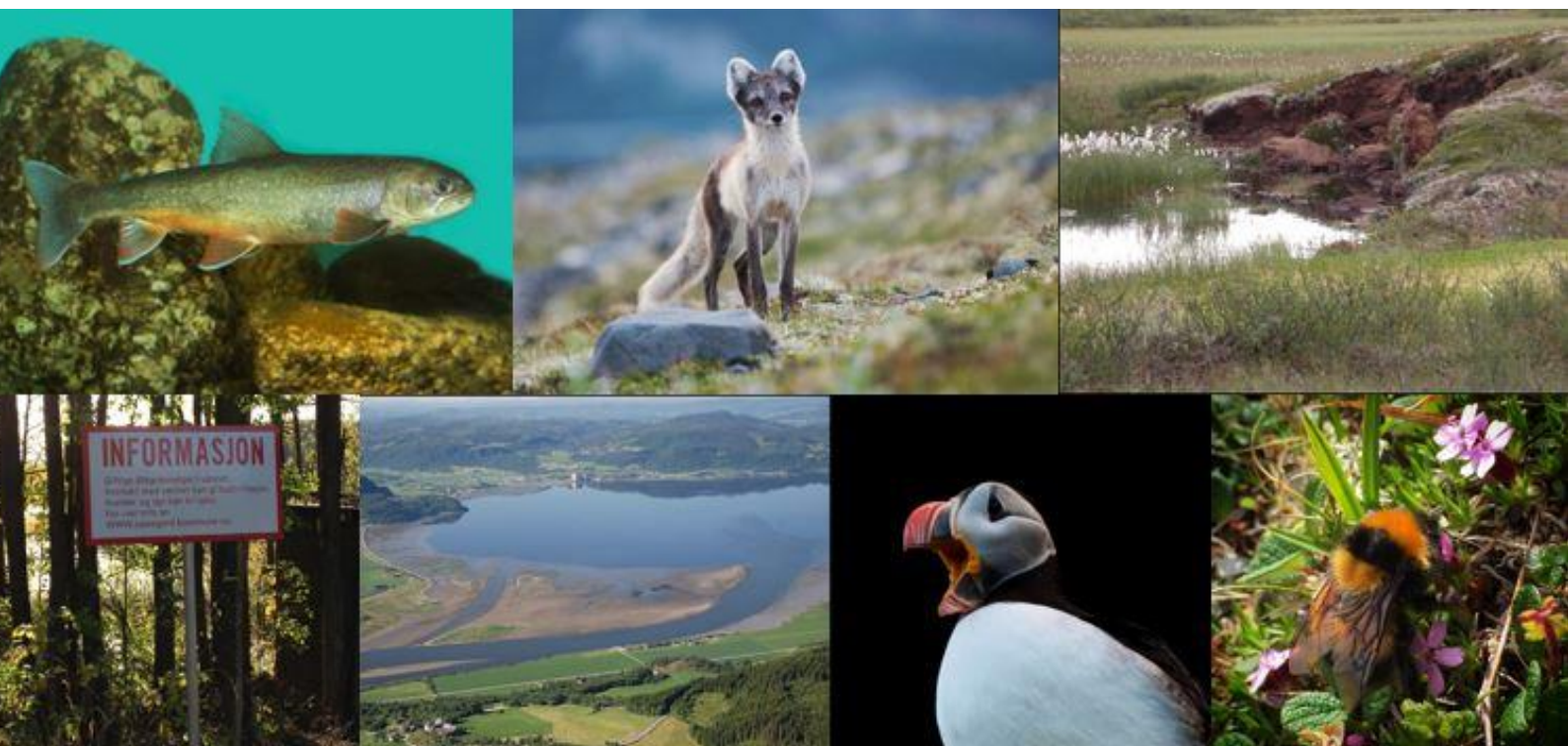


1210

NINA Rapport

Klimaendringenes påvirkning på naturmangfoldet i Norge

Elisabet Forsgren, Per Arild Aarrestad, Hege Gundersen, Hartvig Christie, Nikolai Friberg, Bror Jonsson, Øyvind Kaste, Markus Lindholm, Erlend B. Nilsen, Geir Systad, Vebjørn Veiberg, Frode Ødegaard



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Klimaendringenes påvirkning på naturmangfoldet i Norge

Elisabet Forsgren
Per Arild Aarrestad
Hege Gundersen
Hartvig Christie
Nikolai Friberg
Bror Jonsson
Øyvind Kaste
Markus Lindholm
Erlend B. Nilsen
Geir Systad
Vebjørn Veiberg
Frode Ødegaard



Forsgren, E., Aarrestad P.A, Gundersen, H., Christie, H., Friberg, N., Jonsson, B., Kaste, Ø., Lindholm, M., Nilsen, E.B., Systad, G., Veiberg, V., Ødegaard, F. 2015. Klimaendringenes påvirkning på naturmangfoldet i Norge - NINA Rapport 1210. 133 s.

Trondheim, november 2015

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2840-4

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Signe Nybø og Mats Walday

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsleder Tor F. Næsje (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-443|2015

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Linda Dalen

FORSIDEBILDE

Røye (Nina Jonsson), palsmyr (Per Arild Aarrestad), fjellrev (Anne-Mathilde Thierry), informasjonsskilt (NIVA), marint delta Gaulosen (Per Arild Aarrestad), lunde (Geir Systad), tundrehumle (Frode Ødegaard)

NØKKEWORD

- Norge, Norden, nordområdene
- terrestrisk, ferskvann, marint
- art, naturtype, økosystem
- økosystemtjeneste
- klima, klimaeffekter
- havforsuring
- litteratursammenstilling

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkelgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Forsgren, E., Aarrestad P.A, Gundersen, H., Christie, H., Friberg, N., Jonsson, B., Kaste, Ø., Lindholm, M., Nilsen, E.B., Systad, G., Veiberg, V., Ødegaard, F. 2015. Klimaendringenes påvirkning på naturmangfoldet i Norge - NINA Rapport 1210. 133 s.

Rapporten sammenstiller kunnskap om effektene av klimaendringer på norsk natur, fra artsnivå til naturtyper og økosystemer. Den tar for seg terrestriske økosystemer, ferskvann og marint. Klimaendringene har en rekke effekter på abiotiske forhold, fra økt temperatur og endringer i nedbør til havforsuring. Hvordan norske arter, naturtyper og økosystemer vil påvirkes av klimaendringene er et meget stort spørsmål som det ikke er enkelt å besvare. Usikkerheten i klimaprojeksjonene og kompleksiteten i økologiske sammenhenger gjør spesifikke prediksjoner vanskelige. At også andre faktorer enn klimatiske forhold påvirker vår natur gjør det ikke enklere å forutse hvordan norsk naturmangfold vil påvirkes i fremtiden. Det foreligger begrenset kunnskap om ulike arters evne til å tilpasse seg de nye miljøbetingelsene som en klimaendring vil medføre. Akklimatisering og evolusjonære tilpasninger kan forventes til en viss grad, men vi vet ikke hvor mange arter som vil ha en slik kapasitet og hvor stor tilpasningsevnen vil være.

Dagens kunnskap viser at noen arter vil begunstiges av klimaendringene, mens andre kommer til å påvirkes negativt. Dette vil mest sannsynlig medføre en økt utbredelse av noen arter og redusert utbredelse av andre arter, iblant utdøing. Varmekjære arter vil kunne spre seg nordover i landet, og høyere opp i fjellet, ofte på bekostning av mer kulde-tolerante, alpine og polare arter. Hos ferskvannsfisk vil for eksempel laksefisker få problemer mens karpfisker vil få bedre forhold. Klimaendringen vil også kunne påvirke bestander av sjørøret og sjørøye. Populasjonene av disse artene er splittet i vandrende og stasjonære individer, og klimaendringen kan komme til å gi forholdsvis flere stasjonære og færre vandrende individer. En annen konsekvens av klimaendringene er lengre vekstsesong, hvilket kan være positivt for mange planter, men økt konkurranse fra arter som begunstiges av en lengre vekstsesong kan bidra til endringer i artssammensetningen i flere vegetasjonstyper. Økt temperatur kan også gi økt tørkestress i skoger og bidra til økt angrep av skadegjørende insekter og sopp. Tidligere knoppsprett om våren pga. økt temperatur kan føre til frostskafer hvis risikoen for frostnetter ikke er over. Økende vekslinger mellom frost og mildvær kan gi frostskafer, samt også føre til ising av marken som kan skape problemer for reinen vinterstid. Klimarelaterte skader på vegetasjon sammen med tørkeperioder vil kunne gi økt hyppighet av lyng- og skogbranner.

Nordområdene er spesielt sårbare for klimaendringene. Mange arter i nordområdene er sårbare og kan hverken flytte oppover i høydegradienten eller lenger nord. Leveområder, økologiske nisjer og hele økosystemer kan her bli endret eller forsvinne helt. Nye arter for Norge, som i dag har en mer sørlig utbredelse, vil kunne komme inn og etablere seg i landet. Videre vil flere fremmede arter, både blant de som ikke er kommet til Norge ennå (dørstokkarter) og de som allerede finnes her, kunne få mer gunstige forhold og økt spredning i et varmere klima.

En rekke økologiske sammenhenger og interaksjoner mellom arter påvirkes av klimaendringene. Disse komplekse og indirekte sammenhengene er ofte meget vanskelig å forutse. Sjøfugl påvirkes av komplekse sammenhenger i næringsveven i havet. Et eksempel er den økte utbredelsen av makrell som gir økt predasjon på sildelarver. Sildelarver er den viktigste føden til lunde, og mangel på nok silderaver gir mislykket hekking. I mange tilfeller kan fenologisk mismatch (dårlig synkronisering) oppstå, f.eks. der hvor endring i reproduksjonstidspunkt ikke sammenfaller med tilgangen til føde. Klimaendringene vil videre kunne påvirke grunnleggende økosystemfunksjoner noe som kan medføre regimeskifter i ulike økosystemer med store konsekvenser for disse økosystemene. I havene kan man få endrete næringskjeder der maneter favoriseres på bekostning av fisk. Mange økosystemtjenester vil bli påvirket av klimaendringene, noe som i enkelte tilfeller kan være positivt (f.eks. mulighet for å høste nye arter), mens det i andre tilfeller vil redusere etablerte økosystemtjenester som vi kjenner dem i dag. I innsjøer vil klimaendringene f.eks.

kunne føre til forsterket sommersjiktning med lavere oksygenkonsentrasjoner i dypere vann, mer løst organisk materiale og oppblomstring av (iblant giftige) blågrønnalger. Dette forringer vannkvaliteten i innsjøen med negative konsekvenser også for rekreasjon og drikkevannskvalitet.

Ulike naturtyper kan både øke og minke i areal som en konsekvens av klimaendringene. Skog er forventet å øke i areal, mens f.eks. fjellheier og havstrand trolig vil få et redusert areal. Arealet av myr vil trolig øke, men palsmyr er et unntak og kan forsvinne helt fra norsk natur. Det er også forventet endringer i artssammensetningen i ulike naturtyper.

Artssammensetningen i marine økosystemer er forventet å endres pga. havforsuring de neste hundre årene. En stor del av karbondioksid i atmosfæren tas opp av havene. Økt karbondioksidkonsentrasjon i havvann endrer kjemien i havet og påvirker marine organismer på en rekke ulike vis, ofte negativt, men med stor variasjon i sårbarhet mellom arter og livsstadier. Havforsuring i kombinasjon med økt temperatur og andre menneskeskapte stressfaktorer skaper en sammensatt bilde der den totale påvirkningen kan være alvorlig, men vanskelig å predikere. Tilsvarende gjelder forstås også for økosystemer på land og i ferskvann.

Kort oppsummert kommer vi til å se store endringer i norsk natur og naturmangfold de neste hundre årene som en konsekvens av de pågående klimaendringene. Vi har fortsatt mulighet å bremse fremtidens klimaendringer, men da må utslippene av CO₂ og andre klimagasser reduseres raskt, innen de neste få tiårene (IPCC 2014).

Elisabet Forsgren, NINA, postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim, elisabet.forsgren@nina.no
Per Arild Aarrestad, NINA, postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim, per.aarrestad@nina.no
Hege Gundersen, NIVA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo, Hege.Gundersen@niva.no
Hartvig Christie, NIVA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo, Hartvig.Christie@niva.no
Nikolai Friberg, NIVA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo, Nikolai.Friberg@niva.no
Bror Jonsson, NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo, bror.jonsson@nina.no
Øyvind Kaste, NIVA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo, oeyvind.kaste@niva.no
Markus Lindholm, NIVA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo, Markus.Lindholm@niva.no
Erlend B. Nilsen, NINA, postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim, erlend.nilsen@nina.no
Geir Systad, NINA, Framsenteret, Postboks 6606 Langnes, 9296 Tromsø, geir.systad@nina.no
Vebjørn Veiberg, NINA, postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim, vebjorn.veiberg@nina.no
Frode Ødegaard, NINA, postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim, frode.odegaard@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
2 Klimaendringer – abiotiske effekter	8
2.1 Regionale klimaframskrivninger	8
2.2 Effekter av klimaendringer på landskapsprosesser og havnivå.....	15
3 Klimaendringene - biotiske effekter, observerte endringer og forventede konsekvenser	19
3.1 Økosystemendringer og prediksjoner av arters utbredelse og populasjonsstørrelser	19
3.2 Terrestriske økosystemer	20
3.2.1 Generelle prosesser og effekter	20
3.2.2 Havstrand-fjæresone	21
3.2.3 Myr/våtmark	25
3.2.4 Åpent lavland	28
3.2.5 Kulturlandskap	29
3.2.6 Skog.....	32
3.2.7 Fjell.....	42
3.2.8 Urbane økosystemer	48
3.2.9 Nordområdene-Arktis.....	49
3.2.10 Insekter	53
3.2.11 Samlet trusselbilde terrestriske økosystemer.....	53
3.2.12 Kunnskapshull terrestriske økosystemer.....	54
3.3 Ferskvann	56
3.3.1 Innsjøer	56
3.3.2 Elver	63
3.3.3 Ferskvannsfisk (innsjø og elv)	64
3.3.4 Ferskvann og klimaendringer på Svalbard.....	73
3.3.5 Samlet trusselbilde ferskvann.....	74
3.3.6 Kunnskapshull ferskvann.....	75
3.4 Marine økosystemer	76
3.4.1 Kyst – bunn	76
3.4.2 Kyst – pelagisk.....	82
3.4.3 Hav – bunn.....	84
3.4.4 Hav – pelagisk	86
3.4.5 Sjøfugl (kyst og hav)	87
3.4.6 Nordområdene og Barentshavet (inkl. Arktis)	92
3.4.7 Havforsuring.....	96
3.4.8 Samlet trusselbilde marint	100
3.4.9 Kunnskapshull marint	101
4 Konklusjoner	102
5 Referanser	104

Forord

Miljødirektoratet ønsket en sammenstilling av kunnskap vedrørende effekter av klimaendringer på norsk natur, fra artsnivå og naturtyper til økosystem. Sammenstillingen skulle ta for seg terrestriske økosystemer så vel som økosystemer i ferskvann og marint. NINA i samarbeid med NIVA fikk oppdraget i juni 2015. Ettersom oppdraget er bredt og klimaeffekter et komplekst og stort område har vi vært nødt til å begrense oss, og de tilgjengelige midlene har vært nokså begrensede for et så stort tema. Litteratursammenstillingen skal derfor ikke ses som en komplett og heldekkende oversikt over dette svært store og raskt voksende temaet. Vi har tilstrebet en syntese med eksempler som sammen dekker bredden i oppdraget med fokus på norske og nordiske forhold. En del av teksten bygger på rapporten *Naturtyper i klimatilpassningsarbeid* (Aarrestad mfl. 2015), og vi har tatt en del tekst direkte derfra etter diskusjon med Miljødirektoratet. Av praktiske årsaker har vi noen steder referert til den, andre steder ikke. Vi takker derfor forfatterne av rapporten Jarle W. Bjerke, Arne Follestad, Jane U. Jepsen, Signe Nybø, Graciela Rusch og Ann Kristin Schartau for deres bidrag. Vi vil rette et stort takk til Stefan Blumentrath, Lars Erikstad og Vegar Bakkestuen for kart over skoggrenseheving. Tycho Anker-Nilssen, Torbjørn Forseth, Trygve Hesthagen, Annika Hofgaard og Johanna Järnegren har bidratt med gode råd. Takk også til Eva Ulvan for språkvask, og til alle som har bidratt med fotografier.

Vi vil takke Miljødirektoratet for oppdraget, samt Linda Dalen for godt samarbeid underveis i prosjektet. Vi vil også takke Signe Nybø og Mats Walday for kvalitetssikring av rapporten.

27. november, Elisabet Forsgren

1 Innledning

En av vår tids største utfordringer er de pågående klimaendringene, med alle de konsekvenser de fører med seg for jordens økosystemer og samfunn (IPCC 2013, 2014). At de store klimaendringene vi ser nå er menneskeskapte og kommer av en økning av klimagassutslipp er det stor enighet om blant klimaforskere, og dette er beskrevet i den femte hovedrapporten til FNs klimapanel (AR5, IPCC 2014). Jorden er allerede påvirket og vil komme til å påvirkes enda mer i fremtiden, om ikke utslippene reduseres. Endringer i arealbruk som påvirker refleksjonen av solenergi fra jordoverflaten (albedo) kan også føre til oppvarming av atmosfæren og således påvirke naturmangfoldet. Dette aspektet er imidlertid lite vektlagt i denne rapporten. For effekter på naturmangfold av endret albedo se f.eks. Arrestad mfl. (2013a). Klimaeffektene er mange og inkluderer global oppvarming, smelting av havis, havnivåstigning, hyppigere og kraftigere ekstremvær, endrete nedbørsmengder (både lavere og høyere, avhengig av geografisk region) og havforsuring. Hvordan disse endringene påvirker vår natur er et høyst aktuelt spørsmål, og dette er et raskt voksende forskningsområde. Om klimagassutslippene fortsetter å øke er det stor risiko for store og irreversible konsekvenser for natur og samfunn. Vi har fortsatt mulighet å bremse fremtidens klimaendringer, men da må utslippene av karbondioksid (CO₂) og andre klimagasser reduseres raskt, innen de neste tiårene (IPCC 2014).

I november 2015 ble den nye norske Rødlista utgitt (www.artsdatabanken.no) med data for truede arter i Norge, og i Rødlista er det beskrevet hvilke påvirkningsfaktorer som er viktige for disse artene. Artsdatabanken beskriver en påvirkningsfaktor slik: «En påvirkningsfaktor kan være en historisk- pågående- eller framtidig hendelse, og vanligvis er det flere faktorer som virker samtidig. En påvirkningsfaktor er det som har forårsaket at en art har hatt slik negativ utvikling at den har havnet på Rødlista. I tillegg kan det være faktorer som forhindrer svært små bestander fra å øke tilstrekkelig til at de ikke lenger har en risiko for å dø ut.». I følge både den forrige og den nye Rødlista (Kålås mfl. 2010, Henriksen & Hilmo 2015) er arealendring den faktoren som påvirker klart flest truede arter. Det er imidlertid en økning i andel truede arter som påvirkes negativt av klimaendringer og fremmede arter. Selv om dette fortsatt berører relativt få arter, er det grunn til å være oppmerksom på denne utviklingen. Man poengterer også at effekten av klimaendringer kan være underestimert (Henriksen & Hilmo 2015). I tillegg til å være en påvirkningsfaktor for artene på Rødlista så påvirker klimaendringene selvfølgelig også arter, naturtyper og økosystemer) som per 2015 ikke regnes som truet.

For snart 10 år siden ble det gitt ut en DN-rapport som sammenfatter effekter av klimaendringer på økosystemer og biologisk mangfold i Norge (Framstad mfl. 2006), og i en nylig utgitt NINA-rapport (Arrestad mfl. 2015) sammenfattet man effekter av klimaendringene og klimatilpassningsarbeid med fokus på *naturtyper* (men ikke marint). Målet med vår rapport var å få en oppdatert sammenstilling av kunnskap, samt et bredere og litt annet fokus enn i rapporten til Arrestad mfl. (2015). Vi viser også til ny hovedrapport for Naturindeks for Norge (Framstad 2015), som kom ut i November 2015, der et kapittel omhandler hvordan naturindeksen svarer på klimaendringer. Vår rapport sammenstiller kunnskap om effekter av klimaendringer for arter, naturtyper og økosystemer med fokus på norske forhold. Den dekker terrestriske økosystemer så vel som ferskvann og marint. Rapporten er ikke en heldekkende litteraturgjennomgang, men gir en syntese og introduksjon til temaet, med flere eksempler fra norsk natur.

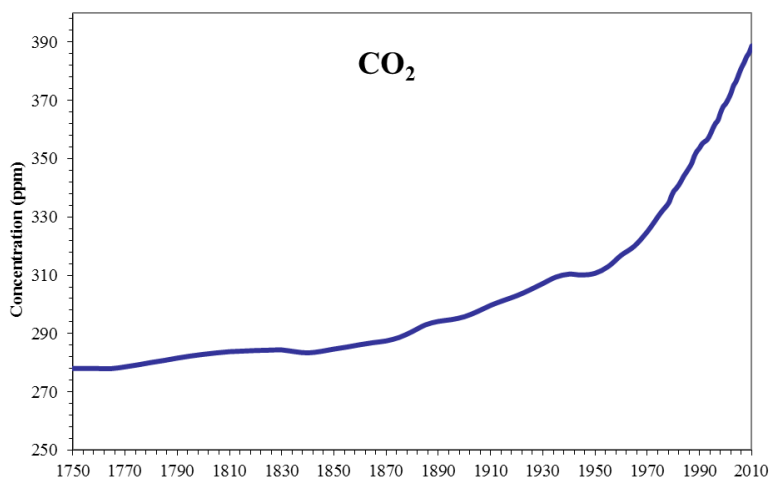
2 Klimaendringer – abiotiske effekter

2.1 Regionale klimaframskrivninger

Norge har en betydelig variert geografi og klimatisk variasjon, samtidig som klimaet har variert over tid. De naturlige klimavariasjonene styres av geofysiske faktorer som topografi, luft- og havstrømmer, inkludert variasjoner i jordas bane rundt sola (Hov mfl. 2013). Forekomsten av stormfulle, milde vintre og tørre og kalde vintre er bl.a. knyttet til naturlige variasjoner i den atmosfæriske sirkulasjonen over Nord-Atlanteren, kalt den nordatlantiske oscillasjonen-NAO (Hanssen-Bauer mfl. 2015). Også avstanden til kysten og havet har en viktig innvirkning på det lokale klimaet, fra et kystklima med mye nedbør og høye vintertemperaturer til et innlandsklima med mindre nedbør, lavere vintertemperaturer og høyere sommertemperaturer. Den geografiske variasjonen påvirker gjennomsnittstemperatur, lengde på vekstsesongen og sesongmessige temperaturvariasjoner (Rusch 2012).

Etter den industrielle revolusjon og endret arealbruk de siste hundre år har bruk av fossilt brensel, intensivt landbruk og avskoging ført til en sterk økning av klimagasser (GHG) som karbondioksid (CO₂), lystgass (N₂O) og metan (CH₄) i atmosfæren. I følge FNs klimapanel er klimagassutslippene fra menneskelig aktivitet svært sannsynlig årsaken til den observerte globale oppvarmingen fra 1950 og fram til i dag (IPCC 2013, 2014).

Konsentrasjonen av CO₂ i atmosfæren har økt med nesten 40 % siden 1750 (**figur 1**). Konsentrasjonen av klimagasser i atmosfæren er nå høyere enn den noen gang har vært de siste 800.000 år. Det vil føre til en betydelig endring i jordas klima med global oppvarming som resultat (Field mfl. 2014). Temperaturøkningene vil ikke være like store over hele verden, men sannsynligvis høyere på nordlige breddegrader enn det globale gjennomsnittet (Stocker mfl. 2013).



Figur 1. Historisk utvikling av atmosfærisk CO₂-konsentrasjon (deler per million, ppm). Kilde: European Environmental Agency (EEA). <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/atmospheric-concentration-of-co2-ppm-1>.

Kunnskapen om framtidens klimaendringer – hvor fort og hvor mye klimaet vil endre seg – er imidlertid ufullstendig og usikker, og endringene er bl.a. avhengige av utviklingen av klimagassutslipp (Stocker mfl. 2013). Det er derimot en generell enighet blant forskere om at utslipp av klimagasser i atmosfæren vil ha betydelige konsekvenser for klimaet og livet på jorden. Dagens klimaforskning kommer ikke med absolutte svar, men gir en indikasjon på hvilke klimaendringer som kan forventes (Flæte mfl. 2010, Stocker mfl. 2013).

Utslippsscenarioer

Hanssen-Bauer mfl. (2015) og Simpson mfl. (2015) har beregnet klimaframskrivninger for Norge fram til 2100, basert på globale klimaframskrivninger fra 5. hovedrapport fra FNs klimapanel, IPCC (Stocker mfl. 2013, Field mfl. 2014a, Edenhofer mfl. 2014, Pachauri & Meyer 2014). Beregningene er gjort for tre ulike scenarier av CO₂-utslipp: RCP2.6, RCP4.5 og RCP8.5 (Representative Concentration Pathways). RCP2.6 er et utslippsscenario der klimagassutslippene er stabile de første årene med en kraftig reduksjon fra 2020 og krever drastiske utslippskutt. Dette scenariet kan trolig begrense den globale oppvarmingen til < 2 °C sammenlignet med pre-industriell tid (IPCC 2014). Ved RCP4.5 er klimagassutslippene stabile til svakt økende fram mot 2040, med påfølgende reduserte utslipp, og innebærer betydelige kutt. RCP8.5 innebærer at utslippsøkningen fortsetter omtrent som i dag. Scenarioet innebærer at dagens CO₂-utslipp tredobles innen 2100 i tillegg til en rask økning i metanutslipp. IPCC har også et fjerde scenario, RCP6.0, som ligger mellom RCP4.5 og 8.5 (se **figur 3**). Det er alltid en usikkerhet i slike beregninger, men hovedkonklusjonene er et varmere og fuktigere klima i Norge fra alle scenariene (Hanssen-Bauer mfl. 2015).

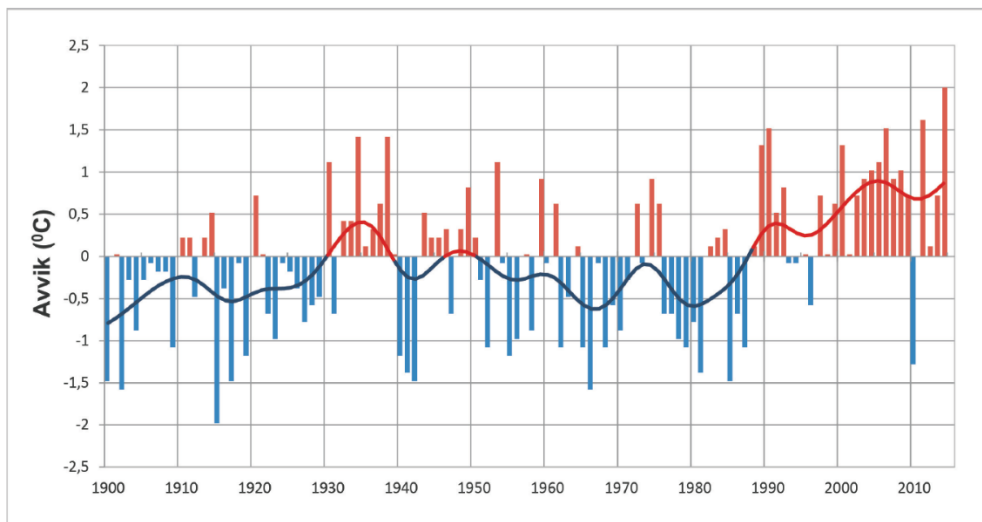
Det er svært vanskelig å gi spesifikke evalueringer av effekter på naturmangfold for de ulike utslippsscenarioene, da det finnes lite kunnskap om den kvantitative effekten av klimaendringer på biologisk mangfold. I tillegg er også beregningene i framskrivningene usikre. Effektene på naturmangfoldet øker høyst sannsynlig ikke jevnt (lineært) med endringene i påvirkningsfaktorene, da arter og økosystemer har evne til å tilpasse seg miljøendringer. Man kan også forvente effekter som skjer stegvis og raskt når en viss terskelverdi er nådd, samt at regimeskifter kan føre til omfattende endringer på kort tid. Effektene vil generelt bli større med økende utslipp av klimagasser. Vurderingene er derfor i hovedsak kvalitative, utført på bakgrunn av de estimerte trendene i klimaendringene.

Lufttemperatur

Den årlige gjennomsnittstemperaturen varierer fra +6 °C langs kysten på Vestlandet til -4 °C i de høyereliggende fjellområdene. De siste hundre år har årsmiddeltemperaturen for fastlands-Norge økt med 0,8 °C (Miljøstatus i Norge, <http://www.miljostatus.no/>). Temperaturen har økt i hele landet til alle årstider. Økningen har vært størst på Finnmarksvidda og minst på Vestlandet. Fra begynnelsen av 1900-tallet har det vært perioder med både stigende og fallende temperaturer, men de siste ti årene har årsmiddeltemperaturen ligget godt over normalen (**figur 2**). Årsmiddeltemperaturen i 2014 var 2,2 grader over normalen, og er den høyeste som er registrert (Hanssen-Bauer mfl. 2015).

Med fortsatt raskt økende klimagassutslipp (RCP8.5) forventes gjennomsnittlig årstemperatur å øke med ca. 4,5 °C med et spenn fra 3,3 til 6,4 °C innen 2100, med størst temperaturøkning i vinterhalvåret og minst om sommeren (Hanssen-Bauer mfl. 2015). Temperaturen forventes å øke mest i nordlige deler av Norge (Varanger og Finnmarksvidda), der beregninger gir en økning på gjennomsnittstemperaturer fra 6 til 8 °C fram mot 2100. Vinterstid kan gjennomsnittstemperaturen her øke med over 10 °C. På Vestlandet forventes det en lavere økning i årsmiddeltemperatur og økningen forventes å bli større i innlandet enn på kysten i hele landet. Det forventes også en betydelig økning av varme døgn med middeltemperaturer over 20 °C mot slutten av dette århundre i hele landet, særlig i sørøstlige deler av landet og innerst i fjordarmene på Vestlandet og Nord-Vestlandet med 30 slike dager i et gjennomsnittså (RCP8.5) (Hanssen-Bauer mfl. 2015).

Temperaturøkningen de nærmeste 50 år vil ligge omtrent på halvparten av verdiene beregnet fram mot 2100, ca. 2,5 °C for RCP8.5 og ca. 1,5 °C for RCP4.5 (Hanssen-Bauer mfl. 2015).



Figur 2. Endringer i årsmiddeltemperatur for fastlands-Norge fra 1900-2014. Figuren viser avvik (°C) fra middelverdien for referanseperioden 1971-2000. Kilde: Hanssen-Bauer mfl. (2015). Den heltrukne kurven viser variasjoner i temperatur sett i et tiårsperspektiv (dekadeskala).

Havtemperatur

Temperaturen i havet påvirkes av innstrømming av varmt vann med Atlanterhavsstrømmen. Varmt og salt vann føres nordover nær overflata, avkjøles for deretter å returnere sørover i havdypet. En økning av overflatetemperaturen som følge av global oppvarming og en reduksjon i saltholdighet som følge av issmelting og økt nedbør vil kunne føre til endringer i den vertikale stratifisering eller tetthetsfordelingen i havet (Hanssen-Bauer mfl. 2015).

Det forventes en generell økning av havoverflatetemperatur langs hele Norskekysten ved framtidsscenarioet RCP4.5. Størst økning forventes de neste 50 år i Oslofjorden og Skagerak, der økningen kan bli 3-4 °C om vinteren og betydelig mindre om sommeren. I Barentshavet vil temperaturøkningen kunne øke med 1 til 2 °C for samme periode. I følge Hanssen-Bauer mfl. (2015) er imidlertid beregningene av framtidens havklima i norske havområder relativt usikre.

Havforsuring

Økt CO₂ i atmosfæren fører til større opptak av CO₂ i havene. Frem til i dag har havene absorbert omtrent en fjerdedel av CO₂-utslippene i atmosfæren (IPCC 2013). Kaldere områder tar opp mest CO₂ pga. høyere løslighet av CO₂ i kaldt vann sammenlignet med varmt. Det betyr at den største økningen i CO₂-konsentrasjon i havet vil skje i nordlige og sørlige områder, mot polene, men alle verdenshavene vil oppleve en stor økning i CO₂-nivå. Økt CO₂-konsentrasjon forandrer den kjemiske balansen i havvann og fører til en lavere pH, såkalt havforsuring (selv om havet har en pH over 7, dvs. basisk). Karbondioksid løst i vann reagerer med vannet og danner karbonsyre. En høyere konsentrasjon av CO₂ forandrer derfor karbonatkjemien i havvannet, dvs. de kjemiske reaksjonene som involverer karbonat, hydrogenkarbonat og karbonsyre (**boks 1**), og vi får en frigjøring av hydrogenioner og en senkning av pH. Hydrogenionene kan reagere med karbonat og danne hydrogenkarbonat. Vi får derfor en senkning av metningstilstanden for karbonat, og en oppløsning av kalsiumkarbonat, hvilket påvirker kalsifisering og kalkdannelsesprosesser hos marine organismer.

Fra før den industrielle revolusjonen og frem til i dag har pH i overflatevann i havet globalt sunket fra i gjennomsnitt ca. 8,2 til ca. 8,1 (**figur 3a**). pH langs norskekysten var i 2013 mellom 8,0 og 8,1 (NIVA, Miljøstatus.no 2014). I år 2100 regner man med at pH i verdenshavene har minket med ca. 0,4 pH enheter (dvs. til ca. 7,8, se **figur 3b**). Ettersom pH måles på en logaritmisk skala

så innebærer dette en dramatisk økning av hydrogenionekonsentrasjonen. I for eksempel deler av Norskehavet har pH-verdien sunket med 0,11 enheter i havoverflaten de siste 30 årene, hvilket betyr at vannet har blitt omtrent 30 prosent surere (Miljøstatus.no). Beregninger tyder på at forureningen i norske farvann kan bli mangedoblet i løpet av dette århundret (Bellerby mfl. 2005, i Miljøstatus.no).

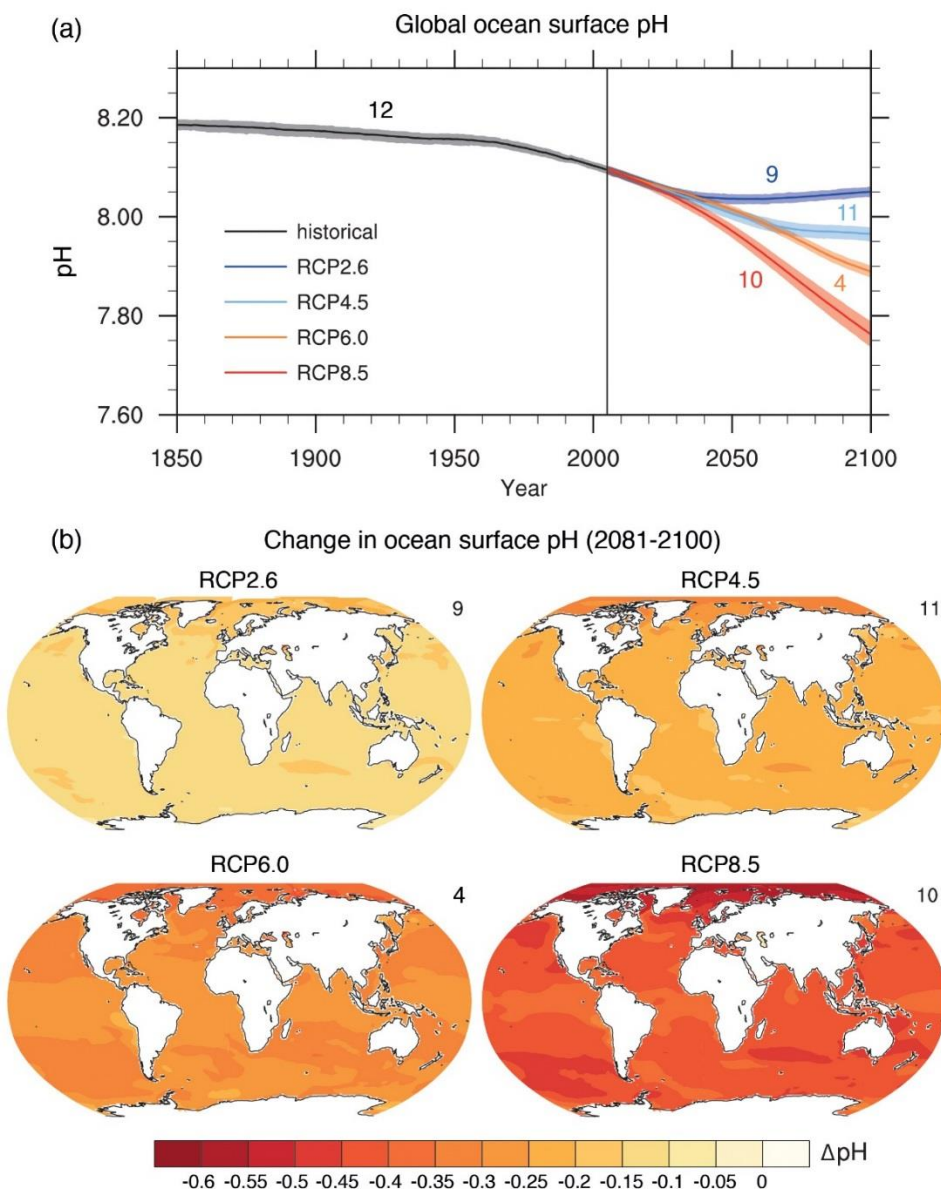
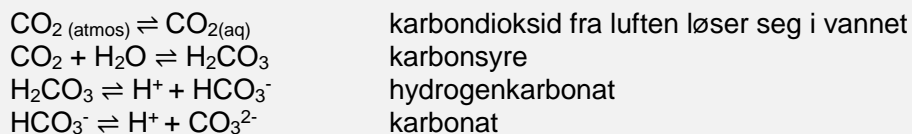


Figure TS.20 | (a) Time series (model averages and minimum to maximum ranges) and (b) maps of multi-model surface ocean pH for the scenarios RCP2.6, RCP4.5, RCP6.0 and RCP8.5 in 2081–2100. The maps in (b) show change in global ocean surface pH in 2081–2100 relative to 1986–2005. The number of CMIP5 models to calculate the multi-model mean is indicated in the upper right corner of each panel. Further detail regarding the related Figures SPM.7c and SPM.8.d is given in the TS Supplementary Material. {Figure 6.28}

Figur 3. (a) pH i overflatevann i havet observert fra 1850 til 2013, og predikert fra 2013 til 2100. De ulike kurvene etter 2013 viser prediksjoner fra fire ulike klimascenarier. (b) Predikert endring av pH i overflatevann i havet mot slutten av århundret ved fire ulike klimascenarier. (Kilde: Figur TS.20 fra Stocker mfl. 2013; Technical summary, IPCC 5th assessment report, Climate Change 2013: The physical science basis.)

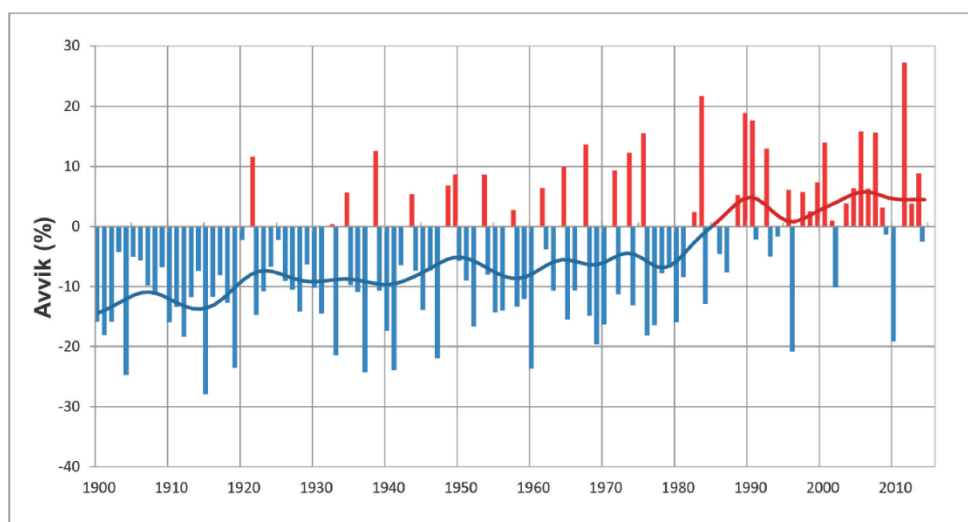
Boks 1. Hva skjer kjemisk i havet når det blir mer karbondioksid i atmosfæren?

Mer karbondioksid løses i havet. Karbonat inngår i en rekke likevekter i havvann som påvirkes av en økning av CO₂-konsentrasjonen (så kalt havforsuring).

**Nedbør**

Den årlige gjennomsnittsnedbøren over fastlands-Norge varierer fra ca. 300 mm til 4000 mm, med mest nedbør i vestlige deler av Norge nord til Lofoten (met.no). Deler av de vestligste breområdene i Norge har imidlertid høyst sannsynlig en årsnedbør på godt over 5000 mm. Øvre Gudbrandsdalen, indre Troms og Finnmarksvidda er de tørreste områdene med mindre enn 300 mm årlig nedbør. Årsnedbør for fastlands-Norge for perioden 1971-2000 er estimert til ca. 1600 mm (Hanssen-Bauer mfl. 2015).

For fastlands-Norge har årsnedbøren økt med nesten 20% siden år 1900, med størst økning om vinteren og minst om sommeren (**figur 4**). Fram mot 2100 forventes det mer nedbør i hele landet (Hanssen Bauer mfl. 2015). I gjennomsnitt kan nedbøren øke med 8% for RCP4.5 og 18 % for RCP8.5 innen slutten av dette århundre. Nedbøren vil øke i alle årstider og i alle regioner, men lokalt kan man på grunn av stor naturlig variabilitet oppleve noen år med mindre nedbør enn beregnet. De største relative endringene i årsnedbør (i forhold til dagens nedbørmengde) er beregnet for nordlige deler av Norge, men i absolutte tall er endringene størst på Vestlandet og i Midt-Norge. Ulike scenarioer gir ulike resultater for hvilken årstid som får den største økningen i nedbør, og det er også regionale forskjeller. Den største relative økningen beregnes imidlertid øst for vannskillet om vinteren, og i Midt- og Nord-Norge om sommeren.



Figur 4. Utvikling av årsnedbør for fastlands-Norge fra 1900 til 2014. Figuren viser avvik fra middelverdien for referanseperioden 1971-2000 i prosent av denne verdien. Kilde: Hanssen-Bauer mfl. (2015). Den heltrukne kurven viser variasjoner i nedbør sett i et tiårsperspektiv (dekadeskala).

I Europa har man de siste tiår opplevd økt frekvens og mengde av ekstrem nedbør (Hov mfl. 2013). I Norge vil det bli flere dager med kraftig nedbør, og gjennomsnittlig nedbørsmengde disse dagene blir høyere i hele landet for alle årstider. Det kan ikke utelukkes at antall dager med høy nedbør kan fordobles ved slutten av århundret til alle årstider (RCP8.5) (Hanssen-Bauer mfl. 2015). Den største endringen i antall dager med kraftig nedbør vil trolig skje i nordlige deler av Norge, der temperaturøkningen er størst.

Snømengder

Sesongen med stabilt snødekke ventes å bli kortere i hele landet fram mot 2100, med størst endring i lavlandet. I lavtliggende områder kan snøen nesten bli borte. Reduksjonen i snømengde er størst i høyereliggende strøk på Vestlandet og i Nordland, samt på kysten av Troms og Finnmark, noe som skyldes økte temperaturer som gir en senere start og tidligere avslutning av akkumulasjonssesongen (Hanssen-Bauer mfl. 2015). Økt temperatur kan også føre til flere smelteperioder om vinteren. Imidlertid vil snømengdene kunne øke høyt til fjells pga. økt vinter-nedbør. Dette gjelder hovedsakelig høytliggende områder i Midt-Norge. Det antas at tilising av mark i fjellet vil øke pga. oftere vekslinger mellom mildvær og kuldeperioder (Putkonen & Roe 2003, Bjerke 2011).

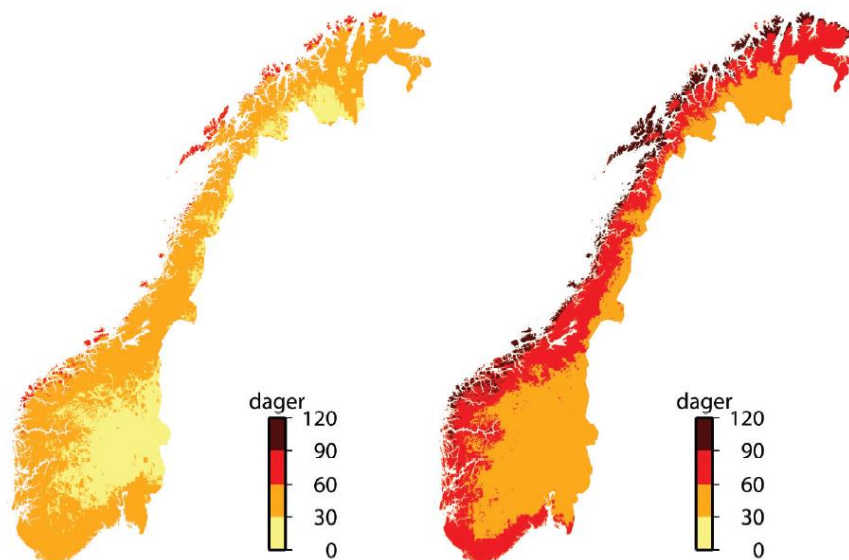
Vind og ekstremvær

Klimamodellene for Norge viser små endringer i midlere vindforhold i dette århundret (Hanssen Bauer mfl. 2015). Det er imidlertid betydelig usikkerhet knyttet til regionale påvirkninger, da Norge har et kupert og variert terreng som gjør beregningene av vind over land særlig vanskelige. Hyppigheten av høyere vindstyrker kan øke. Det forventes en svak økning i vindstyrke om vinteren over hele landet, mens flere framskrivinger viser en tendens til avtakende vindhastighet om våren og sommeren, særlig over østlige deler av landet. Imidlertid viser beregninger at det for de absolutte maksimumsverdiene er en økning for alle årstider, om vinteren og sommeren på over 20 % (Hanssen-Bauer 2015). De nye modelleringene viser altså en relativt liten endring i vindstyrker. Vi antar således at dette ikke fører til særlig mer ekstremvær. Andre klimamodeller indikerer økt vindstyrke i Nordvest-Europa, som sammen med økt nedbør medfører mer ekstremvær (Hov mfl. 2013). Økte vindstyrker og økt stormfrekvens er også observert de senere år flere steder i verden (IPCC 2014).

Vekstsesong

Vekstsesongen for planter er definert som antall dager der døgnmiddeltemperaturen er over 5 °C, da plantene først begynner å vokse når temperaturen i jorda overstiger 4 °C (Carter 1998). Vekstsesongen er lengst ytterst langs kysten av Vestlandet, opptil 7,5 måned. I indre strøk på Østlandet er den noe kortere. På store deler av Finnmarksvidda er vekstsesongen 3 til 4 måneder, mens den på høyfjellet og deler av Varangerhalvøya er under tre måneder (Hanssen-Bauer mfl. 2015).

Som et resultat av tidligere snøsmelting og høyere lufttemperaturer vil vekstsesongen øke i mesteparten av landet. Ved framtidsscenarioet RCP8.5 kan vekstsesongen fram mot 2100 i store deler av landet øke med 1 til 2 måneder i indre strøk av Østlandet og i en del innlandsstrøk i Nord-Norge, mens storparten av landet kan få en økning av vekstsesongen på 2 til 3 måneder (**figur 5**). I enkelte kyststrøk fra Nord-Vestlandet og nordover til Finnmark kan vekstsesongen økes med over tre måneder. Også fjellområdene kan få en økning av vekstsesongen på opptil 3 måneder ved utløpet av dette århundret. Ved scenario RCP4.5 er den forventede økning i vekstsesongen noe mindre (**figur 5**).



Figur 5. Antall dager økning av vekstsesongen fra perioden 1971-2000 til 2071-2100 ifølge medianframskrivningen for RCP4.5 (til venstre) og RCP8.5 (til høyre). Kilde: Hanssen- Bauer mfl. (2015).

Boks 2. Klimaendringer i Norge.

Forventede klimaendringer i Norge fram mot år 2100 ved et framtidsscenario der klimagassutslippene fortsetter å øke som i dag (Hanssen-Bauer mfl. 2015).

- Gjennomsnittlig årstemperatur vil øke med 4,5 °C med størst økning vinterhalvåret (RCP8.5). (Til sammenligning gir RCP4.5 en økning på ca. 2,5 °C.)
- Det er store regionale forskjeller og Varanger og Finnmarksvidda kan få en temperaturøkning på over 10 °C om vinteren og 6 til 8 °C sommerstid.
- Havtemperaturen vil øke.
- Konsentrasjonen av CO₂ øker i havet og pH blir lavere.
- Nedbøren vil øke til alle årstider i hele landet, med størst økning i forhold til dagens nedbør i nordlige deler av landet. Vestlandet og Midt-Norge får mest nedbør.
- Styrtregneepisoder blir kraftigere og vil forekomme hyppigere.
- Snøen vil bli nesten borte i lavereliggende områder, mens det i høyfjellet kan bli større snømengder.
- Vindstyrken vil øke svakt vinterstid.
- Vekstsesongen for planter vil øke i mesteparten av landet med 1 til 3 måneder.

2.2 Effekter av klimaendringer på landskapsprosesser og havnivå

Avrenning

Jordsmonnet har en evne til å absorbere vann som kommer fra nedbør, men økte nedbørsmengder gjør at jordsmonnet raskere blir mettet med vann, noe som øker avrenningen til vann og vassdrag. Den sesongmessige vannføringen i elver varierer mellom kyst og innland, noe som skyldes ulik varighet av snø- og isdekke (Beldring mfl. 2003). Vannføringen i kontinentale elver og i fjellområder er liten om vinteren og svært stor om våren og sommeren. Dette skyldes stabil og forutsigbar sesongmessig snøsmelting. På den andre siden har nedbørsfelt i kystregioner mindre forutsigbare vannføringsmønstre pga. kortvarige episoder med høy vannføring forårsaket av regn, med generelt lav vannføring om sommeren (Poff 2002, Beldring mfl. 2003).

Beregninger fram mot år 2100 antyder en økning i avrenning på årsbasis for hele Norge, særlig for utslippsscenarioet RCP8.5, men sesongendringene er betydelig større enn endringene i årsavrenning (Hanssen-Bauer mfl. 2015). Dette skyldes endringer i nedbør og temperatur i de ulike årstidene. Størst relativ endring ventes om vinteren og om sommeren. Om vinteren forventes det en økt avrenning. Særlig vil såkalte «regn-på-snø»-hendelser der regn faller på frossen bakke med et allerede eksisterende snødekke føre til større avrenning fordi regnet ikke tas opp av jorden og fordi det i tillegg kan føre til økt snøsmelting. Under slike forhold kan flomfaren øke. Om sommeren forventes det en redusert avrenning, bortsett fra i breområder som vil få økt avrenning.

Endringer gjennom sesongen er imidlertid forskjellig i ulike deler av landet. Om vinteren er avrenningen større i lavlandet enn i høyereliggende områder. Om våren øker avrenningen i nedbørsfelt med sein snøsmelteflom, dvs. i Finnmark og i høyereliggende strøk i resten av landet. Avrenningen om våren vil avta i lavereliggende områder, særlig i Trøndelag. Om høsten forventes det en økning i avrenning i store deler av landet bortsett fra i deler av Sør- og Østlandet.

Flom

Økte nedbørsmengder, økt frekvens av korte episoder med mye nedbør og økt hyppighet av regn på snø vil føre til endringer i hydrologiske mønstre og økt sannsynlighet for flom. Dette betyr at hendelser som i gjennomsnitt inntreffer en gang hvert 100 til 200 år, sannsynligvis vil inntreffe oftere i framtida (Miljøverndepartementet 2013 – St.meld. 33 (2012-2013)).

Høyere temperatur fører til tidligere vårflo (snøsmelteflom) i de store vassdragene, men kan nesten forsvinne i kystnære nedbørsfelt (Hanssen-Bauer mfl. 2015). Der de store årlige flommene skyldes regn under dagens klima, vil flommene bli større i framtiden. Mot slutten av århundret viser beregningene store regionale forskjeller. Særlig på Vestlandet og i Nordland vil flommene bli betydelige større, men også på Østlandet nær kysten. I disse regionene kan flomvannføringen ved en 200-årsflom ved utslippsscenarioet RCP4.5 øke med 20-40 %. For RCP8.5 viser beregningene opp mot 40-60 % økning mot slutten av dette århundret.

Nedbør i form av regn, i stedet for snø, kan føre til flommer også sent på høsten og om vinteren. Flere intense lokale regnværsepisoder vil kunne skape særlige utfordringer i små og bratte elver, samt langs bekker og i tettbygde strøk. For alle vassdrag med nedslagsfelt mindre enn ca. 100 km² må en regne med minst 20% økt flomvannføring i løpet av de neste 50-100 år (NVE, fakta-ark).

Den økte intensiteten i vannføringen vil føre til sterkere erosjon av sedimenter på elvesletter og i elve- og bekkeløp med transport av løsmasser (leir, sand, grus, stein og blokker) som avsettes i områder utenfor de normale avsetningsområdene (**figur 6**).



Figur 6. Flomskader i Veikledalen i Kvam, Nord-Fron kommune i 2013. Foto: P. A. Aarrestad. Kilde: Aarrestad mfl. (2015).

Overvannsflommer

Overvann er vann som renner av på overflater av tak, veier og andre tette flater etter nedbør og snøsmelting, særlig i urbant miljø. Avløpsnettet i byer og tettsteder og drenering langs veier er som regel ikke dimensjonert for store mengder overvann. Med mer nedbør og økt nedbørsintensitet vil man forvente overvannsflommer langs veier og i by og tettbebyggelser, noe som kan føre til betydelige problemer for miljø, helse og byggverk.

Tørke

Selv i Norge, med rikelige ferskvannsressurser, har langvarige tørkeperioder resultert i store problemer de siste årene (Wong mfl. 2011). Høyere temperaturer og mulighet for redusert nedbør om sommeren vil sannsynligvis resultere i hyppigere tørkeepisoder og lengre perioder med redusert vannføring i elver. Dette vil føre til uttørring av jordsmonn med senkning av grunnvannsstanden og markvannunderskudd på nærliggende mark. Forekomsten av tørke vil imidlertid være avhengig av om nedbøren over året øker nok til å kompensere for økt fordamping. Trendanalyser indikerer at sommertørke i sørlige deler av Norge har blitt mer alvorlig (Wilson mfl. 2010). Generelt forventes tørkeperioder relatert til jordfuktighet, avrenning og grunnvann (hydrologisk tørke) å bli vanligere. Dette er forventet for både gjennomsnittlig og maksimum lengde av tørkeepisodene (Wong mfl. 2011). Wong mfl. (2011) har modellert forekomsten av tørke som en konsekvens av klimaendringer. De konkluderte med at til tross for antatt økning i sommernedbør er økningen i sommertemperatur forventet å resultere i lengre hydrologiske tørkeperioder (16–60 dager) i store deler av Norge, særlig i Sørøst-Norge, men også i deler av Telemark, Buskerud, Oppland, Hordaland og Sogn og Fjordane. Flere vedvarende hydrologiske tørkeperioder er også en konsekvens av at økte temperaturer påvirker tidspunkt for snøsmelting. Tidlig vår vil føre til tidligere snøsmelting, noe som resulterer i en lengre sommerperiode.

Permafrost

Permafrost er mark som er frosset hele året, og der telen ikke smelter ut to påfølgende somrer eller mer. Dette tilsvarer som oftest områder der gjennomsnittlig årlig lufttemperatur er svært lav (0 til -2°C , eller kaldere). I Norge finnes permafrost i høyfjellet, indre deler av Troms og Finnmark og på Svalbard. Det har vært en betydelig oppvarming og arealreduksjon av permafrosten i

Norge de siste tiårene (Gisnås mfl. 2013). Modellsimuleringer fra Sør-Norge viser at denne trenden vil fortsette (Hipp mfl. 2012). Permafrost som i dag har en årsmiddeltemperatur mellom -1 og 0 °C vil tine fullstendig innen 2050. Fram mot år 2100 vil permafrostgrensen stige med 200-300 høydemeter i fjellområdene i Sør-Norge, dvs. at permafrosten vil forsvinne under 1800 m o.h. Det er ikke utført beregninger for Nord-Norge, men man antar at endringene der blir minst like store eller større, sammenlignet med Sør-Norge. I store deler av Finnmarksvidda er årsmiddeltemperaturen i dag mellom -1 og 0 °C og permafrosten der vil derfor kunne tine allerede mot midten av dette århundret (Hanssen-Bauer mfl. 2015).

Skred

Det er en klar sammenheng mellom nedbør, temperatur, vind og ulike former for snøskred. Faren for tørrsnøskred i bratte lier vil avta i lavereliggende områder, særlig langs kysten da både snøgrensen og tregrensen vil bli høyere. Faren for våtsnøskred og sørpeskred vil imidlertid øke (Hanssen-Bauer mfl. 2015). Sørpeskred er en blanding av løsmasser og våt snø og sklir ofte ut på dyrket mark eller rundt bebyggelse.

Jordsmonnet har en evne til å absorbere vann som kommer fra nedbør, men økte nedbørsmengder gjør at jordsmonnet raskere blir mettet med vann, noe som øker muligheten for løsmasseskred. Løsmasseskred er en prosess der jord og stein beveger seg nedover en skråning under påvirkning av tyngdekraften. Løsmasseskred oppstår oftest i bratt terreng normalt over 30° helling (www.ngu.no). De utløsende faktorer henger sammen med klimatiske og hydrologiske prosesser, ettersom jordvann kan øke eller minske stabiliteten av en skråning avhengig av mengde vann til stede. Ved små mengder vann vil vannets overflatespenning bidra til at jordas bindekraft (kohesjon) øker. Dette gjør at jorda står imot erosjon bedre enn om den var tørr. Om for mye vann er til stede, kan vannet virke som et smøremiddel, og således akselerere erosjonsprosessen og forårsake ulike typer skred (jord- og flomskredskred, ras o.l.). Derfor utløses løsmasseskred ofte i perioder med kraftig regn, ved vannmetning i jorda når trykket forårsaket av vann i jordporene er høyt. Økt frekvens av episoder med stor nedbørintensitet og mer regn om vinteren vil således kunne øke risikoen for løsmasseskred, særlig i kystområder (Kronholm & Stalsberg 2009).

Kvikkleireskred kan også utløses som følge av langvarig intens nedbør, særlig i områder med kvikkleire i ravedaler og langs elveløp. Områder der topografiske og klimatiske forhold som fremmer skred opptrer samtidig vil være spesielt utsatt, og områder som tidligere ikke var utsatt for skred, kan bli mer rasutsatt. Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) anser imidlertid ikke at de ekstremt store, sjeldne skredene som ny bebyggelse må ta hensyn til, vil bli større eller forekomme hyppigere i framtiden (NVE 2014).

Steinsprang og steinskred utløses ofte av økt vanntrykk i sprekkssystemer i forbindelse med intens nedbør. Kombinert med økt temperatur vil det trolig oftere gå slike skred i framtiden. Det er foreløpig ikke grunnlag for å anta at klimaendringene vil føre til økt hyppighet av fjellskred, da disse skredene hovedsakelig er forårsaket av langsiktige geologiske prosesser (Hanssen-Bauer mfl. 2015).

Havnivåstigning, bølger og stormflo

Havet stiger fordi vannet utvider seg når havet blir varmere og fordi landis smelter og renner ut i havet. I perioden fra 1901 til 2010 har det globale havnivå steget med rundt 19 cm (IPCC 2013).

Siden siste istids maksimum for 20.000 år siden, har det globale havnivået steget med hele 120 meter, mens det har holdt seg noenlunde stabilt de siste 4–5 tusen år. På tross av denne stigningen har store deler av norskekysten opplevd en netto reduksjon av havnivået etter siste istid. Dette skyldes at landet hever seg i Norge og resten av Skandinavia som følge av at innlandsisen smeltet bort og vekten av isen forsvant for ca. 11 500 år siden.

Det globale havnivået stiger nå med om lag 3 mm per år. FNs klimapanel presenterte i sin siste hovedrapport et intervall på 26-98 cm mulig global gjennomsnittlig havnivåstigning fram mot 2100 (IPCC 2013). Disse tallene er en økning i forhold til forrige hovedrapport da man nå har tatt med bidragene fra avsmelting av Grønlandsisen og iskappene i Vest-Antarktis. I følge IPCC skyldes 30-55 % av havnivåstigningen termisk ekspansjon, 15-35 % ismelting fra breer på land, samt at det samlede bidraget fra isdekkene på Grønland og i Antarktis bidrar til havnivåstigningen.

Framskrivinger av havnivå i Norge indikerer for alle scenarier (utslippsalternativene RCP2.6, RCP4.5 og RCP8.5) at det meste av Norge vil oppleve et stigende relativt havnivå (relativt til landnivå) før slutten av dette århundre (Simpson mfl. 2015, sammenfattet i Hanssen-Bauer mfl. 2015). For scenario RCP 8.5 vil havnivået kunne øke fra 15 til 55 cm, avhengig av lokalitet. Ved Oslofjorden vil havnivået kunne stige med ca. 20 cm, mens Vestlandet vil få den største økningen på ca. 50 cm. Usikkerheten er imidlertid ganske stor.

Vind påvirker bølgehøyden, men det er svært usikkert om stormaktiviteten vil øke de neste hundre år (Hanssen-Bauer mfl. 2015). Ved de aller sterkeste stormene er det i kombinasjon med økt havnivå beregnet en økning av stormflomål de fleste steder langs kysten, med de største stormfloene på Trøndelagskysten, Troms og Finnmark (Hanssen-Bauer mfl. 2015). Økt stormflo vil ha betydning for erosjon og påleiring av sedimenter på havstrand. I Europa og særlig i Danmark har betydelige deler av kystlinjen allerede gått tapt pga. slik erosjon (Miljøministeriet 2012).

Boks 3. Klimaeffekter på landskapsprosesser og havnivå.

Forventede effekter på landskapsprosesser og havnivå frem mot år 2100 ved et framtidsscenario der klimagassutslippene fortsetter å øke som i dag (Hanssen-Bauer mfl. 2015).

- Avrenningen fra nedbørsfelter vil øke om vinteren, men minke om sommeren.
- Regnflommer blir større og kommer oftere, særlig på Vestlandet og i Nordland.
- Snøsmelteflommen om våren vil avta og kan nesten forsvinne i kystnære nedbørsfelt.
- Overvannsflommer langs veier, i byer og bynære strøk vil øke.
- Tørkeperioder med uttørring av jordsmonn og senkning av grunnvannstand vil bli vanligere i Sør-Norge.
- Permafrost vil reduseres betraktelig, både i fjellet og på Finnmarksvidda. På Finnmarksvidda kan permafrosten bli borte innen år 2050.
- Skredfaren vil øke for alle typer skred unntatt tørrsnøskred i lavereliggende områder.
- Havnivået vil øke mellom 15 til 55 cm avhengig av lokalitet. Størst økning forventes på Vestlandet.
- Stormflo vil øke de fleste steder langs kysten, men mest i Trøndelag, Troms og Finnmark.

3 Klimaendringene - biotiske effekter, observerte endringer og forventede konsekvenser

3.1 Økosystemendringer og prediksjoner av arters utbredelse og populasjonsstørrelser

Det er stor enighet om at betydelig endrede miljøforhold vil ha stor effekt på økosystemene. Reduksjon av areal/habitat som er egnet for naturtyper og arter, er en viktig påvirkningsfaktor globalt. Klimaendringene vil også medføre slike forandringer.

Et varmere og våtere klima fører bl.a. til nedsmelting av isbreer i arktiske strøk, varmere vannmasser i hav og på land, redusert utbredelse av havis og permafrost, kortere snødekt sesong og økt vekstsesong (**kapittel 2**). Disse forandringene har både selvforsterkende effekter tilbake på klimasystemet og stor betydning for de terrestriske, limniske og marine økosystemene. Store effekter på økosystemene forventes som et resultat av mildere klima. Noen generelle hovedpunkter er: i) økt menneskelig aktivitet, ii) økt primærproduksjon, iii) reduserte bestander av arter som er spesielt tilpasset ulike klimasoner, iv) økt innvandring av arter som historisk har hatt en sørligere utbredelse. Disse punktene viser den tette koblingen mellom klima og de andre påvirkningsfaktorene.

I mange tilfeller er det vanskelig å komme med spesifikke prediksjoner om endringer på naturmangfold av klimaendringer. En viktig årsak til dette er både den store usikkerheten i klimaprojektionene og at arters utbredelse og populasjonsstørrelser ikke utelukkende er styrt av klimatiske forhold. Interaksjoner mellom arter, inkludert mennesket, så vel som andre fysiske forhold er også viktige. Ettersom effekten av klimaforandringene på særlig temperaturstyrte økosystemer er forventet å bli store, vil det oppstå nye kombinasjoner av arter, og artstettheter som ikke finnes i dag. Resultatet av interaksjoner mellom artene i slike nye økosystemsammensetninger er vanskelig å forutsi. Dette er også en hovedgrunn til at adaptive økosystembaserte overvåkningsprogram (Lindenmayer & Likens 2009) regnes som en nødvendig tilnærming for å dokumentere hvilke forandringer som skjer i økosystemene, forstå de underliggende prosessene forandringene skyldes (inkludert betydningen av klimaforandring) og for å kunne foreslå effektive forvaltningstiltak for å håndtere uønskede forandringer, samt evaluering av slike tiltak (Ims mfl. 2013, CAFF 2013, Framstad 2014).

Mange studier som vurderer effekten av klimaforandringene benytter modeller som tar utgangspunkt i artenes klimatiske nisje slik den ser ut i dag (Williams mfl. 2008), bl.a. beskriver de artenes utbredelse i dag i relasjon til dagens og historisk klima eller benytter kunnskap om artens fysiologiske temperaturløselighet. I tillegg har matematiske populasjonsmodeller vært brukt til å evaluere effekten på godt studerte ressurser. I enkelte tilfeller har også disse tilnærmingene vært kombinert (Keith mfl. 2008). Prediksjoner fra disse modellene antar at artene vil flytte seg til områder som har tilsvarende klima i fremtiden, gitt at de er i stand til å forandre sin utbredelse i takt med klimaforandringene. Arter som ikke klarer dette, regner man med står i fare for å dø ut. Ved denne tilnærmingen finner man særlig at terrestriske arktiske arter vil kunne få problemer ettersom mesteparten av Arktis er hav. Det vil være lite areal med egnet polart klima i fremtiden og derfor særlig stor fare for at deler av den arktiske fauna og flora vil dø ut.

Prediksjoner basert på modeller for arters klimatiske nisje er usikre av flere grunner. De tar utgangspunkt i ett statisk syn på artenes klimatiske tilpasninger og hvilke klimatiske forhold som virker begrensende på arten. Arters adaptive kapasitet er gjerne lite kjent, men evolusjonære og adferdsmessige tilpasninger til nye klimaregimer vil potensielt kunne kompensere noe for de negative effektene av klimaforandringene (Williams mfl. 2008). Ved mangelfull kunnskap om artenes økologi, risikerer man at klimatiske nisje modeller tar utgangspunkt i klimaparametere som bare er korrelert med klimaparametere som er viktige for arten, og som derfor samvarierer sterkt

med artens utbredelsesmønster, men som ikke selv har en positiv effekt eller virker begrensende. Slike korrelasjoner kan forandre seg når nye klimaregimer utvikler seg.

Klimatisk-nisjemodeller fokuserer typisk på gjennomsnittstemperaturer og nedbørsmengde, mens for eksempel ising og snøens tetthet, og dermed værforhold som påvirker dette, har vist seg å være mye viktigere for mange terrestriske herbivorerers bestandsdynamikk. Klimatisk-nisje modeller vil kunne inkludere slik kunnskap, samtidig er det også usikkert om det blir de samme klimatiske forhold som vil begrense arten under nye klimaregimer.

Det er også et viktig poeng at arters utbredelse og populasjonsstørrelser ikke utelukkende er styrt av klimatiske forhold. Interaksjoner mellom arter og andre fysiske forhold kan også være viktige (Sutherst mfl. 2007, Walter 2010). Ettersom effekten av klimaforandringene på økosystemer er forventet å bli store, vil det oppstå kombinasjoner av arter, og deres tettheter, som ikke finnes i dag. Resultatet av interaksjoner mellom artene i slike nye økosystemsammensetninger er vanskelige å forutsi og vil resultere i overraskelser. Tilsvarende problemer vil også i mange tilfeller være gjeldende for matematiske populasjons- og økosystemmodeller der man benytter klimaeffektestimater basert på dagens og historisk klima for prediksjon langt inn i fremtiden. På tross av disse metodiske problemene synes prediksjoner fra slike tilnærminger til å beregne antall arter som dør ut, grovt sett å sammenfalle relativt bra med det man observerer av utdøelseshastigheter (Macleán & Wilson 2011).

3.2 Terrestriske økosystemer

3.2.1 Generelle prosesser og effekter

Terrestriske naturtyper kan bli direkte påvirket av klimaendringer gjennom erosjonsprosesser forårsaket av nedbør og flom og mer indirekte gjennom endringer i de grunnleggende livsprosesser som fotosyntese, primærproduksjon, vannkretsløp og næringsstoffkretsløp. Temperatur og nedbør er noen av de viktigste faktorene som bestemmer artenes utbredelse i terrestre økosystemer, enten direkte eller indirekte. Endringer i klima kan påvirke artens forekomst, enten gjennom økt frekvens og styrke på ekstreme klimahendelser eller gjennom gradvise endringer av gjennomsnittlige forhold.

Artssammensetningen er grunnlaget for om naturtypene endres. Særlig kan varmekjære arter som har sin nordligste utbredelse i Norge få bedre levevilkår og spre seg nordover i landet, og oseaniske (kystnære) arter kan spre seg østover, særlig i Troms og Finnmark, f.eks. sterkt oseaniske arter som hinnebregne (*Hymenophyllum wilsonii*) og purpurlyng (*Erica cinerea*) (Nybø mfl. 2009). Bioklimatiske hovedgradienter kan således forflyttes, da disse hovedsakelig er knyttet til nedbør og avstand fra havet (Moen 1998, Bakkestuen mfl. 2009).

Klimaendringene vil høyst sannsynlig føre til at nye arter som i dag har sin naturlige utbredelse utenfor Norges grenser vil bli en del av norsk natur i fremtiden. Dette gjelder særlig sørlige arter som generelt har større krav til et varmere klima. Samtidig vil fremmede innførte arter som allerede har etablert seg i Norge kunne få bedre vekstforhold (Gederaas mfl. 2007, Gjershaug mfl. 2009). Dette gjelder særlig arter som er importert fra sørlige og østlige breddegrader med et varmere sommerklima. Dette kan være aggressive arter som utkonkurrerer stedegne arter, eller arter som fører til skader og sykdomsutbrudd på planter som er grunnleggende for økosystemets funksjon og bidrar således til en betydelig endring i ulike naturtyper. Problemarter kan således øke i omfang. Flere arter som i dag er oppført på den norske rødlisten (Henriksen & Hilmo 2015) står i fare for å få økt trusselbilde med høyere risiko for å dø ut. Dette gjelder hovedsakelig arter som er sterkt avhengig av et alpint eller arktisk klima.

3.2.2 Havstrand-fjæresone

Naturtypenes utforminger, soneringer og arealer vil endre seg

Havstrand, ofte kalt fjæresona, er møtestedet mellom hav og land og består av stein- grus og sandstrender, strandenger og strandsummer, poller og littoralbassenger, driftvoller og tangvoller, sanddyner og marine delta. Oversvømmingsgraden gir opphav til en sonering med karakteristiske vegetasjonsbelter. Havstrandens utforming varierer langs kysten, både lokalt og regionalt, avhengig av faktorer som topografi, eksponering, substrat, havnivå, bølgeslagspåvirkning og klimatiske forhold (Follestad mfl. 2011).

Forventete klimaendringer, i første omgang økende havnivå, men også mildere vintre, økt nedbør og lengre vekstsesong, forventes å kunne gi betydelige effekter for havstrandtyper i Norge. Økt havnivå, endret bølgeaktivitet og stormfrekvens vil påvirke de geomorfologiske prosessene, som erosjon og sedimentasjon, og kan i første omgang føre til at lett eroderbare naturtyper reduseres i omfang (Prosser mfl. 2010). Effektene av havnivåendringer vil først og fremst være avhengig av om naturtypene er i stand til å justere seg til et nytt havnivå. I hvilken grad en slik justering vil skje, vil bestemmes av forløpet og hastigheten endringene inntreffer med og om det er muligheter til å skape nye habitater i områdene bakenfor stranda. Når havnivået øker, er første respons en neddykking av landområder. Ny erosjon vil imidlertid føre til at nok materiale blir avsatt på havbunnen slik at strandprofilen (soneringen) med nyetablerte naturtyper kan reetableres høyere opp (Bruun 1954, 1962, 1983). Der arealet i bakkant av havstranda er utbygd, vil imidlertid arealet med naturlig dynamikk bli redusert, særlig for sandstrender og sanddyner, strandenger, samt brakkvannsdeltaer. Dette medfører at man ikke får nydannet havstrand ved havnivåstigning.

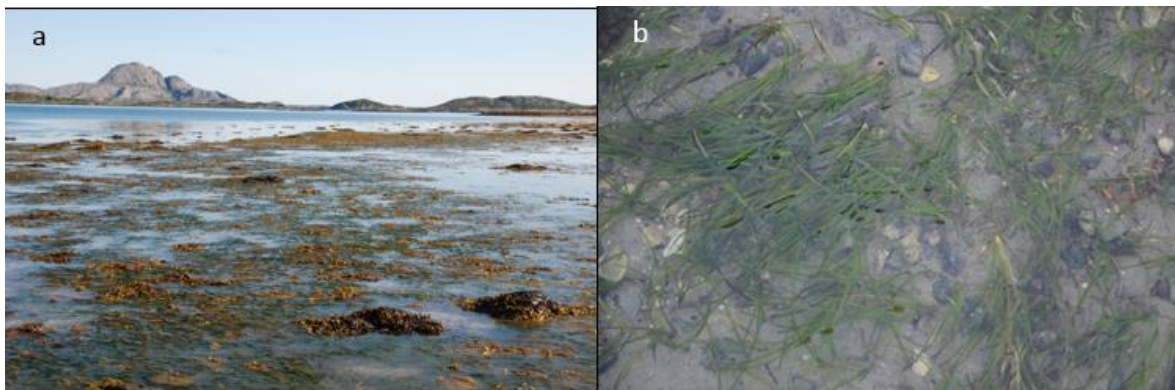
Havstrender gjennomgår ofte store endringer i forbindelse med springflo og storm. Kraftige vinterstormer kan redusere populasjonsstørrelsene til strandplanter (Stabbetorp & Skarpaas 2001), men betydningen av en økning i stormfrekvens for langsiktig overlevelse av populasjoner av strandplanter er ikke undersøkt.

Ålegrasenger i fjæresona kan bli negativt påvirket

Smalt ålegras (*Zostera angustifolia*) og ålegras (*Z. marina*), som finnes i undervannsenger, poller og littoralbassenger i fjæresonen (**figur 7**), er følsomme for endringer i temperatur og salinitet og sannsynligvis også for eutrofieringsgrad fra økt tilførsel av næringsstoffer fra land (Larkum mfl. 2006). Klimaendringene kan derfor gjøre ålegras mer utsatt for angrep av en slimliknende sopp *Labyrinthula zosterae*. Denne soppen medførte på 1930-tallet en reduksjon på rundt 90 % på ålegrasbestander flere steder i Europa, og andre steder i verden til andre tidspunkter. Veksten av ålegras reduseres med økt turbiditet i vannet eller planktonoppblomstring, og nyere studier har antydnet at økte nivåer av både nitrat og ammonium kan være dødelig for ålegraset. Økt avrenning fra land kan derfor, også i kombinasjon med andre effekter av klimaendringer, potensielt utgjøre en risiko for ålegrasengene langs kysten. Ålegrasenger er utpekt som en spesielt viktig naturtype for marint biologisk mangfold (DN-håndbok 19).

Stein-, grus og sandstrender blir lite påvirket

Stein grus og sandstrender finnes i nedre deler av fjæresona. Ved vannstandsendringer forventes det at alger, karplanter og invertebratfaunaen vil bli lite påvirket, da denne naturtypene forventes å flytte seg parallelt med havnivåstigningen (Follestad mfl. 2011).



Figur 7. (a) Ålegraseng med smalt ålegras i tangbelte på strand i Brønnøy kommune i 2009. Det var her relativt tette bestander av smalt ålegress langs det meste av stranda. Ved økt havnivå er det usikkert hvordan ålegresset vil respondere dersom arealet av stranda reduseres. Foto: A. Follestad. **(b)** Smalt ålegras (*Zostera angustifolia*) på mudderbunn. Foto: P. A. Aarrestad. Kilde: Aarrestad mfl. (2015).

Driftvoller vil trolig reduseres i omfang og flytte seg oppover i fjæresona

Økt havnivå kan medføre at tang og tare kan føres lenger inn på land ved høyvann, der noe av det kan havne også i poller og littoralbasseng og gjennom forråtnelsesprosesser endre miljøbetingelsene for andre organismer. Driftvoller som bygges opp av tang og tare på eksponerte strender, kan skylles på havet igjen ved høyvann, og dette kan skje hyppigere med økende frekvens av ekstremvær med stormflo. I noen tilfeller er det også mulig at økt havnivå kan forhindre oppbygging av driftvoller ved at de hele tiden vil skylles ut igjen. Men trolig vil driftvollene ofte flytte seg oppover i soneringen, der forholdene i bakkant av stranda ligger til rette for det.

Driftvoller har et stort og særpreget artsmangfold med flere rødlistede eller regionalt sjeldne insekter (Thylen 2014a). Vegetasjonens stabilitet er påvirket av vannforårsaket forstyrrelse, og avhengig av forstyrrelsesintensitet er vegetasjonen enten dominert av ettårige urter, av lavvokste ett- og flerårige urter eller av flerårige, høyvokste urter og gras. Nedbrytning av tang og tare med høy produksjon av næringsstoffer gir grunnlag for et mangfold av insekter og andre invertebrater. De viktigste gruppene er biller, tovinger og krepsdyr (tanglopper). Den store mengden virvelløse dyr bidrar videre til føde for store mengder fugl, særlig vadefugl og småfugl. En økning i temperatur og utvidet vekstsesong kan endre artssammensetningen av planter på driftvoller, og en tilbakegang av naturtypen kan føre til reduksjon i antall organismer som er knyttet til dette spesielle substratet (Follestad mfl. 2011).

Strandenger og strandsumper kan utsettes for eutrofiering ved mer tilsig fra dyrket mark

Høy og hyppig nedbør kan gi raskere utvasking av saltet i strandenger og strandsumper etter stor flo (Elven & Johansen 1983), men dette vil trolig motvirkes av økt grunnvannsnivå med saltere vann ved stigende havnivå. Dersom økt nedbør fører til økt transport av næringsstoffer fra land, f.eks. ved avrenning fra gjødslet dyrket mark, kan dette igjen føre til økt eutrofiering av flere naturtyper. Effektene på biologisk mangfold på akkumulasjonsstrender som strandenger og strandsumper er imidlertid svært usikre og vil i stor grad bestemmes av hastigheten endringene skjer med og naturtypenes evne til å justere seg etter økt havnivå.

Sanddynemark kan få sterkt reduserte areal der utvidelsesmulighetene i bakkant er små

Økt havnivå vil ha store effekter på sanddynemark langs kysten. Høyere vannstand vil forskyve littoralsonen innover slik at noen strender står i fare for å forsvinne, mens andre strender nydannes der vannet når innover lavtliggende områder som før var tørt land. Strender med tilstrekkelig høydegradient for å motstå arealmessige forskyvninger vil likevel bli mer utsatt for erosjon og saltpåvirkning innover i baklandet. De bakenforliggende områdene av sanddyner er ofte dyrket mark, skogkledde områder, bratte bergvegger eller utbygde områder for næringsvirksomhet eller

boligbebyggelse. Totalt sett vil trolig sanddyneområder lide av en såkalt «arealskvis» (Everard mfl. 2010, Beaumont mfl. 2014). I sanddynekomplekser forventes det også økt erosjon og saltpåvirkning, noe som vil være negativt for invertebrater som er knyttet til de indre delene av stredene. Invertebrater er imidlertid svært mobile og kan forflytte seg raskt til egnede områder lengre inne på stranda om de opprinnelige forholdene ikke tilfredsstillende habitatkravene. Artenes utdøelsesrisiko bestemmes da av mengden aktuelt habitat som har blitt nydannet enten ved hjelp av naturlige prosesser eller skjøtsel (Follestad mfl. 2011).

Dynamikken på marine delta vil endres

Marine deltaer finnes i stort antall langs hele kysten vår ved utløpet av store elver (**figur 8**). Ofte finner vi aktive marine deltaer i fjordbotner der sedimentflatene har gitt grunnlag for jordbruk og bosetning. Mange slike steder har også utviklet seg til industristeder og byer og naturtypen er derfor sterkt presset av jordbruk, utfylling, industri og tettbebyggelse. Når elv møter stillestående vann avtar vannhastigheten og elvetransportert materiale blir sedimentert. Et aktivt delta strekker seg normalt langt ut i sjøen. Mye av aktiviteten på et aktivt delta er knyttet til forholdene ved ekstremflom. Ved økt nedbør og ekstremflom kan elvene føre med seg mer materiale, som kan endre dynamikken i deltaet.



Figur 8. Gaulosen og Buvika (i bakgrunnen) like sør for Trondheim, en viktig raste- og overvintningsplass for vannfugler. De store leirørene er viktige næringsøksområder for vadere og rasteplass for store flokker med grågås og dels kortnebbgås under høsttrekket. Dette er en naturtype som kan påvirkes negativt av økt havnivå, dersom leirørene ikke har utvidelsesmuligheter i bakkant, eller gjennom økt sedimentering. Foto: A. Follestad. Kilde: Aarrestad mfl. (2015).

Spesialiserte arter og nye arter begunstiges av et varmere sommerklima

Sanddyner langs kysten inneholder en rekke spesialiserte arter av planter og sopp og inneholder en rekke sjeldne og rødlista arter (Ødegaard mfl. 2011), særlig varmekjære arter i sørlige deler av Norge. Sanddynemark og sandstrender har også vist seg å være viktige brohoder for naturlig innvandrende arter til Norge, spesielt karplanter (Pedersen 2009).

Varmere sommerklima kan være gunstig for sandlevende insekter om dette innebærer flere soltimer. Aktiviteten til flygende sandinsekter og larveutviklingen nede i sanda er i stor grad avhengig av direkte solinnstråling. Et slikt scenario kan innebære økt sannsynlighet for både ekspansjon av begrenset utbredte arter og etablering av nye arter så fremt habitattilgangen er uendret (Follestad mfl. 2011). På den andre siden, om varmere klima medfører større andel skydekke og økt nedbør sommerstid, kan dette slå andre veien for mange arter av solelskende insekter som lever på sandstrender. Andre arter som normalt begrenses av vintertemperaturer eller vekstsesong, vil kunne få bedre vilkår ved temperaturøkning.

Vadefugler kan få et alvorlig problem ved havnivåstigning

Strandenger er viktige hekke- og rasteplasser for fugler. Påviste og forventede klimaeffekter på fugl i havstrand/fjæresone er presentert i en NINA-rapport (Follestad mfl. 2011). Generelt påpekes det at «Mange havstrender er viktige for en rekke fuglearter til forskjellige årstider. Fuglenes mobilitet gjør de i stand til å utnytte flere naturtyper og habitater, både samtidig innenfor et avgrenset område, eller ulike typer i løpet av en årssyklus. En rekke arter som hekker i fjellregionen eller på arktisk tundra, raster eller overvintrer langs kysten. Enkeltarter kan derfor ikke på samme måte som for planter eller insekter, knyttes til en bestemt eller noen få naturtyper.»

Ramsar-områder kan bli skadelidende

Et sentralt problem knyttet til fuglelivet på havstrand er knyttet til havnivåstigning, som ventes å bli et alvorlig problem for mange vadefugler og andre arter som er knyttet til strandområder, enten gjennom hele året eller mer sesongbetont (Galbraith mfl. 2005). Dette kan få betydelige konsekvenser for organismer som er avhengige av disse områdene, inkludert vadere og andre som er avhengige av dem i trekktidene og vinterstid. I NINA-rapport 667 (Follestad mfl. 2011) blir det framholdt at «Norge har ikke mange områder av samme størrelse og viktighet for store bestander av trekkende vadefugler som de vi finner f.eks. i Vadehavet, i Østersjøen og på de britiske øyer. Men mange områder er likevel viktige for både trekkende vadere og andre arter både vår og høst, som en rekke lokaliteter i Nord-Norge, Trondheimsfjorden, Møre-kysten og Jæren. Dette er dels områder som er utpekt som viktige fugleområder i Norge og/eller har status som Ramsar-områder (som f.eks. Gaulosen, **figur 8**). En økning av havnivået vil redusere tilgjengelig landareal og beiteområder for gjessene, men det må en nærmere analyse til for å kunne vurdere hvilke muligheter området har for å utvikle nye strandenger i bakkant av eksisterende strandlinje.»

Havstrendenes beskyttende økosystemtjenester forringes

Havstrand har i årtusener gitt beskyttelse mot kysterosjon av bølger og stormflo, og naturtypene på havstrand er anerkjent for sin evne til å stabilisere strandlinjer og beskytte kystbefolkningen (Lævås & Tørum 2001, Everard mfl. 2010, Barbier mfl. 2011). Særlig kystnære tang- og tarebelter absorberer energi på måter som verken fastland eller åpent vann kan (Sivertsen 1985, Berg & Munkejord 1991, Costanza mfl. 2008). Den beskyttende effekten oppnås ved å minke arealet av åpent vann som kan danne bølger, slik at vindeffekten på vannflaten minker og bølgeenergien absorberes som en følge av dette. Strandengene er sannsynligvis også viktige for å redusere varigheten av stormfloen og dens høyde ved å gi ekstra vannopptak og lagringskapasitet av sedimenter (Barbier mfl. 2011). Vegetasjonen på havstrand bidrar også til kystbeskyttelse ved å samle sedimenter og opprettholde grunnvannstanden (Costanza mfl. 2008). Eksempler på degradering av strandenger og strandsumper over hele verden har visst at tap av vegetasjon og reduserer havstrendenes motstandskraft mot stormflo, erosjon og havnivåstigning (Brisson mfl. 2014). Men det finnes imidlertid ingen pålitelige estimater av den økonomiske verdien av havstandsvegetasjonens bidrag til å dempe kysterosjonen.

Havstrendenes funksjon som vannoppsamler og rensende effekt på vannkvalitet

Vannoppsamling er en annen viktig funksjon for kystsanddyneøkosystemer (Barbier mfl. 2011, Everard mfl. 2010). Sanddyner er i stand til å lagre betydelig mengde vann, slik som i dynene i Meijndel i Nederland, som har blitt brukt som en kilde til drikkevann i århundrer (Barbier mfl. 2011). Få andre naturtyper gir en slik hurtig opplading av grunnvann som sanddyneøkosystemer (Everard mfl. 2010). Sanddynene er sannsynligvis viktig for rensing av grunnvann og vannavrenning, samt beskyttelse av det marine miljøet. Noen eksempler fra Nederland viser at sanddyne-systemer kan brukes til å rense drikkevann ved å filtrere elvevannet inn i dynesystemet (Everard mfl. 2010). Ved havnivåheving kan havstrendenes funksjon som vannoppsamler forringes, både ved at arealene blir mindre og ved økt saltpåleiring.

De nedre deler av havstrendene er videre viktige for rensing av næringsalter fra avrenning fra jordbruksareal og miljøgifter fra andre forurensningskilder. Ifølge gjennomgangen av Barbier mfl. (2011) renses strandenger, strandsumper og vegetasjon på marine delta vann som renner inn i

fjæresona ved utløp fra bekker og elver. Når vann fra elver, terrestrisk avrenning, grunnvann eller regn passerer gjennom vegetasjonen, bremser vanngjennomstrømmingen på grunn av friksjonseffekten. Suspenderte sedimenter blir så avsatt på markoverflaten, noe som øker næringsopptaket i vegetasjonen. Denne vannfiltreringen bidrar til menneskers helse, men beskytter også nærliggende økosystemer, som f.eks. ålegrasenger, som er truet av eutrofiering og forurensning (Barbier mfl. 2011). Ved havnivåheving kan havstrendenes funksjon som vannoppsamler og rensing av næringsalter og miljøgifter forringes, både ved at arealene blir mindre og ved økt saltpåleiring.

Havstrendenes forsyvende tjenester

I over 8000 år har mennesker brukt havstrender til høsting av råstoff og mat. Selv om høsting av gras og bruk av strandenger som beitemarker har er mindre i dag, er disse tjenestene fortsatt viktige lokalt over hele verden (Barbier mfl. 2011). Historisk sett har tang og tare vært brukt som gjødselressurs og som husdyrfôr av kystbefolkningen også i Norge. Drivtang og tare ble samlet i strandsonen eller den ble høstet fersk og enten spredd direkte på åker og eng, særlig ved dyrking av poteter eller kompostert/lagret sammen med husdyrgjødsel eller torv. I dag er bruken betydelig mindre, men fortsatt benyttes den innen økologisk landbruk (Holm & McKinnon 2000, Holm 2002, McKinnon mfl. 2004). Ulike typer av alger og sjøgras har historisk vært en viktig ressurs med et bredt spekter av bruksområder i Norge (Alm 2003). Muligheten av utnyttning av havstranden til utmarksbeite, gjødsling og andre bruksområder kan forringes pga. redusert areal og økt avrenning av næringsalter og forurensende stoffer fra omkringliggende områder.

Samlet trusselbilde for havstrand/fjæresona

Flere av naturtypene på havstrand står på Norsk rødliste for naturtyper fra 2011 (Lindgaard & Henriksen 2011). Landskapstypen aktivt marint delta er vurdert som sårbar (VU). Natursystemtypene sørlig strandeng og sørlig etablert sanddynemark er vurdert som sterkt truet (EN), mens sanddynemark er sårbar (VU) og strandeng er nær truet (NT). Naturtypene er havnet på rødlista først og fremst pga. pågående reduksjon i areal og tilstand, noe som skyldes nedbygging og oppdyrking, men også pga. gjengroing som følge av opphør av tradisjonell hevd. Både strandenger, sanddyner og driftvoller har delvis vært utnyttet som kulturmark, både til husdyrbeite og slått. Mange av artene knyttet til disse kulturpåvirkede naturtypene er små, lyselskende og konkurransesvake planter (Follestad mfl. 2011). De fleste av disse områdene kan gå tapt ved en havnivåstigning.

Sørlige strandenger har høy andel rødlistearter. I nord forekommer nordlige/arktiske utforminger med nordlige/nordøstlige arter som både er sjeldne sørover i Norge og som i europeisk sammenheng også er spesielle (Bratli 2014). En økning av havnivå frem mot 2100 på opp mot en halv meter og økende stormflo vil redusere arealet av havstrand, særlig der det ikke er utvidelsesområder i bakkant av havstranda. Med arealtilbakegang er det også forventet en tilbakegang av rødlistede arter. Trusselbildet er således sterkt økende tatt klimaendringene i betraktning.

3.2.3 Myr/våtmark

De fleste myrer og våtmarkstyper vil få økt sin utbredelse

Våtmarker omfatter hovedsakelig åpne myrflater, kilder, myrkanter og sumpskogsmark. Myr bygges opp ved akkumulering av torv fra nedbrytning av torvmoser under anaerobe forhold (uten tilgang på oksygen), noe som skyldes høy vannstand og rikelig tilgang på vann, enten i form av nedbør eller tilsig fra omgivelsene (Crawford 2000). Økt temperatur sammen med god vanntilførsel bidrar ofte til at torvmoser vokser raskere (se f.eks. Keuper mfl. 2011). Med de gitte klimascenariene er det således rimelig å anta at de fleste av våtmarknaturtypene vil få økt utbredelse ved et våtere og varmere klima, særlig i fjellområder som i dag ikke gir grunnlag for torvdannelse (Øien mfl. 2015). Sumpskoger vil trolig få økt utbredelse ved at stadig mer jord blir vannmettet, noe som bidrar til økt oppbygning av sumpjord.

En temperaturøkning vil kunne føre til høyere fordampning av myrvann, og man kan anta at buskvekster kan øke sin dominans på næringsfattige nedbørsmyrer (særlig furu), da disse ofte dominerer på de tørrere deler av myrkompleksene. Et studie fra i Abisko i Nord-Sverige viste imidlertid at både torvmosene og karplantene responderte positivt på klimaendringer (som økt sommertemperatur og økt snødekke/vanntilgang) og at artssammensetningen var relativt stabil Keuper mfl. (2011). Forvedede karplanter som dvergbjørk og krekling klarte akkurat å unngå å bli innkapslet av torvmoser, men holdt tritt med torvmoseøkningen.

Lavlandsmyrer på Østlandet kan få økt buskvekst og redusere torvvekst

Betydelige myrreal har gjennom de siste tusen år utviklet seg fra rikmyr til intermedier myr og fattigmyr gjennom torvakkumulering og naturlig forsuring, og prosessene foregår også i dag på de fleste rikmyrer (Øien mfl. 2015). Økt temperatur og økt nedbør kan akselerere denne naturlige prosessen. Endingene skjer imidlertid svært sakte, og det er lite trolig at vi vil få en reduksjon av rikmyrer pga. klimaendringer de neste hundre år. De aller fleste av de rødlistede planteartene som har sin hovedforekomst på myr er knyttet til rikmyr, og flere rødlistede karplanter og moser finnes utelukkende i rikmyr (Øien 2014), men det er lite trolig at klimaendringene vil påvirke trusselbildet for rikmyrplanter.

Ved økt frekvens av tørkeperioder, som er forespeilet på Østlandet (**kapittel 2.1**), vil en senkning av grunnvannstand i lavlandsmyrer gi tilgang på oksygen, og sammen med økte temperaturer vil dette kunne føre til en raskere nedbrytning av torv. Dessuten kan økende sommertemperaturer kombinert med mindre snødekke i noen områder kunne gi økt avrenning og fordampning som overgår økningen i nedbør, og totalt sett gi tørrere forhold enn i dag med bedre voksforhold for busker (Øien mfl. 2015). Imidlertid viser et studie fra Nederland at mosedominerte myrer er ganske motstandsdyktige mot tørkehendelser, men veldig sensitive til temperaturøkning (Heijmans mfl. 2013). Basert på eksisterende kunnskap kan man likevel anta at myrer i tempererte og sørboreale strøk kan få økt forbusking som følge av økte temperaturer. Dette vil imidlertid være busker som tåler å stå i vannmettet torvjord. Det vil si at naturtypen fortsatt vil være myr. Lenger nordover vil mosedekket tåle en større temperaturøkning før karplanter blir mer dominerende.

Rødlistede invertebrater kan bli påvirket

Blant invertebrater finnes flere rødlistete arter på fattige myrer i lavlandet, særlig i østlige strøk. Spesielt blant sommerfugler, løpebiller og kortvinger (biller) og maur finner vi arter som vil kunne påvirkes negativt av klimaendringer og inngrep i myrområder. Potensielle årsaker til slik negativ påvirkning kan være økt gjengroing, færre soltimer i sommerhalvåret, endret næringsstatus og endrete hydrologiske forhold.

Palsmyrer kan forsvinne de nærmeste hundre år

Palsmyr er den myrtypen som vil bli mest negativt påvirket av klimaendringene. Palsmyrer er myrkomplekser med permanente iskjerner i torva (**figur 9**). Arealer med palsmyrer i Norge og naboland har de siste 100 år gått betydelig tilbake pga. et gradvis varmere klima. Selv i det nordiske kjerneområdet for palsmyrer i indre Finnmark og nordre Finland pågår en betydelig utsmelting (Bjerke mfl. 2010, Aarrestad mfl. 2010, Hofgaard & Myklebost 2014). Utsmeltingen forventes å fortsette, og trolig vil naturtypen forsvinne fra norsk natur i løpet av de neste 100 år. De basale delene av palsene blir påvirket av varmere grunnvann. Dette forårsaker en gradvis sammenrasning av palsen, ofte med høge erosjonskanter til følge. Der palsen synker sammen, dannes en smeltepøl med vann. Imidlertid kan ansamlinger av palser og lange palsrygger blokkere den normale grunnvannstrømmen i myra og skape sitt eget, kjølige miljø, der nydannelse av palser kan skje under kortvarige perioder med kaldere klima (Øien 2014).



Figur 9. Palsmyr med erosjonskant og smeltehøl med vann. Foto: J. W. Bjerke. Kilde: Aarrestad mfl. (2015).

Palsmyr er ikke av de mest floristisk artsrike naturtypene. Rødlistearter som huldrestarr (VU), lappstarr (VU) og lappmjølke (EN) er funnet i rikere deler av palsmyrkomplekser (Øien 2014), men det kan være en tilfeldig sammenheng i og med at palser dannes både i næringsrike og næringsfattige myrer. Det er foreløpig ikke bevist at enkeltarter foretrekker eller er spesielt knyttet til palsmyrer (Aarrestad mfl. 2015).

Hvordan påvirkes trekkfugler som bruker myr og våtmark?

Myr og våtmarks-områder er viktige hekke – og rasteområder for en rekke fuglearter i Norge. Når disse habitatene endres som følge av temperaturøkning eller endringer i nedbørsmengde og frekvens må man kunne forvente at dette har en direkte påvirkning på arter som aktivt oppsøker myr- og våtmarksområder for å hekke eller raste. I hvor stor grad dette påvirker utbredelse og bestandssituasjonen til de aktuelle artene er uklart. I en nylig publisert «horizon scanning» (Fox mfl. 2015) ble det framholdt en rekke klima-relaterte endringer i naturen som kan påvirke både antall og utbredelse for en rekke andearter i Skandinavia. Selv om en rekke mekanismer ble diskutert ble det framholdt at samspillet er komplekst, og at det derfor er viktig å overvåke disse prosessene i tiden framover.

Myr og våtmark vil øke i areal som et resultat av klimaendringene, hvilket kan forventes ha en positiv effekt på fugler som utnytter denne naturtypen. De aller fleste av de aktuelle artene i denne naturtypen er trekkfugler, og det er flere studier som viser at tidspunkt for migrasjon er forskjøvet som følge av klimaendringer (Knudsen mfl. 2011). Dersom det ikke samtidig skjer en tilsvarende endring i fenologien til de planter og invertebrater som utgjør dietten til disse vil dette kunne resultere i en «mismatch» (Both mfl. 2010). Flere studier har vist at særlig langdistansemigranter har hatt en negativ bestandsutvikling (Laaksonen & Lehikoinen 2013).

Myrenes regulerende tjenester som vannreservoar og vannstrømregulering kan forringes

Myr og annen våtmark har en evne til å magasinere tilført regnvann og regulere avrenning fra våtmarkssystemer ved opptak av vann i sumpjord, torv og torvmoser og virker således som en buffer mot flomtopper (Bullock & Acreman 2003). Noen våtmarker som kildemarker kan imidlertid generere flom. Kildemarker har en tendens til å være vannmettet og har derfor en redusert kapasitet til vannlagring. Disse overfører dermed nedbør raskt til bekker og elver, men likevel er de viktige i å regulere avrenning fra våtmarkene (Bullock & Acreman 2003, Mosquera mfl. 2015).

Økt nedbør vil kunne gjøre myrene våtere og evnen til å akkumulere regnvann vil avta. Dette kan igjen påvirke det biologiske mangfold lokalt.

Samlet trusselbilde for myr/våtmark

De fleste våtmarkstypene står på den norske rødlisten for naturtyper (Lindgaard & Henriksen 2011). Slåttemyrkant er vurdert som kritisk truet (CR), mens palsmyr, rikere myrflater i lavlandet, slåttemyrflater og rikere myrkantmark i lavlandet er alle kategorisert som sterkt truet (EN). Sentriske høgmyrer, kystnedbørsmyrer, åpen låglandskildemyr, grankildeskog og varmekjær kilde-lauvskog er vurdert som sårbare (VU). De viktigste påvirkningsfaktorene på våtmark er grøfting av myr til skogreising eller oppdyrking. I de senere år er også nedbygging av arealer til industri, bebyggelse og annen infrastruktur en viktig årsak til reduksjon av areal. For de kulturbetingede typene som slåttemyrer fører opphør av hevd til en sterk gjengroing. Samlet vil en klimaendring med økt nedbør fremme markfuktighet og dermed gi økt myrdannelse, og det er lite trolig at klimaendringene vil føre til endringer i rødlistestatus for våtmarkstypen, bortsett fra for palsmyr som trolig vil forsvinne fra norsk natur.

3.2.4 Åpent lavland

Flommarker og fosseenger kan få større utbredelse og endret dynamikk

Åpent lavland omfatter her naturtyper på fastmark under skoggrensa som ikke er skogkledd. For denne rapporten er kulturlandskapstypene semi-naturlig eng, kystlynghei og boreal hei behandlet i eget kapittel. En rekke naturtyper omtales her, slike som åpen flomfastmark, fosse-eng, fuglefjelleng- og fugletopp, åpen skredmark, nakent berg, åpen grunnlendt naturmark i lavlandet. De fleste av disse naturtypene vil bli mer eller mindre påvirket av klimaendringer ved økt temperatur, økt nedbør og lengre vekstsesong, men størst endringer forventes i naturtyper som er påvirket av vanngjennomstrømming som flommarker og fosse-enger.

Åpen flomfastmark omfatter åpne fastmarkarealer i flomsonen langs elver og innsjøer som jevnlig blir satt under vann. Naturtypen er en dynamisk naturtype som er avhengig av et vekslende vannregime og kan således få økt sine arealer ved økt nedbør og mer flomaktivitet. Med ekstremvær kan imidlertid flommene bli så sterke at all etablert vegetasjon og fastmark som består av stein, grus og sand kan bli skylt bort og bli avsatt lenger ned i vassdragene med fare for oppdemning av elveløp og sedimentasjon av løsmateriale på tiliggende naturtyper (Høytomt 2014). En generell destabilisering av sedimentene kan også medføre større flommer nedstrøms utvaskingsområdet. Arealet av fossenger og tiliggende fosseberg forventes å øke ved mer nedbør (Ihlen 2014).

Sand- og grusørspesialister på flommarker og elveører er utsatt

Sand- og grusører er viktige habitater for planter og sandtilknyttede insekter, spesielt biller og veps. Siden naturtypene er avhengig av naturlige forstyrrelser, vil hyppigere og større flommer kunne påvirke både plante- og insektlivet dersom endringene er større enn den naturlige dynamikken til artene er tilpasset til å takle. Ved store flommer vil finmaterialet bli vasket ut, men vil sedimenteres på andre steder som av ulike grunner kan være uegnede levesteder for spesialistene i disse naturtypene. Arealer med fine sedimenter som sand, silt og leire er ofte viktige rasteplasser for trekkfugl, særlig vadefugl (Thylen 2014b).

Flomfastmarkenes regulerende egenskaper kan bli viktige ved økt nedbør

Naturtyper knyttet til åpent lavland som åpen flomfastmark og fosse-enger er naturtyper skapt av vanngjennomstrømming, og økosystemet er tilpasset et stadig skiftende nedbørsregime. De bidrar vesentlig til vannstrømregulering, erosjons- og naturskadebeskyttelse ved å drenere tilført nedbør. Elvesletter gir betydelige tjenester knyttet til reduksjon av flomtopper og dermed et viktig element for å hindre erosjon langs vassdrag. De fleste studiene hos Bullock & Acreman (2003) med eksempler fra hele verden, viste at elvesletter reduserer eller forsinker flom. Ikke minst er kantsoner knyttet til disse naturtypene av stor viktighet, da de ofte har et sluttet vegetasjonsdekke

med trær og buskvekster som hindrer erosjon av jordsmonnet. Åpne vegetasjonskledde habitater langs elver og bekker er også anerkjent for å være særdeles viktig for å beskytte mot flomskader og hindre elvebankerosjon.

I tillegg til vannstrømregulering og erosjonssikring, har flommarkhabitater andre viktige regulerende funksjoner slik som tilbakeholdelse av forurensende stoffer i vassdrag i perioder med høye strømmer, filtrering og biologisk nedbrytning av miljøgifter. En av de viktige økosystemfunksjonene som elveslettene har, er reduksjon i nitrogeninnhold med påfølgende forbedring av vannkvaliteten, siden oversvømte elvesletter kan fungere som netto nitrogensinks. Natho mfl. (2013) analyserte elveslettens evne til å redusere nitrogeninnhold i tre store elvesystemer i Europa med ulike grader av degradering. De observerte at elveslettene hadde en viktig rolle i å fange nitrogen i elven, og at elveslettens kapasitet å oppbevare nitrogen var høyest i upåvirkede til nær naturlige habitater. Men selv degraderte elvesletter hadde denne spesielle økosystemfunksjonen og bidro derfor til å forbedre kvaliteten på elvevannet.

Samlet trusselbilde for åpent lavland

Arealene med treløs vegetasjon på fastmark og berg i lavlandet som ikke er skapt av menneskelig påvirkning er i dag påvirket av arealpress, tekniske inngrep, gjengroing, vannkraftutbygging og ferdsel. Flere naturtyper står på rødlisten fra 2011 (Lindgaard & Henriksen 2011), slike som fuglefjell, leirskredgrop, åpen flomfastmark, fosseberg, fosse-eng og åpen grunnlendt kalkmark. Bortsett fra effektene av økt vannføring på elvesletter, er det uklart hvilke effekter klimaendringene vil påføre naturtypene (Erikstad & Bakkestuen 2011). Naturtypene knyttet til vannføring har i dag en betydelig flomregulerende og erosjonsdempende funksjon (Aarrestad mfl. 2015). Disse kan bli negativt påvirket hvis vannerosjonen blir for sterk slik at sedimentene (stein, grus og sand) føres bort.

3.2.5 Kulturlandskap

Økt gjengroing av kulturlandskap til skog ved et varmere klima

Kulturmarksenger, også kalt semi-naturlige enger, er først og fremst skapt av slått og beite. I dag er de gamle kulturmarkene først og fremst truet på grunn av drifts- og arealforandringer og opphør av hevdformene vil føre til gjengroing til skog. Økt temperatur og lengre vekstsesong vil imidlertid fremskynde prosessen med gjengroing av busker og trær, noe som vil betydelig redusere naturtypenes artsrike mangfold (Lindgaard & Henriksen 2011, Direktoratet for naturforvaltning 2013a).

Kystlynghei og boreal hei er også menneskeskapte naturtyper. Kystlynghei består av åpne heier hvor det ikke vokser trær, men som er dominert av dvergbusker, hovedsakelig røsslyng, og med et varierende innhold av gras, halvgras og urter. Kystlyngheia er formet gjennom flere tusen år med jevnlig avsviing av lyng og busker, lyngslått, rydding av skog og kratt, og dyr som går på beite året rundt (Fremstad mfl. 1991, Kaland & Vandvik 1998, Kaland & Kvamme 2013, Jordal 2014). Boreal hei er åpne arealer under den klimatiske skoggrense og er skapt av avskoging og opprettholdt av en kombinasjon av beiting og rydding/hogst, uten at beitebruken har vært så intensiv at det er utviklet kulturmarkseng. Naturtypen er dominert av dvergbusker, særlig dvergbjørk, einer, krekling og røsslyng, samtidig som arter fra kulturmarkseng inngår i varierende grad i feltsjiktet (Larsen 2014). Ved opphør av tradisjonelle driftsformer vil begge naturtypene gro igjen til skog.

Et varmere klima langs kysten med 3 til 6 grader økning og en 2-3 måneders utvidelse av vekstsesongen (RCP8.5) de neste 100 år vil trolig føre til at gjengroingen til skog vil gå enda raskere. Gjengroingen bidrar også til reduserte mengder lyng som følge av mindre lys til bakken, noe som kan føre til at blåbær og andre lyskrevende arter taper i konkurranse med mer skyggetålende gras og urter. De midtnorske og nordlige heiene, karakterisert av heigråmose, lav og mindre

varmekjære fjellplanter, kan endre seg til mer varmekjære typer mer lik de som i dag finnes i sørvest-Norge (Aarrestad mfl. 2015).

Fuktige utforminger av kystlynghei vil bli mer vanlig

Lyngheilandskapet veksler mellom fuktige og tørre lyngheityper, myrer og vann. En forventet økning av nedbøren med opptil 18% de neste 100 år på Vestlandet og i Midt-Norge (RCP8.5) vil trolig påvirke artssammensetningen i heiene mot mer fuktighetskrevende vegetasjon, og våtmarkarealer vil trolig øke i omfang på bekostning av tørre lyngheier (Aarrestad 2009).

Klimarelaterte sviskader på lyng og einer vil øke - større fare for lyngbrann

I de senere år er det også påvist store klimarelaterte skader på kystlynghei, boreal hei og tilstøtende naturtyper med mange vintergrønne planter langs store deler av kysten og i innlandet (Bjerke & Tømmervik 2008, Bokhorst mfl. 2009, 2012, Pihlstrøm 2013, Bjerke mfl. 2014, Bollingmo 2014a). Sviskader er observert på røsslyng, krekling, blåbær, blokkebær, tyttebær, einer og furu forårsaket av ekstrem tørke og vind, særlig vinterstid. Veksling mellom frost og mildvær kan også gi økte frostskaider på lyng (Bokhorst mfl. 2008, 2009, 2012, Bjerke mfl. 2014). Dette kan på sikt føre til at alle naturtyper med mye lyng, inkludert kystlynghei og boreal hei, kan bli mer gras- og urtedominert, da disse prefererer på økt lystilgang. Samtidig vil gjengroende heier med kratt og skog kombinert med tørkeskaider på lyng og trær føre til økt fare for ukontrollerte skogbranner.

Varmekjære problemarter og nye arter kan vandre inn fra Europa og spre seg nordover i landet

Ved et varmere klima vil planter som i dag har sin hovedutbredelse lenger sør i Europa, kunne vandre inn i de sørlige heiene og fortrenge eller medføre sykdomsskader på stedegne arter. I dag ser vi en spredning av den varmekjære buskveksten gyvel (*Cytisus scoparius*) i lyngheier på Sørlandet og Sør-Vestlandet (**figur 10**). Arten var tidligere ansett som en fremmed art, dvs. innført som prydbusk, men er i senere tid ansett som en stedegen art (Hagland 2013). Arten anses å være en stor trussel for artssammensetningen i kystlyngheier. Man forventer at spredningen vil øke i takt med et varmere klima. Som for planter vil et varmere klima trolig introdusere flere nye varmekjære insekter i kulturlandskapet i sørlige deler av landet (Ødegaard mfl. 2011a). Også røsslyngbillen har vandret nordover og er nå blitt vanlig i Trøndelagsfylkene, noe som kan medføre større billeangrep på røsslyngheier også i nordlige områder.



Figur 10. Problemarten gyvel (*Cytisus scoparius*) i kystlynghei på Lista. Foto: P. A. Aarrestad. Kilde: Aarrestad mfl. (2015).

Klimaendringene vil kunne slå ut ut arter av pollinerende insekter som allerede er svekket pga. andre påvirkninger

Tilbakegang i bestander av pollinerende insekter forklares ofte med endringer i landbrukspraksis som reduserer ressurstilgangen for artene. Omfattende arealendringer, bruk av plantevernmidler og kunstgjødsel vil i mange tilfeller resultere i færre bolplasser og færre blomster. Det er imidlertid

lite kunnskap om hvorfor noen arter tilsynelatende blir mer sårbare enn andre når ressurstilgangen reduseres. Lenge trodde man at spesialisering i valg av vertsplanter var den viktigste årsaken til at f. eks. humler gikk tilbake, men denne hypotesen står nå svakt alene (Williams 2005). Det kan derimot se ut til at en kombinasjon av plantepreferanser og klima kan være en viktig forklaring. Arter som har mindre toleranse for variasjon i klima ser ut til å være mest sårbare, og bestander som lever i ytterkanten av sitt klimatiske toleranseområde ser ut til å forsvinne først (Williams mfl. 2007). Omfanget av klimaeffektene påvirkes sterkt av ressurstilgangen (blomster) for humlene slik at disse effektene slår inn tidligere når blomstertilgangen reduseres. Det vil si at dersom det er rikelig med blomstenger og leveområder vil humlene være mer robuste for klimaendringer. Denne sammenhengen er vist for kløverhumle (*Bombus distinguendus*) og enghumle (*B. sylvarum*) i England (Williams mfl. 2007). Klimaendringene vil med andre ord kunne slå ut bestander som allerede er svekket pga. andre påvirkninger.

Et annet eksempel fra humler er et stort EU-prosjekt der man har samlet mer enn én million humleobservasjoner i Europa for å beregne klimatoleransen for de 69 humleartene i denne verdensdelen. Basert på tre ulike scenarier for klimaendringer fram mot år 2050 og år 2100, har man modellert hvordan disse artene vil være utbredt i framtida (Rasmont mfl. 2015). Avhengig av hvilke klimascenarier og spredningsmodeller man legger til grunn, vil mellom 9 og 34 humlearter være ekstremt utsatt og står i fare for å forsvinne helt fra Europa innen 2100. I tillegg viser beregningene at mer enn 41% av artene i Europa vil innskrenke sitt nåværende utbredelsesområde med mellom 50 og 70% i samme periode. Kun tre arter vil kunne bli mer vanlige som følge av klimaendringene. I hvilken grad artene vil overleve i framtida, vil dels avhenge av hvordan de er i stand til å spre seg til nye områder som har mer optimale klimatiske forhold. I Norge vil det for eksempel kunne bli passende klima for arter som ikke lenger vil klare varmere og tørrere somre lenger sør i Europa. Artenes spredningsevne vil da være avgjørende for deres framtidige overlevelse. Man har allerede sett at tilpasningsdyktige arter som steinhumle (*Bombus lapidarius*) og mørk jordhumle (*B. terrestris*) nå har spredt seg til nord for polarsirkelen (Martinet mfl. 2015), mens andre arter trekker seg tilbake.

Uklart om klimaendringer påvirker fauna i kulturlandskapet

Både i Europa generelt og i Fennoskandia har det blitt rapportert om negative bestandstrender for fugler som er knyttet til jordbrukets kulturlandskap (Gregory mfl. 2005; Laaksonen & Lehtikoinen 2013; Kålås mfl. 2014). I en omfattende studie med data fra sju Europeiske land (inkludert Sverige) vist Guerrero mfl. (2012) at tettheten av hekkende fugl i stor grad var relatert til landskapsstrukturen. I en oppsummeringsrapport fra den ekstensive fugleovervåkingen i Norge fra 2014 (Kålås mfl. 2014) ble det rapportert at det blant artene som er knyttet til jordbrukslandskapet særlig var vipe (*Vanellus vanellus*), storspove (*Numenius arquata*), sanglerke (*Alauda arvensis*) og gulspurv (*Emberiza citrinella*) som hadde en negativ bestandsutvikling i perioden 1996-2013. Det er uklart i hvor stor grad dette kan relateres til klimaendringer, men tidligere studier på større skala (Europeisk) har pekt på at nedgangen i første rekke er knyttet til endringer og intensivering i jordbruket (se referanser i Gregory mfl. 2005). Generelle klimaeffekter knyttet til thermo-egnethet, fenologiske endringer og endringer i økologiske samfunn forventes å spille en rolle også i jordbrukslandskapet. De siste tiårene har det vært observert en sterk økning i tetthetene av kortnebbgås og hvitkinngås over store deler av Europa, og mildere vintre i overvintringsområdene har gitt bedre beite og økt overlevelse. Kortnebbgås finner ofte sine rasteplasser i kulturlandskapet når de migrerer fra vinter til sommerområdene, og konflikter som skyldes beiteskader på kulturmark har allerede blitt rapportert (se f.eks. Madsen mfl. 2015 og referanser i denne).

Kulturlandskapet byr på viktige leveområder for en rekke pattedyrarter gjennom hele eller deler av året. Rådyr, hjort, sørhare, hare, rev, piggsvin, grevling, brunrotte, og flere muse- og flaggermusarter er eksempel på slike arter. Alle de aktuelle artene finnes også innen tilgrensende naturtyper som f.eks. skog og urban natur, men kulturlandskapet representerer et miljø hvor de har et konkurransefortrinn. Klima- eller bruksrelaterte endringer i kulturlandskapets karakter, vil få konsekvenser for ressurstilgangen og bestandsgrunnlaget for de forskjellige artene. Økt gjengroing vil eksempelvis resultere i at forekomsten av de mer typiske skoglevende artene vil tilta,

og at forekomsten av de mer kulturlandskapstypiske artene vil avta (eks. rådyr, piggsvin, grevling og brunrotte).

Kulturlandskapets økosystemtjenester forringes

Arealene i kystlynghei og boreal hei bidrar med regulerende tjenester knyttet til vannbalanse, brannfare og karbonkretsløp. Mens gjengroende heier med kratt og skog fører til økt fare for ukontrollerte branner, bidrar heier i god hevd til å redusere faren for slike branner (Direktoratet for naturforvaltning 2013b). Vegetasjonsdekket er utvilsomt også viktig for vannstrømregulering og bidrar til å hindre overvannsflokker i kystnære områder, samtidig som avrenningen kanaliseres ut i myrer og tjern.

Lyngheiene representerer produksjonsarealer i landbruket. De forsynende tjenestene gjennom gode beiteressurser gir grunnlag for en vesentlig produksjon av kjøtt, ull, skinn (Kaland & Vandvik 1998). Lyngblomstring og lyngartene gir lynghonning. Det har i de senere år skjedd en betydelig økning av antall villsaubesetninger på utmarksbeite, noe som har skapt økte næringsinntekter til kystbønder. Kystlyngheier og boreale heier anses derfor som en verdifull ressurs for økt lokal matproduksjon. En økt gjengroing av lyngheiarealene med busker og trær ved et varmere klima vil begrense tilgangen til slik lokal matproduksjon. På den annen side vil gjengroing gi økt tilgang til lokalproduksjon av brensel, samt økt vern mot vind og erosjon.

Kystlyngheiene og de boreale heiene er kulturhistoriske kilder som dokumenterer endringer i landbruksformer og samfunn gjennom flere generasjoner og er således viktig både for kunnskap og læring og som naturarv (Norderhaug mfl. 1999, Kvamme mfl. 2004). Tjenester knyttet til rekreasjon og friluftsliv er viktige elementer for nærmiljø, folkehelse, reiseliv, jakt og fiske. Ved gjengroing av kystlyngheiene vil særlig tjenestene knyttet til rekreasjon og friluftsliv bli svekket, da gjengrodde lyngheier, særlig med einer, er særdeles vanskelig å bevege seg i.

Samlet trusselbilde for kulturlandskap

De aller fleste av naturtypene i kulturlandskapet som er avhengige av aktiv tradisjonell hevd, er i dag i tilbakegang pga. endringer i jordbruksdrift. Slåtteeing og kystlynghei er vurdert som sterkt truet (EN), mens kulturmarkseng er vurdert som sårbar (VU) i rødlisten fra 2011 (Lindgaard & Henriksen 2011). For boreal hei finnes det så lite dokumentasjon at enheten ikke har vært mulig å vurdere og er satt til kategorien datamangel (DD). Effekter av klimaendringer er tidligere lite vurdert for kulturlandskapet, men økte temperaturer vil øke gjengroingshastigheten til skog og innslag av problemarter vil øke, samtidig som lyngdominerte naturtyper kan utvikle seg til mer gras og urtedominerte typer ved klimarelaterte skader på vintergrønne planter. Kystlynghei og boreal hei er de kulturmarkstypene som anses som mest utsatt for klimaendringer (Aarrestad mfl. 2015).

3.2.6 Skog

Arealet av skog i Norge vil øke betydelig

Arealet med skogdekt mark øker i Norge. Dette skjer som en konsekvens av mange forhold, bl.a. lengre tid med omlegging av tradisjonelle driftsformer i utmarka, jevn reduksjon i antallet aktive driftsenheter i landbruket (kilde: SSB), reduksjon i totalantallet beitedyr (Austrheim mfl. 2008) og et mildere klima. Dette innebærer også at det potensielle utbredelsesområdet for mange av de skoglevende artene gradvis utvides. En øking av middeltemperaturen og en utvidet vekstsesong vil i mange tilfeller innvirke positivt på skogarealet, både ved økt tilvekst i skog og fordi skog-grensa vil flytte seg oppover i høyden og mot nord. Eksempelvis viser klimascenarier for tilvekst hos gran en økt tilvekst i hele landet med størst endring (~18%) i Nord-Norge og i høyereliggende strøk på Østlandet (Solberg mfl. 2013).

Endret klima kan føre til endringer i artssammensetning

Endret klima kan også gi endringer i vegetasjonstypenes artssammensetning, men for de aller fleste skogtypene er det lite trolig at konkurransen mellom arter vil endre naturtypenes karakter i så sterk grad at de står i fare for å forsvinne eller endres til andre naturtyper. Tjue års overvåking i norske fjellbjørkeskoger har vist tegn til endringer i artssammensetning mot mer urte- og grasdominerte utforminger og tilbakegang av lav og små moser, noe som bl.a. er satt i sammenheng med et varmere klima og fortetning av feltsjiktet (Bakkestuen mfl. 2011, Aarrestad mfl. 2012, 2013b, 2014). Tilsvarende undersøkelser er utført i granskog, der det også har skjedd en fortetning av bunnsjiktet, med reduksjon i mengde og artsmangfold av spesielt levermoser, men også en generell artsreduksjon (Økland mfl. 2011, 2012, 2013a,b). Endringene er imidlertid ikke av en så sterk karakter at økosystemfunksjonene er betydelig påvirket. Skogtyper som kjennetegnes av en dominerende funksjonell artsgruppe, som f.eks. lav, kan imidlertid endre karakter hvis den funksjonelle gruppen blir betydelig påvirket (Aarrestad mfl. 2015).

Flommarkskoger vil få økt vannføring og økt jorderosjon

Økt nedbør vil gi større vannføring og flommer i vassdrag, særlig i lavereliggende områder, og kan føre til en betydelig jorderosjon. Slike direkte påvirkninger vil kunne påvirke skogsystemer og naturtyper som er avhengig av vannføring i elver, som flommarkskog og kantskoger langs større elver (**figur 11**). Effektene av klimaendringene på flommarkskog vil bli mye de samme som for åpen flomfastmark (se åpent lavland). Ved svært store nedbørsmengder og ekstrem flompåvirkning kan evnen til å ta opp tilført vann reduseres betraktelig og sedimentene og jordsmonnet i skogene kan bli skylt vekk og således redusere naturtypens areal. Tapet av flomskogens evne til å akkumulere oversvømmelsesvann øker elvens hastighet i nedstrømsområder og svekker stabilisering av vassdraget generelt, men ved en moderat nedbørsøkning vil flommarkskogene bidra til å dempe klimaeffektene (Aarrestad mfl. 2015). Moderat nedbør kan også bidra til en økning av flommarkskogenes areal.



Figur 11. Flommarkskoger og elvesletter er svært dynamiske systemer som bidrar til å redusere eller forsinke flom og dermed til å hindre erosjon langs vassdrag. Bildene over viser deler av en flommarkskog i Gudbrandsdalslågen ved normal sommervannføring (venstre) og ved vårflo (høyre). Foto: B. K. Dervo. Kilde: Aarrestad mfl. (2015).

Lavrike barskoger på Østlandet kan få redusert lavdekke

Lavrike barskoger på Østlandet forventes å få et betydelig mindre lavdekke i løpet av de neste tiårene, da økte sommertemperaturer kombinert med mer nedbør fører til at karplanter og moser øker i mengde på bekostning av bakkeboende lav (f.eks. Cornelissen mfl. 2001, van Wijk mfl. 2004, Walker mfl. 2006, Elmendorf mfl. 2012). Den lavrike barskogen vil dermed kunne endres mot andre typer skog med mer moser, urter og gras i feltsjiktet.

Klimaendringene kan føre til tørkeskader på granskog

Gran er generelt utsatt for tørkeskader ved tørkestress om sommeren (Solberg mfl. 2013), men også ved vintertørke som resultat av milde vintrer med mangel på snødekke i kombinasjon med

mer vind, stabil vindretning og variable innvintringsforhold for trærne. I lavlandet på Østlandet har det vært observert tørkeproblemer på gran med toppskranting og avdøying de siste 20-25 år (Solberg mfl. 2013). Vintertørke er trolig også årsaken til de store tørkeskadene som ble observert i barskog langs hele kysten fra Rogaland i sør til Troms i nord etter vinteren 2014, der bartrær ble brune og begynte å miste nåler (Faktaark, Norsk institutt for skog og landskap 2014). Særlig ble det observert mye tørkeskader i granplantefelter. Langvarig tele i bakken og store variasjoner mellom dag- og nattetemperatur førte til omfattende frost- og teletørkeskader i store deler av Sør-Norge og mange steder i Nord-Norge. Slike skader observeres jevnlig i granskog i Norge, Sverige, Finland og andre land og kalles «Red belts» pga. beltene med rød skog som kan sees på lang avstand (Langlet 1929, Jalkanen 1997, Solheim & Venn 2003). Granbar får en rødlig farge når de er døende. Slike røde belter vil nok bli vanligere i de neste tiårene.

I tillegg ble Norge i 2013 rammet av flere stormer, hvor de verste uttørkingsskadene ble registrert i Nord-Trøndelag. Grantørkeprosjektet (Solberg mfl. 2013) konkluderte imidlertid med at tørkeproblemene med gran i lavlandet på Østlandet ikke var av en særdeles stor risiko og at man fortsatt kunne forvente en økning i produksjonsevne på gran over hele landet, men de tok forbehold for usikkerhet omkring hvor sterke klimaendringene blir. Endringer i vindstyrke er beregnet til å bli små, men fremskrivingen av vindforhold er usikkert (Hanssen-Bauer 2015). Hvis stormaktiviteten skulle øke på som indikert i andre modelleringer (Hov mfl. 2013), kan dette føre til økte vindfellingsskader på gran og til dels furu, særlig på Vestlandet, i Trøndelag og Nordland, som generelt utsettes for de sterkeste stormene, noe som lokalt kan påvirke skogstruktur og utbredelse av barskog.

Barskoger kan bli mer angrepet av skadegjørende sopp og insekter

Klimaendringene gir bedre forhold for ulike typer skadegjørere som sopp og insekter i barskoger. Tørrere somrer kan gi økt frekvens av granrotkjuke (*Heterobasidion parviporum*). Soppen sprer seg via sporer eller rotkontakter og fører til råte. Rotråte anses som ett av de største problemer for gran. I gjennomsnitt er hvert fjerde tre infisert når de høstes (Solheim 2008, Solheim mfl. 2013). Mer stormaktivitet gir mer rottrykking og lettere tilgang for rotkjuke å spre seg ved rotkontakt, mens mildere klima med lengre vekstsesong gjør at perioden for sporespredning øker. Honningsopper (*Armillaria*) kan også øke i frekvens med et mildere klima og føre til råte på gran, særlig sammen med barkbilleangrep (Solheim 2008).

Rødbrandsjuke er en ny sykdom på furu i Norge, men kan også angripe gran (Solheim & Vuorinen 2011). Sykdommen forårsakes av rødbandsoppen (*Mycosphaerella pini*) som angriper furunåler og er sannsynligvis begunstiget av et mildere klima. Den ble i Norge første gang observert i Troms i 2009. I 2010 ble den funnet i Sør-Norge hvor de fleste funn er gjort i Hedmark, men også registrert i Buskerud, Vestfold og Telemark. Stedvis har angrepene vært sterke (Solheim 2012, Timmermann 2014). Granrustsopp (*Chrysomyxa abietis*) angriper unge nåler og sterke og gjentatte angrep kan gi redusert granvekst. Det er noe usikkert om økt granrustsoppangrep de siste 20 år kan settes i sammenheng med klimaendringer, men soppen begunstiges av et fuktig klima (Solheim 2013a).

Einer er en svært vanlig art i fattige, lyngrike barskoger. Arten har i de senere år vist stor avdøying, særlig i Sør-Norge, noe som både kan settes i sammenheng med frost og tørkeskader generelt, men einertørke kan også være forårsaket av soppen *Stigmina juniperina* som første gang ble registrert i Norge i 2012 (Solheim 2013b) og har hatt en oppblomstring i Finland og Sverige. Den angriper og dreper nålene slik at einerbuskene tørker ut. De blir først brunaktige, deretter gråaktige. Det er imidlertid usikkert om framgangen av soppen kan relateres til klimaendringer. Einer er også i stor tilbakegang i Vest-Europa. Trolig er vintertørke her en viktig driver (Bjerke mfl. 2014).

Skogskade påført av skadeinsekter forventes å øke etter hvert som sørlige klimasoner forskyves nordover (Kozlov mfl. 2013, 2015). Dette gjelder f.eks. arter som sekstannet barkbille (*Ips typographus*), furubarveps (*Diprion pini*) og grankonglegallmygg (*Plemeliella abietina*). Graden av skade forårsaket av planteetende insekter har vist seg å øke med breddegrad, og eksempelvis

for bjørk ble størst mengde plantesugende insekter per bladmasse observert ved julitemperaturer rundt 20°C (Kozlov mfl. 2015). Til sammenlikning er nåværende normaltemperatur i juli på Vestlandet i underkant av 15°C og i Troms rundt 12°C.

Samlet sett vil økende tørkestress for barnåler pga. kombinasjonen sommertørke, midtvintersstress, frost etter start av vekstsesong og økt frekvens av utbrudd av skadegjørere (insekter og sopp) kunne gi en betydelig reduksjon av granskog, kanskje også furuskog. Sannsynligvis vil ulike lauvtrær øke i antall.

Økt fare for frostskafer i skog

Økning i vekstsesongens lengde som følge av klimaendringer, skjer primært pga. en tidligere oppstart av vekstsesongen om våren. Med stadig tidligere knoppsprett øker imidlertid også risikoen for frostskafer på de tidlige vekststadiene (Vitasse mfl. 2014a,b). Fenologiske modeller for temperaturregulering hos bjørk koblet med klimaframskrivninger (Bennie mfl. 2010) understøtter at knoppsprett hos bjørk forventes å forekomme tidligere enn det som er optimalt under fremtidig klima, med en påfølgende økt risiko for frostskafer i visse regioner. Men eksperimentelle studier på nordlige raser av bjørk viser at de er svært tolerante overfor forstyrrelser utenfor vekstsesongen (Bokhorst mfl. 2011), og trolig det treslaget i nord-boreale områder som er best tilpasset økt frekvens av klimaforstyrrelser.

Fattige, lyngrike skoger er om vinteren utsatt for økte frostskafer på lyng pga. økende vekslinger mellom frost og mildvær (Bokhorst mfl. 2008, 2009, 2011, 2012, Bjerke mfl. 2014). Dette kan på sikt føre til at lyngrike bjørkeskoger kan bli mer gras- og urtedominert. Kombinasjonen av målerangrep (se under), mulige skader utenfor vekstsesong, sommerrelatert reduksjon av lavdekket og overbeite av lav kan redusere arealet av nord-boreal lavrik og lyngrik bjørkeskog, til fordel for mer gras-, mose- og urterike former av nord-boreal lauvskog. Enkelte steder kan reinens beite på ungskudd av bjørk i etterkant av målerutbrudd på kortere eller lengere sikt endre skogstypen til treløs grasrik hei.

Økte skogskader kan gi økt risiko for skogbrann

En økt avdøying av trær og vegetasjon pga. økt tørkestress, frostskafer og angrep fra insekter, parasitter og sopp kan i tørkeperioder også gi økt risiko for skogbranner. Flere skogstyper kan bli påvirket, men det er særdeles usikkert i hvor stor grad dette vil påvirke deres utbredelse i Norge. Sannsynligvis vil noen skogstyper kunne bli lokalt eller regionalt betydelig påvirket. Eventuelt økt stormaktivitet vil kunne medføre sterk økning i rotvelter som vil påvirke både naturlige skogstyper og ikke minst granplantefelter på Vestlandet og i Nord-Norge (Aarrestad mfl. 2015).

Nord-boreal bjørkeskog vil øke i omfang og skoggrensa vil flyttes oppover i høyden og mot nord
Arealet av bjørkeskog i nord-boreal sone øker, særlig i Nord-Norge der andel lauvskog i Vestrålen økte med 30 % bare i perioden 1985 til 2005 (Tømmervik mfl. 2009, 2010). Langs kysten og i dalstrøk er opphør av jordbruk og utmarksbeite viktigste årsak, men klimaendringer bidrar likevel sterkt til å øke mengden av denne type skog. Som skoggrensedannende skogtype kan nord-boreal bjørkeskog forventes å spre seg nordover i lavereliggende områder i Troms og Finnmark og høyere opp i fjellet som følge av et mildere og fuktigere klima, særlig i områder med et velutviklet jordsmonn.

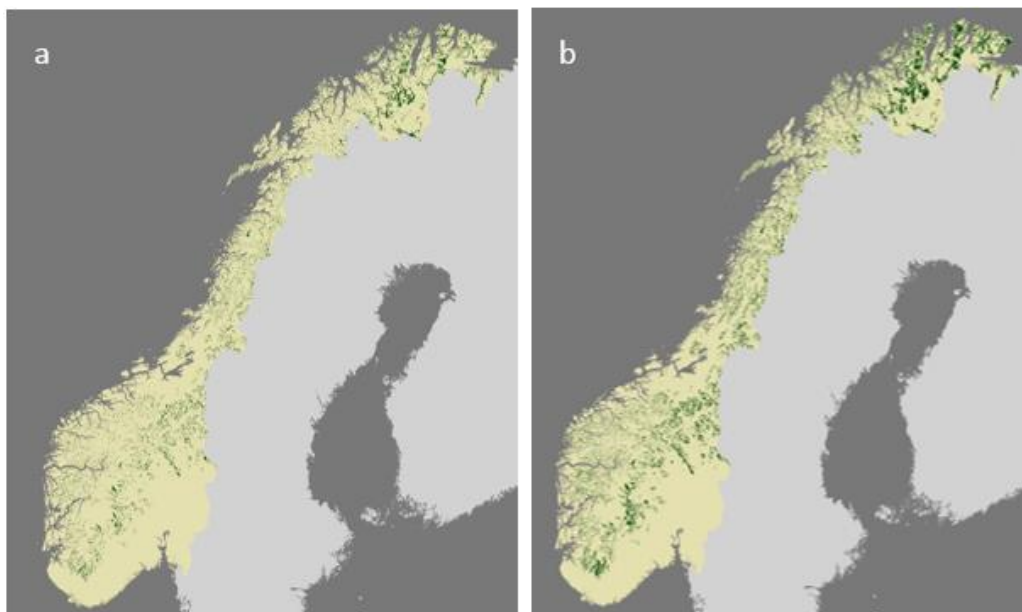
Empiriske studier basert på historiske- og topografiske kart, samt flyfoto og satellittfoto viser imidlertid at tre- og skoggrenseøkning i Skandinavia og på Kolahalvøya skjer saktere og i mindre omfang enn klimamodeller skulle tilsi (Aune mfl. 2011, Hofgaard mfl. 2013, de Wit mfl. 2014a, Mathisen mfl. 2014). Skoggrensa for bjørk i Finnmark, i områder med en oppvarming på 1-2 grader siden begynnelsen av 1900-tallet, har i gjennomsnitt rykket nordover med 156 m per år og furu med 71 m per år (Hofgaard mfl. 2013), med et antatt reduksjon av den treløse tundrasonen på 2 % de neste 100 år. Til sammenlikning viser klimamodeller en frammarsj av skog i tundraområdet på 2 km per år og en antatt reduksjon på 40 % av den treløse tundrasonen, basert på estimerte klimaendringer de neste hundre år (ACIA 2005, Kaplan & New 2006).

Den høyderelaterte økningen av skoggrensa går betydelig saktere enn økningen mot nord. Ved Hirkjølen forskningsfelt i Ringeby i Sør-Norge er det registrert en skoggrenseheving på ca. 50 høydemeter fra 1930 tallet til 2009. Eldre flyfoto og satellittfoto kombinert med nye registreringer av høydegrensene på Kolahalvøya i Russland viste en gjennomsnittlig heving av tregrensa for bjørk og furu på henholdsvis 0,6 og 0,5 m per år fra 1958 til 2008 (Mathisen mfl. 2014). Årsaken til svak regenerering av skog i fjell og på tundra er en gjensidig påvirkning mellom biotiske og abiotiske faktorer, f.eks. konkurranse fra stedegen markvegetasjon som hindrer overlevelse av frøplanter, og beite og vind og et stadig skiftende is og snødekke som begrenser videre vekst (Payette mfl. 2001, Cairns & Moen 2004, Holtmeier & Broll 2005, Aune mfl. 2011, Hofgaard mfl. 2013).

Modelleringer av dagens skoggrense (**figur 12**) og antatte skoggrensener etter 100 år (**figur 13**) er utført på bakgrunn av resultatene vist i Mathisen mfl. (2014), der dagens skoggrenseheving i fjellet er beregnet til ca. 0,5 m per år. **Figur 13a** viser nye arealer i fjellet med skog i løpet av de neste 100 år ved dagens endringshastighet, dvs. en økning på 50 høydemetre. Ved en betydelig økt gjennomsnittstemperatur i fjellet antas skoggrensehevingen å gå noe raskere. **Figur 13b** viser nye arealer i fjellet med skog med en antatt økning av skoggrensa på 1 m per år, dvs. en økning på ca. 100 høydemeter frem mot 2100. Sammenlignet med dagens skoggrense (**figur 12**) gir skoggrensehevingene ved begge modeller relativt små nye arealer med skog i fjellet. Figurene er basert på modellert skoggrense (Blumentrath 2012) med fokus på skoggrenseøkning i antall høydemetere og tar ikke hensyn til utbredelsen mot nord.

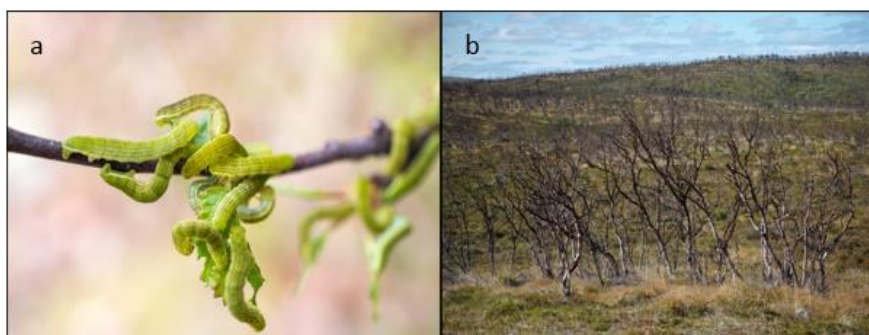


Figur 12. Dagens skoggrense for fastlands-Norge. Kilde: S. Blumentrath/NINA.



Figur 13. Nye skogkleddede arealer i fjellet i 2100 ved en antatt heving av skoggrensa med 0,5 m per år (a), og ved en antatt heving av skoggrensa med 1 m per år (b). Kilde: V. Bakkestuen & L. Erikstad basert på Blumentrath (2012) /NINA.

Økt frekvens av bjørkemålerangrep kan redusere arealer av nord-boreale bjørkeskoger lokalt. Den viktigste forstyrrelsesfaktor i nord-boreal bjørkeskog i store deler av landet er sykliske masseforekomster av bjørkemålere, først og fremst fjellbjørkemåler (*Epirrita autumnata*, figur 14) og liten høstmåler (*Operophtera brumata*). Alvorlige målerutbrudd påvirker de fattige bjørkeskogstyper dominert av lav, lyng og bærlyng i langt høyere grad enn de rikere typer med høyere dødelighet hos bjørk og mer omfattende tilstandsendringer i bakkevegetasjonen (Karlsen mfl. 2013, Jepsen mfl. 2013). Lokalt kan dødeligheten hos bjørk være > 90% (Jepsen mfl. 2013, figur 14). De siste tiårene har utbrudd av begge målerarter forekommet i nordligere og kaldere regioner enn det som historisk har vært tilfellet (Jepsen mfl. 2008), trolig pga. et mildere klima. Økt geografisk overlapping mellom artene bidro til at det seneste utbruddet i Nord-Norge var et av de største som noen gang er observert. I tillegg har en ny art av bjørkemåler spredt seg nordover og bidrar nå til skade på bjørkeskogen i Troms (Jepsen mfl. 2011). Det er således grunn til at forvente at intensiteten og den geografiske utbredelsen av målerangrep i bjørkeskogen vil øke med et mildere klima.



Figur 14. (a) Larver av arten fjellbjørkemåler (*Epirrita autumnata*) på fjellbjørk. Foto: M. Klinghardt. (b) Fattig nordboreal bjørkeskog i Øst-Finnmark. Mer enn 90% av trærne i dette området ble drept av kraftige bjørkemålerangrep i årene 2007-09. Foto: J. Iglhaut. Kilde: Aarrestad mfl. (2015).

Det er imidlertid sjelden at målerangrepene er så massive over flere år at store mengder skog dør. Bjerke mfl. (upublisert) undersøkte sekundærvekst av bjørkeblader i etterkant av målerutbrudd. Kort tid etter at målerne har spist seg mette og krøpet ned i bakken setter bjørka i gang med en omfattende sekundærproduksjon av blader. Få uker etterpå ser skogen omtrent like grønn ut som normalt, og NDVI-analyser («Normalized Difference Vegetation Index», indeks for levende plantedekke basert på satellitt-data) fra Abisko viser tilsvarende resultat (Bjerke mfl. 2014). Disse nye bladene varer også lenger utover høsten enn normale blader og dette gir en ytterligere kompensasjon med stadig lengre vekstsesong. Med sterkere klimaendringer vil målerne avslutte angrepene stadig tidligere på sesongen (fordi de startet tidligere på våren). Det vil gi bjørka stadig større mulighet til å kompensere for skadene gjennom sekundærvekst (Aarrestad mfl. 2015). Plantene på bakken som angripes av målere, har imidlertid langt mindre evne til slik sekundærvekst, men blåbær har det til en viss grad (Bokhorst mfl. 2011).

Edelløvsogger vil få økt utbredelse, men kan bli negativt påvirket av soppsykdommer

Edelløvsogger med varmekjære treslag som ask, alm og lind vil dra fordel av varmere klima og lengre vekstsesong. Utbredelsen vil trolig øke på, særlig i områder knyttet til nedlagt kulturmark i Sør-Norge. I pionerfasen vil trolig ask, som er et rasktvoksende treslag, danne betydelige bestander med krattskog. Sykdomsangrep som almesyke og askeskuddsyke er imidlertid rapportert i økning (Hietala & Solheim 2012) (Solheim & Timmermann 2012, Timmermann mfl. 2012). Fremgangen av begge sykdommene er blitt sett i sammenheng med et mildere klima, men globalisering med utveksling av tømmer og planter øker også trusselen. Flere almearter er nesten utradert fra store deler av Europa og Nord-Amerika på grunn av almesyke. Almesyke er en visnesykdom som angriper alm i alle aldrer (Hietala & Solheim 2012). Sykdommen er forårsaket av almesykesopper (*Ophiostoma* spp.) som bl.a. spres av flere arter av almesplintborere i slekta *Scolytus*. Til tross for at vanlig alm er særdeles mottakelig for almesyke, har skadeomfanget i Norge vært begrenset og stort sett knyttet til Østlandet. I Norge har vi bare liten almesplintborer (*Scolytus laevis*), men klimaendringer kan medføre at andre mer sørlige arter som er mer effektive til å overføre sykdommen kan spres nordover til Norge.

Ask er også utsatt for sykdomsfremkallende organismer. Askeskuddsyken er forårsaket av sopen sakeskuddbeger (*Chalara fraxinea*) som trolig stammer fra Asia, og i Europa ble den først observert i Polen. Stammer eller greiner får markante områder med døde vevceller (nekrose) noe som kan føre til at trær visner. Askeskuddsyke er nå spredd over store deler av Østlandet, Sørlandet og Vestlandet. De nordligste funnene er gjort i sørlige deler av Flora kommune, og ved Innvik i Stryn kommune (Solheim & Timmermann 2012, Timmermann mfl. 2012).

Edelløvsogger med stort innslag av alm og ask kan således bli betydelig påvirket de neste hundre år. Der ask dør ut, kan forekomst av det fremmede treslaget platanlønn øke på bekostning av stedege trær (Fride H. Schei, Skog og landskap, pers. med.). Platanlønn klarer seg også bedre ved økt konkurranse enn spisslønn ved forventede klimaendringer (Caron mfl. 2014).

Økte skogareal kan ha positiv effekt på utbredelse av fugler knyttet til skog

Sammenliknet med hva som er tilfellet for mange alpine fuglearter (**kapittel 3.2.7**) de siste ti årene har observert bestandstrender vært langt mer stabil for mange fuglearter knyttet til skog (Kålås mfl. 2014). Likevel kan det forventes større klimaeffekter på fugl også i denne naturtypen. Det forventes imidlertid ikke endringer av en så sterk karakter at økosystemfunksjonene vil bli betydelig påvirket. Den økte tilveksten av skog og økt utvidelse av skoggrensa oppover i høyden og mot nord vil høyst sannsynlig ha positiv effekt på utbredelsen til fuglearter knyttet til skogen. Mange av de skoglevende fugleartene benytter i større eller mindre grad også tilgrensende miljøtyper som fjell og kulturlandskap. Siden størrelsen på utbredelsesområdet og bestandsstørrelse ofte henger sammen vil en reduksjon i disse naturtypene ofte også resultere i redusert bestandsstørrelse (Brommer 2008). Studier fra Sverige har videre vist at observert bestandsnedgang i perioden 1998-2009 var størst for arter som er predikert å berøres mest negativt basert på framtidige klimascenarioer (Jiguet mfl. 2013). Endringer i bestandsstørrelsen og utbredelse for enkeltarter i skog vil også påvirke samfunnsdynamikken i fuglesamfunnet i fjellet. Ana-

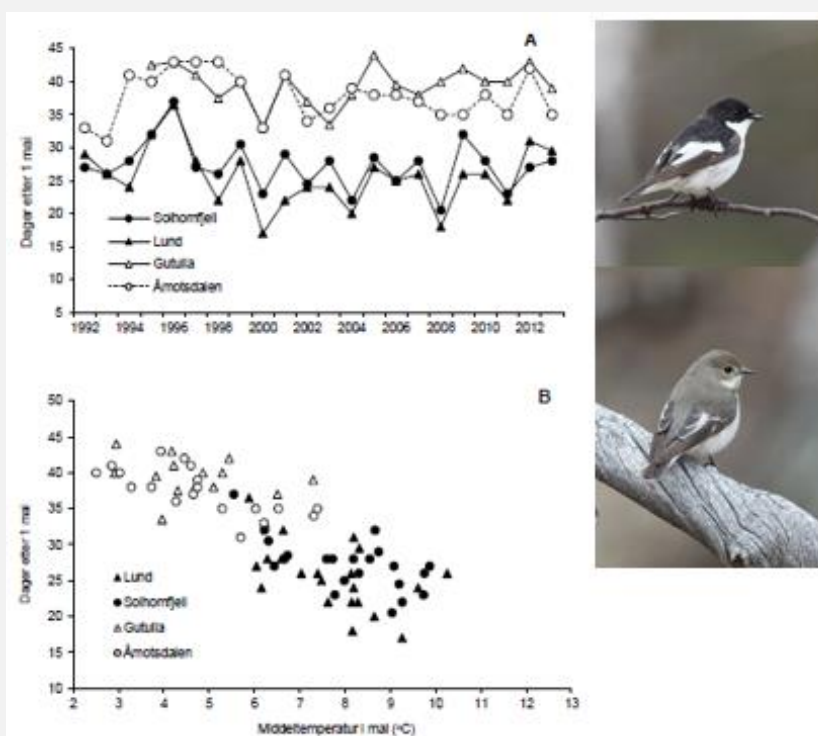
lyser av samfunnsdynamikken har blitt gjort i Sverige (Davey mfl. 2013), hvor det ble dokumentert at mens lokal artsdiversitet hadde økt hadde forskjellen mellom lokaliteter avtatt. Mye av denne endringen skyldtes endret utbredelse hos en del vanlig arter.

På samme måte som for fugl i andre naturtyper kan klimaendringer forventes å ha effekter på fuglebestandene også utover de effekter som virker via endringer i habitat og naturtypens utbredelse. Disse er knyttet til endringer i andre trofiske nivåer (predatorer, tilgjengelighet av byttedyr og planter osv.), samt direkte effekter av klima på hekkefenologien (**boks 4**) og demografiske rater (Kvasnes mfl. 2014). Dette gjør det generelt vanskelig å predikere effektene av klimaendringer på fugl.

Boks 4. Hekking hos fugl overvåkes i TOV

Effekter av klimavariasjon på norsk natur er et aktuelt tema i forbindelse med TOV (program for terrestrisk naturovervåking) som en viktig komponent i Nasjonalt program for overvåking av biologisk mangfold (se f.eks. Framstad 2014). To aktuelle parametere i forbindelse med klimavariasjoner er start av hekking for fugl (f.eks. egglegging) og endringer i fuglebestander i våre fjellområder.

Tidspunkt for egglegging for svarthvit fluesnapper i de inkluderte kassefeltene i TOV har variert betydelig i perioden 1992-2013 (**figur 15 a**). Det er en klar forskjell for eggleggingstidspunkt mellom områder, og det er for de fleste områdene en relativt klar sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og lufttemperatur i mai (**figur 15 b**). For alle de fire enkeltområdene er det en signifikant sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og maitemperatur. Det er imidlertid ingen klare endringer i eggleggingstidspunkt for 22-årsperioden 1992-2013.



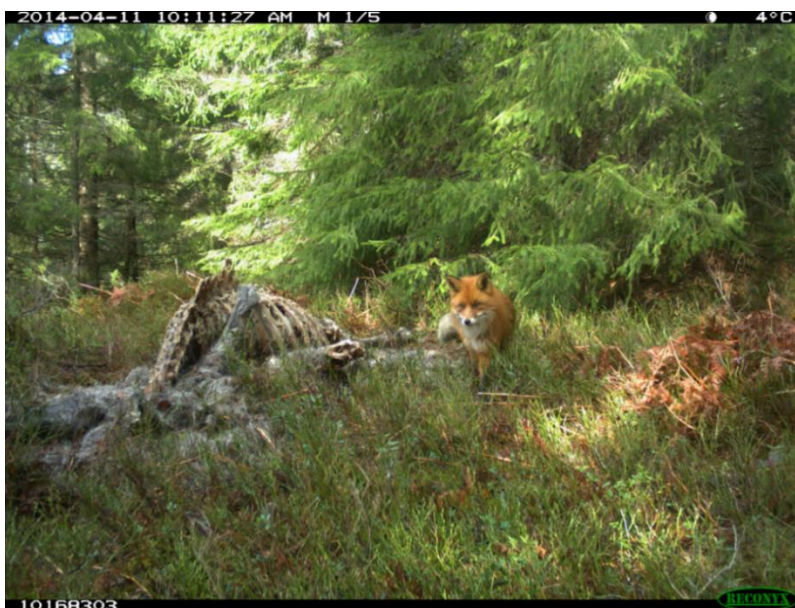
Figur 15. Hekking hos svarthvit fluesnapper, *Ficedula hypoleuca*. **(a)** Eggleggingstidspunkt (median dato for siste egg lagt, inkluderer bare kull lagt i løpet av den første ca. 14 dg perioden av eggleggingssesongen) i TOV-områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell for perioden 1990-2013. **(b)** Sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og middeltemperatur for mai. (Kilde: NINA-Rapport 1036, Framstad mfl. 2014). I figuren ser vi også en fluesnapperhann (over) og en hunn (under), foto: P. Jordhøy.

Større regionale forskjeller i overvintringsforholdene for pattedyrene

De store beitedyrene i skogen er representert ved elg (*Alces alces*), hjort (*Cervus elaphus*) og rådyr (*Capreolus capreolus*). Utbredelse og bestandstetthet varierer, men det aller meste av det skogkledde arealet i Norge innehar bestander av en eller flere av disse artene. Elg, hjort og rådyr er betydningsfulle arter både i økologisk sammenheng, men også i forhold til jakt og verdiskaping, og i forhold til trafikksikkerhet og beiteskadeproblematikk. Jakta representerer derfor et svært viktig verktøy for reguleringen av bestandenes størrelse, demografiske sammensetning og utbredelse. Av større rovdyr knyttet til det norske skogsmiljøet hører også bjørn (*Ursus arctos*) og ulv (*Canis lupus*). Bestandene av ulv, bjørn og gaupe er underlagt streng bestandsregulering. Beveren (*Castor fiber*) lever i forbindelse med større eller mindre vassdrag og finnes i dag hyppigst i Agder-fylkene, Telemark og Hedmark. Forekomster ellers i landet er mer spredt (Halley & Bevanger 2005).

Skogsmiljøet omfatter også en rekke andre mindre gnagere som hare (*Lepus timidus*), ekorn (*Sciurus vulgaris*) og flere arter innen muse- (*Muridae* spp.) og hamsterfamilien (*Cricetidae* spp.). Flere av artene finnes i et bredt spekter av både miljøtyper, høyde- og breddegradsgradienter, men det finnes også arter som har en relativt begrenset utbredelse i Norge. Dette gjelder til eksempel bisamrotte (*Ondatra zibethicus*), bjørkemus (*Sicista betulina*) og dvergmus (*Micromys minutus*).

Mår (*Martes martes*) er en svært allsidig predator i skog med både bred diett (Helldin 1999, Posluszny mfl. 2007) og vid utbredelse. I tillegg kommer fjellets små rovdyr, røyskatt (*Mustela erminea*) og snømus (*Mustela nivalis*), som finnes også i deler av skogsmiljøet. Den mest utpregede generalisten av predatorerne er derimot rødreven (*Vulpes vulpes*, **figur 16**). Rødreven finnes i nær alle miljøtyper fra snaufjellet og skogen til kulturlandskapet og tettbygde strøk. Den er svært tilpasningsdyktig og allsidig.



Figur 16. Rødreven er meget tilpasningsdyktig og allsidig. Foto: Viltkamera/NINA (CC BY-4.0), kilde: Arter på nett, Artsdatabanken.

Variasjon i vinterklima kan skape store forskjeller i overvintringsforhold for de skoglevende artene nevnt ovenfor og resulterer i betydelig mellomårsvariasjon i både mattilgang, skjulforhold, energiforbruk og overlevelse. Mer nedbør fremheves som en fellesnevner blant de ulike klima-

scenariene (**kapittel 2**). Det pekes likevel på at de ulike scenariene gir relativt forskjellige regionale utfall i forhold til fremtidige nedbørsregimer. Økte nedbørsmengder om vinteren på Østlandet eller i nordlige deler av landet vil til eksempel resultere i større snømengder. På Vestlandet eller Sørlandet vil tilsvarende nedbørsøkning om vinteren skape større forskjeller mellom lavland og fjell, og mellom kystnære strøk og innlandsstrøk. Dette som en konsekvens av temperaturgradienter. Eksempelvis fører mye snø til at det blir vanskeligere for hjortedyra både å finne mat og forflytte seg. Dette vil igjen medføre at dyra konsentreres på mindre områder, noe som kan resultere i økte problemer i forhold til beiteskader eller trafikkollisjoner. Mye snø kan derimot være fordelaktig for smågnagere som utnytter subnivalen under snøen både til matsøk og skjul. Vintre med lite snø vil på sin side representere generelt enklere overvintringsforhold for hjorteviltet. For de mindre planteeterne er dette bildet derimot mer varierende.

Overvintringsforholdene er en viktig begrensning for arters naturlige utbredelse og vekstbetingelser, men også sommerforholdene kan ha vesentlig betydning. Varmere somre vil resultere i raskere utvikling hos beiteplantene. Dette gjør at kvaliteten på plantene reduseres hurtigere og vekstbetingelsene for planteeterne forringes. Varmestress, både om sommeren og om vinteren, har også blitt trukket fram som en aktuell forklaringsmodell for elgens arealbruk (Bjørneraas mfl. 2011) og for reduserte kroppsvekter og produktivitet hos elg i dens sørlige utbredelsesområder (McCann mfl. 2013; Nord-Amerika). Rådyr og hjort er derimot forventet å takle et varmere klima bedre enn elgen. På lengre sikt er det derfor sannsynlig at hjort og rådyr vil være de vanligste hjortedyrartene i de områdene som i dag representerer elgens sørlige utbredelsesgrense.

En av artene i skogsmiljøet som det er knyttet vesentlig usikkerhet til omkring bestandsstatus er haren (Pedersen & Pedersen 2012). Haren er en viktig byttedyrart for de mellomstore rovdyrene i skogen. Etter at omfanget av reveskabb avtok på starten av 1990-tallet, har revebestanden økt raskt. Dette kan være en sannsynlig årsak til den samtidige reduksjonen i harebestanden. Mildere klima med kortere perioder med snødekket mark, kan også ha resultert i at harens hvite vinterkamouflasje ikke lenger har hatt den ønskede predasjonshekkende effekten, men heller virket mot sin hensikt (Pedersen & Pedersen 2012). På sikt kan økt konkurranse fra sørhare (*Lepus europaeus*) også bidra til å begrense harens utbredelse og bestandstilvekst. Denne sør-europeiske slektningen er allerede kommet til sørøstlige deler av Norge. Endrede klimabetingelser gjør at sørharen forventes å utkonkurrere haren fra store deler av dens europeiske utbredelsesområde allerede innen 2080 (Acevedo mfl. 2012).

Skogflåtten vil trives i et varmere klima

Skogflåtten utbredelse i Norge påvirkes trolig av vekstsesongens lengde (Framstad mfl. 2006), og vintertemperaturen. Et varmere klima vil derfor kunne øke dens utbredelse og tetthet. Dette kan få alvorlige helsemessige konsekvenser da flåtten overfører en rekke patogene mikroorganismer til menneske.

Skog som leverandør av økosystemtjenester

Skog regulerer avrenning fra nedbørsfeltet ved 1) å beholde vann i trekronene som returneres direkte tilbake til atmosfæren gjennom fordampning (Birkinshaw mfl. 2011), 2) å øke nedbørsinfiltrasjonen i jorden gjennom høyere jordporøsitet på grunn av dype og lange røtter (Price 2011), 3) å øke kapasitet for å holde på vann på grunn av høyere jordporøsitet og innhold av organisk materiale og 4) å gi høyere fordampingshastighet på grunn av større bladoverflate og rotsystemer (Price 2011). Økte nedbørsmengder vil føre til fuktigere jordsmonn og trerøttens bindene og stabiliserende effekt på jordsmonnet vil reduseres. Trærne i skogen er således en viktig bidragsyter til å redusere fare for jordskred. Løsmasseskred utløses ofte når en skråning er brattere enn 25–30 grader, og nesten alltid i perioder med ekstrem nedbør og/eller snøsmelting. Klimaendringene vil således påvirke de regulerende tjenestene i negativ retning.

Samfunnet mottar flere viktige goder fra skogen. Tømmer (til ulike bygningsformål), bioenergi, fôr og matressurser til beitedyr, vilt og biehold, dekorative materialer/planter og genetiske ressurser er viktige produkter. Vilt, bær og sopp er mat, men er også knyttet til rekreasjon, og har stor kulturell verdi (Lindhjem & Magnussen 2012). Før den kraftige intensiferingen av skog- og

jordbruket som skjedde etter andre verdenskrig, var skogen i mye større grad en mangfoldig ressurs der man utnyttet mange produkter som ikke tas ut i dag. For eksempel var det en mer utbredt bruk av trevirke (greiner og lauv) til fôr, urter for medisinsk bruk, nøtter, og materialer til ulike formål. Lindhjem og Magnussen (2012) gjør rede for detaljene ved en kvantifisering av den økonomiske verdien av de ulike forsyningstjenestene fra skog.

Det er få forsyvende tjenester knyttet til flommarkskog, men det brukes i visse sammenhenger som beite til husdyr. Nord-boreal lavrik og lyngrik bjørkeskog er brukt i hovedsak for bioenergi (ved), bær og sopphøsting, men er også en viktig beiteressurs, framfor alt til reindriften. Grunnlagsmateriale fra nord-boreale bjørkeskoger benyttes til samisk håndverk "sámi duodji" som klær, redskaper, husgeråd, fangstredskaper og smykker (utsmykning). Edellauvskog med alm og ask har tidligere vært en stor ressurs før intensiferingen av skog- og jordbruket, men er mindre benyttet som resurs i dag. Fôr til husdyr ved styving og lauving av edellauvtre har også vært en viktig ressurs (f.eks. Norderhaug mfl. 1999), men også tømmer til ulike formål har vært betydelige. En økning av edellauvskogsarealene pga. et varmere klima kan således i fremtiden gi grunnlag for mer bruk av ressursene i skogene.

Pattedyrene representerer viktige konsumenter som både direkte og indirekte har stor innvirkning på økosystemets øvrige artssammensetning. Hjorteviltet har spesielt stort potensiale for slik innflytelse, og utgjør i tillegg en viktig høstbar ressurs. Utbredelse og bestandstetthet av disse artene, og av de store rovdyra, er derimot i stor grad styrt gjennom vår areal- og bestandsforvaltning. Framtidige endringer i klimaforhold vil i tillegg bidra til at det naturgitte bestandsgrunnlaget for den enkelte art endres. Dette vil skje både gjennom økt produktivitet innen de enkelte økosystemene, men også gjennom at grensene for de ulike utbredelsesområdene endres. Gjengroing av landskapet og heving av tregrensa er to viktige faktorer i dette bildet, noe som vil gi enkelte av de skoglevende artene et fortrinn.

Effektene av klimaendringene på skog vil påvirke de fleste økosystemtjenestene som skogen leverer enten i positiv eller negativ retning.

Samlet trusselbilde for skog

Naturtypene i skog er i dag utsatt for utbyggingspress, samferdselstiltak som veibygging, vassdragsreguleringer, flomforbygging, ferdsel og rekreasjonsinteresser, samt jordbruk- og skogbruksinteresser. Hele 19 naturtyper finnes på rødlisten fra 2011 (Lindgaard & Henriksen 2011). Av de som er vurdert som vesentlig negativt påvirket av klimaendringer er flommarkskog, gran-skog, lavrik barskog, edeløvskog med ask og alm og nord-boreal lav- og lyngrik løvskog (Aarrestad mfl. 2015). Dette skyldes i hovedsak endringer knyttet til økt vannføring og erosjon, økt tørkestress og utbrudd av skadegjørende insekter og sopp, samt biotiske interaksjoner mellom arter knyttet til økt temperatur og nedbør.

3.2.7 Fjell

Vegetasjonssoner og fjellarter vil forflytte seg oppover i fjellet

Fjell omfatter i denne sammenheng naturtyper over den klimatiske skoggrensa i lav-, mellom- og høyalpin sone (Moen 1998), med unntak av myr, kilder og vannsystemer. Naturtypene i fjellet er svært avhengige av temperatur, snømengder og fordeling av snø i terrenget. Et varmere klima med tidligere snøsmelting og lengre vekstsesonger vil høyst sannsynlig endre den klimatiske skoggrensa, både i høyden og nordover langs en sonegradient i nordlige områder (ACIA 2005, Tema Nord 2009, Kullmann 2001, 2008, Hofgaard mfl. 2013, Field mfl. 2014b). Det vil trolig også skje en forskyvning oppover i høyfjellet av lav-, mellom- og høyalpin sone. Når vegetasjonssonene trekker seg oppover i fjellet vil høgfjellsartene få redusert sitt leveområde og det er en fare for at artspopulasjoner kan bli redusert eller arter kan bli utryddet (Gottfried mfl. 2012).

Typiske fjellarter i lavalpin sone vil kunne flytte seg høyere opp i fjellet og erstattes av mer varmekjære arter, noe som allerede er registret i europeiske fjellområder gjennom GLORIA-prosjektet (Michelsen mfl. 2011, Pauli mfl. 2012, Gottfried mfl. 2012). Samtidig vil endringer i de lokale økologiske miljøfaktorene som påvirker rabb-snøleiegradienten (vind, temperatur og nedbør i form av snø), bidra til endringer i naturtypenes artssammensetning gjennom prosesser knyttet til gjensidig påvirkning mellom artene (Klanderud 2005, Klanderud & Totland 2005, 2007, Olsen 2014, Olsen & Klanderud 2014). Man antar at ved et varmere klima vil de biotiske interaksjonene mellom plantene i alpine og boreale heier bli mer viktige for plantesamfunnets artssammensetning enn før (Meineri mfl. 2012, 2014; Klanderud mfl. 2015).

Artsmodelleringer av endringer i planters utbredelser relatert til klimaendringer (f.eks. Guisan & Theurillat 2000a,b; Thomas mfl. 2004, Thuiller mfl. 2005) gir imidlertid svært usikre estimater, da de sjelden tar høyde for de biotiske interaksjonene som konkurranse mellom arter ved tettere og høyere vegetasjon, større produksjon av plantestrø og stress (Meineri mfl. 2011, De Frenne mfl. 2014, Klanderud mfl. 2015). Samtidig tar de ikke høyde for den romlige temperatursmåskala-variasjonen som finnes i fjellet. Stor variasjon i temperatur innenfor en topografisk variert natur bidrar i stor grad til å buffre mot endringer i plantesamfunn og tap av biologisk mangfold (Lenoir mfl. 2013). Endingene predikeres derfor å gå mye raskere enn det som er tilfelle.

Lavrike rabber og lavheier erstattes med heier dominert av gras, urter og moser

Rabber og lavheier er knyttet til mark som vanligvis mangler eller har et tynt og ustabilt snødekke om vinteren. De finnes på avgrensede koller eller flater med lite snødekke og er betydelig mer utsatt for vind enn lesidene (se under). En rekke forsøk og overvåkningsprosjekter har vist at økte sommertemperaturer fører til at karplanter og moser øker i mengde på bekostning av bakkeboende lav (f.eks. Cornelissen mfl. 2001, van Wijk mfl. 2004, Walker mfl. 2006, Elmendorf mfl. 2012). Arter som er mest utsatt på rabber og lavheier er bl.a. reinlav (*Cladonia* ssp.), saltlav (*Stereocaulon* ssp.), islandslav (*Cetraria islandica*) og assosierte artsgrupper. Intakte lavmatter motstår i stor grad etablering av karplanter (Kytöviita & Stark 2009, Favero-Longo & Piervittori 2010, Thiet mfl. 2014), men fragmenterte lavmatter har mindre evne til å holde karplanter og moser borte. Intakte lavmatter som har blitt beitet ned av rein har på enkelte steder blitt erstattet av karplanter og moser uten at lav ser ut til å klare å gjenvinne sin tidligere dominans ved redusert beitetrykk (Klein & Shulski 2009). I nordlige Skandinavia har økt reinbeitetrykk ført til en enorm etablering av bjørk i områder som tidligere var dekket av lav (Tømmervik mfl. 2004, 2009, 2012). Ved at reinen har fjernet det en gang intakte lavdekket har bjørka fått etablert seg fra frø og fortrent laven permanent.

Endret klima kombinert med overbeite er derfor negativt for lavrike rabber og lavheier og kan føre til irreversible vegetasjonsendringer mot lavfattige heier dominert av gras, graminider, urter og moser. Dette gjelder særlig for Finnmarksvidda der vintertemperaturene og sommertemperaturen forventes å øke mest. I dagens nedre del av lavalpint belte vil også økt forbuskning/tilskoging være negativt for lavheiene. Økte nedbørsmengder i dagens kontinentale områder av Norge vil gi bedre vekstvilkår for karplanter og moser (f.eks. Keuper mfl. 2012) og vil kunne bidra ytterligere til reduksjon av lavdekket.

Varmere vintre kan påvirke vegetasjonen i ulike retninger. Full snøsmelting kan skade karplanter og moser, mens lav kan se ut til å være mer tolerante (Bjerke mfl. 2011, 2013, Bokhorst mfl. 2011, 2012). Varmere vintre fører ikke nødvendigvis til full snøsmelting. Våt snø som fryser blir til is på bakken, og kan skade karplanter, moser og lav (Gudleifsson 2009, Bjerke 2011). Det er imidlertid usikkert hvordan effekter av is kan påvirke konkurranseforholdet mellom arter.

Skog kan etablere seg i lav-alpin sone og redusere de åpne fjellheienes areal

Fjellheier og lesider finnes i områder med relativt god klimatisk beskyttelse og voksemuligheter for busker, bærlyngarter, graminider og urter. Heiene er flatere, mens lesidene ofte er sterkt skrånende. Særlig i lesidene er plantene tilpasset et tykt snødekke som gir god beskyttelse mot vindslitasje og lave temperaturer, og plantene har en relativt lang vekstsesong. Samtidig sikrer

snøsmeltingen en god og stabil markfuktighet. Fjellheier og lesider på dypere jordsmonn i lavalpin sone har ved økte temperaturer potensiale til å bli skogsmark. Særlig gjelder dette områder som ligger sørvendt med god solinnstråling og med god næringstilgang. En økning av årsmiddelttemperaturen på 3-6 °C frem mot 2100 (RCP8.5) sammen med en utvidet vekstsesong vil ha potensiale til at større arealer i fjellet kan bli skogkledd, hovedsakelig av bjørk, men barskog kan også innta fjellet, særlig på Østlandet.

Empiriske studier viser imidlertid at tregrenseøkningen i Skandinavia skjer mye saktere og i mye mindre omfang enn klimamodellene skulle tilsi (Aune mfl. 2011, Hofgaard mfl. 2013). Like fullt, mengden av trebiomasse har doblet seg på Finnmarksvidda fra 1957 til 2006, samtidig som mengden av alpine naturtyper ble kraftig redusert (Tømmervik mfl. 2009). I Vesterålen økte den nordboreale lauvskogen med omtrent 30 % bare i perioden fra 1985 til 2005 samtidig som de alpine naturtypene snøleie, fjellhei og fjellenger ble redusert med omtrent 20 % (Tømmervik mfl. 2010). Grasheier er også utsatt for isning på bakken, og endringer is/snøforhold vil påvirke fremtidig primærproduksjon (Bjerke mfl. 2015).

Vegetasjonen i dagens fjellheier og lesider vil trolig få problem med å etablere seg høyere opp i fjellet, da jordsmonnet her som oftest er mye skinnere og mindre næringsrikt enn i lavalpin sone. Ved en tilskoging av lavalpin sone vil arealene av dagens fjellheier og lesider således kunne avta betraktelig.

Kreklingheier kan endre seg til blåbær-/blokkebærheier med gras

Det er vist at økte sommertemperaturer vil favorisere spiringsevnen til fjellkrekling (*Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*) og blokkebær (*Vaccinium uliginosum*) (Graae mfl. 2008, Buizer mfl. 2012) og fjellkrekling har vært ansett som en vinner ved endrede snøforhold (Bienau mfl. 2014). Forsøk med kraftig vinteroppvarming av jord og vegetasjon i Abisko i Nord-Sverige med en gjennomsnittsokning på 5 °C (motsvarer RCP8.5) har imidlertid vist at mengden av fjellkrekling reduseres med opptil 30%, noe som også skyldes økt beite av fjellbjørkemåler (*Epirrita autumnata*). Løvfellende dvergbusker (blåbær og blokkebær), som ble utsatt for vinteroppvarming, ble ikke negativt påvirket av fjellbjørkemålere. Gitt at økt sommertemperatur begunstiger løvfellende dvergbusker og gras, antar man at de eviggrønne heiene med fjellkrekling kan endre seg mot blåbær- og blokkebærdominerte heier med mer innslag av gras (Bokhorst mfl. 2015).

Snøleiarter forventes å avta i lav-alpin sone

Snøleier kjennetegnes først og fremst ved et langvarig snødekke som begrenser vekstsesongens lengde og som beskytter vegetasjonen mot lave temperaturer vinterstid. Viktig er også sommertemperaturer, hydrologi, jordflyt (solifluksjon) og det trykk som snøen utøver på plantene. Snøleiene varierer i artssammensetning fra engpregede utforminger i nedre deler av lesider med relativt tidlig snøutsmelting (tidlige snøleier) til sene og ekstremt sene snøleier i forsenkninger i landskapet.

Snøleier regnes som den mest utsatte naturtypen for klimaendringer i fjellet (Fremstad & Moen 2001, Tema Nord 2009), da de inneholder spesialiserte arter som er helt avhengige av snødekets varighet (Björk & Molau 2007). Tidligere utsmelting av snøleier fører til at spesialistarter som karakteriserer snøleiene får vanskeligere leveforhold (Schöb mfl. 2009). Over tid vil de spesialiserte artene erstattes med arter som i dag ikke kan etablere seg der, særlig av busker, gramini-der og urter (Sandvik mfl. 2004, Sandvik & Odland 2014). Dette vil være mest markant i lavalpin sone der snøleiearealene forventes å avta pga. økt avsmelting av snø.

Høyere til fjells kan imidlertid snøleiene øke sin utbredelse ved at områder som sjelden smelter ut, oftere blir snøfrie og dermed gir grobunn for snøleiearter. Her er det også større areal med sene snøleier som anses å være mindre påvirket av klimaendringer enn tidlige snøleier (Kudo & Hirao 2006). Økte snømengder vil imidlertid forkorte vekstsesongen for snøleieartene. Tidspunktet for snøsmelting er en viktig faktor for blomstringen av planter. For insektbestøvende arter vil en utsatt blomstring føre til en nedgang i produksjon av frø, da høstfrost kan ta livet av bestø-

vende insekter. En annen viktig effekt av endring i varigheten av snødekket er endret næringsomsetning. Nitrogenmineralisering i områder med dyp og langvarig snødekke skjer om vinteren, mens det under vekslende snødekke skjer om våren (Borner mfl. 2008; Tema Nord 2009). Endring i snødekkets varighet vil derfor endre plantenes næringstilgang.

Endringer i totalt dekke av snøleier i fjellet er imidlertid usikker, da disse naturtypene også har muligheter til å forflytte seg til høyere nivåer. Samlet sett vil trolig arealene av tidlige snøleier i fjellet avta, mens arealendringer av sene og ekstreme snøleier trolig vil øke.

Alpine insekter vil få problemer

Det er trolig i fjellet at effektene av klimaendringer på invertebrater vil være lettest å oppdage. Vi ser allerede nå at fjellhumlene (underslekten *Alpinobombus*) opptrer mer enn 100 høydemeter lenger opp i fjellet enn bare for noen tiår siden. Dersom disse endringen skjer fortere enn at vegetasjonen klarer å følge etter, kan det bli problematisk med hensyn til ressurstilgangen (dvs. bolplasser, planter som er aktuelle som pollen- og nektarkilde). I lavere fjellområder vil slike insekterart forsvinne når de har nådd toppen av fjellet og det ikke lenger er noe sted å flykte til (Ødegaard mfl. 2015, **figur 17**).



Figur 17. Tundrahumle *Bombus hyperboreus* (til venstre) og alpehumle (*Bombus alpinus*) (til høyre) er to av artene som forventes å få innskrenket sitt utbredelsesområde i framtida. Foto: F. Ødegaard.

Klimaendringene antas å føre til reduksjon i bestandstetthet av alpine fuglearter

Klimaeffekter på alpine fuglearter er godt dokumentert i mange deler av verden. Fra fastlands-Norge er det imidlertid relativt få studier som har dokumentert direkte eller indirekte effekter av klimaendringer på bestandssituasjonen. I løpet av de siste tiårene har imidlertid bestandstettheten hos mange alpine arter blitt redusert (Lehikoinen mfl. 2014). Direkte eller indirekte effekter av klimaendringer har blitt trukket fram som sannsynlige forklaringer på denne utviklingen (Lehikoinen mfl. 2014). Som tidligere nevnt vil et varmere klima med tidligere snøsmelting og lengre vekstsesonger endre den klimatiske skoggrensa, både i høyden og mot nord, samtidig som vegetasjonssonene forflytter seg oppover i fjellet. En slik endring vil forventes å påvirke fuglesamfunnet i fjellet, slik at arter knyttet til høyalpin sone vil fortrenkes.

Generelt forventer man at nisjen til alpine fugler vil flyttes oppover og nordover som en følge av et varmere klima. Slike endringer er dokumentert i de Sveitsiske alper, hvor 35% av fugleartene hadde en signifikant endring i sin utbredelse i perioden 1999-2007 (Maggini mfl. 2011), med en

generell forflytning til høyereliggende områder. Hvorvidt en tilsvarende endring faktisk allerede er tilfellet for alpine fugler i Norge er ikke studert direkte. Men i en studie publisert i 2014 ble data fra overvåkningsprogrammene som dekker alpine fugler i Norge, Sverige og Finland sammenstilt (Lehikoinen mfl. 2014). Fjorten arter var inkludert i analysene, og det ble estimert en bestandsnedgang for 9 av disse artene i perioden 2002-2012. Trendene var i all hovedsak lik i de tre landene, men bestandsreduksjonen var generelt noe lavere for langdistanse-migranter enn bofaste- og kortdistansetrekkere. Hvorvidt hele eller deler av denne nedgangen skyldes klimaendringer ble ikke direkte studert, men direkte eller indirekte effekter av klimaendringer er representert i de fleste forklaringsmodeller som fremmes. Siden størrelsen på utbredelsesområdet og bestandsstørrelse ofte henger sammen vil en reduksjon i utbredelsesområde ofte også resultere i redusert bestandsstørrelse (Brommer 2008). Som nevnt ovenfor (fugl i skog) så har studier fra Sverige vist at observert bestandsnedgang i perioden 1998-2009 var størst for arter som er predikert å berøres mest negativt basert på framtidige klimascenarier (Jiguet mfl. 2013). Endringer i bestandsstørrelsen og utbredelse for enkeltarter vil også påvirke samfunnsdynamikken i fuglesamfunnet i fjellet. Tidligere studier har vist at lokal artsdiversitet har økt men at forskjellen mellom lokaliteter har gått ned den seinere tiden (Davey mfl. 2013), og at denne endringen i stor grad skyldes endret utbredelse for noen vanlige arter.

En rekke hypoteser for hvordan klimaendringer har og vil påvirke alpine fuglers bestandssituasjon har blitt presentert (Lehikoinen mfl. 2014). For det første kan endringer i klima i spesielle perioder av året kunne ha betydning for artenes demografi. For eksempel er det relativt godt dokumentert at perioder med ekstremvær i hekkeperioden vil påvirke årets hekkesuksess negativt (Kvasnes mfl. 2014; Pearce-Higgins mfl. 2015). For det andre har endringer i hekkefenologien blitt dokumentert hos en rekke fuglearter (se **boks 4**). Dersom tidspunkt for hekking forflyttes som en følge av generelt varmere klima kan man forvente at slike episoder kan øke i frekvens. En tidligere hekkesesong kan også føre til en såkalt mismatch, hvor timingen ikke lenger er optimal med tanke på andre arters fenologi (Both mfl. 2010). For det tredje vil en endring i den klimatiske tregrensen og derigjennom habitatet forventes å påvirke artssammensetningen. For eksempel hekker fjellrypa (*Lagopus muta*) i hovedsak i områder med lite vegetasjon (Pedersen mfl. 2014), og en klimadrevet gjengroing av slike områder er forventet å negativt påvirke fjellrypas utbredelse. Analyser fra de Sveitsiske alper har antydnet at egnet fjellrypehabitat i Sveits vil bli redusert med om lag 60% innen år 2070 (Revermann mfl. 2012). Liknende analyser er ikke foretatt i Norge. For det femte vil eventuelle klimadrevne endringer i fjellfaunaen også påvirke fuglesamfunnet. En studie fra Finse viser hvordan endringer i snødekket gjennom vinteren påvirker smågnagernes bestandsdynamikk, og indirekte også påvirker bakkehekkende fugl negativt, som deler det samme predatorsamfunnet som smågnagerne (Kausrud mfl. 2008). En delvis klima-dreven økning i bestandsstørrelsen og utbredelsen av generalistpredatorer slik som rødrev har også blitt foreslått som en forklaring på nedgangen i mange alpine fuglearter (Henden mfl. 2011; Henden mfl. 2014). Med et varmere klima kan altså generalistpredatorer øke i antall og spre seg til nye områder, med de negative effekter dette har på bakkehekkende fugl i fjellet.

Gjengroing av fjellet resulterer i tapte leveområder for villrein og jerv

Med unntak av marine systemer og nordområdene, er fjellet det økosystemet i Norge hvor vi finner Europeiske ansvarsarter blant pattedyrene (www.artsdatabanken.no). Disse er villrein og jerv. Begge artene forvaltes aktivt gjennom bestandsregulering for å ivareta ulike hensyn knyttet til en langsiktig ivaretagelse av levedyktige bestander, men også for å redusere konfliktnivået i forhold til andre samfunnsinteresser. I dag finnes det villrein innen 23 større og mindre villreinområder (www.villrein.no). I tillegg finnes et langt større antall tamrein spredt i alpine områder over store deler av Norge, primært fra og med Sør-Trøndelag og Hedmark (www.reindrifft.no). Både rein og jerv er sårbare som en følge av tap av leveområder, enten som en konsekvens av fragmentering, nedbygging eller gradvis gjengroing. Den viktigste årsaken til at leveområdene er i fare, skyldes påtrykk for stadig utvidet nedbygging av fjellområdene både i forbindelse med ferdsel, rekreasjon og næringsaktivitet. En annen viktig faktor som også resulterer i en gradvis reduksjon av leveområdene er hevingen av tregrensa som delvis er klimabetinget.

Komplekse effekter på reinens levevilkår

De ulike villreinområdene og tamreinregionene har ulike miljømessige begrensninger. Effekten av framtidige klimaendringer kan derfor slå ulikt ut både ut fra geografisk lokalisering og dagens begrensende miljøbetingelser (Strand 2008). Fjellområder med sterk påvirkning av kystklima, vil i framtida motta større nødbørsmengder. Om vinteren vil dette komme som snø og resultere i vanskeligere beiteforhold innen overvintringsområder. Mildere vinterklima forventes også å resultere i hyppigere nedising av beiteområder. Varmere klima kan på sin side resultere i seinere start på vinteren og tidligere vårmsmelting. Totalt sett vil dette resultere i en kortere periode med begrenset fødetilgang. Et varmere sommerklima er derimot dårlige nyheter for reinen. Ved høye temperaturer øker insektplagene samtidig som tilgangen på snøbreer, som reinen bruker til nedkjøling og tilfluktsområder, avtar. Varmere sommerklima resulterer også i raskere vegetasjonsutvikling og en hurtigere kvalitetssforringing hos beiteplantene. Dette gir dårligere vekst hos yngre aldersklasser, generell reduksjon av energireserver og tilhørende økt sannsynlighet for vinterdødelighet og lavere rekrutteringsrater. Hvordan de samlede effektene av klimaendringene vil arte seg vil variere mellom ulike regioner (Tveraa mfl. 2007). I de tilfeller hvor beiteforholdene totalt sett forringes, vil reinen ha økt behov for å bevege seg mellom alternative beite- og funksjonsområder (Strand 2008). Opprettholdelse av eksisterende funksjonsområder og trekkorridorer mellom disse vil derfor være et viktig tiltak for å redusere framtidige negative konsekvenser.

Tap av smånagersykluser ved varmere klima

Et generelt kjennetegn blant økosystemene, er at de avtar i kompleksitet og artsmangfold ved økende breddegrad og/eller høyde over havet. I slike «artsfattige» økosystem vil enkelte arter gjerne opptre som «superdominante» (ACIA 2004a). Disse artene har generelt god tilpasnings-evne, takler et vidt spenn av livsbetingelser og har stor innvirkning på økosystemprosessene. Lemen er eksempel på en art som kan bli superdominant i toppårene av sin bestandssyklus (Ims & Stenseth 1993), og som skaper store ringvirkninger på øvrige økosystemprosesser (Ims & Stenseth 1993, Laine & Henttonen 1983). Regulære bestandssykluser hos lemen, og også andre smånagere, genererer tilsvarende fluktuasjoner både hos viktige predatorarter som fjellrev, røyskatt og snømus, men også blant alternative byttedyrarter som for eksempel fjell- og lirype. På slutten av forrige århundre begynte fluktuasjonene i disse bestandssykluser å bli mindre regelmessige eller forsvinne helt. Disse forandringene ble satt i sammenheng med klimarelaterte endringer i smånagernes overvintringsforhold (Kausrud mfl. 2008). På hvilken måte denne endrede regulariteten i smånagersykluser vil påvirke de alpine økosystemene over tid er høyst uklart.

Fjellreven kan få problemer med høyere temperaturer

I Norge har fjellreven status som kritisk truet (**figur 18**). I 2005 ble det opprettet en egen avlsstasjon for denne arten i Oppdal, der individer fra ulike Skandinaviske delbestander ble samlet. Dette avlsprogrammet har siden gitt grunnlag for reintroduksjon av arten i en rekke fjellområder i Sør- og Midt-Norge. I nordlige deler av Norge er fjellreven vanligere i fjelltraktene. En generell utfordring i store deler av fjellrevens utbredelsesområder på fastlandet, er en økende konkurranse fra rødrev. Rødreven har gjennom mange år økt både i totalbestand og utbredelse. Disse endringene er satt i sammenheng både med et mildere klima (Ims & Fuglei 2005) og med rødrevens økende resistens mot reveskabb (Davidson mfl. 2008). Rødreven har vist seg å være en sterk konkurrent til fjellreven (Fuglei & Ims 2008, Gallant mfl. 2012). Et generelt trekk for mange nordlige eller alpine arter, er at deres utbredelse primært avgrenses av konkurranse fra arter med en sørligere eller høydemessig lavere utbredelsesgrense. Når de miljømessige forholdene tillater at de sistnevnte artene utvider sine leveområder, vil dette gå på bekostning av de mer konkurransesvake artene som er mer spesialtilpasset miljøbetingelsene i fjellet eller nordområdene.



Figur 18. Fjellreven er kritisk truet i Norge. Foto: Anne-Mathilde Thierry.

Markoverflatens erosjonsbeskyttelse forringes, mens beiteressursene kan øke

På grunn av stor grad av eksponering av alpine økosystemer for vind og avrenning, er jordsmonnets beskyttende funksjon av stor betydning. Langvarig overbeite kombinert med klimaendringer resulterer i forringelse av alpin vegetasjon og lavdekke, noe som kan lede til alvorlig jorderosjon. Når det alpine jordsmonnet er ødelagt, mister vegetasjonen ikke bare sin produktivitet, men jordsmonnet frigjør også karbon (Lu mfl. 2013).

Snøleier og fjellenger er en viktig beiteressurs for husdyrproduksjon og for ville dyr. Endringer i temperatur eller nedbør til ulike årstider kan påvirke plantearter på ulike måter, avhengig av hvilken faktor som er vekstbegrensende for plantene. Nyere studier basert på fjernmålingsdata langs klimagradienter i Norge tyder på at snørike vintre forlenger perioden med frisk vegetasjon i snøleier, noe som igjen kan forbedre kvantitet og kvalitet av fôr (Cornelissen mfl. 2004, Nielsen mfl. 2012). Med en eventuelt endring av eviggrønne heier til gras og urterike heier vil beiteressursen i fjellet øke.

Samlet trusselbilde for fjell

Ingen naturtyper i fjell er vurdert som så risikoutsatt at de har kommet med i siste versjon av rødlista for naturtyper (Lindgaard & Henriksen 2011). Med de nye klimasenarioene vil imidlertid fjelløkosystemet kunne bli betydelig negativt påvirket, særlig naturtyper knyttet til rabber, lesider og snøleier i lavalpin sone (Aarrestad mfl. 2015). Årsaken til dette er heving av skoggrensa, forflytning av vegetasjonssoner, endringer i biotiske interaksjoner mellom arter knyttet til økt temperatur og endret snøregime, samt at ulike habitater for alpine arter blir redusert. Endringer i vegetasjon og habitatareal vil påvirke næringskjeden på alle trofiske nivå.

3.2.8 Urbane økosystemer

Urbane økosystemer påvirkes mye på samme måte som naturlige økosystemer

Grønn infrastruktur i urbane områder består av alle naturlige, semi-naturlige og kunstige nettverk av funksjonelle økologiske systemer innenfor, rundt og mellom byområdene, på alle romlige skalaer (Tzoulas mfl. 2007). Gómez-Baggethun mfl. (2013) utvider begrepet til å omfatte "økologisk infrastruktur" for å fange opp den rollen som vann og vegetasjon i, eller i nærheten av bymiljø,

spiller for å levere økosystemtjenester på ulike romlige skalaer (bygning, gate, nabolag og region). Deres konsept inkluderer alle 'grønne og blå områder' (vegetasjon og vann) som kan finnes i urbane og peri-urbane områder, inkludert parker, kirkegårder, hager og verft, urbane parceller, urbane skoger, enslige trær, grønne tak, våtmarker, bekker, elver, innsjøer og dammer (EEA 2011). I tillegg til grønne områder har andre strukturer, som grønne tak og vegger, fått betydelig oppmerksomhet både i Norge og internasjonalt.

Naturlige eller semi-naturlige elementer av grønn og blå infrastruktur er mest knyttet til resthabitater av skog, enger, beitemarker, våtmarker, dammer, bekkedrag og kystnære naturtyper forekommer i de urbane og peri-urbane områder (Blindheim & Bendiksen 2004). Effektene av klimaendringene på urbane resthabitater er i hovedsak de samme som for habitatene utenfor de urbane områdene (Aarrestad mfl. 2015).

Fremmede arter i urbane økosystemer kan få økte spredning i norsk natur

En rekke nye arter av planter og invertebrater har tilkommet og delvis etablert seg i urbane strøk og norsk natur de senere årene (Ødegaard 1999, Ofte mfl. 2003, Staverløkk 2006, Ødegaard & Endrestøl 2007, Endrestøl 2008, Ødegaard & Berggren 2009, Sætre mfl. 2010, Hagen mfl. 2012). Årsakene til dette knyttes i hovedsak til økt innførsel av varer fra utlandet (Hendrichsen mfl. 2015). Sprednings- og etableringsevnen etter innførsel kan imidlertid påvirkes av endringer i klima (Hagen mfl. 2012).

Økosystemtjenestene i urban natur bidrar til å motvirke skadelige effekter av klimaendringer

Urbane naturtyper, både terrestriske og akvatiske (grønn/blå) gir en rekke fordeler for å opprettholde og forbedre menneskers livsgrunnlag og livskvalitet gjennom urbane økosystemtjenester, UES (TEEB 2011). De har en viktig klimatilpasningsfunksjon ved å regulere lokalklima (Gill mfl. 2008, Haase mfl. 2012, Gómez-Baggethun 2013) og avrenning fra overflater (Price 2011), forbedre vannforsyning og vannkvalitet (Melingsæter 2012, Myrstad mfl. 2014) og beskytte mot ekstremvær (Gómez-Baggethun mfl. 2013). Særlig bidrar den grønne infrastrukturen i bymiljø til å dempe avrenning og flom etter større nedbørsepisoder. Grønne lunger, som parker, fungerer som absorberende flater og kan ta unna store deler av overflateavrenningen. Det er først og fremst vegetasjonsdekkets og jorddekkets egenskaper som påvirker kapasiteten til binde, lagre og fordampe nedbøren.

Urbane økosystemer tilbyr også tjenester med direkte innvirkning på menneskers helse ved luftrensing og støyreduksjon (Gómez-Baggethun mfl. 2013, Haase mfl. 2012, 2014). I tillegg anses rekreasjonspotensiale, tilretteleggelse av leveområder for fauna og flora, karbonlagring og matforsyning som viktige tjenester av urban og peri-urban grønn/blå infrastruktur (Haase mfl. 2012, Artmann 2014). Det forventes ikke at økosystemtjenestene til urbane naturtyper forringes i vesentlig grad av klimaendringene (Aarrestad mfl. 2015).

3.2.9 Nordområdene-Arktis

En rekke internasjonale rapporter har de siste årene oppsummert den kunnskap som finnes om betydningen av klima og klimaforandringene for polare økosystemer (e.g. ACIA 2005, MEA 2005, IPCC 2007, 2014, CAFF 2013) og de konkluderer alle med at polare økosystemer er svært sårbare for denne påvirkningsfaktoren. De store og raske forandringene i klima som observeres og som vil eskalere i polare områder er en viktig årsak til dette. Et varmere klima i polare områder fører til nedsmelting av isbreer, varmere vannmasser i havet, redusert utbredelse av havis og permafrost, kortere snødekt sesong og vegetasjonsendringer.

En økning i temperatur vil påvirke permafrosten og forflytte bioklimatiske soner

Vegetasjon og planteliv på Svalbard er preget av store temperatursvingninger, kort vekstsesong, liten næringstilgang, vindeksponering og jordbevegelser som skyldes frost. En viktig faktor for næringsopptak er at permafrosten tiner i det øverste laget hver sommer ned til en dybde på 30-150 cm. Svalbard ligger i høgarktisk sone som på Svalbard er delt i tre soner etter bioklimatiske

kriterier. Sonene har egne plantesamfunn og arter. Den varmeste sonen kalt mellomarktisk tundrasone har en gjennomsnittlig temperatur for varmeste måned fra +5-7 °C, nordlig arktisk tundrasone 3-5 °C og <3 °C for arktisk polarørken. NorACIAs klimascenarier for Svalbard viser en antatt økning i årstemperatur på 3-8 °C og opp til 40 % økte nedbørsmengder de kommende 50 til 100 år, der mer nedbør også vil komme som snø vinterstid (Førland mfl. 2010). En økning i temperatur forventes å bidra til forflytning av de bioklimatiske sonene.

Endringer i temperatur og snøregimer kan påvirke lengden av plantenes vekstsesong, tilgang på jordfuktighet og næring og sammen med økte temperaturer bidra til endringer i ulike vegetasjonstypers artssammensetning og utbredelse, trolig mot mer varmekrevende vegetasjon. Arktiske planter og plantesamfunn er således i faresonen. Rabbevegetasjonen med eksponerte reinrosesamfunn og noe mindre eksponerte kantlyngsamfunn som trenger mer snøbeskyttelse, regnes som særlig utsatt for endringer i temperatur og snøforhold (Rønning 1996, Bakkestuen mfl. 2015).

Økt forbusking og avtakende arealer med vegetasjonsfrie områder - kantlyng kan bli vinner på bekostning av reinrose ved økte snømengder

Fjernmålingsdata og feltbaserte undersøkelser har allerede vist en økt forbusking, økt plantebiomasse og avtakende arealer med vegetasjonsfrie områder i arktiske områder (Walker mfl. 2006, Pouliot mfl. 2009, Bhatt mfl. 2010, Elmendorf mfl. 2012 a,b). På Svalbard er det utført en mengde studier knyttet til manipulering av temperatur ved bruk av Open Top Chambers (OTC), som bl.a. øker gjennomsnittstemperaturen i vekstsesongen med ca. 2 °C. Snøregimet er manipulert ved oppsetting av gjerder som fanger opp snø i bakkant av gjerdene (f.eks. Cooper mfl. 2011, Buizer mfl. 2012, Weijers mfl. 2012, Bokhorst mfl. 2013, Semenchuck mfl. 2013, Rumpf mfl. 2014, Blok mfl. 2015).

Studiene viste bl.a. at økt temperatur økte veksthastigheten til flere planter. Mengden av blomster på kantlyng (*Cassiope tetragona*) ble redusert ved oppvarming under lite snødekke, mens reduksjonen for reinrose (*Dryas octopetala*) var marginal (**figur 19**). De fleste artene var motstandsdyktige til økt snødekke, men både kantlyng og snøstjerneblom (*Stellaria crassipes*) reagerte ved å sette færre blomster. Kantlyng viste imidlertid økt vekst ved økt snødekke, trolig fordi arten ble beskyttet mot frostaktivitet. Ved økt snømengde og kortere vekstsesong ble den årlige utviklingen og reproduksjonsevne av flere planter (deres fenologi) redusert, særlig hos reinrose, svalbardvalmue (*Papaver dahlianum*), rødsildre (*Salix oppositifolia*) og polarvier (*Salix polaris*). Slike endringer kan ha konsekvenser for etablering av planter og plantesamfunnenes artssammensetning, særlig for heiene med reinrose og kantlyng. Økte sviskader på kantlyng har vært observert i TOV-overvåkingsprogrammet på Svalbard (Bakkestuen mfl. 2015), noe som kan skyldes frost- og tørkeskader ved nedisning.



Figur 19. Kantlyng (*Cassiope tetragona*) (til venstre) er en eviggrønn plante som liker seg litt under rabbene og kan preferere på økt snødekke, men arten vil få problem ved stadig veksling mellom frost og mildvær ved sviskader. Reinrose (*Dryas octopetala*) (til høyre) er en typisk rabbe-/heiplante som tåler mye eksponering av vind og lite snø. Ved økte snømengder kan arten få problem. Foto: P. A. Aarrestad.

Sjeldne, varmekjære planter på Svalbard og sørlige planter vil kunne spre seg i arktisk natur
Fjellkrekling (*Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*) og dvergbjørk (*Betula nana*) er relativt varmekjære arter som i dag har liten utbredelse på Svalbard, men som har et potensial til å spre seg over større areal ved et varmere klima. Det forventes særlig at fjellkrekling vil ekspandere ved varmere somrer (Graae mfl. 2008), og fremgangen kan gå på bekostning av kantlyng (Buizer mfl. 2012), da disse to artene opptrer i samme økologiske nisje.

Langdistansespredning av arter er vanlig på Svalbard (Alsos mfl. 2007). Ved et varmere klima er det forventet at arter som i dag ikke finnes på Svalbard, f.eks. fjellbjørk (*Betula pubescens* ssp. *tortuosa*), einer (*Juniperus communis*) og tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*), kan etablere seg i fremtiden. Som et ekstremt scenario kan innvandring av bjørk utvikle seg til skog, noe som vil endre hele økosystemet på deler av Svalbard. <http://www.forskningsradet.no/prognett-nor-klima/Nyheter/Nyhet/1226993608279?lang=no>. Dette er imidlertid helt avhengig av at jordsmonnet utvikles til skogsjord, noe som under så lave temperaturer trolig vil ta flere hunder år.

Klimaendringene kan føre til tap av genetisk diversitet

Klimaendringene på Svalbard er vurdert til å føre til tap av mange arter og også tap av genetisk diversitet innen populasjoner av arter, som er viktig for langtidsoverlevelse av planter (Alsos mfl. 2012). Urter som mangler tilpasninger for langdistansespredning vil tape genetisk diversitet i større grad enn busker som er tilpasset for langdistansespredning.

Kunnskap om klimaeffekter på insekter er mangelfull i arktiske strøk

Artsmangfoldet av invertebrater i nordområdene (Svalbard, Frans Josefs land og Novaja Zemlja) på land og i ferskvann er sammenstilt for første gang av Coulson mfl. (2014). Kunnskapen om effektene av klimaendringer på invertebrater i nordområdene er nokså mangelfull, men forventes å kunne påvirke økosystemene på mange ulike skalaer (Høye mfl. 2008). Et studie viser at forkortelse av blomstringssesongen i arktiske strøk kan redusere mengden av blomsterbesøkende insekter (Høye mfl. 2013), et annet at et varmere klima i Arktis medfører at mygg kan unngå predasjon ved å utvikle seg raskere og dermed øke bestandene (Culler m fl. 2015).

Svalbardrypen påvirkes negativt av regn om vinteren

Svalbardrype (*Lagopus muta hyperborea*) er den eneste bofaste herbivore fuglen på Svalbard (Pedersen mfl. 2012). Studier av svalbardrypenes habitatpreferanser har vist at disse i hekketiden selekterte laveliggende habitater med en relativt høy grad av heterogenitet i terrenget, og med en generelt tettere vegetasjon enn omkringliggende områder (Pedersen mfl. 2007). En ekstrapolering fra denne modellen viste at <5% av landarealet på Svalbard var egnet hekk habitat for svalbardrypene, og at dette var begrenset til smale striper langs fjordene. Nylig ble det vist hvordan også Svalbardrypene påvirkes negativt av regn om vinteren som fører til at det dannes et islag på bakken (Hansen mfl. 2013).

Hyppigere mildværsperioder om vinteren øker dødeligheten hos svalbardrein og østmarkmus – bra for fjellreven

Innen nordområdene er det bare Svalbard og Bjørnøya som innehar bestander av terrestriske pattedyrarter. Fjellreven (*Vulpes lagopus*) er den eneste representanten av landlevende pattedyr på Bjørnøya. Etter lengre tids fravær har arten igjen kommet til øya via havisen, og er nå rapportert å reprodusere årlig (Kilde: Norsk Polarinstitutt). På Svalbard dekker imidlertid artens utbredelse det meste av øygruppa. Her finnes i tillegg svalbardrein (*Rangifer tarandus platyrhynchus*) og østmarkmus (*Microtus levis*). Svalbardreinen er klassifisert som egen underart av rein og er endemisk for Svalbard (**figur 20**). I dag finnes den i flere helt eller delvis avgrensede delbestander (Sysselmannen på Svalbard 2009). Østmarkmusa kom sannsynligvis til Svalbard som blindpassasjer på sovjetiske frakteskip en gang på første halvdel av 1900-tallet. Totalbestandens utbredelse er i dag avgrenset til en smal kyststripe langs Isfjorden mellom Barentsburg og Longyearbyen.



Figur 20. Svalbardrein. Foto: V. Veiberg (t.v.) og E. Ropstad (t.h.).

Varmere sommerklima og økt vegetasjonsproduksjon representerer forbedrede vekstvilkår både for svalbardreinen og østmarkmusa. Vinterklimaet er imidlertid en sentral driver av bestandsdynamikken for disse to artene ved tilgang til føde (Stien mfl. 2012). Spesielt vil de antatt økte episoder med mildvær og nedbør i form av regn i løpet av vinteren ha negative konsekvenser. Slike hendelser resulterer i at det dannes islag på bakken eller i snøkolonnen. Dette vanskeliggjør tilgangen til beiteressurser, og endrer livsbetingelsene i det subnivale rommet mellom snøen og bakken. Omfattende dødelighet hos både svalbardrein og østmarkmus har blitt registrert som en direkte konsekvens av slike miljøforhold (Stien mfl. 2012). Stor naturlig dødelighet hos reinen gir i neste omgang et rikelig matfat og grunnlag for bestandsvekst for fjellreven (Hansen mfl. 2013). Mulighetene for å unnsnippe den negative effekten av økt isingsfrekvens gjennom forflytning til områder uten isbarrierer, vil ha stor betydning for den bestandsmessige totaleffekten av de forestående klimaendringene.

Økt dødelighet hos reinen vil resultere i et jevnere mattilbud for fjellreven i en periode av året da tilgangen på ikke-lagrede matressurser i form av egg og trekkfugler er mangelvare. God tilgang på reinskadavere gir økt vinteroverlevelse for fjellreven og en påfølgende direkte negativ effekt både på tilveksten og overlevelsen for svalbardrypa og trekkende fuglearter (Loonen mfl. 1998, Eide mfl. 2012).

Økt smelting av havisen forventes å resultere i at flere isbjørner forblir «landfaste». Dette kan i neste omgang resultere i økt predasjon på svalbardrein. I områder uten rein, representerer kadaver fra isbjørnens selfangst viktige matressurser for fjellreven. Ved redusert tilgjengelighet på havis, vil tilgangen på slike ressurser forringes også for fjellreven.

Samlet trusselbilde

Klimaendringene er trolig den største trusselen mot artsmangfoldet på Svalbard i tillegg til økt slitasje på natur fra turisme (Hagen mfl. 2012). Mange arter på Svalbard har et svært begrenset areal med små og individfattige forekomster. Dette gjør dem særlig sårbare ovenfor klimaendringer som allerede er på gang. Leveområder, økologiske nisjer og hele økosystemer kan bli endret eller forsvinne helt. Dette gjenspeiler seg bl.a. i den norske rødlista (Henriksen & Himo 2015) der klimaendringer og påvirkning fra stedegne arter er de påvirkningsfaktorene som er angitt for flest av de 55 truede arter på Svalbard, henholdsvis 12 og 11. Flere av artene er karplanter som trenger kjølige og tørre forhold. En endring av vegetasjonens sammensetning vil i sin tur kunne påvirke beitende arter som svalbardrein, gjess og svalbardrype i negativ retning. I motsetning til på fastlandet vil landlevende arter på Svalbard ikke i særlig grad kunne overleve ved å utvide sitt utbredelsesområde nordover eller opp i høyden (www.artsdatabanken.no).

3.2.10 Insekter

Det finnes forholdsvis lite detaljert kunnskap om hvordan klima påvirker insekter både globalt og i Norge, men det er stor enighet om at klimaendringer er en viktig årsak til at enkelte insekterarter er på tilbakegang og at andre er på framgang. I tillegg vil værmessige forhold forklare mye av svingninger i insektbestander fra år til år. Klimaendringene vil ganske sikkert medføre store endringer i utbredelsesmønster for insekter også i Norge. Reduksjon i antall soltimer og økt nedbør om sommeren under larveutviklingen og den mest hektiske flygetiden kan være negativt, men dette vil til en viss grad kunne kompenseres av økt gjennomsnittstemperatur. En temperaturøkning uten økning i skydekke vil derimot kunne virke positivt på utviklingen av flere insektbestander, og man kan forvente at artene ekspanderer om det finnes tilstrekkelig habitattilgang.

Det er spesielt arter som er knyttet til vanlige naturtyper og som ikke har altfor spesialiserte levesett som har størst potensiale for å flytte oppover i høyden eller ekspandere mot nord. Et metastadium på tvers av mange taksonomiske grupper i Europa og Nord Amerika viste at artene flyttet seg i gjennomsnitt 11 m oppover i høyden på ti år (N=1367 arter), og 16,9 km nordover på ti år (N=764 arter) (Chen mfl. 2011). Det finnes en god del data på at mange arter f.eks. innen makrosommerfugler har ekspandert nordover i Nord-Europa de senere årene, noe som i stor grad antas å skyldes endret klima (Mikkola 1987, Petterson & Franzen 2009, Groenendijk & Ellis 2010, Hill mfl. 2010). Trolig finnes tilsvarende mønster også innen andre invertebratgrupper som blomsterfluer, broddveps og gresshopper. Det er imidlertid vanskelig å skille hva som er ekspansjon som følge av klimaendringer og andre faktorer, som at habitatet har blitt mer vanlig eller kartleggingsaktiviteten har økt.

Det er vist at endringer i klima kan føre til dårligere synkronisering mellom planter og insekters aktivitetsperioder. Slike såkalte «fenologiske mismatch» kan oppstå dersom et insekt, som følge av endringer i klima, forskyver sin aktivitetsperiode i forhold til sine næringsplanter som kan være upåvirket av klima (Totland mfl. 2013). Dette er først og fremst et problem som rammer spesialiserte arter. En annen tilsvarende vær- og klimarelatert situasjon er hvis sesongen starter ekstremt tidlig og både voksenovervintrende insekter og blomster (selje) lokkes ut i begynnelsen av mars pga. uvanlig varmt vær. Insektene kommer da godt i gang, men står i fare for å bli utsatt for lange og kalde perioder før våren setter inn for fullt. De risikerer da å gå tomme for energi og fryse i hjel pga. dårlig kuldeherding og lite opplagsnæring på den tiden av året.

Forandringer i klima vil også kunne medføre endringer som har indirekte innvirkning på insektenes livsvilkår. Blant annet forandringer i flora, artssammensetning, konkurransesituasjon og forekomsten av parasitter og sykdommer. Klimaendringer kan også være medvirkende for at frekvensen og omfanget av forstyrrelser som skogbrann og stormfelling øker, som kan ha betydning for insektenes livsvilkår.

3.2.11 Samlet trusselbilde terrestriske økosystemer

De terrestriske økosystemer spenner over et stort spekter av naturtyper der ulike økosystemfunksjoner bidrar til en variert natur. Klimaendringene vil påvirke de fleste livsprosesser. Mer eller mindre alle naturtyper vil bli påvirket, men ulike klimapåvirkningsfaktorer vil påvirke de ulike naturtypene i forskjellig grad (**boks 5**). Særlig vil økt temperatur bidra til økt fotosyntese og primærproduksjon og et raskere næringsstoffkretsløp i de naturtypene der vegetasjon er et bærende element. Økt nedbør vil mest påvirke naturtyper som har et jordsmonn som er avhengig av et tørt klima, mens de fysiske effektene som økt havnivåstigning, erosjonsskader ved økt flom, overvannsflommer og ulike skred vil påvirke havstrender, vannregulerende systemer og topografisk bratte områder (Aarrestad mfl. 2015). De fleste naturtyper og arter som allerede står på rødlistene og er truet av klimaendringene, vil ved de nye klimasenarioene beskrevet i Hanssen-Bauer mfl. (2015) få økt sitt trusselbilde.

3.2.12 Kunnskapshull terrestriske økosystemer

Arbeidet med denne rapporten avdekker at det er store hull i kunnskapen om effekter på naturtyper og arter av de nye klimasenarioene. Det er gjennomført få norske studier der effekten av de betydelige klimaendringer på norsk natur er kvantifisert. Det er også lite kvantitativ kunnskap om nettoeffekten av klimaendringer på viktige naturtyper for biologisk mangfold, og dermed hvilke naturtyper som er mest sårbare for klimaendringene (Aarrestad mfl. 2015). En stor del av referansene i denne rapporten knyttet til effekter av klimaendringer bygger på studier gjort i andre land. Denne rapporten bygger derfor mye på økologisk kompetanse om de ulike naturtypene og arter, der kunnskapen er dokumentert med litteraturhenvisninger. Nedenfor gir vi noen anbefalinger for å bedre kunnskapsgrunnlaget. Behovet er imidlertid stort, og anbefalingene er ikke uttømmende.

Som rapporten påpeker kan klimaendringer bidra negativt til tilstanden i naturtyper, men iblant også tilsynelatende positivt. Vi anbefaler at det gjennomføres forskning der kunnskapen om klimaendringenes effekt på natur styrkes både på negative og positive konsekvenser. Videre er det behov for å undersøke den samlede effekten av klimaendringer og arealbruksendringer på det biologiske mangfoldet, men også hvordan arealbruksendringer påvirker effektene av klimaendringer. Endringer i komplekse økologiske sammenhenger, som artsinteraksjoner, er ofte vanskelige å predikere, spesielt når de påvirkes av flere faktorer samtidig.

Norge mangler en systematisk overvåking av arealendringer av natur (Aarrestad mfl. 2015, Framstad 2015). Et slik overvåkingsprogram vil bidra til mange formål, bl.a. modellering av natur, arealstatistikk, naturindeks, identifisering av fragmentering og andre arealendringer. Videre vil det være viktig å bidra til forbedret modellering av endringer i naturen knyttet til fremskriving av klima. I de tilfeller der studier tar hensyn til forstyrrelser og hendelser blir modellenes prediksjonsevne langt bedre enn for modeller som kun baserer seg på klimatrender. De fleste empiriske endringene er langt svakere enn modellerte endringer noe som kan ha sammenheng med økologiske egenskaper som spredningsevne og arealbruk som f.eks. beite. Det finnes imidlertid liten kunnskap om hvor mye naturen vil endre seg basert på prediksjoner av økt nedbør og økte temperaturer. I tillegg er det viktig å opprettholde de nasjonale overvåkingsprogrammene for naturtyper og arter, for å teste om empiriske data sammenfaller med de predikerte endringene. Videre er det viktig å øke innsatsen på overvåking av nøkkelarter og effektene av klimaendring. Endringer i disse artene vil ha stor betydning for en rekke økosystemfunksjoner og andre arter.

Generelt er kunnskapsgrunnlaget best for skogøkosystemene, fjell og Arktis, mens det er svakere for havstrand, myr/våtmark, kulturlandskap og åpent lavland.

Boks 5. Viktigste effekter av klimaendringer på terrestriske økosystemer

Havstrand: Økt havnivå, bølgehøyde og stromflo vil redusere havstrendenes areal, og mer nedbør og høyere temperaturer kan øke avrenning av næringsalter og forurensende stoffer fra nærliggende areal. Vadefugler kan få et alvorlig problem ved havnivåstigning, og Ramsar-områder kan forringes. Ålegrasenger kan bli negativt påvirket. Økt temperatur vil øke muligheten for spredning av nye arter. Havstrendenes rødlistestatus ventes å forverres.

Myr: Økt nedbør vil øke myrrealene, men sommertørke på Østlandet kombinert med mindre snødekke vil kunne føre til økt forbusking og redusert torvvekst på nedbørsmyrer. Palsmyrer vil trolig forsvinne fra norsk natur i løpet av de neste hundre år.

Åpent lavland: Økt nedbør forventes å øke arealer av flommarker og fossenger, men flommarkenes regulerende egenskaper kan forverres ved økt jorderosjon. Sand- og grusørspesialister på flommarker og elveører kan påvirkes negativt ved hyppigere og større flommer.

Kulturlandskap: Økt temperatur og lengre vekstsesong vil bidra til økt gjengroing til skog i naturtyper som er avhengig av tradisjonell hevd. Fuktige utforminger av kystlynghei vil bli mer vanlig og klimarelaterte sviskader på lyng og einer vil øke og gi økt fare for lyng- og skogbrann. Varmekjære problemarter både fremmede arter og nye arter vil kunne spre seg raskere inn i norsk natur, og klimaendringene vil kunne slå ut insekter som allerede er svekket pga. andre påvirkninger.

Skog: Økt temperatur vil bidra til økt skogvekst, særlig av nord-boreal bjørkeskog, og skog-grensa vil øke i høyden og mot nord. Økt skogareal vil ha positiv effekt på utbredelse av fugler knyttet til skog, mens det forventes store regionale forskjeller i overvintringsforhold for pattedyr pga. stor variasjon i vinterklima. Økt temperatur kan gi økt tørkestress i skoger og bidra til økt angrep av skadegjørende insekter og sopp, særlig i barskoger. Tidligere knoppsprett kan føre til frostskaider på trær og man forventer økt frostskaide på lyng pga. økende vekslinger mellom frost og mildvær. Økt temperatur vil favorisere edelløvskoger, men disse kan bli negativt påvirket av alme- og askesyke. Økt ekstremvær vil føre til mer stormfelling av trær.

Fjell: Økt temperatur vil føre til en forflytning av vegetasjonssoner og fjellarter oppover i fjellet, særlig vil naturtyper i lavalpin sone endre seg der skogen har mulighet til å bre seg oppover i fjellet. Varmekjære arter forventes å innta fjellet. Lavrike rabber og lavheier forventes å erstattes med heier dominert av gras og urter. Arealer med snøleier vil avta i lavereliggende områder, men kan økt utbredelse høyere til fjells. Klimaendringene antas å føre til reduksjon i bestandstetthet av alpine fuglearter, og gjengroing av fjellet resulterer i tapte leveområder for villrein og jerv. Endringer i smånagersykluser kan påvirke næringskjeden og fjellreven kan få problemer med høyere temperaturer.

Urbane økosystemer: De største utfordringene for biologisk mangfold ved klimaendringene forventes å være knyttet til spredning av fremmede og nye arter som innføres ved innførsel av varer fra utlandet, da økte temperaturer trolig vil bidra til økt spredningspotensiale.

Nordområdene-Arktis: Klimaendringene er trolig den største trusselen mot artsmangfoldet på Svalbard pga. endringer i økosystemene og artenes populasjonsøkologi. Økt temperatur vil påvirke permafrosten og forflytte bioklimatiske soner. Det kan skje en økt forbusking og tilbakegang av vegetasjonsfrie områder. Arktiske arter er truet, og sjeldne, varmekjære arter vil kunne spre seg. Hyppigere mildværsperioder om vinteren kan øke dødeligheten av svalbardrein og østmarkmus, noe som er til fordel for fjellreven. Mer «landfaste» isbjørner vil øke predasjonen på villrein.

3.3 Ferskvann

Ferskvannssystemer dekker mindre enn 1 % av Jordens overflate, men inneholder 10 % av alle kjente arter. Klimaforandringer, fortrinnsvis i kombinasjon med andre påvirkninger, som arealbruk, introduksjon av fremmede arter, økt vannbruk og resipientfunksjoner, gjør akvatiske økosystemfunksjoner og arter utsatt. To endringer som antas å dominere frem til år 2100 er økt vinternedbør og økte temperaturer, spesielt utpreget i nordlige deler av landet (se **kapittel 2**). Mange akvatiske organismer har i Norge en temperaturbetinget utbredelse, og de første klimarelaterte artsresponser og endringer i akvatiske økosystemer er allerede fastslått (se nedenfor). Det er også all grunn til å tro at disse vil bli flere gjennom det 21. århundre.

Den Pleistocene innlandsisen etterlot et variert landskapsrelieff som i kombinasjon med rikelig nedbør har skapt en mangfoldig vassdragsnatur i Norden. Både landformer, berggrunn og regionale klimaforskjeller skaper ulikheter i økosystemfunksjoner. Østlandet kjennetegnes av store nedbørsfelt med en gradvis hydrologisk utvikling fra fjell, gjennom boreale barskoger og til lavlandet omkring Oslofjorden. Vestlandet har brattere nedbørsfelt med mye regn, hurtig utspyling og torvdannelse. Midt-Norge/Nordland har mer karbonatbergarter og høyere pH, mens Nord-Norge er dominert av næringsfattige vassdrag. Disse faktorene setter rammene for økosystemfunksjoner og artsmangfold. Norske nedbørsfelt inndeles gjerne i tre: 1) en øvre alpin sone med næringsfattige (oligotrofe) vann, som 2) lenger nede gjerne blir til noe mer produktive (mesotrofe vann), og som 3) i lavlandet (på Østlandet < 200 moh) kommer inn over områder med mer næringsrikt jordsmonn og økt kulturpåvirkning fra jordbruk og bosetting, som gir enda høyere konsentrasjoner av næringssalter og økt biologisk produktivitet (eutrofe vann).

Mange viktige økosystemfunksjoner er knyttet til avrenning av humus og næringssalter fra nedbørsfeltene, som også er særlig klimafølsomme. Økte temperaturer i kombinasjon med økt vinteravrenning, og hyppigere frekvens av flom, vil generelt gjøre at både innsjøer og rennende vann tilføres mer partikler og løste stoffer. Årsaken er både økt utvasking og økt mineralisering og frigjøring av næringssalter ved forhøyet temperatur. Varmere klima antas dermed å bidra til en effekt som har mye felles med eutrofiering, med økt forekomst av blågrønnalger og redusert biomasse på høyere trofiske nivåer. Dette vil ofte bidra til redusert siktedyp, og gjøre at klarvannsfasen blir kortere, og generelt gi planteplankton et fortrinn fremfor vannplanter, som vanligvis vokser opp fra bunnen. Videre vil den islagte perioden, som allerede nå har krympet med anslagsvis 12 døgn, bli enda kortere, og enkelte innsjøer i sørlige og lavereliggende områder kan bli permanent isfrie. Generelt er små bekker mer temperatur-sensitive og reagerer raskere på episodisk flom enn større vassdrag. Likeledes vil små grunne tjern være mer følsomme for temperatur-endringer enn større innsjøer. Biotiske effekter av klimaendringer vil ventelig interagere med fremmede arter og antropogen påvirkning knyttet til avrenning av næringssalter (Heino mfl. 2009).

3.3.1 Innsjøer

Innsjøtyper

Nordiske innsjøer er karakterisert ved to kortvarige fullsirkulasjoner (etter ismelting om våren, og før islegging om høsten), der alt innsjøvann blandes. Dypvannet tilføres nytt oksygen og næringssalter resirkuleres til overflaten, der de utnyttes av planteplanktonet gjennom den varme årstiden. Om sommeren varmes overflatelaget opp, mens dypvannet holdes kaldt, og dette skaper en stabil stratifisering (lagdeling) gjennom den varme årstiden. Jo varmere overflatelaget blir, jo mer energi må til for å få hele bassenget til å sirkulere. Om sommeren hindrer dette dypvannet i å få tilført oksygen, og de fleste innsjøer har derfor fallende oksygenkonsentrasjoner i dypvannet gjennom sommeren. Varmere klima vil bidra til økt innsjøstabilitet og forlenget stratifiseringsperiode i sommerhalvåret (MacCay mfl. 2009; Jeppesen mfl. 2013). Det kan lede til redusert

sirkulasjon og lengre perioder med dårligere oksygenforhold eller anoksisk dypvann i enkelte sørlige lavtliggende innsjøer, noe som vil påvirke både økosystemfunksjoner, økosystemtjenester og artssammensetning.

Etter Vannforskriften vurderes innsjøers nåværende økologiske kvaliteter i forhold til en forventet referansetilstand (naturtilstand), der man beregner forskjellen mellom dagens tilstand og ønsket tilstand, gitt ved definerte klassegrenser. Kriteriene for vurderingen er forankret i organismesamfunnene, understøttet ved fysisk-kjemiske data (som pH og næringssalter). Fordi klima og nedbørsfeltenes egenart (berggrunn, løsmasser, arealbruk) varierer, er referansetilstanden og klassegrensene for innsjøene regionalt ulike. På basis av dette er det identifisert 25 innsjøtyper, basert på størrelse, klimaregion (lavland, skog, fjell), økoregion (Østlandet, Sørlandet, Vestlandet, Midt-Norge, Nord-Norge – Ytre og Nord-Norge – Indre) og de to vannkjemiske variablene kalsium og farge/Totalt Organisk Karbon (TOC; se ellers Veileder 02:2013, klassifisering av miljøtilstand i vann). Det er til dels usikkerhet knyttet til hvordan klimaendringer vil påvirke vanddirektivets klassegrenser. Spørsmålet har særlig relevans for grensen mellom "god" og "moderat" økologisk tilstand (dvs. "miljømålet"), fordi denne grensen er bestemmende for hvorvidt tiltak må iverksettes. Moe mfl. (2014) har vurdert konsekvensene av klimaendringer for Vannforskriften. De fremhever at økte middeltemperaturer og mer vinternedbør vil forsterke avrenningen av næringssalter, særlig fosfor, som vil styrke algevekst og klorofyllmengde i mange innsjøer. Det er imidlertid uklart hvordan denne effekten vil modifiseres av svekket lysinnstråling assosiert med økt DOC (løst organisk karbon).

Mange norske innsjøer (bl.a. Atnasjøen) tilhører typen **kalkfattige innsjøer**, der økt nedbør ventes å bidra til økt utvasking av kalsium fra nedbørsfeltet. Kalsium er med på å bestemme bufferkapasiteten i vassdraget og er også begrensende for forekomsten av mange krepsdyr og molusker, og kalsiumnivået er dermed viktig for økosystemfunksjonene. **Kalkrike innsjøer** (bl.a. Tennvatn og Øyskogtjern på Hadeland) ventes å respondere annerledes: Denne innsjøtypen har spesielt høyt biologisk mangfold, men ligger ofte i kulturlandskap der økt nedbør vil bidra til forsterket avrenning fra jordbruksområder. Slike innsjøer er sensitive for eutrofiering, der også økt partikkelinnhold vil bidra til redusert siktedyp, og styrke planteplanktonets konkurransefortrinn i forhold til vannplanter. Kalksjøer er etter naturmangfoldloven en prioritert naturtype.

De to innsjøtypene **små tjern** og **brakkvannssjøer** er også vurdert som spesielt klimafølsomme. Små tjern er sårbare både for uttørring og for episodisk ekstremnedbør som kan gi plutselige tilførsler av partikler, miljøgifter og næringssalter. Små **alpine innsjøer og tjern** er dessuten vist seg å være særlig sensitive for økte DOC-tilførsler (Williamson mfl. 2014; se også **boks 6**). Hvordan **brakkvannssjøer**, som for eksempel Langangsvatn i Aust-Agder, vil respondere er usikkert, men brakkvannssjøer ligger gjerne så lavt at selv moderat havnivåstigning kan gi betydelig økt salinitet. Økt nedbør vil gi omvendt effekt. Utslagene kan også bli regionalt forskjellige (Aarrestad mfl. 2015) og da naturverdiene i brakkvannssjøer er utilstrekkelig kartlagt (Mjelde 2015) er det vanskelig å forutsi konsekvenser av klimaendringer for denne innsjøtype.

Effekter av løst organisk karbon (DOC)

Nordiske ferskvannssystemer har de siste tiårene fått tilført økende konsentrasjoner av DOC fra nedbørsfeltene (**figur 21**). En viktig årsak er redusert sulfat-avsetning knyttet til reduksjon i sur nedbør (Monteith mfl., 2007), men gjenvekst av skog assosiert med mindre beitende husdyr i utmark (de Wit mfl., 2014a) og økende nedbør (Hongve mfl. 2007) har også bidratt. Forsterket terrestrisk fotosyntese assosiert med endret klima har blitt rapportert over store deler av Arktis (Epstein mfl., 2012), blant annet ved hjelp av satellitt-målinger, som fanger opp langtidsendringer i vegetasjonsdekket. Den økte produksjonen av planteavfall (detritus) ventes også å forsterke DOC-konsentrasjonen i vassdragene. Larsen mfl. (2011) predikerer en økning av DOC-konsentrasjonen på opptil 65 % for det kommende hundreåret. Det meste av landet, særlig Troms og Finnmark, vil i henhold til denne beregningen få brunere vann som følge av tettere vegetasjon og økt nedbør.



Figur 21. Mange elver på Østlandet er brunfarget av løst organisk karbon (DOC) fra myrer og barskoger i nedbørsfeltet; her Sagstuåa i Akershus. Foto: NIVA.

DOC er også en potensiell vektor for miljøgifter, og parallelt med økt DOC er det målt økte kvikksølv-nivåer i akvatisk biota i Norden (de Wit mfl. 2014b). Samtidig forventes nedbrytningsraten til mange organiske miljøgifter å øke med sommertemperaturene. Men økte tilførsler av DOC kan også tenkes å favorisere primærproduksjonen, fordi DOC også kan tjene som vektor for fosfor fra nedbørsfeltet til innsjøen. Lokale forskjeller vil kunne gjøre at effekten går i ulik retning i ulike regioner.

Med økende farge i innsjøer øker også lysabsorpsjonen i overflatelaget, og dette har virkninger både på innsjøens energibalanse og på biologiske livsvilkår (Karlsson mfl. 2009). For det første omdannes mer lys til varme i de øverste vannlagene. Dette fører til økt innsjøstabilitet, økt sannsynlighet for dårlige oksygenforhold i dypvannet på ettersommeren, økte vanntemperaturer i littoral (strandsonen) og redusert sirkulasjon om høsten, slik det ble skissert ovenfor. Videre absorberer DOC deler av det strålingsspekteret som også planteplanktonet nyttiggjør seg ved fotosyntese, og en undersøkelse av DOC-konsentrasjon versus pelagisk fotosyntese (dvs. primærproduksjon fra planteplankton i de frie vannmasser) i 75 nordiske innsjøer konkluderte med at økte tilførsler av DOC vil føre til redusert pelagisk primærproduksjon (Thrane mfl. 2014). Økte tilførsler av DOC vil altså i mange tilfeller *redusere* innsjøenes produktivitet, og ha motsatt effekt av eutrofiering, som også er predikert for de gjeldende klimafremskrivningene. Nettoresultatet vil være redusert produktivitet særlig for innsjøer som i utgangspunktet har hatt lave konsentrasjoner av DOC. Dette impliserer også at innsjøene blir forsterket heterotrofe og avgir mer CO₂ til atmosfæren. Seekell mfl. (2015) analyserte effektene av økte DOC-tilførsler i nordiske vassdrag, og predikerte at i arktiske og alpine innsjøer ventes økt DOC å fremme innsjøenes primærproduksjon ved DOC konsentrasjoner < 4,8 mg L⁻¹, mens effekten vil være motsatt ved høyere nivåer.

Redusert fotosyntese og pelagisk primærproduksjon kan bidra til endret artssammensetning av planteplankton, som ventes å påvirke høyere trofiske nivåer (filtrerende zooplankton, planktonspisende fisk, som abbor og røye). I kombinasjon med økt stratifisering kan redusert primærproduksjon også gjøre innsjøene mer utsatt for oksygenvinn (Williamson mfl. 2014), fordi mindre oksygen produseres ved fotosyntese, og forsterket stratifisering bidrar til at sirkulasjonen om høsten blir svakere, med redusert utskiftning av (oksygenfattig) bunnvann som resultat.

Økte tilførsler av DOC skaper høyere temperaturer på grunt vann i littoralsonen, fordi mer lys omdannes til varme i overflatelaget. Men av samme årsak vil bentisk fotosyntese reduseres (Karlsson mfl. 2009). Begge disse faktorene må ventes å påvirke produksjon og artssammensetning av bunndyr. For høyere trofiske nivåer (som fisk) er den littorale produktiviteten vanligvis viktigere enn den pelagiske. Dype innsjøer med liten littoralsoner er gjennomgående lavproduktive, mens grunne sjøer, der littoralsonen utgjør en større andel, har høyere produksjon av fisk.

Arter i innsjøer

Flere studier har altså drøftet klimaendringenes effekter på avrenning av næringssalter, DOC og systemiske endringer i økosystemfunksjoner. Hvordan de ulike artene vil respondere på disse endringene finnes det langt mindre sikker kunnskap om (men se **boks 6** og **7**). Dagens utbredelse av vannlevende organismer i Norge må sees på bakgrunn av den korte tidshorisonten siden siste istid, i kombinasjon med organismegruppenes ulike spredningsevner og -muligheter. Fisk spres sjeldent over land. Under avsmeltningen av innlandsisen fantes det imidlertid kortvarige ferskvannsforbindelser mellom svære avrenningssystemer og innsjøer som tjente som spredningskorridorer, men som senere ble brutt. Dette ble bestemmende for utbredelsesmønstret hos ferskvannsfisk. Senere har dette blitt modifisert av mennesker. Planteplankton, zooplankton og vannplanter, på den annen side, danner hvilestadier (egg, frø eller andre spredningsenheter) som tåler tørke, og som spres fra nedbørsfelt til nedbørsfelt over land, enten aktivt eller ved hjelp av fugl, pattedyr eller vind. Også mange vannlevende insekter og bunndyr har utviklingsstadier der de lett spres over land.

Spredningskorridorer og konektivitet

For vannlevende organismer er innsjøer «øyer» i en terrestrisk «sjø», og spredningsevnen påvirkes i stor grad av hvorvidt de har terrestriske faser av livshistorien (vanninsekter, amfibier) eller om de er rent akvatiske (mollusker, krepsdyr, svamper, fisk). Mange littorale bunndyr er larver eller nymfer av insekter, som primært spres over land som adulte. Artenes avhengighet av egnede spredningskorridorer vil trolig variere, og det finnes indikasjoner på at spredningsevnen er robust. Hickling mfl. (2005) har vist at et stort antall libeller og vannnymfer på De britiske øyer har flyttet nordgrensen videre nordover etter 1960, og forklarer dette med varmere klima. De tror at den relativt hurtige spredningen kan ha sammenheng med at disse artsgruppene er mindre avhengige av egnede spredningskorridorer enn rent terrestriske insekter. Lignende forflytninger av nordgrensene er rapportert for libeller i Belgia (Lyche-Solheim mfl., 2010). Rent akvatiske arter spres langs vannveier som frø, egg, larver eller som vegetative skudd (hos planter). Spredningsevnen på tvers av nedbørsfelt er betydelig dårligere, og genetisk isolasjon og lokal spesialisering gjerne tilsvarende høy. Hva som er en god spredningskorridor vil her være avhengig av den aktuelle vektorens (fugl, pattedyr) økologi og tilpasninger.

Arter og klimaendringer

Som nevnt finnes det lite robust kunnskap om hvordan planter og virvelløse dyr i ferskvann kommer til å respondere på klimaendringer. Generelt forventes det at arter vil flytte både grensene for høyde over havet oppover og nordgrensen nordover (se **boks 7**). Videre, finnes det indikasjoner på at økt stratifisering og økt avrenning av næringssalter er assosiert med signifikante endringer i **planteplanktonet** og økt forekomst av blågrønnalger (Pearl & Huisman 2008; 2009). I 2007 ble det gjennomført en stor innsjøundersøkelse i mer enn 1000 innsjøer i USA og studier basert på dette datasettet viser at økt næringsstoffbelastning og økte temperaturer fremmer dominans av blågrønnalger (Beaulieu mfl. 2013, Rigosi mfl. 2014). Den relative betydningen av disse to faktorene og den kombinerte effekten av dem på vekst og dominans av blågrønnalger var imidlertid avhengig av innsjøenes trofiske status. I næringsfattige innsjøer var betydningen av økte næringsstoffmengder større enn økte temperaturer og i middels næringsrike innsjøer var økte temperaturer av størst betydning. I næringsrike til svært næringsrike innsjøer var begge faktorer av lik betydning. Innsjøene i denne undersøkelsen var fra et område mellom 25-50 grader nord, og representerer i så måte ikke den samme nord-sør gradienten som Norge er i.

En undersøkelse i 60 uberørte innsjøer langs en svensk nord-sør-gradient identifiserte sommer-temperatur som viktigste lokale forklaringsvariabel for diversiteten og signifikante endringer i

artssammensetning observert for perioden 1992-2010 (Hallstan mfl. 2013). Også her var økte sommertemperaturer assosiert med dominans av små blågrønnalger og grønnalger. Ved langvarige perioder (> 40 døgn) med vanntemperaturer over 20 °C oppsto distinkte endringer i hele planteplanktonsamfunnet. Det er kjent at flere potensielt toksinproduserende blågrønnalger flytter nordlig grense for utbredelse mot høyere breddegrader.

Brunere vann vil påvirke utbredelse og nedre voksedyp for **vannplanter**, og både vanlige arter, rødlistede arter (f.eks. kransalger) og fremmede arter kan bli berørt. Økt avrenning av nitrat og ammonium ser ut til å trekke i samme retning. En av de vanligste vannplantene i Norge er stiv brasmegras (*Isoetes lacustris*). Den danner ofte grønne undervanns-enger ned til 5-6 meters dyp i store kalkfattige innsjøer, samt i innsjøer som er moderat regulert. Nedre voksedyp for brasmegras er bestemt av lys, og om konsentrasjonen av DOC fortsetter å øke, vil utbredelsen av denne arten bli redusert i de dypere områdene. Økt temperatur og næring, samt forlenget vekstperiode og redusert isdekke, vil blant annet kunne føre til økte forekomster av fremmede arter som vasspest (*Elodea canadensis* og *E. nuttallii*; Mjelde mfl. 2012). Vegetasjonsperiodens lengde er viktigste enkeltparameter for prediksjon av vasspestens utbredelse, og vurdert som viktig for å kunne vurdere nordgrensa også for flere andre vannplanter. Ut fra modeller er det, med dagens klima, 30-50 % sannsynlighet for forekomst av vasspest i Trøndelag og ytre Helgeland, mens sannsynligheten for forekomst i kyststrøk i Nord-Norge er lavere. Imidlertid finnes det vasspest-lokaliteter i Nord-Sverige og Nord-Finland (ikke langt sør fra treriksrøysa), i områder hvor modellene bare predikerer 10-30 % sannsynlighet for forekomst. Hvilket klima disse lokalitetene har er ikke klarlagt, men vi regner med at vasspest-artene vil kunne overleve også enkelte steder i Nord-Norge.

Sannsynligheten for etablering av andre fremmede arter, f.eks. de mer varmekjære artene *Egeria densa* og *Hydrilla verticillata*, vil trolig øke ved varmere klima. Økt planteplanktonbiomasse (som følge av økte næringstilførsler) og økt organisk materiale vil imidlertid kunne forverre lysforholdene for flere vannplanter og medføre reduksjon og bortfall av arter. I Norge er Gunneklevfjorden i Telemark eneste brakkvannsføremst med vasspest. Saliniteten her er 2-3 psu. Økte ferskvannstilførsler til svakt brakt vann vil kunne gi forekomster i flere brakkvannlokaliteter, men hvordan heving av havnivået vil modifisere dette er usikkert.

Hos **bunndyr** (bentiske makroinvertebrater, ofte tidlige utviklingsstadier av insekter) påvirkes livssyklus av både temperatur og bassengets hydrologiske dynamikk (Durance & Ormerod, 2007). Det er vanskelig å forutsi hvorvidt og hvordan de ulike artsgruppene av bunndyr vil tilpasse seg klimaendringene, som økt temperatur. Det er ikke heller entydig hvordan endrede hydrologiske forhold vil påvirke bunndyr, og det finnes eksempler på både positive og negative effekter av flom så vel som lav vannføring. Mange bunndyr i nordiske vassdrag er trolig tilpasset hurtige endringer i vannføring. Sandin mfl. (2014) utviklet en "Climate Change Sensitivity (CCS)" indikator for døgn-, stein- og vårfluer, basert på 1382 prøver i svenske vassdrag. Resultatene tilsier at de nordligste områdene i Sverige vil være mest følsomme for temperaturøkning. Det finnes ikke tilsvarende undersøkelser her i landet, men det er grunn til å tro at trendene vil være de samme. En undersøkelse av bunndyrsamfunn fra 55 til 69°N (Danmark, Island og Grønland) viste at vanntemperatur hadde større betydning for artssammensetning og diversitet enn hydrologi og vannkjemi (Friberg mfl. 2013).

Enkelte har også forsøkt å undersøke trofiske interaksjoner og funksjonelle næringskjeder i et klimaperspektiv. Hovedmønsteret er at nordlige systemer har forsterket vekt på næringskjede, der stor fiskespisende fisk (gjedde, gjørs) kan påvirke ned til de underliggende trofiske nivåene, gjennom komplekse trofiske kaskader som gjerne er vanskelige å predikere (Hessen & Kaartveit 2014). Mer sørlige og tempererte innsjøer har ofte komplekse næringsnett med flere små og omnivore fiskearter (Jeppesen mfl. 2010) som har stor evne til å beite ned zooplankton. Ved å fjerne de mest effektive filtrererne bidrar disse fiskeartene til økt planteplanktonbiomasse og eutrofiering. Dette tilsier at sørlige innsjøer er mer sensitive for eutrofiering fra naturens side, og dette er egenskaper som kan forflyttes nordover ved et varmere klima. Økte forekomster av blågrønnalger, som er vanskeligere å utnytte for zooplankton, er gjentatte ganger vist å lede til vitale

økosystemendringer på høyere trofiske nivåer. Likeledes bør man være oppmerksom på at økt temperatur og milde vintre vil kunne bidra til en mismatch mellom oppblomstring av planteplankton og zooplankton.

Boks 6: I ly av mørket?

Gonyostomum semen er et mikroskopisk planteplankton som ser ut til å ha økt sin utbredelse de senere år, og som særlig trives i humusrike innsjøer. Det kan også se ut til at større oppblomstringer er blitt vanligere, noe som kan være til sjenanse fordi den gir et slimete belegg på huden ved kontakt, samtidig som den midlertidig utkonkurrerer andre arter. *G. semen* har trolig nylig innvandret fra Sverige (Lebret mfl., 2013), og den sprer seg nå vestover og sørover på Østlandet (Hagman mfl., 2014). Også i Sverige har arten økt sin utbredelse, og man tror at brunere vann, knyttet til økt avrenning av humus, i kombinasjon med lengre vekstsesonger (varmere og tidligere vår), er forklaringen. Brunere vann og varmere klima kan føre til at arten fortsetter å spre seg i sørlige områder også her i landet. Årsaken til algens humuspreferanser er usikker. Forsøk viser at den vokser bedre med tilførsel av humuspreparater, men hvilke spesifikke mekanismer som ligger til grunn for dette er foreløpig uklart. Konkurransetrinn ved dårlige lysforhold, eller mer effektiv fosfatutnyttelse på større dyp kan tenkes å bidra. En fortsatt økning i farge og DOC i norske vann vil altså trolig bidra til at *G. semen* oftere forekommer i større konsentrasjoner på sensommeren.



Et lignende spredningsmønster synes å gjelde også for muslingkrepsen *Paracandona euplectella* (myrmuslingkreps). Arten er tydelig assosiert med DOC-rike skogssjøer og tjern, men ble ikke funnet her i landet ved den første kartleggingen av muslingkreps for hundre år siden. En fornyet nasjonal kartlegging i regi av NIVA viste at arten var blitt vanlig i boreale (dystrofe) skogssjøer over det meste av nedre Østlandet og Sørlandet (Lindholm, 2014).

Boks 7: En kanarifugl for global oppvarming?

Små dammer og tjern i fjellet er ofte artsfattige og har enkle næringskjeder, og slike systemer reagerer særlig hurtig på eksterne endringer, for eksempel varmere klima. I små fjellvann i Sør-Norge er langhalet tusenbeinkreps (*Branchinecta paludosa*) en art som de siste tiårene har trukket seg tydelig tilbake mot høyere alpine områder. Arten er utbredt både i norske høyfjell og rundt hele Arktis. I 1970 fantes den i mange tjern og dammer helt ned til skoggrensen i 900 meters høyde, mens den nå er borte



fra de fleste lokaliteter under 1100 moh. Sommertemperaturene i de aktuelle områdene har steget med 1,3 °C i den samme perioden, en økning som korresponderer tett med de aktuelle 200 høydemetrene (Lindholm mfl. 2012). Senere studier har vist at tusenbeinkreps ikke later til å finne seg til rette i vann der sommertemperaturen overstiger 13 °C. Det er videre påvist at arten unngår vann med høyere DOC-konsentrasjoner. Dette skyldes trolig at brunere vann favoriserer introduksjon av nye, UV-sensitive predatorer (*Chaoborus* sp.), som kan forandre zooplankton-faunaen og som trolig også bidrar til å utrydde tusenbeinkrepsen (Lindholm mfl., i trykken). Både den direkte effekten av økte sommertemperaturer og de indirekte, knyttet til redusert UV-stress hos potensielle predatorer ved økte DOC-konsentrasjoner, gjør etter alt å dømme sitt til at tusenbeinkreps forsvinner fra lavtliggende lokaliteter. Arten kan betraktes som en tidlig varslers og en "fjelllets kanarifugl" om pågående klimaendringer.

Økosystemtjenester – innsjøer

Klimaendringer vil gi både direkte og indirekte effekter på de akvatiske økosystemene og dermed også på økosystemtjenestene de kan yte. Endring i nedbør, temperatur og UV-innstråling vil ha direkte innvirkning på innsjøers fysiske, kjemiske og biologiske egenskaper, mens de samme faktorene kan påvirke innsjøer indirekte via flom, tørke, frost, erosjon, endret sirkulasjon og endret vekstsesong. Resultatet av dette kan bli endringer i f.eks. næringsstoff-tilførsel, næringsstoff-sammensetning, organisk belastning, hygienisk belastning, fysiske habitater og oksygenforhold, som i neste omgang vil være bestemmende for vannkjemi, økologisk tilstand og både kvalitet på og omfang av økosystemtjenester som innsjøene kan tilby.

Viktige økosystemtjenester knyttet til innsjøer er goder knyttet til rekreasjon, som sportsfiske, bading, båtferdsel, og turgåing i innsjøenes nærområder. Mer enn 90 % av Norges befolkning forsynes med drikkevann fra overflatevannkilder, hvorav innsjøer utgjør en majoritet. Vannkraft og jordbruksvanning representerer viktige brukerinteresser. Innsjøer spiller også en viktig rolle i forbindelse med retensjon (tilbakeholdelse) av næringssalter, utfelling av partikler og for fjerning av farget løst organisk materiale (CDOM) gjennom fotooksidasjon.

Alle de nevnte brukerinteressene vil på ulike vis påvirkes av klimaendringer. Spesielt vil påvirkninger på drikkevannskilder kunne ha store samfunnsmessige og økonomiske konsekvenser: Mer kraftig nedbør kan øke tilførselen av smittestoffer til drikkevannskilder. Klimaendringer kan føre til at innsjøer blir mindre sikre som hygieniske barrierer, ved at mildere vintre vil kunne gi svakere vertikal temperatursjiktning om vinteren og større fare for at forurenset overflatevann kan nå ned til drikkevannsinntakene, som gjerne er plassert på dypt vann. Økt temperatur og tilførsel av næringsstoffer gir økt risiko for oppblomstring av giftproduserende blågrønnalger, som kan representere både utfordringer og betydelige utgifter for vannverkene i forbindelse med vannrensing og overvåking. Høyere temperatur om sommeren med lang sommerstagnasjon og økt oksygenforbruk i dypvannet kan gi utlekking av jern og mangan fra innsjøsedimentet. Dette gir vannet en gulbrun farge og kan også føre til dårlig lukt og smak. Brunfargen i flere norske drikkevannskilder har økt kraftig siste 30 år, i tråd med økte tilførsler av DOC. Dette har ført til at mange drikkevannskilder ikke lenger oppfyller myndighetenes krav om at drikkevann levert til konsument ikke skal ha fargetall over 20 mg Pt/l. I situasjoner hvor råvannet overskrider disse grenseverdiene, må vannet behandles. Badevannskvaliteten vil også kunne påvirkes av klimaendringer, både i form av økt fare for hygienisk forurensning og for oppblomstring av alger som reduserer sikten i vannet og også representerer en risiko for dannelse av giftstoffer i vannet (særlig ved oppblomstring av blågrønnalger). Et endret klima vil også kunne berøre populære arter i forbindelse med sportsfiske (se avsnitt lenger ned) og innsjøenes evne til å holde tilbake næringssalter, partikler og organisk materiale vil reduseres ved mer nedbør, raskere gjennomstrømning og kortere oppholdstid for vannet.



Figur 22. Giftige blågrønnalger har allerede blitt et problem i flere innsjøer i lavereliggende strøk, og kan for eksempel påvirke bruken av innsjøen til bading og rekreasjon. Foto: NIVA.

3.3.2 Elver

Elver og klimafremskrivningene

Rennende vann er i Vannforskriften typifisert etter de samme elementene som innsjøer (økoregion, klimaregion, størrelse, farge/DOC og kalsium). Klimafremskrivningene tilsier at samlet årsavrenning vil vise små endringer, men at det vil bli økte sesongmessige forskjeller i vannføring. Økt frekvens av episodisk ekstremnedbør er predikert særlig for Vestlandet og Midt-Norge, med 20 - 40 % økning av flomepisoder (Hanssen-Bauer mfl. 2015). Om vinteren vil avrenningen bli høyere, gitt økt vinternedbør og høyere temperaturer, noe som vil gi redusert isdekke og økt forekomst av episodisk snøsmelting. Omvendt vil en moderat reduksjon av nedbøren om sommeren gi redusert sommervannføring i bekker og elver. Norge er kjennetegnet ved lite løsmasser, noe som gjør at nedbørshendelser gir en hurtig flomrespons i elver og bekker. Dersom frekvensen av episodisk flom om vinteren øker, vil dette dels tilføre nytt terrestrisk detritus til elva, men også gi økt turbiditet, massetransport og erosjon.

Arter og klimaeffekter

Lav sommervannstand i mindre elver i kombinasjon med økte temperaturer og økte tilførsler av næringsalter fremmer økt påvekst av **begroingsalger** (perifyton). Dette kan bidra til endrete økosystemfunksjoner og -tjenester i mange næringsfattige elver. Problemvekst av krypsiv (*Juncus bulbosus* / *J. supinus*) er et av de største miljøproblemene Agder-fylkene står ovenfor i dag, og det brukes betydelige ressurser årlig på forskning og mekanisk fjerning, selv om dette ikke er en fremmed art. Det er å frykte at redusert islegging og mindre isskuring vil gi økt vinteroverlevelse og redusert slitasje på krypsivet, og slik bidra til utvikling av massebestander. Dette er observert nedstrøms utslipp av vann fra elvekraftverk (f.eks. Brokke i Otra og Håverstad i Mandalselva) der det er relativt jevn vannføring og ingen islegging om vinteren og krypsivbestandene vokser seg større enn noen andre steder i landet.

Lotisk fauna, som altså lever i rennende vann, antas generelt å være relativt robust overfor hurtige og kortvarige svingninger i vannstand og strømhastighet. Domisch mfl. (2013) modellerte utbredelsen av 191 **vanninsekter** gjennom Europa som følge av klimaendringer, der de blant annet tok hensyn til økt frekvens av ekstremvær, endret nedbørsmønster, økt vanntemperatur, sjeldenhet og artsspesifikke termiske optima. De påviser en rekke faktorer som gir høy usikkerhet, men anslår at over halvparten av artene vil få redusert sin utbredelse, og at kuldetilpassete arter vil bli særlig skadelidende.

Spredningskorridorer og hydrologisk konnektivitet

Elver og bekker i nedbørsfelt utgjør forgrenete migrasjonssystemer for vannlevende organismer, som lett brytes ved demninger, forbygninger, kanaliseringer eller andre morfologiske endringer. Evne til spredning mellom nedbørsfelt varierer særlig med graden av terrestriske faser av artenes livshistorie. Rent akvatiske (lotiske) bunndyr, som mollusker og krepsdyr (f.eks. edelkreps) viser høy grad av genetisk isolasjon mellom nedbørsfelt, og har begrenset naturlig spredningsevne. Mange andre bunndyr i elver og bekker er imidlertid utviklingsstadier - larver og nymfer - av flygende insekter. Mange av dem spres nedstrøms passivt som driv i de juvenile delene av livshistorien, og flyr oppover mot de øvre periferiene av nedbørsfeltet igjen som imago (voksen) når de senere skal reprodusere. Over større distanser spres vanninsekter over land, og her vil de terrestriske forholdene og egnet vegetasjon på land være av betydning, selv om det er grunn til å tro at adulte insekter, som ofte bare fyller det korte avsnittet av livshistorien som handler om reproduksjon, er mer uavhengig av spesifikke habitattyper enn rent landlevende arter (Domisch mfl. 2013).

Økosystemfunksjoner og økosystemtjenester – elver

Klimaendringer vil ha mange av de samme fysiske, kjemiske og biologiske effektene i elver som i innsjøer, og økosystemtjenestene som elver og innsjøer kan tilby er også i stor grad sammenfallende, med unntak av drikkevann som i Norge nesten utelukkende baseres på innsjøkilder. En klimaeffekt som vil være mer fremtredende i elver enn i innsjøer er økende partikkel- og

nærings saltbelastning fra ras, skred eller overflateavrenning. Vannkvaliteten vil kunne påvirkes sterkt i forbindelse med kraftige nedbørepisoder, og økende partikkelbelastning vil over tid føre til en forringelse av fysiske habitater (leveområder) for vannlevende planter og dyr.

3.3.3 Ferskvannsfisk (innsjø og elv)

Klimaets effekt på ferskvannsfiskene virker hovedsakelig gjennom endringer i temperatur og vannføring (dyp og hastighet). Fisker er vekselvarme, og høyere temperatur betyr større hastighet på kjemiske og fysiologiske prosesser i kroppen. Med raskere stoffomsetning følger høyere oksygenbehov. Det sterkere oksygenbehovet betyr mest for de såkalte kaldtvannsortene. Dette gjelder i særdeleshet laksefiskene som er aktive arter med forholdsvis lav letaltemperatur. (Letaltemperaturen (**tabell 2**) er den vanntemperaturen der maksimalmetabolismen ikke lenger er høy nok til å opprettholde nødvendige metabolske prosesser.) I et varmere klima er det slike arter som svekkes mest. Dette påvirker både levedyktigheten til etablerte fiskebestander og artenes framtidige utbredelse. I vassdrag med mulighet for spredning av fiskene mot nord og høyere til fjells, vil kaldtvannsfiskene kunne unngå ugunstige, klimatiske påvirkninger ved å forflytte seg. Mest påvirket av klimaendringen er bestandene som lever nær nord- eller sørgrensen av sin utbredelse. I nord fordi klimaforholdene for arten blir bedre, i sør fordi tålegrensen i forhold til klima kan bli overskredet.

Bestandene av varmtvannsarter slik som karpefiskene og abborfiskene, derimot, vil bli styrket i et varmere klima, og man kan vente større spredning, innvandring og etablering av nye arter i den grad det er vandringsveier som tillater dette. Dette betyr sterkere konkurranse for norske og skandinaviske laksefisker.

Det er imidlertid ikke bare de enkelte fiskeartene som berøres av klimaendringen, men også deres næringsgrunnlag fra planteplankton, dyreplankton, bunn- og overflatedyr. I tillegg vil klimaendringen berøre eventuelle parasitter, sykdommer og predatorer. Alt dette vil ha effekt på det etablerte artene, og vanskeliggjøre prediksjonene om hvordan bestandene av ferskvannsfisk vil bli berørt av klimaendringen. Det er derfor mulig at forutsigelser om endringer i fiskesamfunnene kan bli feilaktige, fordi uforutsette forhold kan inntre. Men, med en så stor endring i klima som nå postuleres (IPCC 2013, Hanssen-Bauer mfl. 2015), er det liten tvil om at virkningene for ferskvannsfiskene blir store fram mot 2100. Nedenfor gjennomgås hvordan forandringer i temperatur og vannføring vil påvirke bestander av norske ferskvannsfisk med spesiell vekt på laksefiskene. I tillegg tar vi for oss virkninger på varmtvannsartene. Gjennomgangen omfatter både ferskvannsstasjonære og anadrome arter.

Temperatur

Fiskenes mulighet for kroppsvekst øker med økende temperatur til et visst øvre nivå, kalt optimaltemperaturen for vekst (**tabell 1**). Det er ved denne temperaturen veksthastigheten er høyest, gitt at fiskene ikke er energibegrenset av lite mat. Ved høyere temperatur og maksimalt næringsopptak begrenses metabolismen av oksygeninnholdet i vannet. I oksygenmettet vann er det omtrent 2 % mindre oksygen per grad varmere vann (Jonsson & Jonsson 2009a). Derfor er høy vanntemperatur et problem for oksygenkrevende arter. Dette gjelder spesielt stadier i livet der fisken har høy aktivitet, slik som laksemolten på vandring, og/eller stadier der tilgangen på oksygen er spesielt dårlig, slik som for fosteret i egget. Som en sideeffekt av et varmere klima er økt følsomhet for forurensning og giftstoffer i vannet. Virkningen er sterkest for de følsomme stadiene der metabolismen er spesielt høy og/eller tilgangen på oksygen begrenset. Øvre grense for vekst er den temperaturen der maksimalt energiopptak er akkurat stort nok til å dekke basismetabolismen. Ved høyere temperatur enn øvre grense for vekst kan fiskene bare leve til lagret av reservenæring er oppbrukt eller letaltemperaturen er oversteget.

Tabell 1. Optimaltemperatur, nedre og øvre grense for vekst hos utvalgte ferskvannsfisk.

Art	Optimal (°C)	Nedre (°C)	Øvre (°C)	Referanse
Røye	14-17	2	22	Larsson mfl. 2005
Ørret	13-16	5	24	Forseth & Jonsson 1994, Forseth mfl. 2009
Laks	18-20	6	25	Forseth mfl. 2001, Jonsson mfl. 2001
Sik	17			Siikavuopio mfl. 2012
Harr	17	5	22	Mallet mfl. 1999
Abbor	23			Melard mfl. 1996,
Gjørs	28			Wang mfl. 2009
Brasme	28			Kucharczyk mfl. 1997
Gjedde	26	7		Hokanson mfl. 1973
Trepigget sting-sild	22	4	31	Lefébure mfl. 2011

Laksefiskene er mest følsomme for varmt vann

Laksefisk er den fiskefamilien i ferskvann som er mest følsom for høy vanntemperatur (**tabell 2**). Ørret, røye, laks, harr og sik er alle kaldtvannsarter. Dette har sammenheng med at de er aktive svømmere og derfor oksygenkrevende arter. En sammenligning av laksefiskene viser at det er en liten forskjell på temperaturløansen til våre vanlige laksefisker, men med laks som den mest temperaturløante etterfulgt av ørret, røye og harr (Elliott & Elliott 2010). For alle artene er temperaturløansen litt høyere for umodne og voksne enn for plommeseekkyngelen. Befruktede egg har lavest temperaturløanse, og er mest følsomme for temperaturøkninger. Ved en vanntemperatur på over 20°C, blir veksten for de fleste artene dårlig, og spesielt dårlig hos røye og harr som stopper å vokse når temperaturen nærmer seg 22°C. Røye har til nå greid seg i det sørlige Skandinavia fordi den ikke er avhengig av rennende vann i noen del av livssyklusen (Hindar & Jonsson 1982). Den er en fleksibel, lite energikrevende art (Larsson mfl. 2005). Den greier seg imidlertid dårlig i grunne, varme innsjøer fordi den er lite konkurransesterk mot ørret (Finstad mfl. 2011), og antakelig også i konkurranse med andre, mer spesialiserte arter som de mer varmekjære karpefiskene (**tabell 2**).

I et varmere klima kan bestander av laksefisk som lever nær sørgrensen av sitt utbredelsesområde dø ut, og utbredelsen til disse laksefiskene kan derfor flytte seg nordover og mot høyere-liggende strøk, om det finnes vandringsveier som gjør dette mulig. I ferskvann avgjøres det av retningen og stigningsgraden på vassdragene. Arter som tåler brakkvann og saltvann, kan trekke nordover langs kysten og vandre opp i kaldere elver. Røye og ørret har for eksempel god salttoleranse, og selv fisk fra ferskvannsstasjonære bestander kan spres langs kysten (Jonsson mfl. 1989). Disse artene har derfor mulighet for spredning nordover gjennom saltvann.

Harr er vårgyter, og egg og plommeseekkyngel, som er de mest følsomme stadiene for varmt vann, unngår de varmeste periodene ved å være ferdig utviklet før sommervarmen setter inn. Harr er imidlertid lite saltvannstolerant, og har derfor dårlig spredningspotensiale. I vårt land er derfor sør-norske lavlandsbestander de mest truede av klimaendringen.

Selv om laks har større toleranse for varmere vann enn de andre laksefiskene, er den likevel svært følsom for klimaendringen. Den er sterkere knyttet til rennende vann enn de andre artene, der det ofte er vanskelig å unngå perioder med varmt vann. I innsjøer med god gjennomstrømning kan imidlertid ungene leve, selv om innsjøgyting er sjelden. Innsjøgyting, slik som hos den ferskvannsstasjonære laksen i Byglandsfjorden, er et unntak (Jonsson & Jonsson 2011). Allerede ved en gjennomsnittlig temperaturheving på ca. 1°C i forrige århundre, er mange sørlige bestander i Europa sterkt truet av høy vanntemperatur (Friedland mfl. 2014). I det 2100 århundre kan gjennomsnittstemperaturen i luft stige med inntil 6,4°C (Hanssen-Bauer 2015). Dette vil sterkt påvirke overlevelsen til europeisk laks. Selv med en mer moderat temperaturheving på 3-5°C, som kanskje er et mer realistisk estimat, vil artens areal bli sterkt redusert, men med mulighet til spredning lengre nord og østover.

Tabell 2. Øvre letaltemperaturer (°C) for ulike stadier av et utvalg av ferskvannsfisker.

Art	Foster	Plommeseekkyngel	Ungfisk og voksne	Referanse
Røye	14	20	27	Jonsson & Jonsson 2009a
Ørret	14	22	30	Jonsson & Jonsson 2009a
Laks	16	24	33	Jonsson & Jonsson 2009a
Harr			25	Lokr mfl. 1996
Gjedde	23		31	Souchon & Tissot 2012
Ørekyt			31	Frost 1943, Barrington & Matty 1954
Gullbust	25		32	Souchon & Tissot 2012
Stam	30	30	30	Souchon & Tissot 2012
Laue	31		35	Souchon & Tissot 2012
Mort	26		38	Cocking 1959
Brasme	28		35	Souchon & Tissot 2012
Abbor	18	34	34	Souchon & Tissot 2012
Hork	21			Souchon & Tissot 2012
Gjørs	25			Souchon & Tissot 2012
Gullfisk			42	Barrington & Matty 1954

Egg og yngel mest utsatt

Ulike livsstadier har forskjellig temperaturfølsomhet, og fosterstadiet er det mest følsomme (**tabell 3**). Hos høstgytende laksefisker modnes ikke eggene i eggstokkene før vanntemperaturen nærmer seg 10°C. Høy temperatur hindrer produksjonen av kjønnshormoner og vitellinproduksjonen i leveren, og viktige enzymer produseres ikke i follikkelcellene. Dette fører til redusert eggstørrelse (Watts mfl. 2004). Temperaturer på 4-8°C synes optimalt for fosterutviklingen hos laksefisk (Humpesch 1985), hvilket er 3-4°C varmere enn vintertemperaturen i sør-norske lakseelver i dag. I et varmere klima vil laksefiskene gyte senere på høsten (Moore mfl. 2012), og gytetiden kan bli forlenget helt til våren, slik man har observert i Spania, ved sørgrensen av utbredelsesområdet (Larios-Lopéz mfl. 2015). I de fleste norske elver trengs det en temperaturøkning på mer enn 5°C for at klimaendringen skal bli et problem for fosterutviklingen så lenge vannet er mettet med oksygen. Ifølge prognosene vil vi ikke få slike vintertemperaturer i Sør-Norge før mot 2100 (Hanssen-Bauer 2015).

Tabell 3. Gytetid og -temperatur for utvalgte ferskvannsfisk.

Art	Gytetid	Gytetemperatur (°C)	Referanse
Laks	Okt-Jan	0-12	Crisp 1996
Ørret	Sep-Nov	0-11	Crisp 1996
Røye	Sep-Des	0-10	Gillet 1991, Beddow mfl. 1998
Harr	Apr-Jun	4-18	Humpesch 1985, Crisp 1996
Gjedde	Mar-Mai	4-18	Hokanson mfl. 1973, Brungs & Jones 1977
Ørekyt	Jun-Jul	11-22	Mann 1996
Mort	Apr-Jun	7-19	Alabaster & Lloyd 1982
Laue	Jun-Jul	14-28	Mann 1996
Stam	Jun-Jul	14-22	Mann 1996
Brasme	Mai-Jun	12-20	Mann 1996, Alabaster & Lloyd 1982
Flire	Jun-Jul	16-25	Mann 1996
Suter	Jun-Jul	16-26	Mann 1996
Abbor	Apr-Jun	6-15	Mann 1996

Økt temperatur i havet

Økt temperatur i havet kan påvirke lakseproduksjonen. Flere utenlandske forfattere har framhevet at økt temperatur sammen med redusert forekomst av dyreplankton, er en viktig årsak til den sterke reduksjonen i lakseproduksjonen fra 1970-årene fram til i dag (Beaugrand & Reid 2012,

Mills mfl. 2013, Friedland mfl. 2014). Men kunnskapen om laksens livsbetingelser i havet er begrenset, og det er også andre faktorer enn klima som påvirker laksens dødelighet her, som smittepress fra lakselus (Anonym 2014, 2015). Den reduserte produksjonen skyldes både dårligere vekst første år laksen er i havet, økt dødelighet og økt alder ved kjønnsmodning, det siste spesielt etter 2005 (Jonsson & Jonsson 2004a, Jonsson mfl. i trykken). Eksperimenter har vist at redusert vekst på grunn av økt temperatur og redusert næringstilgang gir høyere kjønnsmodningsalder (Jonsson mfl. 2012, 2013).

Beiteområdet til laksen vil kunne flyttes nordover (Jensen mfl. 2014). Laksen i havet foretrekker temperaturer under 13 °C (Gudjonsson mfl. 2015, Minke-Martin mfl. 2015). Ifølge Handeland mfl. (2008) er optimaltemperaturen for vekst hos laksen første sommer i havet (postsmolt) 13-14°C, men den vil være enda lavere hos eldre og større laks. Dette skyldes at optimaltemperaturen for vekst synker med økende kroppsstørrelse (Morita mfl. 2010). For lakseoppdrett langs kysten er høye sommertemperaturer allerede i dag et problem i Sør-Norge (Jørgensen mfl. 2014).

Tidligere utvandring øker problemet

Tidligere utvandring av smolt fra elvene om våren på grunn av økt vanntemperatur synes å ha gitt økt dødelighet hos laks og sjørret (Jonsson & Jonsson 2004b, 2009b, 2014). Fra 1970-årene til 2010 endret for eksempel tidspunktet for laksesmoltens utvandring i lmsa seg med 14 dager eller 4,2 dager per 10-år (Jonsson & Jonsson 2014). For bestandene i hele Nord-Atlanteneren var endringen de siste 50-årene i gjennomsnitt 2,5 dager per tiår (Otero mfl. 2014), med sterkest endring de siste 30 årene. Tilsvarende hos sjørret synes tidligere utvandring til kaldere sjøvann å ha ført til dårligere overlevelse (Jonsson & Jonsson 2009b). Årsaken til den tidligere utvandringen er økt elvetemperatur, som påvirker tidspunktet for smoltifisering og utvandring. Oppvarmingen i havet går ikke like hurtig som i elvene om våren. Tidligere utvandring gir derfor laksungene dårligere vekstforhold den første tiden etter at de kommer ut i sjøen (Jonsson & Jonsson 2004b).

Partiell vandring

Ørret- og røyebestander er delt i vandrende og stasjonære individer. Gode produksjonsforhold i ferskvann reduserer den anadrome delen av bestandene, mens gode næringsforhold i saltvann øker den anadrome andelen (Gross mfl. 1988). Estimer basert på temperatur og nedbørsforhold tyder på at produksjonen på land vil øke from mot 2100. Dette vil stimulere til økt produksjon av stasjonære og redusert produksjon av anadrome fisker i slike delte bestander, ifølge Finstad og Hein (2012).

Habitatbruk

Ørret har mer varierte levesteder enn laksen. Den trives i større grad enn laksen i bekker og småelver. Ørret finnes også i større elver og innsjøer i lavlandet så vel som på fjellet. Som art har den derfor større muligheter for kalde refugier under varmeperioder, og vil greie klimaendringen bedre enn laksen. Røye og sik er i enda sterkere grad innsjølevende arter, og disse vil ved fortsatt klimaendring kunne greie seg i dype innsjøer, hvor dypvannet (hypolimnion) er et kaldtvannsrefugium. Spesielt røye vil imidlertid møte sterkere konkurranse ved høyere temperatur, og kan bli utryddet fra varme innsjøer, spesielt hvis de ikke er dype (Finstad mfl. 2011). På Østlandet kan sterke konkurrenter og predatorer på dypet være henholdsvis hornulke og lake. Nærvær av disse artene kan for eksempel være årsaken til at røyeutsetninger i Mjøsa aldri har lyktes (cf. Huitfeldt-Kaas 1918). Siken er i enda sterkere grad innsjølevende og mer spesialisert til å spise bunndyr enn røye. Den vil derfor greie seg bedre enn røya ved en klimaendring selv om temperaturløansen er forholdsvis lik.

Tilpasninger kan motvirke effekter av klimaendringen

Evolusjonære endringer over tid gjennom seleksjon kan potensielt forandre artenes temperaturlølsomhet. Dette er imidlertid en langsom prosess, og vil ikke kunne redde bestander på grensen av utbredelsesområdet ved den raske klimaendringen som nå foregår. Så langt er det for eksempel ikke funnet forskjell i temperaturlølsomhet mellom bestander av ørret, bortsett fra i svært

kalde elver (gjennomsnittlig årsmiddel under 6,5°C, Jensen mfl. 2000). Fordi oksygeninnholdet i vannet avtar med økende temperatur, setter dette sterke begrensninger på hvor stor endring i temperaturfølsomhet som er mulig. Man har imidlertid påvist familieforskjeller i temperaturløse hos laks assosiert med fiskenes evne til å tåle oksygenmangel (Anttila mfl. 2013), hvilket betyr at det er genetisk variasjon for evnen, og seleksjon for trekket er mulig. Det er imidlertid mange faktorer som påvirker artenes temperaturløse, og langt det viktigste så langt synes den omgivelsesmessige påvirkningen på tilpasningsevnen uten forandring av den arvemessige stukturen eller sammensetningen.

Omgivelsesmessig påvirkning

Selv om det er nedarvete sammenhenger mellom temperatur, metabolisme, vekst og livshistorie hos fisk, er det stor variasjon på grunn av temperaturløse påvirkning, spesielt tidlig i livet, kalt adaptiv fenotypisk plastisitet (Jonsson & Jonsson 2014a). Scott & Johnston (2012) rapporterte at evnen til temperaturløse var påvirket av temperaturløse under fosterutviklingen. Den temperatur fisken har opplevd tidlig har også metabolske effekter på muskulutviklingen (Schnurr mfl. 2014). Hos laks er for eksempel ungfiskens vekst påvirket av vanntemperaturen under fosterutviklingen. Avkom utviklet fra egg holdt ved 7°C vokser bedre enn de som utvikles fra egg holdt ved 3°C (Finstad & Jonsson 2012). Dette er en effekt av tidlig temperaturløse påvirkning under fosterets gastrulafase og organdannelse. Økt temperatur på plommesekestadiet gir ingen tilsvarende langtidseffekt. Lakseårsklasser med eggutvikling i milde vintrer vokser bedre og smoltifiseres yngre enn de som har fosterutvikling i kalde vintrer (Jonsson mfl. 2005). Videre lagrer avkom utviklet fra egg holdt i 7 °C vann mer fett, får høyere kondisjon og får større gonader og egg som vokser, enn de som er utviklet fra egg utviklet i 3°C vann (Jonsson mfl. 2014). Nye eksperimenter med torsk viser at temperaturen under fosterutviklingen påvirker fiskenes microRNA med langvarig (epigenetisk) virkning på veksten (Bizuayehu mfl. 2015). En tilsvarende epigenetisk mekanisme kan også gjelde for laksefiskene, og øke fiskenes tilpasning til liv i et varmere klima.

Sjansen for utdøing vil variere mellom artene

I hvilken grad bestander kan dø ut i et varmere klima avhenger både av hvor hurtig og stor temperaturløse er, lokale forhold i habitatet slik som kalde refugier, og artens følsomhet og tilpasningsevne for økt temperatur. Lokal utryddelse er derfor vanskelig å forutsi uten grundig kunnskap om bestandene og habitatene det gjelder. For eksempel er det predikert forbedret produksjon av laksunger nordover i et varmere klima i subarktiske og arktiske områder (Hedger mfl. 2013), selv om produksjonen vil gå ned lengre sør. For røye har man i Sverige predikert en bestandsreduksjon på 73 % fra 2010 til 2100 (Hein mfl. 2012), og i Stor-Britannia er tilbakegangen i antall røyebestander allerede tydelig, ifølge Winfield mfl. (2010). På grunn av klimatiske likheter, kan man anta en betydelig reduksjon i antall bestander også i Norge i årene framover. Muligens vil høy vintertemperatur være det største problemet for mange bestander (Jonsson & Setzer 2015), spesielt for de som gyter på grunt vann i innsjøer (Elliott & Elliott 2010).

For ørret i Storbritannia anslo Elliott og Elliott (2010) at en temperaturøkning på inntil 4°C om vinteren og 3°C om sommeren ikke ville ha merkbare negative konsekvenser på ørretungenes vekst. Dette er temperaturer som ventes om 50-60 år. Det er mulig at tilsvarende vil gjelde for ørretbestander i lavlandet i Sør-Norge.

Varmekjære ferskvannsfisk

For varmtvannsartene er det minimumstemperaturen som begrenser modningen av kjønnsproduktene, og i et varmere klima vil arter som stam, suter, flire og laue kunne utvide sitt areal hvis det foreligger spredningsmuligheter til det. I et varmere klima modnes ragna til mange karpefisker gradvis gjennom store deler av sommeren slik at artene kan gyte enda flere rogn i løpet av sesongen. Dette vil øke deres konkurransedyktighet i forhold til laksefiskene som til sammenligning har liten fruktbarhet. En kan derfor vente framgang for karpefisker slik som mort og ørekyt ettersom temperaturen stiger. Det er derfor naturlig å vente en spredning av disse artene.

I varmere vann vil abbor gyte tidligere om våren og første vekstsesong blir forlenget. I hvilken grad dette fører til større fisk og bedret overlevelse er imidlertid usikkert fordi larvene kan bli mindre i størrelse på grunn av økt temperatur under absorpsjonen av plommesekken og derved mindre effektiv bruk av plommemassen (Jonsson & Jonsson 1999). Raskere absorpsjon av plommesekken kan også bety kortere tid til de må begynne å ta føde fra omgivelsene. Mindre larver er mer følsomme for predasjon og tidlig dødelighet kan øke. Hvis predasjonen blir liten og mange overlever, øker sannsynligheten for dvergvekst og såkalte tusenbrødre-samfunn.

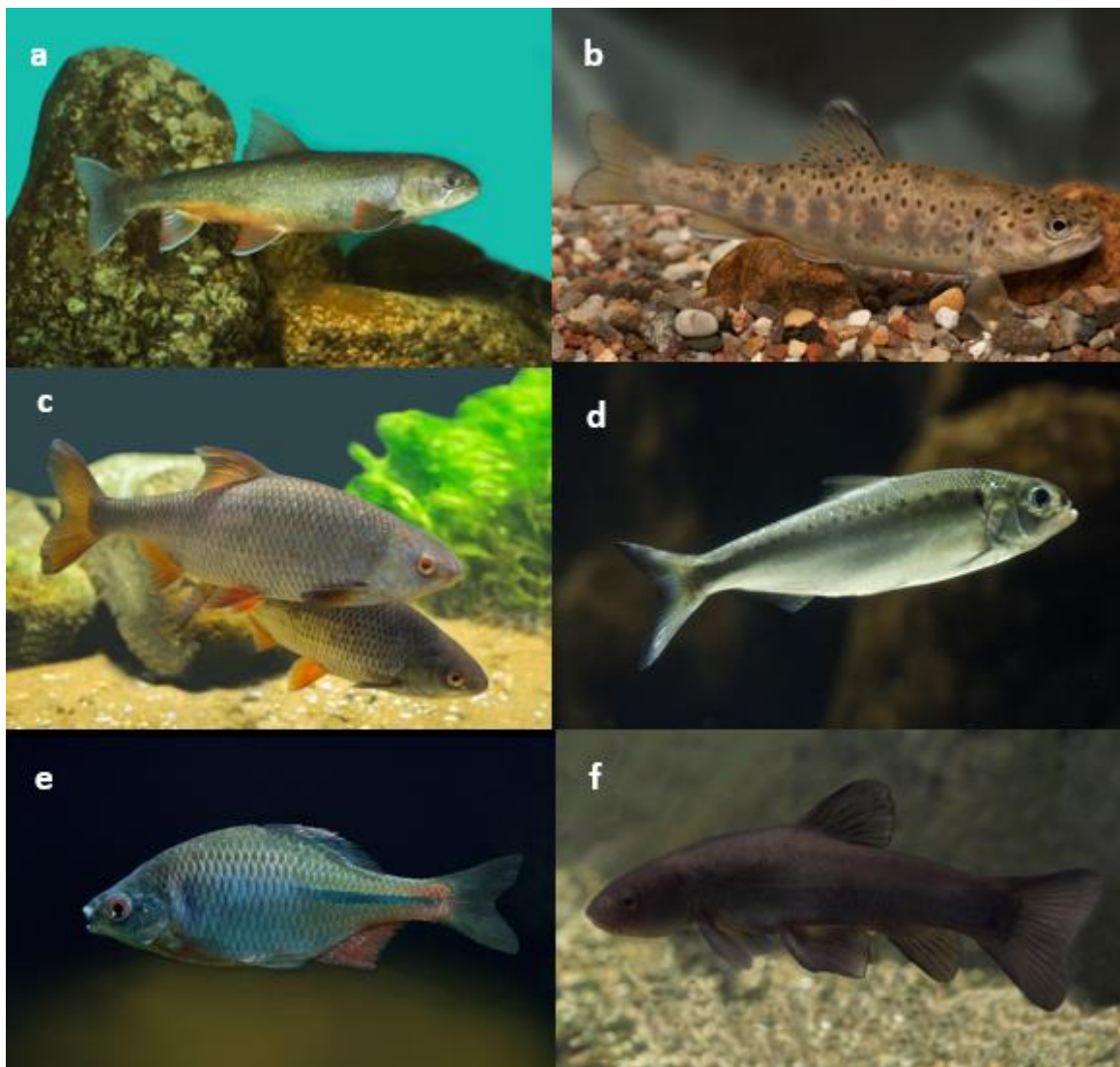
Gjørs har sin nordgrense ved Øyern og Leira i Glåmavassdraget. Den nordlige utbredelsen er nok både begrenset av vanntemperaturen, men også hindret av fosser i vassdraget. Men i et varmere klima vil flere lokaliteter ha gunstige forhold for arten, og finnes det vandringsveier vil den kunne spre seg ytterligere. Til alle tider har folk flyttet fisk. Gjørsens overlevelse og vekst kan bli bedre i et varmere klima og øke artens konkurransedyktighet i forhold til kaldtvannssartene. Gjørs er allerede under spredning nordover i Russland sammen med gjedde, vederbuk og mort (Jonsson & Jonsson 2009a). Andre arter som også kan få økt sitt areal i Skandinavia er for eksempel abbor, hork og karpefisk som gullbust og stam. Hvor fort dette vil gå, er imidlertid usikkert.

Nye arter, dørstokkarter, fremmede arter

Nye fiskearter vil også kunne komme inn med økt temperatur. Dette er arter der nordgrensen ligger sør for Norge. Anadrome arter, som stamsild og maisild (**figur 23**), beiter langs kysten av Sør-Norge, men gyter sør for Skandinavia. Disse vil etter hvert kunne innvandre norske elver når disse får samme temperatur som elvene i Tyskland og Irland har i dag. Forskjellige størter er i oppdrett i mange europeiske land både ved Østersjøen og Nordsjøen. I tillegg settes Atlanterhavsstør ut i Polen. Slik fisk kan spre seg, og på sikt kan også stør kunne etablere seg i store elver i Skandinavia, Norge inkludert. Katadrome arter som tynnleppet multe, er også observert i et norsk vassdrag (Jonsson & Jonsson 2008), og med et varmere klima vil slike besøk bli hyppigere, spesielt om arten begynner å gyte nord for Den engelske kanal. Klimaendringene kan også underlette spredning og etablering av fremmede arter som finns i våre naboland (dørstokkarter). Det er ventet at karpefisker, som f.eks. bitterling, kan spre seg til Norge. Bitterling forekommer i Danmark og er under sterk spredning. Dette skyldes antakelig at arten holdes som prydfisk og slippes ut. Sandsmett finnes i Sverige, ikke langt fra Norskegrensen. Den er ventet å komme til Norge. Svartmunnet kutling, som tåler både ferskvann, brakkevann, og havvann er i sterk spredning i Europa, og har nå etablert seg i både Danmark og Sverige (Florin 2011, Kornis mfl. 2012). Flere fremmede arter ferskvannsfisk som allerede finns i Norge kan også få en økt spredning i et varmere klima, f.eks. gullfisk, suter (**figur 23**) og solabbor (Hesthagen & Sandlund 2007). Nye arter vil kunne øke konkurransetrykket mot de stedeegne artene slik man har sett ved innvandring av nye arter andre steder (Martin m. fl. 2010, Tran mfl. 2015).

Sammendrag ferskvannsfisk og temperatur

Klimaendringen vil ha negativ innvirkning på overlevelse og vekst hos kaldtvannssartene, og positiv virkning på varmtvannssartene (**figur 23**). Mest utsatt er harr og røye. Med fortsatt klimaendring kan vi vente en forflytning av arter mot nord i Europa. Noen nye varmtvannssarter er ventet å komme til Norge, mens kaldtvannssartene kan bli svekket i Sør-Norge, men styrket i subarktiske og arktiske strøk. Et varmere klima kan også underlette spredning av fremmede arter (**figur 23**).



Figur 23. Et varmere klima vil negativt påvirke kaldtvannsfisker som laksefisk, her røye (a) og ørret (b), men vil være positivt for varmtvannsarter som karpesfisker, her sørv (c). Dessuten forventes mer sørlige arter å kunne komme til Norge, f.eks. maisild (d). Økt spredning av fremmede fiskearter er også ventet, her eksemplifisert med dørstokkart bitterling (e), og suter (f) som finnes i Sør-Norge. Foto: Nina Jonsson.

Vannføring, is og snø

Fisker i rennende vann trenger nok vann til å bevege og skjule seg, samtidig som flommen ikke må være så sterk at de kommer til skade eller blir ført vekk med strømmen. I elver skjuler fisken seg i strømmen der overflaten brytes og på bunnen blant stener, røtter, død ved, i elvemose, under overhengende vegetasjon eller elvekanter eller på dypet slik som holer i elva. Spesielle stadier kan være mer utsatt enn andre. Når rogn er gytt, kommer de seg ikke vekk om vannstanden skulle synke slik tilfelle kan være for arter som gyter på oversvømt gressmark som gjedde og en del karpesfisker kan gjøre (Carpentier mfl. 2004).

Virkninger av vannføring under fosterutviklingen

Med klimaendringen følger økt nedbør, spesielt om vinteren i Nord-Europa (se **kapittel 2.1**). Økt vannføring påvirker fisk i rennende vann. Dette kan være både positivt og negativt for elvelevende laksefisker. Flom like etter at eggene er gytt, kan føre til dødelighet. Flom kan bevege egg som ligger nedgravd i grusen og påføre dem mekanisk stress. Tiden like etter befruktning

er en følsom periode da eggene tåler lite bevegelse. I Imsa, for eksempel, er det negativ sammenheng mellom antall smolt som produseres og vannføringen i januar som eggårsklassen opplever, like etter at gyteperioden er avsluttet. Dess høyere vannføring i januar, dess dårligere blir rekruttenes overlevelse. Lav vannføring om vinteren kan også være negativt ved at gytegroper tørrlegges og oksygeninnholdet i vannet rundt rogn reduseres (Casas-Mulet mfl. 2014). Gibson & Myers (1988) analyserte effekten av lav vintervannføring hos atlantehavslaks i Canadiske elver. De fant en positiv sammenheng mellom eggoverlevelse og vannføring i 5 elver og en negativ sammenheng i ett vassdrag. Cunjak mfl. (1998) støttet dette og viste en positiv sammenheng mellom vannføring og eggoverlevelse i enda en Canadisk elv. Jager mfl. (1997), på den andre siden, rapporterte at høy vintervannføring forårsaket økt eggdødelighet hos kongelaks i California, tilsvarende som hos laks i Imsa. Også Nicola mfl. (2009) fant at flom om vinteren kunne føre til dødelighet hos gytt ørretrogn. Med klimaforandringen vil periodene med ekstrem vintervannføring øke. Dette kan føre til dødelighet, men kan være positivt i elver der lav vintervannføring tidligere var et problem.

Mekanisk stress kan gi tidligere klekking

Den neste følsomme perioden er tiden like før klekking. Bevegelse og mekanisk stress, f.eks. på grunn av flom, kan da øke fostrenes bevegelse inne i egget og føre til for tidlig klekking. Dette er for eksempel vist for laks og sik (Hamor & Garside 1976, Næsje & Jonsson 1988). Ved klekking er da plommeseekyngelen liten. Oksygenmangel i samme periode har samme effekt og kan også gi økt dødelighet.

Flom når yngelen begynner å ete

Det er også en følsom periode i forbindelse med tiden ungene av laksefisk kommer opp av grusen og skal begynne å ete. Lobón-Cerviá (2014) rapporterte at overlevelsen til ørretunger i Spania avtok med økende vannføring i denne perioden, og var viktigste årsak til årsklassevariasjon der. Nest viktigst dødelighetsårsak var lav sommervannføring. Den dempende virkningen av disse to faktorene var så sterk at tetthetsavhengig bestandsregulering ikke kom til uttrykk.

Betydningen av høy vannføring for ungfisken

Om sommeren synes høy vannføring å være positivt for elvelevende laksefisk. For eksempel fant Gibson & Myers (1988) en positiv påvirkning av høy sommervannføring hos laksunger, og Nicola m. fl. (2009) fant det samme hos ørret. Ved lav sommervannføring vil individer som ikke klarer å holde sitt territorium, eller ikke finner nok mat, forlate området og typisk vandre nedstrøms og eventuelt dø om de ikke klarer å etablere seg i et alternativt territorium (Landergren 2004). Det er de minste og svakeste individene som forlater området først (Elliott 1994), men etter hvert vil også stor yngel vandre ut. Problemet med lav vannføring kan være størst mot slutten av første vekstsesong, før høstregnet kommer, og temperaturen faller og behovet for mat begynner å avta. Hos laks har man funnet at smoltproduksjonen økte i Orkla med økende minstevannføring om sommeren (Hvidsten mfl. 2014). I Imsa er høy sommervannføring i august første leveår, viktigst for lakseungenes overlevelse. Det er derfor grunn til å anta at god sommervannføring er positivt for produksjonen av laksefisk i elver, så lenge fisken ikke skylles ut med flommen.

Mindre isdekke

Med klimaendringen vil isdekket om vinteren avta, spesielt i lavlandet (Gebre mfl. 2014). Lavere isdekning av elver og vann vil redusere fiskens beskyttelsen mot terrestriske predatorer. Undersøkelser viser at tidspunktet for islegging pga. klimaendringen kommer senere om høsten, og isløsning kommer tidligere om våren. For den nordlige halvkule estimerte Benson mfl. (2012) at islegging har kommet mellom 0,3 og 1,6 dager senere per tiår mellom 1855 og 2005, og isløsning 0,5 og 1,9 dager tidligere i samme 150 årsperiode. Dette har betydning for produksjon, energiforbruk og atferd med effekter som økt dødelighet og økte metabolske kostnader hos unger av laksefisk (Finstad & Forseth 2006, Finstad mfl. 2004; Doney mfl. 2012, Setzer 2012, Hedger mfl. 2013). Under isen er laksefiskene dagaktive, ikke nattaktive slik de er i områder uten is når temperaturen kommer under 8-9°C (Linnansaari mfl. 2008, 2009). I tillegg bruker de områder med

finere bunnsstrat under is enn der elva går åpen. For eksempel har ørret og røye lavere respirasjonsrate under isen (Helland mfl. 2011), viser mindre symptomer på stress, er mer aktive og mer villige til å ete (Watz mfl. 2013, 2015). Laksunger har ofte negativt energibudsjett der det ikke er is om vinteren (Finstad mfl. 2004), hvilket resulterer i økt vinterdødelighet (Linnansaari & Cunjak 2010, Hedger mfl. 2013). På denne måten har overflateis positiv virkning på unger av laksefisk. Klimaendring med økt vintertemperatur og redusert islegging vil således ha negative konsekvenser for dem.

Mer snø i fjellet

Med klimaendringen følger også mer nedbør. I fjellet betyr det mer snø og senere avsmelting. For ørreten på Hardangervidda har dette hatt negativ virkning på vinteroverlevelsen. Bli snøen liggende for lenge greier ikke årets avkom å overleve. Varme somrer i fjellet har motsatt effekt med bedre vekst hos ørreten (Borgstrøm 2001, Borgstrøm & Museth 2005).

Høy vannføring om våren påvirker vandringen av anadrome laksefisk

Høy vannføring om våren kan føre til tidligere smoltutvandring hos anadrome laksefisker (Jonsson & Jonsson 2002, 2011). Jensen mfl. (2012) dokumenterte at vannføringen var den viktigste faktoren som forklarte daglige variasjoner i utvandring hos laks, ørret og røye. Flom om våren og tidlig på sommeren kan lede smolten ut fra vassdraget. Tidlig utvandring til kaldt sjøvann gir dårlig smoltoverlevelse hos ørret og laks (Jonsson & Jonsson 2009b, 2014).

Laksefiskenes oppvandring til gyteplassen påvirkes av vannføringen. Laksen vandrer helst opp på god vannføring (Jonsson & Jonsson 2002, Milner mfl. 2012, Holmsten 2015). I elver med lav sommervannføring hindres oppvandringen (Jonsson mfl. 1990, 2007). Under slike forhold vil de voksne fiskene vente ute i sjøen inntil høstregnet gir gunstige oppvandringsforhold. Uteblir høstregnet, ankommer gytefisker ikke før de er klare til å gyte. De er da villige til å vandrer på lavere vannføring enn tidligere i sesongen (Jonsson mfl. 2007). Sen oppvandring øker den perioden de er utsatt for fangst og predasjon i saltvann. For laksefiskenes oppvandring mot gyteplassen, synes derfor økt vannføring sommer og tidlig høst å være en fordel. Men motsatt, flom og sterk strøm i elvene om sommeren kan stoppe oppvandrende laks til flommen er over (Baisez mfl. 2011). Dette kan gi problemer i lange, varme elver der fisken blir hindret på veien mot kaldere områder der temperaturbelastningen om sommeren er mindre.

Økt avrenning (partikler, nærsalter)

Hvordan påvirkes ferskvannsfisk av økt avrenning (partikler, nærsalter)? Økt input av nærings-salter er fordelaktig for fiskeproduksjonen, inntil en viss grense, før overgjødning, tilgroing og oksygenmangel blir problematiske. I småbekker på Sørlandet økte produksjonen av ørretunger med nitrogenkonsentrasjonen opptil 2.4 mg nitrogen per liter Jonsson mfl. (2011). Ved enda høyere verdier begynte produksjonen av ørretunger å avta. Ved hvilke nivå nærings-saltene vil begynne å påvirke artene negativt, vil variere mellom artene. Laksefisk er blant de som først blir berørt. Det synes imidlertid ikke å være nærings-saltene i seg selv som er problematiske, men økningen av små partikler i vannet (Lisle & Lewis 1992). Økte mengder av partikler fyller hulrommene mellom steinene i gytegrøpa og reduserer oksygentilgangen til de befruktede eggene (Heywood & Walling 2010; Sternecker & Geist 2010). For eksempel utførte Julien & Bergeron (2006) et eksperiment som viste at fint substrat i vannet økte dødeligheten både på egg og larvestadiet hos laksefisk. Malcolm mfl. (2003) rapporterte at bare 0,5% silt i substratet var nok til å øke eggdødeligheten. Det er mange lignende eksempler i litteraturen (se Jonsson & Jonsson 2011).

Økosystemtjenester – fiskemuligheter etter ferskvannsfisk i et varmere klima

Høyere temperatur og økt nedbør kan bety bedret fiske etter ferskvannsfisk, spesielt i høyere og mer nordlige strøk av landet. Men det kan også bety reduserte fiskemuligheter på grunn av for høy temperatur, økt konkurranse mellom artene og innvandring av nye arter. For eksempel kan

røyefisken bli skadelidende på grunn av økt konkurranse fra ørret (Finstad mfl. 2011). I lavereliggende strøk blir bildet mer variert. Muligheten for fiske etter røye vil bli redusert. Dette er en konkurransesvak art under rike næringsforhold. Fiske etter sjørøye blir også skadelidende. Dette ble diskutert i sammenheng med partiell vandring. For ørretfiske er den generelle betydningen av klimaendringen ventet å bli mindre i de nærmeste årene. Først sent i århundret sier prognosene at sommertemperaturen kan bli for høy for arten i lavlandet i Sør-Norge. Lokalt kan imidlertid situasjonen bli annerledes avhengig av lokale forhold slik som eutrofiering. Stor næringsrikdom gir dårligere oksygenforhold og økt sedimentering av finkornet substrat som reduserer yngeloverlevelsen. Dette problemet vil øke under klimaendringen. Arten er også følsom for konkurranse fra mer spesialiserte arter. I den grad innvandring av nye arter følger klimaendringen, kan også dette påvirke muligheten for ørretfiske negativt.

Laksefisket har i senere år gått tilbake til tross for flere nye restriksjoner i laksefisket. Årsaken til dette skyldes muligens reduserte næringsforhold første år laksen beiter i havet (Jonsson mfl. i trykken). Andre faktorer påvirker også laksens overlevelse i havet (Anonym 2015). Dette kan ha sammenheng både med økt konkurranse av andre pelagiske fiskearter i Nord-Atlanteren, og i noen grad også økt temperatur og endringer i Golfstrømmen og transporten av dyreplankton inn i Norskehavet. Med fortsatt klimaendring vil derfor fiske etter laks gradvis bli dårligere, men med variasjon mellom år på grunn av lokale forhold knyttet til vassdragene. Den negative virkningen av klimaendringen for laksen blir minst i Nord-Norge. Fiske etter mer varmekjære arter vil bli bedre. Dette gjelder for eksempel fiske etter karpfisker og abborfisker. Disse tåler høyere temperatur og eutrofiering bedre. For arter der temperaturen begrenser utbredelsen slik som for gjørs, venter man at bestandene vil øke i størrelse, og det kan bli spredning av arten der dette er mulig. Klimaendringen kan gi innvandring av mer sørlige arter slik som nevnt tidligere, og med tiden kan dette gi grunnlag for fiske etter disse.

3.3.4 Ferskvann og klimaendringer på Svalbard

Ferskvannsmiljøene på Svalbard utgjøres dels av elver og bekker som ofte er brepåvirket, og dels av sjøer og systemer av dammer, ofte noe saltvannspåvirket. Middelttemperaturen på Svalbard har økt med 3 °C de siste 40 årene. Økt avsmelting av isbreer med påfølgende endret sommervannføring i vassdragene, til dels i kombinasjon med økt saltholdighet i ferskvann nær kysten knyttet til endret havnivå, er sannsynlige effekter på ferskvannsmiljøet. Det finnes imidlertid lite kunnskap om hvordan økosystemfunksjoner og akvatiske organismer på Svalbard vil endres som følge av global oppvarming (se også **boks 8**).

Ferskvannsfisk i Nordområdene

Den eneste ferskvannsfisken på Svalbard er røye, og under en klimaendring vil forholdene gradvis bedres. Så lenge elvene tørrlegges på grunn av bunnfrysing om vinteren, er det vanskelig å tenke seg etablering av selvrekutterende bestander av laks eller sjørøret på Svalbard. Det fanges imidlertid laks ved kysten av Svalbard (Jensen mfl. 2014), og arten vil kunne etablere seg når forholdene i ferskvann ligger til rette for det.

Generelt vil arter, hvis utbredelse er begrenset av lav temperatur og spredningsmuligheter, abiotiske og biotiske forhold ellers ligger til rette, bevege seg nordover og høyere opp i fjellet som følge av klimaendringen. For mange arter, er imidlertid forflytningen nordover begrenset av innvandringshistoriske grunner og barrierer mellom vassdrag. Ørret og laks, som er anadrome arter, vil sannsynligvis få økt nærvær og produksjon i Nordområdet med ytterligere spredning østover i Russland. En konsekvens kan bli reduserte røyebestander, spesielt i grunne innsjøer (Finstad mfl. 2011, Finstad & Hein 2012). En forflytning nordover vil, som nevnt tidligere, også gjelde mange andre arter ferskvannsfisk i Europa, som f.eks. mange karpfisker og abborfisker (Jonsson & Jonsson 2011). Gjørs er eksempelvis temperaturbegrenset ved 15 °C juli-isotermen. Utbredelsen vil derfor kunne bevege seg nordover i et varmere klima (Reist mfl. 2006). I Nord-Russland har gjedde, vederbuk og mort blitt vanligere i Petchora-deltaet (regnet som østligste lakseelv i Russland) og i estuariet Sredinnaya Guba (68 °N). Nordover vandrende karpfisker

og abborfisker kan utkonkurrere ørret i innsjøer siden disse er bedre næringsspesialister. Gjedde, for eksempel, predaterer laksefisk (Greenberg 1999) og den vil antakelig få økt forekomst i Nordområdet (Reist mfl. 2006). Således kan en suksessfull forflytning av konkurrenter og predatorer på lang sikt redusere suksessen til laksefiskene i nordområdet selv om forholdene ellers blir gunstige.

Boks 8: Komplekse responser

Dammer og innsjøer på Svalbard er normalt næringsfattige, med lav primærproduksjon og en sparsom planteplanktonflora som beites ned av store zooplankton (Daphnier). Mange av disse systemene er nå i rask endring, som følge av forhold som på innfløkt vis også er knyttet til varmere klima. Eksempelet som følger viser hvordan endringer i økosystemfunksjoner assosiert med antropogene faktorer kan få uventede virkninger i helt andre regioner, og som er svært vanskelige å forutse. De siste tiårene har det vært observert en sterk økning i tetthetene av kortnebbgås og hvitkinngås over store deler av Europa. Grunnen er dels jaktforbud og dels verne-



tiltak i Mellom-Europa, der artene har sine overvintringsområder, og der også mildere vintre har gitt bedre beite og økt overlevelse. Også i hekkeområdene på Svalbard, som er knyttet til våtmark langs tjern, dammer og små innsjøer, har sommertemperaturene økt, noe som antas å ha bidratt til økt reprodutiv suksess. Den konsentrerte gjødslingen fra høye tettheter av gjess i og omkring dammer, tjern og innsjøer på Svalbards våtmark har utløst en kraftig eutrofiering, med økt primærproduksjon og høyere biomasse av planteplankton. I tillegg er sannsynligheten stor for at de store mengdene med gjess fungerer som vektorer for planktoniske hvileegg, som gjør at man må forvente introduksjon av nye planktoniske krepsdyr og endret artssammensetning i disse ferskvannssystemene. Hvordan dette vil påvirke økosystemfunksjoner er uvisst.

3.3.5 Samlet trusselbilde ferskvann

Det er svært vanskelig å forutsi hvordan arter og funksjonelle artsgrupper vil respondere på endret klima, og eksempelet fra Svalbard (**boks 8**) illustrerer hvor uforutsigbare effektene av varmere klima kan slå ut i kombinasjon med endret forvaltning, dels også i helt andre geografiske regioner enn der tiltak skjer. Generelt vil imidlertid mønsteret for arter i ferskvann være at nordgrensen rykkes nordover eller mot kaldere og mer alpine soner. Kaldtvannsarter som laksefisk vil få problemer mens mer varmekjære arter som karpfisker begunstiges i et varmere klima. Noe større sikkerhet er knyttet til prosesser i nedbørsfeltene, og hvordan disse vil påvirke innsjøer og vassdrag. Økt avrenning av næringssalter og økte temperaturer vil forsterke produktiviteten og kunne drive økosystemfunksjonene i en del lavereliggende innsjøer mot økt eutrofiering, som ofte er assosiert med økt dominans av mulig toksinproduserende blågrønnalger. Hvordan økt brunfarge og DOC vil modifisere denne prosessen er imidlertid mer usikkert. I næringsfattige klarvannssjøer vil økt farge og økte sommertemperaturer forsterke sommersjiktning og stratifisering, noe som vil påvirke flere økosystemfunksjoner. Andre viktige trusler i ferskvann er eutrofiering og forurensning fra landbruk, avløp og industri. Spredning av fremmede arter er også et potensielt problem (Hendrichsen mfl. 2015). I forbindelse med implementeringen av vanddirektivet i Norge planlegges omfattende tiltak innen landbruk, avløp og industri, blant annet for å redusere faren for masseoppblomstringer av blågrønnalger. Det er vanskelig å sette dimensjonen av de ulike truslene opp mot hverandre, men det kan se ut som om klimaendringene generelt kompliserer situasjonen med tanke på andre trusler gjennom f.eks. økt spredning av fremmede arter og økt eutrofiering.

3.3.6 Kunnskapshull ferskvann

Vi trenger mer kunnskap om hvordan effekter av klimaendringer påvirker risikoen for algeoppblomstringer i innsjøer som er utsatt for eutrofiering, og i hvilken grad blågrønnarter vil flytte nordover og oppover. Dette har en særlig relevans for landets drikkevannskilder, som i all hovedsak er knyttet til innsjøreservoarer. Det er behov for både empiriske data og bedre modeller for å kunne gi mer pålitelige prediksjoner. Mer generelt vet man også lite om hvordan fysiologi og temperaturpreferanser påvirker de ulike artenes utbredelse i vann, og hvordan fysiologiske faktorer vekselvirker med økologi (predasjon, konkurranse). Hvordan arter og økosystemfunksjoner vil respondere på mildere vinterklima er også viktig å få belyst. Videre vil det være viktig å prioritere forskning på arter som kan fungere som "tidlige varslere" for systemiske endringer. Her vil alpine vann og vassdrag ha særlig relevans, fordi de responderer tidlig og har enkle biotiske interaksjoner. Både her og ellers vet man lite om hvor fenotypisk og genetisk fleksible arter er overfor de aktuelle endringene, og i hvilken grad det finnes lokale eller regionale tilpasninger. Det er store kunnskapshull i nordområdenes (inkludert Svalbards) akvatiske biodiversitet og hvordan disse interagerer for ulike økosystemfunksjoner.

For ferskvannsfisk kan nevnes følgende viktige kunnskapshull vedrørende effekter av klima:

1. Adaptiv plastisitet. Tidlige klimapåvirkninger under fosterstadiet har effekter både på økologien til ungfisk og voksne fisker. Nye studier viser dette (Jonsson mfl. 2005, Finstad & Jonsson 2012; Jonsson mfl. 2014a,b), og tyder på at fisker har evne til å tilpasse vekst, utvikling og reproduksjon på bakgrunn av temperaturer fiskene opplever tidlig i livet. Vi mangler imidlertid detaljert kunnskap om de mer nøyaktige sammenhengene, i hvilken grad fiskene er tilpasningsdyktige, og hvordan dette vil påvirke våre forutsigelser om effektene av klimaendringene for ulike fiskearter.
2. Vannføringens betydning for laksefiskenes overlevelse første leveår: Fiskeartene har følsomme stadier da vannføring og strøm fører til økt dødelighet. Dette gjelder spesielt tidlig i livet. Hos laksefisk er det på eggstadiet, like etter befruktning, når de går opp fra grusen og skal etablere territorier og begynne å ete, og utover sommeren da de vokser og det blir mangel på territorier, at dødeligheten er størst. Vi vet imidlertid lite om hvordan klimaendringen vil endre overlevelsen og bestandssituasjonen for laksefiskene som følge av endrede vannføringsforhold samtidig som temperaturen øker.
3. Man har nettopp begynt å avdekke betydningen av ernæringsforholdene for laksen første sommer i havet på overlevelse, vekst og kjønnsmodning. Man vet nesten ingenting om mekanismene som er involvert, betydningen av havstrømmene, import av næring og zooplankton, konkurranse fra andre arter samt predasjon fra pelagiske fisker og sjøpattedyr. Skal man forstå årsklassesvingningene og bestandsdynamikken hos laks, synes dette å være det neste store spørsmålet som må besvares.
4. Ikke bare temperaturen, men også biotiske forhold påvirker fiskenes utbredelse. Forskning på ørret og røye har vist dette. Vi vet imidlertid lite om hvordan biotiske forhold påvirker utbredelsen til andre fiskearter. Dette begrenser vår mulighet til å gi forutsigelser om framtidig utbredelse utover den kunnskapen vi har om artenes temperaturfølsomhet. Men kunnskap om andre miljøkrav og innvirkning av biotiske forhold som konkurranse påvirker antakelig utbredelsen også til andre arter uten at vi vet hvor mye det betyr. Dette begrenser vår mulighet til å gi sikrere anslag om hvordan klimaendringen vil påvirke ferskvannsfiskenes utbredelse i framtiden.
5. Mange fiskebestander er partielt vandrende, dvs. de består av både vandrende og stasjonære individer. Disse er både tilpasset forhold i gyteområdet og beiteområdet for de vandrende individene. For arter der en del av bestanden kan vandre til havs slik som ørret og røye, kan klimaendringen forandre «lønnsomheten» ved å vandre til havs i forhold til å bli i ferskvann. Det er en forskningsutfordring å forstå slike prosesser og å estimere hva klimaendringen vil bety for slik bestandssplitting hos fiskearter i Norge.

3.4 Marine økosystemer

Norskekysten er delt inn i økoregioner fra Skagerrak i sør, via Nordsjøen, Norskehavet og til Barentshavet i nord. Regionene skiller seg med hensyn til viktige miljøforhold som temperatur, salinitet (saltholdighet) og tidevann. Den lange kysten som strekker seg over mer enn ti breddegrader omfatter ulike naturgeografiske regioner fra tempererte til arktiske strøk som kan påvirkes i litt ulik grad av klimaendringer. Gjennom det Nasjonale programmet for naturtypekartlegging, MAREANO, overvåkingsprogrammer og andre prosjekter, har naturtyper på bunnen de siste 10 årene blitt viet større oppmerksomhet og kunnskapsutvikling. Økt innsats og bruk av ny teknologi har gjort det mulig å få mer kunnskap om disse vanskelig tilgjengelige naturtypene. Lange tids-serier og kunnskap om naturlige svingninger er en forutsetning for å avdekke mulige årsaker til endringer som er direkte eller indirekte forårsaket av klima.

Norges kystlinje med øyer, skjær og holmer er over 100 000 km lang. Dette tilsvarer avstanden om lag to ganger rundt ekvator og gjør den til verdens nest lengste kyst, etter Canada. Både bunnen og vannmassene over (pelagialen) huser rike økosystemer. Tilførsler av næring fra land med elver, grunne områder som får lys fra sola, og vekslings mellom omrøring og sjiktning av vannmasser i ulike årstider er forhold som gjør kysten svært produktiv. Våroppblomstring av planktonalger sørger for store mengder mat for små encellede og flercellede organismer. Disse igjen spises av rovdyr som fisk og maneter, men ikke all maten spises i vannsøylen, og det som drysser ned på havbunnen, er mat til børstemark, muslinger, bunnfisk og andre dyr som lever der. På fjellbunn eller der det går an å få feste, vokser tang og tare som danner havets skoger. Disse skogene sørger for mat og oppvekst- og levesteder for et mylder av andre arter alger, små og store krepsdyr, snegler og fisk. Mange av fiskeartene lever hele livet sitt langs kysten, mens andre kommer inn til kysten for å spise eller gyte. Den store tilgangen til mat danner livsgrunnlag for rike bestander av sjøfugl, sel og hval langs kysten, og disse bestandene er helt avhengige av det kysten har å by på for å overleve. Vi ser allerede tegn på hvordan klimaendringer kan føre til forandringer i dette samspillet, noe som gir perspektiver på endringer i økosystemtjenester. Stor menneskelig aktivitet både i kystsonen og i tilgrensende landområder gjør disse marine økosystemene spesielt utsatte.

3.4.1 Kyst – bunn

Kyst og bunnområdene kan deles i en rekke naturtyper bestemt av dyp, bunnsubstrat, vannbevegelse og geografisk plassering. Nærmest kysten og det terrestriske miljøet finnes tidevannssonen. I bølgeeksponerte ytre kystområder er tidevannssonen på hardbunn (fjell og stein) preget av rur og andre organismer som er godt festet til underlaget, mens tidevannssonen lenger inn domineres av tang, som danner store sammenhengende belter langs store deler av norsk kysten. I bukter og vikene finner man sandstrender der det er bølgeutsatt, og strender med finere sediment (fin sand, leire, mudder) på de mer bølgebeskyttede lokalitetene (se også **kapittel 3.2.2**). Siden Norge er et land preget av fjell og stein er det hardbunn som dominerer i tidevannssonen, mens bløtbunnsfjærene er mer sjeldne.

Relativt robuste arter

Plantene og dyrene som lever i tidevannssonen på Norskekysten er spesielt robuste, de må tåle is og kulde om vinteren, sol varme og uttørking om sommeren, samt bølgeslag i stormer, og kraftige regnbyger ved fjæresjø. Artene som lever i tidevannssonen vil i stor grad være robuste overfor endringer i abiotiske faktorer tilknyttet klimaendringer. Men de indirekte effektene av klimaendringer gjennom endringer av utbredelse av arter og for eksempel invadering av fremmede marine arter, vil kunne medføre store endringer i artssammensetning og i reduksjon av stedeegne arter. Selv om mange arter er tolerante så vil store endringer i vannstand og stormfrekvenser føre til endringer, og i enkelte miljøer vil endring fra frost og islegging til milde vintre kunne føre til dramatiske forskjeller i artssammensetning og økologisk funksjon (se Leinaas & Christie 1991).

Tareskog og andre naturtyper

I den belyste sonen, der planter kan leve (fra 0 til 30-40 m dyp), danner tareskogene en viktig naturtype på hardbunn. Tareskogene dekker store arealer og tareplantene er viktige primærprodusenter som danner leveområder for et stort mangfold av alger, invertebrater og fisk. Det finns flere arter tare, men de store forekomstene utgjøres av stortare i ytre kyststrøk og sukkertare innover i skjærgården og i fjordene. Forekomst av bløtbunn øker med dypet. Dype områder med stor vannbevegelse har sand- og skjellsandbunn, mens leire og mudder dominerer på dype beskyttede områder. Bløtbunnsområder huser et stort mangfold av dyr som lever nede i sedimentet, mens noen få arter beveger seg på overflaten av sedimentet. Ålegras danner en egen naturtype på bløtbunn i grunne kystområder fra tidevannsonen og ned til mellom 5 og 10 m dyp. Små og store enger av ålegras finnes på ulike substrattypene (sand og mudder) på beskyttet og middels bølgeutsatte lokaliteter langs hele norskekysten. Sammensetningen av arter som lever i bløtbunnsområder langs kysten varierer langs gradienter som breddegrad, bølgeeksponering (for grunne forekomster), strøm, salinitet, dyp og fra indre fjord til ytre kyst. I områder med store tidevannsforskjeller vil store vannmasser som føres inn og ut av fjordsystemene, generere strømsystemer som skaper grunnlag for rike faunaforekomster, også på dypere bunnområder langs kysten. Spesielle arter finnes i brakkvann og estuarier innerst i fjorder og ved elveutløp. Selv om vi kan finne mange av de samme nøkkelartene langs store deler av kysten, vil alle nøkkelarter og naturtyper ha sine egne spesielle nisjer, noe som skaper et stort mangfold av organismer langs kysten. Bunnområder med frisk vegetasjon av tang, tare og ålegras regnes som spesielt viktige naturtyper fordi de har høy produksjon, de er leveområde for et høyt mangfold organismer og viktige oppvekstområder for mange fiskesorter.

Påvirkning grunt og dypt

Klimaendringer i form av temperaturøkning, endring i nedbørsforhold og avrenning med mer slam og humus, og grad av ekstremvær vil påvirke først og fremst de grunne og kystnære artene og naturtypene. Særlig naturtyper med vegetasjon kan være utsatt ved slike påvirkninger, noe som allerede vises tydelig med negativ påvirkning på flerårige vegetasjonstyper som for eksempel tareskoger flere steder i Norge og andre steder i verden (se Moy & Christie 2012, Smale mfl. 2013). En temperaturøkning vil også forplante seg nedover til større dyp, men responsen til artene her vet man mindre om. Sannsynligvis er de tilpasset et miljø med små variasjoner i salt og temperatur og flere arter kan være følsomme overfor miljøforandringer slik at endringer kan forskyve artssammensetningen. Økt temperatur vil føre til forskyvninger i utbredelse og endret tetthet av nøkkelarter som stortare, kråkeboller og krabber, noe som kan føre til storskala endringer i kystøkosystemene (se nedenfor).

Stabilitet eller regimeskifter

Struktur og funksjon i naturtypene bestemmes av sammensetning og mangfold av arter i systemet og hvordan de reagerer på de miljøfaktorene de utsettes for. Endres miljøforhold som salinitet, bølger og temperatur vil dette favorisere noen arter på bekostning av andre. I grunne og kystnære naturtyper vil endring i nedbør og avrenning, endrete isforhold og endringer i partikkeltilførsel og lysforhold være klimaeffekter som kan forårsake endringer hos økosystemene. Under noen forutsetninger vil robuste naturtyper kunne vende tilbake mot sin opprinnelige tilstand etter en påvirkning, men i nyere tid har man flere steder langs norskekysten sett at klimaendringer alene eller sammen med andre menneskeskapt påvirkninger har ført til såkalte regimeskifter (Norderhaug & Christie 2009) der en tidligere stabil naturtype har flippet over til en annen naturtype med høy grad av økologisk stabilitet. Ett eksempel som ofte har blitt kalt et regimeskifte er sukkertareskogene i Skagerrak som i løpet av kort tid tidlig på 2000-tallet ble endret til samfunn dominert av kortlivede, opportunistiske trådalger (Christie 2009, Moy & Christie 2012).

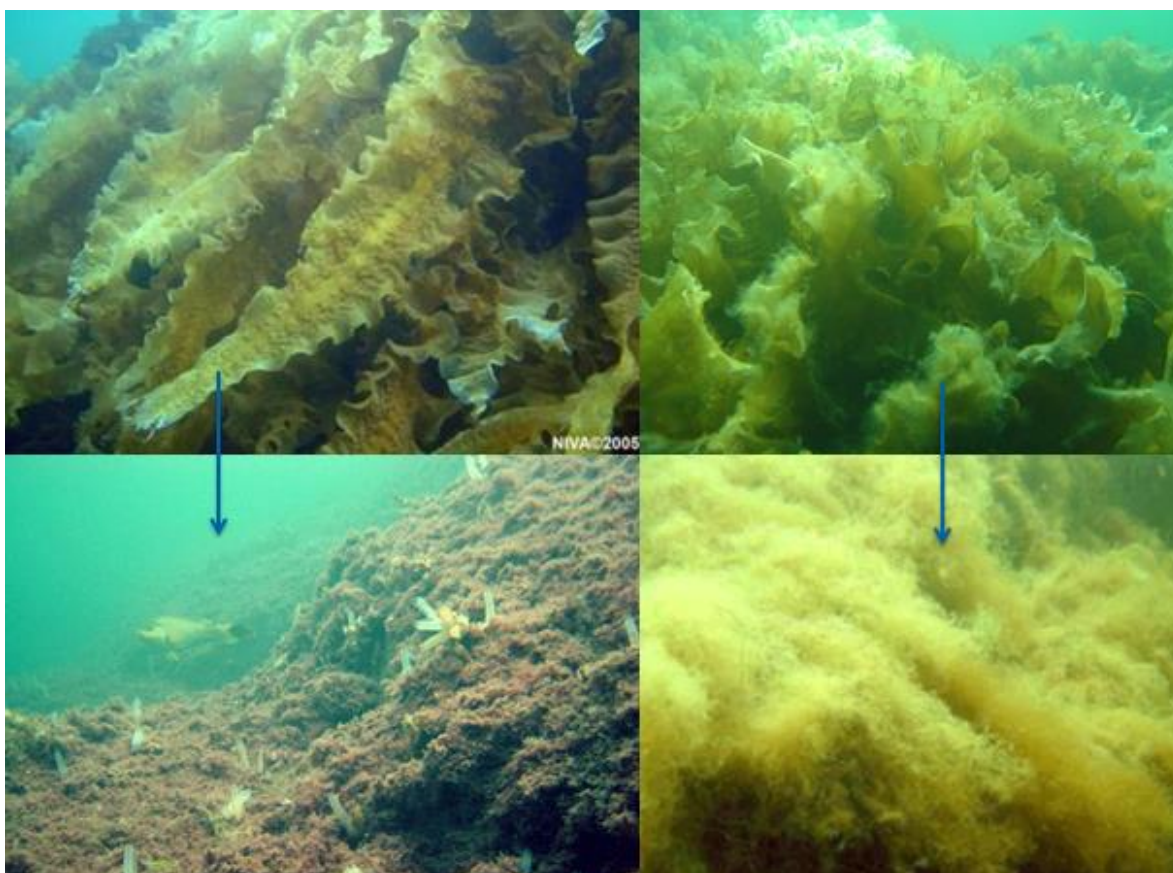
Nøkkelarter og passasjer-arter

I de fleste naturtyper fins arter som kan kalles nøkkelarter fordi deres forekomst er viktig for å opprettholde naturtypens struktur og funksjon. Tarearter, som f.eks. sukkertare og stortare er eksempler på slike nøkkelarter, da de er viktig habitat, oppvekstområde og mat for en lang rekke arter og organismegrupper, og dermed har en avgjørende rolle i marine næringsnett. En stor del av mangfoldet i slike naturtyper utgjøres av såkalte passasjer-arter som er en del av strukturen,

men som ikke er avgjørende for selve naturtypen som økosystem. Dette kan for eksempel være ulike rødalger som lever som påvekstalger på de kraftige tarestilkene. En klimaendring som påvirker en nøkkelart i positiv eller negativ retning vil kunne få store konsekvenser for naturtypen, mens endringer i passasjer-artenes forekomst er mindre dramatisk for selve naturtypen så sant en passasjer-art ikke blir en nøkkelart etter endringen.

Endringer i kystøkosystemer

Det finns i dag flere eksempler på at klimaendringer fører til endringer i kystøkosystemer, noe som sannsynligvis vil eskalere med en videre temperaturøkning fram mot neste århundreskiftet. Økt avrenning fra land og endringer i det pelagiske systemet (se senere) har ført til mer partikler i vannmassene og formørking av kystvannet. Dette fører til dårligere lysforhold og gjør at nedre voksegrense for de bunnlevende algene (bl. a. tareskog) blir redusert (**figur 24**). Økte partikkelmengder fører også til nedslamming av bunnområder som hindrer eller reduserer muligheter for fastsittende alger og dyr til å etablere seg på fjell og stein. Dårligere lysforhold som reduserer algenes fotosynteseaktivitet sammen med en økning i temperatur som øker plantenes respirasjon vil føre til en lavere produksjon og en trussel mot planters og assosierte dyrs overlevelse.



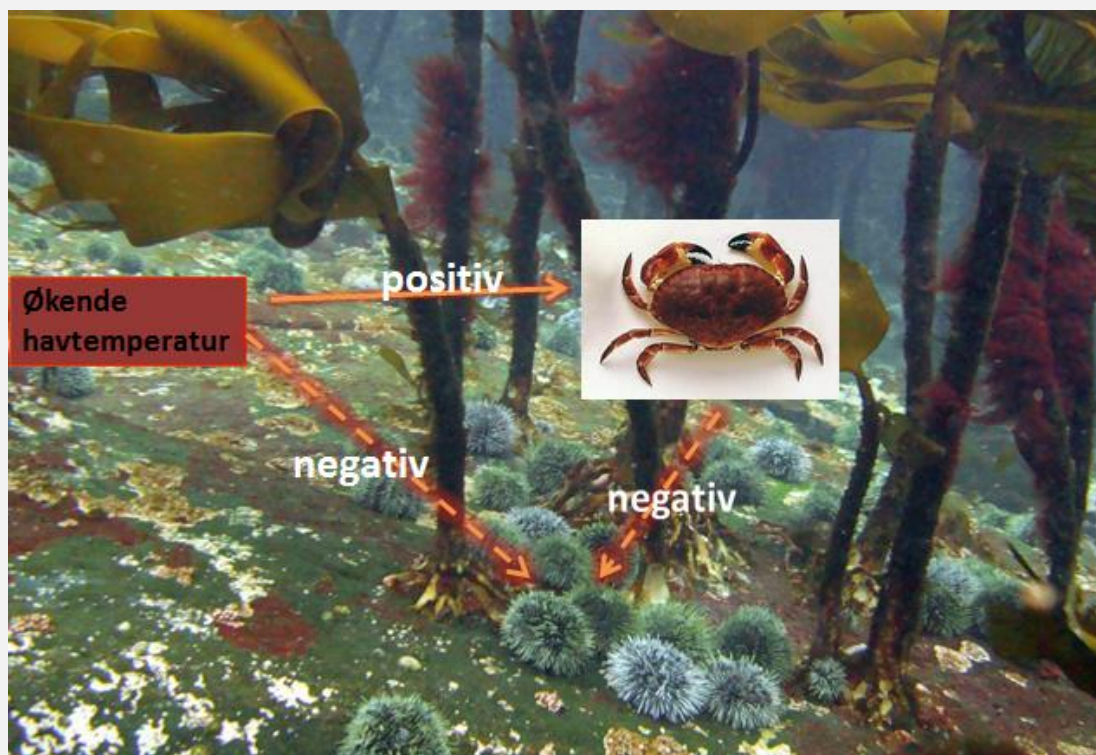
Figur 24. Klimaendring har sammen med andre menneskelige påvirkninger ført til at sukkertareskog har blitt overgrodd og etter hvert erstattet av trådformete alger og nedslamming. Endringen er illustrert med en pil, bildene til venstre er fra Sørlandet og til høyre fra Vestlandet. Foto: NIVA.

Boks 9: Tareskogen i endring

Eksempler på konkrete og storskala endringer grunnet klimaeffekter har vi sett de siste år i våre tareskoger. Disse er viktige naturtyper langs hele Norskekysten, både sukkertare og stortare er potensielt hver for seg beregnet å dekke arealer på over 5 000 km². Klimaendringer er medvirkende til observerte negative og positive endringer i utbredelse av tareskoger i sør og nord, og disse endringene kan se ut til å være langvarige.

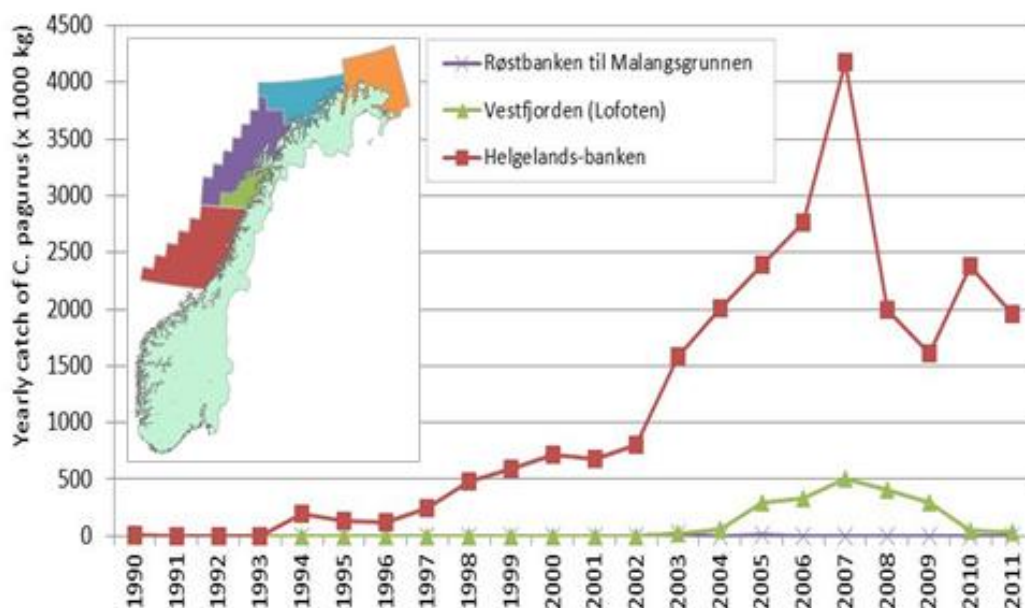
I Sør- og Vest-Norge er frodige og artsrike skoger av sukkertare erstattet av et teppe av trådformete alger, som også inneholder en del slam. Dette endrer artssammensetningen og representerer et samfunn med færre arter og individer, samtidig som det hindrer nyrekruttering av sukkertare som er en flerårig skogdannende art. Liknende tilstander er observert for ålegrasenger, og man kan anta at en ytterligere temperaturøkning vil favorisere varmekjære trådalger på bekostning av våre mer langlivede kaldtvannsarter. Disse pågående negative trendene er internasjonale, og selv om de relateres til temperaturøkning antar man at også andre faktorer medvirker, for eksempel høye konsentrasjoner av næringsalter.

Lenger nord i Norge, derimot, har tareskogene gjennom snart et halvt århundre vært fullstendig nedbeitet av store tettheter av Drøbak-kråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*). Denne er en viktig nøkkelart i systemet som ved høye tettheter fører til ørkenlignende tilstander. Varmere kystvann har ført til redusert rekruttering og trivsel for kråkebollene i de sydligste delene av det tidligere nedbeitede området (Fagerli mfl. 2013). Dette har ført til reduserte tettheter eller helt fravær av kråkebolle. Samtidig har den økende temperaturen ført til at krabber som taskekrabbe og strandkrabbe (*Cancer pagurus*, *Carcinus maenas*) har utvidet sitt utbredelsesområde nordover. Disse spiser kråkebolle og har dermed også bidratt til å redusere kråkebollebestanden (Fagerli mfl. 2014). Dette har ført til at store tareskoger har kommet tilbake i Trøndelag og i sørlige deler av Nordland og det er et godt eksempel på hvordan direkte og indirekte effekter av temperaturøkning sammen kan føre til store endringer i naturtyper. Tareskoger representerer store verdier (i Europa beregnet til 20 000 € per ha), og den gjenvæksten vi ser i Midt- og Nord-Norge representerer milliardverdier i form av primærproduksjon, biomangfold, oppvekst og næringsområde for fisk, karbonbinding og bioremediering. Økningen i havtemperatur bringer her tareskog tilbake ved at kråkebolle dør ut, både via en direkte negativ effekt av temperatur, og indirekte, ved at kråkebollenes fiender blir positivt påvirket av temperaturøkningen. (Foto: NIVA)



Arter trekker nordover

En generell trend er at nordlige kaldtvannsarter (slik som Drøbak-kråkebolle) får redusert sitt utbredelsesområde i sør, mens sørlige arter (slik som krabbene beskrevet over, se også **figur 25**) får utvidet sitt utbredelsesområde nordover. Det er i utredningen til Brattegard (2011) beskrevet at over 560 arter har økt sine leveområder opp mot tusen kilometer nordover. Ved å studere utbredelsen til bunndyr kan en definere norskekysten i dyregeografiske områder og Brattegard (2011) har vist at mange arter som før har levd nord til Midt-Norge, nylig har trukket seg videre nordover. Nøkkelarter som for eksempel de nevnte krabbeartene og leppefisk vil kunne bidra til endringer i kystens naturtyper og de er nå funnet nordover til Troms.



Figur 25. Fangster av taskekrabbe har økt i de ulike fiskerisonene nordover. Nederst til høyre vises at små fangster har også blitt tatt i den mørke blå/lilla sonen etter 2005, og det er ifølge Brattegard (2011) registrert taskekrabbe i den lyseblå sonen (Vest-Finnmark). Data fra Fiskeridirektoratet. Fangst av taskekrabbe har ennå ikke nådd Vest-Finnmark (turkis område) og Øst-Finnmark (oransje område).

Med endrete klimaforhold (økende temperatur) ser vi også en del nye, mer sørlige arter som trekker nordover og inn i Norske farvann. Brattegard (2011) beskriver over 100 arter som har kommet inn i vår fauna, enten sørfra i Nordsjøen, eller fra områder ved Skottland. Noen av disse artene har potensialet til å etablere seg og opptre i så høye tettheter at de kan forårsake både økologisk og økonomisk skade. Blant disse artene er også fremmede arter (se nedenfor).

Nye arter og fremmede arter

Nye arter for Norge er spådd en økende forekomst etter hvert som kystvannet får mildere vinter-temperatur, mindre isskuring, og høyere sommertemperatur. Dette kan bidra til at de nye artene, både arter som naturlig har hørt hjemme i kystområder sør for Norge og såkalte fremmede arter, overlever og formerer seg på kyststrekninger som tidligere var for kjølige. To arter som er introdusert til Europa med oppdrett er stillehavsøsters som er direkte importert og japansk drivtang som er kommet som passasjer på østersskall. Disse er nå vanlige i Sør-Norge og er spådd en videre økning både i tetthet og utbredelse. Stillehavsøsters kan komme til å opptre i så høye tettheter at den kan fortrenge andre arter i tidevannssonen og på grunt vann, og japansk drivtang kan forandre åpne sandbunnsområder til tette enger hvor arten dominerer. Man kan også tenke

seg enkelte positive økosystemtjenester fra disse introduserte artene, men trusselbildet med ødelagte strender og fortrengning av naturlige arter er overveiende.

Flere arter rødalger samt amerikansk knivskjell og kinesisk ullhåndkrabbe har også kommet til Norge de siste årene ved hjelp av en menneskelig vektor, og regnes dermed som fremmede. Med endrede klimaforhold kan disse, hvorav flere står på Svartelista (Gederaas mfl. 2012), få bedre vilkår i framtiden og skape problemer for eksisterende arter (Follestad mfl. 2011). En stor andel av de fremmede artene som kommer som blindpassasjer (f.eks. i ballastvann) etablerer seg ikke i våre farvann, men et varmere klima kan tenkes å lede til at flere av artene klarer å etablere seg (Hendrichsen mfl. 2015).

Klimaendringer kan være positivt for oteren

Vi har flere norske pattedyr som lever langs kysten. Oteren (*Lutra lutra*) lever primært langs kysten, men den kan også forflytte seg innover i landet og oppover i høyden langs større og mindre vassdrag (Dijk & May 2012, Dötterer mfl. 2004). Langs kysten har oteren en sammenhengende utbredelse fra Rogaland og nordover, mens sør- og østlandskysten har mer spredte forekomster (Dijk & May 2012). Arten er fredet og i den norske rødlista fra 2010 er den klassifisert som sårbar. Fiskeredskap, trafikk og skadefellinger står hvert år likevel for et betydelig uttak (Dijk & May 2012). Oterens livsførsel er nært knyttet til vann og de ressursene som finnes der. To Skandinaviske studier har avdekket at oterens kroppsstørrelse har økt i løpet av en 30-40 års periode (Yom-Tov mfl. 2006, Yom-Tov mfl. 2010). Dette ble satt i sammenheng med at klimaendringene i denne perioden hadde resultert i økt vanntemperatur, redusert isdannelse og også en økt tilgang på oppdrettsfisk. En fremtidig økning i vanntemperatur og redusert varighet av perioder med tilfrysing av ferskvannslokalteter, vil for oteren være positivt både i forhold til ressurstilgang og ressursforbruk. Oteren er fleksibel i sitt diettvalg (Heggberget mfl. 1995), og har derfor god evne til å tilpasse seg et endret fødetilbud både gjennom året og mellom år.

Utvidet utbredelse for sel?

I dag finnes steinkobbe (*Phoca vitulina*) og havert (*Halichoerus grypus*) i større eller mindre tettheter langs hele norskekysten (Bakketeig mfl. 2015). Haverten finnes vanligvis langs de ytterste og mest værutsatte holmene og skjærene. Steinkobben liker seg bedre i lunere områder og kan også trekke opp i ferskvann. På starten av 1970-tallet stod begge artene i fare for å bli lokalt utryddet på grunn av høyt jaktpress. I 1973 ble det innført fredningsbestemmelser for å ivareta artene. I dag viser beregninger gjennomført av Havforskningsinstituttet at totalbestandene teller i overkant av 7500 steinkobber og 8500 havert. Siden 1997 har det vært åpnet for kvoteregulert jakt på begge artene. På verdensbasis er steinkobben en av selartene med aller størst utbredelse. Dette understreker at arten har stor tilpasningsevne i forhold til variasjon både i miljøbetingelser og fødetilbud. Også haverten er en tilpasningsdyktig art med bestander på begge sider av Atlanterhavet. Et varmere klima er forventet å resultere i at begge artene utvider sine utbredelsesområder nordover (ACIA 2004b, Rosing-Asvid mfl. 2010). Dette gir også en forventning om større totalbestander. Fødetilgangen for begge artene er derimot påvirket av det kommersielle fiskeriet og sesong-/mellomårsvariasjoner i vekstvilkårene for fiskeslag som utgjør viktige bestanddeler i dietten (Brown mfl. 2012, MacKenzie mfl. 2011).

Økosystemfunksjoner og økosystemtjenester

De grunne bunnområdene med rik vegetasjon langs kysten har en viktig funksjon ved høy produksjon. Selv om det er et rikt dyreliv i disse økosystemene er primærproduksjonen så høy at mesteparten transporteres ut til andre nærliggende systemer/naturtyper, de er således overflodsystemer som bidrar med næring/energi til andre systemer. Dersom disse systemene blir berørt av klimaendringer vil det ikke bare gå ut over dem, men det vil kunne få negative ringvirkninger ved redusert næringstilførsel til en rekke andre systemer. Selv om det viktigste bidraget til primærproduksjonen i Norske farvann totalt utgjøres av planteplankton, vil bidraget fra særlig de store tareskogene være meget viktig for de kystnære økosystemene. Produksjonen transporterer energi oppover i mange ulike næringskjeder, mens økosystemene og sammensetningen av arter påvirkes av alle prosesser som virker ovenfra og nedenfra samt fra interaksjoner med de

frie vannmasser. Der hvor tareskog er erstattet av kråkeboller er både diversitet og produksjon redusert med over 100 ganger. Der tareskog blir erstattet med trådalger vil en varig skog skiftes ut med sesongmessig vegetasjon som dør ut og går i forråtnelse om høsten.

De grunne kystsystemene er allerede og vil i økende grad bli påvirket av de miljøendringer som klimaendringer medfører (temperatur, stormer, endret avrenning). Økosystemtjenester deles gjerne i fire kategorier, og våre kystnære systemer bidrar med alle typer økosystemtjenester og impliserer store verdier som utsettes for påvirkning fra blant annet klimaendring:

1. *Produserende økosystemtjenester*: Næring, mat, produkter, genetiske ressurser. Den høye produksjonen og det mangfoldet av nisjer/mikrohabitater og naturtyper gir grunnlag for rike næringskjeder og et variert plante- og dyreliv som er viktig for lønnsom utnyttelse, f.eks. fiske.
2. *Kulturelle økosystemtjenester*: Rekreasjon, turisme, vitenskap, utdanning, estetikk. En rik kyst med et sunt og velfungerende økosystem er avgjørende for rekreasjon og andre aktiviteter. Kysten og skjæringspunktet mellom hav og land er utgangspunkt for menneskelig aktivitet, og de kystnære økosystemene er mest tilgjengelige.
3. *Regulerende økosystemtjenester*: Bioremediering (regulering av skadelige stoffer), binding av karbon, binding av sedimenter. Økosystemer med stor biomasse vil ved endringer binde opp eller frigjøre karbon, og opprettholdelse av de store tareskogene vil bidra til å binde CO₂ og ta opp næringsalter fra omgivelsene. Ålegrasenger er typisk naturtyper som er viktig for å binde og stabilisere sedimenter.
4. *Støttende økosystemtjenester*: Vedlikehold av biologiske og biogeokjemiske sykluser og prosesser, resiliens. Opprettholde leveområder. Den variasjon av naturtyper som finnes vil bidra til å opprettholde det biologiske mangfoldet, og også opptak og omsetning av de stoffer og prosesser som er viktige for at økosystemene skal fungere. Et større mangfold der alle arter er med å regulere et velfungerende økosystem gjør systemer mer robuste ved eventuelle forstyrrelser.

Kyst - bunn - sammendrag

Kysten og de kystnære bunnsystemene i Norge opplever allerede flere storskala forandringer grunnet klimaendringer. Arter som normalt hører hjemme sør for våre farvann kommer inn og blir en del av vår natur sammen med fremmede arter som også kommer inn sørfra og øker i tetthet og omfang med økende temperatur. Dette kan få store effekter når arter med stor påvirkning i økosystemene kommer inn i nye områder. Over 500 av våre sørlige arter har utvidet sitt utbredelsesområde nordover. Økosystemer som har stor utbredelse og stor betydning for kysten, slik som tareskoger, har gjennom direkte og indirekte påvirkninger fra klimaendringer vist både negative og positive trender. Om klimaendringene karakteriseres som positive eller negative, er avhengig av hvilke og hvordan naturtyper og arter som blir påvirket. Generelt vil endringer i arts-sammensetning og biodiversitet samt endring av naturtyper og introduksjon av fremmede arter karakteriseres som negative, men noen av de endringene som forekommer vil isolert sett kunne bidra til positive økosystemtjenester, som f.eks. høsting av nye arter.

3.4.2 Kyst – pelagisk

Pelagialen er de frie vannmasser og begrepet er avledet fra det greske ordet for «åpent hav». Biologisk mangfold i den pelagiske sonen (vannmassene) avtar med dybden på grunn av mangel av lys og oksygen, så vel som økt vanntrykk. Den pelagiske delen av kystsystemene er knyttet sterkt opp mot de bunntypene som er beskrevet over siden det foregår en rekke interaksjoner mellom bunnen og de kystnære pelagiske systemene. I store trekk er pelagialen bygget opp rundt de ulike trofiske nivåene planteplankton, dyreplankton og fisk. Struktur og funksjon er avhengig av sesong der arter og forekomster varierer over relativt korte skalaer samtidig som

mange arter er passive og driver med havstrømmene (plankton). Hovedretning på strømsystemene langs Norskekysten er fra sør og mot nord. De prosessene som her styrer økosystemene er primærproduksjon - i første omgang om våren (våroppblomstringen), og beitere (dyreplankton) og predatorer (maneter, fisk) responderer på næringstilførselen mens «top down» regulering har stor betydning på de fluktuasjoner i artssammensetning man observerer utover året. Også i pelagialen vil temperatur og formørking av vannmasser bety mye for artssammensetning av planteplankton og produksjon, og dette kan få konsekvenser for høyere nivåer i næringskjeden – både i vannmassene og på bunnen. Temperatur virker sammen med andre effekter av klima samt eutrofiering og fører til endringer i artssammensetning, som kan føre til effekter på andre trofiske nivå.

Strømmer, lys og temperatur

Siden de dominerende strømsystemene frakter vannmasser fra hav og kystområder sør for Norge nordover langs hele kysten, er det et transport av pelagiske arter i flere trofiske nivå. Disse kommer inn i våre farvann og vil trives der etter hvert som temperaturforholdene blir mer gunstige for dem. Fordi mange prosesser i sjøen er påvirket av temperatur eller lys, vil en endring av temperaturen, mens de sesongmessige lysforholdene forblir de samme, kunne føre til «mismatch» i tid og rom mellom arter som har utviklet og er tilpasset sameksistens eller avhengighet gjennom hundrevis av år. Gjennom de årlige Havforskningsrapportene oppdateres forekomster av fisk og plankton (se Havforskningsrapporten 2014), og forhold som «mismatch» mellom torskelarver og deres næringsdyr, og konsekvensene for økosystemtjenester er drøftet av Magnusen mfl. (2012).

Næringskjeder, geleplankton og timing

Av primærprodusentene i havet er planteplanktonet den komponenten som samlet utgjør størstedelen av produksjonen som ender opp i dyreplankton og fisk. Våroppblomstring av kiselalger setter i gang et yrende liv og er grunnlag for både store pelagiske ressurser og et regn av næring ned til dypere systemer. Hoppekreps som raudåte (*Calanus finmarchicus*) er særdeles viktige for å bringe den energien som planteplanktonet produserer videre opp til fisk og andre organismer som hval og sjøfugl. Siden raudåta er så tallrik og har så høy produksjon langs Norskekysten er mange av organismene i havet tilpasset raudåtas sesongmessige livssyklus. I våre sørlige områder blir raudåta i varme år i stor grad erstattet av en sørligere nær beslektet art (*Calanus helgolandicus*), men den formerer seg noe seinere på våren enn raudåta. Da denne har en livssyklus som avviker raudåtas i tid vil ikke fiskelarver få sin næring når de behøver den (Falkenhaus 2014). Torskelarver som er avhengig av og tilpasset raudåtas formering sulter derfor fordi deres viktigste næring ikke kommer til riktig tid eller at andre arter som har dårligere næringsverdi overtar (Beaugrand mfl. 2010). Pelagiske fisk som sild og makrell er viktige planktonetere langs kysten (**figur 26**). Makrell er en art som har vært vanlig i sørlige deler av Norskekysten, men som i de senere år har blitt mer og mer vanlig nordover grunnet en økning i havtemperatur, og den er til og med funnet så langt nord som til Vest-Spitsbergen (Berge mfl. 2015). De fleste av våre viktigste fiskearter gyter langs kysten og fiske-egg og fiskelarver utvikler seg i disse kystfarvannene. Maneter (eller såkalt geleplankton) kan tidvis opptre i store mengder og være næringskonkurrenter til fisk, og slike endringer er bl.a. satt i sammenheng med temperaturøkninger (Havforskningsrapporten 2014). Endringer i artssammensetning og tidspunkt for oppblomstring og gyting kan føre til ulike misforhold mellom leddene i de etablerte næringskjeder og kan bety mye for hvor mye av produksjonen (energien) som kanaliseres gjennom de pelagiske næringskjedene opp til fisk og hvor mye som synker ned til bunnen.



Figur 26. Den atlantiske makrellen *Scomber scombrus* er en pelagisk fisk som blitt mer vanlig nordover i de senere år. Illustrasjon: NOAA Fish Watch, kilde: Wikimedia commons.

Økosystemfunksjoner og økosystemtjenester

Som nevnt er en viktig næringskjede i det pelagiske systemet kiselalger og flagellater som blir spist av kopepoder (hoppekreps) som igjen blir spist av fisk. Dette regnes som en effektiv næringskjede, og særlig fordi 80-90 % av energien går tapt ved overføring fra ett ledd i næringskjeden til et annet er det en fordel for økosystemtjenester som fiskerinæringen at utbyttet blir så høyt som mulig. Våre største fiskerier er avhengig av god rekruttering av fiskelarver som lever av hoppekreps langs kysten. Oppblomstring av planteplankton med viktige arter som gir næring til de riktige artene av hoppekreps som blomstrer opp på riktig tid for klekking av fiskelarver er derfor en av de aller viktigste økosystemtjenestene vi har langs kysten.

En formørking av vannmassene (pga. økt avrenning og økt DOC-innhold i ferskvann) vil begrense lysenergien nedover i vannmassene og således kunne føre til en reduksjon av primærproduksjonen samtidig som respirasjonen øker ved høyere temperatur. Man har også sett at klimaendringene (varmere sjøvann) kan føre nye planktonarter inn i våre farvann som kan skape komplikasjoner for de etablerte næringskjeder, enten ved at de fører til endring i næringskjedene eller at plankton-oppblomstringer kommer til andre tider enn det organismer som er avhengig av disse er tilpasset (Beaugrande mfl. 2010). Slike endringer kan føre til ineffektive næringskjeder, men også endringer som favoriserer maneter framfor fisk (som nevnt ovenfor).

Sammensetning av planteplankton kan endre seg ved både temperaturendringer og eutrofiering som også kan føre til en økt produksjon av planteplankton. Endringer i sammensetning av planteplanktonet kan føre til et ekstra ledd i næringskjeden ved at planteplanktonet blir spist av ciliater og andre mikro-beitere før disse igjen blir spist av dyreplankton som raudåte. Dette innebærer tap av energi på vei gjennom næringskjeden fra planteplankton via raudåta til fisk. Selv om primærproduksjon kan stimuleres ved høyere temperatur, høyere innhold av næringssalter og høyere CO₂-innhold i vannmassene, vil produksjonen av dyr (fisk) høyere opp i næringskjeden bli lavere.

Liknende forhold som her er beskrevet for kyst kan også gjelde våre nære havområder (se Beaugrand mfl. 2001). Storskala endringer i nøkkelarter som er viktig for produksjon og energi-overføring i våre kystområder kan bety en miljøforringelse og være negativt for fiskerier og ressursutnyttelse. Vesentlige endringer i økosystemets funksjon slik her beskrevet kan ofte være negativt for en rekke økosystemtjenester. Samtidig vil klimaendringer, som økt temperatur, kunne lede til økt utbredelse av fiskeressurser, som makrell, eller innvandring av flere nye arter og fiskeressurser sørfra (Hiddink & Hofstede 2008).

Kyst pelagisk – sammendrag

De pelagiske kystsystemene i norske farvann rommer næringskjeder som er grunnlaget for flere av våre viktigste fiskerier, og viktige fiskebestander er avhengig av disse økosystemene i kortere eller lengre perioder av sin livssyklus. Økosystemene er her under påvirkning av klimaendringer som i sin tur påvirker fiskeressurser. Effekter på plante- og dyreplankton fører til endringer oppover i næringskjeden og det er framsatt hypoteser på hvordan dette har påvirket fiskebestander som f.eks. kysttorsk i Nordsjøregionen (Ottersen mfl. 2010). Temperaturøkning vil medføre en gradvis forskyvning nordover av en rekke arter. Trusselbildet for de grunne kystområdene omfatter også forhold som formørking av vannmasser og endringer i værforhold som påvirker produksjonen.

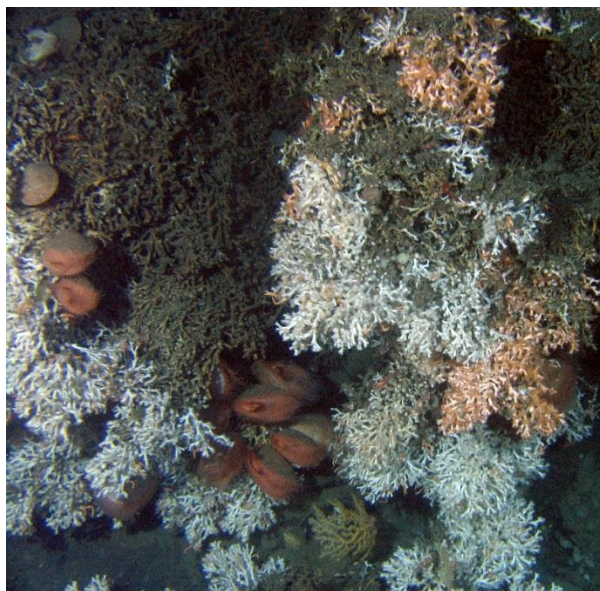
3.4.3 Hav – bunn

Rike bunnsamfunn

I relativt grunne hav, som Skagerrak, Nordsjøen og Barentshavet er bunndyrene en stor del av økosystemet og utgjør mye av artsmangfoldet. Bunnområdene i våre nære havområder har blitt kartlagt med grabb eller redskaper som taues fra båt, mens bruk av ny teknologi som ROV og nye kamera-løsninger, har gjort det mulig å øke kunnskapene, særlig når man kommer ned på

store dyp. Undersøkelser og teknologi knyttet til offshore petroleumsindustri har bidratt til økt kunnskap om forhold på sokkelen. Under kartleggingen har det først og fremst vært fokusert på bløtbunnstyper, som også utgjør størsteparten av arealene. Her er det ulike bløtbunns-naturtyper på sokkelen, i dyprenner og dyphav. Det er mest sand og grove sedimenter på grunnere sokkelområder med gode strømforhold og mere fint sediment i dypere partier. På alle disse naturtypene lever et rikt dyreliv med ulike nisjer og næringsstrategier fra bunnoverflaten og nedover i sedimentet. All næring som tilføres bunndyr som reker osv., er partikler som synker eller transporteres ned, mens større kommersiell bunnfisk utnytter bunndyrforekomstene (inkludert reker og små fisk). Det er på strømrrike og næringsrike partier på slike dype områder man finner rev av dyphavskoraller som også har et stort antall assosierte arter av invertebrater og fisk. På bratte dypere partier, og særlig i områder med mye strøm som fører med seg næringspartikler kan man finne en rik fauna med fastsittende filtrerende dyr (sekkedyr, svamp, anemoner). Dette er områder med hardbunn som kan bli negativt påvirket ved økende grad av sedimentering (nedslamming). Mer utstrakt bruk av ROV har avdekket forekomster av dyr på overflaten av dypere sedimenter, både bevegelige dyr og dyr som er knyttet til stein og annet fast substrat.

Som beskrevet over består havbunnen i stor grad av sedimenter, og mange dyr lever nedgravd i sedimentene og har ulike strategier for næringsopptak. Vanlige og tallrike arter er børstemark, muslinger og pigghuder, mens flere arter krepsdyr lever og beveger seg på overflaten. Forskningsprogrammet MAREANO har avdekket et rikt mangfold av mange spesialiserte former for dyreliv med tilpasning til de dype bunnområdene. Den rev-byggende dyphavskorallen *Lophelia pertusa* er nøkkelarten i de artsrike korallrevene (Järnegren & Kutti 2014, **figur 27**). På strømrrike hardbunnsområder har det vært fokus på en rekke arter svamp som kan være utsatt ved miljøendringer, særlig økende grad av sedimentering. Miljøforholdene på dypere bunn er mindre variable og mer konservative enn nærmere kysten, og dyr som lever her kan derfor være mindre tilpasset endringer i sin levemiljø, som f.eks. økt temperatur. Det er uvisst i hvor stor grad klima-effekter som temperaturøkning vil endre forholdene i slik grad at artssammensetning påvirkes dramatisk. Imidlertid vil endringer i de øvre vannmasser kunne påvirke dype bunnområder slik som nedslamming av sårbare svamper eller endring i nedsynking og tilførsler av næringspartikler. Klimaendringene kan på sikt påvirke storskala sirkulasjonsmønstre og dermed medføre større endringer på havbunnen enn det man ser for seg foreløpig.



Figur 27. Kaldtvannskoraller, *Lophelia pertusa*, og kjempefilskjell, *Acesta excavata*. Foto: J. Järnegren.

Økosystemfunksjoner og økosystemtjenester

De dype økosystemene er avhengig av primærproduksjonen som skjer i den eufotiske sonen, men partikler som regner ned kan være både plante- og dyremateriale. Det fins også en stor døgnlig vertikalvandring hos både invertebrater (for eksempel reker) og fisk som går opp i vannmassene på næringssøk om natten og dermed bidrar aktivt til å transportere næring ned mot bunnen. Klimaendringer som medfører endringer i produksjon og artssammensetning i vannmassene over bunnområdene vil sannsynligvis gi framtidige endringer i bunnøkosystemene. Det foregår rike fiskerier på bunnen i våre havområder. Både reker og bunnfisk utgjør store ressurser langs hele Norskekysten og inn i Barentshavet, og slike produserende økosystemtjenester er de viktigste her. I den senere tid har man blitt mer oppmerksom på hele det rike dyrelivet på disse bunnområdene og økosystemtjenester knyttet til vedlikehold av biologisk mangfold og vitenskapelige nyvinninger har kommet mer i fokus.

Hav bunn – sammendrag

Bunnen på sokkel og havområdene er fortsatt mindre tilgjengelig for inngående studier enn grunnere kystområder. Det er således vanskeligere å oppdage eller påvise store endringer av klimaendringer. Dype bunnområder er preget av kjølige og stabile forhold, så dyr som lever her kan være dårlig utrustet til å takle miljøendringer, som f.eks. en temperaturøkning. Det er sannsynlig at effekter i de frie vannmasser nærmere overflaten vil få konsekvenser for hva som skjer på bunnen siden næringstilførselen kommer derfra. Endringer i nærings- og sedimenteringsforhold som følge av klimaendringer er mulige scenarier.

3.4.4 Hav – pelagisk

Naturtyper og arter

Havene utenfor Norge preges av store variasjoner i solinnstråling, vind, sjø- og lufttemperatur som driver store sesongmessige fluktasjoner gjennom året. Om våren skjer det en oppblomstring av planteplankton, som et resultat av økt lysmengde, mens på vinteren blir næringsrikt dypvann blandet med overflatevannet i kraftige vinterstormer. I Norskehavet, som er svært dypt, vil dyreplankton gjerne overvintre på dypt vann, men vandre opp om våren for å beite og formere seg. Både tidspunkt, artssammensetning og biomassen i denne «våroppblomstringen» har stor betydning for overlevelsen av fiskelarver. Naturtypene i pelagiske havområder er i stor grad liknende de som er beskrevet for pelagisk kyst. Imidlertid er havområdene mindre påvirket av avrenning fra land og det er mer de storskala havstrømmene som bestemmer miljøforholdene. Klimaendringer kan føre til endringer i strømforhold og vanntransport som kan påvirke de pelagiske naturtypene (Beaugrand mfl. 2001). Dette kan føre til noe mindre kompliserte næringskjeder enn det som er beskrevet for kysten. Et unntak kan være de sørlige deler av Nordsjøen som er påvirket fra avrenning fra store elver og tett befolkete områder omkring. Det er også i Nordsjøen man ser endringer i plante- og dyreplanktonet forårsaket av klimaeffekter og med påfølgende effekter oppover i næringskjeden til fisk og sjøfugl (se avsnitt om sjøfugl). Som beskrevet ovenfor vil det også i pelagiske økosystemer forventes å skje en forskyvning av arter fra sør mot nord.

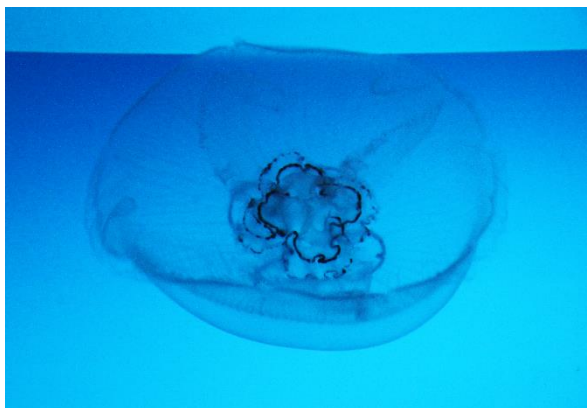
Den sesongmessige vekslingen av artssammensetning og de ulike leddene i næringskjeden vil være mye det samme som tidligere beskrevet for kysten. Hvordan lys og temperatur regulerer sekvensen av match eller mismatch mellom oppblomstringer av planteplankton, dyreplankton, fiskelarver og forekomster av større fisk er viktig også her, og temperaturøkninger kan medføre til endringer i denne balansen (Ottersen mfl. 2010). Havområdene utenfor Norskekysten er meget produktive og skaper grunnlag for store ressurser av fisk og andre dyr som er viktige økonomisk og økologisk.

Økosystemfunksjoner og økosystemtjenester

Funksjon og økosystemtjenester er mye de samme som beskrevet for kysten. Store og viktige fiskebestander utgjør en stor verdi i disse områdene/naturtypene. Økosystemtjenestene er først og fremst avhengig av hvor mye av den produserte energien som blir transportert opp gjennom den pelagiske næringskjeden eller hvor mye av primærproduksjonen som synker ned mot bunnen. Flere av de Norske havområdene har en rik fauna (inkludert små fisk) i såkalte intermedieære vannmasser som er avhengige av denne balansen. Våre viktigste fiskerier er avhengig av de etablerte næringskjeder som har tilpasset seg miljøet gjennom lang tid, og endringer forårsaket av en temperaturøkning kan føre til endringer i artssammensetninger og endrete næringskjeder. Konsekvenser kan bli at maneter favoriseres på bekostning av fisk og at fiskelarver ikke får nok mat til riktig tid (**figur 28**). Energi kan gå tapt gjennom et skifte fra effektive til ineffektive næringskjeder og favorisering av noen fiskearter på bekostning av andre vil kunne ha betydning for framtidig bruk av kysten nordover.

Hav pelagisk – sammendrag

Våre havområder er meget viktige for store fiskerier. Det forekommer endringer i artssammensetning og næringskjeder i Nordsjøen der klimaendringer (temperaturøkning) er medvirkende årsak. Endringene får konsekvenser for økosystemtjenestene fra fiskeriene der (Hiddink & Hofstede 2008). Hvordan klimaendringer for øvrig vil føre til positive eller negative endringer i produserende økosystemtjenester avhenger av hvordan næringsdyr og fisk responderer på temperaturøkninger nordover. Flere fiskearter og andre forekomster har utvidet sine leveområder nordover.



Figur 28. Maneter kan komme til å favoriseres på grunn av klimaendringene (her en glassmanet). Foto: I. Helland.

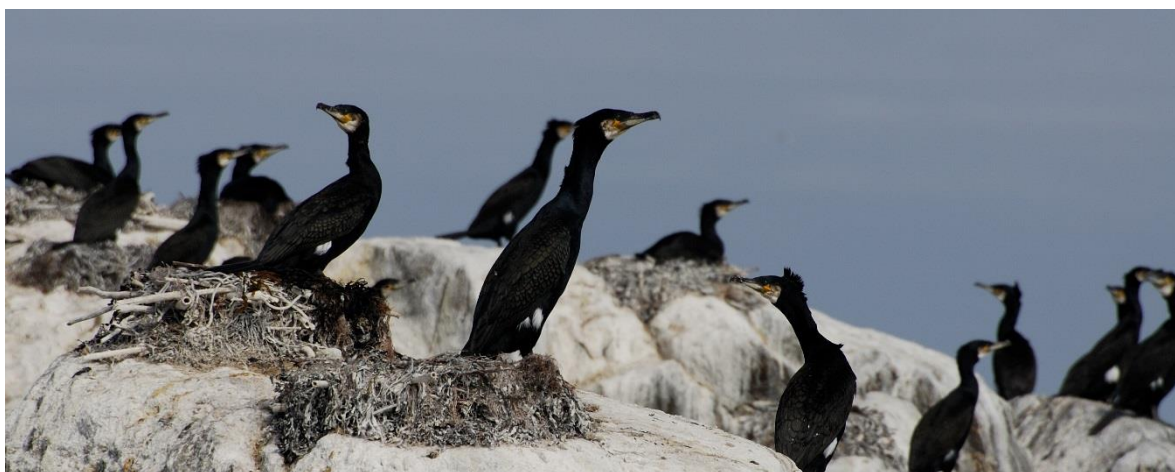
3.4.5 Sjøfugl (kyst og hav)

Endring i klima vil ha vidtrekkende konsekvenser for artssammensetningen til sjøfugl i norske havområder, både i forhold til utbredelse, tetthet og reprodutiv suksess hos arter. Sammenhengene er så komplekse og kunnskapsnivået ennå så utilstrekkelig at det er vanskelig med rimelig presisjon og sikkerhet å forutsi hva konsekvensene av klimaendringene vil være. Klimaendringene vil kunne styrke bestandene av enkelte arter men svekke andre, samtidig er det vanskelig å si noe om hvordan klimaendringene vil slå ut på samspillet mellom enkeltarter.

Tilgang på byttedyr er viktig

De største konsekvensene av en endring i klima vil sannsynligvis være endringer i tilgjengelighet av egnede byttedyr. Om f.eks. avstanden fra kysten til områder med god tilgang på raudåte øker, vil dette kunne slå negativt ut for både dykkende og overflatebeitende pelagiske arter, til dels også for kystbundne, fiskespisende sjøfugl som skarv og teist (**figur 29**). De fleste sjøfugler befinner seg på et høyt trofisk nivå i næringskjeden. Når de påvirkes direkte av endringer i tetthet

og utbredelse til sine byttedyr er dette derfor nesten alltid en indirekte respons til endringer på lavere trofiske nivå. Oseanografiske prosesser som fører til forandring i forholdet mellom varme og kalde havstrømmer kan ha gjennomgående effekter på utbredelse, rekruttering og populasjonsdynamikk hos fisk. Markante endringer i havklima opptrer naturlig og forholdsvis regelmessig på ulik skala i tid og rom, men disse skiftningene kan tenkes å bli både hyppigere og sterkere som følge av et menneskeskapt klimaendringer. Høyere sjøtemperaturer i Norskehavet er for tiden positivt for rekruttering av sild og sei, men i et lengre perspektiv kan mye stå og falle med hvor langt nord (og vest) raudåtas hovedutbredelse vil forskyve seg. Raudåte er det viktigste byttedyret for 0-gruppe yngel på drift nordover og dermed for rekruttering av norsk vårgytende sild. Det må med andre ord være nok raudåte langs norskekysten om våren til å fø sterke årsklasser av sild. Den er trolig også viktig som matkilde for tobis (sil) på den norske kontinental-sokkelen. Det vil følgelig alltid være en relativt kompleks oppgave å forutsi med rimelig sikkerhet hvilke konsekvenser en endring i temperatur vil ha for sjøfugler.



Figur 29. Storskarv, *Phalacrocorax carbo*. Kilde: *Arter på nett, Artsdatabanken, foto: T. Anker-Nilssen (CC BY-4.0)*

Avstanden mellom hekkeområdene og beiteområdene er viktig

Utenom hekkesesongen har sjøfugler stor mobilitet i forhold til utbredelse av byttedyr. De er dermed mer tilpasningsdyktige til endringer i næringsgrunnlaget i vinterhalvåret. Hekkende sjøfugler er derimot avhengige av at avstanden mellom kolonien og områdene hvor de kan finne mat ikke blir for stor. For mange arter er det begrenset tilgang på egnede hekkeplasser, og sjøfuglene trenger et godt næringstilbud i nærheten av disse. Hvis klimaendringene fører til større avstand mellom hekkeområdene og beiteområdene kan det få store konsekvenser for sjøfuglbestandene. Otley mfl. (2004) viste at pingviner på falklandsøyene med lange turer for å finne mat hadde lavere hekkesuksess enn de som hadde kortere turer. Pettex mfl. (2014) viste stor variasjon i lengden på beiteturer hos havsule i Nord-Norge mellom år. Lange turer kan medføre lavere hekkesuksess på grunn av sjeldnere foring, og høyere predasjon, siden lange turer betyr at de voksne sjeldnere er to til å passe på ungen da. Selv om de fleste sjøfuglartene kan utnytte flere ulike fødeemner, vil de alltid ha fordel av å tilpasse seg de lokale ressurs- og miljøforholdene. De spesialiseringer dette innebærer kan imidlertid gjøre det vanskeligere for dem å tilpasse seg når store, hurtige endringer i vanntemperatur plutselig forandrer tilgangen på byttedyr (f.eks. Irons mfl. 2008). Om de ikke finner annen fullgod næring i samme område tilstrekkelig fort, kan det lett føre til betydelig bestandsnedgang. Arter med et smalt nærings- eller habitatkrav er de mest sensitive til forandringer (Durant mfl. 2004b). I et sirkumpolart studium viste Irons m. fl. (2008) at kolonistørrelsen til både lomvi og polarlomvi ble påvirket negativt av store forandringer i overflatetemperaturen. Her var det størrelsen på endringen i temperatur som var viktig,

ikke hvorvidt den var positiv eller negativ. Begge arter er utbredt over områder med store forskjeller i middeltemperatur, så den direkte effekten av lave eller høye temperaturer er ikke avgjørende i samme grad som tilgangen på byttedyr.

Hekkesuksess og overlevelse

Variasjon i klima vil i utgangspunktet ha større påvirkning på hekkesuksess og rekruttering til bestanden enn på voksenoverlevelse, især hvis effektene primært er koplet til tilgang på mat. Imidlertid vil en økning i ekstreme værhendelser også ha effekt på voksenoverlevelsen (f.eks. Mesquita m. fl. 2015), særlig i kombinasjon med dårlig næringstilgang. Endringer i byttedyrfaunaen i tid og rom vil i stor grad være bestemmende for hvilke konsekvenser klimaendringer vil få for sjøfugl, siden tilgjengelighet av byttedyr er en essensiell faktor for både hekkesuksess og overlevelse. Hvis næringstilgangen er dårlig, eller bestandene av andre årsaker er stresset, vil det som oftest først gjenspeiles i endret hekketidspunkt, redusert tilstedeværelse av voksne fugler på hekkeplassen og dårligere hekkesuksess. De fleste sjøfuglene lever lenge og har små kull, i mange tilfeller legger hunnen bare ett egg i året. Dette er en god tilpasning i et miljø som er så variabelt at reproduksjonen må spres over mange år for å sikre rekruttering, men forutsetter at de voksne har vilkår for å overleve tilstrekkelig lenge. De må derfor hele tiden avveie sin hekkeinnsats i forhold til egen overlevelse. I år med dårlig fødetilgang er det derfor ikke uvanlig at mange sjøfugler vil redusere omsorgen for ungen(e), som igjen vil resultere i mindre mat og/eller beskyttelse og dermed reduserte muligheter til vekst og overlevelse for avkommet (Durant mfl. 2004b).

Nok mat til rett tid

Hekkesuksessen til sjøfuglene er altså avhengige av at hekkeinnsatsen og den viktigste tilgangen på mat er sammenfallende i tid. Det best studerte eksemplet på disse sammenhengene langs norskekysten, er koplingen mellom hekkesuksess hos lunde og tilgjengelighet av sild på Røst (Durant mfl. 2003, 2004a, 2005, 2006). Resultatene viser at den avgjørende miljøparameteren som bestemmer hekkesuksess er tilgjengelighet av næringsemner, hovedsakelig sild (boks 10). Det synes å være en klar sammenheng mellom tilgjengeligheten av førsteårssild (0-gruppe), som driver nordover langs kysten etter klekking lenger sør, og hekkesuksess for lundene. Det er vist total hekkesvikt når tettheten av byttedyr kommer under et visst nivå (Anker-Nilssen 1992, Durant mfl. 2003, Anker-Nilssen & Aarvak 2006). God vekst hos sildelarvene reflekteres i deres størrelse når de passerer Røst om sommeren, og er på sin side avhengig av tilgjengeligheten av dyreplankton, som igjen er avhengig av god blomstring av planteplankton om våren. Ved en «mismatch» mellom disse hendelsene, dvs. at arten og dens byttedyr ikke er på samme sted i tid og rom, vil sildeveksten bli dårlig og sildelarver av god kvalitet vil bli mindre tilgjengelige for lunden i hekketida. I perioden 1978-2001 kunne faktisk sjøtemperatur og saltholdighet i kyststrømmen i mars måned alene predikere lundens hekkesuksess senere samme år med en treffsikkerhet på 84 % (Durant mfl. 2006).

Klima påvirker trofiske interaksjoner

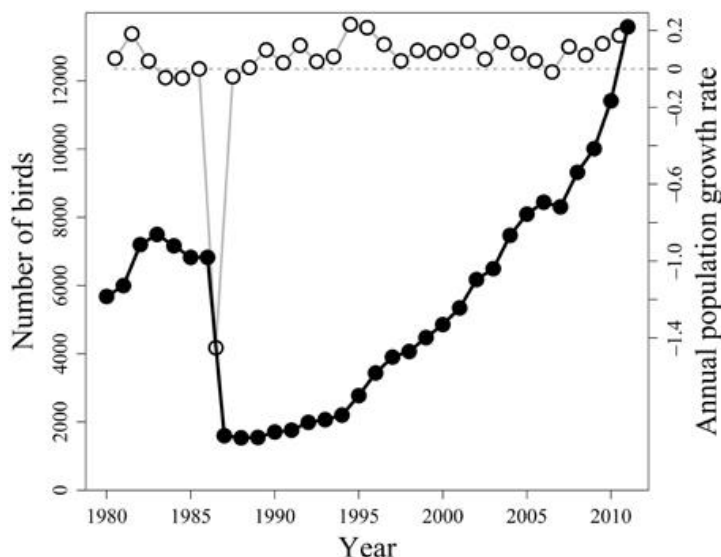
Andre studier har også dokumentert at endring i klima påvirker trofiske interaksjoner som har effekt på sjøfugl. Varmere vann har f.eks. vist seg å være ugunstig for sjøfugl i Nordsjøen (Frederiksen mfl. 2004) fordi det fører til dårligere overlevelse for tobis (Arnott & Ruxton 2002). Dette er motsatt av effekten på rekrutteringen til norsk vårgytende sild i Norskehavet (Toresen & Østvedt 2000, Sætre mfl. 2002) som bidro til at den negative trenden for lundene snudde for en tid siden (Anker-Nilssen & Aarvak 2006). Harris mfl. (2005) viste at voksenoverlevelsen til lunder som hekker på kysten av Nordsjøen eller Barentshavet er negativt korrelert med sjøtemperatur, mens det motsatte er tilfellet for lunder som hekker på kysten av Norskehavet. Noe av forklaringen på disse fenomenene ligger trolig i at varmere vann har forskjøvet tyngdepunktet for de enorme forekomstene av raudåte (*Calanus finnmarchicus*) nord- og vestover, noe som gjør dem mindre tilgjengelige som byttedyr for tobis (sil) i Nordsjøen og mer tilgjengelige for sild i Norskehavet. Men slike sammenhenger er både komplekse og dynamiske, og med økt oppvarming skjer ytterligere forskyvning mot nord og forholdene kan endres (Frederiksen mfl. 2012). I senere år ser den positive utviklingen ut å ha snudd for lunde i Norskehavet, delvis pga. at makrellen har økt sitt utbredelsesområde og spiser mye av sildelarvene (**boks 10**). En økende bestand av

ung sild som vokser opp i det sørlige Barentshavet har igjen negative konsekvenser for loddebestanden (Hjermann mfl. 2004). Ungsilda spiser lodde som har vært et særlig viktig byttedyr for sjøfugler i de mange årene sildebestanden var liten (bl.a. Barrett 2002). Sildeyngelen når ikke Barentshavet i tide til å være et viktig byttedyr for sjøfugl der i sitt første leveår, og eldre ungsild er et langt vanskeligere byttedyr for sjøfugl enn førsteårssild og lodde. Resultatet er betydelige endringer i næringstilbudet for sjøfugl og arter som krykkje, som har levd godt på lodde gjennom en lang periode med lite sild, erfarer nå kraftig redusert hekkesuksess (Barrett 2007). Montevecchi og Myers (1996) viste at vellykket reproduksjon hos flere sjøfugler i Nordvest-Atlanteren også er korrelert med tilgang til og bevegelse av lodde. I overensstemmelse med dette viste Regehr og Rodway (1999) at det i år hvor lodde ankom Newfoundland sent, startet hekkingen senere og hekkesuksessen var dårligere enn normalt hos både krykkje, gråmåke og svartbak.

I mange skotske kolonier er det for tiden tydelig at sjøfuglene er avhengige av god tilgang på tobis for å sikre god ungeproduksjon, men det er ennå store mangler i vår kunnskap om prosessene som styrer dette økosystemet. På Isle of May på den skotske nordsjøkysten er hekkesuksessen hos lomvi og krykkje sannsynligvis også påvirket av tidspunktet for planteplanktonoppblomstring, tilsynelatende gjennom tettheten av fisk (Scott mfl. 2006). En 50-års tidsserie av bestandsdata for havhest på Orknøyene viste likeledes en sammenheng mellom fuglenes hekkesuksess og vinterindeksen for den nordatlantiske oscillasjonen (North Atlantic Oscillation, NAO) (Thompson & Ollason 2001). Sandvik mfl. (2005) fant også en korrelasjon mellom vinter-NAO og overlevelsen hos flere arter sjøfugl på Hornøya i Øst-Finnmark, men en sammenheng med sjøtemperaturer (som også korrelerer med NAO) gav betydelig høyere forklaringsgrad.

Ekstreme værforhold

Andre tilnærminger, der man ikke bruker NAO som forklaringsvariabel, kan gi et riktigere bilde av klimaendringer og påfølgende virkninger på sjøfugl. Mesquita mfl. (2015) viste at et krasj i lomvibestanden på Hornøya i 1987 (**figur 30**) skyldtes ekstreme værforhold denne vinteren, med mange polare lavtrykk og ekstremvær (lomvibestandene i mange kolonier i Barentshavet gikk ned dette året, og det ble funnet ilanddrevne fugler mange plasser i Finnmark). De korrelerte bestandsendringer hos lomvi med mønstre i lufftrykk, og utviklet tilpassete klimaindeksjer ut fra dette.



Figur 30. Bestandsendringer hos lomvi på Hornøya 1980-2011. Fylte sirkler viser tellinger og estimater for antall hekkende lomvi, mens åpne sirkler viser årlig populasjonsvekst. Det store fallet i bestanden i 1986 skyldes ekstreme værforhold denne vinteren (Mesquita 2015).

Boks 10. Varmere hav lager trøbbel for lundefuglen

Lundene på Røst har forlatt egg eller unger i åtte år nå; ingen lundeunger overlever. Selv for en art hvor individene satser på å leve lenge og hunnen bare legger ett egg i året, er dette ekstremt.

Svarene på lundefuglens problemer finnes i havet, og i havet regjerer makrellen

Makrellen er mer effektiv enn silda, og kan vokse og overleve på lavere planktonkonsentrasjoner. Med økende sjøtemperatur har store nye beiteområder åpnet seg for makrellen, og arten har nå en mye videre utbredelse enn tidligere. Den finnes nå i store deler av Norskehavet helt nord til Spitsbergen, rundt Island og til Vest-Grønland, og er tallrik i kyststrømmen fra Rogaland til Varanger. Det er mye som tyder på at makrellens gyteområder er større enn før. Den gyter nå også i Norskehavet, og det er indikasjoner på at vi har fått flere sterke årsklasser av makrell de siste årene. Da norskekysten ble undersøkt i juni 2013, for å se på makrellens betydning for sildelarvene, var makrellen tallrik i kyststrømmen og det ble funnet mange sildelarver i makrellmagene. Makrellen kan altså tenkes å spise så mye sildeyngel og sildelarver at sildas rekruttering blir svekket, og pågående forskning ved Havforskningsinstituttet søker svar på dette. Arten er også en viktig konkurrent i matfatet til både små og store sild.



Lunde uten mat. Foto: G. Systad.

Hva betyr silda for lunden?

Sildeyngel på 5-6 cm er selve sikringskosten for lundeungene. De siste sju årene har det knapt vært sildeyngel av en slik størrelse i kyststrømmen midtsommers når lundene på Røst må finne mat til ungene sine. For første gang ble det i 2013 ikke registrert sildeyngel i hele tatt i dietten til noen av sjøfuglene på Røst. Normalt ligger tyngdepunktet til sildeyngelen rett ut for Røst i begynnelsen av juli, men i fjor var det tett med makrellstimer og ingen sild rundt Røst på den tiden.

Makrellens avkom er ingen alternativ føde for lundeungene. Makrellen gyter lenger til havs og yngelen når sjelden den norske kyststrømmen. Noen få makrellyngel har blitt observert i lunde-nebbene tidligere år, men da var de både for små og for sent ute til å kunne ha noen betydning for lundeungene.

Hva vil skje fremover?

Foreløpig har ikke makrellen trengt inn i sentrale deler av Barentshavet. Dersom makrellen skulle klare å redusere silda også i Barentshavet, ville det kunne være fordelaktig for lodda hvis den går klar av makrellen. Store bestander av ungsild i Barentshavet legger et lokk på lodderekrutteringen ved at silda spiser opp loddelarvene. Ungsild i Barentshavet utnytter de sentrale og sørøstre delene, mens lodda som tåler kaldt vann godt, beiter i den nordlige delen. Dette fører til at produksjonen i hele havet blir utnyttet på en måte som gjør den tilgjengelig for toppredatorer som torsk, sjøfugl og sjøpattedyr. Bare på ettervinteren trekker lodda ned til kysten av Troms og Finnmark for å gyte, men da er havet ennå i kaldeste laget for makrell. Vi skal ikke gi makrellen skylda for alle endringer i havet, og at bestandene svinger har vi sett før. Men historien om lundefuglene på Røst er likevel et godt eksempel på at når klimaet endrer seg, og det blir varmere i havet, kan det få helt andre konsekvenser for økosystemet enn det en umiddelbart tenker seg. Alt blir ikke automatisk bedre ved at noen av våre viktigste fiskearter vokser bedre. For mennesket som en av hovedaktørene på toppen av denne næringskjeden, er det avgjørende å forstå interaksjonene mellom de viktigste artene i økosystemet og hvordan de påvirkes av klimaendringene. Bare da kan vi forutse endringene og tilpasse vår høsting på en bærekraftig måte.

Boksen er nedkortet og basert på et innlegg fra Bergens Tidende 22. mars 2014, av Petter Fossum, forskningssjef ved Havforskningsinstituttet, Erling Kåre Stenevik, seniorforsker ved Havforskningsinstituttet og Tycho Anker-Nilssen, seniorforsker ved Norsk institutt for naturforskning.

Økosystemfunksjoner og økosystemtjenester

Sjøfugl er høyt opp i næringskjeden og har en viktig rolle i økosystemet, men de har liten kommersiell verdi utover opplevelsesturisme. De er imidlertid gode indikatorer for tilstanden i havet, og kan fungere som varslere for pågående endringer. Andelen sei gruppe 1 og 2 i næringen til toppskarv er vist å kunne gi gode estimater for framtidige fiskbare bestander av denne arten (Bustnes mfl. 2013). Sjøfugl påvirker også økosystemene langs kysten gjennom f.eks. beiting på kråkeboller (ærfugl), noe som kan virke preventivt i forhold til nedbeiting av tareskog. Som høstbar ressurs er sjøfugl marginal nå, det plukkes lite egg og det er få arter som er jaktbare. Unntaket er ærfugl langs Sørlandskysten samt toppskarv og storskarv.

Sjøfugl – sammendrag

Klimaendringer påvirker primært sjøfugl gjennom endringer i tilgang på næring, da spesielt i hekkesesongen. Store endringer i fordelingen av pelagiske fiskeslag og timing for når larvene driver forbi koloniene vil ha stor effekt på hekkesuksess og ungeoverlevelse, der noen kolonier vil kunne påvirkes positivt mens andre får redusert næringsgrunnlag og påvirkes negativt. Skifter i regimer av pelagiske fiskeslag som følge av klimaendringer kan gi dramatiske konsekvenser for noen arter. Sjøfugl som beiter på overflaten er regnet for å være mer følsomme for endringer i næringstilbud enn de dykkende artene. Dette fordi de ofte beiter på lavere trofiske nivå som responderer raskere på endringer, men slike effekter av endring i næringstilbudet er foreløpig dårlig dokumentert for disse gruppene fugler. Et varmere klima vil kunne føre til at bestandenes tyngdepunkt flytter seg nordover. Sjøfuglene har lettere for å tilpasse seg endringer utenom hekkesesongen, men etablerte trekkmonstre kan endre seg på grunn av store endringer i næringsgrunnlaget. Tilgang til isfrie områder i det nordlige og østlige Barentshavet gjør at noen arter i mindre grad overvintrer i norske farvann, og det er forventet at denne utviklingen vil fortsette.

3.4.6 Nordområdene og Barentshavet (inkl. Arktis)

Klimaendringer synes spesielt alvorlige for våre nordligste områder. Kyst og havområder som har vært preget av kalde vannmasser, islegging i vinterhalvåret og isskraping og isbreer som tilfører havet mye terrig sediment har vist tegn til endringer, og klimaeffekter synes relativt mer dramatiske der enn andre steder langs kysten. Det finns også enkelte endemiske arktiske biotoper på den Norske Barentshavkysten, som f.eks. innerst i Porsangerfjorden. Slike isolerte kalde lokaliteter er under sterk trussel ved økning i sjøtemperatur.

I de nordligste områdene vil tykk flerårsis, der lite lys trenger ned og stimulerer biologisk vekst på undersiden, bli erstattet av årlig is. Et minkende isdekke har vist seg å være negativt for flere arter høyt i næringskjeden, men kan virke positivt inn på bentiske kystnære systemer (Paar mfl. 2015). Bunnlevende planter og dyr blir mindre berørt av isskuring og nedslamming og kan øke i forekomst. Man har sett at nye arter sprer seg fra mer sydlige farvann, og i de senere år har blåskjell blitt registrert på Svalbard (Berge & Leopold 2014).

Marine pattedyr

De marine pattedyrene i nordområdene er representert ved isbjørn (*Ursus maritimus*) og selartene klappmyss (*Cystophora cristata*), grønlandssel (*Pagophilus groenlandicus*), hvalross (*Odobenus marinus*), storkobbe (*Erignathus barbatus*), steinkobbe (*Phoca vitulina*) og ringsel (*Pusa hispida*). Alle artene har i tidligere tid vært gjenstand for omfattende og delvis uregulert fangst. Dette førte til sterk bestandsreduksjon og nær utryddelse for flere bestander. Jakt og fangst er i dag bare tillatt for noen av artene, og uttaket er underlagt både nasjonale og internasjonale begrensninger. I 2014 deltok bare tre norske skip i selfangsten og fanget i underkant av 12.000 grønlandssel. På 1970-tallet ble det til sammenligning fanget rundt 100.000 dyr (flere arter) årlig innen havområdene Østisen¹ og Vesterisen². I tillegg har det vært drevet omfattende fangst også av fartøyer fra Canada, Grønland og Russland.

¹Drivisområdene i fiskerisone ved Jan Mayen og i havområdene ved Jan Mayen utenfor Grønlands økonomiske sone og sørvest av Svalbard, og i tilgrensende områder til Grønlands økonomiske sone og Islands økonomiske sone.

²Områdene øst for 20° Ø i Russlands økonomiske sone.

I områdene rundt Svalbard, Jan Mayen og Bjørnøya er isbjørn, steinkobbe, hvalross, grønlands-sel og klappmyss totalfredet. På Svalbard er jakt på storkobbe og ringsel tillatt for privatpersoner. Stor geografisk utbredelse innen vanskelig overvåkbare områder gjør det vanskelig å få et presist bilde av bestandssituasjonen og utviklingstrender for de marine pattedyrene. Overvåkingen og bestandsestimater er derfor basert på bruk av fangst-gjefangstmetodikk, registrering i yng-lelokaliteter og modellberegninger. Et omfattende overvåkingsarbeid i nordområdene gjennomføres i regi av Norsk Polarinstitutt og Havforskningsinstituttet (se f.eks. Norsk Polarinstitutt, mosj.npolar.no, og Bakketeig m. fl. 2015).

Den viktige havisen

Flere av de marine pattedyrene er i kortere eller lengre perioder av året/livssyklusen avhengig av havisen. Isbjørn er sannsynligvis den arten hvor store endringer i isdynamikken vil få størst betydning (ACIA, 2004b). Sel er den langt viktigste føden for isbjørn (Iversen mfl. 2013), og havisen representerer et viktig jaktområde (**figur 31**). Varigheten på istilgangen er viktig for isbjørnens mulighet til å akkumulere nødvendige energimengder for å overleve gjennom perioder hvor tilgangen på sel er liten, eller for å sikre at reproduserende binner har nok ressurser gjennom hiperperioden og den påfølgende dieperioden. De terrestriske landarealene i nordområdene er lavproduktive. Selv om vegetativ føde i perioder er en viktig bestanddel av isbjørnens fødeinntak (Iversen mfl. 2013), er tilgangen for liten til å veie opp for manglende tilgang på animalsk føde (Rode mfl. 2015). Tidligere oppbryting av havisen om våren og seinere tilfrysing på høsten reduserer isbjørnens jaktmuligheter på sel. Konsekvensen blir lengre fasteperioder, redusert kroppsvekt og kondisjon, redusert tilgang på hiområder, færre og mindre unger, lavere overlevelse blant alle aldersklasser (Stirling & Derocher 2012). I sum gir dette redusert levedyktighet for delbestander, en forventet endring både i områdebruk (Laidre mfl. 2015, 2008) og endret utbredelsesmønster (ACIA 2004b). På sikt kan alternative føderessurser, som for eksempel svalbardrein, få en større direkte betydning for isbjørnens utbredelse enn det som i dag er tilfelle.



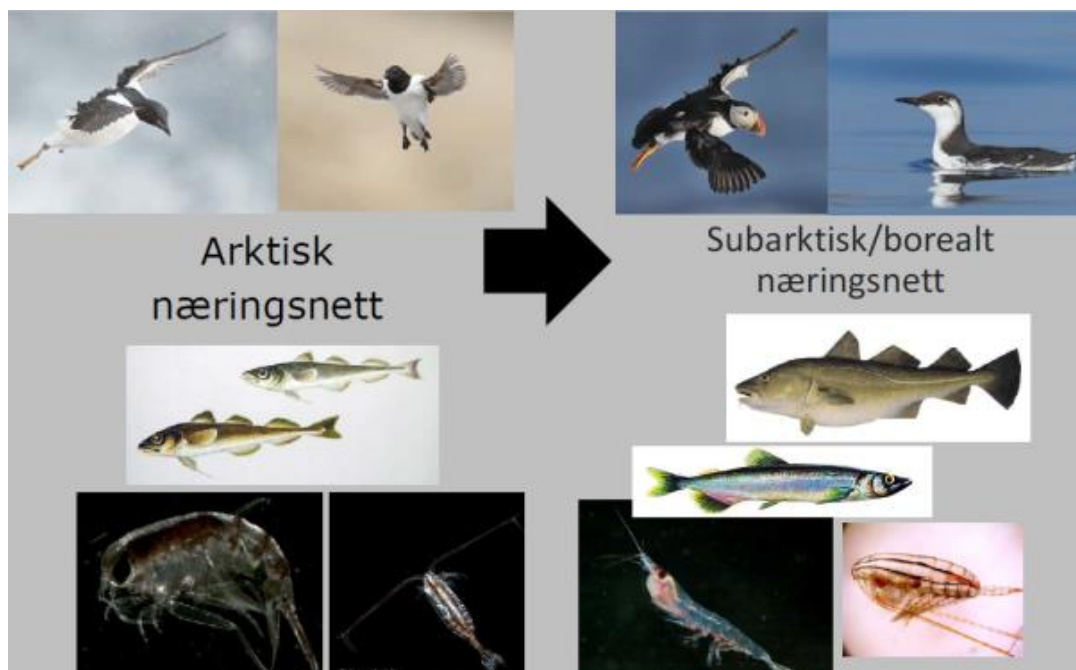
Figur 31. Isbjørn som tålmodig venter på sel. Kilde: icestories.exploratorium.edu, foto: A. Walk (CC BY-NC-SA).

Av selartene i nordområdene er hvalross og steinkobbe de som er minst avhengig av havisen. Begge artene kaster ungene på land, men kan i perioder bruke isen som hvileområde. I dag er begge disse artene på den norske rødlisten over truede dyrearter, men grunnet miljøendringene og fredningen forventes bestandene å øke både i antall og utbredelse. For alle pagofile (iselskende) selarter er havisen ynglingsområde. Grønlandssel og klappmyss regnes som våre mest pelagiske selarter. I kaste- og hårfellingsperiodene kan selene opptre i større ansamlinger i drivisen, og dårlig eller manglende drivis er vist å ha direkte negativ innvirkning på rekrutteringen (Johnston mfl. 2012, Soulen mfl. 2013). I en helhetsvurdering av nordlige marine pattedyrs sårbarhet for klimaendringer, ble klappmyssen fremhevet som den mest sårbare selarten (Laidre mfl. 2008). Dette skyldtes både vurderinger knyttet til bestandsstatus og preferanser i forhold til fødesøk og levemiljø. Både ringsel og storkobbe har store bestander med cirkumpolar utbredelse. Stor fleksibilitet både i forhold til valg av diett og leveområde gjør at disse artene regnes som lite sårbare for klimaendringer (Laidre mfl. 2008). Ringselen er likevel avhengig av stabil havis i forbindelse med yngleperioden. Store endringer i isens kvalitet og utbredelse kan derfor slå negativt ut også for denne artens ynglesuksess (ACIA 2004b).

Sjøfugl

Viktige sjøfugler i nordområdene er alkefugler (lomvi, polarlomvi, lunde), måkefugl (ismåke, sabinemåke, krykkje, polarmåke, gråmåke, svartbak) og stormfugler (havhest). Både direkte og indirekte effekter av klimaendringer på sjøfugl må forventes å forekomme sterkere eller hyppigere i ytterkanten av artenes utbredelsesområde. Når varmere eller kaldere vann påvirker mengde og fordeling av byttedyr, er det sannsynlig at sjøfuglartene vil fordele seg i samsvar med fordelingen av makrozooplankton og fiskepopulasjoner. Et studie av polarlomvi viste at en oppvarming kan føre til populasjonsvekst i den nordlige del av hekkeområdet mens den har motsatt effekt i den sydlige del, noe som lett kan forskyve populasjonen mot nord (Gaston mfl. 2005). En 2005). En sirkumpolar analyse antyder at arten profiterer på en svak oppvarming mens lomvi gjør det best med en svak avkjøling, men begge arter vil gjøre det rimelig bra så lenge endringene er moderate (Irons mfl. 2008). Selv om man i teorien har grunn til å forvente en generell forskyvning av utbredelsesområdet nordover med økende temperaturer, vil en rekke andre faktorer på regionalt og lokalt nivå spille inn og modifisere dette bildet. Endringene påvirker alle trofiske nivå, og det er den samlede konsekvensen for den temporære og romlige fordelingen av sjøfuglenes byttedyr som vil være avgjørende. Gode næringsforhold alene er heller ikke nok. Det hjelper lite med mye mat i nye områder hvis den ikke opptrer på et gunstig tidspunkt for fuglenes hekking, eller om tilgangen på egnede hekkeplasser eller andre viktige habitatkrav for artene ikke er oppfylt.

Høyere temperatur i arktiske områder endrer det arktiske næringsnett mot mer subarktisk/boreal næringsnett, der arter som polarlomvi og alkekonge forventes å gå tilbake til fordel for arter som lunde og lomvi, og polartorsk byttes ut med torsk og sild (**figur 32**). Disse endringene er sterkt i sammenheng med endringer i dyreplanktonsamfunnene, der fettrike arktiske arter som f.eks. *Calanus borealis* byttes ut med mer sørlige og magrere arter som *C. finnmarchicus*. Descamps mfl. (2013) viste at bestandene av polarlomvi gikk tilbake i de fleste koloniene på Svalbard som følge av endret klima.



Figur 32. Varmere klima endrer næringsnett i Barentshavet. Figuren er hentet fra foredrag av Fauchald mfl. 2015 (<http://www.seapop.no/opencms/export/sites/SEAPOP/no/filer/pdf/seapop-seminar-2015/13-Fauchald-Ekspertgruppa.pdf>). Den beskriver endringer i bestandene av fugl, fisk og plankton fra et arktisk system til et system mer likt boreale/subarktiske systemer i Barentshavet.

Økosystemfunksjoner og økosystemtjenester nordområdene

Havis er en spesielt viktig faktor for det marine økosystemet. Isens omfang og fysiske kvaliteter påvirker varmeutveksling mellom vannet og atmosfæren, lysgjennomtrengning til vannlevende organismer, og tilbudet av viktige livsmiljøer både over, innen og under ismassene (ACIA 2004b). Den sentrale rollen som havisen representerer både for livsbetingelsene til marine organismer og for de fysiske prosessene i havet og værssystemene, har gjort den til en nøkkelindikator for de pågående klimaendringene (ACIA 2004c).

Med unntak av hvalross er alle selartene i nordområdene viktige predatorer på en rekke fiskearter (Hammill & Stenson 2000, Perez & McAlister 1993). Predasjonen på kommersielle fiskearter er derimot vesentlig mindre enn det uttaket fiskeflåtene står for (Perez & McAlister 1993). Redusert fødetilgang som følge av kommersielt overfiske, kan likevel få store ringvirkninger også for sel. Dette kom tydelig til uttrykk på slutten av 1980-tallet, da overfiske av loddebestandene ble satt i sammenheng med at deler av norskekysten ble invadert av grønlandssel. Dette fikk i neste omgang negative ringvirkninger både for kystfisket og oppdrettsnæringen.

For isbjørnen, er tilgangen på sel en viktig suksessfaktor for å sikre både overlevelse og egen reproduksjon. I områdene rundt Svalbard er ringsel den viktigste byttedyrarten (Derocher mfl. 2002, Iversen mfl. 2013). Vanligvis kaster ringselen ungene sine i snøhuler, men i år med lite snø kan de bli liggende åpent og mer utsatt for predasjon fra isbjørn (Rosing-Asvid 2006) og fjellrev (Kilde: Norsk Polarinstittutt). I fravær av andre alternative byttedyrarter, kan denne tidlige predasjonen derimot resultere i vesentlig redusert fødetilgang senere på sommeren (Rosing-Asvid 2006).

Av de økonomisk viktige økosystemtjenestene i disse områdene kan nevnes rike fiskeressurser og naturturisme.

3.4.7 Havforsuring

Havforsuring utgjør en av de mest fundamentale og omfattende miljøendringene i havene som verden har stått ovenfor, og kan ha store konsekvenser for marine arter og økosystemer (Kerr 2010, Pelejero mfl. 2010). For å kunne forutsi effektene av disse endringene må vi vite mer om hvordan livet i havet påvirkes.

Kort sammenfatning av generelle mønster og kunnskap

Det finns i dag bevis for en lang rekke biologiske effekter av økt CO₂-konsentrasjon i havvann på marine organismer (Wittman & Pörtner 2013). I de fleste tilfeller har man påvist negative effekter av CO₂-nivåer som er forventet innen 100-200 år, men man har også funnet stor variasjon i hvor følsomme organismer er for havforsuring (Kroeker mfl. 2010, Wittman & Pörtner 2013). Dette betyr at det finns vinnere og tapere. Dermed er store endringer i artssammensetning og marine økosystemer ventet de neste 100 årene (Kroeker mfl. 2010, Wittman & Pörtner 2013).

Om man generaliserer så finnes det forskjeller mellom organismegrupper i sensitivitet, men det er viktig å poengtere at det også finnes overraskende store forskjeller innen organismegrupper, til og med mellom nært beslektede arter (e.g. Ferrari mfl. 2011). Krepssdyr ser generelt ut å være relativt robuste mot endringer i CO₂ forventet i klimascenariene (omkring år 2100), mens koraller, pigghuder og bløtdyr er mer sensitive, og fiskelarver mest sensitive (Wittman & Pörtner 2013). Tidlige livsstadier ser ut til å være spesielt følsomme for havforsuring (Melzner mfl. 2009, Byrne 2011). Hvis man tar i betraktning at marine organismer vil oppleve økt temperatur i tillegg til stressende miljøfaktorer i fremtiden, så forventes de å reagere enda mer negativt og med en større sensitivitet for den samlede belastningen (Wittman & Pörtner 2013).

Kalsifiserende organismer var en av de første gruppene man ble bekymret for når man begynte å se omfanget av problemene med havforsuring (Hoegh-Guldberg mfl. 2007, Veron mfl. 2009, Doney mfl. 2009). Forenklet kan man si at økt CO₂-opptak fra luften fører til at kalkskallet hos ulike organismer kan bli kjemisk ustabil. Dette er på grunn av at tilstrekkelig grad av havforsuring kan føre til at vannet blir undermettet på karbonat-ioner, som er en viktig bestanddel i kalsiumkarbonat som kalkskallene består av. Kalsifiserende organismer blir altså direkte påvirket av at metningsgraden for kalsiumkarbonat forandres og at kalsiumkarbonat går i oppløsning tidligere i et surere hav. Man kan derimot tro at fisker burde takle havforsuring relativt bra, sammenlignet med mange invertebrater, fordi de har en effektiv syre-base regulering og et indre skjelett (Pörtner mfl. 2004; Ishimatsu mfl. 2008; Melzner mfl. 2009). Til tross for det har det altså vist seg at fisker er meget følsomme og negative effekter som følge av havforsuring er vanlige (Wittman & Pörtner 2013), spesielt de tidlige livsstadierne er ekstra følsomme (Baumann mfl. 2012, Wittman & Pörtner 2013). De kanskje mest alarmerende funnene er at havforsuring påvirker atferd og sanser hos fisk via forstyrrelser i helt sentrale mekanismer i nervesystemet og hjernens funksjon (Nilsson mfl. 2012). Man har f.eks. sett forandret luktesans, anti-predatoratferd, modighet, aktivitet m.m. (Munday mfl. 2012). Disse effektene kan i sin tur påvirke overlevelsen negativt (Munday mfl. 2010). Effekter av CO₂ på atferd og sanser er mest undersøkt på korallrevsfisk (Wittman & Pörtner 2013), og viser store effekter av denne typen påvirkning, men også variasjon i sårbarhet mellom arter (Munday mfl. 2012).

Et interessant spørsmål er i hvilken grad marine organismer kan klare å tilpasse seg havforsuring gjennom akklimatisering, innen eller mellom generasjoner, og om det finns genetisk variasjon som kan føre til evolusjonære tilpasninger over tid. Man har sett eksempel på akklimatisering og tilpasninger i eksperimenter (Miller mfl. 2012, Dupont mfl. 2013, Sunday mfl. 2013) men det er uklart hvor mange arter som har en slik kapasitet for tilpasning og i hvilket omfang det kan skje i naturen.

Ettersom økt CO₂ i atmosfæren gir både lavere pH (havforsuring) og økt temperatur er det høyst relevant å se på disse miljøendringene i sammenheng, samt hvordan den kombinerte belastningen påvirker marine organismer. I en sammenstilling så man at dette var komplekst, og at

den biologiske responsen varierte mellom ulike taksonomiske grupper, livshistoriestadium og trofisk nivå (Harvey mfl. 2013). Men sammenlagt fant man at fire av fem undersøkte biologiske responser viste synergistiske effekter av den kombinerte påvirkningen, dvs. en sterkere biologisk effekt. Kalsifisering, reproduksjon og overlevelse ble negativt påvirket, fotosyntese ble positivt påvirket, mens det ikke var noen generell synergistisk effekt på vekst (Harvey mfl. 2013).

Hvordan påvirker havforsuring våre norske arter og økosystemer?

Kaldtvannskoraller

Lophelia pertusa er en kalsifiserende, revdannende steinkorall som danner store rev i dype, kalde havområder, som er meget artsrike habitater. Norge har den største bestanden av kaldtvannskoraller i verden og har dermed et særskilt ansvar for disse artene. Havforsuring gjør at det revdannende skjelettet til *Lophelia*, som består av aragonit – en form for kalsiumkarbonat, kan gå i oppløsning. Kaldtvannskoraller er derfor, som tropiske koraller, sårbare for havforsuring. En moderat økning i CO₂ nivå (slutten av dette århundret) ser til tross for dette ikke ut å være et veldig stort problem for *Lophelia* som stort sett klarer å beholde normal kalsifiseringsrate og tilvekst. Negative effekter på metabolismen og høyere energetiske kostnader kan trolig gi problemer på lenger sikt (sammenfattet i Järnegren & Kutti 2014). Negative effekter av havforsuring på seksuell reproduksjon og tidlige livshistoriestadier er også trolige, og er kjent fra andre koraller (sammenfattet i Järnegren & Kutti 2014). Selv om levende korallpolypper av *Lophelia* ser ut å være relativt robuste mot moderate nivåer av havforsuring, er det trolig ikke slik for eldre eller døde deler av *Lophelia*-revet som risikerer å gå i oppløsning før de levende delene, noe som medfører en kollaps for hele revet (sammenfattet i Järnegren & Kutti 2014). Disse komplekse strukturene er fundamentet for revet og en viktig grunn til den høye biodiversiteten som er knyttet til *Lophelia*-revene.

Krepsdyr

Hoppekreps (Copepoda) er en viktig gruppe i den marine næringsveven ettersom de spiser planteplankton (primærprodusenter) og selv blir spist av fisk og andre dyr. Det er gjort flere eksperimenter på ulike arter av hoppekreps for å se hvordan de påvirkes av havforsuring. Resultatene tyder på at de er ganske robuste for de CO₂-konsentrasjoner som forventes de neste 100-200 årene (Weydmann mfl.2012, McConville mfl.2013, Pedersen mfl.2014, Thor & Dupont 2015), selv om en redusert fekunditet kunne observeres hos noen (Thor & Dupont 2015). Man har også sett at responsen på økt CO₂ kan variere mellom populasjoner av samme art i en sammenligning av energetiske effekter i en populasjon fra Svalbard og en fra Skagerrak (Thor & Oliva 2015). **Krill** (tivotkreps) er en annen viktig gruppe dyreplankton som finns bl.a. i Nordatlanten og Arktis. Krill er en viktig matressurs for fisk, marine pattedyr og sjøfugl. Man vet ikke mye om hvordan krill på våre breddegrader påvirkes av havforsuring, men eksperimenter på en art som er vanlig i Nordsjøen tyder på at den er ganske robust mot CO₂-nivåer predikerte i dette århundret, men at de kan få problemer på litt lenger sikt (Sperfeld mfl. 2014). Man observerte problemer med skallskifteprosessen og en lavere overlevelse.

I eksperimenter med larver av den kommersielt viktige **dypvannsreken** (*Pandalus borealis*) fant man ingen effekter av økt CO₂-konsentrasjon forventet kring år 2100 (pH 7.6) på overlevelse eller flere andre parametere, men man fant effekter på utviklingstiden som ble lenger (Bechmann mfl. 2011, Arnberg mfl. 2013). Hos en annen kommersielt viktig art, **hummer** (*Homarus gammaurus*) ser økt CO₂ ut til å kunne lede til deformiteter hos hummerlarver (Agnalt mfl.2013). Et tredje kommersielt viktig krepsdyr i Norge er **sjøkreps** (*Nephrops norvegicus*). Eksperimenter på sjøkrepslarver over fire måneder hvor man så på fysiologiske parametre, utviklingsrate, deformiteter og overlevelse tyder på at disse kan være tolerante mot havforsuringsnivåer kring år 2100 (pH 7.6) (Styf mfl.2013). Derimot fant man effekter av havforsuring (pH 7.6) hos voksen sjøkreps, med tydelige negative effekter på immunforsvaret og stressinduserte forendringer i proteiner (Hernroth mfl.2012). Dette viser at havforsuring kan lede til negative effekter som ikke er like direkte observerbare som fekunditet, deformiteter og overlevelse (Hernroth mfl.2012).

Andre plankton

Et gelatinartet lite dyreplankton, *Oikopleura dioica*, som er et halesekkedyr (Tunicata, Appendicularia), ble positivt påvirket av havforsuring og økte i abundans, hvilket tyder på at slike plankton kommer til å spille en større rolle i fremtidens surere hav (Troedsson mfl.2013). I et eksperiment med det vanligste planktoniske poredyret, en protist, (Foraminifera), i Arktis fant man at kalsifiseringsraten ble negativt påvirket av havforsuring, både hos juvenile og voksne individer, men mortaliteten ble ikke påvirket (Manno mfl.2012).

Bløtdyr

Resultater fra eksperimenter på **blåskjell** *Mytilus edulis*, fra fertilisering til settling av larvene, viser ingen effekter av havforsuring (pH 7.6) på hverken fertilisering, utviklingstid, unormal skalldannelse, fødeinntak eller overlevelse (Bechmann mfl.2011). Derimot var det en effekt på larvestørrelsen - larver som hadde vokst opp ved en lavere pH var mindre enn de som vokste opp under normale forhold (Bechmann mfl.2011). I kortere forsøk med larver av **stort kamskjell** *Pecten maximus* førte havforsuringsnivåer for dette århundret til redusert skallvekst, mens enda høyere havforsuringsnivåer i tillegg ledet til mer deformerte skall og lavere overlevelse (Anderesen mfl.2013).

Pigghuder

Pigghuder er en av de organismegruppene som er forventet å bli negativt rammet av havforsuring på grunn av at de har kalsifiserte ytre skjelett. Forsøk med en **slangestjerne** (*Ophiotrix fragilis*), en nøkkelart som er meget vanlig på bunnen langs Vest-Europas kyst, viste alarmende resultater da larvene hadde 100% mortalitet etter 8 dagers behandling med bare moderat lavere pH (forventet allerede dette århundret) (Dupont mfl.2008). I langtidsforsøk med en annen pigghud, grønn **kråkebolle** (*Strongylocentrotus droebachiensis*) fant man derimot større toleranse, og et interessant resultat var at kråkebollene så ut til å tilpasse seg til en lavere pH over tid (Dupont mfl.2013). Etter fire måneders behandling med lavere pH (7.7) så man for eksempel at fekunditeten ble kraftig redusert mens man ikke så dette hos kråkeboller som hadde vært behandlet i 16 måneder (Dupont mfl.2013). Hos vanlig **sjøstjerne** (*Asterias rubens*) så man at visse fysiologiske stressresponser forsvant etter lang tids behandling (seks måneder) i lavere pH (7.7) sammenlignet med bare en ukes behandling, mens man fant negative effekter på immunforsvaret som ble verre i langtidsbehandlingen (Hernroth mfl.2011).

Fisk

Man vet meget lite om hvordan fisk i våre farvann påvirkes av havforsuring og hvor sårbare de er for denne typen stress. Bare en håndfull av våre fiskearter har blitt studert i denne konteksten. Spermiemkvaliteten ser ikke ut å påvirkes negativt av havforsuring, i hvert fall ikke hos torsk, *Gadus morhua* (Frommel mfl. 2010). Derimot så man at havforsuring (CO₂ nivåer forventet i slutten av neste århundrede) kunne skade vev i ulike organ hos torskelarver (Frommel mfl. 2012). Lignende resultater fant man også hos sildelarver (*Clupea harengus*), med negative effekter på vekst og utvikling samt skader på vev i ulike organ (Frommel mfl. 2014). Derimot ble svømmeadferden hos larvene som overlevde CO₂-behandlingen ikke påvirket, hverken hos torsk (Maneja mfl. 2013), eller sild (Maneja mfl. 2015). Hos juvenil kveite (*Hippoglossus hippoglossus*) påvirket havforsuring (CO₂-nivåer rundt år 2100) veksten negativt i enkelte temperaturbehandlinger (Gräns mfl. 2014).

Hos tangkutling (*Gobiusculus flavescens*), som er en vanlig liten fisk i algebeltet og en nøkkelart langs Norges kyst, undersøkte man hvordan havforsuring (CO₂-nivåer rundt år 2100) påvirket reproduksjon og unngproduksjon, fra paring gjennom embryoutviklingsperioden til adferd hos nyklekte larver (**figur 32**). Man så ingen forstyrrelser av reproduksjonsadferd og paring hos de voksne fiskene, men fant negative effekter på embryoutviklingen. Det var en større andel deformerte embryos og en lavere andel av eggene som overlevde til klekking i CO₂-behandlingen (Forsgren mfl. 2013). Den største effekten så man på adferden til de nyklekte larvene, hvor larver fra CO₂-behandlingen viste en meget kraftig fototaksirespons, hvilket kan tyde på en overfølsomhet og forstyrrelse av sanser (synet) også hos tempererte fisker (Forsgren mfl. 2013). I havforsuringsforsøk (CO₂-nivåer rundt år 2100) med voksen stingsild (*Gasterosteus aculeatus*), en

art som generelt er kjent for å være robust mot miljøstressorer, så man lignende endringer i adferd og tegn på forstyrrelse av hjernefunksjon som man sett hos korallrevsfisk (Jutfelt mfl. 2013). Hos juvenil torsk derimot påvirket samme havforsuringsnivåer ikke hjernefunksjon, luktesans, eller adferd, så følsomheten varierer åpenbart mellom arter (Jutfelt & Hedgårde 2013, 2015).



Figur 32. Tidlige livsstadier er spesielt følsomme for havforsuring. Her er embryos (til venstre) og nyklekkede larver (til høyre) av tangkutling, *Gobiusculus flavescens*, en av våre vanligste fisker i algebeltet. Foto: F. Jutfelt, kilde: Forsgren mfl. 2013 (foto til venstre).

Økosystemeffekter

Om norske nøkkelarter er sårbare for havforsuring vil det sannsynligvis få konsekvenser for økosystemene. Som tidligere nevnt er også effekter av havforsuring på artssammensetning og økosystemer forventet ettersom det finns store forskjeller i hvor sårbare ulike arter og organisme-grupper er for høyere CO₂ konsentrasjoner. Disse effektene er vanskelige å forutsi. Det er også færre studier som har tatt for seg flere arter i det samme eksperimentet, men eksempler finns der man enten gjort eksperimenter på en avgrenset del av et økosystem i felt, eller tatt in en del av et naturlig økosystem på lab for så å utsette det for forskjellige behandlinger. I slike mesokosm-eksperimenter med **bunnsediment** fra Oslofjorden som fikk gå i 20 uker fant man at havforsuring endret sammensetningen i bunnsamfunnet og årsaket en lavere biodiversitet hos både makrofauna og nematoder (Widdicombe mfl. 2009). Man har også gjort mesokosm-eksperimenter på **planktonsamfunn** og sett at tids- og oppblomstringsdynamikken samt proporsjonen autotrofe/heterotrofe plankton i en norsk fjord kan bli endret i et fremtidig klimascenario (lavere pH og høyere temperatur) (Calbet mfl. 2014). Mesokosm-eksperimenter på planktonsamfunn i Kongsfjorden, Svalbard, viser at havforsuring kan endre artssammensetningen (Leu mfl. 2013, Schultz mfl. 2013, Silyakova 2013), og at effektene av økt CO₂ på pelagiske økosystemer er komplekse (Silyakova 2013). Endringer på lavere trofiske nivåer i artssammensetning, fettinnhold, kalkskjelett osv skulle kunne få konsekvenser for næringsforholdene for dyr høyere opp i næringskjeden som f.eks. sjøfugl.

Havforsuring og temperatur

I noen av de nordiske studiene nevnt over undersøkte man effekten av både havforsuring og økt temperatur. Resultatene varierte mellom studier, og kunne vare komplekse (som hos planktonsamfunn, Manno 2012, Calbet mfl. 2014). I noen tilfeller fant man størst negativ effekt av økt temperatur sammenlignet med havforsuring (dyphavsreke, Arnberg mfl. 2013). I andre så man en større effekt av havforsuring enn av økt temperatur, men også evidens for at de negative effektene av CO₂ var størst ved varmere temperaturer sammenlignet med kaldere (sjøkreps, Hernroth mfl. 2012).

Oppsummering havforsuring

Dagens kunnskap viser at mange arter påvirkes negativt av havforsuring på en eller annen måte, men det er stor variasjon mellom livsstadier, arter og organismegrupper i hvor sårbare de er. Man har sett negative effekter av CO₂ nivåer som motsvarer forventet havforsuring de neste 100-200 årene på stort sett alle norske marine organismer som er blitt studert. Effektene kan være fra store og direkte dødelige på kort tid, som hos slangestjerner (Dupont mfl.2008), til mer indirekte gjennom sin virkning på f.eks. immunforsvar, metabolisme eller adferd. Hvilke biologiske parametere som påvirkes, og hvor store effektene er varierer mellom arter. Visse arter er mer følsomme mens andre ser ut å være mer robuste. Gelatinartede dyreplankton ser ut å påvirkes positivt av havforsuring Det er uklart i hvor stor grad arter kan tilpasse seg havforsuring (se også 3.3.9). På økosystemnivå er endringer i artssammensetning en av følgene av havforsuring. Den biologiske responsen til havforsuring må også ses i sammenheng med økt temperatur og andre menneskeskapt miljøendringer. Den kombinerte responsen til multiple stressorer kan være mye større enn til en singel stressfaktor

3.4.8 Samlet trusselbilde marint

Oppvarming av havene og havforsuring er på vei å endre livsbetingelsene fundamentalt i det marine miljø, hvilket kan få store biologiske konsekvenser (Harley mfl. 2006; Hoegh-Guldberg & Bruno 2010). Disse endringene er sett som to av de største truslene mot marint biomangfold. (Harvey mfl. 2013). I tillegg til klimapåvirkning er også marine økosystemer utsatt for mange andre typer av menneskeskapt påvirkningsfaktorer, og det samlede bilde er ofte mer sammensatt. Påvirkning fra en stressfaktor kan medføre at en art eller et system blir mindre robust ved påvirkning fra en eller flere andre faktorer. Slike synergistiske effekter er vanskelige å dokumentere, men kombinasjonen av økt temperatur, eutrofiering og overfiske er av og til sett på i sammenheng. Ulike sider ved klimaendring som økt temperatur og økt avrenning kan i ulike sammenhenger virke sammen (synergisme) eller mulig motvirke hverandre (antagonisme) avhengig av hvilke økosystemtjenester man ser på. Økt temperatur fører til økt respirasjon og dermed økt oksygenforbruk. Ved reduserte lysforhold vil produksjonen gå ned, og respirasjonen gå opp. Økt avrenning vil føre med seg mer organisk partikulært materiale som så fører til økt oksygenforbruk.

Elver fører med seg næring, partikler og miljøgifter fra renseanlegg, jordbruk, skogbruk, industri og annen menneskelig aktivitet på land. Fiske, oppdrett, skipstrafikk og fremmede arter påvirker kystøkosystemene på ulike måter. I Skagerrakområdet gir høy befolkningstetthet stor menneskelig påvirkning på kystøkosystemene gjennom høye tilførsler av næringsalter og stor bruk av kystområdene. På Vestlandet og nordover er fiskerier og / eller fiskeoppdrett viktige påvirkningsfaktorer.

Klimaendringer kan gjennom påvirkning alene eller sammen med andre påvirkninger føre til store og varige endringer i kystøkosystemene langs kysten, og slike endringer er allerede i gang. Det er vist størst effekt av klima i de kystnære og øvre vannlag. I dypere områder i dag er bunntråling og oljevirkosomhet viktige påvirkningsfaktorer (på kort sikt trolig viktigere enn klimaendringene).

I havområdene kan endringer i artssammensetning på lavere trofiske nivåer (plante- og dyreplankton) påvirke de store og viktige fiskebestandene. Endringer i fiskebestander vil ha følger for alle (dyr og mennesker) som ernærer seg av disse. Både i kyst og havområder kan vi forvente et større innslag av sørlige arter som sammen med mulige fremmede introduserte arter gradvis sprer seg nordover og skaper forstyrrelser i våre etablerte næringskjeder. Alle disse endringene ser vi tendenser til i dag og de får implikasjoner i alle ledd i næringskjeden helt opp til fisk, sjøfugl og sjøpattedyr. Siden det finnes viktige fysiske, kjemiske og biologiske interaksjoner mellom kyst og hav og mellom bunn og de frie vannmasser vil endringer ett sted forplante seg til andre deler av systemet. Dette får følger for økosystemer, og også for menneskers trivsel og næringsvirksomhet.

3.4.9 Kunnskapshull marint

Generelt finns det i dag en god del kunnskap om hvordan de pågående og nær forestående klimaendringene påvirker enkeltarter langs kysten og på grunt vann. En forskyving av arter nordover er registrert, men det er ikke kjent om alle arter forskyver seg i takt og hva en ulik respons på temperaturendring vil medføre. Biologiske effekter av klimaendringene er ofte meget komplekse og derfor vanskelige å forstå og predikere, som eksempelvis klimaeffekter på sjøfugl og deres byttedyr. Hvordan klimaendringene vil påvirke dypere deler av det marine miljøet er det også knyttet store usikkerheter til. Manglende kunnskap begrenser muligheten å forutsi menneskets effekter på den marine miljø i fremtiden.

Det er fortsatt mange ubesvarte spørsmål om hvordan havforsuring påvirker organismer, f.eks. hvilke fysiologiske mekanismer er involvert, og hvilke er effektene over tid på individnivå? Hvorfor er noen organismer mer følsomme mens andre er mer robuste? Hvilke er effektene over generasjoner, og hvilke er konsekvensene på populasjonsnivå? Økte CO₂-nivåer i atmosfæren fører til både havforsuring og økt temperatur i havvann, og det er høyst relevant å stille seg spørsmålet hvordan den kombinerte effekten av disse miljøendringene påvirker de marine økosystemene?

Noen av de store utfordringene og kunnskapshullene ligger i en mer helhetlig forståelse for hvordan hele hav og kyst systemet vil reagere på en samlet påvirkning av klima og andre påvirkninger fra menneskelig aktivitet. Økt temperatur og havforsuring, som et resultat av CO₂ utslipp, kommer i tillegg til alle andre menneskeskapt miljøendringer som kan skape stress for marine organismer f.eks. lavt oksygen, overgjødning, forurensing og overfiske. Det er den kombinerte effekten av alle disse stressfaktorer som organismene utsettes for. Dette kan i mange fall lede til synergieffekter hvor totaleffekten innebærer enda større negative effekter enn summen av de ulike stressorene for seg (Pörtner mfl. 2005, Pörtner & Farrell 2008, Harvey mfl. 2013). Hvordan flere stressorer samtidig påvirker marine økosystemer har vi i dag mangelfull kunnskap om (Harvey 2013), men fler og fler studier begynner å ta for seg effekten av multiple stressorer.

Et meget interessant og relevant spørsmål er om livet i havet kan tilpasse seg de raske klimaendringene som nå pågår. Dette vet vi i dag ikke mye om, og det er derfor høyst uklart i hvilket omfang dette kan skje hos marine organismer (Munday mfl. 2013). Man kan tenke seg ulike potensielle muligheter for populasjoner å tilpasse seg klimaendringene: at individene akklimatiserer til de endrede miljøforholdene, at det skjer en tilpasning gjennom ikke-genetiske mekanismer over tid (arvbare epigenetiske endringer), og at det skjer en evolusjonær tilpasning over tid (forutsetter genetisk variasjon i populasjonen (Munday mfl. 2013, Sunday mfl. 2014). Eksempler på akklimatisering og tilpasninger finns fra eksperimentelle studier (Munday mfl. 2013, Sunday mfl. 2014). Hos fisk har man har for eksempel sett mulighet for en viss akklimatisering til økt temperatur, men til en kostnad av lavere vekst og kondisjon (Donelson mfl. 2011a). Man har også sett at akklimatisering til økt temperatur og økte CO₂-nivåer kan forekomme mellom generasjoner (Donelson mfl. 2011b, Miller mfl. 2012). Hvor stor potensiale marine organismer har for tilpasninger til klimaendringene er et området det trengs mye mer forskning på.

4 Konklusjoner

Som beskrevet ovenfor kan klimaendringene ha store konsekvenser for vår natur, fra artsnivå til økosystemnivå. Økologiske sammenhenger er sammensatte, og effektene av klimaendringene på arter og økosystemer har vist seg å være svært komplekse. Selv om klimaeffekter er et forskningsfelt som har vokst mye i senere tid, er det fortsatt mange kunnskapshull noe som gjør detaljerte prediksjoner vanskelige. Manglende kunnskap og høy kompleksitet er noen av årsakene til at det er vanskelig å forutse effektene av klimaendringene på norsk natur og naturmangfold i fremtiden. En annen årsak til at det er vanskelig å forutse effektene av klimaendringene er at det er knyttet usikkerhet til selve klimascenariene. De seneste klimaframskrivningene er ferske, slik at det er begrenset hvor mye kunnskap som har blitt akkumulert med bakgrunn i disse. Mange studier har ikke tatt de nyeste scenariene inn i eksperimenter og modeller. En annen grunn til usikkerhet rundt effekter av klimaendringene er at mange andre faktorer påvirker arter og økosystemer, og hvordan den totale belastningen påvirker naturen er vanskelig å si.

Et eksempel på komplekse sammenhenger er klimaeffekter på skog, der økt temperatur gir lenger vekstsesong og en tregrense som flytter seg oppover i høyden. På andre siden gir økt temperatur bedre levevilkår for mange skadegjørere som sopp og invertebrater, noe som har en negativ påvirkning på skogen. Regionale forskjeller i nedbør og tørkestress om vinteren kan også slå forskjellig ut. Et annet eksempel er sjøfugl der en omfattende endring i klima kan ha vidtrekkende konsekvenser for utbredelse, tetthet og reproduktiv suksess hos ulike arter, samt påvirke artssammensetningen. Imidlertid er sammenhengene så komplekse at det er vanskelig å forutsi med rimelig presisjon og sikkerhet hva konsekvensene av klimaendringene vil være. Som et eksempel; sjøfugl er avhengig av god mattilgang fra havet og endringer i tilgang på byttedyr, både i rom og tid, vil påvirke dem. Endringer i havets næringskjeder og utbredelse av ulike nøkkelarter kan gi store endringer i bestandene av fisk og fugl, men kunnskapen om slike responser er ennå svært mangelfull. I tillegg til klimaendringene er havets økosystemer også sterkt påvirket av raskere, men kortsiktige, temperatursvingninger som opptrer naturlig med noen tiårs mellomrom. Noen arter profiterer på kaldere eller varmere vann, mens andre får problemer, og jo sterkere og raskere endringer, dess større kan effektene bli.

Ulike arter vil påvirkes i ulik grad av klimaendringene. Noen arter vil få problemer, mens andre vil oppleve bedre leveforhold. Et eksempel er ferskvannsfisk der kaldtvannsarter som røye, vil bli negativt påvirket av økt temperatur, mens varmekjære arter som karpfisker trolig vil bli begunstiget. Et annet eksempel er variasjon i sårbarhet for havforsuring hos marine organismer, noe som gjør at man forventer store endringer i artssammensetningen i marine økosystemer på grunn av havforsuring i fremtiden. Hvor stor påvirkningen blir på ulike naturtyper vil også variere. Noen vil øke i areal, som f.eks. skog og myr/våtmark, selv om artssammensetningen trolig blir forandret, mens andre trolig blir mer negativt påvirket, f.eks. havstrand og fjellhei. Mange grunnleggende økosystemfunksjoner vil påvirkes, og også mange økosystemtjenester. I flere tilfeller kan dette innebære en forringelse av en økosystemtjeneste, men klimaendringene kan også gi positive effekter på andre økosystemtjenester.

Hva som er netto effekt av klimaendringene er bl.a. avhengig av hva som skjer når interaksjoner mellom stedeegne arter endres, når nye sørlige arter forflytter seg internt i Norge eller når fremmede arter etableres i norsk natur. Økt temperatur kan forbedre forholdene for mange fremmede arter og gjøre det enklere for dem å etablere og spre seg. Selv om mange norske arter er relativt robuste mot fysiske faktorer og variasjon i miljøet, kan endringer i utbredelsesmønstre, konkurranseforhold og interaksjoner mellom arter føre til store endringer i økosystemene. Eksempler på dette er «mismatch» mellom fødetilgang og yngleperioder, og endringer i tetthet og interaksjoner mellom byttedyr og predatorer.

Hvor stor effekten av klimaendringene blir, vil også i stor grad påvirkes av hvordan artene kan tilpasse seg de nye miljøbetingelsene. Akklimatisering, epigenetiske tilpasninger og evolusjonære tilpasninger kan forekomme til en viss grad. Muligheten for evolusjonære tilpasninger øker

generelt med økt genetisk variasjon og kort generasjonstid, men vanskeliggjøres hvis miljøendringene er raske. Organismer som lever i et miljø med fluktuerende miljøbetingelser er trolig bedre rustet enn de som lever i mer stabile miljøer.

Påvirkning fra en stressfaktor kan medføre at en art eller et system blir mindre robust for påvirkning fra andre faktorer, gjør at man må ta hensyn til det samlede trusselbildet, og huske at arter, naturtyper og økosystemer påvirkes av flere menneskeskapte stressfaktorer samtidig. I marine økosystemer vil for eksempel økt temperatur og havforsuring, som begge følger av CO₂-utslipp, være viktige påvirkningsfaktorer sammen med eutrofiering, miljøgifter, oljevirkosomhet, fiskeoppdrett og overfiske. Det samlede bilde er sammensatt, og den kombinerte effekten av ulike faktorer er ofte vanskelig å predikere.

5 Referanser

- ACIA. 2004a. Arctic tundra and polar desert ecosystems (s. 243-352), T.V. Callaghan (red.). I: Impacts of a Warming Arctic - Arctic Climate Impact Assessment. - Cambridge University Press.
- ACIA. 2004b. Marine systems (s. 454-538), H. Loeng (red.). I: Impacts of a Warming Arctic - Arctic Climate Impact Assessment. - Cambridge University Press.
- ACIA. 2004c. Impacts of a warming Arctic - Arctic climate impact Assessment. - Cambridge University Press.
- ACIA 2005. Arctic Climate Impact Assessment. – Cambridge University Press.
- Agnalt, A.L., Grefsrud, E.S., Farestveit, E., Larsen, M. & Keulder, F. 2013. Deformities in larvae and juvenile European lobster (*Homarus gammarus*) exposed to lower pH at two different temperatures. - Biogeosciences 10: 7883-7895.
- Alabaster, J.S. & Lloyd, R. 1982. Water quality criteria for freshwater fish. Butterworths, London.
- Alm, T. 2003. Notes on economic plants. On the uses of *Zostera marina*, mainly in Norway. - Economic Botany 57: 640-645.
- Alsos, I.G., Eidesen, P.B., Ehrich, D., Skrede, I., Westergaard, K., Jacobsen, G.H. Landvik, J.Y., Taberlet, P. & Brochmann, C. 2007. Frequent long-distance plant colonization in the changing Arctic. – Science 316: 1606-1609.
- Alsos, I.G., Ehrich, D., Thuiller, W., Eidesen, P.B., Tribsch, A., Schonswetter, P., Lagaye, C., Taberlet, P. & Brochmann, C. 2012. Genetic consequences of climate change for northern plants. – Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences 279: 2042-2051.
- Andersen, S., Grefsrud, E.S. & Harboe, T. 2013. Effect of increased pCO₂ level on early shell development in great scallop (*Pecten maximus* Lamarck) larvae. - Biogeosciences 10: 6161-6184.
- Anker-Nilssen, T. 1992. Food supply as a determinant of reproduction and population development in Norwegian Puffins *Fratercula arctica*. - Dr. scient. thesis, Univ. Trondheim.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2006. Tidsseriestudier av sjøfugler i Røst kommune, Nordland. Resultater med fokus på 2004 og 2005. - NINA Rapport 133, 85 s.
- Anon. 2014. Status for norske laksebestander i 2014. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 6, 225 s.
- Anon. 2015. Status for norske laksebestander i 2015. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 8, 300 s.
- Anttila, K., Dhillon, R.S., Boulding, E.G., Farrell, A.P., Glebe, B.D., Elliott, J.A., Wolters, W.R. & Schulte, P.M. 2013. Variation in temperature tolerance among families of Atlantic salmon (*Salmo salar*) is associated with hypoxia tolerance, ventricle size and myoglobin level. - Journal of Experimental Biology 216: 1183-1190.
- Arnberg, M., Calosi, P., Spicer, J.I., Tandberg, A.H.S., Nilsen, M., Westerlund, S. & Bechmann, R. 2013. Elevated temperature elicits greater effects than decreased pH on the development, feeding and metabolism of northern shrimp (*Pandalus borealis*) larvae. - Marine Biology 160: 2037-2048.
- Arnott, S.A. & Ruxton, G.D. 2002. Sandeel recruitment in the North Sea: demographic, climatic and trophic effects. - Mar Ecol Prog Ser 238: 199-210.
- Artmann, M. 2014. Assessment of soil sealing management. Responses, strategies, and targets toward ecologically sustainable urban land use management. - AMBIO 43: 530-541.
- Artsdatabanken 2015. Natur i Norge. - <http://www.artsdatabanken.no/NaturiNorge>.
- Acevedo, P., Jiménez-Valverde, A., Melo-Ferreira, J., Real, R., & Alves, P.C. 2012. Parapatric species and the implications for climate change studies: a case study on hares in Europe. - Global Change Biology 18: 1509-1519.

- Aune, S., Hofgaard, A. & Söderström, L. 2011. Contrasting climate- and land-use-driven tree encroachment patterns of subarctic tundra in northern Norway and the Kola Peninsula. - *Canadian Journal of Forest Research - Revue Canadienne De Recherche Forestiere* 41: 437-449.
- Austrheim, G., Solberg, E.J., Mysterud, A., Daverdin, M., & Andersen, R. 2008. Hjortedyr og husdyr på beite i norsk utmark i perioden 1949-1999. (Cervid and livestock herbivory in Norwegian outlying land from 1949 to 1999). *Rapp. Zool. Ser.* 2008. 123 s.
- Baisez, A., Bach, L.M., Leon, V., Parouty, T., Terrade, T., Hoffmann, M. & Laffaille, P. 2011. Migration delays and mortality of adult Atlantic salmon *Salmo salar* en route to spawning grounds on the River Allier, France. - *Endangered Species Research* 15: 265-270.
- Bakkestuen, V., Erikstad, L. & Halvorsen, R. 2009. Klimaendringer og Norges vegetasjon. Hvordan påvirkes vegetasjonsmodeller av ulike klimascenarier? - NINA Rapport 524. 24 s.
- Bakkestuen, V. Aarrestad, P.A., Often, A., Stabbetorp, O. & Wilmann, B. 2011. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell 2010. – I Framstad, E., red. *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2010: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl.* NINA Rapport 702. s. 17-25.
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A. & Stabbetorp O.E. 2015. Gjenanalyse av intensive overvåkingsfelter for markvegetasjon i Endalen, Svalbard 2014. Endringer i vegetasjon fra 2009 til 2014 og vurdering av overvåkingsmetodikk - NINA Rapport 1122, 37 s.
- Bakketeig, I., Gjøsæter, H., Hauge, M., Sunnset, B.H., & Toft, K.Ø. 2015. Havforskningsrapporten 2015: Ressurser, miljø og akvakultur på kysten og i havet.
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W, Stier, A.C. & Silliman, B.R. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. - *Ecological Monographs* 81:169-193.
- Barrett, R.T. 2002. Atlantic puffin *Fratercula arctica* and common guillemot *Uria aalge* chick diet and growth as indicators of fish stocks in the Barents Sea. - *Mar Ecol Prog Ser* 230: 275-287.
- Barrett, R.T. 2007. Food web interactions in the southwestern Barents Sea: black-legged kittiwakes *Rissa tridactyla* respond negatively to an increase in herring *Clupea harengus*. - *Mar Ecol Prog Ser* 349: 269–276.
- Barrington, E.J.W. & Matty, A.J. 1954. Seasonal variation in the thyroid gland of the minnow, *Phoxinus phoxinus* L., with some observations on the effect of temperature. - *Proceedings of the Zoological Society of London* 124: 89-95.
- Baumann, H., Talmage, S.C. & Gobler, C.J. 2012. Reduced early life growth and survival in a fish in direct response to increased carbon dioxide.- *Nature Climate Change* 2: 38-41.
- Bechmann, R.K., Taban, I.C., Westerlund, S., Godal, B.F., Arnberg, M., Vingen, S., Ingvarsdottir, A. & Baussant, T. 2011. Effects of ocean acidification on early life stages of shrimp (*Pandalus borealis*) and mussel (*Mytilus edulis*). - *Journal of Toxicology and environmental health-Part A-Current issues* 74: 424-438.
- Bhatt, U.S., Walker, D.A., Raynolds, M.K., Comiso, J.C., Epstein, H.E., Jia, G.S. mfl. 2010. Circumpolar Arctic tundra vegetation change is linked to sea ice decline. - *Earth Interactions* 14: 1-20.
- Beaugreand, G., Ibanez, F. & Lindley, J.A. 2001. Geographical distribution and seasonal and diatal changes in the diversity of calanoid copepods in the North Atlantic and North Sea. - *Mar Ecol Prog Ser* 219: 189-203.
- Beaugreand, G., Edwards, M. & Legendre L. 2010. Marine biodiversity, ecosystem functioning, and carbon cycles. - *PNAS* 107: 10120-10124.
- Beaugreand, G. & Reid, P. C. 2012. Relationships between North Atlantic salmon, plankton, and hydroclimatic change in the Northeast Atlantic. - *ICES Journal of Marine Science* 69: 1549–1562.
- Beaulieu, M., Pick, F. & Gregory-Eaves I. 2013. Nutrients and water temperature are significant predictors of cyanobacterial biomass in a 1147 lakes data set. - *Limnology and Oceanography* 58: 1736-1746.
- Beaumont, N.J., Jones, L., Garbutt, A., Hansom, J.D. & Toberman, M. 2014. The value of carbon sequestration and storage in coastal habitats. - *Estuarine Coastal and Shelf Science* 137: 32-40.

- Beddow, T.A., Deary, C. & McKinnel, R.S. 1998. Migratory and reproductive activity of radio-tagged Arctic char (*Salvelinus alpinus* L.) in northern Labrador. - *Hydrobiologia* 371: 249-262.
- Beldring, S., Engeland, K., Roald, L.A., Sæltun, N.R. & Vokso, A. 2003. Estimation of parameters in a distributed precipitation-runoff model for Norway. *Hydrol. - Earth Systems Science* 7: 304-316.
- Bennie, J., Kubin, E., Wiltshire, A., Huntley, B. & Baxter, R. 2010. Predicting spatial and temporal patterns of bud-burst and spring frost risk in north-west Europe: the implications of local adaptation to climate. - *Global Change Biology* 16: 1503-1514.
- Benson B, Magnuson J, Jensen O, Card V, Hodgkins G, Korhonen J, Livingstone D, Stewart K, Weyhenmeyer G. & Granin N. 2012. Extreme events, trends, and variability in Northern Hemisphere lake-ice phenology (1855–2005). - *Climate Change* 112: 299–323.
- Berg, B.S. & Munkejord, A.A. 1991. Forsvinner Jærestrendene? - Årsrapport for miljøvern avdelingen ved Fylkesmannen i Rogaland, s 19-26.
- Berge, J. & Leopold, P. 2014. Arktiske blåskjell – snart på en meny nær deg? Framsenteret kronikk, 20.10.2014.
- Berge, J., Hegglund, K. mfl. 2015. First Records of Atlantic Mackerel (*Scomber scombrus*) from the Svalbard Archipelago, Norway, with Possible Explanations for the Extension of Its Distribution. <http://arctic.journalhosting.ucalgary.ca/arctic/index.php/arctic/article/view/4455>
- Bienau, M.J., Hattermann, D., Kröncke, M., Kretz, L. Otte, A., Eiserhardt, W.L., Milbau, A., Graae, B.J., Durka, W. & Eckstein, R.L. 2014. Snow cover consistently affects growth and reproduction of *Empetrum hermaphroditum* across latitudinal and local climatic gradients. - *Alpine Botany* 124: 115-129. doi 10.1007/s00035-014-0137-8.
- Birkinshaw, S.J., Bathurst, J.C., Iroume, A. & Palacios, H. 2011. The effect of forest cover on peak flow and sediment discharge, an integrated field and modelling study in central-southern Chile. - *Hydrological Processes* 25: 1284-1297.
- Bizuayehu, T.T., Johansen, S.D., Puvanendran, V., Toften, H. & Babiak, I. 2015. Temperature during early development has long-term effects on microRNA expression in Atlantic cod. - *BMC Genomics* 16:305. doi:10.1186/s12864-015-1503-7
- Bjerke, J.W. 2011. Winter climate change: Ice encapsulation at mild subfreezing temperatures kills freeze-tolerant lichens. - *Environmental and Experimental Botany* 72: 404-408.
- Bjerke, J.W. & Tømmervik, H. 2008. Observerte skader på nordnorske planter i løpet av vår og sommer 2006: omfang og mulige skader. - *Blyttia* 66: 90-96.
- Bjerke, J.W., Strann, K.-B., Skei, J.K. & Ødegaard, F. 2010. Myr, kilde og flommark. - I: Nybø, S. (red.): *Naturindeks for Norge 2010*, s. 94-108. DN-utredning 3-2010.
- Bjerke J.W., Bokhorst S., Zielke M., Callaghan T.V., Bowles F.W. & Phoenix G.K. 2011. Contrasting sensitivity to extreme winter warming events of dominant sub-Arctic heathland bryophyte and lichen species. - *Journal of Ecology* 99: 1481-1488.
- Bjerke J.W., Bokhorst S., Callaghan T.V., Zielke M. & Phoenix G.K. 2013: Rapid photosynthetic recovery of a snow-covered feather moss and *Peltigera* lichen during sub-Arctic midwinter warming. - *Plant Ecology & Diversity* 6: 383-392.
- Bjerke, J.W., Karlsen, S.R., Høgda, K.A., Malnes, E., Jepsen, J.U., Lovibond, S., Vikhamar-Schuler, D. & Tømmervik, H. 2014. Record-low primary productivity and high plant damage in the Nordic Arctic Region in 2012 caused by multiple weather events and pest outbreaks. - *Environmental Research Letter* 9: 084006.
- Bjerke, J.W., Tømmervik, H., Zielke, M. & Jørgensen, M. 2015. Impacts of snow season on ground-ice accumulation, soil frost and primary productivity in a grassland of sub-Arctic Norway. - *Environmental Research Letter* 10 (14pp). doi:10.1088/1748-9326/10/9/095007.
- Bjørneraas, K. mfl. 2011. Moose *Alces alces* habitat use at multiple temporal scales in a human-altered landscape. - *Wildlife Biology* 17: 44-54.
- Björk, R.G. & Molau, U. 2007. Ecology of alpine snowbeds and the impact of global change. - *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 39: 34-43.

- Blindheim, T. & Bendiksen, E. 2004. Status for kartlegging og verdisetting av naturtyper i Oslo kommune, juni 2004. - Siste Sjanse and Norwegian Institute for Nature Research (NINA), Oslo, Norway.
- Blok, D., Weijers, S., Welker, J.M., Cooper, E.J., Michelsen, A., Löffler, J. & Elberling, B. 2015. Deepened winter snow increases stem growth and alters stem $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in evergreen dwarf shrub *Cassiope tetragona* in higharctic Svalbard tundra. - *Environment Research Letters* 10 (2015) 044008 doi:10.1088/1748-9326/10/4/044008.
- Blumentrath, S. 2012. Modellert høyde for skoggrense. - Upublisert raster datasett, NINA.
- Bokhorst, S., Bjerke, J.W., Callaghan, T.V., Melillo, J., Bowles, F. & Phoenix G.K. 2008. Impacts of extreme winter warming in the sub-Arctic: growing season responses of dwarf-shrub heathland. - *Global Change Biology* 14: 2603-2612.
- Bokhorst, S., Bjerke, J.W., Tømmervik, H., Callaghan, T.V. & Phoenix G.K. 2009. Winter warming events damage sub-Arctic vegetation: consistent evidence from an experimental manipulation and a natural event. - *Journal of Ecology* 97: 1408–1415.
- Bokhorst, S., Bjerke J.W., Street L.E., Callaghan T.V. & Phoenix G.K. 2011. Impacts of multiple extreme winter warming events on sub-Arctic heathland: phenology, reproduction, growth, and CO₂ flux responses. - *Global Change Biology* 17: 2817-2830.
- Bokhorst, S., Bjerke, J.W., Tømmervik, H., Preece, C. & Phoenix, G.K. 2012. Ecosystem Response to Climatic Change: The Importance of the Cold Season. - *Ambio* 41 (Suppl. 3): 246-255.
- Bokhorst, S., Huiskes, A., Aerts, R., Convey, P., Cooper, E.J., Dalen, L., Erschbamer, B., Gudmundsson, J., Hofgaard, A., Hollister, R.D., Johnstone, J., Jonsdottir, I.S., Lebouvier, M., van der Vijver, B., Wahren, C.-H., & Dorrepaal, E. 2013. Variable temperature effects of Open Top Chambers at polar and alpine sites explained by irradiance and snow depth. – *Global Change Biology* 19:64-74.
- Bollingmo, T. 2014a. Store klimaskader på kystlynghei. – Humleskolen. <http://humleskolen.no/nyheter/store-klimaskader-pa-kystlynghei/>
- Borgstrøm, R. 2001. Relationship between spring snow depth and growth of brown trout, *Salmo trutta*, in an Alpine lake: Predicting consequences of climate change. - *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 33: 476-480.
- Borgstrøm, R. & Museth, J. 2005. Accumulated snow and summer temperature – critical factors for recruitment to high mountain populations of brown trout (*Salmo trutta* L.). - *Ecology of Freshwater Fish* 14: 375-384
- Borner, A.P., Kielland, K. & Walker, M.D. 2008. Effects of simulated climate change on plant phenology and nitrogen mineralization in Alaskan arctic tundra. - *Arctic Antarctic and Alpine Research* 40: 27-38.
- Both, C., Van Turnhout, C.A.M., Bijlsma, R.G., Siepel, H., Van Strien, A.J. & Foppen, R.P.B. 2010. Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. - *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 277: 1259-1266.
- Bratli, H. 2014. Strandeng og strandsump. - I: Miljødirektoratets veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark. Upublisert.
- Brisson, C.P. Coverdale, T.C. & Bertness, M.D. 2014. Salt marsh die-off and recovery reveal disparity between the recovery of ecosystem structure and service provision. - *Biological Conservation* 179: 1-5.
- Brattegard, T. 2011. Changes in Norwegian marine benthic fauna 1997-2010. Assesment for DN 2011 – 8, Norwegian Environment Agency. In Norwegian.
- Brommer, J.E. 2008. Extent of recent polewards range margin shifts in Finnish birds depends on their body mass and feeding ecology. - *Ornis Fennica* 85: 109-117.
- Brown, S.L., Bearhop, S., Harrod, C., & McDonald, R.A. 2012. A review of spatial and temporal variation in grey and common seal diet in the United Kingdom and Ireland. - *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 92: 1711-1722.

- Brungs, W.A. & Jones, B.R. 1977. Temperature criteria for freshwater fish: protocol procedures. Environmental Agency, Duluth, Minnesota.
- Bustnes, J.O., Anker-Nilssen, T., Erikstad, K.E., Lorentsen, S.-H. & Systad, G. 2013. Changes in Norwegian breeding population of European shag correlate with forage fish and climate. - *Marine Ecology Progress Series* 489: 235-244.
- Bruun, P. 1954. Coast erosion and the development of beach profiles. - Technical Memorandum, vol. 44. Beach Erosion Board, Corps of Engineers, 82 pp.
- Bruun, P. 1962. Sea-level rise as a cause of shore erosion. - Proceedings of the American Society of Civil Engineers. *Journal of the Waterways and Harbors Division* 88: 117-130.
- Bruun, P., 1983. Review of conditions for use of the Bruun Rule of erosion. - *Coastal Engineering* 7: 77– 89.
- Buizer, B., Weijers, S., van Bodegom, P.M., Alsos, I.G., Eidesen, P.B., van Breda, J., de Korte, M., van Rijckevorsel, J. & Rozema, J. 2012. Range shifts and global warming: ecological responses of *Empetrum nigrum* L. to experimental warming at its northern (high Arctic) and southern (Atlantic) geographical range margin. - *Environmental Research Letters* 7 (9pp). doi:10.1088/1748-9326/7/2/025501.
- Bullock, A. & Acreman, M. 2003. The role of wetlands in the hydrological cycle. - *Hydrology and Earth System Sciences* 7: 358-389.
- Byrne, M. 2011. Impact of ocean warming and ocean acidification on marine invertebrate life history stages: vulnerabilities and potential for persistence in a changing ocean. - *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 49:1-42.
- CAFF. 2013. Arctic Biodiversity Assessment. Status and trends in Arctic biodiversity. Conservation of Arctic Flora and Fauna, Akureyi.
- Cairns, D.M. & Moen, J. 2004. Herbivory influences tree lines. - *Journal of Ecology* 92: 1019-1024.
- Calbet, A., Sazhin, A.F., Nejtgaard, J.C., Berger, S.A., Tait, Z.S., Olmos, L., mfl. 2014. Future climate scenarios for a coastal productive planktonic food web resulting in microplankton phenology changes and decreased trophic transfer efficiency. - *PLOS ONE* 9: e94388.
- Carón, M.M, De Frenne, P., Brunet, J., Chabrierie, O., Cousins, S.A.O., Decocq, G., Diekmann, M., Graae, B.J., Heinken, T., Kolb, A., Lenoir, L., Naaf, T., Plue, J., Selvi, F., Wulf, M., Verheyen, K. 2015. Divergent regeneration responses of two closely related tree species to direct abiotic and indirect biotic effects of climate change. – *Forest Ecology and Management* 342: 21-29.
- Carpentier, A., Paillisson, J.M., Feunteun, E. & Marion, L. 2004. Fish community structure in temporary flooded grasslands. - *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 375: 1-14.
- Carter, T.R. 1998. Changes in the thermal growing season in Nordic countries during the past century and prospects for the future. - *Agricultural and Food Science in Finland* 7: 161-179.
- Casas-Mulet, R., Alfredsen, K. & Killingtveit, Å. 2014. Modelling of environmental flow options for optimal Atlantic salmon, *Salmo salar*, embryo survival during hydropeaking. - *Fisheries Management and Ecology* 21: 480-490.
- Chen, I-C, Hill, J.K., Ohlemueller, R., Roy, D.B. & Thomas, C.D. 2011. Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. - *Science* Vol. 333, No. 6045: 1024-1026.
- Cocking, A.W. 1959. The effect of high temperatures in roach (*Rutilus rutilus*). I. The effect of constant high temperatures. - *Journal of Experimental Biology* 36: 203-216.
- Cooper, E.J., Dullinger, S. & Semenchuk, A. 2011. Late snowmelt delays plant development and results in lower reproductive success in the High Arctic. - *Plant Science* 180: 157-167.
- Costanza, R., Pérez-Maqueo, O., Martinez, M.L., Sutton, P., Anderson, S.J. & Mulder, K. 2008. The Value of Coastal Wetlands for Hurricane Protection. - *Ambio* 37: 241-248.
- Cornelissen, J.H.C., Callaghan, T.V., Alatalo, J.M., Michelsen, A., Graglia, E., Hartley, A.E. mfl. 2001. Global change and Arctic ecosystems: is lichen decline a function of increases in vascular plant biomass? - *Journal of Ecology* 89: 984-994.

- Cornelissen, J.H.C., Quested, H.M., Gwynn-Jones, D., Van Logtestijn, R.S.P., De Beus, M.A.H., Kondratyuk, A., Callaghan, T.V. & Aerts, R. 2004. Leaf digestibility and litter decomposability are related in a wide range of subarctic plant species and types. - *Functional Ecology* 18: 779-786.
- Coulson, S.J., Convey, P., Aakra, K., Aarvik, L., Ávila-Jiménez, M.L., Babenko, A., Biersma, E., Bostrom, S., Brittain, J., Carlsson, A., Christoffersen, K.S., De Smet, W.H., Ekrem, T., Fjellberg, A., Fuereeder, L. Gustafsson, D., Gwiazdowicz, D.J., Hågvar, S., Hansen, L.O., Kaczmarek, L., Kolicka, M., Kuklin, V., Lakka, H-K., Lebedeva, N., Makarova, O., Maraldo, K., Melekhina, E., Ødegaard, F., mfl. 2014. The terrestrial and freshwater invertebrate biodiversity of the archipelagoes of the Barents Sea; Svalbard, Franz Josef Land and Novaya Zemlya. - *Soil Biology and Biochemistry* 68: 440-470.
- Crawford, R.M.M. 2000. Ecological hazards of oceanic environments. - *New Phytologist* 147: 257-281.
- Crisp, D.T. 1996. Environmental requirements for common riverine European salmonid fish species in fresh water with particular reference to physical and chemical aspects. - *Hydrobiologia* 323: 201-221.
- Cunjak, R.A. Prowse, T.D. & Parrish, D.L. 1998. Atlantic salmon in winter: "the season of parr discontent"? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55 (Supplement 1): 161-180.
- Davey, C.M., Devictor, V., Jonzén, N., Lindström, Å. & Smith, H.G. 2013. Impact of climate change on communities: revealing species' contribution. - *Journal of Animal Ecology* 82: 551-561.
- Davidson, R.K., Bornstein, S. & Handeland, K. 2008. Long-term study of *Sarcoptes scabiei* infection in Norwegian red foxes (*Vulpes vulpes*) indicating host/parasite adaptation. - *Veterinary Parasitology* 156: 277-283.
- de Frenne, P., Coomes, D.A., De Schrijver, A., Staelens, J., Alexander, J.M., Bernhardt-Römermann, M., Brunet J., Chabrierie, O., Chiarucci, A., den Ouden, J., Eckstein, R.L., Graae, B.J., Gruwez, mfl. 2014. Plant movements and climate warming: intraspecific variation in growth responses to nonlocal soils. - *New Phytologist* 202: 431-441. doi: 10.1111/nph.12672.
- de Wit H., Bryn A., Hofgaard A., Karstensen J., Kvalevåg M.M. & Peters G.P. 2014a. Climate warming feedback from mountain birch forest expansion: reduced albedo dominates carbon uptake. - *Global Change Biology* 20: 2344-2355.
- de Wit, H., Granhus, A., Lindholm, M., Kainz, M.J., Lin, Y., Veiteberg Braaten, H.F. & Biaszak, J. 2014b. Forest harvest effects on mercury in streams and biota in Norwegian boreal catchments. - *Forest Ecology and Management* 324:52-63.
- Derocher, A. E., Wiig, Ø. & Andersen, M. 2002. Diet composition of polar bears in Svalbard and the western Barents Sea. - *Polar Biology*, 25: 448-452.
- Descamps, S., Strøm, H., Steen, H. 2013. Decline of an arctic top-predator: synchrony in colony size fluctuations, risk of extinction and the subpolar gyre. - *Oecologia* 173: 1271–1282.
- Dijk, J. v. & May, R. 2012. Tilstandsvurdering for forekomst av oter (*Lutra lutra* L) som indikatorart i Naturindeks og anbefaling til overvåkingsmetodikk. - NINA rapport 749.
- Direktoratet for Naturforvaltning 2013a. Kulturmark og klima. En kunnskapsoversikt. - DN-utredning 7-2013.
- Direktoratet for naturforvaltning 2013b. Faggrunnlag for kystlynghei. - Faggrunnlag for trua arter og naturtyper i Norge. DN, Trondheim.
- Domisch, S. Araujo, M.B., Bonada, N., Pauls, S.U., Jähmig, S.C. & Haase, P. 2013. Modelling distribution in European stream macroinvertebrates under future climates. - *Global Change Biology* 19: 752-762.
- Donelson, J.M., Munday, P.L., McCormick, M.I., Nilsson, G.N. 2011a. Acclimation to predicted ocean warming through developmental plasticity in a tropical reef fish. - *Global Change Biology* 17: 1712–1719.
- Donelson, J.M., Munday, P.L., McCormick, M.I., Pitcher, C.R. 2011b. Rapid transgenerational acclimation of a tropical reef fish to climate change. – *Nature Climate Change* 2: 30-32.

- Doney, S.C., Fabry, V.J., Feely, R.A. & Kleypas, J.A. 2009. Ocean acidification: the other CO₂ problem. - *Ann Rev of Marine Science* 1: 169-192.
- Doney, S.C., Ruckelshaus, M., Duffy, J.E., Barry, J.P., Chan, F., English, C.A., Galindo, H.M., Grebmeier, J.M., Hollowed, A.B. & Knowlton, N. 2012. Climate change impacts on marine ecosystems. - *Annual Review of Marine Science* 4:11–37.
- Dupont, S., Havenhand, J., Thorndyke, W., Peck, L. & Thorndyke, M. 2008. Near-future level of CO₂-driven ocean acidification radically affects larval survival and development in the brittlestar *Ophiothrix fragilis*. - *Marine Ecology Progress Series* 373: 285-294.
- Dupont, S., Dorey, N., Stumpp, M., Melzner, F. & Thorndyke, M. 2013. Long term and trans-life-cycle effects of exposure to ocean acidification in the green sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis*. - *Marine Biology* 160: 1835- 1843.
- Durance, I. & Ormerod, J. 2007. Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. - *Global Change Biology* 13: 942-957.
- Durant, J.M., Anker-Nilssen, T., Hjermann, D.Ø. & Stenseth, N.C. 2004a. Regime shifts in the breeding of an Atlantic puffin population. - *Ecol. Lett.* 7: 388-394.
- Durant, J.M., Anker-Nilssen, T. & Stenseth, N.C. 2003. Trophic interactions under climate fluctuations: the Atlantic puffin as an example. - *Proc. R. Soc. Lond. B* 270: 1461-1466.
- Durant, J.M., Anker-Nilssen, T. & Stenseth, N.C. 2006. Ocean climate prior to breeding affects the duration of the nestling period in the Atlantic puffin. - *Biol. Lett.* 2: 628-631.
- Durant, J.M., Hjermann, D.Ø., Anker-Nilssen, T., Beaugrand, G., Mysterud, A., Pettorelli, N. & Stenseth, N.C. 2005. Timing and abundance as key mechanisms affecting trophic interactions in variable environments. - *Ecol. Lett.* 8: 952-958.
- Durant, J.M., Stenseth, N.C., Anker-Nilssen, T., Harris, M.P., Thompson, P.M. & Wanless, S. 2004b. Marine birds and climate fluctuation in the North Atlantic. - I: Stenseth, N.C., Ottersen, G., Hurrell, J.W. & Belgrano, A. (red.). - *Marine Ecosystems and Climate Variation: the North Atlantic - a comparative Perspective*. Oxford University Press, Oxford, s. 95-105.
- Dötterer, M., Wabakken, P., Zimmermann, B., Christensen, H., Maartmann, E., Omland, M. & Arnemo, J. M. 2004. Prosjekt innlandsoter: utbredelse og bestandsutvikling av oter i Hedmark fylke 1901 - 2002 (Vol. nr. 1-2004). Elverum: Høgskolen.
- EEA 2011. Green infrastructure and territorial cohesion. The concept of green infrastructure and its integration into policies using monitoring systems. - European Environmental Agency.
- Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R. mfl. 2014. Climate Change 2014. Mitigation of Climate Change Working Group III. Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. - Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Eide, N.E., Stien, A., Prestrud, P., Yoccoz, N. & Fuglei, E. 2012. Reproductive responses to spatial and temporal prey availability in a coastal Arctic fox population. - *Journal of Animal Ecology* 81: 640-648.
- Elliott, J.M. 1994. Quantitative ecology and the brown trout. Oxford Series of Ecology and Evolution. Oxford, UK.
- Elliott, J.M. & Elliott, J.A. 2010. Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. - *Journal of fish Biology* 77:1793-1817.
- Elmendorf, S.C., Henry, G.H.R., Hollister, R.D., mfl. 2012a. Global assessment of experimental climate warming on tundra vegetation: heterogeneity over space and time. - *Ecology Letters* 15: 164-175.
- Elmendorf, S.C., Henry, G.H.R., Hollister, R.D. mfl. 2012b. Plot-scale evidence of tundra vegetation change and links to recent summer warming. - *Nature Climate Change* 2: 453-457.
- Elven, R. & Johansen, V. 1983. Havstrand i Finnmark. Flora, vegetasjon og botaniske verneverdier. - Miljøverndepartementet Rapp. T-451. 357 s.

- Endrestøl, A. 2008. Hoppers on Black Poplars – The Auchenorrhyncha fauna on *Populus nigra* in Norway. *Norwegian Journal of Entomology* 55: 137-148.
- Epstein, H.E., Reynolds, M.K., Walker, D.A., Bhatt, U.S., Tucker, C.J. & Pinzon, J.E. 2012. Dynamics of aboveground phytomass of the circumpolar Arctic tundra during the past three decades. - *Environmental Research Letters* 7, 015506 (12pp) doi: 10.1088/1748-9326/7/1/015506
- Erikstad, L. & Bakkestuen, V. 2011. Fjell, berg, rasmark og annen grunnlendt mark. - I: A. Lindgaard & S. Henriksen. *Norsk rødliste for naturtyper* (pp 93-98). Artsdatabanken, Trondheim.
- Everard, M., Jones, L. & Watts, B. 2010. Have we neglected the societal importance of sand dunes? An ecosystem services perspective. - *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 20: 476-487.
- Fagerli, C.W., Norderhaug, K.M. & Christie, H. 2013. Lack of sea urchin settlement may explain kelp forest recovery in overgrazed areas in Norway. - *Marine Ecology Progress Series* 488: 119-132.
- Fagerli, C.W., Norderhaug, K.M., Christie, H., Pedersen, M.F. & Fredriksen, S. 2014. Predators of the destructive sea urchin grazer *Strongylocentrotus droebachiensis* on the Norwegian coast. - *Marine Ecology Progress Series* 502: 207-218.
- Falkenhaug, T. 2014. Dyreplankton i Nordsjøen. *Havforskningsrapporten 2014*. - *Fisken og Havet*, særnummer 1-2014. p104-105.
- Favero-Longo, S.E. & Piervittori, R. 2009. Lichen-plant interactions. - *Journal of Plant Interactions* 5: 163-177.
- Ferrari, M.C.O., Dixson, D.L., Munday, P.L., mfl. 2011. Intrageneric variation in antipredator responses of coral reef fishes affected by ocean acidification: implications for climate change projections on marine communities. - *Global Change Biology* 17: 2980-2986.
- Field, C.B., Barros, V.R. mfl. 2014a. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability* - Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Field, C.B., Barros, V.R. mfl. 2014b. *IPCC Technical summary. Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. - IPCC, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Finstad, A.G. & Forseth, T. 2006. Adaptation to ice-cover conditions in Atlantic salmon, *Salmo salar* L. - *Evolutionary Ecological Research* 8: 1249–1262.
- Finstad, A.G. & Hein, C.L. 2012. Migrate or stay: terrestrial primary productivity and climate drive anadromy in Arctic char. - *Global Change Biology* 18: 2487-2497.
- Finstad, A.G. & Jonsson, B. 2012. Effect of incubation temperature on growth performance in Atlantic salmon. - *Marine Ecology Progress Series* 454: 75-82.
- Finstad A.G., Forseth, T., Fænstad, T.F. & Ugedal O. 2004. The importance of ice cover for energy turnover in juvenile Atlantic salmon. - *Journal of Animal Ecology* 73: 959–966.
- Finstad, A.G., Forseth, T., Jonsson, B., Bellier, E., Hesthagen, T., Jensen, A.J., Hessen, D.O. & Foldvik, A. 2011. Competition exclusion along climate gradients: energy efficiency influences the distribution of two salmonid fishes. - *Global Change Biology* 17: 1703-1711.
- Florin, A.-B. 2011. Svartmunnad smörbult – risk eller resurs, s. 49-51. I: Lewander, M., Karlsson, M., Lundberg, K. (red.) - *Havet 2011 – om miljötillståndet i svenska havsområden*.
- Flæte, O., Bardalen, A., Dalen, L., Drange, H., Gjærum, I., Hanssen-Bauer, I., Hisdal, H., Hovelsrud, K.G., Karlsen, J., Larssen, S.A., Nyeggen, E., Ottesen, P., Pedersen, S., mfl. 2010. Adapting to a changing climate. Norway's vulnerability and the need to adapt to the impacts of climate change. - NOU. Norwegian Ministry of the Environment, Oslo, 296 s.
- Follestad, A., Evju, M. & Ødegaard, F. 2011. Effekter av klimaendringer for havstrand. - *NINA Rapport* 667. 74 s.
- Forseth, T. & Jonsson, B. 1994. The growth and food ration of piscivorous brown trout (*Salmo trutta*). - *Functional Ecology* 8: 171-177.

- Forseth, T., Jensen, A.J., Elliott, J.M. & Hurley, M.A. 2001. Functional models for growth and food consumption of Atlantic salmon parr, *Salmo salar*, from a Norwegian river. - *Freshwater Biology* 46: 173–186.
- Forseth, T., Larsson, S., Jensen, A.J., Jonsson, B., Näslund, I. & Berglund, I. 2009. Thermal performance of juvenile brown trout, *Salmo trutta* L.: no support for thermal adaptation hypotheses. - *Journal of Fish Biology* 74: 133–149.
- Forsgren, E., Dupont, S., Jutfelt, F. & Amundsen, T. 2013. Elevated CO₂ affects embryological development and larval phototaxis in a temperate marine fish. - *Ecology and Evolution* 3: 3637–3646.
- Fossum P., Stenevik, E.K. & Anker-Nilssen, T. 2014. Varmere hav lager trøbbel for lundefuglen. - *Bergens tidende* 22. Mars 2014
- Fox, A.D., Jonsson, J.E., Aarvak, T., Bregnballe, T., Christensen, T.K., Clausen, K.K., Clausen, P., Dalby, L., Holm, T.E., Pavon-Jordan, D., Laursen, K., Lehikoinen, A., Lorentsen, S.H., Moller, A.P., Nordstrom, M., Ost, M., Soderquist, P. & Therkildsen, O.R. 2015. Current and potential threats to Nordic duck populations - a horizon scanning exercise. - *Annales Zoologici Fennici* 52: 193–220.
- Framstad, E., Hanssen-Bauer, I., Hofgaard, A., Kvamme, M., Ottesen, P., Toresen, R. Wright, R. Ådlandsvik, B., Løbersli, E. & Dalen, L. 2006. Effekter av klimaendringer på økosystem og biologisk mangfold. - DN-utredning 2006-2.
- Framstad, E. (red.) 2014. Terrestrisk naturovervåking i 2013: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. – NINA Rapport 1036. 158 s.
- Framstad, E. (red.). 2015. Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Miljødirektoratet.
- Fremstad, E., Aarrestad, P.A. & Skogen, A. 1991. Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Naturtype og vegetasjon i fare. - NINA Utredning 029: 1–172.
- Fremstad, E. & Moen, A. (red.) 2001. Truete vegetasjonstyper I Norge. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Bot. Ser. 2001-4.
- Frederiksen, M., Wanless, S., Rothery, P., Harris, M.P. & Wilson, L.J. 2004. The role of industrial fisheries and oceanographic change in the decline of North Sea black-legged kittiwakes. - *J. Appl. Ecol.* 41: 1129–1139.
- Frederiksen, M., Anker-Nilssen, T., Beaugrand, G. & Wanless, S. 2012. Climate, copepods and seabirds in the boreal Northeast Atlantic – current state and future outlook. – *Global Change Biology* doi: 10.1111/gcb.12072.
- Friberg, N., Bergfur, J., Rasmussen, J., Sandin, L. 2013. Changing northern catchments: Is altered hydrology, temperature or both going to shape future stream communities and ecosystem processes? - *Hydrological Processes* 27: 734–740.
- Friedland, K.D., Ward, B.R., Welch, D.W. & Hayes, S.A. 2014. Postsmolt growth and thermal regime define the marine survival of steelhead from the Keogh River, British Columbia. - *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science* 6: 1–11.
- Frommel, A.Y., Maneja, R., Lowe, D., Malzahn, A.M., Geffen, A.J., Folkvord, A., Piatkowski, U., Reusch T.B.H. & Clemmesen, C. 2012. Severe tissue damage in Atlantic cod larvae under increasing ocean acidification. - *Nature Climate Change* 2: 42–46.
- Frommel, A.Y., Maneja, R., Lowe, D., Pascoe, C.K., Geffen, A.J., Folkvord, A., Piatkowski, U. & Clemmesen, C. 2014. Organ damage in Atlantic herring larvae as a result of ocean acidification. - *Ecological Applications* 24: 1131–1143.
- Frommel, A.Y., Stiebens, V., Clemmesen, C. & Havenhand, J. 2010. Effect of ocean acidification on marine fish sperm (Baltic cod: *Gadus morhua*). - *Biogeosciences* 7: 3915–3919.
- Frost, W.E. 1943. The natural history of the minnow, *Phoxinus phoxinus*. - *Journal of Animal Ecology* 12: 139–162.
- Fuglei, E., & Ims, R. A. 2008. Global warming and effects on the arctic fox. - *Science Progress* 91: 175–191.

- Førland, E.J., Benestad, R.E., Flatøy, F., Hanssen-Bauer, I., Haugen, J.E., Isaksen, K., Sorteberg, A. & Ådlandsvik, B. 2010. Klimautvikling i Nord-Norge og på Svalbard i perioden 1900-2100. Klimaendringer i norsk Arktis. - NorACIA delutredning 1. Norsk Polarinstitutt Rapportserie 135.
- Galbraith, H., Jones, R., Park, R., Clough, J., Herrod-Julius, S., Harrington, B. & Page, G. 2005. Global Climate Change and Sea Level Rise: Potential Losses of Intertidal Habitat for Shorebirds. - USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191.
- Gallant, D., Slough, B., Reid, D., & Berteaux, D. 2012. Arctic fox versus red fox in the warming Arctic: four decades of den surveys in north Yukon. - *Polar Biology* 35: 1421-1431. doi:10.1007/s00300-012-1181-8.
- Gaston, A.J., Gilchrist, H.G. & Hippfner, J.M. 2005. Climate change, ice conditions and reproduction in an Arctic nesting marine bird: Brünnich's guillemot (*Uria lomvia* L.). - *Anim. Ecol.* 74: 832-841.
- Gebre, S., Boissy, T. & Alfredsen K. 2014. Sensitivity of lake ice regimes to climate change in the Nordic region. - *Cryosphere* 8: 1589–1605.
- Gederaas, L., Moen, T.L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. (red.) 2012. Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012. Artsdatabanken, Trondheim.
- Gibson, R. I. & Myers, R.A. 1988. Influence of seasonal river discharge on survival of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 344-348.
- Gill, S.E., Handley, J.F., Ennos, A.R., Pauleit, S., Theuray, N. & Lindley, S.J. 2008. Characterising the urban environment of UK cities and towns: A template for landscape planning. - *Landscape and Urban Planning* 87: 210-222.
- Gillet, C. 1991. Egg production in an Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) broodstock: effects of temperature on the timing of spawning and the quality of eggs. - *Aquatic Living Research* 4: 109-116.
- Gisnås, K., Etzelmüller, B., Farbrot, H., Schuler, T. & Westermann, S. 2013. CryoGRID 1.0: Permafrost distribution in Norway estimated by a spatial numerical model. - *Permafrost Periglac.* 24: 2–19.
- Gjershaug, J.O., Rusch, G.M., Öberg, S.C.H. & Qvenild, M. 2009. Alien species and climate change in Norway. An assessment of the risk of spread due to global warming. - NINA Rapport 468. 55 s.
- Gómez-Baggethun, E., Gren, Å., Barton, D.N., Langemeyer, J., McPhearson, T., O'Farrell, P., Andersson, E., Hamstead, Z, & Kremer, P. 2013. Urban Ecosystem Services. – I: T. e. a. Elmqvist, editor. *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities: A Global Assessment*, s. 175-251. - Springer.
- Gottfried, M., Pauli, H., Futschik, A., Akhalkatsi, M., Barancok, P., Alonso, J.L.B., Coldea, G., Dick, J., Erschbamer, B., Fernandez Calzado, M.R., Kazakis, G., Krajci, J., Larsson, P., mfl. 2012. Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. - *Nature Climate Change* 2: 111-115.
- Graae, B.J., Alsos, I.G. & Ejmaes, R. 2008. The impact of temperature regimes on development, dormancy breaking and germination of dwarf shrub seeds from arctic, alpine and boreal sites. - *Plant Ecology* 198: 275–284. doi 10.1007/s11258-008-9403-4.
- Greenberg LA (1999) Effects of predation and discharge on habitat use by brown trout, *Salmo trutta*, and grayling, *Thymallus thymallus*, in artificial streams. - *Arch Hydrobiol* 145:433-446.
- Gregory, R.D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A.W.G., Noble, D.G., Foppen, R.P.B. & Gibbons, D.W. 2005. Developing indicators for European birds. - *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 360: 269-288.
- Groenendijk, D & Ellis, W. 2010. The state of the Dutch larger moth fauna. - *Journal of insect Conservation* 14: 1-7.
- Gross, M.R., Coleman, R.M. & McDowall, R.M. 1988. Aquatic productivity and the evolution of diadromous fish migration. - *Science* 239: 1291-1293.
- Gräns, A., Jutfelt, F., Sandblom, E., Jonsson, E., Wiklander, K., Seth, H., Olsson, C., Dupont, S., Ortega-Martinez, O. & Einarsdottir, I. 2014. Aerobic scope fails to explain the detrimental effects

- on growth resulting from warming and elevated CO₂ in Atlantic halibut. - *Journal of Experimental Biology* 217: 711-717.
- Guerrero, I., Morales, M.B., Oñate, J.J., Geiger, F., Berendse, F., Snoo, G.d., Eggers, S., Pärt, T., Bengtsson, J., Clement, L.W., Weisser, W.W., Olszewski, A., Ceryngier, P., mfl. 2012. Response of ground-nesting farmland birds to agricultural intensification across Europe: Landscape and field level management factors. - *Biological Conservation* 152: 74-80.
- Gudjonsson, S., Einarsson, S.M., Jonsson, I.R. & Gudbrandsson, J. 2015. Marine feeding areas and vertical movements of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) as inferred from recoveries of Data Storage Tags. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72: 1087-1098.
- Guisan, A. & Theurillat, J.P. 2000a. Assessing alpine plant vulnerability to climate change: a modeling perspective. - *Integrated Assessment* 1: 307-320.
- Guisan, A. & Theurillat, J.P. 2000b. Equilibrium modeling of alpine plant distribution: how far can we go? - *Phytocoenologia* 30: 353-384.
- Gudleifsson, B.E. 2009. Ice encasement damage on grass crops and alpine plants in Iceland – impact of climate change. - I: Gusta, L., Wisniewski, M. & Tanino, K. (red.): *Plant Cold Hardiness: From the Laboratory to the Field*, s. 163-172. CAB International, Wallingford.
- Haase, D., Schwarz, N., Strohbach, M., Kroll, F. & Seppelt, R. 2012. Synergies, Trade-offs, and Losses of Ecosystem Services in Urban Regions: an Integrated Multiscale Framework Applied to the Leipzig-Halle Region. - Germany. *Ecology and Society* 17.
- Haase, D., Haase, A. & Rink, D. 2014. Conceptualizing the nexus between urban shrinkage and ecosystem services. - *Landscape and Urban Planning* 132: 159-169.
- Hagen, D., Endrestøl, A., Hanssen, O., Often, A., Skarpaas, O., Staverløkk, A. & Ødegaard, F. 2012. Fremmede arter. Kartlegging og overvåking av spredningsvegen «import av planteprodukter». - NINA Rapport 915. 76 s.
- Hagland, T. 2013. Effekten av gyvel (*Cytisus scoparius*) på vegetasjon. – Masteroppgave ved Institutt for plante- og miljøvitenskap, Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB), Ås.
- Hagman, C.H.C., Ballot, A., Hjermann, D.Ø., Skjelbred, B., Brettum, P. & Ptacnik, R. 2014. The occurrence and spread of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing (Raphidophyceae) in Norwegian lakes. - *Hydrobiologia* 744: 1-14.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge - Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. - *Naturtyper i Norge versjon 1.0 Artikkel 1: 1-210. Artsdatabanken*.
- Halley, D.J. & Bevanger, K. 2005. Bever-forvaltning av en jakt-, friluft- og miljøressurs. - NINA Rapport 21. 61 s.
- Hallstan, S., Trigel C., Johansson S.L. & Johnson, R.K. 2013. The impact of climate on the geographical distribution of phytoplankton species in boreal lakes. - *Oecologia* 173: 1625-1638.
- Hammill, M., & Stenson, G. (2000). Estimated prey consumption by harp seals (*Phoca groenlandica*), hooded seals (*Cystophora cristata*), grey seals (*Halichoerus grypus*) and harbour seals (*Phoca vitulina*) in Atlantic Canada. - *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 26: 1-24.
- Hamor, T. & Garside, E.T. 1976. Developmental rates of embryos of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in response to various levels of temperature, dissolved oxygen, and water exchange. - *Canadian Journal of Zoology* 54: 1912-1917.
- Handeland, S.O., Imsland, A.K. & Stefansson, S.O. 2008. The effect of temperature and fish size on growth, food intake, food conversion efficiency and stomach evacuation rate of Atlantic salmon post-smolts. - *Aquaculture* 283: 36-42.
- Hansen, B.B., Grøtan, V., Aanes, R., Sæther, B.E., Stien, A., Fuglei, E., Pedersen, Å.Ø. 2013. Climate events synchronize the dynamics of a resident vertebrate community in the High Arctic. - *Science* 339: 313-315.

- Hanssen-Bauer, I., Førland, E.J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J.E.Ø., Sandven, S., Sandø, A.B., Sorteberg, A. & Ådlandsvik, B. red. 2015. Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015. – Norsk klimaservicesenter. Rapport 2/2015.
- Heijmans, M.M.P.D, Van der Knaap, Y.A.M., Holmgren, M. & Limpens, J. 2013. Persistent versus transient tree encroachment of temperate peat bogs: effects of climate warming and drought events. - *Global Change Biology* 19: 2240-2250.
- Harley, C.D.G., Hughes, A.R., mfl. 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. - *Ecology Letters* 9: 228-241.
- Harris, M.P., Anker-Nilssen, T., McCleery, R., Erikstad, K.E., Shaw, D.N. & Grosbois, V. 2005. Effect of wintering area and climate on the survival of adult Atlantic puffins *Fratercula arctica* in the eastern Atlantic. - *Mar Ecol Prog Ser* 297: 283-296.
- Harvey, B.P., Gwynn-Jones, D. & Moore, P.J. 2013. Meta-analysis reveals complex marine biological responses to the interactive effects of ocean acidification and warming. - *Ecology and Evolution* 3: 1016-1030.
- Havforskningsrapporten 2014. Fisken og Havet, særnummer 1-2014.
- Hedger, R.D., Sundt-Hansen, L.E. Forseth, T., Ugedal, O., Diserud, O.H., Kvanbekk, Å.S. & Finstad, A.G. 2013. Predicting climate change effects on subarctic-Arctic populations of Atlantic salmon (*Salmo salar*). - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70: 159-168.
- Heggberget, T.M., Skjoldal, H.R., Hopkins, C., Erikstad, K.E. & Leinaas, H.P. 1995. Food resources and feeding ecology of marine feeding otters (*Lutra lutra*). I: Ecology of fjords and coastal waters: Proceedings of the Mare Nor Symposium on the Ecology of Fjords and Coastal Waters, Tromsø, Norway, 5-9 December 1994: 609-618.
- Hein, C.L. Öhlund, G. & Englund, G. 2012. Future distribution of Arctic char *Salvelinus alpinus* in Sweden under climate change: effects of temperature, lake size and species interactions. - *Ambio* 41: 303-312.
- Heino, J., Virkkala, R., Toivonen, T. 2009. Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. - *Biological Reviews* 84: 39-54.
- Helland, I.P., Finstad, A.G., Forseth, T., Hesthagen, T. & Ugedal, O. 2011. Ice-cover effects on competitive interactions between two fish species. - *Journal of Animal Ecology* 80: 539-547.
- Helldin, J.-O. 1999. Diet, body condition, and reproduction of Eurasian pine martens *Martes martes* during cycles in microtine density. - *Ecography* 22: 324-336.
- Henden, J.A., Ims, R.A., Yoccoz, N.G. & Killengreen, S.T. 2011. Declining willow ptarmigan populations: The role of habitat structure and community dynamics. - *Basic and Applied Ecology* 12: 413-422.
- Henden, J.A., Stien, A., Baardsen, B.-J., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2014. Community-wide meso-carnivore responses to partial ungulate migration. - *Journal of Applied Ecology*. Printed online.
- Hendrichsen, D., Åström, J., Forsgren, E. & Skarpaas, O. 2015. Fremmede arter, spredningsveier og økologisk risiko. - NINA Rapport 1091. 108 s.
- Henriksen, S. & Hilmo O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. - Artsdatabanken, Norge.
- Hernroth, B., Baden, S., Thorndyke, M., Dupont, S. 2011 Immune suppression of the echinoderm *Asterias rubens* (L.) following long-term ocean acidification. - *Aquatic Toxicology* 103: 222-224.
- Hernroth, B., Sköld, H.N., Wiklander, K., Jutfelt, F. & Baden, S. 2012. Simulated climate change cause immune suppression and protein damage in the crustacean *Nephrops norvegicus*. - *Fish & Shellfish Immunology* 33: 1095-1101.
- Hessen, D.O. & Kaartveit, S. 2014. Top-down cascades in lakes and oceans: different perspectives but same story? - *Journal of Plankton Research* 36: 914-924.
- Hesthagen, T., Sandlund, O.T. 2007. Non-native freshwater fishes in Norway: history, consequences and perspectives. - *Journal of Fish Biology* (2007) 71 (Supplement D), 173-183.

- Heywood, M.J.T. & Walling, D.E. 2006. The sedimentation of salmonid spawning gravels in the Hampshire Avon catchment, UK: implications for the dissolved oxygen content of intra-gravel water and embryo survival. - *Hydrol Proc* 21:770-788.
- Hickling, R., Roy, D.B., Hill, J.K. & Thomas, C.D. 2005. A northward shift of range margins in British Odonata. - *Global Change Biology* 11: 502-506.
- Hiddink, J.G. & Hofstede R. 2008. Climate induced increases in species richness of marine fishes. - *Global Change Biology* 14: 453-460.
- Hietala, A.M. & Solheim, H. 2012. Klimavinnerne. Almesyke - aggressiv tredreper svekket av norsk klima. - *Norsk Skogbruk* 58(9): 36.
- Hill, J.K., Thomas, C.D., Fox, R. & Parson, M.S. 2010. Provisional atlas of the UK's larger moths. - *Butterfly Conservation*, Wareham, Dorset, UK.
- Hindar, K. & Jonsson, B. 1982. Habitat and food segregation of dwarf and normal Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from Vangsvatnet Lake, western Norway. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39: 1030-1045.
- Hipp, T., Etzelmüller, B., Farbroth, H., Schuler, T.V. & Westermann, S. 2012. Modelling borehole temperatures in Southern Norway – insights into permafrost dynamics during the 20th and 21st century - *The Cryosphere*, 6: 553-571.
- Hjermann, D.Ø., Stenseth, N.C. & Ottersen, G. 2004. Indirect climatic forcing of the Barents Sea capelin: a cohort effect. - *Mar Ecol Prog Ser* 273: 229-238.
- Hoegh-Guldberg, O. & Bruno, J.F. 2010. The impact of climate change on the world's marine ecosystems. - *Science* 328: 1523-1528.
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P.J., Hooten, A.J. mfl. 2007. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. - *Science* 318: 1737-1742.
- Hofgaard, A., Tømmervik, H., Rees, G. & Hanssen, F. 2013. Latitudinal forest advance in northernmost Norway since the early 20th century. - *Journal of Biogeography* 40: 938-949.
- Hofgaard, A. & Myklebost, H.E. 2014. Overvåking av palsmyr. Første gjenanalyse i Ferdesmyra, Øst-Finnmark. Endringer fra 2008 til 2013. - NINA Rapport 1035: 1-49.
- Hokanson, K.E.F., McCormick, J.H. & Jones, B.R. 1973. Temperature requirements for embryos and larvae of the northern pike, *Esox lucius* (Linnaeus). - *Transactions of the American Fisheries Society* 102: 89-100.
- Holm, Aa.S. & McKinnon, K. 2000. Alternative næringskilder i økologisk landbruk. En studietur med spesiell vekt på bruk av tang og tare. - NORSØK-rapport.
- Holm, Aa.S. 2002. N-dynamikk ved aerob nedbryting av makroalger. - Hovedfagsoppgave, Institutt for Jord- og vannfag, Norges Landbrukshøgskole, Ås.
- Holmsten, A. 2015. The impact of abiotic factors on daily spawning migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in two north Swedish rivers. Second cycle, A2E. Umeå: SLU, Dept. of Wildlife, Fish and Environmental Studies.
- Holtmeier, F.K. & Broll, G. 2010. Wind as an Ecological Agent at Treelines in North America, the Alps, and the European Subarctic. - *Physical Geography* 31: 203-233.
- Hongve D., Riise G. & Kristiansen J.F. 2007. Increased colour and organic acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking water - a result of increased precipitation? *Aquatic Sciences* 66: 231-238.
- Hov, Ø. Cubasch, U., Fischer, E., Höpfe, P., Iversen, T., Kvamstø, N.G., Kundzewicz, Z.W., Rezacova, D., Rios, D., Santos, F.D., Schädler, B., Veisz, O., Zerefos, C., Benestad, R., Murlis, J., Donat, M., Leckebusch, G.C. & Ulbrich, U. 2013. Extreme Weather Events in Europe: preparing for climate change adaptation. - *The Norwegian Academy of Science and Letters, Norwegian Meteorological Institute*.

- Humpesch, U.H. 1985. Inter- and intraspecific variation in hatching success and embryonic development of five species of salmonids and *Thymallus thymallus*. - *Archiv für Hydrobiologie* 104: 129-144.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og innvandring i Norge, med et tillegg om krebsen. Centraltrykkeriet, Kristiania.
- Hvidsten, N.A., Diserud, O.H., Jensen, A.J., Jensas, J.G., Johnsen, B.O. & Ugedal, O. 2014. Water discharge affects Atlantic salmon *Salmo salar* smolt production: a 27 year study in the River Orkla, Norway. - *Journal of Fish Biology* 86: 92-104.
- Høye, T.T., Post, E., Schmidt, N.M., Trøjelsgaard, K., Forchhammer, M.C. 2013. Shorter flowering seasons and declining abundance of flower visitors in a warmer Arctic. - *Nature Clim. Change* 3: 759-763.
- Høye, T.T., Forchhammer, M.C. 2008. Phenology of high-arctic arthropods: Effects of climate on spatial, seasonal and interannual variation. - *Adv. Ecol. Res.* 40: 299-324.
- Høitomt, T. 2014. Flommarkskog. - I: Miljødirektoratets veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark. Upublisert.
- Ihlen, P.G. 2014. Fosseberg og fosse-eng. - I: Miljødirektoratets veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark. Upublisert notat.
- Ims, R.A., & Stenseth, N.C. 1993. *The Biology of lemmings* (Vol. 15). - London: Academic Press.
- Ims, R.A. & Fuglei, E. 2005. Trophic interaction cycles in tundra ecosystems and the impact of climate change. - *BioScience* 55: 311-322.
- Ims, R.A., Yoccoz, N.G., Brathen, K.A., Fauchald, P., Tveraa, T., & Hausner, V. 2007. Can reindeer overabundance cause a trophic cascade? - *Ecosystems* 10: 607-622. doi:10.1007/s10021-007-9060-9.
- Ims, R.A., & Henden, J.-A. 2012. Collapse of an arctic bird community resulting from ungulate-induced loss of erect shrubs. - *Biological Conservation* 149: 2-5. doi:10.1016/j.biocon.2012.02.008.
- Ims, R. A., Jepsen, J.U., Stien, A. & Yoccoz, N.G. 2013. Science plan for COAT - Climate Ecological Observatory for Arctic Tundra. Fram Centre Report Series 1: 1-177.
- IPPC. 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change 4th Assessment report. Cambridge University Press.
- IPCC 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. <http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/#.UnisDLUiSGI>
- IPCC, 2014: *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp. <http://www.ipcc.ch/report/ar5/>
- Irons, D.B., Anker-Nilssen, T., Gaston, A.J., Byrd, G. V., Falk, K., Gilchrist, G., Hario, M., Hjernquist, M., Krasnov, Y.V., Mosbech, A., Olsen, B., Petersen, A., Reid, J.B., Robertson, G.J., Strøm, H. & Wohl, K.D. 2008. Fluctuations in circumpolar seabird populations linked to climate oscillations. - *Global Change Biology* 14: 1-10.
- Ishimatsu, A., Hayashi, M. & Kikkawa, T. 2008. Fishes in high- CO₂ acidified oceans. - *Marine Ecology Progress Series* 373: 295-302.
- Iversen, M., Aars, J., Haug, T., Alsos, I.G., Lydersen, C., Bachmann, L., & Kovacs, K.M. 2013. The diet of polar bears (*Ursus maritimus*) from Svalbard, Norway, inferred from scat analysis. - *Polar Biology* 36: 561-571.
- Jager, H.I., Caswell, H.E., Sale, M.J., Bevelhimer, M.S., Coutant, C.C. & Van Winkle, W. 1997. Modelling the linkages between flow management and salmon recruitment in rivers. - *Ecological Modelling* 103: 171-191.

- Jalkanen, R. 1997. Repeated red belts at Lussavaara, western Lapland. - Finnish Forest Research Institute, Research Papers 623: 91-95.
- Jensen, A.J., Forseth, T. & Johnsen, B.O. 2000. Latitudinal variation in growth of young brown trout *Salmo trutta*. - Journal of Animal Ecology 69: 1010-1020.
- Jensen, A.J., Finstad, B., Fiske, P., Hvidsten, N.A., Rikardsen, A.H. & Saksgård, L. 2012. Timing of smolt migration in sympatric populations of Atlantic salmon (*Salmo salar*), brown trout (*Salmo trutta*), and Arctic char (*Salvelinus alpinus*). - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 69: 711-723.
- Jensen, A.J., Karlsson, S., Fiske, P., Hansen, L.P., Østborg, G.M. & Hindar, K. 2014. Origin and life history of Atlantic salmon (*Salmo salar*) near their northernmost oceanic limit. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 71: 1740-1746
- Jeppesen, E. mfl. 2010. Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. *Hydrobiologia* 646, 73-90.
- Jeppesen, E. mfl. 2013. Recent climate-induced changes in freshwaters in Denmark. I: (Goldman, C.R., Kumagai, M. & Robarts, R.D. utgivere): *Climatic Change and global Warming of Inland Waters: Impacts and Mitigation for Ecosystems and Societies*. John Wiley & Sons.
- Jepsen, J.U., Hagen, S.B., Ims, R.A., Yoccoz, N.G. 2008. Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrita autumnata* in sub-arctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion. - Journal of Animal Ecology 77: 257-264.
- Jepsen, J.U., Kapari, L., Hagen, S.B., Schott, T., Vindstad, O.P.L., Nilssen, A.C. & Ims, R.A. 2011. Rapid northwards expansion of a forest insect pest attributed to spring phenology matching with sub-arctic birch. - *Global Change Biology* 17: 2071-2083.
- Jepsen, J.U., Biuw, M., Ims, R.A., Kapari, L., Schott, T., Vindstad, O.P.L., Hagen, S.B. 2013. Ecosystem impacts of a range expanding forest defoliator at the forest-tundra ecotone. - *Ecosystems* 16: 561-575.
- Jiguet, F., Barbet-Massin, M., Devictor, V., Jonzen, N. & Lindstrom, A. 2013. Current population trends mirror forecasted changes in climatic suitability for Swedish breeding birds. - *Bird Study* 60: 60-66.
- Johnston, D.W., Bowers, M.T., Friedlaender, A.S., & Lavigne, D.M. 2012. The effects of climate change on harp seals (*Pagophilus groenlandicus*). - *PLOS ONE*, 7(1). doi:10.1371/journal.pone.0029158
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2004a. Factors affecting marine production of Atlantic salmon (*Salmo salar*). - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 2369-2383.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2008. Thinlip grey mullet *Liza ramada* (Mugilidae) caught in a small Norwegian stream. - *Fauna norvegica* 26/27: 31-33.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2009a. A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. *Journal of Fish Biology* 75: 2381-2447.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2009b. Migratory timing, marine survival and growth of anadromous brown trout *Salmo trutta* in the River Imsa, Norway. - *Journal of Fish Biology* 74: 621-638.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2011. Ecology of Atlantic salmon and brown trout: Habitat as a template for life histories. - *Fish and Fisheries Series 33*, Springer, Dordrecht, The Netherlands, 708 + xxii pp.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2014a. Early environments affect later performances in fishes. - *Journal of Fish Biology* 85: 155-188.
- Jonsson, B. & Setzer, M. 2015. A freshwater predator hit twice by the effects of warming across trophic levels. - *Nature Communication* 6:5992. doi:10.1038/ncomms6992
- Jonsson, B., Jonsson, N. & Ruud-Hansen, J. 1989. Downstream displacement and life history variables of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in a Norwegian river. - *Physiology and Ecology Japan, Special Volume 1*: 93-105.

- Jonsson, B., Forseth, T., Jensen, A.J. & Næsje, T.F. 2001. Thermal performance in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. - *Functional Ecology* 15: 701-711.
- Jonsson, B., Jonsson, N. & Hansen, L.P. 2007. Factors affecting river entry of adult Atlantic salmon in a small river. - *Journal of Fish Biology* 71: 943-956.
- Jonsson, B., Jonsson, N. & Ugedal, O. 2011. Production of juvenile salmonids in small Norwegian streams is affected by agricultural land use. - *Freshwater Biology* 56: 2529-2542.
- Jonsson, B., Finstad, A.G. & Jonsson, N. 2012. Winter temperature and food quality affects age and size at maturity in ectotherms: an experimental test with Atlantic salmon. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69: 1817-1826.
- Jonsson, B., Jonsson, N. & Finstad, A.G. 2013. Effects of temperature and food quality on age at maturity of ectotherms: an experimental test of Atlantic salmon. - *Journal of Animal Ecology* 82: 201-210.
- Jonsson, B., Jonsson, N. & Finstad, A.G. 2014. Linking embryonic temperature with adult reproductive investment. - *Marine Ecology Progress Series* 515: 217-226.
- Jonsson, B., Jonsson, N. & Albrechtsen, J. I trykken. Environmental change influences the life history of salmon in the North Atlantic. - *Journal of Fish Biology*
- Jonsson, N., Jonsson, B. & Hansen, L.P. 1990. Partial segregation in the timing of migration of Atlantic salmon of different ages. - *Animal Behaviour* 40: 313-321.
- Jonsson, N. & Jonsson, B. 1999. Trade-off between egg size and numbers in brown trout. - *Journal of Fish Biology* 55: 767-783.
- Jonsson, N. & Jonsson, B. 2002. Migration of anadromous brown trout in a Norwegian river. - *Freshwater Biology* 47: 1391-1401.
- Jonsson, N. & Jonsson, B. 2004b. Size and age at maturity of Atlantic salmon correlate with the North Atlantic Oscillation Index (NAOI). - *Journal of Fish Biology* 64: 241-247.
- Jonsson, N. & Jonsson, B. 2014b. Time and size at seaward migration influence the sea survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). - *Journal of Fish Biology* 84: 1457-1473.
- Jonsson, N., Jonsson, B. & Hansen, L.P. 2005. Does climate during embryonic development influences parr growth and age of seaward migration in Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts? - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62:2502-2508.
- Jordal, J.B. 2014. Kystlynghei. - I: Miljødirektoratets veileder for kartlegging, verdsetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark. Upublisert notat.
- Julien, H.P. & Bergeron, N.E. 2006. Effect of fine sediment infiltration during the incubation period on Atlantic salmon (*Salmo salar*) embryo survival. - *Hydrobiologia* 563:61-71
- Jutfelt, F., de Souza, K.B., Vuylsteke, A. & Sturve, J. 2013. Behavioural Disturbances in a Temperate Fish Exposed to Sustained High-CO₂ Levels. - *PLOS ONE* 8: e65825
- Jutfelt, F. & Hedgärde, M. 2013. Atlantic cod actively avoid CO₂ and predator odour, even after long-term CO₂ exposure. - *Frontiers in Zoology* 10: article no. 81.
- Jutfelt, F. & Hedgärde, M. 2015. Juvenile Atlantic cod behavior appears robust to near-future CO₂ levels. - *Frontiers in Zoology* 12: article no. 11.
- Järnegren, J. & Kutti, T. 2014. *Lophelia pertusa* in Norwegian waters. What have we learned since 2008? - NINA report 1028. 40 pp.
- Jørgensen, S.M., Castro, C., Krasnov, A., Torgersen, J., Timmerhaus, G., Hevrøy, E.M., Hansen, T.M., Susort, S., Breck, O. & Takle, H. 2014. Cardiac responses to elevated seawater temperature in Atlantic salmon. - *BMC* 14:2. doi:10.1186/1472-6793-14-2
- Kaland, P.E. & Vandvik, V. 1998. Kystlynghei. - I: Framstad, E. & Lid, I.B. (red): Jordbrukets kulturlandskap. Universitetsforlaget. Oslo.
- Kaland, P.E. & Kvamme, M. 2013. Kystlyngheiene i Norge – kunnskapsstatus og beskrivelse av 23 referanseområder. - Miljødirektoratet rapport M23-2013. 103 s.

- Kaplan, J.O. & New, M. 2006. Arctic climate change with a 2 °C global warming: timing, climate patterns and vegetation change. - *Climatic Change* 79: 213-241.
- Karlsen, S.R., Jepsen, J.U., Odland, A., Ims, R.A., Elvebakk, A. 2013. Outbreaks by canopy feeding geometrid moth cause state-dependent shifts in understory plant communities. - *Oecologia* 173: 859-870.
- Karlsson, J., Byström, P., Ask J., Ask P., Persson L. & Jansson M. 2009. Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. - *Nature* 460: 506-509.
- Kausrud, K.L., Mysterud, A., Steen, H., Vik, J.O., Ostbye, E., Cazelles, B., Framstad, E., Eikeset, A.M., Mysterud, I., Solhoy, T. & Stenseth, N.C. 2008. Linking climate change to lemming cycles. - *Nature* 456: 93-U93.
- Keith, D. A., Akçakaya, H. R., Thuiller, W., Midgley, G.F., Pearson, R.G., Phillips, S.J., Regan, H.M., Araújo, M.B. & Rebelo, T.G. 2008. Predicting extinction risks under climate change: coupling stochastic population models with dynamic bioclimatic habitat models. - *Biology Letters* 4: 560-563.
- Kerr, R.A. 2010. Ocean acidification, unprecedented, unsettling. - *Science* 328: 1500-1501.
- Keuper, F., Dorrepaal, E., Van Bodegom, P.M., Aerts, R., Van Logtestijn, R.S.P, Callaghan, T.V. & Cornelissen, J.H.C. 2011. A Race for Space? How *Sphagnum fuscum* stabilizes vegetation composition during long-term climate manipulations. - *Global Change Biology* 17: 2162-2171.
- Keuper, F., Parmentier, F.-J., Blok, D., van Bodegom, P.M., Dorrepaal, E., van Hal, J.R., van Logtestijn, R.S.P. & Aerts, R. 2012. Tundra in the rain: Differential vegetation responses to three years of experimentally doubled summer precipitation in Siberian shrub and Swedish bog tundra. - *Ambio* 41 (suppl. 3): 269-280.
- Klanderud, K. 2005. Climate change effects on species interactions in an alpine plant community - *Journal of Ecology* 93: 127-137.
- Klanderud, K., & Totland, Ø. 2005. Simulated climate change altered dominance hierarchies and diversity of an alpine biodiversity hotspot. - *Ecology* 86: 2047-2054.
- Klanderud, K. & Totland, Ø. 2007. The relative role of dispersal and local interactions for alpine plant community diversity under simulated climate warming. - *Oikos* 116: 1279-1288.
- Klanderud, K., Vandvik, V. & Goldberg, D. 2015. The Importance of Biotic vs. Abiotic Drivers of Local Plant Community Composition Along Regional Bioclimatic Gradients. - *PLoS ONE* 10(6): e0130205. doi:10.1371/journal.pone.0130205.
- Klein, D.R. & Shulski, M. 2009. Lichen recovery following heavy grazing by reindeer delayed by climate warming. - *Ambio* 38: 11-16.
- Knudsen, E., Lindén, A., Both, C., Jonzén, N., Pulido, F., Saino, N., Sutherland, W.J., Bach, L.A., Coppack, T., Ergon, T., Gienapp, P., Gill, J.A., Gordo, O., Hedenström, A., Lehikoinen, E., Marra, P.P., Møller, A.P., Nilsson, A.L.K., Péron, G., Ranta, E., Rubolini, D., Sparks, T.H., Spina, F., Studds, C.E., Sæther, S.A., Tryjanowski, P. & Stenseth, N.C. 2011. Challenging claims in the study of migratory birds and climate change. - *Biological Reviews* 86: 928-946.
- Kornis, M.S., Mercado-Silva, N. & Vander Zanden, M.J. 2012. Twenty years of invasion: a review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. - *Journal of Fish Biology* 80: 235-285.
- Kozlov, M.V., van Nieukerken, E.J., Zverev, V. & Zvereva, E.L. 2013. Abundance and diversity of birch-feeding leafminers along latitudinal gradients in northern Europe. - *Ecography* 36: 1138-1149.
- Kozlov, M.V., Stekolshchikov, A., Söderman, G., Labina, E., Zverev, V. & Zvereva, E.L. 2015. Sap-feeding insects on forest trees along latitudinal gradients in northern Europe: a climate-driven pattern. - *Global Change Biology* 21: 106-11.
- Kritzberg, E.S. & Ekström, S.M. 2012. Increasing iron concentrations in surface waters – a factor behind brownification? - *Biogeosciences* 9: 1465-1478.
- Kroeker, K.J., Kordas, R.L., Crim, R.N. & Singh, G.G. 2010. Meta-analysis reveals negative yet variable effects of ocean acidification on marine organisms. - *Ecology Letters* 13: 1419-1434.

- Kronholm, K. & Stalsberg, K. 2009. Klimaendringer gir endringer i skredhyppigheten. - NORKLIMA. CICERO, Oslo, 3-09: 34-36.
- Kucharczyk, D., Luczynski, M., Kujawa, R. & Czerkies, P. 1997. Effect of temperature on embryonic and larval development of bream (*Abramis brama* L.). - Aquatic Sciences 59: 214-224.
- Kvamme, M., Kaland, P.E. & Brekke, N.G. 2004. Conservation and Management of North European Coastal Heathlands. Case study: The Heathland Centre, Lygra, Western Norway. - Heathguard, The Heathland Centre, Norway.
- Kudo, G. & Hirao, A.S. 2006. Habitat-specific responses in the flowering phenology and seed set of alpine plants to climate variation: Implications for global-change impacts. - Population Ecology 48: 49-58.
- Kullman, L., 2001. 20th century climate warming and tree-limit rise in the Southern Scandes of Sweden. - Ambio 30.
- Kullman, L. 2008. Thermophilic tree species reinvade subalpine Sweden - early responses to anomalous late holocene climate warming. - Arctic, Antarctic and Alpine Research 40: 104-110.
- Kvasnes, M.A.J., Pedersen, H.C., Storaas, T. & Nilsen, E.B. 2014. Large-scale climate variability and rodent abundance modulates recruitment rates in Willow Ptarmigan (*Lagopus lagopus*). - Journal of Ornithology 155: 891-903.
- Kytöviita, M.M. & Stark, S. 2009. No allelopathic effect of the dominant forest-floor lichen *Cladonia stellaris* on pine seedlings. - Functional Ecology 23: 435-441.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjeseth, S. (red.) 2010. Norsk Rødliste for arter 2010. - Artsdatabanken, Norge.
- Kålås, J.A., Husby, M., Nilsen, E.B. & Vang, R. 2014. Bestandsvariasjoner for terrestriske fugler i Norge 1996-2014. - NOF Rapport 4-2014, 36 pp.
- Laaksonen, T. & Lehikoinen, A. 2013. Population trends in boreal birds: Continuing declines in agricultural, northern, and long-distance migrant species. - Biological Conservation 168: 99-107.
- Laidre, K.L., Stirling, I., Lowry, L.F., Wiig, Ø., Heide-Jorgensen, M.P., & Ferguson, S.H. 2008. Quantifying the sensitivity of arctic marine mammals to climate-induced habitat change. - Ecological Applications, 18(2), S97-S125. doi:10.1890/06-0546.1
- Laidre, K.L., Born, E.W., Heagerty, P., Wiig, O., Stern, H., Dietz, R. & Andersen, M. 2015. Shifts in female polar bear (*Ursus maritimus*) habitat use in East Greenland. - Polar Biology, 38: 879-893.
- Laine, K., & Henttonen, H. 1983. The role of plant production in microtine cycles in northern Fennoscandia. - Oikos 40: 407-418.
- Landergren, P. 2004. Factors affecting early migration of sea trout, *Salmo trutta*, parr to brackish water. - Fisheries Research 32: 35-46.
- Langlet, O. 1929. Några egendomliga frosthärjningar i tallskog, jämte ett försök att klarlegga de-ras orsak. - Svenska Skogsföreningens Tidskrift 27: 423-461.
- Larios-López, J.E. de Figueroa, J.M.T., Galiana-García, M., Gortázar, J. & Alonso, C. 2015. Extended spawning in brown trout (*Salmo trutta*) populations from the Southern Iberian Peninsula: the role of climate variability. Journal of Limnology 74: 394-402.
- Larkum, A.W.D., Orth, R.J. & Duarte, C.M. 2006. Seagrasses: Biology, ecology and conservation. - Springer, Dordrecht. 691 s.
- Larsen, B.H. 2014. Boreal hei. - I: Miljødirektoratets veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark. Upublisert.
- Larsen S., Andersen T. & Hessen D.O. 2011. Climate change predicted to cause severe increase of organic carbon in lakes. - Global Change Biology 17: 1186-1192.
- Larsson, S., Forseth, T., Berglund, I., Jensen, A.J., Näslund, I., Elliott, J.M. & Jonsson, B. 2005. Thermal adaptation of Arctic charr: experimental studies of growth in eleven charr populations from Sweden, Norway and Britain. - Freshwater Biology 50: 353-368.

- Culler, L.E., Ayres, M.P., Virginia, R.A. 2015. In a warmer Arctic, mosquitoes avoid increased mortality from predators by growing faster. - *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282, 20151549.
- Lebret, K., Kritzberg, E.S., Rengefors, K. 2013. Population Genetic Structure of a Microalgal Species under Expansion. - *PLOS ONE* 8(12)
- Lefébure, R., Larsson, S. & Byström, P. 2011. A temperature-dependent growth model for the three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus*. - *Journal of Fish Biology* 79: 1815-1827.
- Lehikoinen, A., Green, M., Husby, M., Kålås, J.A. & Lindström, Å. 2014. Common montane birds are declining in northern Europe. - *Journal of Avian Biology* 45: 3-14.
- Leinaas, H.P. & Christie, H. 1991. Innvirkning av olje på strukturerende prosesser i littoralsonen - bløtubunn. s 24-41 i: Barrett, R.T. red. Forskningsprogram om biologiske effekter av oljeforurensning (FOBO), sluttrapport. - NINA Forskningsrapport 017.
- Lenoir, O., Graae, B.J., Aarrestad, P.A., Alsos, I.G., Armbuster, W.S., Austerheim, G., Bergendorf, C., Birks, H.J.B., Bråthen, K.A., Brunet, J., Bruun, H.H., Dahlberg, C.J., Decocq, G., Diekmann, M., mfl. 2013. Local temperatures inferred from plant communities suggest strong spatial buffering of climate warming across Northern Europe. - *Global Change Biology* 19: 1470–1481.
- Leu, E., Daase, M., Schulz, K.G., Stühr, A. & Riebesell, U. 2013. Effect of ocean acidification on the fatty acid composition of a natural plankton community. - *Biogeosciences* 10: 1143-1153.
- Lindenmayer, D.B. & Likens, G.E. 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for longterm research and monitoring. - *Trends in Ecology and Evolution* 24: 482-486.
- Lindholm, M., Stordal, F., Hessen, D.O., Moe, S.J. & Aass, P. 2012. Climate driven range retraction of an Arctic freshwater crustacean. - *Freshwater Biology* 57: 591–2601.
- Lindholm, M. 2014. Omtale av noen utvalgte arter av muslingkreps. - *Fauna* 67, 149-167.
- Lindholm, M., Wolf, R., Finstad, A. & Hessen, D.O. In the shades of DOC: Chaoborus-driven extinction of *Branchinecta paludosa* mediated by water browning. - *Freshwater Biology*. I trykken.
- Lindgaard, A. & Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Lindhjem, H. & Magnussen, K. 2012. Verdier av økosystemtjenester i skog i Norge - NINA Rapport 894. 80 s.
- Linnansaari, T., Alfredsen, K., Stickler, M., Arnekleiv, J.V., Harby, A. & Cunjak, R.A. 2009. Does ice matter? Site fidelity and movements by Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parr during winter in a substrate enhanced river reach. - *River Research and Applications* 25: 773–787.
- Linnansaari, T. & Cunjak, R.A. 2010. Patterns in apparent survival of Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr in relation to variable ice conditions throughout winter. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67: 1744–1754.
- Linnansaari, T., Cunjak, R.A. & Newbury, R. 2008. Winter behavior of juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* L. in experimental stream channels: effect of substratum size and full ice cover on spatial distribution and activity pattern. - *Journal of Fish Biology* 72: 2518–2533.
- Lisle, T. E., & J. Lewis. 1992. Effects of sediment transport on survival of salmonid em-bryos in a natural stream: a simulation approach. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 2337-2344.
- Lobón-Cerviá, J. 2014. Recruitment and survival rate variability in fish populations: density-dependent regulation or further evidence of environmental determinants? - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71: 290-300.
- Lokr, S.C., Bjorth, P.A., Kaya, C.M. & Dayer, W. 1996. High-temperature tolerance of fluvial Arctic grayling and comparison with summer river temperatures of the Big Hole River, Montana. - *Transactions of the American Fisheries Society* 125: 933-939.
- Loonen, M.J., Tombre, I.M., & Mehlum, F. 1998. Development of an arctic barnacle goose colony: interactions between density and predation. - *Skrifter-Norsk Polarinstitut* 200: 67-79.

- Lu, C.-x., Yu, G., Xiao, Y. & Xie, G.-d. 2013. Wind tunnel simulation and evaluation of soil conservation function of alpine grassland in Qinghai-Tibet Plateau. - *Ecological Economics* 86: 16- 20.
- Lyche-Solheim, A. mfl. 2010. Climate change impacts on water quality and biodiversity. - ETC Water Technical Report, Prague.
- Løvås, S.M. & Tørum, A. 2001. Effect of the kelp *Laminaria hyperborea* upon sand dune erosion and water particle velocities. - *Coastal Engineering* 44: 37–63.
- MacCay, M.D. mfl. 2009. Modeling lakes and reservoirs in the climate system. - *Limnology and Oceanography* 54: 2315-2329.
- MacKenzie, B.R., Eero, M., & Ojaveer, H. 2011. Could seals prevent cod recovery in the Baltic sea? - *PLOS ONE*, 6(5). doi:10.1371/journal.pone.0018998
- Macleán, I. M. D. & Wilson, R. J. 2011. Recent ecological responses to climate change support predictions of high extinction risk. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108: 12337-12342.
- Madsen, J. Christensen, T.K., Balsby, T.J.S. & Tombre, I. M. 2015. Could have gone wrong: effects of abrupt changes in migratory behaviour on harvest in a waterbird population. - *PlosOne*, DOI:10.1371/journal.pone.0135100
- Maggini, R., Lehmann, A., Kery, M., Schmid, H., Beniston, M., Jenni, L. & Zbinden, N. 2011. Are Swiss birds tracking climate change? Detecting elevational shifts using response curve shapes. - *Ecological Modelling* 222: 21-32.
- Magnussen, K., Christie, H., Eikrem, W., Norling, P. & Norling, K. 2012. Økosystemtjenester i Nord-sjøen – Skagerrak Beskrivelse, vurdering og verdsetting. Research report, Series/Report: NIVA-rapport: 6353.
- Malcolm, I.A., Youngson, A.F. & Soulsby, C. 2003. Survival of salmonid eggs in a degraded gravel-bed stream: effects of groundwater-surfacewater interactions. - *River Research Appl* 19:303-316.
- Mallet, J.P., Charles, S., Persat, H. & Auger, P. 1999. Growth modelling in accordance with daily water temperature in European grayling. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 994-1000.
- Maneja, R.H., Frommel, A.Y., Browman, H.I., Clemmesen, C., Geffen, A.J., Folkvord, A., Piatkowski, U., Durif, C.M.F., Bjelland, R. & Skiftesvik, A.B. 2013. The swimming kinematics of larval Atlantic cod, *Gadus morhua* L., are resilient to elevated seawater pCO₂. - *Marine Biology* 160: 1963-1972.
- Maneja, R.H., Frommel, A.Y., Browman, H.I., Geffen, A.J., Folkvord, A., Piatkowski, U., Durif, C.M.F., Bjelland, R., Skiftesvik, A.B. & Clemmesen, C. 2015. The swimming kinematics and foraging behavior of larval Atlantic herring (*Clupea harengus* L.) are unaffected by elevated pCO₂. - *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 466: 42-48.
- Mann, R.H.K. 1996. Environmental requirements of European non-salmonid fish in rivers. - *Hydrobiologia* 323: 223-235.
- Manno, C., Morata, N. & Bellerby, R. 2012. Effect of ocean acidification and temperature increase on the planctonic foraminifer *Neogloboquadrina pachyderma* (sinistral). - *Polar Biology* 35: 1311-1319.
- Martin, C.W., Valentine, M.M. & Valentine, J.F. 2010. Competitive interactions between invasive Nile tilapia and native fish: The potential for altered trophic exchange and modification of food webs. - *PLoS ONE* 5: e14395. doi:10.1371/journal.pone.0014395
- Martinet, B., Rasmont, P., Cederberg, B., Evrard, D., Ødegaard, F., Paukkunen, P. & Lecocq, T. 2015. Forward to the North: two Euro-Mediterranean bumblebee species now cross the Arctic - *Circle Journal Annales de la Société Entomologique de France*, in press.
- Mathisen, I.E., Mikheeva, A., Tutubalina, O.V., Aune, S. & Hofgaard, A. 2014. Fifty years of tree line change in the Khibiny Mountains, Russia: advantages of combined remote sensing and dendroecological approaches. - *Applied Vegetation Science* 17: 6–16.
- McCann, N.P., Moen, R.A. & Harris, T.R. 2013. Warm-season heat stress in moose (*Alces alces*). - *Canadian Journal of Zoology*, 91: 893-898.

- McConville, K., Halsband, C., Fileman, E.S., Somerfield, P.J., Findlay, H.S. & Spicer, J.I. 2013. Effects of elevated CO₂ on the reproduction of two calanoid copepods. - *Marine Pollution Bulletin* 73: 428-434.
- MEA. 2005. Ecosystems and human well - being: current state and trends. Edited by Hassan, R., Scholes, R. & Neville A. The millennium ecosystem assessment series, vol 1. Island Press.
- Melard, C., Kestemont, P. & Baras, E. 1996. Intensive culture of juvenile and adult Eurasian perch (*Perca fluviatilis*): effects of major biotic and abiotic factors on growth. - *Journal of Applied Ichthyology* 12: 175-180.
- Mesquita, M.d.S., Erikstad, K.E., Sandvik, H., Reiertsen, T., Barrett, R., Anker-Nilssen, T., Hodges, K.I. & Bader, J. 2015. There is more to climate than the North Atlantic Oscillation: a new perspective from climate dynamics to explain the variability in population growth rates of a long-lived seabird. - *Frontiers in Ecology and Evolution*; Volume 3.
- McKinnon, K., Holm, A.S. & Henriksen, T. 2004. Tang som gjødsel. Praktiske erfaringer og forsøk. - NORSØK-rapport.
- Meineri, E., Skarpaas, O. & Vandvik, V. 2012. Modeling alpine plant distributions at the landscape scale: Do biotic interactions matter? - *Ecological Modelling* 231: 1-10.
- Mellingsæter, H. 2012. Oslo tørster etter mer drikkevann. - <http://www.osloby.no/nyheter/Oslo-torster-etter-nett-mer-Drikkevann-6955048.html> (sist besøkt 15.4.2015).
- Melzner, F., Gutowska, M.A., Langenbuch, M., mfl. 2009. Physiological basis for high CO₂ tolerance in marine ectothermic animals: pre-adaptation through lifestyle and ontogeny? - *Biogeosciences* 6: 2313-2331
- Michelsen, O., Syverhuset, A., Pedersen, B. & Holten, J.I. 2011. The impact of climate change on recent vegetation changes on Dovrefjell, Norway. - *Diversity* 3: 91-111, doi: 10.3390/d3010091.
- Mikkola, K. 1987. Changes in the Finnish Lepidopteran fauna since 1950 in relation to environmental changes. - *Entomologiske Meddelelser* 55: 107-114.
- Miljøministeriet 2012. Klimatilpasning. Havet eroderer kyster og flytter sand og sten. - <http://www.klimatilpasning.dk/sektorer/kyst/erosion.aspx>.
- Miljøverndepartementet 2013. Klimatilpasning i Norge. - Meld.St.33 (2012-2013). Klima og miljødepartementet, Oslo.
- Miller, G.M., Watson, S.-A., Donelson, J.M., McCormick, M.I., Munday, P.L. 2012. Parental environment mediates impacts of increased carbon dioxide on a coral reef fish. *Nature Climate Change* 2: 858-861.
- Mills, K.E., Pershing, A.J., Sheehan, T.F. & Mountain, D. 2013. Climate and ecosystem linkages explain widespread declines in North American Atlantic salmon populations. - *Global Change Biology* 19: 3046-3061.
- Milner, N.J., Solomon, D.J. & Smith, G.W. 2012. The role of river flow in the migration of adult Atlantic salmon, *Salmo salar*, through estuaries and rivers. - *Fisheries Management and Ecology* 19: 537-547.
- Minke-Martin, V., Dempson, J.B., Sheehan, T.F. & Power, M. 2015. Otolith-derived estimates of marine temperature use by West Greenland Atlantic salmon (*Salmo salar*). - *ICES Journal of Marine Science*, early view, doi: 10.1093/icesjms/fsv033
- Mjelde, M. 2015. Veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark 2015. Ferskvann. Miljødirektoratet.
- Mjelde, M., Berge, D. & Edvardsen, H. 2012. Kunnskapsgrunnlag for handlingsplan mot vasspest (*Elodea canadensis*) og smal vasspest (*Elodea nuttallii*) i Norge. - NIVA-rapport 6416-2012.
- Moe, S.J., Bennion, H., Cid, N., Lyche Solheim, A., Nöges, P., Adrian, R., Cardoso, A.C., Brucet, S., Tuvikene, L. & Persson, J. 2014. Implications of climate change for ecological reference conditions, thresholds and classification systems for European lakes. - REFRESH Deliverable 3.15-16. 108 pp.

- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. - Statens kartverk, Hønefoss.
- Monteith, D.T., Stoddard, J.L., Evans, C.D., de Wit, H.A., Forsius M., Høgåsen T. mfl. 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. - *Nature* 450: 537-540.
- Montevercchi, W.A. & Myers, R.A. 1996. Dietary changes of seabirds indicate shifts in pelagic food webs. - *Sarsia* 80: 313-322.
- Moore, A., Bendall, B., Barry, J., Waring, C., Crooks, N. & Crooks L. 2012. River temperature and adult anadromous Atlantic salmon, *Salmo salar* and brown trout, *Salmo trutta*. - *Fisheries Management and Ecology* 19: 518-526.
- Morita, K., Fukuwaka, M., Tanimata, N. & Yamamura, O. 2010. Size-dependent thermal preferences in a pelagic fish. - *Oikos* 119: 1265-1272.
- Mosquera, G.M., Lazo, P.X., Celleri, R., Wilcox, B.P. & Crespo, P. 2015. Runoff from tropical alpine grasslands increases with areal extent of wetlands. - *Catena* 125: 120-128.
- Moy, F.E. & Christie, H. 2012. Large scale shift from sugar kelp (*Saccharina latissima*) to ephemeral algae along the south and west coast of Norway. - *Marine Biology Research* 8: 309-321.
- Munday, P.L., Dixon, D.L., McCormick, M., mfl. 2010. Replenishment of fish populations is threatened by ocean acidification. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107: 12930-12934.
- Munday, P.L., McCormick, M.I. & Nilsson, G.E. 2012. Impact of global warming and rising CO₂ levels on coral reef fishes: what hope for the future? - *Journal of Experimental Biology*: 215: 3865-3873.
- Munday, P.L., Warner, R.R., Monro, K., Pandolfi, J.M. & Marshall, D.J. 2013. Predicting evolutionary responses to climate change in the sea. - *Ecology Letters* 16: 1488-1500.
- Myrstad, L., Nordheim, C.F. & Einan, B. 2014. Rapport fra Vannverksregisteret. Drikkevannsstatus (data 2009 og 2010). - Folkehelseinstituttet, Oslo.
- Natho, S., Venohr, M. Henle, K. & Schulz-Zunkel, C. 2013. Modelling nitrogen retention in floodplains with different degrees of degradation for three large rivers in Germany. - *Journal of Environmental Management* 122: 47-55.
- Nicola, G.G., Almodovar, A.M. & Elvira, B. 2009. Influence of hydrologic attributes on brown trout recruitment in low-latitude range margins. - *Oecologia* 160: 515-524.
- Nielsen, A., Yoccoz, N.G., Steinheim, G., Storvik, G.O., Rekdal, Y., Angeloff, M., Pettorelli, N., Holand, O. & Mysterud, A. 2012. Are responses of herbivores to environmental variability spatially consistent in alpine ecosystems? - *Global Change Biology* 18: 3050-3062.
- Nilsson, G.E., Dixon, D.L., Domenici, P., McCormick, M.I., mfl. 2012. Near-future carbon dioxide levels alter fish behavior by interfering with neurotransmitter function. - *Nature Climate Change* 2: 201-204.
- Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. & Kvamme, M. 1999. Skjøtselshåndboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker. Landbruksforlaget. 204 s. + vedlegg.
- Norderhaug, K.M., & H. Christie. 2009. Sea urchin grazing and kelp re-vegetation in the NE Atlantic. - *Marine Biology Research* 5: 515-528.
- Norsk institutt for skog og landskap 2014. Store vinterskader på bartrær langs kysten. - Faktaark (http://www.skogoglandskap.no/nyheter/2014/store_vinterskader_paa_bartraer_langs_kysten).
- NVE 2014. Hvordan ta hensyn til klimaendringer i arealplanleggingen. - Faktaark (<http://www.nve.no/Global/Publikasjoner/Publikasjoner%202014/Faktaark%202014/Fakta-ark-260314%20.pdf>).
- Nybø, S., Strann, K-B., Bjerke, J.W., Tømmervik, H., Hagen, D. & Hofgaard, A. 2009. Tilpasninger til klimaendringer i Nord-Norge og på Svalbard. Vurdering av vernebehovet og terrestriske økosystemers evne til å binde karbon. - NINA Rapport 436. 43 s + vedlegg.
- Næsje, T.F. & Jonsson, B. 1988. Impacted stress: a causal agent of reduced whitefish egg incubation time. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 27-31.

- Olsen, S.L. 2014. Climate change and biotic interactions in plant communities: effects on plant recruitment and growth, population dynamics and community properties” - PhD thesis. Dept. of Ecology and Natural Resource Management. NMBU-Ås.
- Olsen, S.L. & Klanderud, K. 2014. Biotic interactions limit species richness in an alpine plant community, especially under experimental warming. - *Oikos* 123: 71-78.
- Otero, J., L'Abée-Lund, J.H., Castro-Santos, T., Leonardsson, K., Storvik, G.O., Jonsson, B., Dempson, B., Russell, I.C., Jensen, A.J., Baglinière, J.L., Dionne, M., Armstrong, J.D., mfl. 2014. Basin-scale phenology and effects of climate variability on global timing of initial seaward migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*). - *Global Change Biology* 20: 61-75.
- Otley, H.M., Clausen, A.P., Christie, D.J. & Pütz, K. 2004. Aspects of the Breeding Biology of the Magellanic Penguin in the Falkland Islands. - *Waterbirds* 27: 396-405
- Ottersen, G., Postmyr, E. & Irgens, M. 2010. Faglig grunnlag for forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak: Aevalrapport. - *Fisken og Havet* nr 6/2010.
- Pachauri, R.K & Meyer L.A.(red) 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp
- Pauli, P., Gottfried, M., Dullinger, S., Abdaladze, O., Akhalkatsi, M., Alonso, J.L.B., Coldea, G., Dick, J., Erschbamer, B., Calzado, R.F., Ghosn, D., Holten, J.I., Kanka, R., Kazakis, G., mfl. 2012. Recent Plant Diversity Changes on Europe's Mountain Summits. - *Science* 336: 353-355.
- Payette, S., Fortin, M.J. & Gamache, I. 2001. The subarctic forest–tundra: the structure of a biome in a changing climate. *BioScience* 51: 709-718.
- Pearce-Higgins, J.W., Eglinton, S.M., Martay, B. & Chamberlain, D.E. 2015. Drivers of climate change impacts on bird communities. - *Journal of Animal Ecology* 84: 943-954
- Pearl, H.W. & Huisman, J. 2008. Blooms like it hot. - *Science* 320: 57-58.
- Pearl, H.W. & Huisman, J. 2009. Climate change: a catalyst for global expansion for harmful cyanobacterial blooms. - *Environmental Microbiology Reports* 1: 27-37.
- Pedersen, A.O., Jepsen, J.U., Yoccoz, N.G. & Fuglei, E. 2007. Ecological correlates of the distribution of territorial Svalbard rock ptarmigan (*Lagopus muta hyperborea*). - *Canadian Journal of Zoology- Revue Canadienne De Zoologie* 85: 122-132.
- Pedersen, A.O., Bårdsen, B.J., Yoccoz, N.G., Lecomte, N. & Fuglei, E. 2012. Monitoring Svalbard rock ptarmigan: Distance sampling and occupancy modeling. - *Journal of Wildlife Management* 76: 308-316.
- Pedersen, O. 2009. Strandplanter på vandring - om nye, langdistansespredte havstrandplanter, spesielt på Lista. - *Blyttia* 67: 75-94.
- Pedersen, S. & Pedersen, H. 2012. Bestandssituasjonen for hare i Norge – en kunnskapsstatus. - NINA Rapport 886: 41 s.
- Pedersen, S.A., Vage, V.T., Olsen, O.J., Hammer, K.M. & Altin, D. 2014. Effects of elevated carbon dioxide (CO₂) concentrations on early developmental stages of the marine copepod *Calanus finmarchicus* Gunnerus (Copepoda: Calanoidae). - *Journal of Toxicology and Environmental Health- Part A –Current issues* 77: 535-549.
- Pedersen, Å., Blanchet, M.-A., Hörnell-Willebrand, M., Jepsen, J., Biuw, M. & Fuglei, E. 2014. Rock Ptarmigan (*Lagopus muta*) breeding habitat use in northern Sweden. - *Journal of Ornithology* 155: 195-209.
- Pelejero, C., Calvo, E. & Hoegh-Guldberg, O. 2010. Paleo-perspectives on ocean acidification. - *Trends in Ecol Evol* 25: 332-344.
- Perez, M.A., & McAlister, W.B. 1993. Estimates of food consumption by marine mammals in the eastern Bering Sea: US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Alaska Fisheries Science Center.

- Petterson, L.B. & Franzen, M. 2011. Storfjärilar som öker sin utbredning: nyttillskotten i storfjärilsfaunaen i sydligaste Sverige under perioden 1973-2009. - Entomologisk Tidskrift 132: 199-207.
- Pettex, E., Barrett, R.T., Lorentsen, S.-H., Bonadonna, F., Pichegru, L., Pons, J.-B. & Grémillet, D. 2014. Contrasting population trends at seabirds colonies: is food limitation a factor in Norway? - J Ornithol DOI 10.1007/s10336-014-1137-6
- Pihlstrøm, O. 2013. Store frostskafer på blåbærlyng og einer. Frostskafer gir dårlig bærår. – Stavanger Aftenblad 29.5.2013, forside + 4-5, samt online. <http://www.aftenbladet.no/nyheter/lokalt/jaeren/Store-frostskafer-pa-blabarlyng-og-einer-3185957.html>.
- Poff, N.L. 2002. Ecological response to and management of increased flooding caused by climate change. - Philosophical Transactions of the Royal Society A- Mathematical, Physical and Engineering Sciences, 1497-1510.
- Postuszny, M., Pilot, M., Goszczyński, J., & Gralak, B. 2007. Diet of sympatric pine marten (*Martes martes*) and stone marten (*Martes foina*) identified by genotyping of DNA from faeces. - Paper presented at the Annales Zoologici Fennici 44: 269-284.
- Pouliot, D., Latifovic, R. & Olthof, I. 2009. Trends in vegetation NDVI from 1 km AVHRR data over Canada for the period 1985–2006. - International Journal of Remote Sensing 30: 149-168.
- Price, K. 2011. Effects of watershed topography, soils, land use, and climate on baseflow hydrology in humid regions: A review. - Progress in Physical Geography 35: 465-492.
- Prosser, C.D, Burek, C.V., Evans, D.H., Gordon, J.E., Kirkbride, V.B., Rennie, A.F. & Walmsley, C.A. 2010. Conserving geodiversity sites in a changing climate: management challenges and responses. - Geoheritage 2:123-136.
- Putkonen, J. & Roe, G. 2003. Rain-on-snow events impact soil temperatures and affect ungulate survival. Geophysical. Research Letters 30, 1188, doi:10.1029/2002GL016326.
- Pörtner, H.O. & Farrell, A.P. 2008. Physiology and climate change. - Science 322: 690-692.
- Pörtner, H.O., Langenbuch, M. & Reipschlagel, A. 2004. Biological impact of elevated ocean CO₂ concentrations: lessons from animal physiology and earth history. - Journal of Oceanography 60: 705-718.
- Pörtner, H.O., Langenbuch, M. & Michaelidis, B. 2005. Synergistic effects of temperature extremes, hypoxia, and increases in CO₂ on marine animals: from Earth history to global change. - J Geophys Res 110: C09S10.
- Paar, M., Voronkov, A., Hoop, H. mfl. 2015. Temporal shift in biomass and production of macrozoobenthos in the macroalgal belt at Hansneset, Kongsfjorden, after 15 years. - Polar Biology. DOI 10.1007/s00300-015-1760-6.
- Rasmont, P., Franzen, M., Lecocq, T., Harpke, A., Roberts, S.P.M., Biesmeijer, K., Castro, L., Cederberg, B., Dvorák, L., Fitzpatrick, Ú., Haubruge, E., Mahé, G., Manino, A., Michez, D., Neumayer, J., Ødegaard, F., mfl. 2015. Climatic Risk and Distribution Atlas of European Bumblebees. -BioRisk 10, special issue, 234 pp. ISBN 978-954-642-768-7 (hardback) ISBN 978-954-642-769-4 (e-book).
- Regehr, H. & Rodway, M. 1999. Seabird breeding performance during two years of delayed Capelin arrival in the Northwest Atlantic: a multi-species comparison. - Waterbirds 22: 60-67.
- Reist JD, Wrona FJ, Prowse TD mfl. 2006. An overview of effects of climate change on selected Arctic freshwater and anadromous fishes. - Ambio 35:381-387.
- Rengefors, K., Weyhenmeyer, G.A. & Bloch, I. 2012. Temperature as a driver for the expansion of the microalga *Gonyostomum semen* in Swedish lakes. - Harmful Algae 18: 65-73.
- Revermann, R., Schmid, H., Zbinden, N., Spaar, R. & Schröder, B. 2012. Habitat at the mountain tops: how long can Rock Ptarmigan (*Lagopus muta helvetica*) survive rapid climate change in the Swiss Alps? A multi-scale approach. - Journal of Ornithology 153: 891-905.
- Rigosi, A., Carey, C.C., Ibelings, B.W. & Brookes, J.D. 2014. The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. - Limnology and Oceanography 59: 99-114.

- Rode, K. D., Robbins, C. T., Nelson, L., & Amstrup, S. C. 2015. Can polar bears use terrestrial foods to offset lost ice-based hunting opportunities? - *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13: 138-145.
- Rosing-Asvid, A. 2006. The influence of climate variability on polar bear (*Ursus maritimus*) and ringed seal (*Pusa hispida*) population dynamics. - *Canadian journal of zoology*, 84: 357-364.
- Rosing-Asvid, A., Teilmann, J., Dietz, R. & Olsen, M.T. 2010. First confirmed record of grey seals in Greenland. *Arctic*, 63, 471-473.
- Rumpf, S. B., Semenchuk, P.R., Dullinger, S. & Cooper, E.J. Idiosyncratic Responses of High Arctic Plants to Changing Snow Regimes - *PLoS ONE* 9(2): e86281. doi:10.1371/journal.pone.008628.
- Rusch, G.M. 2012. Klima og økosystemtjenester. Norske økosystemers potensiale for avbøtning og tilpasning til klimaendringer. - NINA Rapport 792. 43 s.
- Rønning, O.I. 1996. Svalbards flora. - Norsk Polarinstitutt. Tromsø. 182 pp.
- Sandin, L., Schmidt-Kloiber, A., Svenning, J.-C., Jeppesen, E. & Friberg N. 2014. A trait-based approach to assess climate change sensitivity of freshwater invertebrates across Swedish ecoregions. - *Current Biology* 60: 221-232.
- Sandvik, H., Erikstad, K.E., Barret, R.T. & Youcoz, N.G. 2005. The effect of climate on adult survival in five species of North Atlantic seabirds. - *Anim. Ecol.* 74: 817-831.
- Sandvik, S.M., Hegaard, E., Elven, R. & Vandvik, V. 2004. Responses of alpine snowbed vegetation to long-term experimental warming. - *Ecoscience* 11: 150-159.
- Sandvik, S.M. & Odland, A. 2014. Changes in alpine snowbed-wetland vegetation over three decades in northern Norway. - *Nordic Journal of Botany* 32: 377-384.
- Schnurr, M.E., Yin, Y. & Scott, G.R. 2014. Temperature during embryonic development has persistent effects on metabolic enzymes in the muscle of zebrafish. - *Journal of Experimental Biology* 217: 1370-1380.
- Schulz, K.G., Bellerby, R.G.J., Brussaard, C.P.D., Buedenbender, J., Czerny, J., Engel, A., Fischer, M., Koch-Klavsen, S., mfl. 2013. Temporal biomass dynamics of an Arctic plankton bloom in response to increasing levels of atmospheric carbon dioxide. - *Biogeosciences* 10: 161-180.
- Schöb, C., Kammer, P.M., Choler, P. & Veital, H. 2009. Small-scale plant species distribution in snowbeds and its sensitivity to climate change. - *Plant Ecology* 200: 91-104.
- Scott, G.R. & Johnston, I.A. 2012. Temperature during embryonic development has persistent effects on thermal acclimation capacity in zebrafish. - *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109: 14247-14252.
- Scott, B.E., Sharples, J., Wanless, S., Ross, O.N., Frederiksen, M. & Daunt, F. 2006. The use of biologically meaningful oceanographic indices to separate the effects of climate and fisheries on seabird breeding success. In: Boyd, I., Wanless, S. & Camphuysen, C.J. (red.). *Top predators in Marine Ecosystems. Their Role in Monitoring and Management*. - Conservation Biology series No. 12. Cambridge University Press, Cambridge.
- Seekell, D.A., Lapierre, J.-F., Ask, J., Bergström, A.-K., Deininger, A., Rodriguez, P., Karlsson, J. 2015. The influence of dissolved organic carbon on primary production in northern lakes. - *Limnology and Oceanography* 60: 276-285.
- Semenchuk, P.R., Elberling, B. & Cooper, E.J. 2013. Snow cover and extreme winter warming events control flower abundance of some, but not all species in high arctic Svalbard. - *Ecology and Evolution* 3: 2586-2599
- Setzer, M. 2012. The decline of great Arctic charr in Lake Vättern: empirical and theoretical analyses of suggested causes. Linköping University, Sverige.
- Silyakova, A., Bellerby, R.G. J., Schulz, K. G., Czerny, J., Tanaka, T., Nondal, G., Riebesell, U., Engel, A., De Lange, T., Ludvig, A. 2013. Pelagic community production and carbon-nutrient stoichiometry under variable ocean acidification in an Arctic fjord. - *Biogeosciences* 10: 4847-4859.
- Simpson, M.J.R., Nilsen, J.E.Ø, Ravndal, O.R., Breili, K., Sande, H., Kierulf, H.P., Steffen, H., Jansen, E., Carson, M. & Vestøl, O. 2015. Sea Level Change for Norway. Past and Present Observations and Projections to 2100. - Norsk klimaservicesenter. Rapport 1/2015.

- Siikavuopio, S.T., Knudsen, R. Amundsen, P.A., Sæther, B.S. & James, P. 2012. Effects of high temperature on the growth of European whitefish (*Coregonus lavaretus* L.). - *Aquaculture Research* 44: 8-12.
- Sivertsen, K. 1985. Taretråling en mulig årsak til økt erosjon av sandstrender på Jærkysten. - NDH-rapport, ISSN 0333-497X, ISBN 82-7314-087-3, Nordland Distriktshøgskole. 6 s.
- Smale, D.A., Burrows, M.T., Moore, P., O'Connor, N. & Hawkins, S.J. 2013. Threats and knowledge gaps for ecosystem services provided by kelp forests: a northeast Atlantic perspective. - *Ecology and Evolution* 3: 4016-4038.
- Solberg, S., Andreassen, K., Antón Fernández, C., Børja, I., Čermák, J., Dalsgaard, L., Eklundh, L., Garcia, M., Gessler, A., Godbold, D., Hentschel, R., Kayler, Z., Madsen, P., mfl. 2013. Grantørkeprosjektet. Sluttrapport. - Rapport fra Skog og landskap 22/13: V, 27 s.
- Solheim, H. 2008. Climate change risks on forest in Norway: pathogens. I: Hantula, J., Henttonen, Niemelä, P., Vapaavouri, E. & Linder, S. (red.): Network of climate change risks on forests (FoRisk), 1 p. SNS Workshop, Aug. 29, 2008, Umeå, Sverige.
- Solheim, H. 2012a. Klimavinnere. Rødbandsoppen – den røde fare. – *Norsk skogbruk* 58(5): 34.
- Solheim, H. 2013a. Granrust - en gammel kjenning i nye omgivelser. I: Solheim, H. (red.): Klimavinnerne - blant soppene, s. 7. Brosjyre fra Skog og landskap.
- Solheim, H. 2013b. Einertørke - en ny sykdom i Norge? I: Solheim, H. (red.): Klimavinnerne - blant soppene, s. 14-15. Brosjyre fra Skog og landskap.
- Solheim, H. & Timmermann, V. 2012. Askeskuddsyke – I rask spredning. – *Skog* 2012(8):28-29.
- Solheim, H. & Venn, K. 2003. Red belts. Occurrences in Norway in 2002. - I: Thomsen I.M. (red.): Forest health problems in older forest stands. *Skov & Landskab Rapport* 13-2003: 58-64.
- Solheim, H. & Vuorinen, M. 2011. Ny sopp sykdom på furu - Rødbandsjuke er påvist i Norge. - *Skogei-eren* 2011(1): 26-28.
- Solheim, F., Fossdal, C.G. & Hietala, A.M. 2013. Rotkjuke. Granas verste fiende. I: Solheim, H. (red.): Klimavinnerne - blant soppene, s. 4. Brosjyre fra Skog og landskap.
- Souchon, Y. & Tissot, L. 2012. Synthesis of thermal tolerances of the common freshwater fish species in large Western Europe rivers. - *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 405, 03.
- Soulen, B.K., Cammen, K., Schultz, T.F., & Johnston, D. W. 2013. Factors affecting harp seal (*Pagophilus groenlandicus*) strandings in the Northwest Atlantic. - *PLOS ONE*, 8(7). doi:10.1371/journal.pone.0068779
- Sperfeld, E., Mangor-Jensen, A. & Dalpado, P. 2014. Effect of increasing sea water pCO₂ on the northern Atlantic krill species *Nyctiphanes couchii*. - *Marine Biology* 161: 2359-2370.
- Stabbetorp, O.E. & Skarpaas, O. 2001. Levedyktighetsanalyse av sjeldne plantearter. I: NINAs strategiske instituttprogrammer 1996-2000: Bevaring av biodiversitet – fra gener til landskap. - NINA-Temahefte 17: 73-78.
- Staverløkk, A. 2006. Fremmede arter og andre uønskede blindpassasjerer i import av grøntanleggsplanter. (Occurrence of alien species and other unwanted stowaways in imported horticultural plants.) - M. Sc. thesis, 111 pp. Department of Ecology and Natural Resources Management, University of Life Sciences (UMB), Norway.
- Sternecker, K. & Geist, J. 2010. The effects of stream substratum composition on the emergence of salmonid fry. – *Ecology of Freshwater Fish* 19:537-544
- Stien, A., Ims, R. A., Albon, S.D., Fuglei, E., Irvine, R.J., Ropstad, E. & Yoccoz, N.G. 2012. Congruent responses to weather variability in high arctic herbivores. - *Biology Letters* 8: 1002-1005. doi:10.1098/rsbl.2012.0764.
- Stirling, I., & Derocher, A.E. 2012. Effects of climate warming on polar bears: a review of the evidence. - *Global Change Biology*, 18: 2694-2706.

- Stocker, T.F., Qin, D. mfl. (red.) 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. - Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Strand, O. 2008. Forventede klimaendringer og ei framtid for villreinen. - Artikkel i tidsskriftet Villreinen 2008, s 4-8.
- Styf, H.K., Sköld, H.N. & Eriksson, S.P. 2013. Embryonic response to long-term exposure of the marine crustacean *Nephrops norvegicus* to ocean acidification and elevated temperature - Ecology and Evolution 3: 5055-5065.
- Sunday, J.M., Calosi, P. Dupont, S., mfl. 2014. Evolution in an acidifying ocean. - Trends in Ecology & Evolution. 29: 117-125.
- Sutherst, R.W., Maywald, G.F. & Bourne, A.S. 2007. Including species interactions in risk assessments for global change. - Global Change Biology 13: 1843-1859.
- Syssemlannen på Svalbard 2009. Plan for forvaltning av svalbardrein, kunnskaps- og forvaltningsstatus, april 2009. - Rapport 1/2009. 45 s.
- Sæthre, M.G., Staverløkk, A. & Hågvar, E.B. 2010. Stowaways in horticultural plants imported from the Netherlands, Germany and Denmark. Norwegian Journal of Entomology 57: 25-35.
- Sætre, R., Toresen, R. & Anker-Nilssen, T. 2002. Factors affecting the recruitment variability of the Norwegian spring-spawning herring (*Clupea harengus* L.). - ICES J. Mar. Sci. 59: 725-736.
- TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity 2011. TEEB Manual for Cities: Ecosystem Services in Urban Mangement. www.teebweb.org.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., de Siqueira, M.F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., mfl. 2004. Extinction risk from climate change. - Nature 427: 145-148.
- Thompson, P.M. & Ollason, J.C. 2001. Lagged effects of ocean climate change on fulmar population dynamics. - Nature 413: 417-420.
- Thor, P. & Dupont, S. 2015. Transgenerational effects alleviate severe fecundity loss during ocean acidification in a ubiquitous planktonic copepod. - Global Change Biology 21: 2261-2271.
- Thor, P. & Oliva E.O. 2015. Ocean acidification elicits different energetic responses in an Arctic and a boreal population of the copepod *Pseudocalanus acuspes*. - Marine Biology 162: 799-807.
- Thrane, J.-E., Hessen D.O. & Andersen T. 2014. The Absorption of Light in Lakes: Negative Impact of Dissolved Organic Carbon on Primary Productivity. - Ecosystems 17: 1040- 1052.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araujo, M.B., Sykes, M.T. & Prentice, I.C. 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. - Proceedings of the National Academy of Sciences, U.S.A. 102: 8245–8250.
- Thylen, A. 2014a. Driftvoll. - I: Miljødirektoratets veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark. Upublisert.
- Thylen, A. 2014b. Åpen flommark. - I: Miljødirektoratets veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark. Upublisert.
- Tema Nord 2009. Signs of Change in Nordic Nature. - Nordic Council of Ministers 2009:551, Copenhagen.
- Thiet, R., Doshas, A. & Smith, S. 2014. Effects of biocrusts and lichen-moss mats on plant productivity in a US sand dune ecosystem. - Plant and Soil 377: 235-244.
- Timmermann, V., Solheim, H. Clarke, N., Aas, W. & Andreassen, K. 2012. Skogens helsetilstand I Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2012. - Rapport fra Skog og Landskap 12/2013. 39 s.
- Timmermann, V. 2014. Skogens helsetilstand. - Bærekraftig skogbruk i Norge 2014. Norsk institutt for skog og landskap, Ås. 133-141.

- Toresen, R. & Østvedt, O.J. 2000. Variation in abundance of Norwegian spring-spawning herring (*Clupea harengus*, Clupeidae) throughout the 20th century and the influence of climatic fluctuations. - *Fish and Fisheries* 1: 231-256.
- Totland, Ø., Hovstad, K.A., Ødegaard, F. & Åström, J. 2013. Kunnskapsstatus for insektpollinering i Norge – betydningen av det komplekse samspillet mellom planter og insekter. - Artsdatabanken, Norge. 74 s.
- Tran, T.N.Q., Jackson, M.C., Sheath, D., Verreycken, H. & Britton, R.J. 2015. Patterns of trophic niche divergence between invasive and native fishes in wild communities are predictable from mesocosm studies. – *Journal of Animal Ecology* 84: 1071-1080.
- Troedsson, C., Bouquet, J.M., Lobon, C.M., Novac, A., Nejstgaard, J.C., Dupont, S., Bosak, S., mfl. 2013. Effects of ocean acidification, temperature and nutrient regimes on the appendicularian *Oikopleura dioica*: a mesocosm study. - *Marine Biology* 160: 2175-2187.
- Tveraa, T. mfl. 2007. What regulate and limit reindeer populations in Norway? *Oikos* 116: 706-715.
- Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kázmierczak, A., Niemela, J. & James, P. 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. - *Landscape and Urban Planning* 81: 167-178.
- Tømmervik, H., Johansen, B., Tombre, I., Thannheiser, D., Høgda, K.A., Gaare, E. & Wielgolaski, F.E. 2004. Vegetation changes in the mountain birch forests due to climate and/or grazing. - *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 36: 322-331.
- Tømmervik, H., Johansen, B., Riseth, J.Å., Karlsen, S.R., Solberg, B. & Høgda, K.A. 2009. Above-ground biomass changes in the mountain birch forests and mountain heaths of Finnmarksvidda, northern Norway, in the period 1957-2006. - *Forest Ecology and Management* 257: 244-257.
- Tømmervik, H., Bjerke, J.W. & Tombre, I. 2010. Landskapsendringer i Vesterålen 1985–2005. - *Ottar* 281: 3-7.
- Tømmervik, H., Bjerke, J.W., Gaare, E., Johansen, B. & Thannheiser, D. 2012. Rapid recovery of recently overexploited winter grazing pastures for reindeer in northern Norway. - *Fungal Ecology* 5: 3-15.
- Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Direktoratetsgruppa for gjennomføring av Vannforskriften. 180 s.
- van Wijk, M., Clemmensen, K.E., Shaver, G.R., Williams, M., Callaghan, T.V., Chapin III, F.S. mfl. 2004. Long-term ecosystem level experiments at Toolik Lake, Alaska, and at Abisko, northern Sweden: generalisations and differences in ecosystem and plant type responses to global change. - *Global Change Biology* 10: 105-123.
- Veron, J.E.N., Hoegh-Guldberg, O., Lenton, T.M., mfl. 2009. The coral reef crisis: The critical importance of <350 ppm CO₂. - *Marine Pollution Bulletin* 58: 1428–1436.
- Vitasse, Y., Lenz, A. & Körner, C. 2014a. The interaction between freezing tolerance and phenology in temperate deciduous trees. - *Frontiers in Plant Science* 5: article UNSP 541.
- Vitasse, Y., Lenz, A., Hich, G. & Körner, C. 2014b. Earlier leaf-out rather than difference in freezing resistance puts juvenile trees at greater risk of damage than adult trees. - *Journal of Ecology* 102: 981-988.
- Walker, M.D., Wahren, C.H., Hollister, R.D., Henry, G.H.R., Ahlquist, L.E., Alatalo, J.M. mfl. 2006. Plant community responses to experimental warming across the tundra biome. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103: 1342-1346.
- Walther, G.R. 2010. Community and ecosystem responses to recent climate change. - *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 365: 2019-2024.
- Wang, N., Xu, X. & Kestemont, P. 2009. Effect of temperature and feeding frequency on growth performances, feed efficiency and body composition of pikeperch juveniles (*Sander lucioperca*). - *Aquaculture* 289: 70-73.

- Watts, M, Pankhurst, N.W. & King, H.R. 2004. Maintenance of Atlantic salmon (*Salmo salar*) at elevated temperature inhibits cytochrome P450 aromatase activity in isolated ovarian follicles. - *General and Comparative Endocrinology* 135: 381-390.
- Watz, J., Bergman, E., Piccolo, J.J. & Greenberg, L. 2013. Effects of ice cover on the diel behavior and ventilation rate of juvenile brown trout. - *Freshwater Biology* 58:2325–2332.
- Watz, J., Bergman, E., Calles, O., Enefalk, Å, Gustafsson, S., Hagelin, A., Nilsson, P.A., Norrgård, J.R., Nyqvist, D., Österling, M., Piccolo, J., Schneider, L., Greenberg, L. & Jonsson, B. 2015. Ice cover alters the behavior and stress level of brown trout *Salmo trutta*. - *Behavioral Ecology* 26: 820-827.
- Weijers, S., Alsos, I.G., Eidesen, P.B., Broekman, R., Loonen, M.J.J.E., & Rozema, J. 2012. No divergence in *Cassiope tetragona*: persistence of growth response along a latitudinal temperature gradient and under multi-year experimental warming. - *Annals of Botany* 110: 653-665.
- Weydmann, A., Soreide, J.E., Kwasniewski, S. & Widdicombe, S. 2012. Influence of CO₂-induced acidification on the reproduction of a key Arctic copepod *Calanus glacialis*. - *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 428: 39-42.
- Widdicombe, S., Dashfield, S.L., McNeill, C.L., Needham, H.R., Beesley, A., McEvoy, A., Oxnevad, S., Clarke, K.R. & Berge, J.A. 2009. Effects of CO₂ induced seawater acidification on infaunal diversity and sediment fluxes. - *Marine Ecology Progress Series* 379: 59-75.
- Wilson, D., Hisdal, H. & Lawrence, D. 2010. Has streamflow changed in the Nordic countries? – Recent trends and comparisons to hydrological projections. - *Journal of Hydrology* 394: 334-346.
- Williams, P.H. 2005. Does specialization explain rarity and decline among British bumblebees? A response to Goulson mfl.. - *Biological Conservation* 122: 33-43.
- Williams, P.H., Araujo, M.B., & Rasmont, P. 2007. Can vulnerability among British bumblebee (*Bombus*) species be explained by niche position and breadth. - *Biological Conservation* 138: 493-505.
- Williams, S.E., Shoo, L.P., Isaac, J.L., Hoffmann, A.A. & Langham, G. 2008. Towards an integrated framework for assessing the vulnerability of species to climate change. - *PLoS Biol* 6(12): e325. doi:10.1371/journal.pbio.0060325.
- Williamson, C.E., Brentrup, J.A., Zhang, J., Renwick, W.H., Hargreaves, B.R., Knoll, L.B., Overholt, E.P. & Rose, K.C. 2014. Lakes as sensors in the landscape: Optical metrics as scalable sentinel responses to climate change. - *Limnology & Oceanography* 59: 840-850.
- Winfield, I.J., Hateley, J., Fletcher, J.M., James, J.B., Bean, C.W. & Clabburn, P. 2010. Population trends of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in the U.K.: assessing the evidence for a widespread decline in response to climate change. - *Hydrobiologia* 650: 55-65.
- Wittman, A.C. & Pörtner, H.O. 2013. Sensitivities of extant animal taxa to ocean acidification. - *Nature Climate Change* 3: 995-1001.
- Wong, W.K., Beldring, S., Engen-Skaugen, T., Haddeland, I. & Hisdal, H. 2011. Climate change effects on spatiotemporal patterns of hydroclimatological summer droughts in Norway. - *Journal of Hydrometeorology* 12: 1205-1220.
- Yom-Tov, Y., Heggberget, T.M., Wiig, O., & Yom-Tov, S. 2006. Body size changes among otters, *Lutra lutra*, in Norway: the possible effects of food availability and global warming. - *Oecologia*, 150: 155-160.
- Yom-Tov, Y., Roos, A., Mortensen, P., Wiig, O., Yom-Tov, S., & Heggberget, T.M. 2010. Recent changes in body size of the Eurasian otter *Lutra lutra* in Sweden. - *Ambio*, 39: 496-503.
- Ødegaard, F. 1999. Invasive beetle species (*Coleoptera*) associated with compost heaps in the Nordic countries. *Norwegian Journal of Entomology* 46: 67-78.
- Ødegaard, F. & Berggren, K. 2010. The first European records of the arborvitae weevil *Phyllobius intrusus* Kono, 1948 (*Coleoptera*, *Curculionidae*) in Norway. - *Norwegian Journal of Entomology* 57: 162-165.
- Ødegaard, F. & Endrestøl, A. 2007. Establishment and range expansion of some new Heteroptera (Hemiptera) in Norway. - *Norwegian Journal of Entomology* 54: 117-124.

- Ødegaard, F., Brandrud, T.E., Hansen, L.O., Hanssen, O., Öberg, S. & Sverdrup-Thygeson, A. 2011. Sandområder -et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. - NINA Rapport 712. 82 s.
- Ødegaard, F., Staverløkk, A., Gjershaug, J.O., Bengtson, R. & Mjelde, A. 2015. Humler i Norge. Kjennetegn, utbredelse og levesett. - Norsk institutt for naturforskning, Trondheim, 231 s.
- Øien, D.-I., Lyngstad, A. & Moen, A. 2015. Rikmyr I Norge. Kunnskapsstatus og innspill til faggrunnlag. - NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2015-1: 1-122.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2011. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Paulen naturreservat i Vest-Agder i 2010. I: Framstad, E. (red). Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. - NINA Rapport. 702: 24-37.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2012. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Grytdalen naturreservat i 2011. I: Framstad, E. (red.) 2012. Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. - NINA Rapport 840: 30 -38.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2013a. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Otterstadstølen naturreservat i 2012. I: Framstad, E. (red.) 2013. Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. - NINA Rapport 952: 27-37.
- Økland, T., Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. & Halvorsen, R. 2013b. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2012. I: Framstad, E. (red.) 2013. Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. - NINA Rapport 952: 38-44.
- Aarrestad, P.A. 2009. Trusler for kystlyngheiene. - I Nilsen, L.S., (red.) Naturen. Nr 2. Universitetsforlaget, Oslo, s. 112-16.
- Aarrestad, P.A., Bjerke, Jarle W., Often, A., Skarpaas, O., Stabbetorp, O.E., Tømmervik, H. & Økland, T. 2010. Karplanter. – I: DN Utredning 4-2010. Datagrunnlag for naturindeksen s. 35-50. Direktoratet for naturforvaltning (DN), Trondheim.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. Myklebost, H. Often, A. Stabbetorp, O.E. & Westergaard, K. 2012. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen i 2011. - I Framstad, E., red. Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 840. s. 17-22.
- Aarrestad, P.A., Bendiksen, E., Bjerke, J.W., Brandrud, T.E., Hofgaard, A., Rusch, G. & Stabbetorp, O.E. 2013a. Effekter av treslagsskifte, treplanting og nitrogen gjødsling i skog på biologisk mangfold. Kunnskapsgrunnlag for å vurdere skogtiltak i klimasammenheng. - NINA rapport 959. 69 s.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Myklebost, H., Often, A. & Stabbetorp, O.E. 2013b. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn 2012. - I Framstad, E., red. Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 952. 107 s.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. Myklebost, H., Stabbetorp, O.E. & Often, A. 2014. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen 2013. - I Framstad, E. (red.) 2014. Terrestrisk naturovervåking i 2013: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. - NINA Rapport 1036. s. 17-33.
- Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Follestad, A., Jepsen, J.U., Nybø, S., Rusch, G.M., & Schartau, A.K. 2015. Naturtyper i klimatilpassningsarbeid. Effekter av klimaendringer og klimatilpassningsarbeid på naturmangfold og økosystemtjenester. - NINA Rapport 1157. 98 s.



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN: 1504-3312
ISBN: 978-82-426-2840-4
M-443|2015

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger