

852 Naturindeks for Norge

NINA Rapport

Metodikk for fastsettelse av skader på allopatriske aurebestander grunnet vassdragsregulering og introduksjon av fremmede fiskearter

Trygve Hesthagen, Ingeborg P. Helland, Odd Terje Sandlund og Ola Ugedal



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Naturindeks for i Norge –

Metodikk for fastsettelse av skader på allopatriske
aurebestander grunnet vassdragsregulering og introduksjon av
fremmede fiskearter

Trygve Hesthagen
Ingeborg P. Helland
Odd Terje Sandlund
Ola Ugedal

Hesthagen, T., Helland, I.P., Sandlund, O.T. & Ugedal, O. 2012.
Naturindeks for Norge – Metodikk for fastsettelse av skader på al-
lopatiske aurebestander grunnet vassdragsregulering og introduk-
sjon av fremmede fiskearter. - NINA Rapport 852. 27 s.

Trondheim, juni 2012

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2447-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Ann Kristin Schartau

ANSVARLIG SIGNATUR

Elisabet Forsgren, forskningssjef (sign.)

OPPDRAUGSGIVER(E)

Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Knut Simensen

FORSIDEBILDE

Aure fra Jotunheimen. Foto: Trygve Hesthagen

NØKKEWORD

- Naturindeks for Norge

- Aure

- Fiskeskader

- Metodikk for fastsettelse av skadegrad

KEY WORDS

Nature index of Norway

Brown trout

Fish damage

Methods for assessing fish damage

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen

7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21

0349 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Framsenteret

9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeltgården

2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

Sammendrag

Hesthagen, T., Helland, I.P., Sandlund, O.T. & Ugedal, O. 2012. Naturindeks for Norge – Metodikk for fastsettelse av skader på allopatriske aurebestander grunnet vassdragsregulering og introduksjon av fremmede fiskearter. – NINA Rapport 852. 27 s.

I forbindelse med Naturindeks for Norge 2010 ble blant annet innsjølevende aure benyttet til å angi miljøtilstand i ferskvann. Aure er vår vanligste fiskeart, og den er også følsom for ulike typer miljøtrusler. Sur nedbør, vassdragsregulering, andre fysiske inngrep og etablering av fremmede fiskearter blir vurdert som de viktige trusselfaktorene for aure. Skadegraden i 2010 ble fastsatt på basis av intervjuundersøkelser; bestander som ble angitt som uendret (ingen skader) fikk verdien 1,0 (referanseverdi), mens skadde og tapte fiskebestander fikk henholdsvis 0,5 og 0. Aurebestandene i regulerte innsjøer ble gitt verdien 0,5 (skadet), uavhengig av reguleringshøyde. Effekten av introduksjon og etablering av fremmede fiskearter ble vurdert uavhengig av fiskeart og innsjøtype, og ble gitt en reduksjon på 35 % (basert på data relatert til ørekyte).

I dette prosjektet foreslår vi en ny metode for å fastsette skader på allopatriske aurebestander (aure eneste art) relatert til (i) vassdragsregulering og andre fysiske inngrep og (ii) introduksjon og etablering av fremmede fiskearter. Den er basert på ekspertvurdering, men bygger på den kunnskap som er generert fra norske innsjøer. Graden av påvirkning på aurebestander blir delt inn i fem klasser, fra ingen/ubetydelig skadet, lite skadet, betydelig skadet, sterkt skadet og tapt bestand. Verdien for kartlagte aurebestander innen en bestemt geografisk region blir da gjennomsnittet av scoren for de enkelte bestandene. Den fem-delte klasseinndelingen er en parallell til prinsippene for vannforekomstenenes økologiske tilstand i vannforskriften (EUs vanndirektiv), hvor økologisk tilstand blir angitt som Svært god, God, Moderat, Dårlig eller Svært dårlig.

Ved en konsekvensvurdering av vassdragsreguleringer ved etableringen av magasiner, må man ta hensyn til at aurens gyte- og rekrutteringsområder i tilløpsbekker kan bli adskilt fra næringsområdene i selve magasinet. Vi har derfor valgt å knytte definisjonen av skader relatert til vassdragsreguleringer og andre fysiske inngrep mot både (i) inngrep som forårsaker skader på rekrutteringen i bekk/elv og (ii) til inngrep som skader næringsområdenes muligheter for produksjon av større fisk i selve innsjøen. Vi foreslår at skadene av vassdragsreguleringer og andre fysiske inngrep i elver og bekker blir vurdert ut fra størrelsen på rekrutteringsarealet som blir berørt av inngrepet. Det blir skilt mellom innsjøer med stort og lite rekrutteringspotensiale. Med hensyn til effekter av en viss reguleringshøyde i selve magasinet, vil den være større i innsjøer med slak strandsone enn i de med bratt strandsone. Vi foreslår derfor å bruke prosentvis arealreduksjon heller enn reguleringshøyde som måleenhet for påvirkning av en regulering. Det blir også foreslått en kombinert effekt av skader på rekrutteringen og næringsgrunnlaget.

Med hensyn til effekter av introduksjon og etablering av fremmede eller nye fiskearter for en lokalitet, foreslår vi at dette blir gjort på en skjematisk måte. Følgende sju arter blir vurdert; ørekyte, mort/sørv, gjedde, abbor, røye og sik. Disse artene forekommer naturlig i større eller mindre grad i deler av landet, men har blitt spredt til nye lokaliteter ved menneskets hjelp. Effekter blir differensiert på basis av innsjøtype ut fra overflateareal (fem grupper; < 10 ha, 10-50 ha, 50-500 ha, 500-5000 ha og > 5000 ha) og middeldyp (tre grupper; < 3m, 3-15 m og > 15 m), dvs. opp til 15 innsjøtyper. Spredning av ørekyte og gjedde blir vurdert som den alvorligste trusselen mot allopatriske aurebestander. Dette gjelder spesielt aurebestander i mindre og grunne innsjøer, der store deler av innsjøarealet har habitatkvaliteter som er gunstige for ørekyte og gjedde. Innførsel av gjedde i en innsjø med aure er ofte ensbetydende med ødelagte aurebestander.

Trygve Hesthagen Ingeborg P. Helland, Odd Terje Sandlund og Ola Ugedal, NINA, Postboks 5685, 7485 Trondheim. E-post: trygve.hesthagen@nina.no, ingeborg.helland@nina.no, odd.t.sandlund@nina.no, ola.ugedal@nina.no

Abstract

Hesthagen, T., Helland, I.P., Sandlund, O.T. & Ugedal, O. 2012. Nature index of Norway – A method to assess damage to allopatric brown trout (*Salmo trutta*) populations related to hydro-power production and introduction of new fish species. – NINA Report 852. 27 pp.

This report presents a new method for assessing the effect on allopatric brown trout (*Salmo trutta*) populations of the establishment of hydroelectric reservoirs and introductions of new fish species. In a previous study (Nature Index for Norway 2010), the status of brown trout was assessed by means of interviews, using three categories of current population status; (i), unaffected self-sustaining populations, (ii) populations which have recently experienced an apparent decline in abundance and (iii) populations which are virtually extinct. These three categories were given scores of 1.0, 0.5 and 0, respectively. All brown trout populations in hydroelectric reservoirs were considered to be damaged independent of water level fluctuation, and given a score of 0.5. The effects of introductions of new species of fish were considered to reduce the abundance of brown trout by 35 %, based on a previous study of the impact of European minnow (*Phoxinus phoxinus*). In the present project we used five categories of status corresponding to the Water Framework Directive (WFD); High (no or very small damage), Good (small damage), Moderate (considerably damaged), Bad (strongly damaged) and Poor (extinct or close to extinction), and they were given the scores 0.9, 0.7, 0.5, 0.3 and 0.1, respectively. A mean value for the damage score may be estimated for all brown trout populations within defined geographical areas such as county, watershed etc. The assessment was carried out by means of expert judgment, based on all available knowledge gained from Norwegian lakes.

When considering the effects on brown trout when developing hydroelectric reservoirs and other physical encroachments, it should be noted that the species mainly spawn in inlet and outlet streams. This implies that the construction of a dam at the lake outlet, as well as the water level fluctuations in the reservoir, will cause a disconnection between (i) spawning sites and nursery areas for young fish in streams and (ii) feeding areas for adults in the reservoir. We suggest that the effects on brown trout populations in reservoirs is determined by taking damage in both habitats into consideration, i.e. in terms of the size of spawning/nursery area in streams that has been affected, and the fraction (%) of the littoral and productive zone that will be left dry due to the relevant water level drawdown.

When considering the effects of introducing new fish species into lakes with brown trout, we group the lakes into five size classes according to lake area (<10 ha, 10-50 ha, 50-500 ha, 500-5000 ha, and > 5000 ha), and three classes according to mean lake depth (< 3 m, 3-15 m and > 15 m). We determined the effects of seven species of fish: perch (*Perca fluviatilis*), pike (*Esox lucius*), European minnow (*Phoxinus phoxinus*), rudd (*Scardinius erythrophthalmus*), roach (*Rutilus rutilus*), Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and whitefish (*Coregonus lavaretus*). These species are all native to Norwegian lakes in parts of the country, but have to a varying extent been introduced by humans to new water bodies, among these also brown trout lakes. The impact of introduced European minnow and pike has caused the most serious effects on brown trout in Norwegian lakes, especially in small and shallow lakes. The distribution area of these two species has expanded considerably during recent decades, caused by human activity.

Trygve Hesthagen, Ingeborg P. Helland, Odd Terje Sandlund, and Ola Ugedal, Norwegian Institute for Nature Research, PO Box 5685, 7485 Trondheim, Norway.

E-post: trygve.hesthagen@nina.no, ingeborg.helland@nina.no odd.t.sandlund@nina.no, ola.ugedal@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning.....	7
2 Aurens biologi	9
2.1 Auretyper	9
2.2 Bestandsstruktur	10
3 Metoder	12
4 Resultater	14
4.1 Konsekvenser av fysiske inngrep	14
4.1.1 Skader på rekrutteringsgrunnlaget	14
4.1.2 Skader på næringsgrunnlaget i innsjøer	16
4.1.2.1 Tap av den produktive sonen	16
4.1.2.2 Sammenhengen mellom reguleringshøyde og innsjøens form.....	17
4.1.2.3 Arealreduksjon som måleenhet for vurdering av skadegrad.....	18
4.2 Kombinert effekt av skader på rekrutterings- og næringsgrunnlag.....	19
4.3 Effekter av introduksjoner av fremmede fiskearter	20
4.3.1 Ørekyte.....	20
4.3.2 Sørv og mort	21
4.3.3 Gjedde.....	21
4.3.4 Abbor.....	21
4.3.5 Røye	22
4.3.5 Sik	22
5 Referanser.....	24

Forord

Arbeidet med å etablere Naturindeks for Norge ble nedfelt i Regjeringserklæringen til Stoltenberg i 2005 Soria Moria 1, og bekreftet av Soria Moria 2 fire år senere. Formålet med denne naturindeksen var «å innføre en naturindeks for Norge, for å danne et bilde av utviklingstrender i naturen inkludert kulturlandskapet» (Nybø, S, red. 2010).

Denne rapporten omhandler aure og Naturindeks for Norge. Den er vår vanligste fiskeart i ferskvann, og også den viktigste fiskearten med hensyn til fritidsfiske. Den er på mange måter en symbol-art for norsk natur, men den er følsom for ulike typer miljøpåvirkninger. Det er derfor viktig å følge utviklingen nøye, og til det trengs det gode overvåkingsverktøy. I denne rapporten foreslår vi en ny metode for å kvantifisere skader på aurebestander relatert til vassdragsregulering og andre fysiske inngrep, samt til ulovlig introduksjon av fremmede fiskearter. Den er basert på ekspertvurdering, men bygger på de erfaringer og kunnskap som er generert i norske innsjøer. Vi takker kollega Ann Kristin Schartau for kvalitetssikring av rapporten. Direktoratet for naturforvaltning har finansiert prosjektet, og NINA takker med dette for oppdraget.

NINA, juni 2012

Trygve Hesthagen

Prosjektleder

1 Innledning

I 2010 ble den første rapporten om Naturindeks for Norge presentert (Direktoratet for naturforvaltning 2010, Nybø 2010). I ferskvann ble aure benyttet som en indikatorart for evaluering av tilstand og mulige endringer blant ulike fiskearter (Hesthagen mfl. 2010a, Schartau mfl. 2010). Som art er auren riktignok vurdert som livskraftig (LC) på Norsk Rødliste 2006 og 2010 (Nedreaas mfl. 2006, Gjøsæter mfl. 2010). Aure er imidlertid følsom for en rekke miljøpåvirkninger, og den er uten sammenlikning vår vanligste fiskeart (Eggan & Johnsen 1983; Hesthagen mfl. 1999). Det finnes ca. 27 000 innsjølevende aurebestander her i landet, basert på lokaliteter ≥ 4 hektar (Rask mfl. 2000, Tammi mfl. 2003). I tillegg har et stort antall mindre vann og tjern også aure, samt at den finnes i et ukjent antall mil med bekker og elver. I innsjøer og magasiner med fisk er aure ofte eneste fiskeart.

Forsuring av vassdrag har vært og er fortsatt den største trusselen mot det biologiske mangfoldet i ferskvann i Norge. Beregninger basert på data fra 1990-tallet viste at 9 630 fiskebestander hadde gått tapt som følge av sur nedbør, og av disse var hele 85 % aure (Hesthagen mfl. 1999). I tillegg var ca. 3 900 aurebestander mer eller mindre skadd. I senere år har det imidlertid skjedd en gjenhenting og etablering av nye fiskebestander som følge av kalking og naturlig bedret vannkvalitet etter hvert som mengden svovel og nitrogen i nedbøren har avtatt. Dette har gitt en reduksjon i skadeareal for fisk med ca. 38 % i perioden 1990 til 2006 (Hesthagen & Østborg 2008).

En annen alvorlig trussel mot aurebestander her i landet er vassdragsreguleringer, i første rekke relatert til etablering av reguleringsmagasiner. Aure er spesielt sårbar fordi den vanligvis er en elvegytende art som bruker innløps- eller utløpselv til gyting og oppvekstområde for yngel og ungfisk, mens større ungfisk og voksne lever i innsjøene. Omdannelsen fra naturlige innsjøer til reguleringsmagasiner vil derfor som regel føre til at rekrutterings- og næringsområdene blir adskilt. Derfor blir både næringsgrunnlaget og rekrutteringsmulighetene hos mange aurebestander sterkt redusert ved innsjøregulering. Det foreligger ingen oversikt over hvor stort dette skadeomfanget er. Men ut fra innsjøareal er ca. en tredjedel av alle norske innsjøer regulert til produksjon av elektrisk kraft (Hesthagen mfl. 2010b). En undersøkelse viser imidlertid at fangstutbytte for aure ikke kan forklares ved hjelp av reguleringshøyde alene (Helland mfl. 2010).

Spredningen av fiskearter er også vurdert som en alvorlig trussel mot stedegne fiskearter og det biologiske mangfoldet i våre ferskvannssystemer. Det er ifølge norske lovverk forbudt å flytte fisk mellom lokaliteter (Innlandsfiskeloven, Naturmangfoldloven). Med hensyn til effekter på aure omfatter dette først og fremst arter som forekommer naturlig her i landet, spesielt ørekyte og gjedde (Hesthagen & Sandlund 1997, Museth mfl. 2007, Hesthagen & Sandlund 2012). I tillegg til spredning av disse fiskeartene med naturlig forekomst i Norge, har 11 nye fiskearter blitt innført og spredd her i landet (Hesthagen & Sandlund 2007). Vi bruker begrepet "fremmed art" framfor "introdusert art" fordi "introdusert" gir assosiasjoner til en aktiv handling, mens "fremmed" er mer nøytralt i forhold til spredningsmåte (Anonym 2011). Ut fra IUCNs definisjon er fremmede arter de som opptre utenfor sitt naturlige utbredelsesområde.

I forbindelse med Naturindeks for Norge 2010 ble skadegraden for innsjølevende aure beregnet på basis av intervju-undersøkelser, og uendrede bestander ble gitt verdien 1,0 (referanseverdien), skadde bestander verdien 0,5 og tapte bestander verdien 0 (Hesthagen mfl. 2010a). Aurebestandene i regulerte innsjøer ble gitt verdien 0,5, uavhengig av reguleringsgrad. Deresom en fremmed fiskeart hadde blitt innført til en lokalitet med aure, ble referanseverdien redusert med 35 %, basert på data for ørekyte (Museth mfl. 2007).

I dette prosjektet foreslår vi en ny metode for å kvantifisere skader på allopatriske aurebestander relatert til vassdragsregulering, andre fysiske inngrep og ulovlig innførsel av fremmede fiskearter. Den er basert på ekspertvurdering, men bygger på de erfaringer og kunnskap som er generert ved undersøkelser i norske innsjøer. Graden av påvirkning på aurebestander blir delt

inn i fem klasser, fra ingen/ubetydelig skadet til tapt bestand, og hver klasse blir gitt en bestemt score. Klasseinndelingen er en parallell til vannforskriften (EUs vanndirektiv), hvor økologisk tilstand også blir inndelt i fem klasser.

2 Aurens biologi

2.1 Auretyper

Aure viser stor variasjon i karakterer som form, farge, størrelse og veksthastighet mellom og innen lokaliteter. Disse forskjellene og forskjeller i levested gjorde at man fra gammelt av opererte med flere ulike typer av aure, som innsjøaure, fjellaure, elveaure og sjøaure (Huitfeldt-Kaas 1927). I nyere tid har storaure også dukket opp som egen auretype i forvaltningssammenheng (jf. Dervo mfl. 1996, Garnås mfl. 1997). I tidligere tiders systematikk ble enkelte av disse typene gitt navn som egne arter, eller underarter. I naturen er en slik inndeling imidlertid kunstig idet vi finner et utall overganger mellom de ulike typene. I dag regnes all aure som tilhørende samme art, nemlig *Salmo trutta*. En inndeling i ulike auretyper kan imidlertid i mange sammenhenger være nyttig, idet den fanger opp vesentlige forskjeller i livshistorie mellom individer og bestander. For eksempel henspiller bekkeaure på individ som lever hele livet i bekker og mindre elver, mens sjøaure viser til individ som foretar næringsvandring ut i saltvann.

Auren gyter vanligvis i bekker og elver, men innsjøgyting kan også forekomme. Dette fenomenet kan på grunn av at det er vanskelig å oppdage være mer vanlig enn vi er klar over (Kleiven & Barlaup 2004a). Etter at eggene er klekket og plommesekken brukt opp kommer aureyngelen opp av grusen, og begynner å ta til seg føde. Den første tiden vil den vanligvis oppholde seg nært gyteplassen, i områder for gyting og oppvekst av yngel (rekrutteringsområdet). Hvor langt auren vandrer fra gyteplassen i løpet av livet og hvilke habitater den bruker under oppveksten, varierer mye mellom bestander og mellom individer i samme bestand. Det habitatet hvor bestanden har sitt næringsområde kan defineres som det området hvor hoveddelen av bestanden har størst vektøkning, og dette kan brukes til å inndeले aurebestander i tre typer: elve/bekkeaure, innsjøaure og sjøaure.

Elve/bekkeaure er bestander hvor fisken oppholder seg hele livet i rennende vann. Enkelte slike bestander er svært stasjonære gjennom livsløpet og individene har tilnærmet overlappende rekrutterings- og næringsområde, f.eks. Ekso-området i Eksingdalselva før regulering (Larsen 1977). I andre bestander forflytter hele eller deler av bestanden seg fra et rekrutteringsområde til et næringsområde etter en viss tid. Hvis gyteområdet ligger i en sidebekk, kan næringsområdet være i hovedelva, f. eks. Østre Åra - Søre Osa (Jonsson & Sandlund 1979). I store elvesystemer som Glomma med sideelver, kan auren foreta vandring over lange strekninger (Langdal mfl. 1994). I selve Glomma finner man aure som er født og oppvokst i hovedelva sammen med aure på næringsvandring fra sideelvene (Qvenild & Linløkken 1989).

Innsjøaure har vanligvis gyteområdene sine i tilløpselver eller utløpselva, mens innsjøen fungerer som næringsområde. I slike tilfelle varierer tidspunkt for forflytning til næringsområdet mye mellom lokaliteter. I enkelte lokaliteter skjer utvandringen fra rekrutteringsområdet allerede i fiskens første leveår, mens andre steder vil fisken oppholde seg flere år i gyteelva før den vandrer ut i innsjøen, f.eks. 3-5 år i Lågen før den går ut i Mjøsa. Det finnes også eksempler på at ungfisk som forlater bekken om høsten for å overvintre i innsjøen, vandrer opp i bekken igjen neste vår/sommer (Jonsson 1985, Næsje mfl. 1996).

Sjøauren smoltifiserer og vandrer ut i sjøen, hvor den har sitt næringsområde. I sjøaurevassdrag med innsjøer kan det forekomme to forflytninger; først en vandring fra rekrutteringsområdet til innsjøen og deretter en vandring ut i sjøen, f.eks. Vangsvatnet i Voss (Jonsson 1985). I store kystvassdrag vil umoden sjøaure ofte foreta overvintringsvandring opp i ferskvann, f.eks. Vossevassdraget (Jonsson 1985). I mindre sjøaurevassdrag som mangler overvintringsmuligheter for stor fisk, overvintrer trolig både kjønnsmoden og umoden (etter smoltstadiet) aure i brakkevann.

I mange tilfeller vil ikke hele bestanden forflytte seg mellom rekrutterings- og næringsområdet idet noen individ blir værende i rekrutteringsområdet til de blir kjønnsmodne. Dette fenomenet

med oppsplitting av bestanden i stasjonære og vandrende individer kalles ofte partiell migrasjon (Jonsson & Jonsson 1993), og vil kunne finnes hos alle de tre auretypene (**tabell 1**). Vanligvis vil det være en overvekt av hanner blant de stasjonære individene og en overvekt av hunner blant de vandrende individene. Livshistoriemønstret for bestanden sett under ett kan bli ganske kompleks i sjøaurevassdrag med innsjøer (Jonsson 1985). I innløpselvene til Vangsvatnet på Voss gyter aure som har oppholdt seg mesteparten av livet på bekk (hovedsakelig hanner) sammen med fisk som har hatt næringsområde i innsjøen (hanner og hunner) og fisk som har vært i fjorden (hanner og hunner).

Denne korte oversikten over ulike vandringsmønstre hos aure er ikke ment å være utfyllende, men å illustrere noe av den variabiliteten vi finner hos denne arten. Med bakgrunn i hvilke habitater en aurebestand utnytter i løpet av livet, kan den altså inndeles i tre typer: elve/bekkeare, innsjøare og sjøare.

2.2 Bestandsstruktur

Aurens veksthastighet og kroppsstørrelse er fleksibel, og for en stor del avhengig av mengden og kvaliteten av maten den spiser (Alm 1959). En vesentlig årsak til at aurens bestandsstruktur varierer mellom ulike lokaliteter er således at de naturgitte forhold for produksjon av næringsdyr varierer. I innsjøer hvor auren lever alene (allopatrisk) er det, utover de naturgitte forhold for næringsproduksjon, i høy grad bestandens tetthet som er avgjørende for aurens vekst og størrelse. Bestandens tetthet avhenger igjen av rekrutteringsforholdene og beskatningen. Størparten av våre innsjøbestander av aure gyter på rennende vann, og rekrutteringen til bestandene blir dermed avhengig av forholdene for gyting og oppvekst av unger i elver og bekker, og etter hvert som fisken vokser til, også forholdene i innsjøen (Borgstrøm 1995). Bestander som har små gyte- og oppvekstområder i forhold til innsjøens størrelse vil være rekrutteringsbegrensede. Slike bestander vil derfor være naturlig tynne. Hvis oppvekstarealene er store i forhold til innsjøarealet har bestanden et stort rekrutteringspotensial, og bestandene i innsjøen blir tette. I slike bestander blir ofte veksten til den eldre fisken næringsbegrenset, slik at veksten stagnerer ved en liten kroppsstørrelse. I naturen finner vi alle overganger mellom svært tynne og svært tette bestander (Ugedal mfl. 2005). I innsjøer hvor auren lever sammen med andre fiskearter, vil også disse i stor grad kunne påvirke aurens vekst og kroppsstørrelse. På den ene side vil andre fiskearter konkurrere med auren om ulike typer næringsdyr, med mulig redusert vekst og liten kroppsstørrelse hos aure som resultat. På den annen side vil andre fiskearter kunne fungere som bytte for auren slik at den kan oppnå svært rask vekst og stor kroppsstørrelse.

Med hensyn til effekter av inngrep som skader rekrutteringsområder, kan det derfor være hensiktsmessig å skille mellom aurebestander med stort og lite rekrutteringspotensiale, dvs. tette og tynne bestander. Bestander med lite rekrutteringspotensial er sannsynligvis i mye større grad rekrutteringsbegrenset slik at reduserte rekrutteringsmuligheter gir seg direkte utslag i redusert bestandsstørrelse. I bestander hvor rekrutteringspotensialet er stort vil tetthetsavhengige mekanismer som dødelighet og vekst gjøre at redusert rekruttering har mindre effekt på bestanden av større fisk. Vi må altså anta at innsjøbestander med lite rekrutteringspotensiale er betydelig mer letpåvirkelige som følge av inngrep/påvirkninger i rennende vann enn bestander med stort rekrutteringspotensiale. Skadelige inngrep/påvirkninger i rekrutteringsområdet vil virke direkte reduserende på produksjonen av ungfisk i lokaliteten. Dette trenger ikke nødvendigvis å påvirke produksjonen av større individ i lokaliteten i nevneverdig grad. Dette avhenger av hvor flaskehalsene for rekruttering til bestanden av eldre fisk ligger. Flaskehalsene i aurens livshistorie kan variere mye mellom bestander. Ofte er egnede gyteområder og egnede oppvekstområder for yngel på rennende vann viktige flaskehalser. Flaskehalsene kan imidlertid også være andre steder f.eks. egnede områder for oppvekst av ung fisk i innsjøer (Borgstrøm 1993).

Skadelige inngrep i næringsområdet til innsjøaure vil hovedsakelig føre til nedsatt produksjonspotensial for større fisk. Dette kan føre til økt dødelighet og nedsatt fiskestørrelse som også kan påvirke rekrutteringen. For elve/bekkeare blir vurderingene komplisert av at rekrutteringsområde og næringsområde kan være helt eller delvis overlappende. Spesielt i større elver vil det kunne være vanskelig å avgrense mulige rekrutteringsområder og foreta en vurdering av virkning på rekruttering som er adskilt fra virkningen på næringsområdets produksjonsevne.



En vassdragsregulering fører til tørrlegging av strandsonen og nedsatt produksjon. Foto: Trygve Hesthagen.






3 Metoder

Graden av skader på allopatriske aurebestander forårsaket av vassdragsreguleringer eller andre fysiske inngrep, eller innførsel av fremmede fiskearter, blir gjort ut fra en ekspertvurdering. Dette er basert på erfaringer og kunnskap fra norske innsjøer (jf. Sandlund mfl. 2011). En mer kvantitativ tilnærming er pr. i dag ikke mulig fordi det ikke foreligger konkrete undersøkelser fra et tilstrekkelig antall innsjøer. Graden av påvirkning på aurebestander blir delt inn i fem klasser; ingen/ubetydelig skadet, lite skadet, betydelig skadet, sterkt skadet og utryddet/svært fåtallig bestand (**tabell 1**). Det kan i noen tilfelle være tvil om en bestand har gått helt tapt, eller om det fremdeles finnes en svært liten restbestand. Derfor opereres det med utryddet/svært fåtallig bestand som klasse 5. Hver klasse har en variasjon i score, der gjennomsnittlig verdi for de fem klassene er henholdsvis 0,9, 0,7, 0,5, 0,3 og 0,1. Scoren for kartlagte aurebestander innen en geografisk region blir da gjennomsnittet av de enkelte scorene. Den fem-delte klasseinndelingen er en parallell til vannforskriften i hht. EUs vanndirektiv, hvor økologisk tilstand blir angitt som Svært god, God, Moderat, Dårlig eller Svært dårlig. Fargekodene som indikerer scorene følger vannforskriften (jf. **tabell 1**), unntatt grå farge som angir at denne innsjøtypen antas å være fraværende i Norge (jf. **tabell 5**).

Ved vurderingen av effekter av vassdragsreguleringer på aurebestander, må man ta hensyn til at gyte- og oppvekstområder for ungfish i tilløpsbekker kan være adskilt fra næringsområdene i selve magasinet. Vi har valgt å knytte definisjonen av skader forårsaket av vassdragsreguleringer og fysiske inngrep mot både inngrep som skader rekrutteringen i bekk/elv og til inngrep som skader næringsområdene for større fisk i selve innsjøen. Vi foreslår at skadene av vassdragsreguleringer og andre fysiske inngrep i elver og bekker blir vurdert ut fra størrelsen på rekrutteringsarealet som blir berørt av et inngrep. Det blir skilt mellom innsjøer med stort og lite rekrutteringspotensiale. Med hensyn til effekter av en gitt reguleringshøyde i selve magasinet, vil den være større i innsjøer med slak strandsone enn i de med bratt strandsone. Den prosentvise arealreduksjonen blir derfor brukt som måleenhet for påvirkning av en regulering, heller en reguleringshøyde. Det blir også foreslått en kombinert effekt av skader på rekrutterings- og næringsgrunnlag.

Skader på aurebestander på grunn av introduksjon av fremmede arter blir vurdert for karpefiskene ørekyte, sørv/mort, abbor, gjedde og laksefiskene røye og sik. Innsjøens størrelse og middeldyp blir brukt som miljøvariabler da de har betydning for forventet skadeeffekt. Innsjøstørrelse følger i utgangspunktet vannforskriften som opererer med tre grupper; små innsjøer (50-500 ha), store innsjøer (500-5000 ha) og svært store innsjøer (> 5 000 ha) (Direktoratgruppa Vanndirektivet, 2009). I Norge finnes det imidlertid et stort antall innsjøer som er mindre enn 50 ha, og som også har fisk. Vi inkluderer derfor to andre størrelsesgrupper av innsjøer; tjern (< 10 ha) og svært små innsjøer (10-50 ha). For dybdeforholdene (middeldyp) benytter vi samme inndeling som i vanndirektivet med tre grupper; svært grunne innsjøer (< 3 m), grunne innsjøer (3-15 m) og dype innsjøer (> 15 m). Vi kombinerer innsjøstørrelse og middeldyp, slik at det teoretisk blir $5 \times 3 = 15$ innsjøtyper. For øvrig inngår økoregioner, klimasoner (lavland < 200 m, skog 200-800 m og fjell > 800 m) og vannkjemiske typer basert på kalsium og humusinnhold i den norske typologien (jf. Direktoratgruppa Vanndirektivet, 2009). Disse typeparametrene blir imidlertid ikke hensyntatt i vårt system, da de i liten grad antas å være bestemmende for hvilke effekter fremmede fiskearter har på aurebestander (kanskje bortsett fra forskjellen mellom lavlands-/skogssjøer og fjellsjøer).

Tabell 1. Klassifisering av skader på aurebestander basert på fem klasser. Angitt score tilsvarer normalisert EQR (Økologisk kvalitetselement) i hht. vannforskriften (jf. Direktoratgruppa Vanndirektivet, 2009).

Klasse	Score-variasjon	Gjennom-snittlig score	Subjektiv vurdering av skaden	Tilstandsklasser, jf. EUs vanndirektiv	Fargekode
1	1,0 - \geq 0,8	0,9	Ingen/Ubetydelig skadet	Svært god	
2	<0,8 - \geq 0,6	0,7	Lite skadet	God	
3	<0,6 - \geq 0,4	0,5	Betydelig skadet	Moderat	
4	<0,4 - \geq 0,2	0,3	Sterkt skadet	Dårlig	
5	< 0,2	0,1	Utryddet/svært fåtallig	Svært dårlig	

I forbindelse med rapporteringen av Naturindeks for Norge 2010, ble skadene på allopatriske aurebestander vurdert på basis av opplysninger fra intervju-undersøkelser (Hesthagen mfl. 2010a). Det ble differensiert mellom uendrede, skadde og tapte bestander, og de ble gitt score på henholdsvis 1,0, 0,5 og 0. Heretter vil altså skadegraden bli differensiert i fem klasser med korresponderende score som representerer avvik fra referansetilstanden gitt ved verdien 1,0 (jf. tabell 1).

Undersøkelsen i 2010 omfattet for øvrig kun statistisk utvalgte lokaliteter fra den såkalte "1000-sjøers undersøkelsen" på 1990-tallet, og kun de med bare aure opprinnelig (Henriksen mfl. 1998). I tillegg til den informasjonen som ble samlet inn om aurebestander i forbindelse med undersøkelsen i 2010, foreligger diverse andre data. Det omfatter blant annet data fra SNSF-prosjektet på 1970-tallet (jf. Sevaldrud & Muniz 1980), statlig program for biologisk overvåking av sur nedbør siden tidlig 1980-tallet (Hesthagen mfl. 1999), og 1000-sjøers undersøkelsen i 1995 (Hesthagen mfl. 2000, Rask mfl. 2000, Tammi mfl. 2003). Det foreligger historiske data om fiskestatus for over 32 000 innsjøer i NINAs fiskebase (jf. Hesthagen mfl. 1999). Ved fremtidige undersøkelser av aure i Naturindeks for Norge blir det tatt utgangspunkt i de samme lokalitetene som inngikk i 2010.

4 Resultater

4.1 Konsekvenser av fysiske inngrep

En vurdering av konsekvensene av ulike fysiske inngrep på en aurebestand må ta hensyn til at gyteområder og oppvekstområder for ungfisk (rekrutteringsområdet) kan være adskilt fra bestandens næringsområde. Dette er svært vanlig for innsjøaure, men forekommer også hos elve/bekkeare. Vi har derfor valgt å knytte definisjonen av skader fra fysiske inngrep i vassdrag opp mot disse to ulike forholdene: (i) Inngrep som skader rekrutteringen av aure og (ii) Inngrep som skader næringsområdets muligheter for produksjon av større fisk

Både inngrep i rekrutteringsområder og i næringsområder vil påvirke antallet aure i et eller flere livsstadier. Rekrutteringsskader vil direkte redusere antall ungfisk i lokaliteten, mens nedsatt produksjonspotensiale kan redusere antall fisk på flere livsstadier, og dermed igjen påvirke rekrutteringen. Vi har imidlertid valgt ikke å inkludere endret bestandsstørrelse i definisjonen av påvirkning, da ulike påvirkningers sannsynlige innvirkning på bestandsstørrelse er vanskelig å forutsi.

Habitatendringer (fysiske miljøendringer) kan være vassdragsreguleringer, kanalisering av elver/bekker, opprensning i elveløp, forbygning, masseuttak, utfylling, senkning av vannstand, fjerning av kantvegetasjon, veibygging i og langs vassdraget og vannuttak til jordbruksformål. Tidligere ble det i mange innsjøer bygget fløtningsdammer og foretatt oppdemning som reservoar til vanning av innmark. Felles for disse inngrepene er at de påvirker produksjonspotensialet for aure, vanligvis i negativ retning.

Vassdragsreguleringer påvirker de fysiske forholdene i et vassdrag, fører til endring i vannføring, vanntemperatur og isforhold, og kan også påvirke vannkvaliteten (Johnsen mfl. 2010). Vassdragsregulering innebærer en endring av et vassdrags naturlige vannføring eller endring i variasjonen i vannføring gjennom året. Vassdragsreguleringer har ulike former og formål, hvorav regulering for produksjon av vannkraft er det dominerende formålet i Norge (Johnsen mfl. 2010). Regulering av vassdrag for drikkevannsformål er også vanlig, i tillegg forekommer inngrep for å skaffe vann til settefiskproduksjon, annen industri og jordbruksvanning (Johnsen mfl. 2010). I slike tilfeller innebærer reguleringen vanligvis også dambygging. I tidligere tider var det også vanlig å bygge dammer i utløpet av innsjøer for å sikre vann til fløtning av tømmer lengre ned i vassdragene.

Grovt sett kan vannkraftreguleringer deles i to hovedkategorier; magasinkraftverk og elvekraftverk. Magasinkraftverk er den vanligste formen i Norge, men variasjonene i utbygging og drift er mange. Vassdragsreguleringer med magasiner fører til forandringer i vannføring og vanntemperatur i de aktuelle vassdragene, og det er ikke uvanlig at vannføringsforløpet over året endres mye. De største endringene i vannføring skjer i vassdrag hvor det føres vatn bort fra hele eller deler av nedbørfeltet. Endringene i vanntemperatur kan også være betydelige, spesielt i vassdrag som har utløp av kraftverksvann fra høytliggende magasin. Tapping av kaldt magasin vann om sommeren kan gi redusert vekst og produksjon av fisk, mens tapping av slikt vann om vinteren når magasin vannet er varmere enn det naturlige elvevannet, kan gi redusert islegging nedstrøms kraftverksutløpet, noe som kan gi økt vinterdødelighet hos ungfisk. Reguleringsinngrepene i elver og bekker er imidlertid svært varierte slik at det kan være vanskelig å generalisere mulige virkninger (Nøst mfl. 1986, Saltveit 2006, Johnsen mfl. 2010).

4.1.1 Skader på rekrutteringsgrunnlaget

Vassdragsreguleringer har påvirket en stor andel av Norges aurebestander på ulike måter. Mange av virkningene er knyttet til aurens liv i elver og bekker, og påvirker således rekrutteringsforholdene. Dambygging ved utløpet av innsjøer sperrer ofte utløpsgytere effektivt bort fra gyteplasser. En nedtapping om høsten vil også kunne hindre auren i å vandre opp i gyteelver

eller bekker. Elvekraftverk bygges vanligvis i forbindelse med strykstrekninger. Oppdemming av disse strekningene fører ofte til at viktige gyteområder for aure går tapt. Demninger fungerer også som vandringshindre for fisk slik at viktige rekrutteringsområder kan falle bort. For å sikre vandringsveiene bygges det ofte fisketrapper, men erfaringer fra blant annet Glomma viser at det kan være vanskelig å få trappene til å fungere på en tilfredsstillende måte (Qvenild & Linløkken 1989). Både konstruksjon og slipp av vann synes å påvirke deres funksjonalitet for opp- og nedvandrende aure (Kraabøl 2012). På elvestrekninger med redusert vannføring reduseres også arealene for gyting og oppvekst. Raske endringer av vannføring og vannstand i forbindelse med døgnregulering av kraftstasjoner kan også føre til stranding av ungfisk (Saltveit mfl. 2001).



Enkelte reguleringer medfører at vann blir overført reguleringsmagasiner via innløpselva, som blir kanalisert. Dette er tilfellet for Smådøla, innløpselva til Tesse i Lom kommune, Oppland. På 1960-tallet ble elva kanalisert og vann ble overført fra Veo, ei kald og til tider sterkt breførende elv. Smådøla var tidligere den viktigste gyteelva for auren i Tesse, og inngrepet førte til at den naturlige rekrutteringen i elva ble ødelagt. Foto: Trygve Hesthagen.

En rekke andre fysiske inngrep i elver og bekker påvirker aurebestander (Dervo mfl. 1996). Kanalisering av elveleiet reduserer det produktive elvearealet og øker vannhastigheten. Forbygning av elveleiet har til dels samme effekt som kanalisering. Masseuttak (sand og grus) fører til økt partikkelinnhold i vannet i anleggsperioden, noe som kan være direkte skadelig for fisk. Uttak av masse kan også gi vedvarende økt erosjon enten direkte eller ved at områder med finere materiale blottlegges. Økt erosjon kan gi sedimentering av partikler nedstrøms som kan skade gyte- og oppvekstområder. Opprenskning av elveleiet, dvs. fjerning av grove strukturer av dødt organisk materiale (trær, greiner og kvister) og grov stein i elveleiet, gir mindre skjulplasser for fisk. Fjerning av kantvegetasjon fører til redusert næringstilgang og færre steder som gir skjul og skygge for fisk. Drenering av skogsområder endrer nedbørfeltene vannlagringskapasitet, slik at bekker i større grad enn før inngrepet i perioder kan tørke helt ut. Vannuttak til jordbruksformål eller industri fører til redusert vannføring og vanddekt areal, og bekker og mindre elver kan i tørkeperioder bli tørrlagt. Utfyllinger av stein eller jordmasser i selve elvestrengen, f.eks. i forbindelse med vegbygging, fører til tap av oppvekstområder for fisk. Kulverter under veier (sideelver legges i rør) kan delvis medføre at gytefiskens tilgang til sideelvene blir stoppet, når senere graving i hovedelva gjør at kulverten blir hengende for høyt.

Effekter på rekrutteringen kan vurderes ut fra hvor stor del av det totale rekrutteringsarealet som er berørt/skadet som følge av et reguleringsinngrep eller andre fysiske inngrep. I noen tilfeller blir utløpselva helt ødelagt som rekrutteringsområde på grunn av dambygging relatert til regulert innsjø eller vannreservoar til drikkevann, landbruk, industri etc. I reguleringsmagasin kan rekrutteringen i aktuelle tilløpsbekker og i innløpselva også bli ødelagt dersom de blir satt under vann eller at oppgangsmulighetene ødelegges. Rekrutteringen hos aure kan også endres i lokaliteter som påvirkes indirekte av ei vassdragsregulering eller andre inngrep. Dette omfatter lokaliteter som ligger nedstrøms reguleringsmagasiner eller lokaliteter med andre inngrep, der enten innløpselva eller tilløpsbekker blir helt eller delvis tørrlagt. Redusert vanngjennomstrømming kan også ha en negativ effekt på produksjonsgrunnlaget.

Vi foreslår at skadene av vassdragsreguleringer og andre fysiske inngrep i elver og bekker kan vurderes ut fra hvor stort produktivt areal som blir berørt av inngrepet. Med berørt areal mener vi her både areal som har blitt utilgjengelig for gyting grunnet oppgangshindre, og areal som er ødelagt eller skadet som gyte- og oppvekstområde. Ved vurderingen av skadeomfanget på rekrutteringsområder, antar vi som en forenkling at det er proporsjonalitet mellom gyte- og oppvekstarealenes størrelse og rekrutteringen. Det er altså ikke lagt inn noen vurdering av habitatkvaliteten på disse områdene. Virkningen på rekrutteringsforholdene bør derfor kunne anslås ved å vurdere størrelsen på de berørte arealene i forhold til de opprinnelige arealene. Vårt forslag til sammenhengen mellom berørt areal og påvirkningsgrad er gitt i **tabell 2**. Forslaget er i stor grad basert på skjønn. Vi foreslår å skille mellom bestander med stort og lite rekrutteringspotensial (tette og tynne bestander) hvis slik informasjon er tilgjengelig. Vi antar at bestander med lite rekrutteringspotensial er mer sårbare for inngrep. Hvis en ikke har informasjon om bestanden er tynn eller tett, brukes kriteriene for tynn bestand ut fra føre-var prinsippet. Det kan også være en mulighet at bestandens absolutte størrelse tas med i betraktning ved vurdering av skade, fordi det oppstår en ekstra sårbar situasjon når både bestanden er liten og rekrutteringspotensialet er lite. Vi har imidlertid ikke foreslått noen klassegrenser for en slik situasjon.

Tabell 2. Skadegrad på aures rekrutteringsgrunnlag ved ulike reduksjoner av oppvekstareal i elver/bekker som følge av reguleringer og andre fysiske inngrep. Det er skilt mellom tilfeller hvor bestanden har et henholdsvis stort og lite rekrutteringspotensial.

Klasse	Subjektiv vurdering av skade	Arealreduksjon (%) gitt bestander med stort rekrutteringspotensial	Arealreduksjon (%) gitt bestander med lite rekrutteringspotensial
1	Ingen/ubetydelig skadet	0-10	0-5
2	Lite skadet	10-40	5-25
3	Betydelig skadet	40-80	25-75
4	Sterkt skadet	>80	>75
5	Tapt/Nær tapt	Nær 100	Nær 100

4.1.2 Skader på næringsgrunnlaget i innsjøer

4.1.2.1 Tap av den produktive sonen

Den biologiske effekten av en regulering er sterkt avhengig av hvor stor andel av de viktigste produksjonsområdene som blir berørt. I innsjøer er det to områder som er viktig for biologisk produksjon; den eufotiske sonen og strandsonen. Den eufotiske sonen er definert som den øvre delen av vannmassene så langt ned som lyset rekke. Her finnes det planteplankton som driver fotosyntesen og er det første trinnet i næringskjeden, og disse organismene danner grunnlaget for dyreplankton og dermed også planktonspisende aure. Hvor dypt lyset rekke er avhengig av mengden partikler i vannet, derfor vil den eufotiske sonen være større i klare innsjøer enn for eksempel i humøse innsjøer. Strandsonen (også kalt littoralsonen) kan defineres som den delen av innsjøens område der det vokser rotfestede planter (makrovegetasjon). Her foregår mye av den biologiske produksjonen som danner grunnlaget for hele økosystemet i

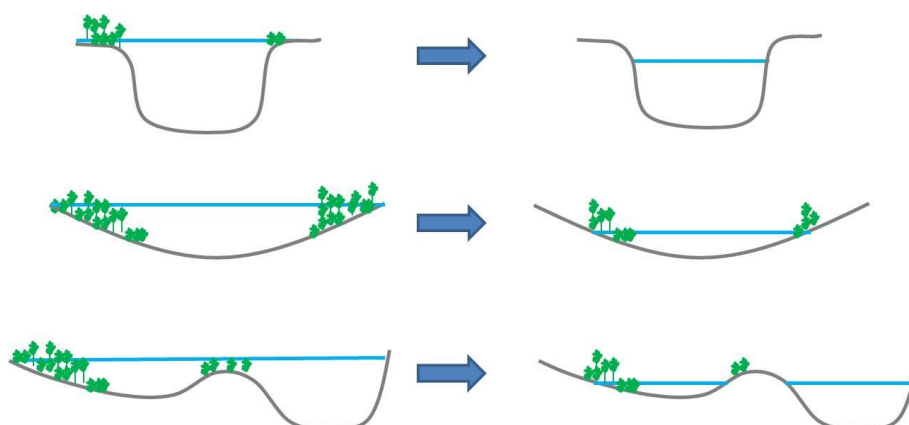
innsjøen. Strandsonen er også viktig for ørret fordi den ofte spiser bunndyr som lever her, slik som snegl, marflo, vårfluer, døgnfluer og biller. I magasiner der mesteparten av den eufotiske sonen fjernes eller strandsonen vaskes ut vil derfor effektene på aure være større enn i magasiner der større deler av de produktive områdene opprettholdes. I tillegg til de produktive sone-
ne vil innsjøens produktivitet i stor grad bestemmes av mengden næringsstoffer som renner inn i innsjøen fra det omliggende nedbørfeltet.



En regulering vil gi betydelig produksjonstap i strandsonen. Foto: Trygve Hesthagen.

4.1.2.2 Sammenhengen mellom reguleringshøyde og innsjøens form

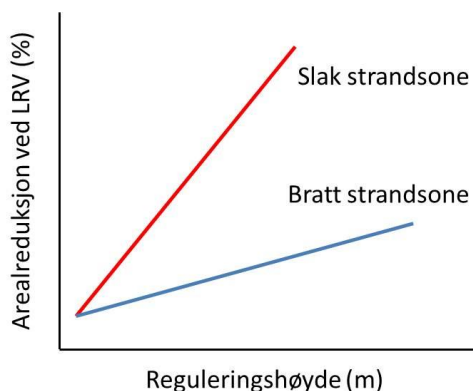
Effekten av en nedtapping vil være avhengig av innsjøens form og fasong. I det øverste eksempelet i **figur 1** ser vi hvordan nedtappingen i en innsjø med bratt strandsone fører til at hele strandsonen forsvinner selv ved en moderat reguleringshøyde, fordi innsjøens form gjør at strandsonen naturlig er liten. Samtidig er det totale arealet som forsvinner relativt lite når innsjøen har bratte sider. Den midtre figuren viser en innsjø med slak strandsone. Her utgjør strandsonen naturlig et større areal, og deler av dette arealet gjenstår også etter nedtapping. Ved slak strandsone blir imidlertid arealreduksjonen ved laveste vannstand større ved en gitt nedtappingshøyde enn dersom strandsonen er bratt. Det nederste eksempelet illustrerer en innsjø med mer kompliserte bunnforhold og er en kombinasjon av de to eksemplene over.



Figur 1. Skjematisk fremstilling av hvordan magasinets form er avgjørende for hvor stor del av strandsonen som påvirkes og som igjen har betydning for den biologiske effekten av nedtapping. Figurene viser innsjøen sett fra siden, der den blå linja representerer vannstanden før og etter nedtapping. De grønne plantene illustrerer strandsonens utstrekning.

I innsjøer med bratte sider utgjør den naturlige strandsonen ofte en liten del av innsjøens areal. I slike innsjøer forventes aurebestanden i større grad å utnytte andre områder av sjøen som næringsgrunnlag. Her kan aure gjerne leve av dyreplankton i de frie vannmassene, mygglarver i de dypere bunnområdene, i tillegg til bunndyr i strandsonen. Derfor forventes også effekten av fjernet strandsoner ved nedtapping å ha relativ mindre betydning for aurens tilstand, ettersom bestanden naturlig er mindre avhengig av denne sonen som næringshabitat. I innsjøer med slak strandsoner er derimot bunndyrene i strandsonen av større betydning for aurens naturlige næringsgrunnlag, og en reduksjon av denne sonen vil derfor ha relativ større effekt på bestandens tilstand.

Det er en sammenheng mellom reguleringshøyde og prosentvis arealreduksjon ved laveste regulerede vannstand (**figur 2**). Generelt fører en større reguleringshøyde til en større reduksjon av innsjøens areal, men sammenhengen mellom disse to parameterne er avhengig av innsjøens form. Dersom innsjøen har en slak strandsoner vil nedtappingen føre til en større arealreduksjon enn dersom samme nedtappingshøyde brukes i en innsjø med bratt strandsoner. Det er derfor bedre å bruke prosentvis arealreduksjon enn reguleringshøyde som måleenhet for påvirkning av regulering, siden dette målet i større grad inkluderer effekten av innsjøens fasing. I tillegg er arealreduksjon en parameter som er mer biologisk relevant, fordi det er andel tapt areal av de produktive sonene som er av betydning for aurebestander.



Figur 2. Konseptuell framstilling av sammenhengen mellom reguleringshøyde og arealreduksjon ved laveste regulerede vannstand (LRV) i magasiner med bratt (blå linje) og slak (rød linje) strandsoner. Figuren er modifisert etter Rognerud & Brabrand (2010).

4.1.2.3 Arealreduksjon som måleenhet for vurdering av skadegrad

Som beskrevet over er den viktigste effekten av en innsjøregulering på aurens næringsgrunnlag at de biologisk mest produktive områdene kan bli redusert eller forsvinne helt. Dette gjelder først og fremst strandsonen, som både er det området som er viktigst for aurens næringstilgang, og som også er det området som blir mest fysisk påvirket ved en regulering. Vi antar derfor at prosentvis arealreduksjon ved nedtapping henger sammen med graden av nedgang i biologisk produksjon i innsjøen. Videre antar vi at nedgangen i denne produksjonen, det vil si aurens næringsgrunnlag, fører til reduksjon av bestandsstørrelsen. Denne årsakskjeden er forenklet, ettersom den reelle skadeeffekten på en gitt aurebestand vil være påvirket av mange lokale faktorer, som f.eks. klima, produktivitet i nedbørfeltet, innsjøens form, vannkvalitet, aurebestandens livshistorie etc. Det er likevel grunn til å anta at det generelle prinsippet er riktig og at reduksjon i bestandsstørrelsen hos innsjølevende aurebestander øker med økende arealreduksjon i strandsonen. Derfor brukes prosentvis arealreduksjon ved laveste regulerede vannstand som måleenhet for å vurdere skader på aurebestander (jf. **tabell 3**).

Tabell 3. Skadegrad på aures næringsgrunnlag ved ulike arealreduksjoner som følge av reguleringer ut fra ved laveste regulerte vannstand (LRV).

Klasse	Subjektiv vurdering	Arealreduksjon ved LRV (%)
1	Ingen/ubetydelig skadet	0-5
2	Lite skadet	5-25
3	Betydelig skadet	25-75
4	Sterkt skadet	>75
5	Tapt/Nær tapt	Nær 100

4.2 Kombinert effekt av skader på rekrutterings- og næringsgrunnlag

Dersom rekrutteringsgrunnlaget til en aurebestand forsvinner, vil hele bestanden også forsvinne. Det viktigste målet på tilstand vil derfor være hvorvidt bestanden kan opprettholde sin naturlige rekruttering. Rekrutteringsgrunnlaget bør derfor være det første som undersøkes når eventuell skade på aurebestander skal vurderes. Dersom aurens tilgang til egnete gytearealer opprettholdes ved en regulering, vil den neste flaskehalsen være i hvilken grad reguleringen skader næringsgrunnlaget for voksen fisk i innsjøen. Effekten av skader på næringsgrunnlaget vil altså være en tilleggseffekt til effekten av skader på rekrutteringen (jf. **tabell 4**). Dersom rekrutteringsgrunnlaget er godt (klasse 1-2) kan bestanden likevel være skadet dersom det er betydelige skader på næringsgrunnlaget (klasse 3-4). Videre vil kombinasjonen av liten skade (klasse 2) på både rekrutteringsgrunnlaget og næringsgrunnlaget gi en sterkere samlet skadegrad (klasse 3), selv om begge altså hver for seg er klassifisert som lite skadet.

Tabell 4. Kombinert skadeklasse for aure basert på skader på rekrutterings- og næringsgrunnlaget.

Skader på rekrutteringen	Skader på næringsgrunnlaget				
	1	2	3	4	5
1	1	2	3	4	5
2	2	3	4	4	5
3	3	4	4	4	5
4	4	4	4	4	5
5	5	5	5	5	5



Ved en regulering med bygging av demning på utløpet, vil utløpselva gå tapt som rekrutteringsområde for aure. Foto: Trygve Hesthagen

4.3 Effekter av introduksjoner av fremmede fiskearter

Tabellene nedenfor gir en skjematisk framstilling av effektene på aurebestander av introduksjon og etablering av sju fiskearter i forskjellige innsjøtyper basert på overflateareal (fem størrelseskategorier) og gjennomsnittsdyp (tre dybdekategorier). De sju artene er alle fiskearter som forekom naturlig i større eller mindre deler av landet, men som er spredd til nye lokaliteter ved menneskets hjelp (Hesthagen & Sandlund 1995, 2012, Museth mfl. 2007, 2010, Borgstrøm mfl. 2010, Sandlund mfl. 2012).

4.3.1 Ørekyte

Spredning og etablering av ørekyte i innsjøer med aure har ført til en gjennomsnittlig reduksjon på ca. 35 % i utbytte av aure basert på prøvafiske med garn (Museth mfl. 2007). Ørekyte er imidlertid en fiskeart som er knytta til de grunne områdene i innsjøer. Den vil derfor kunne etablere de tetteste bestandene og ha størst effekt i grunne innsjøer der store deler av innsjøarealet har habitatkvaliteter som er gunstige for ørekyta (Taugbøl mfl. 2002) (**tabell 5**). I djupe sjøer er effekten mindre, selv om ørekyta også der kan ha en betydelig effekt i aurens gytebekker som predator på rogn og konkurrent med aureungene (Hesthagen mfl. 1992, Museth mfl. 2002, 2007, 2010, Borgstrøm mfl. 2010). Ørekyte spiller sjelden noen stor rolle som byttefisk for aure, selv om endret adferd i gytetida om våren, eller på grunn av parasittering, kan resultere i hardere predasjonstrykk i kortere perioder (Museth mfl. 2002).

Tabell 5. Klassifisering av skader på aurebestander etter introduksjon av ørekyte, avhengig av innsjøtype basert på overflateareal og gjennomsnittsdyp. Fire klasser vurderes som relevante. Det henvises til **tabell 1** for fargekodene som indikerer skadegrad (tallverdi). Grå farge viser en innsjøtype ikke finnes i Norge.

Middeldyp/Størrelse	Tjern: <10 ha	Svært små innsjøer: 10-50 ha	Små innsjøer: 50-500 ha	Store innsjøer: 500-5000 ha	Svært store innsjøer: >5000 ha
Svært grunne <3 m	5	5	4		
Grunne 3-15 m	4	4	3	3	
Dype >15 m		3	2	2	2

4.3.2 Sørv og mort

Disse to karpefiskene har trolig omtrent samme effekt på aurebestander når de blir satt ut og etablerer seg. Begge artene er knytta til strandsonen og vil utvikle de tetteste bestandene i grunne innsjøer (**tabell 6**). Ved eutrofiering kan morten også gå ut i de frie vannmassene. Mens ørekyta er en liten art som alltid vil være utsatt for predasjonsfare fra aure og andre fiskespisende arter, vil mort og sørv nå størrelser som er lite sårbare overfor predasjon. Det er gjort få studier av effekten av mort eller sørv på aurebestander, men opplysninger fra lokale fiskere tyder på at effekten av etablering av sørv kan være dramatisk negativ for aure (Knutson 1995, Hesthagen & Sandlund 2012).

Tabell 6. Klassifisering av skader på aurebestander etter introduksjon av sørv eller mort, avhengig av innsjøtype basert på overflateareal og gjennomsnittsdyp. Fire klasser vurderes som relevante. Grå farge angir en innsjøtype som ikke finnes i Norge.

Middeldyp/Størrelse	Tjern: <10 ha	Små innsjøer: 10-50 ha	Middels store innsjøer: 50-500 ha	Store innsjøer: 500-5000 ha	Svært store innsjøer: >5000 ha
Svært grunne <3 m	5	5	4		
Grunne 3-15 m	4	4	3	3	
Dype >15 m		3	3	2	

4.3.3 Gjedde

Det er mye som tyder på at utsetting av gjedde i en innsjø med aure er ensbetydende med at aurebestanden blir utryddet, selv om de lokale habitatforholdene spiller en rolle for hvor dramatisk effekten blir (Hesthagen & Sandlund 2012). Det er spesielt i grunne og mindre innsjøer at effektene på aure av en gjedde-introduksjon vil være dramatisk (**tabell 7**). Men også i små innsjøer (50-500 ha antar vi at aurebestandene blir godt som utryddet. Dersom det finnes gode gjeddehabitater i tilknytning til aurens gyteelver, f. eks. stilleflytende nedre partier av innløpselva eller grunne vegetasjonsdekte områder der elva munner ut i innsjøen, kan gjedda ha svært kraftig negativ effekt også i store og djupe innsjøer, slik som vist i Krøderen (Brabrand 2002, 2009).

Tabell 7. Klassifisering av skader på aurebestander etter introduksjon av gjedde, avhengig av innsjøtype basert på overflateareal og gjennomsnittsdyp. To klasser vurderes som relevante (jf. **tabell 1**). Grå farge viser en innsjøtype som ikke finnes i Norge.

Middeldyp/Størrelse	Tjern: <10 ha	Svært små innsjøer 10-50 ha	Små innsjøer: 50-500 ha	Store innsjøer: 500-5000 ha	Svært store innsjøer: >5000 ha
Svært grunne <3 m	5	5	5		
Grunne 3-15 m	5	5	4	4	
Dype >15 m		4	4		4

4.3.4 Abbor

Det foreligger ingen dokumentasjon av hvilken effekt en introduksjon av abbor har på aurebestander. Ut fra observasjoner i vatn der abbor og aure finnes sammen, er det imidlertid liten tvil om at dette vil få svært alvorlige følger for produksjonen av aure (**tabell 8**). Abboeren blir nemlig vurdert som en effektiv fiskespisende litoral predator, og de største årsungene av abbor kan predatere de minste individene av både artsfrøender og mort hele den første sesongen (Brabrand 1995, 2000). NINA har i de siste åra prøvelfisket en rekke innsjøer med abbor og

aure i forbindelse med Biologisk overvåking av sur nedbør. I de aller fleste tilfeller er aurebestandene i disse lokalitetene svært fåtallige. Også i kalkede innsjøer med abbor og aure blir det en sterk dominans av abbor (Kleiven & Barlaup 2004b, Hesthagen mfl. 2006, Kleiven mfl. 2011). Forholdet mellom abbor og aure vil i noen grad være modifisert av tilgangen på egnede gyte- og oppvekstbekker for de to artene i henholdsvis strandsonen og tilløpsbekker. Dersom det finnes relativt store inn-/utløpselver, kan auren oppholde seg der i noen tid før den vandrer ut i tilstøtende innsjø. I slike tilfeller kan den være relativt stor før den forlater disse oppvekstområdene, og vil derfor være mindre utsatt for predasjon fra abbor.

Tabell 8. Klassifisering av skader på aurebestander etter introduksjon av abbor, avhengig av innsjøtype basert på overflateareal og gjennomsnittsdyp. Tre klasser vurderes som relevante (jf. tabell 1). Grå farge angir innsjøtype som ikke finnes i Norge.

Middeldyp/Størrelse	Tjern: <10 ha	Svært små innsjøer: 10-50 ha	Små innsjøer: 50-500 ha	Store innsjøer: 500-5000 ha	Svært store innsjøer: >5000 ha
Svært grunne <3 m	5	5	4		
Grunne 3-15 m	5	4	4	4	
Dype >15 m		4	4	3	3

4.3.5 Røye

Røya var blant de første fiskene som vandret inn i landet under og etter siste isavsmelting (Huitfeldt-Kaas 1918). Den kom dermed litt før eller samtidig med aure og laks. I svært mange innsjøer forekommer dermed røye og aure naturlig sammen. Begge arter har også blitt spredd av mennesker til nye lokaliteter gjennom mange hundre år, selv om slik aktivitet for røye trolig har vært mest omfattende de siste 150 år (Hesthagen & Sandlund 1995). En god sameksistens mellom røye og aure, med store bestander av begge arter, ser vi gjerne i innsjøer av en viss størrelse og et visst dyp. I slike tilfelle "deler" artene innsjøhabitatene mellom seg. Auren går i strandsonen og eventuelt nær overflata lengre fra land, mens røya, som er en mer effektiv zooplanktonspiser og er mer effektiv i dårlig lys, utnytter dypere vann nær bunnen og de åpne frie vannmassene (jf. Saksgård & Hesthagen 2004, Finstad mfl. 2011, Ulvan mfl. 2012). Røya har også en mer effektiv metabolisme enn auren ved lave temperaturer (Finstad mfl. 2011). Utsetting av røye i grunne og små innsjøer med aure vil sjelden være vellykket, så der blir effekten på auren liten (tabell 9). I litt større innsjøer vil derimot introduksjon av røye føre til en viss nedgang i aurebestanden.

Tabell 9. Klassifisering av skader på aurebestander etter introduksjon av røye, avhengig av innsjøtype basert på overflateareal og gjennomsnittsdyp. To klasser vurderes som relevante, idet blå angir ingen skader (jf. tabell 1). Grå angir en innsjøtype som ikke finnes i Norge.

Middeldyp/størrelse	Tjern: <10 ha	Svært små vatn 10-50 ha	Små innsjøer 50-500 ha	Store innsjøer 500-5000 ha	Svært store innsjøer >5000 ha
Svært grunne <3 m	1	1	2		
Grunne 3-15 m	2	2	3	3	
Dype >15 m		3	3	3	3

4.3.5 Sik

Sik har en utbredelse i Norge som er begrenset til deler av Sør- og Øst-Norge og i Øst-Finnmark (Huitfeldt-Kaas 1918). Fra ca. 1850 skjedde det en aktiv utsetting av sik i innsjøer både med og uten fisk, og i Sør-Norge økte antall innsjøer med sik fra ca. 360 til ca. 900

(Sandlund mfl. 2012). Generelt vil innførsel av sik til et aurevatn ha en negativ effekt på produksjon av aure (**tabell 10**). Men sikens effekt på aurebestander er tosidig. På den ene side konkurrerer den med auren om næring i strandsonen. På den andre siden er yngel og ungfisk av sik gunstig føde for fiskespisende aure. Slik kan siken ha en viss positiv effekt på vekst og størrelse hos auren. Betydningen av sik som bytte for aure avhenger imidlertid av mange egenskaper ved sikbestanden, og også av hvordan siken beskattes. Dersom det etableres en småvokst bestand ("siksild"), eller dersom bestanden har god rekruttering hvert år gjennom hard beskatning eller naturlige forhold, vil aure fra 25-30 cm og større kontinuerlig finne egnet byttefisk. Motsatt vil en storvokst sikbestand som ikke beskattes, og dermed bare har god rekruttering, en sjelden gang være til lite nytte for auren som næringsgrunnlag.

Tabell 10. Klassifisering av skader på aurebestander etter introduksjon av sik, avhengig av innsjøtype basert på overflateareal og gjennomsnittsdyp. To klasser vurderes som relevante (jf. **tabell 1**). Grå angir en innsjøtype som ikke finnes i Norge.

Middeldyp/Størrelse	Tjern: <10 ha	Svært små innsjøer: 10-50 ha	Små innsjøer: 50-500 ha	Store innsjøer: 500-5000 ha	Svært store innsjøer: >5000 ha
Svært grunne <3 m	2	2	2		
Grunne 3-15 m	2	2	3	3	
Djupe >15 m		3	3	3	3

5 Referanser

- Alm, G. 1959. Connection between maturity, size and age in fishes. - Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 40: 5-145.
- Anonym 2011. Veileder for økologisk risikovurdering av fremmede arter i Norge. Versjon 0.9. - Artsdatabanken. Trondheim.
- Borgstrøm, R. 1993. Dynamics and resource use in populations of brown trout, *Salmo trutta*. - Dr. agric thesis, Department of Biology and Nature Conservation, Agricultural University of Norway.
- Borgstrøm, R. 1995. Dynamiske endringer i aurebestander. - S. 57-66 i: Borgstrøm, R., Jons-son, B. & L'Abée-Lund, J.H. (red.). Ferskvannsfisk: økologi, kultivering og utnytting. Sluttrapport fra forskningsprosjektet «Fiskeforsterkningstiltak i norske vassdrag (FFT). Norges Forskningsråd.
- Borgstrøm, R., Museth, J. & Brittain, J.E. 2010. The brown trout (*Salmo trutta*) in the lake, Øvre Heimdalsvatn: long-term changes in population dynamics due to exploitation and the invasive species, European minnow (*Phoxinus phoxinus*). - Hydrobiologia 642: 81-91.
- Brabrand, Å. 1995. Gjørs og abbor hindrer masseforkomst av mort. - S. 113-120 i: Borgstrøm, R., Jonsson, B. & L'Abée-Lund, J.H. (red.). Ferskvannsfisk. Økologi, kultivering og utnytting. Sluttrapport fra forskningsprosjektet «Fiskeforsterkningstiltak i norske vassdrag (FFT). Norges Forskningsråd.
- Brabrand, Å. 2000. Komplekse fiskesamfunn med dominans av karpefisk, abbor og gjedde. - S. 130-144 i: Borgstrøm, R. & Hansen, L.P. (red.). Fisk i ferskvann. Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning. Landbruksforlaget.
- Brabrand, Å. 2002. Miljøfaglige undersøkelser i Øyeren 1994-2000. Langtidsutvikling og forvaltning av fiskesamfunn. - Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Universitetet i Oslo 207. 161 s.
- Brabrand, Å. 2009. Tetthet av ørretunger i tilløpselver til Krøderen og i Hallingdalselva. - Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Universitetet i Oslo 267. 15 s.
- Dervo, B., Taugbøl, T. & Skurdal, J. 1996. Storørret i Norge: status, trusler og erfaringer med dagens forvaltning. - Østlandsforskning, Rapport 10-1996.
- Direktoratgruppa Vanndirektivet. 2009. Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann.- Direktoratgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet. 180 s.(www.vannportalen.no).
- Direktoratet for naturforvaltning 2010. Datagrunnlag for Naturindeks 2010. - DN-utredning 4-2010. 145 s.
- Eggan, G. & Johnsen, B.O. 1983. Kartlegging av utbredelsen av ferskvannsfisk i Norge. Del 1 - Kommunevis utbredelse (Foreløpig rapport) 2. opplag. - Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk (DVF). Trondheim.
- Finstad, A.G., Forseth, T., Jonsson, B., Bellier, E., Hesthagen, T. Jensen, A.J., Hessen, D.O. & Foldvik, A. 2011. Competitive exclusion along climate gradients: energy efficiency influences the distribution of two salmonid fishes. - Global Change Biology 17: 1703-1711.
- Garnås, E., Hegge, O., Kristensen, B., Næsje, T.F., Qvenild, T., Skurdal, J., Veie-Rosvoll, B., Dervo, B., Fjeldseth, Ø. & Taugbøl, T. 1997. Forslag til forvaltningsplan for storørret. - DN-utredning 1997-2.
- Gjøsæter, J., Hesthagen, T., Borgstrøm, R., Brabrand, Å., Byrkjedal, I., Christiansen, J.S., Nedreaas, K., Pethon, P., Uiblein, F., Vøllestad, L.A. & Wienerroither, R. 2010. Fisker "Pisces". - S. 403-412 i: Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S & Skjelseth, S. (red.). Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Trondheim.
- Helland, I.P., Ugedal, O., Finstad, A.G. & Sandlund, O.T. 2010. Standardiserte ørretfangster som hjelpemiddel for å vurdere økologiske effekter av vannstandsreguleringer i innsjøer. - NINA Rapport 560. 23 s.
- Henriksen, A., Skjelkvåle, B.L., Mannio, J., Wilander, A., Harriman, R., Curtis, C., Jensen, J., Fjeld, E. & Moiseenko, T. 1998. Northern European lake survey, 1995. - Ambio 27: 80-91.

- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 1995. Current status and distribution of Arctic char *Salvelinus alpinus* (L.) in Norway: The effects of acidification and introductions. - Nordic J. Freshw. Res. 71: 275-295.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 1997. Endringer i utbredelse av ørekyt i Norge: årsaker og effekter. - NINA Fagrapport 13. 16 s.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 2007. Non-native freshwater fishes in Norway: history, consequences and perspectives. - J. Fish Biol. 71 (Supplement D): 173-183.
- Hesthagen, T. & Østborg, G. 2008. Endringer i areal med forsuret fiskebestander i norske innsjøer fra rundt 1990 til 2006. - NINA Rapport 169. 114 s.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 2012. Gjedde, sørv og suter: status, vektorer og tiltak mot uønsket spredning. - NINA Rapport 669. 42 s.
- Hesthagen, T., Hegge, O. & Skurdal, J. 1992. Food choice and vertical distribution of European minnow, *Phoxinus phoxinus*, and young native and stocked brown trout, *Salmo trutta*, in the littoral zone of a subalpine lake. - Nordic J. Freshwat. Res. 67: 72-76.
- Hesthagen, T., Sevaldrud, I.H. & Berger, H.M. 1999. Assessment of damage to fish populations in Norwegian lakes due to acidification. - Ambio 28:12-17.
- Hesthagen, T., Skjelkvåle, B. L., Henriksen, A. & Østborg, G. 2000. 1000-sjøers undersøkelsen: endringer i fiskestatus i perioden 1986-1995. - NINA Oppdragsmelding 674. 14 s.
- Hesthagen, T., Walseng, B., Ugedal, O., Bongard, T., Ousdal, J.-O. & Saksgård, R. 2006. En biologisk inventering av ni kalkede innsjøer i Agder høsten 2006, med vekt på krepsdyr og fisk. NINA Rapport 216. 62 s.
- Hesthagen, T., Fiske, P., Barlaup, B. & Thorstad, E.B. 2010a. Fisk. – S. 85-89 i: Nybø, S. (red.). Datagrunnlag for "Naturindeks i Norge". DN-utredning 4-2010.
- Hesthagen, T., Johnsen, S.I. & Gran, R. 2010b. Effect of supplementary stocking of juvenile brown trout, *Salmo trutta*, on yield in a Norwegian mountain reservoir. – Fish. Manage. Ecol. 17: 186-191.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og innvandring i Norge med et tillæg om Krebsen. - Centraltrykkeriet. Kristiania.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1927. Studier over aldersforholde og veksttyper hos norske ferskvannsfisker. - Nationaltrykkeriet, Oslo.
- Jonsson, B. 1985. Life history patterns of freshwater resident and sea-run migrant brown trout in Norway. - Trans. Am. Fish. Soc. 114: 182-194.
- Johnsen, B.O. (red.), Arnekleiv, J.V., Asplin, L., Barlaup, B.T., Næsje, T.F., Rosseland, B.O. & Saltveit, S.J. 2010. Effekter av vassdragsregulering på villaks. - Kunnskapsserien for laks og vannmiljø 3. 111 s.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 1993. Partial migration: niche shift versus sexual maturation in fishes. Reviews in Fish Biol. and Fish. 3: 348-365.
- Jonsson, B. & Sandlund, O.T. 1979. Environmental factors and life histories of isolated river stocks of brown trout (*Salmo trutta* m. *fario*) in Søre Osa river system, Norway. - Env. Biol. Fish. 3: 43-54.
- Kraabøl, M. 2012. Reproductive and migratory challenges inflicted on migrant brown trout (*Salmo trutta*) in a heavily modified river. - Theses for the degree of Philosophiae Doctor. NTNU, Trondheim.
- Langdal, K., Adolfsen, P., Fredriksen, T., Berge, O., Sagelv, K. & Grønlien, A.H. 1994. Vandringsmønster hos voksen aure (*Salmo trutta* L.) i Glomma og Rena. - S. 119-127 i: Fiskesymposiet 1994. EnFO Publikasjon 26-1994.
- Larsen, R. 1977. Ørretens vandringer, bestandsstørrelse, vekst og føde i øvre del av Eksingedalselven før regulering. - Terskelprosjektet, Rapport 6.

- Kleiven, E. & Barlaup, B. T. 2004a. Innsjøgyting hjå aure *Salmo trutta* – ein undervurdert gytestrategi. - Fauna 57 (1): 14-31.
- Kleiven, E. & Barlaup, B.T. 2004b. Fiskebestandane i Syndle og Vigelandsvatn, Aust-Agder – frå sterkt forsuringsskade til tette bestandar etter kalking. NIVA rapport 4930-2004. 38 s.
- Kleiven, E., Gustavsen, P.Ø., Halvorsen, G.A. & Hobæk, A. 2011. Biologisk oppfølging av kalka lokalitetet i Aust-Agder i 2010. NIVA rapport 6156-2011. 44 s.
- Knutsen, S. 1995. Prøvefiske med vannanalyser i Bjellandsvann. - Semesteroppgave, Norges Landbrukshøgskole. 25 s. + vedlegg.
- Museth, J., Borgstrøm, R., Brittain, J.E., Herberg, I. & Naalsund, C. 2002. Introduction of the European minnow into a subalpine lake; habitat use and long term changes in population dynamics. J. - Fish Biol. 60: 1308-1321.
- Museth, J., Borgstrøm, R. & Brittain, J.E. 2010. Diet overlap between introduced European minnow (*Phoxinus phoxinus*) and young brown trout (*Salmo trutta*) in the lake, Øvre Heimdalsvatn: a result of abundant resources or forced niche overlap? - Hydrobiologia 642: 93-100.
- Museth, J., Hesthagen, T., Sandlund, O.T., Thorstad, E. & Ugedal, O. 2007. The history of the European minnow in Norway: from harmless species to pest. - J. Fish Biol. 71 (Supplement D): 184-195.
- Nedreaas, K., Hesthagen, T., Borgstrøm, R., Brabrand, Å., Byrkjedal, I., Christiansen, J.S., Gjøsæter, J., Langhelle, E., Pethon, P., Uiblein, F. & Vøllestad, A. 2006. Fisker "Pisces". - S. 341-350 i: Kålås, J.A., Viken, Å. & Bakken, T. (red.). Norsk rødliste for arter 2006. Artsdatabanken, Trondheim.
- Nybø, S. (red.) 2010. Naturindeks for Norge. - DN-utredning 3-2010. 161 s.
- Næsje, T.F., Forseth, T., Hårsaker, K., Saksgård, R. & Sandlund, O.T. 1996. Produksjon og forvaltning av storørret i Femund. Årsrapport for 1995. - NINA-Oppdragsmelding 436.
- Nøst, T., Aagaard, K., Arnekleiv, J.V., Jensen, J.W., Koksvik, J.I. & Solem, J.O. 1986. Vassdragsreguleringer og ferskvannsinvertebrater: en oversikt over kunnskapsnivået. - Økoforsk Utredning 1986-1.
- Qvenild, T. & Linløkken, A. 1989. Glomma – fisk og reguleringer. Sluttrapport fra Glommaprosjektet. - Fylkesmannen i Hedmark, Rapport. 62 s.
- Rask, M., Appelberg, M., Hesthagen, T., Tammi, J., Beier, U. & Lappalainen, A. 2000. Fish status survey of Nordic lakes - species composition, distribution, effects of environmental changes. - TemaNord, Report 2000: 508. 58 s.
- Rognerud, S. & Brabrand, Å. 2010. HydroFish prosjektet: Sluttrapport for undersøkelsene 2007-2010. - NIVA Rapport L Nr. 6082-2010. 74 s.
- Saksgård, R. & Hesthagen, T. 2004. A 14-year study of habitat use and diet of brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in Lake Atnsjøen, a subalpine Norwegian lake. - Hydrobiologia 521: 187-199.
- Saltveit, S.J. (red). 2006. Økologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. NVE, Oslo. 152 s.
- Saltveit, S.J., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J.V., & Harby, A. 2001. Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropowering. - Regulated Rivers: Res. & Manage. 17: 609-622.
- Sandlund, O.T. & Hesthagen, T. 2011. Fish diversity in Norwegian lakes: conserving species poor systems. - S 7-20 i: Jankun, M., Furghala-Selezniow, G., Wozniak, M. & Wisniewska, A.M. (red.) Water biodiversity assessment and protection. University of Warmia and Mazury in Olsztyn, Poland.
- Sandlund, O.T., Brabrand, Å., Diserud, O., Helland, I., Hesthagen, T. & Ugedal, O. 2011. Bruk av eldre fiskedata i arbeidet med Vanndirektivet: Et pragmatisk forslag. - Vann 03-2011: 296-312.

- Sandlund, O.T., Hesthagen, T. & Brabrand, Å. 2012. Coregonid introductions in Norway: well-intended and successful, but destructive. *Advances in Limnology*. I trykk.
- Schartau, A.K., Hesthagen, T., Larsen, B.M. & Lindholm, M. 2010. Ferskvann. – S. 60-69 i: Nybø, S. (red.). *Naturindeks for Norge*. DN-utredning 3-2010.
- Tammi, J., Appelberg, M., Hesthagen, T., Beier, U., Lappalainen, A. & Rask, M. 2003. Fish status survey in Nordic lakes: effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. - *Ambio* 32:98-105.
- Taugbøl, T., Hesthagen, T., Museth, J., Dervo, B. & Andersen, O. 2002. Effekter av ørekytintroduksjoner og utfiskingstiltak – en vurdering av kunnskapsgrunnlaget. - NINA Oppdragsmelding 753. 31 s.
- Ugedal, O., Forseth, T. & Hesthagen, T. 2005. Garnfangst og størrelse på gytefisk som hjelpemiddel i karakterisering av aurebestander. - NINA Rapport 73. 52 s.
- Ulvan, E.M., Finstad, A.G., Ugedal, O. & Berg, O.K. 2012. Direct and indirect climatic drivers of biotic interactions: ice-cover and carbon runoff shaping Arctic char *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta* competitive asymmetries. - *Oecologia* 168: 277-287.



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

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

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

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2447-5

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 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