

AREALBRUKSEFFEKTER I LIVSLØPSVURDERINGER -KVANTIFISERING AV EFFEKT PÅ BIODIVERSITET VED BYGGING AV EIRIKSDAL VANNKRAFTVERK

LAND USE IN LIFE CYCLE ASSESSMENTS
-QUANTIFICATION OF THE EFFECTS ON BIODIVERSITY IN THE CONSTRUCTION
OF EIRIKSDAL HYDROPOWER PLANT

KAJA HENNY ENGEBRIGTSEN

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP
INSTITUTT FOR NATURFORVALTNING
MASTEROPPGAVE 30 STP. 2012



Forord

Denne masteroppgaven er skrevet ved Institutt for naturforvaltning (INA), ved Universitet for Miljø- og Biovitenskap (UMB) og markerer avslutningen på mastergradsstudiet ”Fornybar Energi”.

Mitt valg av oppgavetema har utgangspunkt i en genuin interesse for natur og miljø og bærekraftig bruk av våre naturressurser. Slik jeg ser det er kraftproduksjon fra fornybare energikilder en av løsningene på de miljøutfordringene vi står ovenfor, med forutsetning om at produksjonen gjøres miljøforsvarlig. Etter å ha lest konsekvensutredningen om åpning av oljefeltet i Lofoten satt jeg igjen med en rekke ubesvarte spørsmål. Jeg fattet interesse for konsekvensutredningsmetodikken og ønsket å lære mer om fagområdet.

Sommerjobbstilling på Østfoldforskning gav meg mulighet til å jobbe med LCA av vannkraft og arealbrukseffekter på biodiversitet. Det var i denne arbeidsprosessen jeg ble oppmerksom på Biotopmetoden og så nytten i å prøve ut metoden på vannkraft i Norge. Med utgangspunkt i oppgavematikken har jeg valgt fag-emner som har gjort meg i stand til å håndtere de nødvendige verktøyene.

Jeg vil rette en stor takk til min veileder Ole-Jørgen Hanssen for å ha introdusert meg til fagtemaet og for å ha bidratt med sitt faglige og personlige engasjement under oppgaveskrivingen. En takk går også til hans kolleger på Østfoldforskning og på INA.

Jeg vil takke Roar Økseter, stipendiat ved INA for god hjelp med datainnsamling og redigering i ArcMap. Tore Larsen i miljøvernavdelingen hos fylkesmannen i Sogn og Fjordane for hjelpsomhet og tilgang på naturtyperegistreringer i Høyanger kommune.

Til slutt vil jeg takk for to lærerike år på UMB som har gitt meg gode venner og faglig innsikt som jeg tar med meg videre.

Oslo, Mars 2012

Kaja Henny Engebrigtsen

Sammendrag

Kapittel to innledes med en presentasjon av studieområdet for Eiriksdal kraftverk.

Informasjonen er hentet fra Konsesjonssøknaden, Fagrapport for biologisk mangfold og tilgjengelig kartdata. Kapittel tre går nærmere inn på teorigrunnlag som basis for metodikken og belyser problemstillingene; verdsetting av biologisk mangfold, relevant indikator for biologisk mangfold og naturens tålegrense.

I kapittel fire presenteres en gjennomgang av et utvalg miljøeffektivreringsmetoder som har vært anvendt for fornybar kraftproduksjon de siste årene samt en vurdering av metodenes muligheter og begrensninger.

Kapittelet innledes med en beskrivelse av livsløpsvurderings (LCA) metodikken etterfulgt av en innføring i Biotopmetoden for beregning av arealbrukseffekter på biologisk mangfold, konsekvensanalyser etter Vegvesenets håndbok 140, metode for kartlegging og verdsetting av biologisk mangfold etter DN-håndbok 13/2006 og en introduksjon til Geografiske

Informasjonssystemer (GIS) i kobling med LCA. Kapittelet avsluttes med en oppsummering og bakgrunn for valg av Biotopmetoden som best egnet for integrering i livsløpsvurderinger.

I kapittel fem brukes Eiriksdal som case studie for anvendelse av Biotopmetoden for kvantifisering av arealbrukseffekter på biodiversitet. Kvantifiseringsmekanismen består av sammenligning av areal (m^2) og areal per produserte energienhet (m^2/kWh) før og etter etablering av Eiriksdal kraftverk. Arealet innenfor systemgrensene består av biotopkategoriene "sjeldne biotoper", "teknotop" og "allmenne biotoper". Resultattabellen viser en endring i biotopsammensetningen "etter inngrep" på henholdsvis $0,90 \times 10^7 m^2/kWh$, $8,94 \times 10^7 m^2/kWh$ og $-9,84 \times 10^7 m^2/kWh$.

Oppgaven konkluderer med at klassifisering og verdsetting av biologisk mangfold på bakgrunn av biologiske parametere best ivaretar naturens verdi. Opprustning og Utvidelsesprosjekter (O&U) har færre negative konsekvenser for biologisk mangfold enn nyetablering av kraftverk. Og at en kombinasjon av stedsspesifikke konsekvensvurderinger og livsløpsvurderinger gir et mer nyansert bilde av et tiltaks totale miljøeffekter enn metodene gjør hver for seg.

Abstract

Chapter two begins with a presentation of the study area “Eiriksdal power plant”. The information is taken from the environmental impact assessment, the expert report on biodiversity and available map data. Chapter three will discuss the theoretical foundation as the basis for the methodology and highlights the issues, valuation of biodiversity, relevant biodiversity indicators and nature’s “tipping point”.

Chapter four presents a review of a selection of environmental assessment methods that have been used for renewable energy production in recent years and an assessment of the methods capabilities and limitations.

The chapter begins with a description of the life cycle assessment (LCA) methodology followed by an introduction to the Biotopmethod for quantification of land use impacts on biodiversity. Furthermore it gives a brief introduction to “Vegvesenets Handbook 140” for impact assessments and “DN-handbook 13/2006” and an introduction to Geographic Information Systems (GIS) in connection to LCA. Finally the chapter ends with a summary and background for the selection of the Biotopmethod as best suited for integration into life-cycle assessments.

In chapter five Eiriksdal is used as a case study for application of the Biotopmethod to quantify land use impacts on biodiversity. The quantification mechanism consists of comparison of area (m^2) and area per unit of energy produced (m^2/kWh) before and after the building of Eiriksdal power plant. The area within the system boundaries consists of the biotop-categories "rare biotopes," "teknotop" and "general biotopes." The result table shows a change in the biotop composition "after intervention" respectively $0,90 \times 10^7 m^2/kWh$, $8,94 \times 10^7 m^2/kWh$ and $-9,84 \times 10^7 m^2/kWh$.

The paper concludes that valuation of biodiversity based on biological parameters best reflects nature’s value. Upgrading and expansion projects (O&U) have fewer negative consequences for biodiversity than the construction of new power plants. And that a combination of site-specific impact assessments and life cycle assessments provide a more nuanced picture of the overall environmental effects than the methods separately.

Innholdsfortegnelse

FORORD	1
SAMMENDRAG.....	2
ABSTRACT.....	3
FIGUR OG TABELL OVERSIKT	5
1. INNLEDNING.....	6
1.1 BAKGRUNN.....	6
1.2 PROBLEMSTILLINGER.....	7
2. STUDIEOMRÅDE, METODIKK OG DATAGRUNNLAG.....	8
2.1 BESKRIVELSE AV TILTAKSOMRÅDET FOR "EIRIKSDAL VANNKRAFTVERK"	8
2.1.1 Eiriksdal/Lånefjord kraftverk, konsesjonssøknad og konsekvensutredning.....	9
2.1.2 Konsekvenser for biologisk mangfold hentet fra "fagrapport for biologisk mangfold"	13
2.1.3 Naturtypedata fra "Naturbase".....	18
2.2. LITTERATURSTUDIE AV ET UTVALG METODISKE TILNÆRMINGER.....	19
2.3. GIS VERKTØY OG DATAGRUNNLAG	19
3. TEORIGRUNNLAG SOM BASIS FOR METODIKKEN	20
3.1 VERDSETTING AV BIOLOGISK MANGFOLD.....	20
3.2 RELEVANT INDIKATOR FOR BIOLOGISK MANGFOLD	21
3.3 DIREKTE OG INDIREKTE PÅVIRKNING, NATURENS VIPPEPUNKT.....	23
4. METODISK FUNDAMENT FOR INTEGRERING AV AREALBRUKSEFFEKTER PÅ BIODIVERSITET.	24
4.1 LIFE CYCLE ASSESSMENTS (LCA) "KVANTITATIVE LIVSLØPSVURDERINGER"	25
4.1.1 Arealbrukseffekter i LCA analyser.....	28
4.2 BIOTOPMETODEN	31
4.3 KONSEKVENSANALYSE ETTER VEGVESENETS HÅNDBOK 140	35
4.4 DN HÅNDBOK-13/2006 KARTLEGGING AV NATURTYPER-VERDISETTING AV BIOLOGISK MANGFOLD..	38
4.5 LCA OG GIS	44
4.5.1 Geografiske Informasjonssystemer GIS.....	44
4.5.2 Kobling av LCA og GIS.....	44
4.6. OPPSUMMERING.....	45
5. BIOTOPMETODEN FOR KVANTIFISERING AV AREALBRUKSEFFEKTER PÅ BIODIVERSITET VED BYGGING AV EIRIKSDAL KRAFTVERK.	47
5.1 SYSTEMGRENSER	47
5.2 IDENTIFISERING AV BIOTOPER.....	49
5.3 INNDELING AV BIOTOPER I FIRE KATEGORIER	51
5.4 SAMMENSTILLING OG RESULTAT	52
6. DISKUSJON AV DE FREMSATTE PROBLEMSTILLINGENE.....	57
6.1 VIKTIGSTE FUNN	62
7. LITTERATURLISTE	63

Figur og tabell oversikt

FIGUR 1. KARTUTSNITT FRA NVE "ATLAS"	9
FIGUR 2. KARTUTSNITT FRA KONSESJONSSØKNAD	11
FIGUR 3. MARKERING AV UNDERSØKTE OMRÅDER FOR BIOLOGISK MANGFOLD (FAGRAPPOR).....	15
FIGUR 4. KARTUTSNITT FRA NATURBASE	18
FIGUR 5. PRINSIPPSKISSE (ISO 14040/2006)	25
FIGUR 6. PRINSIPPSKISSE FOR BIOTOPMETODEN	34
FIGUR 7. KARTUTSNITT "FØR INNGREP"	53
FIGUR 8. KARTUTSNITT "ETTER INNGREP"	54
TABELL 1. HOVEDDATA FOR EKSISTERENDE KRAFTVERK, HYDROLOGISK PERIODE 1071-2000	10
TABELL 2. HOVEDDATA OG PRODUKSJONSBEREKNINGER FOR HØYANGERANLEGGENE MED EIRIKSDAL KRAFTVERK.....	12
TABELL 3. TIPPMASSER	13
TABELL 4. RØDLISTEKATEGORIER.....	13
TABELL 5. STATUS FOR NATURVERDIER	17
TABELL 6. KONSEKVENSER FOR BIOLOGISK MANGFOLD VED BYGGING AV EIRIKSDAL KRAFTVERK.	18
TABELL 7. OMRÅDEVERDI	19
TABELL 8. INDIKATORVERDIER FOR EFTEKTKATEGORIEN "BIODIVERSITET"	30
TABELL 9. KRITERIER FOR UTVELGELSE AV NATURTYPER	39
TABELL 10. KRITERIER FOR Å SKILLE MELLOM LOKALITETER AV EN NATURTYPE	40
TABELL 11. UTVALGTE NATURTYPER SOM SKAL KARTLEGGES (DN-HÅNDBOK 13/2006)	40
TABELL 12. NATURBASE DOKUMENTASJON BIOLOGISK MANGFOLD	41
TABELL 13. IDENTIFISERINGSSYSTEM SOM DANNER GRUNNLAG FOR BIOTOPINNDELING.....	49
TABELL 14. IDENTIFISERINGSSYSTEM FOR BOREALE OMRÅDER	49
TABELL 15. INFORMASJONSKILDER FOR BIOTOPIDENTIFISERING OG ANVENDBARHET	50
TABELL 16. BIOTOPKLASSIFISERING ETTER BIOTOPMETODEN	51
TABELL 17. BIOTOPREGISTRERINGER "FØR INNGREP"	53
TABELL 18. BIOTOPREGISTRERINGER "ETTER INNGREP"	55
TABELL 19. RESULTATTABELL.....	55

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

I 1987 la Verdenskommisjonen for miljø og utvikling med Gro Harlem Brundtland som leder frem rapportenden "Vår felles fremtid". Rapporten var den første omfattende politiske analysen av de internasjonale miljøutfordringene. Den satte miljøvern som et overordnet mål og introduserte begrepet "bærekraftig utvikling".

Bærekraftig utvikling er i Brundtlandrapporten definert som; *"utvikling som imøtekommer dagens behov uten å ødelegge mulighetene for at kommende generasjoner skal få dekket sine behov"* (UNEP)

Som et ledd i å nå denne målsetningen presenterer rapporten en anbefaling om kutt i det totale energiforbruket samt en overgang til bruk av fornybare ressurser. Økt andel energi fra fornybare ressurser har blitt et internasjonalt satsningsområdet og preger dagens miljøpolitikk.

Vannkraft er per i dag den dominerende formen for fornybar kraftproduksjon på verdensbasis og utgjør ca. 90% av den totale fornybare el. produksjonen i Europa og 99% av elektrisitetsproduksjonen i Norge. Vannkraft med magasinkapasitet kan lagre store mengder potensiell energi og fungere som balansekraft i et Europeisk kraftmarked som er preget av termiske energikilder og uregulerbar fornybar energi fra vind og sol.

Vannkraftens egenskaper har gjort at den har vært bygget ut i stort omfang i Norge siden 1900 tallet og ved inngangen av 2011 var Norges vannkraftpotensial på 206 TWh og nær 60 % av dette er bygget ut (NVE). I dag fokuseres det i hovedsak på utbygging av småkraft under 10MW og opprustning og utvidelse av eksisterende anlegg.

Som all annen arealintensiv energiproduksjon har vannkraftutbygging konsekvenser for biodiversiteten i et område. Konvensjonen om biologisk mangfold ble vedtatt på Rio konferansen "Earth Summit" i 1992. Konvensjonen har siktemål på "bevaring av biologisk mangfold, bærekraftig bruk av biologiske ressurser og rettferdig fordeling av genetiske ressurser", og betraktes som et sentralt dokument for prinsippet om bærekraftig utvikling. I Norge ble "Naturmangfoldloven", eller "Lov om bevaring av natur, landskap og biologisk mangfold" vedtatt 3.april 2009. Loven har som formål å hindre tap av biologisk mangfold i Norge.

Til tross for at vannkraften er fornybar har den en rekke miljøkonsekvenser som det er viktig å identifisere. Utbygging av vannkraft kan føre til endringer i det biologiske mangfoldet i det berørte området. Både gjennom direkte bruk av arealer, oppsplitting av arealer og ved endret vannregulering.

Ifølge forskrift om konsekvensutredning med hjemmel i Plan og Bygningsloven er *”formålet med bestemmelsene om konsekvensutredning (KU) og sikre at hensyn til miljø og samfunn blir tatt i betraktning under forberedelsen av planer og tiltak, og når det tas stilling til om, og på hvilke vilkår, planer eller tiltak skal gjennomføres.”* PBL§1

Det stilles ingen lovbestemte krav til hvordan en konsekvensutredning skal utarbeides. Praksis for tiltakshavere i Norge de siste årene har vært å følge metodikken etter ”Vegvesenets håndbok 140” som tar utgangspunkt i en samfunnsøkonomisk analyse.

Det har vært en løpende utvikling på fagfeltet for miljøeffektvurderinger og en rekke nye metoder og miljøstandarder er tilgjengelig. Det går mot en utvikling der forbrukere setter stadig strengere krav til miljøinformasjon i forbindelse med varer og tjenester. For å tilfredsstille disse kravene kan produsenter av varer og tjenester ta i bruk ulike former for miljømerker og varedeklarasjoner for å styrke sin konkurransedyktighet. ISO 14040/2006 serien omhandler livsløpsvurderinger, (LCA) som er en kvantitativ systemanalyse som evaluerer et produktsystems totale miljøeffekter i hele livsløpet.

Miljødeklarasjoner (EPD) bygger på livsløpsanalyser og følger den internasjonale standarden (ISO 14025 og ISO 21930). Utviklingen viser at vannkraftprodusenter i økende grad tar i bruk livsløpsvurderinger for å kommunisere miljøinformasjon om sin elektrisitet.

1.2 Problemstillinger

Oppgaven tar utgangspunkt i status på fagfeltet for miljøeffektanalyser internasjonalt og nasjonalt og er sentrert rundt følgende problemstillinger;

Gjennomgang av et utvalg metodiske tilnærminger for vurdering av arealbrukseffekter på biodiversitet og hvordan metodene kan integreres med livsløpsvurdering av tiltak innenfor energisektoren?

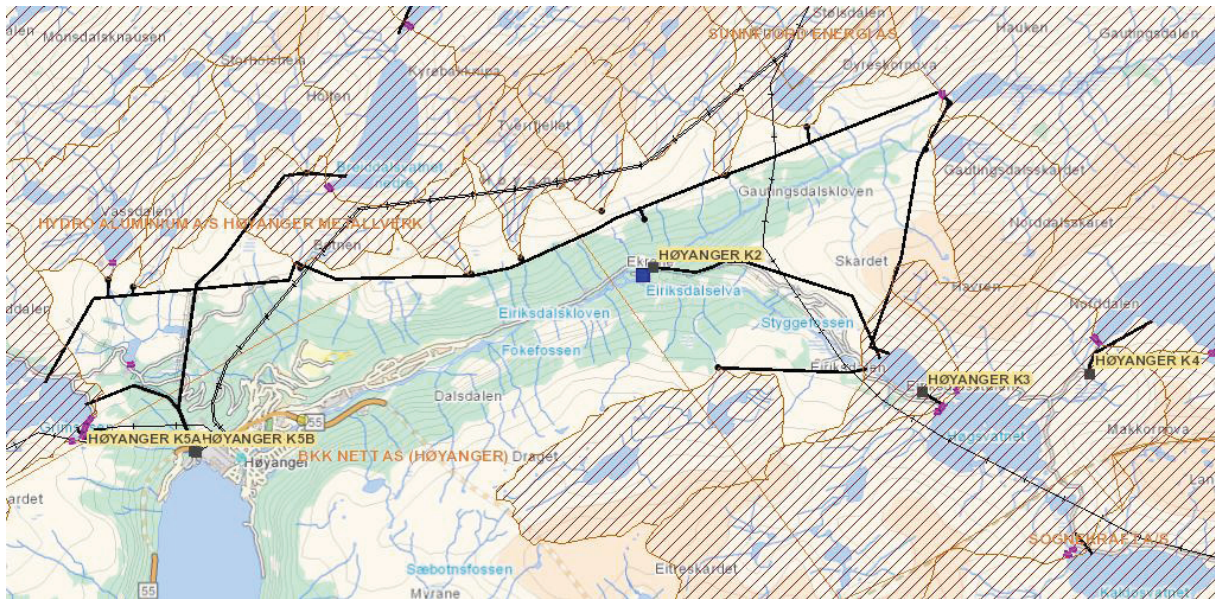
- *Hvilke muligheter og begrensninger vurderes for de kvantitative og kvalitative analysemetodene?*
- *Hvilke problemstillinger er relevante ved analyse av arealbrukseffekter på "biodiversitet"?*
- *Hvordan kvantifisere arealbrukseffekter på biodiversitet ved bygging av Eiriksdal kraftverk etter Biotopmetoden?*

2. Studieområde, metodikk og datagrunnlag

2.1 Beskrivelse av tiltaksområdet for "Eiriksdal vannkraftverk"

Statkraft har planlagt en utvidelse og oppgradering av Høyangeranleggene i Sogn og Fjordane. Tiltaksplanene er av et slikt omfang at det er utløst krav om konsekvensutredning etter Plan og Bygningslovens bestemmelser. Som grunnlag for konsekvensutredningen er det utarbeidet syv fagrapporter. De nye planene vil ifølge Statkraft medføre bedre utnyttelse av vannet i det regulerte området ved å redusere flomtap. Informasjonene om tiltaksområdet er hentet fra "konsesjonssøknad Eiriksdal/Lånefjord kraftverk, konsesjonssøknad og konsekvensutredning", "Fagrapport for biologisk mangfold", "Naturtyper i Høyanger", Karttjenesten "Naturbase" og "Norge i bilder" samt informasjon fra fylkesmannen i Sogn og Fjordane.

2.1.1 Eiriksdal/Lånefjord kraftverk, konsesjonssøknad og konsekvensutredning



Figur 1. Kartutsnitt fra NVE "Atlas"

Høyangeranleggene består av vannkraftverkene K5,K4,K3,K2 og Gautingsdaloverføringen. Anleggene berører Gaular, Høyanger og Balestrand kommune i Sogn og Fjordane.

- K5 består av to kraftstasjoner, K5A utnytter fallet mellom Bergsvatnet og Høyangerfjorden og K5B utnytter fallet mellom Nedre Breidalsvatnet og Høyangerfjorden.
- K4 utnytter fallet fra Norddalsvatnet til Høgsvatnet.
- K3 utnytter fallet mellom Høgsvatnet og Roesvatnet.
- K2 utnytter fallet fra Roesvatnet til Ekrene som ligger innerst i Dalsdalen.

Bergsvatnet/Uldalsvatnet er inntaksmagasin for K5A og får overført vann gjennom en tunell fra Fossvatnet og Gautingsdalstunellen som overfører store deler av tilsiget fra Eiriksdalen og Gautingsdalen. Overføringskapasiteten er relativt liten og det er tilvis store overløp i de berørte vannene. Flom-tap og begrenset overføringskapasitet fører til tapt produksjon da fallhøyden i K5A er høyere enn i K2 g vannverdien i Bergsvatnet er høyere enn i Roesvatnet.

Fra K4 går det en 12kV overføringskabel som går via K3 til K2 og videre til K5. I koblingsstasjonen i K5 er anleggene koblet til sentralnettet som går gjennom Stølsdalen og Langedalen.

Tabell 1. Hoveddata for eksisterende kraftverk, hydrologisk periode 1971-2000

Kraftverk	Enhet	K2	K3	K4	K5A	K5B	Sum
Nedbørfelt	Km^2	73,3	74,4	24,2	208,4	20,1	228,5
Midl. avrenning	$l/s/Km^2$	99,5	99,7	108,2	102,6	20,1	102,9
Midlere tilsig	$Mm^3/år$	231,2	227,7	82,6	612,5	67,3	
Magasin volum	Mm^3	62,9	62,3	24,8	228,4	25,7	253,5
Fallhøyde	m	472	63	82	573	710	
Maksimal driftsvannføring	m^3/s	6,3	6,6	2,8	19,4	2,9	
Prod. potensiale	GWh/år	95,6	25,7	13	710	111	1088,1
Bruktid middelår	timer	3720	7139	6500	7516	6314	
Nominell effekt	MW	25,7	3,6	2,0	93,5	17,2	142

I store deler av reguleringsområdet for Høyangeranleggene er det registrert store flom-tap. Dette skyldes flaskehalser i overføringssystemet mellom nedbørsfeltene og trange inntak til kraftstasjonene. I tillegg er det registrert økt avrenning fra nedbørsfeltene de senere årene. Som svar på dette har Statkraft utarbeidet planer med sikte på å utnytte en større del av energipotensialet som finner i de regulerede vassdragene tilknyttet Høyangeranleggene. Statkraft definerer tiltaket som et opprustnings- og utvideleseprosjekt (O&U).

Ifølge NVE dekker opprustning og utvidelse av vannkraftverk begreper som modernisering, effektivisering og ombygging. O&U skiller på hva som kan gjøres innenfor rammen av den konsesjonen kraftverket har fått og hvilke tiltak som krever ny konsesjonsbehandling. Opprustning av Høyangeranleggene er av et slikt omfang at det utløser krav om konsekvensutredning og ny konsesjonsbehandling.

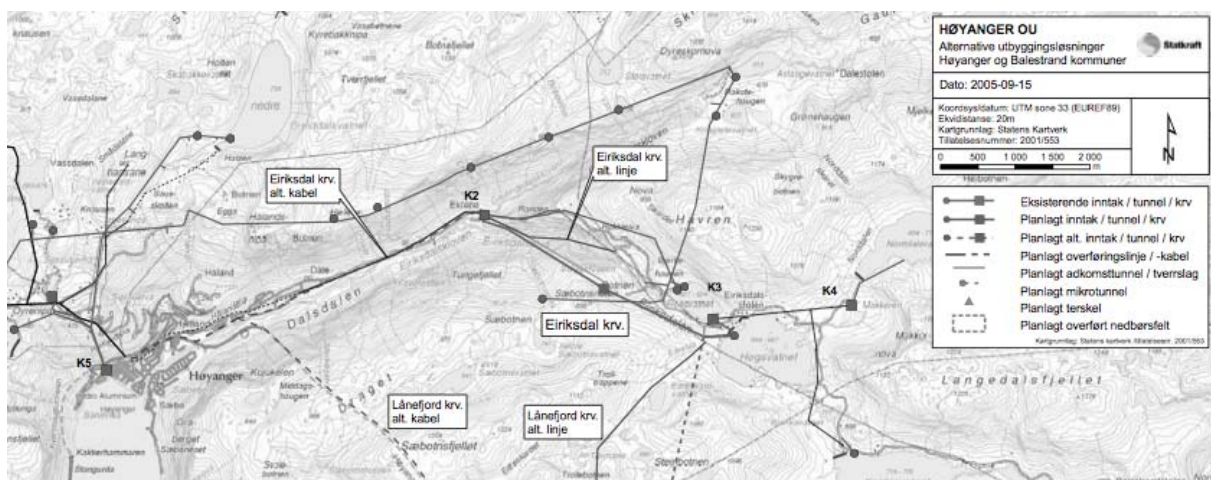
Undersøkelser foretatt av Statkraft viser at ved å utnytte vannet som drenerer til Eiriksdalen i et nytt kraftverk fremfor å overføre det til Begsvatnet via Gautingsdalstunellen vil man redusere flomtap i hele reguleringsområdet.

Tre alternativer er vurdert;

1. Rehabilitering av K2 og K3
2. Nedlegging av K2 og K3. Bygging av et nytt Eiriksdal kraftverk med inntak i Høgsvatnet og utløp i Daleelva, med og uten overføring av Isvotni. Bygging av ny nettilknytning for kraftverket.
3. Rehabilitering av K2 og K3. Bygging av nytt Lånefjord kraftverk med inntak i Høgsvatnet og utløp i Lånefjorden, med og uten overføring av Isvotni. Bygging av ny nettilknytning for kraftverket.

Konsesjon er gitt til alternativ 2, nedleggelse av K2 og K3 og bygging av et nytt Eiriksdal kraftverk uten overføring av Isvotni.

Eiriksdal vannkraftverk



Figur 2. Kartutsnitt fra konsesjonssøknad

Bygging av Eiriksdal kraftverk vil medføre nedleggelse av K2 og K3. Kraftverket vil bli bygget inn i Tungefjellet på sørsiden av Eiriksdalen. Høgsvatnet (kote 608 moh) blir inntaksmagasin og kraftverket vil ha utløp i Gautingsdalskloven (kote 126 moh), like nedstrøms dagens K2. Høgsvatnet har reguleringsgrensene HRV 694 og LRV 687 m.o.h.

Maksimal vannføring gjennom kraftverket blir i området 12-16 m³ /s.

Et eller to aggregat bygges med maksimal turbinytelse i området 60-80MW.

Et separat tappeanlegg bygges for å sikre minstevannføring i Daleelva ved stans i kraftverket.

Vannveien for Eiriksdal kraftverk vil bestå av inntak i Høgsvatnet. Via en ca. 2230 m lang tunell skal vannet føres inn i fjellet til kraftstasjonen og ut gjennom en ca. 1800 m lang utløpstunell. Utløpet avsluttes i en ca. 80 m lang kanal fram til Daleelva.

Kraftverket vil bli tilknyttet nettet med en 132kV linje som kobles til linjen mot Fardal. Dette vil medføre at en av de 12kV linjene som går fra K2 til Høyanger blir tatt ut av drift og fjernet. Den gjenværende linjen vil bli lagt i jord. Deponier for sprengte tunellmasser planlegges lokalisert ved kraftverksområdet ved Ekrene og på gammel tipp nedenfor Roesvatnet.

Tabell 2. Hoveddata og produksjonsberegninger for Høyangeranleggene med Eiriksdal kraftverk

Kraftverk	Enhet	Eiriksdal	K4	K5A	K5B	Sum
Nedbørfelt	Km^2	74,3	24,2	136,0	20,1	230,4
Midlere tilsig	$Mm^3/år$	233,2	82,6	447,1	67,3	747,7
Magasin volum	Mm^3	62,3	24,8	165,5	25,7	253,5
Fallhøyde	m	563,4	82	573	710	
Prod.potensialet	Gwh/år	323,0	17,4	629,1	113,5	1083,1
Bruktid middelår	h	4707	3953	6523	6314	
Maks ytelse*	MW	64,5	4,2	95,8	17,2	181,7
Produksjonssimuleringer	GWh/år	304,8	17	619	108,6	

*I simuleringen er det forutsatt turbineffekt i Eiriksdal kraftverk på 64,5MW og 4,2 MW i K4

Anleggsarbeid og riggområder

I Kraftverksområdet vil det bli etablert et riggområde ved Ekrene og ved K2 med nødvendige funksjoner for drift i anleggsperioden. Det vil også bygges adkomstveier til riggområdene. Totalt vil riggområdene kreve et areal på ca. 10-15.000 m^2 .

Tipper og kanalisering

Etablering av Eiriksdal kraftverk krever sprengninger og uttak av løsmasser i anleggsperioden. Massene skal plasseres på et tippområde ved K2, som er planlagt mellom Eiriksdalselva og Daleelva. Tippen skal tilpasses terrenget og vil bli sådd. Massene som tas ut ved Høgsvatnet er tenkt plassert ved Roesvatnet samt brukt til vegformål på fjellet. Utlagt i tipp blir volumet på massene:

Tabell 3. Tippmasser

Drivemetode	Sprengmasser m^3	TBM-masser m^3
Sprengstein ved K2	254000	
Boret masse ved K2		5300
Sprengstein ved Høgsvatnet	24000	

Kostnadsoverslag for Eiriksdal kraftverk

Samlet utbyggingskostnad for Eiriksdal kraftverk er kalkulert til ca. 327,3 mill. NOK. inklusive 6% renter i byggetiden.

2.1.2 Konsekvenser for biologisk mangfold hentet fra ”fagrapport for biologisk mangfold”

Metode og materiale

I fagrapporten er biologisk mangfold delt inn i naturtyper, vegetasjon/flora og vilt. Arter som er på rødlisten behandles for seg selv.

Naturtyper

Kartlegging av naturtyper er basert på DN-håndbok 13 ”kartlegging av naturtyper”

Vegetasjon og flora

Kartlegging av vegetasjon og flora er basert på rapporten ”Truede vegetasjonstyper i Norge” (Fremstad og Moen 2001) som ligger til grunn for prioritering av viktige vegetasjonstyper i området.

Vilt

Kartlegging av er basert på DN-håndbok 11-1996/2000 ”Viltkartlegging” som ligger til grunn for utvelgelse og vektning av områder.

Rødlistearter

Arter som er oppført i rapporten ”Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998” (DN 1999a)

Tabell 4. Rødlistekategorier

Kategorier	Kode	Kommentar
EXTINCT	EX	Arter som er utryddet (for det aktuelle land)
ENDANGERED (direkte truet)	E	Arter som er direkte truet
VULNERABLE (sårbar)	V	Sårbare arter med sterk tilbakegang (kan gå over i gruppen E ved fortsatt negativ utvikling)
RARE (sjelden)	R	Arter som ikke er direkte truet eller sårbare, men som er utsatt grunnet liten bestand
DEMANDS CARE (krever varsomhet)	DC	Arter som ikke går inn under E, V eller R, men som krever spesielle hensyn og tiltak
DEMANDS MONITORING (krever overvåking)	DM	Arter som har gått tilbake , men som ikke regnes som truet. For slike arter er det grunn til overvåking av situasjonen

Verdisetting av områder

Verdisetting i rapporten følger i stor grad verdissetingsmetoden til NVE sin veileder 1/2004 og Gaarder (2003) som er presentert i vedlegg 1., men har lagt til en ekstra kategori for ”lokal/ liten” verdi og ikke tatt hensyn til tema ”Inngrepsfrie og sammenhengende naturområder” se vedlegg 2.

Datagrunnlag

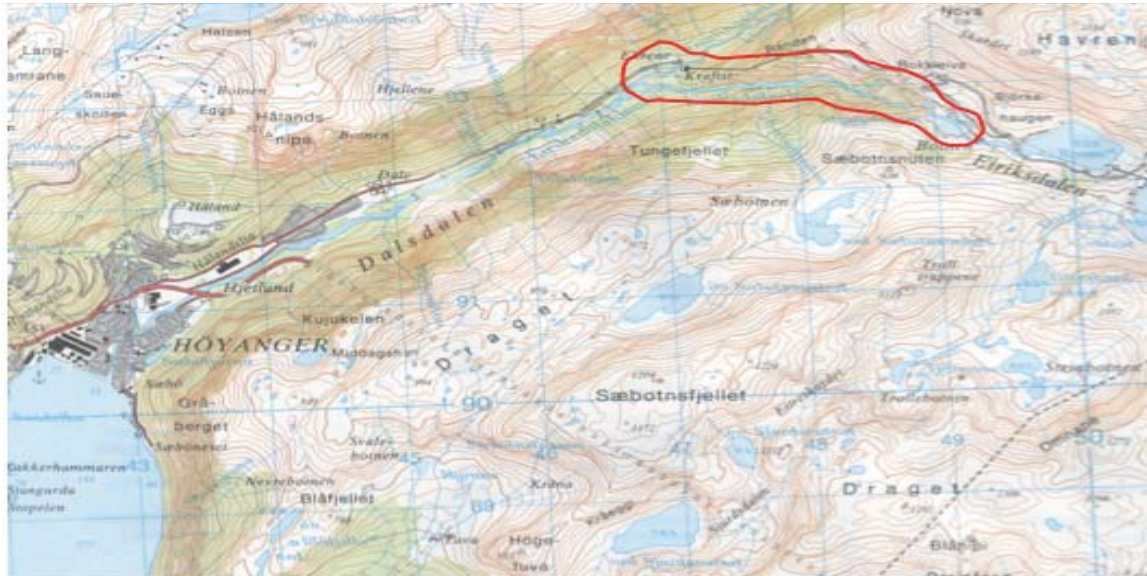
Fagrapporten er basert på kjente funn fra tidligere kartlegginger av biologisk mangfold i kommunene, intervjuer med lokalbefolkningen og feltundersøkelser.

Influensområdet

Influensområdet for biologisk mangfold er definert som alle områder som blir direkte eller indirekte berørt av bygging av Eiriksdal kraftverk. Dette omfatter områdene;

- Tiltaksområdet
- Vassdrag som får endringer i vannføringen.
- Områder i og ved kraftledningstraseer.

Status og konsekvenser for biologisk mangfold i området rundt Eiriksdal kraftverk



Figur 3. Markering av undersøkte områder for biologisk mangfold (Fagrapport)

Undersøkelsene av biologisk mangfold er sentrert rundt fire områder som vil bli særlig berørt av inngrepet

Myr ved Roesvatnet

Myra ligger i en liseide ovenfor avløpselva fra Roesvatnet og er tenkt som området for deponering av tunellmasser.

Naturtype, vegetasjon og flora

Myra er en "minerotrof bakkemyr" som får næringstilsig fra omgivelsene gjennom sig og bekker. For oversikt over registrert arter i området se vedlegg 3.

Vilt

Myra har liten betydning som viltområde

Områdets verdi

Myra oppfyller ikke kriteriene for utvalgte naturtyper i DN-håndbok 13-1999.

Følgende arter inngår i naturtypen "rikmyr"

- Engstarr
- Rosetormose
- Loppestarr

Artsutvalget og omfanget oppfyller ikke kriteriene til den utvalgte naturtypen "rikmyr".

Myras vegetasjon vurderes som "fattig" til "intermeditærrik", med et artsutvalg som spenner fra typiske fattigmyrer til rikere vegetasjon. Basert på Fremstad & Moen (2001) er vegetasjonstypen ikke truet.

Skråning for påhugg

Lokaliteten for tunellpåhugget ligger ovenfor eksisterende deponiområde ved Roesvatnet. Bergveggen ligger omkring den klimatiske skoggrensen for denne delen av landet.

Naturtype, vegetasjon og flora

For registrerte arter se vedlegg 4.

Vilt

Området har ingen spesiell betydning for vilt

Områdets verdi

Lokaliteten er en vanlig naturtype med variert flora preget av vanlig forekommende planter bortsett fra Døkkhutremose, som ikke er vanlig i fylke.

Lokaliteten oppfyller ikke kriterier for utvalgte naturtyper i DN-håndbok 13-1999 eller truede vegetasjonstyper i Fremstad & Moen (2001) Med grunnlag i forekomst av Døkkhutremose vurderes lokaliteten som regionalt viktig.

Deponiområdet på Ekrene

Tiltaksområdet ved Ekrene ligger i Dalsdalen ved samløpet av Eiriksdalselva og Gaulatingskloven. Dalsdalen strekker seg fra tettstedet Høyanger og oppover mot høyereliggende fjellområder. Influensområdet omfatter arealer innenfor en radius av 450 m fra K2 kraftstasjon ved Ekrene.

Naturtyper, vegetasjon og flora

Området er delvis preget av eksisterende inngrep og arealendring. Området i tilknytning K2 er preget av anleggsveier, rørgater, deponiområder og kraftledninger samt en opparbeidet skytebane for leirdue skyting sørvest for K2. Eiriksdalselva drenerer kun et lite restfelt på $0,5m^3/s$ da vannet fra det øvre nedslagsfeltet er overført til K2 og K5, ved Høyanger.

Blandingsløvskog dekker arealer med jordsmonn, med unntak av på opparbeidede arealer og dyrka mark. For registrerte arter se vedlegg 5.

Områdets verdi

Det er ikke registrert spesielt viktige naturtyper etter DN-håndbok 13-1999 eller vegetasjonstyper etter Fremstad og Moen 2001 i området som blir influert av Eiriksdal kraftverk. Mosearten Tråskruevrangmose har relativt begrenset forekomst i fylket og vurderes derfor som kommunalt viktig.

Tiltaksområdet vurderes å ha meget begrenset verdi som viltområde. Kongeørnen (rødlisteart) har kjent hekkeplass perifert i influensområdet.

Kraftledningstraseer

De to 12kV kraftledningene som går fra trafostasjonen i Høyanger og frem til K2 vil bli erstattet av en ny 132 kV jordkabel. Kraftledningen er vurdert å ha marginal betydning for naturverdier da traseen er lagt ved eksisterende linje.

Sammenstilling

I tabellen under er de berørte områdene sammenstilt i forhold til naturverdier. Områder der det ikke er registrert verdifulle forekomster er oppført med verdien 0. Antall registrert lokaliteter som er gitt lokal, kommunal, regional eller nasjonal verdi er oppført i parentes ved siden av verdibetegnelsen.

Tabell 5. Status for naturverdier

Tiltak		Naturmiljø		
Utbyggingsområde	Berørte områder	Naturtyper	Vegetasjon/flora	Vilt
Eiriksdal	Deponimyr	0	Lokal (1)	0
	Påhuggsområde	0	Regional (1)	0
	Ekrene	0	Kommunal (1)	0
	Kraftledningstrase	0	0	0
	Perifert influensområde	0	0	Nasjonalt (2)

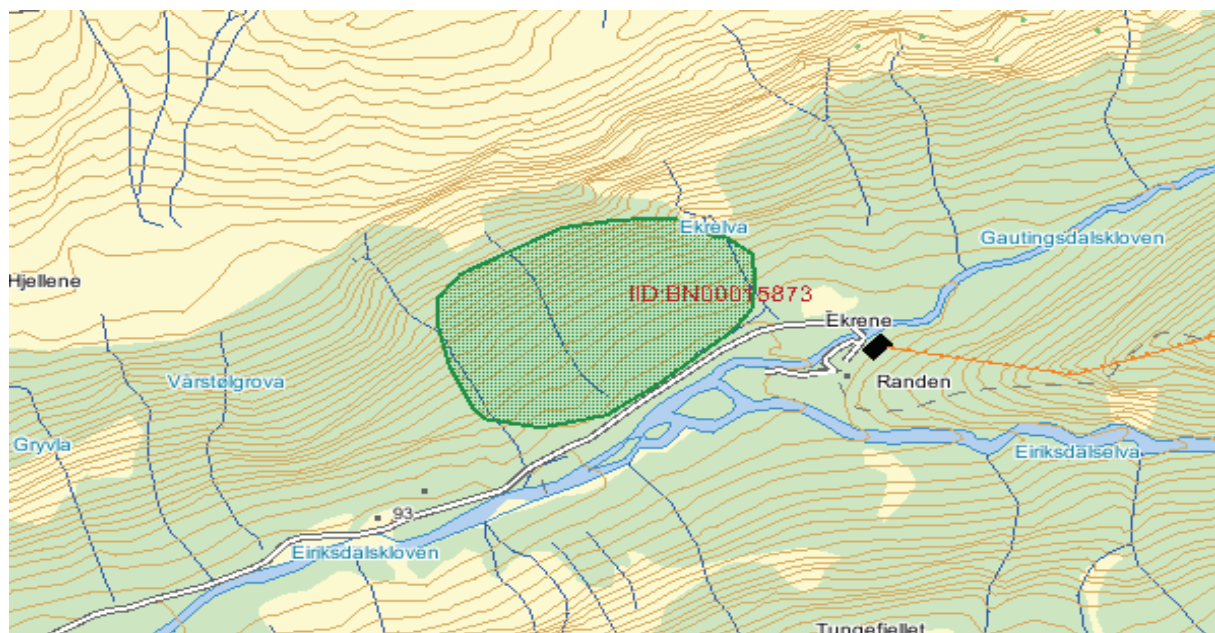
Konsekvenser

Tabellen under viser en sammenstilling av konsekvenser basert på anvendt metodikk, se vedlegg 6. Fagrapporten har vurdert de berørte områdene til å ha liten verdi for biologisk mangfold. Konsekvensene for naturmiljø vurderes derfor som små for bygging av Eiriksdal kraftverk. Til tross for resultatet av konsekvensvurderingen vil tiltaket vil ha negative konsekvenser for vanlige naturtyper, vegetasjon og vilt.

Tabell 6. Konsekvenser for biologisk mangfold ved bygging av Eiriksdal kraftverk.

Tiltak		Naturmiljø		
Utbyggingsområde	Berørte områder	Naturtyper	Vegetasjon/flora	Vilt
Eiriksdal	Deponimyr	0	-	0
	Påhuggsområde	0	--	0
	Ekrene	0	0/-	0
	Kraftledningstrase	0	0/-	0
	Perifert influensområde	0	0	0/-

2.1.3 Naturtypedata fra "Naturbase".



Figur 4. Kartutsnitt fra Naturbase

For informasjon om nedlastede kart-lag se vedlegg 7.

Den eneste Naturbase-registreringen som er gjort i influensområdet til Eiriksdal kraftverk er Naturtyperegistrering etter DN's håndbok 13/2006.

Området BN00015873, Ekrene i Høyanger kommune har følgende områdebeskrivelse;

Tabell 7 Områdeverdi

Naturtype:	Rik edellauskog
Verdi	Viktig (B)
Dato registrert	28.05.2002
Totalareal	258 daa

2.2. Litteraturstudie av et utvalg metodiske tilnærminger

Litteraturstudie er brukt som metode for å gjøre et utvalg av mest relevant metode for vurdering av arealbrukseffekter på biodiversitet og hvordan metodene kan integreres med livsløpsvurderinger.

Et litteraturstudie kan beskrives som å systematisk søke, vurderende granske, samt avkorte litteratur innenfor et tema eller problemområde (Forsberg m.fl. 2008)

Litteratur og publiserte artikler som omhandler LCA er tilgjengelig via ScienceDirect og Elsevier som er to av verdens ledende kilder for vitenskapelige, tekniske og medisinske forskningsartikler i fulltekst. Andre kilder har blitt tilgjengelige gjennom søk i fagmiljøet på internett. En kartlegging av fagområdet for LCA analyser og vurdering av arealbrukseffekter på biodiversitet ble foretatt som del av en sommerjobb ved Østfoldforskning i 2011 der en av arbeidsoppgavene var å gjøre en litteraturgjennomgang på fagområdet (Engebrigtsen, K. Arnøy, S. 2011)

På bakgrunn av dette arbeidet og nye litteratursøk i forbindelse med masteroppgaven er det gjort et utvalg av mest relevant metode knyttet til problemstillingen.

2.3. GIS verktøy og datagrunnlag

GIS verktøyet ArcMap er brukt for å kunne anvende Biotopmetoden for kvantifisering av arealbrukseffekter på caset "Eiriksdal kraftverk". ArcMap er en del av ArcGis som er en samlet programpakke av geografiske informasjonssystemer (GIS).

ArcMap brukes til å vise frem og utforske geografiske datasett på et gitt kart hvor man kan legge til symboler og tegne inn polygoner for spesifikke hendelser. Programmet brukes til å lage og redigere datasett og den geografiske informasjonen presenteres som en samling av ”kartlag”. Når man lagrer et kart man har laget i ArcMap lagres kartet som en fil som kan konverteres til en ”layout” av kartet som kan publiseres.

Det geografiske datasettet som ligger til grunn for analysene som er gjort i ArcMap er lastet ned fra Statens kartverk og Norge i bilder og lagt inn i ArcCatalog. Kartdataene er organisert i ulike temalag som viser høyde, arealdekke, samferdsel, stedsnavn m.m. I ArcMap kan man velge hvilke tema som skal vises i kartet.

3. Teorigrunnlag som basis for metodikken

3.1 Verdsetting av biologisk mangfold

Nytte- kostnadsanalyser verdsetter konsekvenser av et tiltak i kroner med utgangspunkt i prinsippet om at konsekvensen er verdt det befolkningen er villig til å betale for å oppnå den. Dersom betalingsvilligheten for tiltakets nytte er større enn de samlede kostnadene regnes prosjektet som samfunnsøkonomisk lønnsomt. Nytt- kostnadsanalyser brukes blant annet som grunnlag for å rangere alternativer etter nytteverdi gitt i kroner og som bakgrunnsinformasjon for å danne beslutningsgrunnlag. (Nyborg 2002)

Få økosystemtjenester har en direkte markedspris og kan omsettes i et marked. De økosystemtjenestene som har en markedspris kjennetegnes av at de kan konsumeres direkte av forbrukere. De blir klassifisert som direkte bruksverdier og kategorien deles opp i direkte verdi, indirekte verdi og opsjons verdi. Indirekte bruksverdier kjennetegnes av at de ikke har noen direkte markedspris og deles opp i eksistens verdi og arve- og bevaringsverdi (TEEB 2010)

For biologisk mangfold består den direkte bruksverdien av markedsverdien av biologiske produkter som er omsettelige i et marked. Eksempler på slike er skogbruk, viltverdier, fisk, bær, farmasøytiske produkter, planter og dyr.

Den indirekte verdien av biologisk mangfold består blant annet av friluftsliv og opplevelsesverdi, genetisk informasjonsverdi og kulturell verdi. (NOU 2009:16)

Analyser av global biodiversitet viser at artsmangfoldet reduseres, naturlige habitater blir mindre og fragmenteres og at direkte drivere til tap av biodiversitet som forsuring, mineraltap, overbeskatning og global oppvarming legger et økende press på økosystemet. Manglende grunnlag for å redegjøre for den totale økonomiske verdien av biodiversitet betraktes som en av de viktigste årsakene til tap og forringelse av biodiversitet. (TEEB 2010)

Mange virkninger er vanskelig å tallfeste i kvantitative analyser. Noen økonomer mener at samfunnsøkonomiske analyser kun bør verdsette goder som er omsettelige i et marked og holde andre goder utenfor den kvantitative analysen. Andre mener at man bør anvende metoder for å avsløre betalingsvillighet. Det finnes ulike tilnærminger til verdsetting av miljøgoder og to av de mest brukte er verdsetting basert på observert atferd og betinget verdsetting. (NOU 2009:16)

Samfunnsøkonomisk lønnsomhet gir ingen garanti for at tiltaket er akseptabelt ut fra et bærekraftshensyn. Nytte- kostnadsanalyser måler pengeverdier og ikke reell nytte eller velferd. I et slikt perspektiv kan lønnsomhet fungere som en indikator som må suppleres med annen miljøinformasjon for å kunne fatte gode beslutninger.

Verdsetting av miljøgoder på bakgrunn av fysiske enheter og miljøindikatorer er en annen anvendt metode som i kombinasjon med samfunnsøkonomiske analyser benyttes i tradisjonelle konsekvensanalyser. Eksempler på slik verdsetting ser man i DN-håndbok 13/2006 der naturtyper verdsettes etter et sett med fysiske indikatorer. Typiske eksempler på biodiversitetsindikatorer er artsmangfold, forekomst av nøkkelementer og forurensningskonsentrasjoner i luft eller vann som indikerer forutsetninger for biologisk produksjon. Indikatorene brukes som mål på biologisk mangfold og naturtypene verdsettes etter funksjon for biodiversitet. Ved hjelp av denne metoden får naturtypene en målbar verdi som er satt på bakgrunn av økologiske prinsipper.

3.2 Relevant indikator for biologisk mangfold

”Biologisk mangfold er summen av artsmangfold, genetisk mangfold og økologisk mangfold i et område” (UNEP 2012)

Etter at konvensjonen om biologisk mangfold ble vedtatt på Rio konferansen i 1992 har det vært politisk enighet om å redusere tap av biologisk mangfold for fremtiden. For å nå dette

overordnede målet er det hensiktsmessig at det eksisterer en felles forståelse for begrepet. Til tross for at UNEP har formulert en klar definisjon er begrepet svært komplekst. Hvorvidt biologisk mangfold begrenser seg til å gjelde naturen, eller hele atmosfæren avhenger av subjektive vurderinger. Allerede på begrepsnivå blir det tydelig at man berører et kompleks tema. For å begrense saksområdet er fokuset i denne sammenheng relevant indikator for biologisk mangfold i et miljøeffektvurderingsperspektiv.

”Indikator er et relativt eller absolutt mål basert på verifisert data som formidler informasjon om mer enn den selv.” (Biodiversity Indicator Partnership 2011) En indikator er situasjonsavhengig og tolkningen av data avhenger av sak.

Når man skal beskrive et komplekst system som biodiversitet er det hensiktsmessig å ha flere indikatorer som belyser flere aspekter ved fenomenet.

En viktig problemstilling i forhold til eksisterende tilnærminger til arealbruk i livsløpsvurderinger er hvilke indikator som best beskriver effekt av arealbruk på biodiversitet. Hvilke indikator man bruker for effektkategorien ”endring i biodiversitet” avhenger av hvilke nivå av skadevirkninger man fokuserer på. Skadevirkninger på midtpunkts nivå bruker ofte målbare indikatorer som for eksempel rødlistearter, nøkkelementer og biologisk produksjonspotensialet for å indikere endring i biodiversitet.(Dubreuil mfl. 2006)

Indikatorne for effektkategorien ”endring i biodiversitet” angir effekt på ulike punkt i årsak-virkningsskjeden. For å kunne angi total effekter på effektkategorien man må ta hensyn til alle nivå av påvirkninger.

Metodisk tilnærming avhenger av fagdisiplin og perspektiv og det er stor variasjon i bruk av indikator for biologisk mangfold. I det følgende presenteres en oversikt over noen av de mest brukte indikatorne som ligger til grunn for inndeling av områder etter funksjon for biologisk mangfold.

Artsmangfold uttrykt som antall arter i et område er en mye brukt indikator på biologisk mangfold. Noen av grunnene til dette er at artsmangfold oppfattes av mange som selve kjernen i begrepet biodiversitet og artsriksriktigdom er en allmenn akseptert indikator. Antall arter er et målbart parameter og det finnes mye tilgjengelig artsdata.(Michelsen 2004)

Den Norske Rødlista (2006) lister opp ulike dyre og plantearter som i ulik grad er truet av menneskelig påvirkning på naturen. Funksjonsområder for rødlistearter er en indikator på

områdets viktighet sett i forhold til bevaring av artsmangfold. Funksjonsområder for rødlistearter i en høy truetkategorikategori anses som svært viktige for biodiversitet.

Indikatorart er en plante eller dyreart som indikerer spesielle miljøforhold. Indikatorarter blir brukt fordi det ofte er mindre ressurskrevende å observere antall arter i et området enn det er å måle miljøets fysiske og kjemiske egenskaper over tid. I bevaringsbiologi har indikatorarter blitt brukt for å indikere gunstige forutsetninger for biologisk mangfold. (Store Norske Leksikon 2012)

Nøkkelelementer er elementer som har betydning for artsmangfoldet. Noen eksempler på nøkkelelementer er liggende død ved, stående død ved, fuktige bergvegger, store steinblokker, hule trær og bekker. (Løvdaal mfl. 2003)

Kontinuitet indikerer hvorvidt naturtypen har hatt stabile økologiske forhold over lang tid. Det gjelder både for uberørte områder og områder i kontinuerlig bruk. Områder som i liten grad er utsatt for forstyrrelser og inngrep gir gode vilkår for artsmangfold, mangel på stabile miljøer med lang kontinuitet er en trussel mot biologisk mangfold. Eksempler på kontinuitetsområder er gammelskog og ugjødslede beite- og slåttmarker. (DN-håndbok 13/2006)

Sterk tilbakegang er en indikator som henger sammen med kontinuitetsområder og skal indikere hvorvidt naturområdet har vært utsatt for reduksjon som følge av menneskeskapte påvirkninger. (DN-håndbok 13/2006)

Indikatorene har som felles formål å angi forutsetningen for biologisk mangfold i et området og differensiere mellom ulike lokaliteter. På den måten kan man differensiere mellom effekt på biologisk mangfold som konsekvens av ulike typer arealbruk.

3.3 Direkte og indirekte påvirkning, naturens vippepunkt

I en naturvitenskapelig kontekst refererer "naturens vippepunkt" til en grenseverdi, eller et kritisk punkt, hvor den aller minste forandring kan endre på tilstanden eller utviklingen i et system. (UNESCO 2012)

Naturens vippepunkt er et mye brukt begrep i miljøverndebatten. Ingen kjenner naturens endelige tålegrense. Derfor er det viktig å forholde seg til "føre var" prinsippet (UNESCO)

der vitenskapelige bevis er usikre for å unngå å sette i gang tiltak som gjør uopprettelig skade på naturmiljøet i lokal eller internasjonal kontekst. (Leadley mfl. 2010)

Naturen består av utallige mekanismer som henger sammen i årsak-virkningskjeder. Det er sjelden hensiktsmessig å se på et isolert fenomen uten å ta konteksten med i betraktningen. Arealbruk og ressursuttak er fysiske endringer i miljøet som lar seg måle. Slike aktiviteter har direkte påvirkning på de områdene som berøres fysisk, men de har også et ukjent antall indirekte konsekvenser for det biologiske mangfoldet.

Arealendringer er den viktigste årsaken til tap av biodiversitet som følge av en rekke direkte og indirekte påvirkninger på naturmiljøet. (UNESCO 2012)

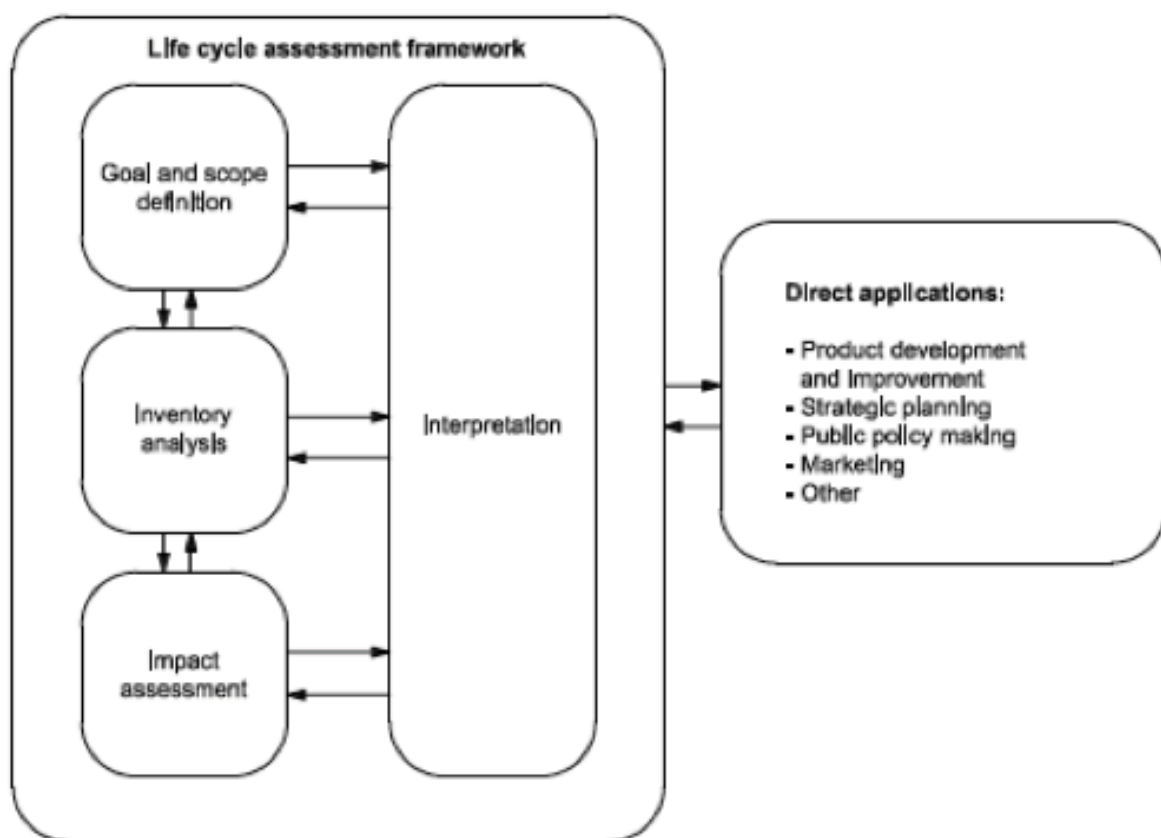
I vannkraftsammenheng er konsekvenser av arealendringer mest fremtredende da magasinkraftverk ofte legger beslag på store arealer både gjennom direkte bruk av arealer, oppsplitting av arealer og ved endret vannregulering. I tillegg kommer anleggsveier, masseuttak og steintipper knyttet til selve produksjonsanlegget. De indirekte konsekvensene av vannkraft kan være vanskeligere å identifisere da de ofte finner sted utenfor det direkte influerte området og lenge etter tiltaket igangsettes. Norsk rødliste inneholder et mangfold truede arter i ferskvann og våtmarker som kan bli negativt påvirket av vassdragsreguleringer langt utenfor influensområdet. Vassdragsreguleringer påvirker den naturlige vannveien, som endrer leveområdene og vandringsmulighetene for livet i vassdragene. Andre indirekte konsekvenser er erosjon, endret vannkvalitet og faren for å introdusere nye arter ved overføring av vann fra et vassdrag til et annet. (Direktoratet for Naturforvaltning 2012)

Indirekte konsekvenser av et spesifikt tiltak blir ofte ikke synlige før lenge etter gjennomføring, derfor er det ofte vanskelig å identifisere noen direkte årsak-virkningssammenheng mellom tiltaket og den effekten det har på biodiversiteten i et område. Vår begrensede kunnskap om naturen og dens sammenhenger gjør det derfor vanskelig å gjennomføre en konsekvensanalyse som omfavner alle konsekvenser av tiltak. Denne problemstillingen understreker viktigheten av å ta i bruk ”føre var” prinsippet i beslutningssammenhenger.

4. Metodisk fundament for integrering av arealbrukseffekter på Biodiversitet.

4.1 Life cycle assessments (LCA) ”Kvantitative livsløpsvurderinger”

En livsløpsvurdering er en kvantitativ ”bottom up” systemanalyse som evaluerer miljøeffekter av et spesifikt produktsystem i hele dets livsløp. Evalueringen gjøres gjennom en karakterisering av ulike miljøeffektkategorier. Et produkts livssyklus refererer til alle fasene fra uttak av råstoff til produksjon av produktet eller tjenesten, bruksfasen og avslutning av livsløpet. Det er et systematisk og robust verktøy for å identifisere og kvantifisere potensielle miljøpåvirkninger av et tiltak, en prosess eller et produktsystem. Systemtilnærmingen gjør det mulig å se på mangfoldet av prosesser og elementærstrømmer som er knyttet til produktsystemet og hvordan disse påvirker ulike effektkategorier. Denne tilnærmingen gjør LCA analyser til et egnet verktøy for å identifisere årsakssammenhenger og gjøre gode miljøvurderinger. LCA analyser brukes for å analysere en rekke produkter og aktiviteter, fra miljømerking og økodesign, til energisystemer, matproduksjon og transportalternativer.(Goedkop mfl. 2009)



Figur 5. Prinsippskisse (ISO 14040/2006)

Livsløpsvurderinger har som hensikt å identifiserer og kvantifiserer miljøpåvirkninger av et produktsystem som grunnlag for sammenlikning av ulike typer produkter og tjenester og for å ta miljømessig forsvarlige valg.

Metoderammeverket har blitt standardisert av den Internasjonale Standardiserings Organisasjonen under ISO 14040/2006 standardene for miljøstyring-livsløpseffektvurderinger-prinsipper og rammeverk. Metodegjennomgangen referer til denne standarden.

LCA metodikken har fokus på potensielle miljøeffekter av et definert produkt eller tjeneste og er strukturert rundt en definert funksjonell enhet som angir produktsystemets funksjon.

Livsløpsvurderinger gjennomføres i fire faser. Figur 5. Prinsippskisse (ISO 14040/2006)

Mål og omfangsdefinisjon

Denne trinnet inneholder en beskrivelse av livsløpsvurderingen man skal gjennomføre og en definisjon av hvilke målsetninger man har for analysearbeidet.

Man definerer funksjonell enhet som fungerer som referanse for inn- og utflytning av elementærstrømmer relatert til produktsystemet og er et nøkkelement i analysen.

Systemgrenser er avgjørende for analysens resultat og relevans og fastsettes i denne fasen.

Det må også kommuniseres hvilke forutsetninger analysen bygger på og eventuelle begrensninger som har relevans for resultatene.

Hvilke effektkategorier man velger å fokuserer på bør fremgå i mål og omfangsdefinisjonen da det er avgjørende for hvilke årsak-virkningskjeder man velger å ha med i analysen.

Livsløpsregnskap LCI

På dette stadiet gjøres datainnsamlingen og det utarbeides et samlet regnskap over relevante elementær- inn og utstrømninger relatert til funksjonell enhet. Datagrunnlag for hver prosess innenfor systemgrensene er klassifisert under disse punktene:

- Energibehov, råmaterialebehov, anleggsutstyr og andre fysiske elementærstrømmer
- Produkt, restprodukt og avfall
- Utslipp til luft, vann og jord.
- Andre miljøaspekter

Datagrunnlaget for livsløpsvurderinger er stort og komplekst. Datainnsamlingsarbeidet er ofte tidkrevende da en grundig LCA inkluderer mange små og store prosesser fjernt fra

produktsystemets kjerneaktivitet. I denne fasen lages et flytdiagram basert på alle relevante elementærstrømninger inn og ut av systemet. Diagrammet presenterer produktsystemet og viser alle aktiviteter som skal analyseres innenfor de satte systemgrensene. All data må være relatert til funksjonell enhet som er definert i mål og omfangs definisjonen.

Allokeringsproblematikken gjør seg gjeldende i denne fasen. Allokering innen LCA betyr at man fordeler påvirkningsbetydningen fra forskjellige inn- og ut elementærstrømmer i produktsystemet som studeres.

Livsløpseffektvurdering LCIA

ISO standarden definerer livsløpseffektvurderingen som ” fasen i livsløpsvurderinger der man evaluerer omfanget av potensielle miljøeffekter av et produktsystem” (ISO 14044/2006)

LCIA fasen har som hensikt å tolke produktsystemets totale utslipp og ressursbruksregnskap uttrykt gjennom indikatorer for de områdene man vil beskytte. Ifølge standarden er disse områdene helse, økosystem og naturressurser.

Ifølge ISO 14044/2006 er livsløpseffektvurderinger en firedelt prosess;

1. *Valg av effektkategori, kategoriindikatorer og karakteriseringsmodell samt klassifisering av livsløpsregnskapsparametere.*

Effektkategorier defineres og kategoriindikatorer velges avhengig av analysens mål og omfang. I denne fasen identifiseres produktsystemets livsløpsregnskapsparametere og klassifiseres til en effektkategori. Elementærstrømmene fra livsløpsregnskapet kobles til effektkategori avhengig av elementenes evne til å bidra til ulike miljøødeleggelser.

2. *Karakterisering*

De kategoriserte elementærstrømmenes relative bidrag i hver effektkategori beregnes og summeres, ved hjelp av en av mange mulige LCIA metoder, til en felles ekvivalent enhet. Metoderammeverket for livsløpseffektvurderinger skiller påvirkningene inn i såkalte ”midtpunkt nivå” og ”sluttpunkt nivå” etter hvor i årsak-virkningssammenhengen påvirkningen inntreffer. Effektkategorier på midtpunkt nivå omfatter indikatorer som for eksempel forsuring og global oppvarming potensiale og oppgis i ekvivalent enheter.

Effektkategorier som fokuserer på sluttpunkt nivå analyserer effekt på helse, økosystemkvalitet og ressurstilgjengelighet, også beskrevet som ”områder man vil beskytte”. Slike påvirkninger befinner seg lenger ut i årsak virknings kjeden. (Goedkoop mfl. 2009)

3. *Normalisering*

Beregning av kategoriindikatorresultat (karakterisering) assosieres med en felles referanse. Denne fasen i LCIA er ikke obligatorisk ifølge ISO14044/2006 men avhenger av analysens mål og omfang.

4. *Vekting*

Hver effektkategori tillegges en relativ vekt og rangeres. Denne fasen av LCIA er i likhet med normalisering ikke obligatorisk og har skapt kontrovers i deler av fagmiljøet.

Livsløpstolkning

Livsløpstolkning er en systematisk teknikk for å identifisere, kvantifisere og evaluere resultatene fra livsløpsregnskapet og livsløpseffektvurderingene. Livsløpstolkningen bør resultere i en konklusjon og anbefalinger for videre undersøkelser.

Ifølge ISO 14040:2006 bør livsløpstolkningen inneholde

- Oppsummering av relevante funn fra LCI og LCIA fasene av analysen.
- Evaluering av analysens validitet og reliabilitet.
- Konklusjon, begrensninger og anbefalinger.

(ISO14040/2006)

4.1.1 Arealbrukseffekter i LCA analyser

Landjorda er livsgrunnlaget til alle levende vesener i biosfæren. Landarealet kan ha en økonomisk verdi for mennesker og er da internalisert i det økonomiske systemet. På den andre siden er landarealets økologiske verdi ofte ekskludert fra det økonomiske systemet og blir ikke ivaretatt i økonomiske analyser. (Dubreuil mfl. 2006)

Dette kan føre til en overbeskatning av naturressurser som ikke fanges opp i samfunnsøkonomiske analyser. For å unngå overbeskatning og irreversible konsekvenser for naturressursene våre er det viktig at arealbrukseffekter inkluderes i livsløpsvurderinger og andre typer konsekvensanalyser.

Det finnes flere effektkategorier for arealbruk innenfor LCA. Endring av biodiversitet, jordkvalitet, ressursforringelse og global oppvarming er noen av de mest brukte effektkategoriene. Det er et bredt mangfold av miljøindikatorer som kan brukes for å analysere endring i de ulike effektkategoriene. (Mattila mfl. 2011) De ulike effektkategoriene

fokuserer på forskjellig nivå av skadevirkninger som følge av arealbruk, se Livsløpseffektvurdering LCIA, avsnitt 2. *Karakterisering*.

Alle effektkategoriene knyttet til arealbruk kan til syvende og sist kobles til den generelle effektkategorien ”skade på naturmiljø” som har en skadevirknings-tilnærming til analysen (Dubreuil mfl. 2006)

Hovedfokuset i denne oppgaven er på effektkategorien ”endring av biodiversitet”.

Til tross for at det biologiske mangfoldet har vært i konstant endring siden det ble liv på jorden har denne endringen akselerert som følge av menneskelig påvirkninger. Endringene er delvis forårsaket av intensivt arealbruk, endring av livsgrunnlag som følge av global oppvarming, forsuring, utslipp av miljøgifter og invasjon av ukjente arter i nye biotoper. (Michelsen 2004)

Effekt på biodiversitet forårsaket av global oppvarming, forsuring, overgjødning og utslipp av miljøgifter kan håndteres innenfor LCA metodikken, men ISO 14040/2006 standarden for livssyklusanalyser inneholder ingen adekvate retningslinjer for vurdering av arealbrukseffekter på biodiversitet.

For å kunne kvantifiserer effekt av arealbruk i livsløpsregnskapet er det nødvendig å fastslå hva slags type arealendringer det er snakk om i det enkelte tilfelle. Livssyklusanalyser opererer med to typer arealbruksaktiviteter som skiller mellom arealendring og arealbeslag. Arealendring refererer til endring av arealressursen i området, mens arealbeslag refererer til direkte bruk av areal over en begrenset tidsperiode. De to typene arealendringer bør ses i sammenheng da direkte arealbeslag ofte fører til arealendringer som forsinker tilbakeføring til opprinnelig miljøkvalitet. (Mattila mfl. 2011)

For å kvantifisere arealbrukseffekter på biodiversitet i livsløpsregnskapet må man ta hensyn til tre aspekter ved arealbruk. Man må identifisere arealet som blir berørt av tiltaket, sette romlige systemgrenser og den tidsmessige lengden på arealendringen må defineres. Deretter må man definere et kvantitativt kvalitetsmål, referert som indikator, som kan angi områdekvalitet før og etter arealendringen (Dubreuil mfl. 2006).

Indikatorverdier

Effekt på den relevante effektkategorien, på midtpunktnivå eller sluttpunktnivå som følge av arealbruk finner man ved å bruke ulike indikatorer. For en gjennomgang av indikatorer for effektkategorien ”endring av biodiversitet” se 3.2 Relevant indikator for biologisk mangfold

Det lave fokuset på effektkategorien ”endring av biodiversitet” i LCA kan være en følge av at biodiversitet er vanskelig å kvantifisere og derfor utelates i mange analyser (Michelsen 2007) Per i dag har man ikke enes om en standardisert indikatormetode for bruk i livsløpseffektvurderinger. I tabell 8 presenteres et utvalg indikatorer for effektkategorien ”biodiversitet”.

Tabell 8. Indikatorverdier for effektkategorien "biodiversitet"

Effektkategori	Indikator	Nivå	LCI parametere
Biodiversitet	% av truede plantearter i regionen	Midtpunkt	Beskrivelse av effekt ved å samle data om antall truede plantearter pr m^2 . (Dubreuil mfl. 2006)
	Antall rødliste arter	Midtpunkt	Inndeling av biotoper etter tilstedeværelse av rødlistearter. (Kylakorpi mfl. 2005)
	PDF* og PAF*	Skade	For metodebeskrivelse se (Michelsen 2007)

Referansesituasjon

Referansesituasjon er viktig å avklare for å kunne vurdere skadeeffekt av ulike typer arealbruk innenfor systemgrensene. Referansesituasjonen uten den analyserte aktiviteten kan baseres på historiske data om området, på den potensielle områdekvaliteten etter normalisering av området, eller man kan se på arealendring som uunngåelig og sammenlikne økosystemkvaliteten før og etter tiltaket med tilsvarende arealbruksendringer. En ”dynamisk referansesituasjon” refererer til ”ikke-bruk” av det analyserte området og er mye brukt i LCA sammenheng. Referansesituasjonen må avklares i mål og omfangsdelen og tilpasses analysens målsetning. Hvis et alternativt arealbruk er satt som referansesituasjon må dette begrunnes. (Dubreuil mfl. 2006b)

4.1.3. Muligheter og begrensninger

En livsløpsvurdering er en kvantitativ ”bottom up” systemanalyse som evaluerer miljøeffekter av et spesifikt produktsystem i hele dets livsløp. Analysen gir en detaljert oversikt fra uttak av råvarer til produktet er produsert, forbrukt og kassert. Gjennom en slik systematisk gjennomgang av alle stadiene i verdikjeden synliggjøres de viktigste miljøbelastningene knyttet produktsystemet og hvor i livsløpet disse belastningene oppstår. Dette kan bidra til bedre produktutvikling med høyere miljøprofil.

LCA resultatene kan presenteres i en kortfattet miljødeklarasjon som oppsummerer produktets miljøprofil. Dokumentet kan kommuniseres til forbrukere og beslutningstakere og bidra til økt bevissthet på miljø i beslutningstagning.

Som nevnt i det foregående har LCA rammeverket noen metodiske utfordringer som gjør at den ikke egner seg som en komplett miljøeffektanalyse. Ikke alle effekter av et tiltak lar seg kvantifisere og inngå i livsløpsegenskapen.

Effektkategorien biodiversitet er et aspekt som ikke dekkes tilstrekkelig innenfor ISO rammeverket og ofte utelates i kvantitative LCA analyser. Det har vært argumentert for å kombinere LCA med andre miljøeffektanalyser for å skape et mer helhetlig bilde av totale miljøkonsekvenser.(Jeswani mfl. 2010) Som eksempel kan kvalitative konsekvensutredninger på prosjektplan komplementere globale LCA analyser ved å gi stedsspesifikk informasjon om et området i et lokalt perspektiv. Å utvide LCA rammeverket vil gjøre det mulig å koble livsløpsvurderinger til ulike miljøstyringsnivå lokalt, nasjonalt og internasjonalt. Dette kan bidra til grundige miljøeffektanalyser som dekker flere aspekter av bærekraftig bruk (Jeswani mfl. op.cit).

4.2 Biotopmetoden

Som grunnlagsdata for en sertifisert miljøproduktdeklarasjon(EDP) ble Biotopmetode utviklet av Vattenfall-gruppen i Sverige.

Biotopmetoden ble utviklet som en metode for å kvantifisere effekt på biologisk mangfold til bruk i livsløpsregnskap og livsløpsvurderinger av elektrisitetsproduksjon. Biotopmetoden er basert på mål av arealbruksrelaterte endringer i biotoper som er direkte berørt av et energiproduksjonssystem. Metoden har prosedyrer for klassifisering og karakterisering av berørte områder og produserer kvantitative data som er etterprøvbare.(Rydgren mfl. 2005) For

å oppnå et kvantifiseringsgrunnlag deler biotopmetoden området hvor arealbruksendringen skjer inn i fire forskjellige biotoper.

I Biotopmetoden antas det at det vil være både tap og tilskudd av biotoper som konsekvens av arealbruksendringer. Denne antagelsen videreføres ved at disse biotops- tapene og tilskuddene gjenspeiler endringene i det biologiske mangfold som oppstår. Ved hjelp av Geografiske Informasjonssystemer (GIS) kan man kvantifiserer biotopendringer ved å beregne areal av biotoptyper ”før” og ”etter” et tiltak og relatere endringen til funksjonell enhet. (Burke mfl. 2008) Resultatene kan man bruke for å beregne effekt av et enkelt tiltak eller sammenlikne mellom ulike alternativer.

Videre følger en gjennomgang av Biotopmetoden basert på metodedokumentet som er utarbeidet av Kylakorpi mfl. (2005).

Biotopmetoden er utviklet for å kunne anvendes til vurdering av de fleste arealbruksendringer. Forskjellen mellom hvordan arealbruk påvirker forholdene for biologiske mangfoldet avgjøres av geografisk beliggenhet.

Noe forenklet kan den økologiske påvirkningen fra arealbruksendringer grupperes i tre hovedgrupper:

- endring av
 - påvirkning på
 - fjerning av
- } ØKOSYSTEM

Her defineres *endring* som forandringer i arealbruk som skaper muligheter for innkomst av nye arter i biotopen, mens tidligere arter vanskeligstilles, *påvirkning* som en kontinuerlig bruk av areal som gir endrede forutsetninger for arter som befinner seg i området og *fjerning* som endring av arealoverflatene slik at levende organismer ikke lenger har noe livsgrunnlag.

De fleste aktiviteter som fører til arealbruksendringer vil kunne kategoriseres i en av disse gruppene. Vannkraft vil for eksempel resultere i ”fjerning” i form av bygninger og framkomstveier, men domineres ofte arealmessig av reguleringsmagasin som er av typen ”endring”.

Biotopmetoden brukes for å kvantifisere arealbrukseffekter på biologisk mangfold og gjennomføres i fire faser:

Systemgrenser og kartlegging av området

Ved bruk av Biotopmetoden for å kvantifisere påvirkninger fra arealbruksendringer i LCA fastsettes først tiltakets systemgrenser og påvirkningsområde. Systemgrenser dekker de tekniske, geografiske og tidsmessige avgrensningene som settes for tiltaket. Påvirkningsområde betegner områder som påvirkes signifikant, direkte eller indirekte.

Den tidsmessige avgrensningen vil være lik i alle typer bruk av metoden. "Før" defineres som like før, eller så nært like før arealbruksendringen det er mulig å komme. "Etter" defineres til et tidspunkt tilstrekkelig langt etter arealbruksendringen slik at biotopene til en viss grad skal få tid til å stabilisere seg. Det tilstrekkelige tidsaspektet må avgjøres fra gang til gang, men eks. vannkraft er 40-50 år, kraftledninger 0-10 år. Den geografiske avgrensningen er en av de viktigste systemgrensene som settes for analysen da den kvantitative analysen fokuserer på arealbruksendringer som direkte kan knyttes til tiltaket.

Kartleggingen av området innen de satte geografiske grensene gjøres gjennom arealberegninger på grunnlag av kart, tekniske beskrivelser og annen dokumentasjon. GIS-programvare og digitale flyfoto brukes ofte for å måle arealene.

De områdene som faller utenfor den geografiske avgrensningen og derfor ikke behandles kvantitativt betegnes som påvirkningsområder og skal behandles kvalitativt gjennom beskrivelse. Typisk framgangsmåte blir lik som for konsekvensutredninger.

Biotopidentifisering

Identifiseringen går ut på å bruke så mye som mulig av den tilgjengelige kunnskapen om de biotoper som finnes innenfor det studerte området. Metoden forutsetter et identifiseringssystem som kan innlemme en rekke ulike naturtyper. Detaljeringsgrad bestemmes av underlagsmaterialet. Informasjonskilder til biotopidentifiseringen hentes fra relevante kilder. Eksempler på datakilder i Norge er Naturbase, Norge i bilder, forskjellige typer kart, konsekvensutredninger og andre typer kartlegging.

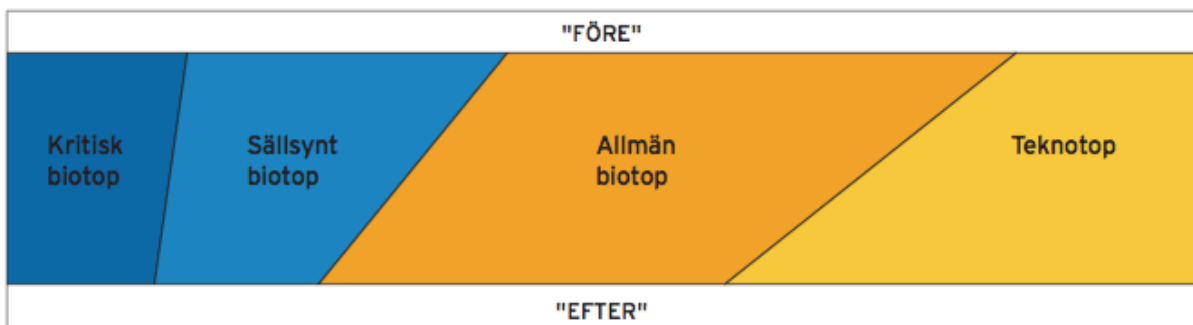
Biotopinndeling i fire kategorier

Etter identifiseringsprosessen blir naturtypene generalisert og standardisert og delt inn i forskjellige kategorier for å skape en helhetlig og sammenlignbar bedømming. Disse kategoriene er basen for biotopmetoden.

Biotopmetoden fire kategorier;

- Kritiske biotoper(KB): Biotoper hvor det finnes, eller hvor det kan finnes rødlistearter.

- Sjeldne biotoper(SB): Biotoper som avviker fra omkringliggende miljøer gjennom høyt artsmangfold, forekomst av arter som regnes som uvanlige for området , eller forekomst av nøkkelementer.
- Allmenne biotoper(AB): Øvrige biotoper, det vil si de biotopene som ikke har de strukturene som kjennetegner de øvrige.
- Teknotoper: Arealer uten biotoper som har forutsetning for biologisk produksjon. Dette kan være utbygde områder, asfaltere området etc.



Figur 6. Prinsippskisse for Biotopmetoden

Indikatorer

Rødliste-arter og nøkkelement er biotopmetodens *indikatorer* for å skille de forskjellige biotopene fra hverandre. Rødlistearter brukes som indikator fordi grad av menneskelig påvirkning kan indikeres gjennom antall rødlistarter i området. Dette gjør at rødlistearter kan brukes som overvåkningsarter med tanke på spesielle verneverdiforhold. Nøkkelement betegnes som ulike strukturer i landskapet som kan skape forutsetninger for høyt biologisk mangfold derfor kan brukes som indikatorer ved biotopinndeling, fortrinnsvis for sjeldne biotoper. Forekomsten eller fraværet av nøkkelement vil være indikatorverdien.

Gjennom tolkning av flyfoto, databasesøk osv., anses det at et pålitelig nivå på data kan innhentes. Sjekklistene har blitt lagd for å gi forslag til gode informasjonskanaler. Etter at biotopinndelingen er utført sammenliknes tiltaksområdet før og etter et inngrep og endringene presenteres grafisk.

Sammenstilling og presentasjon av resultater

Informasjon og resultater må presenteres på en standardisert måte og forutsetninger for valg gjort underveis må kommuniseres for at leseren skal kunne bedømme relevans. Bruk av

biotopmetoden i komparative LCA'er av ulike energiforsyningsmetoder forutsetter at den relateres til funksjonell enhet. For elektrisitetsproduksjon er denne kWh. Påvirkning måles per produserte funksjonelle enhet (m^2/kWh) før og etter arealbruksendringen. Et annet viktig aspekt i resultatdelen er levetid for prosjektet. Jo lenger levetid, jo mindre blir påvirkningene per funksjonell enhet. Det er derfor hensiktsmessig å standardisere levetid for ulike prosjekt når det skal brukes som sammenligningsgrunnlag.

4.2.1 Muligheter og begrensninger

Det viktig å påpeke at biotopmetoden ikke har som mål å fylle samme oppgave som en hel konsekvensutredning, men kan brukes som et supplement til denne. Den kan heller ikke sees på som en metode som skal gi utfyllende informasjon om artsbestander, eller et fullstendig kvantitativt mål på biologisk mangfold innenfor et gitt område. Metoden har ingen standardisert karakteriseringsfaktor og datainnsamling ved hjelp av GIS og artsregistreringer må gjøres individuelt for hvert tiltak. Metoden er stedsspesifikk og krever et detaljert datagrunnlag om området innenfor systemgrensene. Den egner seg til kvantifisering av lokale arealbrukseffekter i det direkte berørte området, men gir ingen informasjon om kvantitative effekter i et utvidet influensområde.

Kvantifiseringsmekanismen gjør det mulig å bruke dataene innenfor metoderammeverket til livsløpsvurderinger. Slik kan lokale arealbrukseffekter på effektkategorien "biodiversitet" implementeres i LCA. Metodekoblingen vil kunne gi et mer fullstendig bilde på et produktsystems totale miljøeffekter lokalt og globalt.

4.3 Konsekvensanalyse etter vegvesenets håndbok 140

Forskrift om konsekvensutredninger med hjemmel i plan- og bygningsloven 2008 §4-2 og §14-6 inntar lovens bestemmelser om konsekvensutredninger og utfyller og presiserer disse. *"Formålet med bestemmelsene om konsekvensutredninger (KU) er å sikre at hensynet til miljø og samfunn blir tatt i betraktning under forberedelsen av planer eller tiltak, og når det tas stilling til om, og på hvilke vilkår, planer eller tiltak kan gjennomføres."* §1 Forskrift om konsekvensutredninger.

En konsekvensanalyse er en analyse av sammenhengen mellom årsak og virkning, der tiltaket som skal analyseres er definert som årsak. Det aktuelle tiltaket skal alltid vurderes opp mot et eller flere alternativ. (Håndbok 140-Konsekvensanalyser)

Statens vegvesens metodikk for konsekvensanalyser består av en samfunnsøkonomisk analyse og eventuelt en del for utredning av lokale og regionale virkninger. Målet med den samfunnsøkonomiske analysen er å velge ut alternativer der samlede fordeler overstiger samlede ulemper. Den samfunnsøkonomiske analysen skiller mellom prissatte konsekvenser basert på beregninger og ikke-prissatte konsekvenser basert på verdi og omfangsvurderinger. Hensikten med konsekvensanalysen er å se på sammenhengen mellom årsak og virkning, samt å vurdere ulike alternativer ut fra et felles sammenligningsgrunnlag. Det bør fremkomme i konsekvensanalysen hvordan man definere og håndterer usikkerhet og eventuelle krav til oppfølgende undersøkelser.

Referansesituasjonen som alle alternativer skal ses i forhold til betegnes som *alternativ 0*. Alternativ 0 tar utgangspunkt i dagens situasjon.

Prissatte konsekvenser

Prissatte konsekvenser beregnes på grunnlag av kvantifiserbare endringene et prosjekt vil føre til og er verdsatt i kroner.

De prissatte konsekvensene måles på en numerisk skala med benevnning i kroner. Resultatene er egnet for matematiske analyser.

Ikke-prissatte konsekvenser

Ikke-prissatte konsekvenser er de ikke kvantifiserbare endringene et prosjekt vil føre til og vurderes på grunnlag av det berørte områdets verdi og tiltakets omfang. Temaene omtales som ikke-prissatte fordi de ikke beregnes i kroner, men vurderes etter en nidelt ordinal skala fra fire minus til fire pluss. Skalaen gir ikke absolutte verdier, men gir informasjon som kan brukes for å rangere alternativene.

De ikke-prissatte konsekvensene er inndelt i fem fagtema:

- landskapsbilde/ bybilde
- nærmiljø og friluftsliv
- naturmiljø
- kulturmiljø
- naturressurser

Alle ikke-prissatte konsekvenser skal utredes innenfor en av disse hovedgruppene og det er lagt opp til at det skal benyttes samme metodikk for alle temaene. Kriterier for vurdering av verdi og omfang for de fem fagtemaene er basert på føringer som er gitt i nasjonale retningslinjer og nedfelt i ulike direktiver, forskrifter og relevante lover.

Kriteriene for verdi og omfang er et hjelpemiddel for å komme frem til en reell vurdering, men de skal alltid suppleres med faglige begrunnelser.

- **verdi** er en vurdering av hvor verdifullt et område eller et miljø er basert på fastsatte kriterier. Verdivurderinger gjøres tidlig i prosessen fordi de gir viktig informasjon i forbindelse med alternativsøk. Det skal lages et verdikart med fargekoder over influensområdet som viser hvor de ulike verdiene finnes.
- **omfang** er en vurdering av hvilke endringer tiltaket antas å medføre for de ulike miljøene eller områdene. Omfangsvurderingene og angis på en femdelt skala fra stor negativ til stor positiv konsekvens. Det er utarbeidet kriterier for fastsettelse av omfang under hvert fagtema. Vurdering av omfang gjøres ut fra en analyse av tiltakets fysiske utforming og virkninger i delområde.
- **konsekvens** er en avveining mellom de fordeler og ulemper et definert tiltak vil medføre i forhold til alternativ 0. Konsekvensvurderingene angis på en niddelt skala fra meget stor positiv til meget stor negativ konsekvens. For hvert fagtema gjøres det en vurdering av konsekvens for hvert delområde som blir berørt av et alternativ. Deretter angis samlet konsekvens for hvert fagtemaene og til slutt skal det gjøres en samlet vurdering av hvert alternativ. Av denne vurderingen vil det fremkomme hvilke alternativ som er best eller dårligst sammenliknet med alternativ 0.

Samlet vurdering

Teoretisk sett vil det aktuelle tiltaket være til fordel for samfunnet hvis den samlede vurderingen av ikke-prissatte konsekvenser og den beregnede netto nytten til sammen blir positiv. I realiteten er tilfelle ofte man rangerer prosjekter etter høyest netto nytte for de prissatte konsekvensene og minst mulig negativ konsekvens for de ikke prissatte konsekvensene for de fem fagtemaene. For en detaljert gjennomgang av metodikken se (Vegvesenets håndbok 140)

4.3.1. Muligheter og begrensninger

Konsekvensanalyser etter Vegvesenets håndbok 140 er en gjennomgående vurdering av prissatte og ikke prissatte konsekvenser. Konsekvensanalysen for store tiltak er ofte svært omfattende og bygger på mange ulike fagrapporter avhengig av tiltakets plassering og omfang. Ved å hente inn fagfolk for vurdering av konsekvenser får man et godt faglig grunnlag og basere analysen på. Metodens svakhet er at den er todelt og ikke har en felles benevnning. De prissatte konsekvensen vurderes i NOK og de ikke prissatte konsekvensene vurderes etter verdi og omfang.

Ulikt vurderingsgrunnlag kan føre til at konsekvensene vektlegges forskjellig. Sammenstilling av konsekvenser og rangering av de ikke prissatte konsekvensene kan blir påvirket av subjektive vurderinger hos den enkelte konsekvensutreder. Dette svekker analysens validitet og reliabilitet.

4.4 DN Håndbok-13/2006 Kartlegging av naturtyper-verdisetting av biologisk mangfold

Utarbeidelsen av DN-Håndbok13/2006 var en direkte oppfølging av stortingsmelding 58 (Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling. Dugnad for framtida) som stadfestet at;

”Alle kommuner skal ha gjennomført kartlegging og verdiklassifisering av det biologiske mangfoldet på kommunens areal i løpet av år 2003”.

Håndboka skal veilede kommunene i dette arbeidet gjennom en beskrivelse av de naturtypene som skal registreres og kartfestes, beskrive metode for å verdisette biologisk mangfold og komme med anbefalinger om hvordan biologisk mangfold kan ivaretas.

Håndboka beskriver 56 naturtyper som er antatt å være spesielt viktig for biologisk mangfold. Naturtypene verdisettes etter et sett av kriterier og rages fra A-C der A er svært viktig og B er viktig. C når ikke opp i rangeringen men kan inneholde naturtyper og andre elementer som er lokalt viktig.

Ved hjelp av Plan og Bygningslovet (PBL) har kommunene mulighet til å forvalte sine arealer på en måte som tar hensyn til bevaring av biologisk mangfold i prioritert områder. Kart over verdifulle områder vil bidra til å kunne gjennomføre en presis og forutsigbar arealplanlegging

og som beslutningsgrunnlag for vedtak om konsesjon til utbygging av infrastrukturtiltak.

Nedbygging og bruksendring er den største trusselen mot bevaring av biologiske mangfold i Norge. Enhver endring i arealbruk påvirker det biologiske mangfoldet. Grad av endringer varierer mellom små endringer i livsgrunnlag til endringer som fjerner evne til biologisk produksjon. Endringer, eller opphør av driftsformer som bryter kontinuiteten i et område kan også ha negativ effekt på biologisk mangfold.

Utvalg av naturtyper og lokaliteter

Alle naturtyper er sammensatt av flere elementer. Kompleksiteten i begrepet ”biologisk mangfold” gjør det vanskelig å definere et kriteriesett for inndeling i naturtyper. Naturtypeinndelingen har som formål å være en slags felles nevner som fanger opp de viktigste variasjonene i økosystemet. Vegetasjon og artsmangfold blir ofte brukt som grunnlag for klassifisering av naturtyper da det ofte er en sammenheng mellom disse faktorene. I listen nedenfor vises kriteriene som er brukt for utvelgelse av naturtyper/utforminger.

Tabell 9 Kriterier for utvelgelse av naturtyper

Kriterieliste

- | |
|---|
| <ul style="list-style-type: none"> a) Funksjonsområde for rødlistearter b) Område for truede vegetasjonstyper c) Kontinuitetsområder d) Artsrike naturtyper e) Sjeldne naturtyper f) Viktig biologisk funksjon g) Spesialisert arter og samfunn(spesielle økologiske krav) h) Naturtyper med høy produksjon i) Sterk tilbakegang |
|---|

De utvalgte naturtypene er valgt ut fra de nevnte kriteriene og er alle spesielt viktige for biologisk mangfold i Norge. Forekomst av utvalgte naturtyper varierer mellom kommunene og under vises de kriteriene som er brukt for å skille mellom lokaliteter og ulike utforminger av en naturtype;

Tabell 10 Kriterier for å skille mellom lokaliteter av en naturtype
Kriterier for å skille lokaliteter av samme naturtype

- | | |
|----|--|
| a) | Størrelse på område |
| b) | Grad av tekniske inngrep og annen uønsket forstyrrelse |
| c) | Kontinuitetspreg |
| d) | Forekomst av rødlistearter og truede vegetasjonstyper |
| e) | Sjeldne utforminger |
| f) | Mangfold av arter og naturelementer |
| g) | Hevdstatus |
| h) | Del av helhetlig landskap |

Utvalgte naturtyper

De utvalgte naturtypene og utformingene som skal kartlegges er valg fordi de er spesiktige i biologisk mangfoldsammenheng.

Tabell 11 Utvalgte naturtyper som skal kartlegges (DN-håndbok 13/2006)

Myr	Rasmark, berg og kantkratt	Fjell	Kulturlandskap	Ferskvann/våtmark	Skog Kyst og havstrand	Kyst og havstrand
Lavlandsmyr i innlandet*	Sørvendt berg og rasmark	Kalkrike områder i fjellet	Slåttemark*	Deltaområde	Rik edellauvskog	Sandstrand
Kystmyr*	Kantkratt		Slåtte- og beitemyr*	Evjer, bukter og vikar*	Gammel edellauvskog	Strandeng og strandsump
Palsmyr	Nordvendt kystberg og blokkmark*		Artsrik veikant	Mudderbank	Kalkskog	Tangvoll
Rikmyr	Ultrabasisk og tungmetallrikt berg i lavlandet*		Naturbeitemark*	Kroksjø, flomdam og meandrerende elveparti	Bjørkeskog med høgstauder	Brakkvannsdelta
Kilde og kildebekk i lavlandet	Grotter/gruver**		Hagemark*	Stor elveør	Gråorheggeskog	Rikt strandberg
			Lauveng*	Fossesprøytsone	Rik sumpskog	
			Høstings-skog*	Viktig bekkedrag	Gammel lauvskog	
			Beiteskog	Kalksjø	Rik blandingsskog i lavlandet*	
			Kystlynghei	Rik kulturlandskapssjø	Gammel barskog	
			Småbiotoper	Dam	Bekkekløft	
			Store gamle trær	Naturlig fisketomme innsjøer og tjern	Brannfelt	
			Parklandskap	Ikke forsuret restområde	Kystgran-skog	
			Erstatningsbiotoper		Kystfuruskog	
			Skrotemark			

* nye og endrete naturtyper

** flyttet fra kulturlandskap

Kartlegging av naturtyper

Kartlegging av naturtyper i kommunene foregår etter en standardisert prinsippskisse. Se vedlegg 8.

Grunnlagsdata skal hentes inn og gjøres tilgjengelig hos Fylkesmannen. De viktigste kunnskapskilder for kartleggingsarbeidet er informasjon om etablerte verneområder, naturfaglige registreringer i forbindelse med verneplanutkast, nasjonale registreringer av verdifullt kulturlandskap, miljøregistreringer i skog, rødlista, vassdragsrapporter, konsekvensutredninger og nettbasert informasjon.

Man kan også gjøre bruk av eksisterende kart og flybilder og gjøre egne feltregistreringer.

Faktaark

Hver av de syv hoved naturtypene har et eget faktaark som gir en bakgrunn på økologi, utbredelse m.m. og åpner for spesielle registreringer av forekomster og gir bakgrunn for utvelgelse.

Beskrivelse og avgrensning av lokaliteter

For hver lokalitet skal det registreres en rekke egenskaper som legges inn i Naturbase. Lokalitetsbeskrivelsen skal begrunne valg av naturtype og verdi. Naturbase gir allmennheten mulighet til å laste inn temakart og hente ut bakgrunnsinformasjon fra faktaarkene.

Nedenfor følger en oversikt over egenskaper som til sammen gir en beskrivelse av lokaliteten og som er obligatoriske for registrering i Naturbase;

Tabell 12. Naturbase dokumentasjon Biologisk mangfold

Lokalitetsnavn:

Kommune:

Dato:

Naturtype:

Lokalitetsbeskrivelse:

**Verdi A (svært viktig), B (viktig),
C(lokalt viktig)**

Stedskvalitet:

Generelle kriterier for verdisetting

I håndboka er det vist hvordan man kan sammenstille data fra de mest sentrale dataregistrene for å angi noen relative verdier mellom områder med hensyn til biologisk mangfold.

Verdisettingen tar utgangspunkt i datasettene;

- Naturtyper jf. DN-håndbok 13/2006
- Vilt jf. DN-håndbok 11/1996
- Rødlistearter jf. Norsk rødliste 2006
- Ferskvann jf. DN-håndbok 15/2000
- Marint jf. DN-håndbok 19/2007

De fem datasettene er delt opp i to prioriterte kategorier; A (svært viktig) og B (viktig). I kartleggingsarbeidet kan kommunen registrere lokaliteter som ikke når opp i prioriteringen, men som likevel er viktige i lokal sammenheng. Disse områdene gis verdien C (lokalt viktige).

*Svært viktige; A*Naturtyper A1

Alle utforminger og lokaliteter som er vurdert til svært viktige i DN-håndbok 13-2006

Rødlistearter A2

Lokaliteter med rødlistearter i kategorien kritisk trua (CR) og sterkt trua (EN) og der det er sannsynlig med slike artsforekomster.

Vilt A3

Arter og funksjonsområder med vekt 4 og 5 etter DN-håndbok 11-1996

Ferskvann A4

Lokaliteter med nasjonal verdi gitt etter metodikken i DN-håndbok 15-2000.

Marint A5

Lokalitet med nasjonal verdi gitt etter metodikken i DN-håndbok 19

*Viktige; B*Naturtyper B1

Alle utforminger og lokaliteter som er vurdert til viktige i DN-håndbok 13-2006

Rødlistearter B2

Lokaliteter med arter i kategorien sårbar(VU), eller der det er sannsynlig med slike forekomster og lokaliteter med flere arter i kategorien nær truet (NT)

Vilt B3

Arter og funksjonsområder med vekt 2 og 3 etter DN-håndbok 13-1996

Ferskvann B4

Lokaliteter med regional verdi gitt etter metodikken i DN-håndbok 15-2000

Marint B5

Lokaliteter med regional verdi gitt etter metodikken i DN-håndbok 19.

Sammenstilling av data og verdisetting

I sammenstillingsfasen skal man kombinere de ulike datasettene for å komme frem til en endelig prioritering av en bestemt lokalitet eller utforming. Alle lokaliteter som registreres som en av naturtypene etter DN-håndbok 13-2006 skal verdisettes som A eller B. Naturtyper som ikke er beskrevet i håndboka og vurderes som "andre viktige forekomster" bær som regel verdisettes som C (lokalt viktige). Områder som etter sammenstillingen havner i A kategorien har regional og nasjonal verdi, områder i B kategorien er viktige regionalt og lokalt. C kategoriområder bør registreres i kommunens databaser da de er viktig å ta hensyn til i kommunal arealplanlegging.

4.4.1. Muligheter og begrensninger

Kartlegging av biologisk mangfold er viktig for å kunne vurdere effekt av ulike former for arealbruk. Ved at kommuner og andre interessenter registrerer miljøkvaliteter kan man forhindre tap av områder med viktige funksjoner for biologisk mangfold. Da registreringene er tilgjengelige for offentligheten kan alle interessenter laste ned kartlag og få en oversikt over områdeverdier. Dette kan bidra til at de mest konfliktfylte arealbruksforslagene blir avslått på et tidlig stadiet eller at man kan utarbeide utkast til avbøtende tiltak som reduserer de negative virkningene.

Metodikken fokuserer på et utvalg naturtyper og det er kun disse som gis en verdi for biologisk mangfold. Utfordringen i metodikken følger diskusjonen om relevant indikator for biologisk mangfold og direkte og indirekte effekter. Naturen er i konstant endring og det som vurderes trivielle naturverdier i dag kan vise seg å ha en viktig funksjon for helheten i et

område. Vi har begrenset informasjon om årsakssammenhengene i naturen og har dermed et ukomplett datagrunnlag for verdisetting av biologisk mangfold.

4.5 LCA og GIS

4.5.1 Geografiske Informasjonssystemer GIS

Identifisering og registrering av viktige elementer for biologisk mangfold i et området slik som for eksempel naturtyper og artsobservasjoner kan fungere som grunnlagsdata for GIS analyser. Geografiske informasjonssystemer (GIS) er systemer for håndtering av data som er geografisk relatert. GIS data hentes fra store databaser og omgjøres til kart. GIS er et effektivt verktøy for å modellere, analyserer og presentere geografisk stedfestede data. Geografisk informasjon er en viktig del av beslutningsgrunnlaget i strategiske prosesser og brukes som verktøy for å ta bedre beslutninger (Geodata 2012). GIS baserte modeller har potensiale til å fremskaffe kvantitativ og stedsspesifikk informasjon om effekt på biodiversitet innenfor definerte systemgrenser og i et utvidet influensområdet. (Gontier mfl. 2006)

I Norge har man implementert et GIS basert beslutningsverktøy for bevaring av biodiversitet i alle landets kommuner. Målsetningen med den felles satsningen er å sikre en bærekraftig forvaltning av det biologiske mangfoldet innenfor kommunen. GIS verktøyet gjør det mulig å kombinere geografisk refererte data om biodiversitet med annen data som er relevant for arealplanlegging. På denne måten kan beslutningstakere identifisere arealressurskonflikter og få et bedre beslutningsgrunnlag. (Pedersen mfl. 2004)

Norge i bilder er en løsning for forvaltning og tilgjengeliggjøring av digitale ortofoto og satellittbilder. Statens Vegvesen, Norsk Institutt for skog og landskap og Statens kartverk samarbeider om løsningen. Den viktigste målsettingen er å samle alle ortofoto i en sentral database. Norge i bilder leverer ortofoto i henhold til WMS standarden for integrasjon i GIS. (Statens Kartverk 2012)

4.5.2 Kobling av LCA og GIS

GIS og LCA er to fundamentalt forskjellige analyseverktøy. GIS er et verktøy for organisering og analyse av geografisk referert data og LCA inventerer og analyserer data om

produktsystemer. Datagrunnlaget i LCA analyser er oftest ikke geografisk referert og i de fleste tilfeller er analysene ikke stedsspesifikke.

GIS data koblet opp mot og inkorporert i livsløpsvurderinger kan utgjøre en hensiktsmessig, og viktig forbedring i metodikken.

GIS kan bidra med stedsspesifikk informasjon som kan brukes som innstrømningsdata i livsløpsregnskapet for å vise geografisk spredning av effekt(Geyer mfl. 2010).

Biotopmetoden (Kylakorpi mfl. 2005) bruker GIS kart for å kartlegge og måle biotopyper før og etter et arealinngrep. Resultatene kan brukes i livsløpsregnskapet og kobles til relevant effektkategori.

GIS basert inventar modellering kan brukes som en stedsspesifikk komponent i tradisjonelle livsløpsvurderinger.(Geyer op.cit. 2010)

4.5.3. Muligheter og begrensninger

GIS danner et godt grunnlag for kartlegging av biologisk mangfold og kvantifisering av effekt på biodiversitet. Analysenes kvalitet avhenger av datagrunnlaget. I noen områder er datagrunnlaget mangelfullt eller registreringene er så utdatert at de ikke lenger er representative. Det er gjort en omfattende kartlegging av naturtyper nasjonalt og internasjonalt. Disse databasene må oppdateres jevnlig for at datagrunnlaget skal holde en høy kvalitet. Mange av registreringene er organisert som kartlag som er tilgjengelige for nedlastning. Dette kan lette datainnsamlingsarbeidet for de som skal gjennomføre konsekvensutredningene og livsløpsvurderinger og gir tilgang på viktig informasjon. I livsløpsvurderingssammenheng kan GIS brukes som verktøy for å definere systemgrenser og kalkulere omfang av berørte biotoper. De kvantitative dataene kan brukes som innstrømningsdata i livsløpsregnskapet.

4.6. Oppsummering

LCA metodikkens mangel av metoder for kvantifisering av effekt på biodiversitet som følge av arealbeslag på land og i vann har vært utgangspunkt for intensiv forskning og metodeutvikling.(Dubreuil mfl. 2006) Utelatelse av effektkategorien ”endring av biodiversitet” kan være et resultat av at biodiversitet er vanskelig å kvantifisere(Michelsen

2007) Det har vært foreslått ulike tilnærminger til kvantifisering av arealbrukseffekter på biodiversitet i livsløpsregnskapet. Den største metodiske utfordringen ligger i å finne et kvantitativt kvalitetsmål som kan angi funksjon for biodiversitet i et området.

Den Svensk utviklede Biotopmetoden for å beregne påvirkning av arealbruk på biologisk mangfold tar utgangspunkt i indikatorene rødlistearter og nøkkelementer for å differensiere mellom ulike biotoper. Biotopinndelingen gjøres ved hjelp av GIS analyser av tilgjengelig kartdata. Arealpåvirkningene kvantifiseres ved å måle arealene i hver kategori ”før” og ”etter” en arealendring. I likhet med LCA relateres den kvantitative endringen til en funksjonell enhet som angir relativ effekt på effektkategorien.

Analyse av arealbrukseffekter på biologisk mangfold har frem til i dag stort sett vært av kvalitativ art. Konsekvensutredninger etter Vegvesenets håndbok 160 er den mest brukte konsekvensutredningsmetoden for energisektoren i Norge. Utredning av konsekvenser ved bygging av Eiriksdal kraftverk er gjort etter denne metodikken.

Manglende grunnlag for å redegjøre for den totale økonomiske verdien av biodiversitet betraktes som en av grunnene til tap av biologisk mangfold. Verdsetting av biologisk mangfold et kontroversielt området og kan angis ved å avsløre betalingsvillighet eller på bakgrunn av fysiske enheter og miljøindikatorer. Et eksempel på sistnevnte verdsettingsmetode ser man i DN-håndbok 13/2006 der naturtyper verdsettes etter et sett med fysiske indikatorer. Kartlegging av utvalgte naturtyper og verdsetting av biodiversitet har blitt en kommunal oppgave i Norge. Sammenstilling og verdisetting av biologisk mangfold-data oversendes til Direktoratet for naturforvaltning for innlegging i Naturbase. Data gjøres tilgjengelig i geografisk stedfestede kart som er tilgjengelig for allmennheten.

På bakgrunn av biologisk mangfold data samt andre kartregistreringer kan man få en god oversikt over områder. Ved hjelp av GIS for håndtering av kartdata kan man modellere, analysere og presentere geografisk stedfestet data. GIS baserte modeller kan brukes som verktøy for å fremskaffe kvantitativ og stedsspesifikk informasjon om biodiversitet i et området.

Etter en gjennomgang av et utvalg metodiske tilnærminger for vurdering av arealbrukseffekter på biodiversitet er Biotopmetoden og bruk av GIS analyser vurdert som best egnet kvantifiseringsverktøy for integrering i livsløpsvurderinger.

5. Biotopmetoden for kvantifisering av arealbrukseffekter på biodiversitet ved bygging av Eiriksdal kraftverk.

Biotopmetoden er gjennomført med utgangspunkt i metodegjennomgangen i 4.2

Biotopmetoden.

5.1 Systemgrenser

Systemgrenser i biotopmetoden settes etter de samme prinsippene som for LCA analyser. Systemgrensene definerer de tekniske, geografiske og tidsmessige forutsetningene for analysen og danner grunnlag for sammenlikning av området ”før” og ”etter” bygging av Eiriksdal kraftverk.

5.1.1 Tekniske

Bygging av Eiriksdal kraftverk innebærer nedleggelse av K2 og K3 samt fjerning av rørgater i dagen og overføringsledningen fra K2 og ned til Høyanger sentrum.

De tekniske systemgrensene inkluderer K2 og K3 og rørgater i dagen samt tippområder for masseuttak og deponiområder for bygging av Eiriksdal kraftverk.

5.1.2 Geografiske

Biotopmetodens kvantitative analyse fokuserer på arealbruk som er direkte koblet til etablering av Eiriksdal kraftverk.

De geografiske systemgrensene for Eiriksdal kraftverk strekker seg fra Erkene i Dalsdalen ved samløpet av Eiriksdalselva og Gaulatingskloven og opp til inntaket ved Høgsvatnet.

Grensene dekker de gamle rørgatene som fører vann ned til K2 og Tungefjellet som Eiriksdal kraftverk skal bygges inn i. For detaljert kart se vedlegg 9.

Totalt areal innenfor systemgrensene er 1670602 m^2 .

5.1.3 Tidsmessige systemgrenser

”Før”

Tilstanden ”før” defineres som tilstanden så tett opptil bygging av Eiriksdal kraftverk som mulig. Konsekvensutredningen og fagrapporten for biologisk mangfold er fra 2004 og

fylkesmannens registreringer fra 2005. Geodata fra Kartverket oppdateres jevnlig og datasettet for Høyanger kommune ble lastet ned til bruk i GIS analyser Mars 2012.

Tilstanden ”før” tiltaket tar utgangspunkt i situasjonen i influensområdet slik den fremstår i kartdata fra Norge digitalt og Norge i Bilder i Mars 2012.

”Etter”

Tilstanden ”etter” defineres som et tidspunkt etter ferdigstillelse av tiltaket som er tilstrekkelig langt frem i tid til at naturen i området har normalisert seg. For allerede utbygde vannkraftverk er det ifølge biotopmetoden 40-50 år, mens det for kraftledninger er 0-10 år. (Kylakorpi mfl. 2005)

Tilstanden ”etter” tar utgangspunkt i tilstanden i influensområdet 50 år etter bygging av Eiriksdal kraftverk basert på prosjekterte arealendringer i området. Kraftstasjonene K2 og K3 samt rørgater og luftlinje til Høyanger sentrum er fjernet og området er tilbakeført til sin opprinnelige tilstand. Analysen antar at inngrepsområdene har normalisert seg etter 50 år. De direkte berørte tipp og deponiområdene defineres som teknotoper etter 50 år da jordoverflaten er overdekket av masser som fjerner grunnlaget for biologisk produksjon slik den forekommer naturlig i området.

Informasjonskilder og areal beregning

GIS analysene er basert på nedlastede WMS kartdata fra Norge i Bilder som er en løsning for forvaltning og tilgjengeliggjøring av digitale ortofoto og satellittbilder og temadatasett fra Norge Digitalt som brukes for å vise geografiske mønstre eller forekomster. Begge tjenestene tilbys av Kartverket som er en forvaltningsbedrift som samler inn, systematiserer, forvalter og videreformidler offentlig stedfestet informasjon. (Kartverket 2012) Geodatatjenester og geodata er tilgjengelig via Norge Digitalt for universiteter og høyskoler i Norge. Kartdata for Høyanger kommune er lastet ned for bruk i GIS analysen via denne tjenesten.

GIS verktøyet ArcCataloge og ArcMap er brukt for å modellere og analysere data. Kvalitative beskrivelser av influensområdet og inntegningen av Eiriksdal kraftverk i ArcMap er basert på tekniske beskrivelser i konsekvensutredningen for Eiriksdal kraftverk (2004).

For ytterligere beskrivelse av datamaterialet og kvalitet se Tabell 15. Informasjonskilder for biotopidentifisering og anvendbarhet.

5.2 Identifisering av biotoper

Identifikasjon av naturtyper og andre elementer innenfor systemgrensene er basert på temadata fra Norge Digitalt og naturtyperegistreringer i Naturbase. Informasjon fra konsesjonssøknad og fagrapport for biologisk mangfold er brukt for å identifisere berørte områder og supplere kartinformasjonen.

Tabell 13. Identifiseringssystem som danner grunnlag for biotopinndeling

Metode:	Referanse:
Naturbase	Direktoratet for naturforvaltning
Lokaliteter for rødlistarter	Norsk rødliste 2006
Viltkartlegging	DN-håndbok 11-1996
Truede vegetasjonstyper	Fremstad og Moen 2001
Konsesjonssøknad	Statkraft
Fagrapport biologisk mangfold	Ambio miljørådgivning
Fylkesmannen i Sogn og Fjordane	Tore Larsen
Norge Digitalt	Kartverket

Basert på DN-håndbok 13/2006 "utvalgte naturtyper" er følgende identifiseringssystem utformet ;

Tabell 14. Identifiseringssystem for boreale områder

Hovedgruppe	Undergruppe
Akvatisk biotoper	-
Kystnære biotoper	Ferskvann/Våtmark Kyst og havstrand
Terresterte biotoper	Myr Rasmark, berg og kantkratt Fjell Kulturlandskap Skog kyst og havstrand
Andre miljøer	Bebyggelse Kraftstasjoner Kraftledninger Rørgater

Informasjonskilder

Temadata fra Norge Digitalt og naturtyperegistreringer i Naturbase er det viktigste datagrunnlaget for biotopinndelingen innenfor systemgrensene. Alle relevante kartlag over området ligger til grunn for biotopinndelingen og består av kulturminnedata, naturvernsdata, infrastruktur og eiendomsdata og hydrologisk data. Flyfoto fra Norge i Bilder (2012) er brukt som underlagskart for inntegning av systemgrenser og biotopinndeling og blir presentert som bakgrunn i vedlegg 9. og 10. Kartet ”etter inngrep” er basert på de samme geodata som kartet ”før inngrep”. Det er gjort endringer i kartet ”etter inngrep” i forbindelse med inntegning av ny arealinngrep som kategoriseres som ”teknotoper”, men naturtypesammensetningen i området forutsettes å være den samme i kartet ”etter inngrep”.

Tabell 15. Informasjonskilder for biotopidentifisering og anvendbarhet

Informasjonskilder		Før inngrepet	Etter inngrepet
	1 er høyest anvendbarhet, 4 har lavest		
Allmenne kart	Naturtyper	1	2
	Kulturminner	1	2
	Naturvernsdata	1	3
	Tekniske kart	2	4
	Topografi	1	1
WMS kart fra Kartverket	Flyfoto	1	4
	Tekniske kart	2	4
	Eiendomskart	2	4
	Vann og nedbørsområder	1	2
Konsekvensutredning	Tekniske beskrivelser	2	3
	Feltregistreringer	2	4
	Kartdata	3	3
Annet	Informasjon fra fylkesmannen	1	4

5.3 Inndeling av biotoper i fire kategorier

Etter en identifisering av naturtyper i området innenfor systemgrensene for etablering av Eiriksdal kraftverk er det gjort en bedømming av hvilke naturtyper som hører til i de ulike kategoriene;

- Kritiske biotoper (KB)
- Sjeldne biotoper (SB)
- Allmenne biotoper (AB)
- Teknotoper (T)

For å kunne dele naturtypene inn i biotopkategorier tar man utgangspunkt i noen utvalgte indikatorer. Inndelingen i denne analysen er gjort etter kriteriene som er brukt for inndeling av naturtyper etter DN-håndbok 13/2006, se tabell 2.

Tabell 16 Biotopklassifisering etter Biotopmetoden

Verdsettingsmetode	Kategori	Biotopmetode kategori
Naturtyper jf. DN-håndbok 13/2006	Svært viktig	KB
	Viktig	SB
	Lokal viktig	SB
	Ikke registrerte naturtyper	AB
Rødlistearter jf. Norsk rødliste 2006	Kritisk trua	KB
	Sterkt trua	KB
	Sårbar	SB
	Nær trua	SB
	Andre	AB
Vilt jf. DN-håndbok 11/1996	1	AB
	2	SB
	3	SB
	4	KB
	5	KB
Ferskvann jf. DN-håndbok 15/2000	Nasjonal verdi	KB
	Regional verdi	SB

5.4 Sammenstilling og resultat

Datakvalitet

Kartlaget ”før inngrep” synliggjør alle registrerte naturtyper samt eksisterende infrastruktur i området slik det fremstår i Kartverket i mars 2012. I Tabell 17. Biotopregistreringer ”før inngrep” ser man biotopinndelingen som er gjort etter polygonregistreringer i ArcMap.

Naturtyperegistreringen ved Ekrene er presentert i temakart og er ikke endret i ArcMap. Det er ikke registrert noen andre naturtyper i området. Teknotopene er tegnet inn i kartet som polygoner på bakgrunn av detaljerte flyfoto og tekniske temadata. Arealnøyaktigheten på polygonene som representerer biotopkategoriene er på opptil et par meter.

Kartet ”etter inngrep” er basert på samme kartdata som kartet ”før inngrep” og inntegningen av ”teknotoper” er basert på tekniske beskrivelser i konsekvensutredningen for Eiriksdal kraftverk.(2004). K2 og K3 og tilhørende infrastruktur er fjernet og nye teknotoper er tegnet inn i kartet som polygoner. Inndelingen av biotoper er gjort på bakgrunn av denne informasjonen. I Tabell 18. Biotopregistreringer ”etter inngrep” ser man biotopinndelingen som er gjort for området. Arealnøyaktigheten på polygonene er på opptil et par kvadratmeter på grunn av manglende tilgang på oppdaterte data for konkrete utbyggingsplaner.

Funksjonell enhet

Funksjonell enhet er et begrep fra livsløpsvurderings- metodikken og refererer til den enhet av produsert nytte som bukes som effektivitetsmål. I tilfelle ”Eiriksdal kraftverk” er funksjonell enhet kWh. Biotopendringene oppgitt i (m^2) forbundet med situasjonen før- og etter oppgradering av Høyangeranleggene relateres til samme funksjonell enhet (m^2/kWh).

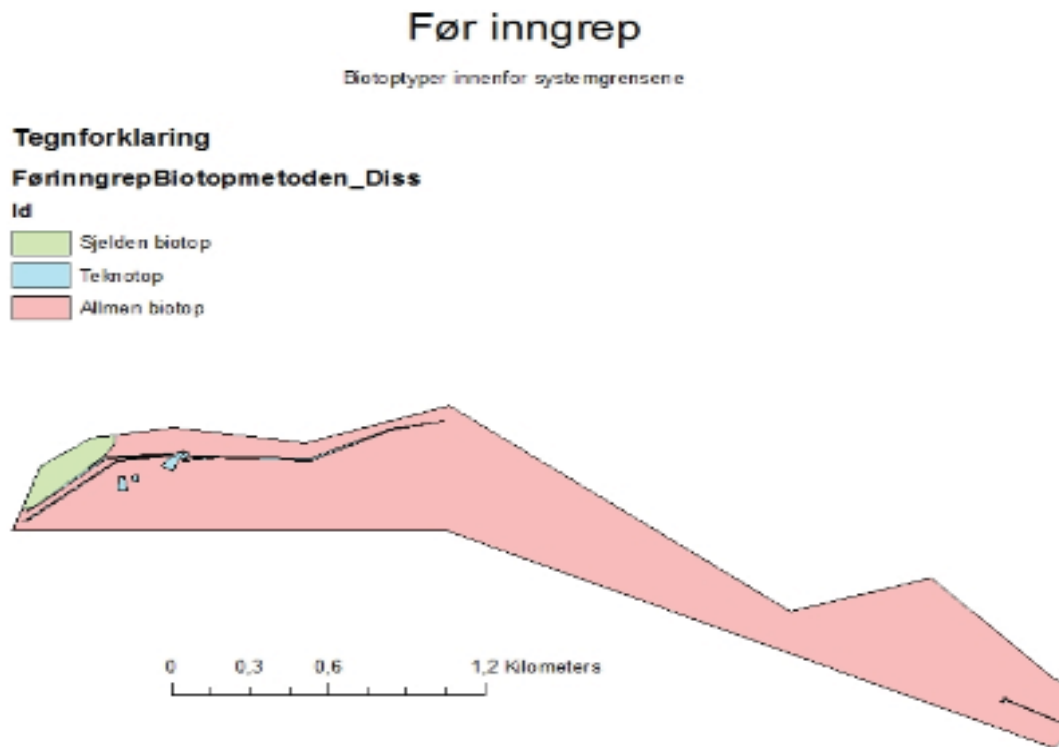
Livssyklusperspektivet

Tilfellet ”oppgradering av Høyangeranleggene” tar utgangspunkt i en teknisk levetid på 50 år etter metodeanvisningen (Kylakorpi mfl. 2005) og måler biotopendring per funksjonell enhet i hele levetiden. Resultatene forutsetter at påvirkningen er konstant i hele levetiden.

Kvantitative resultater

Kartene er utformet i GIS programvaren ArcMap med utgangspunkt i geografisk stedfestede WMS kart fra Norge i Bilder og Norge Digitalt. Se vedlegg 11. og 12. for flyfoto underlag.

Kartene under viser biotopinndelingene innenfor systemgrensene "før" og "etter" bygging av Eiriksdal kraftverk.



Figur 7. Kartutsnitt "Før inngrep"

Før inngrep

Figur 7. Kartutsnitt "Før inngrep" viser biotopfordelingen etter Biotopmetoden i området slik det fremstår i mars 2012 basert på tilgjengelig data fra Norge i bilder.

Tabell 17. Biotopregistreringer "før inngrep"

Registrerte biotoper:

Registrerte "teknotoper" 23981,7m²

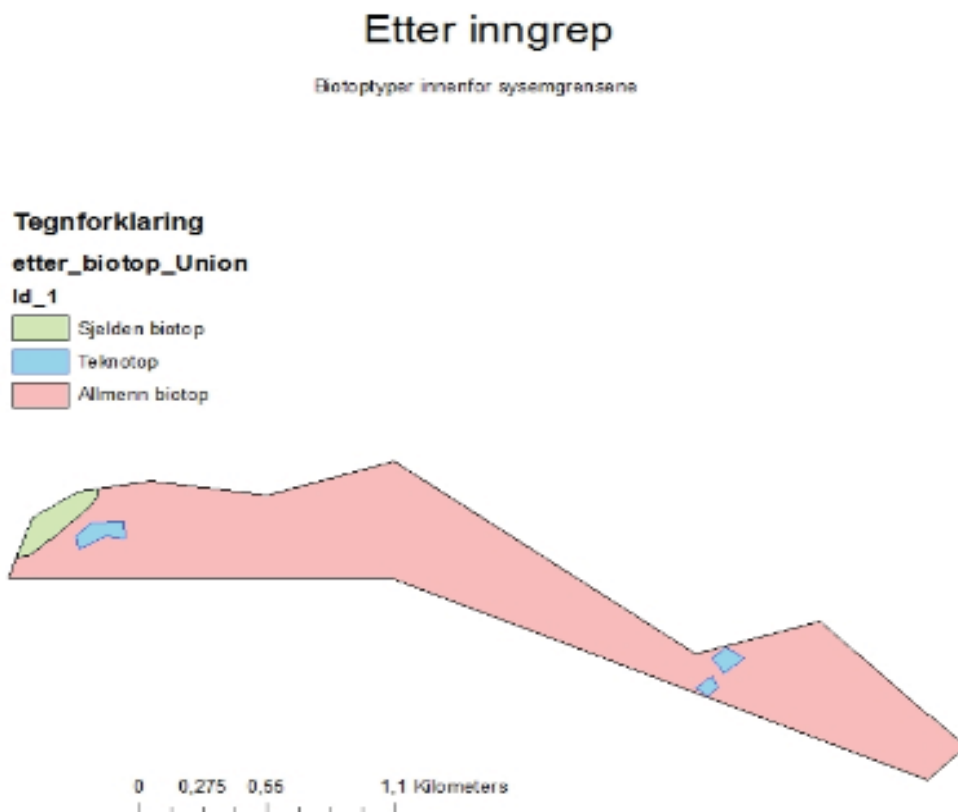
- Kraftanleggene K2 og K3 samt annen bebyggelse i området ved samløpet av Eiriksdalselva og Gaulatingskloven.
- Rørgater i dagen i forbindelse med K2 og K3
- Kraftledning fra K2 og ned til Høyanger sentrum.

Registrerte "sjeldne naturtyper" 42246,60m²

- Naturtyperegistreringen "rik edelløvskog" ved Ekrene, se Tabell 7 Områdeverdi.

Registrerte "allmenne biotoper" 1604374,2m²

- Det resterende området innenfor systemgrensene



Figur 8. Kartutsnitt "Etter inngrep"

Etter inngrep

Figur 8. Kartutsnitt "Etter inngrep" viser biotopfordelingen i området etter analyseperioden på 50 år. Kraftverkene K2 og K3 med tilhørende rørgater i dagen er fjernet. Det der også kraftledningen fra K2 ned til Høyanger som er byttet ut med en jordkabel.

Tabell 18. Biotopregistreringer "etter inngrep"
Registrerte biotoper
Registrerte "teknotoper" 37 606,9m²

- Deponiområdet ved Ekrene,
- Deponimyr ved Roesvatnet
- Skråning for tunellpåhugg ved Roesvatnet.

Registrerte "sjeldne naturtyper" 43618,5m²

- Naturtyperegistreringen ved Ekrene

Registrerte "allmenne biotoper" 1589376,9m²

- Det resterende området innenfor systemgrensene.

Resultat per funksjonell enhet
Tabell 19. Resultattabell

Tiltak	Kategori	"før"	"etter"	differanse	Forandring pr funksjonell enhet 50 år
		m ²	m ²	m ²	m ² /kWh
Etablering av Eiriksdal kraftverk 304,8 GWh/år	Teknotoper	23981,7	37 606,9	13625,2	8,94042x10 ⁷
	Kritiske biotoper	-	-	-	
	Sjeldne biotoper	42246,60	43618,5	1371,9	0,900197x10 ⁷
	Allmenne biotoper	1604374,2	1589376,9	-14997,3	-9,84075 x10 ⁷

Som man kan lese ut av tabellen vil etablering av Eiriksdal kraftverk i Høyanger føre til endringer i biotopsammensetningen innenfor systemgrensene "før" og "etter" bygging.

Biotopkategorien ”teknotop” vil øke med $13625,2m^2$ og ”allmenne biotoper” vil reduseres med $14997,3m^2$. Biotopkategorien ”sjeldne biotoper” vil øke med $1371,9m^2$. Deler av dagens overføringslinje går gjennom området for den registrerte naturtypen ved Ekrene som klassifiseres som ”sjelden biotop”. Ved fjerning av denne vil området høyst sannsynlig bli tilbakeført til opprinnelig tilstand i løpet av analyseperioden på 50 år. Dette vil ha en positiv effekt på ”sjeldne biotoper” innenfor systemgrensene. Resultatene av endring per funksjonell enhet er oppgitt i syvende potens (10^7) for å gjøre tabellen lettlest.

Kvalitativ vurdering av effekt på biologisk mangfold utenfor systemgrensene

Influensområdet for bygging av Eiriksdal kraftverk streker seg langt utover de geografiske og tidsmessige systemgrensene. Tiltaksområdet rundt K2 ligger nær naturtyperegistreringen på Ekrene. Dette området er preget av inngrep og ytterligere aktivitet i området vil påvirke lokaliteten. Ellers er det registrert få viktige lokaliteter for biologisk mangfold i influensområdet. Konsekvensene ved bygging av Eiriksdal kraftverk vurderes som små for naturmiljø, se Tabell 6. Konsekvenser for biologisk mangfold ved bygging av Eiriksdal kraftverk.

Tiltaket vil ifølge fagrapporten likevel ha negative konsekvenser for vanlige naturtyper, vegetasjon og vilt. Det bemerkes at det i anleggsperioden bør tas hensyn til at helikoptertrafikk ikke går innover Gautingsdalen, da det er registrert store hjortebestander og kongeørn i området.

I konsesjonssøknaden poengteres det at bygging av Eiriksdal kraftverk vil føre til en økning i vannføring i Daleelva. Økningen vil føre til bedre oppvandringsforhold for laksen og bestanden i elva vil kunne øke.

6. Diskusjon av de fremsatte problemstillingene

Etter et litteraturstudie av metodiske tilnærminger for vurdering av arealbrukseffekter på biodiversitet og hvordan de kan integreres med livsløpsvurderinger av tiltak innenfor energisektoren valgt jeg Biotopmetoden for kvantifisering av arealbrukseffekter på biologisk mangfold i caset "Eiriksdal kraftverk".

Biotopmetoden kan fungere som et komplement til livsløpsvurderinger gjennom å inkludere økologiske aspekter i vurdering av energiprosjekter. Vattenfall har utført sertifiserte miljødeklarasjoner (EPD) for sin vann- og vindkraft basert på LCA og biotopmetoden er brukt for å angi kvantifisert effekt på biodiversitet som en direkte konsekvens av arealbruk. (Vattenfall 2012). Resultatene fra biotopmetoden presenteres som ekstra miljøinformasjon i EDPene og gir et bredere grunnlag for vurdering av total miljøprofil. Biotopmetoden er beskrevet i en systematisk metodeutredning som setter krav til datakvalitet og gjennomføring. Ved å følge alle trinnene i metodebeskrivelsen var det mulig for meg å gjennomføre metoden på caset "Eiriksdal kraftverk" og mulig for eksterne aktører å etterprøve mine resultater. På bakgrunn av en gjennomgang av resultatene av biotopmetoden i EDP for Vattenfalls vannkraft (Vattenfall AB hydropower 2008) og mine egne erfaringer med anvendelse av metoden vurderer jeg Biotopmetoden som best egnet for integrering av arealbrukseffekter i livsløpsvurderinger av vannkraft.

Teori som basis for metodene ser på problemstillingene verdsetting av biologisk mangfold, indikator for biologisk mangfold og direkte og indirekte påvirkning.

Min vurdering er at naturtyper bør klassifiseres og verdsettes på bakgrunn av biologiske parametere for å ivareta naturens verdi. Ved å verdsette naturtyper etter deres verdi for biologisk mangfold kan naturens egenverdi synliggjøres. Slik reduseres sjansen for å havne i en interessekonflikt mellom økonomiske og biologiske hensyn i en beslutningssituasjon.

Som beskrevet i kapittel 3.2 Relevant indikator for biologisk mangfold brukes det forskjellige indikatorer for biologisk mangfold som indikerer effekt på ulikt stadiet i årsak-virkningsskjeden. Artsmangfold er en den mest brukte indikatoren for biologisk mangfold i miljøeffektvurderinger. Michelsen (2007) hevder at det har bakgrunn i at artsmangfold anses av mange å fange selve essensen i begrepet biodiversitet, artsmangfold er et begrep som er allment anerkjent, artsmangfold er et målbart parameter og fordi data om artsmangfold ofte

eksisterer for mange områder. I Biotopmetoden deles området innenfor systemgrensene inn i biotopkategorier på bakgrunn av parameterne arts mangfold og nøkkelementer. Disse kan karakteriseres som ”midtpunkts nivå” indikatorer for effektkategorien ”endring i biodiversitet”. Her ser man en kobling mellom LCIA metodikken og biotopmetoden.

Arealendringer er den viktigste årsaken til tap av biodiversitet som følge av en rekke direkte og indirekte påvirkninger på naturmiljøet. (UNESCO 2012).

Med unntak av LCA analyser angir de gjennomgåtte miljøeffektvurderingsmetodene kun direkte effekter av arealbruk. Metodene inkluderer ikke de indirekte konsekvensene av arealendringer som kan være vanskelig å identifisere og ofte strekker seg langt utover de definert systemgrensene. Siden naturens tålegrense er ukjent for menneskeheten bør man ta i bruk ”føre var” prinsippet i arealforvaltningssammenheng.

Biotopmetoden er i denne oppgaven anvendt for å forsøke og kvantifiserer effekt på biodiversitet ved bygging av et nytt Eiriksdal kraftverk. Metodegjennomføringen følger stegene i Biotopmetoden (Kylakorpi 2005). Begrenset tid og tilgang på ressurser har gjort det vanskelig å foreta egne feltundersøkelser i området rundt Eiriksdal kraftverk. Analysen er basert på sekundærdata og dette kan ha svekket resultatenes presiseringsnivå.

GIS analysene bygger på WMS kartdata fra geodata tjenestene Norge i Bilder og Norge Digitalt. Den geografisk stedfestede informasjonene som videreformidles av Norge Digitalt skal utarbeides i henhold til EN ISO 19131 basert på gjeldende produktkatalog i SOSI.

(Statkart 2012). Plassering av det nye Eiriksdal kraftverk er gjort på bakgrunn av tekniske beskrivelser i konsekvensutredningen. De tekniske beskrivelsene av kraftverket er mangelfulle og det kan føre til at plasseringen av Eiriksdal kraftverk i kartet ”etter inngrep” vil avvike noe fra den endelige plasseringen av kraftverket ved ferdigstillelse i 2014. Det eventuelle avviket vil påvirke biotopinndelingen og det endelige resultatet. Eventuelle endringer i plassering av kraftverket i kartet ”etter inngrep” kan rettes opp i ArcGis og generere nye resultater som stemmer overens med situasjonen ved ferdigstillelse av kraftverket i 2014.

Kartet ”før” og ”etter” etablering av Eiriksdal er basert på geodata over området slik det fremstår i Norge i Bilder og Norge Digitalt i mars 2012. For kartet ”før” inngrep er kartdata vurdert til å ha en høy anvendbarhet da datasettet er av nyeste dato. For laget ”etter” inngrep som er satt femti år frem i tid er kartdata vurdert til å ha en lav anvendbarhet. Til tross for at femti år er relativt kort tid i et økologisk perspektiv er naturen i konstant endring. Ulike stressere som følge av inngrep kan føre til store endringer i det biologiske mangfoldet i et

området, både i en utbyggings- og driftsfase. Med forutsetning av at naturtyperegistreringene oppdateres jevnlig kan kartdata over området ha endret seg på femti år. Ved eventuelle endringer kan man laste inn ny kartdata i laget "etter" inngrep og justere resultatene deretter. Dette gjør Biotopmetoden til et fleksibelt metodeverktøy, i kombinasjon med GIS-analyser. Biotopinndelingen i denne oppgaven er gjort i henhold til metodikken i DN-håndbok 13/2006. Det resulterer i at indikatorene som ligger til grunn for biotopinndelingen etter Biotopmetoden er de samme som for utvalgte naturtyper, se Tabell 8. Indikatorverdier for effektkategorien "biodiversitet". Området rundt Eiriksdal kraftverk er kartlagt av Høyanger kommune etter DN-håndbok 13/2006. Ved å bruke disse registreringene som grunnlag for biotopinndelingen innenfor systemgrensene lettet jeg datainnsamlingsarbeidet. En av fordelene med biotopmetoden er at den kan ta utgangspunkt i eksisterende registreringer og temadata for et område som grunnlag for biotopinndeling. Dette reduserer datainnsamlingsarbeidet gjør metodegjennomføringen mindre ressurskrevende. Resultattabellen for Biotopmetoden viser endring i biotopsammensetning "før" og "etter" etablering av Eiriksdal kraftverk, og endringer er normalisert til funksjonell enhet. Endring i biotopsammensetning representerer kvantifisert potensiell effekt på biologisk mangfold i levetiden for Eiriksdal kraftverk. Det er viktig å påpeke at endring i biotopsammensetningen innenfor systemgrensene ikke har noen direkte sammenheng med slutt-effekten "tap av biologisk mangfold". Biotopendringene representerer potensiell effekt på biodiversitet basert på endringer i forekomst av rødlistearter og nøkkelelementer i et område. Biotopendringene kan også ha slutt-effekten "tilskudd av biologisk mangfold". Biotopendringene innenfor systemgrensene gir ikke noe absolutt mål på endring i biodiversitet, men er basert på antakelser om konsekvens av endret livsgrunnlag for indikatorene. Dette er viktig å ta med i betraktningen når man tolker resultatene.

Området innenfor systemgrensene kommer til å påvirkes så lenge virksomheten er i drift. Et vannkraftanlegg har tilnærmet ubegrenset levetid forutsatt tilstrekkelig vedlikehold. Jo lenger levetid som settes for anlegget i resultatberegningene jo mindre blir påvirkningene per funksjonell enhet forutsatt at biotoppåvirkningene er konstante i hele levetiden. Det kan argumenteres for at femti års levetid som er anbefalt for vannkraftanlegg i biotopmetoden er for kort. Levetiden i resultattabellen kan endres, men er satt til femti år fordi dette er en normal levetid som benyttes i LCA-studier av vannkraft (referer til Raadal et al 2011). Til tross for fjerning og K2 og K3 og tilhørende infrastruktur ved bygging av et nytt Eiriksdal kraftverk vil arealet for teknotoper "etter inngrep" ifølge resultattabellen øke. En fjerning av K2 og K3 vil frigi relativt små arealer som etter en normaliseringstid på femti år antakeligvis

kan karakteriseres som allmenne biotoper. I kartet "etter inngrep" er deponiområdene og påhuggsområdet for Eiriksdal kraftverk karakterisert som teknotoper og beslaglegger et større areal enn "før inngrep" innenfor systemgrensene. Etter en lengere normaliseringsperiode enn analyseperioden på 50 år kan muligens deler av disse teknotopene kunne gi grunnlag for biologisk produksjon og kategoriseres som allmenne biotoper.

Det økte arealet av teknotoper etter bygging av Eiriksdal påvirker kun allmenne biotoper. Dette stemmer godt overens med resultatene fra konsekvensutredningen som angir at bygging av et nytt Eiriksdal kraftverk vil ha negative konsekvenser for vanlige naturtyper, vegetasjon og vilt.

Arealet for biotopkategorien sjeldne naturtyper" (SB) øker i kartet "etter bygging" som følge av fjerning av en kraftlinje gjennom naturtyperegistreringen på Ekrene. Dette vurderes som en positivt endring i det biologiske mangfoldet innenfor systemgrensene da det øker livsgrunnlaget for prioriterte arter. Resultatene fra Biotopmetoden stemmer overens med vurderingene i konsekvensutredningen på alle områder bortsett fra Biotopmetodes identifisering av en positiv endring i biologisk mangfold som følger av fjerning av kraftledningen gjennom Ekrene. En av biotopmetodens fordeler er at den presenterer kart og arealberegninger med kvantifiserbare potensielle påvirkninger på biologisk mangfold som er etterprøvbare da de bygger på offentlig kartdata og andre tilgjengelige registreringer.

Datagrunnlaget kan kvalitetssikres og resultatene er lett å tolke og kan brukes i livsløpsvurderinger. Disse egenskapene vurderes som en styrke i sammenlikning med konsekvensanalyser som ofte bygger på egne feltregistreringer og kvalitative beskrivelser av naturtyper som er vanskelig å etterprøve. Konsekvensvurderingene bygger på kvalitativ data og kan påvirkes av subjektive meninger.

På den andre siden er konsekvensanalyser en detaljert kartlegging av alle fordeler og ulemper som følger av et tiltak og den kan ikke erstattes av LCA eller Biotopmetoden. De kvantitative metoden bør ifølge mine vurderinger fungere som et supplement til konsekvensutredninger. Bygging av Eiriksdal kraftverk defineres som et opprustnings- og utvidelsesprosjekt (O&U). Slike prosjekter har ofte mindre konsekvenser for biologisk mangfold fordi inngrepene skjer i allerede påvirkede områder.

Det kan være grunnen til at resultatene fra Biotopmetoden for etablering av Eiriksdal kraftverk ikke stemmer overens med resultatene fra Vattenfalls EDP for sin produksjon av vannkraft (EDP hydropower 2008).

Resultatene for 14 utvalgte vannkraftstasjoner i Norden viser at etablering av kraftverkene har ført til en stor reduksjon av kritiske og sjeldne biotoper og en økning av generelle biotoper og teknotoper som føler henholdsvis reduksjonen for kritiske og sjeldne biotoper.

Etter en sammenlikning av resultatene fra Vattensfalls EPD for vannkraft og resultatene for Eiriksdal kan det anbefales å satse på O&U prosjekter for norsk vannkraft med hensyn til bevaring av biodiversitet. Slike prosjekter har et stort potensial for effektivisering av fornybar elektrisitetsproduksjon med en lav økologisk belastning.

For å sikre et godt datagrunnlag for kartlegging av biologisk mangfold må det jobbes kontinuerlig med å registrere artsobservasjoner og andre funn i kommunene. Datamaterialet bør oppdateres jevnlig og kobles mot nasjonale registreringer av naturtyper og naturmangfold. Slik kan man observere endringer i biodiversitet og identifisere sumvirkninger av arealbruk. Et solid datagrunnlag er en forutsetning for å foreta gode miljøeffektvurderinger og bør være et satsningsområdet i fremtiden for å ivaretar biologisk mangfold for kommende generasjoner i tråd med årtusenmålet om en bærekraftig utvikling.

Et økt fokus på miljø i samfunnet og strengere krav til miljøinformasjon gjør det nødvendig og videreutvikle metodikken for miljøkonsekvensvurderinger nasjonalt og internasjonalt. Forskning viser at en kobling mellom kvantitative systemanalyser som fokuserer på globale effekter og lokale konsekvensvurderinger kan bidra til å gi et mer nyansert bilde av totale miljøeffekter (Jeswani mfl. 2010). Undersøkelser av resultatene fra 39 livsløpsvurderinger av vannkraft viser at de to største utslippskildene målt i g CO_2 ekvivalenter pr. kWh er relatert til bygging av kraftanlegget og utslipp fra oppdemmet vann. Sammenliknet med andre kraftproduksjonssystemer har vannkraft lave klimagassutslipp. (Raadal mfl. 2011)

Livsløpsvurderingene gir et bilde på vannkraftens bidrag til utslipp av klimagasser, men få av livsløpsvurderingene inkluderer arealbrukskonsekvenser. Dette understreker viktigheten av å inkludere stedsspesifikke konsekvensvurderinger som for eksempel biotopmetoden i livsløpsvurderinger som ser på effekter i et globalt perspektiv. Gjennom å kombinere lokale og globale metoder kan man få et bedre grunnlag for å vurdere totale miljøeffekter for å kunne angi totale miljøeffekter.

Min anbefaling er at det jobbes videre med å tester ut biotopmetoden for fornybar kraftproduksjon i Norge. Metoden kan gjennomføres parallelt med konsekvensutredninger og gi kvantitativ informasjon om arealbrukseffekter på biodiversitet. Resultatene kan brukes i kombinasjon med livsløpsvurderinger som grunnlag for miljødeklarasjoner (EPD) for elektrisitet.

6.1 Viktigste funn

- Biotopmetodens anvendelighet og etterprøvnbarhet gjør den egnet for integrering av kvantifiserte arealbrukseffekter på biodiversitet i livsløpsvurderinger.
- Klassifisering og verdsetting av naturtyper på bakgrunn av biologiske parametere er best egnet til å ivareta naturens verdi.
- Opprustnings og utvidelsesprosjekter (O&U) har færre negative effekter på biologisk mangfold enn nyetablering av vannkraftverk.
- En kombinasjon av stedsspesifikke konsekvensvurderinger og livsløpsvurderinger bidrar til å gi et mer nyansert bilde av et tiltaks totale miljøeffekter enn metodene gjør hver for seg.

7. Litteraturliste

Annik,M., Johansen, L. 2001. Miljøprestasjon- indikatorer og miljøregnskaper ved møbelproduksjon. Rapport nr:2/2001. NTNU

Artsdatabanken 2010. Norsk rødliste for naturtyper 2010, Veileder til rødlistevurdering. Versjon 1.0, 23.april 2010

Biodiversity Indicator Partnership (2011) Guidance for national biodiversity indicator development and use. UNEP World Conservation Monitoring Center, Cambridge, UK. 40pp

Brodtkorb, E, Selboe, O, 2004. Dokumentasjon av biologisk mangfold ved bygging av småkraftverk, Veileder nr 1/2004, NVE

Burke, A. mfl., 2008. Testing a Scandinavian Biodiversity Assessment Tool in an African Desert Environment. *Environmental Management*, 42(4), s.698–706.

Direktoratet for naturforvaltning 2007. Kartlegging av naturtyper-verdisetting av biologisk mangfold. Håndbok 13- 2.utgave 2006 (Oppdatert 2007)

Direktoratet for naturforvaltning. 2010. Nybø (red.) 2010. “Datagrunnlag for naturindeks i Norge 2010” DN-utredning 4-2010.

Dones,R. et al.,2007. Life cycle inventories og energy system: Result for current system in Switzerland and other UCTE countries.

Dubreuil, A., Gaillard, G. & Müller-Wenk, R., 2006. Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA (11 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(1), s.5–15.

Forsberg, C., Wengstrøm, Y. 2008. Att göra systematiska litteraturstudier. Stockholm: Natur og kultur

Fremstad, E. og Moen, A, 2001. Truede vegetasjonstyper I Norge-NTNU Vitenskapsmuseet Repp. Bot. Ser. 2001-4: 1-231

Garder, G. 2003. Biologisk mangfold i Høyanger kommune. Miljøfaglig utredning Rapport 2003:22. 32 sider.

Geyer, R. mfl., 2010. Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(7), s.692–703.

Goedkoop, M. et al., 2009. ReCipe 2008- A life cycle impact assessment method with compromises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level, Pre Consultants, CLM, RUN, RIVM.

Gontier, M., Balfors, B. & Mörtberg, U., 2006. Biodiversity in environmental assessment—current practice and tools for prediction. *Environmental Impact Assessment Review*, 26(3), s.268–286.

Jeswani, H.K. mfl., 2010. Options for broadening and deepening the LCA approaches. *Journal of Cleaner Production*, 18(2), s.120–127.

Kylakorpi, L., Pydgren, B. et al. 2005. Biotopmetoden 2005, metod for att berakna påverkan av markanvandning på biologisk mångfald. Vattenfall.

Leadly, P., Pereira, H.M., Alkemade, R., Fernandes-Manjarres, J.F., Preoenca, V., Scharlemann, J.P.W., Walpone, M.J. (2010) Biodiversity Scenarios: Projections og 21st century change in biodiversity and associated ecosystem services. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Montreal. Technical Series no.50, 132 pages.

Løvdal, I., Heggeland, A., Abel, K., 2003. Regeistreringsinstruks for Siste Sjanse-metoden: Kartlegging av biologisk mangfold I skog. Siste Sjanse-notat 2003-1. Stiftelse for bevaring av biologisk mangfold

Mattila, T., Helin, T., Antikainen, S., Pingoud, K., Wessman, H. (2011) Land use in life cycle assessment. Finnish environment institute. Helsinki 2011.

Michelsen, O., 2007. Assessment of land use impact on biodiversity. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(1), s.22–31.

Michelsen, O. 2004. Biodiversity indicators and environmental performance evaluations, Outline of a methodology. Report nr 3/2004. NTNU Trondheim.

NOU 2009:16 Globale miljøutfordringer - norsk politikk

Nyborg, K. (2002), «Miljø og nytte-kostnadsanalyse. Noen prinsipielle vurderinger», Rapport 5/2002.

Pearce, David og Moran, Dominic (1994), *The Economic Value of Biological Diversity*, Earthscan, London

Pedersen, Å.Ø. mfl., 2004. Implementation of a GIS-based management tool for conservation of biodiversity within the municipality of Oslo, Norway. *Landscape and Urban Planning*, 68(4), s.429–438.

Raadal, H.L. mfl., 2011. Life cycle greenhouse gas (GHG) emissions from the generation of wind and hydro power. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(7), s.3417–3422.

Rydgren, B., Kyläkorpi, L., Bodlund, B., Ellegård, A., Grussel, E., Millander, S. (2005) Quantifying biodiversity, five years of using the biotope method, a tool for quantitative biodiversity impact assessment. Impact assessment and project appraisal, volume 23, number 1, March 2005, pages 47-54, Beech Tree Publishing, Surrey

Statkraft energy AS 2005. Eiriksdal/Lånefjord kraftverk. Konesjonssøknad og konsekvensutredning.

TEEB (2010) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.*

Toralf, T. Ambio miljørådgivning 2004. Konsekvenser for biologisk mangfold ved oppgradering of utvidelse av Høyangeranleggene, Fagrapport. Rapp.nr. 25602-1

Vattenfall AB generation nordic certified environmental product declaration EDP of electricity from vattenfall's nordic hydropower 2008-10-31. UNCPC code 17, group 171-electrical energy. Vattenfall.

Vattenfall wind power certified environmental product declaration EDP of electricity from vattenfall's wind farms 2010-02-01. UNCPC code 17, group 171-electrical energy. Vattenfall.

Statens Vegvesen (2006) Håndbok 140. Konsekvensanalyser, en veiledning.

Vedlegg 1. Tema for biologisk mangfold som skal verdsettes

Kilde	Stor verdi	Middels verdi	Liten verdi
Naturtyper: DN håndbok 1999-13 og St.meld 8 (1999-2000)	Store og/eller intakte områder med naturtyper som er truede	- Små og/eller delvis intakte områder med naturtyper som er truede - Større og/eller intakte naturtyper som er hensynskrevende	- Små og/eller delvis intakte områder med naturtyper som er hensynskrevende - Andre registrerte naturområder/naturtyper med en viss (lokal) betydning for det biologiske mangfoldet
Vilt: DN håndbok 1996-11	Svært viktige viltområder	Viktige viltområder	Registrert viltområder med en viss betydning
Ferskvann: DN håndbok 2000-15	Se detaljert inndeling i håndboka (inndeling for: viktige bestander av ferskvannsfisk (som laks og storørret), lokaliteter fri for utsatt fisk og lokaliteter med opprinnelig plante og dyresamfunn		
Rødlistede arter: DN-rapport 1999-3	Arter i kategoriene "direkte truet", "sårbar", eller sjelden, eller der det finnes grunn til å tro at slike finnes.	- Arter i kategoriene "hensynskrevende" eller "bør overvåkes", eller der det finnes grunn til å tro at slike finnes. - Arter som står på den regionale rødlista	Leveområde for arter som er uvanlige i lokal sammenheng
Truede vegetasjonstyper Fremstad & Moen 2001	Store og/eller intakte områder med vegetasjonstyper i kategoriene "akutt truet" og "sterkt truet"	- Små og/eller delvis intakte områder med vegetasjonstyper i kategoriene "akutt truet" og "sterkt truet" - Store og/eller intakte områder med vegetasjonstyper i kategoriene "noe truet" og "hensynskrevende"	Små og/eller delvis intakte områder med vegetasjonstyper i kategoriene "noe truet" og "hensynskrevende"
Lovstatus Ulike verneplanarbeider, spesielt vassdragsvern.	Områder vernet eller foreslått vernet	- Områder som er vurdert, men ikke vernet etter naturvernloven, og som kan ha regional verdi - Lokale verneområder (Pbl.)	Områder som er vurdert, men ikke vernet etter naturvernloven, og som er funnet å ha kun lokal naturverdi
Inngrepsfrie og sammenhengende naturområder DN	Inngrepsfrie naturområder > 25 km ²	- Inngrepsfrie naturområder mellom 5 og 25 km² - Sammenhengende naturområder over 25 km², noe preget av tekniske inngrep	- Inngrepsfrie naturområder mellom 1 og 5 km² - Sammenhengende naturområder mellom 5 og 25 km², noe preget av tekniske inngrep

Vedlegg 2. Grunnlag for verdsetting av biologisk mangfold i rapporten.

Tema	VERDI			
	Nasjonal/stor (****)	Regional/middels (***)	Kommunal/liten (**)	Lokal/liten (*)
Naturtyper ¹	Svært viktige områder	Viktige og sjeldne områder (andre viktige forekomster)	Andre viktige områder, sett i en lokal sammenheng (andre viktige forekomster)	Lokaliteter som fremheves innenfor området
Vilt ²	Svært viktige funksjonsområder	Viktige funksjonsområder	Funksjonsområder med en viss lokal betydning	Lokaliteter som fremheves innenfor området
Vegetasjon ³	Store og/eller intakte områder med vegetasjonstyper som er akutt truet og sterkt truet	Små og/eller delvis intakte områder med vegetasjonstyper som er akutt truet eller sterkt truet Store og/eller intakte områder med vegetasjonstyper som er noe truet eller hensynskrevende	Små og/eller delvis intakte lokaliteter med vegetasjonstyper som er noe truet Andre viktige forekomster	Lokaliteter som fremheves innenfor området
Flora		Sjeldne/uvanlige arter innenfor et fylke/region	Sjeldne/uvanlige arter innenfor en kommunen	Lokaliteter som fremheves innenfor området
Rødlistede arter ⁴	Arter i kategoriene E, V og R	Arter i kategoriene DC og DM		

1) Etter DN-håndbok 13-1999

2) Etter DN-håndbok 11-1996/2000

3) Etter Fremstad & Moen 2001

4) Etter DN-rapport 3-1999

Vedlegg 3. Registrerte arter i myr ved Roesvatnet

- Engstarr
- Tvebustarr
- Rosetormose
- Loppstrarr
- Teppekildekildemose
- Kildegrøftmose
- Myrsnutemose
- Sumptormose
- Bjørnetormose
- Vortetormose
- Blåtopp
- Blokkebær
- Rome
- Torvull
- Kvitlyng
- Bjønnskjegg
- Røsslyng
- Tepperot
- Stjernstarr
- Vier

Vedlegg 4. Registrerte arter i skråning for påhugg

- Skyggehusmose
- Kystkransemose
- Heigråmose
- Knippegråmose
- Fjelltorvmose
- Vortetorvmose
- Bjørnetorvmose
- Bekkerundmose
- Tvaretorvmose
- Kollegråmose
- Mattehutre
- Døkkhutremose
- Sølvier
- Gullris
- Smørtelg
- Sølvbunke
- Fjellbunke
- Hengeving
- Fjellburke
- Musøre
- Småtteblad
- Horntorvmose
- Stjernesildre
- Myrfiol
- Hestespreng
- Lusegras

Vedlegg 5. Registrerte arter i tiltaksområdet på Ekrene

-Gråor	-Bjørk
-Selje	-Rogn
-Gran	-Furu
-Edelløv	-Alm
-Engkvein	-Sølvbunke
-Smyle	-Tepperot
-Skogburkne	-Hengeving
-Gaukesyre	-Blåbær
-Trollurt	-Skogstjernemose
-Storkransemose	-Stortujamose
-Heigråmose	-Etasjehusmose
-Kystkransemose	-Sotmoser
-Myskegress	-Trådskruevrangmose
<i>Vilt</i>	
Fuglelivet i området er preget av spurvefugler.	-Bokfink
-Løvsanger	-Gjerdesmett
-Rødstrupe	-Granmeis
-Kjøttmeis	-Jernspurv
-Svarttrost	-Rødvingetrost
-Fossefall	-Strandsnipe
-Kråke	-Rev
-Mår	-Hjort

Vedlegg 6. Prinsippet for en konsekvensmatrise

Tabell 3.5. Prinsippet for en konsekvensmatrise

VERDI	EFFEKT / OMFANG AV EFFEKT				
	Stor negativ (--)	Middels negativ (-)	Liten/intet (0)	Middels positiv (+)	Stor positiv (++)
1(kommunal/lokal)	Middels negativ konsekvens --	Liten negativ konsekvens -	Ingen/ubetydelig konsekvens 0	Liten positiv konsekvens +	Middels positiv konsekvens ++
2 (regional)	Stor negativ konsekvens ---	Middels negativ konsekvens --	Ingen/ubetydelig konsekvens 0	Middels positiv konsekvens ++	Stor positiv konsekvens +++
3 (nasjonal)	Meget stor negativ konsekvens ----	Stor negativ konsekvens ---	Ingen/ubetydelig konsekvens 0	Stor positiv konsekvens +++	Meget stor positiv konsekvens ++++

Vedlegg 7. Kartlag fra Naturbase

-Vern
Nasjonalpark
Landskapsvernområde
Naturreservat
Annen fredning
Vernet enkeltobjekt
-Artsdata
Artsforekomst
Trekkvei
Artsforekomst punkt
-Naturtyper etter DNs håndbøker
Nasjonalt og regionalt viktige
Lokalt viktige
-Kulturlandskap
Nasjonalt viktige
Regionalt viktige
-Friluftslivsområdet
Statlig sikra
Andre områder

Vedlegg 8 Kartleggingsprosessen (DN-håndbok 13/2006)

	Startpakke		Ansvar
	Etablerte naturvernområder Verneplanutkast og registreringsrapporter Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap	Samla plan Nøkkelbiotoper i skog Registrerte lokaliteter med rødlistearter Andre faglige registreringer	Fylkesmannens ansvar
Trinn 1			
Trinn 2	Kartlegging av naturtyper etter håndboka		Kommunens ansvar
Trinn 3	Sammenstilling og verdisetting av biologisk mangfold-data (naturtyper, rødlistearter, viltkart, ferskvann). Prioritering mellom svært viktige og viktige registrerte områder.		Kommunens ansvar i samråd med fylkesmannen
Trinn 4	Oversendelse av data for innlegging i Naturbase. Kommunen oversender data til Fylkesmannen (FM). FM kvalitetskontrollerer og sender dataene videre til Direktoratet for naturforvaltning (DN). DN kvalitetskontrollerer og legger data inn i Naturbase. Data er tilgjengelig for alle gjennom innsynsløsning. Se DN's hjemmeside www.dirnat.no under Kart og databaser.		Kommunen Fylkesmannen Direktoratet for naturforvaltning

Før inngrep

0.45 0.225 0 0.45 Kilometers



Etter inngrep

0.45 0.225 0 0.45 Kilometers



Før inngrep

Biotoptyper innenfor systemmgrensene

Tegnforklaring

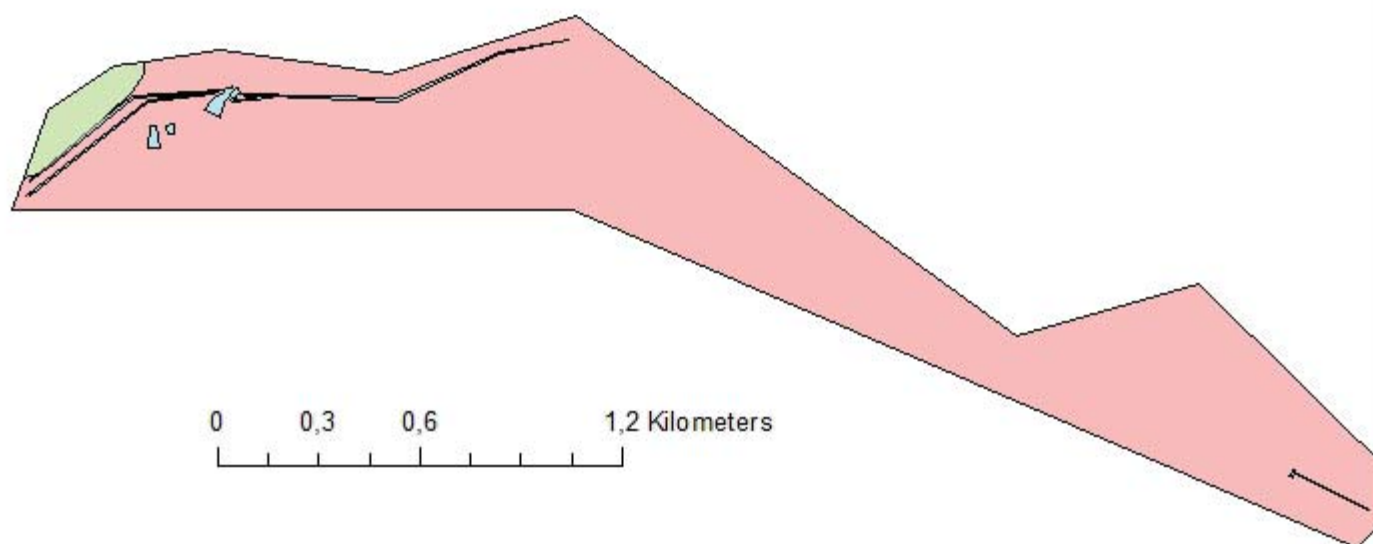
FøringgrepBiotopmetoden_Diss

Id

 Sjelden biotop

 Teknotop

 Allmen biotop



Etter inngrep

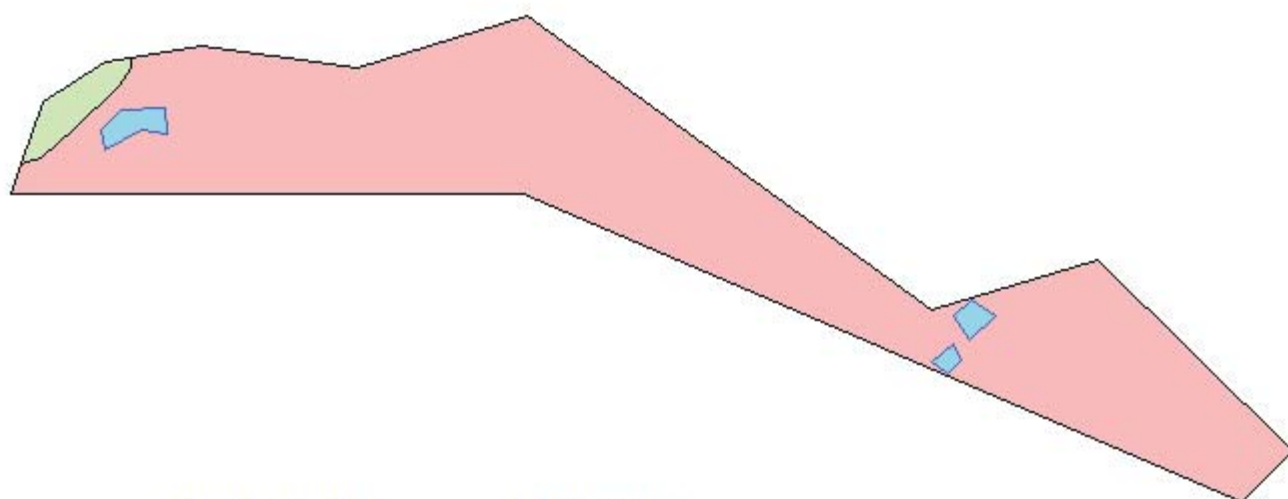
Biotoptyper innenfor sysemgrensene

Tegnforklaring

etter_biotop_Union

Id_1

-  Sjelden biotop
-  Teknotop
-  Allmenn biotop



0 0,275 0,55 1,1 Kilometers

