

1924

NINA Rapport

Utredning av tiltaksplaner mot fremmede ferskvannsararter i Norge

En faglig gjennomgang av tiltak og spredningsrisiko sett i sammenheng med nyttekostnadsanalyser for tre områder og fire fremmede fiskearter

Kim Magnus Bærum, Stefan Blumentrath, Frode Fossøy, Trygve Hesthagen, Gunnbjørn Bremset, Kristin Magnussen, Ståle Navrud, Nina B. Westberg og Maria E. Rød



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære 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 engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. 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 forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Utredning av tiltaksplaner mot fremmede ferskvannsararter i Norge

En faglig gjennomgang av tiltak og spredningsrisiko sett i sammenheng med nyttekostnadsanalyser for tre områder og fire fremmede fiskearter

Kim Magnus Bærum¹
Stefan Blumentrath¹
Frode Fossøy¹
Trygve Hesthagen¹
Gunnbjørn Bremset¹
Kristin Magnussen²
Ståle Navrud²
Nina B. Westberg²
Maria E. Rød²



Bærum, K.M., Blumentrath, S., Fossøy, F., Hesthagen, T., Bremset, G., Magnussen, K., Navrud, S., Westberg, N.B. & Rød, M.E. 2020. Utredning av tiltaksplaner mot fremmede ferskvannarter i Norge. En faglig gjennomgang av tiltak og spredningsrisiko sett i sammenheng med nyttekostnadsanalyser for tre områder og fire fremmede fiskearter. NINA Rapport 1924. Norsk institutt for naturforskning.

Lillehammer, desember 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4699-6

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Ingeborg P. Helland

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Jon Museth (sign.)

OPPDRAUGSGIVER

Miljødirektoratet

OPPDRAUGSIVERS REFERANSE

M-1880|2020

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Esten Ødegaard

FORSIDEBILDE

Nærbilde av ørekyt © Børre K. Dervo

NØKKEWORD

- Fremmed fisk
- Risiko for spredning
- Tiltaksplaner
- Samfunnsøkonomisk analyse
- Gjedde
- Ørekyt
- Rødgjellet solabbor
- Suter

KEY WORDS

- Invasive fish species
- Introduction risk
- Mitigation measures
- Socio-economic analysis
- Northern pike
- European minnow
- Pumpkinseed
- Tench

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo
Sognsveien 68
0855 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø
Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer
Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen
Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Bærum, K.M., Blumentrath, S., Fossøy, F., Hesthagen, T., Bremset, G., Magnussen, K., Navrud, S., Westberg, N.B. & Rød, M.E. 2020. Utredning av tiltaksplaner mot fremmede ferskvannsararter i Norge. En faglig gjennomgang av tiltak og spredningsrisiko sett i sammenheng med nyttekostnadsanalyser for tre områder og fire fremmede fiskearter. NINA Rapport 1924. Norsk institutt for naturforskning

Fremmede arter regnes som en av de største truslene mot naturmangfoldet. Samtidig har ferskvannssystemer en noe dyster førsteplass, nemlig å huse flest antall truede arter i verden sett i forhold til alle andre økosystemer. Det er derfor veldig viktig at man tar grep for å redusere den negative påvirkningen fra spredning av fremmede arter i ferskvann. Dette er viktig både for naturmangfoldet i seg selv, men også på grunn av det potensielle store tapet av naturgoder for mennesker som fremmede arter kan forårsake. Denne rapporten legger frem forslag til tiltaksplaner for å begrense fremmede skadelige ferskvannsfisk i tre områder. Tiltaksplanene er knyttet til tre målsettinger definert av Miljødirektoratet: 1) Forhindre spredning av ørekyte vest for vannskillet på Hardangervidda, 2) forhindre at gjedde og suter etablerer seg oppstrøms for Hogga sluse i Telemarkskanalen og 3) fjerne all solabbor fra norsk natur og begrense sannsynligheten for reintroduksjon.

Forutsetningen for tiltaksplanene baserer seg på tidligere studier og utredninger for artene i nevnte områder, men et viktig nytt element i denne rapporten er risikovurderinger basert på økologiske analyser i kombinasjon med samfunnsøkonomiske analyser. Denne kombinasjonen muliggjør mer helhetlige vurderinger for valg av tiltaksplan mot fremmede skadelige fiskearter. Vurderingene er basert på en kombinasjon av kvalitativ lokal fiskeøkologisk informasjon, prediksjon fra statistiske modeller som beskriver sannsynlighet for utsetting av en fremmed fisk, mulighet for den fremmede fiskearten å bevege seg i vassdraget (konnektivitet) og økonomiske nyttekostnadsanalyser. Simuleringer som beskriver risiko for introduksjoner 50 år frem i tid basert på konkrete tiltak (f.eks. fiskesperrer og rotenonbehandling), blir sammenlignet med et nullalternativ (ingen nye tiltak) for å vurdere effekten av tiltakene på sikt. For hver av de tre målsettingene konkluderer vi med hvilken av tiltaksplanene som vil gi størst sannsynlighet for god effekt, basert på risikovurderingen. Vi underbygger dette med beregninger, kart og figurer som viser forskjellene mellom tiltaksplanene.

I alle områdene ga nullalternativet (ingen nye tiltak) vesentlig økning i antall vann vi antar vil få introduksjon av de undersøkte ikke stedeegne artene, 50 år frem i tid. Alle tiltaksplanene ga imidlertid redusert risiko for mange av disse vannene, slik at det sannsynliggjør gode langtidseffekter av tiltak som rotenon og fiskesperrer. For å sikre måloppnåelse på sikt er nok likevel det viktigste tiltaket å spre informasjon om de negative effektene av å sette ut fisk, og bedre håndheving av lovverk mot ulovlig utsetting.

Kim Magnus Bærum (kim.barum@nina.no), Stefan Blumentrath, Frode Fossøy, Trygve Hesthagen & Gunnbjørn Bremset, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.

Kristin Magnussen (kristin@menon.no), Ståle Navrud, Nina B. Westberg & Maria E. Rød, Menon Economics, Sørkedalsveien 10B, 0369 Oslo.

Abstract

Bærum, K.M., Blumentrath, S., Fossøy, F., Hesthagen, T., Bremset, G., Magnussen, K., Navrud, S., Wetberg, N.B. & Rød, M.E. 2020. Assessments of mitigation efforts to prevent alien freshwater species in Norway. An ecological and socio-economic risk assessment of mitigation efforts to prevent the spread of four alien species at three specific locations in Norway. NINA Report 1924. Norwegian Institute for Nature Research.

The spread of alien species is one of the major threats to the biodiversity in Norway. Concurrently, freshwater systems have the highest number of threatened species globally, compared to all other ecosystems. It is thus vitally important to mitigate the negative effect and spread of alien freshwater species. This is not only important for the biodiversity, but also due to the potential loss of ecosystem services important for humans, as provided by the biodiversity. This technical paper provides suggestions for mitigation effort plans to counteract the spread of alien freshwater species in Norway. The mitigation efforts are specific for three concrete management goals: 1) Prevent the spread of European minnow at Hardangervidda, 2) Prevent the spread of northern pike and tench in Telemarkskanalen, and 3) remove pumpkinseed from Norway and prevent further spread of the species.

The basis for the mitigation effort plans is previous studies and observations, while the new focus in this paper is a holistic risk assessment for all mitigation plans based on both ecological and socio-economic analyses. The assessment is the joint product of qualitative fish knowledge, quantitative models on introduction risk and spread, as well as economic cost-benefit analyses. Based on the model framework, we simulate risk of introduction and spread, and what that means economically in a 50-year timeframe. We compare the results of the specific risk from the mitigation plan to the results from a zero-alternative (no mitigation) simulation scenario to judge the long-term effect of the mitigation efforts. The results and conclusions are provided and based on text, calculations, figures and maps. For all locations, the zero-alternative gave significantly increased introduction risk for multiple lakes during a 50-year scenario. However, all mitigation plans reduced this risk for many of the lakes, indicating a good effect for most of the mitigation efforts. The most important mitigation measure in the long term is probably to inform on the negative effects of alien fish introductions, as well as enforcing laws against illegal introductions.

Kim Magnus Bærum (kim.barum@nina.no), Stefan Blumentrath, Frode Fossøy, Trygve Hesthagen & Gunnbjørn Bremset, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, Norway.

Kristin Magnussen (kristin@menon.no), Ståle Navrud, Nina B. Westberg & Maria E. Rød, Menon Economics, Sørkedalsveien 10B, 0369 Oslo, Norway.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	7
1. Innledning	8
1.1. Oppbygning av rapporten.....	10
2. Metoder og datagrunnlag	11
2.1. Beregning av spredningsrisiko.....	11
2.2. Samfunnsøkonomiske analyser.....	14
2.2.1. Nyttekostnadsanalyser.....	14
2.2.2. Beregning av tiltakenes kostnader.....	16
2.2.3. Total samfunnsøkonomisk nytte av å bekjempe fremmede fiskeslag.....	19
2.2.4. Metoder for verdsetting av miljøkvalitet og økosystemtjenester.....	20
2.2.5. Verdsettingsestimater til bruk for verdioverføring.....	21
2.2.6. Analyse av nytten (betalingsvilligheten) for tiltak.....	22
3. Målsetning 1: Hindre spredning av ørekyt over vannskillet på Hardangervidda	23
3.1. Kunnskapsgjennomgang.....	23
3.1.1. Arts- og områdebeskrivelse.....	23
3.1.2. Sannsynlighet for at ørekyt blir satt ut.....	24
3.2. Endring av spredningspotensial under klimaendringer.....	24
3.3. Nullalternativ.....	25
3.4. Tiltaksplan 1: Opprettholde dagens buffersone.....	27
3.4.1. Sammendrag.....	27
3.4.2. Konkrete tiltak med vurdering.....	29
3.4.3. Milepælsplan.....	30
3.4.4. Sannsynlighet for at målsetning nås.....	30
3.5. Tiltaksplan 2: Fjerne ørekyt fra et større område og opprette nye fiskesperrer.....	32
3.5.1. Sammendrag.....	32
3.5.2. Konkrete tiltak med vurdering.....	34
3.5.3. Milepælsplan.....	35
3.5.4. Sannsynlighet for at målsetningen nås.....	35
3.6. Kostnader og nytte ved tiltak mot ørekyt på Hardangervidda.....	37
3.6.1. Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av tiltaksplanene.....	37
4. Målsetning 2: Hindre etablering av gjedde og suter i øvre del av Telemarkskanalen	39
4.1. Kunnskapsgjennomgang.....	39
4.1.1. Arts- og områdebeskrivelse.....	39
4.1.2. Sannsynlighet for at gjedde blir satt ut.....	40
4.2. Endring av spredningspotensial under klimaendringer.....	41
4.3. Nullalternativ.....	42
4.4. Tiltaksplan 1: Opprettholde dagens buffersone.....	44
4.4.1. Sammendrag.....	44
4.4.2. Konkrete tiltak med vurdering.....	46
4.4.3. Milepælsplan.....	47
4.4.4. Sannsynlighet for at målsetningen nås.....	47
4.5. Tiltaksplan 2: Øke buffersonen nedstrøms Hogga sluse.....	49
4.5.1. Sammendrag.....	49
4.5.2. Konkrete tiltak med vurdering.....	51

4.5.3. Milepælsplan.....	51
4.5.4. Sannsynlighet for at målsetningen nås	52
4.6. Kostnader og nytte ved gjennomføring av tiltak mot gjedde og suter i Telemarkskanalen	54
4.6.1. Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av tiltaksplanene	55
5. Målsetning 3: Kontrollere rødgjellet solabbor i Norge	56
5.1. Kunnskapsgjennomgang	56
5.1.1. Arts- og områdebeskrivelse	56
5.1.2. Sannsynlighet for at solabbor blir satt ut	56
5.2. Endring av spredningspotensial under klimaendringer	57
5.3. Nullalternativ	57
5.4. Tiltaksplan.....	59
5.4.1. Sammendrag	59
5.4.2. Konkrete tiltak med vurdering	61
5.4.3. Milepælsplan	62
5.4.4. Sannsynlighet for at målsetningen nås	62
5.5. Kostnader og nytte ved tiltaksplan for å bekjempe solabbor	64
5.5.1. Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av tiltaksplanen	64
6. Referanser	65
7. Vedlegg A	69
7.1. Vannspesifikk risiko for spredning av ørekyt, gjedde og solabbor.....	69
7.1.1. Ørekyt.....	69
7.1.2. Gjedde.....	69
7.1.3. Solabbor.....	71
8. Vedlegg B. Verdsettingsstudier som kan være aktuelle for verdioverføring	73
8.1. Kostnadsanslag for enkeltarter, artstyper og sektorer	73
8.2. Norsk pilotundersøkelse om verdien av å unngå miljøulempene ved fremmede ferskvannsfisk	75
8.3. Verdien av rekreasjonsfiske	78
8.4. Verdien av å bevare fiskestammer	79
9. Vedlegg C: Gjennomføring av verdioverføring i åtte trinn	81

Forord

Denne rapporten er utarbeidet på oppdrag for Miljødirektoratet, i et samarbeid mellom Norsk institutt for naturforskning (NINA) og Menon Economics AS (Menon). I rapporten presenteres forslag til tiltaksplaner for å begrense forekomst av fire fiskearter som er fremmede enten nasjonalt (suter og rødgjellet solabbor) eller regionalt (ørekyt og gjedde). I de fiskefaglige vurderingene er det lagt til grunn generell kunnskap om artenes særtrekk og økologiske tilpasninger, og spesifikk kunnskap om kjent utbredelse av de fire fremmede artene i tre utvalgte geografiske områder. I risikoanalysene for introduksjon er det lagt til grunn sannsynlighet for spredning av mennesker (ulovlig utsetting), sett sammen med mulighet for egenspredning i vassdraget (konnektivitet mellom vannforekomster). Sammen gir de faglige kvalitative og kvantitative vurderingene av risiko for spredning en sannsynlighetsvurdering for at målene (definert av Miljødirektoratet) med tiltaksplanene nås. I de samfunnsøkonomiske analysene er det beregnet hvilke kostnader de ulike tiltaksplanene medfører når vi inkluderer både engangskostnader som bygging av sperrer og behandling med rotenon og driftskostnader i form av overvåking og oppfølging. Disse samfunnsøkonomiske kostnadene er sammenlignet med den samfunnsmessige nytten effekten av tiltakene har. Nyttens av tiltakene er beregnet ved verdioverføring fra tidligere studier av fremmede ferskvannsfisk.

Rapporten er utarbeidet av en bredt sammensatt prosjektgruppe med medarbeidere fra NINA og Menon. NINA har hatt hovedansvaret for fiskefaglige vurderinger og risikoanalyser, mens Menon har hatt hovedansvaret for de samfunnsøkonomiske analysene. I risikoanalysene er det benyttet eksisterende datagrunnlag og kartgrunnlag for kjent utbredelse av de fire artene, og vi vil rette en takk til alle som har samlet inn data for dette opp igjennom tidene og delt disse i tilgjengelige databaser. En spesiell takk går til Morten Kraabøl i Multiconsult AS som har bidratt med faglige vurderinger omkring gjeddes spredningsevne innenfor vassdrag, og Roar Sandodden i Veterinærinstituttet som har bidratt med informasjon om muligheter for utryddelsestiltak i de aktuelle vannforekomstene.

Lillehammer og Oslo,
2. desember 2020,

Kim Magnus Bærum (prosjektleder i NINA)

Kristin Magnussen (prosjektleder i MENON)

1. Innledning

I de fleste delene av verden er økosystemer i ferskvann sterkt påvirket av menneskelig aktivitet. Dette har ført til store konsekvenser for det biologiske naturmangfoldet, og antall truede arter er høyere i ferskvann enn alle andre typer økosystemer (Strayer & Dudgeon 2010). Dette er dramatisk siden naturmangfoldet i ferskvann gir mange naturgoder som også er vesentlige for mennesker (Dudgeon mfl. 2006). Dette kan være naturgoder som mat, vannfiltrering og rekreasjon. Det er derfor særs betydningsfullt å innføre tiltak i ferskvann som både vil redusere de negative påvirkningene på naturmangfoldet, og i tillegg gjøre økosystemene mindre sårbare for ytre påvirkninger. Situasjonen for naturmangfoldet i Norge er på mange områder mer positiv enn i det generelle verdensbildet, men «Meld. St. 14 (2015–2016) Natur for livet — Norsk handlingsplan for naturmangfold» peker på en rekke utfordringer også her i landet.

En av de store negative påvirkningsfaktorene på naturmangfoldet i ferskvann er skadelige fremmede organismer, og det er også forventet at denne negative effekten kan intensiveres av klimaendringene (Hein mfl. 2012, Hein mfl. 2014). Flere ferskvannssystemer i Norge er med på å definere den nordligste artsutbredelsen for mange av de stedege fiskeartene vi har. Denne utbredelsen er ofte styrt av hvor kalde og skrinne forhold artene kan trives under. Med andre ord så er flere fiskearter i Norge tilpasset ganske ekstreme forhold, noe som igjen gjør at de er mindre tilpasset andre forhold. Et eksempel på en slik art er røye, som er i stand til å effektivt utnytte energiresurser selv under veldig kalde vanntemperaturer, der andre arter som for eksempel gjedde må leve på sparebluss. Om gjedde settes ulovlig ut i et kaldt og stort vann med røye, vil de negative konsekvensene for røyebestanden ikke synes umiddelbart, og man kan feilaktig anta at gjedda ikke har klart å etablere seg som en populasjon. Blir det derimot varmere i de samme systemene, endres vilkårene, og gjedda vil komme nærmere sin optimaltemperatur for ressursomsetting, og vil være i stand til å begynne å spise mye røye. I fravær av naturlige fiender kan det bli en kraftig bestandsvekst hos gjedde som på lengre sikt medfører tap av den stedege røyebestanden.

Eksempelet over er ment for å illustrere hvorfor spredning av fremmede arter, både mellom landegrensene (nasjonalt) og også mellom vannforekomster (regionalt) kan ha veldig store negative konsekvenser i Norge. Fremmede arter kommer ofte inn i et system hvor de har få eller ingen naturlige predatorer, og opplever derfor lite naturlig bestandsregulering fra dette. I tillegg så vil endrede forhold gjøre så fremmede arter som er tilpasset mer generelle miljøforhold (god i mye), være flinkere til å utnytte ressurser til sin fordel, sammenlignet med arter som er tilpasset veldig spesielle forhold (best på en ting). Det er imidlertid verdt å merke seg at det ikke bare er klimaendringer, med global oppvarming, som potensielt vil gi et konkurransefortrinn for en fremmed art, men summen av alle menneskelige påvirkninger av det naturlige miljøet. Dette kan blant annet også innebære endret avrenning av næring til vannforekomsten, fra endret bruk av omkringliggende områder. Dette vil kunne øke primærproduksjonen i vannet, som kan favorisere arter som beiter på vegetasjonen, eller gjøre vannet brunere (økt avrenning av oppløst organisk karbon). Det er altså summen av alle disse endringene som avgjør om en fremmed fisk vil ha stor eller liten negativ påvirkning på stedege arter. Følgelig er det vanskelig å gi konkrete prediksjoner på denne effekten for spesifikke vannforekomster, siden modellrammeverket som inkluderer alle påvirkninger og effekter ikke eksisterer enda. Likevel så vil generelle antagelser om negative effekter, som det som er nevnt over, kunne gi en rettesnor for hvor og når man bør sette inn tiltak mot fremmed fisk.

Om en fremmed fiskeart først har kommet inn og etablert seg i en vannforekomst, så vil god konektivitet gjøre så den fremmede arten raskt sprer seg og forårsaker problemer på stor rommelig skala. Bekjempelse av fremmede arter som allerede er etablert i en region kan i mange situasjoner være både svært tidkrevende og vanskelig. Ofte må omfattende tiltak til, og sannsynlighet for å lykkes i å fjerne fremmede arter fra et område er veldig avhengig av størrelsen på utbredelsesområdet, samt hvor mange lokale bestander som har fått fotfeste. Ett av de viktigste verktøyene som finnes for bekjempelse av fremmede arter er derfor tidlig oppdagelse av

nyetableringer, slik at tiltak kan iverksettes før videre spredning har funnet sted. Det er derfor viktig med god overvåking og tidlig bekjempelse av fremmede arter (Mack mfl. 2000).

Med bakgrunn i alle negative konsekvenser må Norge følge opp internasjonale mål og forpliktelser knyttet til fremmede arter som skader miljøet. FN-konvensjonen om biologisk mangfold (CBD) forplikter Norge til - så langt det er mulig og hensiktsmessig - å hindre innføring av, kontrollere eller utrydde fremmede arter som truer økosystemer, leveområder eller andre arter. I nasjonal bekjempelse av fremmede arter er det lagt til grunn en tretrinns tilnærming som innebærer at (1) forebygging er den foretrukne måten å forhindre uheldige følger av fremmede organismer, (2) utrydding kan i visse tilfeller være et aktuelt tiltak, og (3) begrensning av spredning og skade vil ofte være nødvendig for arter som ikke kan utryddes. For å håndtere bekjempelsen av fremmede arter i Norge lanserte Regjeringa en tiltaksplan, som ble vedtatt høsten 2020, for bekjempelse av skadelige fremmede organismer (Anonym 2020a). Tiltaksplanen, hvor oppfølging ledes av Miljødirektoratet, har som mål å redusere den negative påvirkningen fra fremmede organismer over en fem-års periode fra 2020. I planen er det slått fast seks overordnede føringer for en vellykket gjennomføring av planens tiltak:

- Det er et behov for en styrking av innsatsen mot fremmede skadelige organismer og en tydeligere prioritering av hvor innsatsen skal settes inn
- Helhetlige analyser må ligge til grunn for valg av tiltak mot fremmede skadelige organismer
- Tidlig innsats må gis høyere prioritet
- Stimulerende og løsningsorienterte tiltak må i større grad benyttes
- Sektoransvaret må konkretiseres og tydeliggjøres for alle aktører
- Samarbeidet om tiltak mot fremmede skadelige organismer må styrkes og videreutvikles

Samtidig er «Iverksette tiltak mot etablerte fremmede skadelige arter gjennom konkrete handlingsplaner for aktuelle problemarter» og «Informasjon om risiko ved spredning av fremmede arter» ansett som viktige tiltak i den overordnede strategien. Følgelig så legger vi disse overordnede føringene og tiltakene til grunn for utredningene som er gjort i denne NINA-rapporten, på oppdrag for Miljødirektoratet.

I denne rapporten vil vi presentere forskjellige konkrete tiltaksplaner for aktuelle problem-fiskearter i ferskvann i Norge. Disse tiltaksplanene vil fokusere på risikovurderinger for spredning 50 år frem i tid, og endring i denne, som tydeliggjør prioritering av tiltaksplanene. Risikovurderingene er basert på statistiske modeller som lærer av spredningsmønsteret av fremmed fisk bakover i tid, faglige vurderinger og sett i sammenheng med konektivitet mellom vannforekomster. I tillegg så inkluderer vi samfunnsøkonomiske nyttekostnadsanalyser (NKA) for å gi en mer helhetlig analyse av risikoen ved spredning og tiltak. En nyttekostnadsanalyse skal i prinsippet inkludere alle verdier som skapes, samt alle kostnader som påløper i prosjektets levetid for hele samfunnet. Det er altså virkninger for hele samfunnet som skal kartlegges og vurderes, ikke virkninger kun for én bedrift eller én gruppe personer eller ett budsjett. De konkrete målsetningene for tiltaksplanene i denne rapporten er definert av Miljødirektoratet med bakgrunn i eksisterende kunnskap om problemarter og områder:

- Forhindre spredning av ørekyt vest for vannskillet på Hardangervidda.
- Forhindre at gjedde og suter etablerer seg oppstrøms Hogga sluse i Telemarkskanalen.
- Fjerne all solabbor fra norsk natur og begrense sannsynligheten for reintroduksjon.

For hver av disse målsetningene presenterer vi også vurderinger og beregninger for et nullalternativ, altså ingen nye tiltak, for å tydeliggjøre forventet effekt av foreslåtte tiltak. Der det er kunnskapsgrunnlag for det, har vi også gjort vurderinger om hvordan risikoen for spredning vil kunne endre seg ved forventede klimaendringer. For de to første målsetningene har det gjennom andre

prosjekter blitt gjort flere utredninger, samt utarbeidet forslag til tiltaksplaner. For eksempel så er det allerede utarbeidet tiltak mot fremmede fiskearter i Telemarkskanalen av en nasjonal ekspertgruppe for fiskesperrer (Anonym, 2020b). Og det er utredet og utført tiltak mot spredning av ørekyt på Hardangervidda (Bardal, 2013). Veterinærinstituttet har også utarbeidet plan og kostnadsoverslag for konkrete scenarier av bekjempelse gjennom rotenonbehandling (notat til Miljødirektoratet, 25.05.2020¹). I denne rapporten vil vi naturlig nok benytte den informasjon og kunnskap som eksisterer for å nå de forskjellige målsetningene, samt forholde oss til eksisterende kostnadsoverslag og scenarioer for rotenonbehandling, utarbeidet av Veterinærinstituttet når vi utfører risikoanalyse og samfunnsøkonomiske beregninger.

1.1. Oppbygning av rapporten

Videre i denne rapporten vil vi først gå gjennom hvilke generelle metoder som ligger til grunn for utregning av risiko for spredning, samfunnsøkonomiske analyser og sannsynlighet for måloppnåelse for de forskjellige tiltaksplanene. Vi går også gjennom forutsetningene for de enkelte samfunnsøkonomiske analyse, slik at man får en god forutsetning for å forstå hva som ligger bak konklusjonene for hver tiltaksplan. Siden det ligger omfattende analyser til grunn for vurderingene som er gjort, så er også metode-delen omfattende. En stor del av den detaljerte metodebeskrivelsen ligger derfor i vedlegg. Selv om det anbefales å sette seg inn i hele metodedelen, burde det likevel være mulig å gå rett til de konkrete målsetninger (kapitlene 3-5) med tiltaksplaner, og få essensen av resultatene uten å ha all nødvendig detaljkunnskap som er gjengitt i metodene. Etter de generelle metodebeskrivelsene kommer de forskjellige målsetningene (kapittel) med konkrete tiltaksplaner og nullalternativ (spesifikke underkapitler). Nullalternativet under hver målsetning er spesielt viktig siden dette fungerer som referansealternativ for de etterfølgende tiltaksplanene. Nullalternativene er ikke *status quo*, men en sannsynlig økning av de aktuelle fremmede artene i alle de tre tiltaksområdene. Effekten og vurderingen av tiltaksplanene vil være basert på forventet endring av risiko for introduksjon og spredning mellom nullalternativet og tiltaksalternativet. Følgelig vil nullalternativet være det samme for de forskjellige tiltaksplanene innenfor hver målsetning (målsetningsspesifikke).

¹ Veterinærinstituttet har også bidratt med oppfølgende informasjon underveis i prosjektet.

2. Metoder og datagrunnlag

2.1. Beregning av spredningsrisiko

Introduksjon og spredning av fremmede ferskvannsfisk i Norge, skjer enten ved at arten settes ut av mennesker i en eller flere innsjøer, eller ved at den fremmede arten sprer seg ved hjelp av egen maskin inn i nye vannforekomster. Begge disse alternativene er langt fra tilfeldige prosesser, men følger noen utslagsgivende trender og regler. For eksempel vil sannsynlighet for egen-spredning av en fremmed fisk fra en innsjø til en annen være sterkt avhengig av konnektiviteten mellom vannforekomstene, samt svømmeevnen til fisken. Introduksjonstilfeller forårsaket av mennesker kan virke litt mer tilfeldig, men følger også ofte klare trender som kan forklares ved hjelp av forskjellige variabler som for eksempel beskriver befolkningstetthet i område, nærhet til veier eller antall populasjoner med fokus-arten i nærheten. Disse sammenhengene danner grunnlag for en sannsynlighetsvurdering, basert på statistiske modeller, av introduksjoner i vann, eller mulige reintroduksjon i vann som for eksempel har blitt rotenonbehandlet. I denne rapporten bruker vi både denne typen statistiske modeller, som fanger opp generelle trender for et stort område, og mer kvalitative lokale vurderinger for å gi en risiko for videre introduksjon.

For å forstå hva som utgjør risiko for spredning av fremmed ferskvannsfisk i Norge kan vi dele spredningsprosessen opp i flere delementer som vi kan beregne hver for seg. Det er fire viktige delementer som til sammen utgjør risikoen for spredning:

- 1) Sannsynligheten for at mennesker bidrar til introduksjon/spredning
- 2) Potensialet for fiskens egenspredning
- 3) Potensialet for fiskens etablering i en ny vannforekomst
- 4) Effekter av fisken på økosystemet i den nye vannforekomsten

Disse delementene er igjen påvirket av menneskerelaterte variabler (hvem setter ut fisk, og hvorfor), geografiske variabler (for eksempel forbindelsen mellom vannforekomster, avstand mellom vannforekomster og avstand fra infrastruktur) og biologiske variabler (økosystem, klimabetingelser). Av disse er menneskerelaterte variabler ofte vanskelig tilgjengelig uten mer spesifikk datainnsamling og flere studier med dette i fokus, men noen generelle linjer finnes allikevel basert på nasjonale trender. Geografiske rammebetingelser er lettere tilgjengelig, og kan hentes ut fra digitale databaser for kartdata, men krever ofte en del bearbeiding før bruk. En del biologiske data er tilgjengelig i forskjellige databaser, men også her er bearbeiding og riktig forkunnskap vesentlig før disse kan brukes. Siden utsetting og spredning av fisk følger visse trender basert på alle disse variablene, vil tilstrekkelig informasjon fra variablene kunne legge grunnlag for statistiske modeller som forteller i hvilke sammenhenger det er størst sannsynlighet for spredning og utsetting av fisk (Leathwick mfl. 2016, García-Díaz mfl. 2018). Disse modellene gir oss mulighet til å beregne spesifikk risiko for enkeltarter og vannforekomster, basert på større generelle trender i eksisterende datagrunnlag. Usikkerheten rundt den predikerte risikoen per vannforekomst vil imidlertid være avhengig av hvor tydelige signaler det er på større skala, hva slags informasjon som er tilgjengelig for området, og hvor representative enkeltforekomstene er. Endringer i denne risikoen kan brukes for å vurdere effekten av konkrete tiltak for å bekjempe fremmede fiskearter.

Datasettene som ligger til grunn for sannsynlighetsvurderingene består av prøvetakninger fra mer enn 23 000 vannforekomster fra 1967 og frem til 2017 (50 år). Dette innebærer en sammenlåing av garnfiskedata fra lokale fiskere, standardisert prøvefiske og overvåkingsdata i Norge, med nordligste avgrensing i tidligere Nord-Trøndelag. For hvert av disse vannforekomstene ble det trukket ut åtte forskjellige variabler, ved hjelp av GIS-analyser, som generelt beskriver menneskelige påvirkningsfaktorer og andre miljøforhold. Konkret så innebar dette mål på: 1) Distansen til nærmeste vei, 2) distanse til nærmeste fiskepopulasjon av arten i fokus, 3) antall fiskepopulasjoner (av art i fokus) i nærheten, 4) areal til vannforekomstene, 5) form på innsjø, 6) høyde over havet, 7) gjennomsnittlig sommertemperatur og 8) befolkningstetthet innenfor en radius på 5 km. Data på vannforekomster er hentet fra N50 kartdata, temperatur data er hentet

fra EuroLST datasettet (Metz et al. 2014) og befolkningstetthet fra SSB sin befolkningsstatistikk i rutenett. Konnektivitet, dvs. stigning i grader mellom innsjøene i de berørte nedbørsfeltene er beregnet med et Python skript utviklet i INVAFISH prosjektet (https://gitlab.com/inva-fish/lake_connectivity). Beregningene er utført basert på digital terreng modell med 10m oppløsning (DTM 10). Pga mismatch mellom terrengmodell og elvenett ble et terrengavledet elvenett lagt i bunn i analysene. GIS analyse er gjennomført med GRASS GIS 7.8 (GRASS GIS Development Team 2020) og PostGIS 3.0 (<http://postgis.net/>).

For å beregne den overordnede sannsynlighet for introduksjon, eller reintroduksjon i et gitt vann, så brukte vi en «boosted regression trees» (BRT)-modell (Elith mfl. 2008). Dette er en type maskinlærings-modell som forsøker å finne trender i data, og i tillegg lære av disse trendene. Vi valgte denne typen modell siden den har noen fordeler hva gjelder presisjon for prediksjoner, samt at den er ganske fleksibel hva gjelder ikke-lineære responser og uteliggere, som kan forventes i et slikt datasett. Sammenlignet med andre maskin lærings algoritmer, slik som «random forests» er «boosted regression trees» spesielt egnet for ubalanserte data – dvs. data med en svært skjev fordeling i antall data-rader per klasse slik vi har med introduksjonsdata for fremmede fisk. De artsspesifikke modellene ble satt opp ved hjelp av dismo-biblioteket (Hijmans mfl. 2017) i den statistiske programvaren R (R Core Team 2019). I prosessen for å optimalisere modellene, altså prøve å få den til å beskrive data så riktig som mulig, brukte vi en kryssvaliderings-prosess, der hvor separate modeller med økende kompleksitet tilknyttet til 10 forskjellige deler av det fulle tilgjengelige datasettet. Hver del bestod av 75% av det fulle datasettet. Med bakgrunn i denne prosessen fikk vi optimalisert innstillingene for modellen. Dette er en prosess som i prinsippet øker presisjonen på prediksjonene som kommer ut av modellen, ved å tilpasse modellen til informasjonen som finnes i datasettet på best mulig måte. Vi brukte et mål på forskjellen mellom predikert introduksjon og faktiske observerte introduksjoner (predictive deviance) i datasettet, samt «area under curve» (AUC)-statistikk (Hanley & McNeil 1982) for å finne de mest optimale modell-spesifikasjonene.

Basert på parameterestimaterne fra de arts- og områdespesifikke BRT-modellene, og 500 simuleringer av de spesifikke tiltaksplanene, predikerte vi risiko for introduksjon eller reintroduksjon i de forskjellige vannene innenfor fokusområdene/nedbørsfeltet som området er en del av. For eksempel, om en tiltaksplan inneholder et element der ett eller flere vann med gjedde skal rotonbehandles, så fjernes også gjedde i disse vannene i simuleringene. Hver simuleringsrunde gir så et scenario som indikerer om de forskjellige vannene i fokusområdet vil få en utsetting av målarten i løpet av et bestemt tidsintervall. Videre lar vi målarten spre seg fra vannene som har fått en menneskelig introduksjon der hvor konnektiviteten mellom vann tillater dette. Antagelsen for denne egenspredningen er at fisken alltid har en mulighet for å komme seg nedover i et vassdrag, og sannsynlighet for spredning oppover i et vassdrag er beregnet basert på tilgjengelig informasjon og antagelser om svømmekapasitet for arten, og helningsgrad i distinkte intervaller på den aktuelle elvestrekningen. Oppløsningen på denne informasjonen er basert på tilgjengelig kartdata, og vil derfor variere noe fra sted til sted. Altså vil en introduksjon av for eksempel gjedde øverst i et vassdrag tilsi at det også kommer gjedde i alle nedenforliggende vann i simuleringen, der det er fysisk sammenheng mellom disse vannene. En introduksjon langt ned i et vassdrag trenger derimot ikke å resultere i at arten sprer seg oppover, men vil være avhengig av hvilken helningsgrad fisken har mulighet til å forsere. Ved å repetere disse simuleringene 500 ganger for både null-scenarioene og tiltaks-scenarioene, får vi så beregnet en risiko for introduksjon i de forskjellige vannene, gitt både på menneskelig introduksjon og egenspredning, basert på antall ganger et vann har fått arten i løpet av alle simuleringsrundene. Forskjellen i risiko for introduksjon mellom null-scenario og de forskjellige tiltaks-scenarioene i alle vann i fokusområdet blir så grunnlaget for å vurdere effekten av de konkrete tiltak.

I alle simuleringene har vi valgt å predikere introduksjonsrisiko for 50 år frem i tid, basert på det modellene har lært av de introduksjonene som har funnet sted de siste 50 årene. Vi antar da at prosessene som påvirker sannsynligheten for at en fisk settes ut ikke endrer seg innenfor det tidsintervallet vi har fokusert på. Med andre ord så endrer vi ikke parametersettingen i modellen, og beregner derfor ikke eventuell effekt av for eksempel informasjonstiltak i området som har til hensikt å redusere sannsynligheten for introduksjon. Dette er begrunnet i at vi har lite eller ingen

empiri som kan bygge opp under disse antagelsene. Men selv om parameteriseringen av risiko for introduksjon er konstant, så vil forskjellige andre tiltak, som rotenonbehandling, allikevel kunne endre sannsynligheten for menneskelig introduksjon siden man da også vil endre verdien av variabler som er med på å styre denne sannsynligheten. For eksempel vil en simulert rotenonbehandling endre avstand til nærmeste populasjon av arten, og antall populasjoner i nærheten, som er to variabler som ofte er ganske utslagsgivende hva gjelder risiko for utsetting.

For beregning av spredningsrisiko for ørekyt og gjedde så ble modellene parameterisert med bakgrunn i spesifikke observasjoner som har funnet sted i hele Norge. Med andre ord, så er den beregnede risikoen her basert på generelle mønstre vi ser for spredning av de to artene, og så antar vi at de generelle mønstrene også er beskrivende i de konkrete områdene som er under fokus i dette arbeidet. For solabor, hvor vi bare har informasjon om spredning fra noen få lokaliteter i Asker, så ga det ikke mening å sette opp en modell som prøver å fange opp noen generelle trender for hele Norge. Vi har her derfor beregnet risiko for spredning basert på antall utsetninger som har skjedd i Asker, sett opp imot antall innsjøer i Asker hvor solabor ikke er registrert.

I effektkartene til de forskjellige tiltakssenarioene så har vi gjort et utvalg, der vi kun har vist endring i effekt i vann som i utgangspunktet har mer enn 10 % risiko for spredning i nullalternativene. Altså de vannene vi anslår har en relativt stor sannsynlighet for introduksjon, og hvordan denne eventuelt vil bli endret av tiltaksplanen. I tillegg så har vi sett bort ifra endringer som falt innenfor hva som kan forventes av tilfeldig variasjon av risiko (ca. 6 % endring). Farge-anvisningene i kartene for nullalternativene viser risiko for introduksjon, 50 år frem i tid, for fremmede artene. Kartene for tiltaksplanene viser prosentvis endring i forhold til dette nullsenarioet, altså effekten av tiltakene i forhold til nullsenarioet. I tillegg så har vi inkludert figurer for hver tiltaksplan som viser antall vann dette gjelder totalt, og også figurer på faktisk risiko for introduksjon i tiltaksplan og nullsenario. Tabeller i vedlegg A viser vannspesifikk risiko for introduksjon, for nullalternativer og tiltaksplaner i alle områdene.

2.2. Samfunnsøkonomiske analyser

2.2.1. Nyttekostnadsanalyser

Det er gjennomført en samfunnsøkonomisk nyttekostnadsanalyse (NKA) av hver av de ulike tiltaksplanene med utgangspunkt i anerkjent metodikk for gjennomføring av NKA, som beskrevet blant annet i Finansdepartementets rundskriv (Finansdepartementet 2014) og veileder i samfunnsøkonomiske analyser fra Direktoratet for økonomistyring (DFØ 2018). En NKA skal i prinsippet inkludere *alle verdier* som skapes og *alle kostnader* som påløper i prosjektets levetid for *hele samfunnet*. Det er altså virkninger for hele samfunnet som skal kartlegges og vurderes, ikke virkninger kun for én bedrift eller én gruppe personer eller ett budsjett.

En NKA kan dermed defineres som en analyse som:

- i. Identifiserer alle nytte (fordeler/inntekts)- og kostnadsvirkninger av et prosjekt i hele dets levetid fra samfunnets synsvinkel.
- ii. Veier alle nytte (fordeler)- og kostnadsvirkninger (ulempes) sammen ved hjelp av vurdering og verdsetting av virkningene i kroner så langt det er mulig/hensiktsmessig.
- iii. I tillegg beskrives de virkningene som ikke lar seg verdsette i kroner, og inkluderes i vurderingen av om prosjektet er samfunnsøkonomisk lønnsomt eller ikke.
- iv. Vurderer og beskriver/beregner usikkerhet og gjør rede for fordelingsvirkninger

I tekstboks 1 er trinnene i NKA presentert.

Tekstboks 1: Trinnene i en nyttekostnadsanalyse

1) Beskrive problemet og formulere mål

- Gjør rede for bakgrunn og begrunnelse for at analysen utføres.
- Beskrive nullalternativet (også kalt referansealternativet), dvs. situasjonen i dag og videre utvikling som kan forventes uten tiltaket. Alle alternative tiltak skal vurderes i forhold til referansealternativet.

2) Identifisere og beskrives relevante tiltak

- Beskrive tiltaket/prosjektet
- Foreta avgrensinger mot tilgrensende prosjekter, videreutvikling av prosjektet, osv.

3) Identifisere virkninger – kartlegge alle nytte- og kostnadsvirkninger

- Identifisere og beskrive alle fordeler og ulemper (nytte og kostnader) ved prosjektet.
- Spesifisere hvilke grupper som berøres av virkningene og i hvilket omfang de blir berørt. Med grupper kan menes staten/det offentlige, en bestemt næring, innbyggere, osv.

4) Tallfeste og verdsette virkninger

- Tallfeste fordeler (nytte) og ulemper (kostnader) så langt det er mulig ved bruk av en passende måleenhet. Det er også viktig å anslå hvor mange personer (i ulike grupper) som berøres, og gjerne også romlig hvor virkningene inntreffer.
- Verdsette virkninger i kroner der dette er mulig og meningsfullt. Verdien av de ressursene som anvendes i tiltaket settes lik verdien av ressursene i beste alternative anvendelse. I en samfunnsøkonomisk analyse benyttes kalkulasjonspriser for å verdsette fordelene og ulempene. I praksis innebærer dette ofte at man (eventuelt med enkle justeringer) kan benytte observerte markedspriser. Det er imidlertid utviklet en rekke teknikker for også å fastsette kroneverdier på virkninger som ikke uten videre kan verdsettes med utgangspunkt i markedspriser. Her vil egne vurderinger av egnethet av metodene måtte vurderes opp mot de aktuelle nyttekomponentene som skal vurderes. Virkninger i form av bedre miljø kan ofte være vanskelig å verdsette i kroner.
- Inkludere de virkningene som ikke meningsfylt kan verdsettes i kroner ved å benytte metoder for vurdering av ikke-prissatte virkninger, for eksempel metoden kalt pluss-minus-metoden i DFØ (2018).
- For at analysen skal kunne etterprøves, er det viktig å gjøre rede for datakilder, forutsetninger og metoder som er benyttet.

5) Vurdere samfunnsøkonomisk lønnsomhet

- Beregne nåverdien av samlet nytte og kostnad (samlede fordeler og ulemper) – fra oppstarttidspunkt til analyseperiodens slutt. Anslagene for fremtidige virkninger neddiskonteres med en diskonteringsrente, som er samfunnets avkastningskrav til prosjekter (og som i Norge også gjenspeiler hvor følsomt/risiko-utsatt prosjektet er for konjunktursvingninger). Diskonteringsrenten er fastsatt i rundskriv R109/2014 fra Finansdepartementet (2014).
- Dersom alle relevante nytte- og kostnadselementer er verdsatt og netto nåverdi er positiv, er tiltaket samfunnsøkonomisk lønnsomt.
- Gi en grundig beskrivelse av de virkningene som det er vanskelig, ikke faglig forsvarlig eller ønskelig å verdsette i kroner, eksempelvis ved bruk av metoden for ikke-prissatte virkninger, inkludert tidsforløp for disse effektene.
- Sammenstille prissatte og ikke-prissatte virkninger i den endelige nyttekostnadsanalysen. Dette kan for eksempel gjøres ved bruk av en form for break-even-analyse, som beskrevet for praktisk bruk, blant annet i Vegdirektoratet (2018).

6) Gjennomføre usikkerhetsanalyse

- Gjennomføre en usikkerhetsanalyse for å finne ut hvor robust lønnsomheten av prosjektet er for endringer i forutsetninger og virkninger.
- Identifisere og kvantifisere usikkerhetsmomentene. Disse kan være av økonomisk, teknisk eller politisk karakter og være knyttet til både nytte- og kostnadselementer. Ved hjelp av usikkerhetsanalyser kan man studere i hvilken grad lønnsomheten varierer med endringer i nøkkelvariabler.

7) Beskrive fordelingsvirkninger

- Beskrive virkningene av prosjektet for hver av de berørte gruppene (som staten/det offentlige, næringer, innbyggere, osv.). I mange tilfeller vil ulike grupper kunne rammes ulikt av fordeler og ulemper.

8) Gi en samlet vurdering og anbefale tiltak

2.2.2. Beregning av tiltakenes kostnader

Samfunnsøkonomiske kostnader for tiltakene er beregnet for hvert element som inngår i de ulike tiltaksplanene for hele analyseperioden. Tiltakene er beskrevet i kapitlene for de respektive tiltaksområdene. For å kunne beregne kostnadene er tiltakene nærmere spesifisert i samråd med medarbeidere som arbeider med disse problemstillingen i NINA og Veterinærinstituttet.

For å kunne beregne kostnader for tiltakene er det lagt til grunn en rekke felles forutsetninger. For å regne sammen kostnader som påløper på ulike tidspunkt, ble nåverdien av tiltaket beregnet i samsvar med Direktoratet for forvaltning og økonomistyring (DFØ) sin generelle veileder i samfunnsøkonomiske analyser (Anonym 2018). I dette prosjektet ønsket man å se på perioden fram til 2070. Det er derfor benyttet en analyseperiode fra i dag (startår 2020) til år 2070. For å sammenligne kostnader som oppstår på ulike tidspunkt, ble en diskonteringsrente benyttet. Dette er en realrente som settes til fire prosent for de første 40 årene og deretter tre prosent i resten av analyseperioden, i tråd med Anonym (2014) og Anonym (2018). Kostnadene ble angitt i faste 2020-kroner.

Sentrale, generelle forutsetninger som er benyttet er listet opp nedenfor:

- Tiltakene iverksettes i 2021.
- Alle priser er i faste 2020-kroner
- Timekostnader: Veterinærinstituttet har anslått timekostnad for kartlegging og behandling. Timekostnadene er innbakt i totalanslag for overvåking² og oppføring av sperre.
- Nullalternativet (referansealternativet) er at det ikke gjennomføres nye tiltak for bekjempelse av de fremmede artene, men at eventuelle igangværende tiltak videreføres på dagens nivå.
- Nåverdi (NV) av kostnadene (K) er beregnet som $NV(K) = \sum K_t / (1+r)^t$ (fra t=1 til t=50).
- Diskonteringsrente (r): Fire prosent per år (realrente, dvs. korrigert for inflasjon), som anbefalt i Anonym (2018) for de første 40 år av et prosjekts levetid, deretter tre prosent de neste ti årene.

Tiltakskostnadene ble summert opp til kostnader for tiltaksplaner der det var mulig. I Tabell 2.1. har vi oppsummert hvilke typer kostnader som er aktuelle for de fem tiltaksplaner.

Rotenonbehandlingen inngår i fire av fem tiltaksplaner. Forut for behandlingen er det behov for å kartlegge fysiske parametere som har betydning for behandlingen.³ I tiltaksplan 2 på Hardangervidda er det også aktuelt å sette opp fysiske sperrer, samme år som rotenonbehandlingen. For samtlige tiltaksplaner er det medregnet kostnader til overvåking i etterkant av fullført tiltak. Overvåkingen antas å gjennomføres årlig de to første årene etter gjennomført tiltak, deretter hvert femte år ut analyseperioden.

Tiltaksplanene omfatter kun én rotenonbehandling, første året. Dersom fremmede arter kommer til i løpet av analyseperioden vil kunne medføre behov for en ny rotenonbehandling. Dette må vurderes som del av en eventuell ny tiltaksplan. Sperrere forventes å virke i hele analyseperioden.

² Timekostnaden i årene etter første tiltaksår skal realprisjusteres i henhold til DFØs veileder med en økning på 0,8 prosent per år. Ettersom vi ikke kjenner timekostnaden som inngår i overvåkingskostnaden, har vi ikke mulighet til å realprisjustere timekostnaden. Kostnaden for overvåking er dermed noe undervurdert. Øvrige timekostnader er kun aktuelle i første tiltaksår og behøver således ingen realprisjustering.

³ Kartleggingsaktivitetene omfatter å måle opp vannarealet som skal behandles, lage et dybdekart som gjør det mulig å beregne vannvolumet for ulike dybdelag, kartlegge alle vannveier til det aktuelle vannet som skal behandles så langt opp som målarten teoretisk kan vandre, samt områder nedstrøms som kan tenkes å bli påvirket.

Det er ikke medregnet kostnader til kartlegging av biologisk mangfold/miljøundersøkelser. Telemarkskanalen ble kartlagt sommeren 2020. Kartleggingskostnaden inngår dermed ikke i tiltaksplan 1 og 2.

Tabell 2.1 Oversikt over typer kostnader som inngår i tiltaksplanene

Tiltaksplaner	Kartlegging	Rotenon-behandling	Oppsetting av sperrer	Overvåking
Hindre spredning av ørekyt over vannskillet på Hardangervidda				
Tiltaksplan 1: Opprettholde dagens ordning	X			X
Tiltaksplan 2: Fjerne ørekyt fra et større område og opprette nye fiskesperrer	X	X	X	X
Hindre etablering av gjedde og suter i øvre del av Telemarkskanalen*				
Tiltaksplan 1: Opprettholde dagens ordning		X		X
Tiltaksplan 2: Øke buffersonen nedstrøms Hogga sluse		X		X
Kontrollere rødgellet solabbor i Norge				
Tiltaksplan 1: Totalutryddelse i landet	X	X		X

* Telemarkskanalen ble kartlagt sommeren 2020. Kartleggingskostnaden inngår dermed ikke i kostnaden for tiltaksplan 1 og 2.

Veterinærinstituttet har anslått behov for rotenon som ligger til grunn for beregnede kostnader til rotenonbehandling, inkludert kartleggingskostnader i forkant. Kartleggingskostnader omfatter transport og kost og losji til de som skal gjennomføre kartleggingen, samt lønnskostnader til ansatte som bruker tid i feltet. I tillegg er det medregnet noe administrasjons- og driftskostnader knyttet til kartleggingen. Driftskostnadene omfatter innkjøp av diverse utstyr og supplering av ulikt forbruksmaterieell som er nødvendig i kartleggingsarbeidet. Ved selve rotenonbehandlingen er det er også kostnader knyttet til transport, kost og losji og feltarbeid for egne ansatte og/eller innleide ressurser, samt administrasjon og drift. I tillegg er det medregnet kostnader tilknyttet innkjøp av kjemikalier, samt kostnader til plukking av død fisk etter behandling. NINA har anslått kostnader knyttet til overvåking av områdene etter selve behandlingen. Overvåkingskostnadene inkluderer både rapportering og feltarbeid.

Tiltaksplan 2 på Hardangervidda skiller seg fra de øvrige ved at den også omfatter oppsetting av fysiske sperrer. Det foreligger ikke egne kostnadsanslag for oppsetting av sperre i tiltaksområdet. Vi har derfor tatt utgangspunkt i kostnad for oppsetting av samme type sperre (ørekytsperre) i et annet område på Hardangervidda (Anonym 2015). Størsteparten av kostnaden ligger i å kjøre maskiner osv. til og fra området, samt sette opp selve sperren. Ettersom begge områdene av Hardangervidda kjennetegnes ved at de er relativt flate og lett tilgjengelige, legger vi til grunn at samme kostnad vil være aktuell for området som vurderes her. Statens naturoppsyn (SNO) anslo et budsjett på 550 000 kroner eks. mva. for oppsetting av ørekytsperrer i 2015 (Anonym 2015). Prisjustert til 2020-kroner gir det en samlet kostnad på rundt 610 000 kroner.

Tiltakskostnadene inkluderer ikke kostnader for utsetting av fisk i etterkant av fullført tiltak. Dette vurderes ikke å være en del av tiltaket, og er heller ikke vanlig etter rotenonbehandling.

Error! Reference source not found. presenterer anslått total kostnad (som nåverdi) for hver tiltaksplan og fordelingen på de ulike typene kostnader. Tiltaksplankostnaden varierer mellom 0,5 til 4,9 millioner kroner i nåverdi. Deler av variasjonen skyldes at enkelte av tiltaksplanene ikke inkluderer kostnader til kartlegging. Kun en tiltaksplan omfatter oppsetting av sperrer. Dette er også den tiltaksplanen med høyest anslått kostnad. Kostnadsforskjellene skyldes også ulikt behov for rotenon, avhengig av hvor mange vann som skal behandles, og volumet til disse. Kostnader til rotenonbehandling står for mellom 34 og 72 prosent av den samlede kostnaden av tiltaksplanene.

Tabell 2.1. Nåverdi av tiltaksplankostnaden i millioner kroner, for hver kostnadstype og totalt.

Målsetting	Kartleg- ging	Rotenon- behandling	Oppsetting av sperrer	Overvåking	Skattefi- nansie- rings- Kostnad	Total- kostnad
Hindre spredning av ørekyt over vannskillet på Hardangervidda						
Tiltaksplan 1:	0,07			0,47*	0,11	0,64
Tiltaksplan 2:	0,27	2,71	0,61	0,81*	0,81	4,88
Hindre etablering av gjedde og suter i øvre del av Telemarkskanalen**						
Tiltaksplan 1:		0,51		0,59	0,25	1,36
Tiltaksplan 2:		3,0		0,59	0,84	5,93
Kontrollere rødgjellet solabor i Norge						
Tiltaksplan 1:	0,29	1,11		1,33	0,55	3,28

*Overvåkingskostnadene på Hardangervidda er undervurdert da Fylkesmannens kostnader til feltarbeid ikke er inkludert.

** Telemarkskanalen ble kartlagt sommeren 2020. Kartleggingskostnaden inngår dermed ikke i kostnaden for tiltaksplan 1 og 2.

2.2.3. Total samfunnsøkonomisk nytte av å bekjempe fremmede fiskeslag

Samfunnsøkonomisk nytte av tiltak som gir en spesifisert forbedring i miljøtilstand i et eller flere vassdrag er definert som summen av samfunnets, det vil si berørte husstanders, verdsetting, uttrykt som deres betalingsvillighet, for å oppnå forbedringen (Boardman et al. 2018). Den samlede nytten eller betalingsvilligheten (BV_{tot}) for alle disse husstandene kan da skrives som:

$$BV_{tot} = BV_i \times N \quad (2.1)$$

hvor BV_i = gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand for en spesifisert forbedring i miljøtilstand i vassdrag som følge av å bekjempe fremmede fiskeslag (eller et område av et vassdrag, eller et område med flere vassdrag), og N = totalt antall «berørte» husstander, dvs. husstander som får sin nytte (livskvalitet) påvirket av endringen. Husstandenes betalingsvillighet (BV_i) for bedre miljøtilstand kan deles i bruksverdi og ikke-bruksverdi etter hva som motiverer den:

Bruksverdi

- konsumerende bruk*, det vil si verdien av forbedret rekreasjonsfiske, eventuelt næringsfiske og annen næringsvirksomhet som er avhengig av god miljøtilstand uten fremmede ferskvannsfisk
- ikke-konsumerende bruk*, det vil si verdien av forbedrede rekreasjonsmuligheter - og opplevelser som bading, båtliv, estetisk landskapsopplevelse, fotturer og øvrige friluftsliv på og langs vassdragene
- opsjonsverdi*, dvs. verdien av å ha muligheten til å bruke vassdrag uten fremmede ferskvannsfisk i fremtiden

Ikke-bruksverdi

Alle, også de som ikke bruker vassdragene, kan ha en verdi av å få bedre miljøtilstand i vassdragene ved å bli kvitt fremmede arter (eksistensverdien), og at den kan bevares for fremtidige generasjoner (bevaringsverdien). Enkelte verdsettingsmetoder (f.eks. transportkostnadsmetoden) måler kun bruksverdidelen av husstanders betalingsvillighet, mens andre metoder har potensiale til å måle både bruks- og ikke-bruksverdidelen av betalingsvillighet (f.eks. betinget verdsetting).

Summen av husstandenes bruks- og ikke-bruksverdi av en marginal endring i kvaliteten eller mengden av et miljøgode (som er alle fellesgode-aspekter ved vår natur, inklusive miljøtilstanden i vann) utgjør total samfunnsøkonomisk verdi (Total Economic Value, TEV) av denne miljøendringen. Dersom betalingsvilligheten (BV) per husstand omfatter både bruks- og ikke-bruksverdi, er BV_{tot} i formel 2.1 identisk med TEV. Formel (2.1) viser at det i tillegg til å anslå gjennomsnittlig BV per husstand (BV_i), er viktig å bestemme *hvor stor den «berørte» befolkningen (N) er*, dvs. hvilken befolkning som får sin nytte (eller livskvalitet, om en vil) påvirket av prosjektet. For tiltaksplanene mot fremmede ferskvannsfisk i henholdsvis Telemarkskanalen, Hardangervidda og mot solabbor, vil den «berørte befolkningen» kunne være husstandene i alle kommuner langs vassdragene som har eller kan få de fremmede artene (og eventuelt utenbygds hytteeiere langs vassdragene). Imidlertid kan også husstander i kommuner i de respektive fylkene som *ikke* grenser inntil disse vassdragene med fremmed fisk, samt husstander i andre kommuner i de berørte fylkene og i nabofylkene, ha BV for bedret miljøtilstand i vassdragene. Andre husstander i Norge kan også tenkes å ha BV . En forventer imidlertid at mange husstander i kommuner utenom de som grenser til vassdragene som har eller kan få fremmede arter har null BV eller mye lavere BV enn de som grenser til vassdraget ut fra at en ofte (særlig for bruksverdier) observerer at BV avtar med økende avstand fra stedet en gjør tiltak (såkalt «distance decay» i BV). Dette skyldes at det er viktigere for folk å få bedre vannkvalitet i vassdrag som ligger nærmest der de bor (samt økt kvalitet av andre lokale miljøgoder), enn bedret vannkvalitet i fremmedartsinfiserte vassdrag lenger vekk. Barton mfl. (2009) fant for eksempel «distance decay» i BV for lokale og regionale vannkvalitetsforbedringer i Østfold.

For å få et **nedre anslag** (og unngå overvurdering) av den samlede betalingsvilligheten (BV_{tot}) for en spesifisert forbedring i et konkret vassdrag bør en således begrense omfanget av den «berørte» befolkningen (N) til de som bor i kommuner langs vassdraget; samt søke også å få et nedre anslag på betalingsvillighet per husstand (BV_i). Dersom BV_{tot} , som er den samlede betalingsvilligheten og dermed samfunnsøkonomisk nytte av tiltak for å redusere fremmede arter, da overstiger de samfunnsøkonomiske kostnadene ved tiltaket, kan vi med stor sikkerhet si at dette er samfunnsøkonomisk lønnsomme tiltak. Dersom kostnadene er mye større enn nytten er det sannsynligvis ikke lønnsomt. I begge tilfeller bør en imidlertid også gjøre usikkerhetsanalyser for størrelsen på både nytte- og kostnadskomponenter for å se hvor følsomt resultatet er for endringer i forutsetninger som inngår i NKA.

2.2.4. Metoder for verdsetting av miljøkvalitet og økosystemtjenester

Tabell 2.3 gir en oversikt over metoder som kan brukes for å verdsette miljøkvalitet og økosystemtjenester generelt; inklusive vannkvalitet og akvatiske økosystemtjenester.

Tabell 2.3. Klassifisering av metoder for verdsetting av miljøgoder.

	Indirekte	Direkte
Avslørte preferanser (Revealed Preferences - RP)	Transportkostnadsmetoden (Travel Cost Method - TCM) Eiendomsprismetoden (Hedonic Price Method - HPM) Kostnader ved forebyggende tiltak (Avoidance Costs - AC)	Markedspriser Kostnader ved å erstatte tapte tjenester (Replacement Costs -RC)
Oppgitte preferanser (Stated Preferences - SP)	Valgekspesimenter (Choice Experiments - CE)	Betinget Verdsetting (Contingent Valuation – CV; også kalt "Betalingsvillighetsundersøkelser")

Disse metodene er basert på at individuelle preferanser/nytte skal telle, og måles ved deres betalingsvillighet, som også er det teoretiske grunnlaget for økonomisk velferdsteori og dets praktiske verktøy NKA. Metodene inndeles etter om de bygger på avslørte preferanser (Revealed Preferences; RP) eller oppgitte preferanser (Stated Preferences; SP). RP-metodene utleder befolkningens verdsetting av et miljøgode basert på deres faktiske adferd i markeder for goder som har sammenheng med miljøgodet. Dette kan være markedet for transporttjenester hvor en ser på kostnadene ved å reise til et rekreasjonsområde (f.eks. et vassdrag), som i transportkostnadsmetoden. Det kan også være markedet for omsetning av boligeiendommer, som i eiendomsprismetoden. Her ligger miljøgodet «innebygd», da markedsprisene for boliger (og hytter) uttrykker husstandenes nytte samlet sett over tid av alle karakteristika ved boligen, inklusive det å ha et vassdrag med «god økologisk status» / uten fremmede ferskvannsfisk i nærheten. Fordelen med disse metodene er at de bygger på *faktisk* adferd i et eksisterende marked, men de bygger på et sett av strenge forutsetninger (for eksempel at folk har perfekt informasjon om alle aspekter ved boligen når de legger inn bud på den, at det eneste motivet for å dra til et vassdrag er å drive rekreasjonsaktiviteten en er ute etter å verdsette, og forutsetninger i de statistiske regresjonsanalysene som brukes i beregningene). Disse forutsetningene er ofte ikke oppfylte,

iallfall ikke helt ut, og det vil introdusere økt usikkerhet når befolkningens betalingsvillighet for bedre vannkvalitet beregnes ved hjelp av statistisk regresjonsanalyse. For næringsfiske og annen næringsaktivitet som påvirkes kan en selvfølgelig bruke markedspriser og beregne økningen i nettoinntekt for disse næringsaktivitetene som følge av «bedret vannkvalitet». (Usikkerheten her ligger nok mer i effekten av tiltaksplanen på næringsvirksomheten enn i den økonomiske verdsettingen av effekten).

I motsetning til RP-metodene, er SP-metodene basert på *hypotetisk* adferd ved at en konstruerer et hypotetisk marked for miljøgodet, og spør befolkningen om deres BV for en nøye spesifisert endring i miljøgodet, for eksempel å bedre vannkvaliteten fra «dårlig» til «god» i et vassdrag (hvor disse kvalitetsgradene er nøye beskrevet). Fordelen med disse metodene er at en kan spørre om BV for den eksakte miljøendringen en er ute etter å verdsette (og også en fremtidig endring), og husstanders BV vil da omfatte både bruks- og ikke-bruksverdien (dersom en spør et representativt utvalg av hele den berørte befolkningen, både brukere og ikke-brukere av miljøgodet). RP-metoder som transportkostnadsmetoden beregner *kun bruksverdi* i form av opplevelsesverdi/rekreasjonsverdi av fritidsaktiviteter, og verdien av *dagens* aktivitet (og *ikke endringer* i rekreasjonsaktiviteten pga. for eksempel bedre vannkvalitet – til det må en ha informasjon om hvor mye mer befolkningen bruker vassdraget til ulike rekreasjonsaktiviteter som følge av vannkvalitetsendringen).

I vår sammenheng er det ikke aktuelt å gjennomføre nye verdsettingsstudier, slik at vi må basere oss på overføring av verdier fra tidligere studier. Det er etablert retningslinjer for hvordan dette kan gjøres, og i vedlegg C beskrives retningslinjene og hvordan de er brukt i praksis for å komme fram til verdien av hver tiltaksplan.

Ved vurdering av effekter av tiltaksplanene og deres påvirkning på samfunnsnyttene, og ved vurdering av overførbarhet av tidligere verdsettingsresultater, har vi tatt utgangspunkt i hvilke økosystemtjenester som blir påvirket. De viktigste er rekreasjon (bruksverdier) og naturarv (ikke-bruksverdier).

2.2.5. Verdsettingsestimater til bruk for verdioverføring

Vi ønsker i dette prosjektet å komme fram til anslag for nytten av å unngå spredning av ulike fremmede fiskeslag i nærmere spesifiserte områder. Det å unngå denne spredningen vil særlig ha betydning for bevaring av det stedege naturmangfoldet og for rekreasjonstjenester. Aktuelle studier å overføre fra er dermed studier som verdsetter enten verdien av å unngå spredning av fremmede arter generelt, fremmede fisk, eller studier som gir verdier for henholdsvis rekreasjonsverdier og/eller verdien av å bevare naturmangfold.

For økosystemtjenester som blir påvirket av de miljøforbedrende tiltakene, kan man verdsette effektene ved bruk av resultater fra tidligere verdsettingsstudier (helst nasjonale og nær i tid, men utenlandske studier kan også vurderes) og verdioverføringsteknikker og retningslinjer for verdioverføring (se Navrud og Ready 2007 for verdioverføringsteknikker generelt).

Søk i EVRI-databasen⁴ viser at det er både norske og utenlandske verdsettingsstudier av effekter på fritidsfiske og ikke-bruksverdier av tiltak for bedre vannkvalitet.

Verdsettingsstudier man overfører fra bør helst være nær både i tid og rom/geografisk, siden folks preferanser og betalingsvillighet for forbedringer i økosystemtjenester kan variere både over tid og mellom områder. Som beskrevet ovenfor om verdioverføring, kan man anta at de overførte verdiestimatene blir bedre (har mindre usikkerhet) dersom studien det overføres fra er mest mulig likt det som skal verdsettes både med hensyn til selve godet, omfanget av endringen i godet, og nært i rom (lokalitet) og i tid. Det er dessuten grunnleggende at studien/e det overføres fra er av god kvalitet. Selv om vi i Norge har en ganske nylig verdsettingsstudie av verdien av å

⁴ EVRI-databasen er en database som nå (per 1.11.2020) inneholder en beskrivelse av mer enn 5100 verdsettingsstudier og verdioverføringsstudier fra de fleste land i verden, også fra Norge. Den inneholder oversikt over selve studiene, verdsettingsestimater og andre kjennetegn ved studiene som er gjennomført.

unngå spredning av to av de tre artene (nemlig ørekyt og gjedde) som vi skal se på her, er størrelsen av endringen og den geografiske lokaliseringen ulik. Vi har derfor også gjort et litteratursøk for å identifisere andre verdsettingsstudier både i Norge og utlandet av ulike akvatiske fremmede arter, for å vurdere om det kan være aktuelt å bruke også noen av disse studiene å overføre verdier fra. Siden fremmede ferskvannsfiskearter vil påvirke de stedege ferskvannsfiskeartene, og fritidsfisket etter disse, har vi i tillegg kartlagt norske studier av rekreasjonsverdi (bruksverdi) av fritidsfiske, og ikke-bruksverdien av bevaring av stedege ferskvannsfiskebestander, da disse studiene også kunne brukes i verdsettingen av unngått skade ved tiltakene mot fremmede fiskearter.

Disse studiene er beskrevet i Vedlegg B som starter med en kort oppsummering av noen utenlandske studier som gir verdier av skadekostnader av fremmede akvatiske arter, deretter går vi nøyere inn på en norsk pilotstudie som verdsatte å bekjempe spredning av henholdsvis gjedde og ørekyt i Trøndelag, og deretter norske anslag for bruks- og ikke-bruksverdi av ferskvannsfisk. Basert på den gjennomgangen konkluderer vi med at vi benytter den norske pilotstudien som grunnlag for verdioverføringen.

2.2.6. Analyse av nytten (betalingsvilligheten) for tiltak

I vedlegg C beskrives trinnene vi har gått gjennom for å beregne betalingsvillighet for tiltak som bekjemper fremmede ferskvannsfisk i alle de tre tiltaksplanene og -alternativene, mens oppsummering og mer spesifikke vurderinger for hvert område/art og hver alternative tiltaksplan behandles i kapittelet om tiltaksplaner for hvert område.

3.Målsetning 1: Hindre spredning av ørekyt over vannskillet på Hardangervidda

3.1.Kunnskapsgjennomgang

3.1.1.Arts- og områdebeskrivelse

På Hardangervidda fantes det opprinnelig ikke ørekyt (Huitfeldt-Kaas 1918). Den første introduksjonen skjedde trolig til Ørterenmagasinet i 1973 (Anonym 1974). Siden har det vært en omfattende spredning av ørekyt, og bare innenfor Hardangervidda nasjonalpark er det registrert minst 42 lokaliteter med denne karpfisk (Rongerud mfl. 2003). Det omfatter 4,5 % av de 930 innsjøene som hittil er kartlagt i området (Qvenild & Hesthagen 2019).

Det er forventet at ørekyt skal ha en negativ effekt på ørretbestander og stedegent fugleliv (alpine dykkender), i områder den blir spredd til på Hardangervidda. Dette er fordi ørekyt fungerer som en næringskonkurrent for ung ørret og dykkender ved å beite ned marflo og skjoldkreps. I tillegg vil ørekyt fungere som et ekstra trofisk nivå i systemet den blir introdusert i, noe som kan forårsake høyere konsentrasjoner av miljøgifter og tungmetaller hos predator-fisk som stor ørret. Dette vil gjøre stor ørret mer uegnet som matfisk for mennesker.

Ved Stigstuv på kom det inn ørekyt ca. 1990. Høsten 1995 ble det bygget en jordvoll vest for tjernet ved Stigstuv for å hindre spredning av ørekyt videre vestover (Tysse 1995, Garnås mfl. 1996). I Eidsfjord fantes det ørekyt i minst seks innsjøer etter spredning via Halnefjorden i Hol kommune i Buskerud (Tysse 1995). Fra Halnefjorden har den videre spredningen skjedd via innløpselva (Skurdevikåi). Hætjørn hadde også ørekyt, men det er usikkert om den har vandret hit via Skurdevikåi eller om den er innført av mennesker. En foss litt vest for der Hætjørn renner ned i Skurdevikåi stopper videre naturlig spredning vestover. Det kom også inn ørekyt i Skaupsjøen, som er et grensevann mellom Eidfjord og Nore og Uvdal kommuner. Fiskere hadde trolig brukt den som levende agn (Lura & Kålås 1994). Litt sør for dette området har ørekyt spredt seg fra Holmetjernene i Nore og Uvdal vestover til to mindre tjern; ett ved Stigstuv og det andre ca. én km lengre sør. Det er antatt at ørekyt ble innført til Holmetjernene sammen med settefisk av aure (Lura & Kålås 1994). Ørekyt spredte seg også til fire små pytter mellom disse tjernene.

Det er stor fare for spredning av ørekyt fra Stigstuvområdet til sentrale deler av Hardangervidda om ørekyta kommer seg forbi vannskillet. I perioder med høy vannstand kan den vandre i sørlig retning over til Austre Bakkatjern og Langesjøen. Dermed kan den spre seg til øvre deler av Numedalslågen, inkludert Bjornesfjorden. I seinere år har det for øvrig vært flere spredningshendelser med ørekyt i Telemark og Buskerud, i områder som grenser opp mot Hardangervidda (Hesthagen & Sandlund 2016a, 2016b). I og med at ørekyt er en stimfisk vil det potensielt være mange fisk som vandrer over i nye vannlokaliteter om den har mulighet for det, og det er derfor relativt høy sannsynlighet for at nye populasjoner etablerer seg raskt.

Det er fra før gjennomført en rekke tiltak for å hindre videre spredning av ørekyt på Hardangervidda, spesielt med tanke på å forhindre spredning vest for vannskillet. Det er blant annet etablert to fiskesperrer for å hindre vandring inn en definert buffersone, samt anlagt to voller opp mot vannskillet. Buffersonen er ment som et område mellom eksisterende lokaliteter med ørekyte og vannskillet vestover hvor det ikke skal finnes ørekyte. Dette for å redusere sannsynligheten for spredning over vannskillet. Alle vannforekomster i området mellom fiskesperrer og vannskillet er blitt rotenonbehandlet, hvorpå noen vann er blitt rotenonbehandlet igjen etter nye påvisninger av ørekyt i buffersona.

I 2013 ble Hætjørnområdet og Stigstuvvassdraget rotenonbehandlet for å fjerne ørekyt (Bardal 2017). I 2015 ble det anlagt nye sperrefosser. Høsten 2016 ble det foretatt en miljø-DNA-analyse ovenfor sperrene i Hætjørn og Stigstuvområdet (Fossøy mfl. 2017). Det ble ikke funnet ørekyt-DNA oppstrøms noen av sperrene, noe som bekreftet resultatene oppnådd under elektrisk fiske (jf. Lehmann & Skår 2016). Derimot ble det påvist ørekyt-DNA nedstrøms sperrer i

området Stigstuv sør. Ved miljø-DNA-analyser oppstrøms jordvullen i den nordre delen av vassdraget høsten 2019, ble det påvist ørekyt (Frode Fossøy, upubliserte data.). Følgelig ble den enten ikke fjernet i 2013, eller så har den blitt innført på nytt seinere. Nye miljø-DNA prøver i 2020 kunne derimot kun påvise ørekyt nedstrøms sperra ved Stigstuv, og ikke oppstrøms (Frode Fossøy, upubliserte data). Vi vet derfor ikke per i dag om det faktisk finnes ørekyt oppstrøms sperra. Det er usikkert om ørekyta også har kommet inn i den sørlige delen av vassdraget.

Med bakgrunn i tidligere befaringer og vurderinger virker det som det er lite sannsynlig at ørekyt kan passere eksisterende etablerte sperrer under normal vannføring. Det er imidlertid en risiko for at ørekyt har mulighet for egenspredning under forhold med mye vann i terrenget som ved vårmelting, eller vedvarende perioder med mye nedbør. Det siste er noe som i større grad kan forventes under klimaendringer i området. Basert på erfaringer fra utsetting av ørekyt i nyere tid, er det også sannsynlig at ørekyt som eventuelt befinner seg i buffersona ved Stigstuvområdet, er et resultat av bevisst utsetting i senere tid.

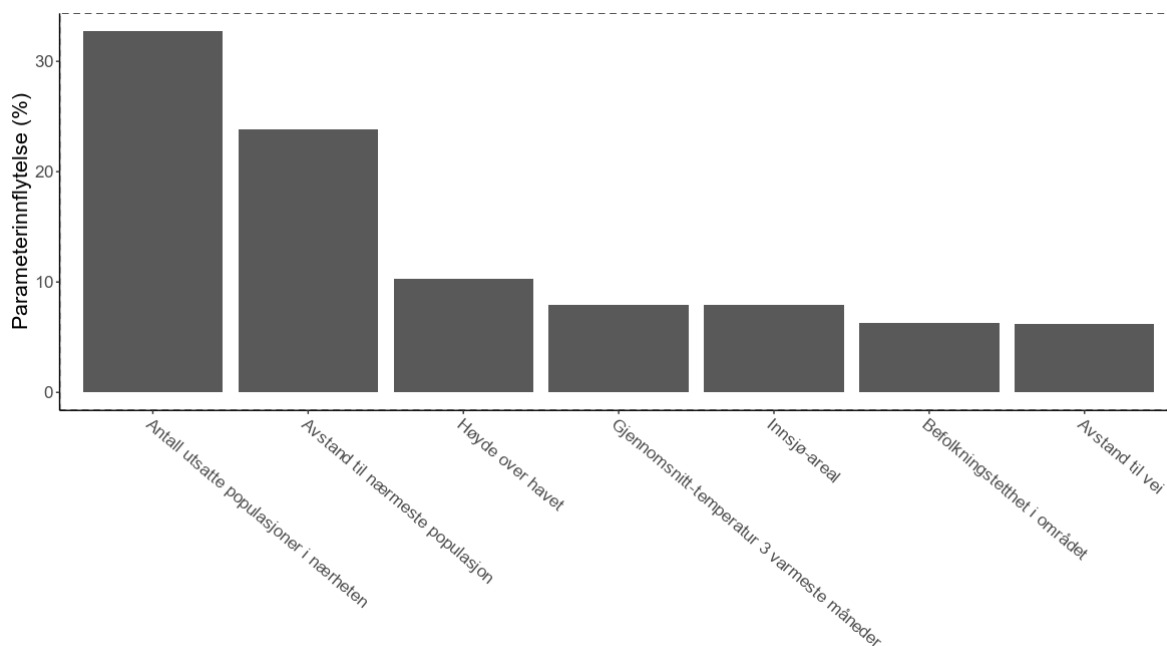
3.1.2. Sannsynlighet for at ørekyt blir satt ut

Figur 3.1 gir en indikasjon på hvor mye forskjellige variabler spiller inn på sannsynlighet for utsetting. Antall utsatte populasjoner i nærheten av en vannforekomst, samt avstand til nærmeste populasjon styrer mye av denne sannsynligheten for ørekyte. Det indikerer at mennesker ikke nødvendigvis har flyttet ørekyt over lange distanser. Gitt at fokusområdet allerede har registrerte mulige utsettinger i nærheten, samt at det er relativt kort distanse til nærmeste populasjon med ørekyt per nå, så er også sannsynligheten for videre spredning av mennesker til stede.

Det er verdt å merke seg at analysene av spredningsmuligheter for ørekyt i området baserer seg på best tilgjengelige kartgrunnlag, som for Hardangervidda vil si relativt lav oppløsning. Dette innebærer at vi ikke får nøyaktig informasjon om potensielle vannveier mellom vann, som fisken kan forflytte seg med. I tillegg så er ikke alle høydekurver representative for området, og små høydeforskjeller i terrenget er ikke nødvendigvis synlige i kart. Med andre ord så er det ikke sikkert at simuleringer av egenspredningspotensialet nødvendigvis er representativt med tanke på reelle egenspredningsmuligheter. Simuleringene er imidlertid basert på best mulig kunnskap, og tolkningene er supplert med faglige vurderinger.

3.2. Endring av spredningspotensial under klimaendringer

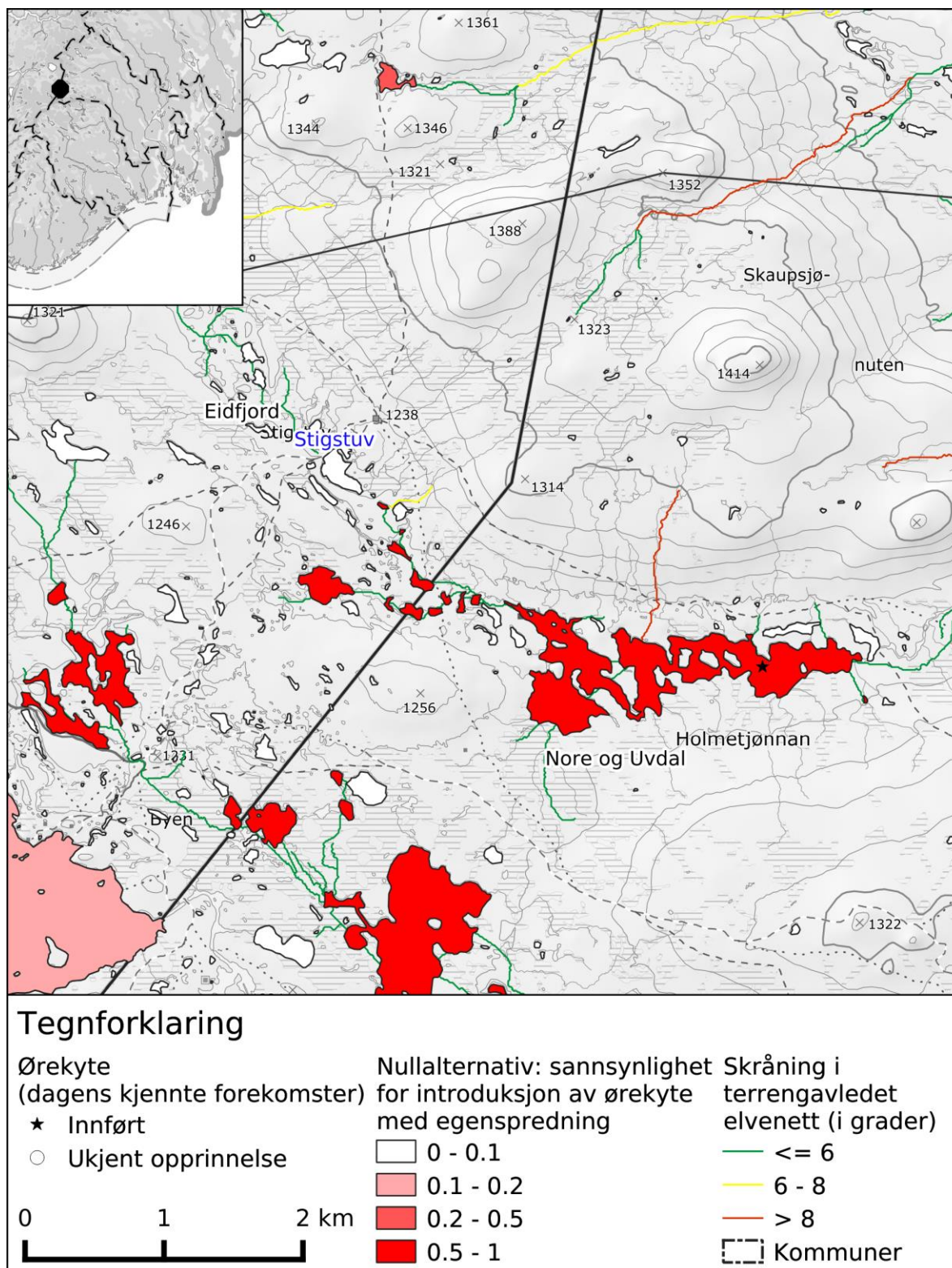
Nedskalerte klimamodeller for Hardangervidda predikerer økte nedbørsmengder (7,5-12,5 %) og varmere temperaturer (2-3 °C) frem mot 2100, gitt RCP 4,5 (middels utslipp scenario). Dette kan i teorien øke spredningspotensialet for ørekyt i området rundt Stigstuv ved to prosesser: 1) økt vannføring i området som øker konnektivet mellom vannforekomstene i området, og 2) økt temperatur i vannet vil kunne øke svømme- og hoppekapasiteten for ørekyt (Holte mfl. 2005). I eksperimentelle settinger er det observert at ørekyt kan komme seg over barrierer med en fallhøyde på opptil 27 cm ved 14-16 °C i vannet, mot svært dårlig vandringsevne ved 5-6 °C. Det er derfor sannsynlig at ørekyt vil kunne få mer effektiv egenspredning i fokusområdet under våtere og varmere somre. Hvordan dette konkret vil endre risiko for spredning er imidlertid vanskelig å kvantifisere uten mer nøyaktig kartinformasjon sammen med hydrologiske modeller som simulerer økt vannføring i området. Dette er per dags dato ikke tilgjengelig, og vi har derfor valgt å basere risikovurderinger på dagens klimasituasjon og eksisterende data. Vi har imidlertid utforsket et relativt bredt spekter av svømme- og hoppekapasitet hos ørekyt, slik at simuleringen bør fange opp at svømme- evnene kan variere over tid ved varmere temperaturer. Sånn sett vil disse simuleringene kunne indikere spredning ved høyere temperaturer på Hardangervidda, men dette er en antagelse basert på lite empiri og derfor nødvendigvis ikke representativt.



Figur 3.1. Variable (x-akse) som er inkludert i prediksjonsmodellen for risiko for menneskelig utsetting av ørekyt. Høyden på søylene angir den relative innflytelsen (y-aksen) disse har på modellert risiko for spredning av ørekyt i Norge. Form på innsjø er tatt ut av figuren, selv om denne variabelen var med i modellen, siden denne variabelen betydde veldig lite for introduksjons risiko i praksis.

3.3. Nullalternativ

Generelt er det lav sannsynlighet (ca. 1.5 %) i de statistiske simuleringene for spredning til nærmeste vann over vannskillet ved Stigstuv i et nullalternativ, dvs. et alternativ uten noen nye tiltak. Dette er basert på tolkning og projeksjoner av historiske spredningsdata og eksisterende kartgrunnlag for konnektivetsberegninger (se predikert spredning i figur 3.2). Siden det ikke er noen kjente vandringsveier for egenspredning mellom innsjøene på hver sin side av vannskillet ved Stigstuv i kartgrunnlaget, baserer denne risikoen derfor seg på beregnet sannsynlighet for menneskelig introduksjon av ørekyt. Selv om denne risikoen er lav i seg selv, er det verdt å merke seg at den relativt til mange andre vann i området er ganske høy. Det er tilstedeværelse av ørekyt i Holmetjønnan, nærhet til ferdselsåre (vei) og kort distanse til vann på andre siden av vannskillet som øker sannsynligheten for introduksjon. Det er også sannsynlig at et mer finopp-løselig kartgrunnlag vil kunne gi ny informasjon om potensielle vandringsveier. Hvis vannene over vannskillet får ørekyt, er konnektiviteten videre nedover i vassdraget såpass god at man må forvente stor grad av egenspredning vestover. Alt i alt gir derfor nullalternativet inntrykk av å gi relativt høy risiko for spredning over vannskillet, hvis man legger historiske spredningsdata til grunn.



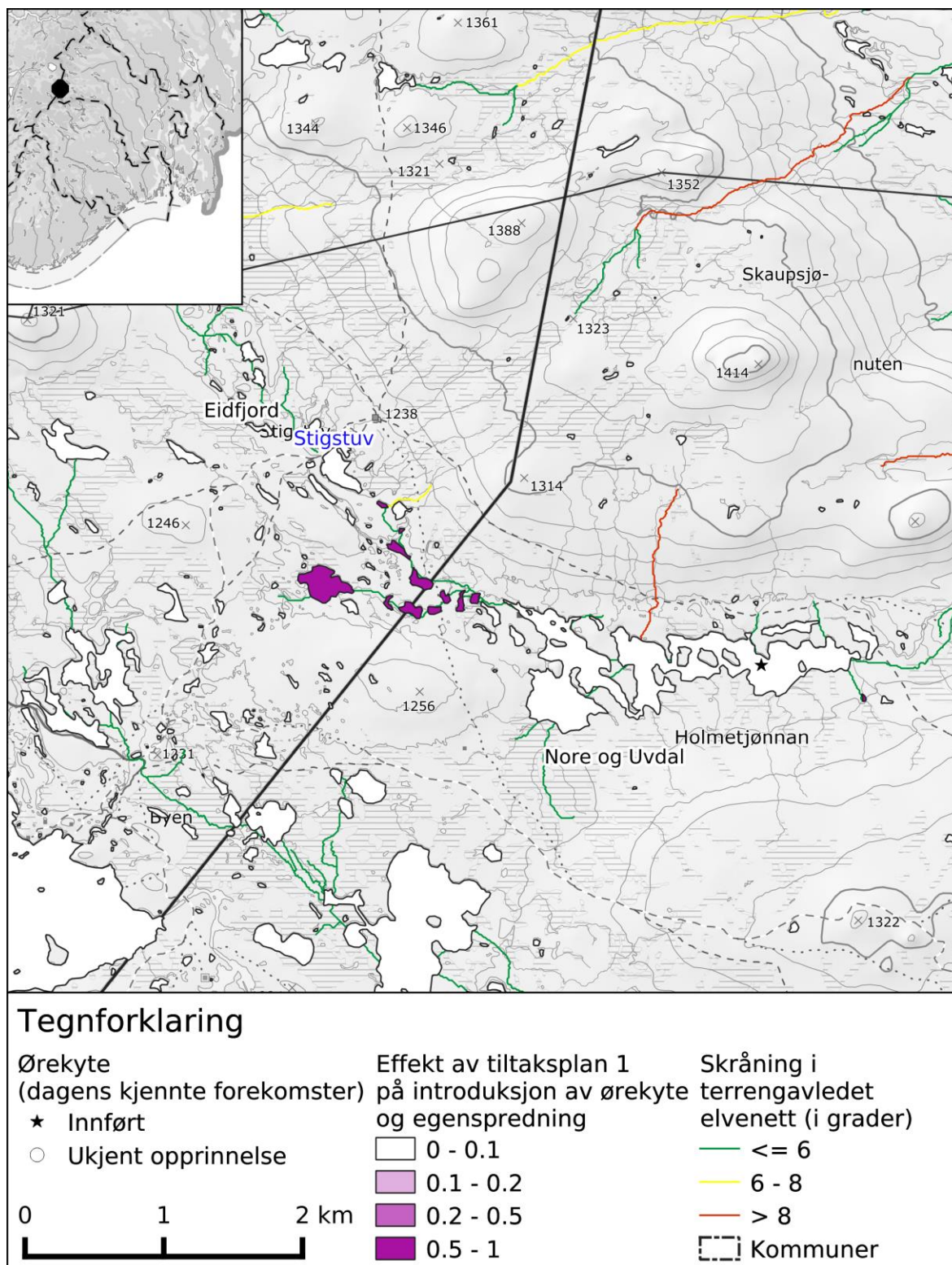
Figur 3.2. Spredningssannsynlighet for et nullalternativ (ingen tiltak), fordelt i fire kategorier: 0-10 % (hvit), 10-20 %, 20-50 % og 50-100 % (mørk rød). Kartet er fokusert på tområdet rundt Stigstuv, men spredningsrisiko er også beregnet for vann utenfor dette kartutsnittet, der hvor endringer blir observert. Fargede linjer i kartet viser tilgjengelig data på elevnettverk, klassifisert med fargekode etter helningsgrad.

3.4. Tiltaksplan 1: Opprettholde dagens buffersone

3.4.1. Sammendrag

Forutsetning for denne tiltaksplanen er at dagens ordning blir opprettholdt. Dette innebærer å holde dagens buffersone fri for ørekyt. For å øke sannsynligheten for måloppnåelse, må årsaken(e) til at ørekyt eventuelt har kommet seg inn igjen i buffersonen identifiseres, og fjernes, slik at sannsynligheten for nye introduksjoner minimeres. Konkrete tiltak for å forhindre at ørekyt kommer seg inn igjen i buffersona er ikke vurdert i denne planen, ettersom det vil være avhengig av hva som sannsynliggjøres som årsak. Tiltaksplanen innebærer også reetablering av buffersone ved hjelp av rotenonbehandling av vannforekomster hvis ørekyt igjen påvises innenfor dagens buffersone. Men om det ikke kan sannsynliggjøres hvor eller hvordan ørekyt har kommet seg inn i buffersonen, virker det også lite hensiktsmessig å utføre dette tiltaket ettersom sannsynlighet for rask reetablering i buffersonen da vil være høy. For at opprettholdelse av dagens ordning skal være effektiv over tid, eller om man setter inn tiltak utover å få oversikt over utredning av spredning til buffersonen, forutsetter det også at man forsøker å minimere sannsynligheten for at ørekyt blir spredd av mennesker. Samtidig vil det kreve at eventuell tilstedeværelse av ørekyt i buffersona overvåkes relativt hyppig for at man skal få mulighet til å gjøre nye tiltak før ørekyta spres videre om den oppdages. Om nye forekomster av ørekyt påvises i buffersona ved overvåkingen, må det påregnes nye runder med tiltak for å utrede årsak og fjerne ørekyt.

Tiltaksplan 1 vil ifølge simuleringene (figur 3.3), som forutsetter fjerning av ørekyt i buffersona og 100 % effektiv sperre oppstrøms Holmtjønnan, ha betraktelig reduksjon i risiko for introduksjon av ørekyt (fra 50-100 % til under 10 % risiko) i tolv vann i området. Den antas i midlertid at sannsynlighet for introduksjon fra dagens utbredelse av ørekyt til nærmeste vann over vannskillet som er del av elvenettet vil være ganske lik som nullalternativet (som ga en sannsynlighet på rundt halvannen prosent) ettersom avstanden til dette vannet ikke reduseres mye.



Figur 3.3. Kart som viser effekten (prosentvis endring i forhold til nullalternativet) av tiltaksplan 1. Alle fargede vann (grad av lilla) har en forventet prosentvis reduksjon av spredningsrisiko på over 10 %, mens alle hvite vann har en forventet reduksjon på under 10 % fra nullalternativet (figur 3.2). Graden av lillafarge indikerer graden av forventet prosentvis reduksjon, fordelt på fire endringskategorier.

3.4.2. Konkrete tiltak med vurdering

Tiltak 1 - Utrede årsak for reetablering av ørekyt i buffersonen

For å maksimere sannsynligheten for at buffersonen opprettholdes som et område fri for ørekyt, bør det legges innsats i å finne årsaken til at ørekyt igjen har kommet opp i buffersonen. Det er imidlertid også sannsynlig at tilstedeværelsen av ørekyt som nå er påvist innenfor eksisterende buffersoner er et resultat av menneskelig utsetting i vannforekomstene. Det kan derfor være vanskelig å skille egenspredning og utsetting som årsak for tilstedeværelse i området, men befarer av potensielle spredningsveier under forhold med høy vannføring vil kunne belyse dette bedre. Det understrekes at dette tiltaket må gjennomføres ved høy vannstand ettersom det øker sannsynligheten for å identifisere eventuelle problemområder for egenspredning. Det er usikkerhet knyttet til hvor stor innsats som vil kreves for å utrede årsaken til reetablering av ørekyt. Det vil være avhengig av flere variabler som værforhold under feltoperasjon, og hvor åpenbar årsaken er (er det for eksempel et tydelig bekkefar eller ikke). I de økonomiske beregningene har vi brukt et estimat på at det vil kreve tre dager for to personer å utforske dette i felt.

Tiltak 2 - Bedre tiltak i områder der det er sannsynlig at ørekyt kan komme inn ved egenspredning
Siden dette tiltaket vil være helt avhengig av hva som utredes i tiltak 1 er tiltak 2 ikke konkretisert eller kostnad beregnet.

Tiltak 3 - Kontinuerlig overvåking av buffersonen

Overvåking av spredning vil være avhengig av hvilke andre tiltak som blir iverksatt. Med opprettholdelse av dagens ordning (tiltaksplan 1) vil man fokusere på Stigstuv området og overvåking av buffersonen (der man i dag finner ørekyt) og oppstrøms sperra (der man i dag ikke vet om det finnes ørekyt). Det vil i tillegg være hensiktsmessig å overvåke både oppstrøms sperra og andre nærliggende vannforekomster for å oppdage eventuelle nye introduksjoner gjort av mennesker utover buffersonen. Fylkesmannen i Hordaland (2016) og Fylkesmannen i Vestland (2019) undersøkte flere lokaliteter ved hjelp av miljø-DNA over et større område for å overvåke spredningen av ørekyt (Fossøy mfl. 2017, Fossøy mfl. under utarbeidelse). Fylkesmannen i Vestland (Hordaland) har i 2019 og 2020 selv gjort undersøkelser ved å benytte NINA sine miljø-DNA-kit for å spore spredning av ørekyt på Hardangervidda.

Tiltak 4 - Reetablere den etablerte buffersonen som fri for ørekyt om påvisning

Utfisking av ørekyt som metode for å utradere fisken fra buffersonen kan vurderes, men anses generelt som å være en usikker metode for å sikre ønsket resultat ettersom det er liten sannsynlighet for å fiske ut alle individer. En sikrere metode er rotenonbehandling, selv om dette også gir en negativ effekt på lokal fauna utover å fjerne ørekyt. Generelt ser man at en rotenonbehandling medfører en midlertidig reduksjon av bunnfaunaen, og stasjonære fiskearter utrykkes. I denne tiltaksplanen vil imidlertid ikke en ny rotenonbehandling antas å påvirke andre fiskearter. Rogn kan overleve en rotenonbehandling, og det er derfor vesentlig at ikke rotenonbehandlingen skjer i en periode der ørekytrogner er beskyttet i bunnsubstratet. Det er varierende sensitivitet hos ulike arter av vannlevende invertebrater. Rotenonbehandling må derfor sees på som et drastisk tiltak, som ofte kan føre til misnøye og stor skepsis hos lokalbefolkning og brukere av området, uten god dialog og informasjon rundt en slik behandling. Basert på tidligere erfaringer i det konkrete området er det imidlertid forventet at det generelt skal være relativt stor aksept for å bekjempe ørekyt for å hindre spredning til andre ørretvann, samt hindre annen negativ effekt på fauna.

Tiltak 5 - Beredskapsplan ved ny påvisning i buffersonen

Uavhengig av hvilken overordnet strategi som velges med hensyn til ørekyt, er det nødvendig å utarbeide en beredskapsplan med beskrivelse av tiltak ved eventuell ny påvisning i buffersonen. Videre bør beredskapsplanen omfatte alle aktuelle tiltak på lokalt og regionalt nivå, inkludert hvilke juridiske, kommunikasjonsmessige og holdningsskapende tiltak som kan være hensiktsmessige.

Tiltak 6 – Tiltak for å redusere risiko for nye introduksjoner

Det aller viktigste tiltaket i et langt tidsperspektiv (50 år), kan være å hindre at det skjer ulovlig introduksjon av uønskete arter. For å oppnå dette må det prioriteres å nå ut med informasjon, for å oppnå en økt bevisstgjøring hos folk flest og en holdningsendring blant de som har drevet og driver med ulovlige utsettinger. Målet må være en generell holdning om at det ikke er sosialt akseptabelt å risikere tap av umistelige naturverdier i form av biologisk mangfold. Samtidig bør det være en bevisstgjøring om at det kan bli alvorlige sanksjoner mot de som begår ulovligheter, noe som trolig også innebærer at lovverket blir skjerpet med hensyn til denne type miljøkriminalitet. Sanksjonsnivået fra Australia og New Zealand kan være en målestokk for hva som kreves av lovverk og bøtenivå for å hindre antropogen spredning av fremmede arter (se **avsnitt 3.4.2**).

3.4.3. Milepælsplan

Milepælsplanene har til hensikt å prioritere tiltakene, foreslå ansvarlige for tiltakene der det er mulig og indikere når tiltakene bør gjennomføres for å gi størst effekt. Tiltakene er strukturert under prioriteringskategorier som indikerer logisk rekkefølge og viktighet av tiltakene.

Tiltak med prioritering 1 som skal gjennomføres:

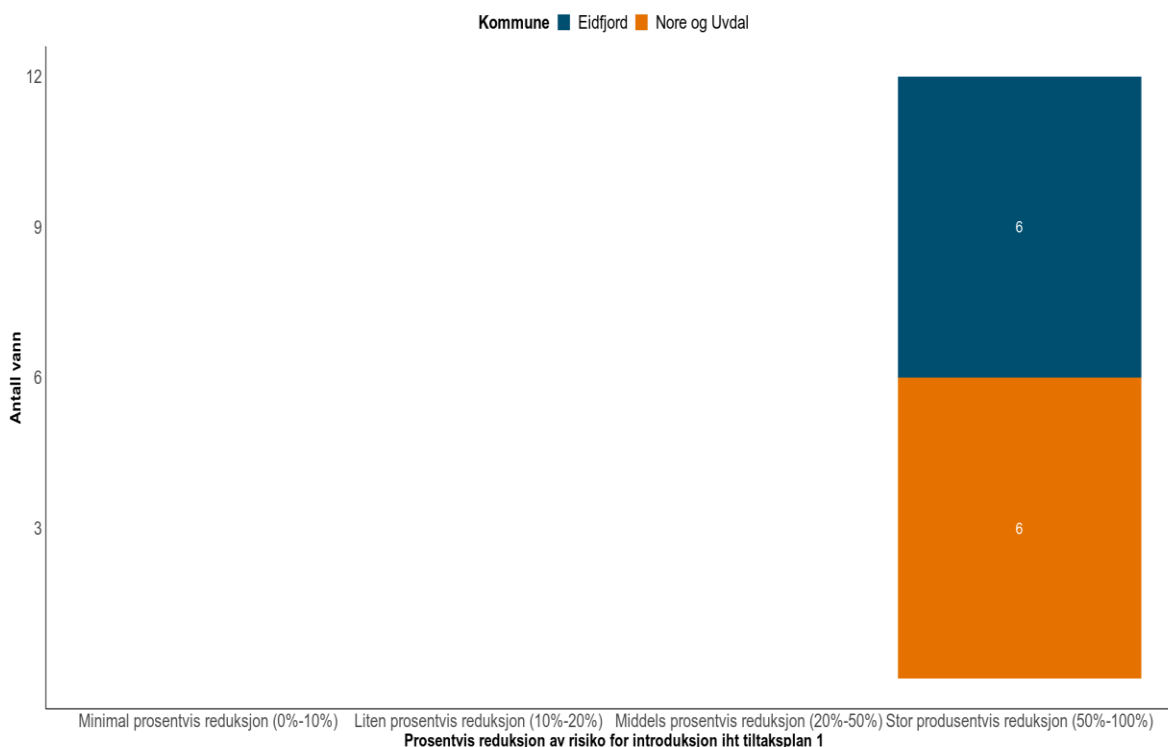
Ansvarlig	Tiltak	Oppstart
NINA	1	Vår 2021, eller så snart forholdene tilsier det
Ikke vurdert	2	Samme år som tiltak 1 (2021)

Tiltak med prioritering 2:

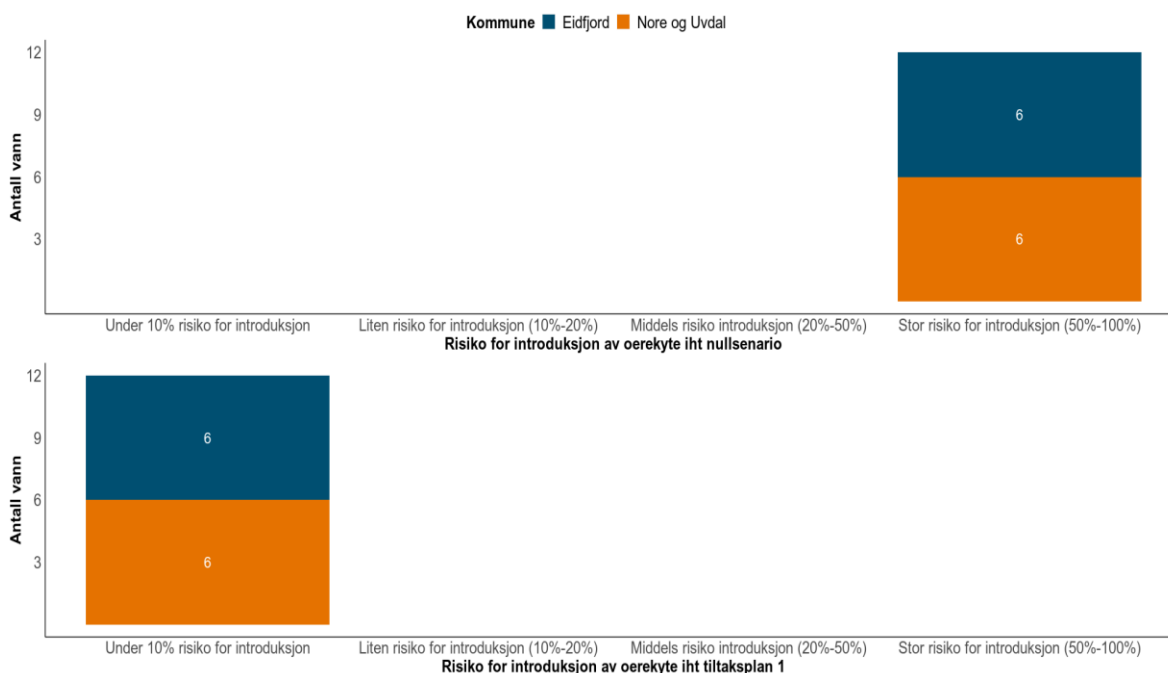
Ansvarlig	Tiltak	Oppstart
NINA/Fylkesmannen	3	Fra 2021
Veterinærinstituttet	4	Om ny påvisning i buffersonen
Ikke vurdert	5	Fra 2021
Ikke vurdert	6	Fra nå

3.4.4. Sannsynlighet for at målsetning nås

Tiltaksplan 1 gir ifølge simuleringene lav risiko for at ørekyt skal etablere seg over vannskillet, men dette har mest å gjøre med at risikoen i nullscenariet i utgangspunktet er lav, heller enn at tiltaksplan 1 reduserer sannsynligheten betraktelig. Simuleringene viser at den forventede prosentvise reduksjon i spredningsrisiko i forhold til nullalternativet vil være stor for tolv vann i området (**figur 3.4**), og dette reduserer risikoen til godt under 10 % for samtlige av disse vannene (**figur 3.5**). Dette forutsetter imidlertid at man har sperrer som fungerer 100 %, det vil si at tiltak 1 og 2 er vellykket. Det er knyttet noe usikkerhet til hvorvidt det lar seg gjøre under et klimascenario med våtere og varmere vær hvor nye vandringsveier kan oppstå, men tiltak 1 vil være med på å belyse dette. Det er også en liten sannsynlighet for at ørekyt kan flyttes over vannskillet av mennesker, om dette mønsteret følger tidligere trender. Dette trenger nødvendigvis ikke å være en bevisst handling, men kan for eksempel gjøres av barn som fanger og leker med fiskene, og tilfeldigvis slipper dem ut på feil sted igjen. Siden området er en turistdestinasjon som tiltrekker seg mange mennesker er det umulig å være helt sikker på at dette ikke kommer til å skje i fremtiden, men større avstand mellom vannskillet og nærmeste ørekytpopulasjon, det vil si en større bufferson, vil være med på å redusere risikoen. Det blir ikke vesentlig større distanse mellom vannskillet på Hardangervidda og nærmeste ørekytpopulasjon i tiltaksplan 1.



Figur 3.4. Stolpediagrammet viser antall vann (y-akse) i Eidfjord (blå) og Nore og Uvdal (oransje) kommuner som vil få en forventet prosentvis reduksjon av risiko for introduksjon i henhold til tiltaksplan 1, sammenlignet med nullalternativet. Forventet reduksjon er klassifisert innenfor fire kategorier som indikerer størrelsen på den prosentvise reduksjonen (x-akse). Alle disse vannene har i utgangspunktet mer enn 10 % risiko for introduksjon i nullalternativet.

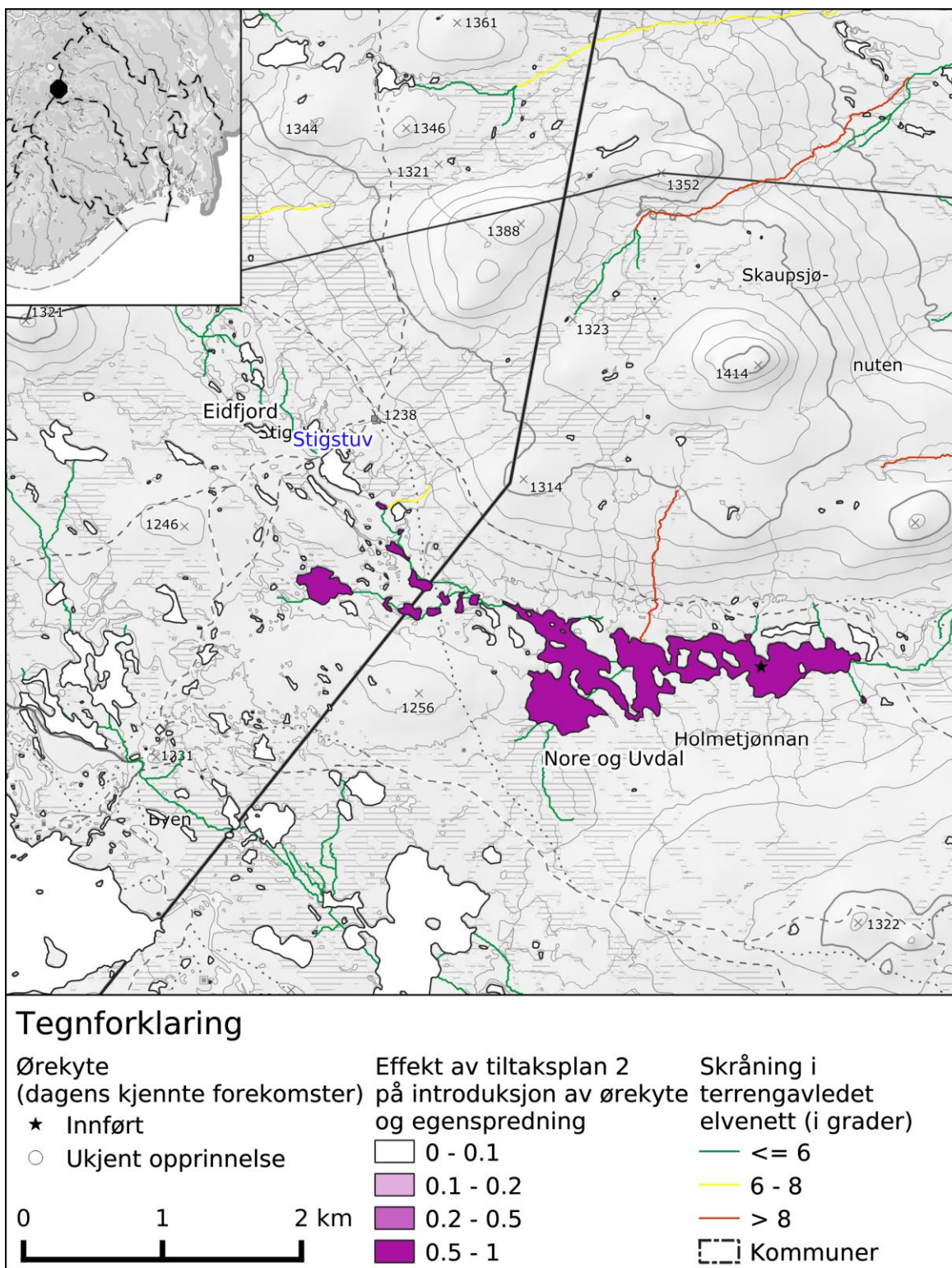


Figur 3.5. Stolpediagrammet viser hvordan gjennomføring av tiltak gjør at vannene i Eidfjord (blå) og Uvdal (oransje) kommuner endrer risikogruppe fra «stor risiko for introduksjon av ørekyte» i nullsenarioet (øverst) til «under 10 % risiko for introduksjon» etter tiltaksplan 1 (nederst).

3.5. Tiltaksplan 2: Fjerne ørekyt fra et større område og opprette nye fiskesperrer

3.5.1. Sammendrag

Forutsetning for denne tiltaksplanen er å øke dagens buffersone slik at Holmetjønn og Holmetjønnbekken vil inngå i denne. Dette innebærer å rotenonbehandle de nevnte områder, samt sette opp to nye sperrer i Holmetjønnbekken for å hindre egenspredning fra lavereliggende vann. Det man oppnår ved dette tiltaket vil være å øke avstanden mellom vannski og nærmeste vann med ørekyt. Økning av denne avstanden har to konkrete formål: 1) Redusere sannsynlighet for spredning forårsaket av mennesker, siden risiko for dette er knyttet opp mot distanse til nærmeste populasjon, og 2) redusere sannsynlighet for egenspredning fra buffersone og over vannskillet. Det kan oppstå noe lokal skepsis til dette tiltaket siden Holmetjønn også har ørret, og siden området har vært behandlet før uten at problemet ser ut til å være løst. Imidlertid er det knyttet betydelige allmenne interesser til ørretbestander på Hardangervidda, både som næring og rekreasjon, og det er stort sett stor aksept for at ørekyt kan være en trussel for denne. Det er derfor forventet at motstanden mot rotenonbehandling vil være minimal. Tiltaksplanen innebærer også overvåking av den nye buffersonen, men krever mest sannsynlig ikke hyppigere prøvetakninger enn hvert tredje år. Det er vesentlig å opprettholde overvåkingen siden det ikke virker realistisk at man kan eliminere risiko for utsetting helt. I tillegg er tidlig oppdagelse av fremmede arter ett av de viktigste virkemiddel man har når det gjelder mulighet for bekjempelse og reduksjon av videre spredning. Tiltaksplan 2 vil ifølge simuleringene, som forutsetter fjerning av ørekyt i Holmetjønn og 100 % effektiv sperre nedstrøms Holmetjønn, ha betraktelig reduksjon i risiko for introduksjon av ørekyt (fra 50-100 % til under 10 % risiko) i tolv (13 medregnet Holmetjønn) vann i området (**figur 3.6**) Vi anser tiltaksplan 2 for å ha noe høyere sannsynlighet for måloppnåelse enn tiltaksplan 1.



Figur 3.6. Kart som viser effekten (prosentvis endring i forhold til nullalternativet) av tiltaksplan 2. Alle fargede vann (grad av lilla) har en forventet prosentvis reduksjon av spredningsrisiko på over 10 %, mens alle hvite vann har en forventet reduksjon på under 10 % fra nullalternativet (figur 3.2). Graden av lillafarge indikerer graden av forventet prosentvis reduksjon, fordelt på fire endringskategorier.

3.5.2. Konkrete tiltak med vurdering

Tiltak 1 - Utrydningstiltak i utvidet buffersone inkludert Holmetjønn og Holmetjønnbekken

Ved å fjerne ørekyt fra Holmetjønn og mye av Holmetjønnbekken oppnår man å øke avstanden til vannskillet, og reduserer derfor sannsynlighet for utsetting av ørekyt over vannskillet. Man oppnår mest sannsynlig også at man reduserer sannsynlighet for egenspredning ved uforutsette hendelser med høy vannstand osv., som kan muliggjøre spredning til nye områder. Utfisking av ørekyt som metode for å utradere fisken fra buffersonen kan vurderes, men anses generelt som å være en usikker metode for å sikre ønsket resultat ettersom det er liten sannsynlighet for å fiske ut alle individer. En sikrere metode er rotenonbehandling, selv om dette kan gi negativ effekt på lokal fauna utover å fjerne ørekyt. Generelt ser man at en rotenonbehandling medfører en midlertidig reduksjon av bunnfaunaen, og stasjonære fiskearter blir borte (her ørretbestand). Rogn kan imidlertid overleve en rotenonbehandling, og det er derfor vesentlig at ikke rotenonbehandlingen skjer i en periode der ørekytrogner er beskyttet i bunnsubstratet. Det er varierende sensitivitet hos ulike arter av vannlevende invertebrater. Rotenonbehandling må derfor sees på som et drastisk tiltak, som ofte kan føre til misnøye og skepsis hos lokalbefolkning og brukere av området, uten god dialog og informasjon rundt en slik behandling. Basert på tidligere erfaringer i det konkrete området er det imidlertid forventet at det generelt skal være relativt stor aksept for å bekjempe ørekyt for å hindre spredning til andre ørretvann, samt hindre annen negativ effekt på fauna.

Tiltak 2 - Sette opp to sperrer i Holmetjønnbekken

Dette tiltaket følger tidligere befaringer og rapporterte anbefalinger (Lehmann & Skår 2014).

Tiltak 3 - Kontinuerlig overvåking av buffersonen

I tiltaksplan 2 vil man fokusere på Holmetjønnbekken og overvåking av buffersonen oppstrøms de nye sperrene som skal etableres her. Vi antar også at det bør prøvetas bredere enn selve buffersonen ved en regulær overvåking og legger til grunn at det tas prøver fra minst 10 lokaliteter, med duplikater for hver prøvetakning. Fylkesmannen i Vestland (Hordaland) har undersøkt flere lokaliteter ved hjelp av miljø-DNA over et større område både i 2016 og 2019 for å overvåke spredningen av ørekyt (Fossøy mfl. 2017, Fossøy mfl. in prep). Fylkesmannen i Vestland (Hordaland) har i 2019 og 2020 selv gjort undersøkelser ved å benytte NINA sine miljø-DNA-kit for å spore spredning av ørekyt på Hardangervidda.

Tiltak 4 - Beredskapsplan ved ny påvisning i buffersonen

Uavhengig av hvilken overordnet strategi som velges med hensyn til ørekyte, er det nødvendig å utarbeide en beredskapsplan med beskrivelse av tiltak ved eventuell ny påvisning i buffersonen. Videre bør beredskapsplanen omfatte alle aktuelle tiltak på lokalt og regionalt nivå, inkludert hvilke juridiske, kommunikasjonsmessige og holdningsskapende tiltak som kan være hensiktsmessige.

Tiltak 5 - Tiltak for å redusere risiko for nye introduksjoner

Det aller viktigste tiltaket i et langt tidsperspektiv (50 år), kan være å hindre at det skjer ulovlig introduksjon av uønskete arter. For å oppnå dette må det prioriteres å nå ut med informasjon, for å oppnå en økt bevisstgjøring hos folk flest og en holdningsendring blant de som har drevet og driver med ulovlige utsettinger. Målet må være en generell holdning om at det ikke er sosialt akseptabelt å risikere tap av umistelige naturverdier i form av biologisk mangfold. Samtidig bør det være en bevisstgjøring om at det kan bli alvorlige sanksjoner mot de som begår ulovligheter, noe som trolig også innebærer at lovverket blir skjerpet med hensyn til denne type miljøkriminalitet. Sanksjonsnivået fra Australia og New Zealand kan være en målestokk for hva som kreves av lovverk og bøtenivå for å hindre antropogen spredning av fremmede arter (se **avsnitt 3.4.2**).

3.5.3. Milepælsplan

Milepælsplanene har til hensikt å prioritere tiltakene, foreslå ansvarlige for tiltakene der det er mulig og indikere når tiltakene bør gjennomføres for å gi størst effekt. Tiltakene er strukturert under prioriteringskategorier som indikerer logisk rekkefølge og viktighet av tiltakene.

Tiltak med prioritering 1 som skal gjennomføres:

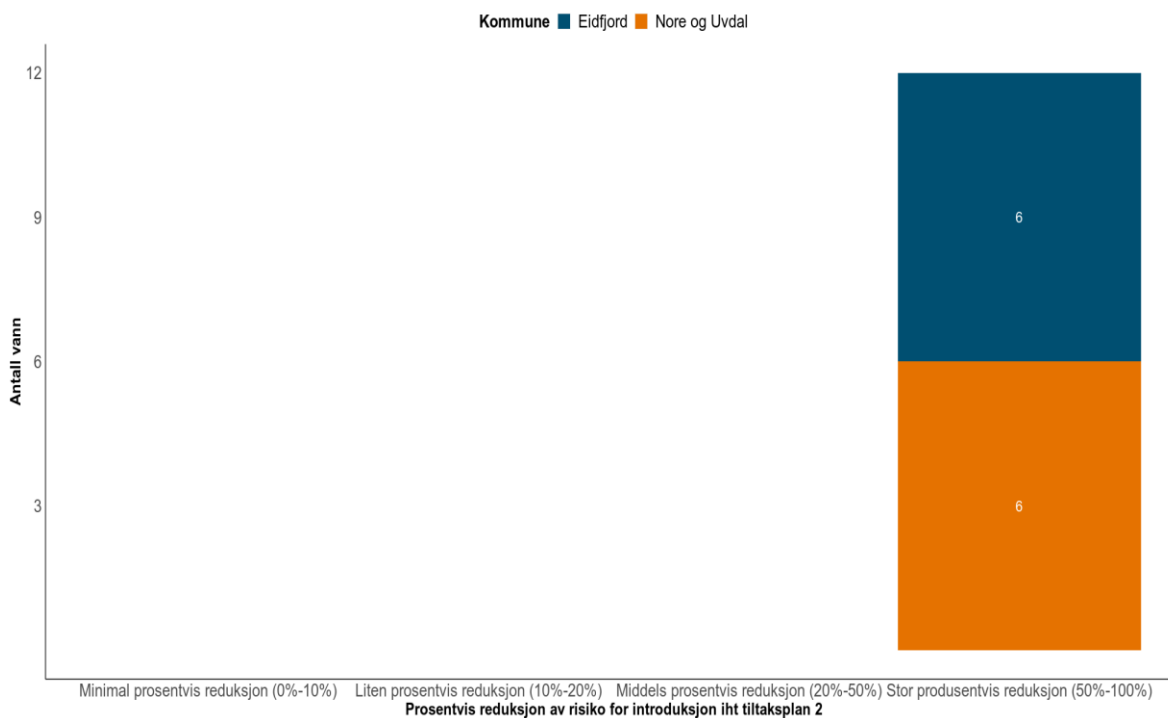
Ansvarlig	Tiltak	Oppstart
Veterinærinstituttet	1	Vår 2021, eller så snart forholdene tillater det
Ikke vurdert	2	Samme år som tiltak 1 (2021)

Tiltak med prioritering 2:

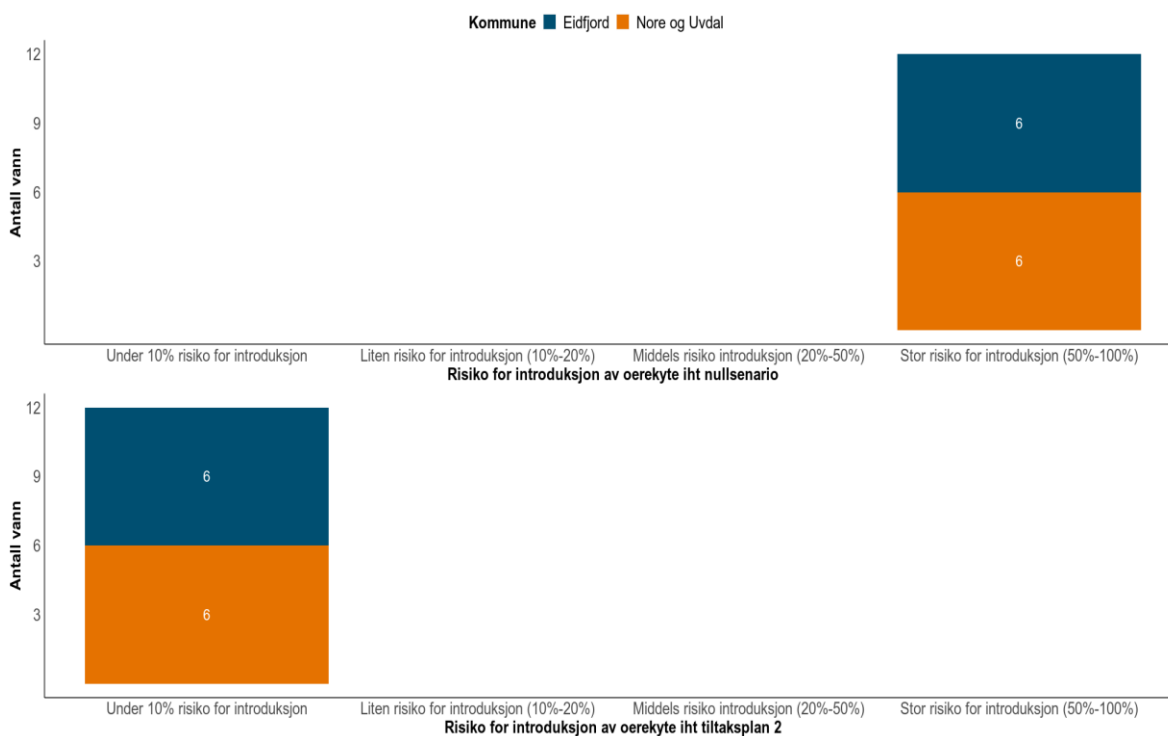
Ansvarlig	Tiltak	Oppstart
NINA/Fylkesmannen	3	Fra 2021
Ikke vurdert	4	Fra 2021
Ikke vurdert	5	Fra nå

3.5.4. Sannsynlighet for at målsetningen nås

I følge simuleringene er det relativt høy sannsynlighet for måloppnåelse ved tiltaksplan 2. Simuleringene viser at det vil være en stor prosentvis reduksjon i spredningsrisiko (stor effekt) for tolv vann i området (figur 3.7). Alle disse 12 vannene hadde i utgangspunktet en høy risiko for introduksjon i nullalternativet og fikk redusert risikoen til godt under 10% i tiltaksplanen (figur 3.8). Dette er i praksis det samme som i tiltaksplan 1. Selv om simuleringene ikke viser tydelige forskjeller mellom tiltaksplanene i risiko for spredning over vannskillet, er våres ekspertvurdering at tiltaksplan 2 vil gi høyest sannsynlighet for måloppnåelse på sikt. Dette er fordi man øker distansen til fra nærmeste ørekyt populasjon og vannskillet, som i teorien både reduserer sannsynlighet for utsetting, og også sannsynlighet for at ørekyt kan tilfeldig vandre over vannskillet ved perioder med høy vannføring. I simuleringene for tiltaksplan 2 så går risikoen for å få ørekyt i nærmeste vann over vannskillet fra ca. 1,5 % (nullalternativet) til under 0,5 %. Altså en veldig stor signifikant prosentvis endring, selv om risikoen i utgangspunktet er lav. Hyppigere perioder med økt vannføring kan forventes ved fremtidige klimaendringer.



Figur 3.7. Stolpediagrammet viser antall vann (y-akse) i Eidfjord (blå) og Nore og Uvdal (oransje) kommuner som vil få en forventet prosentvis reduksjon av risiko for introduksjon i henhold til tiltaksplan 2, sammenlignet med nullalternativet. Forventet reduksjon er klassifisert innenfor fire kategorier som indikerer størrelsen på den prosentvise reduksjonen (x-akse). Alle disse vannene har i utgangspunktet mer enn 10% risiko for introduksjon i nullalternativet.



Figur 3.8. Stolpediagrammet viser hvordan antall påvirket vann i Eidfjord (blå) og Uvdal (oransje) endrer risikogruppe fra nullalternativet (øverst) og til etter tiltaksplan 2 (nederst).

3.6. Kostnader og nytte ved tiltak mot ørekyt på Hardangervidda

De samfunnsøkonomiske kostnadene for tiltaksplan 1 mot ørekyt er beregnet til en nåverdi på ca. 0,6 millioner kroner. Hvilke elementer som inngår, og kostnadene ved hver av disse, er vist i tabell 2.2. Denne tiltakspakken går ut på å finne årsak til at ørekyt er kommet inn i buffersonen på ny, og utbedre problemområder, før eventuelt mer drastiske tiltak, som rotenonbehandling settes inn. Rotenonbehandling er realistisk som tiltak, men vil ikke være å anbefale om man ikke finner noen åpenbar årsak til spredning over eksisterende sperrer, siden det da kan forventes at ørekyt raskt vil kunne reetablere seg i buffersonen. Vi har derfor ikke regnet på rotenonbehandling eller andre konkrete fysiske utbedringstiltak i tiltaksplan 1 som kan bli nødvendige dersom det oppdages spredning, fordi vi ikke vet hvilke tiltak eller om og eventuelt når disse vil bli satt inn.

De samfunnsøkonomiske kostnadene for tiltaksplan 2 mot ørekyt er beregnet til en nåverdi på ca. 4,9 millioner kroner. Hvilke elementer som inngår, og kostnadene ved hver av disse, er vist i tabell 2.2. Dette tiltaket innebærer rotenonbehandling som hovedtiltak og de kostnadene det medfører.

Effekten på reduksjon av risiko for introduksjon i henhold til de to tiltaksplanene er betydelig i tolv vann fordelt på Nore og Uvdal og Eidfjord, men ellers relativt beskjeden, selv om det også kan være noen effekter i vann som ligger lenger ned. Det er imidlertid liten forskjell i effekt – og dermed antatte nyttevirkinger – mellom de to planene. En viktig kostnad som ikke er regnet inn, er de negative miljømessige og eventuelt samfunnsmessige virkningene av rotenonbehandling på annet biologisk mangfold i behandlingsperioden og en periode som følger.

Tidligere studier har undersøkt betalingsvilligheten for sikkert å bekjempe ørekyte (Magnussen mfl. (2018). Med overføring i tråd med beskrivelsen i vedlegg C, gir det **1010 kr** med et usikkerhetsintervall lik 505-1515 kr (se Vedlegg C, tabell 9.3 for utregning).

Kommunene som antas å få den største effekten av tiltakene mot ørekyt, Nore og Uvdal, samt Eidfjord, har til sammen 1555 husholdninger (se Vedlegg C, tabell 9.6). En enkel beregning av nytten (betalingsvilligheten) for tiltaksplanene gir da kr 1 565 500. Det mest konservative anslaget antar betalingsvillighet i nedre intervall gir en beregnet nytte (betalingsvillighet) på kr 782 750. Det er svært mange vann med mulighet for spredning av fremmed ørekyt på Hardangervidda, og dermed potensielt mange berørte. Hardangervidda er dessuten vernet som nasjonalpark, og det er derfor grunn til å anta at flere enn dem som bor i Nore og Uvdal og Eidfjord kommuner kan ha betalingsvillighet for å beholde stedege fiskebestander og øvrig stedege biodiversitet i vannene. Nore og Uvdal kommune der tiltakene settes inn og som får størst effekt av tiltakene ligger i tidligere Buskerud fylke, med 131 697 husholdninger per 1.1.2019, nå del av Viken. Eidfjord ligger i tidligere Hordaland fylke, med 243 952 husholdninger 1.1.2019, nå del av Vestland. Hvis vi antar at alle husholdninger som bor i begge fylker har en betalingsvillighet for å bevare vannene fri for ørekyt, kan betalingsvilligheten beregnes til 1010 kr/ husholdning som er forventet anslag og 505 kr/husholdning som et konservativt estimat. Dette gir en betalingsvillighet på henholdsvis $(1010 \cdot 375\,649)$ kr = kr 379 405 490 som et midlere estimat og kr 189 702 745 som et mer konservativt estimat.

3.6.1. Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av tiltaksplanene

I og med at risikovurderingene peker på at begge tiltaksplaner gir vesentlig reduksjon i sannsynlighet for ørekyt i relativt få vann, mens det sannsynligvis vil spres ørekyt til en rekke andre vann i et 50-års perspektiv uansett, er det imidlertid ikke gitt at så mange husholdninger vil ha nytte av tiltakene. Analysen viser dermed at tiltaksplan 1 som har mye lavere kostnader enn tiltaksplan 2 i utgangspunktet, og som gir nesten tilsvarende nyttevirkinger, bør anbefales basert på kostnytte analysen. Dette innebærer imidlertid svært kort potensiell spredningsvei til nærmeste vannforekomst over vannskillet ved Stigstuv, og relativt sett en mye høyere risiko for spredning. Tiltak 1 i denne tiltaksplanen vil derfor innebære å følge med og samle inn ytterligere informasjon, og på sikt er det mye mulig at det vil kreves sterke tiltak, i tråd med det som er foreslått i alternativ

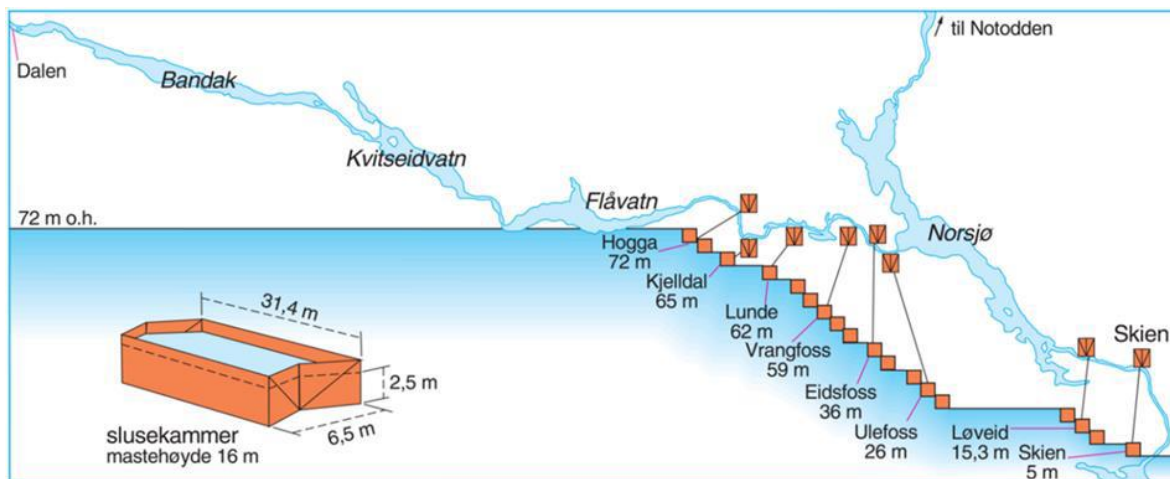
2. Men man ser an om det blir nødvendig med sterkere tiltak etter hvert. Kostnadene kan da bli høyere enn dem vi har regnet på her for tiltak 1, men hvis man følger med på utviklingen, er det ikke grunn til at det skulle kreve sterkere og mer kostbare tiltak på sikt enn det som er lagt til grunn for tiltaksplan 2. Dermed vil tiltaksplan 1 være den samfunnsøkonomisk mest lønnsomme av de to.

4.Målsetning 2: Hindre etablering av gjedde og suter i øvre del av Telemarkskanalen

4.1.Kunnskapsgjennomgang

4.1.1.Arts- og områdebeskrivelse

Telemarkskanalen er en del av Skiensvassdraget (også kalt Telemarksvassdraget), og utgjør en 105 km lang vannvei for båttrafikk mellom Dalen og Skien (figur 4.1). Hovedelementene i Telemarkskanalen er Vestvannene, Eidselva, Norsjø og Skienselva. Eidselva er en 23 km lang elvestrekning med en middelvannføring på 106 m³/s. I Telemarkskanalen finnes det til sammen åtte sluseanlegg som løfter og senker båter forbi elvestrekninger med opprinnelige stryk og fossefall. I Eidselva er det anlagt fem sluseanlegg med en samlet løftehøyde på 57 meter. Den øverste slusen ved Hogga demmer opp Bandak, Kviteseidvatnet og Flåvatnet (Vestvannene). Hogga sluse består av to slusekammer. Den øverste sluseporten er siste barriere for oppvandring av fisk til Vestvannene. Kjeldal sluse er det nest øverste sluseanlegget med ett slusekammer.



Figur 4.1. Oversikt over Telemarkskanalen i Skiensvassdraget med omtrentlig lokalisering av sluser som løfter og senker båter. Figuren er hentet fra Store norske leksikon (www.snl.no).

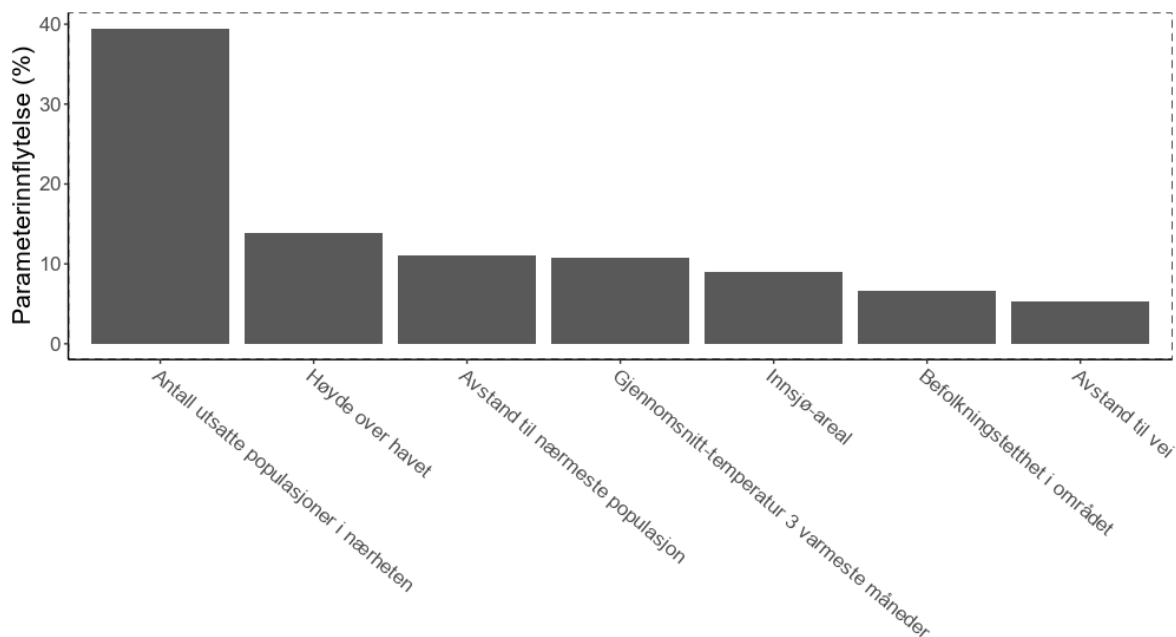
I Skiensvassdraget har det blitt introdusert fremmede fiskearter med stort negativt potensial for naturlig fiskesamfunn og øvrig biologisk mangfold. I dag finnes det bestander av gjedde og suter i Telemarkskanalen (Hesthagen & Sandlund 2016). Gjerdde er en effektiv rovfisk, og kan derfor redusere populasjoner av øret betraktelig. De kan også utrydde populasjoner av ørret helt, avhengig av vanntemperatur og størrelse på vannet. I tillegg kan gjerdde føre med seg grovhaket gjerdde-mark, som infiserer kjøttet til sik og reduserer dermed matkvaliteten for siken. Man antar at suterer ikke har like stor negativ effekt som gjerdde, og den er heller ikke i direkte konkurranse med ørret. Den kan imidlertid utgjøre en trussel for stedegen karpesfisk der hvor suter blir introdusert.

Det er knyttet en viss usikkerhet til nåværende utbredelse og spredningsveier. Senere års utvikling av miljø-DNA som metode for å påvise fiskeforekomst, har gitt bedre kunnskap om forekomst av gjerdde i Telemarkskanalen (Fossøy mfl. 2017, 2018, 2019). Det har blitt gjennomført flere forsøk på å fjerne og begrense spredningen av gjerdde i Telemarkskanalen. I 2013 ble det etablert en elektrisk fiskesperre ved Kjeldal sluse, for å hindre at gjerdde spres videre oppover Telemarkskanalen. Imidlertid har flere undersøkelser i ettertid (Fossøy mfl. 2017, 2018, 2019), vist at det også i senere år har vært forekomst av gjerdde i området mellom Kjeldal og Hogga sluser. Det er usikkert hvorvidt den elektriske sperren har fungert, om gjerdde har kunnet passere dammen ved Kjeldal, eller om det har skjedd ulovlig flytting av gjerdde i nyere tid.

En nasjonal ekspertgruppe for fiskesperrer fikk i desember 2018 i oppdrag å utrede ulike tiltak for å hindre spredning av gjedde til Vestvannene. Ekspertgruppa har levert sin innstilling med anbefalinger om tiltak, som i tillegg til spesielt fokus på gjedde også inkluderte problematikk knyttet til suter (Anonym 2020b). Ekspertgruppa anbefalte å gjennomføre utryddingstiltak mot gjedde og suter i hele vassdragsavsnittet mellom Hogga og Norsjø, og følge opp med kontinuerlig overvåking i den nye buffersonen mellom Hogga og Norsjø, utarbeidelse av en beredskapsplan i tilfelle ny spredning, samt økt satsing på informasjonsarbeid og holdningsskapende arbeid lokalt og regionalt (Anonym 2020b). Den faglige begrunnelsen for å gjennomføre utryddingstiltak ned til Norsjø, og ikke bare mellom Hogga og Kjeldal som i tidligere tilfeller, er at dette gir en vesentlig større buffersonen uten at miljøkostnadene øker tilsvarende.

4.1.2. Sannsynlighet for at gjedde blir satt ut

Når det gjelder spredning av gjedde er det generelt sett en tydelig trend at sannsynligheten for nye utsetninger henger sammen med eksisterende forekomst, det vil si antall vannforekomster i et gitt område der gjedde allerede er satt ut (**figur 4.2**). Det er to hovedgrunner til dette. For det første vil forekomst av gjedde i et område øke sannsynlighet for spredning, siden det er lettere å flytte levende fisk over korte enn lange avstander. For det andre vil tidligere introduksjon av gjedde øke sannsynligheten for at det finnes en gruppe mennesker som bevisst og aktivt setter ut gjedde i området. Antakelsen om at gjedde aktivt og bevisst settes ut i området, styrkes også med tanke på at avstand til nærmeste gjeddepopulasjon har mindre effekt på introduksjonsrisiko enn for eksempel høyde over havet. Dette tilsier at gjedde også blir flyttet over større avstander, og ikke bare lokalt til nærliggende vannforekomster. Det at denne parameteren har mindre innflytelse enn tilfellet er for ørekyt, betyr i praksis at også vann i litt mer perifere områder har en økt risiko for introduksjon, så lenge det finnes flere gjeddebestander innenfor et gitt geografisk område.

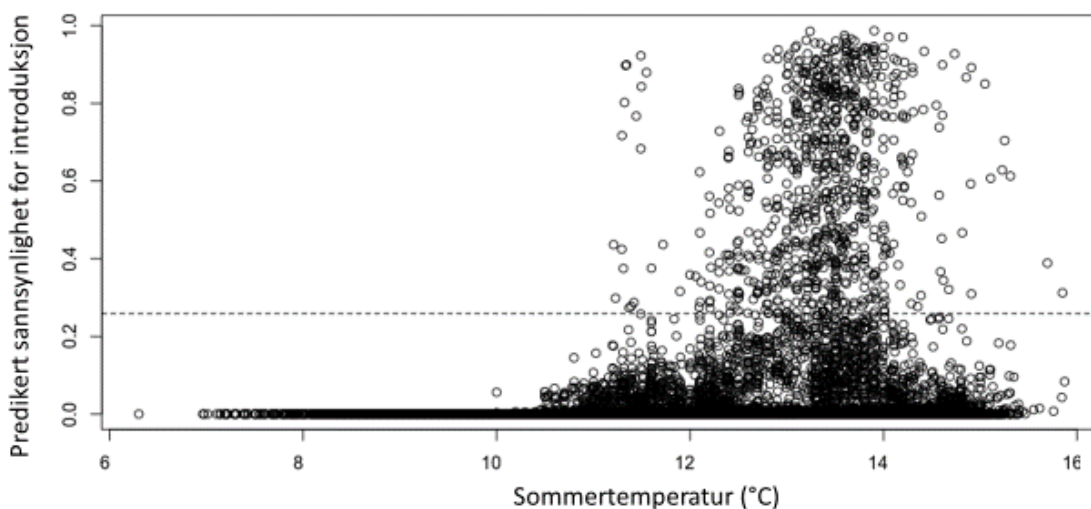


Figur 4.2. Variabler som er inkludert i prediksjonsmodellen for risiko for menneskelig utsetting av gjedde (x-akse). Høyden på søylene angir den relative innflytelsen (y-aksen) disse har på modellert risiko for spredning av gjedde i Norge. Form på innsjø er tatt ut av figuren, selv om denne variabelen var med i modellen, siden den betydde veldig lite for introduksjonsrisiko.

Data og modelleringer på spredning av gjedde i naturlige miljø i Sverige kan tyde på at gjedda ikke kan forser elvestrekker som har mer enn sju-åtte graders helning (Perrin mfl. 2020). Det er imidlertid en del usikkerhet knyttet til denne grensen for egenspredning oppover i et vassdrag, og spredningen vil avhenge av flere forhold som påvirker vandringsmuligheter, eksempelvis vanntemperatur, turbulens og substratforhold. Vi simulerte derfor egenspredningspotensial i intervallet 6-9 graders helning, og presenterer snittet av dette i analysene. For suter har vi ikke tilsvarende informasjon om svømmekapasitet og hvilke fysiske forhold som hindrer spredning, og har i denne sammenhengen antatt at disse tilsvarer det som er kjent hos gjedde.

4.2. Endring av spredningspotensial under klimaendringer

Generelt sett er det forventet at risikoen for at mennesker sprer gjedde i Norge øker med økende temperatur (figur 4.3). Det er i hovedsak et resultat av at flere vannforekomster vil få et temperaturregime som gir økt sannsynlighet for at en gjeddebestand kan etablere seg som følge av utsetting. Det er imidlertid flere faktorer som spiller inn på denne sannsynligheten, slik at en tolkning av endring i spredningspotensial utelukkende basert på temperatur i mange tilfeller kan være misvisende for det enkelte vannforekomst. Det foreligger ikke tilstrekkelig datagrunnlag for å gjøre tilsvarende kalkuleringer for suter i Norge, men det antas at risikoen for spredning av suter vil følge en sammenlignbar trend som for gjedde. Med økende temperatur er det også forventet en forskyving i konkurranseforholdet mellom gjedde og stedege arter som ørret og røye, som vil gå favør gjedde og suter. Gjedde og suter har en høyere optimaltemperatur for vekst og energiomsetning som gjør at de klarer seg bedre når temperaturen øker. Nedskålede klimaprojeksjoner for Telemarksområdet tilsier at man må forvente høyere vanntemperatur og noe mer nedbør. Vi forventer derfor også at både gjedde og suter skal øke utbredelsesområdene under klimafremskrivninger for området. Det er imidlertid vanskelig å si noe konkret om hvordan dette vil endre sannsynligheten for tilstedeværelse av artene i de spesifikke vannene.



Figur 4.3. Predikert introduksjonsrisiko for gjedde i Norge (y-akse) som en funksjon av gjennomsnittlig sommertemperatur i lufta (juni, juli, august, x-akse). Hver sirkel i plottet representerer et vannforekomst. Prediksjonene er basert på en maskinlærings-modell som tar for seg registrerte utsettinger og etableringer av gjedde i Norge de siste 50 årene. Figuren viser at vi ved en temperaturøkning kan forvente økende sannsynlighet for introduksjon av gjedde i vann som nå ligger i områder med sommertemperatur på under ca. 12 grader.

4.3. Nullalternativ

Det er stor sannsynlighet for spredning av gjedde og suter til mange vann i området som er tilknyttet kanalen (se **figur 4.4** for gjedde). Ut fra eksisterende kartgrunnlag er det en liten strekning oppstrøms Hogga sluse som har over 8 grader helning i terrenget, og dette gir derfor relativt liten mulighet for egenspredning oppover forbi Hogga i simuleringene. Det er derimot en reell sannsynlighet, gitt spredningsmodellen, for at gjedde, og antageligvis også suter vil bli satt ut oppover i vassdraget. Det høyeste bidraget til risikoen for spredning i Vestvanna (Flåvatn, Kvitseidvatn og Bandak) kommer derfor fra den samlede risiko for at noen vann i vassdraget som ligger oppstrøms Vestvanna, vil få gjedde som følge av utsettinger. Det er ca. 3000 vann som ligger ovenfor Vestvanna i vassdraget, og selv om det er relativt liten sannsynlighet for at gjedde settes ut i hvert enkelt vann, så blir risikoen betydelig når man ser på antall vann. Og med den antagelsen at gjedde og suter kan komme seg uhindret nedover i et vassdrag gitt nok tid, så vil det da være høy risiko for spredning til vann som ligger langt ned i vassdraget.



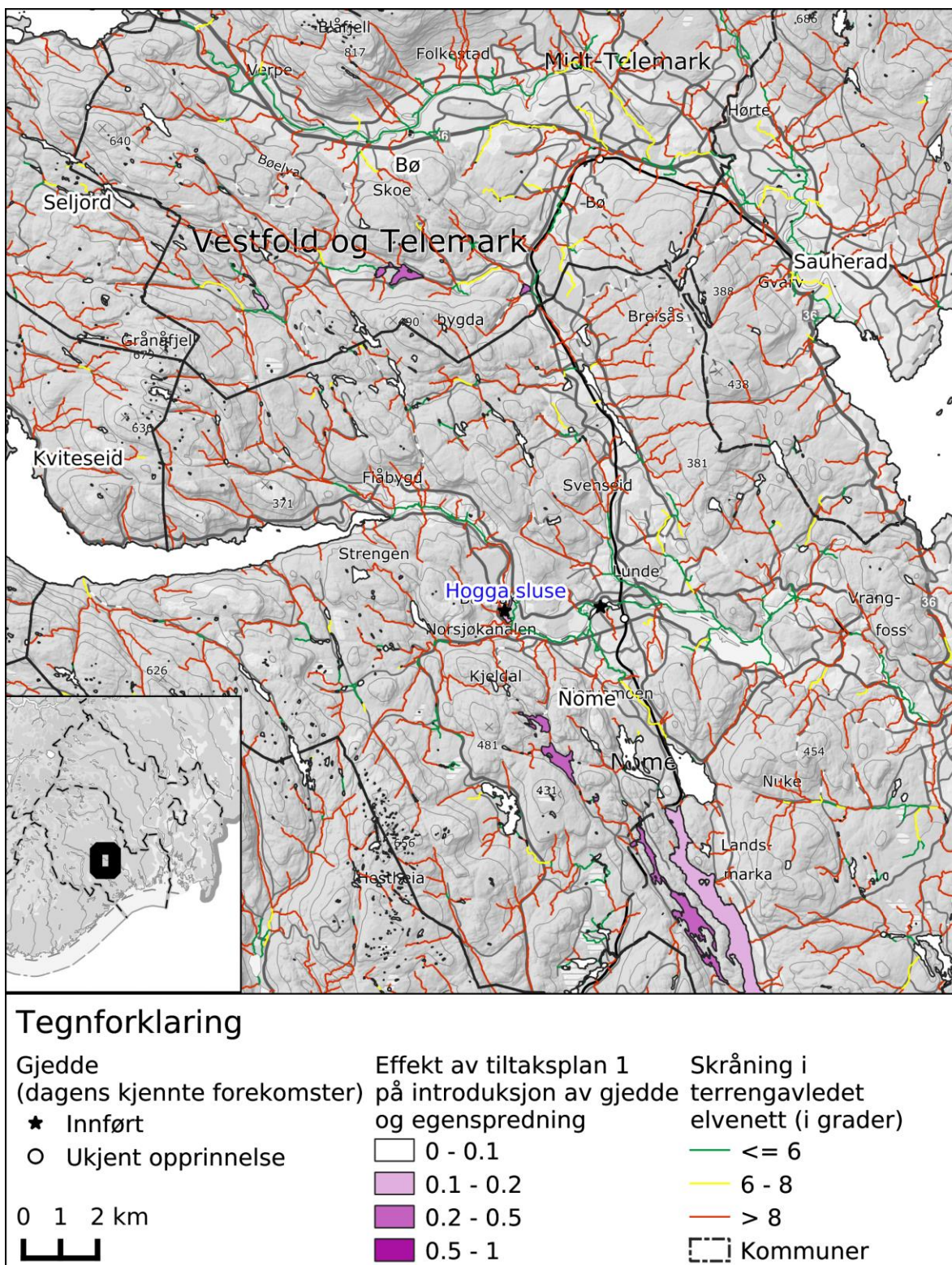
Figur 4.4. Spredningssannsynlighet for gjedde i et nullalternativ (ingen tiltak), fordelt på fire kategorier: 0-10 % (hvit), 10-20 %, 20-50 % og 50-100 % (mørk rød). Ettersom suter har for lite beregningsgrunnlag så lar vi gjedde også indikere for risiko for suter. Kartet er fokusert på tområdet rundt Telemarkskanalen men spredningsrisiko er også beregnet for vann utenfor dette kartutsnittet, der hvor endringer blir observert. Fargede linjer i kartet viser tilgjengelig data på elevnettverk, klassifisert med fargekode etter helningsgrad.

4.4. Tiltaksplan 1: Opprettholde dagens buffersone

4.4.1. Sammendrag

Tiltaksplan 1 tar utgangspunkt i å opprettholde dagens ordning, som er å holde dagens buffersone fri for gjedde og suter. Dette innebærer utryddingstiltak mellom Hogga og Kjeldal sluse, samt nøye overvåking av tilstedeværelse av gjedde i denne buffersonen ettersom det virker ganske sannsynlig at reintroduksjon og spredning inn igjen i området vil forekomme. Gjedde og suter bør også i størst mulig grad fiskes ut nedstrøms buffersonen for å redusere en sannsynlig tetthets-effekt på egenspredningen, samt risiko for videre utsetting oppstrøms. Med tetthets-effekt på egenspredning så menes at det ved økende tetthet av gjedde og suter i området også vil øke sannsynlighet for at noen fisk vil vandre og spre seg videre. Det er med andre ord i praksis umulig å opprettholde buffersonen på lengre sikt, uten regelmessige tiltak som utfisking (bestandsreduering) eller rotenonbehandling (utryddelse). Det vil innebære langsiktige kostnader for å opprettholde disse tiltakene, inkludert kontinuerlig overvåking av buffersonen. Dersom gjedde og suter kommer seg til strekningen oppstrøms Hogga sluse, er det sannsynlig at artene i løpet av relativt kort tid vil etablere seg i Vestvannene. Dette ut fra at det ikke er noe effektive vandringshindre på elvestrekningen oppstrøms Hogga sluse. Viktigste tiltaket på sikt vil nok være å redusere sannsynlighet for ulovlig utsetting av gjedde og suter. Dette fordi det er svært mange vann oppstrøms Vestvanna og den akkumulerte risikoen for at noen av disse får gjedde hvis utsettingsmønsteret vi har sett til nå fortsetter, og at den da kan spre seg nedover til Vestvanna fra disse, er svært stor.

Tiltaksplan 1 vil ifølge simuleringene, som forutsetter fjerning av gjedde og suter i buffersona og 100 % effektiv fiskesperre, ha god effekt for 15 vann og en litt mindre effekt for ytterligere tre vann, som alle hadde over 10 % risiko for introduksjon i nullalternativet (**figur 4.6**).



Figur 4.5. Kart som viser effekten (prosentvis endring i forhold til nullalternativet) av tiltaksplan 1. Alle fargede vann (grad av lilla) har en forventet prosentvis reduksjon av spredningsrisiko på over 10 %, mens alle hvite vann har en forventet reduksjon på under 10 % fra nullalternativet (figur 4.4). Graden av lillafarge indikerer graden av forventet prosentvis reduksjon, fordelt på fire endringskategorier.

4.4.2. Konkrete tiltak med vurdering

Tiltak 1 – Utryddingstiltak i området mellom Hogga og Kjeldal sluser

For å være sikker på at buffersonen skal være fri for gjedde og suter, vil det kreve gjennomføring av utryddingstiltak i området mellom Hogga og Kjeldal sluser. Kjemiske behandlinger med bruk av rotenon er drastiske tiltak for å fjerne gjedde, men antageligvis eneste metode som vil gi ønsket effekt i dette tilfellet. Utfisking av gjedde er en alternativ strategi, som her kan basere seg på en kombinasjon av garn og elektrisk båtfiske. En slik strategi vil imidlertid ha et usikkert utkomme, siden det ikke finnes gode eksempler fra norske vassdrag på at effektiv utfisking har vært gjennomført.

Tiltak 2 – Kontinuerlig overvåking av buffersonen

For å få en tidlig varslings dersom gjennomførte utryddingstiltak ikke er vellykkete, eller at det skjer ny spredning eller introduksjon av uønskete arter, er det viktig å ha en kontinuerlig overvåking av status i buffersonen. Den kontinuerlige overvåkingen bør være spesiell intensiv i den første fasen etter utryddingstiltak, og bør som et minimum bestå av to prøveinnsamlinger på flere stasjoner hvert år. Ut fra oppnådde erfaringer er innsamling av vannprøver for analyser av miljø-DNA den mest kostnadseffektive overvåkingsmetoden i Telemarkskanalen. I og med at det finnes gjedde i umiddelbar nærhet av buffersonen, og suter noen kilometer lengre nedstrøms, vil overvåkingsbehov på et tilfredsstillende nivå ha et svært langsiktig perspektiv.

Tiltak 3 - Utfisking av gjedde og suter nedstrøms Kjeldal sluse

Dersom det ikke gjennomføres utryddingstiltak i en utvidet buffersone, er det nødvendig å iverksette tiltak for å redusere sannsynligheten for rask reetablering oppstrøms Kjeldal sluse. Ut fra oppnådde erfaringer er garnfiske etter gjedde relativt effektivt for å redusere bestanden betydelig, selv om det neppe kan brukes for fullstendig utryddelse. Derfor kan garnfiske på utvalgte lokaliteter med gjeddehabitat være et bestandsreducerende tiltak som gjennomføres på regelmessig basis. Tiltaket bør som et minimum gjennomføres på årlig basis, og fortrinnsvis i forkant av gjeddas gyteperiode på vårparten. Når det gjelder tiltak mot suter foreligger det et betydelig mindre erfaringsgrunnlag fra norske vassdrag. I og med at suter i større grad enn gjedde er avhengig av stillestående vann, kan garnfiske etter suter konsentreres til Lundevannet og tiliggende elvestrekninger oppstrøms og nedstrøms.

Tiltak 4 - Beredskapsplan ved ny påvisning i buffersonen

Uavhengig av hvilken overordnet strategi som velges med hensyn til gjedde og suter, er det nødvendig å utarbeide en beredskapsplan med beskrivelse av tiltak ved eventuell ny påvisning i buffersonen. Videre bør beredskapsplanen omfatte alle aktuelle tiltak på lokalt og regionalt nivå, inkludert hvilke juridiske, kommunikasjonsmessige og holdningsmessige tiltak som kan være hensiktsmessige.

Tiltak 5 – Tiltak for å redusere risiko for nye introduksjoner

Det aller viktigste tiltaket i et langt tidsperspektiv (50 år), kan være å hindre at det skjer ulovlig introduksjon av uønskete arter. For å oppnå dette må det prioriteres å nå ut med informasjon, for å oppnå en økt bevisstgjøring hos folk flest og en holdningsendring blant de som har drevet og driver med ulovlige utsettinger. Målet må være en generell holdning om at det ikke er sosialt akseptabelt å risikere tap av umistelige naturverdier i form av biologisk mangfold. Samtidig bør det være en bevisstgjøring om at det kan bli alvorlige sanksjoner mot de som begår ulovligheter, noe som trolig også innebærer at lovverket blir skjerpet med hensyn til denne type miljøkriminalitet. Sanksjonsnivået fra Australia og New Zealand kan være en målestokk for hva som kreves av lovverk og bøtenivå for å hindre antropogen spredning av fremmede arter (se **avsnitt 3.4.2**).

4.4.3. Milepælsplan

Milepælsplanene har til hensikt å prioritere tiltakene, foreslå ansvarlige for tiltakene der det er mulig og indikere når tiltakene bør gjennomføres for å gi størst effekt. Tiltakene er strukturert under prioriteringskategorier som indikerer logisk rekkefølge og viktighet av tiltakene.

Tiltak med prioritering 1 som skal gjennomføres:

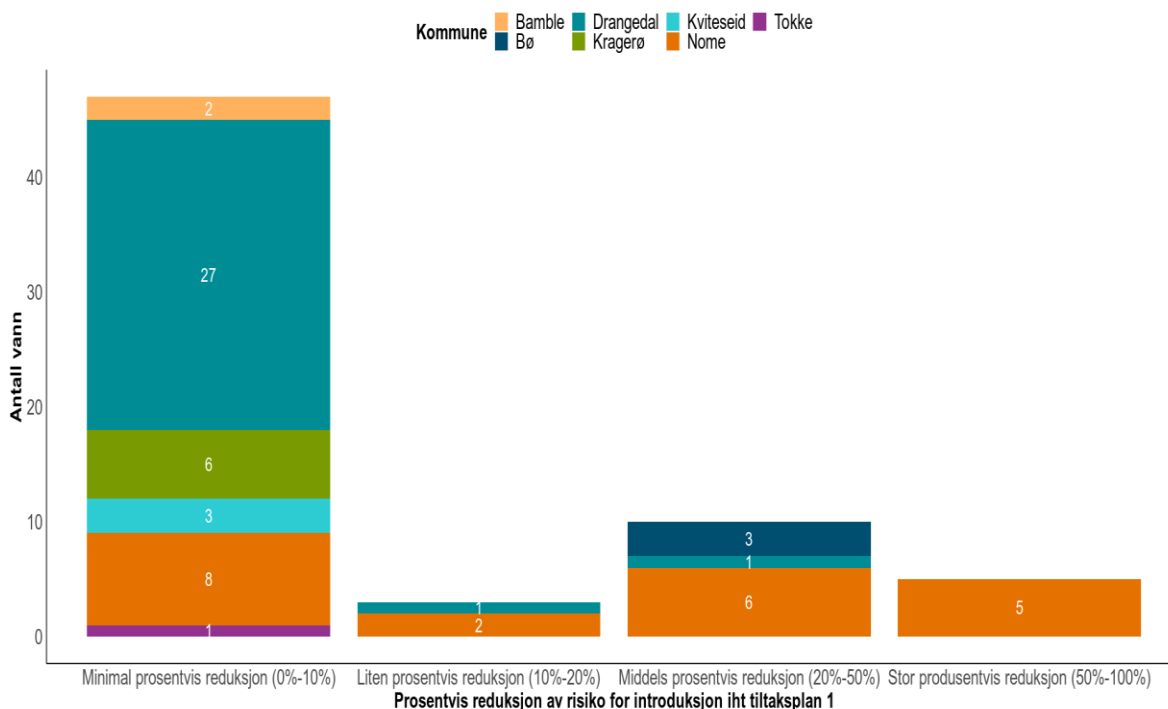
Ansvarlig	Tiltak	Oppstart
Veterinærinstituttet	1	Vår 2021, eller så snart forholdene tilsier det
NINA	2	Samme år som tiltak 1 (2021)

Tiltak med prioritering 2:

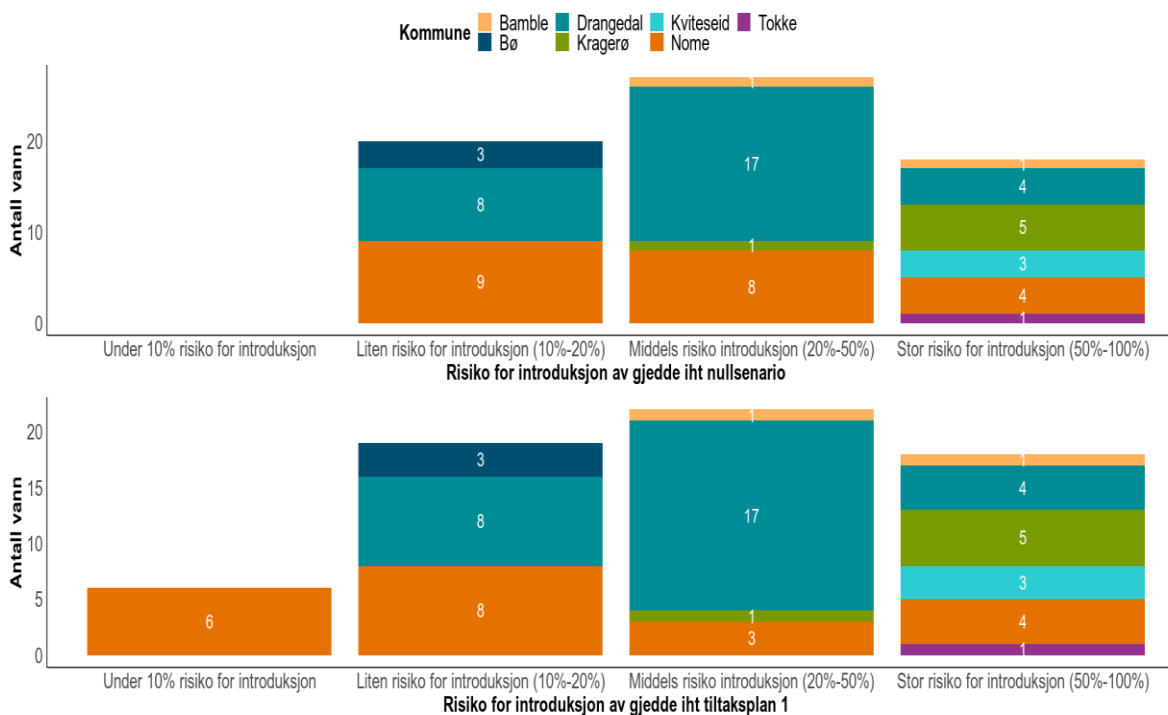
Ansvarlig	Tiltak	Oppstart
Ikke vurdert	3	Fra 2021
Ikke vurdert	4	Fra 2021
Ikke vurdert	5	Fra nå

4.4.4. Sannsynlighet for at målsetningen nås

Det er ganske liten sannsynlighet for at man hindrer videre spredning av gjedde og suter i Vestvanna ifølge simuleringene for tiltaksplan 1. Dette er med bakgrunn i en samlet risiko fra spredning fra Telemarkskanalen og akkumulert risiko for menneskelig introduksjon i vann oppstrøms i vassdraget. Det vil derfor være vesentlig at man klarer å oppnå god effekt med tiltak 5 i tiltaksplanen om man skal klare å hindre spredning over tid. Simuleringene viser imidlertid en god effekt for 15 vann og en litt mindre effekt for ytterligere tre vann, som alle hadde over 10 % risiko for introduksjon i nullalternativet. Dette innebærer fem vann i Nome med 50-100 prosentvis reduksjon i forhold til nullalternativet, ti vann fordelt i Bø, Nome og Drangedal med 20-50 prosentvis reduksjon, og tre vann Nome og Drangedal med 10-20 prosentvis reduksjon i introduksjonsrisiko (**figur 4.6**). Dette innebærer i praksis at seks vann blir flyttet ned fra gruppen middels og liten risiko, til veldig liten risiko (under 10 %, se **figur 4.7**).



Figur 4.6. Stolpediagrammet viser antall vann (y-akse), fordelt på kommuner, som vil få en forventet prosentvis reduksjon av risiko for introduksjon i henhold til tiltaksplan 1, sammenlignet med nullalternativet. Forventet reduksjon er klassifisert innenfor fire kategorier som indikerer størrelsen på den prosentvise reduksjonen (x-akse). Alle disse vannene har i utgangspunktet mer enn 10 % risiko for introduksjon i nullalternativet.



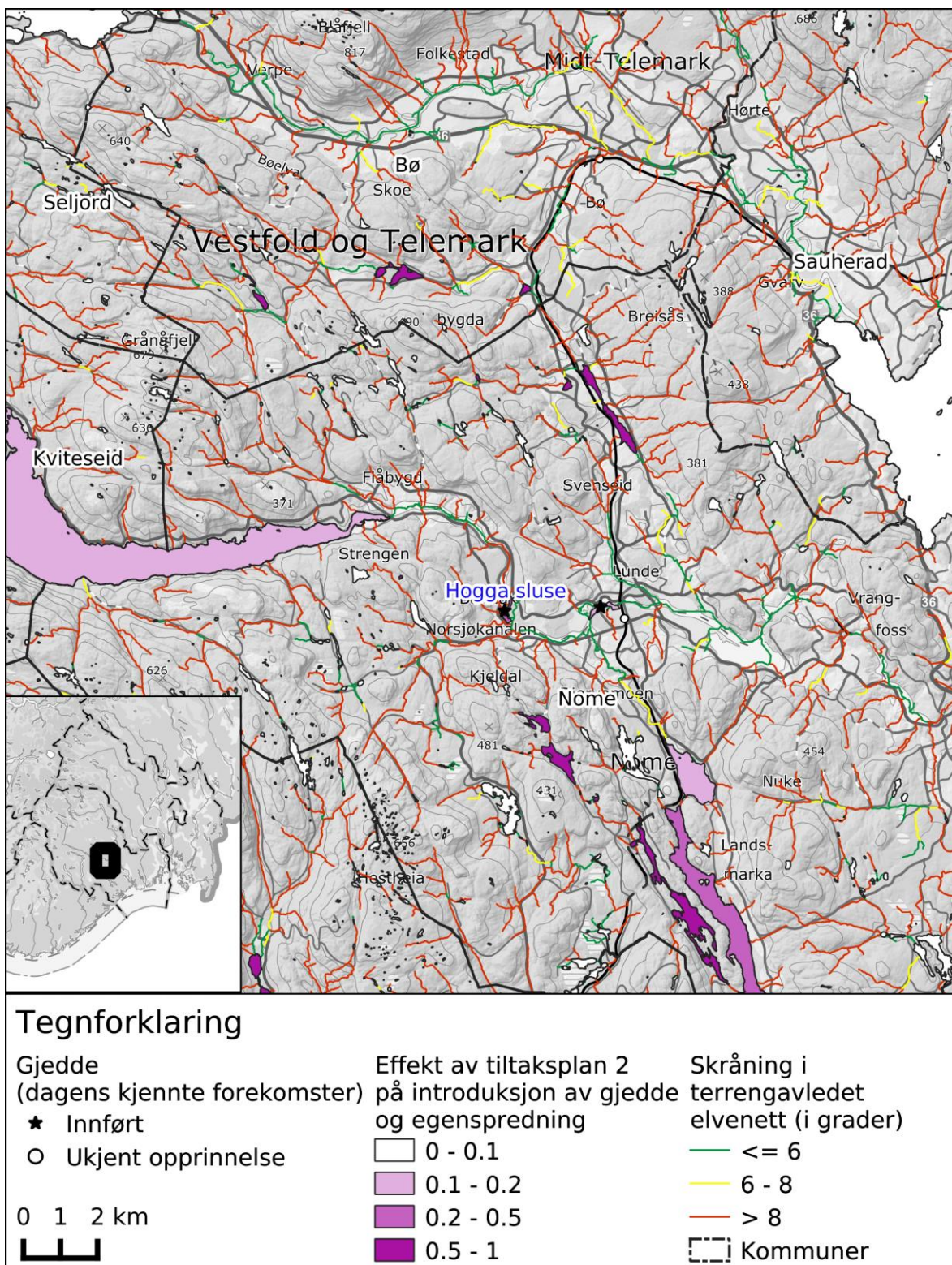
Figur 4.7. Stolpediagrammet viser hvordan antall påvirket vann endrer risikogruppe fra nullalternativet (øverst) og til etter tiltaksplan 1 (nederst).

4.5. Tiltaksplan 2: Øke buffersonen nedstrøms Hogga sluse

4.5.1. Sammendrag

Tiltaksplan 2 tar utgangspunkt i en gjedde- og suter-fri sone fra Hogga og ned til Ulefoss, inkludert Nomevatnet. Dette øker størrelsen på buffersonen betraktelig, og reduserer derfor både potensialet for egenspredning og sannsynlighet for menneskelig utsetting ovenfor Hogga sluse. Den eksisterende elektriske fiskesperren vil derfor kunne skrur av, siden det er svært lite sannsynlig med egenspredning hos gjedde og suter oppover fra Ulefoss. Effekten på tiltaket forutsetter at det ikke er spredd gjedde og suter fra Nomevatnet (eksisterende populasjoner) og ned Straumen til Tyri, ettersom det er en teoretisk mulighet for at Straumen mellom Nomevatnet og Tyri ikke er noen vesentlig vandringshinder for gjedde oppover i vassdraget. Viktigste tiltaket på sikt vil imidlertid være å redusere sannsynlighet for ulovlig utsetting av gjedde og suter. Dette fordi det er svært mange vann oppstrøms Vestvanna og den akkumulerte risikoen for at noen av disse får gjedde hvis utsettingsmønsteret vi har sett til nå fortsetter, og at den da kan spre seg nedover til Vestvanna fra disse, er svært stor.

Tiltaksplan 2 vil ifølge simuleringene, som forutsetter fjerning av gjedde og suter i buffersona og 100 % effektiv fiskesperre, ha veldig god effekt (stor %-vis reduksjon) på hindring av spredning i 27 vann fordelt over Drangedal, Nome og Bø kommune (**figur 4.8**)



Figur 4.8. Kart som viser effekten (prosentvis endring i forhold til nullalternativet) av tiltaksplan 2. Alle fargede vann (grad av lilla) har en forventet prosentvis reduksjon av spredningsrisiko på over 10 %, mens alle hvite vann har en forventet reduksjon på under 10 % fra nullalternativet (figur 4.4). Graden av lillafarge indikerer graden av forventet prosentvis reduksjon, fordelt på fire endringskategorier.

4.5.2. Konkrete tiltak med vurdering

Tiltak 1 – Utryddingstiltak i området nedstrøms Hogga sluse

For å være sikker på at buffersonen skal være fri for gjedde og suter, vil det kreve gjennomføring av utryddingstiltak i området med kjente forekomster. Kjemiske behandlinger med bruk av rotenon er drastiske tiltak for å fjerne to arter, men antageligvis eneste metode som vil gi ønsket effekt i dette tilfellet. Utfisking av gjedde og suter er en alternativ strategi, som her kan basere seg på en kombinasjon av garn og elektrisk båtfiske. En slik strategi vil imidlertid ha et usikkert utkomme, siden det ikke finnes eksempler fra norske vassdrag at utfisking har vært vellykket.

Tiltak 2 - Kontinuerlig overvåking av buffersonen

For å få en tidlig varsling dersom gjennomførte utryddingstiltak ikke er vellykkete, eller at det skjer ny spredning eller introduksjon av uønskete arter, er det viktig å ha en kontinuerlig overvåking av status i buffersonen. Den kontinuerlige overvåkingen bør være spesiell intensiv i den første fasen etter utryddingstiltak, og bør som et minimum bestå av to prøveinnsamlinger på flere stasjoner hvert år. Ut fra oppnådde erfaringer er innsamling av vannprøver for analyser av miljø-DNA den mest kostnadseffektive overvåkingsmetoden i Telemarkskanalen. Etter at det er rimelig sikkert at utryddingstiltak har vært vellykket på kort sikt, kan man redusere omfanget av overvåkingen til én innsamlingsrunde på et noe mindre stasjonsnett hvert år. Gitt at det ikke skjer noen generell økning i forekomst av uønskete arter i nedbørsfeltet, kan det på lenger sikt være tilstrekkelig med overvåking av buffersonen hvert andre år.

Tiltak 3 - Beredskapsplan ved ny påvisning i buffersonen

Uavhengig av hvilken overordnet strategi som velges med hensyn til gjedde og suter, er det nødvendig å utarbeide en beredskapsplan med beskrivelse av tiltak ved eventuell ny påvisning i buffersonen. Dersom det velges etablering av utvidet bufferson gjennom utryddingstiltak nedstrøms Hogga sluse, er det viktig at beredskapsplanen omfatter aktuelle tiltak i både eksisterende (Hogga-Kjeldal) og utvidet bufferson (Hogga-Norsjø). Videre bør beredskapsplanen omfatte alle aktuelle tiltak på lokalt og regionalt nivå, inkludert hvilke juridiske, kommunikasjonsmessige og holdningsskapende tiltak som kan være hensiktsmessige.

Tiltak 4 - Tiltak for å redusere risiko for nye introduksjoner

Det aller viktigste tiltaket i et langt tidsperspektiv (50 år), kan være å hindre at det skjer ulovlig introduksjon av uønskete arter. For å oppnå dette må det prioriteres å nå ut med informasjon, for å oppnå en økt bevisstgjøring hos folk flest og en holdningsendring blant de som har drevet og driver med ulovlige utsetninger. Målet må være en generell holdning om at det ikke er sosialt akseptabelt å risikere tap av umistelige naturverdier i form av biologisk mangfold. Samtidig bør det være en bevisstgjøring om at det kan bli alvorlige sanksjoner mot de som begår ulovligheter, noe som trolig også innebærer at lovverket blir skjerpet med hensyn til denne type miljøkriminalitet. Sanksjonsnivået fra Australia og New Zealand kan være en målestokk for hva som kreves av lovverk og bøtenivå for å hindre antropogen spredning av fremmede arter (se **avsnitt 3.4.2**).

4.5.3. Milepælsplan

Milepælsplanene har til hensikt å prioritere tiltakene, foreslå ansvarlige for tiltakene der det er mulig og indikere når tiltakene bør gjennomføres for å gi størst effekt. Tiltakene er strukturert under prioriteringskategorier som indikerer logisk rekkefølge og viktighet av tiltakene.

Tiltak med prioritering 1 som skal gjennomføres:

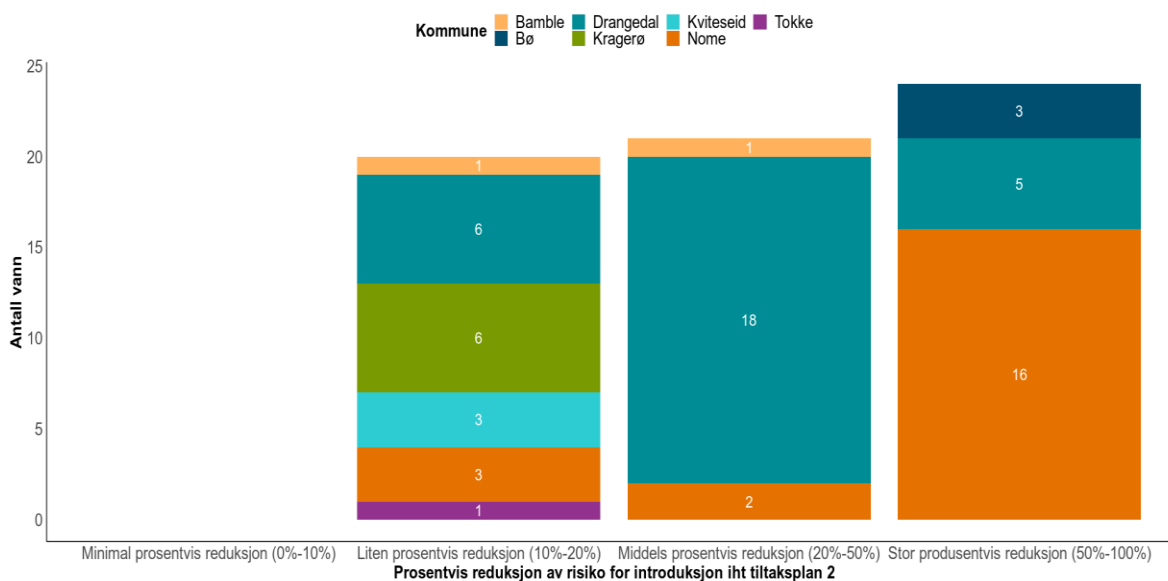
Ansvarlig	Tiltak	Oppstart
Veterinærinstituttet	1	Vår 2021, eller så snart forholdene tilsier det
NINA	2	Samme år som tiltak 1 (2021)

Tiltak med prioritering 2:

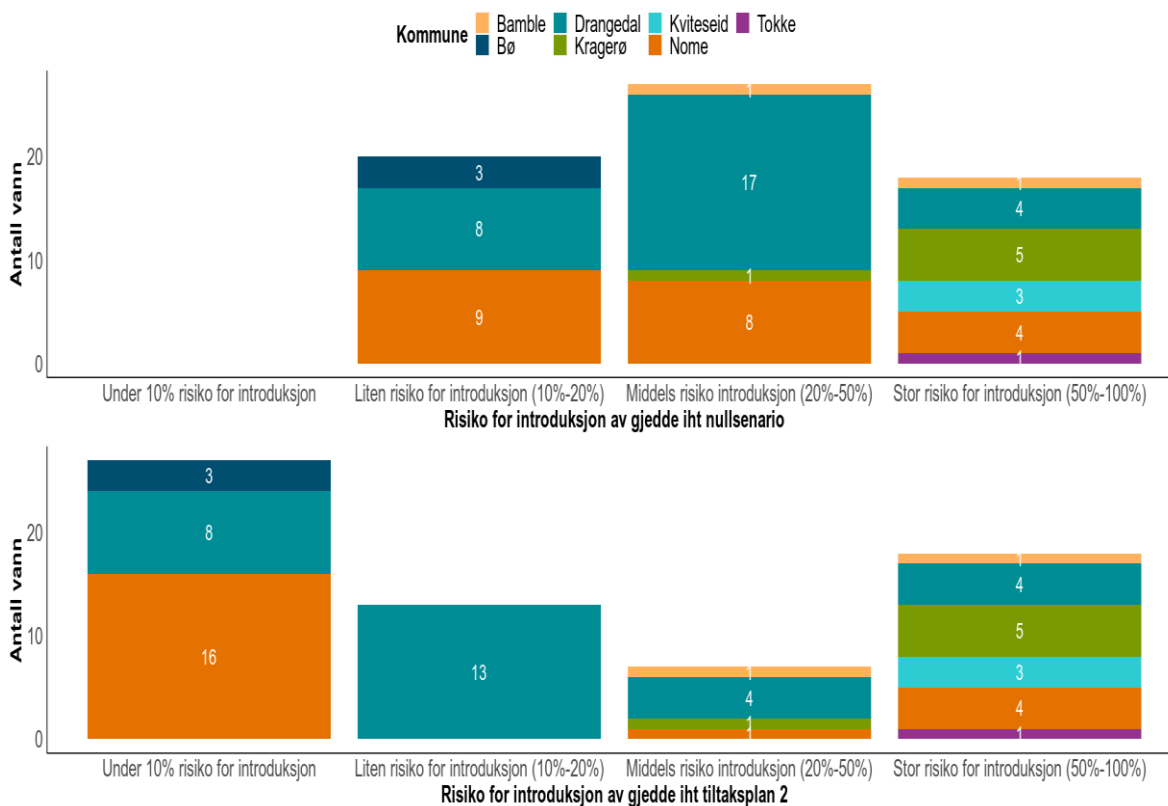
Ansvarlig	Tiltak	Oppstart
Ikke vurdert	3	Fra 2021
Ikke vurdert	4	Fra nå

4.5.4.Sannsynlighet for at målsetningen nås

Tiltaksplan 2 vil redusere risikoen for at gjedde og suter spres direkte fra Hogga sluse eller Nomevatn til Flåvatn og videre oppover i vassdraget. Sannsynligheten for naturlig spredning oppover Telemarkskanalen vil være tilnærmet null, og sannsynlighet for ulovlige utsetninger vil mest sannsynlig også reduseres siden man øker distansen til nærmeste populasjon med gjedde. Denne tiltaksplanen vil derfor være den sikreste av de to vurderte planene for å hindre gjedde og suter for å nå Vestvanna. Det er imidlertid fremdeles en liten sannsynlighet for at gjedde kan settes ut ulovlig, både i Flåvatn, Kvitseidvatn og Bandak, og også i flere vann oppstrøms i vassdraget. Den akkumulerte risikoen for ulovlig utsetting fra hver av disse vannene blir veldig høy gitt antall vann som drenerer ned til Vestvanna, og resulterer derfor i at risiko for spredning av gjedde til overnevnte vann ikke vil bli vesentlig redusert over en 50-årsperiode i simuleringene. Med andre ord, hvis ulovlig utsetting av gjedde følger samme generelle trender og mønstre som vi har sett de siste 50-årene i Norge, og gitt at gjedde og suter effektivt kommer seg nedover for egen maskin i vassdraget, så kan det tyde på at det er vanskelig å nå målsetningen om å forhindre etablering av gjedde og suter ovenfor Hogga sluse. Man er derfor avhengig å uforme tiltak 4 slik at dette sikrer ønsket effekt. Tiltaksplan 2 har derimot veldig god effekt (stor prosentvis reduksjon) på hindring av spredning i 27 vann fordelt over Drangedal, Nome og Bø kommune (**figur 5.9**) hvor disse vannene flyttes fra middels stor risiko (20-50 %) og liten risiko (10-20 %) til å ha minimal (under 10%) risiko for introduksjon (**figur 5.10**).



Figur 4.9. Stolpediagrammet viser hvordan antall påvirket vann endrer risikogruppe fra nullalternativet (øverst) og til etter tiltaksplan 1 (nederst). Alle disse vannene har i utgangspunktet mer enn 10 % risiko for introduksjon i nullalternativet.



Figur 4.10. Stolpediagrammet viser hvordan antall påvirket vann endrer risikogruppe fra nullalternativet (øverst) og til etter tiltaksplan 2 (nederst).

4.6. Kostnader og nytte ved gjennomføring av tiltak mot gjedde og suter i Telemarkskanalen

De samfunnsøkonomiske kostnadene for tiltaksplan 1 mot gjedde og suter er beregnet til en nåverdi på ca. 1,4 millioner kroner. Hvilke elementer som inngår, og kostnadene ved hver av disse, er vist i tabell 2.2. Denne tiltakspakken går ut på å opprettholde dagens situasjon ved å gjennomføre rotenonbehandling i et begrenset område. Det er imidlertid svært usikkert om dette tiltaket på sikt kan hindre spredning, og om det i tilfelle vil kreve ytterligere og dyrere tiltak. Det er ikke klart hvilke tiltak som da vil settes inn, og vi har derfor ikke kunnet beregne eller anslå disse. Men effekten av tiltaksplan 1 er antagelig begrenset, og dermed også nytteeffektene på litt sikt.

De samfunnsøkonomiske kostnadene for tiltaksplan 2 mot gjedde og suter er beregnet til en nåverdi på ca. 5,9 millioner kroner. Hvilke elementer som inngår, og kostnadene ved hver av disse, er vist i tabell 2.2. Dette tiltaket innebærer rotenonbehandling av et større område for å få en større buffersone fri for gjedde og suter.

Tidligere studier har undersøkt betalingsvilligheten for sikkert å bekjempe gjedde (Magnussen mfl. 2018). Disse estimatene er benyttet her, med verdioverføring i tråd med beskrivelsen i vedlegg C (se **Vedlegg C, tabell 9.4** for utregning).

For gjedde og suter er gjennomsnittlig forventet betalingsvillighet per husholdning antatt å være lik betalingsvilligheten for gjedde, justert for prisstigning, forskjell i inntekt og priselastisitet, kr 1180 kr med +/-50% usikkerhet lik (590- 1790). Størst virkning av tiltaksplanene får man i Nome kommune der rotenontiltaket blir gjennomført, og for tiltaksplan 1 er det bare Nome som får stor reduksjon for sannsynlighet for gjedde og suter i sine vann, mens for tiltaksplan 2 får også Drangedal og Bø kommuner stor reduksjon i sannsynlighet for spredning for noen av sine vann. Det er altså samme kommune som får størst effekt av både tiltaksplan 1 og 2, men flere kommuner og flere vann får større effekt ved tiltaksplan 2 enn ved 1. Kommunen som får størst effekt av tiltaket, Nome, har 3030 husholdninger. I tillegg Drangedal og Bø kommuner med 1884 + 4806 = 6690 husholdninger (se tabell 9.6.). En enkel beregning av nytten (betalingsvilligheten av tiltaksplanen blir da 1180 kr/husholdning * 9 720 husholdninger = kr 11 469 600. Det mest konservative anslaget antar betalingsvillighet i nedre intervall (590 kr/husholdning) for de samme kommunene. Dette gir en beregnet nytte (betalingsvillighet) på 590 kr/husholdning * 9 720 husholdninger = kr 5 734 800.

For gjedde og ørekyt er de betalingsvillighetsestimatene vi har fra Trøndelag for å bli kvitt den fremmede arten i alle vann der arten er fremmed i et helt fylke. Tidligere studier (for norske eksempler knyttet til vannforekomster, se f.eks. Magnussen 1992) har imidlertid vist at størsteparten av folks betalingsvillighet for forbedringer i et større område er for å forbedre kvaliteten i deres nærområde (kommune). Dette taler for at vi kan bruke betalingsvillighetsestimatet per husholdning som det er også når vi ser på kommune, men da bare aggregere over kommunens befolkning. Man kunne tenke seg å justere ut fra hvor store arealer eller andel av arealer som berøres, men tidligere studier (f.eks. Lindhjem mfl. 2008) har vist at det ofte ikke er noen 1-1-sammenheng mellom areal og betalingsvillighet. Det kan muligens være mer relevant å telle antall innsjøer som blir påvirket, og eventuelt andel vann i kommunene som blir påvirket, fordi det er med å bestemme substitusjonsmulighetene, spesielt med hensyn til bruksverdier, men også i noen grad for ikke-bruksverdier. Det kan også være at dersom det skjer vesentlig forbedring i visse vann som har spesiell interesse, for eksempel der det finnes stedegen storørretbestand, er det viktigere for betalingsvilligheten enn påvirkning i andre, mindre og mindre kjente og mindre brukte vannforekomster.

Siden Telemarkskanalen er et landemerke for hele Telemark, og storørretbestanden i Vestvannene (dvs. innsjøene Flåvatn, Kvitseidvatn og Bandak) som nå vil trues av fremmede arter, er viktige for rekreasjonsfiske for flere enn bare dem som bor i kommunene der vannene befinner seg, kan den "berørte" befolkningen potensielt være alle fylkets husholdninger. Nome kommune, og de øvrige mest berørte kommunene, ligger i tidligere Telemark fylke, nå del av Vestfold-

Telemark, med antall husholdninger lik 80 603 per 1.1.2019. Hvis vi antar at de som bor i Telemark fylke har en betalingsvillighet for å bevare vannene fri for gjedde, kan betalingsvilligheten beregnes til 1180 kr/ husholdning som er forventet anslag og 590 kr/husholdning som et konservativt estimat. Dette gir en betalingsvillighet på henholdsvis (1180*80603) kr = kr 95 111 540 som et midlere estimat og kr 47 555 770 som et konservativt estimat.

4.6.1. Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av tiltaksplanene

Selv om tiltaksplan 2 er mer omfattende og mer kostbar enn tiltaksplan 1 (henholdsvis 5,9 og 1,4 millioner kr for henholdsvis tiltaksplan 2 og 1), er de mer langsiktige effektene av tiltaksplan 1 at det sannsynligvis vil spres gjedde til Vestvannene og videre selv om denne tiltaksplanen iverksettes. Det er også en viss usikkerhet knyttet til effekten av tiltaksplan 2, men sannsynligheten for at flere vann, inkludert de store Vestvannene med størrelsesbestand, bevares fri for gjedde er adskillig større enn i tiltaksplan 1. Dermed vil sannsynligheten for videre spredning til andre vann bli mindre.

Av tiltaksplan 1 og 2, gir derfor tiltaksplan 2 størst samfunnsøkonomisk lønnsomhet når vi sammenligner nåverdien av kostnadene og nåverdien av nytten. Nåverdien av nytten er vesentlig større for tiltakspakke 2, hovedsakelig på grunn av større berørt befolkning, antatt hele fylket på grunn av at Vestvannene bevarer størrelsesbestanden, mens kun Nome kommunes befolkning ventes å få vesentlig endring av tiltakspakke 1. Selv om vi bare inkluderer befolkningen i kommuner som får størst effekt av tiltakene, er nytten like stor som beregnet kostnad og vel så det. Hvis vi inkluderer folk i øvrige deler av fylket, er tiltaksplan 2 samfunnsøkonomisk lønnsom med god margin, og selv om vi bare antar at en liten del av fylkets befolkning har betalingsvillighet, fordi det bare er en viss andel vann som får effekter, kommer tiltaket ut som samfunnsøkonomisk lønnsomt.

Vi har ovenfor antatt at betalingsvillighetsestimatet for å unngå spredning av gjedde også representerer betalingsvilligheten for å unngå spredning av suter. Det vil kunne medføre et underestimert av den samfunnsøkonomiske nytten av å unngå spredning av begge arter for begge tiltaksplaner, men det rokker ikke ved den samfunnsøkonomiske lønnsomhet ved begge tiltaksplaner, og heller ikke at tiltaksplan 2 blir mest samfunnsøkonomisk lønnsom.

5. Målsetning 3: Kontrollere rødgjellet solabbor i Norge

5.1. Kunnskapsgjennomgang

5.1.1. Arts- og områdebeskrivelse

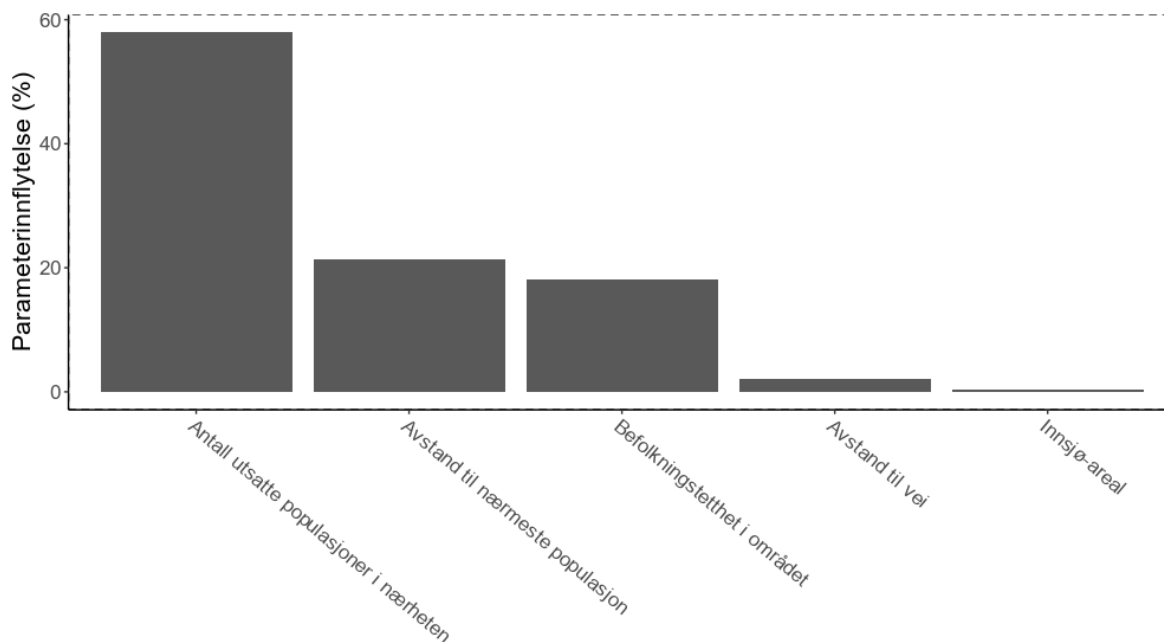
Rødgjellet solabbor (*Lepomis gibbosus*) tilhører familien solabborer, som finnes naturlig i østlige og sentrale deler av Nord-Amerika. Arten er utsatt verden rundt, og kom til Europa omkring 1880 (Jonsson & Jonsson 2011). Solabbor blir ansett som en skadelig art, både for andre fiskearter og øvrig biologisk mangfold, og med hensyn til spredning av parasitter. Rødgjellet solabbor er vert for mange parasitter fra ulike grupper blant annet protozoer, trematoder, bendelorm, nematoder, igler, bløtdyr og krepsdyr. Undersøkelse av rødgjellet solabbor fra Asker viste at arten var sterkt infisert i gjellene av to parasittiske arter av haptormark (Sterud & Jørgensen 2006). Den ene av disse har blitt identifisert som *Onchocleidus dispar*, mens den andre arten foreløpig er ukjent. Begge artene antas å være nye for norsk fauna. I hvilken grad disse parasittene kan være skadelig for andre fiskearter er ikke kjent. I England er det påvist at rødgjellet solabbor har en negativ effekt på forekomsten av ørret (Copp mfl. 2010).

I Norge var første dokumenterte funn av rødgjellet solabbor i Einedammen i Asker i 2004 (Sterud & Jørgensen 2006). Forekomsten skyldes mest sannsynlig at noen har satt den ut fra sitt akvarium. I Einedammen ble det påvist flere årsklasser, og det må følgelig ha vært vellykket reproduksjon flere ganger. Den ble derfor mest sannsynlig utsatt en gang på 1990-tallet. Ved en ny undersøkelse i Einedammen i 2011 ble det ikke påvist rødgjellet solabbor (Lindholm & Myhre 2012), slik at denne bestanden derfor mest sannsynlig er utdødd. I senere år er det imidlertid registrert rødgjellet solabbor i flere andre dammer og vann i Askerområdet. I 2008 ble solabbor fanget i Spiradammen på Kongslundhalvøya i Årosvassdraget. Spiradammen ble rotenonbehandlet etter denne påvisningen, og bestanden av rødgjellet solabbor ble da utryddet. Undersøkelser i 2010, 2011 og 2013 ga iallfall negativt resultat (Lindholm & Myhre 2012, Holmen & Flydal 2013). I Øvre Drengsrudvann ble det dokumentert gyting hos rødgjellet solabbor i 2011. Bestanden kan ha forsvunnet midlertidig, siden den ikke ble påvist to år senere (Holmen & Flydal 2013). Det ble heller ikke fanget solabbor i en undersøkelse som ble gjennomført i 2017 (Schartau mfl. 2018). Imidlertid har nyere undersøkelser med bruk av miljø-DNA konstatert forekomst av solabbor i både Øvre og Nedre Drengsrudvann.

I Østenstaddammen ble det fanget ett individ av solabbor i 2010, mens en påfølgende undersøkelse i 2013 ga negativt resultat. I 2011 ble det også påvist rødgjellet solabbor i Nedre Bårdsruddammen i Røyken kommune, Buskerud (Lindholm & Myhre 2012). I 2013 ble solabbor også registrert i Øvre Bårdsruddammen (Holmen & Flydal 2013). Ifølge en oversikt fra Vannområdet Indre Oslofjord Vest fra 2020, er det fortsatt rødgjellet solabbor i følgende lokaliteter i Asker og nedre deler av tidligere Buskerud: Østenstaddammen, Einedammen, Øvre og Nedre Drengsrudvann (påvist ved miljø-DNA), Øvre, Midtre og Nedre Bårdsruddammen, samt Verpetjerna. I Verpetjerna og de tre Bårdsruddammene er det nå mye solabbor, og her har Vannområdet Indre Oslofjord Vest og fylkesmannen startet tiltak for å redusere bestandene. I juni 2011 ble det observert rødgjellet solabbor i Molbekktjern litt nord for Moss, Viken. Ved et prøvefiske året etter ble den imidlertid ikke påvist (Leif Roger Karlsen, daværende fiskeforvalter hos Fylkesmannen i Østfold). Bestanden var likevel ikke utdødd pr. 2015, for både det året og ett år tidligere ble det tatt en rekke individer her (Ole Håkon Heier, NJFF).

5.1.2. Sannsynlighet for at solabbor blir satt ut

Når det gjelder risiko for utsetting av solabbor så er det naturlig nok et ganske snevert beregningsgrunnlag som ligger til grunn, siden arten foreløpig bare er oppdaget i noen få lokaliteter i et veldig begrenset geografisk område. Vi begrenset derfor datasettet for risikoberegning for utsetting til kun å innbefatte vann i Asker kommune. Ut fra dette datasettet ser man at det er en trend i at eksiterende utsettinger er klumpvis fordelt i befolkede områder, og at det er relativt kort avstand mellom lokaliteter hvor solabbor er satt ut. Figur 5.1 viser innflytelse for parametere som er med i modellen.



Figur 5.1. Variabler som er inkludert i prediksjonsmodellen for risiko for menneskelig utsetting av rødgjellet solabbor (x-akse). Høyden på søylene angir den relative innflytelsen (y-aksen) disse har på modellert risiko for spredning av rødgjellet solabbor i Norge.

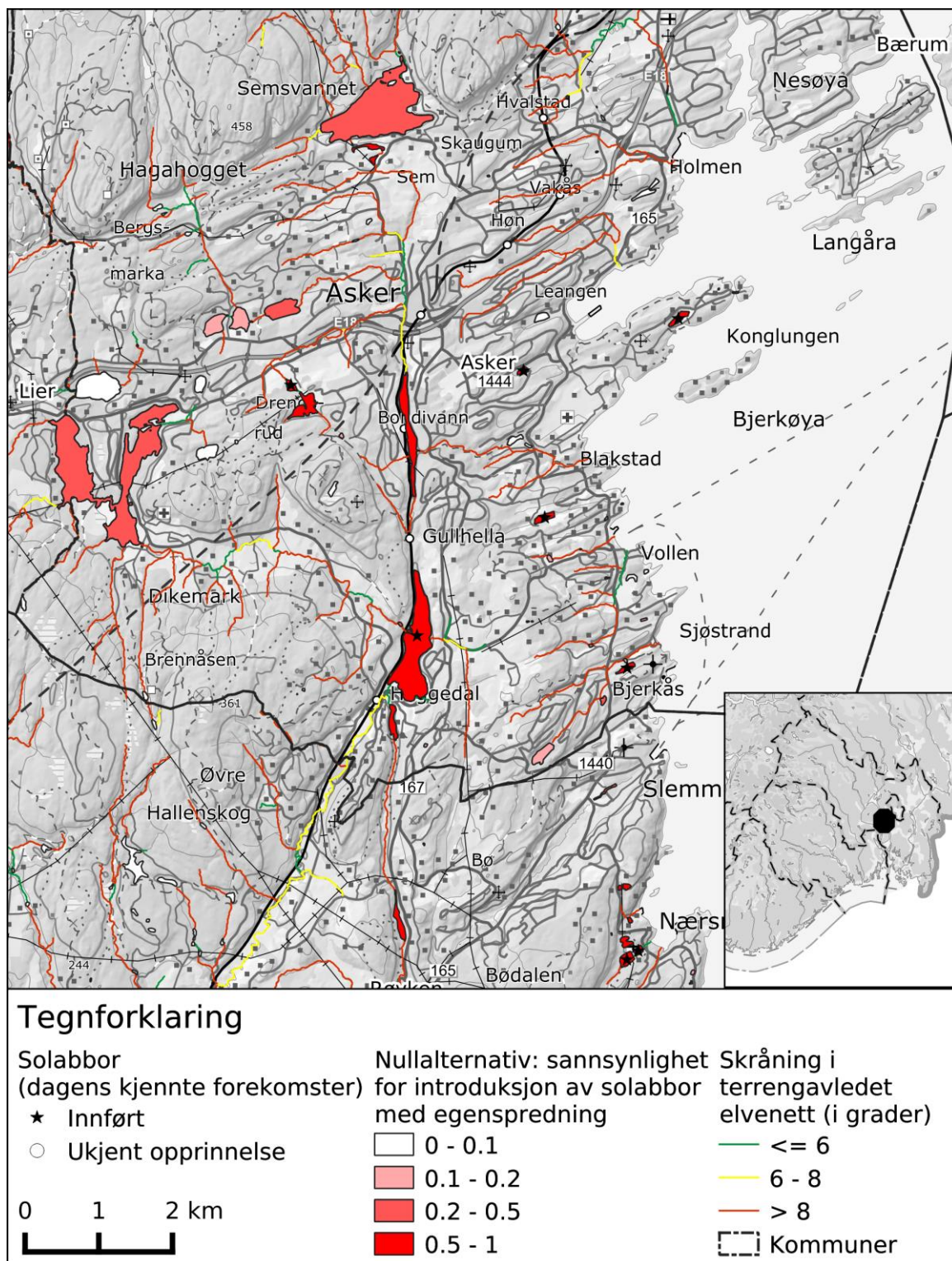
Det er verdt å merke seg at etter analysene ble gjort med bakgrunn i tilgjengelige data for utbredelse (september-november, 2020), har det kommet ny informasjon om utbredelse fra årets kartlegginger (desember, 2020), som da ikke er med i innværende analyser. Denne viser noe endringer i hvilket vann som har solabbor innenfor fokusområdet, samtidig som det er kommet ny informasjon om solabbor i både Øvre (NVE nr 5715) og Nedre Verpentjern (NVE nr 5709). Begge disse har tette bestander. Dette indikerer at solabbor allerede befinner seg i flere lokaliteter enn det vi har i registeret.

5.2. Endring av spredningspotensial under klimaendringer

Det foreligger i utgangspunktet ingen informasjon hva gjelder egenspredningspotensialet til solabbor i Norge, eller hvordan denne konkret endrer seg med temperatur. Det er derfor vanskelig å estimere spesifikke prediksjoner med bakgrunn i dette. Vi antar imidlertid at sannsynligheten for at solabbor kan etablere seg i et vann når den settes ut vil øke med økende temperatur siden temperaturen da vil bli mer optimal for denne arten. Den vil derfor øke spredningspotensialet til nye lokaliteter ved klimaendringer.

5.3. Nullalternativ

Simuleringene viser at det er stor sannsynlighet for spredning av solabbor, i et 50-års perspektiv, til flere vann i området (**figur 5.2**). Beregningsgrunnlaget for solabbor er riktig nok mindre enn for gjedde og suter, men analyser av den informasjonen vi har tilgjengelig indikerer at det generelt er relativt høy risiko for utsetting av fisken i området. Vi har ingen god informasjon på svømmekapasiteten til solabbor, men vi antar at den kommer seg uhindret nedover i et vassdrag om den først blir introdusert. Vi antar også at den har evne til å svømme oppover i et vassdrag gitt begrensninger i helningsgrad.



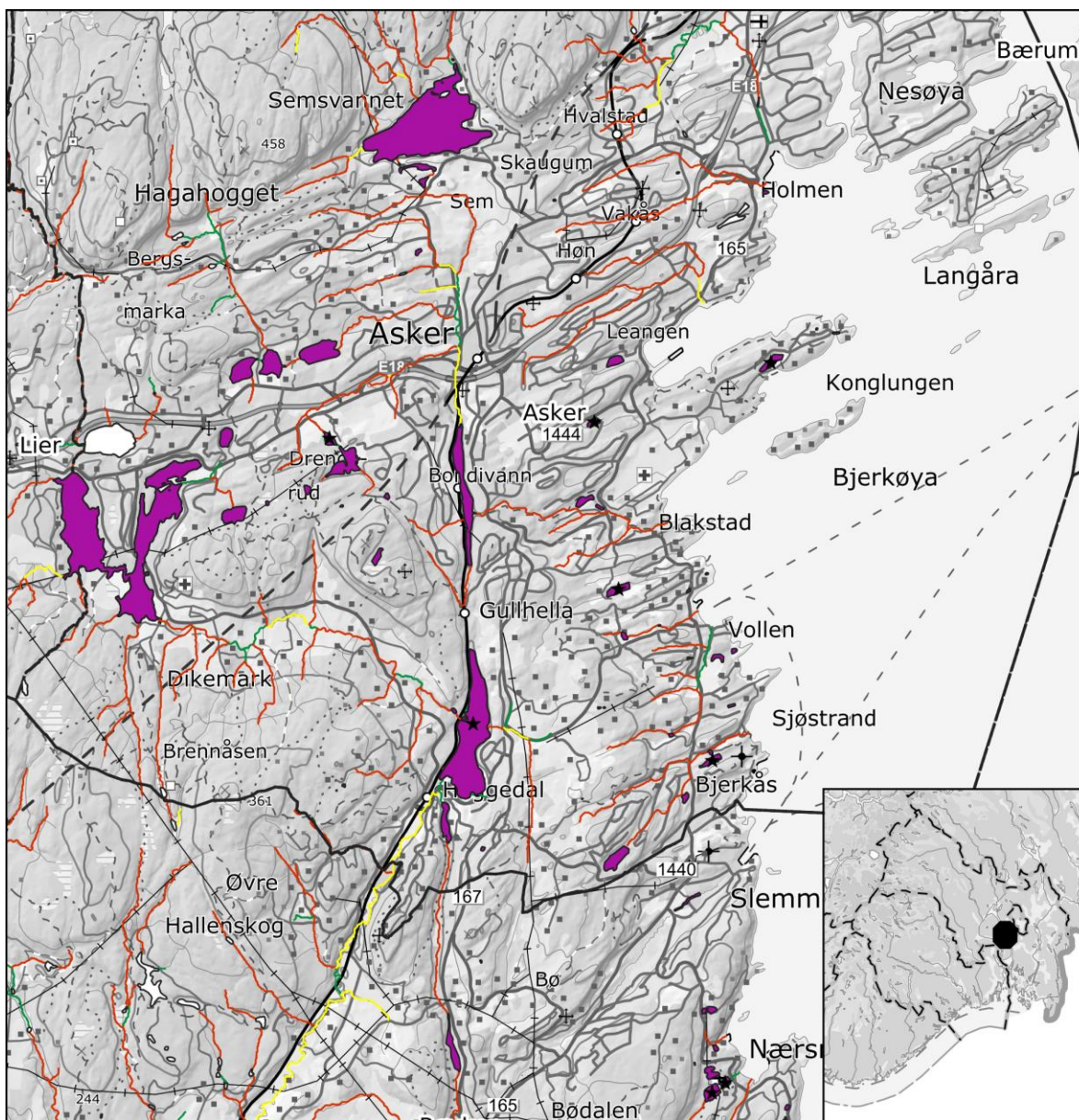
Figur 5.2. Spredningssannsynlighet for solabbor i et nullalternativ (ingen tiltak), fordelt i fire kategorier: 0-10 % (hvit), 10-20 %, 20-50 % og 50-100 % (mørk rød). Kartet er fokusert på et område rundt Asker og Røyken, men spredningsrisiko er også beregnet for vann utenfor dette kartutsnittet, der hvor endringer blir observert. Fargede linjer i kartet viser tilgjengelig data på elevnettverk, klassifisert med fargekode etter helningsgrad.

5.4. Tiltaksplan

5.4.1. Sammendrag

Tiltaksplanen innebærer rotenonbehandling av samtlige lokaliteter med solabbor som per dato er registrert i Norge. Under utarbeidelse av rapporten gjaldt dette tolv vann (hvorav ti i Asker). Basert på samtaler med noen grunneiere og lokalboere i området med solabbor, kan det forventes at det vil bli noe skepsis til rotenonbehandlingen i noen vann, selv om ikke alle er negative. Dette kan nok ha litt med at de negative konsekvensene av solabborbestander ikke nødvendigvis er åpenbare i alle vann. Dette gjør det nødvendig å få gitt god informasjon om grunnen til rotenontiltaket og de potensielle negative konsekvensene uten tiltak. Grunnen til at solabbor settes ut i vann i dag er noe usikkert, men en faktor antas å være at disse blir satt ut fra akvarier av mennesker som i utgangspunktet ikke mener noe mer med utsettingen, annet enn å gi fisken en sjanse i naturen. Man kan da også anta at informasjonskampanjer som har til hensikt å belyse de potensielle negative konsekvensene ved utsetting av solabbor vil kunne ha god effekt på denne typen utsetting. Det vil nok uansett være usannsynlig, gitt antall utsettinger som dagens utbredelse indikerer, at man får fjernet risikoen helt, men det er likevel et poeng å redusere denne til et minimum.

Simuleringene av tiltaksplanen viser veldig god effekt i hele fokusområdet, og innebærer at samtlige vann som har høy risiko for introduksjon i nullscenariet (61 vann fordelt over Asker og Røyken) får redusert denne til godt under 10 % (veldig liten risiko).



Tegnforklaring

Solabbor (dagens kjente forekomster)

- ★ Innført
- Ukjent opprinnelse

0 1 2 km

Effekt av tiltaksplan 1 på introduksjon av solabbor og egenspredning

- 0 - 0.1
- 0.1 - 0.2
- 0.2 - 0.5
- 0.5 - 1

Skråning i terrengavledet elvenett (i grader)

- ≤ 6
- 6 - 8
- > 8
- Kommuner

Figur 5.3. Kart som viser effekten (prosentvis endring i forhold til nullalternativet) av tiltaksplan 1. Alle fargede vann (grad av lilla) har en forventet prosentvis reduksjon av spredningsrisiko på over 10%, mens alle hvite vann har en forventet reduksjon på under 10% fra nullalternativet (figur 5.2). Graden av lillafarge indikerer graden av forventet prosentvis reduksjon, fordelt på fire endringskategorier.

5.4.2. Konkrete tiltak med vurdering

Tiltak 1 - Informasjon

Informasjonskampanjer i lokalområdet om negative konsekvenser av utsetting av solabbor, samt konsekvenser av å ikke fjerne solabbor, med fokus på det siste. Vi har ikke gjort noen konkret undersøkelse på behovet for dette tiltaket, utover at feltarbeidere som har samlet inn miljøDNA-prøver har opplevd at grunneiere har vært negative til innsamlingen pga. muligheten for rotenonbehandling om solabbor oppdages (pers. med. Annette Taugbøl, 2020). Det tolkes derfor dit hen at det kan være litt skepsis til bruk av rotenon som virkemiddel, spesielt siden det ikke alltid er åpenbart for alle at solabbor har negativ effekt på økosystemet. Vi anbefaler derfor at det bør informeres om dette i kommuner med solabborpopulasjoner.

Tiltak 2 - Utryddingstiltak

Rotenonbehandling av samtlige vann som har fått påvist solabbor ansees som eneste reelle alternativ for å fjerne arten fra systemene. Det kan oppleves som drastisk å bruke rotenon i flere av disse vanna, siden det minst vil innebære tap av fiskepopulasjoner av flere andre arter, men alternativet ser ut til å være at antall populasjoner med solabbor har flerdoblet seg uten tiltak i et 50-års perspektiv. Det vil i praksis derfor være nå man har mulighet til å redusere denne risikoen vesentlig, før antall populasjoner kommer ut av kontroll.

Tiltak 3 - Kontinuerlig overvåking av lokaliteter

For å få en tidlig varslings dersom gjennomførte utryddingstiltak ikke er vellykkete, eller at det skjer ny spredning eller introduksjon av uønskete arter, er det viktig å ha en kontinuerlig overvåking av status i flere lokaliteter. Den kontinuerlige overvåkingen bør være spesiell intensiv i den første fasen etter utryddingstiltak, og bør som et minimum bestå av to prøveinnsamlinger på flere stasjoner hvert år. Ut fra oppnådde erfaringer er innsamling av vannprøver for analyser av miljøDNA den mest kostnadseffektive overvåkingsmetoden. Etter at det er rimelig sikkert at utryddingstiltak har vært vellykket på kort sikt, kan man redusere omfanget av overvåkingen til én innsamlingsrunde på et noe mindre stasjonsnett hvert tredje år.

Tiltak 4 - Beredskapsplan ved ny påvisning

Uavhengig av hvilken overordnet strategi som velges med hensyn til solabbor, er det nødvendig å utarbeide en beredskapsplan med beskrivelse av tiltak ved eventuell ny påvisning i nye lokaliteter. Videre bør beredskapsplanen omfatte alle aktuelle tiltak på lokalt og regionalt nivå, inkludert hvilke juridiske, kommunikasjonsmessige og holdningsskapende tiltak som kan være hensiktsmessige.

Tiltak 5 – Tiltak for å redusere risiko for nye introduksjoner

Det aller viktigste tiltaket i et langt tidsperspektiv (50 år), kan være å hindre at det skjer ulovlig introduksjon av uønskete arter. For å oppnå dette må det prioriteres å nå ut med informasjon, for å oppnå en økt bevisstgjøring hos folk flest og en holdningsendring blant de som har drevet og driver med ulovlige utsettinger. Målet må være en generell holdning om at det ikke er sosialt akseptabelt å risikere tap av umistelige naturverdier i form av biologisk mangfold. Samtidig bør det være en bevisstgjøring om at det kan bli alvorlige sanksjoner mot de som begår ulovligheter, noe som trolig også innebærer at lovverket blir skjerpet med hensyn til denne type miljøkriminalitet. Sanksjonsnivået fra Australia og New Zealand kan være en målestokk for hva som kreves av lovverk og bøtenivå for å hindre antropogen spredning av fremmede arter (se **avsnitt 3.4.2**).

5.4.3. Milepælsplan

Milepælsplanene har til hensikt å prioritere tiltakene, foreslå ansvarlige for tiltakene der det er mulig og indikere når tiltakene bør gjennomføres for å gi størst effekt. Tiltakene er strukturert under prioriteringskategorier som indikerer logisk rekkefølge og viktighet av tiltakene.

Tiltak med prioritering 1 som skal gjennomføres:

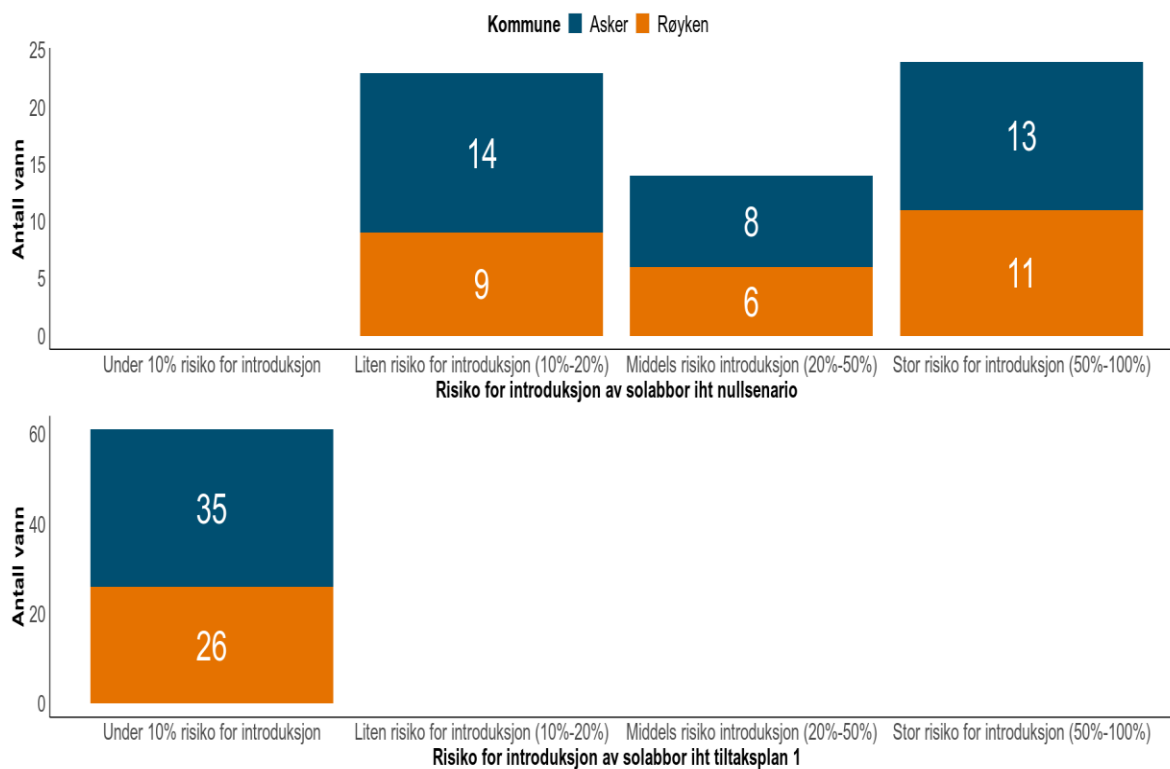
Ansvarlig	Tiltak	Oppstart
Ikke vurdert	1	Vår 2021, før utrydningstiltak
Veterinærinstituttet	2	2021

Tiltak med prioritering 2:

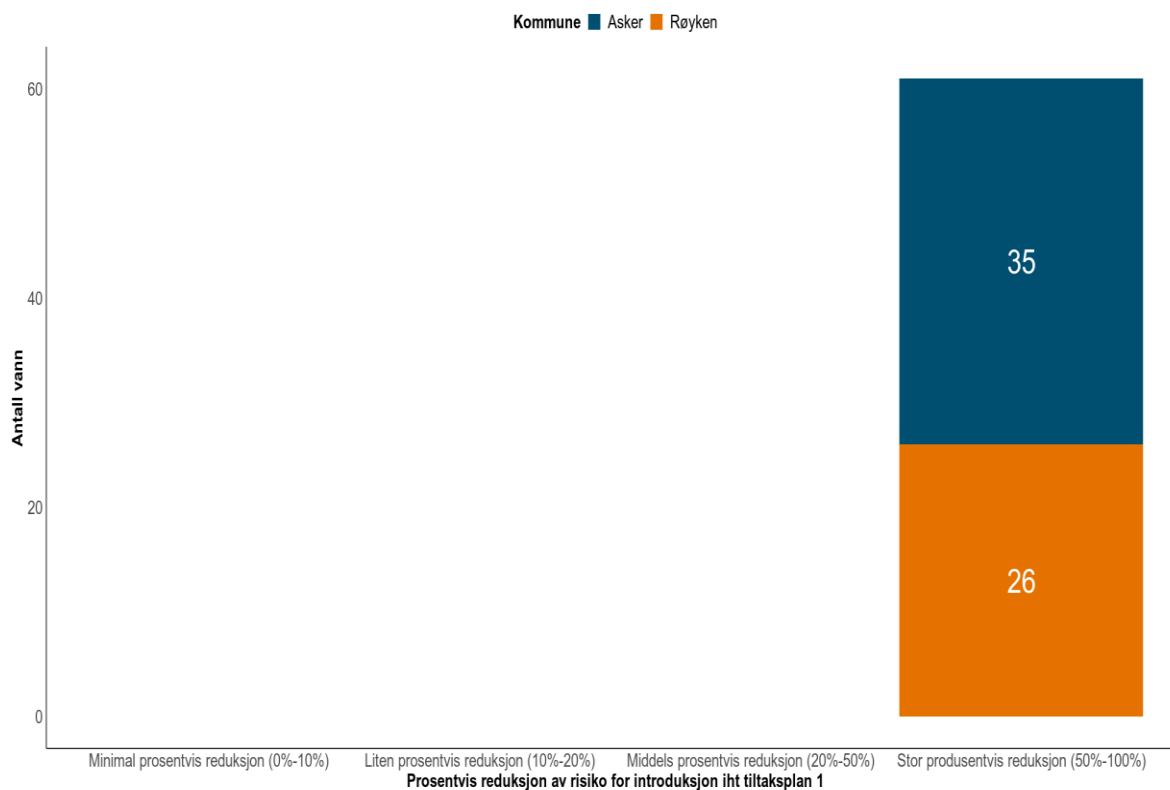
Ansvarlig	Tiltak	Oppstart
NINA	3	Fra 2021
Ikke vurdert	4	Fra 2021
Ikke vurdert	5	Fra nå

5.4.4. Sannsynlighet for at målsetningen nås

Det er høy sannsynlighet for måloppnåelse. Under simulering av nullalternativ så er det sannsynlig at 24 vann får 50%-100% risiko, 14 vann får 20%-50% risiko og 23 får 10%-20% risiko for introduksjon i et 50-årsperspektiv. Disse er fordelt i Asker og Røyken kommune. Under tiltaks-scenarioet, som forutsetter fjerning av samtlige lokaliteter med solabbor per tid, så får samtlige av de 61 vanna godt under 10% risiko for introduksjon av solabbor (**figur 5.4**). Dette tilsvarer en stor prosentvis reduksjon (50-100%) for alle vanna (**figur 5.5**). Dette er medregnet både sannsynlighet for utsetting og også egenspredning fra disse og eksisterende lokaliteter. Sannsynlighet for nye utsettelser vil imidlertid alltid være til stede, men det antas at denne kan minimeres med gode informasjonskampanjer om negative konsekvenser ved introduksjoner av fremmed fisk generelt, og solabbor spesielt, i områder hvor man ser forekomster i dag.



Figur 5.4. Stolpediagrammet viser hvordan antall påvirket vann endrer risikogruppe fra nullalternativet (øverst) og til etter tiltaksplanen (nederst).



Figur 5.5. Stolpediagrammet viser hvordan antall påvirket vann endrer risikogruppe fra nullalternativet (øverst) og til etter tiltaksplan 1 (nederst). Alle disse vannene har i utgangspunktet mer enn 10 % risiko for introduksjon i nullalternativet.

5.5. Kostnader og nytte ved tiltaksplan for å bekjempe solabbor

For solabbor er det bare én tiltaksplan som vurderes, og den går ut på å rotenonbehandle alle vannforekomster (dammer) der solabbor er observert. Kostnaden til dette er beregnet til 3,3 millioner kroner i nåverdi. For solabbor er gjennomsnittlig forventet betalingsvillighet per husholdning mer usikker enn for de øvrige artene, fordi det ikke er gjennomført noen verdsettingsstudier av å bekjempe solabbor som vi kan overføre betalingsvillighet fra (slik vi gjorde for gjedde og ørekyt; se Vedlegg C, tabell 9.5 for beregninger). En antagelse kan være at den er en viss prosent, for eksempel 10 prosent, av betalingsvilligheten for å bli kvitt ørekyt. Ved enhetsverdi-overføring i tråd med beskrivelsen i vedlegg C, gir det en betalingsvillighet per husholdning i det berørte området lik 101 2020-kr. Med +/-50% usikkerhet i anslaget gir det intervallet 51- 152 kr/husstand.

Størst virkning av tiltaksplanen får man i Asker kommune, men også i Lier og Røyken (som ble del av Asker fra 1.1.2020). Det skjer også tiltak i Moss og Nesodden, der solabbor forekommer i enkeltdammer, men som det ikke er antatt spredning fra, slik at det ikke er beregnet effekter av spredning. Det er altså kommuner med ganske stor befolkning som bor i kommuner berørt av tiltak mot solabbor; totalt 88 438 husholdninger i Asker, Røyken, Nesodden og Moss samlet. Bare i Asker, som er kommunen som antas å få den største nytteeffekten fordi der er det forventet mest spredning uten tiltak, er det mer enn 43 000 (se Vedlegg C, tabell 9.6.). En enkel beregning av nytten (betalingsvilligheten) av tiltaksplanen blir da 101 kr/husholdning * 88 438 husholdninger = kr 8 932 238. Det mest konservative anslaget antar betalingsvillighet i nedre intervall (51 kr/husholdning) gir kr 4 466 119 kr.

5.5.1. Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av tiltaksplanen

For solabbor er effekten av tiltakene antatt å være sikker, det vil si at man får utryddet solabbor der den er, men er naturligvis ikke sikret at ikke andre kan sette arten ut igjen senere, for eksempel fra akvarier. Men fjerning av fisken der den er i naturen i dag, vil også redusere menneskers spredning betydelig. Break-even-verdien målt som betalingsvillighet per berørt husstand som må til for at nåverdien av nytte skal oppveie nåverdien av kostnadene, er 37 kroner per husholdning som et engangsbeløp (dvs. 3,3 millioner kroner i kostnader dividert på 88 438 husholdninger). Det er svært mye lavere enn den betalingsvilligheten som er oppgitt for å bli kvitt andre fremmede fiskearter som gjedde og ørekyt (Magnussen mfl. 2018), og bare 30 prosent av vårt tentative anslag for nytten på 101 kr/husholdning (basert på 10 prosent av betalingsvilligheten for å bli kvitt ørekyt).

Med forbehold om at vi fortsatt har relativt liten kunnskap om solabbor og hvordan den vil oppføre seg i norsk natur og om og hvor lenge den kan overleve og spre seg, synes således tiltak mot solabbor å være samfunnsøkonomisk lønnsomt.

6. Referanser

- Anonym 1974. Hardangervidda. Natur - Kulturhistorie - Samfunnsliv. NOU:1974:30 B. Miljøverndepartementet.
- Anonym 2013. Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester. NOU 2013:10. Norges offentlige utredninger.
- Anonym 2014. Retningslinjer for gjennomføring av samfunnsøkonomiske analyser, R-109/2014. Finansdepartementet.
- Anonym 2015. Oppsynsrapport – bygging av 3 ørekytsperrer i Buskerud 2015. Rapport utarbeidet av Statens naturoppsyn.
- Anonym 2018. Veileder i samfunnsøkonomiske analyser. Direktoratet for økonomistyring.
- Anonym 2020a. Bekjempelse av fremmede skadelige organismer. Tiltaksplan 2020-2025. Klima- og miljødepartementet.
- Anonym 2020b. Forslag til tiltak mot fremmede fiskearter i Telemarkskanalen. Utredning utarbeidet av nasjonal ekspertgruppe for fiskesperrer. Oppdragsrapport M-1691. Miljødirektoratet.
- Bacher, S., Blackburn, T.M., Essel, F., Genovesi, P., Heikkilä, J., Jeschke, J.M., Jones, G., Keller, R.P., Kenis, M., Kueffer, C., Martinou, A.F., Nentwig, W., Pergl, J., Pyšek, P., Rabitsch, W., Richardson, D.M., Roy, H.E., Saul, W., Scalera, R., Vila, M., Wilson, J.R., Kumschick, S., 2018. Socio-economic impact classification of alien taxa (SEICAT). *Methods in ecology and evolution*. DOI: 10.1111/2041-210X.12844.
- Bardal, H. 2017. Bekjempelse av ørekyte på Hardangervidda 2013. Veterinærinstituttets rapportserie nr. 25-2017. Veterinærinstituttet.
- Barton, D.N., S. Navrud, N. Lande og A. Bugge Mills 2009. Assessing Economic Benefits of Good Ecological Status in Lakes under the EU Water Framework Directive. Case Study Report from the EU-project "Aquamoney". NIVA Report 5732-2009. Norsk institutt for vannforskning.
- Bateman, I. J., Brouwer, R., Ferrini, S., Schaafsma, M., Barton, D.N., Dubgaard, A., Hasler, B., Hime, S., Liekens, I., S. Navrud, De Nocker, L., Sceponaviciute, R., Semeniene, D. (2011): Making Benefit Transfers Work: Deriving and Testing Principles for Value Transfers for Similar and Dissimilar Sites Using a Case Study of the Non-Market Benefits of Water Quality Improvements Across Europe. *Environmental and Resource Economics* 50 (3); 365-387.
- Bevillie, S., Kerr, G.N. & Hughey, K.F.D. 2012: Valuing impacts of the invasive alga *Didymosphenia geminata* on recreational angling. *Ecological Economics* 82 (October 2012); 1-10.
- Blaine, T.W & Lichtkoppler, F.R. 2016. Factors affecting stakeholders' willingness to pay to prevent the spread of aquatic nuisance species. *Journal of Extension* 54 (6); 54-65.
- Blumentrath, S., Perrin, S. & Finstad, A. (in prep): INVAFISH: An Open Source toolset for analyzing freshwater connectivity at trans-national scale.
- Boardman, A.E, Greenberg, D.H., Vining, A.R. & Weimer, D.L. 2018. Cost-benefit analysis. Concepts and practice. 5th edition. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- Bricknell, S. 2010. Environmental crime in Australia. AIC Reports: Research and Public Policy Series 109. Australian Institute of Criminology.
- Bærum K.M., Blumentrath, S., Helland, I.P. & Finstad, A (in prep). Tools for predicting freshwater fish invasions and how they can be used in freshwater management: A case study from Norway.
- Carlsson, F. & Kataria, M. 2008. Assessing management options for weed control with demanders and non-demander in a choice experiment. *Land Economics.*, 84, 517–528.
- Charles, H. & Dukes, J.S. 2007. Impacts of invasive species on ecosystem services. *Ecological Studies* 193, 217–237
- Cook, C.C, Thomas, M.B., Cunningham, S.A., Anderson, D.L., De Barro, P.J., 2007. Predicting the economic impact of an invasive species on an ecosystem service. *Ecological Applications* 17(6): 1832-1840.

- Elith, J., Leathwick, J.R. & Hastie, T. 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77(4): 802-813.
- Fossøy, F., Dahle, S., Eriksen, L.E., Spets, M.H., Karlsson, S. & Hesthagen, T. 2017. Bruk av miljø-DNA for overvåking av fremmede fiskearter – utvikling av artsspesifikke markører for gjedde, mort og ørekyt. NINA Rapport 1299. Norsk institutt for naturforskning.
- Garnås, E., Mykkeltvedt, K. & Tysse, Å. 1996. Spredning og tiltak mot ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) i høgfjellsområder i Buskerud. - I Seminar & Workshop Biologien til karpfisk i Norge 18.-19. mars 1996, Zoologisk Institutt Universitetet i Bergen.
- GRASS Development Team 2020. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 7.8. Open Source Geospatial Foundation. Electronic document: <http://grass.osgeo.org>
- Guitierrez, J.L., Jones, C.G., Sousa, R., 2014. Toward an integrated ecosystem perspective of invasive species impacts. *Acta Oecologica* 54, 131-138
- Hanley, J.A. & McNeil, B.J. 1982. The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology* 143(1): 29-36.
- Hijmans, R.J., Phillips, S., Leathwick, J. & Elith, J. 2017. Dismo: Species distribution modeling. Version 1.1-4. <https://CRAN.R-project.org/package=dismo>.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 1997. Endringer i utbredelse av ørekyte i Norge. Årsaker og effekter. NINA Fagrapport 13. Norsk institutt for naturforskning.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 2016a. Spredning av ferskvannsfisk i Norge. En fylkesvis oversikt og nye registreringer i 2015. NINA Rapport 1205. Norsk institutt for naturforskning.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 2016b. Tiltaksrettet kartlegging og overvåking av fremmed ferskvannsfisk – en tilstandsvurdering av spredning pr. 2016. NINA Rapport 1302. Norsk institutt for naturforskning.
- Holthe, E., Lund, E., Finstad, B., Thorstad, E.B. & McKinley, R.S. 2005. A fish selective obstacle to prevent dispersion of an unwanted fish species, based on leaping capabilities 12(2): 143-147.
- Horsch, E.J. & Lewis, D.J. 2009. The effects of aquatic invasive species on property values: Evidence from a quasi-random experiment. *Land Economics* 85, 391–409.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvannsfiskenes utbredelse og invandring i Norge med et tillæg om krebsen. Centraltrykkeriet. Kristiania.
- Johnston, R. J., Rolfe, J., Rosenberger, R., Brouwer R., 2015 (red.). Benefit transfer of environmental and resources values. A guide for researchers and practitioners. Springer
- Kristofersson, D. & S. Navrud 2003. Can use and non-use values be transferred across countries? Preserving freshwater fish stocks in Iceland, Norway and Sweden. Chapter 11 in Navrud, S & R. Ready (red.): *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Lehmann, G.B. & Skår, B. 2014. Vurdering av fare for spredning av ørekyte ved Holmetjønnan, Blåurdi og Tormodfloti på Hardangervidda. LFI UNI MILJØ Notat 11/2014. LFI Uni Miljø.
- Lehmann, G.B. & Skår, B. 2016. Undersøkelse av ørekyt ved Songamagasinet, Argehovd og Lågliberget i 2016. LFI Rapport nr. 276. LFI Uni Miljø.
- Lindhjem, H. & Navrud, S. 2008. How Reliable are Meta-Analyses for International Benefit Transfer? *Ecological Economics*, 66(2-3); 425-435.
- Lindhjem, H. & Navrud, S. 2015. Reliability of meta-analytic benefit transfers of international value of statistical life estimates: Tests and illustrations. I Johnston, R., J. Rolfe, R. Rosenberger and R. Brouwer (red.) *Benefit Transfer of Environmental and Resource Values: A Handbook for Researchers and Practitioners. The Economics of Non-Market Goods and Resources* 14. Springer, s.441-464.
- Lura, H. & Kålås, S. 1994. Ferskvassfiskane si utbreiing i Sogn og Fjordane, Hordaland og Rogaland. Rapport fra Zoologisk Museum ved Universitetet i Bergen. Universitet i Bergen.

- Magnussen, K. 1992: Verdsetting av forbedret vannkvalitet i Nordsjøplanen. Dr.Sc.-avhandling, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Magnussen, K., Lindhjem, H., Pedersen, S. & Dervo, B. 2014. Samfunnsøkonomiske kostnader ved fremmede arter i Norge: Metodeutvikling og noen foreløpige tall. Rapport 52/2014 Vista Analyse.
- Magnussen, K., S. Skjeflo, S. Dombu, T. Hesthagen, O.T. Sandlund, E. Aronsen & X. Chen 2018: Verdsetting av miljøulempene ved fremmede ferskvannsfisk – et pilotprosjekt. Menon-publikasjon 2018-13. Miljødirektoratet publikasjon M-944|2018. Miljødirektoratet.
- Marbuah, G., I-M. Gren, B. McKie 2014. Economics of Harmful Invasive Species: A Review. Diversity 6: 500-523.
- McLaughlan, C., Gallardo, B., Aldridge, D.C. . 2014. How complete is our knowledge of the ecosystem services impacts of Europe's top 10 invasive species? Acta Oecologica 119-130.
- Metz, M., Rocchini, D. & Neteler, M. 2014: Surface Temperatures at the Continental Scale: Tracking Changes with Remote Sensing at Unprecedented Detail. Remote Sens. 2014, 6(5), 3822-3840. <https://doi.org/10.3390/rs6053822>
- Navrud, S. & Ready, R. (red.) 2007. Environmental Value Transfer: Issues and Methods. Springer, Dordrecht, Nederland.
- Navrud, S. 2001a: Samfunnsøkonomisk nytteverdi av villakseressursene i nasjonale laksevasdrag.- Oppfølgingsstudie. Rapport til Direktoratet for naturforvaltning. Direktoratet for naturforvaltning.
- Navrud, S. 2001b: Economic valuation of inland recreational fisheries. Empirical studies and their policy use in Norway. Fisheries Management and Ecology 8 (4-5); 369-382.
- Navrud, S. & O. Bergland 2016: Valuing ecosystem services loss from a radioactive deposition scenario: Recreational fishing welfare loss in River Vikedalselv. Notat. Handelshøyskolen, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), Ås.
- Nelson, N.M. 2019. Enumeration of potential economic costs of Dreissenid mussels infestation in Montana. Flathead Lake biological station, University of Montana, USA. Report. https://www.doi.gov/sites/doi.gov/files/uploads/dnrc_economic_cost_dreisseid_mussels_0119.pdf
- Nunes, P. A. & Markandya, A. 2008. Economic value of damage caused by marine bio-invasions: lessons from two European case studies. ICES Journal of Marine Science, 65: 775–780.
- Nunes, P.A. & van den Bergh, J.C. 2004. Can people value protection against invasive marine species? Evidence from a joint TC-CV survey in the Netherlands. Environmental & Resource Economics 28: 517-532.
- Pejchar, L. & Mooney, H. 2009. Invasive species, ecosystem services and human well-being. Trends in Ecology and Evolution 24(9): 497-504.
- Rognerud, S, Borgstrøm, R, Qvenild T. & Tysse, Å. 2003. Ørreten på Hardangervidda. NIVA Rapport L.NR. 4712-2003. Norsk institutt for vannforskning.
- Rohtlisberger m.fl. 2012. Ship-borne Nonindigenous Species Diminish Great Lakes Ecosystem Services. Ecosystems 15: 462-476.
- Perrin, S., Bærum, K.M. & Finstad, A. (In prep). Inferring establishment risk for invasive freshwater fish species.
- Qvenild, T. & Hesthagen, T. 2019. Environmental conditions limit the distribution of *Lepidurus arcticus* (Branchiopoda: Notostraca) in lakes on the Hardangervidda mountain plateau, Southern Norway. Fauna Norvegica 39: 77-110.
- R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Strayer, D.L. & Dudgeon, D. 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. Journal of the North American Benthological Society 29(1): 344-358.

- Van Beukering, R. Brouwer, S. Schep, E. Wolfs, L. Brander, G. Ebanks-Petrie & T. Austin 2014. The impact of invasive species on tourism. The case of lionfish in the Caymen Islands. IVM-report R-14/32. IVM Institute for Environmental Studies, the Netherlands.
- Vila, M., Basnou, C., Pysek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin, S., Roques, A., Roy, D., Hulme, P.E., DAISIE partners, 2010. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Front Ecol Environ* 8(3):135-144.

7.Vedlegg A

7.1.Vannspesifikk risiko for spredning av ørekyt, gjedde og solabbor

7.1.1.Ørekyt

Tabellen viser vannspesifikk risiko for introduksjon av ørekyt i et 50-åsperspektiv, i et nullalternativ og tiltaksplan 1 og 2. Risikoen er lik for alle vann i alternativene siden alle vannforekomstene er koblet sammen.

Navn på vann	Areal (km ²)	Vann-ID	Risiko for introduksjon nullalternativ	Risiko for introduksjon tiltaksplan 2	Risiko for introduksjon tiltaksplan 1
	0,058	2823284	1	0,05	0,065
	0,003	2730703	1	0,05	0,065
	0,002	2955409	1	0,05	0,065
	0,012	2843889	1	0,05	0,065
	0,004	2852582	1	0,05	0,065
	0,005	2885899	1	0,05	0,065
Holmetjønn	0,773	4110252	1	0,05	1
	0,004	2823157	1	0,05	0,065
	0,011	2820191	1	0,05	0,065
	0,008	2920012	1	0,05	0,065
	0,004	2987299	1	0,05	0,065
	0,001	3505826	1	0,05	0,065
	0,001	2763954	1	0,05	0,065

7.1.2.Gjedde

Tabellen viser vannspesifikk risiko for introduksjon av gjedde i et 50-åsperspektiv, i et nullalternativ og tiltaksplan 1 og 2.

Navn på vann	Areal (km ²)	Vann-ID	Risiko for introduksjon nullalternativ	Risiko for introduksjon tiltaksplan 1	Risiko for introduksjon tiltaksplan 2
	0,077	4118447	1	0,874	0,785
	0,000	3427898	0,114	0,009	0,001
Meheitjørna	0,017	3427768	0,243	0,141	0,027
	0,004	3427753	0,243	0,141	0,027
	0,006	3427924	0,110	0,008	0,003
Rekatjørn	0,338	3537196	0,229	0,130	0,018
	0,001	3427717	0,139	0,043	0,013
	0,001	3427830	0,139	0,043	0,013
	0,008	3427748	0,259	0,163	0,043
Store Minnesjøen	1,038	4109752	0,259	0,163	0,043
Langen	2,837	4109753	0,463	0,389	0,279
	0,002	3427810	0,125	0,065	0,010

	0,002	3427808	0,107	0,052	0,007
Kvitseidvatnet	19,608	4113571	0,869	0,827	0,781
Bandak	26,770	4113567	0,869	0,827	0,781
Flåvatn	0,360	4113569	0,869	0,827	0,781
Kvitseidvatnet	16,753	4113570	0,869	0,827	0,781
Tyri	0,999	3537199	0,826	0,790	0,687
Kalv- skinnrudtjørna	0,109	3538599	0,125	0,096	0,047
Åsetjørna	0,046	3537244	0,129	0,099	0,020
	0,001	3428062	0,129	0,099	0,020
Uvdalstjørna	0,268	3537249	0,123	0,095	0,017
Norem- stjørnane	0,421	4109755	0,266	0,243	0,067
	0,045	3270096	0,765	0,743	0,657
Lang- holmtjørna	0,002	3437215	0,224	0,203	0,127
	0,004	3437186	0,224	0,203	0,127
Bjorvatnet	3,486	4109786	0,224	0,203	0,127
	0,001	3437183	0,224	0,203	0,127
	0,010	3362540	0,224	0,203	0,127
	0,001	3362468	0,224	0,203	0,127
Tyvatn	0,237	3531964	0,758	0,739	0,650
Tveitereidvat- net	0,404	4109259	0,758	0,739	0,650
Høl	0,253	3535181	0,233	0,213	0,129
	0,016	3362437	0,233	0,215	0,129
	0,023	3535225	0,141	0,127	0,076
Damtjørn	0,041	3537231	0,219	0,205	0,059
Nakksjøen	0,616	4109587	0,141	0,127	0,076
Kåstjerna	0,039	3362402	0,151	0,139	0,085
Farsjø	0,760	4109258	0,708	0,696	0,581
	0,158	3531983	0,708	0,696	0,581
Nedre Toke	16,977	4113717	0,697	0,685	0,559
Rørholtjorden	8,223	4113718	0,697	0,685	0,559
Øvre Toke	7,205	4113719	0,697	0,685	0,559
	0,005	2964671	0,697	0,685	0,559
	0,000	3305209	0,697	0,685	0,559
Sveigstjønn	0,012	3428034	0,120	0,111	0,033
	0,001	2629712	0,471	0,463	0,374
Daltjern	0,085	2791577	0,471	0,463	0,374
	0,000	3428024	0,125	0,117	0,037
	0,057	3535103	0,465	0,459	0,373
	0,006	2750150	0,465	0,459	0,373
Igletjønn	0,003	3427934	0,157	0,152	0,064
Skardtjerna	0,056	3305279	0,469	0,465	0,374
	0,007	3270269	0,472	0,471	0,382
	0,042	3535199	0,277	0,275	0,145
	0,001	3362484	0,277	0,275	0,145
Glitsjøen	0,196	3535201	0,206	0,206	0,117

	0,000	3427900	1	1	0,869
	0,094	4118446	1	1	0,869
Tangvollhølen	0,033	3535215	0,205	0,206	0,117
Tveitvatnet	1,473	4109585	0,337	0,340	0,173
Åkrevatnet	0,806	3535209	0,183	0,191	0,049
	0,001	3362575	0,181	0,191	0,047
Våletjern	0,250	3535230	0,181	0,191	0,047
Øvre & Nedre Singusdalsvatnet	0,300	3535253	0,114	0,126	0,033

7.1.3.Solabor

Tabellen viser vannspesifikk risiko for introduksjon av solabor i et 50-åperspektiv, i et nullalternativ og tiltaksplan 1 og 2.

Navn på vann	Areal (km ²)	Vann-ID	Risiko for introduksjon nullsenario	Risiko for introduksjon tiltaksplan 1
	0,010	3285041	1	0
	0,014	3269857	1	0
Spiredammen	0,022	3285036	1	0
	0,016	3284887	1	0
	0,027	3284798	1	0,001
	0,011	3284801	1	0,001
Østenstadvatnet	0,022	3284951	1	0,001
Drengsrudvatna	0,014	3285030	1	0,001
Drengsrudvatna	0,064	3285024	1	0,001
	0,001	3284788	1	0,001
Bårsrudtjernet	0,220	3269905	1	0,001
Gjellumvatnet	0,441	3532070	1	0,005
	0,033	3284872	1	0,005
	0,002	3284898	1	0,005
	0,036	3284825	1	0,005
Bondivatnet	0,127	3285035	1	0,006
	0,007	3285129	0,945	0,003
	0,000	3285135	0,885	0,003
	0,019	3285134	0,885	0,003
	0,007	3284829	0,773	0,002
	0,003	3284828	0,613	0,001
	0,015	3284808	0,541	0,001
	0,000	3284809	0,539	0,001
	0,003	3284814	0,530	0
	0,002	3285167	0,447	0,002
Semsvatnet	0,753	3532077	0,447	0,002
	0,009	3284856	0,349	0,001
Sjøstrand bad	0,006	3284875	0,346	0
	0,002	3284892	0,310	0,001

	0,002	3284902	0,286	0,001
	0,000	3284781	0,263	0
	0,011	3269862	0,258	0
	0,010	3269881	0,253	0
	0,000	3269899	0,224	0
	0,001	3284923	0,223	0
Hogstadvatnet	0,087	3285062	0,215	0,001
Ulvenvatn-Nordvatn- Verkensvatn	0,960	4109276	0,207	0,001
	0,001	3284842	0,204	0,001
	0,002	3284890	0,181	0
	0,000	3284937	0,179	0,001
	0,002	3284864	0,174	0
	0,003	3284792	0,156	0
	0,001	3285117	0,157	0,001
Finnsrudvatnet	0,058	3285057	0,154	0,001
	0,057	3285059	0,154	0,001
	0,001	3284791	0,143	0
	0,041	3284865	0,137	0,001
	0,000	3284873	0,132	0
	0,002	3284910	0,128	0,001
	0,003	3285003	0,121	0,001
	0,002	3269882	0,115	0
	0,002	3284948	0,112	0,001
	0,006	3269858	0,111	0
	0,001	3269841	0,109	0
	0,001	3269838	0,109	0
	0,002	3269863	0,108	0
	0,006	3269859	0,106	0
	0,000	3284904	0,105	0
	0,000	3284876	0,102	0
	0,005	3284906	0,102	0,001
	0,008	3269861	0,101	0

8. Vedlegg B. Verdsettingsstudier som kan være aktuelle for verdioverføring

8.1. Kostnadsanslag for enkeltarter, artstyper og sektorer

Det er rapportert til dels svært store skadekostnader, opptil 10-12 milliarder dollar for akvatiske arter i USA (Marbuah mfl. 2014). En mye studert art er sebramusling (*Dreissena polymorpha*), som er anslått å gi skader i USA og Canadas innsjøer på mellom 0,1 til 5 milliarder dollar per år. Det er stor variasjon i skadeanslagene. Det er også vanskelig å sammenligne studiene som angir skadekostnader, fordi det er mye som varierer mellom studier og land, ikke minst hvilke kostnader som er inkludert og metodene som er brukt for å beregne skader og skadekostnader. Et nylig eksempel på en slik studie er Nelson (2019) som estimerte skadekostnadene ved at sebramusling koloniserte alle vassdrag i staten Montana i USA på tre ulike måter: i) kostnadene ved tiltak (kjemikalier og mekaniske tiltak som spyling, filtrering og skrapping av vanninntak) for å redusere effekten av muslinger på ulike sektorer som bruker vann slik som til jordbruksvanning, vannkraft, industri, drikkevannsforsyning og fiskeoppdrett (72 – 122 millioner dollar), ii) tapte inntekter ved mindre omfang av fritidsfiske og turisme (23 – 112 millioner dollar), og iii) redusert verdi av eiendommer rundt innsjøer som følge av negative estetiske effekter av koloniseringen (ca. 300 – 500 millioner dollar). De fleste studiene er gjennomført ex-post, og hovedvekten er lagt på tiltakskostnader, som er benyttet som anslag for totale skadekostnader, eller det er beregnet kostnader ved å erstatte tapt produksjon (dvs. tap av forsynende økosystemtjenester) i sektorer som landbruk, hagebruk og skogbruk.

Enkelte studier beregner tap av rekreasjonsverdi, men hovedvekten internasjonalt ligger på studier som beregner direkte produksjonstap og “ecosystem disservices” (for eksempel sebramuslingens skader på kraftverk o.l.). De studiene som ble gjennomgått i Magnussen m.fl. (2014), bruker i hovedsak markedsprismetoder og beregner produksjonstap på den måten. Videre beregnes tiltakskostnader i hovedsak ved å se på offentlige utlegg og arbeidsinnsats.

De aller fleste studiene bruker heller ikke økosystemtjeneste-rammeverket i sine kategoriseringer av effekter og beregninger av skader. Det er dels fordi dette rammeverket først har kommet med full styrke de senere år og fordi man har vært mest opptatt av å beregne produksjonstap (eller ikke har hatt data eller studier tilgjengelig for å anslå noe mer). Det siste drøye tiåret har imidlertid flere studier tatt i bruk dette rammeverket (se for eksempel Charles & Duke 2007, Cook mfl. 2007, Pejchar & Mooney 2009, Vila mfl. 2010, Rohtlisberger mfl. 2012, Guitierrez mfl. 2014, McLaughlan mfl. 2014). Det er også dette rammeverket som ble anbefalt brukt i Magnussen mfl. (2014) og som vi har lagt til grunn i denne studien.

I den senere tid har noen, men fortsatt relativt få studier brukt miljøøkonomiske verdsettingsmetoder for å fange opp kostnader utover produksjonstap og tiltakskostnader. Carlsson & Kataria (2008) bruker et valgekspesperiment, for å finne befolkningens betalingsvillighet for å unngå fremmede, akvatiske arter (spesielt arten sjøgull, “Yellow Floating Heart”, *Nymphoides peltata*) i innsjøen Väringen i Lindesberg kommune i Sverige (som har ca. 10.000 husholdninger). Gjennomsnittlig betalingsvillighet for utvalget på 273 husstander var 652 2005-SEK per år per husholdning i kommunen for å fjerne sjøgull i hele denne innsjøen (v.h.a. klipping 1-2 ganger per år). Betalingsvilligheten var størst for å fjerne arten der det var badeplasser (336 SEK), deretter båt plasser (125 SEK), nær boligområder (121 SEK), farleder for kano (68 SEK) og bare ca. 2 SEK for fjerning av ugresset i resten av innsjøen. Konvertert til NOK med kjøpekraftparitetsjustert valutakurs og oppjustert med konsumprisindeksen i Norge til 2018-NOK, tilsvarer dette ca. 900 kr/husholdning/år. Merk at dette er betalingsvilligheten i gjennomsnitt for både brukere og ikke-brukere (33 % hadde besøkt innsjøen minst én gang de siste 12 måneder), og kun for den lokale befolkningen i kommunen innsjøen ligger.

En annen studie, Horsch mfl. (2009) bruker en hedonisk prismodell (eiendomsprismetoden) som anslår tap av boligverdier forårsaket av akstusenblad, «Water milfoli» (*Myriophyllum spicatum*) i over 170 innsjøer i Wisconsin. Studien viser at innsjøer som er invadert av denne arten, får tomteverdier i nærheten redusert med 13 prosent.

Nunes & Markandya (2008) undersøker to case-studier, hvor begge handler om ulike fremmede marine arter i Nederland og Italia. De benytter både oppgitte preferanser i undersøkelser (betinget verdsetting og valgeksperimenter) og hedonisk prising for å anslå alle verdikomponentene i total økonomisk verdi.

Bacher mfl. (2017) foreslår et alternativ til økonomisk verdsetting, med et system for det de kaller sosioøkonomisk påvirkningsklassifisering av fremmede arter (Socio-economic impact classification of alien taxa – SEICAT). De foreslår et standardisert opplegg for å klassifisere fremmede arter med tanke på størrelsen av deres påvirkninger på menneskelig velferd. Virkningene blir delt inn i fem nivåer fra minimal bekymring (minimal concern) til massiv bekymring, avhengig av semi-kvantitative scenarier som påvirkningenes alvorlighet.

Beville mfl. (2012) verdsatte den negative effekten av begroing av den fremmede kiselalgen *Didymosphenia geminata* på fritidsfiske i ferskvann i en casestudie på New Zealand. I et valgeksperiment fant de at forekomsten av denne kiselalgen i vassdraget i gjennomsnitt reduserte rekreasjonsverdien av fritidsfiske med 44 NZ \$ per besøk, men at av fem ulike grupper var det ingen effekt på rekreasjonsverdien blant den største av disse fiskergruppene. Dette viser at preferansene blant fritidsfiskere for å bli kvitt denne fremmede arten er heterogene.

Når det gjelder bruks- og ikke-bruksverdi fremmede ferskvannsfiskearter, gjennomførte Blaine & Lichtkoppler (2016) en betinget verdsettingsstudie (Contingent Valuation) blant 1200 kapteiner på charterbåter i USAs Great Lakes for å stenge forbindelsen mellom Great Lakes og Mississippi River (dvs. Chicago Area Waterway System), og dermed hindre spredning av asiatiske karpe (men også andre invaderende fiskearter) fra Mississippi til Great Lakes. Denne postalundersøkelsen ga imidlertid kun 27 prosent svar, og gir et anslag på velferdstapet for denne interessegruppen spesielt og ikke den berørte befolkningen generelt. Gjennomsnittlig årlig betalingsvillighet per person for de charterbåtkapteiner som ikke forventet at de fremmede akvatiske arter ville påvirke deres næringsvirksomhet var US \$ 55,35, mens den var US \$ 98,92 for dem som trodde de fremmede fiskeartene vill påvirke deres næringsvirksomhet. Forskjellen mellom disse to anslagene kan således være et uttrykk for forventet tapt nettoinntekt fra charterbåtvirksomhet, mens det første anslaget kan ses på som en indikasjon på betalingsvillighet i den øvrige berørte befolkningen og spesielt dem som driver rekreasjon. Det forutsetter imidlertid at charterbåtkapteinenes preferanser er representative for den øvrige befolkningen; noe som er høyst usikkert. De fleste studier internasjonalt av skadekostnader av fremmede arter i vann, og dermed nytten av tiltak ved å utrydde dem, gjelder imidlertid marine arter. Et eksempel på en slik studie er Van Beukering mfl. (2014) som verdsetter påvirkning av fremmede arter på turisme, med en case-studie om drakefisk, «Lionfish» fra Cayman Islands i Karibien. Drakefisk har invadert farvannene blant annet ved Cayman Islands og påvirket kystøkosystemet der. Van Beukering (op.cit) er en pilotstudie for å undersøke de sosioøkonomiske konsekvensene av denne invaderende arten. De gjennomførte en spørreundersøkelse blant 326 besøkende, og fant at cirka 60 prosent av de spurte «i prinsippet» var villige til å betale en miljøavgift, administrert av en miljøvernorganisasjon, for å bidra til å bekjempe problemet med drakefisk. Noe avhengig av hvilken verdsettingsmetode som ble brukt, og når man tar hensyn til at det er mange cruiseskipsturister som bare er innom noen timer/én dag og noen som overnatter på øyene, fant de at det totale potensielle årlige bidraget fra turister til drakefiskbekjempelse er i størrelsesorden 8-26,3 millioner US \$. Denne studien med et begrenset antall respondenter benyttet valgeksperimenter for å gjennomføre verdsettingsstudien.

En tidlig, men fortsatt interessant studie, er Nunes og van den Bergh (2004) som stilte det grunnleggende spørsmålet om folk *kan* verdsette beskyttelse mot invaderende fremmede (marine) arter. De brukte både transportkostnadsmetoden og betinget verdsettingsmetoden på et eksempel i Nederland til å besvare spørsmålet. Studien verdsatte et tiltaksprogram som skulle føre til at man unngår skadelige algeblomstringsarter (Harmful algal-bloom species – HABs) langs kysten av Nederland. Spørreundersøkelsen ble gjennomført på en berømt og viktig strand for rekreasjon i Nederland, kalt Zandvoort. Den økonomiske verdien av det marine verneprogrammet inkluderer ikke-markedsgoder knyttet til strandrekreasjon, helse og påvirkning på marine

økosystemer. Både betinget verdsetting og transportkostnadsmetoden ble benyttet. Verdsetningsresultatene tyder på at det har verdi for folk å unngå skader av fremmede arter, og at de kan verdsettes ved bruk av betinget verdsetting og transportkostnadsmetoden. Det er således få verdsetningsstudier internasjonalt som har forsøkt å anslå velferdstapet ved skader knyttet til fremmede arter i ferskvann; og de aller fleste av disse ser på andre artsgrupper enn fremmede ferskvannsfiskearter og hovedsakelig effekter på forsynende økosystemtjenester heller enn opplevelses- og kunnskapstjenester (som rekreasjonsverdien og ikke-bruksverdien av stedegne arter som påvirkes negativt av de fremmede artene).

8.2. Norsk pilotundersøkelse om verdien av å unngå miljølempene ved fremmede ferskvannsfisk

I et pilotprosjekt for Miljødirektoratet, rapportert i Magnussen m.fl. (2018) ble det innhentet verdianslag for å unngå miljølempene av fremmede ferskvannsfisk ved bruk av betinget verdsetningsmetoden. Verdsettingen ble gjennomført for de regionalt fremmede ferskvannsfiskeartene gjedde og ørekyt i Trøndelag (tidligere Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag) i november og desember 2017. Det var befolkningen i trøndelagsfylkene som ble spurt om sin betalingsvillighet for å unngå skadevirkningene av gjedde og ørekyt. De ble bedt om å oppgi sin betalingsvillighet for å unngå henholdsvis gjedde og ørekyt der de er regionalt fremmede i hele landet og i det fylket de bor i. Pilotstudien var en web-basert undersøkelse der man benyttet internettpanel for å rekruttere et representativt utvalg av respondenter for den aktuelle befolkningen. Ved utforming av undersøkelsen ble det lagt vekt på grundig uttesting ved bruk av fokusgrupper og én-til-én-intervjuer, i tillegg til en mindre pilottest før gjennomføring av selve (pilot)undersøkelsen.

De scenarioene de ble bedt om å oppgi betalingsvillighet for var henholdsvis å bekjempe gjedde i hele landet og i eget fylke, og deretter for å bekjempe ørekyt i hele landet og i eget fylke (se Magnussen mfl.2018).

Tabellene nedenfor viser trøndernes gjennomsnittlige betalingsvillighet som et engangsbeløp per husholdning for å utrydde henholdsvis gjedde og ørekyt der de er regionalt fremmede i henholdsvis hele landet og eget fylke. Tabell 8.1 angir et konservativt, nedre anslag ved at alle «vet ikke»-svar antas å ha null betalingsvillighet. Protestsvar og ekstreme observasjoner (definert som betalingsvillighet større enn 2,5 prosent av husholdningsinntekten) er tatt ut. Tabell 8.2 angir et øvre anslag for betalingsvilligheten ved at «vet ikke»-svar også er tatt ut, og dermed antar man at disse har en positiv betalingsvillighet lik gjennomsnittet til dem som ikke svarte «vet ikke». For å beregne gjennomsnittlig betalingsvillighet per husholdning, må vi vurdere hva de som svarer «null kroner» og «vet ikke» egentlig mener. Har de en reell betalingsvillighet lik null, eller oppgir de disse svarene fordi de protesterer mot spørsmålsstillingen, betalingsmåten e.l.? Vi har derfor gått gjennom de årsaker folk oppgir for sine nullsvar og «vet-ikke»-svar, for å søke å identifisere reelle nullsvar og protestsvar. I denne undersøkelsen var det ganske få nullsvar, men en høy andel vet-ikke-svar. Vi har derfor gjennomført en følsomhetsanalyse med ulike antagelser for om disse svarene skal tas med som reelle nullsvar eller tas ut av analysen med sikte på å angi både et nedre (konservativt) og øvre anslag for betalingsvilligheten.

Tabell 8.1 Konservativt, nedre anslag for gjennomsnittlig betalingsvillighet per husholdning (som et engangsbeløp) for å utrydde gjedde og ørekyt der den er regionalt fremmed i hele landet og eget fylke⁵. Kilde: Magnussen mfl. (2018)

	Gjedde		Ørekyt	
	Hele landet	Fylke	Hele landet	Fylke
Gjennomsnittlig betalingsvillighet	1259	909	1034	737
95 % konfidensintervall	[1072,1447]	[764, 1054]	[867, 1200]	[609, 866]
Antall observasjoner	678	676	679	675

⁵ Gjennomsnitt basert på midtpunktene på betalingskalaen, med unntak av nullsvar og svar over 10 000 kroner. Ekstreme observasjoner og protestsvar er utelukket. «Vet ikke» er erstattet med null.

Tabell 8.2 Øvre anslag for gjennomsnittlig betalingsvillighet **per husholdning (som et engangsbeløp) for å utrydde gjedde og ørekyt der den er regionalt fremmed i hele landet og eget fylke**⁶. Kilde: Magnussen mfl. (2018)

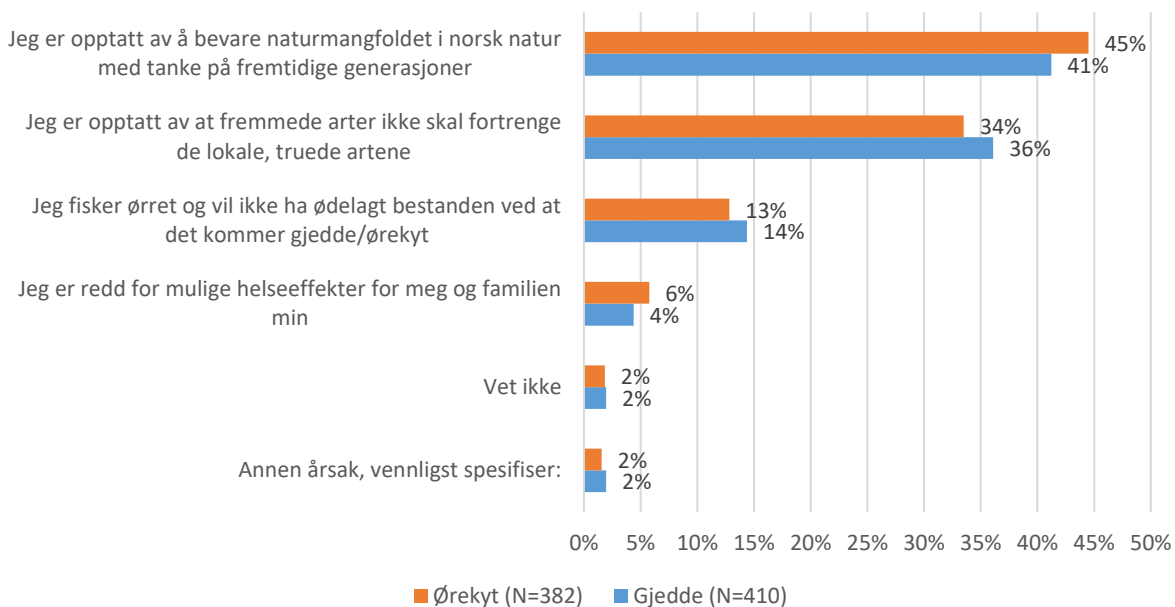
	Gjedde		Ørekyt	
	Hele landet	Fylke	Hele landet	Fylke
Gjennomsnittlig betalingsvillighet	1893	1362	1659	1185
95 % konfidensintervall	[1630, 2157]	[1157, 1567]	[1409, 1909]	[990, 1380]
Antall observasjoner	451	451	423	420

Tabellene over viser at betalingsvilligheten per husholdning i Trøndelag som et engangsbeløp for å unngå skadevirkningene av gjedde i hele landet ligger i intervallet 1259-1893 kroner (med 95 %-konfidensintervall 1072-2157 kroner) og kun for eget fylke 909-1362 kroner (764-1567 kroner). Tilsvarende tall for hele landet for ørekyt er 1034-1659 kroner (med 95% konfidensintervall 867-1909 kroner) og kun for eget fylke 737-1185 kroner (609-1380 kroner). Både for gjedde og ørekyt er betalingsvilligheten for å unngå den regionalt fremmede arten i hele landet signifikant høyere enn for å unngå den kun i eget fylke. Betalingsvilligheten for å utrydde gjedde ligger som vi ser høyere enn for ørekyt for alle beregnede gjennomsnitt, men forskjellene er ikke signifikante (det vil si 95% konfidensintervallene overlapper).

Med tanke på bruk av disse betalingsvillighetsestimatene for overføring, er det nyttig å vite hva som var årsaken til de spurtes betalingsvillighet. De som oppga positiv betalingsvillighet, ble bedt om å oppgi de viktigste grunnene til at de ville betale (**figur 8.1**). Det er verdt å merke seg at folk først og fremst oppga bevaring av naturmangfold for fremtidige generasjoner og at artene ikke skal fortrenge de lokale stedegne artene (henholdsvis 41-45 % av de spurte og 34-36 % av de spurte oppga disse årsakene), mens bare 13-14 prosent oppga at de fisket ørret og ikke vil ha ødelagte bestander ved at det kommer gjedde/ørekyt. Dette indikerer at betalingsvillighet og overføring av verdier for å unngå de fremmede artene først og fremst knyttes opp til bevaring av naturmangfold, inkludert stedegne fiskearter, og kun i mindre grad knyttet til selve fisket. Selv om dette nok kan avhenge av hvor gode fiskevann og -elver det er snakk om.

⁶ Gjennomsnitt basert på midtpunktene på betalingskalaen, med unntak av nullsvar og svar over 10 000 kroner, hvor de eksakte beløp som oppgis brukes. Ekstreme observasjoner, protestsvar og «vet ikke»-svar er tatt ut ved beregningen av gjennomsnittet.

Figur 8.1: Hva er viktigste årsak til at du vil betale for å unngå den fremmede arten gjedde/ørekyt?



For å undersøke hvordan oppgitt betalingsvillighet varierte med ulike kjennetegn ved respondentene ble det gjennomført regresjonsanalyser med oppgitt betalingsvillighet som avhengig variabel, og ulike kjennetegn som forklaringsvariabler.

Resultatene viser at én prosent høyere husholdningsinntekt i gjennomsnitt er assosiert med omtrent 0,6 prosent høyere betalingsvillighet for å utrydde gjedde og ørekyt der de er regionalt fremmede. Det er betryggende at det finnes en sterk, positiv sammenheng mellom inntekt og betalingsvillighet, da dette er som forventet ut fra økonomisk teori og styrker derfor påliteligheten av resultatene. Det ble ellers ikke vist noen statistisk signifikant sammenheng mellom andre demografiske variabler, som alder, kjønn og utdanning, og oppgitt betalingsvillighet. Man fant derimot at respondenter som har oppgitt at det er svært viktig å bevare landets naturmangfold i gjennomsnitt har høyere betalingsvillighet enn andre respondenter, og at respondenter som er medlemmer i fiske-, friluftslivs- eller naturvernorganisasjoner i snitt har høyere betalingsvillighet enn de som ikke er medlemmer av en slik organisasjon. Dette er i henhold til forventningene, og styrker tilliten til resultatene. Respondenter som oppgir å ha fisket ørekyt de siste fem år, oppgir i gjennomsnitt høyere betalingsvillighet enn respondenter som ikke har fisket ørekyt, når vi holder alle de andre forklaringsvariablene konstante. Dette er også som forventet.

Mer enn 85 prosent av de spurte hadde hørt om fremmede arter generelt. Hele 99 prosent hadde hørt om gjedde, mens bare ca. 60 prosent hadde hørt om ørekyt. I underkant en tredjedel (29 prosent) visste at gjedde i hovedsak er en fremmed art i Trøndelag, mens mindre enn en fjerdedel (23 prosent) visste at ørekyt stort sett er en regionalt fremmed art.

En stor andel av respondentene mente det er svært (38 prosent) eller ganske (52 prosent) viktig å bevare naturmangfoldet i landet; totalt hele 90 prosent. De syntes også det er viktig å unngå at truede arter utrykkes. Mer enn 35 prosent synes dette var svært viktig å unngå, og opp mot 50 prosent syntes det var ganske viktig. Når det gjelder tro på at myndighetene vil gjennomføre tiltak mot fremmede arter, er det imidlertid mange som ikke har så stor tro på det. Det er i overkant av 40 prosent som tror det er svært, ganske eller litt sannsynlig at myndighetene vil gjennomføre de tiltaksplanene som er foreslått. Ca. 30 prosent mener det er litt, ganske eller svært usannsynlig at tiltakene blir gjennomført. De er også litt skeptiske til om tiltaksplanene som er beskrevet, faktisk vil utrydde de aktuelle artene. De har større tiltro til at planene gjennomføres kun i eget fylke enn i hele landet. De har marginalt mindre tro på gjennomføring av planer for å utrydde ørekyt enn gjedde.

8.3. Verdien av rekreasjonsfiske

Økt forekomst av fremmede ferskvannsfiske vil kunne påvirke fritidsfisket i de utsatt lokalitetene ved at alle eller en del av fritidsfiskerne slutter å fiske og/eller reduserer antall dager fiske i vannet eller elven per år. Dette kan tenkes verdsatt ved å kartlegge reduksjonen i antall fiskedager (en fiskedag er definert som at én person bedriver fritidsfiske én dag; uavhengig av antall timer per dag) i vassdraget, og anta at tiltak vil medføre at man helt eller delvis unngår denne reduksjonen i antall fiskedager. Rekreasjonsverdien per fiskedag kan så overføres fra tidligere verdsettingsstudier. Kristofersson & Navrud (2003) testet verdioverføring av anslag for både rekreasjonsverdi og ikke-bruksverdi av bevaring av ferskvannsfiskebestander mellom Island, Norge og Sverige. De konkluderte med at overføring av ikke-bruksverdier medfører minst overføringsfeil. Imidlertid har vi såpass mange verdsettingsstudier av fritidsfiske etter ferskvannsfisk i Norge (og noen få for saltvannsfiske); se Navrud (2001a) at man har relativt gode anslag for rekreasjonsverdien per fiskedag som varierer fra 100-150 kroner per fiskedag i mindre innsjøer med ørret og for fritidsfiske i saltvann, til opp mot 1000 kroner per fiskedag i gode laksevassdrag. Det er gjort et titalls norske studier av fiske for en del år siden (**tabell 8.3**), slik man må være varsom med å overføre disse verdiene uten nærmere undersøkelser av om de fortsatt gjelder.

Tabell 8.3. Norske verdsettingsstudier av fritidsfiske. Resultater fra anvendelser av transportkostnadsmetoden og betinget verdsetting. Rekreasjonsverdi per fiskedag er angitt i 2018-kroner (ved å multipliseres med økning i konsumprisindeksen). Avrundet til nærmeste tikrone. Kilde: Navrud (2001a).

	Vannforekomst	Fiskeart	Forfatter	Metode*	Rekreasjonsverdi per fiskedag (2018-kroner)
Ferskvann	Gaula	Laks/sjøørret	Strand (1981)	TKM	540
			Rolfsen (1991)	TKM	700-970
				BV	510
			Singsaas (1991)	TKM	350-540
	Vikedalselva (forsuret)	Laks/sjøørret	Navrud (1988)	TKM	220-300
				BV	210-300
	Audna (forsuret elv)	Laks/sjøørret	Navrud (1990)	TKM	340-390
				BV	150-440
	Stordalselva	Laks/sjøørret	Ulleberg (1988)	TKM	380-500
	Hallingdalselva	Brunørret	Navrud (1984)	TKM	270
	Tinnelva	Brunørret	Scancke (1984)	TKM	270
	Lauvvann	Brunørret	Navrud (1993a)	TKM	190-240
				BV	120-160
Gjerstadskogvannene	Brunørret	Navrud (1993a)	TKM	140-150	
			BV	70-100	
Saltvann	Kysten ved utløp Audna	Laks/sjøørret	Navrud (1993b)	TKM	40-90
				BV	60-100

*TKM= transportkostnadsmetoden. BV= betinget verdsettingsmetoden.

Navrud & Bergland (2016) gjennomførte høsten 2015 samme studie som ble foretatt i Vikedalselven i 1987 (jfr. **tabell 8.3**), som var året før kalkingen av denne forsurede lakse- og sjøørretelven startet. I studien i 2015 fikk imidlertid fiskerne i elven også spørsmål om sin betalingsvillighet for å unngå at fisket i elven måtte stenges, eventuelt bare være fang-og-slipp-fiske. Resultatene viser at mens rekreasjonsverdien fra betinget verdsettingsstudien i 1987 var 244 kroner/fiskedag (i 2015-kroner, oppjustert med konsumprisindeksen) var tilsvarende tall fra undersøkelsen i 2015 437 kroner/fiskedag. Det vi si at bruk av konsumprisindeksen til å oppjustere verdien per fiskedag (særlig fra studier som er over 20-30 år gamle), vil kunne medføre feil anslag for rekreasjonsverdien. I dette tilfellet var det riktige tallet 79 prosent høyere enn det overførte. Dette kan selvsagt skyldes endringer over tid i form av for eksempel kvaliteten på fisket, størrelsen på fisken og

fiskebestandene, tilgang og kvalitet på substitutter (dvs. andre lakse- og sjøørretelver), generell økt knapphet på villakselver åpne for fiske, økt realinntekt, fiskernes preferanser osv.; men viser uansett betydningen av å overføre rekreasjonsverdi-anslag fra tidligere studier som er nære både i tid og sted.

Navrud & Bergland (2016) fant videre at 80 prosent av fiskerne i Vikedalselva ville fisket i andre lakse- og sjøørretelver i Rogaland dersom Vikedalselva ble stengt for fiske, og elvene rundt var åpne. Dette viser at dersom man ikke tar hensyn til substitutter, kan man overestimere tap av rekreasjonsverdi ved stenging av/påvirkninger i én elv. Det innebærer at man bør se på endringer i fritidsfiske i andre vann/vassdrag enn vannene nærmest tiltakene for ikke å overvurdere endringen i rekreasjonsverdi av fritidsfisket (dette gjelder selvsagt også andre friluftslivsaktiviteter). Navrud & Bergland (2016) fant også at 52 prosent av fiskerne ville fortsette å fiske laks og sjøørret i Vikedalselva selv om det bare ble fang-og-slipp-fiske. Dette bekrefter at det er viktig også å ta hensyn til endringer i fordelingen mellom konsumptivt og ikke-konsumptivt fritidsfiske (som kan ha ulik rekreasjonsverdi per fiskedag) ved tiltak som påvirker bestandsstørrelser og eventuelle restriksjoner på fritidsfisket. Ikke-konsumptivt fiske vil nok særlig være aktuelt i lakse- og sjøørretelver, og er trolig mindre aktuelt rundt de fleste lufthavnene.

Til tross for usikkerheten som ligger i disse eldre studier av rekreasjonsverdien av fritidsfiske, synes det klart ut fra resultatene ovenfor, at verdien er størst i lakse- og sjøørretelver, deretter følger verdien for gode ørretelver og større innsjøer og til slutt verdien for fiske i mindre innsjøer. Som foreløpige anslag for størrelsesordenen på rekreasjonsverdien per fiskedag kan en bruke ca. 450 kroner for lakse- og sjøørretelver med smålaks/mellomlaks (basert på den nye Vikedalselvstudien; anslaget ville vært 300-350 kroner basert på oppdatering med KPI av kun de gamle studiene); det dobbelte (ca. 900 kroner) for storlakseelver (gitt at verdien der har økt i takt med det vi fant i en smålakseelv som Vikedalselva), ca. 300 kroner for gode ørretelver og større innsjøer med storørret, og ca. 120 kroner for mindre innsjøer. Selv om disse tallene kan brukes som foreløpige anslag i samfunnsøkonomiske analyser, er det et stort behov for nye studier av rekreasjonsverdien av ulike typer fritidsfiske for å få en bedre oppdatering av verdiene enn bruk av konsumprisindeksen over opptil flere tiår. Det samme gjelder imidlertid andre enhetspriser, man må være varsom med overføring fra studier som er forskjellige fra det området og det godet som skal verdsettes, og man må være varsom med overføring fra gamle studier.

8.4. Verdien av å bevare fiskestammer

I tillegg til verdien av fiske, kan det ha en verdi for befolkningen å vite at landets/fylkets/kommunenes stedeegne fiskebestander tas vare på. Det foreligger en del studier om verdien av å få eller unngå endringer i Norges eller Nordens (inkludert Norges) ferskvannsfiskebestander. Disse er også 20-40 år gamle, og som beskrevet under kapittelet om verdioverføring, er det grunn til å være varsom ved direkte overføring av slike verdier. Vi gjengir likevel i tabellen nedenfor en oversikt over sentrale norske studier som har verdsatt bevaring av ferskvannsfiskebestander.

Tabell 8.4. *Contingent Valuation (CV)-studier av et representativt utvalg av Norges befolkning av dere betalingsvillighet (BV) for å få eller unngå endringer i Norges eller Nordens (inkludert Norges) ferskvannsfiskebestander. Oppdatert med konsumprisindeksen fra 2001-kr til 2020-kr. Avrundet til nærmeste 10-kroner. Kilde: Navrud (2001b).*

Studie Referanse År studien ble gjennomført	Endringen i ferskvannsfiske-bestanden som ble verdsatt	Antall observasjoner/respondenter	Betalingsmåte Åpen/lukket BV-spørsmål	BV per husstand per år (2020-kr)
Strand (1981) 1980	Unngå total utryddelse av alle ferskvannsfiskebestander i Norge	4 400	Årlig økt inntektsskatt	3400-4650
Navrud (1989) 1986	567-928 innsjøer (>5 ha) i Telemark, Ø-Agder, V-Agder, Rogaland får igjen levedyktige bestander av ørret, og lakse- og sjøørretelver får «noe økte» eller levedyktige bestander	2 032	Årlig avgift til statlig kalkingsfond. «Bidding games» samt åpent BV-spm med betalingskort	650-1420 (bidding games) 680-920 (åpent BV-spørsmål)
Navrud (1997/2001b) 1996	Økning i norske ferskvannsfiskebestander som følge av ca. 60% reduksjon i svoveldioksidutslipp i Europa	1 009	Årlig avgift til statlig kalkingsfond. Lukket BV-spm og påfølgende åpent BV-spm (uten betalingskort)	600 (åpen BV) 1150 (Lukket BV)
Navrud & Krisofersson (2001); Toivonen et al. (2000) 1999/2000	Bevaring av «dagens» bestander av ferskvannsfisk i de nordiske land	2 158	Årlig ekstra inntektsskatt Åpent BV-spm med «nesten helt sikkert betale»-angivelse, med betalingskort	1240

9. Vedlegg C: Gjennomføring av verdioverføring i åtte trinn

Det finnes nå detaljerte retningslinjer for overføringer av verdier fra tidligere verdsettingsstudier (Navrud 2007, Johnston 2015). Trinnene er gjennomført for å anslå samfunnsøkonomisk nytte av tiltakene mot fremmede ferskvannsfisk i hvert område. For hvert trinn beskriver vi først kort hva som er viktige forhold ved dette trinnet, deretter beskriver vi hvordan det er gjort for tiltaksplanene.

Trinn 1 – Identifiser miljøendringen som ønskes verdsatt på beslutningsstedet

I. Type miljøgode

Dette omfatter beskrivelse av miljøgodet og hvilke deler av deres total samfunnsøkonomiske verdi (Total Economic Value; TEV) som påvirkes. Den totale samfunnsøkonomiske verdien av bedret miljøtilstand som følge av at fremmede fiskeslag bekjempes, vil være en økning både i bruksverdi og ikke-bruksverdi. Tiltak mot fremmede fiskeslag vil påvirke bruksverdien positivt ved at man unngår å redusere stedeegne fiskeslag, som ørret. Rekreasjonsverdi av fritidsaktiviteter som avhenger av forekomsten av fremmede fiskeslag og påvirkning på stedeegne fiskeslag, det vil si særlig fritidsfisk. Også ikke-bruksverdiene i vassdraget påvirkes positivt ved tiltak.

II. Beskrive (forventet) endring i kvalitet og/eller kvantitet av miljøgodet

Dette innebærer at en beskriver nullalternativ (dvs. utviklingen uten tiltaket/endringen), og omfanget av endringen, samt retning på endringen (dvs. størrelsen på forbedring eller forverring av miljøtilstand, og om det er bevaring eller restaurering⁷ av et vassdrag)

Nullalternativet (jf. kapittel 2) her er at det *ikke* gjennomføres tiltak mot de fremmede fiskeslagene. *Omfanget* av endringen avhenger av hvor effektive de ulike tiltakene mot de ulike fremmede artene er og beskrives for hver tiltaksplan, blant annet basert på de spredningsmodellene som er gjennomført for hvert vassdrag.

Trinn 2 – Identifisere den berørte befolkningen på beslutningsstedet

Det er viktig å identifisere den berørte befolkningen på beslutningsstedet allerede før vi gjennomgår litteratur og vurderer relevansen av de utvalgte verdsettingsstudiene. Den berørte befolkningen kan i utgangspunktet være alle husstander (i Norge) som kan tenkes å ha nytte av å bekjempe fremmede arter i de berørte vassdragene. Verdiene som overføres fra tidligere studier bør stamme fra et befolkningsutvalg på studiestedet med relativt like demografiske egenskaper og verdier som på beslutningsstedet.

Dersom vi kun ønsker å komme fram til verdier av en rekreasjonsaktivitet, vil den berørte befolkningen være de som benytter vassdraget til ulike rekreasjonsaktiviteter så som fritidsfiske, bading, båttur, fotografering og fotturer langs vassdraget. Dersom vi ønsker å verdsette både bruks- og ikke-bruksverdien, og beslutningsstedet kun har lokal verdi (og det dermed er mange substitutter regionalt), bør utvalget komme fra de aktuelle kommunene som har vassdraget innenfor sine grenser. Dersom det er ingen eller få substitutter regionalt bør utvalget komme fra flere kommuner, og eventuelt fra hele fylket eller flere fylker. Dersom miljøgodet er av nasjonalt viktig karakter, for eksempel i form av en nasjonalpark, bør utvalget representere hele landet.

Hvis en vil overføre betalingsvillighetsestimater fra en verdsettingsstudie som omfatter både bruks- og ikke-bruksverdi, må alle berørte husstander på beslutningsstedet anslås på det geografiske nivået som synes naturlig å definere som «berørt befolkning», dvs. en eller flere kommuner, ett eller flere fylker, eller hele Norge dersom miljøgodet det gjelder er unikt i norsk sammenheng (og har få eller ingen perfekte substitutter).

⁷ Det bør skilles mellom bevaring (som bevarer et uberørt miljø) og restaurering. Det har vist seg at befolkningen setter en høyere verdi på å beholde et uberørt miljø (dvs. bevare) enn å restaurere et berørt miljø tilbake til en (tilnærmet) uberørt tilstand.

For tiltak mot henholdsvis gjedde og suter øverst i Telemarkskanalen, ørekyt på Hardangervidda og solabbor i dammer på Østlandet, vil det i første rekke være husstandene i de kommunene som vassdragene/vannene er i/renner gjennom, og som får vesentlige endringer i forekomst av fremmede arter som følge av tiltak. Andre deler av fylkene synes i utgangspunktet mindre relevante å ta med da innbyggerne der har substitutter i form av andre vassdrag i området, og nærheten til sjøen. For tiltaksarbeidet mot fremmede arter i alle vassdrag med fremmede ferskvannsfisk samlet sett, vil derimot de berørte husstandene i utgangspunktet kunne omfatte alle husstandene i fylkene. I og med at en viktig del av betalingsvilligheten i studier av tiltak mot fremmede arter, er imidlertid også folk i stor grad opptatt av å bevare det stedege biologiske mangfoldet, slik at en større befolkning enn de som bor i berørt kommune, kan ha betalingsvillighet. For solabbor som er en liten fisk som mange antagelig aldri har hørt om eller vil oppdage, og som finnes i små dammer uten fiske-interesser, kan det være grunn til å anta at ikke hele kommunens befolkning har betalingsvillighet. Samtidig gir utryddelse i disse dammene mulighet til å utrydde arten helt fra norsk fauna.

Magnussen mfl. (2018) som undersøkte BV for å bli kvitt henholdsvis gjedde og ørekyt i vassdrag der de er fremmede i Trøndelag blant befolkningen i Trøndelag fylke, er således gjennomført på samme geografiske nivå som er aktuelt for å finne BV for tiltak mot fremmede fiskeslag fra tiltak i Telemarkskanalen og Hardangervidda, og delvis for solabbor. De demografiske forhold kan også antas å være relativt like siden begge er innenfor landets grenser. Det er imidlertid noen forskjeller i median inntekt blant befolkningen i de aktuelle fylkene. Medianinntekten i Trøndelag var 658 000 kr i 2018. Dette var noe høyere enn medianinntekten i Østfold, Telemark og Vestfold, noe lavere enn i Buskerud og Hordaland og betydelig lavere enn i Akershus. Vi vil derfor korrigere for inntektsforskjeller i verdioverføringen.

Trinn 3 – Utfør en litteraturgjennomgang for å identifisere relevante primærstudier

Neste trinn er å gjennomføre litteratursøk, inklusive søk i den mest omfattende databasen for verdsettingsstudier Environmental Valuation Reference Inventory (EVRI; www.evri.ca) for å identifisere lignende studier fra samme land eller naboland (eller andre land som er relevante å sammenligne seg med). Denne anbefalingen er basert på validitetstester av benefit transfer, som viser at overføringer mellom land og områder som har likest mulig demografiske, kulturelle og institusjonelle forhold generelt sett har mindre overføringsfeil (se Lindhjem & Navrud 2008, Bateman mfl. 2011). Av samme årsak bør man velge de nyeste studiene; da befolkningens preferanser for miljøgoder kan ha endret seg over tid, samt at verdsettingsmetodene er blitt bedre over tid.

Et søk i EVRI-databasen viser at det er flere hundre europeiske SP-studier som verdsetter aspekter ved vann; men kun en mindre andel av disse ser på verdien av å bekjempe fremmede fiskeslag i elver og innsjøer. Således gir et søk på «fremmede fisk» kun et fåtall SP-studier i Europa, og flere av disse er av marine områder. Den ideelle verdsettingsstudien å overføre fra er en studie som: i) bruker en SP-metode (CV eller CE er metoder med potensial til å verdsette endringer i både bruksverdi og ikke-bruksverdi), ii) estimerer betalingsvilligheten for å få bedret miljøtilstand fra tiltak mot fremmede ferskvannsfisk, iii) er foretatt av et representativt utvalg av befolkningen som berøres av, fortrinnsvis i fylkene eller nabofylkene, og iv) helst er gjennomført nylig. Punktene i)–iv) henviser til at studien det overføres verdier fra bør henholdsvis dekke folks totale betalingsvillighet (bruks- og ikke-bruksverdi), være av samme miljøgode, og være gjennomført nært geografisk og i tid. Det finnes såvidt vi vet bare en verdsettingsstudie av endringer i miljøtilstand i vassdrag etter gjennomførte tiltak mot fremmede fiskeslag i Norge (Magnussen mfl.2018).

Når det finnes en slik verdsettingsstudie, er det derfor mest nærliggende å overføre resultater fra denne, heller enn av endrede fiskebestander (se Vedlegg B for et sammendrag av verdsettingsstudier av ferskvannsfiskebestander og rekreasjonsfiske som ble gjort fra slutten av 1980-tallet til midten av 1990-tallet). En bør også overføre resultater fra *nyere* SP-studier da folks preferanser og verdsetting av miljøforbedringer kan ha endret seg mye over tid. En studie som da peker seg klart ut er den norske pilotstudien referert i Magnussen et al. (2018). Dette er en

CV-studie av folks betalingsvillighet for de forbedringer som oppnås som følge av at gjedde og ørekyt bekjempes i et fylke og i hele landet der de er fremmede (se figur 2.2. for beskrivelse av miljøendringer som ble brukt i studien).

Trinn 4 – Gjennomgå relevansen og kvaliteten i verdsettingsestimaterne fra primærstudien med sikte på verdioverføring

I dette trinnet gjennomgås kvaliteten på den aktuelle verdsettingsstudien, dvs. Magnussen mfl. (2018), i forhold til vitenskapelige kriterier og omfang av informasjon. Vi bruker kriteriene Desvousges mfl. al. (1998) satte opp for å bedømme om en studie er aktuell for verdioverføring:

I) Vitenskapelig nivå – overførte verdianslag er bare så gode som metodikken og forutsetningene i originalstudien tilsier

- a) Vitenskapelig forsvarlig datainnsamling (for studier basert på oppgitte preferanser menes med dette personlige intervju og/eller post-/internettundersøkelser med høy responsrate slik at utvalget er representativt for den berørte befolkningen). Utarbeidelse av spørreskjema må være basert på fokusgrupper og pilottester av skjemaets ordlyd og betalingsvillighetsscenarioer. Magnussen mfl. (2018) er basert på en stor pilottest med web-baserte spørreskjemaer til et internettpanel bestående av ca. 730 respondenter i Trøndelag (da Sør- og Nord-Trøndelag) fylke høsten 2017. Skjemaet var testet i fokusgrupper og 1-1-intervjuer, samt en pre-test av et webbasert spørreskjema på et titalls respondenter. Hovedundersøkelsen ble foretatt av Norstat av deres internettpanel i 2017. Svarprosenten var 50 %, som er bra for internettdundersøkelser (der en helst ser at minst 50 % svarer, jf. et mye brukt kriterium for postalundersøkelser). Det ga et netto utvalg på 731 respondenter, hvorav 726 svar var fullstendige besvarelser. Dette er et stort nok utvalg til å få et representativt bilde av preferansene til husstander i Trøndelag. Representativiteten av utvalget ble testet ved å sammenligne karakteristika ved respondentene med Statistisk Sentralbyrås (SSBs) statistikk for hele befolkningen i fylkene. Utvalget hadde noe høyere gjennomsnittlig årlig personlig bruttoinntekt. Utvalget var underrepresentert for aldersgruppene under 30 år og over 60 år, og hadde en større andel med universitets- og høyskoleutdannelse sammenlignet med populasjonen.
- b) Vitenskapelig forsvarlig metodikk; Internettundersøkelser er nå blitt den vanligste formen for SP-undersøkelser i Norge siden andel med tilgang til internett i Norge er svært høy (98 % i 2019⁸). Resultater fra studier som sammenligner BV fra det som ble ansett å være gullstandarden - personlig intervju – med undersøkelser sendt til internettpaneller finner at det ikke er signifikante forskjeller i BV mellom disse to undersøkelsesmetodene. For å unngå hypotetisk skjevhet i SP-studier (for eksempel at folk oppgir for høy betalingsvillighet for å få gjennomført tiltaket fordi de tror beløpet aldri vil bli innkrevet) bør husstandene ha hatt erfaring med betalingsmåten, og tro på at den i praksis ville bli brukt for å dekke kostnadene ved miljøforbedringen slik at de faktisk må betale. Husstandene spørres i Magnussen mfl. (2018) om betalingsvillighet i form av en økning i skatter/avgifter de i dag betaler, og som vil øke ved tiltak mot fremmede ferskvannsfisk.
- c) Konsistens med vitenskapelig (økonomisk) teori. Dette innebærer for eksempel at det eksisterer en sammenheng (i form av ekspertanslag eller dose-respons funksjoner) mellom miljøpåvirkning og verdsettingsestimater; samt at det er gjennomført statistiske (økonometriske) analyser og at betalingsvillighetsfunksjonen inneholder variabler som man bør forvente ut fra økonomisk teori (for eksempel inntekt). Miljøendringen som ble verdsett i Magnussen mfl. (2018) ble utarbeidet i samråd med Norges ledende ekspertise på fremmede ferskvannsfisk og tiltak mot disse. Resultatene viser signifikant sammenheng mellom tiltak og endret miljøtilstand, og de estimerte betalingsvillighetsfunksjonene viser

⁸ Se <http://www.internetworldstats.com/top25.htm>

den teoretisk forventede signifikante positive sammenheng mellom betalingsvillighet og inntekt.

II) Relevans – Primærstudien fra studiestedet bør samsvare med forholdene på beslutningsstedet (dvs. være «så lik som mulig») for å kunne brukes i denne nye konteksten /sammenhengen. Dette innebærer at:

- a) Omfanget av miljøendringen bør samsvare
- b) Utgangspunktet for miljøendringen bør samsvare
- c) Berørt økosystem /miljøgode bør samsvare
- d) Det berørte området bør samsvare (f.eks. størrelse på området, tilgang til substitutter etc.) når dette er relevant for studien (for eksempel ved verdsetting av rekreasjonsverdier)
- e) Varighet og sammenhengen miljøendringen skjer under bør samsvare
- f) Sosioøkonomiske karakteristika for den berørte befolkningen bør samsvare
- g) Eiendomsrett samt kulturelle og institusjonelle forhold bør samsvare.

Ad *omfanget* av miljøendringen, ble respondentene i Magnussen mfl. (2018) spurt om betalingsvillighet for å få utryddet henholdsvis gjedde og ørekyt i eget fylke og i hele landet. Bildene som ble vist av dagens forekomst og endring som følge av tiltak, er i utgangspunktet sammenlignbare med effekten av tiltakene i tiltaksområdene. Både *utgangspunktet* og *omfanget* på endringen i form av å bekjempe henholdsvis gjedde og ørekyt synes derfor sammenlignbart med effektene av tiltakene som skal verdsettes i tiltaksplanene. Men antall vannforekomster som blir fri for de fremmede artene var større i Magnussen mfl. (2018) enn de vannforekomstene der det settes inn tiltak i tiltaksplanene. Unntaket er kanskje solabbor, der tiltak settes inn i ganske mange vannforekomster, men der hver vannforekomst er en dam, og vil sannsynligvis heller overestimere enn underestimere effekten (forutsatt at tiltakene er effektive). Berørt økosystem er det samme. I begge tilfeller berøres det akvatiske økosystem, og selv om Magnussen mfl. (2018) ser både på innsjøer og elver under ett, ser vi her på henholdsvis del av en kanal, vannforekomster på Hardangervidda og dammer. De berørte områdene er både i vår case og i Magnussen mfl. (2018) flere lokaliteter i et fylke, og burde således være sammenlignbare i størrelse og tilgang til substitutter i form av andre vassdrag med tilsvarende rekreasjonsaktiviteter.

Med hensyn til varigheten og sammenhengen det skjer i gir tiltakene full effekt rett etter at tiltaket er gjennomført og deretter i alle år fremover. En viktig forskjell mellom scenarioet i Magnussen mfl. (2018) og tiltaksområdene er imidlertid at det var forutsatt ganske umiddelbar virkning og *full sikkerhet av tiltakene* i Magnussen mfl. (2018), mens det i stor grad er vektlagt og vurdert *usikkerhet* knyttet til tiltakenes langsiktige effekter i de aktuelle tiltaksplanene. Det legges i noen grad opp til oppfølgingstiltak og beredskapstiltak som skal sørge for at de fremmede artene ikke får re-etablere seg etter at tiltaksplanen er gjennomført, men kombinasjonen av risiko for egen-spredning og spredning med menneskelig hjelp, gjør at effektene av de ulike tiltaksplanene er til dels begrenset. Vi kan dermed ikke anta at effektene av alle tiltaksplaner blir varige, og dermed heller ikke direkte sammenlignbare med tiltakene lagt til grunn i Magnussen mfl. (2018). Vi må derfor vurdere *effekten av tiltakene nøye for hver tiltaksplan*, før nytte-estimerer eventuelt kan overføres. Alt annet likt, vil vi forvente at betalingsvilligheten for vannkvalitetsforbedringene i Magnussen mfl. (2018) er noe høyere enn den ville vært for tiltakene i tiltaksplanen siden miljøtilstand bedres rett etter tiltaket, og i tillegg må effekten av hver tiltaksplan vurderes. Sosioøkonomiske karakteristika (særlig inntekt) ved befolkningen i de to områdene (Trøndelag versus Viken, Vestfold og Telemark og Vestland) er noenlunde de samme, men med noen forskjeller i medianinntekt som nevnt over, og det samme er eiendomsrett samt kulturelle og institusjonelle forhold.

III. Detaljgrad – Originalstudien bør inneholde et detaljert datasett med tilhørende informasjon

- a) Original verdsettingsfunksjon; inkludert full informasjon og definisjoner av underliggende variabler og estimer, og gjennomsnittverdier for disse

- b) Forklaring om hvordan eventuelle substitutter (eller komplementære goder) har blitt håndtert
- c) Data for svarprosent, andel nullsvar (og andel protest nullsvar) og andel positive svar
- d) Standardavvik og andre statistiske mål på resultatenes spredning

Magnussen mfl. (2018) rapporterer verdsettingsfunksjoner (pkt. IIIa ovenfor) for CV, og drøfter effekten av substitutter. «Distance decay» i BV varierer imidlertid avhengig av retningen en går fra nedbørsfeltet, og Barton mfl. (2009) konkluderer således med at endring i BV med avstand er spesifikk for nedbørsfeltet. Konsekvensen av dette er at det kan medføre store feil å overføre slike «distance decay» resultater fra et nedbørsfelt til et annet, og dermed synes det ikke tilrådelig å bruke disse resultatene i verdioverføring.

Data for svarprosent, andel nullsvar (og andel protest nullsvar) og andel positive svar for betalingsvillighetsspørsmålene er oppgitt. 50 prosent svarte på betalingsvillighetsspørsmålene; og disse bestod av 52-57 prosent med positiv betalingsvillighet (lavest for ørekyt), 6-7 prosent nullsvar og 37-41 prosent «vet ikke». Standardavvik og andre statistiske mål på spredningen i betalingsvillighet er oppgitt for CV-resultatene. Alle de tre kriteriene (vitenskapelig nivå, relevans og detaljgrad i rapportering av resultater) med underliggende komponenter er like viktige for å vurdere relevans og kvalitet i studien. Magnussen mfl. (2018) synes å tilfredsstille alle tre kriterier, og er således vurdert å være en godt egnet studie å overføre verdier fra for vårt formål. Det er noe større andel «vet-ikke-svar» enn ønsket, men det er samtidig mange som oppgir at de ikke er kjent med de fremmede artene de skal vurdere, og det er derfor ikke så unaturlig at respondentene har problemer med å oppgi sin betalingsvillighet.

Trinn 5 – Velg ut og oppsummer tilgjengelig data fra studiestedet

Her velger en ut studien (eller studiene) en ønsker å overføre resultater fra; samt hvilke estimater fra denne studien som er mest aktuelle for beslutningsstedet. Gjennomgangen over viser at det er flere studier og tilnærminger som kan være aktuelle for å gi estimater for verdien av å gjennomføre tiltakene mot fremmede ferskvannsfisk i de tre områdene. Vi vurderer at det beste grunnlaget for verdioverføring finnes i pilotstudien som ble gjennomført for tiltaksplaner mot henholdsvis gjedde og ørekyt i 2017-2018. undersøkelsene ble gjennomført som state-of-the-art for verdsettingsstudier, og basert på beste, oppdatert kunnskap om artene og virkninger av tiltak. De er nære i tid og rom (ikke samme fylke, men i Norge) og for to av de samme artene som skal vurderes her. Vi vil derfor ta utgangspunkt i verdiene som fremkom der, for henholdsvis gjedde og ørekyt. Betalingsvillighet (nåverdi) per husholdning for å bekjempe henholdsvis gjedde og ørekyt i *eget fylket* i lavt og høyt anslag, er vist i de to tabellene nedenfor.

Tabell 9.1. Nedre og øvre anslag for gjennomsnittlig betalingsvillighet for å utrydde gjedde der den er regionalt fremmed, henholdsvis i hele landet og eget fylke⁹. Verdi per husholdning (nåverdi). Kilde: Magnussen m.fl. 2018

	Gjedde (nedre og øvre anslag)	
	Hele landet	Fylke
Gjennomsnittlig betalingsvillighet	1259-1893	909-1362
95 % konfidensintervall	[1072, 1447]- [1630, 2157]	[764, 1054]- [1157, 1567]
Antall observasjoner	678/451	676/451

Tilsvarende for ørekyt, viser tabellen nedenfor øvre og nedre anslag for trøndernes betalingsvillighet for med sikkerhet å bekjempe ørekyt henholdsvis i eget fylke og hele landet.

⁹ Gjennomsnitt basert på midtpunktene på betalingskalaen, med unntak av nullsvar og svar over 10 000 kroner. Ekstreme observasjoner og protestsvar er utelukket. «Vet ikke» er erstattet med null.

Tabell 9.2. Nedre og øvre anslag for gjennomsnittlig betalingsvillighet for å utrydde ørekyt der den er regionalt fremmed, henholdsvis i hele landet og eget fylke¹⁰.

	Ørekyt (nedre og øvre anslag)	
	Hele landet	Fylke
Gjennomsnittlig betalingsvillighet	1034-1659	737-1185
95 % konfidensintervall	[867, 1200]- [1409, 1909]	[609, 866]- [990, 1380]
Antall observasjoner	679/423	675/420

Vi antar at husholdningenes betalingsvillighet for å utrydde henholdsvis gjedde og ørekyt i alle vannforekomstene i fylket (Trøndelag) er nærmere det estimatet vi er ute etter, enn deres betalingsvillighet for hele landet.

Beste estimat for betalingsvillighet for å bli kvitt *gjedde* per husholdning er derfor en nåverdi på 909-1362 2018-kroner, som justert med konsumprisindeksen (1,038 fra 2018 til august 2020) gir ca. 945-1415 kroner per husholdning.

Beste estimat for betalingsvillighet for med sikkerhet å bli kvitt *ørekyt* per husholdning er derfor en nåverdi på 737-1185 2018-kroner, som justert med konsumprisindeksen (1,038 fra 2018 til august 2020) gir ca. 765-1230 kroner per husholdning.

Verdsettingen av bekjempelse av henholdsvis gjedde og ørekyt er mindre relevant for rødgjellet solabor. Den har andre effekter, den er for eksempel ikke en trussel mot ørret, og den lever hovedsakelig der det ikke er andre fiskbare arter, og er i større grad en trussel mot annet biologisk mangfold, som salamander. Den har derfor effekt på biologisk mangfold, men ikke på fiske, og den lever i andre typer vannforekomster enn ørret, gjedde og ørekyt. Det er også mye mindre kunnskap om hvordan arten vil klare seg i norske klimatiske forhold, og om den faktisk vil overleve på sikt. Vi kan derfor ikke bruke verdien per husholdning lik verdien for ørekyt (eller gjedde). En tilnærming kunne være å anta at verdien er en viss prosent per husholdning, fordi den antas å ha færre effekter, i færre vannforekomster og muligens i kortere tid. En slik verdi kunne antas å være kanskje 10 prosent av verdien per husholdning av ørekyt, men vi har svært lite faglig grunnlag for å fastsette hvilken prosent som kunne være rimelig. Vi vil derfor gjøre vurderinger ut fra en break-even-tilnærming for solabor, det vil si vurdere hvor stor verdien per husholdning må være, og om det er sannsynlig at den er (minst) så stor.

Trinn 6 – Overfør verdier fra studie- til beslutningssted

a) Fastslå hvilke verdier som skal overføres.

Her velger en ut hvilke verdier som skal overføres fra studiestedet, og angir hvilke verdikomponenter den omfatter. Magnussen mfl.s (2018) estimat i 2018 på **909-1362** 2018-kroner for gjedde og **737-1185 kr (2018-kr) i nåverdi per husstand** for ørekyt omfatter både bruks- og ikke-bruksverdi. Spørsmålet er så om en skal regne om denne husstandens gjennomsnittlige betalingsvillighet til betalingsvillighet per km² vannareal for å gjøre nytteverdien direkte sammenlignbar med kostnadene ved tiltak. Resultatene fra Magnussen mfl. (2018) tyder på at det ikke er hensiktsmessig da husstandenes betalingsvillighet ikke er direkte relatert til størrelsen av vannarealet. Dette kan skyldes at det er andre enheter enn areal som er viktige for husstanders verdsetting av bedre miljøkvalitet. Andre norske studier viser også at betalingsvilligheten per husstand ikke øker proporsjonalt med økende areal av økosystemet (se for eksempel Lindhjem mfl. 2014 for skogøkosystemer). Det bør dermed utvises stor forsiktighet med å konvertere oppgitt gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand til kontinuerlige variabler som betalingsvillighet per km² per husstand. En slik verdi vil likevel være bedre enn en total betalingsvillighet (summert over alle berørte husholdninger på studiestedet) per km², fordi man i det siste tilfellet også må

¹⁰ Gjennomsnitt basert på midtpunktene på betalingsskalaen, med unntak av nullsvar og svar over 10 000 kroner. Ekstreme observasjoner og protestsvar er utelukket. «Vet ikke» er erstattet med null.

forutsette en tilsvarende størrelse av berørt populasjon på beslutningsstedet som på studiestedet. Dette er nok en viktig grunn til at verdien per arealenhet for samme økosystemtjeneste i varierer svært mye internasjonalt; se TEEB (2010).

b) Fastslå metode for å korrigere for ulikheter mellom studie- og beslutningssted

Det finnes tre ulike metoder: i) enhetsverdioverføring, ii) betalingsvillighetsfunksjonsoverføring og iii) meta-analyse. Dersom beslutningsstedet har lignende egenskaper som studiestedet, kan **enhetsverdioverføring** benyttes med stor grad av sikkerhet. Benyttes enhetsverdioverføring mellom ulike land, med ulik valuta, kan inntekt og prisnivå mellom land korrigeres for ved å bruke kjøpekraftparitet (PPP- Purchase Power Parity) - justerte valutakurser. Også innen et land kan det imidlertid være aktuelt å justere for ulikheter i inntektsnivå og inntektselastisitet i forhold til betalingsvillighet for det undersøkte miljøgodet. Overføring av en **betalingsvillighetsfunksjon** kan benyttes dersom denne har tilstrekkelig forklaringsgrad⁴ og inneholder forklaringsvariabler som det også er mulig å finne informasjon om på beslutningsstedet. Hadde det eksistert meta-analyser av norske SP-studier av tiltak mot fremmede ferskvannsfisk (eller internasjonale meta-analyser hvor de norske var tatt med) kunne disse benyttes i verdioverføring med sikte på å sammenligne resultatet med andre verdioverføringsmetoder.

Enhetsverdioverføring synes å være den beste overføringsmetoden i vårt tilfelle. Metoden er også den enkleste og mest transparente måten å overføre verdier mellom studie- og beslutningssted. I studier som sammenligner ulike verdioverføringsmetoder har enhetsverdioverføring vist seg å være like pålitelig som de mer kompliserte metodene; se sammenligning med betalingsvillighetsfunksjoner i Bateman mfl. (2009), og med metaanalyser i Lindhjem & Navrud (2008). Dette skyldes hovedsakelig den lave forklaringsgraden som betalingsvillighetsfunksjoner fra verdsettingsundersøkelser basert på oppgitte preferanser har, samt det faktum at valg av metodikk, heller enn karakteristika ved beslutningsstedet, miljøgodet og den berørte befolkningen, har den største forklaringsgraden i meta-analyser.

En validitetstest av verdioverføring av betalingsvillighet for bedre vannkvalitet i innsjøer, hvor en gjennomførte like CV-studier på samme tid i Vansjø-Hobøl-vassdraget i Østfold og Orrevassdraget i Rogaland og sammenlignet verdioverføring fra det ene vassdraget til det andre med den faktiske betalingsvilligheten i det andre; fant at selv i disse relativt like vassdragene var overføringsfeilen i størrelsesorden + 25 % (Magnussen mfl. 1995, Bergland mfl. 2002).

Ut fra denne studien og andre som har sammenlignet enhetsverdioverføring med resultatet fra en faktisk SP-studie kan overføringsfeilen dersom studie- og beslutningssted er svært like, ganske like og ganske ulike grovt anslås til henholdsvis ca. ± 25, 50 og 100 %. Barton mfl. (2009) synes å falle i midtkategorien, jfr. diskusjonen i punktene foran, og et usikkerhetsintervall pga. verdioverføring på ± 50 % bør da brukes.

Når det er inntektsforskjeller mellom studiested og beslutningssted bør enhetsverdioverføring skje med inntektsjustering (siden betalingsvillighet avhenger av betalingsevne, dvs. inntekt). Derfor er intervallet for gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand, justert etter følgende formel:

$$Bp' = Bs \times (Yp / Ys) \beta \quad (9.1)$$

hvor Bp' er nytten (her: betalingsvilligheten) på beslutningsstedet (her: husstandene i aktuelle kommuner); Bs er nytten (BV) på studiestedet hvor primærstudien ble gjort (her: Trøndelag fylke), Yp , og Ys er årlig medianinntekt per husstand i fylket på henholdsvis beslutningsstedet og studiestedet, og β er inntektselastisiteten av BV.

Tabell 9.3 viser beregningen med bruk av formel (9.1) for enhetsverdioverføring med justering for inntektsforskjeller mellom Trøndelag (rapportert i Magnussen mfl. (2018)) og kommunene langs de respektive vassdragene, og en antatt inntektselastisitet av betalingsvilligheten lik 0,4 (jfr. NOU 2012:16; kapittel 4.5.3 anbefaler 0,3 - 0,5 som et foreløpig intervall); dvs. at når inntekten øker med 1 % øker betalingsvilligheten med 0,4 %.

Tabell 9.3. Utrekning av betalingsvillighet (BV) (i 2020-kr) fra enhetsverdi-overføring med inntektsjustering (jfr. formel 9.1) fra betinget verdsetningsstudien i Trøndelag (Magnussen et al. 2018) til tiltaksplaner i vann tilknyttet Telemarkskanalen for tiltaksplan mot gjedde og suter

Variabelbeskrivelse	Variabel jfr. formel 9.1	Tiltaksplan 1 og 2 mot gjedde og suter
Beregnet gjennomsnittlig BV (2020-kr) pr. husstand (engangsbeløp/nåverdi) på studiestedet (Trøndelag)	B_s Trøndelag	1180 kr
Median årlig husstandsinnkomst i Trøndelag (Median; etter skatt jfr. SSB) ¹	Y_s Trøndelag	658 000 kr
Forholdstall mellom median årlig husstandsinnkomst pr. år i hvert av fylkene Buskerud, Vestfold og Telemark; og median årlig husstandsinnkomst i Trøndelag (skattetall fra før regionreform). (Median; etter skatt jfr. SSB)	Y_p/Y_s	Buskerud:1,02 Vestfold:0,98 Telemark:0,95
Inntektselastisiteten av BV for miljøgoder ²	β	0,4
Median årlig husstandsinnkomst i de tre fylker samlet (vektet gjennomsnitt, basert på befolkning), i forhold til Trøndelag. Så små forskjeller at forholdstallet 1 brukes. (Median; etter skatt jfr. SSB) ³	Y_p/Y_s	Gjennomsnitt, aktuelle fylker: 1,0
Beregnet BV (2020-kr) per husstand (engangsbeløp/nåverdi) for aktuelle vassdrag, inkludert 50% usikkerhet ved overføring (i parentes) jfr. formel 9.1	B_p' Tiltaksplan	1180 kr (590- 1790)

Merknader:

1)Median husholdningsinnkomst i fylket etter skatt i 2018 (i kr). Siste tilgjengelige tall er for 2018 og gjelder derfor fylkene før regionreformen. Kilde: Statistisk Sentralbyrå 2020, uttrekk 15.11.2020; www.ssb.no

2) Antar at inntektselastisiteten av å bekjempe fremmede ferskvannsfisk er den samme som for miljøgoder generelt. Kilde: NOU 2012:16; kap. 4.5.3; midtpunkt av intervallet 0,3 - 0,5

Tabell 9.4. Utrekning av betalingsvillighet (BV) (i 2020-kr) fra enhetsverdi-overføring med inntektsjustering (jfr. formel 9.1) fra betinget verdsetningsstudien i Trøndelag (Magnussen et al. 2018) til vann tilknyttet tiltaksområdet på Hardangervidda for tiltaksplan mot ørekyt

Variabelbeskrivelse	Variabel jfr. formel 9.1	Tiltaksplan 1 og 2 mot ørekyt
Beregnet gjennomsnittlig BV (2020-kr) pr. husstand nåverdi på studiestedet (Trøndelag)	B_p' Trøndelag	998 kr
Median husstandsinnkomst i Trøndelag (Median; etter skatt jfr. SSB) ¹	Y_p Trøndelag	658 000 kr
Forholdstall mellom median årlig husstandsinnkomst pr. år i hvert av fylkene Buskerud og Hordaland; og median årlig husstandsinnkomst i Trøndelag (skattetall fra før regionreform). (Median; etter skatt jfr. SSB)	Y_p/Y_s	Buskerud:1,02 Hordaland;1,05
Inntektselastisiteten av BV for miljøgoder ²	β	0,4
Husstandsinnkomst i de to fylker samlet (vektet gjennomsnitt, basert på befolkning); i forhold til Trøndelag.(Median; etter skatt jfr. SSB) ³	Y_p/Y_s	Gjennomsnitt, aktuelle fylker: 1,03
Beregnet BV (2020-kr) per husstand for aktuelle vassdrag, inkludert 50% usikkerhet ved overføring (i parentes) jfr. formel 9.1	B_p' Tiltaksplan	1010 kr (505- 1515)

Merknader:

1)Median husholdningsinnkomst i fylket etter skatt i 2018 (i kr). Siste tilgjengelige tall er for 2018 og gjelder derfor fylkene før regionreformen. Kilde: Statistisk Sentralbyrå 2020, uttrekk 15.11.2020; www.ssb.no

2) Antar at inntektselastisiteten av å bekjempe fremmede ferskvannsfisk er den samme som for miljøgoder generelt. Kilde: NOU 2012:16; kap. 4.5.3; midtpunkt av intervallet 0,3 - 0,5

Tabell 9.5. Tentativ utregning av betalingsvillighet (BV) (i 2020-kr) fra enhetsverdi-overføring med inntektsjustering (jfr. formel 9.1) fra betinget verdsettelsesstudien i Trøndelag (Magnussen mfl. 2018) til vann tilknyttet tiltaksområdet for tiltaksplan mot solabbor

Variabelbeskrivelse	Variabel jfr. formel 9.1	Tiltaksplan
Beregnet gjennomsnittlig BV (2020-kr) pr. husstand (engangsbeløp/nå-verdi) på studiestedet (Trøndelag)	B_p Trøndelag	998
Overført gjennomsnittlig BV (2020-kr) pr. husstand nåverdi; inklusive usikkerhet ved overføring på $\pm 50\%$	B_s	998 kr (499-1497)
Median årlig husstandsinnkomst i Trøndelag (Median; etter skatt jfr. SSB) ¹	Y_p Trøndelag	658 000 kr
Forholdstall mellom median årlig husstandsinnkomst pr. år i hvert av fylkene Akershus, Buskerud og Østfold; og median husstandsinnkomst i Trøndelag (skattetall fra før regionreform). (Median; etter skatt jfr. SSB)	Y_s	Akershus:1,18 Buskerud:1,02 Østfold:0,95
Inntektselastisiteten av BV for miljøgoder ²	β	0,4
Husstandsinnkomst i de tre fylker; siden Asker får størst endring, er Asker (Akershus) tillagt størst vekt ved utregning. (Median; etter skatt jfr. SSB) ³	Y_p/Y_s	1,15
Tentativ beregnet BV (2020-kr) per husstand (engangsbeløp/nåverdi) for aktuelle vassdrag, inkludert 50% usikkerhet ved verdioverføring i parentes. Forutsatt å være 10% av betalingsvilligheten for å bekjempe ørekyt, jf. formel 9.1.	B_p Tiltaksplan	101 kr (55- 156)

Merknader:

1)Median husholdningsinntekt i fylket etter skatt i 2018 (i kr). Siste tilgjengelige tall er for 2018 og gjelder derfor fylkene før regionreformen. Kilde: Statistisk Sentralbyrå 2020, uttrekk 15.11.2020; www.ssb.no

2) Antar at inntektselastisiteten av å bekjempe fremmede ferskvannsfisk er den samme som for miljøgoder generelt. Kilde: NOU 2012:16; kap. 4.5.3; midtpunkt av intervallet 0,3 - 0,5

c) Fastslå metode for overføringer av verdsettelsestimater over tid

Verdsettelsestimatet bør justeres for tid fra dataene ble innsamlet til dagens prisnivå, ved bruk av konsumprisindekser (KPI) hentet fra området hvor beslutningsstedet ligger.

Da miljøgoder ikke er inkludert i godene som inngår i KPI, kan det imidlertid være verdt å merke seg at verdien av miljøendringen kan ha steget mer eller mindre enn denne indeksen. Det eksisterer imidlertid pr i dag ingen bedre metode for å justere for endringer i preferanser for miljøgoder over tid.

Siden estimatene fra Magnussen mfl. (2018) stammer fra 2018, er det overførte estimatet justert med KPI fra august 2018 til august 2020.

Trinn 7 – Utregning av total nytte for den berørte befolkningen

Årlig samfunnsøkonomisk nytte av å redusere problemet med fremmede fiskearter kan beregnes ved å summere betalingsvillighet per husstand over totalt antall berørte husstater; se nedenfor.

$$BV_{\text{tot}} = \sum_{i=1}^N BV_i \quad (9.2)$$

hvor N = antall berørte husstater og BV_i = betalingsvillighet pr. år for husstand i .

Formel (9.2) kan brukes når en har data for de enkelte husstateres BV i en primærstudie. Ved verdioverføring vil en multiplisere den overførte gjennomsnittlige betalingsvillighet per husstand med antall berørte husstater, jfr. også formel (9.1).

Det er ikke helt enkelt å fastslå hvem som er «berørt» befolkning, det vil si hvem som vil ha nytte (som ville uttrykkes i form av betalingsvillighet) for de tiltaksplanene som vurderes her. Det er grunn til å tro at beboere i de kommunene som får vesentlige forbedringer i sine vann som følge av tiltakene vil ha betalingsvillighet, på samme måte som i studien vi overfører fra. Også i Trøndelagsstudien var det en god del som hadde null betalingsvillighet, slik at disse også er med i verdsettingen. Som et relativt konservativt estimat legger vi derfor til grunn av befolkningen i kommunene som får vesentlig endring, har en betalingsvillighet lik den vi beregnet for henholdsvis gjedde og ørekyt. Det kan imidlertid også være folk utenfor disse kommunene som enten bruker vannene til rekreasjonsfiske og derfor ønsker å bevare den stedegne bestanden og/eller som er opptatt av å bevare stedegen natur i området selv om de ikke bor i området. Telemarkskanalen er jo et kjent landemerke i Telemark, og Hardangervidda er et yndet friluftsområde og nasjonalpark som har regionale og nasjonale verdier. Vi vil derfor også vurdere hva verdien er, hvis vi antar at alle i fylket (de gamle fylkene) der det berørte vassdraget ligger har tilsvarende betalingsvillighet. For Telemarkskanalen gjelder dessuten at både gjedde og suter, som begge er fremmede arter, utrykkes. I studien det overføres fra ser en imidlertid kun på utrydding av en av disse artene; gjedde er gjedde. I og med at suter har noen andre miljøvirkninger enn gjedde, kan det tale for høyere betalingsvillighet samlet for de to artene enn kun for gjedde, og/eller at flere bryr seg.

Solabbor skiller seg ut, og er ekstra vanskelig å vurdere. Det er ikke gjennomført noen verdsettingsstudie for solabbor, og man vet ganske lite om hvordan den vil oppføre seg i norsk natur. Den finnes i ganske små dammer på Østlandet, sprer seg noe, men usikkerhet knyttet til hvordan den vil klare seg i norsk klima. Den er heller ikke en konkurrent til ørret, fordi den stort sett holder til i små dammer der det ikke er fiske, og i liten grad andre fiskbare arter. Den kan imidlertid ha negative konsekvenser på stedegen natur, men det er mer uvisst hvor lenge den vil overleve, og i hvilken grad den vil spre seg. Den forekommet ganske isolert i noen dammer i noen kommuner, og det virker litt overdrevet å anta at alle i disse kommunene vil ha lik betalingsvillighet for å bli kvitt solabbor som de hadde for å bli kvitt gjedde eller ørekyt som i motsetning også er negative for stedegen ørret.

Folketall og husstander i kommunene/fylkene som grenser inntil de tre tiltaksområdene, er vist i **tabell 9.6** nedenfor.

Tabell 9.6. Folketall i a) berørte kommuner og b) fylker per 1.1.2020 (eller 1.1.2019 for de tidligere fylkene)

a) Kommuner				
Kommune	Antall innbyggere 1.1.2020	Antall hushold- ninger 1.1.2020*	Tilhørighet til tidligere fylke	Tilhørighet til region fra 2020
Kommuner med tiltaksplan mot ørekyt				
Nore og Uvdal	2439	1134	Buskerud	Viken
Eidfjord	906	421	Hordaland	Vestland
Kommuner med tiltaksplan mot gjedde og suter				
Kviteseid	2403	1118	Telemark	Vestfold og Telemark
Nome	6515	3030	Telemark	Vestfold og Telemark
Tokke	2201	1024	Telemark	Vestfold og Telemark
Kongsberg	27723	12894	Buskerud	Viken
Arendal	44999	20930	Aust-Agder	Agder
Drangedal	4051	1884	Telemark	Vestfold og Telemark
Bø (nå del av Midt-Telemark)	10334	4 806	Telemark	Vestfold og Telemark
'Kommuner med tiltaksplan mot solabbor				
Asker	94441	43926	Akershus	Viken
Nesodden	19616	9124	Akershus	Viken
Moss	49273	22918	Østfold	Viken
Røyken	del av Asker fra 1.1.2020			
Lier	26811	12470	Buskerud	Viken
b) Fylker				
Regioner og tidligere fylker	Antall innbyggere 1.1.2019	Antall hushold- ninger 1.1.2019*	Antall inn- byggere 1.1.2020	Antall hushold- ninger 1.1.2020*
<u>Region Viken</u>			1241165	577286
Østfold (-2019)	297520	138381		
Akershus (-2019)	624055	290258		
Buskerud (-2019)	283148	131697		
<u>Region Vestfold og Telemark</u>			419396	195068
Vestfold (-2019)	251084	116783		
Telemark (-2019)	173318	80613		
<u>Region Vestland</u>			636531	296061
Hordaland (-2019)	524495	243951		

*Gjennomsnittlig antall personer per husholdning i Norge: 2,15. Kilde: ssb.no; oktober 2020.

I tillegg til dem som bor i kommunene som har vann som får endret risiko for spredning av fremmede fiskearter, vil de som eier hytter langs vassdragene også kunne ha betalingsvillighet (både bruks- og ikke-bruksverdi) for å unngå de fremmede fiskeartene. Vi har imidlertid ikke hatt mulighet til å innhente oversikt over antall fritidsboliger, og tidligere studier har vist at det ofte er mange av hytteeierne i et område som også bor innenfor den samme kommunen eller fylket de har hytte i. Ved å telle fritidsbolig-husstander i tillegg til fastboende husstander, kan man derfor risikere å dobbelttelle husstander hvis en ikke har god oversikt over hvor hytteeierne er bosatt. Siden betalingsvilligheten er oppgitt som et engangsbetrag, representerer den nåverdien av nytten.

Trinn 8 – Usikkerhet

Usikkerhetstillegget på $\pm 50\%$ ved denne enhetsoverføringen (se trinn 6 om bakgrunn for dette valget) beregnes også som nedre og øvre anslag for total samfunnsøkonomisk nytte av de respektive tiltaksplanene. Det store tilleggsspørsmålet som må besvares *før* endelig overføring av nytteverdier, er knyttet til *effekten av tiltakene* – for hvis tiltakene ikke har effekt på forekomst av de fremmede fiskeartene, oppstår heller ikke nytteeffekter som kan verdsettes.

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-4699-6

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 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