

Samferdselsdepartementet

Kompensasjon av jordbruks- og
naturområder:

Litteraturstudie med anbefalinger og
vurderinger av kostnader



Utarbeidet av:



Mai 2013

Forsidebilder:

Venstre: Planering i forbindelse med E18-utbyggingen i Østfold. Matjord fra utbyggingsområdet fjernes og fylles deretter i en forsenkning og brukes som jordbruksjord (foto: Oskar Puschmann, Norsk institutt for skog og landskap).

Høyre: Anlegging av veg i Lista Vindpark, Farsund kommune, der blant annet den prioriterte naturtypen kystlynghei delvis gror igjen. Kan utfordringer løses med økologisk kompensasjon? (foto: Jonathan E. Colman, Naturrestaurering AS)

Oppdrag:	Litteraturstudie: kompensasjon av jordbruks- og naturområder					
Emne:	Fysisk kompensasjon, jordbruks- og naturområder					
Rapport:	TVF-01					
Oppdragsgiver:	Samferdselsdepartementet					
Dato:	29. mai 2013					
Oppdrag- / Rapportnr.	124873 / 01					
Tilgjengelighet	Unntatt offentlighet (offentleglova § 14)					
Utarbeidet av:	Svein Erik Hårklau	Fag/Fagområde:	TVF			
Kontrollert av:	Kjetil Flydal	Ansvarlig enhet:	Naturressurser			
Godkjent av:	Gro Dyrnes	Emneord:	Kompensasjon			
01	29.05.13	Litteraturstudie: kompensasjon av jordbruks- og naturområder	140	SEH	KFL	GDY
Utg.	Dato	Tekst	Ant.sider	Utarb.av	Kontr.av	Godkj.av

FORORD

Samferdselsdepartementet ønsker å få en oversikt over metoder og praksis for fysisk kompensasjon av dyrket mark og økologisk kompensasjon i utlandet. For denne oppgaven har Multiconsult AS, Naturrestaurering AS og Norsk institutt for skog og landskap gjennomført en litteraturstudie av internasjonale erfaringer med kompensasjon for jordbruks- og naturområder.

Rapporten er utarbeidet av naturforvalter Svein Erik Hårklau (prosjektleder, Multiconsult), pedolog (spesialist i jordbunnsfag) Arnold Arnoldussen (Norsk institutt for skog og landskap), Dr. Scient. økologi Jonathan Colman (Naturrestaurering), Dr. Scient. økologi Kjetil Flydal (Naturrestaurering) og naturforvalter Annbjørg Backer Lied (Multiconsult).

Multiconsult AS med samarbeidspartnere takker Samferdselsdepartementet ^{v/} Siri Gilbert for oppdraget.

Oslo, 29.05.2013

INNHOOLD

SAMMENDRAG	1
DEL A: INNLEDNING	8
A1 BAKGRUNN	8
A1.1 Bakgrunn for studien	8
A1.2 Kompensasjon for jordbruksområder	8
A1.3 Økologisk kompensasjon	9
A1.4 Formål med studien	9
A2 MATERIALE OG METODER	11
DEL B: RESULTATER I STUDIENE AV JORDBRUKSOMRÅDER	12
B1 DEFINISJON OG AVGRENSNING AV KOMPENSASJON FOR JORDBRUKSOMRÅDER	12
B2 BEGRENSNING AV OMDISPONERING AV JORDBRUKSAREALER: JORDVERN I EU OG I NORGE – ERFARINGER OG UTVIKLINGER	14
B2.1 Europeisk jordverndiskusjon	14
B2.2 Tiltak mot omdisponering i Europa og Norge.....	15
B2.3 Overføringsverdi til Norge	22
B3 VELLYKKEDE OG MINDRE VELLYKKEDE TILTAK FOR Å REDUSERE OMDISPONERINGEN AV DYRKET MARK	23
B4 RAMMEBETINGELSER FOR REDUKSJON AV OMDISPONERING AV JORDBRUKSAREALER	24
B5 TILTAK FOR FYSISK KOMPENSASJON AV TAPT JORDBRUKSAREAL	25
B5.1 Fysisk kompensasjon av jordbruksareal i Sveits	25
B5.2 Systemer for nydyrking	27
B5.3 Jordflytting	30
B6 I HVILKE SITUASJONER KAN OG BØR FYSISK KOMPENSASJON FOR JORDBRUKSAREALER GJENNOMFØRES	33
B6.1 Tilgjengelig datagrunnlag for å vurdere muligheter for fysisk kompensasjon av jordbruksarealer	33
B6.2 I hvilke situasjoner bør det utløses krav om fysisk kompensasjon	36
B6.3 Rammevilkår for nydyrking.....	38
B6.4 Rammevilkår for jordflytting.....	39
B6.5 Tidspunkt for vurdering og gjennomføring av kompensasjon	42
B7 UTVELGELSE AV OMRÅDER FOR GJENNOMFØRING AV TILTAK	43
B8 KOSTNADER VED TILTAK	44
DEL C: RESULTATER I STUDIENE AV NATUROMRÅDER	46
C1 DEFINISJON OG AVGRENSNING AV ØKOLOGISK KOMPENSASJON	46
C2 ØKOLOGISKE KOMPENSASJONSTILTAK – EN OVERSIKT	52
C2.1 Utbredelse av kompensasjon som virkemiddel.....	52
C2.2 Vanlige kompensasjonstiltak og -metoder	55
C2.3 Økologisk kompensasjon internasjonalt og fremtidige rolle i Norge	57
C3 EKSEMPLER PÅ ØKOLOGISK KOMPENSASJON I ULIKE LAND	58
C3.1 Gjennomgang av systemer og tiltak for økologisk kompensasjon i utvalgte land	58
C3.2 Systemer og tiltak internasjonalt og overføringsverdi til norske forhold.....	65

C4	RAMMEBETINGELSER FOR ØKOLOGISKE KOMPENSASJONSTILTAK	67
C4.1	Vanlige krav og deres formål	67
C4.2	Lovverk og rammebetingelser med overførbarhet til norske forhold	77
C5	UTLØSING AV KOMPENSASJONSTILTAK SOM VIRKEMIDDEL	79
C5.1	Metoder og kriterier som utløser kompensasjonstiltak.....	79
C5.2	Tilfeller hvor kompensasjonstiltak ikke bør utløses.....	81
C5.3	Planmessig og juridisk rammeverk og muligheter	82
C5.4	Oppsummering og overførbarhet til norske forhold	86
C6	UTVELGELSE AV KOMPENSASJONSOMRÅDER	88
C6.1	Vanlige kriterier for utvelgelse av kompensasjonsområder	88
C6.1.1	Lokalisering	88
C6.1.2	Krav til størrelse på arealet.....	89
C6.1.3	Type arealer	91
C6.2	Hvordan kan kriterier for valg av erstatningsareal anvendes i Norge?	92
C7	KOMPENSASJONSBANKER	93
C7.1	Vanlige systemer for kompensasjonsbanker	93
C7.2	Fordeler og ulemper med kompensasjonsbanker og «in-lieu» programmer	98
C7.3	Hovedtrekk ved kompensasjonsbanker og overførbarhet til Norge	102
C8	VELLYKKEDE OG MINDRE VELLYKKEDE KOMPENSASJONSTILTAK	104
C8.1	Noen kjennetegn ved vellykkede kompensasjonstiltak.....	106
C8.1.1	Viktigheten av før- og etterundersøkelser.....	108
C8.1.2	Viktigheten av langsiktighet og bærekraft.....	109
C8.1.3	Canada – leveområder for fisk	109
C9	KOSTNADER VED KOMPENSASJONSTILTAK	112
DEL D: KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER	116	
D1	KONKLUSJONER	116
D2	ANBEFALINGER	120
DEL E: REFERANSER	124	
E1	JORDBRUKSOMRÅDER	124
E2	ØKOLOGISK KOMPENSASJON	130

Liste over tabeller

Tabell 1	Definisjon og avgrensning av tiltak i hierarkiet for å redusere de negative konsekvensene ved utbyggingsprosjekter	51
Tabell 2	En del land som praktiserer økologisk kompensasjon, inkludert land der kompensasjonsprosjekter skjer på frivillig basis	53
Tabell 3	Oversikt over noen vanlige kompensasjonstiltak som praktiseres internasjonalt.....	55
Tabell 4	Ulike kompensasjonsbanker i Australia	60
Tabell 5	Krav til lokalisering av kompensasjonsområder i ulike land og rammeverk	89
Tabell 6	Krav til størrelse på kompensasjonsområder i ulike land og rammeverk	90
Tabell 7	Krav til type arealer som kompensasjonsområder i ulike land og rammeverk	92
Tabell 8	Sammenlikning av kompensasjonsbanker og «in-lieu» avgiftsprogrammer i USA	96
Tabell 9	Sammenlikning av forskjeller og likheter mellom kompensasjonsbankene BushBroker og BioBank i Australia	99
Tabell 10	Oppsummering av resultater fra studier av ulike typer kompensasjonstiltak	105
Tabell 11	Kriterier for god økologisk kompensasjon.....	106

Tabell 12	Nåverdikostnader ved en forvaltningsavtale for restaurering og nyetablering som kompensasjonstiltak (uten kostnader til kjøp av arealer).....	113
Tabell 13	Nåverdikostnader ved kjøp av arealer for restaurering og nyetablering som kompensasjonstiltak (uten kostnader til kjøp av arealer).....	113

Liste over figurer

Figur 1	Illustrasjon av hierarkiet for grupper av tiltak for å redusere negative konsekvenser ved utbyggingsprosjekter og ulike resultatnivåer som kan kreves av kompensasjonen.....	12
Figur 2	Eksempel jordvernområder i kanton Graubünden i Sveits	17
Figur 3	Jordsmonnkartlagte arealer i Norge per 1. mars 2013	35
Figur 4	Kvalifikasjonsanalyse kompensasjon av jordbruksarealer	36
Figur 5	Klimasoneinndeling etter Skjelvåg (1990 og basert på klimanormalen 1930–1960).....	37
Figur 6	Kompensasjonstiltak defineres og oppfattes ulikt. I noen tilfeller opererer man med ulike kategorier kompensasjon basert på hvilken standard man søker å oppnå gjennom kompensasjonstiltakene.....	46
Figur 7	Illustrasjon av hierarkiet for grupper av tiltak for å redusere negative konsekvenser ved utbyggingsprosjekter og ulike resultatnivåer som kan kreves av kompensasjonen.....	49
Figur 8	Illustrasjon av hierarkiet for grupper av tiltak i et tenkt tilfelle av en vegutbygging.....	50
Figur 9	Kart som viser at det per 2011 ifølge Madsen m.fl. (2011) var 45 kompensasjonsprogram (hvite sirkler) i ulike land og 27 program under utvikling (blå sirkler)	54
Figur 10	Hierarki for kompensasjonstiltak ved skade på produksjonskapasiteten til leveområder for fisk i Canada.....	75
Figur 11	Tre hovedgrupper av kriterier for å definere når økologisk kompensasjon utløses. Detaljerte kriterier må utvikles for gruppe B og C for nøyaktig avgrensning	79
Figur 12	Saksgangen for en kommune(del)plan eller reguleringsplan med krav om planprogram og konsekvensutredning.....	83

Liste over bokser

Boks 1	Gjennomførte tiltak mot omdisponering av jordbruksområder i andre europeiske land	23
Boks 2	Rammebetingelser for reduksjon av omdisponering av jordbruksarealer	24
Boks 3	Jordsmonnutvikling: utvikling av jordsjikt	27
Boks 4	Rammevilkår for kompensasjon av tapt jordbruksareal gjennom nydyrking og jordflytting	33
Boks 5	Prinsipper for økologisk kompensasjon	48

Liste over vedlegg

Vedlegg 1	Spesifikasjon kostnader ved jordflytting.....	137
Vedlegg 2	Kostnadsanslag for et utvalg skjøtsels- og restaureringstiltak i Norge	138

SAMMENDRAG

Samferdselsdepartementet ved Miljøseksjonen har engasjert Multiconsult, Naturrestaurering og Norsk institutt for skog og landskap til å gjennomføre en litteraturstudie av kompensasjon for jordbruks- og naturområder. Kompensasjon i denne sammenheng omfatter ikke økonomisk kompensasjon, men fysisk kompensasjon i form av restaurering, etablering eller sikring av andre arealer som skal erstatte de områder og funksjoner som tapes ved utbyggingsprosjekter. Denne studien oppsummerer metoder og praksis for kompensasjon av dyrket mark og økologisk kompensasjon i utlandet. Siden det finnes svært lite internasjonal erfaring med fysisk kompensasjon av dyrket mark vektlegges også metoder og praksis i utlandet for å unngå omdisponering av jordbruksområder. Metoder og tiltak som antas å ha særlig overføringsverdi til norske forhold er identifisert.

Jordbruksområder

Vurderingene av kompensasjon for jordbruksområder har lagt vekt på metoder og praksis for å redusere omdisponering av jordbruksarealer. Både internasjonale og norske erfaringer er inkludert i arbeidet. Redusert omdisponering vil redusere behovet for kompensasjon av dyrket og dyrkbar mark, noe som er i tråd med et sterkt norsk jordvern som skal beskytte dyrket og dyrkbar mark mot nedbygging. Der det likevel skjer en nedbygging er fysisk kompensasjon av tapt jordbruksareal et potensielt viktig virkemiddel av beredskapshensyn for å beholde kapasiteten til å produsere mat.

Jordvern er også på den politiske dagsorden i EU og i flere EU-land. Norge ligger sammen med Tyskland, Sveits og Østerrike langt framme når det gjelder jordvern og innfører konkrete tiltak for et bedre jordvern. En viktig forskjell mellom Norge og land i EU er at jordvernet i Norge er nesten ensidig fokusert på å bevare kapasiteten til jordbruksproduksjon. I andre land står vern av alle jordfunksjoner sentralt. Ved siden av produksjon av mat og fiber sørger jordsmonnet for flere økosystemtjenester som for eksempel lagring av vann, næringsstoffer og karbon, levering av råmaterialer som leire, sand og grus og er oppholdssted for biologisk mangfold (sopp, insekter og mikroorganismer). Dette betyr i praksis at flere land i Europa også prioriterer vern av jordsmonnet i skoger og parker.

Som i Norge er fokuset i andre land hovedsakelig rettet inn mot å unngå omdisponering og minimere omdisponeringsarealet. I Europa vektlegges gjennomføring av bærekraftig arealplanlegging, forbedring av bo- og leveforhold i tettsteds-/bysentre, restaurering og omforming av tidligere industriområder og å ha fokus på å verne de beste jordkvalitetene. Dermed blir behovet for nedbygging av jordbruksarealer utenfor tettsteder redusert.

Flere land har gjennomført ekstra tiltak mot omdisponering, som for eksempel å kreve avgifter ved nedbygging, etablering av et kvotesystem for handel i nedbyggingsarealer (under uttesting) og etablering av et «økokonto» system. Tiltakene synes ikke å være evaluert, men flere land har satt seg ambisiøse mål for å redusere omdisponeringen. For eksempel har Østerrike i dag en nedbygging av 190 dekar per dag og vil redusere dette til 25 dekar per dag. Tyskland har en nedbygging av 1 040 dekar per dag og vil redusere dette til 300 dekar per dag.

Flere av tiltakene for å redusere omdisponering har potensiell overføringsverdi til Norge, for eksempel gjennomføring av fylkesvise mål for redusert nedbygging, etablering av «jordvernområder» kombinert med systemer for fysisk kompensasjon og etablering av et kvotesystem for handel med nedbyggingsarealer.

Fysisk kompensasjon av arealer er aktuelt å gjennomføre der omdisponering ikke kan unngås. Kompensasjon av tapt jordbruksareal betyr at man erstatter det tapte arealet i samme klimasone med et areal som produserer samme mengde produkt (matvarer eller fôr) av

tilsvarende kvalitet. Dette praktiseres i svært liten grad internasjonalt, og bare Sveits har gjennomført et system for fysisk kompensasjon av jordbruksarealer. Hver kanton (tilsvarende delstat) har etablert jordvernområder med et krav om å verne disse arealene mot nedbygging. I tillegg har de etablert reserveområder der jordbruksproduksjonen kan forbedres, slik at de eventuelt senere også kan få en vernestatus. Oppdraget til hver kanton er å opprettholde arealet med verdifull jordbruksjord. Ved nedbygging skal jord fra det påvirkede arealet brukes til å forbedre arealer i reserveområdene. Det stilles strenge krav til både hvordan jordsmonnet blir behandlet (prosessen) og den endelige kvaliteten i de forbedrede områdene.

Fysisk kompensasjon av jordbruksarealer betyr generelt utvidelse av arealet med jordbruksproduksjon. Tidligere var det vanlig å nydyrke store områder, for eksempel ble det i Nederland etablert store polderområder gjennom tørrlegging av havbunn fra 1930-tallet til 1980-tallet. Disse områdene skulle skaffe arealer til gårdbrukere som hadde mistet jorda på grunn av nedbygging. I flere land ble omfattende jordskifteprosesser gjennomført for å reorganisere og optimalisere arealutnyttelsen. Denne typen tiltak kan være effektive for å skaffe til veie store nye arealer, men vurderes å ha liten overføringsverdi til norske forhold. Et viktig moment som likevel har overføringsverdi er at det bør være mulig å drive en økonomisk lønnsom drift på de nye arealene, både i dag og i nær framtid, for å sikre at kompensasjonen for tapt areal har en tilstrekkelig langsiktig effekt.

Jordflytting som fysisk kompensasjonstiltak gjennomføres systematisk bare i Sveits. I mindre skala praktiseres trolig jordflytting også i andre land ved å ta i bruk gamle massetak, ved å reparere arealer utsatt for flomskader og ved å flytte jord til hager, vegkanter etc. Slik jordflytting i liten skala er sjelden dokumentert og ofte er resultatene trolig dårlige siden prinsippene for jordflytting neppe følges.

Jordflytting er teknisk mulig, men krever grundig og god planlegging for å oppnå gode resultater. Jordflytting begrenses her til flytting av jordsmonn med formål om å etablere nye jordbruksområder på arealer hvor jordbruk tidligere ikke var mulig. Hovedprinsippene for jordflytting er:

- Matjordlaget og det underliggende sjiktet skal graves vekk separat og sjiktene skal ikke blandes under en eventuell mellomgraving før utlegging på bestemmelsesstedet.
- Under all graving, transport og utlegging bør jordpakking unngås, eventuelt minimeres.
- Under jordflytting må det sørges for at jorda ikke inneholder alvorlige plantesykdommer, skadelige organismer, fremmede organismer, skadelige ugress eller alvorlig forurensning.

Norge har flere databaser med informasjon om arealressurser som kan være nyttige for å vurdere muligheter for nydyrking og jordflytting. AR5¹ er den viktigste, siden den omfatter alt areal under skoggrensen. Databasen for dyrkbar mark gir oversikt over dyrkbare arealer, og jordkvalitetskart gir informasjon om hvilke potensial jorda har for jordbruk, men dekker bare ca. 50 prosent av Norges jordbruksareal.

Kompensasjon bør i prinsippet gjennomføres i forholdet 1:1, men arealet korrigeres hvis erstatningsarealet har et bedre eller dårligere produksjonspotensial enn det opprinnelige arealet. Kompensasjonen bør skje innenfor samme klimasone.

Muligheter for fysisk kompensasjon bør vurderes som del av planprosesser og konsekvensutredninger. Det forutsettes at andre planløsninger vurderes og prioriteres før det blir aktuelt å gjennomføre fysisk kompensasjon. Fysisk kompensasjon bør være en siste utveg.

¹ AR5 står for arealressurskart i målestokk 1:5000. AR5 er et detaljert, nasjonalt heldekkende datasett og den beste kilden til informasjon om Norges arealressurser. Datasettet deler inn landarealet etter arealtype, skogbonitet, treslag og grunnforhold.

Muligheten for fysisk kompensasjon kan ha betydning for trasévalg og kan være et viktig bidrag til å redusere planleggingstiden for prosjekter.

Etter at planvedtak er fattet er den fremtidige arealdisponeringen fastlagt og grunneierne innenfor planområdet må legge dette til grunn for sin egen aktivitet. På den annen side har grunneiere med areal hvor kompensasjon skal gjennomføres ofte ikke vært involvert i selve utbyggingsprosjektet, og utbygger må derfor sikre seg tilgang til disse arealene for eksempel ved frivillige avtaler.

Gjennomføring av utbyggingsprosjekter kan gjøres raskere hvis det i forkant er kjent hvilke arealer er tilgjengelig for nydyrking og jordflytting og hvor grunneiere er villige til å etablere nye jordbruksarealer. Eventuell etablering av en jordbank går et steg lenger siden arealer i jordbanken allerede er nydyrket og kan brukes som kompensasjonsarealer fra det tidspunktet et utbyggingsprosjekt starter. Gjennom en avtale med grunneier bør det sikres at nyetablerte jordbruksområder blir tatt vare på for å sikre en hensiktsmessig jordbruksproduksjon også i framtiden.

Nydyrking koster i Norge generelt ca. kr 100 000 per hektar (10 dekar). I Sveits oppgis kostnader ved jordflytting fra kr 620 000 til kr 1,24 millioner per hektar. Men her blir jordflytting bare brukt til å restaurere degradert (skadet) jordsmonn. En teoretisk beregning estimerer et beløp til kr 3,7 millioner per hektar ved jordflytting over 2 km og mellomlagring, mens kostnadene er kr 3 millioner per hektar uten mellomlager.

Første prioritet bør være å redusere omfanget av omdisponering av dyrket mark. Ved tap av jordbruksområder fokuserer fysisk kompensasjon på potensialet for jordbruksproduksjon. Det vil være fornuftig også å ta hensyn til andre økosystemfunksjoner som jordsmonnet har, for eksempel reduksjon av flomfare.

Det anbefales at fysisk kompensasjon for jordbruksarealer innføres som virkemiddel. Av metodene for fysisk kompensasjon er nydyrking og jordflytting mest relevant i Norge. Slike tiltak bør bare vurderes etter at alle tiltak for å unngå omdisponering er grundig vurdert. Fysisk kompensasjon bør ikke være et alternativ til tiltak som reduserer omdisponering. Det bør utvikles et informasjonssystem som viser hvilke arealer som har reelt potensial for nydyrking og jordflytting samt hvor eiere er villige til å øke jordbruksarealet sitt. En veileder for jordflytting bør utvikles.

For å sikre gode og mest mulig omforente og varige løsninger er det viktig at man vurderer kompensasjon samtidig for jordbruks- og naturområder, slik at eventuelle konflikter kan unngås.

Naturområder og naturmangfold

Økologisk kompensasjon er i kraftig fremvekst verden over. Noen land har praktisert slik kompensasjon i flere tiår. Økologisk kompensasjon kan defineres som restaurering, etablering eller beskyttelse av økologiske verdier som skal kompensere for vesentlige, negative gjenværende konsekvenser av en utbygging på naturmangfold etter at alle hensiktsmessige tiltak for å unngå skade, avbøte konsekvenser og restaurere påvirkede områder er gjennomført.

Litteraturgjennomgangen har vist at det er store forskjeller i hvor mye og hvilken informasjon som er tilgjengelig om kompensasjonstiltak i ulike land. Det betyr at det ofte er vanskelig å finne sammenlignbar informasjon. Enkelte land er valgt ut som eksempler på ulike rammeverk og tiltak for å belyse bredden av muligheter innen økologisk kompensasjon. Studien forsøker å identifisere konklusjoner og lærdommer av særlig interesse for norske forhold.

Fysisk kompensasjon gjennomføres typisk for å restaurere, etablere eller beskytte våtmarker, vannforekomster, sjeldne vegetasjonstyper, skog, verneområder eller leveområdene til sjeldne

eller trua arter. Det er utviklet ulike mekanismer for gjennomføring av de fysiske tiltakene. I mange land gjennomføres kompensasjonstiltakene av tiltakshaver selv. Noen land (f.eks. Australia og USA) har utviklet såkalte kompensasjonsbanker der tiltakshaver kjøper andeler eller kvoter i en bank som forvalter natur med kompensasjonsverdi. Kompensasjonstiltak er som oftest lovpålagte, men noen utbyggere gjennomfører også frivillige kompensasjonstiltak i fravær av offentlige pålegg og reguleringer. Offentlig regulering skjer normalt på nasjonalt nivå, men føderale stater har flere steder velutviklet regulering også på delstatsnivå eller provinsnivå som kan detaljere og skreddersy rammebetingelsene til de lokale forholdene.

Det er gjennomgående internasjonal konsensus om at kompensasjonstiltak bare skal gjennomføres som en siste utveg etter at økologiske skadevirkninger er forsøkt unngått og redusert gjennom avbøtende tiltak og restaurering av påvirkede områder. Hva som utløser kompensasjon varierer fra land til land. Noen har absolutte krav til kompensasjon ved gjenværende miljøkonsekvenser (f.eks. Tyskland og USA). Andre land har krav til kompensasjon som avhenger av hvor alvorlige de gjenværende negative konsekvensene på naturmangfoldet er (f.eks. Sør-Afrika). Ved svært store gjenværende konsekvenser eller alvorlige konsekvenser for uerstattelige verdier er det fare for at kompensasjonen ikke oppnår det vanlige målet om å unngå netto tap av naturmangfold. Kompensasjon kan da være et dårlig egnet virkemiddel, og det er særlig aktuelt å avvise en utbygging. Noen land stiller ikke krav til kompensasjon ved små gjenværende konsekvenser siden det vurderes å være lite effektiv ressursbruk å gjennomføre kompensasjon i slike tilfeller.

Internasjonalt kreves det vanligvis at kompensasjonsområder ligger så nær inngrepet som skal kompenseres som mulig, for eksempel i umiddelbar nærhet av utbyggingsprosjektet, i samme vassdrag, nedbørfelt eller landskapsøkologiske område. Erstatningsarealer skal typisk ha samme økologiske verdi og funksjon som arealet påvirket ved utbyggingen, for eksempel samme vegetasjonstype eller økosystem. Å definere klare krav til økologisk verdi og funksjon er viktig, men krevende. Der erstatningsarealet ligger langt vekk fra inngrepet, eller påvirket areal er særlig verdifullt, kreves det ofte et erstatningsareal flere eller mange ganger større enn arealet som er tapt eller påvirket. Dette reflekterer en økt risiko for at erstatningsarealet ikke klarer å utvikle de samme økologiske verdier og funksjoner som arealet tapt eller skadet ved en utbygging.

I utlandet er det etablert et stort antall kompensasjonsbanker. Her står en kommersiell aktør, eller en ideell organisasjon, ansvarlig for å øke den økologiske verdien innenfor et areal gjennom restaurering, nyetablering, skjøtsel eller vern av økologiske verdier. Andeler i en slik bank selges til utbyggere som er ansvarlige for inngrep som medfører økologiske tap. Erfaringene med kompensasjonsbanker er blandet på samme måte som for kompensasjonstiltak gjennomført direkte av tiltakshavere, og internasjonal litteratur dokumenterer mange av de samme utfordringene for begge disse modellene. En viktig fordel med kompensasjonsbanker er at erstatningsarealet og ønsket kompensasjonseffekt kan være på plass før tapet forårsaket av en utbygging inntreffer. For kompensasjon gjennomført direkte av tiltakshaver er det ofte en betydelig forsinkelse mellom tidspunktet skader inntreffer og tidspunktet da kompensasjonseffektene er oppnådd. For særlig trua eller sårbare naturverdier kan dette midlertidige tapet være kritisk.

Undersøkelser av en rekke kompensasjonstiltak har identifisert faktorer som er viktige for å øke sjansen for at kompensasjonstiltak er vellykkede og fungerer etter hensikten, inkludert:

- Klare mål: Fravær av klare mål bidrar til at ressursene og innsatsen ikke fokuseres tilstrekkelig. Det blir vanskelig å overvåke og evaluere resultater og måloppnåelse dersom målene ikke er klare og etterprøvbare. De økologiske prosessene og funksjonene som er viktige for det biologiske mangfoldet man vil kompensere for må identifiseres før klare mål kan konkretiseres.

- Realistiske mål: Det er viktig å anerkjenne begrensningene i økologisk kompensasjon. Noen økologiske verdier og arealer lar seg realistisk sett ikke erstatte gjennom restaurering/reetablering av tilsvarende verdier og arealer (f.eks. noen typer gammelskog, torvmyrer og arter med svært spesielle krav til habitat).
- Gode retningslinjer og veiledere: I tillegg til et klart regelverk, bør det utvikles retningslinjer og veiledere som sikrer en felles forståelse blant aktørene og som sikrer god praksis og konsistens i planlegging, gjennomføring og evaluering av kompensasjonstiltak.
- Etterstrebe ekvivalens: En av de største utfordringene i kompensasjon er å oppnå ekvivalens, at man erstatter tapet med det samme som går tapt. For å oppnå dette kreves det ofte mer kunnskap om både inngrepsområdet og erstatningsområdet enn det som er tilfelle i mange kompensasjonsprosjekter i dag. Et mål om ekvivalens betyr også at kompensasjon med det samme naturmangfoldet som går tapt er prioritert høyere enn kompensasjon med andre typer naturmangfold.
- Kompensasjonsplan: Klare planer for kompensasjonen, inkludert tilstrekkelig informasjon om kompensasjonstiltakene, tidsfrister, vedlikehold, budsjetter, roller, ansvar etc.
- Minimere tap på grunn av tidsforsinkelse: Kompensasjonstiltakene blir ofte iverksatt og blir fullt ut effektive på et senere tidspunkt enn inngrepene inntreffer. Tapet som skal kompenseres inntreffer ofte brått, mens effektene fra kompensasjonstiltakene inntreffer gradvis over tid, ofte gjennom mange år. Tidlig planlegging og gjennomføring av kompensasjonstiltak reduserer det midlertidige tapet som skyldes tidsforsinkelse. Bruk av kompensasjonsbanker gir muligheter til å etablere erstatningsarealer før inngrepene inntreffer. Dette fjerner tidsforsinkelsen og det midlertidige tapet.
- Økt størrelse på erstatningsarealer: Erstatningsarealene er ofte for små til fullt ut å unngå netto tap av naturmangfold. Økt størrelse på erstatningsarealene vil både redusere det midlertidige tapet på grunn av tidsforsinkelse og ikke minst øke sjansene for at kompensasjonstiltakene på sikt unngår at det blir netto tap av biologisk mangfold. Erfaringer viser at i flere tilfeller kreves det en flerdobling av erstatningsarealene for å unngå netto tap. Dette indikerer at kompensasjonstiltakene er dårlig planlagt eller gjennomført.
- Store nok og sammenhengende områder: Kompensasjonsarealene må ta hensyn til krav til størrelsen på leveområder og krav til genutveksling mellom ulike populasjoner som er viktig for enkelte arters langsiktige overlevelse. Dersom ikke dette tas tilstrekkelig hensyn til risikerer man at investeringer i kompensasjonstiltak på lengre sikt har begrenset verdi.
- Før- og etterundersøkelser: Gode beskrivelser og undersøkelser av inngrepsarealene og erstatningsarealene er viktig. Ideelt sett dekker undersøkelser også referanseområder for å vurdere påvirkninger fra andre faktorer enn de som stammer fra inngrepene og kompensasjonstiltakene, for eksempel klimatiske variasjoner.
- Overvåking og tilpasninger: Overvåking underveis er viktig for å fange opp problemer og muligheter og muliggjør justeringer for å korrigere kompensasjonstiltakene og øker sjansene for suksess.
- Evaluering, kontroll og eventuelt sanksjoner: Det bør være systemer for uavhengig evaluering, kontroll av regulerende myndigheter og eventuelle sanksjoner ved brudd på kravene til kompensasjonen.
- Sikring av kompensasjonen: Kompensasjonslokaliteter og -tiltak må sikres på lang sikt slik at verken andre tiltak ødelegger kompensasjonslokalitetene eller manglende oppfølging og vedlikehold reduserer effektene av kompensasjonen. Kompensasjonen bør sikres så lenge utbyggingen resulterer i konsekvensene som det kompenseres for.

Denne studien har ikke funnet gode og konsistente data som muliggjør gode kostnadsberegninger for økologisk kompensasjon. Variasjonen i kostnader er reflektert i

hoveddelen av rapporten. Det er viktig å vurdere kostnadene ved kompensasjon grundig i det videre arbeidet.

Tilpasninger i prosjektutforming for å unngå tap av arealer og gjennomføring av avbøtende tiltak og restaurering for å redusere skader klarer ikke å fjerne alle viktige negative konsekvenser for naturmangfoldet ved utbyggingsprosjekter. Dette er en viktig grunn til at Norge gradvis taper naturmangfold over tid. Kompensasjonstiltak kan og bør derfor fylle en potensielt viktig rolle gjennom å kompensere for vesentlige, negative gjenværende konsekvenser for viktig naturmangfold ved utbyggingsprosjekter. Samferdselssektoren som Norges største landbaserte byggherre er en naturlig sektor å starte for å utvikle og teste økologisk kompensasjon.

Økologisk kompensasjon bør bare tas i bruk som en siste utveg for å ta vare på naturmangfold ved utbyggingsprosjekter. Det veletablerte tiltakshierarkiet unngå–avbøt–restaurer–kompenser bør følges, og kompensasjon bør være unntaket heller enn regelen ved utbyggingsprosjekter. Det er langt mer krevende å skape økologiske verdier gjennom restaurering eller nydannelse, enn å ta vare på eksisterende verdier gjennom å unngå tap av naturmangfold. Derfor er det både ressursmessig og økologisk mest fornuftig å følge tiltakshierarkiet.

Det synes å være lite hensiktsmessig ressursbruk å kompensere for enhver gjenværende negativ konsekvens. På samme tid er det viktig å erkjenne begrensningene virkemiddelet kompensasjon har. Noen verdier er uerstattelige og svært omfattende gjenværende konsekvenser kan være vanskelige å kompensere for. Derfor bør Norge identifisere kriterier som utløser kompensasjon basert på at viktige gjenværende konsekvenser skal kompenseres, men normalt ikke de aller viktigste og heller ikke små gjenværende konsekvensene. Krav om kompensasjon bør gjelde for hele perioden de gjenværende konsekvensene vedvarer.

Det anbefales at økologisk kompensasjon integreres i de omfattende og grundige planleggingsprosesser som finnes for samferdselstiltak. Det er ikke hensiktsmessig å etablere separate planprosesser for kompensasjon.

Kompensasjonstiltak bør lokaliseres nær utbyggingsområdet der dette lar seg gjøre, og naturverdier bør erstattes med tilsvarende naturverdier. Erstatningsarealer bør være større enn arealer som går tapt for å unngå netto tap, og det bør korrigeres for vesentlige forskjeller i kvaliteten på arealene. Kompensasjon i større avstand fra utbyggingsprosjekter bør pålegges et enda større forholdstall mellom erstatningsareal og tapt areal. Der man ikke kan finne egnede kompensasjonsarealer for samme naturmangfold i rimelig avstand fra en utbygging bør man vurdere om det er hensiktsmessig å kanalisere kompensasjonen til nasjonalt viktige prioriteringer og mål innen naturmangfold. Dette kan for eksempel innebære å etablere eller supplere eksisterende verneområder eller å sikre andre viktige naturområder og -verdier på lang sikt gjennom å bidra til robuste naturområder og økosystemer der forvaltningen tar tilstrekkelig hensyn til blant annet landskapsøkologiske forhold.

Videreutvikling av økologisk kompensasjon i Norge bør være en kombinasjon av tiltakshavers kompensasjonstiltak nær utbyggingsprosjektet og kompensasjonsbanker som åpner for å samle kompensasjonstiltak i mer konsentrerte og strategisk valgte områder av stor viktighet for naturmangfoldet. Dette er viktig for langsiktigheten og bærekraften i investeringene og for å sikre en effektiv ressursbruk. Lokale interesser bør også vektlegges i vurderingene av om lokale tiltak eller tiltak i større avstand fra utbyggingsprosjektet prioriteres. Etablering av kompensasjonsbanker på pilotbasis vil kreve finansiering og innsats fra statlige myndigheter på utbyggersiden og miljør siden samt store aktører i forkant. Det synes fornuftig å starte med tiltakshavers kompensasjonstiltak for å utvikle rammeverk og systemer og sikre kompetansebygging og læring. Kompensasjonsbanker bør testes så raskt som mulig.

Å utvikle kompensasjonstiltak i Norge som et nytt virkemiddel vil ta tid og vil kreve betydelig kompetanseheving hos alle aktører. Det er viktig å etablere klarhet i begrepsbruk, formål og

virkemidler samt å starte utviklingen av retningslinjer og veiledere, eventuelt integrere dette i eksisterende materiale for planleggings- og konsekvensutredningsprosesser. Etablering av piloter i felt kan både bidra til praktisk læring og kunne fungere som pedagogiske eksempler på hva kompensasjon er og ikke er.

Noen land og problemstillinger framstår som særlig interessante for videre vurdering av utforming av kompensasjon som virkemiddel i Norge. Disse er blant annet: Massachusetts i USA for systemer for overvåking, vurdering av måloppnåelse og korrigerende tiltak; Tyskland for den progressive rollen samferdselssektoren synes å ha tatt på flere felter; Australia og Sør-Afrika for innretting av kompensasjon mot å sikre nasjonalt viktige naturmangfoldverdier; og Canada og USA for kompensasjon knyttet til fisk, vassdrag og våtmarker.

Punktlisten på side 4 og 5 (se over) lister opp momenter som er viktige for å øke sjansen for at kompensasjonstiltak blir vellykkede og derfor bør tas hensyn til.

Det er viktig at man ved kompensasjonstiltak har et helhetlig perspektiv og vurderer kompensasjon for jordbruks- og naturområder samtidig for å sikre omforente løsninger. Det er også viktig at ulike eksperter og temaer innen naturmangfold koordinerer arbeidet tett for å unngå eventuelle konflikter mellom ulike fagområder og sikrer varige løsninger.

DEL A: INNLEDNING

A1 BAKGRUNN

A1.1 Bakgrunn for studien

Denne litteraturstudien ble igangsatt av Samferdselsdepartementet i april 2013. Samferdselsdepartementet ønsket en oversikt over metoder og praksis for kompensasjon av dyrket mark og økologisk kompensasjon i utlandet. Tiltak med overføringsverdi for norske forhold er identifisert. Utredningen omfatter også en vurdering av kostnader ved gjennomføring av kompensasjonstiltak.

Ny infrastruktur som veg, jernbane og lufthavner kan føre til store inngrep i jordbruks- og naturområder og kan medføre tap, forringelse eller fragmentering av slike områder. I noen tilfeller oppstår det derfor store konflikter. Særlig gjelder dette jernbane-, vegprosjekter og større lufthavner med redusert fleksibilitet til å gjøre tilpasninger i utformingene.

Kompensasjonstiltak ved utbyggingsprosjekter har blitt praktisert i flere tiår internasjonalt og blir stadig vanligere. Kompensasjon refererer her til fysisk kompensasjon, ikke økonomisk kompensasjon.² Kompensasjonen erstatter viktige områder, funksjoner eller elementer ved helt eller delvis fysisk å etablere de samme eller lignende verdier på andre arealer enn de som blir påvirket ved et utbyggingsprosjekt. Internasjonalt er samferdselsprosjekter en type utbyggingsprosjekter som ofte utløser kompensasjonstiltak. Kompensasjonstiltakene utløses normalt der det ikke er mulig å unngå eller tilstrekkelig redusere og avbøte skadene på naturverdier, jordbruksområder eller andre viktige verdier ved en utbygging. Kompensasjonstiltak er en siste utveg for å unngå gjenværende negative konsekvenser.

Kompensasjonstiltak er særlig utbredt for naturmangfold, og økologisk kompensasjon praktiseres i en rekke land (f.eks. Australia, Brasil, Canada, England, Kina, Nederland, Sør-Afrika og USA). Noen land praktiserer kompensasjon for rekreasjonsområder og opplevelsesverdier i landskapet (f.eks. Tyskland). Det finnes også eksempler på kompensasjon for jordbruksområder (f.eks. Sveits), men slik kompensasjon er langt mindre utbredt. I tillegg til at lovverket i mange land krever gjennomføring av kompensasjonstiltak, oppfattes kompensasjon i dag av mange som en god praksis som selskaper også gjennomfører på frivillig basis. Planlagt og gjennomført på en god måte kan kompensasjon bidra til økt aksept og raskere planavklaringer av utbyggingsprosjekter. Dårlig gjennomføring av kompensasjonstiltak kan ha motsatt virkning (ten Kate m.fl., 2004).

A1.2 Kompensasjon for jordbruksområder

Kompensasjon for jordbruksområder kan være aktuelt når et område med dyrka eller dyrkbar mark bygges ned i forbindelse med et samferdselsprosjekt. Et slikt område kan erstattes ved at dyrkbar mark dyrkes opp, at ikke-dyrkbar mark omdannes til dyrka eller dyrkbar mark, eller at kvaliteten på dyrka eller dyrkbar mark økes ved tilføring av jord. Et grunnleggende premiss ved kompensasjon av jordbruksarealer i utbyggingsprosjekter er at jordkvalitet og produksjonsevne

² Økonomisk kompensasjon ligger utenfor formålet med denne litteraturstudien.

ikke går tapt. Kompensasjon av jordbruksarealer bidrar til å opprettholde selvforsyningsgraden i nasjonal jordbruksproduksjonen og er positivt ut fra beredskapshensyn.

A1.3 Økologisk kompensasjon

Internasjonalt benyttes økologisk kompensasjon særlig for områder som har høy verdi for naturmangfold, først og fremst i nasjonal sammenheng, men også områder med regional verdi og i noen tilfeller områder av høy verdi lokalt. Verdien kan være knyttet til økosystemer, deler av økosystemer, naturtyper, leveområder eller viktige funksjonsområder for trua eller sjeldne arter. Ved kompensasjonstiltak skal de nye områdene oppnå tilnærmet like god naturtilstand og kunne ivareta lignende økologiske funksjoner som de områdene som gikk tapt.

Internasjonalt finnes det omfattende erfaring med økologisk kompensasjon. Denne studien er konsentrert om forholdene i enkelte land. For å illustrere bredden av tiltak og rammebetingelser innen økologisk kompensasjon er enkelte tema i utvalgte land beskrevet og analysert i noe mer detalj.

Fremveksten av økologisk kompensasjon internasjonalt er et virkemiddel for å stoppe det store tapet av biologisk mangfold som skjer som følge av menneskelig påvirkning. Under FNs konvensjon for biologisk mangfold har det internasjonale samfunnet blitt enige om å stanse tapet av biologisk mangfold for å sikre at økosystemene i 2020 er robuste og leverer livsviktige økosystemtjenester til folk. En rekke land har innført lignende mål, og kompensasjon brukes i EU, Australia, Sør-Afrika og mange andre land for å nå nasjonale målsettinger, ta vare på prioriterte naturtyper og arter, samt å sikre essensielle økosystemfunksjoner som flomdemping, forsyning av drikkevann og grunnlag for utvikling av nye medisiner. Kompensasjon kan bli et nytt virkemiddel også i norsk arbeid for å nå viktige nasjonale mål innen naturmangfold på samme tid som viktige prosjekter for samfunns- og næringsutvikling kan realiseres. Kompensasjon som virkemiddel for å redusere tapet av naturmangfold er også omtalt i Nasjonal transportplan 2014-23 (Samferdselsdepartementet, 2013: 221).

A1.4 Formål med studien

Oppdragsbeskrivelsen fra Samferdselsdepartementet ber om at følgende inkluderes i utredningen:

- a) Oversikt over hvordan økologisk kompensasjon defineres og forstås i litteraturen og i andre land.
- b) Oversikt over kompensasjonstiltak. Hvilke tiltak og metoder er i hovedsak benyttet? (Hvor går avgrensningen for eksempel mot avbøtende tiltak?)
- c) Beskrivelse av prinsipper for å begrense omdisponeringen av jordbruksarealer.
- d) Hvilke økologiske kompensasjonstiltak og tiltak for å redusere omdisponeringen av dyrket mark er vellykkede/mindre vellykkede?
- e) Overordnede retningslinjer/rammebetingelser for kompensasjon og reduksjon av omdisponering av jordbruksarealer i ulike land. Gi en oversikt over i hvilken grad og på hvilken måte det er krav om økologisk kompensasjon og tiltak for å redusere omdisponering av jordbruksarealer i lover, forskrifter og administrativ praksis. Vurder hvilke rammebetingelser som fungerer best.
- f) Metoder, kriterier og systemer for å fastsette hvilke natur-/jordbruksområder som utløser krav om gjennomføring av kompensasjonstiltak.
- g) Systemer og kriterier for utvelgelse av kompensasjonsområder (områdene der kompensasjonstiltakene gjennomføres). Prinsipper for lokalisering av kompensasjonsarealene.

- h) Beskrivelse av systemer for "compensation pools", og positive/negative konsekvenser ved å bruke slike systemer.
- i) Økonomiske konsekvenser: Vurdere kostnader forbundet med tiltak for kompensasjon av jordbruks- og naturområder. Benytte dokumentasjon fra andre land med lang praksis på feltet. I tillegg finne tilsvarende kostnadsberegninger/resultater fra prosjekter i Norge som kan sammenlignes med kompensasjonsprosjekter i andre land, for eksempel restaurering av naturområder eller andre biotopforbedrende tiltak. Kostnadsanslag for flytting av matjord og nydyrking. Bruke økonomiske resultater og beregninger fra prosjekter med flytting av matjord og nydyrking. Gi endelige vurderinger av kostnadsnivå på ulike tiltak, og merkostnader for samferdselsprosjekter. For flytting av matjord og nydyrking bes det om at kostnadsanslag oppgis per hektar, men med informasjon om hvordan ulike deler av prosessen påvirker kostnadene (for eksempel fjerning av jord – lagring – flytting – nyetablering etc.).
- j) På bakgrunn av innsamlet materiale i overnevnte punkter skal det gjøres en vurdering som munner ut i anbefalinger om hva som kan ha overføringsverdi for norske forhold. Det er også viktig å trekke fram hva som ikke er å anbefale ut fra de internasjonale og norske erfaringer.

A2 MATERIALE OG METODER

Utredningen er basert på gjennomgang av omfattende internasjonal litteratur om kompensasjon, inkludert vitenskaplige artikler, lover, retningslinjer og rapporter fra myndigheter, organisasjoner og selskaper (se kapitler E1 og E2 for litteraturlister). Litteratur på engelsk ble prioritert, men også litteratur på tysk, nederlandsk og svensk ble gjennomgått. Kontakter og ressurspersoner i ulike land ble kontaktet via e-post, telefon eller skype for å innhente utfyllende informasjon. Disse personene leverte også tilleggsinformasjon og dokumenter som ikke er publisert.

For studiene av jordbruksområder ble følgende utført:

- Litteraturstudie med vekt på fysisk kompensasjon av jordbruksjord, nydyrking, jordflytting og tiltak for å hindre omdisponering av jordbruksjord.
- Konsultasjoner med internasjonale nettverk som er etablert innen temaet jordsmonn. Først og fremst er dette *European Soil Bureau Network* (ESBN) (<http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/>), som samler alle institutter i Europa som har ansvar for jordsmonnkartlegging og forvalter nasjonale jorddatabaser. Et annet viktig nettverk er EIONET Soil (*European Environmental Information System for Europe*). EIONET Soil har tradisjonelt vært orientert mot jordforurensning, men etter publikasjonen av «European Soil Thematic Strategy» (European Commission, 2006a) har EIONET fokus på alle jordfunksjoner. EIONET Soil er ansvarlig for SOER («Status on the Environment Reporting») rapporteringen om jord. Den siste rapporten ble publisert i 2012 (European Commission, 2012b). Disse nettverkene leverte informasjon og dokumenter som ble brukt i studien.
- Litteratur og kontakter i Europa ble prioritert da andre verdensdeler synes å ha mindre relevante erfaringer og informasjon om kompensasjon og forhindring av omdisponering av jordbruksarealer.

Kombinasjonen av et omfattende tema og knappe tids- og budsjettammer gjorde at tiltak for fysisk kompensasjon av jordbruksarealer ble prioritert siden dette er hovedtemaet i oppdraget.

For studiene av naturområder og naturmangfold ble følgende utført:

- Litteraturstudie med vekt på dokumentasjon av fysiske kompensasjonstiltak, lover, forskrifter, retningslinjer, analyser og evalueringer.
- En rekke økosystemer ble vurdert, inkludert våtmarker, ferskvannsförekomster, skogområder og i noen grad marine områder. Verneområder og truede arter ble også vurdert.
- Ulike kompensasjonssystemer og -mekanismer ble vurdert, inkludert enkeltstående tiltak, større programmer og markedsbaserte systemer som kompensasjonsbanker og kjøp / salg av kvoter.
- Informasjon fra alle verdensdeler og en rekke land ble vurdert, men Australia, Canada, EU, Sør-Afrika, Tyskland og USA ble prioritert. I flere av disse landene har ulike (del)stater eller provinser egne systemer for kompensasjon som også ble vurdert i flere tilfeller.

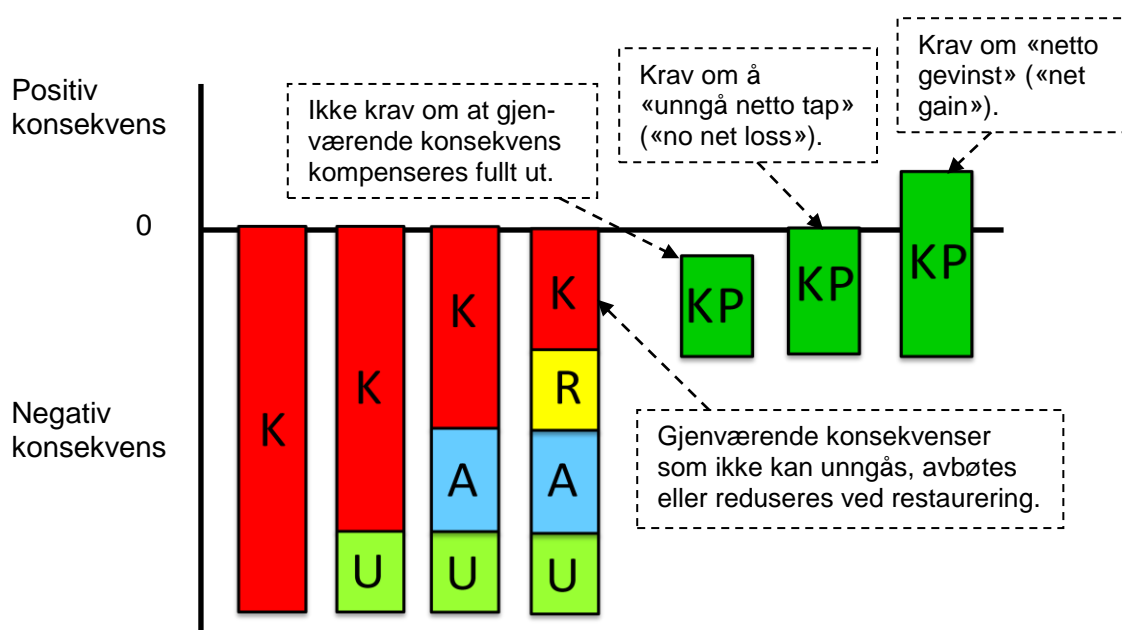
Kostnadsvurderingene i denne studien er basert på estimer og erfaringsmateriale fra ulike restaurerings- og kompensasjonsprosjekter i utlandet og i Norge. Det var generelt lite informasjon tilgjengelig for kostnadsvurderingene.

Arbeidet ble gjennomført i perioden 12. april til 29. mai 2013.

DEL B: RESULTATER I STUDIENE AV JORDBRUKSOMRÅDER

B1 DEFINISJON OG AVGRENSNING AV KOMPENSASJON FOR JORDBRUKSOMRÅDER

Internasjonalt er fokus på å unngå omdisponering av jordbruksområder heller enn på fysisk kompensasjon. Det samme hierarkiet av tiltaksgrupper for å redusere konsekvenser blir brukt som for å kompensere for naturverdier. Figur 1 illustrerer dette hierarkiet for å unngå omdisponering, minimere konsekvenser gjennom avbøtende tiltak, restaurere påvirkede områder og til slutt eventuelt gjennomføre kompensasjonstiltak for tapte jordbruksarealer der negative konsekvenser ikke kunne unngås, avbøtes eller restaureres.



Forklaring

- K: Konsekvens
- U: Unngå (f.eks. lokalisering for å unngå konsekvenser)
- A: Avbøte (reduserer konsekvenser som ikke kan unngås (U))
- R: Restaurere (reduserer konsekvenser som ikke kunne unngås (U) eller avbøtes (A))
- KP: Kompensasjon (siste utveg)

Figur 1 Illustrasjon av hierarkiet for grupper av tiltak for å redusere negative konsekvenser ved utbyggingsprosjekter og ulike resultatnivåer som kan kreves av kompensasjonen.

Første prioritet i tiltakshierarkiet er å unngå omdisponering av jordbruksarealer gjennom tilpasninger i prosjektutforming. Hvis arealbeslag likevel er nødvendig kan de negative konsekvensene reduseres, for eksempel å redusere vegstandarden (smalere vei) eller å redusere driftsulempene for jordbruket i vekstsesongen gjennom ulike avbøtende tiltak. Arealer som blir midlertidig beslaglagt i anleggsperioden kan restaureres og dermed tilbakeføres til jordbruksproduksjon. For eventuelle gjenværende tap av jordbruksarealer kan tilsvarende arealer gjenskapes et annet sted gjennom fysiske kompensasjonstiltak. De gjenværende

konsekvensene kan i noen tilfeller være for store til de kan kompenseres. Da bør man unngå å gjennomføre utbyggingen på planlagt måte. Ofte vil de gjenværende konsekvensene ha et slikt omfang at de kan og bør kompenseres. I noen tilfeller er konsekvensene så små at fysisk kompensasjon kanskje ikke vurderes som hensiktsmessig.

Denne studien vurderer hvilke tiltak som er brukt for fysisk kompensasjon av tapte jordbruksarealer internasjonalt og nasjonalt. Kompensasjon kan også innebære å øke produksjonen på eksisterende jordbruksarealer. I flere europeiske land pekes det på at dette er en uønsket utvikling fordi dette vil øke presset på eksisterende jordbruksarealer slik at dette går ut over bærekraften i en allerede intensiv jordbruksproduksjon. I tillegg kan det medføre uønskede effekter på kulturlandskapet. Det er et mål at Norge skal øke sin landbruksproduksjon med 20 prosent over de neste 20 årene (Landbruks- og matdepartementet, 2011). Dette målet vil være vanskelig å gjennomføre utelukkende på eksisterende arealer fordi det vil kreve en 20 prosent økning av produksjonen på eksisterende arealer.

Kompensasjon for tapt jordbruksareal i et utbyggingsprosjekt bør «samles» og kompenseres for innenfor samme klimasone i mest mulig sammenhengende områder. Dette for å få en mest mulig effektiv ressursbruk og for å få en optimal jordbruksproduksjon på de nyetablerte arealene.

Internasjonalt finnes det ingen definisjon av fysisk kompensasjon for jordbruksarealer. I Sveits beskrives fysisk kompensasjon for jordbruksområder som følgende: «Den komplette eller delvise nydanning av jordbruksarealer. Det handler om en restaurering av degradert³ jordsmonn gjennom en jordflytting. Fysisk kompensasjon begynner med planleggingen og slutføres når jordsmonnutviklingen er stabilisert» (Baudirektion des Kantons Zürich, 2003).

Denne litteraturstudien har lagt følgende definisjon til grunn: Fysisk kompensasjon av tapt jordbruksareal er en erstatning av det tapte arealet med et areal i samme klimasone som produserer den samme mengde jordbruksprodukter av tilsvarende kvalitet. Denne definisjonen forutsetter at man korrigerer for forskjeller i jordkvalitet og produksjonsforhold slik at kompensasjonsarealet faktisk produserer tilsvarende mengde og kvalitet av jordbruksprodukter. Dette betyr at kompensasjonsarealet kan reduseres i forhold til det tapte arealet der kompensasjonsområdet har et bedre produksjonspotensial - og omvendt.

Det finnes omfattende litteratur om tiltak for å unngå eller redusere omdisponering, men litteraturstudien er på dette feltet er avgrenset til å fokusere på en del EU-studier som gir en god oversikt over status i forskjellige land. Denne rapporten fokuserer på de landene som ligger langt framme i arbeidet med å hindre omdisponering og eventuelt gjennomføre fysisk kompensasjon: Tyskland, Østerrike og Sveits.

I Norge er jordsmonn flyttet for å restaurere flomrammede arealer, (re)etablering av jordbruk i massetak eller for å forbedre jordkvalitet på marginale jordbruksarealer. Metoder, resultater og involverte kostnader ved jordflytting er som oftest ikke dokumentert.

³ Under degraderte jordbruksarealer forstår vi arealer som er «skadet» på grunn av ikke-bærekraftig arealbruk. Skaden kan oppstå på grunn av jordpakking, erosjon eller tap av organisk materiale.

B2 BEGRENSNING AV OMDISPONERING AV JORDBRUKSAREALER: JORDVERN I EU OG I NORGE – ERFARINGER OG UTVIKLINGER

B2.1 Europeisk jordverndiskusjon

På 1990-tallet var det flere svært alvorlige flomepisoder i Sentral- og Øst-Europa. Det oppstod en diskusjon om årsakene. Ved siden av store nedbørmengder ble det også konkludert med at høy urbaniseringsgrad og dagens arealforvaltning fører til at nedbør transporteres raskt til bekker, kanaler og elver med liten grad av infiltrasjon og forsinkelse i avrenningen. Konsekvensene er raske og store flomtopper som kan medføre store skader. Det ble konkludert med at moderne arealbruk og -forvaltning må endres og at jordressursene ikke forvaltes på en bærekraftig måte. Tyskland tok initiativet til å ta opp saken innenfor EU-systemet. Resultatet ble blant annet at strategien «European Soil Thematic Strategy» (European Union, 2006a) ble vedtatt. Den legger vekt på at alle jordfunksjoner (mat- og fiberproduksjon, lagring av vann, mineraler/næringsstoffer, klimaregulering, biodiversitet, bevaring av kulturminner, basis for bebyggelse og infrastruktur og leveranse av råvarer etc.) bør beholdes intakt for framtidige generasjoner. Strategien skulle følges opp av et rammedirektiv. Forslaget til direktiv ble publisert i 2006 (European Commission, 2006b). Det var stor motstand mot forslaget, og senere foreslåtte endringer ble også avslått. Det var flere grunner at fem EU-land ikke kunne akseptere direktivet. En av de viktigste grunnene var at forurenset jord og sanering av slik jord også var inkludert. Dette vil bli svært kostbart å gjennomføre for enkelte land. Forhindring av nedbygging ble foreslått i artikkel 5 i direktivet hvor medlemslandene ble forpliktet til å gjennomføre tilstrekkelige tiltak for å redusere nedbygging.

I 2011 publiserte EU en oversikt over hvilke tiltak som er gjennomført i forskjellige EU-land for å hindre omdisponering av jordsmonn (European Commission, 2011a), det vil si å hindre at jordsmonnet mister sine funksjoner. Rapporten «A Roadmap to a Resource Efficient Europe» (European Commission, 2011b) ble også publisert i 2011. Under «Areal og jord» står det at all EU-politikk i 2020 skal være i tråd med målet om at det i 2050 ikke er netto nedbygging av jordbruksarealer. I denne forbindelse vil EU publisere en rapport om arealbruk i 2014.

Det europeiske miljøbyrået (EEA) gjennomfører i perioden april–mai 2013 en spørreundersøkelse om «Land Planning and Soil Evaluation» (<http://cccs09.cccs.uwe.ac.uk/~kamran/soils/>). Undersøkelsen inkluderer et spørsmål om det finnes krav til finansiell eller fysisk kompensasjon ved skader på jordsmonn, inkludert nedbygging. Her er det snakk om jordsmonn og dets funksjoner uavhengig av arealbruken (jordbruk, parker m.m.). Resultatene fra denne undersøkelsen var ikke klare når denne rapporten ble ferdigstilt.

I 2012 ble det publisert en oppfølging av den europeiske jordstrategien (European Commission, 2012c). Ifølge denne forsvant minst 2 750 dekar jordbruksareal per dag innen EU mellom 1990 og 2000, tilsvarende 1 000 km² per år. Mellom 2000 og 2006 økte tapet i EU med 3 prosent; men i enkelte EU-land økte tapet opp til 15 prosent (Spania). I perioden fra 1990–2006 tapte 19 EU-medlemsland en potensiell jordbruksproduksjon tilsvarende 6,1 millioner tonn hvete over hele perioden (European Commission, 2012b). Dette tapet importeres i praksis fra land utenfor EU. Men siden produksjonen i andre land er mye mindre effektiv enn i EU blir det anslått at et areal som er opp til 10 ganger større er nødvendig for å produsere samme mengde mat, avhengig av produksjonsstedet. EU er derfor tvunget til å øke sin matimport hvert år med en mengde som tilsvarer matbehovet for 200 000 personer på årsbasis, eller ca. 0,04 prosent av EUs befolkning på litt over 500 millioner. EU mener dette alt i alt er en alvorlig situasjon som krever handling (European Commission, 2011b; 2012a).

B2.2 Tiltak mot omdisponering i Europa og Norge

European Commission (2011a) gir en god oversikt over hvordan nedbygging av arealer blir begrenset i Europa. I EU legges det vekt på å verne alle jordfunksjoner og i tillegg ser man på sammenhengen mellom veksten i nedbyggingen og veksten i befolkningen. En situasjon hvor veksten i nedbyggingen er mye større enn befolkningsveksten blir betraktet som en ikke-bærekraftig utvikling. Enda verre blir det med vekst i nedbyggingsarealet kombinert med en nedgang i folketallet. Jordvern er ikke et politisk tema i alle EU-land, men flere land tar problematikken alvorlig: Nederland, Belgia (Flandern), Tyskland, Luxembourg, Storbritannia, Frankrike og Østerrike. Tyskland og Østerrike ligger langt framme i arbeidet med å sette i verk tiltak mot nedbygging. Utenfor EU har Sveits også gjennomført konkrete tiltak for å redusere nedbyggingen. Hovedvekten av innsatsen ligger i alle land på å hindre og minimere omdisponering. Bare Sveits har gjennomført tiltak for fysisk kompensasjon.

Seks EU-land har nasjonale kvantitative mål om å redusere nedbygging: Østerrike, Belgia (Flandern), Tyskland, Luxembourg, Nederland og Storbritannia. I alle tilfeller er målet indikativt og blir hovedsakelig brukt i overvåkingssammenheng. Systemene for overvåking trenger forbedringer.

Østerrike omdisponerer daglig et areal som tilsvarer 190 dekar jord-, skog- og parkarealer, mens målsettingen er 25 dekar per dag (Anon, 2012). I Tyskland var den gjennomsnittlige nedbyggingen i perioden 2006-2009 ca. 1 040 dekar per dag. Målet er å redusere dette til 300 dekar per dag i 2020 (Umwelt Bundesamt, 2009). Tallene som her blir referert omfatter også jordbruks-, skog- og parkarealer. I Sveits er målsettingen å beholde dagens areal for bebyggelse og infrastruktur på 400 m² per innbygger (Bundesamt für Raumentwicklung, 2002; 2006). Anon (2013) angir følgende arealer av samlet nedbygd areal per innbygger: Østerrike 652 m²; Tyskland 580 m² og Sveits 390 m².

Generelt er følgende tiltak for å redusere omdisponering aktuelle i europeiske land (European Commission, 2011a; 2012a):

a. Gjennomføring av bærekraftig arealplanlegging

Unngå unødvendig vekst av tettstedsområder og stimuler til økonomisk bruk av arealressursene. Det er ikke kjent hvor godt tilpasset de forskjellige nasjonale lovverk er til å oppnå dette. Det blir påpekt at det trengs bindende tiltak, systemer for overvåking, og det er vanskelig å gjennomføre evalueringer for å sjekke vern av kritiske jordfunksjoner. Det er nødvendig å formulere konkrete og realistiske mål for tillatt nedbygging både på nasjonalt og regionalt nivå.

b. Forbedring av bo- og leveforhold i tettsteds-/bysentre

Internasjonalt er det en tendens at folk flytter ut fra bysentre og flytter til randsoner av byene eller bosetter seg «på landet». European Commission (2011a) gir eksempler på hva forskjellige byer har gjort for å snu en slik utvikling. I Danmark blir for eksempel utviklingen av store handelssentre på grønne områder begrenset, i stedet blir utviklingen av små og mellomstore butikker i sentrumsnære områder stimulert.

c. Restaurering og omforming av tidligere industriområder («brownfield redevelopment»)

Det finnes mange nedlagte industriområder som kan restaureres og dannes om til nye industriområder, boligfelt, parker, jordbruksområder eller friluftsområder. Tyskland har oppnådd mye på dette området. Sanering av gammel forurensing kan være en utfordring. Det bør her være regler for ekspropriasjon av gamle eiere. Gundula Prokop (pers.med.) melder at det i Østerrike finnes 20 år gamle industriområder som ble utviklet på tidligere jordbruksarealer og som i dag er nedlagte og trenger restaurering. Det hadde vært bedre om disse jordbruksarealene aldri ble bygd ned.

d. Ta hensyn til jordkvalitet

Det er en sterkt økende bevissthet om å skjerme arealene med de beste jordkvalitetene mot nedbygging. Flere land tar i økende grad hensyn til dette (Tyskland, Østerrike, Italia (Bolzano distriktet), Bosnia–Herzegovina, Slovenia og Sveits). På det lokale nivået, hvor endret arealbruk faktisk blir gjennomført, anbefales det å ta hensyn til jordkvalitet, og alternative scenarier bør utvikles for å kunne vurdere hvilket scenario som tar mest hensyn til vern av de beste jordkvalitetene.

Avgifter på nedbygging

I en del land er det innført avgifter på nedbygging av jordbruksarealer (Tsjekkia, Slovenia og Slovakia). Den ansvarlige organisasjonen som bygger ned er forpliktet til å betale en avgift til staten. Avgiftsnivået er avhengig av jordkvaliteten. I Tsjekkia har denne avgiften redusert nedbyggingen av jordbruksarealer. I Tsjekkia er betaling av denne avgiften forankret i «Act on the Protection of Agricultural Resources» (Act no. 334/1992) og varierer, avhengig av jordkvalitet, fra €0,08 til €0,28 per m² (NOK 0,64-2,24 per m², tilsvarende NOK 640-2240 per dekar).⁴ Den nye slovenske regjeringen har nå svekket avgiftssystemet (Borut Vrscaj, pers. med.). I Slovenia er inntektene til statskassen ikke øremerket til forbedring av jordbruk eller jordvern.

I Slovakia er jordvern forankret i nasjonal lov (Act no. 220/2004). Jordkvalitet er delt i ni grupper og når de fire beste jordkvalitetene blir bygd ned skal det betales en avgift til staten. Avgiftsnivået varierer fra €6 til €15 per m², avhengig av jordkvaliteten (NOK 48-120 per m², tilsvarende NOK 48 000-120 000 per dekar).⁵ Avgiften brukes til jordverntiltak og til å finansiere et system for overvåking av nedbyggingen. Landbruksdepartementet tar beslutningen om nedbygging kan gjennomføres eller ikke. Hvis denne nedbyggingen er nødvendig for å gjennomføre nasjonalt viktige prosjekter er nedbyggingen avgiftsfri (Pavol Bielek, pers. med.). Arealet med de beste jordkvalitetene dekker 21 prosent av det totale jordbruksarealet.

Bosnia–Herzegovina har et lignende system (Hamid Custovic, pers. med.). Loven «Agricultural Land Act of the Federation of Bosnia and Herzegovina» styrer arealbruken. Arealene er delt inn i arealkvalitetsklasser basert på morfologiske, kjemiske og fysiske jordegenskaper kombinert med nivået på jordbruksproduksjonen. Klasse 1-4 skal bare brukes for jordbruk. Klasse 5 og 6 skal brukes til jordbruk, men kan unntaksvis også brukes til andre formål. Klasse 7 og 8 kan brukes til andre formål. Hvis jordbruksareal i klasse 1-6 blir bygd ned skal en avgift betales. Beslutningene tas på kantonnivå. Avgiften blir øremerket forbedring av eksisterende jordbruksarealer (f.eks. tiltak mot erosjon, planeringsarbeid eller irrigasjonsarbeid). Loven pålegger også en gårdbruker å bruke arealet i henhold til arealkvalitetsklassene. Hvis dette ikke skjer kan arealet gis midlertidig bort til en annen gårdbruker (Hamid Custovic, pers. med.).

Jordvernområder

Sveits etablerte i 1992 jordvernområder, såkalte «Fruchtfolgefächen» (Schweizerischen Bundesrat, 1979; 2000). Minst 4 385 600 dekar av de beste jordbruksarealene er vernet mot nedbygging. Dette tilsvarer 40 prosent av dyrket areal i Sveits. Hovedvekten er lagt på åkerarealene som ligger i dalfører. Her er både jordkvalitet og terrengforhold bedre. Følgende kriterier ligger til grunn for å etablere jordvernområder (Bundesamt für Raumentwicklung, 2006):

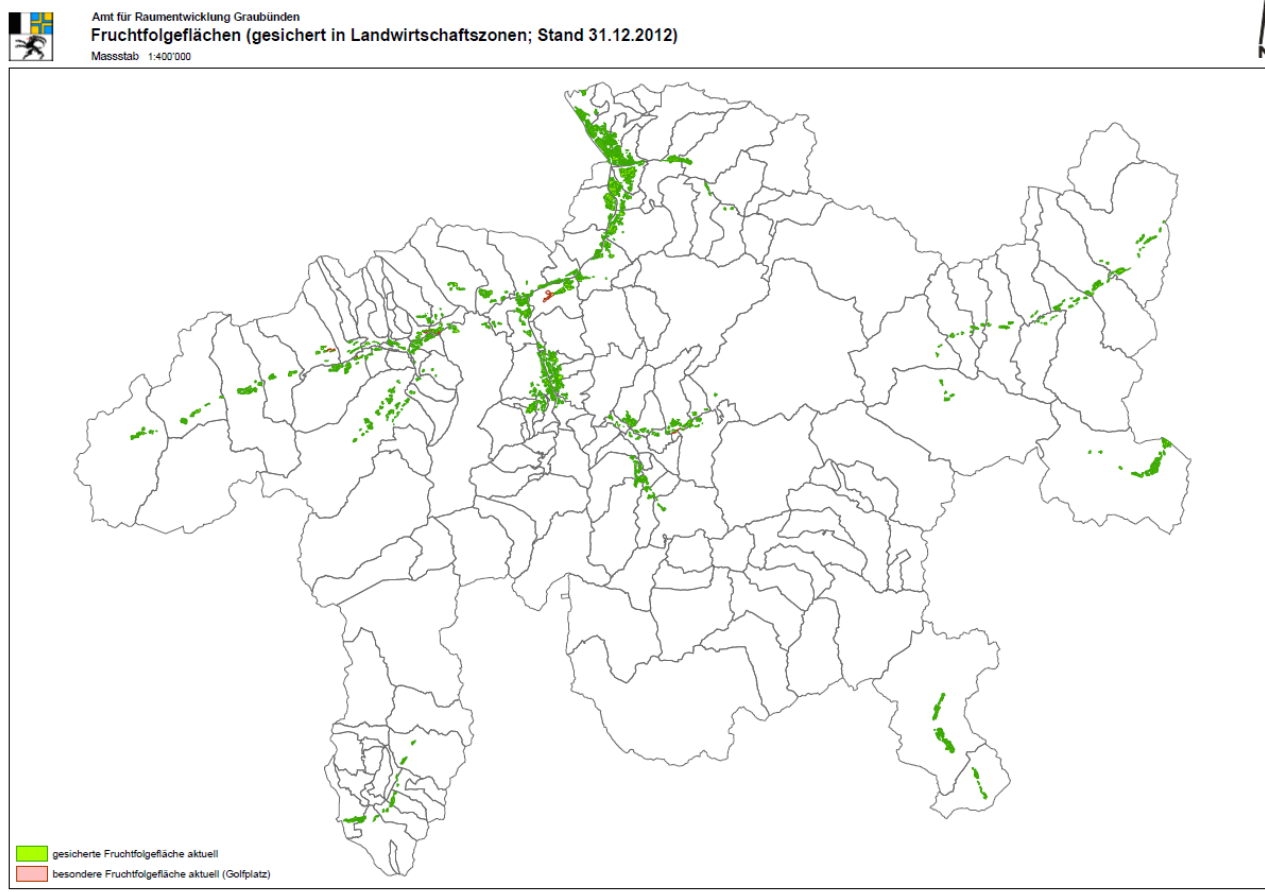
- Arealene bør være i de bedre klimasonene (A, B, C, D1-4).
- Helningsgrad mindre enn 18 prosent.

⁴ 1 EUR = 8 NOK

⁵ 1 EUR = 8 NOK

- Jorddybde mer enn 50 cm.
- Jordtetthet mindre enn 1,7 gram per cm³.
- Forurensingsnivået overskrider ikke fastsatte terskelverdier.
- Minste størrelse er 10 dekar og med god arrondering.

I 1992 hadde hver kanton frihet til å utvikle egne kriterier for å avgrense jordvernområder. Avgrensningen ble gjennomført uten jordmonnkartlegging, og resultatene ble nokså forskjellige. Ved jordsmonnkartlegging i ettertid har det vist seg at 10-20 prosent av områdene som først ble etablert ikke oppfyller kravene til jordvernområder. For å sikre større grad av konsistens er nå jordsmonnkartlegging et krav for å etablere nye jordvernområder (Elisabeth Clement-Arnold, pers. med.). Arealene er kartfestet og offentlig tilgjengelige (se figur 2 for et eksempel). Kantonene er ansvarlige for gjennomføringen og overvåkingen (<http://www.fruchtfolgeflaechen.lu.ch/>), og hver kanton har fått sine arealmål. Målet er å sikre framtidig matproduksjon i en situasjon der import av mat fra utlandet er begrenset. I tillegg sikrer ordningen landbruket som næring for framtidige generasjoner i en kombinasjon med andre virkemidler for å fremme innenlands matproduksjon. Ordningen ble evaluert i 2001. I 2001 hadde alle kantonene klart til å holde målene sine, men noen hadde nesten ingen reserveområder igjen til å kompensere tapte jordbruksarealer. Flere kantoner betrakter denne ordningen som den beste måten å verne jordbruksjord på (Bundesamt für Raumentwicklung, 2002). Ordningen var de første 10 årene i en tydelig etableringsfase.



Figur 2 Eksempel jordvernområder i kanton Graubünden i Sveits (grønn farge). Kilde: <http://www.gr.ch/DE/institutionen/verwaltung/dvs/are/richtplanung/Übersichtskarte,%20Format%20A3,%20Stand%202012.pdf>.

Det er mulig å omdisponere arealer fra jordvernområdene dersom følgende krav oppfylles (Bau-, Umwelt- und Wirtschaftsdepartement kanton Luzern, 2013a):

- At prosjektet er særlig viktig for samfunnet.
- Den mest effektive arealutnyttelse er undersøkt og gjennomført for å redusere behovet for omdisponering. Det konkrete gjenværende arealbehovet for utbygging er etterprøvbart.
- Det finnes ingen alternativ arealutnyttelse innenfor eksisterende bebygde områder.
- Man er forpliktet til å kompensere de tapte arealene fysisk. Derfor har kantonene også etablert reserveområder som kan få jordvernstatus etter jordforbedring.

Det er ikke et krav om fysisk kompensasjon for arealer som omdisponeres for å anlegge nasjonalt viktig infrastruktur. Det ble i 2002 konstatert at jordvernområdet fra 1992 fortsatt eksisterte, men at flere kantoner får økte problemer med å kompensere for tapte jordbruksarealer. Det blir rapportert om økende konflikter mellom kommuner som har behov for utbyggingsarealer. Enkelte kantoner har søkt sentrale myndigheter om en reduksjon av sine jordvernkrav. Daglig forsvinner god jordbruksjord, men det er mulig å kompensere for dette. Det meldes at kortsiktige økonomiske interesser (f.eks. etablering av arbeidsplasser og industribedrifter) blir prioritert (Bundesamt für Raumentwicklung, 2006). Hele ordningen var i 2002 stort sett ukjent for befolkningen og ble betraktet som mer eller mindre «hemmelig» (Bundesamt für Raumentwicklung, 2002). Ikke alle kantoner er positive til ordningen, men det ble likevel anbefalt å videreføre ordningen. Ordningen betraktes som et godt instrument for å verne gode jordbruksarealer.

Gjennom en folkeavstemning i mars 2013 har den sveitsiske befolkningen valgt en mer restriktiv arealforvaltning og strengere krav til jordvern. Jordvernområdene vil få et bedre juridisk vern (Elisabeth Clément-Arnold, pers. med.). Det er startet en diskusjon om hvordan ordningen bør utvikles framover siden flere kantoner nå har store problemer med å kompensere for de nedbygde jordbruksarealene. Å trekke inn en nabokanton slik at den kan ta over utbyggingsprosjekter fungerer dårlig i praksis.. Kantonene Zürich og Luzern blir i Sveits betraktet som gode eksempler hvordan det sveitsiske systemet er gjennomført og håndhevet (Jean-Pierre Clément, pers. med.).

Det ble også konstatert av enkelte kanton at flere av jordvernområdene kan betraktes som en økologisk ørken på grunn av et svært intensivt jordbruk, og at denne formen for jordbruk også har negative konsekvenser for jordkvaliteten. Det er ikke uønskelig at gode jordbruksarealer i flate områder blir utvekslet (kompensert) med områder i mindre gode klimasoner og med dårligere terrengforhold.

Kantonene er forpliktet til å rapportere status av jordvernområder en gang per fjerde år til departementet UVEK (*Swiss Department of Transport, Communications, Energy and Communication*). Dersom mer enn 30 dekar jordbruksareal forsvinner i en nedbygging bør UVEK varsles så rask som mulig (Bundesamt für Raumentwicklung, 2006).

Etablering av jordvernområder i Norge ble utredet for noen år siden, men det ble konkludert med at slike jordvernområder er vanskelige å gjennomføre.⁶ En viktig grunn til at jordvernområder ikke ble vedtatt var at man fryktet at ved å etablere jordvernområder, ville det oppstå økt press på områder som ikke var vernet og føre til uønsket nedbygging av slike arealer. Sveitsiske myndigheter betrakter derimot ordningen som vellykket. Økt press på områder som ikke er vernet blir ikke oppfattet som et problem i Sveits (Elisabeth Clément-

⁶ For høringsuttalelser, se: <http://www.regjeringen.no/nb/dep/lmd/dok/horinger/horingsdokumenter/2009/horing---forlag-til-vernehjemmel-i-jordl/horingsuttalelser.html?id=576859>.

Arnold, pers. med.). Derfor har det sveitsiske systemet i tilpasset form en mulig overføringsverdi til Norge.

Andre erfaringer

Tyskland satser mye på en mer effektiv arealutnyttelse og konstaterer at en netto nedbygging er for mye med en nedgang i folketallet (Umweltsamt, 2009). I Tyskland anbefales det å stimulere til transformasjon av tettstedsarealer, og at egnede instrumenter utvikles. En arbeidsgruppe for jordvern har kommet med følgende anbefalinger (Umweltsamt, 2009):

- a. Tettstedsområder som ligger brakk bør avgrenses, og det bør etableres kommunale databaser med informasjon om hvor stor arealene er og hvor de ligger.
- b. Stimulere til at de ubenyttede arealene blir brukt når utbyggingsprosjekter planlegges. Det er påpekt at endringer i lovgivningen blir nødvendige uten å spesifisere hvilke endringer dette gjelder.
- c. Dersom det likevel blir besluttet at andre arealer (jordbruks-/skogsområder) kan bygges ned bør det kreves at et område med samme overflateareal blir gjort permeabelt (m.a.o. at en del av jordfunksjonene blir reetablert, for eksempel vanninfiltrasjon og -lagring). Dette er også en form for fysisk kompensasjon, men dette ligger utenfor dagens jordvernbegrep i Norge og blir derfor ikke videre utdypet. European Commission (2011a) gir også eksempler på tiltak for å øke vanninfiltrasjonen («desealing»), gjennom etablering av et slags jordvernregnskap («soil compensation account»).
- d. Etabler et kvotesystem for handel med nedbyggingsarealer. Et pilotprosjekt med etablering av et kvotesystem er under gjennomføring (Umwelt Bundesamt, 2012; 2013). European Commission (2011a) betrakter dette som et effektivt tiltak for å oppnå en mer bærekraftig arealbruk. Systemet legger et sterkt økonomisk press på arealbruken og skaper et insentiv for å redusere nedbygging (sammenlignbart med systemet for handel med klimakvoter).
- e. Ha fokus på å verne de gode jordkvalitetene. I praksis blir disse oftest bygget ned på grunn av deres sentrale beliggenhet. Ofte har arealer med dårligere jordkvaliteter verneverdige naturverdier. Jordkvalitet for jord- og skogbruksarealer må dokumenteres bedre. Det blir foreslått å etablere jordvernområder («Bodenschutzflächen») og man vurderer om det er mulig å innføre nulltoleranse for nedbygging av de gode jordbrukskvalitetene. Dette ligner på utgangspunktet for etablering av jordvernområder i Sveits.

I den senere tid har spørsmål om mer klimavennlig arealbruk kommet inn i jordverndiskusjonen (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2012a; 2012b). Å oppnå målet om maksimalt nedbygging på 300 dekar per dag betyr at man må ha en høyere arealutnyttelse i tettstedsområder, og dette bidrar til et mer klimavennlig samfunn gjennom redusert transportbehov. Dette elementet ligger utenfor oppdraget og utdypes derfor ikke videre.

I Tyskland og Østerrike jobbes det også med å etablere systemer for «økokonto» («eco-accounts») (European Commission, 2011a). Slike systemer, som både skaper press for å redusere omdisponering og bidrar til kompensasjon for tapte arealer, gjelder i hovedsak naturverdier og har få koblinger til jordbruksområder. De blir derfor ikke nærmere utdypet her.

Wolf Eckelmann (pers. med.) sammenfattet den tyske situasjonen på nasjonalt nivå angående jordvern slik:

- Per i dag eksisterer ikke et system for fysisk kompensasjon av tapt jordbruksareal.
- Det finnes svært få muligheter for nydyrking i Tyskland – nær alle aktuelle arealer er dyrket opp eller har store verdier som umuliggjør oppdyrking (natur-/landskapsverdier etc.).

- En mulighet er å tilbakeføre tidligere industriområder til jordbruksarealer for å produsere bioenergi.
- Den beste muligheten for å unngå videre nedbygging er å utvikle et kvotesystem for nedbygging som krever man skal unngå netto nedbygging og sikre maksimal utnyttelse av allerede utbygde områder. Dette vil kreve store endringer i politikk og lovgivning.

I 2002 hadde Østerrike et nedbyggingsmål for jordbruks-, skogbruks- og parkarealer på maksimalt 25 dekar per dag, men i perioden etter 2002 var nedbyggingen 190 dekar per dag. Dette ble oppfattet som en alarmerende situasjon (Anon, 2012; Gundula Prokop, pers. med.). På samme tid er dagens arealutnyttelse ikke god nok. I Østerrike utvikles det nå strategier for et bedre jordvern (Anon, 2012; 2013). Målene er:

- Å redusere nedbygging av den beste jordbruksjorda.
- Å etablere en mer effektiv arealutnyttelse.
- Å etablere et system for fysisk kompensasjon når god jordbruksjord blir bygd ned.

Som i Tyskland blir det i Østerrike også laget en kobling mellom jordvern og tiltak mot klimaendringer.

For å få et forbedret jordvern er følgende anbefalinger formulert i Østerrike (Anon, 2013):

- a. Forene alle involverte rundt målene for reduksjon av nedbygging.
- b. Konsekvent og bedre utnyttelse av eksisterende lover (spesielt nevnt «Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz» (UVP), «Landesgesetz zur Wohnbauförderung» og «Landesraumordnungsgesetze»).
- c. Inkludere vern av jordbruksområder i konsekvensutredninger for store prosjekter (såkalte «Strategischen Umweltprüfung», SUP). Kvantifisere tap av jordkvalitet og -funksjoner og sette i verk tiltak som kompensasjon uten at dette leder til økt belastning på eksisterende jordbruksarealer.
- d. Overvåking og evaluering av arealbruk. Enhetlige og klare overvåkingssystemer bør etableres for å overvåke endringer i arealbruken og for å få kunnskap om hvilke jordkvaliteter som er involvert.
- e. Etablering av jordvernområder. Det er nødvendig med spesiell fokus på de gode jordkvalitetene. Hvis det likevel blir nødvendig å bygge ned slike områder bør det utvikles systemer for fysisk kompensasjon uten en økt belastning på eksisterende jordbruksområder.
- f. Utvikling av et system for fysisk kompensasjon av jordbruksområder som går tapt. Det er viktig å utvikle tiltak som blir støttet av befolkningen og er økologisk relevante (dette vil si at det også tas vare på de økologiske verdier som et areal har). Følgende aspekter bør tas hensyn til: 1) Fysisk kompensasjon skal skje innenfor samme region, men ikke nødvendigvis i samme kommune; 2) Verdiene av involverte arealer vurderes, og det lages koblinger til systemer for økokonto eller landskapskonto som er under utvikling; 3) Type kompensasjon – den skal kombineres med andre typer fysisk kompensasjon utløst av samme utbyggingstiltak, for eksempel for naturverdier. Fysisk kompensasjon av naturverdier på eksisterende jordbruksarealer må unngås for å hindre økt press på andre eksisterende jordbruksområder; 4) Optimaliser gjenbruk av eksisterende bebygde områder, slik at behovet for fysisk kompensasjon av jordbruksjord blir redusert. Dette betyr både fortetting og total restaurering av gamle bolig-, industri- eller næringsområder.
- g. Krav til forbedret gjenbruk av eksisterende nedbygde områder, og at det settes i verk stimuleringstiltak for slikt.

- h. Verdsetting av alle jordfunksjoner i arealplanlegging og etablering av jordvernområder for jordbruksarealer. Bruk av eksisterende data om naturressursgrunnlaget, inkludert jordkvalitet.
- i. Økt og forbedret folkeopplysning i alle ledd: i undervisning og for befolkningen generelt. Utveksling av gode erfaringer på nasjonalt nivå.

Gundula Prokop (pers. med.) forventer at diskusjonene med alle involverte rundt disse temaene vil ta lang tid.

Det er ikke kjent hvor vellykkede de forskjellige tiltakene mot omdisponering har vært. Hovedgrunnen er at fokuset på jordvern er relativt nytt i de fleste land. European Commission (2011a) gir en oversikt av en del «beste praksis» («best practices»), men det meste ligger utenfor fokuset i denne rapporten.

Tiltakene mot omdisponering som er gjennomført i Europa (gjennomføring av bærekraftig arealplanlegging, forbedring av bo- og leveforhold i tettsteds-/bysentre, restaurering av tidligere industriområder og å ta hensyn til jordkvalitet) har alle en overføringsverdi til Norge.

Jordvern i Norge

Jordvern i Norge er ensidig fokusert på jordbruksproduksjon. Som nevnt over er det i andre europeiske land derimot fokus på å opprettholde alle funksjoner som jordsmonnet har, for eksempel forhindring av flom, klimaregulering eller bevaring av kulturminner eller biologisk mangfold. Jordvern i Norge er videre fokusert på å redusere nedbygging av de beste jordkvalitetene. Forskjeller fra EU kan forklares med at produksjonsforholdene i Norge er mye mer begrenset grunnet klimatiske forhold, og at bare en liten andel av arealet i Norge (3 %) er dyrket jordbruksareal. Vern av de mest produktive jordbruksarealene er begrunnet i selvbergings- og beredskapshensyn. Sammenlignet med EU er en forskjell i Norge at dyrkbar mark heller ikke skal bygges ned. I Vest- og Sør-Europa finnes det knapt dyrkbar mark igjen (Gundula Prokop, pers. med.; Wolf Eckelmann, pers. med.). Det er uaktuelt å dyrke opp naturvernområder og andre områder med et vern. I Norge har hovedfokus vært på å unngå omdisponering av de beste jordressursene på alle nivå (nasjonalt–fylke–kommune) og å bruke plan- og bygningsloven til å unngå nedbygging. I Norge har dette resultert i en markant nedgang av nedbyggingen, men flere tiltak er nødvendige. Årlig omdisponering av dyrket jord var i perioden fra 1994 til 2003 11 400 dekar og ble redusert til 6 700 dekar i 2010 (Landbruks- og matdepartementet, 2011).

I 2007 publiserte et utvalg en rapport om hvordan jordvernet i Norge kunne bli styrket (Landbruks- og matdepartementet, 2008). Mange tiltak ble vurdert. Det mest effektive til nå har vært å ha jordvern aktivt på dagsorden og en mer aktiv bruk av dagens instrumenter (plan- og bygningsloven).

Målsettingen i Norge er å redusere årlig nedbygging fra 6 700 dekar videre ned til 6 000 dekar (Landbruks- og matdepartementet, 2012). Målsettingen er på nasjonalt nivå, og den er ikke fordelt på fylker. Det viktigste lovverket er plan- og bygningsloven (Miljøverndepartementet, 2008). Målsettingen er å bevare landets beste jordressurser for framtidig matproduksjon, både de arealene som i dag er i jordbruksproduksjon og de arealene som er klassifisert som dyrkbare. Norge har etablert kjerneområder for jordbruket. I hver kommune blir arealer hvor jordbruket står sterkt geografisk avgrenset. Kommunene er ansvarlige for etableringen av disse områdene og informasjonen blir brukt i arealplanleggingen. Informasjonen om kjerneområdene er ikke lett tilgjengelig og avgrensningen er indikativ. Områdene har ikke et juridisk vern.

Norge har omfattende kunnskap om kvaliteten på arealressursene. AR5⁷ kart finnes på nasjonalt nivå og er det viktigste fordi AR5 kartene dekker alt areal under skoggrensen. Under markslagskartleggingen ble all dyrkbar mark kartlagt. Jordkvalitetsdata fra jordsmonnkartleggingen gir den beste oversikten over hvilke potensial dagens dyrket mark har for jordbruket. Temakart jordkvalitet ble utviklet nettopp med tanke på å være en ressurs for å redusere nedbyggingen av de beste jordressursene. Ulempen med jordkvalitetskart er at bare 50 prosent av Norges jordbruksarealer er jordsmonnkartlagt – for det meste konsentrert på Sør-Østlandet, Jæren, Ofoten-region og Trøndelag. Alle kart er tilgjengelige via Kilden (<http://kilden.skogoglandskap.no/map/kilden/index.jsp?theme=http://kilden.skogoglandskap.no>). I kapittel B6.1 finnes en mer detaljert beskrivelse av datagrunnlaget.

Ikke alle dyrkbare ressurser på kart er reelt sett dyrkbare i dag. Klima, terrengforhold, myr og andre verdier (naturvern, landskapsvern, friluftsliv, kulturminner m.m.) kan hindre nydyrking. Videre er arrondering, avstander til nærmeste veg, gårdsbruk og jordbruksareal viktige for å bestemme om oppdyrking er økonomisk forsvarlig. Norsk institutt for skog og landskap gjennomfører på oppdrag fra Statens landbruksforvaltning (SLF) et prosjekt som vil lage statistikk over hvor store deler av de dyrkbare ressursene er reelt sett dyrkbare gitt visse forutsetninger. Prosjektet avsluttes i 2014.

B2.3 Overføringsverdi til Norge

Viktige tiltak i Norge har den senere tid vært å stimulere til økt bevissthet om viktigheten av jordvern og en mer målbevisst bruk av plan- og bygningsloven. Overføringsverdien av det ovenstående til Norge kan sammenfattes som følgende:

- Problemstillingene rundt jordvern er i flere land en prioritert problemstilling. Norge bør utveksle erfaringer med landene som har kommet lengst, først og fremst Tyskland, Østerrike og Sveits.
- I Norge bør man vurdere mulighetene for fylkesvise mål for redusert nedbygging og med krav til periodisk rapportering. Dette betyr også at det må utvikles gode overvåkingssystemer.
- I Norge bør man igjen vurdere mulighetene for etablering av områder som vernes («jordvernområder») etter sveitsisk eksempel, koblet med systemer for fysisk kompensasjon.
- I Norge bør man vurdere mulighetene for etablering av et kvotesystem for handel med nedbyggingsområder.
- Alle involverte parter bør forenes rundt målene for redusert nedbygging.

⁷ AR5 står for arealressurskart i målestokk 1:5000. AR5 er et detaljert, nasjonalt heldekkende datasett og den beste kilden til informasjon om Norges arealressurser. Datasettet deler landarealet inn etter arealtype, skogbonitet, treslag og grunnforhold.

B3 VELLYKKEDE OG MINDRE VELLYKKEDE TILTAK FOR Å REDUSERE OMDISPONERINGEN AV DYRKET MARK

Forrige kapittel beskrev tiltak for å redusere omdisponering (nedbygging) av jordbruksområder (og skogbruks- og parkarealer) som er brukt i andre deler av Europa. Det synes ikke som noen land har evaluert hvor vellykkede alle tiltakene har vært. Boks 1 nedenfor gir en oversikt over gjennomførte tiltak.

Boks 1 Gjennomførte tiltak mot omdisponering av jordbruksområder i andre europeiske land

- Stille kvantitative krav til redusert nedbygging.
- Forene alle involverte parter rundt målene for redusert nedbygging.
- Gjennomføring av en bærekraftig arealplanlegging.
- Forbedring av bo- og leveforhold i tettsteds-/bysentre.
- Restaurering av tidligere industriområder.
- Vern av de beste jordkvalitetene.
- Avgifter på nedbygging av verdifulle arealressurser.
- Etablering av jordvernområder.
- Etablering av et kvotesystem for handel med nedbyggingsarealer.
- Etablering av effektive overvåkingssystemer for å overvåke endringer i arealbruken og involverte arealkvaliteter.

B4 RAMMEBETINGELSER FOR REDUKSJON AV OMDISPONERING AV JORDBRUKSAREALER

Basert på det som er beskrevet under B3 kan ulike rammebetingelser for reduksjon av omdisponering av jordbruksarealer avledes. Flere viktige rammebetingelser er oppsummert i boks 2 under.

Boks 2 Rammebetingelser for reduksjon av omdisponering av jordbruksarealer

- Ha målrettede lover og ordninger som gjør en effektiv gjennomføring mulig basert på klare mål om redusert nedbygging, særlig av de mest verdifulle arealressursene, og en mer bærekraftig arealplanlegging.
- Ha effektive overvåkings- og rapporteringssystemer som gjør det mulig å følge utviklingstrekk og gjør det mulig å evaluere effekten av de forskjellige tiltak som grunnlag for justeringer i virkemiddelbruk.
- Ha effektive systemer for arealplanlegging, både på kommunalt, fylkes- og nasjonalt nivå, inkludert systemer for konsekvensutredninger på prosjektnivå og på strategisk nivå. Disse systemene bør eksplisitt inkludere vurderinger av hvordan omdisponering kan reduseres.
- Ha prosesser som kan forene alle involverte rundt målene om en redusert omdisponering.
- Ha gode databaser over nasjonale arealressurskvaliteter som er lett tilgjengelige for interesserte parter.
- Ha gode databaser over hvilke områder som er vernet (natur-, landskaps-, kulturminnevern) eller det ligger andre relevante restriksjoner på.

B5 TILTAK FOR FYSISK KOMPENSASJON AV TAPT JORDBRUKSAREAL

Fysisk kompensasjon av tapt jordbruksareal på grunn av nedbygging blir nå bare brukt i Sveits der et system for kompensasjon har eksistert siden 1992 (Schweizerischen Bundesrat, 2000). I Østerrike jobbes det med et forslag for fysisk kompensasjon (Anon, 2012; 2013).

I hele Europa, Norge inkludert, ble jordbruksarealene i tidligere tider økt gjennom nydyrking. Spesielle organisasjoner ble etablert for å ta av ulike problemstillinger ved nydyrking. I Norge var det høy nydyrkingsaktivitet også i perioden ca. 1975–1985. Oppfinnelsen av kunstgjødsel tidlig i forrige århundre gjorde det mulig å øke jordbruksarealet kraftig. I Nederland ble det i perioden fra 1930-tallet til 1970-tallet tørrlagt store områder i Zuiderzee/IJsselmeerområdet (innpoldering), og store jordbruksarealer ble etablert. Fysisk kompensasjon av tapt jordbruksjord i forbindelse med nedbygging var ett av målene ved tørrleggingen. En annen mulighet for å øke jordbruksarealet er å ta i bruk gamle gjengrodd jordbruksarealer. Dette er en spesiell form for nydyrking som tidligere ble praktisert i flere deler av Europa. På grunn av tidligere jordbrukskriser ble jordbruksarealer lagt ned (f.eks. i Nederland rundt 1890). Etter at forholdene bedret seg ble en del av disse områder senere dyrket opp igjen.

I flere land ble det på 1900-tallet utviklet metoder for bedre arealutnyttelse. Ofte var dette en kombinasjon av en slags jordskifteprosess, kombinert med nydyrking. I Tyskland, Nederland og Belgia ble det etablert systemer og organisasjoner ansvarlig for dette arbeidet. Det omfattende bakkeplaneringsarbeidet i Norge etter andre verdenskrig er også et eksempel på tiltak for en mer effektiv arealutnyttelse. Med økt vektlegging av landskaps- og naturvern er dette arbeidet nå kraftig redusert. De fleste organisasjonene som jobbet med slike tiltak i Europa er lagt ned.

Jordflytting kan etablere nye jordbruksområder på steder hvor jordbruk ikke var mulig før, eller man bruker flyttet jordsmonn til å forbedre arealer hvor det er dårlige produksjonsforhold. Å flytte jord for å etablere helt nye jordbruksarealer er ikke vanlig og er heller ikke godt dokumentert. Jordflytting er et tema som diskuteres aktivt i Norge. I Sveits er jordflytting allerede etablert som en mulighet for fysisk kompensasjon. I dag blir gamle massetak tilbakeført til jordbruk over hele Europa. Slikt arbeid blir ofte gjennomført lokalt og dokumenteres sjelden. Resultatene kan variere kraftig siden prinsippene for jordflytting ofte ikke blir fulgt. På Jæren blir jordmasser fra utbyggingsprosjekter brukt til å forbedre stedvis dårlig jordbruksjord, for eksempel fuktige områder (Ove Klakegg, pers. med.). Det finnes ingen dokumentasjon av resultatene.

Teksten under beskriver følgende metoder for fysisk kompensasjon:

- Fysisk kompensasjon av jordbruksarealer i Sveits
- Systemer for nydyrking
- Jordflytting

B5.1 Fysisk kompensasjon av jordbruksareal i Sveits

I Sveits er 40 prosent av jordbruksarealet dekket av jordvernområder («Fruchtfolgefleichen») (Bundesamt für Raumentwicklung, 2002; 2006; 2013a; 2013b). Hver kanton skal minst opprettholde omfanget vernet jordbruksareal på samme nivå. Tap av areal må erstattes gjennom fysisk kompensasjon. Kantonene Zürich og Luzern har publisert en veileder om hvordan nedbygging av jordbruksareal skal reduseres (Baudirektion des Kantons Zürich, 2003; Bau-, Umwelt- und Wirtschaftsdepartement kanton Luzern, 2011; 2013a). Bare viktige

samfunnsinteresser kan gjøre det mulig å bygge ned jordvernområder, men tapet skal kompenseres fysisk. Gårdbrukere er forpliktet til å følge det samme regelverket og arealer for driftsbygninger kan ikke uten videre utvides.

Fysisk kompensasjon skjer på følgende måter:

- Ikke alle områder innenfor et jordvernområde, som har fått tillatelse til å bli bygd ned, blir til slutt bygd ned. Dermed kan et slikt areal senere bli brukt som kompensasjonsareal for andre utbyggingsprosjekter, siden den har status som «godkjent nedbyggingsareal» i arealregnskapet.
- Etablering av nye jordvernområder (eller utvidelse av eksisterende) gjennom jordforbedring av eksisterende jordbruksområder med degradert jordsmonn. Jordforbedring skjer gjennom bruk av jordmassene som frigjøres under nedbygging. Kostnadene ved jordforbedring er omfattende og må bæres av prosjektutvikler.
- Etablering av nye jordvernområder basert på en jordmonnskartlegging (Sveits har ikke et jordsmonnskartleggingsprogram som Norge). De nye områdene må oppfylle konkrete krav angående potensialene for jordbruk, størrelse, arrondering og bør ikke være særlig egnet for nedbygging (f.eks. på grunn av nærhet til tettsted).

Planen for kompensasjon sendes til kantonen sammen med forslag til endring av kommunal arealplan (Bau-, Umwelt- und Wirtschaftsdepartement kanton Luzern, 2013a). Kommunen sjekker at kompensasjonen gjennomføres innen fem år etter godkjenningen.

Grunnlaget for å søke om etablering/utvidelse av jordvernområder er et jordsmonnskart 1:5 000–10 000 (Bau-, Umwelt- und Wirtschaftsdepartement kanton Luzern, 2013b; 2013c; Elisabeth Clement-Arnold, pers. med.).

Når det gjelder jordforbedring blir jordsmonnet som frigjøres under nedbyggingen brukt til å forbedre degraderte jordbruksområder. På denne måten kan disse arealene få status som jordvernområder. Det er ikke lov å forbedre naturlig dårligere jordsmonn, for eksempel tørre beiteområder. Dårlig gjennomføring av jordforbedringsarbeid kan føre til irreversible skader. Ved slike skader er utbyggeren erstatningspliktig. Det kreves at jordforbedringsarbeidet skal veiledes av en jordfaglig person (Baudirektion Amt für Umweltschutz Kanton Zug, 2011). Umweltfachstellen (2013) og Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (2001b) beskriver også hvordan jordsmonn skal håndteres (se også kapittel B6.4).

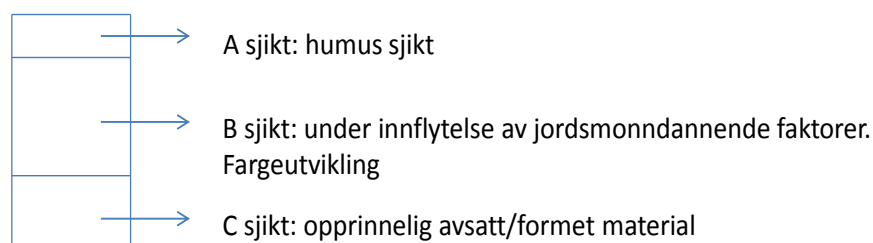
Gjennomføring av en jordforbedring krever tillatelse fra kantonen, og den blir bare gitt hvis den resulterer i en forbedring av jordfunksjonene, og det blir krav om å opprettholde/restaurere jordfruktbarheten. En slik jordforbedring er ikke tillatt på naturlig uforstyrrete jordprofiler, også hvis dette gjelder lavereliggende, dårlig drenerte områder. Primært blir det gitt tillatelse for forbedring på antropogent endret jordsmonn (f.eks. jordsmonn som er skadet av en flom, degradert eller forurenset). Jordforbedring er heller ikke tillatt i verneområder for natur, landskap eller kulturminner. En jordforbedring skal være minst 20 m fra skog og 6–10 m fra åpent vann (avhengig av type vannforekomst).

For jordforbedring er det bare tillatt å bruke A- og B-sjiktene. C-sjiktet er ikke egnet for jordforbedringsformål (Bau-, Umwelt- und Wirtschaftsdepartement kanton Luzern, 2013c). Generelt er det ingen problemer med å bruke A-sjiktet. Bruk av B-sjiktet er mer utfordrende grunnet et større volum, og at det ofte er mer leirholdig er dermed vanskeligere å håndtere (Jean-Pierre Clément, pers.med.). Boks 3 forklarer jordsjiktbegrepene.

Boks 3 Jordsmonnutvikling: utvikling av jordsjikt

Jordsmonnutvikling skjer under innflytelse av mange faktorer: vær, topografi, biologisk liv, og mennesker. Planter produserer humus. Gjennom biologiske prosesser blir humus blandet med mineralkomponentene i jordsmonnet, og det utvikles også jordstruktur. Den øvre del av jordsmonnet kalles A-sjiktet, ofte referert til som matjord. Sjiktet under A-sjiktet er også påvirket av jordsmonndannende faktorer og en tydelig fargeutvikling og struktur. Dette underliggende sjiktet kalles B-sjiktet. Under B-sjiktet finner vi den delen av jordsmonnet som ikke har vært under innflytelse av jordsmonndannende faktorer. Dette sjiktet har uforandrede materialet som ble avsatt eller formet i tidligere tider – det såkalte C-sjiktet (se også skisse under).

Både A- og B-sjiktene er sentrale for forsyning av vann og næringsstoffer til plantene. Rotsystemene og annen biologisk aktivitet finnes i disse sjiktene.



B5.2 Systemer for nydyrking

Tradisjonell nydyrking

Nydyrking var vanlig i perioden fra ca. 1850 til ca. 1950 over hele Europa. Store områder ble omdannet til jordbruksområder. Over hele Europa ble det etablert organisasjoner som tok ansvar for både de tekniske, faglige og sosiale aspektene ved nydyrking. I denne perioden ble det også dyrket opp store myrområder i Europa. Bruk av kunstgjødsel gjorde det mulig å dyrke opp næringsfattige områder. Ved bruk av maskinelle pumpeinstallasjoner kunne våte områder dreneres og nydyrkes. Litteraturen fra denne perioden har svært liten betydning for denne studien. Et element har likevel overføringsverdi til i dag: størrelsen og formen av teiger ved nydyrkingen skulle være slik at en økonomisk drift var mulig med en optimal utnyttelse av arbeid og kapital.

Grunnet utslipp av klimagasser, hensyn til biologisk mangfold og hensyn til hydrologi er nydyrking av myrområder uønsket. Enkelte land (f.eks. Nederland og Tyskland) hever nå grunnvannsnivået i tidligere oppdyrkete myrområder. Dette for å sette i gang utvikling av myrdanning og reetablere økosystemer og tilhørende hydrologiske regimer.

Også i Norge var nydyrking veldig vanlig i perioden fra 1850 og helt fram til mer moderne tid (1985), og mange steder hadde store nydyrkingsprosjekter (Nord-Norge). I dag fins det fortsatt nydyrking, men omfanget er redusert. Man oppfordrer til å unngå nydyrking av myrområder. Også nydyrking av skogsområder med svært god og god bonitet bør unngås grunnet negative konsekvenser for utslipp av klimagasser (Arne Grønlund, pers. med.).

I forbindelse med diskusjoner rundt nedbygging av jordbruksområder og et politisk mål om økt jordbruksproduksjon har nydyrking igjen kommet på agendaen. Et prosjekt støttet av Norges Forskningsråd viste at både i Sandnes og Sarpsborg ble god jordbruksjord bygd ned, samtidig som nydyrking gjør jordbruksjord tilgjengelig hvor jordkvaliteten har en eller flere begrensninger for jordbruksproduksjon (Arnoldussen m.fl., under forberedelse).

Under markslagskartleggingen i Norge ble det ved siden av en kartlegging av dyrka mark og skogressurser under skoggrensen også kartlagt hvilke arealer som kunne dyrkes opp. Strand m.fl. (2008) viser at det finnes store dyrkbare arealer i Norge. Per 1.1.2008 har Norge 10 903 km² dyrka mark (10 903 000 dekar). Av dette er 8 695 km² fulldyrka, 1 828 km² er innmarksbeite og 379 km² er overflatedyrka mark. I tillegg til dyrka mark har Norge ytterligere 12 342 km² dyrkbar mark.⁸ Over halvparten - 6 987 km² - av dette er i dag produktiv skogsmark. I tillegg kan 4 301 km² myr dyrkes opp ved behov. 1 053 km² av arealreserven er anna jorddekt fastmark. Statistikken viser dermed at det dyrka arealet i Norge i prinsippet kan fordobles ved behov. Men ikke all dyrkbar mark finnes i gode klimasoner eller er uten andre begrensninger som natur-/landskaps- eller kulturminneverninteresser.

I Norge finnes det store arealer hvor jordbruket er lagt ned, spesielt i mer marginale områder. Disse områdene gror igjen. Ved siden av klimatiske grunner er det ofte flere sosio-økonomiske faktorer (isolerte områder, lang avstand til markedet, ingen driftsetterfølger etc.) som også bidrar til at gårdsbruk blir lagt ned. Informasjon fra jordsmonnkartlegging viser at også gårdsbruk på gode jordkvaliteter blir lagt ned. Deler av de nedlagte områdene kan bli dyrket opp igjen, men det bør ikke gjøres før det er klargjort hva som var årsakene til nedlegging og hvorvidt disse årsakene kan håndteres. Under landskapsovervåkingsprogrammet 3Q har man klart å forutsi hvilke gårdsbruk som står i fare for å bli nedlagt grunnet isolasjon (Puschmann m.fl., 2010).

Å ta i bruk dyrkbar mark (inkludert gjengrodde arealer) er en mulighet for å kompensere fysisk for nedbygde jordbruksarealer. Det tar en del år – avhengig av forholdene – før nydyrket jord har fått sitt optimale produksjonsnivå. Gjennom målrettede tiltak kan denne perioden gjøres kortere, for eksempel ved å unngå jordpakking, forbedre jordstrukturen gjennom bruk av organisk gjødsel, kompost eller bruk plantevekster med et stort rotsystem (gras).

Nydyrking av egnede arealer kan redusere tapet av jordbruksareal på grunn av nedbygging. Men omfanget av dyrkbar mark i de gode klimasonene kan være begrenset. På oppdrag fra Statens landbruksforvaltning (SLF) leder Norsk institutt for skog og landskap et utredningsprosjekt som lager en oversikt over dette.⁹

Tørrlegging av områder under vann

Etter 1930 ble store områder tørrlagt i Zuiderzee/IJsselmeer-området i Nederland. Prosjektet ble først og fremst gjennomført for å verne store områder mot flom. En annen viktig grunn var å etablere nye jordbruksområder. Totalt ble det tørrlagt 1 728 000 dekar i fire poldere (Wieringermeerpolder (1931); Noordoostpolder (1942); Oostelijk Flevoland (1957); Zuidelijk Flevoland (1968)). De tørrlagte områdene ligger opp til 6 m under havnivå, og alle områdene holdes tilstrekkelig drenerte ved hjelp av store pumpestasjoner. Økt jordbruksproduksjon var en klar målsetting ved tørrleggingen. Størrelse og arrondering av alle gårdsbruk og type jordbruk var tilpasset de aktuelle jordsmonnene og de hydrologiske forholdene (Kampen van, 1982). Majoriteten av arealene brukes til åkerproduksjon, men det ble også tilrettelagt for husdyrbruk

⁸ Med dyrkbar mark (eller dyrkingsjord) menes areal som ved oppdyrking kan settes i slik stand at det vil holde kravet til fulldyrka jord, og som ellers holder kravene til klima og jordkvalitet for plantedyrking. En grundig forklaring av klassene som benyttes i DMK (digitalt markslagskart) og AR5 finnes i Bjørdal (2007) og Bjørdal m.fl. (2006).

⁹ Prosjektet gjennomføres av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning og Norsk institutt for skog og landskap. Målet er å samle inn all kjent informasjon over dyrkbar mark og å presentere dette i form av statistikk.

og frukt dyrking og i senere tid brukes områdene også til blomsterløk, grønnsaker og veksthusproduksjon. Skog ble i de første to poldere bare plantet på jordsmonntypene som ikke var egnet for jordbruk. Etter 1970-tallet ble landskaps-, natur- og friluftsområder viktigere, og det ble også anlagt skog på førsteklasses åkerjord.

De nye jordbruksarealene ble gitt til gårdbrukere som hadde mistet arealer grunnet nedbygging eller jordskifteprosesser (Dijk van, 1982). Gårdbrukere kunne også frivillig søke om å få et gårdsbruk. Det ble stilt store krav til fagkunnskap.

Tørrlegging av IJsselmeerområdet kan betraktes som det største eksempelet av fysisk kompensasjon ved nedbygging. Overføringsverdien til Norge er liten, og dette eksemplet utdypes derfor ikke videre. Et element har likevel overføringsverdi: nydyrking må planlegges godt og områdene må (sammen med omliggende områder) danne en enhet som muliggjør en økonomisk jordbruksdrift i dag og i den nærmeste framtid, både for den enkelte gårdbruker og for området/region som helhet. Å dyrke opp ny jordbruksareal i isolerte områder har liten nytte – unntatt hvis det kan etableres mange gårdsbruk.

Optimalisering av arealutnyttelse

Teiger tilhørende en eiendom ligger ikke alltid samlet, tidvis kan teigene ligge langt fra hverandre. Mye kjøring og ineffektiv tidsbruk kan som konsekvens redusere jordbruksproduksjonen. I alle europeiske land, også Norge, har det vært jordskifteprosesser med formål å omorganisere eiendomsstrukturen slikt at alle eiendommer får sine teiger samlet rundt driftssentre.

I Nederland og Belgia (Vlaanderen) gikk man litt lenger grunnet de topografiske forholdene. Arealene er flate, og det finnes ikke fjell. Dette gjør det mulig å gjøre store endringer i hele landskapet og endre veg-, kanal-, teig- og hydrologisk struktur. Dermed blir det mulig å optimalisere hele driftsstrukturen og å øke jordbruksproduksjonen (Bergh, van den, 2004). Gårdsbruk som tapte hele arealet i en slik prosess fikk i Nederland et tilbud om nye arealer i en av de nye polderne. Den viktigste perioden for disse prosessene («ruilverkaveling») var fra 1945 til 1980-tallet. Gjennomføringen av slike jordskifteprosesser har blitt endret over tid grunnet endringene i samfunnet og krav til andre funksjoner som natur-/landskapsvern. Et element som likevel har overføringsverdi i dag er å ta tilstrekkelig hensyn til betydningen av hydrologi, jordkvalitet, arrondering og bruksstørrelse for en økonomisk drift.

Et eksempel fra Norge hvor det ble gjort store endringer i landskapet er bakkeplaneringen på Østlandet på 1950–1970-tallet. Målet var å øke arealet for kornproduksjon. Ravinelandskapet ble jevnet ut og vassdrag ble lagt i rør. Bakkeplaneringen er også et eksempel på jordflytting. Mange ganger ble resultatet dårlig – spesielt i starten – fordi det ikke ble tatt hensyn til prinsippene for vellykket jordflytting (se kapittel B5.3). Mange steder har dette resultert i en langvarig redusert planteproduksjon og en sterk økning i erosjonsrisiko. Under jordsmonnkartleggingen har Norsk institutt for skog og landskap funnet eksempler hvor bruk av husdyrgjødsel, kombinert med beite, har forbedret situasjonen betraktelig sammenlignet med lignende jordprofiler i nærheten som var under åkerdrift (Siri Svendgård–Stokke, pers. med.).

Dreneringssystemer på norske jordbruksarealer er i dag mange steder preget av dårlig vedlikehold. I situasjoner med økt nedbør fører dette til dårligere produksjonsvilkår og redusert avlingsnivå. Forbedringer i dreneringen vil bedre arealutnyttelsen.

Optimalisering av arealutnyttelsen blir sett på som mindre viktig for å kompensere for tapt jordbruksareal. Dette kan øke presset på eksisterende jordbruksarealer. Samme konklusjon ble trukket i både Tyskland, Østerrike og Sveits. I Norge har man i dag det tilleggselementet at jordbruksproduksjonen skal økes med 20 prosent over de kommende 20 år.

I forhold til dagens situasjon har det særlig overføringsverdi at man ved nydyrking bør ta hensyn til at de involverte gårdsbruk kan produsere på en økonomisk forsvarlig måte, og det må tas hensyn til rammene som hydrologi, terreng og jordkvalitet definerer.

B5.3 Jordflytting

Jordflytting er en aktuell metode for å kompensere for tapt jordbruksareal. Jordflytting vil si at man flytter frigjorte jordmasser til nye områder for å etablere et nytt jordbruksareal. Jordmassene kan også brukes til å forbedre eksisterende jordbruksområder som har en eller flere begrensninger for effektiv jordbruksproduksjon (f.eks. fuktige steder eller grunn jord) eller å forbedre jordkvalitet i områder som nydyrkes.

Internasjonalt er jordflytting som kompensasjonstiltak for tapt jordbruksareal et lite kjent tiltak, og det finnes ikke internasjonale litteraturreferanser. Det eneste eksempelet finnes i Sveits hvor frigjorte jordmasser blir flyttet for å bedre degradert jordsmonn. Prinsippene for jordflytting blir brukt i hele Europa, inkludert i Norge, for å (re-)etablere nytt jordbruksareal på steder hvor det for eksempel har vært massetak (sand, grus, skjellsand etc.). Arbeidet blir ofte utført av bønder eller med hjelp fra lokale entreprenører. Under jordsmonnkartlegging i regi av Norsk institutt for skog og landskap er det ofte observert at slike arealer ikke blir etablert med et godt resultat. Dette skyldes at ett eller flere hovedprinsipper for jordflytting ikke ble ivaretatt.

Internasjonalt er jordflytting også brukt ved flytting av overflødig jordbruksjord til vegkanter, hager og offentlige grøntområder. I Nederland ble jordsmonn flyttet for å etablere hager og offentlige grøntområder i alle byene i nye poldere (Flevoland). For utvikling av nye byer i nye poldere ble hele overflaten av de framtidige byene dekket med 1 meter sand. Denne sanden ble sugd opp fra 20–30 meters dybde under bakken og fordelt på de områdene hvor det skulle bygges i framtiden. De store innsjøene som ble etablert der sanden ble hentet, ble ofte utformet og brukt som friluftsområder. Etter at byggingen av bydeler og infrastruktur var utført ble 50 cm sand gravd vekk fra stedene der det skulle komme offentlige grøntområder eller private hager. Erfaringene har vært gode med denne metoden, men på steder hvor det skal vokse store trær må det tilføres mer jord for å dekke vannbehovet i tørre perioder. Siden flyttet jordsmonn kom fra selve polderområdene var det ingen tilfeller med skader på grunn av forurensing. Dette eksemplet viser at gjennom en helhetlig og integrert tilnærming kan man kompensere både for jordbruks- og naturområder på samme tid.

I Norge har flytting av jordsmonn blitt brukt som kompensasjon for jordbruksarealer som gikk tapt under den store flommen i 1995. I Øksna (Elverum kommune) var jordflytting vellykket for å etablere nye jordbruksarealer der mye jord var erodert bort eller begravd med store mengder sand, grus og stein (Vagstad m.fl., 2012; Haraldsen, 2002; 2012). Konklusjonen er at jordflytting er mulig dersom den blir gjennomført på faglig riktig måte, og at det er mulig å etablere nytt jordbruksareal med sammenlignbare avlingsnivåer. Jordflytting er krevende og krever solid fagkunnskap innenfor hydrologi, jordfag og plantevekst.

I Sveits er jordflytting sterkt regulert, og det må søkes om tillatelse hos kantonen (Umweltfachstellen, 2013; Baudirektion Amt für Umweltschutz Kanton Zug, 2011; Bau-, Umwelt- und Wirtschaftsdepartement kanton Luzern, 2013c). Hver kanton har sine egne lover som regulerer jordflytting. I tillegg skal hver jordflytting over 5 000 m² (Umweltfachstellen, 2013) veiledes av en jordfaglig ekspert. Tilbakeføring av jordsmonnet på et bestemmelsessted større enn 5 000 m² krever også en jordfaglig veileder. I Sveits er jordflytting sterkt regulert også for å hindre at eventuell forurensning blir spredt (Schweizerischen Bundesrat, 1998) (se også kapittel B6.4).

For jordflytting kan man konkludere at:

- Jordflytting er teknisk mulig, men krever mye planlegging og en rekke tiltak for å sikre et godt resultat.
- Jordflytting bør være siste tiltak for å kompensere tap av jordbruksproduksjon. Hovedfokus bør være å unngå nedbygging og å minimalisere omfang av nedbyggingsarealer (se tiltak mot omdisponering i kapittel B2.2 og B2.3).
- Erfaringer fra jordflytting i Europa har overføringsverdi til Norge.
- Ved flytting av jordsmonn bør det i alle tilfeller tas vare på matjordsjiktet. Det bør lages veiledere for hvordan jordflytting bør gjennomføres.

Uheldige konsekvenser ved jordflytting

Ved jordflytting må man unngå negative sideeffekter så langt som mulig. Jordflytting kan bidra til at alvorlige smittsomme plantesykdommer, skadelige organismer, fremmede organismer, skadelige ugress eller alvorlig forurensing blir flyttet til nye områder. Konkrete tilfeller av spredning av alvorlige plantesykdommer er stort sett unntatt offentlighet grunnet personvern og/eller handelsinteresser. EU og alle europeiske land har en streng lovgivning som forbyr transport av alvorlige plantesykdommer. Lovgivningen i Norge er nedfelt i forskrift om planter og tiltak mot planteskadegjørere (Landbruks- og matdepartementet, 2000) og Mattilsynet utøver kontroll. Aktuelle organismer for Norge som kan flyttes med jordsmonn er floghavre og potetcystenematode. I andre europeiske land er rhizomani (en alvorlig sykdom i sukkerbeteproduksjon), *Phytophthora* i jordbær, flere potetsykdommer og *Cyperus esculentus* (et ugress) risikofaktorer. I Sveits er det for øyeblikket stor fokus på å forhindre videre spredning av en importert art av meitemark (*Nicodrilus nocturnus*) som gjør stor skade (se http://www.umwelt.sg.ch/home/recht_und_verfahren/afu_mb_fm/landwirtschaft/jcr_content/Par/downloadlist_0/DownloadListPar/download_0.ocFile/FRP2010_01.pdf).

Prinsipper for jordflytting

Jordsmonnutvikling tar veldig lang tid (European Commission, 2006a). Mange prosesser (vær, topografi, geologi, dyr, insekter, sopp, mennesker etc.) påvirker jordsmonnutviklingen. Utviklingen av jordsmonnet påvirker mange forskjellige jordkjemiske og jordfysiske prosesser og bestemmer til slutt hvilke egenskaper jordsmonnet har. Jordsmonnet får dermed flere funksjoner: produksjon av mat og fiber, klimaregulering (karbonbinding/-frigivning), regulering av vann/hydrologi og næringsstoffer, biologisk mangfold, byggemateriale (sand, grus etc.) og benyttes til å bygge boliger og annen infrastruktur. I jordvernsammenheng er det viktig at funksjonene blir opprettholdt (European Commission, 2006a), siden jordsmonnet ikke er en fornybar ressurs i vårt normale tidsperspektiv.

Jord er et levende økosystem og jordbruksvekster trenger jordsmonnet for feste, næringsstoff- og vannforsyning (Haraldsen, 2012; Umweltfachstellen, 2013; Baudirektion des Kantons Zürich, 2003; Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, 2001a; 2001b). Dette betyr at kravene til vannforsyning, jorddybde og jordstruktur bør ivaretas ved jordflytting.

For grasproduksjon bør jorddybden være minst 50 cm, for åkerproduksjon bør jorddybden være minst 100 cm (Haraldsen, 2012). Mulighetene for lagring av vann til tørre perioden er knyttet til jordtekstur og humusinnhold. Jordtekstur er fordelingen av kornstørrelser i jordsmonnet (sand-, silt- og leirpartikler). Sandig jordsmonn har mye mindre kapasitet til å lagre vann enn leire. Et tykt jordsmonn har en bedre vannlagringskapasitet enn et grunt jordsmonn.

Muligheter for plantenes rotutvikling, og dermed muligheten for å ta opp vann og næringsstoffer, er direkte relatert til jordsmonnstrukturen. Jordsmonnstrukturen er måten jordpartikler henger sammen. En kompakt struktur hindrer rotutvikling, vanninfiltrasjon, vannlagring og vanngjennomstrømming. Kjøring med tungt utstyr under våte forhold, spesielt

på jordsmonntyper som er følsomme for jordpakking (f.eks. leire), gjør stor skade som er vanskelig å reparere (Haraldsen, 2012; Umweltfachstellen, 2013). Det finnes mye internasjonal litteratur om jordpakking og konklusjonene er at det er viktig å unngå.

Under jordsmonnutviklingen utvikler det seg flere sjikt – så kalte jordhorisonter – som har forskjellige egenskaper. Det øverste sjiktet (A-sjikt) i jordbruksjord kalles på folkemunnet matjordsjikt og er i gjennomsnitt 25–30 cm tykt. Dette sjiktet inneholder organisk materiale blandet med mineraljord. Struktur og tekstur av dette sjiktet er veldig viktig for potensialet for jordbruksproduksjon og miljøegenskapene (f.eks. risiko for utvasking av næringsstoffer og plantevernmidler og risiko for erosjon). Under det øverste sjiktet finnes et sjikt som har vært under innflytelse av jordsmonnutvikling, har en jordstruktur og kjennetegnes av fargeutvikling (B-sjikt). B-sjiktet er også veldig viktig både for miljøegenskaper og potensialet for jordbruk. B-sjiktet er viktig for rotfeste og levering av vann og næringsstoffer. Under norske forhold er B-sjiktet generelt utviklet til en dybde på 70-100 cm. Under B-sjiktet finnes et sjikt som ikke har vært under innflytelse av jordsmonndannende faktorer – det såkalte C-sjiktet. Dette sjiktet består av det uforandrete materialet som ble avsatt eller formet en gang i fortiden.

Hovedprinsippene for jordflytting er:

- De forskjellige jordsjiktene, spesielt A- og B-sjiktene (matjordlaget og det underliggende sjiktet), skal aldri blandes.
- Under all graving og transport bør jordpakking unngås, eventuelt minimeres. Dette krever grundig planlegging og riktig bruk av riktig utstyr.
- Jordsmonnet som skal flyttes skal ikke inneholde alvorlige plantesykdommer, skadelige organismer, fremmede organismer, skadelige ugress eller alvorlig jordforurensning. Mattilsynet og Klima- og forurensningsdirektoratet (KLIF) har informasjon om plantesykdommer og jordforurensning.

B6 I HVILKE SITUASJONER KAN OG BØR FYSISK KOMPENSASJON FOR JORDBRUKSAREALER GJENNOMFØRES

Fysisk kompensasjon er et potensielt viktig tiltak for å redusere nedbygging av jordbruksarealer. Rammevilkår som bør være på plass for gjennomføring av kompensasjon for tapte jordbruksarealer gjennom nydyrking og jordflytting er oppsummert i boks 4 under.

Boks 4 Rammevilkår for kompensasjon av tapt jordbruksareal gjennom nydyrking og jordflytting

- Effektive prosesser bør utvikles til å få oversikt over tilgjengelige arealer for nydyrking og jordflytting. Etablering av en jordbank er ønskelig.
- Grunneiere bør være villige til å nydyrke eller å ta imot frigjorte jordmasser.
- Nyetablerte jordbruksområder bør være økonomisk drivverdige nå og i den nærmeste framtid. Det bør være krav at områdene holdes i hevd. Ideelt sett opprettholdes driften og dermed kompensasjonseffekten så lenge tapet av jordbruksarealet vedvarer.
- Ved jordflytting bør jorda være fri for alvorlige plantesykdommer, skadelige organismer, fremmede organismer, skadelige ugress og forurensing.
- Ved jordflytting bør prinsippene for jordflytting følges opp i detalj.
- Tapte jordbruksarealer bør kompenseres dekar for dekar. Høyeste prioritet gis til svært god og god jordkvalitet og fulldyrka jord.

I dette kapittelet beskrives følgende aspekter ved fysisk kompensasjon:

- Hvilke tilgjengelige datakilder Norge har for å vurdere muligheter for nydyrking og jordflytting.
- I hvilke situasjoner bør det utløses krav om fysisk kompensasjon.
- Rammevilkår for nydyrking: hvilke lover/krav bør det tas hensyn til.
- Rammevilkår for jordflytting: hvilke lover/krav bør det tas hensyn til.
- Tidspunkt som vurdering og gjennomføring av kompensasjon.

B6.1 Tilgjengelig datagrunnlag for å vurdere muligheter for fysisk kompensasjon av jordbruksarealer

Tilgjengelige databaser for å vurdere potensialene for fysisk kompensasjon av jordbruksarealer er følgende kart: AR5, dyrkbar mark og jordkvalitetskart.

AR5

Den viktigste informasjonsressursen om jordbruksområder på nasjonalt nivå er AR5, fordi alle jordbruksarealer under skoggrensen er dekket av AR5. Arealene er delt inn i fulldyrka jord, overflatedyrka jord og innmarksbeite.

Fulldyrka jord er jordbruksarealer som er dyrket til vanlig pløyedybde og som kan benyttes til åkervekster eller til eng. Arealet skal kunne fornyes ved pløying hvilket betyr at slike arealer skal ha et tilnærmet steinfritt plogsjikt på minst 20 cm.

Overflatedyrka jord er jordbruksarealer som for det meste er ryddet og jevnet i overflaten, slik at maskinell høsting er mulig.

Innmarksbeite er jordbruksarealer som kan benyttes som beite, men som ikke kan høstes maskinelt. Minst 50 prosent av arealet skal være dekket av grasarter og/eller urter som tåler å bli utsatt for beiting.

AR5 databasen er fritt tilgjengelig på Kilden hos Norsk institutt for skog og landskap: <http://kilden.skogoglandskap.no/map/kilden/index.jsp?theme=http://kilden.skogoglandskap.no>.

Dyrkbar mark

Under markslagskartleggingen ble alle dyrkbare ressurser kartlagt for alle områder under skoggrensen. Dataene er tilgjengelige på Kilden (<http://kilden.skogoglandskap.no/map/kilden/index.jsp?theme=http://kilden.skogoglandskap.no>) under kategorien DMK (digitalt markslagskart).

Det finnes statistikk over all dyrkbar mark per fylke i Strand m.fl. (2008). Dyrkbar mark kategoriseres som lettbrukt og mindre lettbrukt dyrkbar jord, og skillet er basert på mulighetene for rasjonell maskinbruk. Lettbrukt jord har en helling mindre enn 20 prosent; mindre lettbrukt jord har en helling på mellom 20 og 33 prosent. I den underliggende markslagsbasen finnes det mer detaljert informasjon. Informasjon er samlet inn om steinnhold, dreneringsgrad, eventuell myrdybde og omdanningsgrad av myr (Bjørndal, 2007). Dyrkbar mark er ikke jordsmonn kartlagt, men tilleggsinformasjon fra markslagskart om myr og dreneringsforhold, kombinert med informasjon om skogsbonitet kan skille ut de arealene som trolig ikke er særlig egnet for nydyrking. Jordsmonn kartlegging er nødvendig for en detaljert vurdering av jordbrukspotensialet. Norsk institutt for skog og landskap gjennomfører for tiden et prosjekt for å gjøre all informasjon om dyrkbar mark tilgjengelig.

Jordkvalitetskart

Norsk institutt for skog og landskap kartlegger jordsmonn på dyrket mark. I dag er ca. 50 prosent av norsk dyrket areal kartlagt. Figur 3 viser en oversikt over jordsmonn kartlagte områder i Norge per 1. mars 2013. Kartlagte områder ligger hovedsakelig i Sørøst Norge, på Jæren, i Ofoten-region og i Trøndelag. Jordsmonn kartlegging er en engangskartlegging, og per i dag finnes det ingen organisert ajourføring.

På Kilden (<http://kilden.skogoglandskap.no/map/kilden/index.jsp?theme=http://kilden.skogoglandskap.no>) er temakart jordkvalitet gjort tilgjengelig. Jordkvalitetskart er den beste ressursen for å vurdere jordbrukspotensialet og vil være del av det offentlige kartgrunnlag i Norge. Tre klasser for jordkvalitet angir hvilke deler av jordbruksarealene som har ulike jordbrukspotensial:

Svært god jordkvalitet

Jordbruksarealer som er lettdrevne og som normalt sett gir gode og årvisse avlinger av kulturvekster tilpasset det lokale klimaet. Det forutsettes at arealer med grøftebehov har fungerende grøftesystem, og at områder som er noe tørkeutsatt blir kunstig vannet. Jordbruksarealer i denne klassen har mindre enn 20 prosent helling.

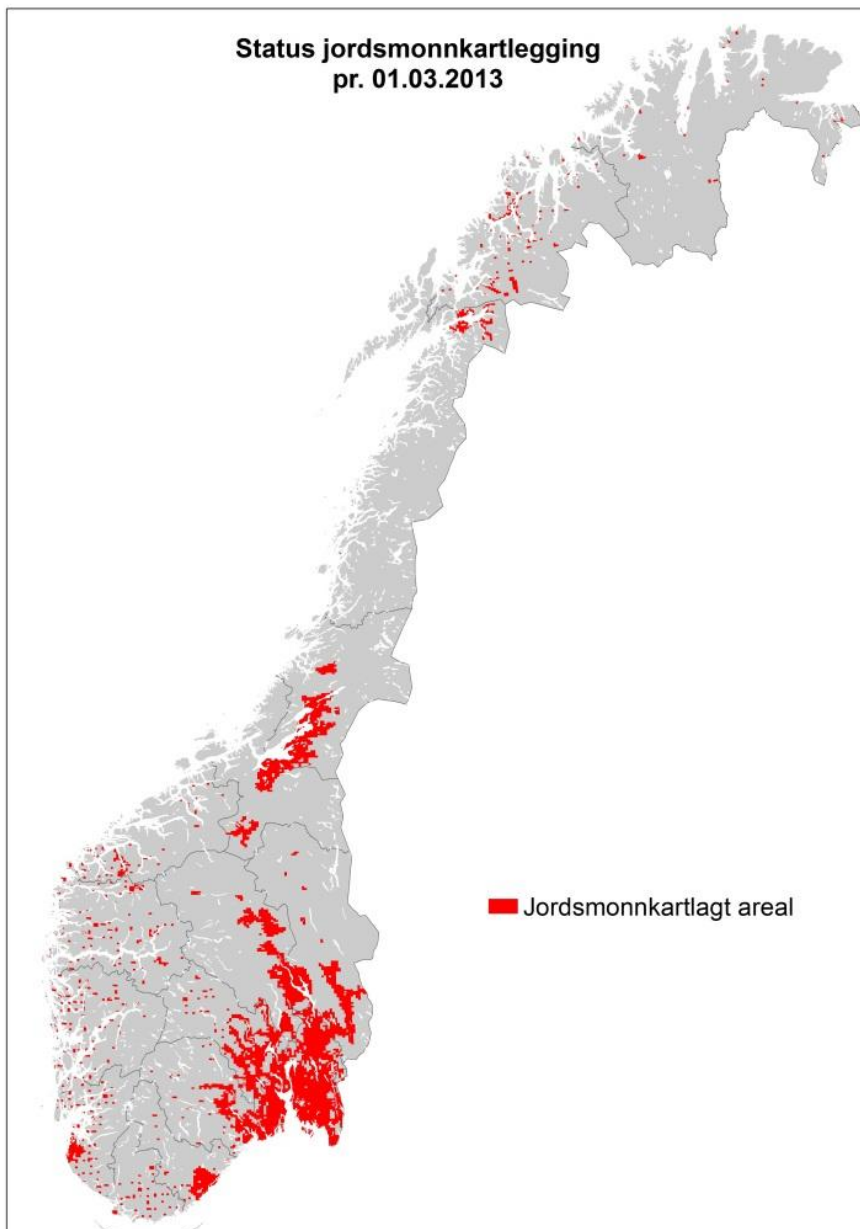
God jordkvalitet

Jordbruksarealer med egenskaper som kan begrense vekstvalg og påvirke den agromiske praksisen. Det kan dreie seg om jordegenskaper som er ugunstige for enkelte kulturvekster, eller areal med hellingsgrad mellom 20 og 33 prosent som kan begrense

bruken av enkelte jordbruksmaskiner. Svært tørkeutsatt jord hører hjemme i denne klassen, men med gunstige klimaforhold og tilgang til vanningsanlegg kan jorda likevel være svært godt egnet til grønnsaksdyrking og andre tidligproduksjoner.

Mindre god jordkvalitet

Jordbruksarealer med store begrensninger, enten i form av jordegenskaper som i stor grad påvirker valg av vekster og agronomisk praksis, eller grunnet bratt terreng (over 33 prosent helling). En stor del av arealene i denne klassen brukes som beite, noe de ofte er svært godt egnet til.



Figur 3 Jordsmonnkartlagte arealer i Norge per 1. mars 2013.

Jordkvalitetskart tar hensyn til jordsmonn og terrengforhold. Det tas ikke hensyn til klimaforhold. Jordkvalitetskart ble spesifikt utviklet med tanke å bli brukt i jordvernsammenheng. Jordkvalitetskart gir den beste informasjonen om hvilket jordbrukspotensial et areal har.

AR5 kart blir periodisk ajourført. Jordsmonnkart blir ikke ajourført. Dette betyr at nydyrkede arealer etter at en jordsmonnkartlegging er ferdig ikke blir jordsmonnkartlagt. Det kan også være tilfeller der AR5 status endrer seg til ikke-jordbruk, men jordkvalitetsinformasjonen blir stående.

B6.2 I hvilke situasjoner bør det utløses krav om fysisk kompensasjon

Utløsning av krav om fysisk kompensasjon av jordbruksarealer kan deles inn i tre nivåer. Utløsning skjer dekar for dekar (1:1) etter at omdisponering først er forsøkt unngått og deretter at konsekvensene er redusert gjennom avbøtende tiltak og påvirkede områder restaureres så langt som mulig (se figur 1 i kapittel B1).

De tre nivåene er som følger (etter Løvdal m.fl. (2013):

1. *Første prioritetsnivå*: Fulldyrka jord av svært god jordkvalitet. Har høyeste prioritet for å bli kompensert.
2. *Middels prioritetsnivå*: Fulldyrka jord som for første prioritetsnivå, men tap av jord med god kvalitet inngår også. Overflatedyrka jord med jord av svært god eller god jordkvalitet inngår også.
3. *Bredt prioritetsnivå*: Fulldyrka jord som for middels prioritetsnivå, men tap av jord av mindre god kvalitet inngår også. Overflatedyrka jord som for middels prioritetsnivå, men tap av jord av mindre god jordkvalitet inngår også. Innmarksbeite med svært god, god eller mindre god jordkvalitet inngår også. Dyrkbar mark inngår også.

Figur 4 illustrerer hvilke jordkvaliteter og arealtyper som inkluderes i de ulike prioritetsnivåene.

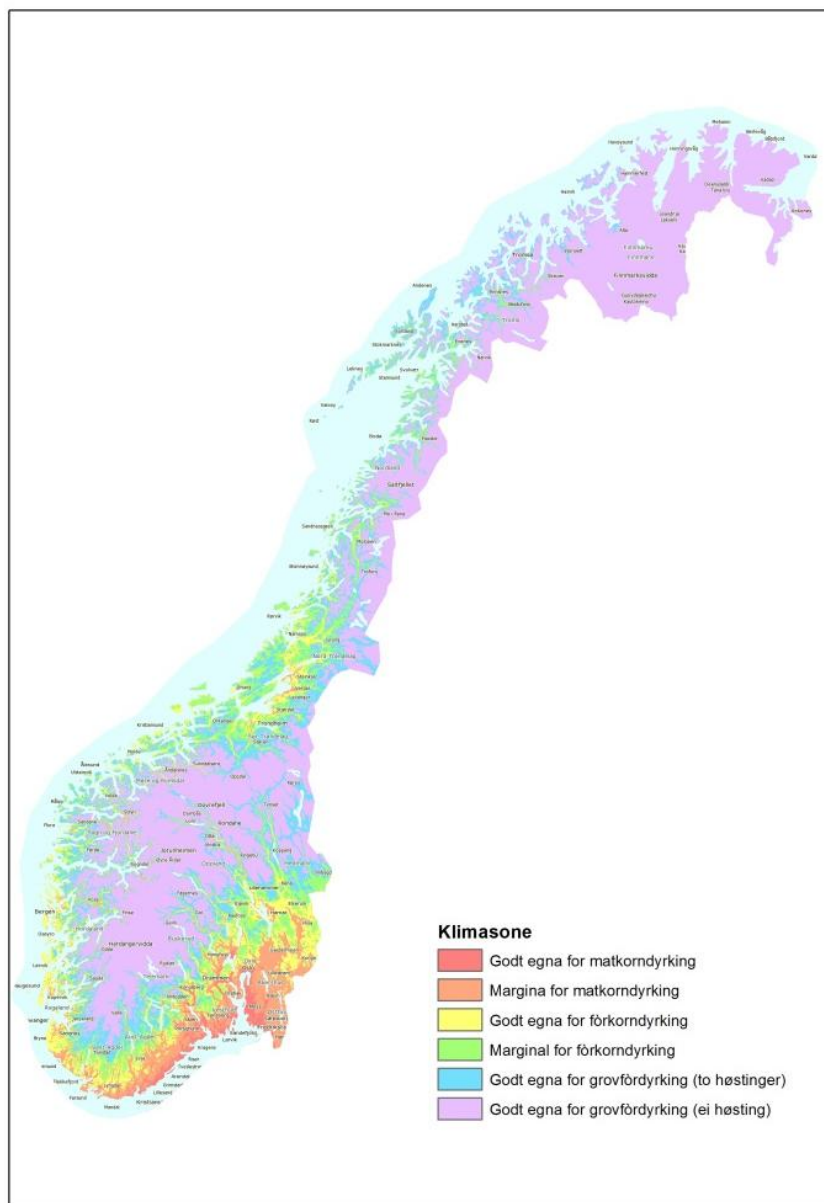
Jordkvalitet	AR5 Fulldyrka	AR5 Overflatedyrka	AR5 Innmarksbeite	Dyrkbar mark	
				Lettbrukt	Mindre lettbrukt
Svært god					
God					
Mindre god					
Ikke jordsmonn-kartlagt areal					

Figur 4 Kvalifikasjonsanalyse kompensasjon av jordbruksarealer (etter Løvdal m.fl. (2013)) (Rød: første prioritetsnivå; Oransje: middels prioritetsnivå; Gul: bredt prioritetsnivå).

Fysisk kompensasjon bør skje innenfor samme klimasone. Figur 5 viser klimasoneinndelingen i Norge. Kompensasjonsarealet er et nydyrkingsareal, eller et jordbruksareal som gjennom jordflytting etableres på arealer som i dag ikke er egnet for jordbruk. Produksjonsnivået på det tapte arealet står sentralt, og kompensasjonsarealet skal ha samme produksjonsnivå etter en vis innkjørings-/stabiliseringsperiode. Jordkvalitet er dermed en avgjørende faktor. Lengden av innkjørings-/stabiliseringsperioden er relatert til jordsmonn-, terreng- og hydrologiske forhold og vil ta flere år. Jordkvaliteten for dyrkbar mark er i dag ikke kartlagt, men tilleggsinformasjon fra opprinnelig markslagskart kan gi en pekepinn om hvordan produksjonsforholdene vil bli. Detaljert informasjon om jordkvaliteten fås gjennom en jordsmonnkartlegging.

Områder for økologisk kompensasjon bør ikke anlegges på arealer med gode potensialer for jordbruksproduksjon.

Både nydyrking og jordflytting må fullføres på en faglig forsvarlig måte, og det må gjennomføres målretta tiltak for å hindre jordpakking.



Figur 5 Klimasoneinndeling etter Skjelvåg (1990 og basert på klimanormalen 1930–1960).

Grunneiere som har arealer som berøres direkte av et utbyggingsprosjekt kan pålegges tiltak. Eiere av arealer som skal nydyrkes og dit hvor jord skal flyttes er ofte ikke berørt av utbyggingen og tiltak må dermed gjennomføres basert på frivillighet. Siden utbygger betaler for nydyrking eller jordflytting bør det være tilstrekkelige garantier for at nye arealer blir holdt i hevd på en forsvarlig måte slik at en optimal jordbruksproduksjon garanteres på disse arealene i tiden framover.

Vern av arealer egnet for kornproduksjon vil være viktig i framtiden. Kornarealer blir både brukt til å produsere mat- og fôrkorn. Fôrkorn er viktig for produksjonen av kraftfôr til husdyr. Det er konstatert at en økende mengde kraftfôr blir importert til Norge, og dette øker sårbarheten i

norsk husdyrproduksjon ovenfor endringer i den internasjonale markedssituasjonen for fôrkorn og kraftfôr. Dette betyr at i en diskusjon om fysisk kompensasjon av tapte jordbruksarealer bør fokus rettes særlig mot egnethet for kornproduksjon (Arne Grønlund, pers. med.).

B6.3 Rammevilkår for nydyrking

Lovgivning

Sentral lovgivning som bør tas hensyn til under nydyrking er jordlova (Landbruks- og matdepartementet, 1995). Videre bør nydyrkingen være i samsvar med areal- og reguleringsplanene som er vedtatt i kommunen. Det skal søkes kommunen om tillatelse til nydyrking. Nydyrking må også være i tråd med annet lovverk som for eksempel naturmangfoldloven (Miljøverndepartementet, 2009) og kulturminneloven (Miljøverndepartementet, 1978). Nydyrking på over 50 dekar skal konsekvensutredes.

Spesifikke krav

Alle arealene som er registrert som dyrkbar mark er i praksis ikke dyrkbare. For det første kan arealet blitt vernet som naturvernområder eller på grunn av kulturminner og -miljøer. Ved mistanke om at det kan være kulturminner til stede bør det gjennomføres en forundersøkelse. Videre kan arealet ha en stor verdi for friluftslivet eller andre interesser som hindrer en nydyrking.

Klimasonen bestemmer i stor grad hvilke begrensninger klimaet gir for planteproduksjon. Så lenge kompensasjon skjer innenfor samme klimasone, er ikke dette en avgjørende faktor, men kan påvirke hvor økonomisk realistisk nydyrking er.

Videre er det en del økonomiske krav som må oppfylles for at en nydyrking skal være hensiktsmessig. For det første bør arealet ha en slik arrondering og størrelse at økonomisk drift er mulig. Videre er det viktig at nydyrkingsarealet ligger relativt nær driftssenteret, vegforbindelse og eventuelle andre eksisterende jordbruksarealer. Ved nydyrking bør det i stor grad tas hensyn til at involverte gårdsbruk har/vil få en optimal økonomisk jordbruksproduksjon. Etablering av nye isolerte gårdsbruk er uønsket. En studie av Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) har vist at større bruk har en betydelig høyere sannsynlighet for å fortsette enn små bruk (Storm m.fl., 2013).

Terreng- og jordsmonnforholdene (jorddybde, vannlagringsevne og steininnhold) bestemmer i stor grad hva som kan dyrkes og produksjonsnivået innen samme klimasone. Myrjord skal ikke dyrkes opp på grunn av klimahensyn (utslipp av klimagasser) og hydrologiske forhold. Tilleggsinformasjonen i markslagskart angir hvilke arealer som med stor sannsynlighet ikke vil ha et potensial for jordbruksproduksjon. Det kan forventes at de nasjonalt beste jordressursene allerede er dyrket opp, og at de arealressursene som ikke er dyrket har en eller flere begrensninger for jordbruksproduksjon. Spesielt kan kravet til grøfting være stort. Det tidligere nevnte prosjektet som ledes av Norsk institutt for skog og landskap skal utrede omfanget av reelt sett dyrkbar mark i forskjellige landsdeler. Prosjektet avsluttes i 2014.

Arealstørrelsen av nydyrket areal bør være minst 2–5 dekar der det nye arealet grenser til eksisterende fulldyrka jord. Arealet bør være 5–25 dekar stort hvis det ligger 0,5–1 km fra veg eller driftssentrum, og det bør være 25–100 dekar stort hvis det ligger mer enn 1 km fra veg eller driftssentrum (Arne Grønlund, pers. med.).

Ved fysisk kompensasjon bør jordbruksbedrifter som påvirkes av en utbygging prioriteres der disse har arealer som er egnet for nydyrking og/eller jordflytting.

B6.4 Rammevilkår for jordflytting

Lovgivning

Etablering av nye jordbruksområder på steder hvor jordbruk i dag ikke er mulig, kan også betraktes som en slags nydyrking. Jordlova er sentral for jordflytting (Landbruks- og matdepartementet, 1995). Jordflytting bør være i samsvar med areal- og reguleringsplanene vedtatt i kommunen. Det skal søkes kommunen om tillatelse for denne typen av jordflytting. Som for nydyrking må jordflytting også være i tråd med annet lovverk, for eksempel naturmangfoldloven og kulturminneloven. Før utlegging av flyttet jord kan det være aktuelt å utføre terrenginngrep som for eksempel sprenging av fjellknauser, noe som kan utløse krav om tillatelser.

Jordmassene som skal flyttes kan inneholde forurensing, alvorlige plantesykdommer, fremmede arter eller skadegjørere. Det finnes flere aktuelle lover og forskrifter om dette, inkludert forurensningsloven (Miljøverndepartementet, 1981), forskrift om planter og tiltak mot planteskadegjørere (Landbruks- og matdepartementet, 2000), forskrift om floghavre (Landbruks- og matdepartementet, 1988) og forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav (Landbruks- og matdepartementet, 2003).

I Sveits er flytting og gjenbruk av jord pålagt og strengt regulert. Rammelovgivningen er «Ordinance relating to Contamination of the Soil» (Schweizerisches Bundesrat, 1998; Jean-Pierre Clément, pers. med.). Spesielt artikkel 6 og 7 («Prevention of compaction and erosion; Treatment of excavated soil») er viktig. Det er krav om prøvetaking av jordsmonn for arealer større enn 5 000 m² dersom disse blir nedbygd. Prøvene, som skal bestemme forurensningsgrad, skal tas før gravingen starter.

Ikke-forurenset jordsmonn faller i Sveits under «Technische Verordnung über Abfälle» (Schweizerische Bundesrat, 1990; Jean-Pierre Clément, pers. med.). Separate krav stilles til stedene som brukes til mellomlager for jord under flytting. Forurensningskravene gjelder tungmetaller og en del organokjemiske forbindelser. Å unngå spredning av ugress (neofytter) og plantesykdommer er regulert under «Freisetzungsverordnung, FrSV» (Schweizerischen Bundesrat, 2008; Jean-Pierre Clément, pers. med.).

Både kanton Zürich og kanton Luzern har kommet langt innen lovgivning og praktisk gjennomføring.¹⁰

Spesifikke krav

Siden forholdene for jordflytting med formål om å bedre eksisterende jordbruks- eller nydyringsområder varierer mye, betraktes bare jordflytting for å etablere helt nye jordbruksområder her.

For etablering av nye jordbruksområder gjelder de samme spesifikke krav som står beskrevet under nydyrking. Det arealet som mottar flyttet jord bør ha en god nok størrelse og arrondering som tillater en økonomisk forsvarlig jordbruksdrift. Arealet bør ligge i nærheten av eksisterende jordbruksbedrifter/-arealer. Når det gjelder størrelsen på arealer som mottar flyttet jord og lokalisering er disse i samme størrelsesorden som arealene nevnt for nydyrking (se kapittel B6.3).

Ved nye samferdselsprosjekter blir nødvendige arealer ekspropriert fra berørte grunneiere. Eier av bestemmelsesstedet for flyttet jord kan i dag ikke tvinges til å ta imot jordsmonn og gjennomføre etablering av nytt jordbruksareal. Dette må baseres på frivillighet. Det bør utvikles

¹⁰ Kontaktpersonene for kantonene er Thomas Wegelin og Matthias Achermann, men disse ble ikke intervjuet på grunn av oppdragets korte tidsfrist.

prosesser som gjør valget av bestemmelsessted så godt som mulig. Det bør utvikles en oversikt over hvilke arealer som har et potensial for å etablere nye jordbruksområder gjennom jordflytting. Fylke og kommune vil ha en viktig rolle her.

Det anbefales sterkt å etablere større sammenhengende jordbruksområder i stedet for mange mindre områder. Slik øker sjansen for en økonomisk drift i dag og i framtiden. Jordflytting er en dyr operasjon, så det må sikres at arealene også i framtiden blir holdt i hevd og blir brukt for en optimal planteproduksjon. Transportavstanden fra utbyggingsprosjektet til bestemmelsesstedet vil være begrenset, og derfor vil arealene ligge relativt nær hverandre ved jordflytting. Dette er ikke nødvendigvis tilfellet ved nydyrking.

Jordflytting krever mye fagkunnskap og bør gjennomføres etter visse prosedyrer (Haraldsen, 2012; Baudirektion des Kantons Zürich, 2003; Umweltfachstellen, 2013; Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, 2001a; 2001b). Arbeidsmåten kan oppsummeres som følgende:

1. Først bør jorda undersøkes for smitte av alvorlige ugress, skadelige organismer, fremmede organismer og plantesykdommer. Mattilsynet har informasjon om dette. Her tenkes det særlig på floghavre og potetcystenematode, men det kan også være snakk om andre alvorlige plantesykdommer knyttet til spesielle avlinger (f.eks. jordbær eller grønnsaker).
2. Det bør undersøkes om jorda har blitt utsatt for forurensning. Hvis det er mistanke om dette bør det sjekkes om forurensningen overskrider terskelverdier (Miljøverndepartementet, 1981; Schweizerischen Bundesrat, 1998; Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, 2001a).
3. Materialet fra det stedet hvor jordsmonnet kommer fra må graves forsiktig vekk, slik at jordpakking unngås mest mulig. Benytt beltegående gravemaskin – ikke bulldoser – ved graving, og all massetransport bør skje med dumper eller lastebil over midlertidig opparbeidete kjøreveier. I Sveits gjelder det samme kravet. I Sveits er det forbudt å bruke hjulgående kjøretøy under gravearbeidet (Jean-Pierre Clément, pers. med.).
4. Alt jordsmonn skal skilles og lagres separat i A-, B- og eventuelt C-sjikt, hvis C-sjiktet også skal flyttes. Jordsmonnkart fra Norsk institutt for skog og landskap (<http://kilden.skogoglandskap.no/map/kilden/index.jsp?theme=http://kilden.skogoglandskap.no>) kan benyttes for å få inntrykk hva slags jordsmonn som kan forventes, men dette kartverket er ikke lagret med et slikt detaljnivå at det er egnet for prosjekteringsarbeid. En detaljert kartlegging og prosjektering er nødvendig. Ofte er mellomlagring nødvendig. Ved siden av separasjon etter sjikt er det ved mellomlagring nødvendig å skille etter hovedteksturgruppene sand, silt og leire (Åge Nyborg, pers. med). På bestemmelsesstedet skal de forskjellige sjiktene ikke blandes og forskjellige teksturgrupper bør heller ikke blandes. Myrjord skal lagres separat og kan eventuelt brukes som jordforbedringsmiddel senere. Mellomlagringssteder bør planlegges i forkant og være store nok til å håndtere jordmassene på en effektiv og forsvarlig måte (se også krav 8). Jordbruksarealer bør ikke brukes som mellomlagringssted.
5. Graving skal foregå under mest mulig tørre terrengforhold, slik at jordpakking blir unngått, eventuelt redusert. Dette er spesielt viktig for de teksturgruppene som er følsomme for pakking, det vil si særlig leire og delvis silt. Alvorlig pakking er meget vanskelig å reparere og vil resultere i en langvarig reduksjon av avlingsnivået.
6. Store steinblokker skal fjernes, men mindre stein kan inngå i jorda som skal transporteres. Å sikte ut stein vil ha en sterk negativ påvirkning på jordstrukturen.
7. Fra opprinnelsesstedet til mellomlagringsplass og derfra til bestemmelsesstedet kreves det etablering av midlertidige kjøreveier i de fleste tilfeller. Bruk av dumper krever alltid en midlertidig kjørevei og er best å bruke over kortere avstand. Lastebil er mulig å bruke på offentlig vei, men en lastebil vil kreve en bedre standard for midlertidige kjøreveier (Dag Lønne pers. med.).

8. Mellomlagringsplasser krever følgende tiltak (Umweltfachstellen, 2013):
 - a. Separat lagring av hvert sjikt og hovedteksturgruppe.
 - b. Mellomlagringsplass legges på et areal med en viss helling slik at nedbør dreneres bort.
 - c. Hvis lagring varer mer enn 8 uker bør jorda sås til med en vekst (gras).
 - d. Ved lagring mer enn 8 uker bør lagringshøyde for A-sjiktet ikke være mer enn 1,5 m og for B- og C-sjiktene ikke mer enn 4 meter. Ved store lagringsarealer og leirholdig jordsmonn bør lagringshøyden reduseres.
 - e. Lagringsplass bør ikke være fritt tilgjengelig for uvedkommende.
9. På bestemmelsesstedet, som ikke har vært brukt til jordbruksproduksjon og heller ikke var egnet til dette, er det nødvendig å fjerne kratt, avfall og jevne ut terrenget. Bratt terreng må unngås – maksimal helningsgrad bestemmer hva som kan dyrkes. Eventuell sprenging av fjellknauser kan bidra til et mer lettdrevet areal.
10. Tilbakeføring av jordsmonnet må planlegges godt på forhånd. På fjell legges det først et sjikt med stein og pukk for deretter å legge tilbake minst 1 meter med jord. B-sjiktet legges nederst og A-sjiktet på toppen. Hvis det er for lite jord tilgjengelig kan C-sjiktet brukes helt nederst, men A- og B-sjiktene skal ved åkerdrift helst ha til sammen 70–80 cm tykkelse. Det er viktig å unngå forsenkninger i terrenget som ikke kan drenere bort vannet. Optimalt tidspunkt for tilbakeføring av B-sjiktet er i Sveits april til august. For A-sjiktet er optimalt tidspunkt mai til juli. Ved våte terrengforhold skal det legges duk under steinsjiktet. På toppen av steinsjiktet skal det alltid legges en duk. Duk forhindrer at jordsmonn og stein blir blandet sammen og forhindrer også oppfrysing av stein i tilfelle dyp tele. (Dag Lønne, pers. med.)
11. Å legge jordsmonn tilbake bør skje med beltegående gravemaskin og massetransport bør foregå med dumper. Kjøring på det utlagte jordsmonnet bør unngås.
12. Jordsmonnet må sette seg og en ny jordsmonnstruktur utvikles over tid. Bruk av gras med dyp rotutvikling kan hjelpe i denne prosessen. Strukturutvikling vil ta noen år. I denne perioden bør man unngå kjøring med tungt utstyr, spesielt under våte terrengforhold. I Sveits anbefales det å så arealet direkte etter utlegging av A-sjiktet, slik at arealet blir dekket av en vegetasjon så rask som mulig (Umweltfachstellen, 2013). Etterpå bør det være 2–3 år med ekstensiv grasproduksjon. I denne overgangsperioden bør arealet ikke brukes til vanlig gårdsdrift. I de første 2 årene er gjødsling ikke nødvendig og kan til og med være skadelig. I Sveits er denne overgangsperioden generelt ikke inkludert i prosjektet, og dette fører til skader ved at gårdbruker setter for tidlig i gang med vanlig jordbruksdrift.

I Sveits blir mange mellomlagringssteder anlagt på jordbruksjord. Gjennom jordpakking blir jordsmonnet så skadet at avlingsnivået blir langvarig redusert. Dette krever tiltak (Jean-Pierre Clément, pers. med.). For Norge betyr dette at mellomlagringssteder så langt som mulig ikke bør anlegges på eksisterende jordbruksjord.

I Sveits må alle prosjekter med jordflytting som omfatter et større areal enn 5 000 m² veiledes av en kvalifisert jordfaglig person. Slike personer kan finnes på en liste fra den sveitsiske jordforening. En vanlig problemstilling er at den jordfaglige personen blir kontaktet av entreprenører på et for sent tidspunkt i planleggingen (Jean-Pierre Clément, pers. med.).

Jean-Pierre Clément (pers. med.) oppsummerer følgende eksisterende utfordringer med jordflytting i Sveits:

- Overgangsperioden mellom utført jordflytting og tidspunktet der normal jordbruksproduksjon er etablert bør være en del av flyttingsprosjektet – også økonomisk.

- En jordfaglig ekspert bør trekkes inn tidlig i planleggingen og i god tid før fjerningen av jord starter.

B6.5 Tidspunkt for vurdering og gjennomføring av kompensasjon

Muligheter for fysisk kompensasjon (nydyrking og/eller jordflytting) bør vurderes som del av planprosesser og konsekvensutredninger der dette er relevant. Det forutsettes at tiltak for å redusere omdisponering er vurdert og prioriteres før fysisk kompensasjon. Fysisk kompensasjon bør være en siste utveg. Muligheter for fysisk kompensasjon kan ha innflytelse på trasévalg og bør være en del av beslutningen om hvilken trasé som er best egnet. Vurderinger av tiltak for å redusere omdisponering og eventuelt hvordan fysisk kompensasjon kan gjennomføres kan bidra til å få raskere gjennomslag for trasévalg og dermed bidra til å redusere planleggingstiden for prosjekter. Realisering av nydyrking og jordflytting krever godkjenning etter jordlova og skal godkjennes av kommunen. Nydyrking på over 50 dekar skal konsekvensutredes. Terrenginngrep som for eksempel sprenging av fjellknauser før flyttet jord kan utløse krav om tillatelser. Gjennomføring av kompensasjonen bør skje så raskt som mulig for å redusere det midlertidige tapet som inntreffer mellom tidspunktene da arealer beslaglegges og når nye arealer er i normal produksjon.

Prosesen skissert i avsnittet over tar utgangspunkt i kompensasjonsprosesser som gjennomføres utbygging for utbygging, og der gjennomføringen av kompensasjonstiltakene i praksis skjer etter at inngrepet har inntruffet. Et alternativ kan være å etablere en database med informasjon om hvilke arealer som reelt sett har et potensial for å bli dyrket opp og hvor grunneiere er villige til å gjøre dette. Informasjonen kan for eksempel organiseres kommunevis. Databasen vil dermed ha en forhåndsdefinert oversikt over interessante arealer og interesserte parter. Arealene kan om ønskelig karakteriseres ut fra lokalisering, klimasone, størrelse, jordkvalitet, driftsforhold etc. for å lette identifiseringen av passende arealer for senere kompensasjon. Dette kan redusere tiden det tar å identifisere egnede arealer og synliggjøre flere alternativer for kompensasjon for utbyggingsprosjekter tidligere i planleggingen.

I prinsippet kan det samme gjøres for arealer dit jord kan flyttes og dermed bli omgjort til jordbruksområder. Systemene for nydyrking og jordflytting kan også integreres for å sikre en mer helhetlig tilnærming til kompensasjon for jordbruksområder. Det kan i noen tilfeller være aktuelt å gjennomføre både nydyrking og jordflytting i same område. For jordflytting vil det være klare økonomiske begrensinger på hvor langt jord kan flyttes og dermed hvor mange forhåndsdefinerte arealer som vil være relevante for et konkret utbyggingsprosjekt. Nydyrking kan skje lenger borte fra utbyggingsprosjekter, og det vil derfor kunne være flere alternativer tilgjengelig for en utbygger.

En tilleggsmulighet er å etablere en eller flere jordbanker. Egnede arealer kan dyrkes opp i forkant og inkluderes i jordbanken. Et utbyggingsprosjekt kan da betale for et erstatningsareal fra jordbanken tilsvarende det arealet som tapes, og de gjenværende konsekvensene vil da i prinsippet være kompensert for fra dag 1 i utbyggingsprosjektet. En slik ordning kan spare potensielt betydelig tid i en planleggings- og gjennomføringsprosess for samferdselsutbygginger. Dette forutsetter at det etableres jordbanker eller jordbanklignende systemer på forhånd.

Jordflytting i et konkret utbyggingsprosjekt kan naturlig nok ikke gjennomføres før prosjektet er i gang og jord fjernes fra de arealer som beslaglegges. Databasen med informasjon vil her fungerer primært som en kilde eller database til informasjon om interessenter som er villige til relativt raskt å etablere nye jordbruksarealer gjennom jordflytting.

B7 UTVELGELSE AV OMRÅDER FOR GJENNOMFØRING AV TILTAK

Basert på de forrige kapitlene kan utvelgelse av områder for gjennomføring av kompensasjonstiltak for tapte jordbruksarealer sammenfattes som følger:

1. Eksisterende data om arealressurser (AR5, jordkvalitetskart og dyrkbar mark database) bør brukes til å få inntrykk hvilke arealkvaliteter som kan gå tapt ved en utbygging. AR5 og dyrkbar mark database bør brukes for å vurdere omfang av tilgjengelige nydyrkingsområder og potensielle bestemmelsessteder for flyttet jordsmonn. For jordflytting er avstanden til nedbyggingsarealene viktig.
2. Kompensasjon av arealer med svært god jordkvalitet og fulldyrka jord bør prioriteres først i forbindelse med kompensasjon.
3. Arealene som skal nydyrkes eller skal motta frigjorte jordmasser gjennom jordflytting bør være fysisk og juridisk egnet for dette. Dette inkluderer blant annet:
 - a. Arealene bør ikke ha etablert vern, planer eller sterke interesser som vil være i strid med etableringen av nye jordbruksområder, for eksempel naturvern, landskapsinteresser, kulturminnevern, friluftsliv eller andre utbyggingsinteresser.
 - b. Arealene bør være økonomisk drivbare som teiger og driftsenheter. Dette stiller krav til teigstørrelse og -form, helningsgrad og avstand til veg og driftssentrum.
 - c. Det bør være sikkert at områdene vil bli holdt i hevd også i nærmeste framtid.
 - d. Involverte grunneiere må være villige til å gjennomføre nydyrking og/eller å ta imot frigjorte jordmasser.
4. Etter en stabiliseringsfase skal de nye jordbruksarealene ha en jordbruksproduksjon som er sammenlignbar med produksjonen på de tapte jordbruksarealene.
5. Kompensasjonsarealet bør ligge i samme klimasone. Kompensasjon kan gjennomføres i en annen kommune eller et annet fylke.

B8 KOSTNADER VED TILTAK

Kostnadene ved nydyrking varierer sterk med forhold som steininnhold, dreneringsforhold, helningsgrad og vegetasjonstype. Forskjellige kilder angir et generelt beløp for nydyrking på ca. kr 100 000 per hektar (10 dekar) (Mina Mjarum Johanesen (pers. med.); Jan Terje Strømsæther (pers. med.); Arne Grønlund (pers. med.)).

Det finnes veldig lite dokumentasjon på kostnader ved jordflytting i praksis. Låg (1981) nevner et beløp 10 ganger kostnadene ved nydyrking. Om nydyrking koster kr 100 000 per hektar vil jordflytting da koste ca. kr 1 million per hektar. Også for jordflytting vil forskjellene variere mye med forholdene (f.eks. transportavstand, behov for mellomlagring og behov for midlertidige anleggsveier). Det antas at kr 1 million per hektar er altfor lavt. I tillegg har dagens entreprenører liten eller ingen erfaring, kompetanse og forståelse for hvordan jord skal behandles i tråd med prinsippene for jordflytting slik at denne gir et godt resultat (Dag Lønne, pers. med.).

I Sveits beregnes kostnadene ved jordflytting til sveitsiske franc 100 000–200 000 per hektar (tilsvarende kr 620 000–kr 1,24 millioner) (Elisabeth Clément–Arnold, pers. med.). I Sveits praktiseres jordflytting bare for å restaurere degraderte jordbruksarealer. Dette betyr mindre terrengforberedelser og ingen sprenging av stein/fjell. Kostnader for transport av jordsmonn i Sveits stiger kraftig med økt transportavstand (Jean-Pierre Clément, pers.med.).

For å lage et estimat av hva jordflytting kan koste i Norge er følgende teoretiske beregning definert: Beregningen tar utgangspunkt i flytting av jordsmonnet på et 1 hektar stort jordbruksareal med et A-sjikt fra 0–30 cm dybde og et B-sjikt fra 30–100 cm dybde. A- og B-sjiktene blir gravd vekk separat og transportert 1 km på en midlertidig anleggsvei til et mellomlager. Jordsmonnet blir lagret på mellomlageret separat etter sjikt og hovedteksturgruppe og senere transportert 1 km på en midlertidig anleggsvei til bestemmelsesstedet. På bestemmelsesstedet er kratt fjernet og fjellknauser sprengt. Arealet blir dekket av et 50 cm tykt lag med sprengstein som kommer fra det samme området. Jordsmonnet blir deretter lagt tilbake sjikt for sjikt.

Bestemmelsesstedet må være så stort at det er mulig til å etablere en økonomisk forsvarlig jordbruksdrift. Ved utbygging av et veganlegg blir ikke all jordbruksjord gjort tilgjengelig for flytting samtidig, og derfor må det trolig brukes et mellomlager. Det er både billigere og bedre å flytte jordsmonnet i en arbeidsoperasjon der dette er mulig.

Kostnadene for en flytting som beskrevet ovenfor er ca. kr 3,7 millioner per hektar. Uten bruk av mellomlager vil kostnadene være ca. kr 3 millioner per hektar (Dag Lønne, pers. med.). Spesifikasjonen av kostnadsberegningene finnes i vedlegg 1.

Kostnadene er beregnet for vanlige forhold i Buskerud fylke, det vil si et litt kupert terreng. Det er regnet med en 10–12 prosent fortjeneste for entreprenøren. Dersom arealet/volumet jordsmonn øker vil prisen synke. Prisen vil også synke dersom det er mulig å ha en returlast for transportmiddelet. I dette tilfellet er det beregnet transport med en dumper.

Merkostnader for samferdselsprosjekter kan være kostnadene ved mellomlagring under jordflytting som er nødvendig fordi ikke all jordbruksjord blir tilgjengelig for flytting samtidig. Basert på eksemplene over beløper dette seg til kr 700 000 per hektar flyttet jord.

Både etter nydyrking og jordflytting trenger jordsmonnet en periode (minst 3 vintre) til å utvikle seg før full jordbruksdrift er mulig. Deretter trengs det flere år før jordsmonnet har nådd sitt

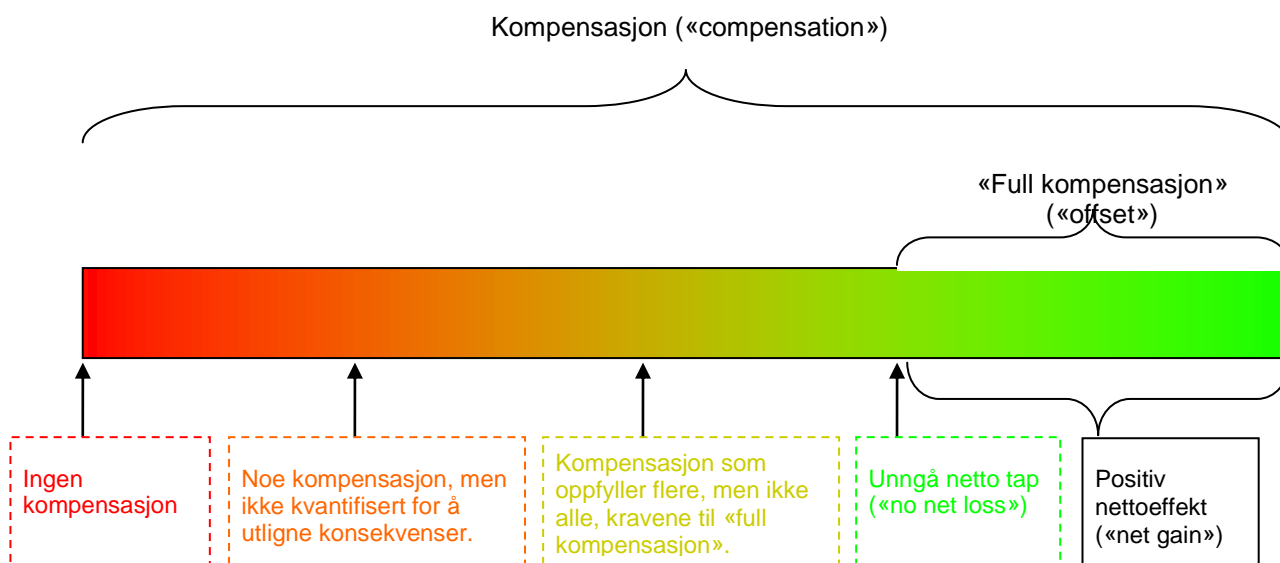
optimale produksjonspotensial. Kostnadene ved denne overgangsperioden er vanskelig å beregne innenfor rammene av dette prosjektet.

DEL C: RESULTATER I STUDIENE AV NATUROMRÅDER

C1 DEFINISJON OG AVGRENSNING AV ØKOLOGISK KOMPENSASJON

Økologisk kompensasjon praktiseres i mange land. Hva som oppfattes som økologisk kompensasjon varierer betydelig. Kompensasjon kalles i internasjonal litteratur oftest for «offset» («environmental offset» eller «biodiversity offset»), men begreper som «ecological compensation», «compensation mitigation» og «environmental compensation» forekommer også. Det er alltid slik at kompensasjon skal dekke et tap i en eller annen form, men lovverk på nasjonalt nivå definerer sjelden kompensasjon eksplisitt og presist. I ulike land kreves det ulike former for kompensasjonstiltak for en rekke økosystemer og naturverdier som påvirkes ved utbyggingsprosjekter. Dette betyr at avgrensningen av økologisk kompensasjon varierer fra land til land. For eksempel kreves det i noen land kompensasjon for naturområder i sin helhet, mens i andre land kreves bare deler av naturområder eller økosystemfunksjoner kompensert, typisk de delene som av varierende grunner vurderes som særlig verdifulle eller viktige å bevare. I noen land stilles det ikke klare krav til hva kompensasjonen skal oppnå, mens i andre land stilles det klarere krav om hvilke mål som skal oppnås ved kompensasjon, for eksempel at man skal unngå netto tap av gitte naturverdier.

Ulike avgrensninger av kompensasjonsbegrepet kan illustreres som i figur 6 under. Begrepet kompensasjon brukes om tiltak som varierer fra vagt definerte tiltak som antas å ha en positiv effekt som ikke er kvantifisert, til tiltak som eksplisitt forventes å unngå netto tap, eventuelt oppnå en positiv nettoeffekt. Kompensasjonstiltak som skal unngå netto tap går ofte gjennom en vesentlig grundigere prosess for å definere, gjennomføre og etterprøve tiltakene.



Figur 6 Kompensasjonstiltak defineres og oppfattes ulikt. I noen tilfeller opererer man med ulike kategorier kompensasjon basert på hvilken standard man søker å oppnå gjennom kompensasjonstiltakene (modifisert etter: BBOP, 2012a).

Med flere erfaringer og økende kunnskap om økologisk kompensasjon internasjonalt synes det som land i de senere årene er i ferd med å innføre klarere rammeverk for økologisk kompensasjon, for eksempel gjennom retningslinjer som klargjør betydningen av tidligere lovhjemler og gjennom tydeligere veiledere og manualer som er til hjelp for tiltakshavere, myndigheter, konsulenter og andre. Dette avgrenser begrepet tydeligere i land etter land.

En viktig pådriver for klarere internasjonale standarder for økologisk kompensasjon de siste ti årene er *Business and Biodiversity Offset Programme* (BBOP).¹¹ Med utgangspunkt i biologisk mangfold definerer BBOP kompensasjon som følger:

Kompensasjon er målbare naturvernresultater som følger av tiltak utformet for å kompensere for vesentlige gjenværende, negative konsekvenser på biologisk mangfold av prosjektutbygging etter at hensiktsmessige tiltak for å unngå og å avbøte konsekvenser er gjennomført. Målet for kompensasjonen er å unngå netto tap og helst sikre positiv nettoeffekt for biologisk mangfold i felt når det gjelder artssammensetning, habitatstruktur og økosystemfunksjoner og folks bruk og kulturverdier knyttet til biologisk mangfold.¹²

Denne definisjonen er relativt tydelig på hvilke krav som stilles. Den krever blant annet at effektene av kompensasjonen er målbare slik at man kan dokumentere addisjonalitet, det vil si, at tiltak gir en positiv effekt for økosystemene ut over det som allerede skjer eller er planlagt. BBOP har utviklet standarder og retningslinjer for ulike stadier av kompensasjonsprosessen (BBOP 2009a; 2009b; 2009c; 2012c; 2012d). BBOP sin definisjon, avgrensninger og rammeverk legges blant annet til grunn for økologisk kompensasjon gjennomført av flere internasjonale gruveselskaper som er ansvarlige for store utbyggingsprosjekter.

En forenklet versjon av definisjonen kan være:

Økologisk kompensasjon er restaurering, etablering eller beskyttelse av økologiske verdier, som skal kompensere for vesentlige, negative gjenværende konsekvenser av en utbyggig på naturmangfold etter at alle hensiktsmessige tiltak for å unngå skade, avbøte konsekvenser og restaurere påvirkede områder er gjennomført.

Internasjonalt har det utviklet seg en rekke prinsipper som ligger til grunn for økologisk kompensasjon. Det er noen forskjeller mellom ulike lands premisser for kompensasjon, men BBOPs prinsipper oppsummerer mange av de viktigste elementene (se boks 5 under).

Grensene mellom avbøtende tiltak, restaurering og kompensasjon kan tidvis framstå som uklare. For å avklare grensene mellom avbøtende tiltak, restaurering og kompensasjon er det viktig ikke å fokusere på hvilke fysiske tiltak som gjennomføres, men formålet med tiltaket. For eksempel kan et tiltak som restaurering av en våtmark være avbøtende tiltak, restaureringstiltak eller kompensasjonstiltak alt etter sammenhengen restaureringen gjennomføres. Det sentrale er formålet med restaureringen, og om formålet er avbøting, restaurering eller kompensering (se også figur 8 og tabell 1). Kompensasjonstiltak gjennomføres typisk for å rette opp skader påført økosystemer av annen menneskelig aktivitet, ikke det aktuelle utbyggingsprosjektet. Alternativt etableres nye naturområder eller

¹¹ BBOP er et internasjonalt samarbeid mellom over 75 selskaper, finansieringsinstitusjoner, myndigheter og frivillige organisasjoner. Medlemmene utvikler «beste praksis» i å følge tiltakshierarkiet for å redusere negative konsekvenser (unngå–avbøt–restaurer–kompenser) og å unngå netto tap og helst sikre positiv nettoeffekt for biologisk mangfold (<http://bbop.forest-trends.org/>).

¹² «Biodiversity offsets are 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 and ecosystem function and people's use and cultural values associated with biodiversity.» (BBOP, 2012b: 8).

eksisterende arealer vernes. En oppretting fungerer da som kompensasjon for de gjenværende skadene det aktuelle utbyggingsprosjektet forårsaker. Ofte er et viktig skille mellom kompensasjonstiltak og avbøting og restaurering at kompensasjonstiltak kan gjennomføres i områder et stykke vekk fra utbyggingsprosjektet. Avbøting og restaurering skjer nær eller eventuelt nedstrøms en utbygging siden de negative effektene som skal fjernes eller reduseres ble forårsaket av utbyggingen.

Boks 5 Prinsipper for økologisk kompensasjon

1. Tiltakshierarkiet skal etterfølges: Økologisk kompensasjon er forpliktelser til å kompensere for gjenværende negative konsekvenser etter at hensiktsmessige tiltak er gjort for å unngå, avbøte og restaurere skade som følge av et inngrep.

2. Begrensninger i hva som kan kompenseres: Det er situasjoner der gjenværende negative konsekvenser ikke fullt ut kan kompenseres for fordi det innebærer elementer av biologisk mangfold som ikke lar seg erstatte eller som er spesielt sårbare.

3. Landskapskontekst: Økologisk kompensasjon bør planlegges og gjennomføres i en landskapskontekst for å kunne oppnå målbare forvaltningsmål innenfor det fulle spekter av biologiske, sosiale, og kulturelle verdier av biologisk mangfold og til støtte for en økosystemtilnærming.

4. Unngå netto tap: Økologisk kompensasjon bør planlegges og gjennomføres for å oppnå målbare forvaltningsresultater i felt som kan forventes å unngå netto tap eller helst netto gevinst for biologisk mangfold.

5. Addisjonelle resultater: Økologisk kompensasjon bør oppnå forvaltningsmål som går ut over det som kan forventes å skje uten uansett dersom gjennomføring av kompensasjonstiltak ikke hadde blitt gjennomført. Planlegging og gjennomføring av kompensasjon bør unngå å forskyve aktiviteter som skader biologisk mangfold til andre lokaliteter.

6. Involvering av berørte interesser: I områder som påvirkes av et utbyggingsprosjekt og av økologisk kompensasjon bør berørte interesser involveres i beslutningsprosesser angående kompensasjonen, inkludert evaluering, utvalg, planlegging, gjennomføring og overvåking.

7. Rettferdighet: Økologisk kompensasjon bør planlegges og gjennomføres på rettferdig vis, noe som innebærer fordeling av ansvar og roller, risiko og utbytte fra prosjektet og kompensasjonen på en rettferdig og balansert måte, innenfor juridiske og etiske rammer. Det bør være spesiell fokus på ivaretagelse av internasjonale og nasjonale rettigheter for urfolk og lokalbefolkning.

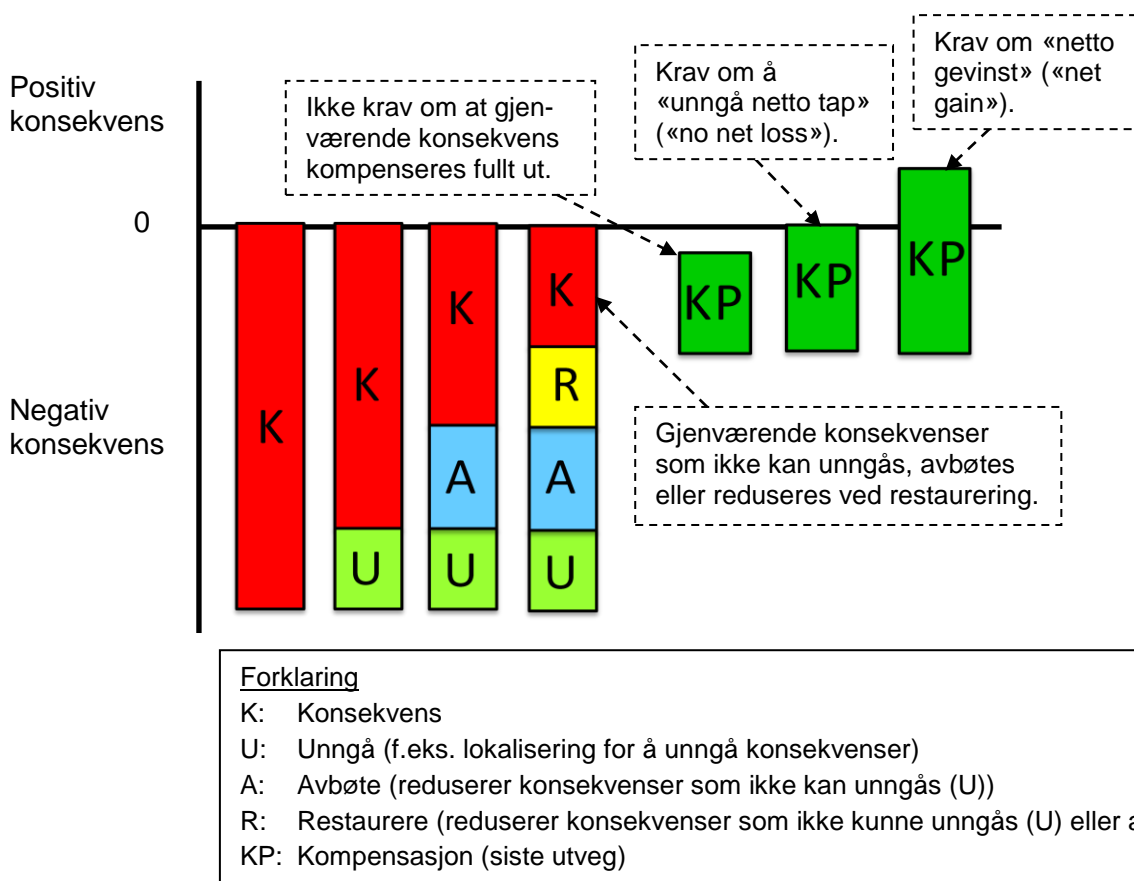
8. Langsiktige resultater: Planlegging og gjennomføring av økologisk kompensasjon bør være basert på en fleksibel og tilpasningsdyktig forvaltning, med overvåking og evaluering og med målsetning om å sikre resultatene minst under prosjektets levetid, og helst til evig tid.

9. Åpenhet: Planlegging og gjennomføring av økologisk kompensasjon, og formidlingen av resultater til allmennheten, bør gjennomføres med full åpenhet og innenfor rimelige tidsperspektiv.

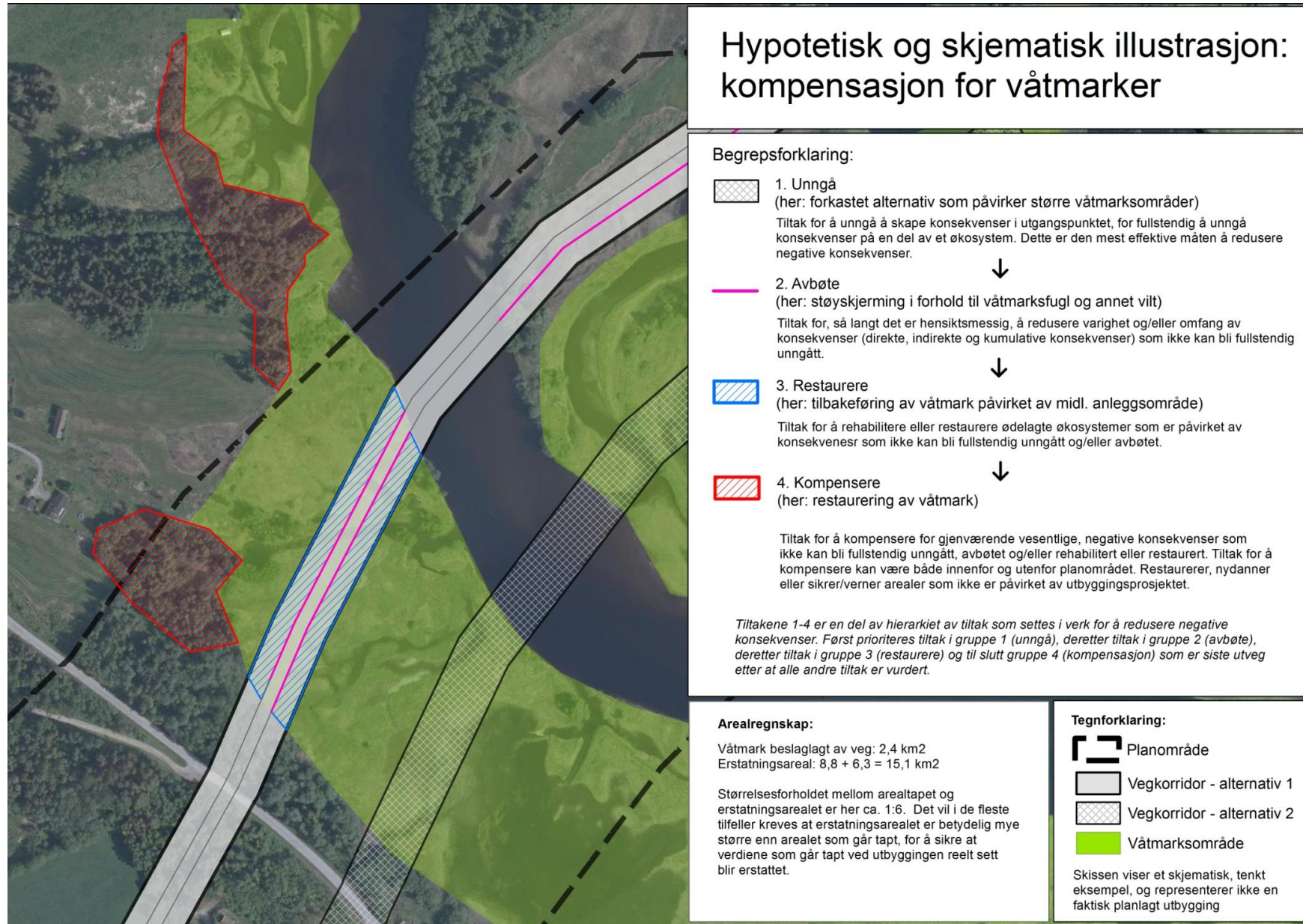
10. Vitenskap og tradisjonell kunnskap: Planlegging og gjennomføring av økologisk kompensasjon bør være en dokumentert prosess basert på god vitenskap, og tradisjonell kunnskap bør tas hensyn til.

Figur 7 under illustrerer tiltakshierarkiet for å redusere negative konsekvenser (unngå–avbøt–restaurer–kompenser) som ofte refereres til internasjonalt. Dette hierarkiet avgrensner ulike grupper av tiltak og illustrerer grensene mellom avbøtende tiltak, restaureringstiltak og kompensasjonstiltak. Tabell 1 under beskriver avgrensningen mellom tiltaksgruppene i mer detalj. Figur 8 illustrerer de ulike typene tiltak i et hypotetisk tilfelle for en vegutbygging.

Tiltakene i en gruppe skal i prinsippet være uttømt før man definerer tiltak i neste gruppe i hierarkiet. Dette skal blant annet sikre en hensiktsmessig ressurs- og virkemiddelbruk og hindre at kompensasjon blir en enkel måte for utbygger til å gjennomføre dårlig planlagte utbygginger eller billige kompensasjonstiltak heller enn å gjøre viktige tilpasninger i et prosjekt for å unngå skader på viktige naturverdier. Dette betyr likevel ikke at prosessen er helt rigid og bare går stegvis i en retning fra «unngå» til «avbøt» til «restaurer» og eventuelt til «kompenser». Prosessen bør være interaktiv der man vurderer ulike alternativer, kostnadseffektive tilpasninger og justeringer i en utbygging som en del av planprosessen.



Figur 7 Illustrasjon av hierarkiet for grupper av tiltak for å redusere negative konsekvenser ved utbyggingsprosjekter og ulike resultatnivåer som kan kreves av kompensasjonen.



Figur 8 Illustrasjon av hierarkiet for grupper av tiltak i et tenkt tilfelle av en vegutbygging.

Tabell 1 Definisjon og avgrensning av tiltak i hierarkiet for å redusere de negative konsekvensene ved utbyggingsprosjekter.

Tiltaksgruppe	Beskrivelse
1. Unngå	Tiltak for å unngå å skape konsekvenser i utgangspunktet, for eksempel gjennom arealmessig eller tidsmessig plassering av infrastruktur, for fullstendig å unngå konsekvenser på naturmangfold eller en del av et økosystem. Dette er vanligvis den mest effektive måten å redusere negative konsekvenser fra en utbygging.
2. Avbøte	Tiltak for, så langt som det er hensiktsmessig, å redusere varighet og / eller omfang av konsekvenser (direkte, indirekte og kumulative konsekvenser) som ikke kan bli fullstendig unngått (1.). Avbøtende tiltak er knyttet direkte til de fysiske konsekvensene ved utbyggingsprosjektet.
3. Restaurere	Tiltak for å rehabilitere eller restaurere ødelagte økosystemer som er påvirket av konsekvenser som ikke kan bli fullstendig unngått (1.) eller avbøtet (2.). Restaureringstiltak er knyttet direkte til de fysiske konsekvensene av utbyggingsprosjektet, ofte områder som er midlertidig påvirket i anleggsfasen.
4. Kompensere	Tiltak for å kompensere for gjenværende vesentlige, negative konsekvenser som ikke kan bli fullstendig unngått (1.), avbøtet (2.) eller restaurert (3.). Kompensasjon kan bestå av tiltak som restaurering, nydanning eller sikring/vern av naturmangfold, inkludert skjøtsel. Kompensasjonstiltak gjennomføres oftest ved å rette opp (restaurere) eksisterende skader påført naturmangfold av annen menneskelig aktivitet enn det aktuelle utbyggingsprosjektet. Denne opprettingen fungerer som en kompensasjon for de gjenværende skadene som forårsakes av den aktuelle utbyggingen. I enkelte tilfeller kan kompensasjon bestå av forebygging av sannsynlig skade i framtiden gjennom at naturmangfold sikres eller vernes. Kompensasjon kan også innebære skjøtselstiltak for å opprettholde en ønsket økologisk tilstand som står i fare for å endre seg. I noen tilfeller nydannes habitater i områder som ikke hadde slike habitater tidligere. I motsetning til avbøting (2.) og restaurering (3.) som alltid skjer i påvirkede områder nær eller eventuelt nedstrøms en utbygging, kan kompensasjon bli gjennomført i områder langt vekk fra et utbyggingsprosjekt.

Tiltaksgruppene over kan med fordel suppleres med en gruppe tiltak som kan kalles «overvåking og korrigerende» (se for eksempel BC Ministry of Environment 2010: 15), alternativt bør overvåking og korrigerende integreres i de andre tiltaksgruppene. Hensikten med slike tiltak er å overvåke gjennomføringen og resultatene av tiltakene som skal redusere negative konsekvenser. Informasjonen fra overvåkingen er grunnlag for å iverksette eventuelt nødvendige korrigerende tiltak eller justere eksisterende tiltak, for eksempel når det dukker opp uventede konsekvenser eller når planlagte tiltak for avbøting, restaurering eller kompensasjon har større eller mindre effekt enn ventet.

C2 ØKOLOGISKE KOMPENSASJONSTILTAK – EN OVERSIKT

Økologisk kompensasjon er i framvekst verden over som en metode for å ivareta naturmangfold, samtidig som ny utbygging og næringsutvikling muliggjøres. Både utviklingsland og industriland tar i bruk kompensasjon. Det generelle inntrykket er at lover og rammeverk for økologisk kompensasjon enten er rettet inn mot et grunnleggende nivå i økosystemet, slik som for eksempel vann, vassdrag og våtmark generelt i USA, eller mot verdifulle eller truede arter, habitater, naturtyper, slik som for eksempel sjeldne vegetasjonstyper og arter i Australia og Sør-Afrika.

Som beskrevet i kapittel C1 er økologisk kompensasjon normalt siste ledd i tiltakshierarkiet unngå–avbøt–restaurer–kompenser. Dette gjenspeiles i lovverk og retningslinjer for de fleste land, og betyr i praksis at kompensasjonstiltak vanligvis forstås som tiltak til forbedret økologisk tilstand i arealer utenom selve inngrepsområdet. Dette i motsetning til avbøtende tiltak og restaureringstiltak, som er tiltak en gjør i tilknytning til selve inngrepet, for direkte å dempe den negative konsekvensen forårsaket av det aktuelle inngrepet. Ut i fra det nevnte hierarkiet skiller derfor de fleste land mellom tiltak som reduserer effektene på natur som ødelegges direkte av det aktuelle inngrepet, og tiltak som gjenoppretter natur på erstatningsarealer som er ødelagt eller skadet av andre inngrep enn det aktuelle inngrepet – det er dette siste som forstås som en økologisk kompensasjon. Imidlertid kan kompensasjon også skje innenfor planområdet for det aktuelle inngrepet, men kompensasjonstiltak skiller seg da fra avbøtende tiltak og restaureringstiltak ved at kompensasjonen forbedrer en nedsatt økologisk verdi i planområdet som er forårsaket av andre faktorer enn inngrepet som det kompenseres for.

Økologisk kompensasjon kan i noen tilfeller bestå av tiltak som skaper nye kunstige habitater, slik som for eksempel å grave ut en ny dam på et erstatningsareal der det ikke tidligere har vært noen dam, eller kunstige biotopforbedringer som å grave ut et areal som blir til nye elvearealer. Kompensasjon kan også bestå av forebygging av sannsynlig skade i framtiden gjennom at naturmangfold sikres eller vernes, for eksempel gjennom forvaltningsplaner eller verneområder. For noen naturområder kan det også være nødvendig med skjøtselstiltak for å opprettholde en ønsket økologisk tilstand som står i fare for å endre seg.

C2.1 Utbredelse av kompensasjon som virkemiddel

Fysiske tiltak for å kompensere for natur som blir skadet eller ødelagt ved utbyggingsprosjekter blir stadig vanligere over store deler av verden. I litteraturen refereres det til 30–50 land hvor ulike former for kompensasjon blir praktisert eller hvor det er satt i gang prosesser for å undersøke om dette er en fornuftig forvaltningsmodell for å supplere eksisterende virkemidler (se tabell 2 under).

Madsen m.fl. (2010; 2011) gir en oversikt over status for bruk av økologisk kompensasjon globalt (se også figur 9 under). Kompensasjon praktiseres i dag i alle verdensdeler. I Nord-Amerika praktiseres kompensasjon i stor skala i USA, og da særlig knyttet til vann og våtmarker som følge av «Clean Water Act» som trådte i kraft i 70-årene (Bronner m.fl., 2013). Lovverket har siden blitt revidert en rekke ganger, i tillegg til at kompensasjon praktiseres svært forskjellig på delstatsnivå. I Canada er det også mye fokus på kompensasjon i vassdrag som er regulert på nasjonalt nivå, spesielt knyttet til forvaltning av fiskeressurser og opprettholdelse av fiskeproduksjon (Quigley m.fl., 2006). Canada praktiserer også kompensasjon av våtmarker og boreal skog (Rubec og Hanson, 2009; Croft m.fl., 2011), men slik kompensasjon reguleres på delstatsnivå gjennom ulike rammeverk. I Sør-Amerika ligger Brasil langt fremme med å sette krav til og gjennomføre økologisk kompensasjon ved industriutbygginger og skogbruk, noe som er særlig begrunnet i behovet for å dempe avskoging og tap av biologisk mangfold.

Tabell 2 En del land som praktiserer økologisk kompensasjon, inkludert land der kompensasjonsprosjekter skjer på frivillig basis (basert blant annet på Harris og ten Kate, udatert; Tanaka, 2010; Madsen m.fl., 2011; Morandea og Vilaysack, 2012).

Afrika	Amerika	Asia	Europa	Oseania
Egypt	Argentina	Filippinene	Belgia	Australia
Ghana	Brasil	India	Danmark	Ny Zealand
Guinea	Canada	Indonesia	Frankrike	
Madagaskar	Chile	Israel	Litauen	
Marokko	Colombia	Japan	Nederland	
Namibia	Costa Rica	Kina	Polen	
Sør-Afrika	Mexico	Malaysia	Russland	
Uganda	Panama	Mongolia	Slovenia	
	Paraguay	Nepal	Spania	
	Peru	Qatar	Storbritannia	
	USA	Sør-Korea	Sveits	
		Thailand	Sverige	
		Vietnam	Tsjekkia	
			Tyskland	
			Østerrike	

I Oseania har Australia kommet langt med innføring av økologisk kompensasjon. Her er dette særlig knyttet til behovet for å ivareta Australias stedege og truede vegetasjonstyper. New Zealand er inne i en prosess hvor krav til økologisk kompensasjon ved utbygginger innarbeides. Enkelte prosjekter har allerede blitt startet opp, og frivillige kompensasjonsprosjekter har pågått i flere år (Solid Energy New Zealand Limited. 2009). Siden 2009 har det blitt mer og mer sannsynlig at landet vil iverksette formelle programmer og mer effektive kompensasjonsvirkemidler (Madsen m.fl., 2011). Avhengig av hvordan dette fungerer, vil det i fremtiden kunne være mulig å gjennomføre mer markedsorienterte tilnærminger som kompensasjonsbanker og handel med kvoter.

På det afrikanske kontinent har Sør-Afrika kommet et stykke i både utvikling og bruk av rammeverk for kompensasjon både på nasjonalt nivå og særlig i Western Cape og KwaZulu-Natal provinsene (Ezemvelo KZN Wildlife, 2009; DEA&DP, 2011). Kompensasjon er blant annet knyttet til globalt unike og artsrike plantesamfunn, våtmarker og verneområder. I land som Ghana, Madagaskar og Namibia er det også gjennomført kompensasjonstiltak, som oftest frivillige initiativer i forbindelse med større gruveprosjekter.

I Asia er land som Vietnam og Japan også i gang med å innføre lovverk og systemer for kompensasjon. I EU-landene har det kommet på plass et felles lovverk gjennom habitat-, fugle- og konsekvensutredningsdirektivene. De kravene som stilles til kompensasjon i disse dokumentene er generelle, og de enkelte landene innenfor EU er per i dag på ulike stadier i prosessen med å innføre økologisk kompensasjon. I Tyskland satte det nasjonale lovverket krav til kompensasjon allerede tidlig på 1970-tallet, og dette ble revidert for bedre ivaretagelse av økologiske prosesser og funksjoner tidlig på 2000-tallet, slik som i USA. Nederland startet med bruk av kompensasjon i tilknytning til store vegprosjekter tidlig på 1990-tallet. Sverige og Storbritannia er inne i en prosess hvor det innføres krav til kompensasjon gjennom lover, regelverk og retningslinjer, men foreløpig er det få større prosjekter hvor man kan se resultater av denne satsingen.



Figur 9 Kart som viser at det per 2011 ifølge Madsen m.fl. (2011) var 45 kompensasjonsprogram (hvite sirkler) i ulike land og 27 program under utvikling (blå sirkler). Tall i hvite og blå sirkler indikerer antall programmer per land. Innenfor hvert aktivt program er det mange lokaliteter, inkludert over 1 110 kompensasjonsbanker. Det globale årlige markedet beregnes til minst USD 2,4-4,0 milliarder, sannsynligvis mye større siden det for 80 prosent av de eksisterende programmene mangler informasjon til å vurdere markedsstørrelsen. Disse markedene resulterer i at minst 187 000 ha årlig kommer under bedre naturforvaltning eller permanent lovmessig vern.

Norge har så langt lite erfaring med kompensasjonstiltak for samferdselsprosjekter. Ved enkelte utbygginger er det likevel fremmet forslag om kompensasjonstiltak. For eksempel foreslår kommunedelplan med konsekvensutredning for E6 Kolomoen–Moelv kompensasjonstiltak ved vegutbyggingen som påvirker Åkersvika naturreservat, inkludert nyetablering av våtmarksarealer og dammer og bygging av terskler i elv (Solvang, 2007: 17-18). Miljøverndepartementet har gjennom vedtak i april 2013 (Miljøverndepartementet, 2013a) vedtatt at disse kompensasjonstiltakene skal gjennomføres for å ivareta formålet med fredningsforskriften for Åkersvika.

Norge har omfattende erfaringer fra å redusere konsekvensene ved vannkraftutbygginger. De fleste tiltakene kan kategoriseres som avbøtende tiltak og restaurering. Noen av tiltakene vil trolig kunne kategoriseres som kompensasjonstiltak, for eksempel enkelte biotopforbedrende tiltak og noen fiskeutsettinger. Verken rammeverk eller praksis har i denne sammenheng prinsipielt skilt tydelig mellom avbøtende tiltak, restaureringstiltak og kompensasjonstiltak.

C2.2 Vanlige kompensasjonstiltak og -metoder

Vanlige økologiske kompensasjonstiltak og -metoder varierer fra land til land og er nært knyttet opp til hvilket økologisk nivå (f.eks. økosystem, habitat eller art) som det enkelte land har valgt å fokusere på. Noen tiltak er lovpålagte, mens andre tiltak gjennomføres på frivillig basis. Tabell 3 under viser noen vanlige tiltak og metoder for kompensasjon som benyttes i ulike land.

Tabell 3 Oversikt over noen vanlige kompensasjonstiltak som praktiseres internasjonalt (merk: enkelte av disse tiltakene vil i noen sammenhenger kunne være avbøtende tiltak når formålet ikke er kompensasjon).

Naturområde, økosystemfunksjon	Kompensasjonstiltak	Metoder	Land	Referanser
Våtmarker	Restaurering av degradert våtmark etter sedimentasjon og gjengroing i landbruksområder.	Økologiske restaureringsmetoder omfatter blant annet mudring og opprettelse av fangdammer og filteringsdammer.	USA	EPA, 2012
	Restaurering av ødelagte våtmarker som kompensasjon for tap av våtmarker ved gruvedrift.	Ulike metoder for restaurering av våtmarker som tidligere har blitt ødelagt eller skadet.	Sør-Afrika (Western Cape)	DEA&DP, 2011
	Etablering eller restaurering av våtmarker, for eksempel ved utbygging av oljesandoperasjoner.	Ulike metoder for å etablere nye våtmarker eller restaurere våtmarker som har blitt ødelagt eller skadet.	Canada	Rubec og Hanson, 2009; Croft m.fl., 2011
Leveområder for fisk	Restaurere, forbedre eller etablere leveområder for fisk for å opprettholde produksjonskapasiteten for fisk og andre organismer. Laksefisk vektlegges.	Restaurering av bekker som var lukket eller kanalisert i forbindelse med dyrking. Omlegging og utvidelse av elver for å øke tilgang på arealer for fisk. Utlegging av store steiner og trestokker i elver for å skape bedre habitatforhold for fisk og andre organismer. Planting av kantvegetasjon. Planting av ålegress.	Canada	Pearson m.fl., 2005; Quigley m.fl., 2006.
Trua eller sjeldne arter	Sørge for habitater for koala	Vern av nærliggende områder, eventuelt nyplanting. Krav om fem koalahabitat-trær for hvert	Australia	Koala Conservation Unit,

Naturområde, økosystemfunksjon	Kompensasjonstiltak	Metoder	Land	Referanser
		tre som fjernes (5:1).		2012
	Sikre gode levevilkår for trua plantearter.	Kontroll og fjerning av fremmede arter som truer stedegen flora.	Sør-Afrika	
Sjelden vegetasjon	Forhindre tap av stedegen vegetasjon	Vern av intakt vegetasjon eller restaurering av degradert vegetasjon.	Australia, Sør-Afrika	NSWG Biobank Review, 2012
	Etablering av verneområde for sjelden vegetasjonstype (Renosterveld) ved etablering av boliger, golfanlegg, m.m..	Opprettelse av verneområde og forvaltningsorganisasjon for verneområdet og tre andre omkringliggende områder med samme vegetasjonstype.	Sør-Afrika	DEA&DP, 2011
	Etablering av verneområde for vegetasjonstype med mange endemiske plantearter.	Opprettelse av verneområde og avsetting av fond (betalt av vegmyndighetene som utbygger) for at provinsens forvaltningsmyndighet for biologisk mangfold skal forvalte området i evig tid, inkludert holde introduserte arter under kontroll.	Sør-Afrika	Turner, 2012
Boreal skog	Restaurering eller vern av boreal skog for å unngå tap av skog og biologisk mangfold i skog.	Treplanting og vern.	Canada	Dyer m.fl., 2008
Vilthabitat	Grønne broer for å reversere fragmentering fra andre utbyggingprosjekter.	Det bygges bro med minimumsbredde på 50 m over veier, og med anlegging av samme vegetasjonstype som i omkringliggende arealer. Tiltakene er del av Tysklands program for å lage en «grønn infrastruktur» (se f.eks. http://vorort.bund.net/suedlicher-oberrhein/gruenbruecken-fehlplanung.html).	Tyskland	
Savanne (åpen skog)	Etablering av verneområde 8 km fra inngrepsområdet som ikke var vernet.	Etablering av verneområde i lignende savanneskog der vilt settes ut. Beskyttelse og forvaltning bedres og områder rehabiliteres.	Sør-Afrika	Anglo Platinum, 2009
Stedegen løvskog	Skogrestaurering	Fjerning av uønsket vegetasjon og unaturlige menneskeskapte strukturelle endringer. Planting av stedege arter.	Tyskland	Bruns og Köppel, 2009
Salamanderhabitat	Nydannelse og restaurering	Restaurering av gjengrodde eller drenerte dammer, samt dannelse av kunstige nye dammer ved inngrep.	England	English Nature, 2001
Marine områder	Nydanning av områder med ålegress og rev.	Etablering av nye områder med ålegress gjennom å flytte ålegress og lage kunstige rev gjennom plassering av stein og betongelementer i kystsonen.	USA	Pondella m.fl., 2006

C2.3 Økologisk kompensasjon internasjonalt og fremtidige rolle i Norge

Økologisk kompensasjon brukes som et virkemiddel for å redusere tapet av, ta vare på eller bedre det biologiske mangfoldet og grunnleggende økosystemprosesser og -funksjoner i en rekke land verden over. I noen av disse landene er gjenværende arealer med naturområder mindre enn i Norge, og behovet for å stoppe ytterligere tap av biologisk mangfold kan derfor virke mer påtrengende. Det er likevel land med naturforhold og befolkningsmønstre som er sammenlignbare med Norge som bruker økologisk kompensasjon som virkemiddel innen enkelte områder, for eksempel Canada, enkelte av delstater i USA og i noe grad Sverige.

For naturmangfoldverdier i Norge som er trua, under press eller særlig viktige trengs det flere virkemidler for å redusere tap og den gradvise nedbyggingen og fragmenteringen som skjer bit-for-bit gjennom en rekke utbygginger over tid. Norge har store arealer som er moderat menneskepåvirkede (f.eks. hogst, utmarksbeite, regulerte vassdrag og drenerte myrer), og som utgjør potensielt gode erstatningsarealer for økologisk kompensasjon. Det finnes en bred erfaringsbase internasjonalt som Norge kan lære av, også for lignende økosystemer og naturtyper som i Norge. Restaureringstiltak for våtmarker, biotopforbedrende tiltak i vassdrag og viltoverganger som kan koble sammen viktige leveområder er tiltak som gjennomføres i Norge allerede selv om formålet som oftest ikke er kompensasjon. Kompensasjonstiltak vil i liten grad introdusere nye typer fysiske tiltak for bevaring av naturmangfold. Dette betyr at det finnes et grunnlag i Norge og internasjonalt å bygge videre på for å utvikle kompensasjon som et verktøy som kan redusere tapet av naturmangfold i Norge. Det er viktig å huske på at kompensasjon er tiltak som forbedrer en økologisk tilstand som er skadet av andre inngrep enn det utbyggingstiltaket tiltakshaver ønsker å sette i verk. Kompensasjonstiltaket kan dermed sikre at viktige utbyggingsprosjekter kan realiseres på samme tid som man unngår et netto tap av naturmangfold. Introduksjon av fysisk kompensasjon kan i mange tilfeller representere en potensielt svært viktig utvidelse av tilgjengelige verktøy for å oppnå samfunnets mål innen naturmangfold.

C3 EKSEMPLER PÅ ØKOLOGISK KOMPENSASJON I ULIKE LAND

Dette kapittelet går mer i dybden på hvordan økologisk kompensasjon praktiseres i følgende land: USA, Canada, EU inkludert Tyskland, Sverige og Storbritannia, Australia og Sør-Afrika. USA, Tyskland og Canada peker seg ut som de land der økologisk kompensasjon praktiseres i stort omfang, og der både lovverk og praksis har vært på plass i lang tid. Dette betyr at erfaringsgrunnlaget på både systemnivå og tiltaksnivå er størst i disse landene. Sverige startet innføring av økologisk kompensasjon i samferdselssektoren på 90-tallet, uten at dette var klart definert i lover og retningslinjer. De store likhetstrekkene med Norge både økologisk og samfunnsmessig gjør det relevant å inkludere Sverige i denne sammenheng. Storbritannia har i likhet med Sverige ikke noen omfattende praksis med økologisk kompensasjon, men har de seneste år foretatt lovendringer og gjort omfattende utredningsarbeid som antakelig vil lede til omfattende bruk av økologisk kompensasjon i framtiden. På den måten har myndighetene og andre gjort mye av de forarbeidene som blant annet Samferdselsdepartementet i Norge nå er i gang med. Det kan være nyttig å gå til disse kildene ved eventuell gjennomføring av økologisk kompensasjon i Norge. Denne studien beskriver også bruk av økologisk kompensasjon i Australia, fordi dette er et av de landene, sammen med USA, som er lengst framme i bruk av markedsstyrte systemer, såkalte kompensasjonsbanker (se forklaring under), og som til dels har lyktes bra med dette. Sør-Afrika har også utviklet interessante systemer og kriterier for økologisk kompensasjon i de senere år, særlig knyttet til truet natur, som belyser noen andre aspekter enn de andre landene som omtales.

Gjennomgangen av de utvalgte landene viser at det er to hovedsystemer for økologisk kompensasjon som praktiseres:

- 1) Tiltakshaver/utbygger finansierer og organiserer selv et spesifikt prosjekt som er ment å kompensere for de økologiske tapene et nytt inngrep medfører.
- 2) Tiltakshaver/utbygger kjøper andeler i en kompensasjonsbank som forvalter natur med kompensasjonsverdi. Kompensasjonsbanker kalles internasjonalt blant annet «offset bank», «mitigation bank», «biobank» og «compensation pool». En kompensasjonsbank kan typisk være et bestemt areal som vernes eller hvor naturtilstanden bedres gjennom økologisk restaurering. I USA er det også en variant av dette kalt «In-lieu fee»-kompensasjon.

Dette kapittelet beskriver systemene for kompensasjon og vanlige typer av tiltak i de enkelte land med referanse til kilder der mer inngående informasjon kan hentes. Fremstillingen her er hovedsaklig deskriptiv, vurderinger av hva som fungerer godt eller dårlig er lagt til kapittel C8.

C3.1 Gjennomgang av systemer og tiltak for økologisk kompensasjon i utvalgte land

USA

USA har trolig den lengste praksisen for økologisk kompensasjon. Selv om det til og med før 2. verdenskrig ble eksperimentert med kompensasjonsordninger for ødeleggelse av prairieområder (Leopold, 1949), har kompensasjon i USA først og fremst vært rettet mot vannforekomster og naturtyper knyttet til slike. Dette er lovhjemlet i «Clean Water Act» som ble innført i 1972. Etter hvert som helhetlig økologisk tenkning ble mer utbredt, har kompensasjon blitt utvidet til også å gjelde for «habitater» i andre typer terrestriske biotoper. Parallelt med dette har det også blitt et økt fokus på truede arter, og da med lovhjemmel i «Endangered Species Act» (1973). Det amerikanske lovverket har vært revidert flere ganger, og oppdaterte

retningslinjer og veiledere for økologisk kompensasjon som følger av dette er tilgjengelig på miljømyndighetenes nettsider, se for eksempel: http://water.epa.gov/lawsregs/guidance/wetlands/wetlandsmitigation_index.cfm#guidance.

I USA benyttes i dag begge de to hovedsystemene for kompensasjon. Av alle kompensasjonssaker som ble behandlet i 2011 stod utbyggers egne tiltak for 67 prosent, mens kompensasjonsbanker og In-lieu fee-programmer (se forklaring i kapittel C4) dekket henholdsvis 26 og 7 prosent (Madsen m.fl., 2011).

Dersom kompensasjonstiltak skal gjennomføres må det tas hensyn til en rekke krav og retningslinjer:

- Kompensasjon relatert til vannforekomster må skje innenfor det samme nedbørfeltet som inngrepet skjer.
- Det skal fokuseres på å kompensere for økologiske faktorer som er vanskelig å erstatte, for eksempel myr og vannkilder (McKenney og Kiesecker, 2010).
- Kompensasjon skal helst skje på et areal som ligger nær inngrepet, og da gjerne på et areal som har blitt skadet gjennom tidligere menneskelig virksomhet.
- Kompensasjonen skal være finansiert og kompensasjonstiltaket skal være operativt innen et nytt inngrep medfører tap av økologiske verdier.
- I utgangspunktet skal enhver kompensasjon for ødelagt natur unngå netto tap «no-net-loss» (1:1) eller sikre en positiv nettoeffekt.

I USA er det en felles lovgivning på føderalt nivå når det gjelder økologisk kompensasjon, men de enkelte stater har en ulik praksis innenfor dette lovverket. Praksisen i Massachusetts, som er en av de stater som har kommet lengst på området, er vurdert som særlig interessant i denne studien. Det finnes en rekke svært nyttige dokumenter som presenterer kompensasjonssystemet, retningslinjer og veiledere for USA og Massachusetts (bl.a. USA kompensasjonskrav tilgjengelig på http://www.usace.army.mil/Portals/2/docs/civilworks/regulatory/final_mitig_rule.pdf og http://www.usace.army.mil/Portals/2/docs/civilworks/regulatory/comp_mitig_finalrule_ga.pdf, «Massachusetts Wetlands Protection Act Regulations' standards for mitigation» er tilgjengelig på <http://www.mass.gov/eea/docs/dep/service/regulations/310cmr10a.pdf>, «Massachusetts Wildlife Habitat Guidance» er tilgjengelig på <http://www.mass.gov/eea/docs/dep/water/laws/i-thru-z/wldhab.pdf>, «Massachusetts Wetlands Replication Guidance» er tilgjengelig på <http://www.mass.gov/eea/docs/dep/water/laws/i-thru-z/replicat.pdf>, og «Massachusetts Dam Removal Guidance» er tilgjengelig på <http://www.mass.gov/eea/docs/dep/water/resources/a-thru-m/dmpol.pdf>).

Disse dokumentene er for omfattende til å gå inn på i detalj innenfor rammen av denne studien. Dokumentene har blant annet detaljerte retningslinjer for hvordan man beskriver tilstanden til bestemte biotoper som faller inn under lovbeskyttelsen (gjelder alle vannforekomster og flere type viktige habitater og leveområder), hvordan man kartlegger slike områder og biotoper i felt, spesifikke tiltaksbeskrivelser for kompensasjon i forbindelse med påført skade eller tap ved utbygging og overvåkningskrav og oppfølgende arbeidsbehov ved tilpasninger innenfor godkjenningstid. Retningslinjene informerer tiltakshaveren om alle nødvendige krav og viktige punkter under planprosessen som må vurderes og godkjennes av myndighetene. Retningslinjene forteller også i klartekst hvorfor og hvordan man kompenserer for spesifikke vannforekomster og habitat, med målekrav for abiotiske og biotiske variabler, tidsbegrensninger og krav til den romlige fordelingen av kompensasjonsaktivitetene. Mye av dette er overførbart til Norge og kan tilpasses norske forhold og planprosesser hvis ønskelig.

Australia

I Australia er økologisk kompensasjon nesten utelukkende basert på kompensasjonsbanker (se kapittel C4 og C7 for flere detaljer), og dette skjer gjennom salg av kompensasjonskvoter. Det er primært fokus på stedegen vegetasjon, men det finnes også kompensasjonsbanker for enkeltarter, som for eksempel koala. Tabell 4 lister opp de største og mest utviklede kompensasjonsbanksystemene i Australia i dag. I tillegg til handel med kvoter er det noen mindre auksjonsbaserte systemer. Lovverket vektlegger kompensasjon som sikrer stedegne vegetasjonstyper og dermed ofte arter som bare finnes i Australia (endemiske arter). Fokus på vegetasjon er basert på at man ved å verne vegetasjonen i et område også vil verne de andre organismene som lever innenfor vegetasjonstypen. Systemene i Australia trådte for fullt i kraft i 2006-2007, og er derfor ikke like gamle som dem man har i USA. Erfaringene fra Australia er derfor fortsatt basert på relativt få år med praktisk gjennomføring. BioBank- og BushBroker-programmene er de mest utviklede per i dag.

Tabell 4 Ulike kompensasjonsbanker i Australia.

Stat	Navn på kompensasjonsbank
New South Wales	«BioBank»
Victoria	«BushBroker»
South Australia	«Native Vegetation» «Scattered Tree» «Significant Environmental Benefit»
Western Australia	«Net Environmental Benefit»
Queensland	«Environmental Offsets Policy»

De økologiske forholdene i Australia er på mange måter forskjellige fra norske forhold, slik at det ikke alltid vil være hensiktsmessig å beskrive den praktiske fremgangsmåten for selve tiltakene i detalj. Det er likevel universelle særtrekk ved systemene, og tankegangen bak dem er overførbare til andre deler av verden. Siden BioBank og BushBroker er de to mest utviklede systemene gis et par eksempler på hvordan de fungerer i praksis.

BioBank i staten New South Wales reguleres av «Environment Planning and Assessment Act», og har vært operativt siden 2006. Det var likevel ikke før i 2010 at den første faktiske avtalen mellom en grunneier som kunne tilby kompensasjonskvoter, en utbygger som ønsket å kjøpe kvoter og de myndighetsoppnevnte forvalterne av BioBank ble undertegnet. Per 2011 hadde systemet aktivert kvoter i 9 ulike kompensasjonsbanker med et samlet areal på 450 ha (NSWG Biobank Review, 2012). Grunnlaget for bankene i BioBank-systemet er et offisielt krav om at all fjerning av stedegen vegetasjon skal kompenseres. Grunneiere som har arealer med stedegen vegetasjon inngår en avtale med *Departementet of Climate Change and Environment* om å bli med i BioBank-systemet. Vurderinger av hver sak gjøres deretter av sertifisert personell i henhold til «Threatened Species Conservation Act» (1995).

To typer kvoter kan opptjenes, henholdsvis artskvoter og økosystemkvoter. Det benyttes en egen manual og en kvoteberegningskalkulator for å vurdere verdien av det potensielle kompensasjonsområdet. Databaser som er knyttet opp til BioBanks kvotekalkulator inneholder detaljert informasjon om 1600 vegetasjonstyper og informasjon om truede arter. Dersom kvotesalget blir realisert, vil også fremdriften i forvaltningen av det aktuelle området overvåkes ved hjelp av manualen og kalkulatoren. I prosessen med utregning av kvoter vurderes tilstedeværelsen av arter basert på seks artskategorier (jfr. NSWG Biobank Review, 2012):

1. Prioriterte arter på stats- og nasjonalnivå
2. Arter med regional verdi

3. Arter med landskapsverdi
4. Arter med stedsverdi
5. Truede arter
6. Arter som behøver spesielle forvaltningstiltak

Midlene fra kvotesalg går inn i et BioBank-fond. Fondsforvalterne vil bruke noe av midlene til å dekke administrasjonskostnader. Grunneieren av kompensasjonsområdet får deretter årlige tilskudd fra fondet for å drive forvaltning i henhold til avtalen mellom grunneier, utbygger og myndigheter. Typiske forvaltningstiltak inkluderer å kontrollere ugress og fremmede arter, kontrollere beiting, forvaltningsrettet brenning, kontroll med menneskelig ferdsel og forstyrrelse, fremme gjenvekst, hindre erosjon, bevare død ved og lignende.

Eiere av kompensasjonsområder i BioBank-systemet må rapportere jevnlig om utviklingen innenfor området og forvaltningen skal i prinsippet vare til evig tid («perpetuity»).

BushBroker-systemet i staten Victoria, som styres av både lokale og regionale myndigheter, har vært operativt siden 2007. Kort sagt går det ut på at utbyggere som ønsker å fjerne stedegen vegetasjon først må få tillatelse til dette fra myndighetene. Deretter vil BushBroker-personell fra *Department for Sustainability and Environment* vurdere det aktuelle stedets verdi og kvotepotensial. Dette gjøres gjennom en såkalt Habitat Hectares-beregning. Habitat Hectares er en standardisert metode for å estimere vegetasjonskvantitet og -kvalitet, og dermed verdien av vegetasjonen i det aktuelle kompensasjonsområdet. Det legges vekt på å vurdere området i en landskapskontekst. Metoden tar utgangspunkt i 10 habitatfaktorer:

1. Store trær
2. Kronedekke
3. Undervegetasjon
4. Fravær av ugress
5. Ettervekst
6. Organisk strølag på bakken
7. Døde trær på bakken
8. Størrelsen på området
9. Tilgrensende områder
10. Avstand til kjerneområde

Vurderinger av utbredelsen og kvaliteten på disse 10 faktorene innenfor det aktuelle området blir deretter vurdert opp mot en forhåndsdefinert referanseindeks, en såkalt «Ecological Vegetation Class» (EVC), for den bioregionen det aktuelle kompensasjonsområdet faller inn under. Generelt kan man si at disse referanseindeksene primært tar utgangspunkt i gamle og uforstyrrede økosystemer. Basert på dette vil det beregnes om det vil bli positiv nettoeffekt («net gain»), ingen endring, eller netto tap («net loss») av vegetasjon etter at det kompensasjonspålagte inngrepet har blitt utført, og forvaltningen av kompensasjonsområdet har blitt gjennomført. Det aktuelle referanseområdet legges deretter ut på «kvote-børsen» av BushBroker, og utbyggere kan kjøpe kreditt fra grunneiere etter innbyrdes prisforhandlinger. Grunneiere må levere årsrapport i 10 år, og det stilles krav om at positiv nettoeffekt faktisk blir dokumentert.

Som et ledd i langsiktig planlegging, og et tiltak for å ha kompensasjonsområder tilgjengelig i fremtiden, har myndighetene i Victoria forpliktet seg til å opprette to nye «reservater» på henholdsvis 15 000 og 1 300 hektar innen 2020. Disse skal fungere som kompensasjons-

banker for planlagt og forutsett byutvikling i området. Utbyggere i Melbourne må følgelig bruke disse reservatene som kilde for kompensasjon i fremtiden (Madsen m.fl., 2011).

EU

EU har ikke lyktes med sin målsetning om å stoppe tapet av biologisk mangfold innen 2010, men frem mot 2020 er det vedtatt å fortsette å arbeide for denne målsetningen, men med mer fokus på ivaretagelse økosystemtjenester og bruk av økologisk restaurering. EU har fra 2012 innført en «grønn infrastruktur»-strategi (<http://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/>), og innenfor 2020 målsetningen knyttet til biologisk mangfold er å unngå netto («no net loss») en førende strategi (<http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/2020.htm>). Man ser konturene av en satsing på kompensasjon gjennom enkeltprosjekter i blant annet Sverige, Frankrike, Tyskland og Storbritannia, hvorav Tyskland har kommet klart lengst i kraft av et fungerende lovverk på dette området i mange år før EUs initiativer.

For EU-området gir rapporten fra eftec, IEEP m.fl. (2010), en bred oversikt over status og fremtidige muligheter innen økologisk kompensasjon for medlemslandene. Madsen m.fl. (2010; 2011), gir også gode oversikter for status i EU.

EUs habitat-,¹³ fugle-,¹⁴ og konsekvensutredningsdirektiver¹⁵ åpner for bruk av økologisk kompensasjon, men inneholder ikke eksplisitte og klare krav. Selv om alle EU-landene er underlagt direktivene, er disse såpass generelle i sine formuleringer at det gir rom for ulike tolkninger fra land til land. Tyskland hadde dessuten systemer for kompensasjon på plass før direktivene ble vedtatt i sin nåværende form. Nedenfor gis en kort gjennomgang av status for økologisk kompensasjon i noen av EU-landene.

Tyskland

Tyskland innførte i 1976 en føderal naturvernlov, «Eingriffsregelung», som inneholdt de første reguleringene knyttet til avbøtende tiltak og kompensasjon. Med denne loven følger det regler, som på engelsk er kalt «Impact Mitigation Regulation» (Wende m.fl., 2005). Disse er obligatoriske og følger et «føre-var-prinsipp», med det mål å unngå netto tap ved å unngå, restaurere og kompensere for inngrep i naturen. Reglene dekker i prinsippet alle miljø- og naturverdier. Innenfor det tyske systemet kan økologisk kompensasjon enten skje ved direkte kompensasjon i tilknytning til inngrepet eller gjennom kompensasjonsbanker.

Madsen m.fl. (2010), beskriver status for kompensasjon i Tyskland på følgende måte (oversatt fra engelsk): «På 1990-tallet ble det introdusert et mer fleksibelt og markedsbasert system, som stadig er i endring. Det nyere og mer fleksible systemet har ført til en økende bruk av kompensasjonsbanker, som i fellesskap tilbyr kompensasjonsområder og -tiltak. Kompensasjon gjennomføres som et resultat av at fremtidige skader avdekkes i planprosessen, og den organiseres primært gjennom statlige planleggingsetater. I kjølvannet av dette har det kommet opp en rekke private aktører som tilbyr kompensasjonstjenester. Per i dag medfører den statlige kontrollen av systemet at det ikke fungerer som et fullverdig og selvstendig marked, og derfor er det heller ikke i dag full oversikt over omfanget av markedet. I tall fra staten Bayern kommer det like fullt frem at mer enn 1000 nye områder ble registrert fra mars til september 2009 som en følge av nye reguleringer om restaurering og økologisk kompensasjon. Kompensasjonsprosjekter i Bayern ble oppgitt å verne gjennomsnittlig 2 600 ha årlig i 2008 og 2009.»

¹³ Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1992:206:0007:0050:EN:PDF>)

¹⁴ Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 30 November 2009 on the conservation of wild birds (<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:020:0007:0025:EN:PDF>).

¹⁵ Directive 85/337/EEC: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2012:026:0001:0021:EN:PDF>

Naturforvaltningsmyndighetene innen hver delstat i Tyskland har egne lover og rammeverk for økologisk kompensasjon som utfyller de krav som er hjemlet i den føderale naturvernloven. Slike rammeverk omfatter retningslinjer for gjennomføring av tiltak, veiledere til gjennomføring, og systemer for kontroll av gjennomføringen. I Bruns og Köppel (2009) gis en gjennomgang av praksis i delstaten Sachsen. Kompensasjonstiltak som fremheves her er grønne broer over veganlegg for å rette opp viltfragmentering som oppstod ved tidligere utbyggingsprosjekter og tilsvarende tunneler under veganlegg til passasje for blant annet amfibier. Slike tiltak brukes også som avbøtende tiltak for å redusere effekter ved nye prosjekter. Dette er tiltak som også er kjent i Norge. Andre tiltak er restaurering av skog ved planting av stedegne arter, kunstig anlegging av tjern, og riving av tversgående strukturer i vannmiljøet (vandringshindre) som kan være barrierer for vannlevende organismer. Kompensasjon kan også gjelde på lokalt nivå som erstatning av enkelttrær. Biotoper i større arealomfang som kan være gjenstand for restaurering er for eksempel gress/beitemark som ligger brakk.

Når det gjelder samferdselssektoren i Tyskland så er det en så stor aktør at helhetlige prosjekter for økologisk kompensasjon ofte startes opp i forkant av planprosessen for å kunne sikre fremdrift i prosjektene. Dette kan sees på som kompensasjonsbanker som drives fram av samferdselsmyndighetene selv. På denne måten kan målsetningen om å oppnå en grønn infrastruktur i Tyskland, det vil si å sikre sammenhengende habitater og leveområder, og forhindre fragmentering, kunne oppnås innen 2020 (se for eksempel <http://vorort.bund.net/suedlicher-oberrhein/gruenbruecken-fehlplanung.html>). Det er ambisiøse planer for å knytte sammen Natura 2000 områder gjennom viltkorridorer i Tyskland (se for eksempel kartfremstilling av dette i <http://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/naturschutz/wildwegeplan/4.pdf>). Viltbroer, amfibietunneler, m.m. er tiltak som blant annet brukes i denne sammenheng.

Sverige

Det var ikke før miljøloven av 1999 trådte i kraft at det ble mulig formelt å kreve kompensasjon for tap av naturverdier grunnet menneskeskapt inngrep i Sverige. I utgangspunktet ble det anbefalt at kompensasjon skulle bli obligatorisk i visse verneområder. Det ble også foreslått at kompensasjonsvurderinger skulle integreres i det eksisterende konsekvensutredningssystemet (Efttec, 2010).

Til tross for dette har Sverige, med unntak av visse naturreservater (inkludert EUs Natura 2000-områder), ikke sterke lovpålagte krav for økologisk kompensasjon. Det har vært flere frivillige forsøk i svenske kommuner på å gjennomføre kompensasjon i forbindelse med byplanlegging (bl.a. Göteborg). Det har foreløpig ikke blitt foreslått å innføre et system for kompensasjonsbanker i Sverige.

Erfaringer fra samferdselssektoren (Rundkrantz, 2006) viser at miljøkompensasjon ofte er foreslåtte tiltak, men at kriterier for måloppnåelse i miljøkompensasjonen er mangelfulle, og at planarbeidet ikke er godt nok koordinert fra utredning til praktisk gjennomføring og oppfølging av måloppnåelse. Gjennomgående viser denne svenske studien at kompensasjonstiltakene ikke er tilstrekkelige for å veie opp for den skade som ellers oppstår. Men siden svensk lovverk ikke setter klare krav til 1:1 kompensasjon, kan det også hevdes at de underliggende målsetningene i disse prosjektene ikke innebar noen fullstendig kompensering.

De siste årene har det vært en økende bevissthet rundt mulighetene for å ta i bruk økologisk kompensasjon i større omfang i Sverige. Det ble blant annet avholdt to seminarer i 2011 med dette som tema (<http://enetjarnnatur.se/static/sv/237/>), med deltakere fra forvaltning, forskning og konsulentbransje.

Av større kompensasjonsprosjekter som har vært gjennomført i Sverige bør særlig nevnes kompensasjon for anlegging av Botnia-banen innenfor våtmarksområder ved Ume-elvas delta,

inkludert et Natura 2000 område. Denne typen kompensasjon har stor overførbarhet til norske forhold.

Storbritannia

The «Natural Environment White Paper» (<http://www.archive.defra.gov.uk/environment/natural/documents/newp-white-paper-110607.pdf>), som ble publisert i 2011, inneholdt en plan om å starte et kompensasjonsprogram i Storbritannia innen våren 2012 (Madsen, 2011). Deretter vil en forsøksperiode gå over to år i en rekke områder i landet. Når forsøksperioden er over vil det bli vurdert om det skal iverksettes et større program. Dette programmet vil, i tråd med myndighetenes «small government»-tankegang, være frivillig og vil i stor grad bli administrert av lokale myndigheter.

Mens dette pågår har en privat aktør, Environment Bank Ltd, allerede startet utviklingen av kompensasjonsbanker ved munningen av Themsen og kysten av Suffolk (<http://www.environmentbank.com/our-pilots.html>). Disse er i et for tidlig stadium til å vurdere konsekvensene av disse.

Det er utarbeidet en god nettressurs fra britiske myndigheter hvor status for pilotprosjekter og retningslinjer/veiledere til opprettelse av nye kompensasjonsprosjekter kan hentes (<https://www.gov.uk/biodiversity-offsetting>). Her er det mye materiale som kan ha relevans ved innføring av økologisk kompensasjon i norske samferdselsprosjekter.

Canada

Canada er et av landene med lengst og mest erfaring innen kompensasjonstiltak, særlig kompensasjon for skade på leveområder for fisk («fish habitat») som reguleres på nasjonalt (føderalt) nivå. Canada praktiserer også kompensasjon for våtmarker i stor skala, og dette reguleres delvis på føderalt nivå og delvis på provinsnivå (f.eks. i provinsene Alberta, New Brunswick, Nova Scotia og Prince Edward Island). Kompensasjon for boreal skog praktiseres i noen grad på provinsnivå (f.eks. i Alberta). I British Columbia jobbes det med å utvikle kompensasjon for miljøressurser i bred forstand. I motsetning til for eksempel USA har bruken av kompensasjonsbanker i Canada vært relativt liten, og fokus er på enkeltprosjekter i regi av utbygger.

I denne rapporten er fokuset på kompensasjon for leveområder til fisk. Canada har i over 25 år gjennomført flere tusen enkeltprosjekter med vekt på å opprettholde produksjonskapasiteten for fisk og andre organismer i vassdrag. På nasjonalt (føderalt) nivå regulerer fiskelovgivningen («Fisheries Act») kompensasjonstiltak. Målet har i mange år vært å unngå netto tap. Laksefisk har ofte vært vektlagt i arbeidet.

Kompensasjonstiltakene er mange og varierte. Tiltakene omfatter restaurering av bekker som var lukket eller kanalisert i forbindelse med dyrking, erstatning eller forbedring av kulverter for å redusere vandringshindre for fisk, åpne opp andre hindringer, omlegging av elver for å øke lengden av elven og etablere nye arealer som leveområder, tiltak for å bedre habitatkvalitet i eksisterende elver som for eksempel utlegging av større steiner og trestokker, etablere kantvegetasjon langs elver, planting av ålegress og etablere forpliktelser om å avstå fra tiltak som kan skade leveområder for fisk (se f.eks. Quigley og Harper, 2006; Madsen m.fl., 2010).

En studie i Canada (Cudmore-Vokey m.fl., 2000) fant at å skape eller øke produktiv kapasitet i samme type habitat innenfor den samme økologiske enhet var den vanligste typen tiltak (50 % av tiltakene). Denne typen kompensasjon er prioritert høyest i Canada. Den nest vanligste typen tiltak (25 %) var å skape eller øke produktiv kapasitet i habitater i en annen økologisk enhet. Denne typen kompensasjon er prioritert tredje høyest i Canada.

Sør-Afrika

Utviklingen av kompensasjonstiltak og rammeverk for slike tiltak har kommet lengst i to provinser (Western Cape og KwaZulu-Natal), men det pågår også utvikling av et nasjonalt rammeverk. Western Cape og KwaZulu-Natal provinsene fokuserer på kompensasjon av biologisk mangfold blant annet med særlig vekt på globalt unike og truede vegetasjonstyper og plantesamfunn. Noen av disse vegetasjonstypene finnes bare i Sør-Afrika. For å sikre gode levevilkår for verdifulle plantesamfunn og trua planter vernes noen områder for å hindre fremtidige inngrep. Andre tiltak omfatter restaurering av ødelagte områder og kontroll og fjerning av fremmede arter som truer stedegen flora.

Et særtrekk ved Sør-Afrika er at kompensasjon blant annet sees på som et virkemiddel for å styrke og utvide statlig forvaltede verneområder. Som en del av den langsiktige strategien for vern og bærekraftig bruk av biologisk mangfold ønsker landet å styrke nettverket av verneområder, sikre verneområder som er mer representative for landets natur ved å utvide nettverket av verneområder slik at nettverket dekker økosystemer som er lite representert i dagens verneområder, og sikre levedyktige bestander i verneområdene gjennom å øke arealet av eksisterende verneområder og sikre viktige korridorer. Dette åpner blant annet for å gjennomføre kompensasjonstiltak i større avstand fra inngrepene fordi verneområdene tidvis ligger lenger vekk.

På nasjonalt nivå er Sør-Afrika i ferd med å utvikle et system for kompensasjonsbanker for våtmarker. Våtmarker er blant annet viktige for vannforsyningen i landet. Det er flere frivillige kompensasjonsprosjekter i Sør-Afrika, blant annet i forbindelse med landets store gruveindustri.

C3.2 Systemer og tiltak internasjonalt og overføringsverdi til norske forhold

Samferdselsprosjekter har som felles kjennetegn at de ofte medfører inngrep over lange avstander, at de potensielt kan bryte opp landskaper og prosesser innenfor økosystemet, og de kan resultere i økt fragmentering av naturtyper og leveområder. Disse fellestrekkene gjør at det er betydelig overførbarhet av systemer og tiltak for økologisk kompensasjon som praktiseres internasjonalt ved samferdselsutbygginger. I tillegg er det viktig å huske på de tiltak og erfaringer som finnes i Norge fra lignende tiltak brukt med formålet å avbøte skader.

USA framstår som interessant med sine omfattende systemer for ivaretagelse av vannforekomster. Samferdselsprosjekter over lange avstander vil alltid måtte krysse eller påvirke vannforekomster. Det er mye praktisk erfaring fra USA som kan brukes på spesifikt tiltaksnivå ved enkeltprosjekter i Norge. På systemnivå har USA også relevans sett i lys av at EUs vanndirektiv nå gjennomføres i Norge. Dette direktivet gir krav om helhetlige vannforvaltningsplaner for vassdrag og forbedringer av økologisk tilstand hvis denne ikke er innenfor gitte kriterier. Samferdselsprosjekter i Norge følger oftest daler i landskapet, og vil slikt sett kunne falle innenfor spesifikke vannforvaltningsområder for hele eller store deler av planlagte strekninger. Ved innføring av økologisk kompensasjon som virkemiddel er det derfor naturlig å se dette i sammenheng med vanndirektivet og de forvaltningsplanene som lages lokalt for å følge dette. Her er det en mulighet for å tenke større og helhetlig ved opprettelse av kompensasjonsbanker.

Canada har kommet langt med innføring av økologisk kompensasjon for ivaretagelse av fiskebestander og leveområder i vassdrag. Her er det mye som har overføringsverdi til Norge, gjerne kombinert med omfattende erfaring fra Norge innen biotopforbedrende tiltak og andre tiltak som særlig er gjennomført i forbindelse med vannkraftutbygginger. Det er blant annet mulig å gjennomføre økologisk kompensasjon gjennom restaurering av bekker og elver som er kanalisert, fjerning av vandringshindre, bedre habitatkvalitet etc.

I Australia og Sør-Afrika er det interessante systemer for ivaretagelse av stedegen vegetasjon og sårbare naturtyper gjennom økologisk kompensasjon. Restaurering og vern av vegetasjons- og naturtyper der det finnes nasjonale målsetninger blir prioritert. Kompensasjon sees på som et virkemiddel for å oppnå ikke bare prosjektspesifikke mål, men også konkrete nasjonale mål for bevaring av biologisk mangfold. Kompensasjonstiltak kanaliseres til områder der det finnes forekomster av naturtyper som man vil sikre på lang sikt fordi disse har gode muligheter til å overleve i disse områdene dersom tilstrekkelige tiltak settes i verk, for eksempel restaurering, skjøtsel, sikring eller vern. Norges fokus på naturtyper i naturmangfoldloven og beskyttelse av prioriterte naturtyper kan potensielt kombineres med målrettede kompensasjonstiltak basert på noen av de samme prinsipper som praktiseres internasjonalt, for eksempel i Sør-Afrika og Australia. Naturtyper som slåttemark og kystlynghei krever kontinuerlig skjøtsel og vil derfor ha behov for forvaltningsplaner og finansieringsordninger i uoverskuelig fremtid. Kompensasjonsbanker, og kompensasjonskrav som rettes inn mot stor økologisk verdiheving, og ikke nødvendigvis ekvivalens (kompensasjon gjennom samme type naturområde), vil kunne åpne for denne type tiltak i Norge selv om det er naturlig å prioritere kompensasjon med tilsvarende naturmangfold som går tapt ved en utbygging.

I Norge kan kompensasjonsprosjekter også være med på å binde sammen verdifulle arealer med spredte forekomster på et større landskapsnivå. Dette vil kunne skape korridorer for spredning og genutveksling mellom isolerte populasjoner, en «grønn infrastruktur». EU, og særlig Tyskland, har også kommet langt på dette nivået gjennom habitat- og fugledirektivene og Natura 2000-områder.

C4 RAMMEBETINGELSER FOR ØKOLOGISKE KOMPENSASJONSTILTAK

Enkelte land, slik som Tyskland, USA og Canada har et føderalt lovverk som gir til dels klare krav til økologisk kompensasjon. Dette er ytterligere konkretisert i lover og ikke minst retningslinjer på delstats- og provinsnivå. Disse tre landene har godt utviklete systemer for å sette krav til gjennomføring og kontrollere bruken av økologisk kompensasjon. Basert på erfaringer gjort siden innføringen på 70-tallet, har både USA og Tyskland gjort omfattende revisjoner av lover og retningslinjer og dermed oppnådd forbedringer i sine systemer. Disse to landene er derfor beskrevet i størst detalj i dette kapitlet. Australia, Sør-Afrika, og i økende grad New Zealand, har også gode rammebetingelser for bruk av økologisk kompensasjon, men disse landene skiller seg noe ut ved i større grad å legge opp til bruk av kompensasjonsbanker i Australia, og også frivillige ordninger for bruk av økologisk kompensasjon. Dette kan være interessant i norsk kontekst.

Fordi Norge har tette bånd til EU gjennom EØS-avtalen, er de EU-direktiver som setter krav til kompensasjon, og de land som forsøker å innarbeide rammer for bruk av økologisk kompensasjon, av spesiell interesse. Dette beskrives med Sverige som referanse.

Generelt kan det sies at de land som har et klart lovverk (f.eks. USA, Canada, Australia og Tyskland), også er de som har kommet langt i bruk av økologisk kompensasjon som virkemiddel. Det er også nødvendig med konkrete retningslinjer for hvordan tiltak skal gjennomføres, og objektive systemer for kontroll og godkjenning av oppnådd kompensasjon hvis det skal fungere godt. Det finnes gode eksempler på dette fra Massachusetts i USA. Markedsbaserte systemer, for eksempel bruk av kompensasjonsbanker i Australia, har også vist seg å fungere godt. Vurderinger av dette er lagt til et eget kapittel (C7).

Krav til kompensasjonstiltak stilles i en rekke lover, politiske dokumenter og retningslinjer som kan være knyttet til en spesifikk sektor eller er av mer generell karakter og berører mange ulike sektorer. Vurdering og godkjenning av kompensasjonstiltak er i hovedsak knyttet til konsekvensutredninger av utbyggingstiltak. I noen land er det også åpnet for å vurdere kompensasjon i andre tilfeller, for eksempel i retningslinjene til Western Cape provinsen i Sør-Afrika som åpner for slike tiltak som del av opprettelse av feil og kompensasjon ved tiltak som er satt i verk ulovlig, men der utbygger i etterkant får tillatelse til likevel å gjennomføre utbyggingen.

C4.1 Vanlige krav og deres formål

Økologisk kompensasjon som disiplin har en grunnleggende målsetning om å unngå tap av biologisk mangfold, men det er store forskjeller når det kommer til hvordan ulike lands lovverk definerer dette. Ulike land har lagt til grunn mer eller mindre strenge lovverk for økologisk kompensasjon, og viktige forskjeller er blant annet relatert til om lovverket pålegger kompensasjon eller om det er frivillig, om kravene i lovverket omhandler natur og biologisk mangfold generelt eller kun enkelte komponenter av natur og biologisk mangfold.

I de fleste land er lover og retningslinjer knyttet til kompensasjon underlagt lovverket for konsekvensutredninger ved utbyggingssaker (Morandeau og Vilaysack, 2012). Utover dette har det i de fleste land som har et lovverk om økologisk kompensasjon blitt laget spesifikke lover for visse verdifulle naturtyper. Eksempler på dette er våtmarker (Canada, USA), skog (Brasil, Nederland), verneområder utenfor EUs Natura 2000-nettverk (Danmark, Sverige, Storbritannia), og prioriterte arter (Australia, USA).

Krav og praksis i mange land kjennetegnes blant annet av:

- Kompensasjon er en siste utvei og alle andre hensiktsmessige tiltak skal vurderes før kompensasjon utløses. Utbygger må vise at de ulike trinnene i hierarkiet for å redusere konsekvensene er fulgt (unngå–avbøt–restaurer–kompenser).
- Mange land krever i dag at man skal unngå netto tap og helst sørge for en positiv nettoeffekt.
- Kompensasjonstiltak er normalt ikke ment å kompensere for alle negative effekter enkeltvis eller summen av alle negative effekter. Kompensasjon fokuserer vanligvis på enkelte prioriterte naturverdier som det er særlig uheldig å miste.
- Mange systemer har et hierarki av foretrukne kompensasjonstiltak. Ofte er tiltak nær utbygginger og som kompenserer med likest mulige naturverdier prioritert høyest. Tiltak langt vekk fra utbyggingsprosjektet som kompenserer med andre typer naturverdier prioriteres lavest.
- Få, om noen, systemer har et absolutt krav som tilsier at tiltak ikke kan gjennomføres selv der man ikke kan gjennomføre tilstrekkelig kompensasjon. Systemene åpner for at politiske beslutninger kan prioritere prosjekter av særlig stor samfunnsmessig verdi.

Under beskrives noen krav i utvalgte land som illustrasjon på hvordan rammebetingelser er utformet.

EU

I EUs strategi for å stoppe tapet av biologisk mangfold (<http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/2020.htm>), ligger det ambisiøse mål om at tapet av biologisk mangfold skal ha opphørt totalt i 2050, og at det per 2020 skal ha kommet ned på et nivå som er lavere enn i dag. Økologisk kompensasjon er ett av verktøyene for å oppnå dette målet. EUs konsekvensutrednings- (EIA), fugle-, habitat- og miljøansvarsdirektiver inneholder generelle krav til bruk av økologisk kompensasjon. Dette har ført til at det i de enkelte land er en ganske omfattende debatt om spørsmålene omkring kompensasjon. Debattene dreier seg dels om hvem som skal pålegges å utføre ulike kompensasjonstiltak og i hvilken grad og hvem som kontrollerer hva som blir gjort og hvordan.

Miljøansvarsdirektivet (Direktiv 2004/35/EF) ble innført i norsk rett i 2013 (Miljøverndepartementet, 2013b). Denne innføringen medfører ingen vesentlige endringer i Norge når det gjelder fysisk kompensasjon ved samferdselsprosjekter. I EU har miljøansvarsdirektivet resultert i et prosjekt kalt REMEDE, «Resource Equivalency Methods for assessing environment damage» (<http://www.envliability.eu/pages/about.htm>). Målet for dette prosjektet er å utvikle en trinnvis metode for å bedømme hvor stor kompensasjonen i forbindelse med direktivet skal være i hvert enkelt tilfelle. Erfaringene fra dette prosjektet kan ha relevans for norske forhold.

EIA-direktivet (85/337/EEG, 97/11/EG), Fugle-direktivet (79/409/EEG) og Habitat-direktivet (92/43/EEG) er alle relativt vagt utformet når det gjelder spesifikke krav til økologisk kompensasjon, men benyttes likevel til å stille gradvis sterkere og klarere krav til kompensasjon. Det er ingen samordnet praksis for økologisk kompensasjon innenfor EU-området, men ulik tolkning og praksis eksisterer i de enkelte land. Land som Tyskland og Nederland har gått lenger enn EUs direktiver gjennom nasjonal lovverk og håndhevingen av dette. Det er naturlig å følge med på utviklingen av økologisk kompensasjon innen EU for overførbarhet til norske forhold innen utvalgte rammebetingelser.

Sverige

Sverige er bundet av de generelle krav om økologisk kompensasjon som ligger i EUs direktiver, men har ikke tatt skrittet videre til å formulere klare nasjonale retningslinjer for kompensasjon.

Innen vegsektoren har det imidlertid vært en del større prosjekter siden midten av 90-tallet der økologisk kompensasjon har vært benyttet.

Persson (2011) gir en god gjennomgang av de lovmessige krav til, og den faktiske implementeringen av økologisk kompensasjon i Sverige. Den svenske miljøloven fra 1998 (<http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/19980808.HTM>) dekker paragrafer som omhandler det å minske skadevirkninger og kompensasjonstiltak i forskjellige miljørammen. De enkelte kommuner og fylker kan også kreve egne miljøtiltak, for eksempel krav til å plante trær, anlegge dammer og våtmarksområder etc. Stedvis pålegges utbygger å fjerne gamle veier og broer når nye bygges, og plante til de restaurerte områdene etter råd fra sakkyndige.

Ved vegutbygninger i Sverige er det nødvendige å følge EIA-direktivet og all tilgjengelig informasjon skal beskrives. Fylkesrådene veier så argumentene miljømessig, størrelse av inngrep, muligheter for å unngå skadevirkninger etc. opp mot hverandre. Når det er tatt en avgjørelse, innebærer dette ytterligere undersøkelser det være seg jord, vann, levende organismer og effekter av inngrepet. Utbygger har plikt til å opplyse offentlige instanser, kommuner, publikum og organisasjoner om inngrepet og de analyser og undersøkelser som er gjort. Videre vedtak fattes etter høringer og mer detaljerte undersøkelser foretas når traseene er planlagt. Ved større tiltak, for eksempel motorveger og lignende, er det regjeringen som gjør det endelige vedtaket. Forvaltningspraksis i Sverige har altså flere likhetstrekk med forholdene i Norge.

Naturvårdsverket i Sverige har nylig gitt ut et skriv med generell veiledning til gjennomføring av økologisk kompensasjon (<http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning-A-O/Ekologisk-kompensasjon>). Denne er på meget generelt nivå, men har også henvisninger til andre retningslinjer og veiledninger med overlapp mot det som defineres som økologisk kompensering (typisk avbøtende tiltak). Grunnleggende prinsipper som Naturvårdsverket følger kan oppsummeres i følgende punkter:

- Skaffe kunnskap
- Tilpasse lokalisering – det vil si vurdere lokaliteten og fastslå vilkår
- Velge beste teknikk og beskyttelsestiltak
- Vurdere varige skader
- Beslutte kompensasjonstiltak
- Overordnet grunnprinsipp: unngå – minimere – avbøte – kompensere

Tyskland

Tyskland er ledende i Europa hva angår økologisk kompensasjon, og arbeidet med dette begynte allerede i 1976 ved innføring av «Eingriffsregelung» – også kalt «kompensasjonsprinsippet» og «Det påvirkningsregulerende prinsipp» eller i noe omarbeidet form «Forurenseren betaler-prinsippet», i den tyske føderale naturvernlovgivningen (http://bfn.de/0306_eingriffsregelung-ablauf.html). Disse prinsippene betyr i enkel forstand at den som utfører inngrepet skal dekke alle utgifter til først etter evne å redusere skadevirkningene, og så kompensere for dem som ikke lar seg redusere eller fjerne. Regelverket anvendes på områder hvor det ikke bare forekommer tap og restaurering av biologisk mangfold, men også opplevelsesverdier som inngår i landskapet («Natur und Landschaft»).

Hensikten med prinsippet er å bevare og utvikle naturen og landskapet slik at det fungerer i all vesentlighet som tidligere og å definere passende muligheter for å redusere skader og kompensere for slike. Hensikten er at de vesentlige funksjoner i naturen og landskapet blir opprettholdt også etter inngrepet.

Dette betyr i Tyskland at kompensasjonstiltaket kan foregå et annet sted enn inngrepsstedet, og det kan kompenseres ved å opprette andre ønskelige funksjoner andre steder. I praksis betyr det at landskapet etter kompensasjon kan se helt annerledes ut enn før inngrepet der det ikke var mulig å gjenskape det opprinnelige miljøet. Som eksempler kan nevnes restaurering av gamle gruveområder.

Det er alltid en risiko for at utbygger bruker argumenter som myndighetene finner positive, mens grunnleggende økologiske prinsipper ikke blir tatt hensyn til. Det er også vanskeligheter med å vurdere behovene for miljøkompensasjon. I Tyskland vurderes naturverdier etter følgende 5 enheter: jordsmonn, vann, flora, fauna og landskap. Dette innebærer en helhetlig økologisk og landskapsmessig tilnærming, der de grunnleggende komponenter som vann og jordsmonn er direkte gjenstand for krav om kompensasjon. Dette skiller seg noe fra for eksempel krav i EUs Habitat-direktiv som mer er knyttet til oppfyllelse av funksjoner på arts/habitat-nivå.

I Rundkrantz og Skärbäck (2003), gis en gjennomgang av hvordan det tyske lovverket og praktiseringen av det har vært i endring siden innføringen på 70-tallet. I utgangspunktet ga lovverket en tysk planprosess som kan fremstilles i åtte trinn:

1. Estimering av prosjektets virkninger på landskap og natur.
2. Estimere landskapets kvaliteter naturens funksjoner i planområdet.
3. Unngå eller avbøte skade gjennom tilpasning av prosjektet.
4. Estimere mulighetene for restaurerende kompensasjon, hva kan kompenseres og hva kan ikke? Målsetninger, areal og tidsplan.
5. Vekting: Hvordan avveie konsekvenser på natur og landskap opp mot konsekvenser av prosjektet i seg selv.
6. Estimere behovet for kompensasjon i mulige erstatningsarealer, inkludert kvalitet, størrelse og tidsplan for å nå målsetningene.
7. Økonomisk garanti, det vil si fastsette størrelse på økonomisk erstatning hvis målsetningen ikke nås.
8. Hvordan evaluere målsetningene for kompensasjonen opp mot de antatte negative virkningene av tiltaket.

I en revisjon av 1987 ble det også inkludert krav i tysk lov om at virkningene av tiltaket i utbyggingsområdet, forutsatt restaurerings- og avbøtende tiltak, veies opp mot verdien av den natur som går tapt. Dette gjelder altså uavhengig av erstatningsareal, og er inkludert som del av loven for å unngå at erstatningsarealer fører til at mye uerstattelig natur går tapt. Det underliggende her er en tanke om at det oftest ikke er mulig å oppnå like god tilstand i erstatningsarealer, derfor må det en ekstra beskyttelse til for det planlagte tiltaksområdet. Hele prosessen ble vanskeliggjort som følge av dette og i 2002 ble loven modifisert på dette punktet slik at avbøtende tiltak og restaurering i utbyggingsområdet må sees i sammenheng med erstatningsarealer utenfor utbyggingsområdet.

Følgende liste av krav til tysk praksis ble innført etter revideringen i 2002 (basert på Rundkrantz og Skärbäck, 2003):

1. Det må avdekkes i hvor stor grad negative virkninger kan unngås fullt ut.
2. Det må anslås i hvor stor grad negative virkninger kan dempes gjennom restaurerings-tiltak på stedet.
3. Det må anslås i hvor stor grad de negative virkninger på stedet som ikke kan dempes kan kompenseres i erstatningsarealer.

4. De virkninger som ikke kan kompenseres i eller utenfor utbyggingsområdet skal veies opp mot andre positive konsekvenser av tiltaket for samfunnet.

Tysk lovverk og praktisering av dette har gått gjennom en utvikling siden tidlig 1970-tallet, men der det samme hierarkiske systemet med unngå–avbøt–restaurer–kompenser følges slik man ser i en rekke andre land.

I de senere år har det tyske systemet lagt til rette for mer utstrakt bruk av kompensasjonsbanker, ofte referert til som «ökokonto» (Madsen m.fl., 2011). Det betyr av offentlige eller private eiere kan på forhånd utføre forskjellige positive miljømessige tiltak. Fremtidige utbyggere kan senere gjøre opp for disse tiltakene ved å betale et tilsvarende beløp som deres egne tiltak ville ha kostet. Det kan være vanskeligheter med å finne passende steder for kompensasjon. Dette gjelder særlig mindre utbyggere, og det er derfor opprettet registre over mulige steder som kan brukes for dette formålet.

Anvendelse av det tyske lovverket på delstatsnivå gir ulik praksis fordi det er stor grad av selvstyre med både egne lovverk og egne retningslinjer på dette nivået. Et eksempel vedrørende praksis i delstaten Sachsen (Richter, pers. med.):¹⁶ «*Tillatelse til et inngrep med økologisk kompensasjon gis med krav om et kontrollprogram for måloppnåelse. Dette betyr også at målsetningene for den økologiske kompensasjonen må være målbare og at tiltaksmetoder kan endres/tilpasses hvis resultatene ikke er gode. I Sachsen gjøres det normalt kontroller (sjekk av måloppnåelse) hvert 3. år. Dette gjøres av en nøytral instans, dvs. miljømyndighetene i delstaten. Hvis måloppnåelsen ikke er tilfredsstillende må utbygger/tiltakshaver bekoste de endringer i kompensasjonsprosjektet som det settes krav til.*»

USA

USA har også systemer for fellesløsninger der utbyggere må betale inn avgifter ved naturskadelige inngrep, til organer som jobber bredt og helhetlig med ivaretagelse av økologiske verdier (arter og habitater), enten i form av et fond til en organisasjon med alt ansvar for gjennomføringen, kalt «in-lieu fee mitigation», eller «mitigation banking» hvor man kjøper «kompensasjonspoeng».

Kompensasjon i USA er først og fremst rettet mot vannforekomster, men gjelder i stor grad også habitater av andre type terrestriske biotoper. Dette blir mer og mer utbredt, spesielt i forbindelse med biologisk mangfold og leveområder for viktige arter.

Selv om USA har lang praksis med kompensasjonstiltak har lover og regelverk blitt revidert en rekke ganger, og praksisen for utførelse av økologisk kompensasjon har derfor også vært i fortløpende endring. Dette lovverket inneholder en rekke rammer for hvordan kompensasjon skal foregå. Noen er konkrete og absolutte, mens andre er mer veiledende.

Det er først og fremst den føderale miljømyndigheten i USA som råder over økologiske krav under *United States Environmental Protection Agency* (EPA). Det er *Army Corps of Engineers* eller statlige organer med godkjent myndighet som bestemmer den eventuelle type/form og mengde kompensasjon som er nødvendig på føderalt nivå og på delstatlig nivå hvis det påvirkete området er relativt stort; arealets størrelse varierer fra stat til stat, og i noen stater, mellom type landskap/biotoper. Alle byggeprosjekter som berører viktige biotoper må søke godkjenning gjennom flere trinn, fra lokale komiteer, gjennom delstatens egen EPA og til slutt på nasjonalt nivå.

I forhold til vannforekomster, definerer USA kompensasjon slik:

¹⁶ Jörg Richter, Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Referat 57, Eingriffsregelung, Landschaftsplanung, Erholungsvorsorge. Tlf. : 0049 351 564-6575

«For unavoidable impacts, compensatory mitigation is required to replace the loss of wetland and aquatic resource functions in the watershed. Compensatory mitigation refers to the restoration, establishment, enhancement, or in certain circumstances preservation of wetlands, streams or other aquatic resources for the purpose of offsetting unavoidable adverse impacts.»

Dette er et ledd i et «tre-delt system» som tilsvarer hierarkiet av tiltak for å redusere konsekvenser ved utbyggingsprosjekter:

«Compensatory mitigation is actually the third step in a sequence of actions that must be followed to offset impacts to aquatic resources. The 1990 Memorandum of Agreement (MOA) between the Environmental Protection Agency (EPA) and the Department of Army establishes a three-part process, known as the mitigation sequence to help guide mitigation decisions and determine the type and level of mitigation required under Clean Water Act Section 404 regulations. Step 1. Avoid - Adverse impacts to aquatic resources are to be avoided and no discharge shall be permitted if there is a practicable alternative with less adverse impact. Step 2. Minimize - If impacts cannot be avoided, appropriate and practicable steps to minimize adverse impacts must be taken. Step 3. Compensate - Appropriate and practicable compensatory mitigation is required for unavoidable adverse impacts which remain. The amount and quality of compensatory mitigation may not substitute for avoiding and minimizing impacts.»

Det er viktig at metoder for kompensasjon («restoration», «establishment», «enhancement», «preservation») inkluderer både areal og økologisk funksjon. Det er direkte og indirekte kompensasjon (eller «offsets»). «Restaurering» og «etablering» er nyttig fordi det virkelig kan øke verdiene i fokus, både i areal og funksjon. «Forbedring» kan øke funksjonene, men ikke areal, mens «vern» er den svakeste metoden, som verken øker funksjonene eller areal i forhold til dagens tilstand. Flere viktige aspekter ved valg av lokalitet, m.m. beskrives under omtalen av Massachusetts (se under).

Det er tre hovedmetoder for kompensasjon: «Permittee-responsible mitigation», der utbygger står for gjennomføringen og langsiktig resultat, «mitigation banking», hvor utbygger kjøper «credits»/poeng et annet sted fra andre som tilsvarer de verdiene som går tapt, og «in-lieu fee mitigation» hvor utbygger betaler noen andre for å stå ansvarlig for og gjennomføre et kompensasjonsprosjekt, gjerne sammen med flere andre prosjekter i felleskap som kanskje er for små til å gjennomføre hensiktsmessig «permittee-responsible mitigation» på egen hånd.

Amerikansk lovverk benytter et hierarki når det kommer til hvordan kompensasjonstiltakene skal settes ut i livet (Morandau og Vilaysack, 2012):

- 1) Anskaffelse av kreditt/poeng fra kompensasjonsbanker.
- 2) Anskaffelse av kreditt/poeng fra «in-lieu fee» programmer.
- 3) Direkte gjennomføring ved hjelp av «watershed approach» (nedbørfelttilnærming).
- 4) Direkte gjennomføring på stedet eller «lik-for-lik» (kompensasjon med samme verdi).
- 5) Direkte gjennomføring utenfor stedet eller «lik-for-ulik» (kompensasjon med annen verdi).

Selv om mye skjer på føderalt nivå, skjer det vel så mye på statlig og by-nivå. Flere stater har sine egne lovverk, og noen byer har sin egen *Town Planning and Zoning Committee*, *Watershed Committee*, *Conservation Committee* og mer lokale, men viktige, godkjenningskomiteer for vannforekomster og noen ganger hele nedbørfelt (for eksempel *Pamet Harbor Commission*, oppnevnt av *Truro Board of Selectman* i Cape Cod i Massachusetts). Disse komiteene må behandle og godkjenne alle prosjekter som berører deres naturområder, enten det er definert som våtmark eller ikke. Det er ofte grundige diskusjoner på lokalt nivå, og dette fungerer godt så lenge folk er engasjert ettersom det er frivillig deltagelse eller politisk engasjement under det statlige nivået.

Praksisen i Massachusetts er nærmere beskrevet ettersom dette er en av de statene som har kommet lengst på innføringen og praktisering av kompensasjon. I USA, Australia, Brasil og andre land med en sterk føderal statsorganisering, vil det ofte være et relativt stort sprik i lovverk og hvordan konkrete tiltak gjennomføres fra stat til stat. Staten Massachusetts i USA har et av de strengeste og mest innarbeidede systemene når det kommer til gjennomføring av økologisk kompensasjon. I motsetning til i andre stater, hvor kompensasjonsbanker er utbredt (se kapittel C7 under), er det i Massachusetts nesten utelukkende utbygger selv som står for kompensasjonen (type 4 og 5, ovenfor), men med tydelige krav stilt av lovverket. Siden dette er et av de områdene hvor denne typen naturforvaltning har lengst fartstid og god overføringsverdi til norske forhold gis en kort beskrivelse av hvordan dette fungerer i praksis.

Massachusetts har sine egne lover som beskytter vannforekomster og viktige habitater, og under Massachusetts lov har hver by rett til å håndheve og forvalte loven individuelt. I praksis blir alt behandlet på lokalt nivå av hver enkelt bys *Conservation Committee*, som har fullmakt til å behandle alle saker som berører naturområdene innenfor byens grenser (for mer informasjon om *Conservation Committees* i Massachusetts, se <http://maccweb.org/about/commissions.html>). I tillegg til de statlige og føderale lovene, kan hver enkelt by ha sine egne regler som må tas hensyn til. Disse *Conservation Committees* har ansvaret for behandlingen av alle saker, søknader og prosjekter som berører alle naturområder, vannforekomster og viktige habitater innenfor byens grenser. De fleste komitémedlemmene i Massachusetts jobber frivillig og er innstilt av ordføreren eller guvernøren, og det er oftest prestisje knyttet til å være med. Noen ønsker å være med i en komité for å kjempe for at mest mulig blir bygget, mens andre kjemper for at minst mulig skal bli bygget.

Den praktiske gjennomføringen av kompensasjonstiltakene blir basert på en detaljert planprosess. Utbyggeren vil oftest engasjere konsulenter til å utarbeide denne planen. Utbyggeren må i denne prosessen definere alle pålagte detaljer, måle alle variabler, og det er til syvende og sist deres ansvar å kartlegge alle aspektene av området som blir berørt. Dette gjelder både biotiske og abiotiske faktorer. Det finnes grundige retningslinjer for dette. Et prosjekt kan ta mange år fra start til slutt. Prosessene med å bestemme kompensasjon er så innarbeidet at det ikke er det som eventuelt forsinker utbyggingsprosjekter. Man jobber etter milepælsprosesser, hvor det er en rekke høringer, i likhet med Norge. Prosessen starter med en type melding, går igjennom KU (kan ta 6-9 mnd.) og munner ut i detaljplaner med kompensasjonstiltak beskrevet etter behov. Det er etter KU-fasen at man eventuelt søker en våtmarkstillatelse («Wetland Permit»). Innenfor denne ligger detaljene om kompensasjonstiltakene. Hvis man får disse tillatelsene, detaljplanlegger man, akkurat som i Norge. Våtmarkstillatelsene får man gjennom hver enkelt *Conservation Committee*, og disse er veldig spesifikke for hver by. Hvordan «Wetland Permit» søknadene blir behandlet kan variere mye fra by til by, avhengig av hvem som sitter i komiteen, og hvilke intensjoner, interesser og kvalifikasjoner de har. På samme tid har alle komiteene retningslinjer de må følge under byens regler og statens lover og regler (se <http://www.mass.gov/eea/docs/dep/service/regulations/310cmr10a.pdf>). Disse retningslinjene er i Massachusetts meget godt bearbeidet og svært spesifikke. Behandlingsprosessen følger et hierarki; dersom komiteen i en gitt by ikke kommer til intern enighet går saken først til et regionalt kontor, og deretter til en *State Conservation Commissioner* (tilsvarende Fylkesmannens miljøvernsjef i Norge). Fra start til slutt kan det være en lang prosess, men siden kompensasjon er godt innarbeidet bidrar det ikke til forsinkelser.

Retningslinjene stiller strenge krav til resultater. Det er et minimum av 2 års overvåkning av kompensasjonstiltakene, men det blir oftere satt krav/vilkår til minst 5 år. Hvis kompensasjonstiltakene viser seg ikke å fungere, må det settes i gang tiltak for å rette dette opp. Etter «fullført» kompensasjon, får man utdelt et sertifikat som bekrefter dette («Certificate of Compliance»). Et slikt sertifikat følger tinglysningen til eiendommen. For å håndheve kompensasjon eksisterer det både pålegg, bøter og straffeforfølgelse. Hvis kompensasjonen ikke blir gjennomført får man sanksjoner avhengig av hvilke av lovene man har brutt.

Noen etater, for eksempel utbyggere av statlige veier og kloakksystemer, er i noen tilfeller fritatt fra lokale lover og regler, men de må like fullt melde fra til alle byene for å informere om de planlagte inngrepene. Utbyggere som ikke er fritatt de lokale lovene må få en «Wetland permit» fra *Conservation Committee* i samtlige av de berørte byene, og de må forholde seg til statlige lover. *Army Corps of Engineers* trenger ikke å melde like mye under statens lov, og trenger ikke «Wetland Permit» fra hver by. Men, hvis et prosjekt går over flere statlige grenser må *Army Corps of Engineers* melde fra til hver stat og følge reglene til hver stat. Det betyr at de må også søke om å få et sertifikat («Certificate of Compliance») fra hver eneste stat.

I Massachusetts er det ikke vanlig med «in-lieu» eller kompensasjonsbanker. Prosjekter som bruker slike metoder er typisk samferdselsprosjekter som berører større områder over flere bygrenser.

Grunnloven hindrer utbyggere i å få tilgang til andres eiendom for å kompensere for inngrep på egen grunn. Dette medfører i praksis at utbygger er pålagt å kompensere på egen eiendom. Følgelig må hele planområdet, inkludert kompensasjonsarealer, kjøpes og være en del av eiendommen til prosjektet.

Australia

I Australia er det den føderale «Environmental Protection and Biodiversity Act» som danner rammeverket rundt kompensasjon og ønsket om en positiv nettoeffekt («net benefit»). Gjennomføringen av prosjektene skjer likevel på delstatsnivå, og i denne sammenheng er det rom for videre tolkning basert på den aktuelle statens eget lovverk (Darbi m.fl., 2009). Statene New South Wales og Victoria er kommet langt med å formulere klare krav og retningslinjer for kompensasjon. Her er det særlig knyttet til beskyttelse av stedegen vegetasjon, og ved inngrep som berører store verdier er det et krav til kompensasjonstiltak som gir netto gevinst («net gain») i verdiøkning innen arealer med natur av samme type verdi.

New Zealand

På New Zealand stiller «Environmental Impact Assessment Act» kun krav til unngåelse, avbøtende tiltak og forbedring, men ikke til kompensasjon. Likevel foregår det en god del kompensasjonstiltak basert på «Resource Management Act» (RMA, 1991), og regionale myndigheter har relativt stor frihet til å utvikle distriktsplaner hvor kompensasjon er et alternativ. Eksempelvis trådte distriktsplanen i regionen Waikato formelt i kraft i 2004, og denne planen stiller krav til kompensasjon (Madsen m.fl., 2011). Også i dette området ønsker man i utgangspunktet å unngå kompensasjon, men det ligger krav om at kompensasjon skal gjennomføres dersom avbøtende tiltak og restaurering ikke er tilfredsstillende. Lovverket i New Zealand er generelt mangelfullt på kompensasjon, men som et forsøk på å utarbeide nytt lovverk har det nylig blitt laget et utkast til en «National Biodiversity Policy Statement», som etter planen skal utvikle seg til landets første veiledning for økologisk kompensasjon (Madsen m.fl., 2011).

Canada

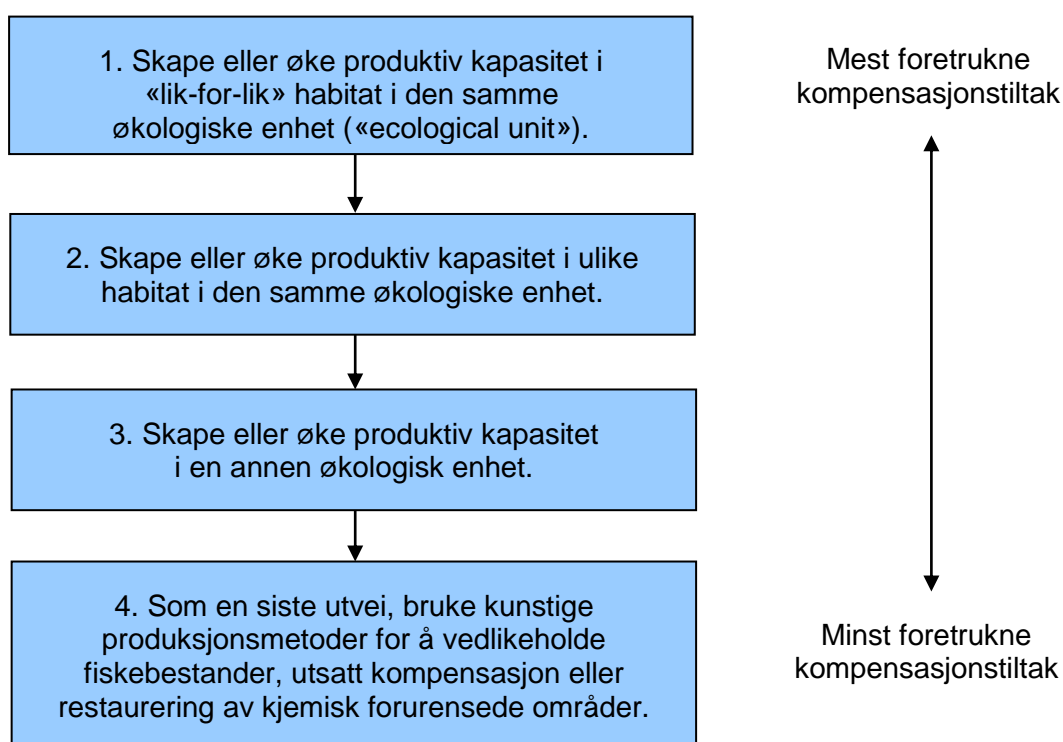
I Canada praktiseres myndighetsregulert kompensasjon på nasjonalt (føderalt) nivå og provinsnivå, og det praktiseres frivillig kompensasjon. Rammeverket på føderalt nivå ved kompensasjon for leveområder for fisk er prioritert i denne rapporten. Kompensasjon for våtmarker omtales også kort.

Leveområder for fisk

Kompensasjon ved skade på leveområder for fisk reguleres på nasjonalt nivå i Canada. I over 25 år har *Department of Fisheries and Oceans* (DFO) gjennom sin «Policy for the management of fish habitat» (DFO, 1986) krevd at utbyggingsprosjekter skal unngå netto tap («no net loss») i produksjonskapasiteten til leveområder for fisk. Det er i utgangspunktet forbudt å gjennomføre tiltak som fører til at produksjonskapasitet går tapt på grunn av endringer eller skader på fisks

leveområder.¹⁷ Utbygger skal prøve å flytte eller endre utbyggingen for å unngå påvirkning eller eventuelt avbøte skadene. Når en utbygger søker om tillatelse til å gjennomføre tiltak må utbygger vise at tiltakshierarkiet for å redusere negative konsekvenser er fulgt (unngå–avbøt–restaurer).

Med hjemmel i fiskerlovens («Fisheries Act») del 35(2) kan DFO likevel tillate en utbygging som forårsaker uunngåelige skader på fisks leveområder dersom prosjektet er i allmennhetens interesse og dersom kompensasjonstiltak kan sørge for at man unngår enn netto skadevirkninger. Kompensasjonen kan skje gjennom etablering, restaurering eller forbedring av andre habitater. Utbygger må bære kostnadene ved slike tiltak. DFO har et hierarki for kompensasjonstiltak basert på hvor ønskede de er og hva som i utgangspunktet er prioritert. Den foretrukne løsningen er å etablere eller forbedre lignende habitater ved eller nær utbyggingen (se figur 10). Det minst ønskelige tiltaket er kunstig oppdrett av fisk, at kompensasjonen blir utsatt til et senere prosjekt eller at kompensasjonen består i restaurering av tidligere forurensede områder. Det kan gis unntak fra dette hierarkiet.



Figur 10 Hierarki for kompensasjonstiltak ved skade på produksjonskapasiteten til leveområder for fisk i Canada (modifisert etter DFO, udatert a)

Det er også verdt å merke seg at i noen tilfeller har restaurering av våtmarker vært et integrert tiltak i noen kompensasjonsprosjekter for leveområder for fisk, for eksempel i kompensasjon gjennomført av *Department of Transportation and Public Works* i Nova Scotia (Rubec og Hanson, 2009).

¹⁷ Påvirkningen som utløser krav om kompensasjon beskrives i lovverket som "harmful alteration, disruption, or destruction (HADD)", jfr. del 35(1) i «Fisheries Act» som sier at «No person shall carry on any work, undertaking or activity that results in the harmful alteration or disruption, or the destruction, of fish habitat.»

Kompensasjonsarealet skal være minst like stort som arealet som er negativt påvirket (minst 1:1) og vil normalt være større enn det negativt påvirkede arealet. Dette begrunnes blant annet med at det er usikkerhet knyttet til resultatene av kompensasjon, og at det ofte vil være en tidsforsinkelse fra konsekvensene ved utbyggingen inntreffer til kompensasjonstiltakene er fullt ut virksomme (DFO udatert a). Utbygger blir vanligvis pålagt å overvåke effektiviteten i kompensasjonstiltakene som skal unngå et netto tap. Hensikten med denne overvåkingen er at både utvikler og DFO skal kunne iverksette tilpasninger i kompensasjonstiltakene (Quigley m.fl., 2006). Dersom overvåkingen viser at kompensasjonen mer enn oppveier for skadene, altså at der er en netto gevinst, kan denne ikke brukes ved eventuelle fremtidige kompensasjonskrav (DFO udatert a).

Våtmarker

Kompensasjon for våtmarker er delvis regulert føderalt nivå og delvis på provinsnivå. Allerede i 1991 krevde føderale myndigheter gjennom «Federal Policy on Wetland Conservation» at man skulle unngå netto tap av våtmarksfunksjoner på føderale arealer og på områder som ble påvirket av føderale prosjekter. Retningslinjene for gjennomføring av denne politikken definerte kompensasjonstiltak som en siste utvei for å kompensere for gjenværende og uunngåelige konsekvenser. Ulike provinser har konkretisert våtmarkskompensasjon gjennom egne retningslinjer.

Alberta provinsen gjennomfører kompensasjon primært gjennom restaurering av ødelagte våtmarker. Dette reguleres gjennom vannlovgivningen («Water Act», 2000) og det er utviklet retningslinjer som har vært i bruk i lengre tid (Alberta Environment, 2007).

I New Brunswick provinsen finnes en egen våtmarkspolicy som krever at man skal unngå tap av våtmarkshabitater som er karakterisert som vesentlige på provinsnivå («provincially significant wetland habitat»), og man skal unngå netto tap av våtmarksfunksjoner av alle andre våtmarker større enn 1 ha (GNB, 2002). Kompensasjonstiltakene forutsetter at utbyggere følger tiltakshierarkiet for å redusere konsekvensene ved utbygginger (unngå–minimer–avbøt).

I Prince Edward Island provinsen er det krav om å unngå netto tap, at utbyggere følger hierarkiet for tiltak som skal redusere konsekvenser ved utbyggingsprosjekter, og det er utviklet egne retningslinjer for hvordan kompensasjon skal foregå (GPEI, 2003).

Sør-Afrika

Sør-Afrika har en kombinasjon av offentlig regulerte kompensasjonstiltak og større tiltak som på frivillig basis har gått lenger enn nasjonal regulering tilsier, for eksempel større gruveprosjekter som søker å anvende standardene utviklet i *Business and Biodiversity Offset Programme* (Anglo Platinum, 2009). Offentlig regulerte kompensasjonstiltak utvikles på nasjonalt nivå og på provinsnivå. Som i mange andre land er et viktig prinsipp i miljøforvaltningen i Sør-Afrika at negative konsekvenser skal unngås, og der slike konsekvenser ikke kan unngås skal de minimeres eller avbøtes («National Environmental Management Act, Act No. 107 of 1998»)¹⁸. Kompensasjonstiltak vurderes å være en siste utvei og et unntak heller enn en vanlig prosedyre ved utbyggingsprosjekter.

Det nasjonale rammeverket for kompensasjon er fortsatt under utvikling og beskrives derfor ikke her. Systemet fokuserer blant annet på å etablere kompensasjonsbanker for våtmarker. Våtmarker er viktige for vannforsyningen i landet som deler av året erfarer store utfordringer med å skaffe nok vann til befolkningen og industrier. I det følgende vektlegges rammeverk på provinsnivå.

¹⁸ I lovverket formulert som «avoid, or minimize and remedy».

Western Cape

Miljømyndighetene i Western Cape (*Department of Environmental Affairs and Development Planning*, DEA&DP) startet i 2005 en prosess for å utvikle retningslinjer for kompensasjon for biologisk mangfold («biodiversity offsets»). Western Cape startet å utvikle retningslinjer for økologisk kompensasjon før miljøverndepartement på føderalt nivå (*Department of Environmental Affairs*) bestemte at det skulle utvikles nasjonale retningslinjer. Arbeidet i Western Cape resulterte i utkast til retningslinjer i 2007 (DEA&DP, 2007). Retningslinjene ble knyttet til regelverket for konsekvensutredninger («Environmental Impact Assessments»). Den siste versjonen av retningslinjene (DEA&DP, 2011) inneholder til dels detaljerte beskrivelser av kravene til kompensasjon og bakgrunnen for disse kravene.

Det er flere interessante trekk ved rammeverket for kompensasjon i Western Cape som utdypes i de følgende kapitlene, inkludert:

- Kompensasjon vurderes som en siste utvei og er unntaket heller enn regelen.
- Det er ikke et eksplisitt krav om å unngå netto tap selv om ønsket om å unngå netto tap har påvirket utformingen av rammeverket. Et slikt krav hevdes å være lite realistisk mange utviklingsland (Brownlie og Botha, 2009).
- Formålet med rammeverket for kompensasjon er blant annet å sikre prioriterte områder for biologisk mangfold for fremtiden, for eksempel ved å etablere verneområder som en del av et representativt nettverk av verneområder. Dette betyr at flere erstatningsarealer etableres lenger bort fra inngrepene.
- Det stilles klare og strenge krav til for eksempel forholdstall mellom erstatningsareal og påvirket areal. Dette forholdstallet varierer fra 30:1 til 5:1 alt etter hvor viktige de gjenværende konsekvensene vurderes å være. I praksis kan det synes som provinsen langt på veg har forhåndsdefinert kravene til kompensasjon gjennom å kartfeste mange områder som er viktige for biologisk mangfold og også indikere hvilke forholdstall for ulike typer erstatningsarealer som gjelder.
- Under spesielle forhold åpnes det for økonomisk kompensasjon som alternativ til økologisk kompensasjon ved at prosjektutvikler gir en økonomisk kompensasjon som går til å kjøpe opp og forvalte områder med rikt biologisk mangfold eller til utviding eller forvaltning av etablerte verneområder som er forvaltet av det offentlige.¹⁹

C4.2 Lovverk og rammebetingelser med overførbarhet til norske forhold

Gjennomgangen av rammeverk for økologisk kompensasjon og kompensasjonspraksis internasjonalt viser at det finnes mange varianter av rammeverk og systemer og et stort antall tiltakstyper som dekker en rekke økosystemer. Dette betyr at norske myndigheter har mange valgmuligheter. På dette tidspunktet er det utfordrende å gi klare anbefalinger for norske forhold uten at klarere mål og mulige vegvalg er definert for hva norske myndigheter ønsker å oppnå.

I landene som er vurdert i denne studien eksisterer det lovverk og systemer for konsekvensutredninger («environmental impact assessments») som legger til rette for å avveie fordeler og ulemper opp mot hverandre før myndighetene eventuelt gir tillatelse til større utbyggingsprosjekter. Land som praktiserer økologisk kompensasjon har innarbeidet kompensasjon som en del av utredningsprosessen og saksbehandlingen som finner sted frem til det eventuelt gis en utbyggingstillatelse. Til tross for en slik integrert prosess er det i prinsippet et tydelig skille mellom tiltakene i hierarkiet for å redusere skadevirkninger ved

¹⁹ Sør-Afrika har også mange private verneområder, men i retningslinjene vises det eksplisitt til de offentlig forvaltede områdene.

utbyggingsprosjekter (unngå–avbøt–restaurer–kompenser). Norsk lovverk på miljøområdet prioriterer også å unngå og å forebygge skader heller enn å reparere i etterkant. Internasjonale rammeverk har derfor i mange tilfeller overføringsverdi til norske forhold.

I land som Tyskland og USA skal utbyggingssøknader og utredninger inneholde beskrivelser av hva som bør kompenseres og hvordan dette kan gjøres. Myndighetene kan så gi en tillatelse til bygging med vilkår om gjennomføring av blant annet økologisk kompensasjon der andre tiltak ikke er tilstrekkelige for å unngå eller redusere konsekvenser. Før en utbygging kan starte må det som oftest foreligge en detaljert plan for den økologiske kompensasjonen. Land som Tyskland og USA har til dels detaljerte lover og retningslinjer for dette, særlig på delstatsnivå, noe som gjør det lettere for myndigheter, tiltakshavere, konsulenter og andre å planlegge og senere gjennomføre og følge opp kompensasjonstiltakene.

I Massachusetts i USA etableres egne komiteer på by-/kommunenivå for å vurdere økologiske kompensasjonstiltak, noe som ser ut til å fungere godt. For større samferdselsprosjekter i Norge er dette neppe et aktuelt tiltak på kommunenivå. Et interessant element fra denne modellen er likevel det at det settes ned komiteer. I Norge kan det for eksempel være aktuelt å sette ned en fagkomité knyttet til større samferdselsprosjekter. Særlig i en tidlig fase av eventuell innføring av kompensasjonstiltak i Norge kan dette være gunstig for å bygge opp kompetanse på kompensasjon blant myndigheter, tiltakshavere, konsulenter og berørte interesser.

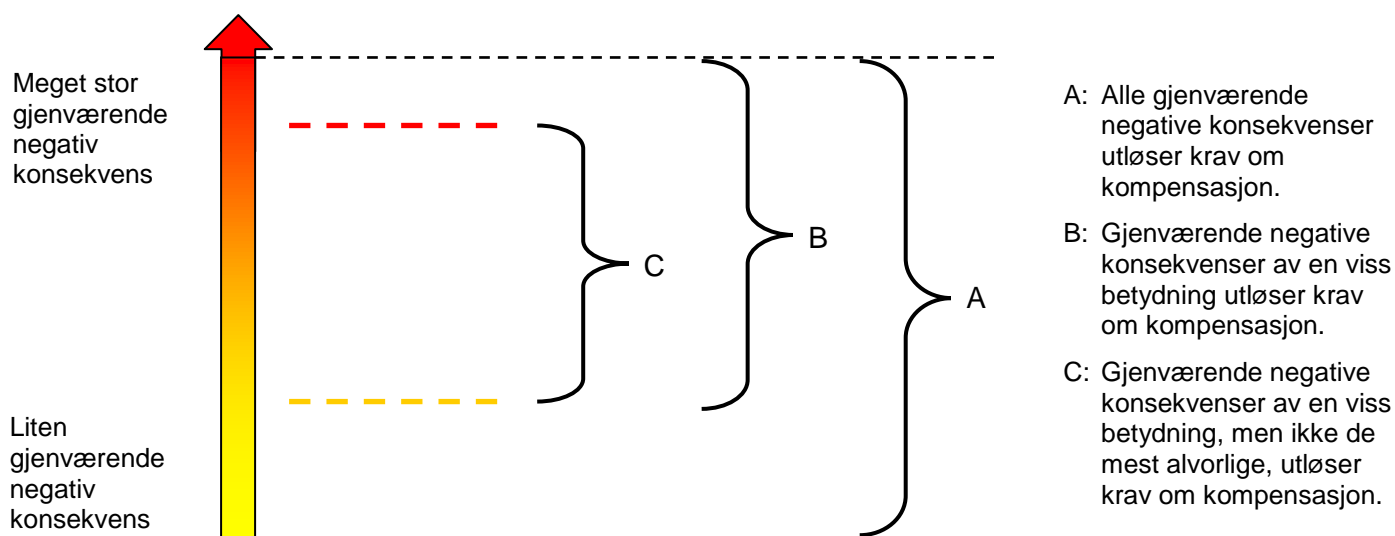
Mange land har rammeverk som knytter kompensasjonstiltak til spesielle økologiske verdier, slik som for eksempel Australia, USA og Sør-Afrika. Det kan dras paralleller til naturmangfoldloven i Norge og ulike prioriteringer for bevaring av biologisk mangfold (prioriterte eller trua naturtyper, prioriterte arter etc.).

Det eksisterer i dag muligheter for å pålegge kompensasjonstiltak i Norge (se f.eks. nylig vedtak om ny veg gjennom deler av Åkersvika naturreservat (Miljøverndepartementet, 2013a)). Internasjonal erfaring viser at dess klarere rammebetingelser, inkludert retningslinjer og veiledere, dess enklere vil det være for alle parter å bidra i prosessene rundt kompensasjon. Både Tyskland og USA har interessante eksempler på nyttige retningslinjer og veiledere.

C5 UTLØSING AV KOMPENSASJONSTILTAK SOM VIRKEMIDDEL

Det er viktig å vurdere i hvilke tilfeller kompensasjon bør utløses. Det er en gjennomgående internasjonal konsensus om at kompensasjonstiltak bare skal gjennomføres som en siste utvei etter at økologiske skadevirkninger er forsøkt unngått gjennom tilpasninger i utbyggingen og redusert gjennom avbøtende tiltak og restaurering av påvirkede områder. Tre hovedgrupper av kriterier for å definere når økologisk kompensasjon utløses er illustrert i figur 11 under. Noen land har absolutte krav til kompensasjon dersom skadevirkninger ikke kan forhindres. Dette gjelder for eksempel våtmarker i USA og flere miljøkonsekvenser i Tyskland (se forrige kapittel). I denne situasjonen blir ikke spørsmålet om kompensasjon skal gjennomføres, men hvordan kompensasjonen skal gjennomføres (se A i figur 11 under for illustrasjon).

Andre land har krav til kompensasjon som er avhengige av hvor alvorlige de gjenværende konsekvensene er. Noen land ønsker ikke å bruke ressurser på kompensasjon for mindre alvorlige gjenværende konsekvenser, men heller å konsentrere ressursbruken om de mest alvorlige gjenværende konsekvensene (se B i figur 11 under). Andre land velger en tredje løsning, der de ikke kompenserer for de minst alvorlige konsekvensene på samme tid som de vurderer det for risikabelt eller umulig å kompensere for de mest alvorlige konsekvensene (se C i figur 11). Noen eksempler på systemer, kriterier og metoder for å vurdere om kompensasjon bør utløses er oppsummert under.



Figur 11 Tre hovedgrupper av kriterier for å definere når økologisk kompensasjon utløses. Detaljerte kriterier må utvikles for gruppe B og C for nøyaktig avgrensning.

C5.1 Metoder og kriterier som utløser kompensasjonstiltak

Generelt forutsettes det at utbyggere har fulgt hierarkiet for tiltak som skal redusere konsekvensene ved utbygginger (unngå–avbøt–restaurer). Først etter at slike tiltak er tilstrekkelig vurdert og integrert i utbyggingsplaner vil kompensasjonstiltak bli vurdert som betingelser for eventuell tillatelse av en utbygging. Nedenfor gis noen eksempler på hvordan kriterier som utløser kompensasjonstiltak er utformet.

Canada – leveområder for fisk

Det utløsende kriteriet for kompensasjon av leveområder for fisk er fiskerilovens forbud mot tiltak som kan medføre skadelige endringer, forstyrrelser eller ødeleggelse av leveområder for fisk. I del 35(1) i «Fisheries Act» står det: «*No person shall carry on any work, undertaking or activity that results in the harmful alteration or disruption, or the destruction, of fish habitat.*» (vår understreking)

Kompensasjon kan utløses når en utbygger søker om å gjennomføre tiltak som skader leveområder for fisk, og myndighetene finner at tiltaket har en så stor samfunnsmessig verdi at det på tross av skadene kan gjennomføres. Tiltaket kan da gjennomføres på betingelse av at kompensasjon unngår netto tap av produksjonskapasiteten til leveområder for fisk. Det er viktig å merke seg at i dag tolkes dette kravet ikke bare som å gjelde fisk, men kravet gjelder også andre organismer i de berørte vassdrag og vannforekomster. I praksis har likevel fisk og fiskeinteresser, særlig knyttet til laksefisk, vært dominerende.

Canada – våtmarker

Kompensasjon av våtmarker og våtmarksfunksjoner reguleres delvis føderalt og delvis på provinsnivå. Ulike provinser har definert utløsende kriterier på forskjellig vis, men de ofte ganske generelle ordlydene er i substans ganske like. Typisk utløses kompensasjon ved skader eller tap av våtmarker og våtmarksfunksjoner uten at det er spesifisert i detalj hva som omfattes. Dette vurderes ofte som del av søknads- og konsekvensutredningsprosesser.

Noen provinser har utpekt visse områder som særlig viktig og som potensielt utløsende kriterier for kompensasjon. I New Brunswick provinsen er det spesifisert at man skal unngå tap av våtmarkshabitater som er karakterisert som vesentlige på provinsnivå («provincially significant wetland habitat») og man skal unngå netto tap av våtmarksfunksjoner av alle andre våtmarker større enn 1 ha (GNB, 2002). I Manitoba provinsen har man spesifisert at områder som er definert som regionalt viktig for vadefugl i Nord-Amerika (områder som er med i «North America Waterfowl Management Plan») utløser kompensasjon. Dette betyr at dersom et vegprosjekt påvirker et slikt våtmarksområde så skal provinsens *Infrastructure and Transportation Agency* betale for å restaurere våtmarker og transportmyndighetene betaler det statlige *Manitoba Habitat Heritage Corporation* for å gjennomføre kompensasjonstiltak og etablere bevaringsklausuler på områdene.

Western Cape provinsen i Sør-Afrika – biologisk mangfold

Den utløsende faktoren i Western Cape provinsen i Sør-Afrika er hvor betydelige de gjenværende negative konsekvensene på biologisk mangfold er. Retningslinjene for provinsen deler de gjenværende effektene inn i tre grupper som enten utløser eller ikke utløser krav om kompensasjon (DEA&DP, 2011):

- Når viktigheten av gjenværende effekter på biologisk mangfold er middels («medium») til stor («high»), bør kompensasjon vurderes.
- Når viktigheten av gjenværende effekter på biologisk mangfold er svært stor («very high»), er kompensasjon ikke egnet siden tiltak trolig ikke vil kompensere tilstrekkelig for tapet av biologisk mangfold (se tekst under for unntak i svært spesielle tilfeller).
- Når viktigheten av gjenværende effekter på biologisk mangfold er liten («low»), er det ikke behov for kompensasjon.

Viktigheten av konsekvensene på biologisk mangfold er nært knyttet opp mot definerte geografiske områder som er særlig viktige for biologisk mangfold:

- Et kritisk område («Critical Biodiversity Area») for biologisk mangfold identifisert i en publisert plan for biologisk mangfold.

- Prioriterte områder og/eller kjerneområder identifisert i planer for biologisk mangfold.
- Et verneområde vernet i medhold av lov eller område med en lovforankret forvaltningsplan for biologisk mangfold.
- Et truet økosystem, habitater med truede arter eller spesielle habitater²⁰ eller økologiske korridorer.
- Et område identifisert av *CapeNature*²¹ som uerstattelig for biologisk mangfold.

Informasjon om slike områder er offentlig tilgjengelig. I enkelte deler av provinsen vil det likevel ikke være identifisert slike områder, for eksempel fordi det ikke er utarbeidet planer for bevaring av biologisk mangfold. I slike tilfeller oppfordrer retningslinjene i Western Cape utbyggere til å kontakte myndighetene for å diskutere de aktuelle problemstillingene og eventuelt få tilgang til informasjon som ennå ikke er offentlig.

Retningslinjene fra planleggings- og miljømyndighetene i Western Cape inneholder også mer detaljerte retningslinjer for hvordan man vurderer viktigheten av gjenværende konsekvenser som et grunnlag for å vurdere om kompensasjon utløses eller ikke (se for eksempel DEA&DP, 2011: 36-41).

C5.2 Tilfeller hvor kompensasjonstiltak ikke bør utløses

Det finnes tilfeller der kompensasjon ikke vurderes å være hensiktsmessig. Noen land har eksplisitte kriterier for når kompensasjon er et uegnet virkemiddel (f.eks. Sør-Afrika). Andre land mangler slike kriterier, men kan fortsatt vurdere utbyggingsalternativer og kompensasjonstiltak med det utfall at en utbygging ikke realiseres fordi de gjenværende konsekvensene er for store.

Internasjonalt er det vid anerkjennelse av at i noen situasjoner kan ikke de gjenværende konsekvensene fullt ut kompenseres, eller det er for risikofyllt å akseptere ødeleggelse av visse verdier for så å prøve å kompensere for disse. Det er altså grenser for hva som kan kompenseres. Dersom et utbyggingsprosjekt har store gjenværende konsekvenser på uerstattelig eller svært sårbart og viktig biologisk mangfold, vil det ofte være en stor risiko å gjennomføre en utbygging for så å prøve å kompensere for de gjenværende konsekvensene. Det er fare for irreversible tap av viktig biologisk mangfold, for eksempel svært verdifulle områder, arter, økosystemer eller økosystemtjenester.

I andre tilfeller står ikke samfunnsnyttene ved gjennomføring av en utbygging i forhold til skadevirkningene samfunnet påføres. Flere studier fremhever at kompensasjon ikke alltid er en løsning (se f.eks. Quigley og Harper, 2006b). Uavhengig av eventuelle kriterier for å vurdere når kompensasjon er uhensiktsmessig må man kritisk vurdere forslag til utbygginger og kompensasjonstiltak, og i noen tilfeller bør en utbygging rett og slett forkastes.

Som omtalt for Western Cape provinsen i Sør-Afrika (kapittel C4) har myndighetene i Western Cape retningslinjer som eksplisitt omtaler situasjoner der kompensasjon ikke er vurdert å være et egnet tiltak. Ifølge retningslinjene (DEA&DP, 2011) er kompensasjon ikke egnet der de gjenværende effektene på biologisk mangfold er av svært stor viktighet. Usikkerhetene omkring hvor god effekt kompensasjonen vil ha øker risikoen for at kompensasjonen er utilstrekkelig. Dersom det bare er et fåtall lokaliteter av et kritisk truet økosystem igjen, og de fleste eller alle

²⁰ Spesielle habitater («special habitats») er en type habitater identifisert i planer for bevaring og forvaltning av biologisk mangfold, for eksempel viktige leveområder for enkelte arter, rasteplasser for trekkfugl og sesongmessig viktige områder for økonomisk viktige arter.

²¹ *CapeNature* er et offentlig organ som er ansvarlig for forvaltningen av biologisk mangfold i Western Cape provinsen.

av disse lokalitetene kan bli utbygd over tid, risikerer man å ende opp i en situasjon der man har mistet de fleste eller alle naturlige lokaliteter. Det er stor fare for at kompensasjonsarealer ikke vil klare å gjenskape alle funksjonene og komponentene til de tapte arealene. Dermed risikerer man et irreversibelt tap av svært viktig biologisk mangfold. I Western Cape finnes det blant annet globalt unike plantesamfunn som vurderes som svært viktige og er truede. Det faktum at disse plantesamfunnene naturlig finnes på et relativt begrenset areal i Sør-Afrika sier også noe om utfordringene med å kompensere ved å etablere slike plantesamfunn andre steder der de ikke finnes naturlig og derfor trolig ikke vil overleve på sikt.

Retningslinjene i Western Cape omtaler likevel muligheten for avvik under svært spesielle forhold («exceptional circumstances»). Det kan for eksempel tenkes at forekomsten av en kritisk truet art i et område fører til at man vurderer de gjenværende konsekvensene ved en utbygging i dette området som svært store. I utgangspunktet bør man da ikke gjennomføre kompensasjonstiltakene og heller ikke utbyggingen. Men dersom bestanden av denne arten med stor grad av sikkerhet ikke er levedyktig på sikt i denne lokaliteten (f.eks. på grunn av andre trusler) kan man likevel vurdere kompensasjon ifølge retningslinjene.

Western Cape definerer også en annen kategori av konsekvenser som gjør det uaktuelt å kreve gjennomføring av kompensasjonstiltak. Når viktigheten av de gjenværende effektene på biologisk mangfold er liten er det ikke behov for kompensasjon. Dette betyr at Western Cape bare prioriterer kompensasjon for et mellomstort av konsekvenser, mens de aller største og de minst viktige gjenværende konsekvensene ikke vurderes som hensiktsmessige å kompensere for.

C5.3 Planmessig og juridisk rammeverk og muligheter

Et viktig spørsmål innen kompensasjon er på hvilket tidspunkt i planprosessen kompensasjon bør vurderes. Større samferdselsprosjekter går allerede gjennom omfattende og grundige planprosesser. Det synes lite hensiktsmessig å etablere separate planprosesser for å håndtere kompensasjon. Selv om fysisk kompensasjon er et nytt virkemiddel i Norge, og formålet med kompensasjon er klart adskilt fra andre typer tiltak i tiltakshierarkiet beskrevet over (unngå-avbøt-restaurer-kompenser), er det naturlig å vurdere alle typer tiltak gjennom planleggingsprosessen. De ulike tiltakene er del av en sammenhengende virkemiddelskala der ulike virkemidler har ulike roller å fylle. Kompensasjon er fortsatt en siste utveg som bare skal benyttes etter at alle andre tiltak er vurdert og viktige negative konsekvenser fortsatt gjenstår. Endelig vedtak om eventuell kompensasjon bør tas sent i planleggingsprosessen etter at en rekke andre forhold er avklart, men der det tidlig er klart at kompensasjon kan være et hensiktsmessig virkemiddel bør dette vurderes sammen med plantilpasninger, avbøtende tiltak og restaureringstiltak. Prinsippene som ligger til grunn for tiltakshierarkiet er allerede integrert i norsk lovverk (se f.eks. naturmangfoldloven og plan- og bygningsloven) gjennom at man skal søke å unngå konsekvenser så langt som mulig og redusere konsekvenser gjennom avbøtende tiltak og restaurering. I det følgende er det derfor lagt til grunn at eksisterende planprosesser og institusjoner håndterer kompensasjonsspørsmål.

Arealer som benyttes til kompensasjon kan ha ulik status når det gjelder eierskap, arealplanformål, faktisk arealbruk og -tilstand. Dette kan ha følger for hvilke planmessige og juridiske avklaringer som er nødvendig. Det kan for eksempel være nødvendig med tillatelser etter plan- og bygningsloven, vassdragsloven, naturmangfoldloven eller kulturminneloven. For juridisk sikring av arealet og tiltaket slik at formålet med kompensasjon oppnås og opprettholdes på sikt kan det også være nødvendig å få på plass vernevedtak, planer eller forvaltningsavtaler, og det kan i enkelte tilfeller være nødvendig å gjennomføre jordskiftesak eller ekspropriasjon.

Kort om planprosess, plantyper og utredningskrav

Prosjekter som prioriteres i første fireårsperiode i Nasjonal transportplan (NTP) skal som hovedregel være vedtatt i kommuneplan eller kommunedelplan (Samferdselsdepartementet, 2013). Det er ikke et absolutt krav om forankring i kommune(del)plan, og plan- og bygningsloven (PBL) åpner for å gå direkte til utarbeidelse av reguleringsplan for større utbyggingsprosjekter, men dette er heller unntaket enn regelen.

Saksgangen for en kommune(del)plan og en reguleringsplan med krav om planprogram og konsekvensutredning (KU) er omtrent lik og følger forløpet vist i figur 12. En vesentlig forskjell er at kommune(del)planer ikke kan påklages av grunneiere og andre interessenter, men kun rettes innsigelse til fra berørte myndigheter.



Figur 12 Saksgangen for en kommune(del)plan eller reguleringsplan med krav om planprogram og konsekvensutredning (kilde: Miljøverndepartementet, 2009).

For alle regionale planer og kommune(del)planer, og for reguleringsplaner som kan ha vesentlige virkninger for miljø og samfunn, skal det utarbeides et planprogram. Planprogrammet skal gjøre rede for formålet med planarbeidet, planprosessen med frister og deltakere, opplegget for medvirkning, spesielt i forhold til grupper som antas å bli særlig berørt, hvilke alternativer som vil bli vurdert og behovet for utredninger. Forslag til planprogram sendes på høring (høringsfrist minst 6 uker) og fastsettes ordinært av planmyndigheten. Dersom planforslaget senere blir vesentlig endret i forhold til planprogrammet, kan det kreves at revidert planprogram skal legges ut til nytt offentlig ettersyn. Vurdering av eventuelle kompensasjonstiltak bør inn som en del av planprogrammet i planer der det på et tidlig tidspunkt synes klart at plantilpasninger, avbøtende tiltak og restaureringstiltak trolig ikke vil sikre at viktige negative konsekvenser unngås.

Krav om konsekvensutredning gjelder regionale planer og kommune(del)planer med retningslinjer eller rammer for framtidig utbygging og for reguleringsplaner som kan få vesentlige virkninger for miljø og samfunn. I praksis vil utredningskravet gjelde alle større samferdselsprosjekter. Hvor omfattende utredningen skal være vil avhenge av hva som er utredet fra før, på eventuelt høyere plannivå, og om det stilles krav til mer detaljert arealplan der utredningskravet vil bli fulgt opp, eller også om planen vil åpne for direkte iverksetting av tiltak. Dette kan påvirkes av hvor omfattende forarbeid som er lagt til grunn, samt planens detaljeringsgrad. Kompensasjonstiltak vil i praksis bare bli utløst ved større tiltak som krever konsekvensutredning. Kompensasjonstiltak bør derfor vurderes som en del av KU i planer der kompensasjon er identifisert som relevant på dette stadiet. Igjen er det viktig å understreke at kompensasjon er en siste utveg som bare skal benyttes etter at alle andre tiltak er vurdert, og at det finnes situasjoner der kompensasjon ikke er et egnet virkemiddel.

Forhold som fremmer og hindrer effektive planprosesser

Planprosesser kan være svært omfattende og tidkrevende. Det er fra myndighetenes side et ønske om å redusere saksbehandlingstiden betydelig. Det vil være uheldig om behov for avklaringer om kompensasjonstiltak medfører at plan- og utbyggingsprosesser drar ytterligere ut i tid. Kompensasjon kan og bør i flere tilfeller bidra til mer effektive planprosesser gjennom avklaring av konflikter på et tidligere tidspunkt. For planprosesser der kompensasjon er aktuelt,

vil det derfor være viktig å holde fokus på framdrift i planlegging og utredning. Det vises her til noen sentrale forhold som kan påvirke fremdriften i arealplanprosesser:

- Dess flere alternativer som kan lukes ut på et tidlig tidspunkt, dess færre alternativer og arealer blir det å utrede, og antallet parter i saken kan også bli redusert, slik at saken blir mindre kompleks. Innledende vurderinger av kompensasjon relativt tidlig kan bidra til et bedre begrunnet valg av alternativer og potensielt redusere risiko for at alternativer bringes på banen på et senere tidspunkt.
- Dersom planen er i strid med overordnet plan kan det stilles flere utredningskrav og komme flere innsigelser enn dersom planen er i tråd med overordnet plan.
- Konfliktnivået, samt håndteringen av interessemotsetninger og ulike forventninger (lokalt, regionalt og nasjonalt) kan avgjøre om det blir behov for å gå flere runder med forhandlinger og også om det vil komme flere runder med klager eller innsigelser. Kompensasjon kan i enkelte tilfeller være et virkemiddel som synliggjør hensiktsmessige tiltak med potensial for å redusere konfliktnivå og antallet klager eller innsigelser.
- Dersom det er manglende samordning mellom ulike myndigheter kan prosessen dra ut i tid ved innsigelser og behov for forhandlinger. Det er en fordel med avklaring av interessemotsetninger tidlig i prosessen. God kommunikasjon og tidlig involvering er gunstig.
- Ved vesentlige endringer av planen eller planprogrammet kan det stilles krav om nytt offentlig ettersyn, og ved utvidelse av planområdet kan det også komme til nye parter i saken. Identifisering av potensielle erstatningsarealer for gjennomføring av kompensasjonstiltak tidlig i prosessen vil være fordelaktig.
- Grad av medvirkning (møter, befaringer, høringsuttalelser etc.) og engasjementet fra grunneiere og interessegrupper er viktig. PBL legger opp til økt fokus på medvirkning.
- Med ny PBL (2009), krav om konsekvensutredninger (2005) og naturmangfoldloven (2009) har det kommet nye krav til utredning og dokumentasjon (klimatilpasning, universell utforming, barn og unges interesser etc.). Dette kan være krevende for kommunene å håndtere, både med tanke på kapasitet og kompetanse. Det er viktig å skape klarhet i hva kompensasjon er og hvordan dette kan gjennomføres i praksis.
- Fremdriften i den kommunale planbehandlingen avhenger blant annet av kompleksiteten og konfliktnivået i saken, kapasitet, kompetanse, prioritet i forhold til andre saker og tidsmessig forhold til andre avklaringer.
- Planprogrammet kan benyttes til å begrense antall alternativer og utredningstema som skal inngå i konsekvensutredningen. Vurdering av kompensasjon på dette stadiet kan være hensiktsmessig.

Nedenfor presenteres to forslag til hvordan kompensasjon kan innpasses i planprosessen, herunder hvordan de ulike alternativene forholder seg til kunnskapsgrunnlag og fremdrift. Det finnes argumenter for at ideelt sett vurderes kompensasjon som tiltak først etter at konsekvensutredningen er utført og man har all informasjonen i KU. Da har man også vurdert tiltakene for å «unngå», «avbøte» og «restaurere» og har identifisert gjenværende viktige konsekvenser. Dette betyr at man ikke tar stilling til kompensasjonsspørsmålet før ved sluttbehandling av arealplanen. Det neste steget blir da å lokalisere aktuelle kompensasjonsarealer, og arealenes status vil avgjøre hva slags prosesser som kreves for å sikre disse arealene. Alternativt kan man tidlig i planprosessen begynne å vurdere kompensasjon der det er relativt tydelig at kompensasjon kan være et egnet virkemiddel.

Alternativ 1 – Kompensasjonsvurdering integrert i planprosess og konsekvensutredning

Man kan tidlig i planprosessen begynne å vurdere aktuelle kompensasjonskrav- og arealer der det er relativt tydelig at krav om kompensasjon kan være et egnet virkemiddel. Hvorvidt man skal gjøre en slik tidlig vurdering, kan være basert på hvilke forutsetninger som ligger til grunn

for det aktuelle utbyggingsprosjektet. For enkelte større samferdselsprosjekter vil det være klare statlige føringer som ligger til grunn for en arealplanprosess, og ofte er en eller flere av følgende forhold styrende:

- I forkant av planoppstart er det utført et omfattende forarbeid (KVU og KS1) der ulike alternative traseer er utredet på overordnet nivå, og der man står igjen med en trasé som skal utredes videre gjennom en arealplanprosess.
- Det er klare statlige føringer på at utbygging skal gjennomføres «uansett».
- Det er lite slingringsmonn når det gjeld justering av utbyggingsløsningen, for eksempel på grunn av strenge krav til kurvatur og stigningsforhold.
- Det er store konflikter med naturområder, og eventuelt også jordbruksområder.
- Det er klart allerede ved planoppstart at tiltak for å «unngå», «avbøte» eller «restaurere» ikke vil være tilstrekkelige for å unngå viktige gjenværende konsekvenser på naturmangfold, og eventuelt også jordbruksområder.

For et samferdselsprosjekt med slike forutsetninger kan kompensasjon synes som et sannsynlig utfall allerede ved planoppstart. Det kan være hensiktsmessig å jobbe med mulige kompensasjonstiltak allerede tidlig i planprosessen. Man må fremdeles i det videre arbeidet vurdere muligheter for justering av utbyggingsløsningen(e) og avbøtende og restaurerende tiltak, og kompensasjonstiltak er fortsatt den siste utveg etter at andre tiltak er vurdert.

En ulempe ved å utrede kompensasjonsarealer parallelt med utredningen av tiltaket, er at man på dette tidspunktet ikke har detaljert informasjon om konsekvensene av tiltaket. Dersom det viser seg at tiltaket likevel kan tilpasses eller reduseres tilstrekkelig ved avbøting og restaurering, har man brukt ressurser på å utrede kompensasjon som ikke blir noe av. En annen ulempe er at kompensasjon kan bli sett på som en måte for utbygger å «kjøpe seg fri» og rettfærdiggjøre et prosjekt som i utgangspunktet ikke burde realiseres. En fordel er at man på et tidlig tidspunkt får avklart hvilke kompensasjonsarealer som er aktuelle, og hva slags prosesser som kreves for å sikre disse arealene. Dette kan spare tid i planprosessen.

Dersom aktuelle kompensasjonsarealer ligger inntil eller i nærheten av utbyggingsområdet, kan man også ha en mulighet til å definere, utrede og sikre kompensasjonsarealene som en integrert del av arealplanen for utbyggingsformålet. Dette gjør påfølgende prosesser mindre omfattende. Det vil imidlertid ikke være hensiktsmessig å opprette et stort planområde for å omfatte potensielle kompensasjonsområder som ligger langt utenfor tiltaksområdet. Med et uforholdsmessig stort planområde vil man trolig få unødvendig mange parter i saken (grunneiere og andre interessenter), og flere arealer vil kunne måtte utredes (det er f.eks. praksis for at kulturminner utredes for hele planområdet, og ikke kun for tiltaksområdet).

Alternativ 2 – Kompensasjonsvurdering i etterkant av planprosess og konsekvensutredning

Et alternativ til det som er skissert over, er at kompensasjon først vurderes etter at konsekvensutredningen er klar. Fordelene er at man da har mer informasjon tilgjengelig for å gjøre vurderinger av hensiktsmessig kompensasjon, og det blir et tydeligere skille mellom kompensasjon og andre tiltak (plantilpasning, avbøtende tiltak og restaureringstiltak) og i tillegg mindre risiko for at kompensasjonstiltak oppfattes som rettfærdiggjøring av dårlig planlagte prosjekter som ikke bør gjennomføres. Ulempene er hovedsakelig knyttet til risikoer for forsinkelser ved igangsetting av nye prosesser og avklaringer som kreves for utredning og sikring av aktuelle kompensasjonsarealer.

Uavhengig av når i prosessen kompensasjon vurderes, viser internasjonal erfaring at god planlegging av kompensasjonstiltak er helt nødvendig for gode resultater. Dette betyr at det bør utarbeides en detaljert plan for kompensasjonstiltakene som en del av miljøoppfølgingen av et utbyggingsprosjekt. Internasjonal erfaring viser også at klare retningslinjer, veiledere m.m. er

viktige for vellykkede kompensasjonstiltak. Slikt materiell bør også utvikles for å bidra til økt kompetansenivå innen kompensasjon i relevante målgrupper (beslutningstakere, konsulenter, utbyggere m.fl.), og for å bidra til klarhet i myndighetenes krav og forventninger og dermed sikre konsistens i planlegging, gjennomføring og oppfølging.

Kompensasjonsbanker

Bruk av kompensasjonsbanker (se kapittel C7) kan blant annet være et viktig virkemiddel for å unngå at avklaringer av kompensasjon forsinker utbyggingsprosjekter. Etter et vedtak om utbygging og kompensasjon kan tiltakshaver da betale for allerede etablerte arealer eller tiltak i en kompensasjonsbank som kompenserer for de viktige gjenværende konsekvensene. Dette utløser ikke separate planprosesser siden arealene allerede er etablert eller i ferd med å bli etablert gjennom kompensasjonsbanken. Derimot vil etableringen av kompensasjonsbankene i seg selv innebære separate prosesser.

For å ligge i forkant av fremtidige kompensasjonskrav kan det også tenkes at store utbyggere har en interesse av å utvikle støtte, eller utvikle egne, kompensasjonsbanker som kan levere etterspurte kompensasjonsarealer raskt når krav om kompensasjon senere blir vedtatt. Det er naturlig at miljømyndighetene spiller en viktig rolle i utviklingen og etableringen av slike kompensasjonsbanker.

C5.4 Oppsummering og overførbarhet til norske forhold

Økologisk kompensasjon som virkemiddel er først aktuelt når et planlagt prosjekt har tilstrebet å unngå økologiske tap og dernest å avbøte og å rehabilitere gjenværende skade forårsaket av inngrepet. Dette prinsippet brukes gjennomgående internasjonalt. I praksis synes det likevel til tider å være noe forvirring mellom de ulike kategoriene av tiltak, for eksempel mellom restaurering av anleggsområder og restaurering av områder som ikke er påvirket av utbyggingen og er ment å fungere som kompensasjon. Krav om kompensasjon av gjenværende økologiske tap er i enkelte land som USA og Canada knyttet til spesielle økosystemer, slik som vann og leveområder for fisk. I andre land, som Sør-Afrika, blir krav om kompensasjon utløst avhengig av viktigheten av den verdi som går tapt, og ulike verdier og konkrete områder er langt på veg forhåndsdefinert som utløsende kriterium for kompensasjon. Å definere utløsende kriterium basert på verdier eller konsekvensnivåer har likhetstrekk med for eksempel konsekvensvurderingsmetodikken som brukes innen samferdsel i Norge i dag (se Statens vegvesen, 2006).

Det synes lite hensiktsmessig å kompensere for enhver gjenværende negativ konsekvens ved en eventuell innføring av kompensasjon i Norge. Ressursbruken bør konsentreres om et mindre antall særlig viktige verdier og konsekvenser der man søker å oppnå best mulig resultater for naturmangfold som samfunnet har definert som viktig og for å få mest mulig igjen for investeringene på vegne av fellesskapet. Senere kan eventuelt kriteriene for kompensasjon utvides når systemer er utprøvd og erfaringer og lærdommer høstet.

På samme tid er det viktig å erkjenne begrensningene kompensasjon som virkemiddel har. Noen verdier er uerstattelige eller nær uerstattelige, og det er en stor risiko å prøve å gjenskape slike verdier andre steder. Svært omfattende gjenværende konsekvenser kan også være vanskelige å kompensere for. En variant av alternativ C i figur 11 over synes å være et hensiktsmessig startpunkt for videre arbeid med kompensasjon i Norge.

Det er viktig at krav om kompensasjon gjelder for hele perioden de gjenværende konsekvensene ventes å vedvare. For et permanent anlegg betyr dette et krav om en permanent kompensasjon, noe som stiller krav til langsiktighet i planlegging, gjennomføring, finansiering og oppfølging. For anlegg med avgrenset levetid, og der anleggene i framtiden vil bli fjernet og påvirkede arealer restaurert, er det naturlig at kravet om kompensasjon bortfaller om og når konsekvensene som skal kompenseres for bortfaller. Enkelte kompensasjonstiltak

eller -områder som tiltakshaver på et slikt tidspunkt avslutter eller avhender, kan være interessante for miljømyndighetene eller andre interessenter å overta for å sikre verdiene. I Sør-Afrika prøver man for eksempel å sikre slike lokaliteter for fremtiden gjennom å overlate de til statlige forvaltningsorganer eller sikre de tilstrekkelig juridisk slik at områdene opprettholder verdier for naturmangfold.

C6 UTVELGELSE AV KOMPENSASJONSOMRÅDER

Der er interessante forskjeller mellom land når det gjelder kriterier for utvelgelse av kompensasjonsområder. Generelt er det foretrukket, eller et absolutt krav, at kompensasjonsarealet lokaliseres i samme landskapsøkologiske område, gjerne så nær inngrepet som mulig. Oftest er det også et krav at tapt økologisk verdi kompenseres med den samme økologiske verdi (f.eks. et bestemt habitat eller en vegetasjonstype, «lik-for-lik»). For de landene som har lover og regelverk der økologisk kompensasjon er spesifikt knyttet til sjeldne og truede økologiske verdier, slik som for stedegen vegetasjon i Sør-Afrika og Australia, kan det i praksis være vanskelig å oppnå en kompensasjon innenfor et erstatningsareal som ikke gir et netto tap. Det kan simpelthen være meget vanskelig å finne erstatningsarealer med et potensial for en slik verdiheving. I disse landene finner man også systemer der det settes krav til at erstatningsarealet må være langt større enn det arealet som går tapt. På den annen side ser man ved kompensasjon innen vannforekomster i USA at arealkravet for erstatning oftest er 1:1. Dette kan være akseptabelt fordi det er snakk om en relativt vanlig (ikke sjelden) naturverdi, og fordi det da også ofte vil være tilgjengelige erstatningsarealer med et stort verdiøkningspotensial. Offensive krav i for eksempel Australia gjenspeiler en strategi om å oppnå positiv nettoeffekt («net gain»), istedenfor å unngå netto tap («no net loss») som er dominerende i for eksempel USA. Kriterier for lokalisering, størrelse på areal og type areal i utvalgte v land oppsummeres under.

C6.1 Vanlige kriterier for utvelgelse av kompensasjonsområder

C6.1.1 Lokalisering

Ut i fra landskapsøkologiske vurderinger er det normalt fordelaktig at kompensasjonsarealet legges nær opp til arealet for inngrepet. Dette vil kunne bety at lokale økosystemprosesser, funksjoner, habitater og populasjoner ivaretas. På den annen side kan arealer som ligger lenger unna ha et større restaureringspotensial for dermed å kunne gi et større bidrag til arbeidet for redusert tap av biologisk mangfold. Tabell 5 under oppsummerer krav til lokalisering for utvalgte land og rammeverk.

Myndighetene i Western Cape i Sør-Afrika legger vekt på at kompensasjonstiltakene skal bidra til bevaring av biologisk mangfold i provinsen i et større og langsiktig perspektiv. Provinsmyndighetene har derfor definert spesifikke geografiske områder der det kan gjennomføres kompensasjonstiltak. Disse områdene er prioriterte områder for biologisk mangfold, for eksempel områder prioritert i planer for biologisk mangfold eller utvidelse av verneområder eller områder som er vurdert som uerstattelige.

Gordon m.fl. (2011) modellerte ulike kompensasjonsscenarioer ved tap av stedegen vegetasjon i Melbourne i Australia. De tre scenarioene besto av 1) ingen restriksjoner knyttet til lokaliseringen av kompensasjonsarealet, 2) krav om at kompensasjonen skulle lokaliseres til et gitt sted, og 3) krav om at kompensasjonen skulle foregå på et gitt sted til en gitt tid. Generelt viste resultatene at det var svært viktig for en god måloppnåelse å ha en strategi der erstatningsarealer velges ut basert på økologiske kriterier. Det ble dessuten konkludert med at fastsettelse av kompensasjonsarealer og -tiltak bør skje på et tidligst mulig tidspunkt slik at tiltakene kan iverksettes før negative virkninger av inngrepet inntreffer. Mer konkret ble det slått fast at sannsynligheten for at kompensasjonen skal lykkes øker dersom det blir tatt hensyn både til tid og sted (scenario 3) for iverksettelsen av tiltakene.

Tabell 5 Krav til lokalisering av kompensasjonsområder i ulike land og rammeverk.

Land, stat	Kompensasjonsregelverk eller -system	Krav til lokalisering
Australia, Victoria	BushBroker kompensasjonsbank	Kompensasjonsarealet bør ligge nær inngrepet. Om det ikke er tilgjengelige arealer nær inngrepet kan kompensasjonen finne sted lenger borte.
Australia, New South Wales	BioBank-systemet	Kompensasjonsarealet bør ligge inngrepet. Om det ikke er tilgjengelige arealer nær inngrepet kan kompensasjonen finne sted lenger borte.
Canada	Retningslinjer for kompensasjon (DFO, udatert b)	Erstatningsarealer nær inngrepet prioriteres, men arealer kan ligge lenger unna dersom egnede alternativer nær inngrepet ikke finnes. Der urfolk har rettigheter er det sterkere krav om kompensasjon nær inngrepet.
Canada, Alberta	Våtmarksrammeverk (Alberta Environment, 2007)	Erstatningsarealer nær inngrepet prioriteres. Arealer kan også ligge lenger borte.
Sør-Afrika, Western Cape	Retningslinjer for kompensasjon (DEA&DP, 2011)	Erstatningsarealer nær inngrepet prioriteres dersom disse gir et meningsfullt bidrag til bevaring av biologisk mangfold i området når det gjelder struktur og prosesser (f.eks. sikrer eller etablerer viktige korridorer). Landskapsøkologiske betraktninger vektlegges, og dersom erstatningsarealer andre steder bidrar mer til å sikre biologisk mangfold (f.eks. i større grad motvirker fragmentering) prioriteres disse.
EU	Habitat-direktivet (Natura 2000), Fugle-direktivet	Kompensasjon bør skje i samme biogeografiske region, og samme fugletrekkvei.
USA	«Clean Water Act»	Kompensasjon skal skje i samme nedbørfelt.

C6.1.2 Krav til størrelse på arealet

Flere land har systemer med kriterier for å justere størrelsen på erstatningsarealer basert på hvor viktig den økologiske verdien som går tapt i inngrepet er eller hvor langt fra inngrepet erstatningsarealet ligger. Det underliggende resonnementet er en vurdering av at sjeldne/truete økologiske verdier oftest vanskelig lar seg kompensere (og derfor kreves det et større areal) og dess lenger vekk fra inngrepet man er dess mindre vil forholdene ligne forholdene ved utbyggingslokaliteten (og derfor kreves det et større areal for å oppnå kompensasjonen). Tabell 6 oppsummerer krav til størrelse på kompensasjonsarealet for utvalgte land og rammeverk. Noen land har også retningslinjer og metoder for å justere kompensasjonsarealer i lys av forskjeller i kvalitet mellom påvirkede arealer og erstatningsarealer.

I Western Cape provinsen i Sør-Afrika er det etablert veiledende forholdstall ved skader på naturområder av ulike verdi. Dess høyere verdi på et område, dess større må erstatningsarealet være. Forholdstallene er fastsatt på bakgrunn av analyser av hvor stort tapet av ulike økosystemer har vært, og det er forsøkt lagt inn en sikkerhetsmargin i lys av ulike usikkerheter for de mest truete økosystemene (Brownlie og Botha, 2009). Dette betyr at et stort historisk tap for en type økosystemer resulterer i et større kompensasjonskrav for å redusere risiko for at økosystemet skal forsvinne i fremtiden. For kritisk truete økosystemer skal det bare under eksepsjonelle omstendigheter det aksepteres kompensasjon (og utbygging). Dersom det unntaksvis gis tillatelse skal arealet erstattes med et minst 30 ganger så stort areal. Dette kan for eksempel vurderes der en bestand uansett har svært liten sjanse for å overleve.

Tabell 6 Krav til størrelse på kompensasjonsområder i ulike land og rammeverk.

Land, stat	Kompensasjonsregelverk eller -system	Krav til størrelse
Australia, Victoria	BushBroker kompensasjonsbank	Erstatningsarealet skal større.
Australia, New South Wales	BioBank-systemet	Erstatningsarealet skal være av samme vegetasjonstype («lik-for-lik»).
Canada	Retningslinjer for kompensasjon (DFO, udatert b)	Forholdstall er 1:1 som minimum og helst større.
Canada, Alberta	Våtmarksrammeverk (Alberta Environment, 2007)	3:1 som minimum, forholdstallet øker med økende avstand fra inngrepet opp til 10:1.
Sør-Afrika, Western Cape	Retningslinjer for kompensasjon (DEA&DP, 2011)	Retningslinjene angir forholdstall avhengig av viktigheten av påvirkede økosystemer: <ul style="list-style-type: none"> • 30:1 for kritisk truede økosystemer («critically endangered»). Kompensasjon er bare aktuelt i unntakstilfeller for denne typen økosystem. • 20:1 for truede økosystemer («endangered») • 5:1 for sårbare økosystemer («vulnerable») • Ingen kompensasjon for minst truede økosystemet («least threatened»). • Størrelsen på det endelige arealet justeres i lys av flere faktorer (se tekst under).
USA	«Clean Water Act»	1:1 ved tap av akvatiske ressurser.

Myndighetene i Western Cape erkjenner at ulike lokaliteter av et truet eller sårbart økosystem kan være i ulik forfatning. For eksempel vil noen lokaliteter være intakte, mens andre lokaliteter er allerede påvirket av menneskelig aktivitet. De veiledende forholdstallene for å fastsette størrelsen på erstatningsarealer kan derfor justeres i lys av følgende forhold:

- Tilstanden til det påvirkede habitatet.
- Viktigheten av de gjenværende konsekvensene på truede arter.
- Viktigheten av de gjenværende konsekvensene på spesielle habitater.
- Viktigheten av de gjenværende konsekvensene på viktige økologiske korridorer eller prosesser.
- Viktigheten av de gjenværende konsekvensene på biologisk mangfold som er viktig for økosystemtjenester med sosioøkonomisk verdi.

Sør-Afrikas arealbrukspolitikk oppfordrer til konsentrasjon av utbygginger. Dette betyr blant annet at kravene til størrelsen på kompensasjonsområdene settes betydelig lavere i urbane områder (som ventes å være vekstområder) enn i andre områder.

I Alberta i Canada gjøres det også konkrete vurderinger når det veiledende forholdstallet på minimum 3:1 for våtmarker skal anvendes for å stille krav (Alberta Environment, 2007). Disse baseres blant annet på:

- Type våtmark.
- Suksessrate ved restaurering av lignende typer våtmark tidligere.
- Grad av permanens.

- Avstand mellom inngrepet og restaureringslokalitet.
- Arter som er til stede i inngrepslokaliteten, inkludert sjeldne og truede arter.
- Viktighet av inngrepslokaliteten for stedegen flora og fauna.

Studier av størrelser på erstatningsarealer

Flere feltstudier i Canada har rapportert at et større forholdstall mellom erstatningsareal og inngrepsareal øker sjansen for vellykket kompensasjon. Quigley og Harper (2006b) rapporterte at en større andel av kompensasjonstiltakene for leveområder for fisk var vellykket (unngikk netto tap) når forholdstallet økte. Studien viste at for tiltakene som ikke oppnådde målet (63 %) var forholdstallet i gjennomsnitt 0,74:1, noe som er mindre enn kravet på minst 1:1. Blant tiltakene som unngikk netto tap (25 %) var forholdstallet 1,08:1 og blant tiltakene som resulterte i positiv nettoeffekt (12 %) var forholdstallet i gjennomsnitt 4,8:1. Undersøkelsene til Quigley og Harper (2006b) indikerte at et forholdstall på 2:1 ville unngått netto tap i de fleste (81 %) av tilfellene.

Harper og Quigley (2005b) dokumenterte at ¼ av de studerte kompensasjonsprosjektene hadde et forholdstall mindre enn minimumskravet til forholdstall på 1:1, og 80 prosent av kompensasjonsprosjektene hadde et forholdstall mindre enn 2:1. Videre er det vist at forholdstallene ikke varierte med kvaliteten i habitatet som ble påvirket av utbyggingen, i strid med retningslinjene fra myndighetene (DFO, udatert a). Canadas riksrevisor (Auditor General, 2009) har kritisert manglende veiledning på nasjonalt nivå om hva forholdstallene bør være under ulike habitatforhold og hvordan man skal beregne hvor store arealer som påvirkes negativt ved utbyggingsprosjekter. Disse undersøkelsene viser at erstatningsarealene ofte er for små, og at det ikke er klart nok hvordan tilstrekkelige og lokalt tilpassede erstatningsarealer skal beregnes.

Pearson m.fl. (2005) rapporterer om vellykket gjennomføring av kompensasjon for leveområder for fisk blant annet på grunn av et stort forholdstall (4:1), og at overvåking underveis resulterte i tilpasninger på et tidspunkt da kompensasjonen så ut til å mislykkes. Minns og More (2003), som også vurderte leveområder for fisk, argumenterer for et forholdstall større enn 2:1.

I teoretiske studier har Moilanen m.fl. (2009), med utgangspunkt i et minimumskrav om resultater som minst representerer «lik-for-lik», beregnet hvor store kompensasjonsarealene må være for å oppnå dette minimumskravet. Konklusjonen er at det ofte vil være behov for kompensasjonsområder som er mye større enn de områdene som går tapt ved en utbygging. Et av hovedargumentene for dette er at tapet av biologisk mangfold i en gitt utbyggingsak med sikkerhet vil skje, mens tilgangen av nytt, tilsvarende biologisk mangfold i kompensasjonsområdet en eller annen gang i framtiden i stor grad vil være usikker. Bull m.fl. (2013) er inne på den samme problemstillingen og hevder at forutsetningene for å unngå netto tap oftest er meget uklare, særlig når det kommer til hvilket utgangspunkt man har for vurderingene og beregningene. Dette begrunnes ut fra det faktum at noen økosystemer er i større endring enn andre, det være seg av naturlige eller menneskeskapt grunner, og at slike økosystemer derfor må vurderes ulikt.

Gardner og von Hase (2012) fremhever at det er ingen god løsning å øke størrelsen på et kompensasjonsareal kun for å veie opp for at kompensasjonsarealet har lavere relativ verdi enn det arealet som går tapt grunnet inngrep. Det er bedre å identifisere økosystemkomponenter som det er helt vesentlig å kompensere for innenfor erstatningsarealet.

C6.1.3 Type arealer

Vanligvis kreves det at et erstatningsareal skal være av same type eller økologiske verdi som det som går tapt eller skades. Dersom det ikke er mulig vil det ofte være mulig å erstatte med et annet areal. Det er ikke uvanlig med diskusjoner om et erstatningsareal som i prinsippet er av samme type («lik-for-lik») reelt sett er sammenlignbart. Slike vurderinger vil variere med

kriteriene som anvendes for å vurdere originalt areal med erstatningsarealet. Dess mer krevende og omfattende kriteriene for vurdering av struktur, prosesser og artssammensetning er, dess vanskeligere vil det ofte være å etablere fullgode erstatningsarealer. Tabell 7 under oppsummeres krav til type arealer for utvalgte land og rammeverk.

Tabell 7 Krav til type arealer som kompensasjonsområder i ulike land og rammeverk.

Land, stat	Kompensasjonsregelverk eller -system	Krav til type areal
Australia, Victoria	BushBroker kompensasjonsbank	Erstatningsarealet skal være same habitattype («lik-for-lik»).
Canada	Retningslinjer for kompensasjon (DFO, udatert)	Erstatningsarealet skal være av samme habitattype. Det kan gis tillatelse til unntak.
Canada, Alberta	Våtmarksrammeverk (Alberta Environment, 2007)	Kravene til erstatningsarealet betyr i praksis at erstatningsarealet kan være meget forskjellig i kompleksitet.
Sør-Afrika, Western Cape	Retningslinjer for kompensasjon (DEA&DP, 2011)	Erstatningsarealet skal være same habitattype («lik-for-lik»), eller kan være habitat som er vurdert å være av større verdi («trading up») ²²

Det er viktig å innse at ikke alle økologiske verdier eller arealer realistisk sett lar seg erstatte med tilsvarende verdier eller arealer. For eksempel vil gammelskog, torvmyrer og arter som har svært krevende habitatkrav være vanskelige å kompensere for (Quetier og Lavorel, 2011).

C6.2 Hvordan kan kriterier for valg av erstatningsareal anvendes i Norge?

Hva slags kriterier for valg av erstatningsareal som eventuelt kommer til anvendelse i Norge er i stor grad avhengig av hvor ambisiøse målsetninger for økologisk kompensasjon man definerer. Kapittel C8 diskuterer hva som skal til for at økologisk kompensasjon skal fungere godt. Der fremgår det at en lokalisering av kompensasjonen nærmest mulig inngrepet, og innenfor arealer med tilsvarende økologiske verdier er mest gunstig. Dette har blant annet sammenheng med landskapsøkologiske forhold, der genutveksling mellom metapopulasjoner innenfor et nettverk av habitater ansees som en forutsetning for overlevelse av sårbare arter på sikt. Flere land som har klare kriterier for lokalisering nær inngrepet og for kompensasjon med tilsvarende økosystemer, habitater eller funksjoner har dermed innarbeidet disse prinsippene i sin forvaltning. Andre land har mindre strenge krav, men kanskje øker størrelsen på erstatningsarealet. Dette kan sees på som en måte til likevel å gjennomføre økologisk kompensasjon når tilgangen på gode erstatningsarealer i nærheten er liten.

Norge har en spredt befolkning og mange arealer med moderat menneskelig påvirkning. Ofte vil det være tilgjengelige erstatningsarealer med lignende verdier i nærheten av inngrepet. Imidlertid vil det være viktige unntak fra dette. Enkelte naturtyper finnes i relativt få områder, og det kan være langt til nærmeste lignende lokalitet. Samferdselsprosjekter er ofte anlagt i dalbunner og langs vann og vassdrag, der andelen av inngrepsareal allerede er høyt sammenlignet med høyereliggende områder. I tilfeller der tilgangen på nærliggende kompensasjonsarealer er liten, må man vurdere kompensasjon lenger unna. Kompensasjonen bør da i de fleste tilfeller omfatte større arealer, eventuelt arealer av større verdi eller arealer som vurderes å være særlig viktige i nasjonal sammenheng. På denne måten kan man bidra til oppfyllelse av viktige nasjonale mål der man ikke finnes gode arealer lokalt.

²² Dersom man kompenserer gjennom habitater som regnes for å være av større verdi reduserer ikke det kravet til arealmessig forholdstall.

C7 KOMPENSASJONSBANKER

En kompensasjonsbank opprettes og drives ved at en kommersiell aktør, eventuelt en ideell organisasjon, tar på seg ansvaret for å heve den økologiske verdien innenfor et areal gjennom restaurering, skjøtsel eller vern. Andeler i en slik bank selges til utbyggere som er ansvarlig for inngrep som medfører økologiske verditap. Økologisk kompensasjon skjer da ved at økologisk verdiheving innen kompensasjonsbankens areal tilsvarer verditapet som følge av inngrepet.

I dette kapittelet gjennomgås primært erfaringer som er gjort ved bruk av kompenseringsbanker i USA og Australia. Disse nasjonene er valgt fordi de har en omfattende praksis fra denne metoden for økologisk kompensasjon. Teksten under gir en oppsummering av hvordan systemene er organisert, og ulike varianter av kompensasjonsbanker som finnes i dag.

Kompensasjonsbanker har vist seg å være en modell som fungerer relativt godt økonomisk, vurdert ut fra det store omfanget i bruk av metoden som har oppstått på relativt kort tid. Når det gjelder økologiske forhold er det mange utfordringer, men disse skiller seg ikke vesentlig fra tilsvarende utfordringer man finner for økologisk kompensasjon generelt (se kapittel C4). Viktige elementer for at kompensasjonsbanker skal fungere godt synes å være at myndigheter og grunneiere stiller hensiktsmessige arealer til disposisjon, god planlegging, og objektive systemer for etter-undersøkelser og vurdering av måloppnåelse.

En viktig fordel med økologiske kompensasjonsbanker sammenlignet med andre kompensasjonsmetoder er at det muliggjør at kompensasjonen er på plass før tapet som følge av inngrepet inntreffer.

C7.1 Vanlige systemer for kompensasjonsbanker

Det er etter hvert en rekke land som allerede har utviklet eller er i gang med å utvikle og teste modeller og systemer for kompensasjonsbanker. Av de landene som allerede har lang erfaring med kompensasjonsbanker og salg av kvoter skiller USA, og til en viss grad Australia, seg ut. USA har i flere tiår hatt en stadig vekst i kommersielle kompensasjonsbanker, og det finnes derfor mye erfaring i USA.

USA

I USA fokuserer kompensasjonsbankene primært på våtmarker og vann, mens «in-lieu» programmene også tar for seg generell biodiversitet (Morandau og Vilaysack, 2012). Kompensasjonsbanker deles inn i «mitigation banks», som omhandler våtmark og vann og styres etter «Clean Water Act», og «conservation banks», som omhandler truede arter og styres etter «Endangered Species Act». Prosedyrene for å opprette «mitigation banks» og «conservation banks» er svært like, men godkjennes av ulike etater (hvv. *US Army Corps of Engineers* og *US Fish and Wildlife Service*). Private kommersielle banker forvaltes stort sett av entreprenører som opererer på det åpne markedet. Disse er uavhengige av utbyggerne, og står i dag for ca. 70 prosent av alle kompensasjonsbanker i USA (Bean m. fl., 2008). De offentlige kommersielle bankene administreres av offentlige etater og fokuserer på kompensasjon av både offentlige og private utbygginger. For å få tilgang til større områder, og spare administrasjonskostnader, hender det at én enhet etablerer flere banker. Disse kalles paraply-banker.

For at en kompensasjonsbank skal bli godkjent og fungere på den ønskede måten stilles det krav til tre hovedkomponenter:

1. Et område som tilsvarer det påvirkede arealet det skal representere, og som det skal opprettholde miljømessig, det vil si et kompensasjonsområde.
2. Bankens instrument, det vil si et rammeverk for en avtale som knytter banken opp til de offentlige forvaltningsmyndighetene. Avtalen klargjør bankens ansvar, utførelsen av pålagte tiltak og vurderinger, samt forholdene rundt bankens kvotegodkjenning.
3. En gruppe sammensatt av personer fra de ulike aktuelle etatene som skal vurdere kompensasjonsbankene.

Når en utbygger ønsker å gjennomføre et inngrep og søker om å bli med i en kompensasjonsbank vil banken søke om å få en godkjenning fra gruppen som skal vurdere kompensasjonsbankene om i hvor stor grad den aktuelle lokaliteten er økologisk passende, og gruppen vil også vurdere bankens finansielle levedyktighet. Dersom det finnes et egnet sted for gjennomføring av kompensasjonen må banken deretter levere den informasjonen som etterlyses i rammeverket. Dette går deretter til videre behandling. Når det er sannsynlig at banken kan bli sertifisert introduseres en bevaringsrettighet for banklokaliteten og det sikres et midlertidig investeringsfond som må være omfattende nok til å dekke bankens utgifter for fem år, det etableres et fond som skal samle opp bankens forventede inntekter fra kvotesalg i disse fem første årene, og det opprettes et styre som skal forvalte fondene (både det midlertidige investeringsfondet og bankens hovedfond).

Siden 2008 har det også vært pålegg om at bankene skal utarbeide en kompensasjonsplan. Denne skal inneholde bankens målsetninger, kriterier for valg av lokaliteter, virkemidler for vern av stedet, før-undersøkelser både fra kompensasjons- og inngrepsstedene, beskrivelse av metodikk for beregning av kvoter, økologiske resultatstandarder, krav knyttet til overvåkning, en langsiktig forvaltningsplan og økonomiske garantier.

Hele systemet rundt kompensasjonsbanker er tett knyttet opp til estimering og salg av kvoter. En kompensasjonskvote er i USA en funksjonell eller størrelsesmessig enhet som samsvarer med den økologiske gevinsten som er knyttet til kompensasjonen. Antallet kvoter i en gitt bank tilsvarer størrelsen på området eller verdien av tjenestene dette området kan tilby. Dette varierer fra sted til sted og avhenger for eksempel av lokale bosetningsforhold. Funksjonell tilnærming benyttes primært når det fokuseres på en spesifikk tjeneste (f.eks. drikkevann) i komplekse systemer, mens tilnærming til areal benyttes i tilfeller hvor man ikke har nok detaljkunnskap om de økologiske forholdene på stedet.

Straks banken er sertifisert kan den starte salget av kvoter. Disse selges puljevis etter hvert som banken oppnår sine oppgitte økologiske målsetninger. Slike målsetninger kan være for eksempel et gitt prosentvis vegetasjonsdekke eller vannkvalitet som oppfyller en på forhånd definert standard. Dersom ikke alle kvotene har blitt solgt i løpet av etableringsperioden på fem år må banken legge til de resterende summene i bankens fond. Disse kvotene kan likevel selges på et senere tidspunkt. En kvote kan kun selges én gang, og kun for en gitt type miljøtiltak. Av og til kan to temaer sammenfalle (for eksempel våtmark og generell biodiversitet), og da kan en kvote brukes for begge tiltak. Men begge typer kvoter må da komme fra det samme prosjektet.

Det stilles krav til at kompensasjonsbanker skal være operative og tiltakene knyttet til disse skal tre i kraft før inngrepene de skal kompensere for har blitt utført. Som regel vil de ulike bankene ha spesialkompetanse rundt ulike arter og/eller ulike typer økosystemer. Når en utbygger kjøper kvoter fra en kompensasjonsbank faller ansvaret for en vellykket gjennomføring av kompensasjonstiltakene over på banken.

De siste årene har det blitt definert og solgt omkring 25 ulike typer kvoter i USA, og gjennomsnittsprisen har ligget på USD 74 500 (Madsen m.fl., 2010). Prisen for våtmarkskvoter har variert mye, fra USD 3 000 til 600 000.

«In-lieu» avgiftsprogrammer – et alternativ til kompensasjonsbanker

«In-lieu» avgiftsprogrammene er mest aktuelle der klassiske kompensasjonsbanker ikke finnes. «In-lieu» programmene baserer seg på at utbyggere betaler inn midler eller overfører eiendom til en offentlig etat eller en NGO som deretter utfører ulike kompensasjonsaktiviteter på vegne av utbyggeren. I likhet med kompensasjonsbankene selger «in-lieu» programmene kvoter til utbyggere, som deretter overfører ansvaret til en «in-lieu» aktør. «In-lieu» programmene kan kompensere for alle typer inngrep som omhandles i «Clean Water Act», «Water Quality Programmes», og andre statsspesifikke forvaltningsregler. Dersom det er en kompensasjonsbank som er relevant i nærheten vil «in-lieu» programmene oftest trekke seg fordi banken da kan bidra med kvotene. I motsetning til kvotene i kompensasjonsbanker blir prisen for en «in-lieu» kvote regnet ut basert på et forhåndsbestemt målestokk godkjent av *US Army Corps for Engineers (USACE)*.

Et «in-lieu» avgiftsprogram består typisk av seks komponenter (ELI, 2009):

- 1) Programmets rammeverksavtale. Dette er det rettslige dokumentet som omhandler opprettelse, forvaltning, og bruk av «in-lieu» programmet. Avtalen må inneholde beskrivelser av beliggenheten for de aktuelle kompensasjonsområdene, disse områdenes og inngrepsområdenes beskaffenhet, og henvisninger til hvilke typer kompensasjon som kan og vil bli iverksatt.
- 2) En vurdering av programmet utført av en tverr-etatlig evalueringsgruppe, hvor *US Army Corps of Engineers* står med ansvaret for godkjenning. Det stilles særlige krav angående geografisk plassering og til innholdet i rammeverksavtalen som definerer hvilke tiltak som skal implementeres når og i hvilke naturtyper. Dessuten er det streng overholdelse av kravet om at kompensasjonsarealet må være minst like stort som det ødelagte arealet (1:1).
- 3) En beskrivelse av programmets geografiske plassering, det vil si hvor det er autorisert til å iverksette kompensasjonstiltak.
- 4) En beskrivelse av rammeverkene for metodikk og fremgangsmåte som vil benyttes for å velge ut, garantere og iverksette aktiviteter.
- 5) En programkonto som etableres av den som organiserer «in-lieu» programmet. Bidrag som kommer inn fra utbyggere må holdes separat fra de som kommer fra andre bidragsytere (foreninger, organisasjoner m.fl.). Midler kan kun brukes til kompensasjon og ikke for forskning og undervisning. De innsamlede midlene må oppnå erstatning på minst 1:1.
- 6) Forhåndssalg av kvoter. Disse består av et begrenset antall kvoter som kan selges før et kompensasjonsprosjekt i det hele tatt har blitt iverksatt. Etter hvert som prosjektet tjener opp nye kvoter tilsvarende de forhåndssolgte kvotene, kan et tilsvarende antall kvoter selges på nytt.

Det er mange fellestrekk mellom klassiske kompensasjonsbanker og «in-lieu» programmer, men de skiller seg også fra hverandre på en rekke punkter. Tabell 8 oppsummerer de viktigste likhetene og forskjellene.

Tabell 8 Sammenlikning av kompensasjonsbanker og «in-lieu» avgiftsprogrammer i USA.

	Kompensasjonsbanker	«In-lieu» avgiftsprogrammer
Eier/organisator	Primært entreprenører og profittorienterte selskaper.	Ikke-profittorienterte grupper.
Salg av kvoter	Etter at kompensasjonen settes i gang.	Også før kompensasjonen settes i gang.
Kvotepris	Forhandling mellom utbygger og grunneier.	Kalkuleres av USACE etter forhåndsdefinert målestokk.
Aktuelle prosjekter	Fremtidige	Allerede konsesjonsgitte
Overføring av ansvar	Til eier/organisator	
Dokumentkrav overfor myndighetene	Rammeavtale	
Godkjenning av US Army Corps of Engineers (USACE)	Når rammeavtalen godkjennes	Når rammeavtalen og kompensasjonstiltakene godkjennes
Skala for kompensasjonsområde	Variierende	Oftest hele nedbørsfelt
Finansiering	Lån fra banker og fond	«In-lieu» fri konto
Arealkrav om forhold mellom inngrep og kompensasjon	Ja (1:1)	
Tiltakenes bærekraftighet	Rettigheter, overføring og eierskap	

Selv om kompensasjonsbanker og «in-lieu» avgiftsprogrammer benyttes over store deler av USA er det også stater hvor dette ikke er tilfellet. Intervjuer som ble gjort i løpet av arbeidet med denne rapporten indikerte at banker og «in-lieu» programmer ikke er populære i for eksempel Massachusetts og Connecticut (Langley, pers. med.).²³ Den største utfordringen som ble oppgitt var at befolkningen krever at lokale påvirkninger i et gitt område også medfører lokale kompensasjonstiltak. Dersom kompensasjonstiltakene gjøres lenger unna betyr dette at folk ikke ser resultatene der de bor, og de lokale komiteene mister kontrollen over kompensasjonsaktivitetene. Siden de fleste prosjekter i Massachusetts og andre stater med strenge regelverk oftest omfatter små områder, er det som regel mulig å kompensere lokalt. Det har også vist seg lettere å gjennomføre kompensasjonen på stedet og ta kostnadene der og da, sammenliknet med å beregne verdien av det man ødelegger, for så å betale inn til en kompensasjonsbank eller et «in-lieu» program.

Australia

I Australia er det per i dag to etter hvert velutviklede systemer som fungerer som kompensasjonsbanker for inngrep på privat grunn. Disse er BushBroker i staten Victoria og BioBank i staten New South Wales.

BushBroker

BushBroker-programmet ble etablert i 2006, og den første transaksjonen fant sted i 2007. Programmet introduserte et system for kvotesalg som forvaltes av *Department of Sustainability*

²³ Lealdon Langley, Department of Environmental Protections, Massachusetts, USA. E-post: lealdon.langley@state.ma.us. Tlf: +1 617 574 6882.

and Environment. Hensikten er å legge til rette for gjennomføringen av «Native Vegetation Management Policy» (2002), som slår fast at lovlig fjerning av stedegen vegetasjon må kompenseres for med en positiv nettoeffekt («net gain») for det biologiske mangfoldet i området. Dersom en utbygger selv ikke eier et egnet område for kompensasjon, eller ikke er i stand til selv å forvalte den stedegne vegetasjonen rundt inngrepet på lang sikt, må utbygger registrere seg i BushBroker-programmet.

BushBroker registrerer alle grunneiere som ønsker å delta. Deretter blir det potensielle kompensasjonsarealet inspisert av en offentlig ansatt agent. Denne vil avgjøre hva slags og hvor mange kvoter området kan tilby. Deretter blir en 10-års forvaltningsavtale inngått mellom grunneieren og *Department of Sustainability and Environment*.

BushBroker krever at erstatningsområdet tilsvarer inngrepsområdet når det gjelder habitattype («lik-for-lik»), men krever ikke at erstatningsområdet ligger i nærheten av inngrepsområdet. Kvotene bestemmes ut fra en metodikk som kalles «Habitat Hectares» (se kapittel C3.1). Denne metodikken vurderer verdien av et område og tar utgangspunkt i kvaliteten og mengden av det biologiske mangfoldet som vil bli påvirket eller vernet på et gitt areal og over et gitt tidsrom som følge av inngrepet.

En grunneier kan opptjene flere kvoter ved å binde seg til vern til evig tid. Prisen på kvotene er basert på tilbud og etterspørsel, og avgjøres basert på forhandlinger mellom kvoteholderen og utbygger. En kvote kan kun brukes for ett spesifikt prosjekt.

Når kvotekjøper og kvoteselger har kommet til enighet signeres det en kontrakt. Betalingen for kompensasjonen skjer til en konto som forvaltes av BushBroker, og midler fra denne blir videresendt til kvoteholderen (grunneier) straks de økologiske målene er oppnådd. Grunneieren må levere en årsrapport til *Department of Sustainability and Environment* som viser hvilke tiltak som har blitt utført. Det foretas deretter revisjon og inspeksjoner.

BioBank

Programmet ble introdusert i som et prøveprosjekt i 2007 og ble offisielt i 2009. Det er et markedsbasert system som knytter grunneiere med potensial for å tjene opp biologisk mangfold kvoter, både for arter og økosystemer, sammen med potensielle kvotekjøpere. Dette skjer gjennom BioBanks hjemmeside. Kvotekjøpere kan være utbyggere, naturvernorganisasjoner, offentlige etater, eller andre som ønsker et langsiktig vern av spesifikke arter eller generell biodiversitet.

En grunneier som ønsker å opprette en BioBank på sin grunn må få gjennomført en evaluering av stedets verdi med tanke på biodiversitet, aktiviteter som skal gjennomføres for å bevare disse verdiene, og hva slags og hvor mange kvoter stedet kan generere. Deretter må han signere en avtale (en BioBank assessment) med *Department of Environment and Climate Change*. Denne vil være gjeldende selv om grunneieren selger eller overfører eiendommen til noen andre. Avtalen beskriver antallet kvoter, type kvoter, metodikk/tiltak og økonomien knyttet til dette.

En utbygger som ønsker kvoter fra BioBank for å kompensere for et inngrep må skaffe til veie en avtale (en «BioBank statement») for prosjektet fra *Department of Environment and Climate Change*. Her må det bekreftes hvor mange og hvilke typer kompensasjonskvoter som behøves for prosjektet. Deretter må utbygger oppnå en avtale med grunneier for overføring av tilstrekkelige antall kvoter. Etter transaksjonen må *Department of Environment and Climate Change* gjøres oppmerksomme på dette, slik at kvotene ikke kan selges videre. Myndighetene fungerer altså både som kontrollorgan og megler. Kvotekjøperen/utbyggeren overfører ansvaret for forvaltningen av kompensasjonsområdet til grunneieren straks forhandlingene er sluttført. BioBank gjør det mulig å kompensere for negative konsekvenser av et inngrep i et annet område enn der inngrepet skjer, men det forutsettes at vegetasjonstypen er tilsvarende.

BioBank har et kvotevurderingssystem, en kvotekalkulator og et fond som forvaltes av myndighetene. Dette fondet mottar en del av de summene som overføres mellom utbygger og grunneier. Fondet benyttes til å dekke de årlige forvaltningstilskuddene til grunneierne (eierne av BioBankene). Hver BioBank har sin egen konto i dette fondet. Eierne av en BioBank-lokalitet må levere en årlig rapport til *Department of Environment and Climate Change*. Revisjon og inspeksjoner utføres.

Etaten som styrer BioBank (*New South Wales Office of Environment and Heritage*) opplyser at det per september 2012 har blitt bevart 382 hektar av stedegen vegetasjon. Dette har blitt utført ved et salg av mer enn 1400 kompensasjonskvoter med en kvotepris varierende fra 1950 til 13 000 australske dollar (AUD). Rundt regnet har AUD 3,7 millioner blitt avsatt i BioBanks fond, og av dette har AUD 530 000 blitt utbetalt til grunneierne til øremerkede skjøtselstiltak (<http://www.ecosystemmarketplace.com>; 10.5.2013).

En sammenligning av BioBank viser at dette stort sett tilsvarer BushBroker-programmet, men at det også er visse ulikheter (Morandeu og Vilaysack 2012), se tabell 9.

Tabell 9 Sammenlikning av forskjeller og likheter mellom kompensasjonsbankene BushBroker og BioBank i Australia.

BushBroker	BioBanking
Må benyttes av utbygger dersom utbygger ikke har egen grunn for å kompensere for inngrep.	Frivillig
Ingen e-basert registrering.	Fri tilgang til «markeds plass» på internett.
Myndighetene fungerer som kontrollorgan, men også som megler (bindeleddet mellom utbygger og grunneier).	Myndighetene fungerer som kontrollorgan og megler etter behov, men også private kan fungere som meglere.
Avtale om vern og forvaltning varer i minst 10 år, men kan vare for evig.	Avtale om vern og forvaltning varer for evig, og denne er knyttet til eiendomsretten.
Kvotepris basert på tilbud og etterspørsel; avtales mellom utbygger og grunneier.	Minstepris (basert på kostnader med å opprette og forvalte området, administrasjonskostnader knyttet til vurderingen av området samt investeringer) påkrevs av grunneier.

C7.2 Fordeler og ulemper med kompensasjonsbanker og «in-lieu» programmer

Fordeler med kompensasjonsbanker i USA

Kompensasjonsbanker har vist deg å ha noen viktige fordeler sammenliknet med når utbygger selv gjennomfører kompensasjonsaktiviteter:

- Kompensasjonen sikres før inngrepet har hatt noen negativ effekt. Kompensasjonsbankene reduserer dermed usikkerhet og fare for å mislykkes ved at negative effekter av et inngrep fjernes i perioden fra inngrepet utføres til kompensasjonseffekten har blitt oppnådd. Banken må fortløpende nå sine mål før den får lov til å selge flere kvoter.
- Kompensasjon som skjer gjennom banker er av en høyere kvalitet grunnet stordriftsfordeler (større arealer omfattes enn ved enkeltprosjekter og forvalteren av kompensasjonsområdene kan bygge opp mer kompetanse). Dessuten har bankenes arrangører/pådrivere mye bedre kjennskap til gode og effektive kompensasjonstiltak enn utbyg-

gere som ønsker å kompensere for sine egne inngrep. Standardene for banker er satt høyere enn for de to andre kompensasjonssystemene (direkte gjennomføring og «in-lieu»).

- Det er lettere å overvåke kompensasjonsarealer som henger sammen eller ligger i det samme området.
- Der det allerede eksisterer kompensasjonsbanker kan antallet kompensasjonsområder lettere økes, særlig for små prosjekter. Dette fordi infrastrukturen knyttet til administrasjon, forhandlinger, planlegging og gjennomføring allerede er på plass i området. Prosessene må med andre ord ikke startes fra bunnen hver gang.
- Grunneiere som tidligere har ansett truede/sjeldne arter på sin eiendom som et problem, kan nå tjene på å verne disse.
- Hill m.fl. (2013) har vist at suksessraten for kompensasjons- og restaureringsprosjekter i North Carolina var på 74 prosent for våtmarker og 75 prosent for elver og bekker. Suksess ble definert som oppnåelse av de målene som var satt i den offentlig godkjente prosjektbeskrivelsen på kompensasjonsstedet for inngrepet ble gjort. Sammenlikning med tidligere studier viser at suksessraten for våtmarkskompensasjon i dette området har økt siden midten av 1990-tallet.

Ulemper med kompensasjonsbanker i USA

- En rekke kompensasjonsbanker har ikke lyktes i å erstatte de våtmarkstypene og funksjonene de hadde satt seg som mål å oppnå (eftec, 2010; Brown og Veneman, 2001; Kihslinger, 2008).
- Bankene har som mål å hindre et netto tap av biologisk mangfold, men dette har ofte ikke blitt oppfylt (Burgin, 2010). Relativt svak måloppnåelse er ikke unikt for kompensasjonsbanker.
- Tendens til at urbane områder bygges ut og kompenseres for med arealer i rurale strøk. Det er sosiale og økologiske problemstillinger knyttet til dette (Ruhl og Salzman, 2006). I praksis betyr dette at det ikke blir såkalt «lik-for-lik» utveksling.
- Økosystemtjenester som rent vann har kommet noen til gode, men ikke alle som har blitt lovet det (Ruhl og Salzman, 2006).
- Hele økosystemer er lettere å forholde seg til enn kun økosystemtjenester, hvilket medfører at de sistnevnte ofte blir tilsidesatt i evalueringer av suksessgrad (Burgin, 2010).
- Under dekke av å kompensere for uunngåelig skade på gitte arealer, har det rundt kompensasjonsbankene blitt skapt en stor industri. Denne er basert på en «miljø-valuta» (vern av natur) som en rekke ulike forretningsmodeller spesialiserer seg på å utnytte i form av salg av kvoter (Burgin, 2010).
- Det finnes ikke mekanismer for å håndtere saker hvor banken ikke fungerer som et resultat av dårlig økonomisk planlegging.
- Kostnadene med å opprette en bank, inkludert administrasjon, kan være høye. Det kan være vanskelig for en kompensasjonsbank å få etableringslån fra andre banker og det finnes ikke tilskuddordninger.
- Mangelen på profitt gjør systemet mindre attraktivt i områder hvor etterspørselen er lav (særlig i tynt befolkede områder hvor det er og kan forventes få inngrep i fremtiden).

Bronner m.fl. (2013) hevder at kompensasjonstiltak i USA ikke har vært effektivt nok i å bevare akvatiske ressurser og tjenester. Dette begrunnes med utilstrekkelige evalueringsmetoder og vag føderal politikk. Det er for mange upresise formuleringer i de lovgivende dokumentene som er ment å veilede de involverte parter. Dette medfører ofte at det lokale *U.S. Army Corps of*

Engineers må ta de fleste avgjørelsene. Dessuten er det meste av den føderale politikken på dette området sentrert rundt våtmarker, slik at andre komponenter (elver, bekker og lignende) ikke har blitt viet nok oppmerksomhet. Det etterlyses videre at regelverket knyttet til økologisk kompensasjon i større grad må komme med klare definisjoner, tilpasningsdyktige forvaltningsmodeller og oppgi konkrete retningslinjer for kostnader og krav om kompensasjonsrate.

Et studium utført av *National Research Council* viste dessuten at 63 prosent av bankene ikke hadde oppfylt kravene til tilsyn. Det har også blitt hevdet at kravet til overvåking av kompensasjonsprosjektene i kun fem år ofte ikke er tilstrekkelig til å avgjøre om tiltakene har oppfylt de målene som ble satt i utgangspunktet (eftec, 2010).

Underwood (2011) har dessuten vist at en helhetlig planlegging av kompensasjonsområder på landskapsnivå (kontra enkeltområder isolert) virket positivt på en rekke sjeldne arter i California. Forfatteren etterlyser utvikling av en liknende tilnærming og mener at den bør implementeres alle andre aktuelle steder.

Fordeler med «in-lieu» avgiftsprogrammer i USA

«In-lieu» programmer forvaltes av grupper som ikke har kommersielle baktanker, men som oftest er genuint interesserte og engasjerte i naturforvaltning. Slike grupper har oftest kunnskap og nødvendig ekspertise, gode forutsetninger for å utføre de konkrete oppgavene, og de har ofte et langsiktig forvaltningsperspektiv. Dessuten er de ofte i stand til å overføre kompensasjonen til en stor skala (landskap/økosystem).

«In-lieu» er et godt alternativ til banker i områder hvor bankene ikke har muligheter for profitt. På denne måten fyller «in-lieu» programmene en viktig nisje.

I likhet med bankene er «in-lieu» programmene mye bedre på overvåking og oppfølging enn direkte implementering av kompensasjonstiltak av utbygger selv.

Ulemper med «in-lieu» avgiftsprogrammer i USA

Manglende kommersielle incentiver kan gi uoversiktighet i forhold til sluttproduktet. Økonomisk profitt er ofte en god kilde til motivasjon, og «in-lieu» prosjekter som forvaltes av frivillige aktører kan ha en tendens til å bli styrt på en måte som verken er strukturert eller langsiktig.

Arrangørene/pådriverne tar imot betaling før kompensasjonsområdet har blitt identifisert og før tiltak har blitt satt i gang. Dette kan medføre et økologisk tap i perioden mellom inngrep inntreffer og når kompensasjonstiltak faktisk gjennomføres. Et slikt tap er vanskelig å estimere.

Arrangørene/pådriverne og *US Army Corps of Engineers* har ulike mandater og målsetninger: «In-lieu» programmene søker å bevare naturressurser generelt, mens *US Army Corps of Engineers* begrenser seg til våtmark og vann.

Fordeler og ulemper med BushBroker i Australia

- BushBroker gjør det mulig å kompensere på en større skala og med en større sannsynlighet for suksess enn ved forvaltning av enkeltstående og isolert arealer.
- Tiden det tar å implementere tiltak i et kompensasjonsområde blir også redusert. Når det er sagt så er det mange utbyggere og grunneiere med kompensasjonsarealer som mener prosessen fortsatt er for tidkrevende.
- Det er lettere for en utbygger å finne passende kvoter i et system som BushBroker enn å lete seg fram til slike på egen hånd. Prisen for gjennomføring går følgelig ned.
- For grunneiere er systemet en god måte å få mulighet til å tjene på å fremme biologisk mangfold på egen grunn.

- Brukere har kritisert at det ofte er vanskelig å finne et relevant kompensasjonsområde i dette systemet. Oftest er det tidkrevende saksbehandling (O'Connor, 2009).
- Det er ikke alltid det er etterspørsel etter den vegetasjonstypen og de kompensasjonsområdene en grunneier kan tilby.
- Faren for ikke å få solgt alle kvotene man har tilgjengelig.
- Usikkerhet rundt de faktiske forvaltningskostnadene over tid.
- Det kan være vanskelig å forstå nøyaktig hvordan kvoteprisene bestemmes og hvordan man kan få tilgang til profitten fra salget av kvotene.
- Mangel på kunnskap og programmet og hvordan det fungerer.

Det jobbes nå med å opprette et internettsystem hvor kvoter, priser etc. oppdateres fortløpende. Som beskrevet ovenfor benyttes «Habitat Hectares» metoden til den praktiske vurderingen og verdisetningen av aktuelle kompensasjonsområder i BushBroker-systemet. Metoden har blitt fremhevet som en god tilnærming til en praktisk måte å verdisetke økologiske komponenter og biodiversitet, men har også mottatt kritikk:

- Det er for mye rom for subjektive vurderinger rundt verdisetningen av naturtyper.
- Ut fra rådende kunnskapsstatus innen økologisk suksessjon kan det bli feil å definere kun såkalte klimakssamfunn som økologisk utviklede.
- Grunnet usikkerhet knyttet til hvordan for eksempel vegetasjon vokser og utvikler seg, bør kompensasjonsbanker kun fungere som sparekontoer. Påløpte biodiversitetsverdier bør kunne bevises før de kan bli brukt som kompensasjon for tap av biodiversitet andre steder (Bekessy m.fl., 2010).
- Noen av de 10 habitatfaktorene (se kapittel C3.1) virker mot hverandre. Tett trekronedekke vil, i likhet med frodig undervegetasjon, for eksempel ofte bli ansett som tegn på at en skog er livskraftig. Men i praksis vil det ofte være slik at tett kronedekke, grunnet utestengelse av sollys, vil redusere mengden av undervegetasjon.
- Det er ofte uklart hvordan «Habitat-Hectares» metoden skal brukes i praksis (McCarthy m.fl., 2004).

Fordeler og ulemper med BioBank i Australia

BioBank er såpass nytt at det ikke har blitt ordentlig vurdert, men det har likevel blitt beskrevet som lovende. Noen av de fremste fordelene:

- BioBank garanterer aktiv forvaltning fra grunneieren (kvoteselger).
- Vurderingen av lokalitetene gjøres av eksperter som benytter den samme metodikken både på inngreps- og kompensasjonsstedene. Denne fremgangsmåten gjør det lettere å vurdere og å avgjøre kompensasjonspotensialet på en objektiv måte.
- BioBank er tidseffektivt, særlig fordi leddet med kvoteforhandling har blitt fjernet. BioBank-kalkulatoren tar seg av dette leddet, og *Department of Environment and Climate Change* gir svar på kvoteberegningene innen 28 dager.
- Det ligger til grunn en lovgivning med krav om at utbyggere må gjennomføre hele rekken av tiltak (unngå, avbøte og kompensere) før de kan søke om kompensasjonskvoter.

Likevel har det de første årene vært få grunneiere som har opprettet kompensasjonsbanker i BioBank. Grunnene til dette oppgis av *Environment Institute of Australia and New Zealand* å være:

- Vanskeligheter med å skape et marked for kvotene.

- Problematisk for utbygger å vite hvordan han finner kvoter som er relevante.
- Investeringskostnader på ca. 8000 Euro for å opprette en kompensasjonsbank i BioBank.
- At programmet er basert på frivillighet.
- Selv om systemet er grunnlagt på oppdatert vitenskapelig kunnskap er det fortsatt for upresist og sammensatt og definisjonen av biologisk mangfold er for uklar. Dette gjør det vanskelig å avgjøre verdien av biologisk mangfold (Burgin, 2008). Betingelser for gode handelsforhold forutsetter at varene er enkle, målbare og utskiftbare. En så kompleks vare som biologisk mangfold oppfyller ikke disse kravene. Det blir derfor administrativt meget vanskelig og teknisk urealistisk å levere «no net loss» eller «net gain» gjennom handel med biologisk mangfold (Walker m.fl., 2009).

Burgin (2008) påpeker videre at det er mangel på ressurser for langsiktig oppfølging og overvåkning, og at kompensasjonsarealer sjelden vil være identiske nok til at det kan forsvares å opprette slike som erstatning for ødelagt natur.

C7.3 Hovedtrekk ved kompensasjonsbanker og overførbarhet til Norge

Basert på erfaringene fra USA og Australia er det opplagt at det er flere ting som taler både for og mot bruk av kompensasjonsbanker som et aktivt virkemiddel i naturforvaltningen. Noen land og delstater har vurdert å innføre kompensasjonsbanker, men konkludert med at de ikke ønsker å innføre slike systemer. For eksempel konkluderte retningslinjene for kompensasjon i Western Cape provinsen i Sør-Afrika (DEA&DP 2011) med at kompensasjonsbanker ikke er et egnet virkemiddel for provinsen per i dag. Dette ble i hovedsak begrunnet med at slike mekanismer krever en stor grad av institusjonell kapasitet og gode administrative systemer, noe som i varierende grad er til stede i et relativt fattig land som Sør-Afrika. Situasjonen i Norge vil være annerledes.

Ut i fra gjennomgangen av erfaringer fra USA og Australia, ser man at kompensasjonsbanker er systemer som er tilpasset det økonomiske systemet, og at der kommersielle aktører slipper til genereres stor aktivitet og mange potensielt gode prosjekter på relativt kort tid. Dette er for eksempel observert i Australia de siste 10-15 årene. «In-lieu fee» systemet i USA, som er mer basert på ideell virksomhet, kan ha bedre faglig baserte prosjekter, men mangler noe av målstyringen mot et salgbart produkt som observeres i kompensasjonsbankene.

Som for økologiske kompensasjonstiltak generelt (se kapittel C4), er det en utfordring å få en god økologisk måloppnåelse ved bruk av kompensasjonsbanker. En grunnleggende utfordring er å lage et økonomisk bærekraftig produkt (salg av andel i kompensasjonsbank), innenfor en økologisk fornuftig tidsramme. Det tar tid å skape en reell økologisk verdiheving innenfor et kompensasjonsareal. Det er behov for systemer som legger til rette for at relevante kompensasjonsarealer stilles til disposisjon for kompensasjonsbanker, og det er behov for objektive kriterier og nøytrale aktører som kontrollerer måloppnåelsen innenfor kompensasjonsområdene. Dette gjeld for alle kompensasjonstiltak. Norge har velutviklede institusjoner som trolig kan opprettholde høye standarder etter uttesting av kompensasjonsbanker i Norge.

Det er naturlig å gå ut fra at mange av de samme fordelene og utfordringene som har blitt erfart med kompensasjonsbanker i andre land også vil komme til uttrykk i Norge om et slikt system blir innført. Det vil være viktig å fokusere på de positive erfaringene fra land som USA og Australia, men også studere grundig hvordan utfordringene kan håndteres på en bedre måte.

Langsiktig planlegging er svært viktig, og dersom det skulle bli aktuelt med kompensasjonsbanker i Norge bør det legges til rette for at slike kan opprettes på et så tidlig tidspunkt som mulig. I Norge legges det fortløpende langsiktige planer for de store utviklingstrekkene innenfor samferdselsutbygginger. Gjennom vurderinger av ulike utbygginger

og deres traséalternativer i de viktigste regionene for naturmangfold, kan man få en indikasjon på hvilket naturmangfold som kan bli sterkest påvirket. På denne basis kan det tidlig startes samarbeid med grunneiere og andre aktører for å etablere relevante kompensasjonsområder, gjerne gjennom en form for kompensasjonsbank.

Det er viktig at det ligger et økosystem- og landskapsperspektiv i bunn for etablering av kompensasjonsbanker. Fragmentering av natur er et økende problem også i Norge. Dette kan tale for å konsentrere kompensasjonstiltak i enkelte områder slik at større, sammenhengende og økologisk robuste kompensasjonsområder etableres, eventuelt i forbindelse med eksisterende verneområder eller særlig verdifulle naturområder. Dette vil bety at disse kompensasjonstiltakene trolig gjennomføres i betydelig avstand fra utbyggingsprosjektene. Internasjonal erfaring tilsier at i noen tilfeller er det stor interesse for at kompensasjon skjer lokalt fordi naturområdene av ulike grunner er viktige for lokalbefolkningen. I andre områder kan det være motsatt, for eksempel fordi lokalsamfunn vurderer naturområdene å medføre ulemper (f.eks. rovdyr) eller fordi lokalbefolkningen ønsker andre utbyggingsprosjekter heller enn båndlagte naturområder. Lokale ønsker bør tas hensyn til, og diversiteten i lokale ønsker indikerer at en fleksibel tilnærming er nødvendig. Dette innebærer også trolig en kombinasjon av kompensasjonsbanker og mindre kompensasjonstiltak gjennomført nær utbyggingen i regi av tiltakshaver.

Etter en overgangsfase med etablering av kompensasjonsbanker vil banker kunne forsyne kompensasjonsarealer som er klare fra dag 1 av et utbyggingsprosjekt. Dette betyr at for de aktuelle naturverdier vil man unngå de midlertidige negative konsekvensene man typisk opplever mellom det tidspunktet konsekvensene fra utbyggingsprosjektet inntreffer og tidspunktet kompensasjonstiltakene har oppnådd sin effekt. Dersom kompensasjonsbanker skal brukes til å oppnå nasjonalt viktige miljømål, slik kompensasjon brukes for eksempel i Sør-Afrika, er det viktig at miljømyndighetene med ansvar for slike mål involveres tidlig. Internasjonal erfaring fra kompensasjonstiltak viser at kvalitetssikring av planer og tiltak er avgjørende enten det er snakk om kompensasjonsbanker eller enkeltstående kompensasjonsprosjekter og -tiltak.

Etablering av kompensasjonsbanker vil kreve investeringer i forkant. Realistisk sett må dette komme fra offentlige myndigheter og/eller store utbyggere. Senere utbyggingsprosjekter betaler ved kjøp av kompensasjonstiltak som alt er gjennomført eller er i ferd med å bli gjennomført. Kompensasjonsbanker kan være øremerket samferdselsprosjekter, eller de kan være åpne for andre sektorer og utbyggingsprosjekter.

C8 VELLYKKEDE OG MINDRE VELLYKKEDE KOMPENSASJONSTILTAK

Totalt sett finnes det relativt få studier av hvor vellykkede kompensasjonstiltak har vært. Ulike studier rapporterer om varierende grader av vellykket gjennomføring av kompensasjon og varierende grader av måloppnåelse. Det er utfordrende å sammenligne tiltak og vurdere måloppnåelse fordi definerte mål, metoder for å vurdere måloppnåelse og kvaliteten på datagrunnlaget for å vurdere faktisk måloppnåelse varierer kraftig mellom land og studier. Utførte studier korrelerer sjelden graden av suksess, eller mangel på sådan, til de bakenforliggende faktorene som bidrar til å gjøre kompensasjonstiltak mer eller mindre vellykkede.

Gjennomgått litteratur gir ingen klare indikasjoner på at noen typer kompensasjonstiltak generelt er mer vellykkede enn andre. Tabell 10 under oppsummerer resultatene fra ulike studier og viser ingen klare trender. Det synes som at hvordan tiltak gjennomføres er viktigere enn hvilken type tiltak det er snakk om når man skal vurdere hva som gjør tiltak vellykkede.

Litteraturstudien har identifisert flere faktorer som synes å bidra til at sjansen for at kompensasjonstiltak blir vellykkede øker eller reduseres, inkludert:

- **Klare mål:** Fravær av klare mål bidrar til at ressursene og innsatsen ikke fokuseres tilstrekkelig. Det blir vanskelig å overvåke og evaluere resultater og måloppnåelse dersom målene ikke er klare og etterprøvbare. De økologiske prosessene og funksjonene som er viktige for det biologiske mangfoldet man vil kompensere for må identifiseres før klare mål kan konkretiseres.
- **Realistiske mål:** Det er viktig å anerkjenne begrensningene i økologisk kompensasjon. Noen økologiske verdier og arealer lar seg realistisk sett ikke erstatte gjennom restaurering/reetablering av tilsvarende verdier og arealer (f.eks. noen typer gammelskog, torvmyrer og arter med spesielle krav til habitat).
- **Gode retningslinjer og veiledere:** I tillegg til et klart regelverk, bør det utvikles retningslinjer og veiledere som sikrer en felles forståelse blant aktørene og som sikrer god praksis og konsistens i planlegging, gjennomføring og evaluering av kompensasjonstiltak.
- **Etterstrebe ekvivalens:** En av de største utfordringene i kompensasjon er å oppnå ekvivalens, at man erstatter tapet med det samme som går tapt. For å oppnå dette kreves det ofte mer kunnskap om både inngrepsområdet og erstatningsområdet enn det som er tilfelle i de fleste kompensasjonsprosjekter i dag. Et mål om ekvivalens betyr også at kompensasjon med det samme naturmangfoldet som går tapt er prioritert høyere enn kompensasjon med andre typer naturmangfold.
- **Kompensasjonsplan:** Klare planer for kompensasjonen, inkludert tilstrekkelig informasjon om kompensasjonstiltakene, tidsfrister, vedlikehold, budsjetter, roller, ansvar etc.
- **Minimere tap på grunn av tidsforsinkelse:** Kompensasjonstiltakene blir ofte iverksatt og blir fullt ut effektive på et senere tidspunkt enn inngrepene inntreffer. Tapet som skal kompenseres inntreffer ofte brått, mens effektene fra kompensasjonstiltakene inntreffer gradvis over tid, ofte gjennom mange år. Tidlig planlegging og gjennomføring av kompensasjonstiltak reduserer det midlertidige tapet som skyldes tidsforsinkelse. Bruk av kompensasjonsbanker gir muligheter til å etablere erstatningsarealer før inngrepene inntreffer. Dette fjerner tidsforsinkelsen og det midlertidige tapet.
- **Økt størrelse på erstatningsarealer:** Erstatningsarealene er ofte for små til fullt ut å unngå netto tap av naturmangfold. Økt størrelse på erstatningsarealene vil både redusere det

midlertidige tapet på grunn av tidsforsinkelse og ikke minst øke sjansene for at kompensasjonstiltakene på sikt unngår at det blir netto tap av biologisk mangfold. Erfaring viser at i flere tilfeller kreves det en flerdobling av erstatningsarealene for å unngå netto tap. Dette indikerer at kompensasjonstiltakene er dårlig planlagt eller gjennomført.

- **Store nok og sammenhengende områder:** Kompensasjonsarealene må ta hensyn til krav til størrelsen på leveområder og krav til genutveksling mellom ulike populasjoner som er viktig for enkelte arters langsiktige overlevelse. Dersom ikke dette tas tilstrekkelig hensyn til risikerer man at investeringer i kompensasjonstiltak på lengre sikt har begrenset verdi.
- **Før- og etterundersøkelser:** Gode beskrivelser og undersøkelser av inngrepsarealene og erstatningsarealene er viktig. Ideelt sett dekker undersøkelser også referanseområder for å vurdere påvirkninger fra andre faktorer enn de som stammer fra inngrepene og kompensasjonstiltakene, for eksempel klimatiske variasjoner.
- **Overvåking og tilpasninger:** Overvåking underveis er viktig for å fange opp problemer og muligheter og muliggjør justeringer for å korrigere kompensasjonstiltakene og øker sjansene for suksess.
- **Evaluering, kontroll og eventuelt sanksjoner:** Det bør være systemer for uavhengig evaluering, kontroll av regulerende myndigheter og eventuelle sanksjoner ved brudd på kravene til kompensasjonen.
- **Sikring av kompensasjonen:** Kompensasjonslokaliteter og -tiltak må sikres på lang sikt slik at verken andre tiltak ødelegger kompensasjonslokalitetene eller manglende oppfølging og vedlikehold reduserer effektene av kompensasjonen. Kompensasjonen bør sikres så lenge utbyggingen resulterer i konsekvensene som det kompenseres for. Dette kan nødvendiggjøre tilstrekkelige økonomiske garantier.

Lovverk og andre rammebetingelser er i varierende grad eksplisitte på hvordan kompensasjon skal planlegges, gjennomføres og følges opp. Uklarhet rundt rammebetingelsene synes å bidra til varierende praksis og at ulike aktører oppfatter kompensasjon ulikt.

Tabell 10 Oppsummering av resultater fra studier av ulike typer kompensasjonstiltak.

Land, stat	Kompensasjons- / restaureringstiltak	Resultater	Studie
USA, North Carolina	Våtmarker (gjennom kompensasjonsbanker)	74 % suksessrate, som var en kraftig økning fra beregnede suksessrater på 1990-tallet.	Hill m.fl., 2013
USA, North Carolina	Elver og bekker (gjennom kompensasjonsbanker)	75 % suksessrate, som var en kraftig økning fra beregnede suksessrater på 1990-tallet.	Hill m.fl., 2013
Canada (nasjonalt)	Kompensasjon for leveområder for fisk for å unngå netto tap av produksjonskapasitet.	25 % unngikk netto tap, 12 % oppnådde en positiv nettoeffekt og 63 % unngikk ikke et netto tap.	Quigley og Harper, 2006b
Flere	Restaureringsprosjekter som tok sikte på å gjenskape opprinnelig økologisk tilstand i menneske-påvirkede områder.	Mellom 1/3 og 1/2 av restaureringsprosjektene oppnådde suksess. Suksessraten var lavere om målet var å etablere nye kunstige habitater som skulle gjenskape en økologisk tilstand.	Suding, 2011
Flere	Restaureringsprosjekter.	20 % (17 av 87) var vellykkede, 61 % (53 av 87) var delvis vellykkede og 20 % (17 av 87) var helt mislykkede. Måloppnåelsen var høy (60 %) for økologiske funksjoner, struktur og sammensetning, mens den var meget lav (< 6 %) for opprinnelig struktur og artssam-	Lockwood og Pimm, 1999

Land, stat	Kompensasjons- / restaureringstiltak	Resultater	Studie
		menesetning.	
Global studie for en rekke ulike økosystemer.	Meta-analyse av restaureringsprosjekter som skulle øke biologisk mangfold og økosystemtjenester.	Restaureringsprosjektene økte det biologiske mangfoldet med 44 % og økosystemtjenestene med 25 %, men klarte ikke å komme opp på nivå som intakte referanseøkosystemer.	Rey Benayas m.fl., 2009
Global studie for en rekke ulike økosystemer.	Litteraturgjennomgang av restaureringsprosjekters måloppnåelse som kompensasjonstiltak.	Restaureringsprosjekter fungerer vesentlig dårligere som kompensasjon enn planlagt. Det er vanskelig å oppnå en god økologisk tilstand der restaureringen skjer fra en tilstand der de biotiske elementene er helt fjernet og der abiotiske elementer er kraftig endret. Det er lettere å oppnå god økologisk tilstand der et system bare er svakt påvirket (f.eks. overbeite) eller der enkelte biotiske elementer er fjernet. Suksess kan lettere oppnås ved tiltak som predator kontroll, bekjempelse av fremmede arter og reintroduksjon av stedegen vegetasjon.	Maron m.fl., 2012

Teksten under oppsummerer resultatene fra utvalgte studier som har vurdert hvor vellykkede kompensasjonstiltak har vært og utdyper flere av punktene over.

C8.1 Noen kjennetegn ved vellykkede kompensasjonstiltak

Internasjonalt refereres det ofte til kriterier som kompensasjonstiltak ideelt sett bør oppfylle for å øke sjansen for at tiltakene blir vellykkede (se f.eks. Kiesecker m.fl., 2010). Tabell 11 under oppsummerer noen viktige kriterier: ekvivalens, addisjonalitet, lokalisering, tidspunkt, tidsperiode og permanens og målbarhet.

Tabell 11 Kriterier for god økologisk kompensasjon.

Kriterium for kompensasjon	Tilnærming for høy økologisk verdiheving	Mulig tilnærming med lavere økologisk verdiheving
Ekvivalens	Kompensasjon på det samme økologiske nivået som tapet skjer, det vil si artsnivå, habitatnivå, naturtypenivå og økosystemnivå. Kompensasjonen består av nøyaktig de samme verdiene som går tapt ved et inngrep. Dette krever ideelt sett omfattende kunnskap om økosystemene som påvirkes og om erstatningsarealene.	Kompensasjonen sørger for en forbedret økologisk tilstand selv om den ikke skjer på samme økologiske nivå.
<i>Eksempel</i>	<i>Tap av en dam som salamanderhabitat kompenseres ved restaurering av en gjengrodd dam som blir et tilsvarende godt salamanderhabitat.</i>	<i>Tap av en dam som salamanderhabitat, kompenseres ved mudring av en annen gjengrodd dam, men der omkringliggende overvintringsområder for salamander ikke finnes.</i>
Addisjonalitet	Kompensasjon skal medføre en positiv	Kompensasjon kan omfatte vern

Kriterium for kompensasjon	Tilnærming for høy økologisk verdiheving	Mulig tilnærming med lavere økologisk verdiheving
	effekt på økosystemet ut over det som allerede skjer eller er planlagt.	eller andre tiltak som sikrer en eksisterende økologisk verdi, men der det er usikkert om disse verdiene vil gå tapt uten en slik kompensasjon.
<i>Eksempel</i>	<i>Tap av et myrområde kompenseres ved restaurering av et tilsvarende myrområde som tidligere er grøftet og drenert og i dag benyttes til skogbruk. Myrområdet tilbakeføres til sin naturlige tilstand.</i>	<i>Tap av et myrområde kompenseres ved vern av et tilsvarende myrområde som står i fare for å bli grøftet og drenert til fordel for skogbruk en gang i fremtiden.</i>
Lokalisering	Kompensasjon skjer nærmest mulig inngrepet, slik at de landskapsøkologiske forholdene ivaretas og kompensasjonen forvaltes som del av større områder. Det er da også større sjanse for at biotiske og abiotiske forhold er like. Fragmentering, det vil si oppstyking av større leveområder i isolerte habitater og leveområder, må unngås.	Kompensasjon kan skje i erstatningsareal langt unna.
<i>Eksempel</i>	<i>Ved tap av en metapopulasjon av salamander fordi en dam må fjernes, restaureres en annen dam i nærområdet hvor en tilsvarende metapopulasjon av salamander kan etablere seg.</i>	<i>Ved tap av en metapopulasjon av salamander fordi en dam må fjernes, restaureres en annen dam i et helt annet område med salamander der det ikke er mulighet for genutveksling med salamanderne i nærområdet til inngrepet.</i>
Tidspunkt	Forutsetningen for å gi tillatelse til et nytt inngrep er at tiltakshaver har finansiert og igangsatt, ideelt sett ferdigstilt, kompensasjonstiltakene, som sikrer at det ikke blir netto tap når negativ effekt av nytt inngrep inntreffer. Tidspunktet for iverksettelse av kompensasjon bør ta hensyn til de store forskjellene i tid det tar for naturlig suksesjon fra en grunntilstand til klimaksfase eller ønsket tilstand, noe som kan være langt tid (> 100 år for gamle skogøkosystemer). Forsinkelser er svært uheldig for kritiske bestander av sårbare eller sjeldne arter.	Kompensasjonstiltak igangsettes når utbyggingen igangsettes eller så snart det observeres negative effekter av et nytt inngrep.
<i>Eksempel</i>	<i>Hvis en ny vei krysser en våtmark som er yngleområde for vadefugl gis det ikke tillatelse til byggestart før tiltakshaver har etablert kompensasjonsområdet eller kjøpt andel i en kompensasjonsbank som har lisens og ansvar for restaurering og ivaretagelse av en tilsvarende biotop for vadefugl.</i>	<i>Det gis tillatelse til bygging av en ny vei som krysser en våtmark som er yngleområde for vadefugl. Ved byggestart eller så snart byggingen viser at vadefuglbestandene er skadelidende må tiltakshaver bekoste og organisere kompensasjonstiltak.</i>

Kriterium for kompensasjon	Tilnærming for høy økologisk verdiheving	Mulig tilnærming med lavere økologisk verdiheving
Tidsperiode og permanens	En full kompensasjon skal skje innenfor det totale tidsperspektivet av et økologisk tap. Dette betyr at kompensasjon for tap ved utbygginger bør vedvare gjelde så lenge dette inngrepets negative effekter vedvarer. Dette stiller krav til vedlikehold, skjøtsel, overvåking og korrigerende underveis. Noen økosystemer krever lang tid for å utvikle seg og er tidkrevende å restaurere eller gjenskape.	Kompensasjon skjer gjennom tiltak som gjennomføres i forbindelse med et nytt inngrep. Dette følges ikke opp med varig overvåking, skjøtsel eller vern av økologiske kompenserende verdier, selv om hensikten kan være varig verdiheving.
<i>Eksempel</i>	<i>Hvis en tradisjonell slåttemark går tapt som følge av veibygging, skjer det en kompensasjon ved å restaurere en tidligere slåttemark og bevare denne gjennom permanent skjøtsel (slått) for fremtiden.</i>	<i>Hvis en tradisjonell slåttemark går tapt som følge av veibygging, skjer det en kompensasjon ved å restaurere en tidligere slåttemark, men denne er ikke gjenstand for vern eller videre skjøtsel.</i>
Målbarhet	Det settes krav til at målsetningene for en kompensasjon skal kunne evalueres gjennom før- og etterundersøkelser som kan dokumentere hvilken nettogevinst av tiltakene som oppnås.	Det kan være uklare målsetninger for en kompensasjon, eller målsetninger som ikke lar seg kvantifisere, eller måloppnåelsen blir ikke undersøkt.
<i>Eksempel</i>	<i>Hvis en naturtype med et sjeldent plantesamfunn går tapt og kompenseres for i annet areal, etableres en metodikk for biodiversitetskartlegging som kan avdekke om biodiversiteten på sikt vil bli den samme i kompensasjonsarealet som i det tapte arealet (før- og etterundersøkelser).</i>	<i>Et sjeldent plantesamfunn går tapt, men det defineres ikke hva slags biologisk mangfold som karakteriserer plantesamfunnet og/eller det legges ikke opp til undersøkelser for å avdekke resultatet av kompensasjon.</i>

Internasjonal litteratur viser at noen elementer fremstår som særlig viktig for å sikre vellykkede kompensasjonstiltak. Noen av disse omtales nærmere:

- Viktigheten av før- og etterundersøkelser
- Viktigheten av langsiktighet og bærekraft

Canada er et av relativt få land som har dokumentert vellykkede og mindre vellykkede kompensasjonstiltak. Resultater fra feltstudier og erfaring fra slik kompensasjon presenteres også som illustrasjon av utfordringene knyttet til noen av de viktige elementene for å sikre vellykkede kompensasjonstiltak (se tekst under).

C8.1.1 Viktigheten av før- og etterundersøkelser

Dersom gode kompensasjonstiltak skal gjennomføres og dokumenteres er det nødvendig at dette gjøres med utgangspunkt i klare mål og gode før-undersøkelser. Vurdering av måloppnåelse krever etterundersøkelser og overvåking av økologisk tilstand. Slike undersøkelser må konsentreres om de komponenter i økosystemet som er relevante for det aktuelle kompensasjonsprosjektet. Dette kan være naturmangfoldet av en gruppe planter innen en spesiell naturtype, det kan være opprettholdelse av en populasjon av en truet art eller det kan være en bestemt økosystemtjeneste. Mange studier internasjonalt etterspør bedre måling

og dokumentasjon av effektene ved kompensasjon og noen hevder til og med at det som oftest mangler bevis for at kompensasjon lykkes (Maron m.fl., 2012).

Det er en utfordring å måle den økologiske tilstanden for ulike komponenter, men det finnes etter hvert mye gjennomarbeidet metodikk utviklet av økologiske forskningsmiljøer og knyttet til forvaltningens veiledere for å vurdere og å overvåke miljøforhold. God evaluering av måloppnåelsen gjør det mulig å gjennomføre endringer i kompensasjonstiltakene dersom disse ikke fungerer godt nok og forbedringer av fremtidige kompensasjonskrav og -tiltak i lys av evalueringsresultater.

Oppsummeringene av enkelte hovedfunn fra studier i Canada (se tekst under) som gjelder kompensasjonstiltak for leveområder for fisk illustrerer problemer ved mangelfulle før- og etterundersøkelser.

C8.1.2 Viktigheten av langsiktighet og bærekraft

I henhold til Bull m.fl. (2013) er det to hovedutfordringer når det gjelder hvilken tidsskala man skal legge til grunn for et kompensasjonsprosjekt. Den første handler om å definere klart hvor lang tid kompensasjonstiltaket er forventet å vare. Den andre utfordringen er å sørge for at kompensasjonstiltaket er utformet på en måte som gjør det mulig for tiltaket å vare ut dette tidsrommet i et miljø i stadig endring.

En begrensning ved kompensasjon er at utbygginger kan resultere i tiltak som restaurerer isolerte habitater i et større landskap som er dominert av menneskelige inngrep. Innen landskapsøkologi er det godt dokumentert hvordan fragmentering, det vil si oppstyking av større leveområder i isolerte habitater og leveområder, resulterer i isolerte populasjoner av arter som lever uten genutveksling med andre populasjoner av den samme arten. Dette kan føre til innavl og redusert genetisk variasjon, med negativ konsekvens i form av redusert motstandsdyktighet mot miljøendringer i leveområdet. Fare for lokal utryddelse og mindre sannsynlighet for kolonisering utenfra er andre negative konsekvenser for isolerte populasjoner (se f.eks. Hanski og Ovaskainen (2000)). Grunnet befolkningstetthet, arealkrevende landbruk, industri og lignende, vil det i mange områder være nesten umulig å opprettholde et intakt økosystem for mange arter. I slike tilfeller er det desto viktigere at det legges opp til at populasjoner som lever spredt fortsatt har muligheten til å utveksle gener gjennom såkalt metapopulasjonsdynamikk. Dette innebærer at individer som ikke normalt lever i det samme området har muligheter til å møtes fordi populasjonene ikke er helt avskåret fra hverandre. Det er viktig at modeller og retningslinjer for bruk av økologisk kompensasjon har krav til at de enkelte habitatene som sikres gjennom erstatningsarealer også har en tilstrekkelig sammenknytning eller nærhet til arealer med tilsvarende habitat.

Drechsler og Wätzold (2009) presenterer en modell for hvordan ulike betingelser for bruk av økologisk kompensasjon kan føre til ulikt utfall når det gjelder ivaretagelse av denne metapopulasjonsdynamikken.

Det er viktig at kompensasjonstiltak vurderes på landskapsnivå eller regionalt nivå. Det betyr å minimere habitatfragmentering, opprettholde vitale prosesser og interaksjoner, identifisere spesielt verdifulle områder og økologiske verdier og beskytte disse, og opprettholde livsgrunnlaget for bestander av arealkrevende arter.

C8.1.3 Canada – leveområder for fisk

Det er gjennomført studier av omfattende tiltak for å kompensere for leveområder for fisk i Canada. Disse studiene illustrerer en rekke utfordringer ved gjennomføring av kompensasjonstiltak. Ifølge Quigley m.fl. (2006) er det i perioden 1986 til 2002 godkjent over 2 500 tilfeller der kompensasjonstiltak skal gjennomføres. I år 2000 startet Canada et nasjonalt evalueringsprogram for å undersøke oppnåelse av målet om å unngå netto tap. Studiene omfattet både litteraturstudier (Harper og Quigley, 2005a) og feltarbeid. Quigley og Harper

(2006b) viser at 63 prosent av prosjektene ikke oppnådde målet om å unngå netto tap. Quigley og Harper (2006b) fremhever flere viktige utfordringer som bør håndteres:

- Midlertidige tap i produksjonskapasitet på grunn av forsinkelser som kan unngås: Etablering av kompensasjonstiltakene utsettes ofte til etter skadevirkningene ved utbyggingen har skjedd og resulterer i et midlertidig tap av produksjonskapasitet. Dette tapet kommer på toppen av tapet som naturlig ventes i tiden en kompensasjonslokalitet «modnes».
- Utilstrekkelig kvalitetssikring av kompensasjonstiltak resulterer i dårligere måloppnåelse: Tiltak som er dårlig utformet fører oftere til netto tap, for eksempel ikke har tilstrekkelig vedlikehold eller ikke tar tilstrekkelig hensyn til flom, tørke eller andre prosesser på landskapsnivå. Noen tiltak krever at annen kompetanse enn biologi involveres, for eksempel ingeniører og hydrologer. Dårlig planlegging kan også resultere i at kompensasjonstiltakene medfører skade (Quigley og Harper, 2006a). Canadas riksrevisor (Auditor General, 2009) fant også at rundt ¼ av godkjente utbygginger med kompensasjonskrav manglet kompensasjonsplaner og hadde dermed også manglende kvalitetssikring.
- Muligheter til å håndtere faktorer som begrenser produksjonen overses tidvis: Ideelt sett bør tiltak vurderes ut fra et helhetlig nedbørfeltperspektiv der man vurderer hva som er begrensende faktorer eller flaskehals for produksjonen. Ved å skaffe seg en oversikt over hva som er viktige produksjonsområder og hva som begrenser produksjonen kan man potensielt både unngå skader på viktige områder (som er vanskeligere å kompensere for) og identifisere de mest effektive tiltakene for å øke produksjonen (f.eks. fjerne kunstige barrierer for fiskevandring som gjør produksjonsarealer tilgjengelig for fisk på nytt).
- Manglende oppfølging av tillatelser: Majoriteten av utbyggingsprosjektene fulgte ikke godkjenningene for utbyggingen. Quigley og Harper (2006a) fant at 86 prosent av 52 prosjektene enten hadde påvirket større arealer enn tillat eller hadde mindre kompensasjonsområder enn det som ble krevd. Tekniske tegninger for 40 prosent av prosjektene viste et større påvirkningsområde eller et mindre kompensasjonsområde enn det som var inkludert i godkjenningene (Quigley og Harper, 2006b). Videre var etterlevelse av overvåkingskrav lav, og under halvparten (43 %) av overvåkingsrapportene ble sendt inn. Myndighetene (DFO) fulgte ofte ikke opp overvåkingskravene gjennom å vurdere overvåkingsrapporter opp mot tillatelser eller inspeksjoner i felt.
- Manglende indikatorer for måloppnåelse i tillatelser: Quigley m.fl. (2006) vektla behovet for tydeligere mål og indikatorer i tillatelser. Indikatorer som skulle følges opp for å vurdere måloppnåelse var ofte fraværende. Arbeidet med å vurdere om prosjekt unngikk netto tap ble gjort vanskelig også av mangelfulle eller manglende beskrivelser av hvilke fiskehabitater og hvilke fiskearter som trolig ville bli påvirket og hvordan dette skulle kompenseres.
- Mangelfulle før- og etter-undersøkelser: Canadas riksrevisor uttrykte allerede på 1990-tallet bekymring over målbarheten av resultatene ved kompensasjonstiltakene (Auditor General of Canada, 1997). Quigley m.fl. (2006) konkluderte at mye av overvåkingsdataene som ble samlet inn i forbindelse med kompensasjonstiltak i Canada ikke var egnet til å vurdere om målet om å unngå netto tap var oppnådd. Det manglet før-undersøkelser, det manglet kontrollområder, og det var for få gjentakelser av datainnsamling til å gi sikre resultater. I 88 prosent av 124 dokumenterte prosjekter som ble gjennomgått av Harper og Quigley (2005b) var det ikke mulig å vurdere oppnåelse av målet om å unngå netto tap. Blant andre Pearson m.fl. (2005) og Quigley m.fl. (2006) anbefalte derfor utvikling av konkrete overvåkingsparametre for ulike typer leveområder for fisk og standardmetoder for å overvåke disse og evaluere tiltak. Pearson m.fl. (2005) understreker viktigheten av tilstrekkelig datainnsamling i forkant, helst over flere år, for å unngå et feilaktig bilde av før-situasjonen og dermed sammenligningsgrunnlaget. Pearson m.fl. rapporterer et tilfelle der datainnsamling var avgrenset til det som viste seg å være et uvanlig produktivt år i forkant av en bygging av en rørledning over en elv. Sammenligning av data før og etter utbygging indikerte et større tap av fiskeproduksjon enn det som faktisk var tilfelle. Quigley m.fl. (2006) rapporterte at få tiltak fortsatte overvåking etter det fjerde året.

- Økonomiske garantier brukes ikke tilstrekkelig for å sikre gjennomføring: Rundt 1/3 av tillatelsene Harper og Quigley (2005b) studerte stilte krav om økonomiske garantier. Ingen av disse ble brukt, selv der brudd med tillatelsene var vanlig (Quigley og Harper, 2006b).

C9 KOSTNADER VED KOMPENSASJONSTILTAK

Kostnader ved kompensasjonstiltak bæres typisk av tiltakshaver. Dette gjelder planlegging, gjennomføring og i hovedsak også oppfølging og overvåking. I noen tilfeller overføres ansvar for oppfølging og overvåking til myndigheter, for eksempel dersom kompensasjonsarealer innlemmes i nettverk av statlige verneområder. Det er naturlig å ta utgangspunkt i at tiltakshaver i utgangspunktet bærer kostnadene ved kompensasjon for hele kompensasjonstiltakenes levetid.

I det følgende oppsummeres tallmateriale fra utlandet, i hovedsak fra Storbritannia, og enkelte prosjekter i Norge. Det finnes relativt lite informasjon om kostnader ved gjennomføring av kompensasjonstiltak. I noen tilfeller vurderes kostnadene som forretningshemmeligheter, men hovedgrunnen til at det finnes lite informasjon skyldes at i majoriteten av publikasjonene om kompensasjonstiltak er det svært lite eller ingen informasjon om kostnader. Kostnadsestimatene skiller sjelden mellom kostnader til planlegging, til gjennomføring og til oppfølging og overvåking. Det skilles i hovedsak heller ikke mellom administrasjonskostnader, investeringskostnader, driftskostnader, finansieringskostnader eller andre kostnader.

I det materialet som er funnet varierer kostnadene kraftig. Dette er naturlig da kostnadene er avhengige av lokale forhold, hvilke krav som stilles til kompensasjonen og hvordan kostnadene beregnes. Kostnader påløper både for prosjektutvikler og regulerende myndigheter. I denne studien er det ikke funnet kostnader for regulerende myndigheter.

Elementer som vurderes i forbindelse med kostnadsberegninger inkluderer:

- Kostnader ved planlegging, godkjenning og gjennomføring av kompensasjonstiltak, inkludert eventuelle kostnader ved kjøp eller annen kompensasjon for arealer der dette er nødvendig. Disse dekkes typisk av utbygger.
- Kostnader på lengre sikt ved oppfølging og overvåking av kompensasjonstiltak og eventuelle korrigerende tiltak for å sikre at kompensasjonen fungerer i tråd med formålet. Disse dekkes typisk av utbygger.
- Kostnader som påløper for regulerende myndigheter som etablerer rammeverk for kompensasjonssystemene og følger disse opp under planlegging, gjennomføring og overvåking av kompensasjonstiltakene.

Storbritannia

Rayment m.fl. (2011) har gjennomført kostnadsberegninger for kompensasjonstiltak i Storbritannia. Kostnader ble beregnet for følgende to modeller:

- Forvaltningsavtale: Det inngås en forvaltningsavtale for å sikre at nødvendig arbeid gjennomføres. Tiltakene inkluderer kapitalkostnader innledningsvis og deretter årlige betalinger for forvaltningen av tiltakene.
- Kjøp av arealer: Denne modellen inkluderer kostnader til kjøp av arealer innledningsvis, kostnader til kompensasjonstiltakene og forvaltning av tiltakene. Denne modellen medfører mye høyere kostnader innledningsvis, men lavere løpende kostnader siden disse ikke inkluderer betaling for tapte inntekter på arealet.

Det ble lagt til grunn at kompensasjonen skulle være «evig», og kostnadene ble beregnet som en årlig nåverdi²⁴ av kostnadene i et 100 års perspektiv. Tabellene 12 og 13 under viser kostnader for de to modellene.

Tabell 12 Nåverdikostnader ved en forvaltningsavtale for restaurering og nyetablering som kompensasjonstiltak (uten kostnader til kjøp av arealer). 1 GBP = 9 NOK.

	Kostnader per hektar (i britiske pund) ved restaurering, inkludert administrasjons-, regulerings- og transaksjonskostnader	Kostnader per hektar (i britiske pund) ved nyetablering, inkludert administrasjons-, regulerings- og transaksjonskostnader
Høyereleggende arealer («upland habitats»)	2 151 (NOK 19 359)	7 382 (NOK 66 438)
Lyngområder i lavlandet («lowland heathland»)	8 530 (NOK 76 770)	11 791 (NOK 106 119)
Grasområder i lavlandet («lowland grassland»)	10 168 (NOK 91 512)	11 293 (NOK 101 637)
Skogområder («woodland»)	7 776 (NOK 69 984)	7 436 (NOK 66 924)
Våtmarker («wetlands»)	9 435 (NOK 84 915)	11 072 (NOK 99 648)
Kystområder («coastal»)	4 509 (NOK 40 581)	48 758 (NOK 438 822)

Tabell 13 Nåverdikostnader ved kjøp av arealer for restaurering og nyetablering som kompensasjonstiltak (uten kostnader til kjøp av arealer). 1 GBP = 9 NOK.

	Kostnader per hektar (i britiske pund) ved restaurering, inkludert administrasjons-, regulerings- og transaksjonskostnader	Kostnader per hektar (i britiske pund) ved nyetablering, inkludert administrasjons-, regulerings- og transaksjonskostnader
Høyereleggende arealer («upland habitats»)	999 (NOK 8 991)	4 030 (NOK 36 270)
Lyngområder i lavlandet («lowland heathland»)	2 914 (NOK 26 226)	3 892 (NOK 35 028)
Grasområder i lavlandet («lowland grassland»)	4 552 (NOK 40 968)	4 946 (NOK 44 514)
Skogområder («woodland»)	5 058 (NOK 45 522)	3 404 (NOK 30 636)
Våtmarker («wetlands»)	4 268 (NOK 38 412)	4 644 (NOK 41 796)
Kystområder («coastal»)	2 623 (NOK 5 607)	28 456 (NOK 256 104)

Kjøp av de nødvendige arealene er selvsagt en viktig kostnad for kompensasjonsmodellen basert på kjøp av arealer. Rayment m.fl. har brukt en gjennomsnittlig kostnad på GBP 14 445 (NOK 130 000) per hektar, basert på gjennomsnittet for dyrket/dyrkbar mark (GBP 15 736) og beiteområder (GBP 13 154).²⁵ Det er betydelige regionale forskjeller i prisen som ikke er synliggjort i denne gjennomsnittsprisen. Når administrasjons- og transaksjonskostnader ved anskaffelse av arealer inkluderes øker prisen per hektar til GBP 20 000 (NOK 180 000).

²⁴ Nåverdiberegningene legger til grunn en diskonteringsrate på 3,5 prosent.

²⁵ I motsetning til Norge har Storbritannia store jordbruksarealer, og det er få begrensninger på bruk av jordbruksområder til økologisk kompensasjon. Derfor har Rayment m.fl. (2011) tatt utgangspunkt i at jordbruksområder brukes til kompensasjon, noe som er vanlig også i dag.

Legges kostnadene i tabell 13 over sammen med kostnadene for kjøp av arealer viser dette at kostnadene ved kjøp av arealer er vesentlig høyere enn ved inngåelse av forvaltningsavtaler. Kostnadene ved kjøp av arealer ligger på GBP 18 000–53 000, for de fleste habitater rundt GBP 20 000–25 000, sammenlignet med forvaltningsavtaler der kostnadene ligger på knapt halvparten.

Rayment m.fl. (2011) beregnet kostnader med ulike forutsetninger for kompensasjonstiltakene og kravene som stilles. Som ventet varierer kostnadene betydelig. Selv i høykostnadsscenarioene er kostnadene ved kompensasjonstiltakene under 1 prosent av verdien av utbyggingsprosjektene, som oftest mellom 0,1 og 0,8 prosent. Conway m.fl. (2013) indikerer også at kostnadene er små. For Nederland sies det at kostnadene er ca. 1 prosent av totale prosjektkostnader eller mindre, et tall som baseres hovedsakelig på veg- og jernbaneprosjekter. Conway m.fl. (2013) viser også til andre typer prosjekter, for eksempel havneutbygging og flyplassutbygging der kostnadene utgjorde en større del av totale prosjektkostnader (opp til 4,5 %).

Andre land

Dyer m.fl. (2008) refererer til USD 1 500 (NOK 9 000)²⁶ som pris per hektar boreal skog ved kjøp av privat areal til kompensasjonstiltak i forbindelse med oljesandprosjekter i Alberta provinsen.

Conway m.fl. (2013) gir eksempler fra flere land, blant annet:

- Nederland: Kostnadene ved habitatrestaurering estimeres i gjennomsnitt til Euro 20 000 (NOK 160 000)²⁷ per hektar. Kostnadene ved eventuelt kjøp av land kan være svært høye, opp til Euro 200 000 (NOK 1 600 000) per hektar.
- Sverige: Etablering og restaurering av 500 hektar (5 000 dekar) med våtmark (Umeälven-deltaet) kostet Euro 25 000 (NOK 200 000) per hektar, inkludert kostnader til arealet, planlegging, restaurering og forvaltning. Dette inkluderte også etableringen av et fond for langsiktig forvaltning og overvåking.
- Frankrike: Prisen for kreditter for kompensasjonsbanker er Euro 38 000 (NOK 304 000) per hektar for et pilotprosjekt i Saint-Martin-de-Crau og mellom Euro 30 000 (NOK 240 000) og 80 000 (NOK 640 000) for ulike andre eksperimenter.
- Victoria i Australia: Prisen for kreditter i BushBroker systemet var i gjennomsnitt mellom Euro 31 000 (NOK 248 000) og 134 000 (NOK 1 072 000) per hektar habitat i ulike bioregioner i perioden 2006-2009.
- USA: Prisen på kreditter i kompensasjonsbanker varierer mye mellom arter og lokaliteter. Gjennomsnittet er Euro 63 000 (NOK 504 000) per hektar. Prisen for våtmarkskreditter varierer også mye. Ulike handler har kostnader fra Euro 6 000 (NOK 48 000) til 1,2 millioner (NOK 9 600 000) per hektar.
- Brasil. En miljølov («Compensação Ambiental») krever kompensasjonsbetalinger på ca. 0,5–2,0 prosent av prosjektkostnadene. Penger overføres til en miljøfond som brukes til å finansiere verneområder.

Kostnadstall for kompensasjonstiltak i marine områder kan finnes i Dickie m.fl. (2013: 120-121).

²⁶ 1 USD = 6 NOK

²⁷ 1 Euro = 8 NOK

Norge

For norske forhold er det funnet tall for noen restaureringstiltak. Tallene er vanskelig å sammenligne, men indikerer stor spennvidde for kostnader med ulike forutsetninger om prissetting, omfang, metode-/teknologivalg m.m. Vedlegg 2 viser tall for ulike skjøtsels- og restaureringstiltak. For noen få utvalgte tiltak indikerer tallene følgende kostnadsintervaller:

- Etablering av dammer og vannspeil: kr 50 000–150 000 per dekar
- Rydding av tett kratt: kr 1 500–3 200 per dekar
- Rydding av glisne kratt: kr 1 000–2 000 per dekar
- Ljåslått: kr 2 000–3 200 per dekar
- Slått med tohjulstraktor: kr 700–1 400 per dekar

Kostnader forbundet med vern av arealer i Norge ble forsøkt innhentet. Tallene varierer med hvilken arealtype det er snakk om og hvilke forutsetninger som ligger til grunn for vernet. For skog har man i dag nokså gode erfaringstall fra dagens praksis med frivillig skogvern. Det er anslått at gjennomsnittskostnaden for vern av skog ligger på kr 2 000 per dekar produktiv skogareal ut fra dagens prisnivå (kr 20 000 per hektar). Kostnaden er knyttet til erstatningsutbetalinger til grunneiere for hindring av utnyttelse av skogressursene. Prisen per dekar vil avhenge av boniteten, det vil si, tilstanden på skogarealet.²⁸

Kostnader ved planlegging, gjennomføring og oppfølging og overvåking

Under forutsetning av at vurderinger av kompensasjon integreres i eksisterende planprosesser og konsekvensutredninger (se kapittel C5.3), ventes det relativt små ekstra kostnader til planlegging av kompensasjonstiltak. Kompensasjon vurderes da parallelt med plantilpasninger, avbøtende tiltak og restaureringstiltak som en integrert del av planprosessene og konsekvensutredninger. Noe ekstra kostnader kan inntreffe dersom kompensasjonsarealene ligger langt fra planområdet. Dette vil nødvendiggjøre undersøkelser utenfor planområdet og trolig involvering av flere berørte interesser. I de tilfeller kompensasjon fører til mindre konflikter og mindre kontroversielle utbygginger kan det tenkes at tiltakshaver sparer tid og ressurser i planleggingsfasen. Det er imidlertid ikke funnet empirisk grunnlag for å vurdere dette konkret.

Gjennomføring av kompensasjonstiltak og oppfølging og overvåking vil føre til ekstra kostnader. Materialet som er innhentet for denne studien gir svært få gode indikasjoner på hvor stor del av prosjektkostnadene som går til kompensasjonstiltak. De data som er innhentet indikerer at andelen av kostnader i høykostscenarier er under 1 prosent, ofte betydelig mindre.

I noen tilfeller overføres ansvar for oppfølging og overvåking til myndigheter, for eksempel dersom kompensasjonsarealer innlemmes i nettverk av statlige verneområder. Myndighetene vil trolig ønske en avsetning fra tiltakshaver i et fond eller regelmessige bidrag, slik det delvis praktiseres i Sør-Afrika. Det er naturlig å anta at tiltakshaver i utgangspunktet bærer kostnadene ved kompensasjon for hele kompensasjonstiltakenes levetid, men studien avdekket ingen konkret dokumentasjon på dette.

²⁸ Kilde: Direktoratet for naturforvaltning ^v/ Knut Fossum (pers. med.).

DEL D: KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER

D1 KONKLUSJONER

Jordbruksområder – redusert omdisponering og fysisk kompensasjon av jordbruksarealer

Redusert omdisponering

- Jordvern er innen EU og flere europeiske land tema for politisk debatt. Ved siden av Norge ligger Tyskland, Sveits og Østerrike langt framme i utviklingen av tiltak for å sikre et sterkt jordvern. Jordvernet i Europa vektlegger mange jordfunksjoner, mens jordvernet i Norge er fokusert på jordbruksproduksjon heller enn et videre spekter av jordfunksjoner.
- Internasjonalt er det enighet om at hovedinnsatsen ved utbyggingsprosjekter bør rettes inn mot å unngå og å redusere omdisponering og minimere effektene. I tillegg bør arealer som påvirkes i anleggsfasen restaureres. Deretter bør tiltak for fysisk kompensasjon gjennomføres for å utligne gjenværende konsekvenser. Fysisk kompensasjon bør være siste utvei og aldri komme i stedet for å unngå og å redusere omdisponering eller restaurere påvirkede arealer.
- Et svært viktig tiltak for redusert omdisponering er en mer effektiv bruk av eksisterende bebygde områder. Det er nødvendig med en mer bærekraftig arealplanlegging, en forbedring av bo- og leveforhold i tettsteds-/bysentre og gamle industriområder bør fornyes og tas i bruk.
- Flere land gjennomfører forskjellige tiltak for å redusere omdisponering, inkludert: avgifter på nedbygging, etablering av jordvernområder, fylkesvise mål for redusert nedbygging, etablering kvotesystem for handel i nedbygde arealer, etablering av systemer for økokonto («eco-accounting»). Disse systemene stimulerer både en redusert omdisponering og bidrar til fysisk kompensasjon. Tiltakene er særlig viktige for de beste jordbruksarealene som bør prioriteres høyest i arbeidet for å redusere omdisponering.
- Alle involverte parter bør forenes rundt målene for reduksjon i nedbygging.

Fysisk kompensasjon av tapt jordbruksareal

- Bare Sveits har etablert et system for fysisk kompensasjon gjennom jordflytting. Det stilles strenge krav. Nydyrking er i dag lite utbredt i Europa. Både nydyrking og jordflytting er aktuelle kompensasjonstiltak i Norge.
- Fysisk kompensasjon betyr å øke arealet med jordbruksproduksjon på andre arealer enn de som påvirkes ved et utbyggingsprosjekt. Dette ble gjort i stor stil tidligere (nydyrking, tørrlegging av arealer ved/i vannforekomster og optimalisering arealutnyttelse). Overføringsverdien av erfaringer fra dette arbeidet er generelt liten i dag, men et viktig moment er at gårdsbruk/teiger som etableres bør ha gode muligheter for økonomisk drift i dag og i den nærmeste framtid, og dette krever at en rekke faktorer tas hensyn til.
- Arealene med dyrkbar mark er ikke ubegrenset – særlig ikke i de beste klimasonene og arealer med svært god jordkvalitet. Et prosjekt er under gjennomføring for å lage oversikter over realistisk nydyrkingspotensial i Norge.
- Fysisk kompensasjon for et tapt areal bør skje innenfor samme klimasone og så nær det tapte arealet som mulig så lenge andre faktorer er like.

- Jordflytting er teknisk mulig, men krever god planning og er krevende å gjennomføre dersom resultatene skal bli gode.
- Det må stilles strenge krav til håndtering av jorda under jordflytting. I dag er det få eller ingen med erfaring fra slikt arbeid i større skala i Norge. Hovedprinsippene for jordflytting bør følges.
- Under jordflytting må man hindre at alvorlige plantesykdommer, skadelige organismer, fremmede organismer, skadelige ugress eller alvorlig forurensing flyttes med jordsmonnet.
- Krav til fysisk kompensasjon utløses dekar for dekar (1:1) og kan håndteres av tre prioriteringsnivåer. Svært god jordkvalitet og fulldyrka jord er viktigst.
- Kart over AR5, dyrkbar mark og jordkvalitet er de viktigste informasjonskildene for å vurdere kvaliteten på arealressursene i Norge. AR5 og dyrkbar mark dekker alt areal under skoggrensen. Jordkvalitetskart gir mest informasjon, men dekker bare 50 prosent av jordbruksarealet.
- Flere lover og forskrifter er viktige å forholde seg til under nydyrking og jordflytting, inkludert jordloven, forurensningsloven, forskrift om planter og tiltak mot planteskadegjørere, forskrift om floghavre og forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav.
- Kostnader for nydyrking er anslått på generell basis å være ca. kr 100 000 per hektar. En teoretisk beregning viser en kostnad på kr 3,7 millioner per hektar ved flytting av jord over 2 km og mellomlagring. Uten mellomlagring er kostnadene kr 3 millioner per hektar.
- Muligheter for fysisk kompensasjon bør utredes på generelt nivå når de forskjellige utbyggingsalternativer blir vurdert og bør være en del av beslutningen om hvilken trasé som er best egnet.
- Dersom et gårdsbruk som taper arealer har egnede muligheter for nydyrking og/eller jordflytting, og grunneier er interessert i fysiske kompensasjonstiltak, bør disse prioriteres over kompensasjonsarealer andre steder.
- Gjennom etablering av en database med informasjon om hvilke arealer som potensielt er tilgjengelige for nydyrking og jordflytting og hvor grunneiere er villige til å gjøre dette kan fysisk kompensasjon gjennomføres relativt raskt uten at det midlertidige tap av jordbruksproduksjon blir stort. Dersom en jordbank allerede har etablert nydyrkede arealer kan utbyggingsprosjekter kjøpe arealer tilsvarende tapet ved utbyggingene, og det midlertidige tapet av jordbruksproduksjon kan elimineres.

Naturområder og naturmangfold

Samferdselssektoren har noen av de største aktørene når det gjelder eksisterende og nye inngrep i naturområder i Norge. I kraft av størrelsen på virksomheten og langsiktigheten i planleggingen er det gode kvalitetssystemer og mye intern kompetanse om hvordan man kan ivareta naturmangfold innenfor sektoren. Sektoren er ledende i Norge når det gjelder planlegging og konsekvensutredninger for omfattende tiltak. Dette betyr at det finnes budsjettammer og eksisterende planleggings- og forvaltningssystemer i denne sektoren som har forutsetninger for å bidra vesentlig i utvikling og gjennomføring av økologisk kompensasjon i norsk sammenheng.

Det er gjennomgående internasjonal konsensus at kompensasjonstiltak bare skal gjennomføres som en siste utveg etter at økologiske skadevirkninger er forsøkt unngått, avbøtet og redusert ved restaurering av påvirkede områder. Noen har absolutte krav til kompensasjon ved gjenværende miljøkonsekvenser (f.eks. Tyskland og USA). Andre land har krav til kompensasjon som avhenger av hvor alvorlige de gjenværende negative

konsekvensene på naturmiljøet er. Både ved svært store gjenværende konsekvenser og ved små gjenværende konsekvenser kan det være aktuelt ikke å stille krav til kompensasjon. Ved svært store gjenværende konsekvenser er det fare for at kompensasjonen ikke oppnår det vanlige målet om å unngå netto tap av biologisk mangfold. Da er det særlig aktuelt å avvise en utbygging. Ved små gjenværende konsekvenser vurderes det i noen land som lite aktuelt å bruke ressurser på kompensasjon.

Internasjonalt kreves det vanligvis at kompensasjonsområder ligger så nær inngrepet som skal kompenseres som mulig, for eksempel i samme vassdrag, nedbørfelt eller landskapsøkologiske område. Erstatningsarealer skal typisk ha samme økologiske verdi og funksjon som arealet påvirket ved utbygging, for eksempel samme vegetasjonstype eller økosystem («lik-for-lik»). Å definere klare krav til økologisk og funksjon verdi er viktig, men krevende. Der erstatningsarealet ligger lang vekk fra inngrepet, eller påvirket areal er særlig verdifullt, kreves det ofte et erstatningsareal flere eller mange ganger større enn arealet som er tapt eller påvirket. Dette reflekterer en økt risiko for at erstatningsarealet ikke klarer å utvikle de samme økologiske verdier og funksjoner som arealet tapt eller skadet ved en utbygging.

I utlandet er det etablert et stort antall kompensasjonsbanker. Her står en kommersiell aktør, eller en ideell organisasjon, ansvarlig for å øke den økologiske verdien innenfor et areal gjennom restaurering, nyetablering, skjøtsel eller vern av økologiske verdier. Andeler i en slik bank selges til utbyggere som er ansvarlige for inngrep som medfører økologiske verditap. Erfaringene med kompensasjonsbanker er blandet, som for kompensasjonstiltak gjennomført direkte av tiltakshavere og internasjonal litteratur dokumenterer mange av de samme utfordringene. En viktig fordel med kompensasjonsbanker er at erstatningsarealet og ønsket kompensasjonseffekt kan være på plass før tapet forårsaket av en utbygging inntreffer. For kompensasjon gjennomført direkte av tiltakshaver er det ofte en betydelig forsinkelse mellom tidspunktet skader inntreffer og kompensasjonseffekter er oppnådd.

Undersøkelser av en rekke kompensasjonstiltak har identifisert faktorer som er viktige for å øke sjansen for at kompensasjonstiltak er vellykkede og fungerer etter hensikten, inkludert:

- Klare mål: Fravær av klare mål bidrar til at ressursene og innsatsen ikke fokuseres tilstrekkelig. Det blir vanskelig å overvåke og evaluere resultater og måloppnåelse dersom målene ikke er klare og etterprøvbare. De økologiske prosessene og funksjonene som er viktige for det biologiske mangfoldet man vil kompensere for må identifiseres før klare mål kan konkretiseres.
- Realistiske mål: Det er viktig å anerkjenne begrensningene i økologisk kompensasjon. Noen økologiske verdier og arealer lar seg realistisk sett ikke erstatte gjennom restaurering/reetablering av tilsvarende verdier og arealer (f.eks. noen typer gammelskog, torvmyrer og arter med svært spesielle krav til habitat).
- Gode retningslinjer og veiledere: I tillegg til et klart regelverk, bør det utvikles retningslinjer og veiledere som sikrer en felles forståelse blant aktørene og som sikrer god praksis og konsistens i planlegging, gjennomføring og evaluering av kompensasjonstiltak.
- Etterstrebe ekvivalens: En av de største utfordringene i kompensasjon er å oppnå ekvivalens, at man erstatter tapet med det samme som går tapt. For å oppnå dette kreves det ofte mer kunnskap om både inngrepsområdet og erstatningsområdet enn det som er tilfelle i mange kompensasjonsprosjekter i dag. Et mål om ekvivalens betyr også at kompensasjon med det samme naturmangfoldet som går tapt er prioritert høyere enn kompensasjon med andre typer naturmangfold.
- Kompensasjonsplan: Klare planer for kompensasjonen, inkludert tilstrekkelig informasjon om kompensasjonstiltakene, tidsfrister, vedlikehold, budsjetter, roller, ansvar etc.
- Minimere tap på grunn av tidsforsinkelse: Kompensasjonstiltakene blir ofte iverksatt og blir fullt ut effektive på et senere tidspunkt enn inngrepene inntreffer. Tapet som skal

kompenseres inntreffer ofte brått, mens effektene fra kompensasjonstiltakene inntreffer gradvis over tid, ofte gjennom mange år. Tidlig planlegging og gjennomføring av kompensasjonstiltak reduserer det midlertidige tapet som skyldes tidsforsinkelse. Bruk av kompensasjonsbanker gir muligheter til å etablere erstatningsarealer før inngrepene inntreffer. Dette fjerner tidsforsinkelsen og det midlertidige tapet.

- Økt størrelse på erstatningsarealer: Erstatningsarealene er ofte for små til fullt ut å unngå netto tap av naturmangfold. Økt størrelse på erstatningsarealene vil både redusere det midlertidige tapet på grunn av tidsforsinkelse og ikke minst øke sjansene for at kompensasjonstiltakene på sikt unngår at det blir netto tap av biologisk mangfold. Erfaringer viser at i flere tilfeller kreves det en flerdobling av erstatningsarealene for å unngå netto tap. Dette indikerer at kompensasjonstiltakene er dårlig planlagt eller gjennomført.
- Store nok og sammenhengende områder: Kompensasjonsarealene må ta hensyn til krav til størrelsen på leveområder og krav til genutveksling mellom ulike populasjoner som er viktig for enkelte arters langsiktige overlevelse. Dersom ikke dette tas tilstrekkelig hensyn til risikerer man at investeringer i kompensasjonstiltak på lengre sikt har begrenset verdi.
- Før- og etterundersøkelser: Gode beskrivelser og undersøkelser av inngrepsarealene og erstatningsarealene er viktig. Ideelt sett dekker undersøkelser også referanseområder for å vurdere påvirkninger fra andre faktorer enn de som stammer fra inngrepene og kompensasjonstiltakene, for eksempel klimatiske variasjoner.
- Overvåking og tilpasninger: Overvåking underveis er viktig for å fange opp problemer og muligheter og muliggjør justeringer for å korrigere kompensasjonstiltakene og øker sjansene for suksess.
- Evaluering, kontroll og eventuelt sanksjoner: Det bør være systemer for uavhengig evaluering, kontroll av regulerende myndigheter og eventuelle sanksjoner ved brudd på kravene til kompensasjonen.
- Sikring av kompensasjonen: Kompensasjonslokaliteter og -tiltak må sikres på lang sikt slik at verken andre tiltak ødelegger kompensasjonslokalitetene eller manglende oppfølging og vedlikehold reduserer effektene av kompensasjonen. Kompensasjonen bør sikres så lenge utbyggingen resulterer i konsekvensene som det kompenseres for.

Denne studien har ikke funnet gode og konsistente data som muliggjør gode kostnadsberegninger for økologisk kompensasjon.

D2 ANBEFALINGER

Jordbruksområder

Redusert omdisponering

- Utbyggingsprosjekter må prioritere å unngå og å redusere omfanget av omdisponering framfor fysisk kompensasjon. Dette gjelder særlig jord med svært god og god jordkvalitet og fulldyrka jord.
- Norge bør ta kontakt med Tyskland, Østerrike og Sveits for å utveksle erfaringer angående tiltak for å redusere nedbygging av jordbruksarealer.
- Jordvern i Norge er ensidig fokusert på vern av jordbruksproduksjon. Det anbefales at også andre jordfunksjoner vurderes når fysisk kompensasjon brukes. Forbedring av vannlagringskapasitet i jordsmonnet (og vegetasjon) er blant annet viktig for å redusere fare for flom.
- Norge har i dag et nasjonalt mål om å redusere nedbygging til 6 000 dekar per år. Mulighetene for fylkesvise mål om redusert nedbygging og krav til periodisk rapportering bør vurderes. Det bør også utvikles gode overvåkingssystemer.
- Sveitsiske myndigheter betrakter ordningen med «jordvernområder» som vellykket uten at det er observert økt press på andre arealer. Det anbefales å vurdere om et lignende system kan ha verdi for Norge, eventuelt koblet til systemer for fysisk kompensasjon.
- Mulighetene for etablering av et kvotesystem for handel med nedbygde arealer for de mest verdifulle jordressursene (svært god og god jordbruksjord og fulldyrka jord) bør vurderes.

Fysisk kompensasjon av tapt jordbruksareal

- Fysisk kompensasjon for jordbruksarealer bør innføres i Norge for å redusere tapene av slike arealer ved utbyggingsprosjekter. Både nydyrking og jordflytting er aktuelle tiltak.
- Det bør utvikles en oversikt over hvilke dyrkbare arealer som i dag reelt sett er dyrkbare i Norge. Disse bør gjøres synlige både i form av kart og statistikk. Grunneiere som prioriteres for kompensasjonstiltak bør være villige og i stand til å utvide jordbruksarealet. Etablering av jordbank(er) kan være nyttig for å redusere eller unngå midlertidig redusert jordbruksproduksjon ved kompensasjon.
- Det bør utvikles effektive systemer for planlegging, gjennomføring og overvåking av kompensasjon for tapte jordbruksarealer der det ikke er mulig å unngå, avbøte eller restaurere jordbruksarealene.
- Områder for økologisk kompensasjon bør ikke anlegges på arealer med godt potensial for jordbruksproduksjon.
- Jord- og terrengforhold samt arrondering er viktige elementer å ta hensyn til. Kompensasjon bør skje i samme klimasone.
- En veileder for jordflytting bør utvikles (etter eksempel fra Sveits).
- Det bør etableres en database med informasjon om interessenter og arealer som er villige til relativt raskt å etablere nye jordbruksarealer gjennom jordflytting.
- Store jordflyttingsprosjekter bør veiledes av en jordfaglig ekspert. Denne kompetansen bør trekkes inn tidlig i planleggingen av jordflyttingen og før prosjektet begynner.

- Siden utbygger betaler for nydyrking eller jordflytting bør det etableres tilstrekkelige garantier for at nye arealer blir holdt i hevd på en forsvarlig måte slik at en optimal jordbruksproduksjon på disse arealene garanteres i tiden framover.
- Etter en jordflytting trenger jorda en periode for å utvikle og stabilisere seg. I denne perioden er bare en tilpasset og redusert jordbruksdrift mulig. Denne overgangsperioden bør være en del av jordflyttingsprosjektene.
- Mellomlager ved jordflytting bør ikke plasseres på eksisterende jordbruksjord.
- I Norge er det lite erfaring med hvilke arbeidsmetoder som er mest skånsomme for jorda ved nydyrking og jordflytting. Dette bør testes ut i praksis og dokumenteres vitenskapelig for å oppnå best mulig resultater.
- Vurdering av mulighetene for nydyrking og/eller jordflytting bør inkluderes tidlig i planprosessene der jordbruksarealer kan gå tapt. Når endelig trasé er valgt bør arealer for nydyrking og/eller jordflytting være omfattet av reguleringsplanen.

Det er viktig at man ved kompensasjonstiltak har et helhetlig perspektiv og vurderer kompensasjon for jordbruks- og naturområder på samme tid for å unngå eventuelle konflikter og sikrer gode og mest mulig omforente og varige løsninger.

Naturområder og naturmangfold

Både globalt og i Norge tapes biologisk mangfold og viktige økosystemfunksjoner i stort tempo. Dagens tap av naturområder og naturmangfold ved utbyggingsprosjekter i Norge viser at tilpasninger i prosjektutforming for å unngå tap av arealer og avbøtende tiltak og restaurering for å redusere skader, ikke klarer å fjerne alle viktige negative konsekvenser ved utbyggingsprosjekter. Kompensasjonstiltak kan og bør derfor fylle en potensielt viktig rolle gjennom å kompensere for vesentlige, negative gjenværende konsekvenser for viktig naturmangfold. Samferdselssektoren er en viktig og naturlig sektor å starte for å utvikle og teste økologisk kompensasjon.

Gjennomgangen av internasjonale metoder og praksis med bruk av økologisk kompensasjon viser at det finnes mange varianter av rammeverk og retningslinjer og et stort omfang av tiltakstyper innenfor mange ulike økosystemer. Norge har mange valgmuligheter i arbeidet med å videreutvikle og teste ut kompensasjon. Dette gjør det utfordrende å gi klare anbefalinger for hva som kan fungere godt i Norge. Det vil være nødvendig å definere noen mål og å ta noen vegvalg før mer presise anbefalinger kan formuleres.

I internasjonal sammenheng er økologisk kompensasjon et virkemiddel som tas i bruk som en siste utveg for å redusere tapet og ta vare på naturmangfold ved utbyggingsprosjekter. Rammeverk og praksis bør etableres for å sikre at økologisk kompensasjon fyller rollen som siste utveg i hierarkiet unngå–avbøt–restaurer–kompenser og ikke rettfærdiggjør dårlig planlagte utbygginger. Utbyggere bør synliggjøre hvordan tiltakshierarkiet er fulgt. Kompensasjon bør være unntaket heller enn regelen ved utbyggingsprosjekter. Det er langt mer krevende å skape økologiske verdier gjennom restaurering eller nydannelse, enn å ta vare på eksisterende verdier. Derfor er det både ressursmessig og økologisk mest fornuftig å følge tiltakshierarkiet.

Det synes lite hensiktsmessig å kompensere for enhver gjenværende negativ konsekvens på naturmangfold. Ressursbruken bør konsentreres om et mindre antall særlig viktige verdier og konsekvenser der man søker å oppnå best mulig resultater for verdier som er prioritert av samfunnet og få mest mulig igjen for investeringene. Senere kan eventuelt kriteriene for kompensasjon utvides når systemer er utprøvd og erfaring og lærdommer høstet. På samme tid er det viktig å erkjenne begrensningene kompensasjon som virkemiddel har. Noen verdier er uerstattelige og svært omfattende gjenværende konsekvenser er vanskelige å kompensere for.

Derfor bør norske myndigheter identifisere kriterier som utløser kompensasjon basert på at viktige gjenværende konsekvenser bør kompenseres, men ikke de aller viktigste konsekvensene der risikoen for at man ikke klarer å kompensere for tapet av naturmangfold er stor. Krav om kompensasjon bør gjelde for hele perioden de gjenværende konsekvensene vedvarer.

Det anbefales at økologisk kompensasjon integreres i de omfattende og grundige planprosesser som finnes for samferdselstiltak. Det er ikke hensiktsmessig å etablere separate planprosesser for kompensasjon da kompensasjonstiltak bør vurderes som ett av flere virkemidler på en sammenhengende virkemiddelskala som står til disposisjon for å redusere negative konsekvenser på naturmangfold. Selv om kompensasjon bør vurderes fra et tidlig stadium i planprosessen (i de tilfeller kompensasjon trolig er relevant) bør vedtak om eventuell kompensasjon tas sent i prosessen etter at relevante problemstillinger er grundig belyst, oftest gjennom en konsekvensutredning.

I utgangspunktet anbefales det at kompensasjonstiltak lokaliseres nær utbyggingsområdet der dette lar seg gjøre, og at naturverdier erstattes med tilsvarende naturverdier. Erstatningsarealer bør være større enn arealer som går tapt for å sikre at man unngår netto tap, og det bør korrigeres for vesentlige forskjeller i kvaliteten på arealene. Kompensasjon i større avstand fra utbyggingsprosjekter bør pålegges et enda større forholdstall mellom erstatningsareal og tapt areal. Man bør i denne sammenheng utrede om det er hensiktsmessig å kanalisere kompensasjonstiltak til nasjonalt viktige prioriteringer og mål innen naturmangfold, for eksempel å etablere eller supplere eksisterende verneområder og andre viktige områder på en måte som sikrer langsiktig robuste naturområder og økosystemer som tar tilstrekkelig hensyn til blant annet landskapsøkologiske forhold. Dette kan være bevaring av ansvarsarter, prioriterte arter og naturtyper hvor det foreligger nasjonale handlingsplaner, habitater for rødlistede arter, eller biotoper med høyt biologisk mangfold.

Videreutvikling av økologisk kompensasjon bør være en kombinasjon av tiltakshavers kompensasjonstiltak nær utbyggingsprosjektet og kompensasjonsbanker som åpner for å samle kompensasjonstiltak i mer konsentrerte og strategisk valgte områder av stor viktighet for naturmangfoldet, og der blant annet landskapsøkologiske hensyn tillegges stor vekt. Dette er viktig for langsiktigheten og bærekraften i investeringen og for å sikre en effektiv ressursbruk. Lokale interesser bør også vektlegges i vurderingene av om lokale tiltak eller tiltak i større avstand fra utbyggingsprosjektet prioriteres. Etablering av kompensasjonsbanker på pilotbasis vil kreve finansiering og innsats fra statlige myndigheter og store aktører i forkant. Det synes fornuftig å starte med tiltakshavers kompensasjonstiltak for å utvikle rammeverk og systemer og sikre kompetansebygging og læring. Kompensasjonsbanker bør testes så raskt som mulig.

Å utvikle kompensasjonstiltak i Norge som et nytt virkemiddel vil ta tid. Det vil kreve betydelig kompetanseheving på myndighetssiden, hos konsulenter i plan- og konsekvensutredningsprosesser, hos utbyggere og andre berørte grupper. All erfaring internasjonalt viser at dette vil ta tid. Det er viktig å etablere klarhet i begrepsbruk, formål og virkemidler samt å starte utviklingen av retningslinjer og veiledere, eventuelt integrere dette i eksisterende materiale for planleggings- og konsekvensutredningsprosesser. Uten tydelig og god veiledning er det fare for misforståelser i prosessen videre og risiko for at enkelte aktører utvikler stor skepsis til virkemidlet kompensasjon. Etablering av piloter i felt vil både bidra til praktisk læring og kunne fungere som pedagogiske eksempler på hva kompensasjon er og ikke er. Slike piloter bør også baseres på eksisterende lærdommer fra blant annet restaureringstiltak i Norge. Hvorvidt det er hensiktsmessig eller nødvendig med endringer i lover eller forskrifter på sikt for tydeligere å reflektere kompensasjon som virkemiddel er uklart.

Denne studien har ikke funnet gode og konsistente data som muliggjør gode kostnadsberegninger for økologisk kompensasjon. Det er viktig å vurdere kostnadene ved kompensasjon grundig i det videre arbeidet.

Noen land og problemstillinger framstår som særlig interessante for videre vurdering av utforming av kompensasjon som virkemiddel i Norge. Enkelte av disse bør studeres videre. Massachusetts i USA har blant annet utviklet detaljerte systemer for overvåking, vurdering av måloppnåelse og korrigerende tiltak. Internasjonal erfaring viser at dette er svært viktig. I Tyskland har samferdselssektoren tatt et stort ansvar innenfor kompensasjon, blant annet for å binde sammen arealer gjennom «grønn infrastruktur» og gjennom å utvikle egne kompensasjonsbanklignende initiativer for å ligge i forkant av framtidige kompensasjonskrav. Dette kan spare tid og ressurser i planleggings- og gjennomføringsprosessene for kompensasjonstiltak. Australia og Sør-Afrika har blant annet innrettet deler av kompensasjonstiltakene mot å sikre nasjonalt viktige naturmangfoldverdier gjennom robuste verneområder, nettverk av verneområder og prioriterte naturtyper. Dette kan bidra til viktige nasjonale prioriteringer i tillegg til å bistå enkeltprosjekter å unngå netto tap av viktige naturmangfoldverdier. Canada og USA har lang erfaring fra kompensasjon knyttet til fisk, vassdrag og våtmarker. Kombinert med omfattende norsk erfaring fra biotopforbedrende tiltak er dette relevant å studere videre for samferdselstiltak.

Det vises for øvrig til punktlisten under «D1 Konklusjoner» som lister viktige momenter bør tas med i utforming av konkrete kompensasjonsprosjekt og framtidig rammeverk.

Det er viktig at man ved kompensasjonstiltak har et helhetlig perspektiv og vurderer kompensasjon for jordbruks- og naturområder på samme tid for å unngå konflikter og sikre omforente løsninger. Det er også viktig at ulike eksperter og temaer innen naturmangfold også koordinerer arbeidet tett for å unngå eventuelle konflikter mellom ulike fagområder og sikrer varige løsninger.

DEL E: REFERANSER

E1 JORDBRUKSOMRÅDER

Anon, 2012. Memorandum zur Reduktion des Bodenverbrauchs. Østerrike.

Anon, 2013. Fachpapier zum «Memorandum Reduktion des Bodenverbrauchs» 9. Forderungen zur Reduktion des Bodenverbrauchs.

Arnoldussen, Arnold, Sebastian Eiter, Elin Slätmo, Marie Stenseke, Frauke Hofmeister, under forberedelse. Land use changes in urban pressure areas – a case study on the roles of soil quality and spatial planning priorities in two Norwegian municipalities.

Baudirektion Amt für Umweltschutz Kanton Zug, 2011. Checkliste Pflichtenheft für die bodenkundliche Baubegleitung.

Baudirektion des Kantons Zürich, 2003. Richtlinien für Bodenrekultivierungen. Tilgjengelig på: http://www.aln.zh.ch/dam/audirektion/aln/bodenschutz/bauen/pdf/richtlinien_fuer_bodenrekultivierungen.pdf (sjekket 24042013).

Bau-, Umwelt- und Wirtschaftsdepartement kanton Luzern, 2011. Arbeitshilfe Kommunales Siedlungsleitbild. Tilgjengelig på: http://www.rawi.lu.ch/wegleitung_kommunales_siedlungsleitbild_2011.pdf (sjekket 24042013).

Bau-, Umwelt- und Wirtschaftsdepartement kanton Luzern, 2013a. Fruchtfolgeflächen. Merkblatt für das Vorgehen bei Einzonungsbegehren. Tilgjengelig på: http://www.rawi.lu.ch/fff_merkblatt_fuer_das_vorgehen_bei_einzonungsbegehren_oktober_2012.pdf (sjekket 24042013).

Bau-, Umwelt- und Wirtschaftsdepartement kanton Luzern, 2013b. Fruchtfolgeflächen. Arbeitshilfe Kompensationsprojekte für Fruchtfolgeflächen. Tilgjengelig på: http://www.rawi.lu.ch/fff_arbeitshilfe_kompensationsprojekte_fuer_fruchtfolgeflaechen_oktober_2012.pdf (sjekket 23042013).

Bau-, Umwelt- und Wirtschaftsdepartement kanton Luzern, 2013c. Merkblatt Bodenverbesserung. Terrainveränderungen ausserhalb der Bauzone zum Zweck von Bodenverbesserung. Tilgjengelig på: http://www.uwe.lu.ch/download/afu/ap/2/Merkblatt_Bodenverbesserung7.pdf (sjekket 24042013).

Bergh, S Van den, 2004. De geschiedenis van de ruilverkaveling in Nederland vanuit een lokaal perspectief 1890 – 1985. Tilgjengelig på: <http://rjh.ub.rug.nl/ha/article/download/2115/2107> . PDF fil (sjekket 16042013)

Bjørdal, Inge, 2007. Markslagsklassifikasjon i Økonomisk kartverk. Håndbok fra Skog og landskap 01/2007. Tilgjengelig på: <http://www.skogoglandskap.no/filearchive/handbok0107.pdf> (sjekket 29042013)

Bjørdal, Inge og Knut Bjørkelo, 2006. AR 5 Klassifikasjonssystem. Håndbok fra Skog og landskap 01/2006. Tilgjengelig på: http://www.skogoglandskap.no/filearchive/netthb_0106.pdf

(sjekket 29042013).

Bundesamt für Raumentwicklung, 2002. 10 Jahre Sachplan Fruchtfolgeflächen. Erfahrungen der Kantone. Tilgjengelig på: <http://www.are.admin.ch/sachplan/04910/index.html?lang=de> (sjekket 25042013)

Bundesamt für Raumentwicklung, 2006. Sachplan Fruchtfolgeflächen FFF. Vollzugshilfe 2006.

Bundesamt für Raumentwicklung, 2013a: Das beste Landwirtschaftsland schwindet. Tilgjengelig på: http://www.are.admin.ch/themen/raumplanung/00244/02186/index.html?lang=de&print_style=yes (sjekket 24042013).

Bundesamt für Raumentwicklung, 2013b: Fruchtfolgeflächen. Tilgjengelig på: <http://www.are.admin.ch/dokumentation/01378/04321/index.html?lang=de> (sjekket 24042013)

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, 2001a. Wegleitung Verwertung von ausgehobenen Boden. Tilgjengelig på: <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00622/index.html?lang=de> (sjekket 08052013).

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, 2001b. Bodenschutz beim Bauen. Leitfaden Umwelt no 10. Tilgjengelig på: <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00106/index.html?lang=de&download=NHZLpZig7t,lnp6l0NTU042l2Z6ln1acy4Zn4Z2qZpnO2Yug2Z6gpJCGdnx4g2ym162dpYbUzd,Gpd6e mK2Oz9aGodetmqaN19Xl2ldvoaCVZ,s-.pdf> (sjekket 08052013).

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2012a. Merkblatt Erstellung von Klimaschutz-Teilkonzepten.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2012b. Richtlinie zur Förderung von Klimaschutzprojekten in sozialen, kulturellen und öffentlichen Einrichtungen im Rahmen der Nationalen Klimaschutzinitiative.

Dijk, J. van, 1982. Agrarische uitgifte. In: Oostelijk van de Knardijk; de inrichting en ontwikkeling van oostelijk flevoland in de jaren 1957 – 1980. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders p. 143 – 154.

European Commission, 2006a. Thematic Strategy for Soil Protection. Communication for the commission to the council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of regions COM 2006, 231. Tilgjengelig på: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2006:0231:FIN:EN:PDF> (sjekket 15042013)

European Commission, 2006b. Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil amending Directive 2004/35/EC. 2006/086 COD. Tilgjengelig på: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2006:0232:FIN:EN:PDF> (sjekket 15042013).

European Commission, 2011a: Report on best practices for limiting soil sealing and mitigating its effects. Technical Report 2011 – 050. Tilgjengelig på: <http://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/sealing/Soil%20sealing%20-%20Final%20Report.pdf> (sjekket 15042013)

European Commission 2011b. Roadmap to a resource efficient Europe. Communication for the commission to the council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of regions COM 2011, 571. Tilgjengelig på: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2011:0571:FIN:EN:PDF> (sjekket 15042013).

European Commission, 2012a. Guidelines on best practice to limit, mitigate or compensate soil sealing. European Commission Staff Working Document SWD (2012), 101. Tilgjengelig på: <http://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/guidelines/EN%20-%20Sealing%20Guidelines.pdf> (sjekket 15042013).

European Commission, 2012b. The State of Soil in Europe. Reference Report JRC EU25186/EN. Tilgjengelig på: http://ec.europa.eu/dgs/jrc/downloads/jrc_reference_report_2012_02_soil.pdf (sjekket 15042013).

European Commission, 2012c. The implementation of the Soil Thematic Strategy and ongoing activities, 2012. European Commission Report, COM 2012, 46. Tilgjengelig på: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2012:0046:FIN:EN:PDF> (sjekket 15042013).

Haraldsen, T.K. 2002. Virkninger av flomskader og reparasjonstiltak på Øksna. Avlingsundersøkelser 1999 – 2002. Jordforsk Rapport 84/02. Tilgjengelig på: http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/tjenester/publikasjoner/publikasjon?p_document_id=22997 (sjekket 18042013)

Haraldsen, T.K. 2012. Flytting av oppdyrket jordsmonn for reetablering av jordbruksarealer. En oversikt over erfaringsgrunnlag og vurderinger av risiko for spredning av skadelige organismer. Bioforsk Rapport 7(181), 28 s.

Kampen, J.H. van, 1982. Landbouw. I: Oostelijk van de Knardijk; de inrichting en ontwikkeling van oostelijk flevoland in de jaren 1957 – 1980. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders p. 155 – 166.

Kostnader Nydyrking: Tynset:
<http://www.fylkesmannen.no/Documents/Dokument%20FMHE/Landbruk%20og%20mat/Jordbruk/Jord%20og%20plantekultur/Nydyrkingsprosjekt%20Bj%C3%B8rn%20Aasen%20pdf.pdf?epslanguage=nb>
Nord Østerdalen:
<http://www.fylkesmannen.no/Documents/Dokument%20FMHE/Landbruk%20og%20mat/Jordbruk/Jord%20og%20plantekultur/Nydyrking%20Vidar%20Westum%202013-pdf.pdf?epslanguage=nn>
Helgeland:
<http://tunrappen.lr.no/media/ring/3716/Ny%20landbrukspolitik%20med%20fokus%20p%C3%A5%20%C3%B8kt%20arealavkastning%20og.pdf> (sjekket 19042013)

Landbruks- og matdepartement, 1988. Forskrift om floghavre. FOR 1988-03-25 nr 251. Tilgjengelig på: <http://www.lovdatab.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-19880325-0251.html> (sjekket 02052013)

Landbruks- og matdepartement, 1995. Lov om jord (jordlova). LOV 1995-05-12 nr 23. Tilgjengelig på: <http://www.lovdatab.no/all/nl-19950512-023.html> (sjekket 30042013).

Landbruks- og matdepartementet, 2000. Forskrift om planter og tiltak mot planteskadegjørere. FOR 2000-12-01 nr 1333. Tilgjengelig på: <http://www.lovdatab.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20001201-1333.html> (sjekket 02052013)

Landbruks- og matdepartementet, 2003. Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav. FOR 2003-07-04 nr 951. Tilgjengelig på: <http://www.lovdata.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20030704-0951.html> (sjekket 02052013).

Landbruks- og matdepartement, 2008. Klimaskifte for Jordvernet. Rapport fra jordverngruppa, overrakt Landbruks- og matdepartementet 08.01.08. Tilgjengelig på: [http://www.regjeringen.no/upload/LMD/Vedlegg/Brosjyrer_veiledere_rapporter/Rapport_Klimaskifte_for_jordvernet_korrigert140108.pdf#search=Jordvern rapport 2007](http://www.regjeringen.no/upload/LMD/Vedlegg/Brosjyrer_veiledere_rapporter/Rapport_Klimaskifte_for_jordvernet_korrigert140108.pdf#search=Jordvern%20rapport%202007) (sjekket 25042013).

Landbruks- og matdepartementet, 2011. Meld. St. 9 (2011–2012). Landbruks- og matpolitikken. Velkommen til bords. Landbruks- og matdepartementet, Oslo. Tilgjengelig på: <http://www.regjeringen.no/pages/36314528/PDFS/STM201120120009000DDDPDFS.pdf> (sjekket 14052013)

Landbruks- og matdepartementet, 2012. Prop. 1S (2012–2013). Proposisjon til Stortinget (forslag til stortingsvedtak). For budsjettåret 2013. Landbruks- og matdepartementet, Oslo. Tilgjengelig på: <http://www.regjeringen.no/pages/38071601/PDFS/PRP201220130001LMDDDDPDFS.pdf>

Løvdal, I., Korshavn T.H., Kobbavik D., Gaarder, G., Larsen, B.H., Fjeldstad, H., Alvereng, P. & Sundsdal, L.J. 2013. *Kategorisering og vurdering av mulig omfang av kompensasjon for natur- og jordbruksområder i samferdselsprosjekter*. Rambøll Utredning, Arendal.

Låg, J. 1981. Omkostninger ved påfylling av jord over fjelloverflate på Stenberghaugen, Nedre Eiker. *Jord og myr* 5(5): 105-109.

Miljøverndepartement, 1978. LOV 1978-06-09 nr 50: Lov om kulturminner (Kulturminneloven). Tilgjengelig på: <http://www.regjeringen.no/pages/2170890/PDFS/OTP200820090052000DDDPDFS.pdf> (Sjekket 02052013)

Miljøverndepartement, 1981. LOV 1981-03-13 nr 06 Lov om vern mot forurensninger og om avfall (Forurensningsloven) Tilgjengelig på: <http://www.lovdata.no/all/hl-19810313-006.html> (sjekket 30042013)

Miljøverndepartement, 2008. Plan og Bygningsloven. LOV-2008-06-27-71. Tilgjengelig på: http://www.lovdata.no/cgi-wift/wiftldles?doc=/app/gratis/www/docroot/all/nl-20080627-071.html&emne=BYGNINGSLOV*&& (sjekket 02052013).

Miljøverndepartementet, 2009. Ot. Prp. Nr 52 (2008 – 2009). Om lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven). Tilgjengelig på: <http://www.regjeringen.no/pages/2170890/PDFS/OTP200820090052000DDDPDFS.pdf> (sjekket 02052013)

Puschmann, Oskar og Grete Stokstad, 2010. Status og utvikling i jordbrukets kulturlandskap i Nordland, Troms og Finnmark. Rapport fra Skog og landskap 06/10. Tilgjengelig på: http://www.skogoglandskap.no/filearchive/rapport_06_2010_status_og_utvikling_i_jordbrukets_kulturlandskap_2.pdf (sjekket 30042013)

Schweizerischen Bundesrat, 1979. Bundesgesetz über die Raumplanung. Tilgjengelig på: <http://www.admin.ch/ch/d/sr/7/700.de.pdf> (sjekket 24042013).

Schweizerischen Bundesrat, 1990. Technische Verordnung über Abfälle. Tilgjengelig på: <http://www.admin.ch/ch/d/sr/8/814.600.de.pdf> (Sjekket 080513).

Schweizerischen Bundesrat, 1998. Ordinance relating to Contamination of the Soil (OCS).

Schweizerischen Bundesrat, 2000. Raumplanungsverordnung. Tilgjengelig på: <http://www.admin.ch/ch/d/sr/7/700.1.de.pdf> (sjekket 24042013).

Schweizerischen Bundesrat, 2008. Umgang mit Organismen in der Umwelt (Freisetzungsverordnung, FrSV). Tilgjengelig på: <http://intranet.admin.ch/chp/sr.pl?SPRACHE=de&EX=0&ID=20062651&MODE=CV> (link fungerte ikke 08052013)

Storm, Hugo og Klaus Mittenzwei, 2013. Farm survival and direct payments in the Norwegian farm sector. NILF discussion paper no 2013-5. Tilgjengelig på: http://www.nilf.no/publikasjoner/Discussion_Papers/Discussion_papers-Contents (sjekket 02052013).

Strand, GH & R. Bekkhus, 2008: Markslagsstatistikk. Dyrka og dyrkbart areal. Ressursoversikt fra Skog og Landskap 03/2008. Tilgjengelig på: <http://www.skogoglandskap.no/filearchive/ro-03-08.pdf> (sjekket 23042013).

Umweltfachstellen, 2013. Merkblatt. Umgang mit Boden. Tilgjengelig på: http://www.uwe.lu.ch/download/afu/ap/2/merkblatt_zudk_boden.pdf (sjekket 26042013).

Umwelt Bundesamt, 2009. Flächenverbrauch einschränken – jetzt handeln. Empfehlungen der Kommission Bodenschutz beim Umweltbundesamt.

Umwelt Bundesamt, 2012. Projekt FORUM: Handel mit Flächenzertifikaten. Fachliche Vorbereitung eines überregionalen Modellversuchs.

Umwelts Bundesamt Tyskland, 2013: Informationspapier: Planspiel und Flächenhandel.

Vagstad, N, Haraldsen, T.K, Eggestad, H.O. 2007: Restaurering av flomskadde arealer. Bioforsk FOKUS (20): 27-31. Tilgjengelig på: <http://www.bioforsk.no/ikbViewer/Content/31523/nils.pdf> (sjekket 18042013).

Personlige Meddelelser:

Matthias Achermann, Kanton Luzern. Email: Matthias.Achermann@lu.ch. Ikke kontaktet nærmere i forbindelse med kort tidsfrist.

Pavol Bielek, Soil Science and Conservation Research Institute, Bratislava, Slovakia.

Elisabeth Clément – Arnold. Département fédéral pour l'environnement, le transport, l'énergie et la communication UVEK; Office fédéral du Développement territorial ARE Section Espaces ruraux et Paysage . Ittigen (Bern) CH. Email: Elisabeth.Clement-Arnold@are.admin.ch Tel: +41 313221446

Jean Pierre Clément. Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication, DETEC Office fédéral de l'environnement, OFEV Division sols et biotechnologie Section sols, Ittigen (Bern). Email: Jean-Pierre.Clement@bafu.admin.ch. Tel +41 31 322 68 67

Hamid Custovic, University of Sarajevo, Faculty of Agriculture and Food Sciences. Sarajevo, Bosnia and Herzegovina.

Wolf Eckelmann, Bundesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, BRD.

Dag Gjerløw Lønne, Statens Veivesen.

Arne Grønlund, Bioforsk.

Mina Mjarum Johanesen, Bondelaget.

Åge Nyborg, Norsk Institutt for Skog og Landskap.

Gundula Prokop, Umweltsamt Österreich, Boden und Flächenmanagement, Vienna. Email: gundula.prokop@umweltbundesamt.at

Geir Saxebøl, Statens Veivesen.

Jan Terje Strømsæther, SLF

Siri Svendgård – Stokke, Norsk Institutt for Skog og Landskap.

Anders Tronstad, Landbruks og matdepartementet.

Borut Vrscaj, Agricultural Institute of Slovenia, Ljubljana, Slovenia.

Thomas Wegelin. Email: thomas.wegelin@bd.zh.ch. Ikke kontaktet nærmere i forbindelse med kort tidsfrist.

E2 ØKOLOGISK KOMPENSASJON

Alberta Environment 2007. *Provincial wetland restoration/compensation guide*. Revised Edition. Alberta Environment, Edmonton.

Ambrose, R.F. 2000. Wetlands mitigation in the United States: assessing the success of mitigation policies. *Wetlands (Australia)*: 19, 1-27.

Anglo Platinum. 2009. *BBOP Pilot Project Case Study. Potgietersrust Platinums Limited (PPRust)*. Anglo Platinum, Johannesburg, South Africa.

Auditor General of Canada. 1997. Chapter 28: Fisheries and Oceans Canada -pacific salmon: sustainability of the resource base. *In: Report of the Auditor General of Canada to the House of Commons*. Public Works and Government Services Canada, Ottawa, Ontario.

BBOP (Business and Biodiversity Offset Programme) 2009a. *Biodiversity Offset Cost-Benefit Handbook*. BBOP, Washington, D.C.

BBOP (Business and Biodiversity Offset Programme) 2009b. *Biodiversity Offset Implementation Handbook*. BBOP, Washington, D.C.

BBOP (Business and Biodiversity Offset Programme) 2009c. *Biodiversity Offset and Stakeholder Participation: A BBOP Resource Paper*. BBOP, Washington, D.C.

BBOP (Business and Biodiversity Offset Programme) 2012a. *Standard on biodiversity offsets*. BBOP, Washington, D.C.

BBOP (Business and Biodiversity Offset Programme) 2012b. *Glossary*. 2nd updated edition. BBOP, Washington, D.C.

BBOP (Business and Biodiversity Offset Programme) 2012c. *Guidance notes to the standard on biodiversity*. BBOP, Washington, D.C.

BBOP (Business and Biodiversity Offset Programme) 2012d. *Biodiversity Offset Design Handbook-Updated*. 2nd updated edition. BBOP, Washington, D.C.

BC Ministry of Environment. 2010. *Towards an Environmental Mitigation and Offsetting Policy for British Columbia: A Discussion Paper*. BC Ministry of Environment; Victoria, B.C., draft for consultation.

Bean, M., Kihslinger, R., & Wilkinson, J. 2008. Design of US Habitat Banking Systems to Support the Conservation of Wildlife Habitat and at-risk Species.

Bekessy, S.A., Wintle, B.A., Lindenmayer, D.B., McCarthy, M.A., Colyvan, M., Burgman, M.A. & Possingham, H.P. 2010. The biodiversity bank cannot be a lending bank. *Conservation Letters*: 3, 151-158.

BL&A. 2011. Dingley Corridor – Warrigal Road to Westall Road: Flora and Fauna Assessment Report No. 8094 (13.1). 51 ss.

Bronner, C.E., Bartlett, A.M., Whiteway, S.L., Lambert, D.C., Bennett, S.J. & Rabideau, A.J. 2013. An Assessment of U.S. Stream Compensatory Mitigation Policy: Necessary Changes to

Protect Ecosystem Functions and Services. *Journal of the American Water Resources Association* 49: 449-462.

Brown, S.C. & Veneman P.L.M. 2001. Effectiveness of compensatory wetland mitigation in Massachusetts, USA. *Wetlands* 21: 508-518.

Bruns, E. & Köppel, J. 2009. Handlungsempfehlung zur bewertung und bilanzierung von eingriffen im Freistaat Sachsen. TU Berlin – Institut für Landschafts- und Umweltplanung. 84 ss. http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/natur/Handlungsempfehlung_170709.pdf

Bull, J.W., Suttle, K. B., Gordon, A., Singh, N.J. & Milner-Gulland, E.J. I trykk. Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx*. doi:10.1017/S003060531200172X

Burgin, S. 2008. BioBanking: an environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation. *Biodiversity and Conservation* 17: 807-816.

Burgin, S. 2010. 'Mitigation banks' for wetland conservation: a major success or an unmitigated disaster? *Wetlands Ecology and Management* 18: 49-55.

Canada Fisheries Act. <http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/F-14.pdf>

Catterall, C.P., Freeman, A.N.D., Kanowski, J. & Freebody, K. 2012. Can active restoration of tropical rainforest rescue biodiversity? A case with bird community indicators. *Biological Conservation* 146: 53-61.

Cohen Commission 2011. Policy and Practice Report The Department of Fisheries and Oceans' Habitat Management Policies and Practices. Tilgjengelig på: <http://www.cohencommission.ca/en/pdf/PPR/PPR8-HabitatManagement.pdf>

Conway, M., Rayment, M., White, A. & Berman, S. 2013. *Exploring potential demand for and supply of habitat banking in the EU and appropriate design elements for a habitat banking scheme*. DG Environment.

Croft, C.D., Zimmerling, T. & Zimmer, K. 2011. *Conservation Offsets: A Working Framework for Alberta*. Alberta Conservation Association, Sherwood Park.

Cudmore-Vokey, B.C., M. Lange, and C.K. Minns. 2000. "Database Documentation and Critical Review of National Habitat Compensation Literature," Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2526: 1-34. Tilgjengelig på: <http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/245919.pdf>

Darbi, M., Ohlenburg, H., Herberg, A., Wende, W., Skambracks, D. & Herbert, M. 2009. International Approaches to Compensation for Impacts on Biological Diversity. Final Report. Leibniz Institute of Ecological and Regional Development & Berlin University of Technology. 184 ss. m. fl.DEADP 2007. Provincial Guideline on Biodiversity Offsets. Department of Environmental Affairs and Development Planning, Cape Town, South Africa.

Direktoratet for naturforvaltning. 2008. *Handlingsplan for Stor salamander*. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. 34 ss.

DEA&DP (Department of Environmental Affairs and Development Planning) 2007. *Provincial Guideline on Biodiversity Offsets*. Revised draft, edition 2. Provincial Government of the Western Cape, Department of Environmental Affairs & Development Planning, Cape Town.

DEA&DP (Department of Environmental Affairs and Development Planning) 2011. *Information Document on Biodiversity Offsets*. EIA Guideline and Information Document Series. Western Cape Department of Environmental Affairs & Development Planning (DEA&DP), Cape Town.

Tilgjengelig på: http://www.iaia.co.za/File_Uploads/File/DEADP_EIA_Info_Doc_on_Biodiversity_Offsets_Oct2011.pdf

DFO 1986. *Policy for the management of fish habitat*. Department of Fisheries and Oceans, Ottawa (<http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/23654.pdf>)

DFO (Fisheries and Oceans Canada) udatert a. *Practitioners guide to habitat compensation*. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/habitat/role/141/1415/14155/compensation/index-eng.asp>

DFO (Department of Fisheries and Oceans) udatert b. *Practitioners guide to the risk management framework for DFO habitat management staff*. Version 1.0. DFO. Tilgjengelig på: <http://www.dfo-mpo.gc.ca/habitat/role/141/1415/14155/risk-risque/pdf/Risk-Management-eng.pdf>.

Dickie, I., McAleese, L., Pearce, B. og Treweek, J. 2013. *Marine Biodiversity Offsetting - UK Scoping Study*. Report to The Crown Estate, London. Tilgjengelig på: <http://www.thecrownestate.co.uk/media/397708/marine-biodiversity-offsetting-uk-scoping-study.pdf>.

Drechsler M. & Wätzold F. 2009. Applying tradable permits to biodiversity conservation: Effects of space-dependent conservation benefits and cost heterogeneity on habitat allocation. *Ecological Economics* 68:1083-1092

Dyer, S., Grant, J., Lesack, T. og Weber, M. 2008. *Catching up. Conservation and Biodiversity Offsets in Alberta's Boreal Forest*. Canadian Boreal Initiative, Ottawa.

Dyer, S., Grant, J., Huot, M. og Droitsch, D. 2011. *Solving the puzzle: Environmental responsibility in oilsands development*. The Pembina Institute, Drayton Valley.

Eco Logical. 2011. *South West Rail Link- Biodiversity Offset Strategy*. 43 ss.

Eftec, IEEP m. fl. 2010. The use of market-based instruments for biodiversity protection –The case of habitat banking – Technical Report. Inkludert vedlegget “Case Studies of Habitat Banking Experience”. <http://ec.europa.eu/environment/enveco/index.htm>

ELI (Environmental Law Institute). 2009. In-lieu fee mitigation: model instrument language and resources. USA.

English Nature. 2001. Great crested newt Mitigation guidelines: <http://publications.naturalengland.org.uk/publication/810429>

EPA. 2012. United States Environmental Protection Agency. [A Function-Based Framework for Stream Assessment & Restoration Projects](http://water.epa.gov/lawsregs/guidance/wetlands/wetlandsmitigation_index.cfm#guidance), 344 ss. Link til rapporten finnes her: http://water.epa.gov/lawsregs/guidance/wetlands/wetlandsmitigation_index.cfm#guidance

Ezemvelo KZN Wildlife. 2009. *Norms and standards for biodiversity offsets: KwaZulu-Natal Province, South Africa*. Final draft.

Gibbons, P. 2010. The case for biodiversity offsets - Keep in mind the net gain and the status quo. *Decision Point* 39: 2-3.

Gibbons, P., Briggs, S.V., Ayers, D., Seddon, J. Doyle, S., Cosier, P., McElhinny, C., Pelly, V. & Roberts, K. 2009. An operational method to assess impacts of land clearing on terrestrial biodiversity. *Ecological Indicators* 9: 26-40.

GNB (Government of New Brunswick) 2002. *New Brunswick wetlands conservation policy*.

Gordon A., Langford W.T., Todd J.A., White M.D., Mullerworth D.W. & Bekessy S.A. 2011. Assessing the impacts of biodiversity offset policies. *Environmental Modelling & Software* 26: 1481-1488

GPEI (Government of Prince Edward Island) 2003. *A wetland conservation policy for Prince Edward Island*.

Hanski, I., & Ovaskainen, O. 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* 404: 755–758.

Hill, T., Kulz, E., Munoz, B. & Dorney, J.R. (i trykk). Compensatory Stream and Wetland Mitigation in North Carolina: An Evaluation of Regulatory Success. Environmental Management. DOI 10.1007/s00267-013-0027-7.

Hunter, E.A., Raney, P.A., Gibbs, J.P. & Leopold, D.J. 2012. Improving Wetland Mitigation Site Identification Through Community Distribution Modeling and a Patch Based Ranking Scheme. *Wetlands* 32: 841-850.

Leopold, A. 1949. *A sand County Almanac*. Oxford University Press. 240 ss.

Lockwood, J.L. & Pimm, S.L. 1999. When does restoration succeed? I: Weiher, E. & Keddy, P. (Red.) *Ecological Assembly Rules: Perspectives, Advances, Retreats*. Cambridge University Press, Cambridge.

Kiesecker, J.M., Copeland, H., Pocewicz, A., & McKenney, B. 2010. Development by design: blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8: 261-266.

Kihlslinger, R.L. 2008. Success of Wetland Mitigation Projects, National Wetlands Newsletter 30: 14-16. Koala Conservation Unit 2012

Koala Conservation Unit. 2012. *Offset for Net Gain of Koala Habitat in South East Queensland. Policy Guideline*. Department of Environment and Heritage Protection, Queensland. 20 ss.

Madsen, B., Carroll, N., & Moore Brands, K. 2010. *State of Biodiversity Markets Report: Offset and Compensation Programs Worldwide*. Tilgjengelig på: <http://www.ecosystemmarketplace.com/documents/acrobat/sbdmr.pdf>.

Madsen, B., Carroll, N., Kandy, D. & Bennett, G. 2011. *Update: State of Biodiversity Markets*. Forest Trends, Washington, D.C. Tilgjengelig på: http://www.ecosystemmarketplace.com/reports/2011_update_sbdm.

Maron M., Hobbs R.J., Moilanen A., Matthews J.W., Christie K., Gardner T.A., Keith D.A., Lindenmayer D.B. & McAlpine C.A. 2012. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation* 155: 141-148.

Miljøverndepartementet. 2009. *T-1476 Planlegging etter Plan- og bygningsloven*. Miljøverndepartementet, Oslo.

Miljøverndepartementet. 2013a. *Hamar kommune – Innsigelse til kommunedelplan for firefelt E6 gjennom Åkersvika naturreservat*. Brev til Fylkesmannen i Hedmark, 11. april 2013. Miljøverndepartementet, Oslo.

Miljøverndepartementet. 2013a. *Prop. 64 L (2012–2013) Proposisjon til Stortinget (forslag til lovvedtak). Endringer i vassdragsreguleringsloven, forurensningsloven, genteknologiloven og vannressursloven*. Miljøverndepartementet, Oslo.

Morandau, D. og Vilaysack, D. 2012. *Compensating for damage to biodiversity: an international benchmarking study*. Commissariat Général au Développement Durable, Paris.

Michael A. McCarthy m. fl. 2004. The habitat hectares approach to vegetation assessment: An evaluation and suggestions for improvement. *Ecological Management & Restoration* 5: 24-27.

McKenney, B.A. & Kiesecker, J.M. 2010. Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks. *Environmental Management* 45: 165-176.

Moilanen, A., van Teeffelen, A.J.A., Ben-Haim, Y. & Ferrier, S. 2009. How Much Compensation is Enough? A Framework for Incorporating Uncertainty and Time Discounting When Calculating Offset Ratios for Impacted Habitat. *Restoration Ecology* 17: 470-478.

Morandau, D. og Vilaysack, D. 2012. *Compensating for damage to biodiversity: an international benchmarking study*. 133 ss. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/developpement-durable/>

NSWG (New South Wales Government) 2012. Biobanking Review: Discussion Paper. 37 ss.

O'Connor NRM. 2009. BushBroker Implementation: Evaluation after two years of operations. Rapport for the Department of Sustainability and Environment, Victoria, Australia. 32 ss.

Pearson, M.P., Quigley, J.T., Harper, D.J., and Galbraith, R.V. 2005. Monitoring and assessment of fish habitat compensation and stewardship projects: Study design, methodology and example case studies. *Can. Manusc. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2729: xv + 124 p. (<http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/317613.pdf>)

Persson, J. 2011. Att förstå miljökompensasjon. Melica Media. 205 ss.

Pondella, D.J., Allen, L.G., Craig, M.T. og Gintert, B. 2006. Evaluation of eelgrass mitigation and fishery enhancement structures in San Diego Bay, California. *Bulletin of Marine Science* 78(1): 115–131.

Quetier, F. & Lavorel, S. 2011. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation* 144: 2991-2999.

Quigley and Harper 2006b. Effectiveness of fish habitat compensation in Canada in achieving no net loss. *Environmental Management* 37(3): 351-366.

Quigley, J.T., Harper, D.J. and Galbraith, R.V. 2006. *Fish habitat compensation to achieve not net loss: review of past practices and proposed future directions*. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2632. Fisheries and Oceans Canada, Vancouver. Tilgjengelig på: <http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/321421.pdf>.

Rey Benayas, J.M., Newton, A.C., Diaz, A., Bullock, J.M., 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325: 1121–1124.

Rubec, C.D.A. and Hanson, A.R. 2009. Wetland mitigation and compensation: Canadian experience. *Wetlands Ecology and Management* 17: 3-14.

Ruhl J.B. & Salzman, J. 2006. The Effects of Wetland Mitigation Banking on People. *National Wetlands Newsletter* 28: 7-13.

Rundcrantz K. 2006. Environmental compensation in Swedish road planning. *European Environment* 16:350-367.

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: 204-226.

SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International. 15 ss.

Samferdselsdepartementet. 2013. *Meld. St. 26. Melding til Stortinget. Nasjonal transportplan 2014–2023*. Samferdselsdepartementet, Oslo.

Solid Energy New Zealand Limited. 2009. *BBOP Pilot Project Case Study. Strongman Mine*. Christchurch, New Zealand.

Solvang, R. 2007. *E6 Kolomoen–Moelv i kommunene Stange, Hamar og Ringsaker Kommunedelplan med konsekvensutredning. Temarapport naturmiljø*. Statens vegvesen Region Øst.

Suding, K.N. 2011. Toward an era of restoration in ecology: successes, failures and opportunities ahead. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 42: 465–487.

Statens vegvesen. 2006. *Håndbok 140. Konsekvensanalyser*. Statens vegvesen Vegdirektoratet, Oslo. 291 ss.

Tanaka, A. 2010. *Novel biodiversity offset strategies: Satoyama Banking and Earth Banking*. IAIA10 Conference Proceedings' The Role of Impact Assessment in Transitioning to the Green Economy 30th Annual Meeting of the International Association for Impact Assessment 6-11 April 2010. International Association for Impact Assessment (IAIA), Fargo.

ten Kate, K., Bishop, J. & Bayon, R. 2004. *Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, UK. Tilgjengelig på: <http://cmsdata.iucn.org/downloads/bdoffsets.pdf>.

Turner, A.A. (red.) 2012. *Western Cape Province State of Biodiversity 2012*. CapeNature Scientific Services, Stellenbosch.

Underwood, J.G. 2011. Combining Landscape-Level Conservation Planning and Biodiversity Offset Programs: A Case Study. *Environmental Management* 47: 121-129.

von Hase & Gardner. 2012. Key ingredients for Biodiversity Offsets to Achieve No Net Loss. Fra: http://www.forest-trends.org/publication_details.php?publicationID=3211

Walker, S., Brower, A.L. Stephens, R.T.T. & Lee, W.G. 2009. Why bartering biodiversity fails. *Conservation Letters* 2: 149-157.

Wende, W., Herberg, A. & Herzberg, A. 2005. Mitigation banking and compensation pools: improving the effectiveness of impact mitigation regulation in project planning procedures. *Impact Assessment and Project Appraisal* 23: 101-111.

VEDLEGG

Vedlegg 1 Spesifikasjon kostnader ved jordflytting

Vedlegg 2 Kostnadsanslag for et utvalg skjøtsels- og restaureringstiltak i Norge

Vedlegg 1 Spesifikasjon kostnader ved jordflytting

Estimerte kostnader ved jordflytting under norske forhold (Kilde Dag Lønne, SVV Drammen). Å flytte 1 ha jordbruksjord over 1 km til mellomlagringsplass og deretter over 1 km til bestemmelsessted (se for nærmere beskrivelse tekst i rapporten).

Jordsjikt A – 30 cm tykkelse	3 000 m ³		
Jordsjikt B – 70 cm tykkelse	7 000 m ³		
Omlasting og utlegging jord			
Opplasting A (19 kr/m ³)	57 000 kr		
Opplasting b (17 kr/m ³)	119 000 kr		
Transport A (22 kr/m ³)	66 000 kr	Til mellomlager	
Transport B (22 kr/m ³)	154 000 kr		
Ording i ranker A - mellomlager	40 000 kr		
Ording i ranker B - mellomlager	80 000 kr		
Opplasting A (12 kr/m ³)	36 000 kr		
Opplasting B (12 kr/m ³)	84 000 kr		
Transport A (22 kr/m ³)	66 000 kr		
Transport B (22 kr/m ³)	154 000 kr		
Utlegging A (20 kr/m ³)	60 000 kr		
Utlegging B (19 kr/m ³)	133 000 kr		
Delsum 1	1 049 000 kr		1 049 000 kr
Opparbeidelse av mellomlager			
Krattrydding og terrengtilpassing (4000 m ²)	300 000 kr		
Leie av areal (2år)	100 000 kr		
Delsum 2	400 000 kr		400 000 kr
Anleggsvei og terrengforberedelse			
Fjellsprenging (12500m ³ a kr 40)	500 000 kr		
Fiberduk klasse 4 (10000 m ² x 12 kr)	120 000 kr	Mellom stein og sjikt B	
0,5 m lag med sprengstein (5000m ³ a 70 kr)	350 000 kr	Opplasting, transport og utlegging – 3 km transport	
Rydding + terrengtilpassing og VA (2000m veg a 120 kr/m)	240 000 kr		
Anleggsvei stein 2 km (tykkelse 0,75 m x 75 kr/m ³ x 5 m bredde)	562 500 kr	Opplasting, transport og utlegging – 2 km transport	
Fjerning anleggsvei (61 kr x 7500 m ³)	457 500 kr	Opplasting, transport og «utlegging» – 2 km transport	
Delsum 3	2 230 000 kr		2 230 000 kr
SUM			3 679 000 kr

Vedlegg 2 Kostnadsanslag for et utvalg skjøtsels- og restaureringstiltak i Norge (for A3 utskrift)

Gammelelva naturreservat, kroksjø. Anlegge nye dammer og vannspeil					
Fylkesmannen i Sør-Trøndelag + Sweco 2010					
Status: arbeid pågår. Prosjekt noe endret, men kostnadene blir omtrent som beskrevet. Faktisk kostnad ikke kjent pr dato					
Tiltak	Størrelse/mengde/kvalitet	NOK pr enhet - anslått pris	Kostnadsoverslag	Faktisk kostnad	Kommentar
Anlegging av to dammer * 2 daa. Fjerning av masser med gravemaskin og transport med lastebil	4 000 m3	60 kr pr daa	kr 350 000		eks. MVA. Innenfor transportavstand på 2 km. Inkl. 100000 for rydding av trær + brøytekostnader
Ev. forsterking, bygging av veg		1000-1500 kr pr lm			Her inngår ikke fjerning av veg
Fjerning av sedimenter med sugemaskin/vannjet for å øke eksisterende vanddekt areal med 5 daa	10 000 m3	100 kr pr m3	kr 1 000 000		
Drift/vedlikehold: Nye dammer bør graves ut med ca. 10 års mellomrom					
Totalt			kr 1 350 000		Tilsvarende en total kostnad på kr 150 000 pr daa
Slevdalsvann naturreservat, våtmark (stor sivsjø). Reetablere tapt vannspeil; fem dammer á 2 daa og 1 dam á 5 daa = 15 daa					
Fylkesmannen i Vest-Agder + Terrateknikk 2012 (tidligstudie)					
Status: Forprosjekt v. Sweco pågår					
Tiltak	Størrelse/mengde/kvalitet	NOK pr enhet - anslått pris	Kostnadsoverslag	Faktisk kostnad	Kommentar
Utredet konvensjonell drift:					
Masseuttak og transport m rigg/puss - to dumpere og to gravemaskiner - midlertidig vei	86 t	4400 pr time	kr 378 400		
Masseuttak og transport m rigg/puss - to dumpere og to gravemaskiner - permanent vei	91 t	4400 pr time	kr 400 400		
Masseuttak og transport m rigg/puss - to dumpere og to gravemaskiner - mektig permanent vei	98 t	4400 pr time	kr 431 200		
Etablering og riving av veier (ulike delstrekninger og alternativer)	200 m midlertidig enkle veier	700 pr lm	kr 140 000		
Etablering og riving av veier (ulike delstrekninger og alternativer)	100 m midlertidig vei ut i sump	1500 pr lm	kr 150 000		
Etablering og riving av veier (ulike delstrekninger og alternativer)	100 m midlertidig enkle veier	700 pr lm	kr 70 000		
Etablering og riving av veier (ulike delstrekninger og alternativer)	250 m permanent, under vann, tynn (0,7 m)	710 pr lm	kr 177 500		
Etablering og riving av veier (ulike delstrekninger og alternativer)	250 m permanent, under vann, mektig (1,5 m)	1600 pr lm	kr 400 000		
Etablering og riving av veier (ulike delstrekninger og alternativer)	250 m midlertidig, over vann inkl fjerning og bortkjøring		kr 375 000		
Etablering og riving av veier (ulike delstrekninger og alternativer)	50 m midlertidig, over sump		kr 75 000		
Drift/vedlikehold: ikke beskrevet					
Sum biotopiltak alt 1 (begrenset veiaktivitet) inkl flytting av 10000 m3 masse og fjerning av veier			kr 797 800		Tilsvarende en total kostnad på kr 53 187 pr daa
Sum biotopiltak alt 2 (kjøreatkomst ut i sumpen) inkl flytting av 10000 m3 masse og fjerning av vei			kr 952 800		Tilsvarende en total kostnad på kr 63 520 pr daa
Sum biotopiltak alt 2 (kjøreatkomst ut i sumpen) inkl flytting av 10700 m3 masse og lett permanent vei			kr 755 300		Tilsvarende en total kostnad på kr 50 353 pr daa
Sum biotopiltak alt 2 (kjøreatkomst ut i sumpen) inkl flytting av 11750 m3 masse og tung permanent vei			kr 977 800		Tilsvarende en total kostnad på kr 65 187 pr daa
Utredet biotopiltak alt 3 - bruk av amfibiefartøy, Watermaster:					
Mobilisering av watermaster til/fra tiltaksområde (spesialtransport)			kr 30 000		
Kostnad Watermaster	500 t	1600 pr time	kr 800 000		
Kostnad to dumpere a 1000 kr pr time	500 t	2000 pr time	kr 1 000 000		
Kostnad gravemaskin for etablering av veier	100 t	1200 pr time	kr 120 000		
Rigging og pussing 2 * dumpere og 1 * beltemaskin	16 t	3200 pr time	kr 51 200		
Drift/vedlikehold: ikke beskrevet					
Sum biotopiltak flytting av 15000 m3 masse til lokalt deponi			kr 2 001 200		Tilsvarende en total kostnad på kr 133 413 pr daa
Strategi for bruk av midler til tiltak i verneområder					
Direktoratet for naturforvaltning. Notat 2007-1					

Tiltak	Størrelse/mengde/kvalitet	NOK pr enhet - anslått pris	Kostnadsoverslag	Faktisk kostnad	Kommentar
Antatt snittpris for tiltak		250 pr time			Fra gratis til 600 kr pr time
Rydding av tett kratt	5-7 t pr daa	eks. 10 daa	15 000 - 20 000		
Rydding av glisne kratt	4-5 t pr daa	eks. 10 daa	10 000 - 15 000		
Ljåslått, raking, oppsamling, transport	8 t pr daa	eks. 10 daa	20 000 - 30 000		
Slått med tohjulstraktor, raking, oppsamling og slått	3,5 t pr daa	eks. 10 daa	7000 - 10 000		
Tynning av skog inkl. blinking, tynningshogst og uttak		eks. 1 kbm	300 - 500		
Etablering av infotavler i/rundt et nytt stort verneområde		15 000 pr stk	30 000 - 500 000		
Legging av 100 m klopp			15 000 - 20 000		
Etablering av natursti med infomateriell			50 000 - 150 000		
Overordnet plan for skjøtsel av kommunale naturområder og friområder i Stavanger (utdrag)					
Stavanger kommune, rullering 2011					
Tiltak	Størrelse/mengde/kvalitet	NOK pr enhet - anslått pris	Kostnadsoverslag	Faktisk kostnad	Kommentar
Kostnadsgrunnlag for tiltak i planen					
Skiveslått		1300 pr daa, gjennomsnitt			
Oppsetting av sauegjerd		200 pr lm			
Oppsetting av gjerdeklyvere		1000 pr stk			
Planting av skog		1600 pr daa inkl. plantemateriell			
Tynning av skog		750 pr daa			
Hogst av skog		750 pr daa			
Restaurering av dammer		75000 pr stk, gjennomsnitt			Vil variere med størrelse og beliggenhet
Lyngsviing		2000 pr daa, gjennomsnitt			Svært vær- og stedsavhengig
Rydding av tett kratt		3200 pr daa, gjennomsnitt			
Rydding av glisne kratt		2000 pr daa, gjennomsnitt			
Slått med tohjulstraktor		1400 pr daa inkl fjerning av gras			Deponikostnad kan komme i tillegg
Slått med ljå		3200 pr daa inkl fjerning av gras			Deponikostnad kan komme i tillegg
Ringbarking		3200 pr daa			
Gjennomførte tiltak (utdrag):					
Gauselskogen - fjerning/ringbarking av platanlønn på kommunalt areal			kr 120 000	kr 133 034	ekskl. mva.
Austbø/Klampen - opprensning av dam			kr 75 000	kr 61 971	ekskl. mva.
Austbø/Klampen - rydding av gjengrodd kystlynghei, del 1			kr 30 000	kr 26 586	ekskl. mva.
Bjørnøy nord - rydding av gjengroingspreget kystlynghei			kr 75 000	kr 57 792	ekskl. mva.
Fugleholmer - vegetasjonsrydding for å bevare/forbedre hekkebiotoper. Samarbeid med Naturvernforbundet				kr 14 625	ekskl. mva.
Kvernevik, kystlynghei - hogst/rydding			kr 120 000	kr 226 200	ekskl. mva. Arbeidet var mer omfattende enn antatt
Husabøryggen del 1 - rydding av gjengrodd beitemark			kr 50 000	kr 40 000	ekskl. mva.
Husabøryggen del 2 - rydding av gjengrodd beitemark			kr 50 000	kr 40 000	ekskl. mva.
Planlagte tiltak (utdrag):					
Lunde friområde (kulturlandskap/skog) – restaurering					
Inngjerding av beite	2210 lm	200 pr lm	kr 442 000		
Tett krattrydding av beite	27,4 daa	3200 pr daa	kr 87 680		
Gjerdeklyvere	15 stk	1000 pr stk	kr 15 000		
Rydding og gjennåpning av dam			kr 75 000		

Tilplanting av villkorridor	2,5 daa	1600 pr daa	kr 4 000		
Tynning av hagemark/lysåpen skog	31,8 daa	750 pr daa	kr 23 850		
Hogst og planting for treslagsskifte - granskog	17,1 daa	2350 pr daa	kr 40 185		
Totalt			kr 687 715		
Lunde friområde (kulturlandskap/skog) - drift og vedlikehold					
Slått, årlig	155,4 daa	1300 pr daa	kr 202 020		Kostnad pr år
Hogst av skog ca. hvert 6. år	8 daa	750 pr daa	kr 1 000		Kostnad pr år
Tynning av skog ca. hvert 6. år	31,8 daa	750 pr daa	kr 3 975		Kostnad pr år
Rydding langs turveier	10 daa	750 pr daa	kr 7 500		Kostnad pr år
Rydding og gjennåpning av dam hvert 10. år			kr 7 500		Kostnad pr år
Totalt			kr 221 995		Kostnad pr år
Langøy friområde (kystlynghei, strandeng) – restaurering					
Lyngsviing	139,2 daa	2000 pr daa	kr 278 400		Kan få lavere kostnad ved deltakelse fra Lundsvågen naturskole
Kratt- og skogrydding	40,2 daa	3200 pr daa	kr 128 640		
Gjerde beite	625 lm	200 pr m	kr 125 000		
Gjerdeklyvere	3 stk	1000 pr stk	kr 3 000		
Totalt			kr 535 040		
Langøy friområde (kystlynghei, strandeng) - drift og vedlikehold					
Kratt- og skogrydding	99 daa	Avtale Lundeneset naturskole	kr 15 000		Kostnad pr år
Lyngsviing en gang hvert 12. år	99 daa	2000 pr daa	kr 16 500		Kostnad pr år. Kan få lavere kostnad ved deltakelse fra Lundsvågen naturskole
Transport av sauer, ca. 3 ganger årlig.			kr 15 000		Kostnad pr år
Transport av dyr ca. 3 ganger årlig			kr 15 000		Kostnad pr år
Tynning av skog hvert 4. år	ca. 15 daa	750 pr daa	kr 2 813		Kostnad pr år
Totalt			kr 64 313		Kostnad pr år
Gauselskogen naturreservat (rik edelløvsog) – restaurering:					
Fjerning av platanlønn. Pris forhøyet grunnet sårbar natur og vanskelige forhold	48 daa	3200 pr daa	kr 153 600		
Totalt			kr 153 600		
Hjerkinn skytefelt. Fjerning og revegetering av veg					
Forsvarsbygg					
Tiltak	Størrelse/mengde/kvalitet	NOK pr enhet - anslått pris	Kostnadsoverslag	Faktisk kostnad	Kommentar
Fjerning og revegetering av veg, anslått enhetspris		500 - 1000 kr pr lm			Prisen avhenger av hvor mye masse som skal fjernes
Pilotprosjekt for tilbakeføring av veg og revegetering - delfelt "Vier". Markert kjørespor på land og i elvebredd	77,5 t / 272 lm = 0,28 t pr lm				Fjerning av 539 m ³ (ca. 2 m ³ /lm veg) masser med gravemaskin og dumper. Sprøytesådd areal ca. 45 lm (450 m ²) til kostnad kr 3,50 pr m ² + rigg
Pilotprosjekt for tilbakeføring av veg og revegetering - delfelt "Mogop". Vegstrekning uten store terrenginnrep	229 t / 726 lm = 0,32 t pr lm				Fjerning av 1052 m ³ (ca. 1,6 m ³ /lm veg) masser med gravemaskin og dumper. Sprøytesådd areal ca. 148 lm (1500 m ²) til kostnad kr 3,50 pr m ² + rigg
Pilotprosjekt for tilbakeføring av veg og revegetering - delfelt "Bjønnbrodd". Vegstrekning med masseutfylling og elvekryssing	146 t / 274 lm = 0,53 t pr lm				Fjerning av 700 m ³ (ca. 2,6 m ³ /lm veg) masser med gravemaskin og dumper inkl. såing og gjødsling for hånd.

Multiconsult AS
Postboks 265 Skøyen
0213 Oslo

Naturrestauring AS
Oddenveien 13 B
1363 Høvik

Skog og Landskap
Postboks 115
1431 Ås