014) skulle man således kunna räkna ut nyttan för bostadsnära grönområden med olika storlek, och justera nyttoindexet med detta värde. För ett exempel på hur det kan göras se Nordström och Hammarlund (2021).

Resultaten i Peroni et al. (2014) avser emellertid den genomsnittliga värderingen för alla individer och inte för olika grupper av individer.

Om man anlägger ett nytt grönområde eller höjer kvaliteten på ett existerande grönområde kan det ta viss tid innan det reflekterar en förhöjd kvalitet i olika ekosystemtjänster. I modellen kan man ta hänsyn till detta genom att diskontera den nytta som det kompenserande respektive det exploaterade grönområdet ger. Analysen bör också kompletteras med en känslighetsanalys för att studera hur robusta resultaten är för såväl förändringar i parametervärden som mätosäkerhet. På så vis kan man även erhålla ett intervall för nettoeffekten av rekreationstjänster. En svaghet med de värden som vi använder i vår tillämpning är att de baseras på en enskild undersökning.

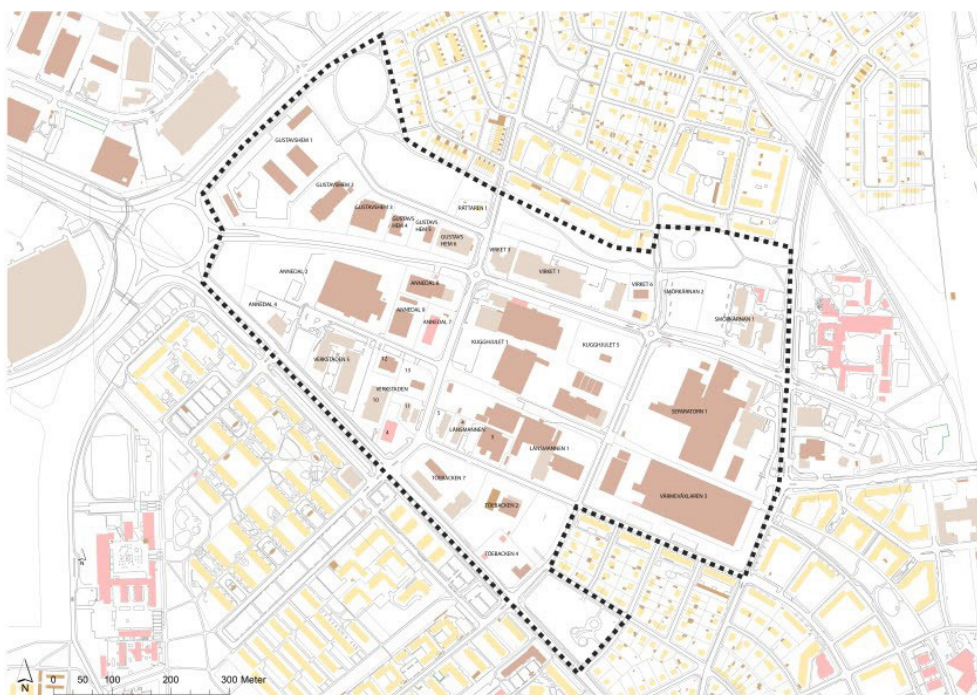
7.2.2 Fallstudieområde

För att omsätta ovanstående ansats till en tillämpbar modell har vi gjort en fallstudie där ett område med stadsmässig struktur med tydliga inslag av grönska har exploaterats och där kompensationen sker genom att förbättra rekreativsmöjligheterna inne i staden. Förbättringarna uppnås genom att ett industriområde omvandlas till ett område med högre rekreativsvärde. Vi har valt att studera två områden i Lund.

Det första området, Vipeholm (Figur 7.4), var ett parkliknande område i den östra delen av staden där byggandet av ett nytt bostadsområde påbörjades 2015. Vi använder detta område som ett exempel på när invånare i närheten av ett parkområde förlorar rekreativsmöjligheter. Det andra området, Västerbro (Figur 7.5), är del av den planerade utbyggnaden av Lunds västra stadsdelar och förväntas få upp till 3 900 bostäder. För närvarande (sommaren 2021) är området ett industriområde under avveckling och planen är att bygga ett bostadsområde där även nya parkområden anläggs.



Figur 7.4. Karta över Vipeholm. Källa: Lunds kommun



Figur 7.5. Karta över Västerbro. Källa: Lunds kommun

Eftersom våra områden ligger långt från varandra är det inte särskilt sannolikt att individer på Vipeholmsområdet påverkas av byggandet av parker på Västerbro eller individer som flyttar in på Västerbro påverkas av förlusten av parkmiljön på Vipeholm. Den ekologiska kompensationen sker alltså inte på individnivå i detta exempel utan ska ses som ett exempel där man kompenserar förlust av parkmiljöer i ett område med utbyggnad av parkområden i ett annat område.

7.2.3 Modellen baseras på data från SCB

För analysen använder vi data från tre av SCBs register: Registret över totalbefolkningen (RTB), LISA (Longitudinell integrationsdatabas för sjukförsäkrings- och arbetsmarknadsstudier) och Geografidatabasen. Vi använder data för år 2017 för individer som var 15 år eller äldre. För dessa individer har vi uppgifter om ålder, kön, civilstånd, disponibel inkomst, arbetsinkomst, familjetyp och antal utbildningsår. I dessa data framgår också antal barn i olika åldrar, kopplat till sina föräldrar, således täcks ålderskohorten under 15 år in. Vi har också uppgifter om var varje given individ bor, förenklat till en upplösning av ett rutnät i kommunen med rutstorlek 250*250 meter.

OMRÅDET SOM FÖRLORAR PARKYTA

Vi utgår från detaljplanen för att identifiera de individer som berörs av omvandlingen av Vipeholmsområdet. Eftersom avståndet till grönområden är av central betydelse för hur ofta man besöker dem, delar vi in individerna baserat på i vilken 250*250 metersruta de bor. Vi delar upp rutorna i tre olika grupper beroende på avståndet från grönområdets gräns till rutans mitt. Den första gruppen består av rutor vars mittpunkt ligger 0-250 meter från grönområdet, den andra gruppen

består av rutor som ligger mellan 250-500 meter från grönområdet, den tredje gruppen består av rutor som ligger 500-750 meter från grönområdet.

Totalt sett har vi 8 108 individer som ingår i de tre grupper som bor närmast grönområdet (mindre än 750 meter från parken till rutans mitt).

Tabell 7.2. Beskrivande statistik för bostadsområdet som förlorar parkyta

	Avstånd till parken, 0-250 m	Avstånd till parken, 250-500 m	Avstånd till parken, 500-750 m
Antal individer	1725	1973	4 510
Andel barn 0-15 år	16 %	19 %	18 %
Ålder (genomsnittlig)*	47	54	43
Disponibel inkomst kr (genomsnittlig)*	317 800	342 500	245 500
Utbildning (antal år)*	14,0	14,4	14,2
Gifta (andel)*	39 %	46%	31 %
Kvinnor (andel)*	49 %	54 %	52 %
Antal rutor (250*250 m)	10	16	20

* Variabeln är baserad på data för individer som är 15 år och äldre.

Som framgår av Tabell 7.2 skiljer sig gruppen som bor 250-500 meter från parken något från de två andra grupperna. Både medelåldern och disponibel inkomst är högre. Även andelen gifta och antal barn per hushåll är högre i detta område. Gruppen som bor 500-750 meter från parken är yngre och har lägre inkomst än dem som bor närmare parken. Tabell 7.3 ger en mer detaljerad beskrivning av åldersfördelningen och antalet barn i de tre grupperna.

Tabell 7.3. Åldersfördelning och antal barn i områden omkring grönområdet

Ålder och antal barn	Avstånd till parken 0-250 m		Avstånd till parken 250-500 m		Avstånd till parken 500-750 m	
	Antal	%	Antal	%	Antal	%
16-24 år	238	14 %	207	10 %	1126	25 %
25-44 år	415	24 %	350	18 %	1148	25 %
45-64 år	470	27 %	454	23 %	807	18 %
65-79 år	245	14 %	328	17 %	467	10 %
80 år och äldre	80	5 %	254	13 %	349	8 %
Barn 0-15 år)	277	16 %	380	19 %	613	14 %

Vi ser att befolkningens sammansättning ser olika ut i de tre grupper som vi undersöker. Gruppen som bor närmast grönområdet (0-250 meter) har en befolkning som till stor del består av vuxna individer som är äldre än 24 år medan andelen barn och gamla är förhållandevis låg. Gruppen som bor något längre från grönområdet (250-500 meter) har relativt många äldre och barn. Slutligen kännetecknas gruppen som bor längst från parken av att individerna i stor utsträckning är ungdomar (16-24 år) eller förhållandevis unga vuxna (25-44 år).

FÖR DET KOMPENSERADE OMRÅDET

När det gäller grönområdet i det kompenserade området vet vi ännu inte något om de individer som kommer att flytta in. Vi har därför valt att titta på individer som idag bor nära det nya området. Kartan nedan visar hur vi har valt ut områden som representerar det framtida Västerbro (Figur 7.6).



Figur 7.6. Rutor i västra Lund som får symbolisera den framtida Västerbro-befolkningen i analysen.

Det är naturligtvis inte möjligt att uppskatta en befolkningssammansättning som med hög precision reflekterar en framtida okänd befolkningssammansättning utan här får vi prova oss fram med olika alternativ. Eftersom den nya bebyggelsen förmodligen kommer att ha mer av en stadskaraktär än den nuvarande bebyggelsen kommer vi för det första att titta på den ruta som vi markerat med 1 i Figur 7.6. Denna ruta täcker en del av det s.k. Sockerbruksområdet som byggdes 2009-2020. Eftersom det tilltänkta Västerbro till viss del också kommer att innehålla lite lägre byggnader utökar vi analysen till att också omfatta de rutor som vi har betecknat 2a och 2b i Figur 7.6. Dessa områden har idag både flerfamiljshus och villaområden. Ruta 2a i Figur 7.6 har i större utsträckning flerfamiljshus än ruta 2b i Figur 7.6 där det istället finns fler villor. Tabell 7.4 visar beskrivande statistik för våra tre rutor i västra Lund.

Tabell 7.4. Beskrivande statistik – Västra Lund

	Ruta 1	Ruta 2a	Ruta 2b
Antal individer	789	448	253
Andel barn (0-15 år)	11 %	7 %	17 %
Ålder (genomsnittlig)*	47	32	43
Disponibel inkomst kr (genomsnittlig)*	329 000	194 000	311 000
Utbildning (antal år)*	14,3	14,1	14,7
Gifta (andel)*	43 %	12 %	44 %
Kvinnor (andel)*	52 %	54 %	48 %

Not: * Variabeln är baserad på data för individer som är 15 år och äldre.

Ruta 1 är ett förhållandevis tätbefolkat område med 789 individer boende på rutan som är 250*250 m. Jämförelsevis bor det 448 individer i ruta 2a och 253 individer i ruta i 2b. Tydligt är också att befolkningen i Ruta 2a är förhållandevis ung, har lägre inkomster och en mindre andel gifta. Tabell 7.5 nedan visar befolkningens åldersfördelning i de tre rutorna.

Tabell 7.5. Åldersfördelning och antal barn i tre rutor i västra Lund

Ålder och antal barn	Ruta 1		Ruta 2a		Ruta 2b	
	Antal	%	Antal	%	Antal	%
16-24 år	96	12 %	165	37 %	41	16 %
25-44 år	243	31 %	179	40 %	68	27 %
45-64 år	218	28 %	53	12 %	71	28 %
65-79 år	122	15 %	12	3 %	21	8 %
80 år och äldre	25	3 %	8	2 %	8	3 %
Barn (0-15 år)	85	11 %	31	7 %	44	17 %

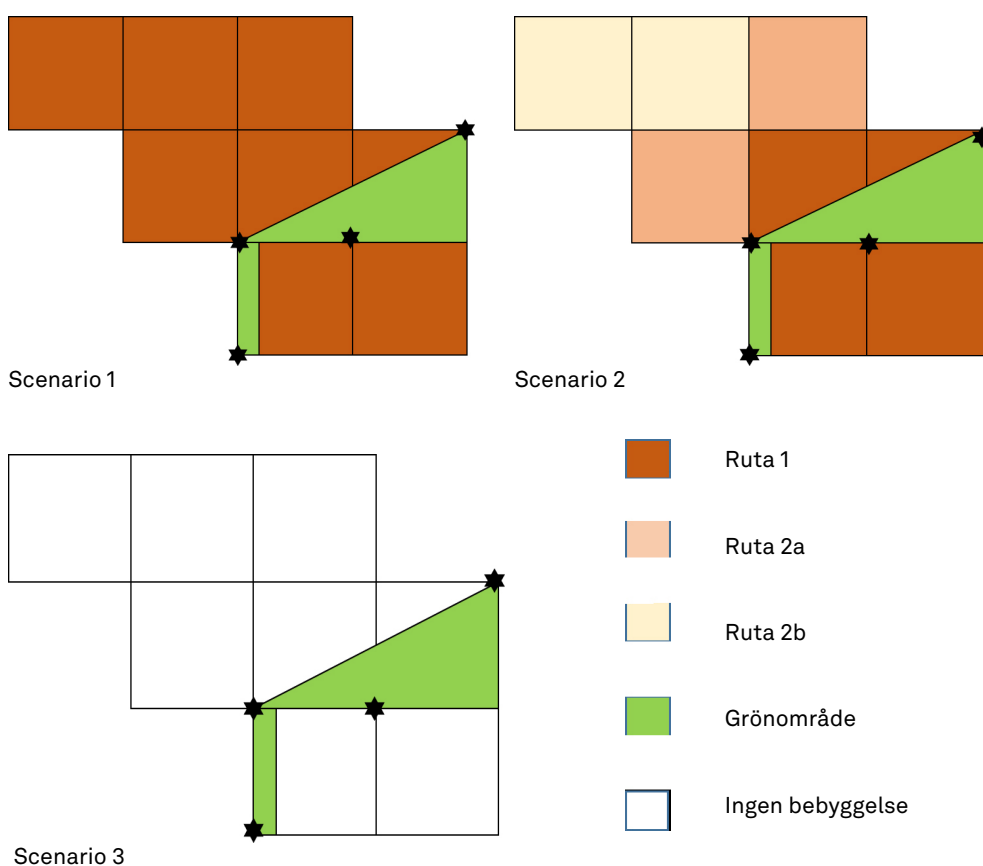
Befolkningen i de tre rutorna kännetecknas av att det finns många unga vuxna (25-44 år). Ruta 1 som ligger närmast centrum är mest tätbefolkad och har en befolkning som i stort sett består av individer i arbetsför ålder (25-64 år). Befolkningen i ruta 2a är yngre då hela 37 procent består av individer i åldern 16-25 år. Det finns få barn per invånare i ruta 1 och 2a, i ruta 2b finns det däremot fler barn per invånare.

7.2.4 Beräkningar av nyttoindexet för de olika scenarierna

I scenariobeskrivningarna har vi för enkelhetens skull antagit att exploateringen medför att hela grönområdet försvinner och att storleken på det kompenserade området är lika stort som förlusten av det exploaterade området. Vi antar också att industrimarken där kompensationen sker inte hade något rekreativsvärde innan det omvandlades till grönområde.

För att beräkna nyttan av en park på Västerbro använder vi tre scenarier med olika antaganden om hur det framtida Västerbro kommer att se ut:

- *Scenario 1:* Västerbro bebyggs och blir lika tätbefolkat som ruta 1 – parken läggs ut som i figur 7.7 visar och täcker 1,2 rutor. Samma yta som uppskattningsvis exploaterades vid Vipeholm.
- *Scenario 2:* Västerbro bebyggs och blir en blandning av ruta 1, ruta 2a och ruta 2b. 2,8 rutor blir som ruta 1 och två rutor vardera blir som 2a och 2b – parken läggs ut som figur 7.7 visar och täcker 1,2 rutor.
- *Scenario 3:* Västerbro bebyggs inte ut utan endast en park anläggs på industriområdet. Parken läggs ut så som figur 7.7 visar och täcker 1,2 rutor.



Figur 7.7. Tre scenarier för att beräkna nyttan av en park på Västerbro

7.2.5 Resultat

Tabell 7.6. visar nyttan av grönområdet, befolkningens storlek och nyttan per individ för ett grönområde på Västerbro (scenario 1-3) samt för området runt Vipeholmsparken. Den totala nyttan av en park av samma storlek på Västerbro är större än nyttan av Vipeholmsparken i alla tre scenarier. Anledningen är att Västerbro är mer tätbefolkat än området runt Vipeholmsparken. Nyttan blir störst i scenario 1 där befolkningens storlek också ökar mest. Men även i scenario 3, där ingen ny befolkning tillkommer på Västerbro, är nyttan av ett grönområde större i västra Lund. Det beror på att västra Lund redan idag är mer tätbefolkat än området runt Vipeholmsparken.

Tabell 7.6. Nyttan, befolkning och nytta per individ i tre olika scenarier för Västerbro samt området runt Vipeholmsparken.

Scenario 1				Scenario 2			
Avstånd	Nytta	Befolkning	Nytta per individ	Avstånd	Nytta	Befolkning	Nytta per individ
0-250 m	11796	5040	2,34	0-250 m	10863	4700	2,31
250-500 m	4390	5474	0,80	250-500 m	3641	4598	0,79
500-750 m	1311	7791	0,17	500-750 m	1219	7256	0,17
Totalt	17496	18305	0,96	Totalt	15723	16553	0,95

Scenario 3				Området runt Vipeholmsparken			
Avstånd	Nytta	Befolkning	Nytta per individ	Avstånd	Nytta	Befolkning	Nytta per individ
0-250 m	4479	2044	2,19	0-250 m	4282	1725	2,48
250-500 m	3106	3897	0,80	250-500 m	1723	1973	0,87
500-750 m	1176	7003	0,17	500-750 m	762	4510	0,17
Totalt	8761	12944	0,68	Totalt	6767	8208	0,82

När Västerbro bebyggs ökar nyttan av ett grönområde mycket eftersom många kommer att bo inom 250 meter från grönområdet. Nyttan är något lägre i Scenario 2 än i Scenario 1 eftersom vi antar att området blir mindre tätbefolkat i Scenario 2 samt att befolkningen har en annorlunda sammansättning. Det senare ser vi då nyttan per individ är något lägre i scenario 2 än i scenario 1, särskilt för individer 0-250 m från grönområdet (2,31 jämfört med 2,34). När vi går från scenario 1 till scenario 2 minskar nyttan med 933 enheter för dem som bor inom 250 meter från grönområdet, där 86 procent av minskningen beror på att befolkningen minskar och 14 procent på att befolkningen blir annorlunda till sin komposition.

Vi ser också att befolkningstäthet är det som i störst utsträckning förklarar skillnaden i nytta av ett grönområde på Västerbro och på Vipeholm. Om Västerbro hade en befolkningssammansättning som var identisk med den i området runt Vipeholmsparken så skulle nyttan av en park på Västerbro vara cirka 1000 enheter större (1116 enheter större i Scenario 1 och 1188 enheter större i Scenario 2). Sammanfattningsvis så ger grönområdet på Västerbro i detta exempel större nytta eftersom området är mer tätbefolkat (oavsett om det bebyggs eller inte) men den beräknade nyttan skulle vara ännu större om ingen hänsyn togs till individegenskaperna hos de boende i området. Ser vi till prioriterade grupper som barn och individer över 80 år, ser vi att den procentuella andelen för dem är större vid Vipeholmområdet än vid Västerbo.

Gällande fördelningen av välfärdseffekter finner vi tydliga vinnare och förlorare i den rumsliga dimensionen. Vinnarna blir dem som bor vid det kompenserade området och förlorarna blir dem som bor vid det exploaterade området. Ser vi till de fördelningsmässiga effekterna i inkomstdimensionen så kommer Scenario 1 att leda till att individer med högre inkomst gynnas då medelinkomsten i det nya området är högre än medelinkomsten för dem som bor vid Vipeholm. För det nya området samma struktur som i Scenario 2 gynnas individer med lägre inkomster i förhållande till dem som bor vid det exploaterade området. Om man studerar de fördelningsmässiga effekterna mellan individer med olika längd på utbildningen kan vi se att de som bor vid det kompenserande området har en något högre utbildning än de som bor vid det exploaterade området. Utbildningsnivån för individerna är emellertid förhållandevis jämnt fördelad mellan de olika områdena.

I denna fallstudie har vi antagit att kompensation sker i mer centrala områden. Men det kan naturligtvis även vara av intresse att studera kompensationsåtgärder som ligger i anslutning till det kompenenserade området eller längre ut från stadskärnan. En sådan analys görs i Nordström och Hammarlund (2021). Man bör också fundera på om grönområdet i vårt exempel på Västerbro hade skapats även om man inte kompenenserat för förlusten på Vipeholm. Det är med andra ord ett exempel på frågan om additionalitet. Att bygga ett nytt bostadsområde utan gröna ytor är inte troligt. För att uppnå målet om additionalitet ska kompensationen leda till en ökad mängd grönyta relativt till vad som planerats annars.

Som nämnts tidigare kan rekreationsvärdet för ytterligare bostadsnära grönområden som ligger inom 750 meter från individens bostad läggas till nyttoindexet. Bortfallet av nytta vid exploatering av ett av dessa grönområden kommer att resultera i en minskning av värdet på motsvarande vis som när det bara finns ett grönområde, men värdet kommer inte att gå ned till noll. D.v.s. individen kommer fortfarande ha kvar nyttan av att besöka de kvarvarande grönområdena i närområdet. Denna typ av information kan t.ex. vara av intresse att ta fram vid analyser av fördelningseffekter vid ekologisk kompensation. Som noterades tidigare är andelen barn och äldre (80+) större vid Vipeholmområdet, så det är önskvärt med en fördjupad analys av hur de påverkas.

För att undersöka hur robusta resultaten är har vi också gjort en känslighetsanalys. Det som i huvudsak påverkar modellens utfall är hur många som bor i närheten av grönområdet och den nytta (eller vikt) som man använder för att mäta tillgängligheten (avståndet) till parken för individerna. Den skillnad som finns mellan olika grupper av individer beträffande deras nyttjande av grönområden är förhållandevis liten, i jämförelse med avståndets betydelse för att nyttja ett bostadsnära grönområde. Man ska dock komma ihåg att vi antagit att barn och äldre har vikten ett i nyttoindexet. Det är den högsta vikt som vi använder för individegenskaper i vårt index, men vikten kan trots det vara för låg (såväl som för hög). I en känslighetsanalys kan man med fördel även variera värdet för denna nyttoindexvikt.

Man kan också tänka sig att man väljer att behandla alla individer lika oavsett deras ålder, kön eller utbildning, och sätta nyttoindexvikt till ett för alla individer. I så fall räcker det i stort sett med att identifiera hur många individer som bor inom 250 meter från grönområdet för att få en approximativ uppfattning om rekreationsnyttan av grönområdet. Med denna ansats är det förhållandevis enkelt att studera huruvida kompensation på olika platser ger en större eller mindre rekreationsnytta i förhållande till den nytta som det exploaterade området gav upphov till. Denna ansats skulle t.ex. kunna användas i ett initialt skede av en planeringsprocess i syfte att skapa en grov bild av effekten av kompensationsåtgärder på olika platser.

7.2.6 Fördelar med modellen för kompensation av rekreationsvärde

Modellen visar på ett stringent och tydligt vis hur stor nytta (i form av rekreationsvärden) grönområden ger närboende till dessa områden. Det medför att man kan jämföra en förlust av ett grönområde på en plats med kompensation med ett nytt grönområde på en annan plats. Modellen är förhållandevis enkel att använda eftersom den baseras på observerbara egenskaper för de boende i området (som ålder och kön) samt på så kallade vikter som avspeglar hur stor nytta grönområden ger

olika individer. Information om befolkningen i olika områden finns t.ex. tillgängliga i SCBs registerdata som täcker hela landet.

Modellen kan även användas för att studera om det finns skillnader i demografi mellan platsen där exploatering äger rum och platsen där kompensation sker. Det medför att modellen kan användas för att studera de fördelningsmässiga effekterna av kompensation, t.ex. hur olika grupper av individer (som barn/äldre, låg-/höginkomsttagare) påverkas av exploaterings- och kompensationsåtgärder. Man kan sålunda använda modellen för att undersöka effekterna av att lägga kompensationen på olika platser, vilket kan vara såväl nära det exploaterade området som längre bort.

Modellen ska ses som ett komplement till modeller eller checklistor som används för att beräkna effekterna på biologisk mångfald som sker vid exploatering av bostadsnära grönområden. På så vis kan den bidra med ett viktigt beslutsunderlag vid exploatering av bostadsnära grönområden.

Som nämndes i inledningen till detta kapitel är nackdelen med att använda sig av nyttjandevärden för rekreation, istället för monetära värderingar, att det kräver att man måste använda sig av flera typer av index om man vill lägga till värdet av ytterligare ekosystemtjänster till analysen (t.ex. värdet av luftkvalitet). En fördel är emellertid att det beräknade nyttjandevärdet är frikopplat från individernas inkomst när man mäter värdet. Undersökningar visar att individer med en högre inkomst har en större betalningsvilja för bostadsnära grönområden (Perino et al., 2014 och vår egen studie) samtidigt som individer med låg inkomst besöker bostadsnära grönområden oftare. Detta beror möjligen på att individer med låg inkomst inte har råd att besöka grönområden som ligger längre bort från deras bostad. För att ta hänsyn till denna skillnad mellan betalningsvilja (monetär värdering) och nyttjande av bostadsnära grönområden (nyttjandevärde) skulle man kunna vikta betalningsviljan med individernas inkomst. I en betalningsviljestudie är individens maximala betalningsvilja begränsad till individens disponibla inkomst. För dem med riktigt låg inkomst kan emellertid den monetära betalningsviljan/värderingen vara noll trots att de använder bostadsnära grönområden. Att den monetära värderingen är noll kan bero på att deras budgetrestriktion binder, dvs. inte medger att de kan betala för att få tillgång till bostadsnära grönområden. För denna grupp av individer kommer även en korrigerad betalningsvilja i förhållande till inkomst att ge ett missvisande värde.

7.2.7 Brister med modellen för kompensation av rekreativsvärde

I sin nuvarande form tar modellen inte hänsyn till nyttan som grönområdet ger individer som inte bor i anslutning till området. Det kan t.ex. vara individer som passerar förbi området på väg till arbetet eller använder det för rekreation/motion. Vid situationer där grönområdet har en stor andel förbipasserande kan dessa värden med fördel läggas till. Det kan t.ex. vara av intresse i situationer där man avser att skapa stråk av gröna miljöer (grön infrastruktur) där många individer rör sig, t.ex. på väg till arbete eller skola.

Modellen tar inte heller hänsyn till att rekreativsvärdet för den enskilde individen kan minska om man ökar tillgängligheten för fler att besöka grönområdet. För vår fallstudie innebär det att den beräknade nyttan av att kompensera i de

centrala delarna av staden förmodligen är något lägre eftersom fler individer förväntas besöka området.

En annan brist är att värdet/nyttovikterna (oddskvoterna) baseras på data från en dansk studie. Beteendet i denna studie torde vara förhållandevis likt det mönster som finns i Sverige. För att bekräfta detta skulle det emellertid vara en fördel om man genomförde en liknande studie i Sverige.

Även om data finns tillgängliga hos SCB är de inte fritt tillgängliga på den detaljnivå som används i denna rapport, utan måste köpas av SCB. Dessutom måste ett kvantitativt beslutsstöd av denna typ alltid samexistera med lokalkännedom och känsla för kvalitativ konsekvensanalys hos tjänstepersoner.

7.3. Modeller för kompensation av ekosystemtjänster från jordbruksmark

7.3.1 Inledning

I Sverige exploateras ca 600 hektar jordbruksmark varje år och störst exploatering sker i Skåne, främst för att ge plats åt bebyggelse i form av småhus, flerbostadshus och för industri- och företagsetableringar, samt för exploatering relaterad till vägar och järnvägar (Lindeberg, Edman, Moström, & Svanström, 2017). Denna trend är inte bara nationell utan global. Exempelvis identifierar ”The EU Thematic Strategy for Soil Protection” åtta stora hot mot europeiska jordar: erosion, avtagande mullhalt, packning, försaltning, jordskred, förlust av biologisk mångfald, och sist men inte minst bebyggelse. Utöver dessa hot kommer ytterligare jordbruksmark gå förlorad på grund av klimatförändringar. Exploateringstrycket är framförallt hårt i storstadsregionerna eftersom den växande befolkningen och nya företag koncentreras till dessa regioner av sociala och ekonomiska anledningar. De bördigaste jordarna i Sverige finns dessvärre i anknytning till storstadsregionerna, som exempelvis Malmö-Lund-Helsingborgsregionen i Skåne. Följaktligen står bevarande av jordbruksmark i direkt konflikt med utvecklingen och tillväxten i dessa regioner. Mot den bakgrunden kan den skånska jordbruksmarken komma att bli allt mer strategiskt viktig för landets livsmedelsförsörjning och livsmedelssäkerhet, i takt med att den globala konkurrensen om mark- och vattenresurser ökar.

Utöver framtidens matproduktion kan även andra ekosystemtjänster skadas eller försvinna när vi bygger på jordbruksmark (Yuan, Zhu, Yang, & Xie, 2019), särskilt näringsretention, habitat för marklevande organismer, vattenkvalitet och -reglering, samt klimatreglering (Jeffery et al., 2010). Jord är exempelvis vår planets näst största aktiva kolsänka efter haven. Kolförluster från jordmån till atmosfären, kan på grund av dessa omfattningar, resultera i potentiellt stora samhällsekonomiska kostnader relaterade till klimatförändring. När jordbruksmark i Norden bebyggs fraktas de översta lagren (60-120 cm) av jordprofilen bort. Denna på organiska material rika matjord ersätts då med steniga fyllnadsmassor som är fria från organiskt material och organismer. Detta görs för att undvika risken för frostsador på byggnader och vägar. Vanligtvis betraktas den bortforslade matjorden som schaktmassor enligt miljölagstiftningen. Denna jord innehåller emellertid ett stort kolförråd. De översta 30 cm av matjorden i den skånska slättbygden innehåller i genomsnitt ca 75 ton kol per ha (Brady, Hristov, Wilhelmsson, & Hedlund, 2019). När matjorden grävs upp, lastas, flyttas och deponeras kan stora mängder

av detta kol släppas ut till atmosfären (Lu, Kotze, & Setälä, 2020). Under de hårdgjorda ytorna utgår man dessutom ifrån att kolhalten är noll (Edmondson, Davies, McCormack, Gaston, & Leake, 2014). Att bebygga jordbruksmark kan alltså kraftigt minska markens kolförråd och övriga ekosystemtjänster kopplade till jordbruksmark. Dessutom har kolhalten ett starkt positivt samband med andra ekosystemtjänster som genereras av jordbruksmark (Hedlund et al., 2017). Vi har därför valt kolinlagring för att illustrera hur modellering kan användas för att beräkna förändringar i reglerande och stödjande ekosystemtjänster kopplade till jordbruksmark.

Klimatkompensation ingår inte som en huvudsaklig del av denna rapportens syfte och omfattning. I relation till just jordbruksmark utgör emellertid dess klimatreglerande ekosystemtjänst en central aspekt. Från en samhällsekonomisk synvinkel utgör frigörandet av kol till atmosfären en kostnad. Av den anledningen bör minskningen i denna ekosystemtjänst beaktas i beräkningen av exploaterings effekter på samhällsekonomin. Vi har därför valt att även inkludera denna kostnad i våra beräkningar. Vi ser också kolinlagring som en möjlig kompensationsåtgärd inom jordbrukssektorn, eftersom denna åtgärd kan öka livsmedelsproduktionen. För att öka transparensen i beräkningarna och visa på kolutsläppens storlek redovisar vi denna post separat, således kan kolbudgetaspekten särskiljas från livsmedelsförsörjningsaspekten.

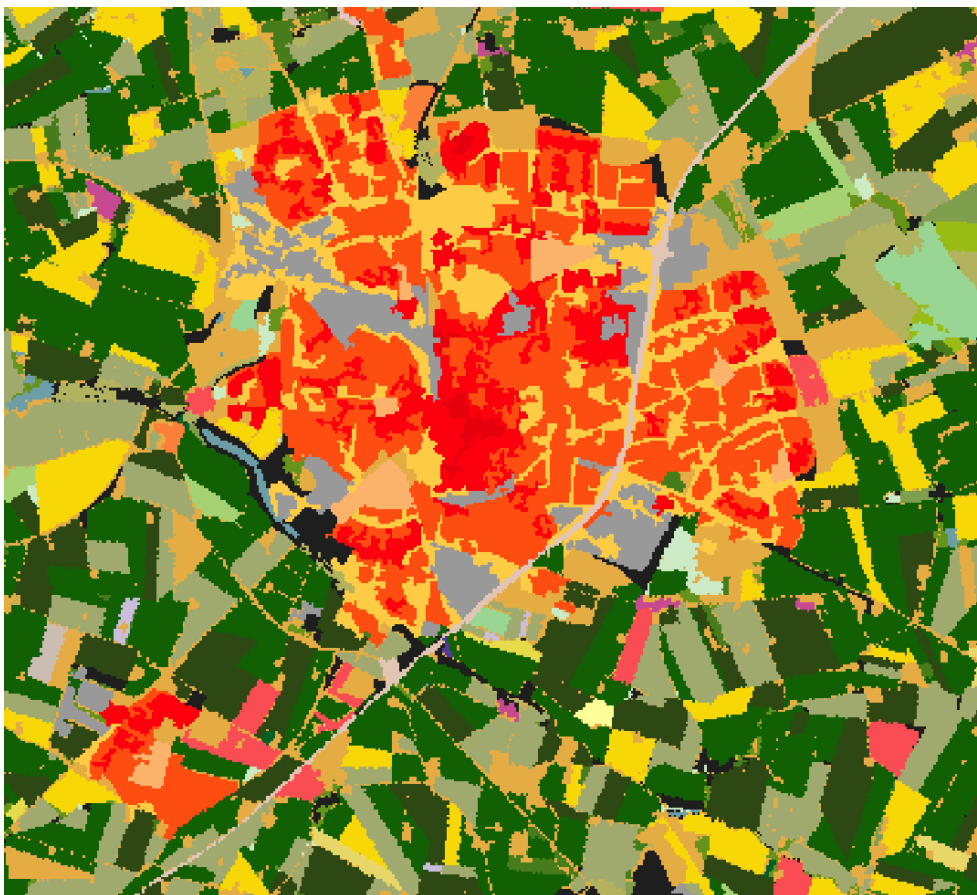
I detta avsnitt kommer vi att visa hur modeller kan användas för att kvantifiera förändringar i två ekosystemtjänster som uppstår vid exploatering av jordbruksmark: Sveriges livsmedelsförsörjning samt kolinlagring för att motverka klimatförändring. Vi kommer även att visa hur sådana förändringar kan kompenseras. Att ta hänsyn till ekosystemtjänster var för sig är oftast nödvändigt eftersom flödet mellan dem (t.ex. ecosystem bundles Bennett, Peterson, & Gordon, 2009) ofta är begränsat när man betraktar mindre rumsliga skalor (Birkhofer et al., 2018). I detta kapitel modellerar vi inte effekterna på biologisk mångfald direkt, eftersom den har många olika dimensioner med stor variation och platsspecifika prioriteter. Istället fokuserar vi på ekosystemtjänster som bygger på biologisk mångfald i marken, som är centrala när det gäller åkermarksfunktioner.

Livsmedelsförsörjning och kolinlagring är intressanta aspekter att studera eftersom de illustrerar problematiken kring valet av en lämplig rumslik skala för lokalisering av kompensationsåtgärder. Kolinlagring är en klimatreglerande tjänst som har en global påverkan, därför spelar det egentligen inte någon roll var på jordklotet en klimatkompensationsåtgärd placeras. Livsmedelsförsörjning är relevant på olika skalor, men utifrån ett svenskt perspektiv är den relevanta skalan regional till nationell.

7.3.2 Fallstudie

I detta avsnitt beskriver vi en typisk exploatering av jordbruksmark för bebyggelse i den skånska slättbygden där städer som Malmö, Lund och Helsingborg befinner sig. Exempelvis växer Lund ständigt och är nästan helt omgiven av högproduktiv jordbruksmark (Figur 7.8). Enligt Kallioniemi (2006) kan 8900 ha åkermark i Skåne och Halland komma att exploateras under de närmaste 20-30 åren, där hälften av denna areal tillhör de allra bästa jordarna i Sverige. Jordbruksmarken kring Lund är högproduktiv och förekommer i stora, sammanhängande fält som underlättar ett högeffektivt jordbruk. Marken används främst för odling av höstvet, malkorn, höstraps och sockerbetor. Här är den normala skörden för höstvet 7,9 ton per ha

(SCB, 2020). Dessa höga skördar gör de skånska jordarna till några av de bördigaste på planeten när det kommer till växtodling. I de östra delarna av kommunen finns även lågproduktiva, men biologisk värdefulla naturbetesmarker (t.ex. utanför Veberöd). Vårt fokus är emellertid på åkermarken kring Lund.



Figur 7.8. GIS-lager av markanvändning kring Lund där de röda ytorna är bebyggelse och de gröna och ljusgula jordbruksmark.

Källa: SMD och SJVs blockdatabasen

7.3.3 Livsmedelsförsörjningen i Sverige

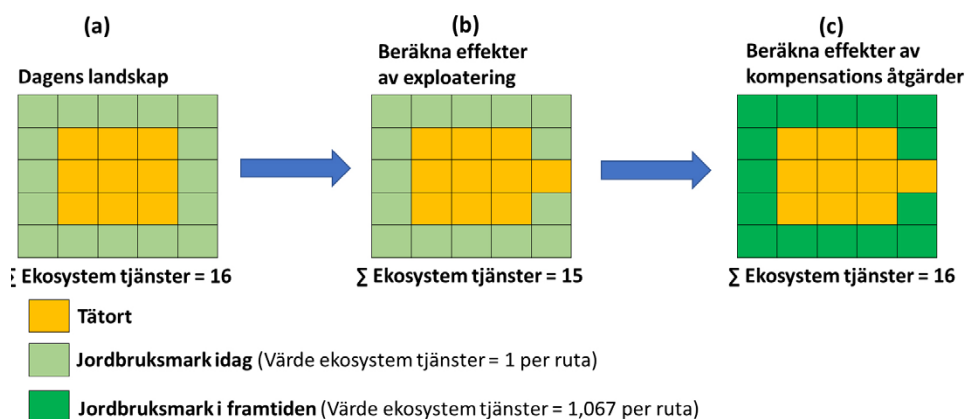
Den mest uppenbara följden av att bebygga jordbruksmark är att möjligheten att producera livsmedel på marken omintetgörs för all framtid (eftersom matjorden schaktas bort och ersätts av stenig fyllnadsmassa). Inhemsk jordbruksmark bidrar till landets kapacitet vad gäller livsmedelsförsörjning, dvs. sannolikheten landet kan försörja sina medborgare med tillräckligt med mat under alla omständigheter. Eftersom det inte finns någon brist på mat i Sverige idag och förlorad livsmedelsproduktion under nuvarande förhållanden lätt kan ersättas med import, finns inget akut behov av att ersätta förlorad produktion med just inhemsk produktion. Däremot är möjligheten att upprätthålla *produktionspotentialen* i Sverige central för Sveriges framtida livsmedelsförsörjning, eftersom möjligheten att öka den svenska produktionen kan bli livsavgörande (Kuylentierna et al., 2019).

I modellen tar vi hänsyn till värdet/nyttan av att upprätthålla livsmedelsförsörjningen i Sverige. En lämplig kompensationsåtgärd i detta sammanhang är en åtgärd som gör att den framtida produktionspotentialen bibehålls, snarare än att mer produktion sker i Sverige med omedelbar verkan. Att öka jordbruksproduktionen på en mindre areal genom högre insatser av mineralgödsel är fullt möjligt idag, men vore inte bara olönsamt utan skulle också vara förenat med miljöproblem så som ökad näringsutlakning. För att betraktas som en bra kompensationsåtgärd bör denna vara såväl ekonomiskt som miljömässigt hållbar.

För att beräkna hur potentialen att producera livsmedel förändras vid exploatering av jordbruksmark och implementering av en eventuell kompensationsåtgärd använder vi en s.k. produktionsfunktion. Denna produktionsfunktion beräknar mängden livsmedel som kan produceras givet en viss areal jordbruksmark, fertilitet hos denna samt mängden viktiga insatsvaror såsom växtnäring och växtskyddsmedel som är i bruk. En minskning av arealen jordbruksmark kan kompenseras genom att, om så är möjligt, höja produktiviteten av resterande areal jordbruksmark i regionen. Detta kan åstadkommas genom så kallad *ekologisk intensifiering* (Bommarco, Kleijn, & Potts, 2013), vilken utgörs av fertilitetsförbättrande åtgärder. Dessa kan användas för att i framtiden få högre skördar för samma mängd av övriga insatsvaror. Då produktionsfunktionen bestäms av parametrar relevanta för ekologisk intensifiering kan kompensation med denna metod representeras av funktionen i modellerings syfte.

I Sverige finns även lågproduktiv jordbruksmark som riskerar att planteras igen med skog och jordbruksmark som redan har beskogsats, i synnerhet i skogsbygder. Ett argument kunde därför vara att som kompensationsåtgärd bevara eller återställa dessa marker. Det finns redan idag en omfattande politik med syftet att bevara jordbruksmarken, så som EU:s gemensamma jordbrukspolitik där jordbrukare får inkomststöd även om jordbruksmarken inte används i produktion idag. Det som krävs för att få stödet är att marken behålls i jordbruksmässigt skick. Igenväxt av jordbruksmark är dock ett problem som hanteras via jordbrukspolitiken och således inte ett problem som bör hanteras med ekologisk kompensation vid byggande på jordbruksmark. Det är också tveksamt om produktiviteten hos lågproduktiv mark kan höjas genom ekologisk intensifiering eftersom den idag redan används främst för vallodling som bevarar markens fertilitet.

Figur 7.9 illustrerar hur ekologisk kompensation kan användas som kompensation för minskad livsmedelsförsörjning som uppstår pga. exploatering av jordbruksmark. Panel a) i figur 7.9 representerar dagens markanvändning där de gula kvadraterna föreställer bebyggelse medan de ljusgröna föreställer åkermark. Varje kvadrat motsvarar en viss areal, låt säga en hektar. Figur 7.9 illustrerar den nuvarande situationen kring Lund, där stadens bebyggelse till stor del är omringad av högproduktiv jordbruksmark. I utgångsläget antas värdet av livsmedelsproduktionen i detta landskap vara 16 enheter, en enhet per ruta. Panel b) föreställer ett förslag på ett exploateringsprojekt som skulle omvandla en hektar jordbruksmark, den nya gula rutan, till bebyggelse. Om marken bebyggs förloras möjligheten till livsmedelsproduktion på denna yta. Följaktligen minskar den totala livsmedelsproduktionen i exemplet till 15 enheter. Panel c) illustrerar effekten av att höja fertiliteten på den kvarvarande jordbruksmarken till 1,067 enheter per ruta jordbruksmark genom ekologisk kompensation. Produktionspotentialen blir nu lika stor som innan exploateringen, dvs 16 enheter. På detta vis kan man säga att en ekologisk intensifiering för minskad livsmedelsförsörjningspotential har skett.



Figur 7.9. Illustration av ekologisk kompensation vid exploatering av jordbruksmark

En effektiv åtgärd för att höja åkermarkens fertilitet i den skånska slättbygden är att inkludera ett flerårig vall i växtföljden som idag normalt innehåller endast ettåriga grödor (Zhou et al., 2019). Detta leder till en produktionsförlust nu, men en ökning av produktionskapaciteten på sikt. I detta avseende blir vallodling en form av ekologisk intensifiering som kan göras i syfte att kompensera minskad livsmedelsförsörjning.

För att beräkna hur mycket ekologisk intensifiering inom växtodling kan höja åkermarkens produktivitet har vi använt C-Bank modellen (Hedlund et al., 2017) som är en produktionsfunktion för jordbruksmark. Modellen beaktar produktivitetsförändringar i jordbruksmark genom förändringar i halten organisk kol (Soil Organic Carbon) i matjorden och har följande form (Brady et al., 2015):

$$Y(C, N) = a_1 + a_2 N + a_3 N^2 + a_4 C + a_5 C^2 + a_6 NC \quad (2)$$

där Y är skörd (kg ha^{-1}), N mängd gödning (kg N ha^{-1}), och C är halten organisk kol i matjorden i procent (%SOC). En viktig skillnad mellan dessa variabler är att lantbrukare kan lätt ändra N genom inköp av mineralgödsel, medan C påverkas indirekt av jordbruksmetoder över längre tid (t.ex. ekologisk intensifiering). Följaktligen kan inte jordbrukarna påverka C kortsiktigt medan N kan påföras efter behov.

Produktionsfunktionen har estimerats för Götalands södra slättbygder som inkluderar jordbruksmark i Lund-Malmö området (Brady et al., 2019). Vi har satt tidshorisonten för kompensation av livsmedelsförsörjning till 30 år eftersom efterfrågan på livsmedel kommer att öka i takt med en växande världsbefolkning som förväntas nå ett maximum vid år 2050 (Vollset et al., 2020).

I följande exempel visar vi hur beräkningen av kompensationsbehov skulle gå till vid exploatering av en hektar jordbruksmark i utkanten av Lund. En typisk åker i detta område används för odling av höstvet, malkorn, höstraps och sockerbeter i en växtföljd enligt Tabell 7.7. Utifrån en typisk växtföljd genererar en hektar jordbruksmark i Lundatrakten en genomsnittlig bruttovinst (dvs. intäkter minus rörliga kostnader) på livsmedelsproduktion på ca 8584 kr per ha (exklusive jordbruksstöd). Alltså kommer ett krav på ekologisk kompensation att betyda att värdet på produktionspotentialen kommer behöva höjas på resterande areal

jordbruksmark med 8584 kr. Notera att vi uttrycker produktionspotentialen i monetära värden eftersom detta gör att vi kan ta hänsyn till såväl förändringar i själva skörden som till kostnaderna för att producera en viss skörd. På så vis försäkrar vi oss om att en kompensationsåtgärd blir resurseffektiv.

Tabell 7.7. Normal livsmedelsproduktion på högproduktiv skånsk åkermark

	Andel av arealen ^a	Brutto vinst ^b kr/ha	Skörd ^c kg/ha	Kväve gödning kg/ha	Produkt pris ^d kr/kg
Höstvete	0,41	8 403	7 900	160	1,54
Vårkorn (malt)	0,34	4 646	5 700	91	1,24
Höstraps	0,16	8 598	3 600	172	3,25
Socketbetor	0,09	24 146	60 000	120	0,44
Växtföljd	1,00	8 584	11 213	135	1,60

a) Genomsnitt för Gss-området år 2019 (SCB, 2020), b) Exklusivt jordbruksstöd som är en transferering snarare än ett samhällsekonomiskt värde, c) Normskörd för Gss-området (ibid.), d) Försäljningspris skörd (Agriwise, 2020).

7.3.4 Exploateringsscenario

För att illustrera hur ekologisk intensifiering kan användas för att kompensera det förlorade värdet på livsmedelsproduktion antar vi att kompensationen ska vara klar till 2050 och att en areal av 99 ha jordbruksmark som är lämplig för ekologisk intensifiering finns tillgänglig inom kommunen, alternativt regionen, efter exploatering. Detta innebär att till år 2050 måste en areal på 99 ha mark kunna producera samma livsmedelsmängd som idag produceras på 100 ha mark (som inkluderar dessa 99 ha), allt annat lika förutom markens produktivitet. Målet är att ha samma produktionspotential år 2050 som idag och att produktionen ska vara kompatibel med jordbrukarens inkomstmål (dvs. användning av skördehöjande insatsvaror måste vara företagsekonomiskt lönsam).

Idag är den genomsnittliga halten organiskt kol i den skånska matjorden 1,71 %SOC, som är ungefär hälften så mycket som för 50 år sen. Den intensiva odlingen av åkermarken med ettåriga grödor gör att kolhalten har minskat (Brady et al., 2015). Detta innebär att det finns utrymme för att höja kolhalten och därigenom förutsättningar för ekologisk kompensation. Det finns många olika åtgärder som kan användas för att höja jordbruksmarkens produktivitet (Haddaway et al., 2017). Särskilt effektivt, men också kostsamt för lantbrukaren, är att integrera flerårig vall i växtföljden, dvs. att med jämna mellanrum odla vall minst två år i rad på en viss areal åkermark (Brady, Land, & Scharin, 2021). En vanlig vall kan höja markens kolhalt med 0,82% per år relativt en växtföljd med bara ettåriga grödor (Land et al., 2017).

Om vi antar att hela den befintliga arealen jordbruksmark om 100 ha har identiska egenskaper och används för odling av höstveten (som är nära genomsnittet när det gäller bruttovinsten) har vi följande utfall:

- Total skörd 790 ton
- Total N användning 16 ton
- Total brutto vinst 840 300 kr per år.

Utifrån detta scenario kan kompensationsproblemet beskrivas som följande: Maximera bruttovinsten från jordbruket under följande bivillkor för ekologisk kompensation:

- Total skörd ska vara minst 790 ton höstvetete (för att ha samma livsmedelsproduktion)
- N gödning ska vara maximalt 160 kg N/ha (för att inte använda mer gödning istället)
- Arealen jordbruksmark ska vara lika med 99 ha (för att ta hänsyn till minskad areal).

För att höja produktiviteten på de resterande 99 ha åkermark i syfte att fullt ut kompensera för den förlorade produktionspotential pga. exploatering av 1 ha åkermark måste kolhalten höjas från dagens 1,71 till 1,74 %SOC. Detta skulle uppnås till 2050 om ca 5 ha mark odlas med tvåårig gräsvall och resterande 94 ha odlas med ettåriga grödor i den optimala blandningen givet de normala restriktionerna på växtföljden. För att kompensera lantbrukarna för de förlorade intäkterna vid odling av vallen, som inte ger några marknadsintäkter i vårt scenario, skulle det kosta 41 957 kr årligen över 30 årsperioden. Exploatören bör därför placera minst 1.258.709 kr i en finansiell fond för finansiering av vall som ekologisk kompensation från år till år.

I exemplet antar vi att det reala försäljningspriset för grödorna är oförändrat. Dvs. att försäljningspriset har samma utveckling som inflationen och att de medel som placeras i fonden förräntas i samma takt som inflationen. Låt säga att det nominella försäljningspriset och inflationen stiger med 2%. Det reala priset är då oförändrat, men för att de avsatta medlen till fonden ska räcka till att täcka det nominella inkomstbortfallet behöver även de avsatta medlen förräntas med 2%. Hur en sådan fond skulle skapas och förvaltas är ett intressant område för ytterligare forskning, men utanför syftena med denna rapport.

7.3.5 Kollagring för att motverka klimatförändring

Det är relativt enkelt att beräkna hur mycket kol en viss volym matjord innehåller och utifrån detta beräkna kolförlusten till atmosfären vid exploatering, om man antar att allt kol förloras. Eftersom kolinlagring är en global ekosystemtjänst, behöver inte klimatkompensationen ske lokalt, vilket öppnar upp för många potentiella kompensationsåtgärder genom handel med olika former av utsläppsrätter eller -åtgärder, s.k. carbon offsets (Donofrio, Maguire, Zwick, & Merry, 2020). Därför undersöker vi inte vidare dessa åtgärder här, men beräknar fram det samhällsekonomiska värdet av den skada som en exploatering skulle åstadkomma pga. minskad kolinlagring i jordbruksmark. Vidare, eftersom ekologisk intensifiering ökar kolhalten till viss del över tiden, bör den potentialen också vägas in för att göra en nettoberäkning av exploatörens klimatskuld.

Mängden kol som finns lagrad i en viss volym jordbruksmark kan beräknas med hjälp av en standard formel:

$$C_stock = SOC \times (1 - STENAR) \times soil_bulk_density \times jord_volym \quad (3)$$

där C_stock är mängden kol (t/ha), SOC och $STENAR$ är andelen kol respektive stenar/grus som finns i matjorden, $soil_bulk_density$ är vikten av en viss volym jord ($kg\ dm^{-3}$) och $jord_volym$ är volym jord per hektar mätt till ett visst djupt (dm^{-3}). De

tre parametrarna *SOC*, *STENAR* och *soil_bulk_density* kan erhållas genom standardiserat jordprov. Typiska värden för dessa parametrar för den skånska slättbygden anges i Tabell 7.8. *jord_volym* beror på hur mycket av matjorden som schaktas bort.

Tabell 7.8. Matjordens biofysiska egenskaper i den skånska slättbygden.

Egenskap	Värde	Enhet
SOC	0,0171	andel
STENAR	0,08	andel
soil_bulk	1,59	kg dm ⁻³
Price_C	1180	SEK/kg CO ₂ e
GWP	3,67	kg CO ₂ e

Källa: Brady et al. (2019)

I Tabell 7.9 beräknas mängden kol och koldioxidekvivalenter²² (CO₂e) som finns lagrad i matjorden för olika djup samt deras beräknade samhällsekonomiska värde. För att räkna om förlusten av en viss mängd markkol till CO₂e, multipliceras den med dess s.k. GWP-värde (Global Warming Potential). Om exempelvis 100 cm matjord schaktas bort försvinner ca. 250 t kol per ha från åkermarken vilket motsvarar 918 t CO₂e som släpps ut till atmosfären. Om utsläppet beskattades med den svenska koldioxidskatten (1180 kr/t CO₂e), motsvarar det ett värde till samhället på 1,083 miljoner kronor för kolförlusten.

Tabell 7.9. Mängd kol som finns i en hektar jordbruksmark vid olika djup på matjorden och dess samhällsekonomiska värde.

Djup (cm)	Volyma (dm ³)	Kolmängd (t)	CO ₂ e (t)	Värde (SEK)
30	3.000.000	75	275	324.975
60	6.000.000	150	551	649.951
100	10.000.000	250	918	1.083.251
120	12.000.000	300	1.102	1.299.901
150	15.000.000	375	1.377	1.624.877

Not: a) En volym på 1x10⁶ dm³ matjord fraktas bort per decimeter schaktdjup, baserat på beräkningar enligt ekvation (3) och Tabell 7.8.

Eftersom exploatören kan krävas på flera olika kompensationsåtgärder för exploatering av jordbruksmark, bör även de eventuella effekterna på kolinlagring beaktas för att beräkna en nettoeffekt. Exempelvis leder den modellerade kompensationsåtgärden för livsmedelsförsörjningen ovan, ekologisk intensifiering, till en viss ökning i kolinlagring i kvarvarande jordbruksmark. Denna positiva effekt på kolinlagring bör räknas bort från exploatörens CO₂e-avgift för att få fram en nettoavgift. Observera att vi begränsar beräkning av netto CO₂e utsläpp till det som är förknippat med själva kolinlagringen i jordbruksmark och inte de indirekta effekterna förknippade med jordbruket i sig, t.ex. minskad användning av konstgödsel, eftersom detta är bortom syftet med studien.

²² Koldioxidekvivalenter eller CO₂e är ett mått på effekten av utsläpp av växthusgaser som tar hänsyn till att olika sådana gaser har olika förmåga att bidra till växthuseffekten och global uppvärmning.

För att omvandla den höjning i kolhalten som sker till följd av ekologisk intensifiering till mängd kol används ekvation (3) och parametervärden i Tabell 7.8 med den nya kolhalten efter 30 år, dvs. 1,74 %SOC. Dessutom antas att endast de översta 30 cm av matjorden påverkas av ekologisk intensifiering. Tack vare ekologisk intensifiering växer kolinlagringen i matjorden från 75.042 t/ha vid exploateringen till 76.358 t/ha vid periodens slut, år 2050. Det totala kolförrådet på de 99 ha som används för ekologisk intensifiering ökar därför från 7,429 miljoner ton innan exploatering till 7,559 miljoner ton år 2050. Detta innebär en ökning på 130 ton över 30 år eller 4,33 ton per år. Nuvärdet (diskonteringsränta 3,5%) av detta årsgenomsnitt är 346.035 kr (utifrån samma värderingsmetod som tillämpas i Tabell 7.9). För att kunna jämföra med dagens kostnad av minskningen i kolförrådet som exploateringen medför är det motiverat att nedvärdera de framtida höjningarna i kolförrådet genom att beräkna nuvärdet. Ett kilo kolinlagring som sker år 2050 är helt enkelt mindre värt för samhället än undvikandet av ett förlorat kilo idag.

7.3.6 Sammanfattning av resultat för jordbruksmark

Vi har illustrerat hur modellering kan användas för att kvantifiera förlust av ekosystemtjänster vid exploatering av jordbruksmark samt för att identifiera lämpliga kompensationsåtgärder. Vi har även visat hur förluster av vissa tjänster (dvs. kolinlagring) kan översättas till samhällsekonomiska monetära värden i syfte att underlätta beräkning och finansiering av kompensationsåtgärder (t.ex. genom klimatkompensation). Eftersom ekosystemtjänster definieras som nytta till människor kan miljöekonomiska värderingstekniker användas för att uppskatta medborgarnas nytta och betalningsvilja för olika ekosystemtjänster.

Vår fallstudie, som speglar exploatering av jordbruksmark i Skåne, ger visst stöd åt att exploatering av en hektar jordbruksmark borde medföra ett nettokrav på exploitören på 2 miljoner kr för att finansiera kompensationsåtgärder (Tabell 7.10). Eftersom valet av diskonteringsränta (3,5%) och värderingen av CO₂e utsläpp (1180 kr/kg) är osäkra har vi även testat nettokravets känslighet med avseende på förändringar i dessa antaganden. De sista fyra kolumnerna i Tabell 7.10 visar den kombinerade effekten av en 50% lägre diskonteringsränta och en 50% lägre värdering av CO₂e (scenariot Låg/Låg), en 50% lägre diskonteringsränta och en 50% högre värdering av CO₂e (scenariot Låg/Hög), och så vidare. Det är tydligt att nettokravet främst är känsligt i förhållande till CO₂e värderingen som leder till en ca. 30% höjning eller sänkning i nettokravet under ytterlighetskombinationerna av våra antaganden (dvs. Låg/Låg och Hög/Hög). Valet av diskonteringsränta har i detta fall en relativt liten påverkan på nettokravet eftersom kolinlagringen som sker tack vare ekologisk intensifiering i framtiden är relativt liten jämfört med kolförlusten som sker idag i samband med exploateringen.

Tabell 7.10. Nettovärdet på kompensationskrav vid exploatering av 1 ha jordbruksmark i fallstudien (miljoner kronor) samt känsligheten med avseende påförändring i diskonteringsränta respektive värderingen av CO2e. I känslighetsanalysens gränser är låg = 50% lägre och hög = 50% högre ränta respektive CO2-värdering.

	Grundscenariot Miljoner kr	Diskonteringsränta/CO2e värderingen			
		Låg/Låg	Låg/Hög	Hög/ Låg	Hög/ Hög
Minskad livsmedelsförsörjningen	-1,259	-1,259	-1,259	-1,259	-1,259
Minskad kolinlagring (schaktdjup 1 m)	-1,083	-0,542	-1,625	-0,542	-1,625
Ökad kolinlagring (ekologisk intensifiering)	+0,346	+0,436	+0,436	+0,281	+0,281
Nettokravet	-1,996	-1,364	-2,447	-1,519	-2,602

En potentiell risk för framtiden är att det praktiska genomförandet av ekologisk intensifiering genom vallodling skulle bli betydligt dyrare om livsmedelspriserna stiger. I så fall skulle den beräknade alternativkostnaden för vallodling kunna öka och därmed minska jordbrukarnas villighet att fortsätta med systemet. Däremot är det, utifrån den historiska utvecklingen av lönsamheten i växtodling, lika troligt att också de rörliga kostnaderna ökar om produktpriserna stiger. Därför blir troligtvis nettoeffekten på lönsamheten betydligt svagare än själva ökningen i produktpriser. Det bästa sättet att hantera denna risk vore därför att investera de fonderade pengarna som resulterar från nettokravet på exploatören (ser resonemanget ovan) på ett sätt som i stor utsträckning följer utvecklingen av råvarupriser. På det sättet skulle jordbrukarna kunna erbjudas en ersättning för vallodling som överträffar alternativkostnaden för växtproduktion.

7.3.7 Svårigheter med ekologisk intensifiering som kompensationsåtgärd

Ekologisk intensifiering som kompensationsåtgärd har vissa svårigheter. För det första sker kompensationen främst, till följd av tröghet i systemet, relativt långt in i framtiden, eftersom det tar många år att höja jordbruksmarkens fertilitet och därigenom kompensera för minskad livsmedelsförsörjning. Då krävs engagemang från, och ersättning till, lantbrukare som åläggs att utföra åtgärder över många år i framtiden. Däremot finns dessa typer av ersättningsystem redan som en del av EU:s gemensamma jordbrukspolitik (CAP) i form av miljöstöd. Dessutom erbjuder kommande Eco-schemes, vilket är en ny form av miljöersättning som kommer finnas efter 2022, stora möjligheter för lokal anpassning av ersättning för beräknat miljöresultat. Detta belyser även att framtidens villkor för jordbruk kan se helt annorlunda ut, vilket kan påverka dels huruvida kompensationen genomförs, men också om den har något framtida värde. Om samhället, via CAP, tvingar fram generella åtgärder för kolinlagring minskar det additiva värdet av kompensationen. Under framväxt är också modeller avsedda för att kvantifiera förändringar i ekosystemtjänster förknippade med jordbruksmark, som kan utgöra beslutsunderlag för ersättning (Bartkowski et al., 2021). Här finns stora möjligheter att skapa ett gemensamt system för förvaltningen av den ersättning till jordbrukare som syftar till att bekosta ekologisk intensifiering i kompensatoriskt syfte.

7.3.8 Tillgänglighet av modeller och data för användare

Tillgänglighet av data och expertkunskap avseende modellering är allmänna utmaningar när det gäller användning av ekologiska modeller för kvantifiering av förändringar i ekosystemtjänster. De modeller som vi har använt kan användas med allmän tillgänglig rumslig information (t.ex. Nationella Marktäckedata NMD) i kombination med existerande information om naturvärden. För vissa aspekter kan en karta över vad som odlas på vilka skiften vara nödvändigt. Sådan information finns tillgänglig hos Jordbruksverket (IACS eller blockdatabas som den kallas i Sverige).

Jämfört med biologisk mångfald är förändringar i ekosystemtjänster såsom livsmedelsförsörjningen och kolinlagring i jordbruksmark enklare att modellera och anpassa till lokala förutsättningar. Kvalitén på jordbruksmark är relativt enkel att observera och redan idag finns mått på markens värde ur produktionssynpunkt utifrån jordgraderingsintervall klass 1-10 (Kallioniemi, 2006). När det gäller kolinlagring kan standardfältprov användas för att uppskatta nuvarande kolhalt, samt matjordens djup och densitet. Slutligen är den samhällsekonomiska värderingen av effekterna mindre problematisk. Värdet av matproduktion är synligt i marknadspriser och för kolinlagring i olika politiska beslut, exempelvis den svenska koldioxidskatten, eller i de priser som syns i EU:s handelssystem för kolutsläpps-rättigheter, EU ETS.

7.4 Diskussion

En kvantitativ förståelse av vad exploatering innebär för samhället är viktig som stöd i beslutsprocesser och för att informera hur kompensationsåtgärder borde utformas. Här har vi visat hur olika modeller skulle kunna användas för att beräkna effekterna av en exploatering på olika ekosystemtjänster samt vilka åtgärder som krävs för att kompensera beräknade förluster. Vi exemplifierar hur kompensation kan motiveras på olika rumsliga skalor och i relation till olika typer av mark som exploateras (bostadsnära grönområden och jordbruksmark). Detta eftersom flödet av ekosystemtjänster skapar värden på olika skalor (Fisher, Turner, & Morling, 2009): bostadsnära rekreativomöjligheter som skapar värde på lokal nivå, livsmedelsförsörjning på nationell nivå, och klimatregleringen på global nivå.

Vi har inte beaktat explicita rekreativvärden kopplade till jordbruksmark. Beträdor kan vara ett sätt att öka rekreativvärdet för jordbruksmark i samband med ekologisk intensifiering (Sonesson, 2013). Samtidigt kan tillgängligheten för rekreation öka om jordbruksmark omvandlas till betesmark. Här finns då en synergieffekt mellan ökad biologisk mångfald i beteslandskap och rekreativa ekosystemtjänster, vilket skulle utgöra ytterligare en positiv effekt av kompensationsåtgärden. En genomgång av litteraturen över rekreativa och estetiska värden av jordbruksmark visar att dessa värden tenderar att vara platsspecifika (t.ex. Hahn et al., 2018; Nilsson, 2015; van Zanten et al., 2016; T. Zhou, Kennedy, Koomen, & Leeuwen, 2020), vilket medför att man bör genomföra värderingsstudier för de orter/regioner där förlust av, respektive kompensation för, jordbruksmark sker. Att mäta rekreativa och estetiska värden för jordbruksmark medför emellertid en kostnad för den sammantagna kompensationsprocessen. Denna kostnad ska emellertid vägas mot nyttan/värdet av sådana studier. För att få ökad kunskap om storleken på rekreativa och estetiska värden för jordbruksmark skulle en

värderingsstudie kunna genomföras på några väl valda orter i Sverige. Den enskilda kommunen kan sedan jämföra sig själv med kommunerna i studien för att undersöka om det är värt att företa egna undersökningar. För en kommun med egenskaper som liknar de hos en undersökt kommun med låga rekreativvärden av jordbruksmark, finns ingen större anledning att lägga resurser på att företa egna studier.

Vi har inte heller beaktat att urbanisering av jordbruksmark kan ha positiva effekter på kolinlagring. I synnerhet kan kolförrådet i trädgårdar och urbana grönområden vara höga och bidra till att urbaniserade områden kan utveckla lika stora eller större kolhalter än, jordbruksmark. Det finns dock en stor rumslig variation beroende på både markgeologiska egenskaper och hur urbaniseringen genomförs, t.ex. mellan hårdgjorda ytor och trädgårdar (Vasenev, Stoorvogel, Leemans, Valentini, & Hajiaghayeva, 2018). Ett svårt problem som uppstår i detta avseende är att kolförluster från mark kan ta många decennier att fångas igen i jordprofilen. Det finns med andra ord en stor asymmetri mellan hur fort kolet frigörs från jordprofilen och hur snabbt den kan inlagras. Givet att utsläppen av klimatgaser behöver begränsas redan idag, behöver mer omedelbara åtgärder, såsom klimatkompensation vid exploatering av jordbruksmark, vidtas. Som vi exemplifierat i vår modell, ger ekologisk intensifiering en effekt på kolförrådet på lång sikt.

Modeller kan även användas för att synliggöra effekten på biologisk mångfald av exploatering på olika typer av mark, inklusive jordbruksmark, samt av att olika kompensationsåtgärder genomförs. De kan även användas som stöd i relation till beslut om var och hur kompensationsåtgärder bör implementeras. Att biologisk mångfald innehåller många olika dimensioner är en utmaning för beslutsfattande vid ekologisk kompensation: skyddade arter, kulturellt värdefulla arter, funktioner (t.ex. pollinering). En möjlig ansats för att planera kompensation för biologisk mångfald är att använda separata ansatser för vanliga respektive sällsynta och eller/särskilt värdefulla arter (Moilanen & Kotiaho, 2018). Om det byggs på jordbruksmark som är värdefull för biologisk mångfald så är det tänkbart att exploateringen transfererar medel till jordbrukare för att höja naturvärden på ett annat ställe, på ett sätt som är analogt med hur vi hanterar kompensation för bortfall av livsmedelsproduktion i vår fallstudie.

7.4.1 Kompensation på olika skalor och rumsliga placeringar

Den valda spatiala skalan för en kompensationsåtgärd och dess bakomliggande framtagandeprocess har stora konsekvenser ur såväl biologisk som ekonomisk synvinkel. Ett landskapsperspektiv kan erbjuda möjligheter att maximera den positiva effekten på biologisk mångfald, beroende på vilka ekosystemtjänster som ska gynnas. Att samla kompensationsåtgärder som leder till minskat tryck på naturen (t.ex. leder vallodling ofta till minskad störning i form av plöjning och användning av bekämpningsmedel jämfört med odling av grödor) i områden nära skyddad natur kan hjälpa att göra det angränsande vardagslandskapet mer gynnsamt för arter som trivs i skyddade områden. Då kan även den potentiella negativa påverkan av jordbruk minska. Planer för grön infrastruktur, som utvecklas av länsstyrelser och även i vissa kommuner, skulle kunna vara ett underlag för att placera kompensationsåtgärder på ett sådant sätt att de stöttar värdetrakter. Å andra sidan kan en spridning av kompensationsarealer vara gynnsam för ekosystemtjänster såsom pollinering

och naturlig biologisk kontroll av skadedjur, vilka är beroende av att habitat finns nära odlade grödor. Detta understryker vikten av en tydlig målsättning när det gäller utveckling av de olika dimensioner av ekosystemtjänster och biologisk mångfald som berörs av exploateringen.

Från ekonomisk synvinkel är skalan viktig för både medborgarnas nytta av en given kompensationsåtgärd såväl som för kostnaden för åtgärden. En större skala erbjuder mer flexibilitet i att hitta kostnadseffektiva kompensationsåtgärder, men kan minska nyttan för medborgarna om kompensationsåtgärden placeras långt från dem som drabbats av exploateringen (till mer glesbefolkade områden), i synnerhet beträffande rekreativvärden där tillgänglighet är en viktig faktor. Exempelvis, erbjuder ekologisk kompensation för förlust av kol till atmosfären stor flexibilitet i valet av kompensationsåtgärder eftersom klimatpåverkan är ett globalt problem. Därför kan det vara mest effektivt att belasta exploitören med en klimatavgift på samma nivå som den svenska koldioxidskatten och att kommunen/staten upphandlar kompensationsåtgärder till lägsta möjliga kostnad, istället för att försöka kompensera lokalt. Detta gäller även för livsmedelsförsörjningen eftersom kompensationsåtgärder inom regionen eller nationen är tillräckliga för att uppnå samma nytta till medborgarna. Det är dock rimligt att rekreativvärden, men även den biologiska mångfald som utgör en viktig bas för flera lokala ekosystemtjänster, kompenseras lokalt.

7.4.2 Risker med modellstyrd ekologisk kompensation

Att uteslutande använda sig av verktyg som modeller för att styra ekologisk kompensation kan medföra otillräckligheter i beslutsunderlaget. Det finns inga garantier för att modellerna fångar upp de värden som förloras vid en exploatering och ersätts genom kompensation, eller att modellerna kan förskriva en relevant bredd av kompensationsåtgärder. Det finns t.ex. en risk för en systematisk förskjutning av värdena. Detta kan ske när modellerna under- eller överskattar förluster eller vinster, eller när modellanvändarna väljer alternativ som systematiskt leder till att vissa värden överkompenseras, medan andra värden underkompenseras. Detta kan lätt hända till exempel när man kompenserar för effekter av exploatering på biologisk mångfald. Tillåter man flexibilitet i tolkningen av principen om ingen nettoförlust samtidigt som vissa kompensationsåtgärder för biologisk mångfald visar sig vara mer populära än andra, kan det leda till att mångfalden av vissa artgrupper gynnas medan mångfalden av andra artgrupper missgynnas. Mer allmänt kan en partiell värdering av biologisk mångfald och ekosystemtjänster leda till en snedvridning av kompensationsåtgärder, och icke-önskvärda förskjutningar (Marshall, Wintle, Southwell, & Kujala, 2020).

En annan risk är att modellerna handplockas för att motivera att vissa exploateringsalternativ är bättre än andra. Detta kan leda till systematiska minskningar i värden som inte täcks av de utvalda modellerna. Ett exempel är när det finns heterogenitet i markbördigheten inom en kommun. Skulle kompensation för potentialen att producera mat bli ett krav så kan det teoretiskt leda till att exploateringstrycket på mindre bördiga jordar ökar systematiskt, vilket är problematiskt om just dessa jordar har särskilt höga värden när det gäller biologisk mångfald eller rekreation. Lunds kommun är ett möjligt exempel på detta, eftersom de västra delarna är omgivna av bördigare mark än de östra delarna, och där de senare nämnda har större mångfald av grödor, mindre fält, och högre andel vall och

permanent gräsmark; egenskaper som har påvisats underbygga en större biologisk mångfald (Sirami et al., 2019).

För att motverka sådana risker är det viktigt med bra dokumentation, granskning av kompensationsprocessen som inkluderar både val och kvalitet av modellerna och hur de används, samt inhämtning av dataunderlag angående effekterna av exploatering och kompensation. Även om detta är av central betydelse så kommer det också att öka kostnaden för kompensationsprocessen rent generellt. Det är också centralt att förstå att existensen av kvantitativt beslutsunderlag varken skriver tjänstepersoner fria från ansvar eller minskar behovet av kompetens för att tolka modellens logik samt in- och utdata. Praktiska stöd av modelltyp kan vara bra då de är transparenta och kan innehålla samband kring vilka det skapas bred konsensus. Emellertid måste god kompetens finnas tillgänglig för att tolka allt som ligger även utanför modellernas omfattning.



Fotograf: Helena Hanson

8 Avslutande sammanfattning och reflektion del I och II

Detta kapitel består av tre avsnitt. Först sammanfattar vi de viktigaste reflektionspunkterna från respektive rapportdel (8.1). Därefter gör vi en reflektion kring användandet av frivillig ekologisk kompensation i relation till den kommunala planprocessen (8.2)

8.1 Sammanfattning

8.1.1 Del I

- Aktörsanalysen visar att konceptet ekologisk kompensation har tagits upp och används av flera olika svenska aktörer (myndigheter, kommuner och privata företag). Det har utvecklats flera olika strukturer och metoder som stöd i det strategiska och praktiska arbetet med ekologisk kompensation.
- Konceptet ekologisk kompensation nämns i översiktliga planeringsdokument i cirka 2/3 av Sveriges 290 kommuner. Hur kommunerna relaterar till konceptet i sina planer varierar, från de som endast nämner konceptet till de som relaterar till konceptets grundläggande idéer och har tydliga strukturer för hur man kan arbeta med konceptet i planeringsprocessen.
- De intervjuade tjänstepersonerna är generellt positivt inställda till konceptet ekologisk kompensation som ett verktyg i den fysiska planeringen. Samtidigt finns det en tydlig reservation och oro kring konceptets etiska konsekvenser för bevarandet av biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Det finns även en avsaknad av strukturer och underlagsmaterial som kan stötta arbetet med ekologisk kompensation, men också strukturer och underlag för hur man ska värdera effekten av kompensationsåtgärder.
- Sociala utmaningar nämns inte i intervjuerna men framträder tydligare i de översiktliga planeringsdokumenten, framförallt i relation till tillgång till ekosystemtjänster, såsom rekreativsmöjligheter.

8.1.2 Del II

REKREATIONSMODELLEN

- Det saknas monetära värderingsstudier som möjliggör att vi kan beräkna förlusten av rekreativsvärden för tätortsnära grönområden i monetära termer för olika grupper av individer.

- Den modell som vi utvecklat och som är förhållandevis enkel att använda baseras på individers nyttjande av tätortsnära grönområden. Modellen kan användas på kommunal och detaljplanenivå.
- Modellen visar nyttan som ett tätortsnära grönområde ger de närboende till grönområdet och kan användas för att studera välfärdseffekterna av att företa ekologisk kompensation på olika platser i kommunen. Modellen ger också information om hur olika grupper av individer påverkas av ekologisk kompensation beroende på var kompensationen sker.

MODELLER FÖR KOMPENSATION AV EKOSYSTEMTJÄNSTER FRÅN JORDBRUKSMARK

- Modellen tar hänsyn till framtida livsmedelsproduktion och kolinlagring.
- Modellen ger ett monetärt värde på den kompensation som krävs vid exploatering av jordbruksmark för förlorade ekosystemtjänster.
- Med hjälp av detta verktyg åskådliggörs, på ett systematiskt vis, multipla värden som går förlorade vid exploatering av jordbruksmark och möjliga kompensationsåtgärder.
- Modellen kan användas som ett planeringsverktyg på såväl kort som lång sikt för beslutsfattare.

8.2 Avslutande reflektion kring användning av frivillig ekologisk kompensation

Hur kommer den framtida användningen av konceptet att se ut i Sverige? Resultatet från kartläggningen och intervjustudien visar på olika tänkbara användningssätt. Även om upptaget av konceptet i kommunala översiktliga planeringsdokument är relativt omfattande, så är integreringen av konceptet mångfacetterat. Det är tydligt att socioekonomiska och geografiska förutsättningar påverkar vilka strukturer som den kommunala verksamheten har etablerat för att stötta arbetet med ekologisk kompensation och därmed hur kommuner arbetar med frivillig ekologisk kompensation. Med utgångspunkt i de etiska, styrnings, sociala och tekniska utmaningarna som beskrivs i kapitel 2 reflekterar vi kring rapportens mest centrala resultat.

För arbetet med ekologisk kompensation är det avgörande att man lyckas skapa tydliga organisatoriska strukturer för arbetet i den fysiska planeringen. De vägledningarna och checklistorna som vissa kommuner har utvecklat kan ses som ett steg på vägen mot tydligare strukturer. Samtidigt visar de analyser som gjorts av Helsingborgs respektive Lommas kompensationsarbete; två kommuner som ligger i framkant med arbetet, svårigheten med att till fullo kompensera naturvärdesförluster vid exploateringar. Det är också tydligt från intervjustudien att majoriteten av kommunerna saknar strukturer för tillsyn och uppföljning. Utan tillsyn och uppföljning går det inte att avgöra om kompensationsåtgärderna faktiskt har genomförts eller om de bara finns på pappret. Det går inte heller att avgöra hur väl de faller ut över tid. I relation till att ekonomi lyfts fram som ett tydligt hinder i arbetet med kompensation är det därför avgörande att det skapas strukturer och finansiering för arbetet och i synnerhet för tillsyn och uppföljning.

I Miljöbalken finns det tydliga ställningstaganden till hur man skall förhålla sig till exploatering av skyddad natur/arter, medan denna tydlighet saknas för övrig natur, den natur som oftast berörs av olika typer av kommunala exploateringsprojekt. I det senare fallet är det upp till svenska kommuner att ta ställning i relation till nationella miljömål kring vad som ska kompenseras för. Intervjustudien visar på en osäkerhet bland tjänstepersonerna kring användningen av dagens lagrum. Som nationella myndigheter med ansvar för den bebyggda miljön respektive naturmiljön, måste Boverket och Naturvårdsverket ta ett tydligare ansvar för att förklara och tydliggöra lagutrymmet, dvs hur tjänstepersoner kan arbeta med frivillig kompensation i relation till existerande lagstiftning.

Många kommuner har utvecklat översiktliga planeringsdokument som stöd för grönstrukturplanering för både biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Dessa dokument är viktiga då det dels ger en möjlighet att peka ut 'no-go' områden där exploatering ska undvikas, dels ger en möjlighet att identifiera specifika områden där kompensationsåtgärder kan placeras; något som redan idag görs i vissa kommuner. I planeringsdokumenten är det också möjligt för kommunerna att tydliggöra sitt ställningstagande kring var kompensationen ska ske i relation till exploateringsplatsen, något som påverkar fördelningen av grönstruktur. Från dokumentsanalysen är det tydligt att svenska kommuner har olika syn på placeringen av kompensationsåtgärder.

För att ge stöd i det konkreta kompensationsarbetet efterlyser många tjänstepersoner bättre dataunderlag. Utan denna typ av underlag är det inte möjligt att avgöra huruvida man ersätter förlorade värden, göra avvägningar mellan bevarande av biologisk mångfald och ekosystemtjänster, samt hantera fördelningsmässiga frågor (vem vinner och vem förlorar avseende tillgång till biologisk mångfald och ekosystemtjänster). I detta projekt visar vi att modeller kan användas för att göra sociala konsekvensanalyser eller beräkna den samhällsekonomiska kostnaden för kompensationsåtgärder. Viktiga aspekter att ha med sig i relation till användning av modeller som stöd i den kommunala planeringen är vilka data modellen behöver, vem som skall modellera (dvs hur komplex kan modellen vara) och vad arbetet får kosta.

Skapandet av bra dataunderlag är ett ansvar som inte bara kan ligga på en enskild kommun. I detta sammanhang har Länsstyrelserna en central roll med sitt övergripande ansvar för grön infrastrukturplanering. För att ge ett ändamålsenligt stöd måste dessa underlag inkludera både privat och offentlig mark och vara samordnade med kommunernas pågående grönstrukturarbete och därmed relatera till både biologisk mångfald och ekosystemtjänster.

Studien visar att det finns en stor spridning bland kommunerna kring vilka värden som de menar bör kompenseras, men också hur kompensationen ska gå till. Detta är inte förvånande mot bakgrund av det kommunala planmonopolet där kommuner har det legala utrymmet att planera exploatering i relation till sina kontextuella förutsättningar. Det som vi ser i vår studie är emellertid att det saknas en tydlig eftertänksamhet om vilka effekter olika val får. Exempelvis effekterna av olika sätt att applicera skadelindringshierarkin och placering av åtgärder, samt vilket fokusområde kompensation har - biologisk mångfald eller ekosystemtjänster.

En fråga alla svenska kommuner bör ställa sig är, varför och på vilka grunder man egentligen arbetar med ekologisk kompensation. Vad är målet med arbetet, och är frivillig ekologisk kompensation lösningen.

Tack

Vi tackar:

Samtliga kommunala tjänstepersoner som vi har haft förmånen att intervjua.

Vår referensgrupp: Lisa Björk/Fredrik Granath, Naturvårdsverket, Karin Emanuelsson, Länsstyrelsen Skåne och Susanna Bruzell, Lunds kommun och för deras värdefulla kommentarer under projektets gång.

Våra granskare av rapporten: Fredrik Granath, Per Toräng och Anna Nordén för deras värdefulla synpunkter på den första versionen av rapporten.

Henrik Smith och Katarina Hedlund för deras roll som bollplank under projektets gång, och för deras värdefulla kommentarer på tidigare versioner av kapitel 7.

Sist men inte minst; Naturvårdsverket, för finansiering och väl planerade och intressanta möten under projektets gång.



Fotograf: Love Frykman

Källförteckning

- Agriwise. (2020). *Verktyg för planering och kalkyl: Databok och områdeskalkyler 2020*. Retrieved from www.agriwise.org
- Apostolopoulou, E., & Adams, W. (2017). Biodiversity offsetting and conservation: reframing nature to save it. *Oryx*, *51*, 23-31.
- Arksey, H., & O'Malley, L. (2005). Scoping studies: towards a methodological framework. *International Journal of Social Research Methodology*, *8*(1), 19-32. doi:10.1080/1364557032000119616
- Barrera, F., Reyes-Paecke, S., & Banzhaf, E. (2016). Indicators for green spaces in contrasting urban settings. *Ecological Indicators*, *62*, 212-219.
- Bartkowski, B., Droste, N., Ließ, M., Sidemo-Holm, W., Weller, U., & Brady, M. V. (2021). Payments by modelled results: A novel design for agri-environmental schemes. *Land Use Policy*, *102*, 105230.
- BBOP. (2009). *Biodiversity Offset Design Handbook*. Retrieved from <http://www.forest-trends.org/documents/files/doc3126.pdf>.
- BBOP. (2012). *Standard on Biodiversity Offsets*. Retrieved from https://www.forest-trends.org/wp-content/uploads/imported/BBOP_Standard_on_Biodiversity_Offsets_1_Feb_2013.pdf
- BenDor, T., Brozović, N., & Pallathucheril, V. (2007). Assessing the Socioeconomic Impacts of Wetland Mitigation in the Chicago Region. *Journal of the American Planning Association*, *73*, 263 - 282.
- BenDor, T., & Riggsbee, J. A. (2011). Regulatory and ecological risk under federal requirements for compensatory wetland and stream mitigation. *Environmental Science & Policy*, *14*(6), 639-649. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.05.005>
- Bennett, E. M., Peterson, G. D., & Gordon, L. J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, *12*(12), 1394-1404. doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x
- Bertram, C., Meyerhoff, J., Rehdanz, K., & Wüstemann, H. (2017). Differences in the recreational value of urban parks between weekdays and weekends: A discrete choice analysis. *Landscape and Urban Planning*, *159*, 5-14.
- BirdLife Sverige. (2019). *Program för fågelskydd och naturvård*
- Birkhofer, K., Andersson, G. K., Bengtsson, J., Bommarco, R., Dänhardt, J., Ekblom, B., . . . Jönsson, A. M. (2018). Relationships between multiple biodiversity components and ecosystem services along a landscape complexity gradient. *Biological Conservation*, *218*, 247-253.
- Bockarjova, M., Botzen, W. J., & Koetse, M. J. (2020). Economic valuation of green and blue nature in cities: A meta-analysis. *Ecological Economics*, *169*, 106480.

Boisvert, V., Méral, P., & Froger, G. (2013). Market-Based Instruments for Ecosystem Services: Institutional Innovation or Renovation? *Society & Natural Resources*, 26(10), 1122-1136. doi:10.1080/08941920.2013.820815

Boliden. (u.å.). Riktlinjer för biologisk mångfald.

Bommarco, R., Kleijn, D., & Potts, S. G. (2013). Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(4), 230-238. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.012

Boverket. (2007). *Bostadsnära natur - inspiration & vägledning*. Retrieved from https://www.boverket.se/globalassets/publikationer/dokument/2007/bostadsnara_natur.pdf

Boverket. (2010). *Mångfunktionella ytor*. Retrieved from https://www.boverket.se/globalassets/publikationer/dokument/2010/mangfunktionella_ytor.pdf

Boverket. (2012). *Grönstruktur i landets kommuner (2012:13)*. Retrieved from <https://www.boverket.se/globalassets/publikationer/dokument/2012/gronstruktur-i-landets-kommuner.pdf>

Boverket. (2018). Frivillig ekologisk kompensation i planering och byggande. Retrieved 2021-07-07 from <https://www.boverket.se/sv/PBL-kunskapsbanken/Allmant-om-PBL/teman/ekosystemtjanster/verktyg/kompensation/>

Boverket. (2019). Ekosystemtjänster i miljöcertifiering. Retrieved 2021-08-15 from <https://www.boverket.se/sv/PBL-kunskapsbanken/Allmant-om-PBL/teman/ekosystemtjanster/verktyg/certifieringar/>

Boverket. (2020a). Ekosystemtjänster i den byggda miljön – vägledning & metod. Retrieved 2021-05-11 from <https://www.boverket.se/sv/PBL-kunskapsbanken/Allmant-om-PBL/teman/ekosystemtjanster/>

Boverket. (2020b). Ta fram en grönplan. Retrieved 2021-07-07 from <https://www.boverket.se/sv/PBL-kunskapsbanken/Allmant-om-PBL/teman/ekosystemtjanster/verktyg/gronplan/>

Brady, M. V., Hedlund, K., Cong, R.-G., Hemerik, L., Hotes, S., Machado, S., . . . Thomsen, I. K. (2015). Valuing supporting soil ecosystem services in agriculture: a natural capital approach. *Agronomy Journal*, 107(5), 1809-1821.

Brady, M. V., Hristov, J., Wilhelmsson, F., & Hedlund, K. (2019). Roadmap for Valuing Soil Ecosystem Services to Inform Multi-Level Decision-Making in Agriculture. *Sustainability*, 11(19), 5285.

Brady, M. V., Land, M., & Scharin, H. (2021). *Växtföljders påverkan på inlagring av organiskt kol i jordbruksmark: En systematisk översikt och samhällsekonomisk analys* (Rapport F1:2021). Retrieved from https://portal.research.lu.se/portal/files/97016596/f1_2021_vaxtfoljders_paverkan_pa_inlagring_av_organiskt_kol.pdf

Brander, L. M., & Koetse, M. J. (2011). The value of urban open space: Meta-analyses of contingent valuation and hedonic pricing results. *Journal of Environmental Management*, 92(10), 2763-2773.

Brouwer, R. (2000). Environmental value transfer: state of the art and future prospects. *Ecological Economics*, 32(1), 137-152.

- Brown, M. A., Clarkson, B. D., Barton, B. J., & Joshi, C. (2014). Implementing ecological compensation in New Zealand: stakeholder perspectives and a way forward. *Journal of the Royal Society of New Zealand*, *44*(1), 34-47. doi:10.1080/03036758.2013.860377
- Bryman, A. (2016). *Social Research Methods* (5 ed.). Oxford: Oxford University Press.
- Bull, J. W., Brauneder, K., Darbi, M., Van Teeffelen, A. J. A., Quétier, F., Brooks, S. E., . . . Strange, N. (2018). Data transparency regarding the implementation of European 'no net loss' biodiversity policies. *Biological Conservation*, *218*, 64-72. doi:https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.002
- Bull, J. W., & Brownlie, S. (2015). The transition from No Net Loss to a Net Gain of biodiversity is far from trivial. *Oryx*, *51*(1), 53-59. doi:10.1017/S0030605315000861
- Bull, J. W., Gordon, A., Law, E. A., Suttle, K. B., & Milner-Gulland, E. J. (2014). Importance of baseline specification in evaluating conservation interventions and achieving no net loss of biodiversity. *Conserv Biol*, *28*(3), 799-809. doi:10.1111/cobi.12243
- Bull, J. W., Gordon, A., Watson, J. E. M., & Maron, M. (2016). Seeking convergence on the key concepts in "no net loss" policy. *Journal of Applied Ecology*, *53*(6), 1686-1693. doi:10.1111/1365-2664.12726
- Bull, J. W., Lloyd, S. P., & Strange, N. (2017). Implementation Gap between the Theory and Practice of Biodiversity Offset Multipliers. *Conservation Letters*, *10*(6), 656-669. doi:doi:10.1111/conl.12335
- Bull, J. W., & Strange, N. (2018). The global extent of biodiversity offset implementation under no net loss policies. *Nature Sustainability*, *1*(12), 790-798. doi:10.1038/s41893-018-0176-z
- Bull, J. W., Suttle, K. B., Gordon, A., Singh, N. J., & Milner-Gulland, E. (2013). Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx*, *47*(3), 369-380.
- Burgin, S. (2010). 'Mitigation banks' for wetland conservation: a major success or an unmitigated disaster? *Wetlands Ecology and Management*, *18*(1), 49-55. doi:10.1007/s11273-009-9147-5
- Calvet, C., Napoléone, C., & Salles, J.-M. (2015). The biodiversity offsetting dilemma: between economic rationales and ecological dynamics. *Sustainability*, *7*(6), 7357-7378.
- Calvet, C., Ollivier, G., & Napoléone, C. (2015). Tracking the origins and development of biodiversity offsetting in academic research and its implications for conservation: A review. *Biological Conservation*, *192*, 492-503. doi:10.1016/j.biocon.2015.08.036
- Clare, S., Krogman, N., Foote, L., & Lemphers, N. (2011). Where is the avoidance in the implementation of wetland law and policy? *Wetlands Ecology and Management*, *19*(2), 165-182.
- Clough, B. K. (2014). License to Trash: Can Biodiversity Offsetting Adequately Protect England's Natural Habitats and Facilitate Development null [notes]. *Transnational Law And Contemporary Problems*, *193*(1).

de Witt, M., Pope, J., Retief, F., Bond, A., Morrison-Saunders, A., & Steenkamp, C. (2019). Biodiversity offsets in EIA: Getting the timing right. *Environmental Impact Assessment Review*, 75, 1-12. doi:<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2018.11.001>

Díaz, S. M., Settele, J., Brondízio, E., Ngo, H., Guèze, M., Agard, J., . . . Butchart, S. (2019). The global assessment report on biodiversity and ecosystem services: Summary for policy makers.

Donofrio, S., Maguire, P., Zwick, S., & Merry, W. S. (2020). *Ecosystem Marketplace insights brief: Voluntary Carbon and the Post-Pandemic Recovery*. Retrieved from <https://www.ecosystemmarketplace.com/carbon-markets/>

Drott, A., Anderson, S., & Eriksson, H. (2019). *Regler och rekommendationer för skogsbränsleutttag och kompensationsåtgärder*. Retrieved from <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/om-oss/publikationer/2019/rapport-2019-14-regler-och-rekommendationer-for-skogsbransleutttag-och-kompensationsatgarder.pdf>

Ecogain. (2015). *Habitat Banking - framtider för marknadsbaserade lösningar för biologisk mångfald 2030*. Retrieved from https://www.skogssallskapet.se/download/18.45e792cd14cdbbf431133732/1429864961705/1314-133%20165-9%20Slutrapport_Enetj%C3%A4rn_webb.pdf

Edmondson, J. L., Davies, Z. G., McCormack, S. A., Gaston, K. J., & Leake, J. R. (2014). Land-cover effects on soil organic carbon stocks in a European city. *Science of The Total Environment*, 472, 444-453. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.025>

Ekkel, E. D., & de Vries, S. (2017). Nearby green space and human health: Evaluating accessibility metrics. *Landscape and Urban Planning*, 157, 214-220.

Eriksson, L., Nordlund, A., Olsson, O., & Westin, K. (2012). Beliefs about urban fringe forests among urban residents in Sweden. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11(3), 321-328.

Ernstson, H. (2013). The social production of ecosystem services: A framework for studying environmental justice and ecological complexity in urbanized landscapes. *Landsc. Urban Plan.*, 109(1), 7-17. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.005>

Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643-653. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>

Fors, R., Lundén, K., & Åman, J. (2020). *Överklagande av dom i Mål nr M 6489-20*. Retrieved from <http://www.nackamiljo.se/klaganhdsarvtrask.docx>

Fredman, P., & Hedblom, M. (2015). *Friluftsliv 2014: Nationell undersökning om svenska folkets friluftsvanor*. Retrieved from <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6691-8.pdf?pid=16254>

Gardner, T. A., Hase, A., Brownlie, S., Ekstrom, J. M. M., Pilgrim, J. D., Savy, C. E., . . . Ten Kate, K. (2013). Biodiversity Offsets and the Challenge of Achieving No Net Loss. *Conservation Biology*, 27(6), 1254-1264. doi:[doi:10.1111/cobi.12118](https://doi.org/10.1111/cobi.12118)

Gonçalves, B., Marques, A., Soares, A. M. V. D. M., & Pereira, H. M. (2015). Biodiversity offsets: from current challenges to harmonized metrics. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 61-67.

Gordon, A., Bull, J. W., Wilcox, C., & Maron, M. (2015). FORUM: Perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies. *Journal of Applied Ecology*, 52(2), 532-537. doi:<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12398>

Gore, T. (2014). The Role of Policy Champions and Learning in Implementing Horizontal Environmental Policy Integration: Comparative Insights from European Structural Fund Programmes in the U.K. *Administrative Sciences*, 4, 1-27.

Göteborgs stad. (2019). *Bedömning av behov av kompensationsåtgärder - Ekosystemtjänster inkl rekreation och biologisk mångfald*. Göteborg Retrieved from <https://goteborg.se/wps/wcm/connect/3dfa3d58-90a0-4463-8697-3071cda57aaa/Checklista+kompensations%C3%A5tg%C3%A4rder+ekosystemtj%C3%A4nster.pdf?MOD=AJPERES>.

Grahn Danielson, B., Rönn, M., & Swedberg, S. (2015). *Kompensationsåtgärder vid exploatering i kultur-och naturmiljöer: Kulturlandskapet i samarbetet med KTH/Arkitektur*.

Granberg, Å., Ersborg, J., & Sigurdson, T. (2018). *Kompensation för Botniabanans intrång i Umeälvens delta och slätter - En erfarenhetssammanställning* (Rapport 6818)

Granberg, Å., Ersborg, J., & Sigurdsson, T. (2018). *Botniabanans intrång i Umeälvens delta och slätter - En erfarenhetssammanställning* (6818). Retrieved from <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6818-9.pdf?pid=22062>

Grêt-Regamey, A., Sirén, E., Brunner, S. H., & Weibel, B. (2017). Review of decision support tools to operationalize the ecosystem services concept. *Ecosystem Services*, 26, 306-315. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.012>

Griffiths, V. F., Bull, J. W., Baker, J., & Milner-Gulland, E. J. (2019). No net loss for people and biodiversity. *Conservation Biology*, 33(1), 76-87. doi:<https://doi.org/10.1111/cobi.13184>

Guillet, F., & Semal, L. (2018). Policy flaws of biodiversity offsetting as a conservation strategy. *Biological Conservation*, 221, 86-90. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.03.001>

Haase, D., Kabisch, S., Haase, A., Andersson, E., Banzhaf, E., Baro, F., . . . Wolff, M. (2017). Greening cities - To be socially inclusive? About the alleged paradox of society and ecology in cities. *Habitat International*, 64, 41-48. doi:10.1016/j.habitatint.2017.04.005

Haddaway, N. R., Hedlund, K., Jackson, L. E., Kätterer, T., Lugato, E., Thomsen, I. K., . . . Isberg, P.-E. (2017). How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review. *Environmental Evidence*, 6(1), 30. doi:10.1186/s13750-017-0108-9

Hahn, T., Heinrup, M., & Lindborg, R. (2018). Landscape heterogeneity correlates with recreational values: a case study from Swedish agricultural landscapes and implications for policy. *Landscape Research*, 43, 696-707.

Hansen, R., & Pauleit, S. (2014). From Multifunctionality to Multiple Ecosystem Services? A Conceptual Framework for Multifunctionality in Green Infrastructure Planning for Urban Areas. *AMBIO*, 43(4), 516-529. doi:10.1007/s13280-014-0510-2

Hanson, H. I., Wickenberg, B., & Alkan Olsson, J. (2020). Working on the boundaries—How do science use and interpret the nature-based solution concept? *Land Use Policy*, 90, 104302. doi:10.1016/j.landusepol.2019.104302

HAV. (2016). *Kompensationsrestaurering av ålgräs i Sverige – Vägledning*. Retrieved from <https://www.havochvatten.se/download/18.7bb4ad22156f6eab616c2bdc/1473671613331/vagledning-ur-bilaga-2-rapport-2016-8.pdf>

Hedlund, K., Brady, M., Hanson, H., Hristov, J., Olsson, J. A., Smith, H. G., & Wilhelmsson, F. (2017). *Värdering av ekosystemtjänster inom jordbruket - för effektivt beslutsfattande* (9162067532). Retrieved from <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6753-3.pdf?pid=20248>

Hermelingmeier, V., & Nicholas, K. A. (2017). Identifying Five Different Perspectives on the Ecosystem Services Concept Using Q Methodology. *Ecol. Econ.*, 136, 255-265. doi:10.1016/j.ecolecon.2017.01.006

Holmes, G., Sandbrook, C., & Fisher, J. A. (2017). Understanding conservationists' perspectives on the new-conservation debate. *Conservation Biology*, 31(2), 353-363. doi:<https://doi.org/10.1111/cobi.12811>

Hrabanski, M. (2015). The biodiversity offsets as market-based instruments in global governance: Origins, success and controversies. *Ecosystem Services*, 15, 143-151. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.12.010>

Hughey, S. M., Walsemann, K. M., Child, S., Powers, A., Reed, J. A., & Kaczynski, A. T. (2016). Using an environmental justice approach to examine the relationships between park availability and quality indicators, neighborhood disadvantage, and racial/ethnic composition. *Landscape and Urban Planning*, 148, 159-169.

Hunter, M. L., Jr., Redford, K. H., & Lindenmayer, D. B. (2014). The complementary niches of anthropocentric and biocentric conservationists. *Conserv Biol*, 28(3), 641-645. doi:10.1111/cobi.12296

Hysing, E., & Lidskog, R. (2018). Policy Contestation over the Ecosystem Services Approach in Sweden. *Society & Natural Resources*, 31(4), 393-408. doi:10.1080/08941920.2017.1413719

Ives, C. D., & Bekessy, S. A. (2015). The ethics of offsetting nature. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(10), 568-573. doi:<https://doi.org/10.1890/150021>

Jacob, C., Quétier, F., Aronson, J., Pioch, S., & Levrel, H. . (2014). Vers une politique française de compensation des impacts sur la biodiversité plus efficace: défis et perspectives (French). *Vertigo*, 14(3). doi:doi:10.4000/vertigo.15385

Jeffery, S., Gardi, C., Jones, A., Montanarella, L., Marmo, L., Miko, L., . . . Van der Putten, H. (2010). *European atlas of soil biodiversity*. Luxembourg: European Commission.

Jennings, V., Johnson Gaither, C., & Gragg, R. S. (2012). Promoting environmental justice through urban green space access: A synopsis. *Environmental Justice*, 5(1), 1-7.

- Jim, C. Y., & Chen, W. (2010). External effects of neighbourhood parks and landscape elements on high-rise residential value. *Land Use Policy*, 27, 662-670.
- Jim, C. Y., & Chen, W. Y. (2006). Recreation-amenity use and contingent valuation of urban greenspaces in Guangzhou, China. *Landscape and Urban Planning*, 75(1-2), 81-96.
- Johansson, H. (2021). *Att flytta förlorade naturvärden: Fungerar ekologisk kompensation för att skydda naturvärden vid exploatering?* (AgriFood Fokus 2021:3)
- Josefsson, J., Widenfalk, L. A., Blicharska, M., Hedblom, M., Pärt, T., Ranius, T., & Öckinger, E. (2021). Compensating for lost nature values through biodiversity offsetting – Where is the evidence? *Biological Conservation*, 257, 109117. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109117>
- Justus, J., Colyvan, M., Regan, H., & Maguire, L. (2009). Buying into conservation: intrinsic versus instrumental value. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(4), 187-191. doi:<https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.011>
- Kallioniemi, K. (2006). *Hushållning med åkermark? Uppföljning av åkerexploatering i Skåne och Halland samt analys av planerad exploatering i Skåne* (Rapport 2006:8)
- Kiesecker, J. M., Copeland, H., Pocerwicz, A., & McKenney, B. (2010). Development by design: blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(5), 261-266. doi:<https://doi.org/10.1890/090005>
- Kiesecker, J. M., Copeland, H., Pocerwicz, A., Nibbelink, N., McKenney, B., Dahlke, J., . . . Stroud, D. (2009). A Framework for Implementing Biodiversity Offsets: Selecting Sites and Determining Scale. *Bioscience*, 59(1), 77-84. doi:10.1525/bio.2009.59.1.11
- Knobel, P., Dadvand, P., & Maneja-Zaragoza, R. (2019). A systematic review of multi-dimensional quality assessment tools for urban green spaces. *Health & Place*, 59, 102198. doi:<https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2019.102198>
- Koh, N. S., Hahn, T., & Ituarte-Lima, C. (2017). Safeguards for enhancing ecological compensation in Sweden. *Land Use Policy*, 64, 186-199. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.02.035>
- Kuylentierna, J., Barraza, H., Benton, T., Larsen, A., Kurppa, S., Lipper, L., & Virgin, I. (2019). *Food Security and Sustainable Food Systems Research to support a sustainable, competitive and innovative Swedish food system by 2030*. Retrieved from https://www.mistra.org/wp-content/uploads/2019/04/mistra_bp_-food_security_2019.pdf
- Laitila, J., Moilanen, A., & Pouzols, F. M. (2014). A method for calculating minimum biodiversity offset multipliers accounting for time discounting, additionality and permanence. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(11), 1247-1254.
- Land, M., Haddaway, N. R., Hedlund, K., Jørgensen, H. B., Kätterer, T., & Isberg, P.-E. (2017). How do selected crop rotations affect soil organic carbon in boreo-temperate systems? A systematic review protocol. *Environmental Evidence*, 6(1), 9. doi:10.1186/s13750-017-0086-y

- Länsstyrelsen Skåne. (2019). *Handlingsplan för grön infrastruktur*. Retrieved from <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.3db3ed8a171ac1fbfcb dca5/1617692419798/Handlingsplan%20Gr%C3%B6n%20infrastruktur%20Sk%C3%A5ne.pdf>
- Lapeyre, R., Froger, G., & Hrabanski, M. (2015). Biodiversity offsets as market-based instruments for ecosystem services? From discourses to practices. *Ecosystem Services*, 15, 125-133. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.010>
- Lave, R., Doyle, M., & Robertson, M. (2010). Privatizing stream restoration in the US. *Social Studies of Science*, 40(5), 677-703. doi:10.1177/0306312710379671
- Lindeberg, G., Edman, T., Moström, J., & Svanström, S. (2017). *Exploatering av jordbruksmark 2011–2015*. Retrieved from <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.2e0f9f621636c8440272a4a0/1528447797593/Exploatering%20av%20jordbruksmark%202011-2015.pdf>
- LKAB. (2019). *Miljörapport LKAB Mertainen*. Retrieved from <https://www.lkab.com/sv/SysSiteAssets/documents/miljorapporter/2019/20-730-mertainen---miljorapport-2019.pdf>
- Lo, A. Y., & Jim, C. Y. (2010). Willingness of residents to pay and motives for conservation of urban green spaces in the compact city of Hong Kong. *Urban Forestry & Urban Greening*, 9(2), 113-120.
- Lockhart, A. (2015). Developing an offsetting programme: tensions, dilemmas and difficulties in biodiversity market-making in England. *Environmental Conservation*, 42(4), 335-344. doi:10.1017/S0376892915000193
- Low, S. (2013). Public space and diversity: distributive, procedural and interactional justice for parks. In G. Young & D. Stevenson (Eds.), *The Ashgate research companion to planning and culture* (pp. 295-310). Surrey: Ashgate Publishing.
- Lu, C., Kotze, D. J., & Setälä, H. M. (2020). Soil sealing causes substantial losses in C and N storage in urban soils under cool climate. *Science of The Total Environment*, 725, 138369. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138369>
- Maron, M., Bull, J. W., Evans, M. C., & Gordon, A. (2015). Locking in loss: Baselines of decline in Australian biodiversity offset policies. *Biological Conservation*, 192, 504-512. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.017>
- Maron, M., Ives, C. D., Kujala, H., Bull, J. W., Maseyk, F. J. F., Bekessy, S., . . . Evans, M. (2016). Taming a Wicked Problem: Resolving Controversies in Biodiversity Offsetting. *Bioscience*, 66, 489-498.
- Marshall, E., Wintle, B. A., Southwell, D., & Kujala, H. (2020). What are we measuring? A review of metrics used to describe biodiversity in offsets exchanges. *Biological Conservation*, 241, 108250.
- Maseyk, F. J. F., Barea, L. P., Stephens, R. T. T., Possingham, H. P., Dutson, G., & Maron, M. (2016). A disaggregated biodiversity offset accounting model to improve estimation of ecological equivalency and no net loss. *Biological Conservation*, 204, 322-332. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.016>
- McCauley, D. J. (2006). Selling out on nature. *Nature*, 443(7107), 27-28.

- McKenney, B. A., & Kiesecker, J. M. (2010). Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environmental Management*, 45(1), 165-176.
- MEA. (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends*. Washington, DC, US: Island press.
- Miljösamverkan. (2019). *Ekologisk kompensation - handläggarstöd för en ökad användning*. Retrieved from <http://extra.lansstyrelsen.se/miljosamverkan/SiteCollectionDocuments/Publikationer/2019/2019-handlaggarstod-ekologisk-kompensation.pdf>
- Miller, A. R. (2001). *Valuing open space: Land economics and neighborhood parks*. Massachusetts Institute of Technology.
- Moilanen, A., & Kotiaho, J. S. (2018). Fifteen operationally important decisions in the planning of biodiversity offsets. *Biological Conservation*, 227, 112-120. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.002>
- Morancho, A. B. (2003). A hedonic valuation of urban green areas. *Landscape and Urban Planning*, 66(1), 35-41.
- Naturskyddsföreningen i Stockholms län. (2007). *Kompensationsprincipens användning - Lägesbeskrivning och diskussionsunderlag*
- Naturvårdsverket. (2015). *Dispenser och tillstånd*. Retrieved from <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/skyddade-omraden/process-naturresept/hantering/hantering-dispenser-tillstand.pdf>
- Naturvårdsverket. (2016). *Ekologisk kompensation-En vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden*. Retrieved from <http://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:921441/FULLTEXT01.pdf>
- Naturvårdsverket. (2017). *Tätortsnära natur och friluftsliv* (Skrivelse 2017-12-20). Retrieved from https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/remisser-och-yttranden/remisser-2017/Skrivelse_Tatortsnara-natur_o_friluftsliv.pdf
- Naturvårdsverket. (2018). Naturvårdsverket satsar på forskning för att utveckla arbetet med ekologisk kompensation. Retrieved 2021-05-11 from <https://www.naturvardsverket.se/Nyheter-och-pessmeddelanden/Nyhetsarkiv/Nyheter-och-pessmeddelanden-2018/Naturvardsverket-satsar-pa-forskning-for-att-utveckla-arbetet-med-ekologisk-kompensation/>
- Naturvårdsverket. (2019). *Miljömålsrådets gemensamma åtgärdslista 2019*. Retrieved from <https://www.sverigesmiljomal.se/contentassets/7d5ef45c745e4addacc4610575bcd9fa/miljomalsradets-atgardslista-2019.pdf>
- Nilsson, P. (2015). The influence of urban and natural amenities on second home prices. *Journal of Housing and the Built Environment*, 30(3), 427-450. doi:10.1007/s10901-014-9421-6
- Nordin, A. C., Hanson, H. I., & Alkan Olsson, J. (2017). Integration of the ecosystem services concept in planning documents from six municipalities in southwestern Sweden. *Ecology and Society*, 22(3). doi:10.5751/es-09420-220326
- Nordström, J., & Hammarlund, C. (2021). You win some, you lose some – compensating the loss of green space in cities taking heterogeneous population characteristics into consideration. *AgriFood Economics Centre, Working Paper 2021:3*.

- Ode Sang, Å., Knez, I., Gunnarsson, B., & Hedblom, M. (2016). The effects of naturalness, gender, and age on how urban green space is perceived and used. *Urban Forestry & Urban Greening*, 18, 268-276. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2016.06.008>
- OECD. (2013). *Scaling-up Finance Mechanisms for Biodiversity*. Retrieved from <https://www.oecd-ilibrary.org/content/publication/9789264193833-en>
- OECD. (2014). *Biodiversity Offsets: Effective design and implementation*. Retrieved from https://www.oecd.org/environment/resources/Biodiversity%20Offsets_Highlights_for%20COP12%20FINAL.pdf
- Panduro, T. E., & Veie, K. L. (2013). Classification and valuation of urban green spaces—A hedonic house price valuation. *Landscape and Urban Planning*, 120(Complete), 119-128.
- Parkes, D., Newell, G., & Cheal, D. (2003). Assessing the quality of native vegetation: The 'habitat hectares' approach. *Ecological Management & Restoration*, 4(s1), S29-S38. doi:<https://doi.org/10.1046/j.1442-8903.4.s.4.x>
- Pauly, D. (1995). Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(10), 430.
- Pawliczek, J., & Sullivan, S. (2011). Conservation and concealment in Species-Banking.com, USA: an analysis of neoliberal performance in the species offsetting industry. *Environmental Conservation*, 38(4), 435-444. doi:10.1017/S0376892911000518
- Penca, J. (2015). Biodiversity Offsetting in Transnational Governance. *Review of European, Comparative & International Environmental Law*, 24(1), 93-102. doi:<https://doi.org/10.1111/reel.12102>
- Perino, G., Andrews, B., Kontoleon, A., & Bateman, I. (2014). The value of urban green space in Britain: a methodological framework for spatially referenced benefit transfer. *Environmental and Resource Economics*, 57(2), 251-272.
- Persson, A., & Smith, H. (2014). *Biologisk mångfald i urbana miljöer – förutsättningar, fördelar och förvaltning*. Retrieved from https://www.cec.lu.se/sv/sites/cec.lu.se.sv/files/urban_biodiversitet_final_20140515_lagupplöst.pdf
- Plummer, M. L. (2009). Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 38-45.
- Polasky, S., Johnson, K., Keeler, B., Kovacs, K., Nelson, E., Pennington, D., . . . Withey, J. (2012). Are investments to promote biodiversity conservation and ecosystem services aligned? *Oxford Review of Economic Policy*, 28(1), 139-163. doi:10.1093/oxrep/grs011
- Purvis, A., & Hector, A. (2000). Getting the measure of biodiversity. *Nature*, 405(6783), 212-219. doi:10.1038/35012221
- Quétier, F., & Lavorel, S. (2011). Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144(12), 2991-2999. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.002>

Quétier, F., Regnery, B., & Levrel, H. (2014). No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy. *Environmental Science & Policy*, 38, 120-131. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.11.009>

RAA. (2014). *Fria eller fälla - En vägledning för avvägningar vid hantering av träd i offentliga miljöer* Retrieved from file: <http://samla.raa.se/xmlui/handle/raa/7812>

Redford, K. H., & Adams, W. M. (2009). Payment for ecosystem services and the challenge of saving nature: Wiley Online Library.

Region Skåne. (2012). *Grönstruktur i Skåne - Strategier för en utvecklad grön struktur*. Retrieved from https://utveckling.skane.se/siteassets/publikationer_dokument/gronstruktur_i_skane.pdf

Reyers, B., Polasky, S., Tallis, H., Mooney, H. A., & Larigauderie, A. (2012). Finding common ground for biodiversity and ecosystem services. *Bioscience*, 62(5), 503-507.

Ridder, B. (2008). Questioning the ecosystem services argument for biodiversity conservation. *Biodiversity and Conservation*, 17(4), 781-790.

Rio Tinto. (2008). *Rio Tinto and biodiversity: Achieving results on the ground*. Retrieved from <https://bobbloomfield.files.wordpress.com/2013/03/2008riotintobiodiversitystrategy.pdf>

Rundcrantz, K., & Skärbäck, E. (2003). Environmental compensation in planning: a review of five different countries with major emphasis on the German system. *European Environment*, 13(4), 204-226. doi:<https://doi.org/10.1002/eet.324>

SCB. (2020). *Normskördar 2020*. (JO0602)

Schipperijn, J., Ekholm, O., Stigsdotter, U. K., Toftager, M., Bentsen, P., Kamper-Jorgensen, F., & Randrup, T. B. (2010). Factors influencing the use of green space: Results from a Danish national representative survey. *Landscape and Urban Planning*, 95(3), 130-137. doi:10.1016/j.landurbplan.2009.12.010

Schröter, M., Van der Zanden, E. H., van Oudenhoven, A. P., Remme, R. P., Serna-Chavez, H. M., De Groot, R. S., & Opdam, P. (2014). Ecosystem services as a contested concept: a synthesis of critique and counterarguments. *Conservation Letters*, 7(6), 514-523.

Schubert, P., Ekelund, N. G. A., Beery, T. H., Wamsler, C., Jönsson, K. I., Roth, A., . . . Palo, T. (2017). Implementation of the ecosystem services approach in Swedish municipal planning. *Journal of Environmental Policy & Planning*, 1-15. doi:10.1080/1523908X.2017.1396206

Sekercioglu, C. H. (2010). Ecosystem functions and services. *Conservation biology for all*, 2010, 45-72.

Shang, W., Gong, Y., Wang, Z., & Stewardson, M. J. (2018). Eco-compensation in China: Theory, practices and suggestions for the future. *Journal of Environmental Management*, 210, 162-170.

- Simmonds, J. S., Sonter, L. J., Watson, J. E. M., Bennun, L., Costa, H. M., Dutton, G., . . . Maron, M. (2020). Moving from biodiversity offsets to a target-based approach for ecological compensation. *Conservation Letters*, 13(2), e12695. doi:<https://doi.org/10.1111/conl.12695>
- Sirami, C., Gross, N., Baillod, A. B., Bertrand, C., Carrié, R., Hass, A., . . . Alignier, A. (2019). Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(33), 16442-16447.
- Sister, C., Wolch, J., & Wilson, J. (2010). Got green? Addressing environmental justice in park provision. *GeoJournal*, 75(3), 229-248.
- Skärbäck, E. (2015). Balansera natur- och kulturvärden. In B. Grahn Danielson, M. Rönn, & S. Swedberg (Eds.), *Kompensationsåtgärder vid exploatering i kultur- och naturmiljöer* (pp. 239-272): Tekniska högskolan i Stockholm.
- Sonter, L. J., Gourevitch, J., Koh, I., Nicholson, C. C., Richardson, L. L., Schwartz, A. J., . . . Ricketts, T. H. (2018). Biodiversity offsets may miss opportunities to mitigate impacts on ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(3), 143-148. doi:<https://doi.org/10.1002/fee.1781>
- SOU 2017:34. *Ekologisk kompensation– Åtgärder för att motverka nettoförluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster, samtidigt som behovet av markexploatering tillgodoses*. Retrieved from http://www.sou.gov.se/wp-content/uploads/2017/04/SOU-2017_34_webb.pdf
- Sullivan, S., & Hannis, M. (2015). Nets and frames, losses and gains: Value struggles in engagements with biodiversity offsetting policy in England. *Ecosystem Services*, 15, 162-173. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.01.009>
- Sveaskog. (2014). Ekologisk kompensation – marknad på frammarsch. from <https://www.sveaskog.se/press-och-nyheter/nyheter-och-pressmeddelanden/2014/ekologisk-kompensation--marknad-pa-frammarsch/>
- Sveaskog. (2017). Sveaskog och Boliden genomför affär kring ekologisk kompensation. from <https://www.sveaskog.se/press-och-nyheter/nyheter-och-pressmeddelanden/2017/sveaskog-och-boliden-genomfor-affar-kring-ekologisk-kompensation/#:~:text=kring%20ekologisk%20kompensation-,Sveaskog%20och%20Boliden%20genomf%C3%B6r%20aff%C3%A4r%20kring%20ekologisk%20kompensation,utbyggnad%20i%20Aitikgruvan%20i%20G%C3%A4llivare.&text=I%20och%20med%20denna%20aff%C3%A4r,fram%C3%A5t%20f%C3%B6r%20aff%C3%A4rsomr%C3%A5det%20ekologisk%20kompensation.>
- Sveaskog, LKAB, & Ecogain. (u.å.). *Ett standardiserat arbetsätt för ekologisk kompensation. Tillämpning av BBOP-standarderna i ett svenskt pilotprojekt*. Retrieved from <https://docplayer.se/16485736-Ett-standardiserat-arbetsatt-for-ekologisk-kompensation-tillampning-av-bbop-standarderna-i-ett-svenskt-pilotprojekt.html>
- Ten Kate, K., Bishop, J., & Bayon, R. (2004). *Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case*: IUCN--The World Conservation Union.

The Ramsar Convention Secretariat. (1971). *The Ramsar Convention on Wetlands of International Importance Especially as Waterfowl Habitat*. Retrieved from https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/current_convention_text_e.pdf

Trafikverket. (2019). *Riktlinje landskap*. Retrieved from <https://www.trafikverket.se/contentassets/7716aab03f0c427da48a85803038d995/riktlinje-landskap.pdf>

Vägverket. (2004). *Kompensation vid förlust av miljövärden (2004:181)*. Retrieved from <https://trafikverket.ineko.se/se/kompensation-vid-f%C3%B6rlust-av-milj%C3%B6v%C3%A4rden>

van Zanten, B. T., Zasada, I., Koetse, M. J., Ungaro, F., Häfner, K., & H. Verburg, P. (2016). A comparative approach to assess the contribution of landscape features to aesthetic and recreational values in agricultural landscapes. *Ecosystem Services*, *17*, 87-98.

Vasenev, V., Stoorvogel, J., Leemans, R., Valentini, R., & Hajiaghayeva, R. (2018). Projection of urban expansion and related changes in soil carbon stocks in the Moscow Region. *Journal of Cleaner Production*, *170*, 902-914.

Viitanen, J., & Kingston, R. (2014). Smart Cities and Green Growth: Outsourcing Democratic and Environmental Resilience to the Global Technology Sector. *Environment and Planning A: Economy and Space*, *46*(4), 803-819. doi:10.1068/a46242

Villarroya, A., Barros, A. C., & Kiesecker, J. (2014). Policy development for environmental licensing and biodiversity offsets in Latin America. *Plos One*, *9*(9), e107144.

Vollset, S. E., Goren, E., Yuan, C.-W., Cao, J., Smith, A. E., Hsiao, T., . . . Murray, C. J. L. (2020). Fertility, mortality, migration, and population scenarios for 195 countries and territories from 2017 to 2100: a forecasting analysis for the Global Burden of Disease Study. *The Lancet*, *396*(10258), 1285-1306. doi:[https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(20\)30677-2](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)30677-2)

Wamsler, C., Wickenberg, B., Hanson, H., Alkan Olsson, J., Stålhammar, S., Björn, H., . . . Zelmerlow, F. (2020). Environmental and climate policy integration: Targeted strategies for overcoming barriers to nature-based solutions and climate change adaptation. *Journal of Cleaner Production*, *247*, 119154. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119154>

Wolch, J. R., Byrne, J., & Newell, J. P. (2014). Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities 'just green enough'. *Landsc. Urban Plan.*, *125*, 234-244.

Wüstemann, H., Kalisch, D., & Kolbe, J. (2017). Access to urban green space and environmental inequalities in Germany. *Landsc. Urban Plan.*, *164*, 124-131.

Yuan, S., Zhu, C., Yang, L., & Xie, F. (2019). Responses of Ecosystem Services to Urbanization-Induced Land Use Changes in Ecologically Sensitive Suburban Areas in Hangzhou, China. *Int J Environ Res Public Health*, *16*(7). doi:10.3390/ijerph16071124

Zhou, Z., Palmborg, C., Ericson, L., Dryler, K., Lindgren, K., Bergkvist, G., & Parsons, D. (2019). A 60-years old field experiment demonstrates the benefit of leys in the crop rotation. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, *69*(1), 36-42. doi:10.1080/09064710.2018.1492010

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Ekologisk kompensation

Upptag och integrering bland svenska aktörer och kvantifiering av de samhällsekonomiska effekterna

Rapporten bidrar till att öka kunskapen om förutsättningarna för ekologisk kompensation och de processer som används vid ekologisk kompensation, med fokus på kommunal nivå.

Rapporten inleds med en överblick av begreppet ”ekologisk kompensation”, dess historia och konceptuella innehåll samt de utmaningar med konceptet som identifierats i vetenskaplig litteratur.

För att beskriva användningen av ekologisk kompensation på en generell nivå i Sverige har projektet studerat hur konceptet tagits upp och integrerats i översiktliga planeringsdokument. Resultatet visar att många svenska kommuner använder sig av konceptet, men att användningen varierar stort mellan kommunerna.

Genom intervjuer har projektet även studerat hur kommunala tjänstepersoner ser på konceptet och vilka utmaningar, förutsättningar och behov de stöter på i det praktiska arbetet med ekologisk kompensation. Intervjustudien visar att det finns flera sätt att se på ekologisk kompensation ur ett kommunalt perspektiv, där vissa ser det som något positivt och som en möjlighet att skapa en dialog med exploitörer, medan andra ser användningen som mer problematisk.

Projektet har även studerat hur beräkningsmodeller kan användas för utformning och placering av kompensationsåtgärder i relation till livsmedels-säkerhet, kolinlagring och rekreation. Resultaten ger också en inblick i hur förlust av ekosystemtjänster kan översättas till samhällsekonomiska monetära värden för att underlätta beräkning och finansiering av kompensationsåtgärder. Beräkningsmodellerna som presenteras i rapporten kan ge ett ökat stöd och beslutsunderlag vid ekologisk kompensation.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag som finansierar forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.