

# Effekter av ørekyteintroduksjoner og utfiskingstiltak – en vurdering av kunnskapsgrunnlaget

Trond Taugbøl  
Trygve Hesthagen  
Jon Museth  
Børre Dervo  
Oddgeir Andersen

**NINA Oppdragsmelding 753**



# Effekter av ørekyteintroduksjoner og utfiskingstiltak – en vurdering av kunnskaps- grunnlaget

Trond Taugbøl  
Trygve Hesthagen  
Jon Museth  
Børre Dervo  
Oddgeir Andersen

## NINAs publikasjoner

### NINA utgir følgende faste publikasjoner:

#### NINA Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

#### NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, års-rapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

#### NINA Project Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttenes prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc.

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper

#### NINA Temahefte

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "allmennheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvern-avdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gir derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

#### Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINAs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA -ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Taugbøl, T., Hesthagen, T., Museth, J., Dervo, B. & Andersen, O. 2002. Effekter av ørekyteintroduksjoner og utfiskingstiltak – en vurdering av kunnskapsgrunnlaget. - NINA Oppdragsmelding 753: 1-31.

Lillehammer, september 2002

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1337-0

Forvaltningsområde:

Bevaring av naturens mangfold

Conservation of biodiversity

Rettighetshaver ©:

NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Trond Taugbøl, NINA, Lillehammer

Design og layout:

Ingrid Brandslet

Tegnekontoret NINA•NIKU

Kopiering: Norservice:

Opplag: 100

Trykt på miljøpapir

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tel: 73 80 14 00

Fax 73 80 14 01

<http://www.ninaniku.no>

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 17350000

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

## Referat

Taugbøl, T., Hesthagen, T., Museth, J., Dervo, B. & Andersen, O. 2002. Effekter av ørekyteintroduksjoner og utfiskingstiltak – en vurdering av kunnskapsgrunnlaget.  
– NINA Oppdragsmelding 753: 1-31.

Hensikten med prosjektet har vært å samle inn og vurdere kunnskap som finnes om 1) effekter av ørekyteintroduksjoner og 2) tiltak for å redusere de negative effektene. Det finnes relativt få eksempler med dokumenterte effekter. De mest markerte negative effektene av ørekyteintroduksjoner er dokumentert i Svartesteinstjern, Geilotjern, Ustedalsvassdraget og Skjerjavatnet i Hol kommune i Buskerud. Her ble ørreten i stor grad utkonkurrert av ørekyte, som kort tid etter introduksjonen dannet svært tette bestander. Også i Halnefjorden i Buskerud er det dokumentert en kraftig nedgang i ørretbestanden, trolig som følge av at ørekyte beitete ned de viktigste næringsdyrene (skjoldkreps og marflo) til ørreten. I Stolsmagasinet i samme fylke ble også skjoldkreps beitete helt ned av ørekyte. Senere ble ørekytebestanden sterkt redusert, trolig på grunn av remorminifeksjon. Skjoldkrepsbestanden tok seg deretter opp igjen og ble på nytt et viktig næringsdyr for ørreten. Ørretens vekst og kondisjon ble forbedret etter nedgangen i ørekytebestanden.

I Revsjøene i Oppland skjedde det en markert nedgang i ørretbestanden på 1970-tallet, trolig som følge av overbeskatning. Deretter ble en tett bestand av ørekyte etablert, noe som trolig er hovedårsaken til at ørretbestanden ikke greier å bygge seg opp til å gi samme avkastning og fangst per innsats som tidligere, dvs. før overfiske med garn tok til.

I Øvre Heimdalsvatn i Oppland førte introduksjonen av ørekyte til endringer i mengde og diversitet av bunndyr, og redusert rekruttering hos ørret er også påvist. Ørekytebestanden har imidlertid ikke ekspandert så mye som fryktet. Tetthetsavhengige faktorer som parasittinfeksjon og predasjon fra ørret, synes å holde ørekytebestanden i sjakk, og ørretbestanden i vannet kan fortsatt betegnes som god.

I det store Vinsteren-magasinet i Oppland er det ikke påvist noen negative effekter på ørretbestanden etter at ørekyte ble etablert på 1980-tallet. Avkastning og fangst per innsats i ørretfisket har tvertimot vært markert høyere de siste 10 år sammenlignet med 1980-tallet. I Atnsjøen på grensen mellom Hedmark og Oppland ble ørekyte innført i 1962, men har aldri greid å etablere seg i innsjøen, trolig som følge av sterk konkurranse fra ørret, røye og steinsmett i den marginale strandsonen. I Tunhovdfjorden i Buskerud ble ørekyte viktig næring for ørreten etter at den kom inn i vannet på 1930-tallet. På 1990-tallet var ørekytebestanden kraftig redusert, muligens som følge av at viktige skjulstrukturer som kvister og røtter i strandsonen var blitt brutt ned. Redusert ørekytebestand har ført til at en mindre andel av Tunhovdørreten er fiskepisende.

Til tross for få godt dokumenterte eksempler, er det liten tvil om at introduksjon av ørekyte i et vassdrag kan få store negative konsekvenser for ørretproduksjonen. Dette gjelder særlig i små, grunne lokaliteter hvor ørekyta kan danne svært tette bestander, og i lokaliteter der den effektivt kan beite ned ørretens

byttedyr og hvor det er mangel på næringsalternativer. Det synes imidlertid som om den sterke økningen i ørekytebestanden som kan registreres de første årene etter introduksjonen, etter hvert vil reguleres av ulike, naturlige mekanismer som f.eks parasittinfeksjoner og predasjon fra ørret.

Utfisking av ørekyte som tiltak for å bedre forholdene for ørret, kom i gang på begynnelsen av 1990-tallet. Hovedkonklusjonen er at utfisking med ruser som regel ikke har noen effekt på ørretbestanden. Blant våre eksempler er det kun i Geilotjern og Svartesteinstjern at det er grunnlag for å si at utfisking med ruser har vært et effektivt tiltak. Disse vannene er små og grunne og rusene har høy fangsteffektivitet. 95 % av ørekytebestanden ble fisket ut første sommeren, og et vedlikeholds-fiske synes å være mulig med en overkommelig innsats.

For tre lokaliteter (Grønnsenn, Revsjøene og Risvatnet) finnes gode data både for ørretbestanden og mengde utfisket ørekyte, og resultatene peker i samme retning: Utfiskingen har ikke gitt noen økning i forekomsten av ørret (basert på fangst per innsats) eller størrelse på fanget fisk. I Grønnsenn og Revsjøene har årlig uttak av ørekyte stort sett ligget på 1-2 kg/ha, mens i Risvatnet har uttaket vært opp i mot 10 kg/ha. Problemet med et høyt uttak er at dette blir veldig tid- og arbeidskrevende og dermed praktisk umulig å opprettholde. Et mer beskjedent uttak på under 3 kg/ha synes ikke å gi nok reduksjon i ørekytebestanden til at det har noen effekt. Det er grunn til å tro at dette uttaket ikke er noe større enn det naturlig dødelighet/reguleringsmekanismer allikevel ville gitt.

Informasjon og kontroll, fysiske sperringer og rotenonbehandling er andre tiltak som er benyttet for å hindre spredning og redusere ørekyteforekomst. Det absolutt viktigste tiltaket for å hindre spredning, mener vi er informasjon til brukere av vassdragene og da først og fremst til sportsfiskere. I dag er det sannsynligvis sportsfiskeres bruk av ørekyte som agn, som utgjør den største risikoen for å spre ørekyte til nye vassdrag.

Anbefalinger:

- Det bør settes igang et overvåkings-/forskningsprosjekt som studerer effekten av ørekyteintroduksjon på de biologiske samfunn. Naturlige, bestandsregulerende mekanismer for ørekyte (parasitter, predasjon) bør studeres nærmere.
- Informasjon til fiskere om forbudet mot og konsekvensene av spredning av ørekyte (og andre arter) må holdes på et vedvarende høyt nivå, og følges opp med kontroll og straffereaksjoner.
- I vassdrag med ørekyte bør det vurderes om fysiske sperringer kan egne seg som tiltak mot videre spredning.
- Det bør foreligge en klar strategi for bruk av rotenon som akutt-tiltak, slik at dette raskt kan iverksettes ved behov.
- Utfisking av ørekyte med ruser bør kritisk vurderes på forhånd med tanke på om det er verdt å bruke tid og ressurser på tiltaket. Kun i svært små og grunne vann synes tiltaket å være effektivt.

*Emneord: Ørekyte, Phoxinus phoxinus, introduksjon, utfisking*

Trond Taugbøl, Børre Dervo & Oddgeir Andersen, Norsk institutt for naturforskning, Fakkeltgården, Storhove, 2624 Lillehammer.

Trygve Hesthagen, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim

Jon Museth, Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, Postboks 5014, 1432 Ås.

## Abstract

Taugbøl, T., Hesthagen, T., Museth, J., Dervo, B. & Andersen, O. 2002. Effects of European minnow introductions and fish removal actions – an evaluation of existing knowledge. – NINA Oppdragsmelding 753: 1-31.

The aim of the project has been to collect and evaluate existing knowledge on 1) the effects of European minnow (*Phoxinus phoxinus*) introductions and 2) actions to reduce the negative effects. There are relatively few documented examples. The most significant negative effects of minnow introductions are documented in L. Svartesteinstjern, L. Geilotjern, the Ustedal watercourse and L. Skjerjavatnet. Brown trout (*Salmo trutta*) was outcompeted by the European minnow which shortly after being introduced developed very dense populations. In L. Halnefjorden, the brown trout population decreased probably as a result of intense predation from minnows on the most important food items (*Lepidurus arcticus* and *Gammarus lacustris*). Also in L. Stolsmagasinet, *Lepidurus* was heavily reduced due to predation by minnows. After a decrease in the minnow population, most likely because of *Ligula*-infection, the *Lepidurus* population increased, and so did brown trout growth and condition.

In L. Revsjøene, the brown trout population supported a high yield for decades, but decreased in the early 1970-ties, possibly as a consequence of over-exploitation. In the late 1970-ties, a dense population of European minnow was established. Competition from minnows is probably the reason why the brown trout population does not build up to support the same yield as in earlier times.

In L. Øvre Heimdalsvatn, the introduction of European minnow led to changes in abundance and diversity of benthic animals and reduced brown trout recruitment. The minnow population did, however, not expand as much as feared, probably as a result of density dependent mortality factors such as parasitic infections and predation from brown trout. The brown trout population can still be considered as good.

In L. Vinsteren no negative effects on the brown trout population have been detected after minnow introduction in the early 1980-ties. On the contrary, mean annual brown trout yield and catch per effort has been higher the last ten years compared to the 1980-ties. In L. Atnsjøen, European minnow was introduced in 1962, but is not established in the lake, probably due to competition from brown trout, char (*Salvelinus alpinus*) and bullhead (*Cottus poecilopus*) in the marginal shore area. In L. Tunhovdfjorden, minnows became an important food source for the brown trout after being introduced in the 1930-ties. Reduced minnow population the last decade has resulted in fewer brown trout being fish predators.

In spite of few well documented examples, there is little doubt that introduction of European minnow to a watercourse might have great negative effects on brown trout production. This seems to be the case especially in small, shallow localities where the minnow establish very dense populations, and in localities where the minnow effectively predate on the brown trout food

and where there is lack of food alternatives. It seems, however, that the great expansion in minnow density the first years after introduction gradually will be regulated by natural mechanisms like parasitic infections and predation.

Intensive fishing by minnow traps as an action to improve the conditions for brown trout, started in the early 1990-ties. In most cases this action seems to have no effect on the brown trout population. In our examples, fish removal with minnow traps was effective only in two very small and shallow lakes. Here, trap efficiency was very high, making maintenance fishing practicable. In three well documented localities the results are consistent: the minnow removal fishing has no effect on brown trout size or catch per effort. A minnow removal of less than 3 kg/ha is probably no more than what would result from natural mortality anyway. A higher removal is in most cases unpracticable because the activity is very time and labour consuming and has to be repeated continuously for coming years.

Information and control, physical barriers for migration and rotenone treatment are other actions used to prevent spread and reduce minnow abundance. The most important action is information to users of the watercourses and especially the fishermen. Use of minnows as live bait is probably the greatest risk for spreading the European minnow to new watercourses.

Recommendations:

- A research/monitoring program studying ecological effects of European minnow introductions, including natural, population regulating factors should be established.
- Information to fishermen about the ban against and consequences of spreading minnows must be kept at a high level and followed by control and enforcement.
- In watercourses with European minnow already present, construction of migration barriers should be considered to prevent further spread.
- A strategy for the use of rotenone as an immediate action should be established.
- The use of traps for minnow removal should be critically judged. The action seems to be effective only in very small and shallow localities, and even here a maintenance fishing is necessary.

*Keywords: European minnow, Phoxinus phoxinus, introduction, fish removal*

Trond Taugbøl, Børre Dervo & Oddgeir Andersen, Norwegian Institute for Nature Research, Fakkeldgården, Storhove, N-2624 Lillehammer.

Trygve Hesthagen, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7485 Trondheim

Jon Museth, Department of Biology and Nature Conservation, Agricultural University of Norway, P.O. Box 5014, N-1432 Ås.

## Forord

Dette prosjektet er gjennomført i to omganger med en første omfattende intervju- og datainnsamlingsrunde i 1998-1999, og deretter en ny runde i 2001-2002 for å komplettere dataserien for de lokalitetene der dette var mulig, samt innhente kunnskap fra eventuelle nye lokaliteter. Vi retter en stor takk til alle som har bidratt med data og opplysninger.

Prosjektet er finansiert av Direktoratet for naturforvaltning, og vi takker Heidi Hansen for et konstruktivt og godt samarbeid underveis.

Lillehammer, september 2002

Trond Taugbøl  
Prosjektleder

# Innhold

<b>Referat</b> .....	3	<b>7 Konklusjoner og anbefalinger</b> .....	27
<b>Abstract</b> .....	4	<b>8 Referanser</b> .....	27
<b>Forord</b> .....	5		
<b>1 Innledning</b> .....	7		
1.1 Hensikten med prosjektet - oppbygging av rapporten .....	7		
1.2 Holdninger til og kunnskap om spredning av ørekyte - et historisk perspektiv .....	7		
<b>2 Metoder og materiale</b> .....	8		
<b>3 Ørekytens utbredelse, biologi og interaksjoner med andre arter</b> .....	8		
3.1 Utbredelse .....	8		
3.2 Biologi og interaksjoner med andre arter .....	9		
<b>4 Effekter av ørekyteproduksjoner</b> .....	10		
4.1 Øvre Heimdalsvatn (Øystre Slidre, Oppland) .....	10		
4.2 Revsjøene (Gausdal, Oppland) .....	12		
4.3 Vinsteren (Øystre Slidre, Oppland) .....	14		
4.4 Midtre Saur og Rjupetjednet (Øystre Slidre, Oppland).....	15		
4.5 Atnsjøen (Sør-Fron og Stor-Elvdal, Oppland og Hedmark).....	16		
4.6 Halnefjorden (Hol og Nore og Uvdal, Buskerud).....	16		
4.7 Svartesteinstjern og Geilotjern (Hol, Buskerud).....	17		
4.8 Ustedalsvassdraget (Hol, Buskerud).....	17		
4.9 Skjerjavatnet (Hol, Buskerud) .....	17		
4.10 Stolsmagasinet (Hol og Ål, Buskerud).....	17		
4.11 Tunhovdfjorden (Nore og Uvdal, Buskerud) .....	18		
4.12 Jølstravatnet/Kjøsnesfjorden (Jølster, Sogn og Fjordane).....	18		
4.13 Oppsummering og diskusjon .....	18		
<b>5 Erfaringer med utfisking av ørekyte</b> .....	19		
5.1 Grønnsenn (Vestre Slidre, Oppland) .....	19		
5.2 Revsjøene (Gausdal, Oppland) .....	20		
5.3 Tansberfjorden og Finnefjorden (Øystre Slidre, Oppland) .....	21		
5.4 Øvre og Nedre Hunntjern (Øyer, Oppland).....	21		
5.5 Svartesteinstjern og Geilotjern (Hol, Buskerud).....	22		
5.6 Ustedalsvassdraget (Hol, Buskerud).....	22		
5.7 Halnefjorden (Hol of Nore og Uvdal, Buskerud).....	22		
5.8 Risvatnet (Verdal, Nord-Trøndelag).....	22		
5.9 Jølstravatnet/Kjøsnesfjorden (Jølster, Sogn og Fjordane).....	23		
5.10 Otravassdraget (Bykle og Valle, Aust-Agder) .....	24		
5.11 Vann i Romundstadbygda (Rindal, Møre og Romsdal) .....	24		
5.12 Oppsummering og diskusjon .....	24		
<b>6 Andre tiltak for å redusere ørekytebestanden og hindre spredning</b> .....	25		
6.1 Informasjon og kontrolltiltak .....	25		
6.2 Fysiske sperringer .....	25		
6.3 Rotenon .....	26		
6.4 Oppsummering og diskusjon .....	26		

# 1 Innledning

Spredning av ørekyte har fått økt oppmerksomhet de siste tiårene fordi det blir vurdert som et stort miljøproblem, både fra en ressursøkonomisk synsvinkel og når det gjelder bevaring av biologisk mangfold. I aviser og tidsskrifter har man kunnet lese om nærmest katastrofale tilstander og krisestemning (f.eks. "En hårsbredd fra katastrofe" (Jakt & Fiske 12/97), "Vidda trues av småfisk" (VG 12.08.98), "Effektiv krig mot ørekyte" (Aftenposten 25.11.98)). Fra et ressurs- og sosioøkonomisk synspunkt er spredningen uønsket fordi introduksjon av ørekyte kan føre til sterk nedgang i ørretbestander, lavere avkastning og mindre interesse for å fiske (Mykkeltvedt & Mørk 1995, Tysse 1995, Borgstrøm et al. 1996, Garnås et al. 1996). Bevaring av biologisk mangfold har videre blitt et sentralt tema i miljøforvaltningen, og man ønsker å bevare naturen mest mulig intakt. Introduserte arter, i hvert fall de som skyldes menneskelig aktivitet, er uønsket (Tømmerås 1994). En art kan defineres som introdusert når den spres til og overlever i et økosystem utenfor sitt historiske utbredelsesområde (Mooney & Drake 1989). Ofte tenker man på introduksjoner som spredning over landegrensener og kontinenter (ofte kalt eksotiske introduksjoner), men mange introduksjoner med negative effekter, f.eks. spredningen av ørekyte i Norge, foregår altså i en langt mindre geografisk skala. Av 507 såkalte introduserte fiskearter i USA, regnes 331 som introduksjoner innenfor landets grenser (Benson 1999).

Ørekyte er en svært tilpasningsdyktig art, med stor variasjon i mange livshistorietrekk som vekst og alder/størrelse ved kjønnsmodning (Mills 1988). Den kan raskt etablere seg etter en introduksjon og danner ofte store bestander både i lavlandet, i reguleringsmagasiner og i høvfjellssjøer. Aktiv spredning av ørekyte med menneskets hjelp har pågått ihvertfall siden begynnelsen av 1900-tallet (Huitfeldt-Kaas 1912), men det er særlig i løpet av de siste tiårene at arten har spredt seg til stadig nye områder i landet (Hesthagen & Sandlund 1997). Årsaken til den omfattende spredningen etter 1960-70 er ikke godt kjent, men det antas at følgende forhold har hatt mer eller mindre betydning: 1) bruk av ørekyte som levende agn, 2) ubevisst utsetting av ørekyte (sammen med villfisk eller settefisk av ørret), 3) bevisst utsetting av ørekyte, f.eks. for å etablere en bestand av førfisk og 4) overførsel av ørekyte via overføringstunneler i forbindelse med vannkraftutbygging. Trolig er det slike menneskeskapte forhold som er hovedårsaken til at ørekyte spres til nye vassdrag. Når ørekyten etterhvert etablerer seg vil det skje en naturlig spredning til andre deler av vassdraget som er tilgjengelig.

## 1.1 Hensikten med prosjektet – oppbygging av rapporten

Opp gjennom årene er det samlet mye erfaringer og data om effekten av ørekyteintroduksjoner, og det er satt igang enkelte prosjekter (hovedsakelig utfiskingsforsøk) for å forsøke å redusere skadevirkninger av ørekyten. Mye av denne kunnskapen er imidlertid vanskelig tilgjengelig og finnes ofte bare lokalt som fangstjournaler eller upubliserte prøvofiskerapporter i den grad noe er nedtegnet i det hele tatt. Hensikten med dette prosjektet har derfor vært å få oversikt over og systematisere

kunnskap som finnes om:

- effekter av ørekyteintroduksjoner på fiskesamfunn, avkastning og brukerinteresser
- tiltak for å redusere de negative effektene

I rapporten presenteres konkrete eksempler, dvs. med et visst minimum av dokumentasjon, på effekter av introduksjoner (Kap. 4) og ulike tiltak for å redusere ørekytebestanden og hindre videre spredning (Kap. 5 og 6), sammen med oppsummerende vurderinger for å få fram både hovedtrekk og nyanser. Til slutt (Kap. 7) gis sammenfattende konklusjoner og anbefalinger om videre undersøkelser og forvaltningstiltak. I Kap. 3 gis en kort oppsummering av ørekytens utbredelse, biologi og interaksjoner med andre arter.

Vi vil imidlertid innledningsvis starte med å se på hvordan holdninger til og kunnskap om spredning av ørekyte er presentert i diverse litteratur opp gjennom de siste hundre årene.

## 1.2 Holdninger til og kunnskap om spredning av ørekyte – et historisk perspektiv

Allerede på begynnelsen 1900-tallet advarte Huitfeldt-Kaas (1912) mot ubetenksom utsetting av ulike fiskearter, bl.a. ørekyte. Han påpeker at "i stedet for at yde en passende næring for ørreten er de bare blit konkurrenter i matfatet". I et senere og større verk om ferskvannsfiskenes utbredelse forteller han at ørekyten er spredt over store områder fordi den er brukt som agn og førfisk for andre arter (Huitfeldt-Kaas 1918). Her nevnes imidlertid ingen ting om at spredninger har hatt negative effekter. Sven Sømme (1934) beskriver ørekyten som en rogn- og yngel-spiser og forteller at i lokaliteter i Gudbrandsdalen har ørretbestander blitt sterkt redusert som følge av introduksjon av ørekyte, men uten å nevne lokalitetenes navn. I Iacob Sømme (1948) sin legendariske "Ørretboka" omtales ørekyten svært kortfattet. Oppsummert sies det at den kan ta endel rogn, er en verdifull matfisk for abbor og ørret, men generelt vet man lite om dens betydning for annen fisk. Sømme nevner ikke ørekyte i forbindelse med "innplanting av nye fiskesorter i våre ferskvann" eller som en av "ugressfiskene" som bør bekjempes eller som det er fare for å få introdusert.

Så blir det et sprang i tid til slutten av 1960-tallet, med utgivelsen av Sportsfiskerens Leksikon (Jensen 1968). Her beskrives ørekyten igjen som ypperlig agnfisk og det nevnes at utbredelsesområdet øker som følge av slik bruk. Men det tas også med at den er rognetyv, yngeleter og næringskonkurrent som vil gjøre mer skade enn gagn ved utsetting i ørretvann. Det sies at man kjenner tilfeller der utsetting av ørekyte har utryddet ørretbestanden, men lokalitetsnavn nevnes ikke. I samme avsnitt gis også en detaljert beskrivelse av hvordan man kan fange levende ørekyte for bruk som agn – uten at det manes til forsiktighet ved slik bruk!

Det er først på 1970-tallet at ørekyte som problem synes å bli tatt på alvor. Borgstrøm (1973) setter søkelyset på spredning av ørekyte og trekker fram problemet med at dette kan skje i



forbindelse med utsetting av ørret. Dersom settefiskanlegget har forekomst av ørekyte i inntaksvannet kan denne komme inn i settefisk-karene og spres sammen med settefisk. Borgstrøm mener det er all grunn til å anta næringskonkurranse mellom ørret og ørekyte og at en stor ørekytebestand kan få alvorlige følger for ørreten, spesielt i regulerte vann. Ørekyten kan i stor grad beite ned skjoldkrepsslarver, og der denne er viktig som ørretføde kan det føre til redusert ørretproduksjon (Borgstrøm & Saltveit 1975). I 1979 behandlet styret i Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk saken: "Om spredning av uønskede fiskearter med settefisk av aure fra oppdrettsanlegg". Dette ga etterhvert resultater i form av en oppdatert status om utbredelsen av ferskvannsfisk i Norge (Eggen & Johnsen 1983) og brosjyrene: "Stopp spredningen av ørekyte i vann og vassdrag" og "Utsetting av yngel og settefisk". Der ble det spesielt advart mot å spre arter som røye, ørekyte og stingsild sammen med ørret (DVF 1985).

Selv om myndighetene på 1980-tallet tar situasjonen på alvor og sprer informasjon som fokuserer på problemet med spredning av ørekyte, dukker det opp uheldige eksempler i annen litteratur som er beregnet på det fiske- og friluftslivsinteresserte publikum. I Tiden forlags store verk om Jakt, Fiske, Friluftsliv fra 1985 nevnes det riktignok at spredning av planktonpisende arter som ørekyte, sik og røye til ørretvann kan få katastrofale følger for ørreten, men i samme bind, under kapitlet om ørekyte, illustreres og beskrives nok en gang hvordan ørekyte kan fanges for bruk som agnfisk – uten at det med et ord nevnes at bruk av levende agn er forbudt (Lov av 20. desember 1974 om dyrevern) og at spredning av ørekyte absolutt må unngås (Frislid & Rom (red.) 1985)!

Utover på 1980- og 90-tallet kommer det mye dokumentasjon på negative effekter som følge av etablering av ørekyte i ørretvann, både fra Øvre Heimdalsvann (Bruun & Hansen 1988, Borgstrøm 1996), Hardangervidda (Tysse 1995) og Hallingdal (Mykkeltvedt & Mørk 1995). Også avisene fattet interesse for problemet på slutten av 1990-tallet og "krise"-artikler dukket opp i landets største aviser, som nevnt innledningsvis.

På 1990-tallet kom Direktoratet for naturforvaltning (DN) med en ny brosjyre: "Stopp spredningen av fiskearter". Her nevnes og avbildes 12 fiskearter som spres av mennesker og som er en trussel mot mangfoldet i norske vassdrag, med spesielt fokus på ørekyte.

På oppdrag fra DN ble det i 1997 laget et forslag til et program og en handlingsplan for å begrense spredning og forekomst av ørekyte (Skurdal et al. 1997). Programmet skulle ha en tett kobling mellom forvaltning og forskning og inkludere både forskningsprosjekter og praktisk retta tiltaksprosjekter. Enkelte FoU-prosjekter ble initiert i forbindelse med programmet (Vøllestad et al. 1999, denne rapporten), men programmet som sådan ble aldri realisert på grunn av manglende finansiering.

I vårt naboland Sverige har man også viet noe oppmerksomhet til den økende utbredelsen av ørekyte, men der har fokus mer vært på om slike introduksjoner har hatt positiv innvirkning, dvs. om ørekyte har blitt førfisk for andre arter. I en oppsum-

mering av Filipsson & Lindh (1988) konkluderes det med at introduksjon av ørekyte ikke har hatt noen positiv effekt på andre arter, og med få unntak kjente man heller ikke til at andre fiskearter hadde blitt skadelidende.

## 2 Metoder og materiale

Fiskeforvalteren i alle fylker samt personer fra lokal miljøforvaltning eller lag og foreninger som har vært delaktige i ørekyteprosjekter, er intervjuet. Det har i stor grad vært nøsting av løse tråder for å finne fram til de personene som sitter med kunnskap og data. Vi har bedt om å få skriftlig materiale i form av rapporter, fangstjournaler og statistikk tilsendt. Resultater er enten referert direkte, eller det har vært behov og grunnlag for videre bearbeiding av data. For mange av eksemplene sitter vi selv med førstehånds-kunnskap om situasjonen. Det er også gjennomført et søk på nasjonal og internasjonal litteratur om ørekyte for å kunne fange opp erfaringer som allerede er publisert.

Sammenstillingen gir seg ikke ut for å være fullstendig. Det finnes trolig flere gode eksempler som burde vært med i rapporten, men som vi ikke har funnet fram til i nøstingen av kilder.

Når det gjelder effekter av ørekyteintroduksjon presenteres 14 lokaliteter, men kun et fåtall har data på avkastning og fangststigningsfør og etter introduksjonen. Erfaringer med utfisking av ørekyte er beskrevet for 14 lokaliteter/vassdrag, men også her er det kun et fåtall av eksemplene som har data som kan si noe om effekten av tiltaket. Av andre tiltak mot spredning omtales informasjon/kontroll, fysiske sperringer og rotenonbehandling. Felles for alle typene tiltak er at de konkrete eksemplene er svært få, og det mangler dokumentasjon på effekt.

Det er altså få eksempler med gode data som viser effekter både når det gjelder introduksjon og avbøtende tiltak. Der data foreligger kan det igjen være vanskelig å isolere effektene av introduksjon og tiltak i forhold til andre faktorer som f.eks reguleringer, kalking, utsettinger og endringer i fiskeinnsats.

## 3 Ørekytens utbredelse, biologi og interaksjoner med andre arter

### 3.1 Utbredelse

Ørekytens naturlige utbredelse her i landet begrenset seg til sør- og sørøstlige deler av Østlandet, noen vassdrag i Sør- og Nord-Trøndelag som drenerer sør/sørøstover til Sverige, samt sørøstlige og nordlige deler av Troms og flere større vassdrag i Finnmark (Huitfeldt-Kaas 1918). I Sør-Norge er det vanskelig å angi ørekytens naturlig utbredelse fordi mennesker har drevet aktiv spredning av arten i minst 100 år. Spredningen av ørekyte har vært spesielt omfattende etter 1960, og arten finnes nå i alle fylker i landet (Hesthagen & Sandlund 1997). Fylker hvor

det opprinnelig ikke forekom ørekyte var: Telemark, Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland, Hordaland, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal og Nordland. På Østlandet har den mest omfattende spredningen av ørekyte til nye vassdrag forekommet i Oppland og Buskerud, spesielt til høyereliggende strøk i begge fylker.

På begynnelsen av 1900-tallet ble det rapportert om at ørekyten fantes i minst 270 innsjøer her i landet (Huitfeldt-Kaas 1918). På slutten av 1990-tallet ble det samlet inn opplysninger om forekomsten av ørekyten og andre fiskearter i norske innsjøer, basert på intervjuer med lokalkjente personer. Disse innsjøene representerte et statistisk utvalg av lokaliteter større enn 4 ha (0,04 km<sup>2</sup>), og materialet kunne derfor benyttes for å beregne antall bestander av forskjellige fiskearter. I undersøkelsen ble det også spurt om kjennskap til om de enkelte bestandene var innført eller ikke. Antall ørekytebestander ble beregnet til 2.300 stk hvorav 45 % var innført (Rask et al. 2000). I tillegg kommer bestandene i mindre lokaliteter, så det totale antallet er trolig langt høyere. Undersøkelsen omfattet heller ikke forekomster i elver og bekker. Andelen innførte bestander er trolig en del høyere enn beregningene viser, fordi ikke alle informanter kjenner til introduksjoner som skjedde for flere tiår tilbake. I deler av Østlandet kan det også være vanskelig å vurdere om en bestand er naturlig forekommende eller innført.

Den siste statusrapporten om ørekytens forekomst og utbredelse her i landet ble altså publisert i 1997 (Hesthagen & Sandlund 1997). Siden den gang har ørekyten blitt spredt til flere nye områder, både i sørlige og nordlige landsdel. I 1997 ble det første gang påvist ørekyte ved Mygland i Litleåna, ei sideelv til Kvinavassdraget i Vest-Agder (Larsen 1998). I 1998 gjennomførte NINA en kartlegging av utbredelse og tilstand for ørekytebestanden i elva (Berger 1999). Etter at kalkingen av Litleåna startet opp ser det ut til at bestanden har fått en oppblomstring (Larsen et al. 2000). I 2000 ble det registrert ørekyte i Galdalsvatn, ca 6,5 km nedstrøms Mygland (Larsen et al. 2001a). I 1999 og 2000 ble tettheten av ørekyte ved Mygland beregnet til rundt 160 individ pr. 100 m<sup>2</sup>. I 2001 ble derimot tettheten redusert til 66 individ per 100 m<sup>2</sup>, noe som settes i sammenheng med dårligere vannkvalitet vinteren 2000/2001 på grunn av flommen (Larsen et al. 2002). Det er ukjent når ørekyten ble innført til Litleåna, men i materialet fra 1998 ble det aldersbestemt individ på 10-12 år (Berger 1999).

Ørekyten har også spredt seg til Mandalsvassdraget i Vest-Agder på 1990-tallet, nærmere bestemt til sideelva Høyeåna (Berger 2000). I 1999 ble det påvist ørekyte ved Skjævesland rundt 500 m ovenfor utløpet til Mandalselva. Utbredelsen er begrenset oppover til Hunsfoss i hovedgreina og til Bustadtjern i et mindre sidevassdrag til Høyeåna. I 2000 ble det påvist fem individ i munningen av Høyeåna (ved Øyslebø), men ikke i hovedvassdraget (Larsen et al. 2001b). I 2001 ble det ikke elfisaket i Høyeåna eller i tilstøtende områder i hovedelva (Bjørn M. Larsen, NINA, pers. medd.). Det er ukjent når ørekyten ble innført til Høyeåna, men i materialet fra 1999 var det individ på 10 år (Berger 2000).

På 1990-tallet spredte ørekyten seg til Tyavassdrag i Sogn og Fjordane (Årdal kommune), der den ble registrert i Biskopvatn

første gang i 1996 (Siri Benjaminsen, Årdal kommune, pers. medd.). Ørekyten har også spredt seg til Holsbruvatn lenger nede i vassdraget. Derimot forekommer den ikke i Torolmen ovenfor Biskopvatn (Gunnar Raddum, Universitetet i Bergen, pers. medd.).

Sommeren 1999 ble det gjort nye funn av ørekyte i Troms fylke, nemlig i Langvatn og Rundvatn på Tromsøya, i utkanten av Tromsø by (Klemetsen 2000). Det er trolig også ørekyte i Telegrafdammen oppstrøms Rundvatn. En del av fisken som ble fanget med garn ble aldersbestemt til 3-5 år, og med en generasjonstid på rundt 3 år, skjedde trolig introduksjonen på slutten av 1980-tallet eller tidlig på 1990-tallet (Klemetsen 2000).

Som tidligere omtalt er trolig den viktigste årsaken til spredningen av ørekyte at den har vært benyttet som levende agn, spesielt gjaldt dette tidlig på 1900-tallet (jf. Huitfeldt-Kaas 1918). Ørekyte har også blitt spredt sammen med settefisk av ørret, utilsiktede overføringer med villfisk (spesielt ørret), til-siktet utsetting for å skaffe forfisk for ørret og overføringer via krafttunneler (jf. Hesthagen & Sandlund 1997). Det er nylig foretatt populasjonsgenetiske studier av ørekyte i Norge med sikte på økt kunnskap om artens spredningsmekanismer (Vøllestad et al. 1999). Det ble blant annet funnet at de nyetablerte bestandene på Hardangervidda har en genetisk historie som er svært forskjellig fra den til naturlig utbredt ørekyte i Norge. Dette innebærer at spredningen til dette området trolig skyldes langtransport av levende fisk, enten ved bruk av levende agn (importert) eller utsetting av ikke kontrollert settefisk importert fra utlandet. En kan ikke se bort fra at utlendinger har hatt med seg levende ørekyte fra sine heimland som så har blitt satt ut i norske vassdrag. I 1994 ble det således påtruffet tyske turister ved Kalthovdfjord i Telemark, medbringende levende ørekyte (Øyvind Solberg, Tovdal, pers. medd.). Det ble ikke brakt klarhet i om fisken var importert fra Tyskland eller et annet europeisk land, eller fanget her i landet. Ørekyten ble for øvrig beslaglagt og gravd ned.

## 3.2 Biologi og interaksjoner med andre arter

Ørekyte er en tilpasningsdyktig art, med stor variasjon med hensyn til vekst og størrelse/alder ved kjønnsmodning (Mills 1988). Ørekyte i lokaliteter på lavere breddegrader blir kjønnsmoden ved en kortere lengde og lavere alder enn individer på høyere breddegrader. Hunnene synes å leve lengre enn hannene; i nordre Finland var høyeste alder hos de to kjønnene henholdsvis 11 og 7 år (Myllylä et al. 1983). I Norge lever ørekyten fra kystnære områder til høyfjellsvann på over 1400 m o.h. i Jotunheimen. Ørekyte etablerer også levedyktige bestander i regulerte innsjøer fordi den gyter om våren og har kort klekkeperiode. Gytearealene blir derfor i liten grad påvirket av vannstandsendringer (Borgstrøm 1973). Ørekyte kan for øvrig gyte både i strandnære områder og i bekker.

Ørekyte synes i hovedsak å ernære seg av forskjellige typer evertebrater; marflo, skjoldkreps og andre bunndyr (Lien 1981, Brittain et al. 1988, 1995, Bruun & Hansen 1988). Som omtalt

seinere har det skjedd en sterk reduksjon i mengden marflo og skjoldkreps etter at ørekyte ble introdusert til Øvre Heimdalsvatn og Halnefjorden. S. Sømme (1934), I. Sømme (1948) og Jensen (1968) hevder at ørekyte spiser både rogn og yngel av andre fiskearter, uten å gi data som dokumenterer denne påstanden. I en gjennomgang av en rekke undersøkelser som hadde sett på ørekytens næringsvalg, fant Filipsson & Lindh (1988) ingen studier som viste at ørekyte spiste rogn eller yngel av annen fisk. To finske studier har imidlertid påvist at ørekyte kan spise lagesildlarver (Huusko & Sutela 1997) og nipigget stingsild (Myllylä et al. 1983).

I "Ørretboka" hevder Iacob Sømme at ørekyte er en verdifull matfisk for større fisk, særlig abbor og delvis ørret (Sømme 1948). En gjennomgang av resultater fra norske undersøkelser i løpet av de siste 20 årene synes derimot å vise at ørekyten som regel bare utgjør en liten del av ørretens diett (Lien 1981, Borgstrøm et al. 1985, Bruun 1988, Hesthagen et al. 1995, Garnås et al. 1996). I Stolsmagasinet hadde 14 % av ørreten spist ørekyte, og dette gjaldt hovedsakelig ørret større enn 30 cm (Borgstrøm et al. 1985). Det har vært gjort forsøk med preging av 2-somrig ørret på død ørekyte før utsetting, uten at det har gitt positive resultater (Johnsen & Ugedal 1985). Derimot spiste to-somrig Tunhovdørret som ble satt ut i Dalsvatnet i Sør-Trøndelag relativt mye ørekyte, men det skjedde ikke før i oktober ca. 4 måneder etter utsetting (Ugedal et al. 1986). På det tidspunktet utgjorde ørekyte 12 volumprosent (V-%) av dietten hos settefisk, mot 15 V-% hos villfisk. I september var andelen ørekyte i dietten hos villfisk enda høyere (18 V-%). Fra juni til august hadde ørreten i Dalsvatnet derimot nesten ikke spist ørekyte. Årsaken til et større innslag av ørekyte i ørretens diett om høsten kan skyldes flere forhold: økt fangbarhet fordi ørekyten er mindre aktiv ved lavere temperaturer, mindre stimdannelse hos ørekyte, større overlapp i habitatvalget hos de to artene ved at ørekyten trekker ut fra strandnære områder til dypere partier. I Tunhovdfjorden viste ørekyte seg å bli viktig byttedyr for ørreten etter at den etablerte seg i innsjøen på 1930-tallet. På 1950-tallet hadde 50% av ørreten fiskerester (røye og ørekyte) i magen, med ørekyte som viktigste byttedyr (L'Abée-Lund et al. 2000). Generelt er det likevel antatt at sjøl om ørreten i noen grad beiter på ørekyte, kompenserer dette bare i liten grad den reduserte produksjonen av næringsdyr for ørret som ørekyten forårsaker, spesielt i lokaliteter med skjoldkreps og marflo (Saltveit & Brabrand 1991).

Svenske undersøkelser tyder på at ørreten påvirker ørekytebestander via hardt beitetrykk, fordi det ble funnet et omvendt forhold mellom tettheten av større ørret og tettheten av ørekyte (Andersson et al. 1980, Filipsson & Lindh 1988). Innsjøer med tynne ørretbestander på grunn av hardt fiske hadde tette bestander av storvokst ørekyte. I svenske innsjøer synes det for øvrig ikke å forekomme særlige negative effekter av introduksjoner av ørekyte på ørret eller andre fiskearter. Dette skyldes trolig at svenske innsjøer har relativt mange fiskearter og at ørekyten er konkurransesvak i slike flerartssamfunn (jf. Rask et al. 2000). I norske innsjøer er det også vist at ørekyten vanligvis er fåtallig der hvor det er tette bestander av andre fiskearter (Saltveit & Brabrand 1991). Atnsjøen i Glommavassdraget, med relativt tette bestander av ørret, røye og steinsmett, er et

godt eksempel på dette (Austigard & Holmedal 1998, Saksgård & Hesthagen 1999).

Ørekyte synes også å være en konkurransesvak art i rennende vann der det forekommer flere fiskearter, uten at resultatene er entydige. I Atna nedstrøms Atnsjøen, med en middels tett bestand av ørret og relativt tett bestand av steinsmett, er ørekyten nesten fraværende (Hesthagen et al. 1989). I Øvre deler av Glomma har det derimot vært registrert relativt høye tettheter av ørekyte på flere stasjoner med steinsmett (Borgstrøm et al. 1975). I en annen undersøkelse i Glomma ble det på stasjoner med høye tettheter av steinsmett funnet lite ørekyte, med gjennomsnittlig tettheter for de to artene på henholdsvis 824 og 8 individ pr. 100 m<sup>2</sup> (Koksvik 1998). I lakseførende vassdrag synes det også å være betydelige variasjoner mellom elver i forekomsten av ørekyte. I Jesjåka i Tanavassdraget, Finnmark, med bestander av ørekyte, laks, ørret, lake og harr, var ørekyte vanlig eller dominerende art på de fleste undersøkte stasjoner (Bjerknes 1978). Imidlertid var det stor variasjon i styrkeforholdet mellom artene i ulike deler av elva. Ørret ble enten ikke registrert, eller forekom sparsomt på de fleste stasjonene. Lakseførende strekning av Altaelva, Finnmark, hadde derimot lave tettheter av ørekyte på de fleste undersøkte stasjoner (Saksgård et al. 1992). Ovenfor den lakseførende strekningen var det imidlertid høye tettheter av ørekyte (Traaen 1983).

## 4 Effekter av ørekyte-introduksjoner

Her beskrives de konkrete eksemplene på ørekyteintroduksjoner vi er blitt kjent med, der det også foreligger datamateriale som kan si noe om effekten av introduksjonen. I flere av lokalitetene har det pågått eller pågår det også utfisking av ørekyte, med formål å bedre forholdene for ørret. Resultater fra disse forsøkene omtales ikke her, men er samlet i neste kapittel om erfaringer med utfisking (Kap. 5).

### 4.1 Øvre Heimdalsvatn (Øystre Slidre, Oppland)

*Etter at ørekyte ble oppdaget i 1969 og etter hvert etablerte en stor bestand i hele vannet, er det påvist redusert rekruttering hos ørret og endringer i mengde og diversitet i bunndyr- og zooplanktonsamfunnet. Veksten hos ørret er ikke negativt påvirket. Ørekytebestanden har vist seg å ikke ekspandere så mye som forventet. Tetthetsavhengige faktorer som parasittinfeksjon og predasjon fra ørret er sannsynlige årsaker til at ørekytebestanden "holdes i sjakk". Ørretbestanden kan fortsatt betegnes som god.*

Øvre Heimdalsvatn (1090 m o.h.) i Øystre Slidre kommune i Oppland, har et areal på 0,78 km<sup>2</sup>, et gjennomsnittsdyp på 4,7 m og største dyp 13 m (Vik 1978, Grøterud & Kloster 1978). Ørekyte ble første gang observert i 1969 (Lien 1978, 1981). Inntil da hadde ørret vært eneste fiskeart i vannet. Øvre Heimdalsvatn ble etablert som forskningsvann i 1957, og ørre-

tens populasjonsdynamikk, avkastningspotensiale og energibudsjett ble undersøkt i perioden 1958-1972 (Jensen 1977, Lien 1978). Med andre ord var vannet godt undersøkt før ørekyten hadde oppnådd tettheter som antas å ha påvirket ørretbestanden i vannet.

#### Bestandsutvikling hos ørekyte

Det gikk bare få år fra første observasjon i innløpselva til ørekyte ble påvist langs hele strandsona i selve vannet. I 1977 og 1978, omtrent ett tiår etter at arten ble observert for første gang, ble bestanden ( $\geq 65$  mm) estimert til henholdsvis 14 500 og 23 000 individer (Lien 1981). Det ble ikke påvist negative effekter på ørretbestanden i denne perioden, men på grunn av overlappende diett ble skadevirkninger vurdert som sannsynlige hvis ørekyten fortsatte å ekspandere (Lien 1981). Ørekyten fortsatte trolig å øke i antall utover 1980- og 1990-tallet. I 1999 og 2000 ble den kjønnsmodne delen av bestanden estimert til henholdsvis 120 000 ( $4,7 \text{ kg ha}^{-1}$ ) og 63 000 ( $2,1 \text{ kg ha}^{-1}$ ) individer  $\geq 55$  mm. Antallet  $\geq 65$  mm utgjorde 89 000 og 35 000 individer (Museth et al. 2002). Ørekytebestanden hadde riktignok økt noe fra slutten av 1970-tallet, men var allikevel ikke så stor som forventet, spesielt ikke når man tok den kraftige ekspansjonen tidlig på 1970-tallet med i vurderingen. Noe av forklaringen ligger trolig i de endringer som ble påvist i ørekytens vekst i denne perioden. Mens Liens (1981) estimat inkluderte ørekyte  $\geq 3$  år, inkluderte de samme lengdeklassene ( $\geq 65$  mm) individer  $\geq 5$  år i 1999 og 2000. Veksten til ørekyten var med andre ord blitt betydelig redusert. Den ble i tillegg kjønnsmoden 1-2 år senere (Lien 1981, Museth et al. 2002). Til tross for redusert vekst ble det ikke påvist noen ekspansjon i ørekytens habitatbruk. Den ble som tidligere funnet på de grunne partier av vannet. De observerte endringene i vekst og alder ved kjønnsmodning var sannsynligvis tetthetsavhengige effekter av redusert næringstilgang og muligens også parasitinfeksjon (Museth et al. 2002). Lien (1981) undersøkte flere tusen ørekyte for parasitten *Ligula intestinalis*, men fant bare tre infiserte individer. Hansen (1988) observerte 10-20 prosent infiserte individer, og tilsvarende verdier ble funnet på slutten av 1990-tallet (Herberg & Naalsund 2000). Andre studier har påvist at *L. intestinalis* kan spille en betydelig rolle i populasjonsbiologien til karpfisk (Sweeting 1976, Burrough & Kennedy 1979, 1981).

#### Evertebratfaunaen

På midten av 1980-tallet ble det observert reduserte tettheter av store evertebrater som marflo *Gammarus lacustris* og skjoldkrepss *Lepidurus arcticus* i strandsonen til Øvre Heimdalsvatn (Brittain et al. 1988). Fra å være et viktig innslag i ørretens diett (Lien 1978), ble betydningen av disse to krepssdyrene etterhvert redusert (Bruun 1988, Hansen 1988). Det ble samtidig registrert økt forekomst av fjærmygg i ørretens diett (Bruun & Hansen 1988). Endringene i bunndyrsmiljøet er blitt forklart med økt beitetrykk fra fisk. Hoppekrepss *Daphnia longispina* var tidligere en vanlig forekommende art i zooplanktonsamfunnet, men var nærmest forsvunnet i 1985 (Hansen 1988). Arten lever ute i de frie vannmasser og er dermed ikke spesielt utsatt for beiting fra ørekyte. Ørekyte kunne allikevel være den indirekte årsaken til arten ble kraftig redusert, ved at den foretrekkte ørreten fra strandsonen og ut i åpent vann og dermed økte beitetrykket på zooplanktonsamfunnet (Bruun & Hansen

1988). I 1999 ble det imidlertid funnet høyere tettheter av *D. longispina* enn tilfellet var i 1985 og trolig også på 1970-tallet (Bjørnstad 2000, Hansen 1988, Larsson 1978). Skjoldkrepss er ikke påvist i Øvre Heimdalsvatn på 1990-tallet (Hasle & Skjøllås, 1995, Hasselvoold & Røstad, 1997, Markhus & Mæland 1997, Herberg & Naalsund 2000, Hame & Holen 2001). De yngre stadiene av skjoldkrepss er littorale og godt synlige, og derfor utsatt for predasjon fra både ørekyte og ørret (Borgstrøm et al. 1985).

#### Bestandsutvikling hos ørret

Borgstrøm et al. (1996) sammenlignet rekruttering og vekst hos ørretbestanden i perioder før og etter introduksjonen av ørekyte. De fant at årlig rekruttering i ørretbestanden, målt som antall 4-åringer, omtrent ble halvert etter at ørekyte etablerte seg i vannet. Det ble konkludert med at redusert rekruttering sannsynligvis var en effekt av at ørekyte var etablert i vannet. Det var imidlertid usikkert om årsaken var direkte interaksjoner mellom ørekyte og ørret i oppvekstområdene, eller mer indirekte interaksjoner, f.eks i form av økt kannibalisme fra stor ørret som følge av at mindre ørret ble foretrekket av ørekyte fra strandsonen og ut i de frie vannmasser. Undersøkelser av ørretbestanden i 1996 og 1999 ga også lavere estimater av antall 4-åringer enn før ørekyten ble etablert i vannet (Markhus & Mæland 1997, Hame & Holen 2001). På grunn av lavere beskatning de siste årene var imidlertid tettheten av eldre ørret ( $\geq 7$  år) betydelig høyere i 1999 enn tidligere på 1990-tallet (Borgstrøm et al. 1996, Hame & Holen, 2001). Borgstrøm et al. (1996) fant ikke signifikante forskjeller i ørretens vekst før og etter introduksjonen av ørekyte, noe som tydet på at ørreten fortsatt hadde god tilgang på næring. Reduksjon i ørretens kondisjonsfaktor fra perioden 1957-1970 til 1985 er imidlertid blitt tolket som resultat av næringskonkurranse mellom ørret og ørekyte (Bruun 1988, Bruun & Hansen 1988).

#### Økt predasjon på ørekyte

Ørekyten forekom i minst 8 år i Øvre Heimdalsvatn før den ble påvist spist av ørret (Lien 1978, 1981). Deretter har frekvensen av ørekyte i ørretmager økt fra slutten av 1970-tallet og fram til i dag (Herberg & Naalsund 2000, Hame & Holen 2001). Museth et al. (in prep.) estimerte ørretens konsum av ørekyte i løpet av sommeren 1999. Det var hovedsakelig kjønnsmodne individer som ble spist, og omlag 90% av det årlige konsumet foregikk under ørekytens gyting i løpet av tre uker i månedsskiftet juni-juli. Frekvensen av ørekytepredatorer i lengdegruppene 16-29.9 cm og  $\geq 30$  cm var henholdsvis 9% og 20% i denne perioden. Predasjon på ørekyte ble bare sporadisk påvist i resten av sesongen. Et estimert årlig konsum på ca 140 kg ørekyte, kunne forklare omlag 60% av den årlige reduksjonen i biomasse til kjønnsmodne ørekyte (dvs.  $\geq 4$  år i 1999, årsklassene 1986-1995). Disse resultatene tyder på at predasjon fra ørret kan være en viktig dødelighetsfaktor for ørekytebestander, i tillegg til indirekte å begrense ørekytens habitatbruk. I så fall bør forvaltningen forsøke å opprettholde en relativt tett bestand av større ørret i vann der ørekyte har blitt innført.

#### Konklusjon

Som følge av introduksjon av ørekyte er skjoldkrepss nærmest helt forsvunnet fra vannet. Betydningen av marflo som mat for ørret er også betydelig redusert. Det er ikke gjennomført tiltak

i Øvre Heimdalsvatn for å redusere skadevirkningene av ørekyte på ørretproduksjonen. Endringer i ørekytes biologi tyder imidlertid på at tetthetsavhengige faktorer har begynt å gjøre seg gjeldende i bestanden. Individuelle vekstrater er redusert, alder ved kjønnsmodning har økt og frekvensen av individer infisert med *L. intestinalis* har økt betydelig fra slutten av 1970-tallet og fram til i dag. Predasjon fra ørret har sannsynligvis også større betydning for ørekytebestanden enn tidligere antatt. Predasjon fra ørret kunne forklare omlag 60% av den årlige dødeligheten til den kjønnsmodne delen av ørekytebestanden i vannet. Skadevirkningene på ørretbestanden som følge av at ørekyte ble etablert i vannet, er betydelig mindre enn det man tidligere fryktet de kunne bli. Generelt kan ørretbestanden i Øvre Heimdalsvatn fortsatt betegnes som en god og attraktiv bestand med et godt høstingspotensiale.

## 4.2 Revsjøene (Gausdal, Oppland)

Ørretbestanden i Revsjøene ble kraftig redusert på grunn av overbeskatning allerede før ørekyte var godt etablert i vannene på slutten av 1970-tallet. Den tette bestanden av ørekyte er trolig årsaken til at ørretbestanden ikke har tatt seg opp igjen til gammelt nivå etter at fangstinnsetningen ble redusert.

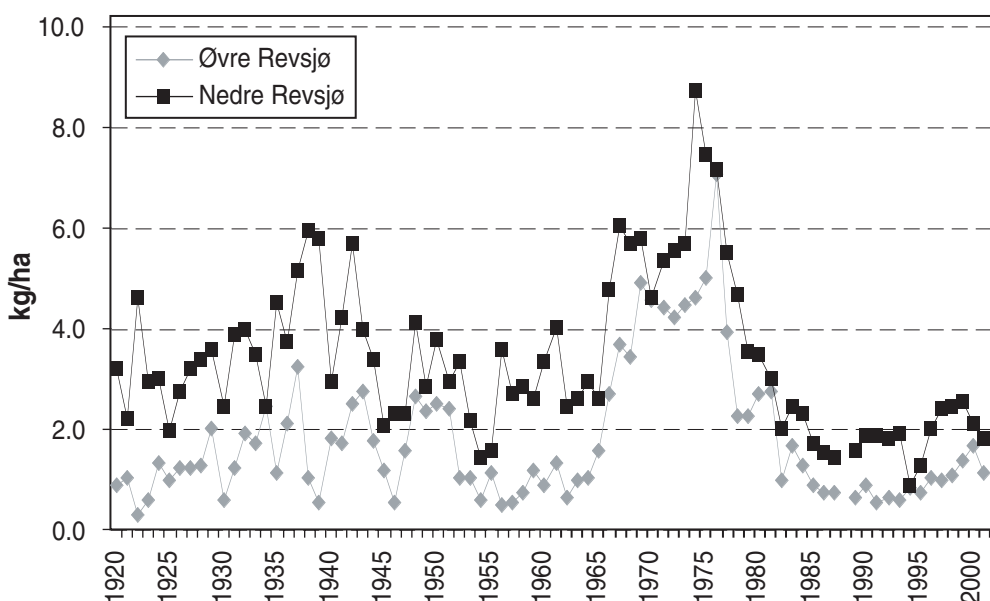
Revsjøene (980 m o.h.) ligger i Gausdal kommune i Oppland og består av to vann, Øvre og Nedre Revsjø på henholdsvis 1,77 og 1,32 km<sup>2</sup>. De to vannene er adskilt av en stilleflytende elvestrekning, Stubben, på ca. 5-600 m. Ørret var eneste fiskearten i Revsjøene inntil ørekyte første gang ble oppdaget i Nedre Revsjøen i 1972 (Bye 1997). Trolig vandret den inn fra Nonstjønnan, hvor ørekyte var observert noen år tidligere, via Langråka som renner inn i Nedre Revsjø. I 1975 ble det registrert en stim i Stubben mellom Revsjøene, og snart var ørekyten godt etablert i begge sjøene. Det finnes data på oppfisket mengde ørret i Revsjøene helt fra 1920 og fram til i dag. Siden 1970 har Gausdal Jeger- og Fiskerforening også registrert fangstinnsetningen, noe som gir gode muligheter for å vurdere utvikling i bestandsstørrelse og eventuell effekt av ørekyte

(Odden et al. 1987, Gausdal Jeger- og Fiskerforenings årsrapporter).

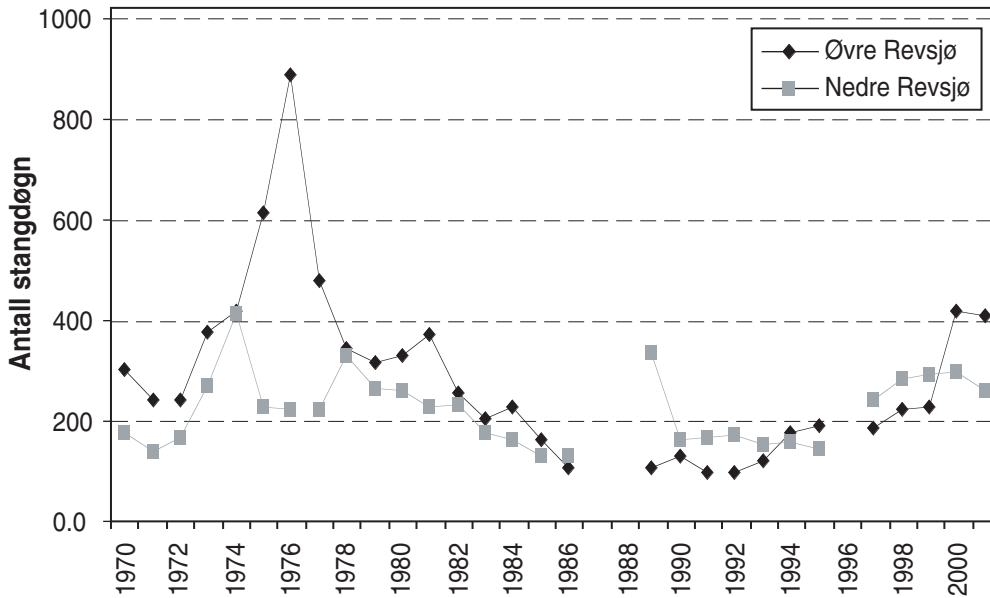
I Øvre og Nedre Revsjø har årlig avkastning siden 1920 i gjennomsnitt vært henholdsvis 1,8 og 3,4 kg/ha, tilsvarende 306 og 426 kg (figur 1). Fangsten i Nedre Revsjø har stort sett alltid vært betydelig høyere enn i Øvre Revsjø. Det har vært store årlige variasjoner og fangstene har tildels vært svært høye. I perioden 1967-1977 var avkastningen spesielt høy, med over 4,5 kg/ha i snitt for begge vannene samlet. I Nedre Revsjø var gjennomsnittlig avkastning i 3-års perioden 1974-1976 hele 7,7 kg/ha. De siste tjue årene (1982-2001), dvs. etter at ørekyte ble godt etablert i vannet, har avkastningen i de to vannene i gjennomsnitt vært henholdsvis 1,0 og 1,9 kg/ha. Det kan dermed synes som om ørekyte har hatt en klar negativ effekt på ørretbestanden. Avkastningen er imidlertid avhengig av fangstinnsetningen, og en analyse av fangst per innsats vil gi et riktigere bilde av relativ bestandsstørrelse og -utvikling.

Siden 1970 finnes det som nevnt også data på fangstinnsetning. Med unntak av 3 år med ekstra høy innsats i Øvre Revsjø, i 1975-77, har antall stangdøgn vært relativt stabil (figur 2). Siden 1995 synes imidlertid interessen for stangfiske å være økende, sammenlignet med perioden 1983-1995. Dette kan ha sammenheng med økt fokus på fiske i forbindelse med utfiskingen av ørekyte som startet i 1993. For garnfiske er bildet annerledes. Her var det en svært varierende, men høy innsats i 1970-81. Deretter falt innsatsen dramatisk og garnfisket har vært minimalt de siste ti årene (figur 3).

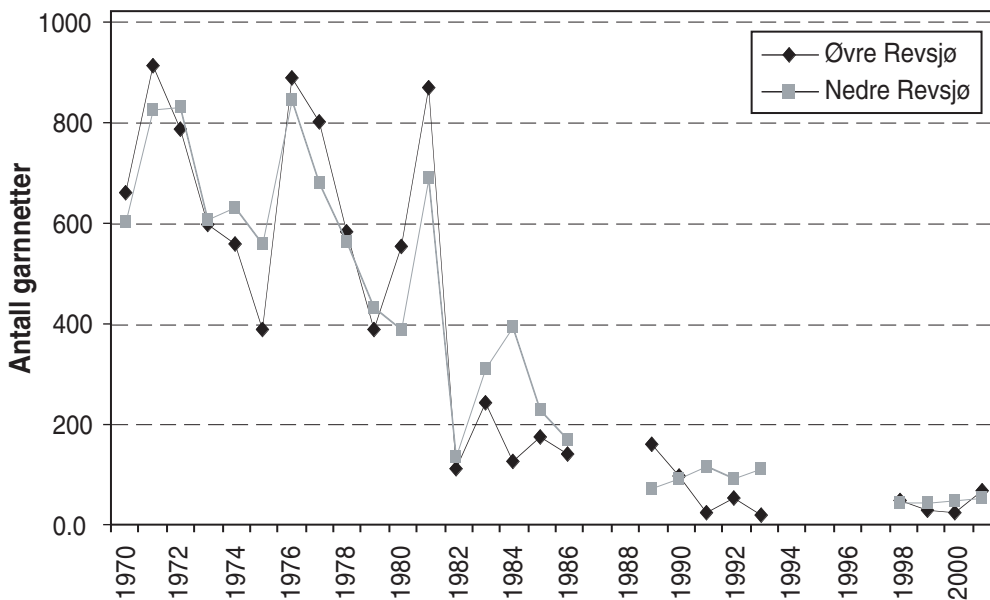
Hvis vi så ser på fangst per stangdøgn i perioden 1970-2001, var det helt klart en større fangst i begynnelsen og midten av 1970-tallet sammenlignet med senere i perioden (figur 4). For Øvre Revsjø har imidlertid fangst per stangdøgn holdt samme nivå siden 1976, dvs. før ørekyte ble etablert. I Nedre Revsjø har fangst per stangdøgn vært noenlunde på samme nivå siden 1982.



**Figur 1**  
Årlig avkastning av ørret (kg/ha) i Øvre og Nedre Revsjø i perioden 1920 – 2001.



**Figur 2**  
Antall stangdøgn i Revsjøene i perioden 1970-2001.

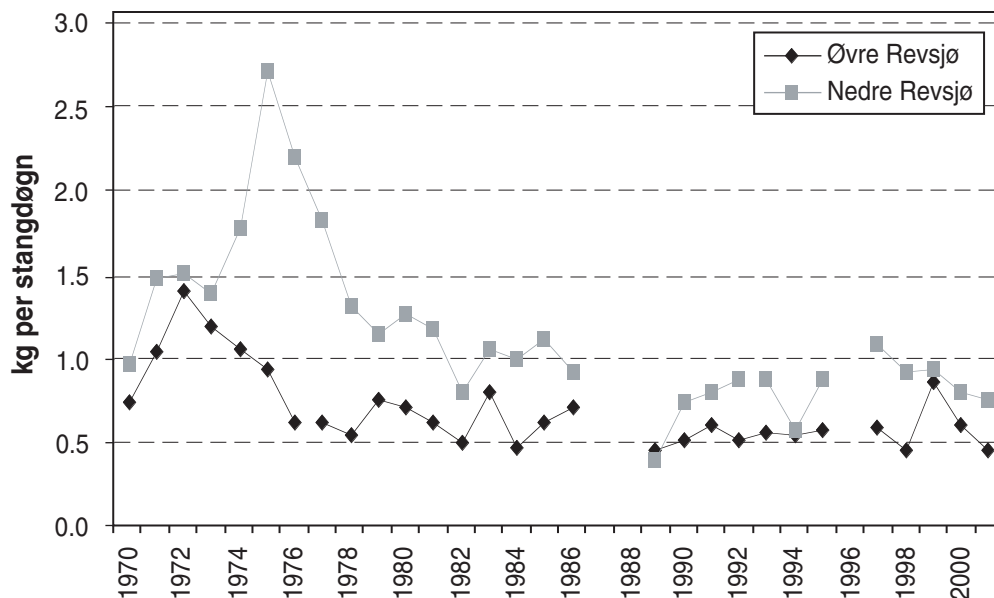


**Figur 3**  
Antall garnnetter i Revsjøene i perioden 1970-2001.

Når det gjelder garnfangst var det nedgang i fangst per garnnatt fra 1970-1981 (**figur 5**). De svært lave verdiene ble nådd allerede i 1978; noe som sannsynligvis er for tidlig til at nedgangen kan skyldes effekt av ørekyte. Deretter har fangst per garnnatt variert veldig, men garninnsatsen siden 1982 har vært svært lav, og det blir dermed stor usikkerhet i tallene.

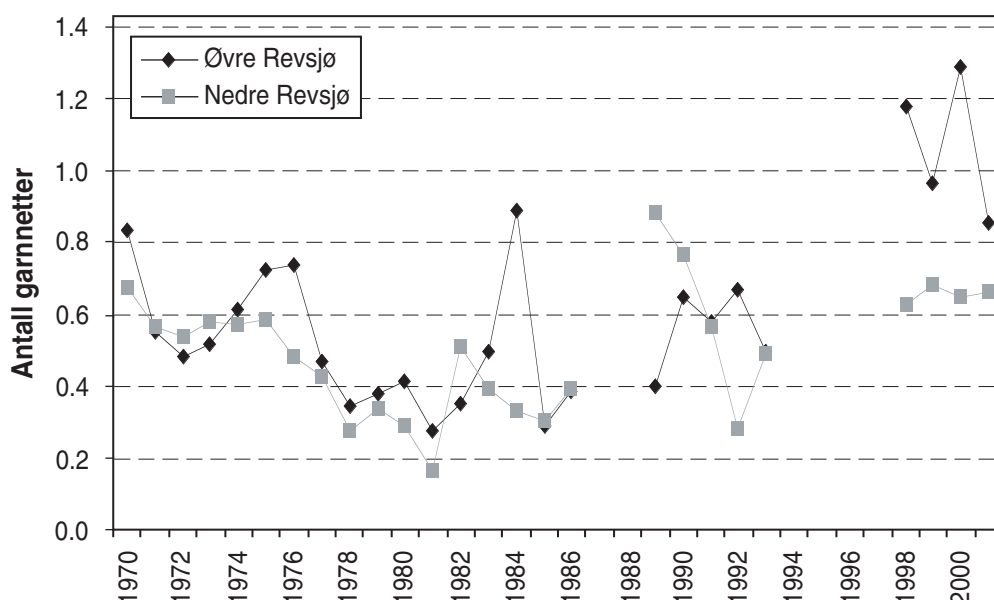
Hovedårsaken til nedgangen i fangst per innsats utover 1970-tallet skyldes trolig et overfiske med garn. Når garninnsatsen ble redusert dramatisk fra 1982 kunne en forvente at fangst per innsats igjen ville øke. Dette skjer altså ikke for stangfisket (for garnfisket er innsatsen så lav at fangst per innsats-tallet blir upålitelig). En sannsynlig årsak er at ørekyte er godt etablert i vannet, og gir ørreten så sterk konkurranse om næringen at bestanden ikke greier å ta seg opp til tidligere nivå.

Utfisking av ørekyte for å forsøke å bedre forholdene for ørreten startet i 1993. Mer om effekten av dette på s. 20.



Figur 4

Fangst av ørret (kg) per stangdøgn i Revsjøene i perioden 1970-2001.



Figur 5

Fangst av ørret (kg) per garnnatt i Revsjøene i perioden 1970-2001.

### 4.3 Vinsteren (Øystre Slidre, Oppland)

Ørekyte ble etablert tidlig på 1980-tallet. Det er ikke påvist noen negativ effekt på ørretbestanden, tvertimot har avkastning og fangst per innsats vært markert høyere i de siste ti år sammenlignet med 1980-tallet.

Vinsteren-magasinet (1031,5 m o.h.) i Øystre Slidre kommune i Oppland dekker et areal på 28 km<sup>2</sup> ved høyeste regulerte vannstand. Dette utgjør ca. 1/3 av ferskvannsarealet i kommunen. Vinsteren ble første gang regulert i 1942, med en ytterligere regulering i 1950. Den totale reguleringshøyden er på 4,0 m, med 1,0 m heving og 3,0 m senking. Magasinet er middels dypt med store områder på 10-20 m dyp. Største målte dyp er på 37 m. Ørret var opprinnelig eneste fiskeart, inntil ørekyte ble innført på ukjent måte tidlig på 1980-tallet (Hesthagen & Gran 1997). Det er ikke gjort noen vesentlig innsats for å desimere ørekytebestanden i magasinet.

Vinsteren har gjennom generasjoner vært regnet som et godt

fiskevatn. I 1979 ble det satt i gang registrering av fangstutbytte og innsamling av prøver fra fangstene til de lokale fiskerne (Hålmoen 1980). Dette arbeidet har vært videreført til dags dato (Hesthagen & Gran 1997, 2001). På 1980-tallet ble det også foretatt et omfattende prøvefiske, merking av all settefisk i en treårsperiode (totalt 150.000 individer), analyse av fiskens næringsvalg, samt analyse av dyreplankton og bunnfauna (Hesthagen & Gran 1997, Hesthagen et al. 1997, Saksgård & Hesthagen 1997).

På 1980-tallet varierte avkastningen mellom 0,86-1,16 kg/ha, med et gjennomsnitt på 1,07 kg/ha. (Bortsett fra 0,62 kg/ha i 1986 pga Tsjernobyl-ulykken da mange sluttet å fiske). På 1990-tallet økte fangstene gradvis med et maksimum på 2,13 kg/ha i 1996. Gjennomsnittlig avkastning i dette tiåret var 1,55 kg/ha (figur 6). Fangst per garnnatt er nesten tredoblet fra perioden 1979-1985 til 1996-2001, med et gjennomsnittlig utbytte på henholdsvis 52 og 141 gram (figur 7). Dette henger sammen med at ørretens vekst har bedret seg betydelig og det har vært en klar økning i størrelsen på fisken i fangstene. Det er med andre ord ingen tegn til at ørekyte har hatt noen

negativ effekt på ørretbestanden; tvertimot har det vært en økning i avkastning og fangst per innsats.

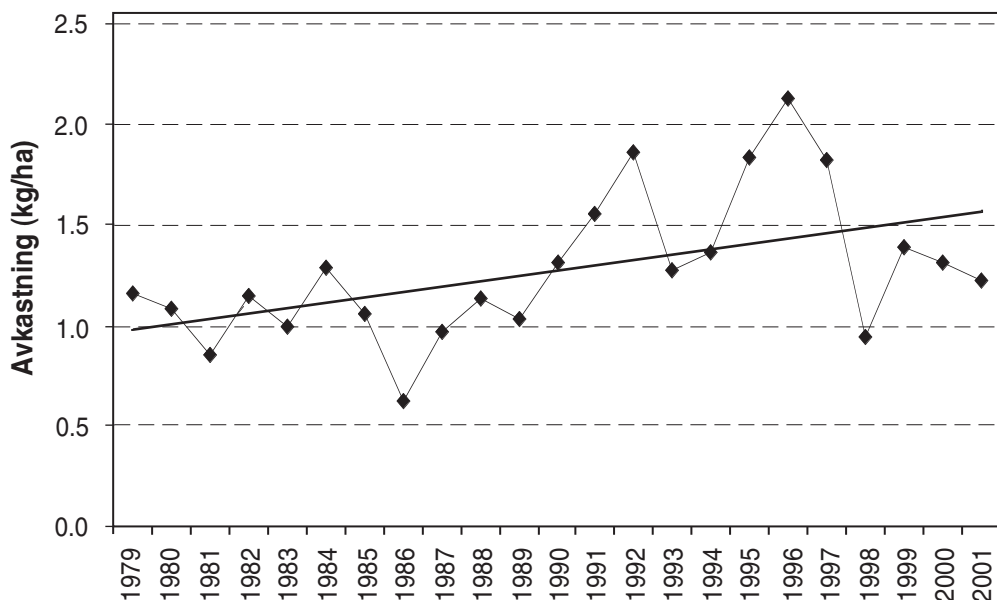
Analyse av ørretens næringsvalg i Vinsteren før ørekyten ble innført, både på 1960- og på slutten av 1970-tallet, viste at skjoldkrepser var viktigste næringsdyr (Aass 1969, Hålmoen 1980). I perioden 1989-1992 utgjorde skjoldkrepsen i gjennomsnitt rundt 25 % av ørretens diett, basert på prøver fra august måned (Hesthagen et al. 1997). Som omtalt under Stolsmagasinet (s.17) kan en skjoldkrepsbestand bli sterkt desimert etter en introduksjon av ørekyte. Vi kan ikke med sikkerhet si om forekomsten av skjoldkreps har endret seg i Vinsteren i løpet av de siste årene. Imidlertid tyder verken fangstutbyttet eller vekstforholdene på at næringsgrunnlaget for ørreten i dette reguleringsmagasinet er vesentlig forringet. Det er grunn til å spekulere på om ørret i stor grad spiser ørekyte, selv om dette ikke synes å være tilfelle tidlig på høsten.

### 4.4 Midtre Saur og Rjupetjednet (Øystre Slidre, Oppland)

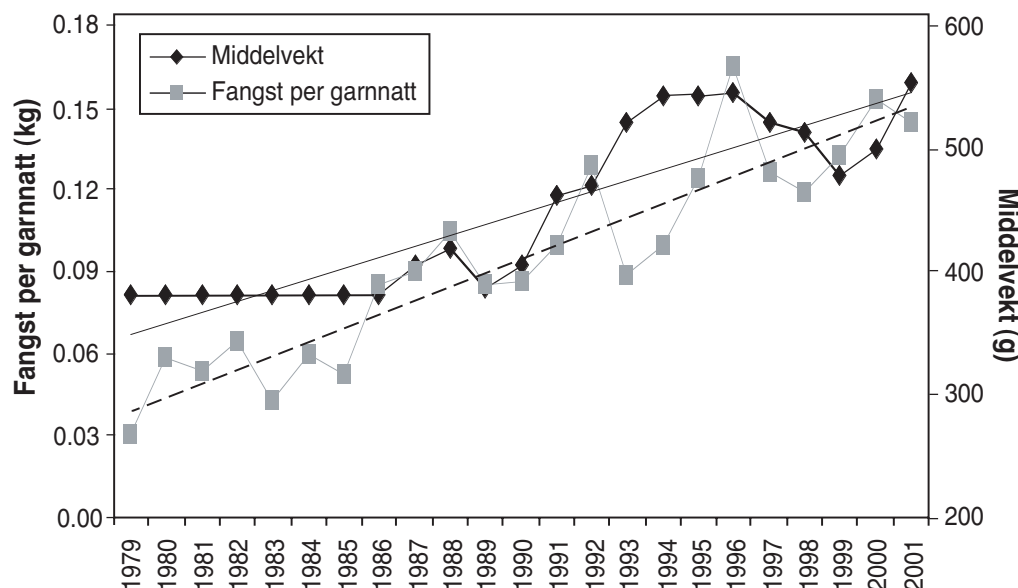
Ørekyte ble etablert på 1990-tallet, men så langt er det ikke påvist noen negativ effekt på ørretbestanden. Det kan skyldes at tidsforløpet etter introduksjonen er for kort.

Midtre Saur og Rjupetjednet er to små fjellvann på henholdsvis 0,2 og 0,4 km<sup>2</sup>, beliggende 1024 og 1210 m o.h. i Øystre Slidre statsallmenning i Oppland. Opprinnelig var ørret eneste fiskearten i begge vannene. I Midtre Saur ble ørekyte observert første gang i 1994. I Rjupetjednet ble ørekyte observert i kulper i utløpselva i 1990, og først i 1998 ble stimer av ørekyte registrert i selve vannet. Så langt foreligger ingen data som viser at etableringen av ørekyte har hatt noen negativ effekt på ørretbestanden. En mulig årsak til det er den relativt korte tiden som er gått siden ørekyten ble godt etablert. Hos Øystre Slidre Fjellstyre finnes det jevnlig prøvofiskedata siden 1967 for Midtre Saur og siden 1979 for Rjupetjednet, som bakgrunnsmateriale for å vurdere eventuelle effekter av ørekyten.

**Figur 6**  
Avkastning av ørret (kg/ha) i Vinsteren i perioden 1979-2001. Trendlinje er inntegnet.



**Figur 7**  
Fangst per garnnatt og gjennomsnittsvekt for ørret i Vinsteren i perioden 1979-2001. Trendlinjer er inntegnet.





## 4.5 Atnsjøen (Sør-Fron og Stor-Elvdal, Oppland og Hedmark)

Ørekyte ble introdusert i 1962, men har aldri greitt å etablere seg i innsjøen, trolig pga sterk konkurranse fra ørret, røye og steinsmett.

Atnsjøen ligger 701 m o. h. i Sør-Fron og Stor-Elvdal kommuner i henholdsvis Oppland og Hedmark. Innsjøen dekker et areal på 4,8 km<sup>2</sup>, med maksimum dyp på 80 m. Innsjøen hadde opprinnelig bestander av ørret, røye og steinsmett. Ørekyte ble innført i 1962, trolig av sportsfiskere som brukte den som levende agn ved fiske (Hesthagen 2002). Til tross for omfattende undersøkelser med finmaskede garn er arten ennå ikke observert i selve innsjøen (Austigard & Holmedal 1998, Saksgård & Hesthagen 2002). Dette skyldes trolig stor konkurranse om plass og næring i strandnære områder av Atnsjøen, med relativt tette bestander av ørret, røye og steinsmett (Hegge et al. 1989). I utløpselva fra Atnsjøen forekommer det imidlertid ørekyte, men heller ikke her er tettheten særlig høy. Dette skyldes trolig i hovedsak konkurranse fra ørret og steinsmett.

## 4.6 Halnefjorden (Hol og Nore og Uvdal, Buskerud)

Ørekyte ble introdusert tidlig på 1980-tallet. En kraftig nedgang i ørretbestanden ble registrert fra midten av 1980-tallet, trolig som følge av at ørekyte beitet ned de viktige næringsdyrene skjoldkrepser og marflo.

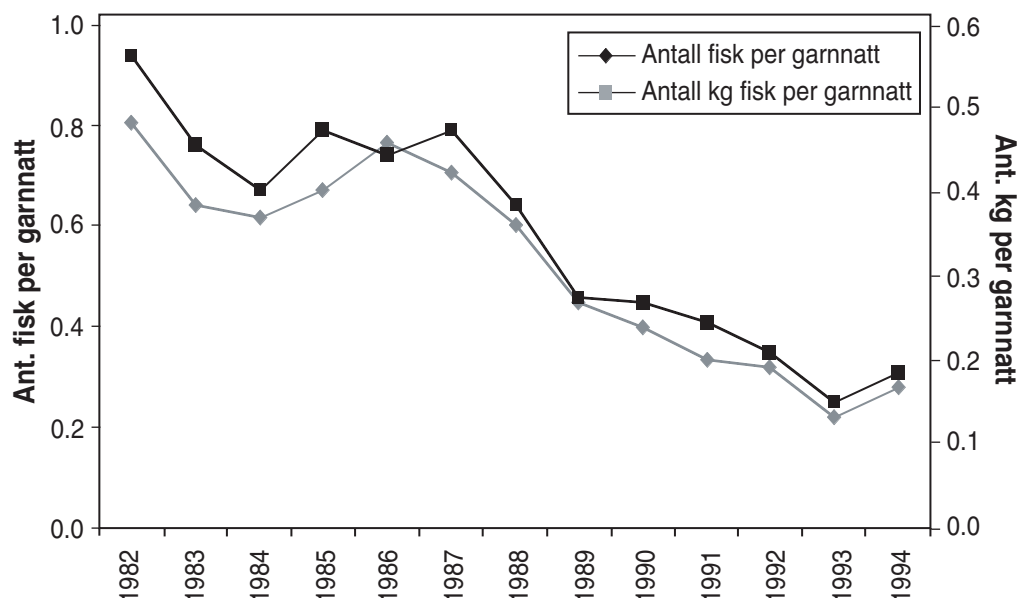
Halnefjorden ligger 1129 m o.h. i Hol og Nore og Uvdal kommuner i Buskerud, med en liten del i Hordaland. Den har et areal på 13,8 km<sup>2</sup> og er relativt grunn med største dyp på 16 m og gjennomsnittsdyp på 7-8 m. Vannet ble regulert i 1957, med en reguleringshøyde på 4 m. Opprinnelig hadde vannet bare ørret, og ørekyte ble registrert første gang ved et prøvefiske i 1986 (Hansen & Garnås 1987). Det ble da observert sto-

re stimer langs land, noe som tydet på at ørekyten var godt etablert i vannet og trolig introdusert allerede tidlig på 1980-tallet. Etter det har forekomsten økt kraftig, både i selve Halnefjorden og i flere innløpselver.

I Halnefjorden ble ørretbestanden sterkt redusert fra midten av 1980-tallet og utover 1990-tallet (Tysse & Garnås 1994). Innehaver av en av fiskerettene i Halnefjorden har god statistikk for fisket i perioden 1982-1994 (inntil han ga seg med fisket). Antall kg ørret per garnnatt lå på 0,4-0,5 i 1982-1987, men sank jevnt og trutt ned til 0,1-0,2 i 1992-1994. Antall fisk per garnnatt sank fra 0,7-0,9 til 0,2-0,3 (figur 8). Prøvefiske i 1992 ga bare 3,2 kg/garnserie sammenlignet med 8,3 kg i 1986. Veksten i 1992 var klart dårligere sammenlignet med 1967/68, 1975 og 1986 (Tysse & Garnås 1994). Det er sannsynlig at konkurranse fra ørekyte er den viktigste årsaken til den sterke reduksjonen i ørretbestanden. I viktige gyte- og oppvekstområder for ørreten er det svært store tettheter av ørekyte, noe som opplagt fører til skarp konkurranse om næring og dårligere rekruttering hos ørret. Næringsgrunnlaget for ørreten er endret; i 1974 utgjorde marflo 27% av mageinnholdet mens andelen i 1992 bare var ca. 3%. For skjoldkrepser er tallene 36% i 1974 mot 4% i 1992. Det antas at ørekyte har beitet ned disse viktige byttedyrene for ørreten og tvunget den over på annen næring (Tysse & Garnås 1994).

Selv om introduksjon av ørekyte sannsynligvis er den viktigste årsaken til en redusert ørretbestand, kan man ikke se bort fra at også reguleringen har bidratt til den negative utviklingen. Det at endringen skjer mer enn 35 år etter regulering gjør imidlertid dette lite sannsynlig.

Det er gjort utfiskingsforsøk med ruser i Halnefjorden. Mer om dette på s. 22



**Figur 8**

Utviklingen av ørretfisket på fiskerett nr. 5 i Halnefjorden, 1982 – 1994. Store stimer av ørekyte ble første gang registrert i 1986.

## 4.7 Svartesteinstjern og Geilotjern (Hol, Buskerud)

*Ørekyte ble påvist på midten av 1970-tallet og dannet ekstremt store bestander. Ørreten ble fullstendig utkonkurrert, og på begynnelsen av 1990-tallet hevdes det at naturlig rekruttering hos ørret nærmest var helt opphørt.*

Svartesteinstjern (1007 m o.h.) og Geilotjern (997 m o.h.) er små tjern på hhv. 8,5 og 5,5 hektar i Hol kommune, Buskerud. Tjernene er svært grunne med største dyp 4-5 m og forbundet med hverandre via en ca. 600 m lang bekk. Svartesteinstjern var fram til begynnelsen av 1980-tallet et meget godt sportsfiskevann, kjent for stor ørret. Ørekyte ble første gang påvist på midten av 1970-tallet, trolig brakt til vannet av sportsfiskere som brukte den til levende agn, eller ved utsetting av fisk. Utover 1980-tallet avtok ørretbestanden raskt. På slutten av 1980-tallet ble det satt ut endel stor ørret, og ved prøvefiske i 1993 ble det kun fanget fire store individer som sannsynligvis stammet fra disse utsettingene. Rekruttering kunne ikke påvises. Fra Svartesteinstjern spredte ørekyten seg til Geilotjern hvor den først ble observert på slutten av 1970-tallet. På det tidspunkt var tjernet overbefolket med små ørret og tynningsfiske ble utført. Også i Geilotjern avtok ørretbestanden sterkt utover 1980-tallet. Prøvefiske i 1992 ga kun noen få ørret, og rekrutteringen syntes å ha opphørt (Mykkeltvedt & Mørk 1995, Mykkeltvedt pers. medd.).

Samtidig med nedgangen i ørretbestanden ble ørekyte stadig mer dominerende, og fra 1985 kunne store mengder ørekyte observeres i begge tjernene og bekkesystemet imellom. Det ble antatt at konkurranse fra ørekyte var årsaken til at ørreten forsvant. Geilo Jeger- og Fiskerforening (GJFF) disponerer fiskeretten i vannene og i 1992 satte de igang "Prosjekt Ørekyte" (s. ??).

## 4.8 Ustedalsvassdraget (Hol, Buskerud)

*Ørekyte ble observert på begynnelsen av 1980-tallet. Ørretbestanden gikk sterkt tilbake fra slutten av 1980-tallet samtidig som ørekyte økte voldsomt i antall.*

Ustedalsvassdraget ligger på 770-750 m o.h. i Hol kommune og består av Ustedalsfjorden (122 ha), Veslefjorden (23,6 ha) og Slåttahølen (21,5 ha), med elv og småvann imellom. Vassdraget ble regulert i 1963. Ustedalsfjorden har et største dyp på 22 m, mens Veslefjorden og Slåttahølen er grunnere med største dyp på 4-6 m. Opprinnelig fantes ørret, sik og røye i vassdraget. Ørekyte ble observert på begynnelsen av 1980-tallet og kom sannsynligvis til vassdraget sammen med utsatt ørret. Ørretbestanden var meget bra fram til slutten av 1980-tallet, men gikk da sterkt tilbake samtidig som ørekyten økte voldsomt i antall. Også dette vassdraget ble inkludert i "Prosjekt Ørekyte", med utfisking for å forsøke å redusere ørekytebestanden og bedre forholdene for ørreten (s. ??).

## 4.9 Skjerjavatnet (Hol, Buskerud)

*Ørekyte ble introdusert på 1980-tallet og var tallrik på begynnelsen av 1990-tallet. I 1995 var ørretfangsten redusert til kun 10-15% av det den var før ørekyte ble etablert.*

Skjerjavatnet (1195 m o.h.) ligger i Hol kommune i Buskerud og har et areal på 1,55 km<sup>2</sup>. Skjerja var tidligere et meget godt fiskevann basert på egenrekruttert ørret. Garnfangstene kunne være på opptil 60-80 kg per natt og årlig ble det tatt opp ca. 450 kg ørret, tilsvarende 2,9 kg/ha. På 1980-tallet ble ørekyte introdusert, og på begynnelsen av 1990-tallet kunne store stimer observeres langs land og i gyte- og oppvekstbekkene for ørret. I 1995 var ørretbestanden kraftig redusert og en tilnærmet samme fangsttinningsgrad som tidligere, ga et utbytte på bare ca. 60 kg ørret (Garnås et al. 1996).

## 4.10 Stolsmagasinet (Hol og Ål, Buskerud)

*Ørekyte etablerte seg med en tett bestand i magasinet på 1970-tallet, og beit ned skjoldkrepsen som var viktig føde for ørreten. På 1980-tallet skjedde det en sterk reduksjon i ørekytebestanden, trolig på grunn av remorminfeksjon. Ørretbestanden økte ikke etter at ørekyten gikk tilbake, trolig fordi den naturlige rekrutteringen i magasinet er svært liten og utsetningsantallet for ørret for lavt.*

Stolsmagasinet ligger i Hol og Ål kommuner i Buskerud, 1091 m o.h., og består av 15 mindre og større vann som tilsammen utgjør et magasin på 36 km<sup>2</sup> ved høyeste regulerte vannstand. Magasinet har vært regulert siden 1948. De opprinnelige elvene og bekkene mellom vannene var viktige gyteområder for ørret. Ved oppdemning forsvant disse, og gjenværende gytemuligheter var svært beskjedne i forhold til det store vannarealet. Det meste av ørreten i Stolsmagasinet stammer derfor fra utsettinger. Etter reguleringen førte demningseffekten (neddemning av landarealer), som normalt varer i 10-20 år, til gode forhold for ørretens næringsdyr og etterhvert etablerte det seg også en god bestand av skjoldkreps i magasinet. Skjoldkreps er attraktiv som næring for ørret, og er ofte lite berørt av reguleringer i høyereliggende magasin. Ørreten i Stolsmagasinet ble rapportert å ha god vekst (Borgstrøm 1970, 1971). I løpet av 1970-årene etablerte det seg en tett bestand av ørekyte i Stolsmagasinet, noe som resulterte i sterk nedbeiting av skjoldkrepslarver, og i 1980 ble skjoldkreps nesten ikke registrert i ørretmager (Garnås & Gunnerød 1981, Borgstrøm et al. 1985). Fra 1980 til 1987 skjedde det imidlertid en sterk reduksjon av ørekytebestanden, trolig som følge av remorminfeksjon (*Ligula* spp.) (Garnås & Enerud 1988). Ved el-fiske ble det påvist svært lite ørekyte langs strendene, mens det i enkelte tilløpsbækker fortsatt var høy tetthet. Skjoldkreps ble igjen påvist i store mengder i ørretmagene og utgjorde 40% i volum og frekvens i 1987 sammenlignet med 10% i 1980. Prøvefiske i 1969, 1980 og 1987 viste at ørretbestanden avtok i denne perioden. Man kunne forvente at ørretbestanden ville øke igjen fra 1980 til 1987 i samsvar med at ørekyten ble redusert

og næringskonkurransen mindre. Dette skjedde imidlertid ikke, noe som kan skyldes at utsettingsantallet for ørret var altfor lavt, og at den naturlige rekrutteringen er svært beskjeden i Stolsmagasinet (Garnås & Enerud 1988). Derimot ble ørretens vekst og kondisjon forbedret fra 1980 til 1987, som en indikasjon på mindre konkurranse om næringen.

#### 4.11 Tunhovdfjorden (Nore og Uvdal, Buskerud)

*Ørekyte etablerte seg rundt 1930-tallet og ble viktig næring for ørreten. Fra 1940-tallet ble en stadig større andel av ørretbestanden fiskepisende, med ørekyte som viktigste byttefisk. På 1990-tallet var ørekytebestanden kraftig redusert, trolig som følge av at viktige skjulstrukturer som kvister og røtter i strandsonen var blitt brutt ned.*

Tunhovdfjorden i Nore og Uvdal kommune i Buskerud er ett av Norges første store kraftverkmagasiner, etablert i 1919-20. Magasinets areal er 25,4 km<sup>2</sup> ved høyeste regulerte vannstand, og regulerings høyden er 18 m. Opprinnelig var Tunhovdfjorden et rent ørretvann, og kun unntaksvis ble det registrert at ørret spiste annen fisk (kannibalisme). Røye og ørekyte ble introdusert eller vandret inn i magasinet i løpet av 1920/30-tallet, og ble etterhvert viktige byttedyrr for ørreten. Fra 1940-tallet og utover ble en stadig større andel av Tunhovd-ørreten fiskepisende, med ørekyte som viktigste byttefisk. På 1950-tallet hadde 50% av ørreten fiskerester i magen. Denne andelen var redusert til 15% på 1990-tallet, og skyldtes en kraftig nedgang av ørekyte i dietten. Andelen røye har hele tiden vært konstant på ca. 11%. Dette forklares med at hele ørekytebestanden etterhvert ble kraftig redusert som følge av at røtter og kvist i strandsonen, som tidligere ga ypperlig skjul for ørekyten, etterhvert ble brutt ned. Som en ytterligere indikasjon på at ørekytebestanden gikk tilbake, begynte skjoldkreps igjen å dukke opp i ørretmagene. I lokaliteter med tette ørekytebestander blir skjoldkreps kraftig nedbeitet og sjelden funnet i mageprøver til ørret (L'Abée-Lund et al. 2000).

#### 4.12 Jølstravatnet/Kjøsnesfjorden (Jølster, Sogn og Fjordane)

*Ørekyte ble registrert i store stimer i 1990. Det er så langt ikke registrert noen negative effekter på ørretbestanden, muligens fordi ørekytebestanden ikke har fått ekspandere, men blir holdt nede ved utfisking med not.*

Jølstravatnet med den tilknyttede Kjøsnesfjorden i Jølster kommune i Sogn og Fjordane er den nest største fjordsjøen på Vestlandet, med et areal på ca. 40 km<sup>2</sup> og et gjennomsnittsdyp på 89 m. Her foregår landets mest omfattende næringsfiske etter innlandsørret med et årlig uttak på 10-20 tonn. Det meste (80-90%) tas i løpet av 4 ukers fiske med flytegarn i august-september mens resten tas på bunngarn, oter og stang. Ørret var den eneste arten i innsjøen inntil ørekyte ble

registrert for første gang i 1990, da store stimer ble observert på gruntområdene i Jølstravatnet. Introduksjonen av ørekyte vakte stor bekymring i forhold til hvilken effekt dette kunne få på ørretbestanden. I 1991 viste undersøkelser at ørekyte var utbredt i hele Jølstravatnet, men hadde mer avgrenset utbredelse i Kjøsnesfjorden. I 1997 var det en kontinuerlig utbredelse også i Kjøsnesfjorden (Sægrov 1993, Sægrov 1997, Sægrov 2000, Hvidsten et al. 2000).

I Jølstravatnet gyter ørreten i strandsona i selve innsjøen. En begrensende faktor for ørreten i Jølstravatnet/Kjøsnesfjorden synes å være oppvekstareal for ungfisk, med strandsona som et viktig område. Den grunne strandsona som lett oppvarmes foretrekkes også av ørekyten. Det var derfor all grunn til frykte at ørekyte kunne bli en sterk konkurrent til ørretungene om næringen og at ørekyte muligens også kunne spise ørretengel når den kom opp av grusen. Et ørekyteprosjekt ble startet i 1991 med formål å bekjempe/ redusere ørekytebestanden (s. 23).

Så langt er det ingen ting som tyder på at ørekyte har hatt noen negativ innvirkning på ørretbestanden. I perioden 1991-99 var avkastningen fra flytegarnfisket i Kjøsnesfjorden i snitt 2,25 kg/ha, mens den i 1999 var 3,64 kg/ha. Tilsvarende tall fra Jølstravatnet var et snitt på 4,38 kg/ha i 1991-99, og 5,03 kg/ha i 1999. Det er altså ingen trend som viser lavere avkastning i en tiårsperiode etter at ørekyte først ble observert. Det regnes imidlertid som sannsynlig at ørekyten ville hatt en negativ effekt dersom den hadde fått ekspandere uhindret, det vil si uten utfisking (Hvidsten et al. 2000, Sægrov 2000).

#### 4.13 Oppsummering og diskusjon

Til tross for svært stor oppmerksomhet de siste årene om skader på ørretbestander som følge av spredning av ørekyte, er det relativt få dokumenterte eksempler på slike negative effekter. Tilsammen har vi funnet data og undersøkelser fra 14 vann og vassdrag som gir grunnlag for å vurdere effekter av ørekyteintroduksjoner. Undersøkelsene omfatter nesten utelukkende effekter på ørret og ørretens næringsdyr. Blant disse 14 lokalitetene er det 8 med negative effekter. I de resterende 6 kan det være for kort tidsperspektiv etter ørekyteintroduksjonen til at effekter har oppstått (Midtre Saur og Rjupetjednet), utfiskingstiltak har muligens greid å begrense ørekyte-tettheten (Jølstravatnet/ Kjøsnesfjorden), ørekyte finnes kun sporadisk p.g.a. konkurranse fra andre arter (Atnsjøen), effekten har vært positiv for ørretbestanden fordi ørekyten ble et viktig byttedyrr (Tunhovdfjorden), og i ett tilfelle har ørretavkastningen økt etter at ørekyte ble introdusert uten at man kjenner årsaksforholdet (Vinsteren).

De mest markerte negative effektene vi har funnet dokumentert er i Svartesteinstjern, Geilotjern, Ustedalsvassdraget og Skjerjavatnet i Hol kommune i Buskerud. Her ble ørreten i stor grad utkonkurrert av ørekyte, som kort tid etter introduksjonen dannet svært tette bestander. Også i Halnefjorden i Buskerud er det dokumentert en kraftig nedgang i ørretbestanden, trolig som følge av at ørekyte beitet ned de viktigste næringsdyrene (skjoldkreps og marflo) til ørreten. I Stolsmagasinet i samme

fylke ble også skjoldkreps beitet helt ned av ørekyte. Senere ble ørekytebestanden sterkt redusert, trolig på grunn av remorminfeksjon. Skjoldkrepsbestanden tok seg deretter opp igjen og ble på nytt et viktig næringsdyr for ørreten. Ørretens vekst og kondisjon ble forbedret etter nedgangen i ørekytebestanden.

I Revsjøene i Oppland skjedde det en markert nedgang i ørretbestanden på 1970-tallet, trolig som følge av overbeskatning. Deretter ble en tett bestand av ørekyte etablert, noe som trolig er hovedårsaken til at ørretbestanden ikke greier å bygge seg opp til å gi samme avkastning og fangst per innsats som tidligere, dvs. før overfiske med garn tok til.

I Øvre Heimdalsvatn i Oppland førte introduksjonen av ørekyte til endringer i mengde og diversitet av bunndyr, og redusert rekruttering hos ørret er også påvist. Ørekytebestanden har imidlertid ikke ekspandert så mye som fryktet. Tetthetsavhengige faktorer som parasittinfeksjon og predasjon fra ørret, synes å holde ørekytebestanden i sjakk, og ørretbestanden i vannet kan fortsatt betegnes som god.

I det store Vinsteren-magasinet i Oppland er det ikke påvist noen negative effekter på ørretbestanden etter at ørekyte ble etablert på 1980-tallet. Avkastning og fangst per innsats i ørretfisket har tvertimot vært markert høyere de siste 10 år sammenlignet med 1980-tallet. I Atnsjøen på grensen mellom Hedmark og Oppland ble ørekyte innført i 1962, men har aldri greid å etablere seg i innsjøen, trolig som følge av sterk konkurranse fra ørret, røye og steinsmett i den marginale strandsonen. I Tunhovdfjorden i Buskerud ble ørekyte viktig næring for ørreten etter at den kom inn i vannet på 1930-tallet. På 1990-tallet var ørekytebestanden kraftig redusert, muligens som følge av at viktige skjulstrukturer som kvister og røtter i strandsonen var blitt brutt ned. Redusert ørekytebestand har ført til at en mindre andel av Tunhovdørreten er fiskespisende.

Til tross for få godt dokumenterte eksempler, er det liten tvil om at introduksjon av ørekyte i et vassdrag kan få store negative konsekvenser for ørretproduksjonen. Dette gjelder særlig i små, grunne lokaliteter hvor ørekyten kan danne svært tette

bestander, og i lokaliteter der den effektivt kan beite ned ørretens byttedyr og hvor det er mangel på næringsalternativer. Det synes imidlertid som om den sterke økningen i ørekytebestanden som kan registreres de første årene etter introduksjonen, etterhvert vil reguleres av ulike, naturlige mekanismer som f.eks parasittinfeksjoner og predasjon fra ørret. Etterhvert synes det å innstille seg en likevekt der ørretbestanden og avkastningen opprettholdes på et stabilt nivå som kan variere fra betydelig reduksjon til en faktisk forbedring sammenlignet med forholdene før ørekyte-introduksjonen. Generelt vil det imidlertid være konkurranse om de samme byttedyrene slik at produksjonen av ørekyte skjer på bekostning av ørretproduksjonen.

## 5 Erfaringer med utfisking av ørekyte

### 5.1 Grønnsenn (Vestre Slidre, Oppland)

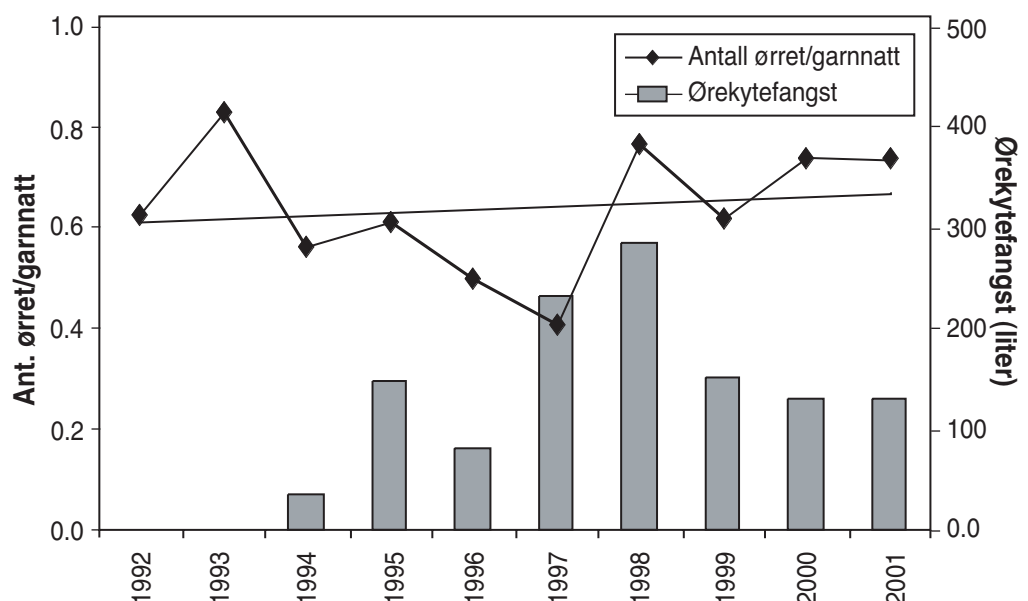
Ørekyte ble etablert i vannet på 1960-tallet, men det er usikkert hvilken effekt ørekyten har hatt på ørretbestanden. Utfisking av ørekyte siden 1993, med årlige uttak på 0,3-2,3 kg/ha, har ikke hatt noen effekt på ørretbestanden når det gjelder fangst per innsats eller størrelse.

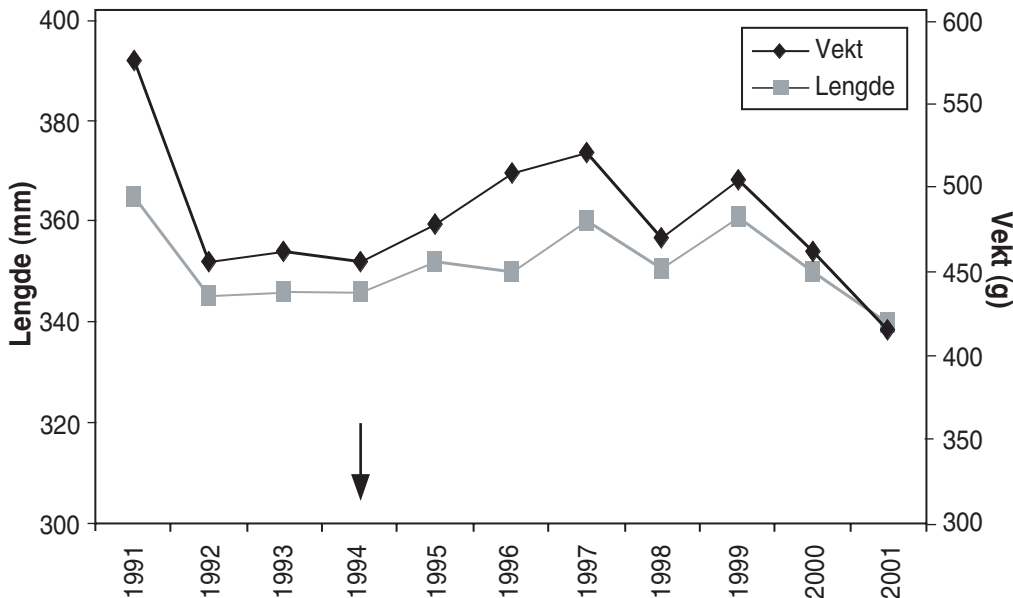
Grønnsenn ligger i Vestre Slidre statsallmenning i Oppland, 874 m o.h., med et areal på 1,1 km<sup>2</sup>. Opprinnelig var dette et rent ørretvann, og de første sikre observasjoner av ørekytestimer ble gjort i 1966. Grønnsenn karakteriseres som et godt ørretvann, og det er usikkert hvilken effekt ørekyte har hatt på ørretbestanden.

Utsettinger av ørret har pågått i lang tid. Siden 1990 har årlig utsettingstall variert mellom 800 og 2000 ettåringer (600 og 1500 toåringer i 1992-93). Siden 1991 har all utsatt fisk vært fettfinneklippet. Fra 1992 har andel merka fisk i fangstene variert fra 24 – 75%.

**Figur 9**

Antall ørret fanget per garnnatt i Grønnsenn i perioden 1992-2001 (linje) og ørekytefangst i perioden 1994-2001 (stolper). Trendlinje for ørretfangsten er inntegnet.





**Figur 10**  
Gjennomsnittlig lengde og vekt hos ørret fanget på garn i Grønnsenn i perioden 1991-2001. Pilen markerer startår for ørekyte-utfisking.

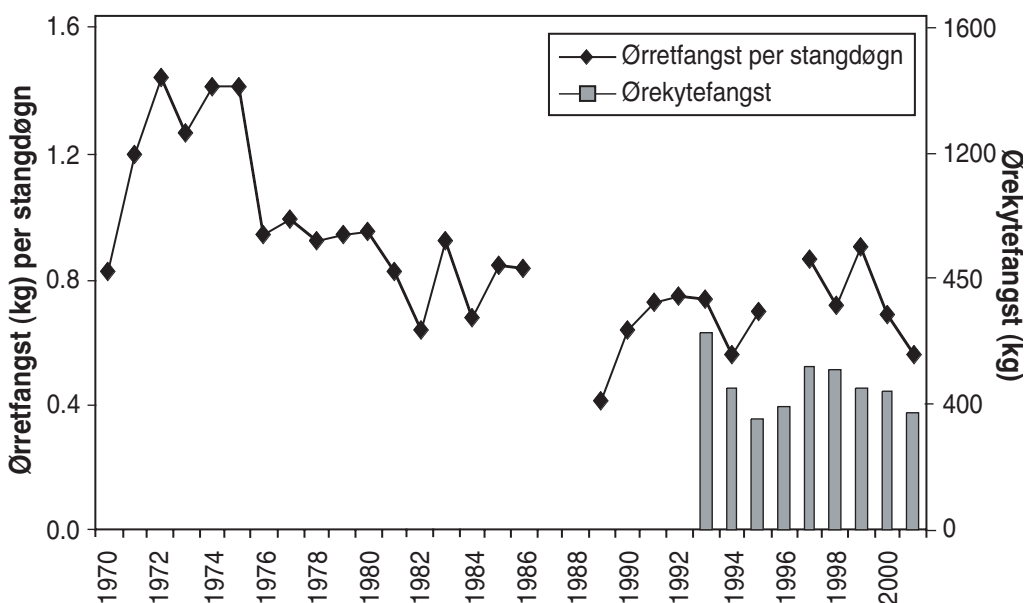
Utfisking av ørekyte startet i 1994, dvs. mer enn 20 år etter at ørekyte var godt etablert i vannet. Årlig har det blitt tatt ut 35-285 liter ørekyte (**figur 9**) (= 32-257 kg med en omregningsfaktor på 0,9), tilsvarende 0,3-2,3 kg/ha. Innsatsen har vært 7-10 ruser per døgn i perioder om sommeren. Hvert år siden 1991 har det systematisk blitt samlet inn data fra garnfiske, noe som gjør det mulig å vurdere bestandsutviklingen (Vestre Slidre Fjellstyre v/Endre Hemsing, upubl. data).

Det har hittil ikke vært mulig å påvise effekter av ørekyte-utfiskingen, verken på ørretfangst per innsats (**figur 9**), eller ørretens lengde og vekt (**figur 10**).

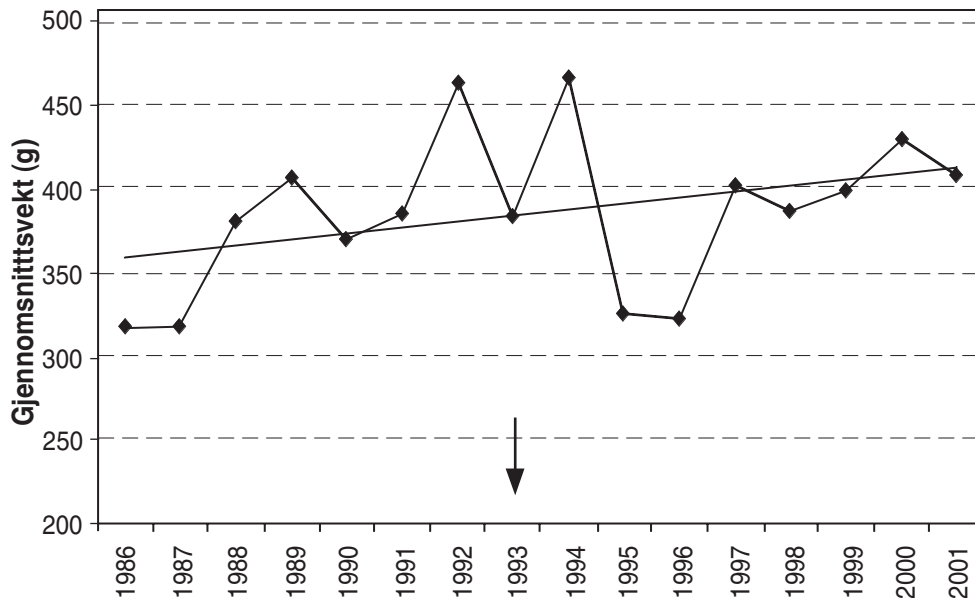
## 5.2 Revsjøene (Gausdal, Oppland)

Ørekyte ble etablert på 1970-tallet. Utfisking startet i 1993, og det har vært et årlig uttak på 1,2 – 2,1 kg/ha. Det har ikke vært noen påviselig effekt på ørretbestanden i form av økt fangst per innsats. Utfiskingen har heller ikke gitt noen økning i størrelsen på stangfanget fisk.

Utfisking av ørekyte med ruser startet i 1993, og samlet for begge Revsjøene har det årlig blitt tatt ut mellom 350 – 630 kg, tilsvarende 1,2 – 2,1 kg/ha. Utfiskingen har ikke hatt noen klar effekt på ørretbestanden, vurdert utfra fangst per innsats med stang. Fangsten har vært på noenlunde samme nivå de siste 20 årene, og det er ihvertfall ingen økende trend å spore (**figur 11**).



**Figur 11**  
Ørretfangst (kg per stangdøgn) i perioden 1970-2001 for Revsjøene samlet (kurve) og uttak av ørekyte i perioden 1993-2001 (stolper).

**Figur 12**

Gjennomsnittsvekt (g) for ørret fanget på stang i Revsjøene i perioden 1986 – 2001. Pilen markerer startår for utfisking av ørekyte. Trendlinje er inntegnet.

For å vurdere effekt av utfiskingen på ørretens størrelse, har vi sett på gjennomsnittsstørrelsen på stangfanget fisk. Dataene vi har på garnfanget fisk er ikke inkludert fordi garn selekterer for en gitt størrelse (det er ikke brukt prøvegarnserie). Gjennomsnittsvekten på stangfanget fisk har økt, men denne trenden var faktisk mer fremtredende i tidsintervallet 1986-1992, dvs. før utfiskingen startet (**figur 12**). Det er derfor ikke mulig å se noen klare sammenhenger mellom størrelsesutvikling hos ørreten og utfisking av ørekyte.

### 5.3 Tansbergfjorden og Finnefjorden (Øystre Slidre, Oppland)

Rusefiske ble først forsøkt i strandsonen med svært lave fangster som resultat. Deretter ble rusene flyttet til innløpsbakkene og det ble tatt ut 150-200 liter ørekyte per år over en seksårsperiode. Det var ingen nedgang i rusefangstene over tid, og det ble konkludert med at utfiskingen ikke hadde noen effekt.

Tansbergfjorden (964 m o.h., 1 km<sup>2</sup>) og Finnefjorden (906 m o.h., 0,6 km<sup>2</sup>) ligger i Øystre Slidre Statsalmenning i Oppland. I Tansbergfjorden ble det på begynnelsen av 1990-tallet vist at ørekyten konkurrerer med ørret om plass og næring (Hesthagen et al. 1992), men det er likevel uvisst i hvilken grad ørretbestanden var negativt påvirket. Det var fortsatt et brukbart ørretfiske i innsjøen med et fangstutbytte så høyt som 4,3 kg/ha (Hesthagen 1994).

Inspirert av de vellykkede forsøkene i Hallingdal med å redusere/bekjempe ørekyten med rusefiske, foretok Øystre Slidre Fjellstyre tilsvarende forsøk i Tansbergfjorden og Finnefjorden. Først ble det sommeren 1993 gjort forsøk med å sette rusene i strandsonen ute i selve Tansbergfjorden. Dette ga imidlertid svært lave fangster, slik at rusene året etter ble flyttet til innløpsbakkene. Det ble brukt tilsammen 30 ruser fra slutten av juni til slutten av juli over en seksårsperiode (1994-99). Det ble ikke registrert noen nedgang i ørekytefangstene, tvert imot ble

det fanget mer ørekyte de siste tre årene (643 liter) sammenlignet med de tre første (413 liter). Konklusjonen ble at utfisking med ruser i innløpsbækker til relativt store lokaliteter er uegnet som tiltak for å redusere ørekytebestander (Gran, udatert).

### 5.4 Øvre og Nedre Hunntjern (Øyer, Oppland)

Det er lagt ned mer enn 100 arbeidstimer per sommer på utfisking av ørekyte med ruser. Ingen data finnes på om tiltaket har hatt noen effekt.

Dette er to små tjern (875 m o.h.) i Øyer kommune i Oppland hvor utfisking av ørekyte med ruser startet i 1996. Fisket utføres på dugnad av medlemmer fra Øyer-Tretten Jeger- og Fiskerforening. I 1996 ble det fisket kun i Øvre Hunntjern i perioden 16. juni til 28. juli. Det ble benyttet 16 ruser som ble tømt 14 ganger i løpet av perioden. Totalt ble det fanget 41 liter ørekyte, og 12 personer hadde tilsammen ca. 100 arbeidstimer. I 1997 ble det fisket litt i både Øvre og Nedre Hunntjern, men mest i bekken imellom. Fiskeperioden var 8. juni til 16. august, og totalt ble det fanget 139 liter ørekyte. Totalt gikk det med ca. 120 arbeidstimer. Utfiskingen har fortsatt på samme måte også etter 1997.

Eksemplet er tatt med for å illustrere litt av den arbeidsinnsatsen som kreves ved utfisking. Videre er eksemplet typisk for veldig mange utfiskingsprosjekter: det finnes svært lite eller ingen data om situasjonen før utfiskingen, og det er intet prøvofiske underveis for å påvise effekter av utfiskingen.

## 5.5 Svartesteinstjern og Geilotjern (Hol, Buskerud)

*Rusefiske var svært effektivt, og ca. 95% av ørekytebestanden ble tatt opp i løpet av én sommer med 5 ruser per ha. Uttaket tilsvarte 22 kg/ha i Geilotjern og 35,4 kg/ha i Svartesteinstjern. I bekkesystemet mellom vannene var uttaket hele 172 kg/ha. Etter utfisking tok ørretbestanden, dels etter utsetting, seg opp igjen og ga gode fangster. Det er nødvendig med jevnlig utfisking av ørekyte for å holde bestandene nede, og det synes mulig å få til dette med overkommelig innsats fordi vannene er små og rusefisket effektivt.*

Det ble antatt at konkurranse fra ørekyte var årsaken til at ørreten forsvant i Svartesteinstjern og Geilotjern, og Geilo Jeger- og Fiskerforening satte igang "Prosjekt Ørekyte" i 1992. Hensikten var å utvikle en redskapstype som effektivt fanget ørekyte, undersøke om ørekytebestanden kunne reduseres ved utfisking og følge med på langtidseffekten av slik utfisking. Til utfiskingen ble det utviklet en spesiell teinetype bestående av et svart plastrør (diameter 30 cm), med kjegle i rustfri netting (maskevidde 3 mm) vendt innover i hver ende med 1 cm åpning. Fint brød ble brukt som agn. Rusene viste seg å være svært effektive, og de fisket best på mindre dyp enn 1,2 m, spesielt i perioder med varmere vann her enn i dypere partier. I Geilotjern og Svartesteinstjern ble ca. 95% av ørekytebestanden fisket opp i løpet av en sommer (henholdsvis 1992 og 1993), med en innsats på 5 ruser per ha. Åtti prosent av bestanden ble tatt ut i løpet av 14 dager. Totalfangsten var henholdsvis 195 og 187 kg, eller 22,0 og 35,4 kg/ha. I bekkesystemet mellom tjernene ble det i 1993 tatt ut hele 172 kg/ha (Mykkeltvedt & Mørk 1995, Garnås et al. 1996). Utfiskingen fortsatte hvert år til og med 1997, men da mer som et vedlikeholdsviske over kortere tid med beskjedne fangster. I 1998-99 var det et opphold i utfiskingen, som resulterte i at ørekytebestanden igjen økte. I Geilotjern og Svartesteintjern, med beskjedent areal og hvor rusene fisker svært effektivt, synes et vedlikeholdsviske over 14 dager å være nok til å redusere ørekytebestanden slik at det blir grunnlag for ørretproduksjon. I begge vannene har ørretbestanden, dels etter utsettinger, igjen tatt seg opp og gir nå gode fangster (Kjell Mykkeltvedt, pers. medd.).

## 5.6 Ustedalsvassdraget (Hol, Buskerud)

*Store mengder ørekyte ble tatt ut med ruser uten at det ble registrert nedgang i rusefangstene over tid.*

I Ustedalsvassdraget har ørekyten også hatt en sterk negativ effekt på ørretbestanden (s. 17). Vassdraget ble inkludert i "Prosjekt Ørekyte" for å forsøke å redusere ørekytebestanden og bedre forholdene for ørreten. Som i Geilotjern og Svartesteintjern ble det fanget store mengde ørekyte med ruser, men uten at det ble registrert nedgang i rusefangstene over tid. I 1992-94 ble det tatt opp nesten 1500 kg ørekyte i vassdraget, men fortsatt kunne det observeres store mengder

ørekyte (Mykkeltvedt & Mørk 1995). Dette illustrerer godt problemet med utfisking i litt større vassdrag: det må en formidabel innsats til for å få effekter; en innsats det som regel er praktisk umulig å opprettholde over tid.

## 5.7 Halnefjorden (Hol og Nore og Uvdal, Buskerud)

*Ruser viste seg uegnet som utfiskingsmetode for ørekyte*

I Halnefjorden ble ørretbestanden redusert og hovedårsaken er høyst sannsynlig konkurranse fra ørekyte (s. 16). Det ble gjort forsøk med rusefiske i Halnefjorden i 1994 for å vurdere om metoden kunne være egnet for å kontrollere/reducere bestanden av ørekyte (Rue 1996). En innsats på 539 rusedøgn ga imidlertid en fangst på kun 9 kg ørekyte. Konklusjonen ble derfor at rusefiske var uegnet som utfiskingsmetode i en slik stor innsjø.

## 5.8 Risvatnet (Verdal, Nord-Trøndelag)

*Ørekyte ble innført på 1930-tallet og ørretbestanden ble etterhvert sterkt redusert. Utfisking av ørekyte startet i 1996, og det har vært et årlig uttak på mellom 2,88 og 9,95 kg/ha. Sålangt har ikke dette hatt noen særlig effekt på ørretbestanden. Et årlig uttak på ca. 3 kg/ha synes ikke å gi de nødvendige reduksjoner av ørekytebestanden.*

Risvatnet (385 m o.h.) ligger i Verdal kommune i Nord-Trøndelag, og dekker et areal på 0,148 km<sup>2</sup>. Ørret var opprinnelig eneste fiskeart inntil ørekyte ble innført fra et nærliggende svensk vassdrag på 1930-tallet (Hesthagen & Sandlund 1997). Dette førte etter hvert til at ørretfisket i vatnet ble sterkt forringet. I et forsøk på å bedre bestandsforholdene for ørret ble det i 1996 satt i gang et rusefiske for å desimere ørekytebestanden. Det er medlemmer av Risvatnet og Småliene Hytteforening som har stått for den praktiske gjennomføringen av utfiskingen, som har vært gjennomført både i innløpselva og i selve innsjøen (strandsona). NINA har foretatt prøvofiske med bunngarn for å evaluere tiltaket (1996-1999 og 2001).

I de fleste tilfellene ble det benyttet 7-9 ruser i innløpselva og 16-36 ruser i innsjøen. Fisket har hovedsakelig foregått fra midten av juni til slutten av august, og rusene har som regel vært tømt hver 2. til 6. dag. Den årlige innsatsen i antall rusedøgn i strandsona og i innløpselva har variert mellom henholdsvis 1180 og 3017 og 298 og 759 stk. Antall ruser brukt i strandsona tilsvarer en fangstinnsetning på mellom 80 og 204 rusedøgn per ha/år. Det totale uttaket av ørekyte har variert fra 42 – 152 kg, tilsvarende 2,88 – 9,95 kg/ha. Det meste (76-95%) er tatt i sjølve innsjøen. Fangstutbyttet per rusedøgn har vært størst i strandsona med unntak av 1998, og totalt har utbyttet per rusedøgn variert fra 17 – 46 gram ørekyte (**tabell 1**).

Prøvefisket med garn har foregått med Nordisk oversiktsgarn (30 x 1,5 m, 5-55 mm) på standard dyp: 0-3, 3-6 og 6-12 m. Ut fra disse fangstene har det ikke vært noen vesentlig økning i ørretbestanden i Risvatnet etter at utfiskingen startet, med CPUE (fangst pr. 100 m<sup>2</sup> garnareal) på 4,0 individ i 1996 og 3,8-6,6 individ i 1998-2001 (**tabell 2**). Størrelse, kvalitet og tilvekst hos ørret har heller ikke endret seg vesentlig. Prøvefisket tyder heller ikke på at mengden ørekyte har avtatt i samme periode (**tabell 2**).

Konklusjonen er altså at Risvatnet fortsatt har en relativt tett ørekytebestand til tross for seks år med omfattende utfisking. Uttaket det første året på nærmere 10 kg/ha syntes å ha redusert ørekytebestanden i vannet ganske betydelig. Et uttak på rundt 3,0 kg/ha (1999-2001) synes derimot ikke å ha gitt noen ytterligere reduksjon i ørekytebestanden.

## 5.9 Jølstravatnet/Kjøsnesfjorden (Jølster, Sogn og Fjordane)

*Rusefangst viste seg lite effektivt, og en spesialnot for ørekytefiske på gruntområder ble utviklet. Den fisker svært effektivt, og har trolig bidratt til å holde ørekytebestanden i sjakk.*

Som tidligere nevnt var det grunn til bekymring over at introduksjonen av ørekyte kunne ha negativ effekt på ørretbestanden og det omfattende næringsfisket i Jølstravatnet/Kjøsnesfjorden (s. 18). Et ørekyteprosjekt ble derfor startet i 1991 med formål å bekjempe/ redusere ørekytebestanden. Det viste seg at rusefangst av ørekyte var lite effektivt i Jølstravatnet. I stedet ble det utviklet en spesialnot som viste

**Tabell 1**

*Fangstinnsats og fangstutbytte av ørekyte med ruser i innløpselva og i strandsone av Risvatnet, 1996-2001. Ett rusedøgn tilsvare ei ruse som står ute ett døgn.*

År	Sted	Antall tømminger	Antall rusedøgn	Fangst i antall kg	Fangst i gram pr. rusedøgn	Kg/ha
1996	Innløp	10	298	6.714	26	<b>9.95</b>
	Strandsone	28	3017	145.931	48	
	Totalt	38	3315	152.645	46	
1997	Innløp	14	523	8.198	16	<b>4.99</b>
	Strandsone	14	2327	65.639	28	
	Totalt	28	2850	73.837	26	
1998	Innløp	17	380	20.639	54	<b>5.54</b>
	Strandsone	19	1916	61.318	32	
	Totalt	36	2296	81.957	36	
1999	Innløp	10	540	11.870	22	<b>3.64</b>
	Strandsone	15	1180	42.050	36	
	Totalt	25	1720	53.920	31	
2000	Innløp	10	759	10.380	14	<b>3.08</b>
	Strandsone	11	1740	35.210	20	
	Totalt	21	2499	45.590	18	
2001	Innløp	10	665	9.208	14	<b>2.88</b>
	Strandsone	10	1775	33.462	19	
	Totalt	20	2440	42.670	17	

**Tabell 2**

*Ulike bestandskarakteristika og fangstutbytte (CPUE=fangst pr. 100 m<sup>2</sup> garnareal) av ørret og ørekyte i Risvatnet, 1996-2001. Prøvefisket har vært foretatt i august måned bortsett fra i 1997 (juli) og 2001 (oktober). Resultatene fra disse to årene er derfor usikre, spesielt for oktoberfisket da vanntemperaturen var lav.*

Bestandsparameter	1996	1997	1998	1999	2001
Gjennomsnittlig lengde (cm) hos ørret	204	224	215	254	198
Gjennomsnittlig vekt (g) hos ørret	78	112	109	177	78
Lengde (mm) etter 4. vintersone hos ørret	169	167	171	176	179
Gjennomsnittlig K-faktor hos ørret	0,87	0,89	0,91	0,96	0,92
CPUE for ørret	4,0	2,1	5,0	3,8	6,6
CPUE for ørekyte	5,8	1,8	5,3	7,6	1,3



seg å være svært effektiv for å fange ørekytestimer på grunt-områder. Jølster jakt- og fiskelag organiserer fangst og mottak av ørekyte og betalte fiskerne en kilopris som motivasjon for å drive arbeidet. Utfiskingen startet for fullt i 1994-95, og synes å ha vært et svært effektivt tiltak for å holde ørekytebestanden i sjakk (Sæggrov 2000).

## 5.10 Otravassdraget (Bykle og Valle, Aust-Agder)

*Utfisking med ruser er foretatt på 27 lokaliteter i vassdraget. På noen lokaliteter har fangstene vært svært høye (34 kg/ha), mens andre steder har de vært lave. Det synes som om ørekyten raskt fyller opp de tomrommene som oppstår etter utfisking, og generelt antas det at uttaket er for lite til at det har hatt noen positiv effekt på ørretbestandene. Det er ikke foretatt prøvafiske for å kunne vurdere effekter av utfiskingen.*

Ørekyten i Otravassdraget ble første gang oppdaget rundt 1983 i Sessvatn helt nord i Bykle kommune i Aust-Agder på grensen til Telemark (Høidalen & Bjørgum 2001). Arten forekommer nå i til dels store mengder i øvre Otra, spesielt nord for utløpet av Brokke kraftstasjon i Valle kommune.

Utfisking med ruser ble satt i gang i Hartevatn tidlig på 1990-tallet, og i flere andre lokaliteter i 1997 (Vethe 1998). Fra 1998 ble utfiskingsprosjektet betydelig utvidet. Det ble satt i gang utfisking med 240-250 ruser fordelt på 27 lokaliteter i Valle og Bykle kommuner, fra slutten av mai til ut september måned. Totalt ble det fanget 3380 kg ørekyte, med fangster helt opp i 34 kg/ha i enkelte lokaliteter (Vethe 1998). Utfiskingen fortsatte i årene 1999-2001. Fangstene i 2000 var betydelig lavere enn i 1998, noe som blant annet skyldtes en kald sommer og høy vannføring i Otra (Høidalen 2000). I 2001 ble det totalt fanget 2106 kg (=2340 liter) ørekyte i de to kommunene samlet (Høidalen & Bjørgum 2001). Det har vært vanskelig å anslå hvor stor andel av ørekytebestanden som er tatt ut i de ulike lokalitetene. I Harstadbassenget i Valle, med fangster på 24,8 kg/ha, gjettes det på at omtrent 50% bestanden ble fisket opp, mens i Bykle kommune tror man at det ingen steder ble fanget mer enn 10-20% av bestanden. Det har hittil ikke vært foretatt prøvafiske for å vurdere ørretbestanden i de aktuelle lokalitetene, men for de aller fleste lokalitetene er det sannsynlig at uttaket av ørekyte er for lite til at det har virket positivt på ørretbestanden. Det synes som om ørekyten raskt fyller opp igjen det tomrommet som oppstår etter utfiskingen (Høidalen & Bjørgum 2001).

## 5.11 Vann i Romundstadbygda (Rindal, Møre og Romsdal)

I Krokvatnet i Romundstadbygda i Rindal kommune i Møre og Romsdal ble ørekyte registrert første gang i 1991 (Gåsvatn & Aakvik 1996). I 1998 var ørekyten spredd til 8 av vannene i vassdraget (Litl-tjøna, Rundvatnet, Snausvatnet, Krokvatnet, Sætervatnet, Litlvantnet, Liavatnet og Kysingvatnet). I 1996

startet utfiskingsforsøk med ruser, og det ble fanget henholdsvis 22, 107 og 67 kg i årene 1996-1998 (Gåsvatn 1998). Omtrent halvparten av totalfangsten ble fanget i Snausvatnet. Det har ikke vært noen systematisk oppfølging av utfiskingen etter 1998. Det foreligger ingen data som kan si noe om ørekyteintroduksjonen har hatt negativ innvirkning på ørretbestanden, eller om utfiskingen har gitt resultater. Samlet for alle vannene er gjennomsnittlig årlig uttak av ørekyte mindre enn 0,5 kg per ha. Basert på erfaringer fra andre utfiskingsforsøk, er dette sannsynligvis langt under det som er nødvendig for å få effekter av utfiskingen.

## 5.12 Oppsummering og diskusjon

Utfisking av ørekyte som tiltak for å bedre forholdene for ørret, kom i gang på begynnelsen av 1990-tallet. Foregangsprosjektene var utfisking med ruser i Geilotjern og Svartesteinstjern i Hol kommune, og gode resultater herfra ga inspirasjon til lignende prosjekter andre steder. Tilsammen har vi data og opplysninger, av svært varierende kvalitet, fra 14 vann og vassdrag. I alle eksemplene er det brukt spesielle ørekyte-ruser, men i ett av eksemplene (Jølstravatnet/Kjøsnestfjorden) er det not som har vært hovedredskapet.

Hovedkonklusjonen er at utfisking med ruser som regel ikke har noen effekt på ørretbestanden. Blant våre eksempler er det kun i Geilotjern og Svartesteinstjern at det er grunnlag for å si at utfisking med ruser har vært et effektivt tiltak. Disse vannene er små og grunne og rusene har høy fangsteffektivitet. 95 % av ørekytebestanden ble fisket ut første sommeren, og et vedlikeholdsfiske synes å være mulig med en overkommelig innsats.

For tre lokaliteter (Grønnsenn, Revsjøene og Risvatnet) finnes gode data både for ørretbestanden og mengde utfisket ørekyte, og resultatene peker i samme retning: Utfiskingen har ikke gitt noen økning i forekomsten av ørret (basert på fangst per innsats) eller størrelse på fanget fisk. I Grønnsenn og Revsjøene har årlig uttak av ørekyte stort sett ligget på 1-2 kg/ha, mens i Risvatnet har uttaket vært opp i mot 10 kg/ha. Problemet med et høyt uttak er at dette blir veldig tid- og arbeidskrevende og dermed praktisk umulig å opprettholde. Et mer beskjedent uttak på under 3 kg/ha synes ikke å gi nok reduksjon i ørekytebestanden til at det har noen effekt. Det er grunn til å tro at dette uttaket ikke er noe større enn det naturlig dødelighet/reguleringsmekanismer allikevel ville gitt. Selv om uttaket i et vassdrag lokalt kan være høyt, f.eks opp mot 25 kg/ha som i Otravassdraget, synes allikevel "tomrommet" raskt å fylles opp igjen. I flere av eksemplene våre mangler data om ørretbestanden, men det konkluderes med at utfiskingen ikke har hatt noen effekt fordi det ikke ble registrert nedgang i ørekytefangstene over tid (Tansbergfjorden, Finnefjorden, Ustedalsvassdraget). I Halnefjorden og Jølstervatnet/Kjøsnestfjorden viste ruser seg å være uegnet som fangstmetode. I sistnevnte lokalitet ble det utviklet en spesialnot for fangst av ørekyte i strandsonen. Denne var svært effektiv og har trolig bidratt til å holde ørekytebestanden nede.

Planer om utfisking av ørekyte med ruser, bør derfor kritisk

vrderes på forhånd med tanke på om det er verdt å bruke tid og ressurser på tiltaket. En forusettning for å lykkes synes å være at vannene er små og grunne, dvs. at man effektivt kan fange opp mesteparten av ørekytebestanden, og at et vedlikeholdsrisiko kan bedrives med relativt liten innsats.

## 6 Andre tiltak for å redusere ørekytebestanden og hindre spredning

### 6.1 Informasjon og kontrolltiltak

Direktoratet for naturforvaltning har som tidligere nevnt utgitt brosjyrer som advarer mot spredning av ørekyte, den første kom i 1985. Fylkesmannens miljøvern-avdelinger i Oppland og Buskerud laget på 1990-tallet en informasjonsplakat, "Stopp spredning av ørekyte", til oppslag ved populære fiskesteder og innfallsporter til vassdrag. Plakatene ble satt opp ved hjelp fra grunneierforeninger og kommuner. Fylkesmannen har også gjennom andre media, bl.a. radio, aviser og populærvitenskapelige tidsskrifter, advart mot spredning av ørekyte. Flere grunneierlag gir informasjon om ørekyte på informasjonsskriv/brosjyrer som deles ut sammen med fiskekort. Oppsynsmenn driver mange steder kontroll med bruken av levende agn og gir samtidig informasjon om faren ved å spre ørekyte. Det meldes om at i enkelte områder påtreffes det stadig folk som bruker levende ørekyte som agn, mens i andre områder er det uhyre sjelden at slikt forekommer. Det finnes ikke noe grunnlag for å evaluere effekten av informasjonstiltakene, men på generelt grunnlag kan det hevdes at informasjon til brukerne av vassdragene er svært viktig for å få fokus på problemet og en endring av folks vaner og adferd.

Settefiskanlegg har vært potensielle spredere av ørekyte ved at ørekyte har kommet inn i anlegget med inntaksvannet og deretter blitt med i settefiskleveransene (Borgstrøm 1973). Enkelte sentrale anlegg med ørekyte i vannkilden har hatt leveranser over store deler av landet, og tidligere var det ingen spesielle sikringstiltak som hindret ørekyte i å komme inn i anlegget. Det er god korrelasjon mellom ørekyteforekomst på Hardangervidda og vassdrag med pålagte fiskeutsetninger, noe som sannsynliggjør utsetninger som spredningskilden og gjør det mindre sannsynlig at bruk av levende agn er årsaken, i hvert fall i dette området (Kjell Mykkeltvedt, pers. medd.). I de siste årene har kontrollen med settefiskanleggene blitt mye bedre, og de representerer neppe lenger noen stor fare for spredning av ørekyte eller andre uønskede arter.

### 6.2 Fysiske sperringer

Vi har kun fire eksempler på fysiske vandringsperrer for å hindre ørekyte tilgang til gytebekker eller lokaliteter oppstrøms i systemet. I det første eksemplet, bekken mellom Furusjøen og Vålåsjøen i Sel og Nord-Fron kommuner, ble sperringen bygget for sent. Ørekyte var allerede på plass oppstrøms sperringen. Det andre eksemplet er en tre-terkel i innløpsbekken til Søndre Abborsjøen i Ringebu. Terskelen er ment å stenge for

ørekyten i sommerhalvåret. Når ørretens gyttetid nærmer seg fjernes en planke i midten av stengslet. Det skaper en strøm som man mener er for sterk til at ørekyte kan passere, men som slipper forbi ørret. Det er ingen dokumentasjon på effekten av tiltaket. Det tredje tilfellet gjelder naturlige stryk og fossefall i bekken mellom Krokvatnet og Husåsvatnet i Romundstadbygda i Rindal kommune. Det ble gjort små endringer i bekken for å gjøre det enda vanskeligere for ørekyten å forsere bekken (Gåsvatn, udatert). Status per juni 2002 er at ørekyten fortsatt ikke har kommet inn i Husåsvatnet (Steinar Landsem, pers. medd.). Det siste eksemplet er en sperre i Varsbekken i Mandalsvassdraget (Marnardal kommune, Vest-Agder) som ble ferdigstilt i august 2002. Sperringen er bygget i betong av profesjonell entreprenør og skaper et fossefall som skal være umulig for ørekyte å forsere (bilde).



**Figur 13**

Ørekyte-sperre i betong, Varsbekken i Mandalsvassdraget, Marnardal kommune. Foto: Ole Kristian Eigebrekk

I forbindelse med rotenonbehandling av øvre del av Holmetjørnvassdraget på Hardangervidda i 1999 (jf. pkt 6.3), ble det anlagt vandringshinder nedenfor rotenonbehandlet strekning. Naturlige stryk og fossefall ble gjort enda vanskeligere å forsere for å hindre ny innvandring av ørekyte fra lenger ned i vassdraget. Status per 2002 er at ørekyte ikke har greid å etablere seg på nytt.

For å hindre spredning av ørekyte til vassdrag som drenerer vestover på Hardangervidda, ble det bygget to jordvoller på midten av 1990-tallet. Jordvollene skal hindre at det blir frie vannveier mellom vassdragene under snøsmelting og flomforhold.

I Mandalsvassdraget i Vest-Agder vil det i løpet av 2002 bli bygd en sperre for å hindre videre spredning av ørekyte. Dette dreier seg om Varsmyrbekken nedstrøms Gangsåvatnet, en sidegren til Songåna oppstrøms Øyslebø. Sperringen skal bygges i tre, etter tegninger av Kåre Myhre i Direktoratet for naturforvaltning, og er kostnadsberegnet til kr 50 000.

Et nylig gjennomført prosjekt ved Norsk institutt for naturforskning konkluderer med at det lar seg gjøre å bygge en selektiv

fiskesperre der ørekyte stoppes, mens ørret kan passere. Sannsynligheten for at ørekyte kan hoppe høyere enn 30 cm er tilnærmet lik null, samtidig som ørret over 15 cm fint kan hoppe 40 cm (Holthe et al. 2002).

### 6.3 Rotenon

I Sel og Nordre Kolloen statsalmenninger i Sel kommune ble seks tjern med ørekyte rotenonbehandlet i perioden 1966-1977. Etter rotenonbehandlingen ble det satt ut ørret. Fra fem av tjernene rapporteres det om at behandlingen var vellykket, dvs. at ørekytebestanden forsvant (N. Heitkøtter, pers. medd. 1998).

I Sylvetjern i Lom kommune ble ørekyte oppdaget i 1989. Tjernet ble rotenonbehandlet i strandsonen, men tiltaket mislyktes. Ørekytebestanden ble satt endel tilbake, men reetabler-te seg relativt raskt.

Øvre del av Holmetjørnvassdraget på Hardangervidda er rotenonbehandlet for å skape en buffersone fri for ørekyte mot vassdragene som drenerer mot vest. For å utrydde ørekyten ble et vannareal på 110 ha behandlet i 1999, og samme areal ble rebehandlet i 2000. Per 2002 synes tiltaket å være vellykket (Heidi Hansen, DN, pers. medd.).

Myndighetene har etterhvert blitt mer restriktive i forhold til bruk av rotenon, og middelet tillates ikke brukt i generell kultiveringssammenheng. Det vil trolig fortsatt kunne tillates som strakstiltak i et begrenset område av et vassdrag for å utrydde fremmede arter, dersom sjansene for å lykkes vurderes som gode.

### 6.4 Oppsummering og diskusjon

Informasjon og kontroll, fysiske sperringer og rotenonbehandling er andre tiltak, i tillegg til utfisking, som er benyttet for å hindre spredning og redusere ørekyteforekomst.

Det absolutt viktigste tiltaket for å hindre spredning, mener vi er informasjon til brukere av vassdragene og da først og fremst til sportsfiskere. I dag er det sannsynligvis sportsfiskeres bruk av ørekyte som agn, som utgjør den største risikoen for å spre ørekyte til nye vassdrag. Informasjon må følges opp med kontroll. Trolig er informasjonsbehovet spesielt stort mot utenlandske fiskere, både om forbudet mot å bruke levende agn og hvilke økologiske og strafferettslige konsekvenser dette kan ha. Straffbare forhold som avdekkes, bør følges opp med rask reaksjon samt informasjon til publikum om konkrete straffereaksjoner. Problemet gjelder ikke bare ørekyte; det er flere andre arter som også er attraktive som levende agn (Nilsen & Wærvågen 2002).

Fysiske sperringer er tiltak som settes i verk for å hindre videre, naturlig spredning etter at ørekyten har etablert seg i et område. Det er ingen tvil om at dette kan være en effektiv metode forutsatt at terskelhøyden er tilstrekkelig stor (mer enn 40 cm hoppehøyde) (Holthe et al. 2002).

Rotenon har ved mange anledninger vist seg som et vellykket tiltak for å utrydde uønskede fiskearter. Vi mener rotenon fortsatt bør kunne brukes som et akutt strakstiltak for å utrydde ørekyte i deler av et vassdrag, hvis dette har stor betydning for å hindre videre spredning.

## 7 Konklusjoner og anbefalinger

### Konklusjoner:

- Det finnes få, godt dokumenterte, eksempler på effekter av ørekyteintroduksjon på lokaliteten/vassdragets opprinnelige dyreliv. Øvre Heimdalsvatn er den eneste lokaliteten med god, vitenskapelig dokumentasjon på slike effekter på både fisk og evertebrater over en lengre tidsperiode, og hvor også interaksjoner med ørret og naturlige reguleringer av ørekytebestanden er inkludert.
- Det finnes belegg for å konkludere med at introduksjon av ørekyte i artsfattige ørretvann generelt vil ha en negativ effekt på ørretproduksjonen. Men det er høyst uvisst hvor stor denne negative effekten blir. Det finnes eksempler på at ørretbestanden blir helt utkonkurrert i små, grunne vann, mens andre eksempler (både i små og store vann) viser stor spennvidde: fra markert nedgang i ørretproduksjonen til ingen klare, påviselige effekter. I ett tilfelle (Vinsteren) er det registrert økt avkastning av ørret etter ørekyteintroduksjon og i et annet tilfelle (Tunhovdfjorden) ble ørekyte viktigste byttedyr for fiskespisende ørret.
- Parasittinfeksjon og predasjon fra ørret er trolig viktige regulerende mekanismer for ørekytebestanden. En forvaltning av ørretbestanden som retter seg inn mot å beholde store, fiskespisende individer kan derfor være et godt tiltak.
- Det finnes ingen dokumenterte eksempler på at utfisking av ørekyte med ruser har hatt noen positiv effekt på ørretbestanden, bortsett fra i de to små vannene Geilotjern og Svartesteinstjern. Utfisking med ruser synes å være effektivt kun i svært små og grunne vann der man effektivt kan fange opp mesteparten av ørekytebestanden. Også i slike vann vil det imidlertid være behov for jevnlig vedlikeholdsfiske for å holde ørekytebestanden nede.
- I Løstravatnet er det mulig at notfisket etter ørekyte i strandområdene holder ørekytebestanden i sjakk, og at ørretproduksjonen derfor ikke har blitt negativt påvirket.

### Anbefalinger:

- Det bør settes igang et overvåkings-/forskningsprosjekt som studerer effekten av ørekyteintroduksjon på de biologiske samfunn. I et sidevassdrag til øvre del av Numedalslågen har ørekyte nylig blitt påvist, men har fortsatt kun sporadisk forekomst (Kjell Mykkeltvedt pers. medd). Dette vassdraget egner seg godt til å følge effekten av en ørekyteintroduksjon. Det finnes bl.a. mye data på ørretavkastning og fangst per innsats.
- Naturlige, bestandsregulerende mekanismer for ørekyte (parasitter, predasjon) bør studeres nærmere.
- Informasjonen til fiskere om forbudet mot og konsekvensene av spredning av ørekyte (og andre arter) må holdes på et vedvarende høyt nivå, og følges opp med kontroll og straffereaksjoner.
- I vassdrag med ørekyte bør det vurderes om fysiske speringer kan egne seg som tiltak mot videre spredning.
- Det bør foreligge en klar strategi for bruk av rotenon som akutt-tiltak, slik at dette raskt kan iverksettes ved behov.
- Utfisking av ørekyte med ruser bør kritisk vurderes på forhånd med tanke på om det er verdt å bruke tid og ressurser på tiltaket. Kun i svært små og grunne vann synes tiltaket å være effektivt.

## 8 Referanser

- Andersson, G., Dickson, W., Filipsson, O., Lindström, T. & Öhman, R. 1980. Förändringar i södra fjällområdets fiskfauna - ett samspel mellan förurning och andra faktorer. - Inform. Sötvattenlab., Drottningholm Nr. 10-1990. 45 s
- Austigard, A. & Holmedal, K. 1998. Interaksjoner mellom aure (*Salmo trutta*), røye (*Salvelinus alpinus*) og steinsmett (*Cottus poecilopus*) i Atnsjøen. – Hovedfagsoppgåve ved Zoologisk instiutt, NTNU, Trondheim.
- Benson, A.J. 1999. Documenting over a century of aquatic introductions in the United States. In: Claudi, R. & Leach, J.H (eds.) Nonindigenous freshwater organisms. Vectors, biology, and impacts. Lewis Publishers, pp. 1-31.
- Berger, H.M. 1999. Ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) i Litleåna i Kvinavassdraget i Vest-Agder 1998. NINA-Oppdragsmelding 580: 1-29.
- Berger, H.M. 2000. Ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) i Høyeåna i Mandalsvassdraget i Vest-Agder 1998. NINA-Oppdragsmelding 633: 1-29.
- Bjerknes, V. 1978. Undersøkelse av fiskebestanden i Leasjåk'ka, Tanavassdraget. - Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Fiskerikonsulenten i Finnmark, Upubl. Rapp.
- Bjørnstad, L. K. 2000. Zooplanktonsamfunnet i Øvre Heimdalsvatn sommeren 1999; Status 30 år etter introduksjonen av ørekyte (*Phoxinus phoxinus*). Hovedoppgave ved Institutt for biologi og naturforvaltning, NLH. 36 s.
- Borgstrøm, R. 1970. Stolsmagasinet. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969. Rapp. nr. 2, Lab. for ferskvannforsk. og innlandsfiske. Zool. museum Oslo, 35. s.
- Borgstrøm, R. 1971. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser i Hallingdal sommeren 1970. Rapp. nr. 4, Lab. for ferskvannforsk. og innlandsfiske. Zool. museum Oslo, 51 s.
- Borgstrøm, R. 1973. Spredning av ørekyt. Jakt – Fiske – Friluftsliv 102: 28-29.
- Borgstrøm, R. & Saltveit, S.J. 1975. Ørekyt og ørrets beiting på skjoldkrepslarver. Rapp. nr. 22, Lab. for ferskvannforsk. og innlandsfiske. Zool. museum, Oslo.
- Borgstrøm, R., Brittain, J. & Lillehammer, A. 1975. Fisket i Glåma på strekningen Hommelvold-Telneset. Virkninger ved utbygging av Tolgafallene. - Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske 24.
- Borgstrøm, R., Garnås, E. & Saltveit, S.J. 1985. Interaction between brown trout, *Salmo trutta* L. and minnow *Phoxinus phoxinus* (L) for their common prey, *Lepidurus arcticus* (Palas). Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 2548-2552

- Borgstrøm, R., Brittain, J.E., Hasle, K., Skjølås, S. & Dokk, J.G. 1996. Reduced recruitment in brown trout *Salmo trutta*, the role of interactions with the minnow *Phoxinus phoxinus*. *Nordic J. Freshw. Res.* 72: 30-38.
- Brittain, J.E., Brabrand, Å., Saltveit, S.J., Bremnes, T. & Røsten, E. 1988. The biology and population dynamics of *Gammarus lacustris* in relation to the introduction of minnows, *Phoxinus phoxinus*, into Øvre Heimdalsvatn, a Norwegian subalpine lake. *Rapp. Lab. Fersk. Økol. Innlandsfiske*, Oslo 109. 56 s.
- Bruun, P.D. 1988. Populasjonskarakterer og ernæring hos ørret i Øvre Heimdalsvatn 1985: effekter av økt populasjonstetthet og introduksjon av ørekyt. *Cand. scient. oppgave*, Biologisk Inst., Universitetet i Oslo. 51 s.
- Bruun, P.D. & Hansen, H. 1988. Konkurransen mellom ørekyt og aure i Øvre Heimdalsvatn. Rapport, Biologisk Inst., Universitetet i Oslo. 17 s.
- Burrough, R.J. & Kennedy, C.R. 1979. The occurrence and natural alleviation of stunting in a population of roach, *Rutilus rutilus* (L.). *J. Fish Biol.* 15: 93-109.
- Burrough, R.J. & Kennedy, C.R. 1981. The establishment and subsequent history of a population of *Ligula intestinalis* in roach *Rutilus rutilus* (L.). *J. Fish Biol.* 19: 105-126.
- Bye, J. 1997. Vide vidder i vest. Vestfjellet i Gausdal. Thorsrud lokalhistorisk forlag, Lillehammer.
- Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk 1985. To brosjyrer: 1) Stopp spredningen av ørekyt i vann og vassdrag. 2) Utsetting av yngel og settefisk.
- Direktoratet for naturforvaltning, udatert. Stopp spredningen av fiskearter. Brosjyre.
- Eggan, G. & Johnsen, B.O. 1983. Kartlegging av utbredelsen av ferskvannsfisk i Norge. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk.
- Filipsson, O. & Lindh, O. 1988. Lite information om elritsa. Inf. Sötvattenslab. Drottningholm, rapport 6/1988.
- Frislid, R. & Rom, K. (red.) 1985. Jakt, Fiske, Friluftsliv, Bind 2. Tiden Norsk Forlag.
- Garnås, E. & Gunnerød, T.B. 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i regulerte vatn i Hallingdal (Stolsmagasinet, Strandavatn, Rødungen, Varaldsetvatn og Bergsjø) i 1980. Rapport nr. 8-1981. DVF – Reguleringsundersøkelsene. 104 s.
- Garnås, E. & Enerud, J. 1988. Fiskeribiologiske undersøkelser i Stolsmagasinet Ål og Hol kommuner 1987. Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernavdelingen, rapport 11/1988, 45 s.
- Garnås, E., Mykkeltvedt, K. & Tysse, Å. 1996. Spredning og tiltak mot ørekyt (*Phoxinus phoxinus* L.) i høgfjellsområder i Buskerud. Seminar & Workshop, Biologien til karpefisk i Norge. 18.-19.mars 1996, Zool. Inst., Univ. i Bergen.
- Gausdal Jeger- og Fiskerforening. Diverse årsrapporter fra perioden 1970-2001.
- Gran, R. udatert. Øystre Slidre Statsalmenning. Ørekytefangst i Tansbergfjorden og Finnefjorden 1994-1999. Evaluering av tiltaket. Upublisert notat, 3 s.
- Grøterud, O. & Kloster, A. E. 1978. Hypsography, meteorology and hydrology of the Øvre Heimdalsvatn catchment. *Holarctic Ecology* 1: 111-116.
- Gåsvatn, L.G. & Aakvik, P.I. 1996. Utbredning av ørekyt i Romundstadbygda. Rindal kommune, upubl., notat, 8 s.
- Gåsvatn, L.G. udatert. Ørekyt i Romundstadbygda, sesongen 1997. Upublisert notat, 4 s.
- Gåsvatn, L.G. 1998. Ørekyt (*Phoxinus phoxinus*) i Romundstadbygda, Rindal. Utbredelse og fangst 1998. Upublisert notat, 4 s.
- Hame, T. & Holen, L. Å. 2001. Trout (*Salmo trutta*) in Lake Øvre Heimdalsvatn; population status and predation on European minnows (*Phoxinus phoxinus*). Hovedoppgave ved Institutt for biologi og naturforvaltning, NLH. 48 s.
- Hansen, H. 1988. Ernæring hos ørekyt, *Phoxinus phoxinus* (L.) i Øvre Heimdalsvatn og mulige forandringer i zooplankton-samfunnet som følge av introduksjon av ørekyt. *Cand. scient. oppgave*, Biologisk Inst., Universitetet i Oslo. 62 s.
- Hansen, H. & Garnås, E. 1987. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nedre Hein, Halnefjorden og Veslekrækkja, Buskerud 1986. Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernavdelingen, rapport 8/1987.
- Hasle, K. & Skjølås, S. 1995. Ørret (*Salmo trutta*) i Øvre Heimdalsvatn -dynamikk og endringer i bestanden etter etablering ørekyt (*Phoxinus phoxinus*). Hovedoppgave ved Institutt for biologi og naturforvaltning, NLH. 78 s.
- Hasselvold, A. & Røstad, M. 1997. Habitat og ernæring hos ung ørret (*Salmo trutta*) og ørekyt (*Phoxinus phoxinus*). Hovedoppgave ved Institutt for biologi og naturforvaltning, NLH. 53 s.
- Hegge, O., Dervo, B.K., Skurdal, J. & Hessen, D. 1989. Habitat utilization by sympatric Arctic charr *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta* in Lake Atnsjøen, south-east Norway. *Freshwater Biol.* 22:143-152.
- Herberg, I. & Naalsund, C. 2000. Ørekyt (*Phoxinus phoxinus*) i Øvre Heimdalsvatn; bestandsstørrelse, ressursbruk og interaksjon med ung ørret (*Salmo trutta*). Hovedoppgave ved Institutt for biologi og naturforvaltning, NLH. 51 s.

- Hesthagen, T. 1994. Utsettingsforsøk med naturdam- og karoppdrettet aure i en innsjø. NINA Oppdragsmelding 289: 1-16.
- Hesthagen, T. 2002. Fish distribution in a mountain area in southern Norway: human introductions overrule natural immigration. *Hydrobiologia* (submitted).
- Hesthagen, T., Hegge, O., Dervo, B.K. & Skurdal, J. 1989. Utbredelse, fordeling og interaksjoner hos fiskebestander i Atnsjøen og Atna. Miljøvirkninger av vassdragsreguleringer, MVU-Rapp. B60.
- 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. Freshw. Res.* 67: 72-76.
- Hesthagen, T. & Gran, R. 1997. Effekten av aureutsettinger i Vinsteren-magasinet, Oppland fylke. NINA Oppdragsmelding 477:1-19.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 1997. Endringer i utbredelse av ørekyt i Norge: Årsaker og effekter. NINA Fagrapport 013: 1-16.
- Hesthagen, T. & Gran, R. 2001. Avkastningen av aure i et reguleringsmagasin ble lite påvirket av omfattende utsettinger. I: NINAs strategiske instituttprogrammer 1996-2000. Virkninger av fysiske naturinngrep – systemøkologisk innretning. Sluttrapport. NINA Temahefte 16:56-61.
- Hesthagen, T., Saksgård, R. & Hegge, O. 1997. Habitatbruk hos stedefgen og fremmed aure i reguleringsmagasiner. I: NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-1995. Innsjøers produktivitet. Sluttrapport. (Langeland, A. & Jonsson, B. eds.). NINA Temahefte 6: 29-32.
- Hesthagen, T. & Østborg, G. 2001. Kartlegging av urørte fiske-samfunn og fisketomme vatn i Agder, Rogaland, Hordaland, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal og Trøndelag. NINA Oppdragsmelding 724.
- Holthe, E., Lund, E. & Finstad, B. 2002. Tiltak for å hindre spredning av ørekyt og for å sikre ørretungenes oppvekstområder. NINA Oppdragsmelding 735: 1-21.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1912. Hvorledes kan vi ophjælpe vore ferskvandsfiskerier? A/S Carl C. Werner & Co.s boktrykkeri, Kristiania, 19 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvannsfiskenes utbredelse og indvandring med et tillæg om krebsen. Centraltrykkeriet-Kristiania. 106 s.
- Huusko, A. & Sutela, T. 1997. Minnow predation on vendace larvae: Intersection of alternative prey phenologies and size-based vulnerability. *J. Fish Biol.* 50: 965-977.
- Hvidsten, N. A., Sægrov, H., Jensen, A.J. & Johnsen, G.H. 2000. Konsekvensutgreiing Kjøsnesfjorden Kraftverk – Delutgreiing fisk og fiske. NINA Oppdragsmelding 629: 1-16.
- Høidalen, S. 2000. Fangstrapport-ørekyte i Valle og Bykle 2000. Rapport til Bykle kommune.
- Høidalen, S. & Bjørgum, S. 2001. Prosjekt ørekyte i øvre Otra. Rapport 2001. Bykle kommune.
- Hålmoen, O. 1980. Avkastning og fiskebiologiske forhold i Vinsteren, Øystre Slidre. - Hovedoppgave ved Norges Landbrukshøgskole, Ås.
- Jensen, K.W. 1968. Ørekyte. s. 1617-1619 I: Sportsfiskerens Leksikon, bind 2. Gyldendal Norsk Forlag.
- Jensen, K. W. 1977. On the dynamics and exploitation of the population of brown trout, *Salmo trutta* L., in Lake Øvre Heimdalsvatn, Southern Norway. Report from the Institute of Freshwater Research, Drottningholm 48: 18-69.
- Johnsen, B.O. & Ugedal, O. 1985. Næringsopptak hos toårig settefisk foret med ørekyte. - DN-Reguleringsundersøkelsene, Rapp. 21-1985.
- Klemetsen, A. 2000. Ørekyt *P. phoxinus* etablert i Tromsø. *Fauna* 53:11-15.
- Koksvik, J. 1998. Næring og næringsoverlapp mellom steinsmettt (*Cottus poecilopus* Heckel) og juvenil ørret (*Salmo trutta* L.) på en lokalitet i øvre deler av Glomma.- Hovedfagsoppgave i ferskvannøkologi, Zool. Inst. Norges teknisk-naturvitenskapelig universitet, Trondheim
- L'Abée-Lund, J.H., Aass, P. & Sægrov, H. 2000. Tunhovd-ørreten – etablering av en storvokst, fiskespisende ørretbestand i et reguleringsmagasin. Norges vassdrags- og energidirektorat, rapport 9/2000.
- Larsen, B.M. 1998. I: Kvinavassdraget, kap 3. Fisk. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-Notat 1998-3.
- Larsen, B.M., Berger, H.M., Enerud, J., Hårsaker, K., Kleiven, E., Koksvik, J., Kvellestad, A. & Nøst, T. 2000. I: Kaste, Ø. 2000, Kvinavassdraget. kap 3. Fisk. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1999. DN-Notat 2000-2.
- Larsen, B.M., Andersen, T., Berger, H.M., Hårsaker, K., Kleiven, E., Kvellestad, A., Sandodden, R. & Sivertsgård, R. 2001a. I: Mandalsvassdraget. kap 3. Fisk. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 2000. DN-Notat 2001-2:61-65.
- Larsen, B.M., Andersen, T., Berger, H.M., Hårsaker, K., Kleiven, E., Kvellestad, A., Sandodden, R. & Sivertsgård, R. 2001b. I: Kvinavassdraget. kap 3. Fisk. Kalking i vann og vassdrag.

- Overvåking av større prosjekter 2000. DN-Notat 2001-2:98-102.
- Larsen, B.M., Berger, H.M., Jensås, J.G., Kleiven, E., Kvellestad, Lund, R., saksgård, L. & Sivertsgård, R. 2002. I: Kvinavassdraget. kap 3. Fisk. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 2001. DN-Notat 2002.
- Larsson, P. 1978. The life cycle dynamics and production of zooplankton in Øvre Heimdalsvatn. *Holarctic Ecology* 1: 162-218.
- Lien, L. 1978. The energy budget of the brown trout population of Øvre Heimdalsvatn. *Holarctic Ecology* 1: 279-300.
- Lien, L. 1981. Biology of the minnow *Phoxinus phoxinus* and its interactions with brown trout *Salmo trutta* in Øvre Heimdalsvatn, Norway. *Holarctic Ecol.* 4: 191-200.
- Mills, C.A. 1988. The effect of extreme northerly climatic conditions on the life history of the minnow *Phoxinus phoxinus* (L.). *J. Fish Biol.* 33: 545-561.
- Mooney, H.A. & Drake, J.A. 1989. Biological invasions: a SCOPE program overview. In: Drake, J.A. et al. (eds.) *Biological invasions: a global perspective*, SCOPE 37. John Wiley & Sons, Chichester, U.K., pp. 491-509.
- Myllylä, M., Torssonen, M., Pulliainen, E., Kuusela, K. 1983. Biological studies on the minnow, *Phoxinus phoxinus*, in northern Finland. *Aquilo: Series Zoologica* 22: 149-156.
- 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., Hame, T. & Holen, L. Å. (in prep.). Predation by brown trout: a major mortality factor for sexually mature European minnows.
- Mykkeltvedt, K. & Mørk, S.E. 1995. Prosjekt Ørekyt i Geilotjern, Svartesteinstjern, mellomliggende bekkesystem og Ustedalsvassdraget 1992-1994. Hol kommune, rapport 23 s.
- Nilsen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2002. Naturødeleggelse gjennom fiskespredning. *Miljøkrim* nr. 1/2002.
- Odden, A., Sevaldrud, I. & Skurdal, J. 1987. Fiske og fiskeregistreringer i Øvre og Nedre Revsjøen, Gausdal. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen, upublisert rapportmanus.
- 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, Rep. 2000:508.
- Rue, S. M. 1996. Rusefiske av karpesfiskearten ørekyt (*Phoxinus phoxinus*) i Halnefjorden året 1994. Hovedoppgave, Avd. for økonomi, miljø- og idrettsfag, Høgskolen i Telemark.
- Saksgård, L., Heggberget, T.G., Jensen, A. & Hvidsten, N.A. 1992. Utbygging av Altaelva- virkninger på laksebestanden. NINA Forskningsrapport 34: 1-98.
- Saksgård, R. & Hesthagen, T. 1997. Bunndyr og dyreplankton i reguleringsmagasiner. – I: NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-1995. Innsjøers produktivitet. Sluttrapport. (Langeland, A. & Jonsson, B. eds.). NINA Temahefte 6: 25-28.
- Saksgård, R. & Hesthagen, T. 1999. Fiskebiologiske undersøkelser i Atnsjøen. Årsrapport 1996. I: Grøstad, M. & Fagerlund, K.H. red. *Forskning og referansevassdrag*, Årsrapp. 1999-1:67-78.
- Saksgård, R. & Hesthagen, T. 2002. A 14-year study of habitat utilisation and food habits of brown trout, *Salmo trutta*, and Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, in Lake Atnsjøen, a subalpine and oligotrophic lake in southern Norway. *Hydrobiologia* (Submitted).
- Skurdal, J., Hartvigsen, R., Hesthagen, T., Vøllestad, A. & Aas, Ø. 1997. Et krafttak mot ørekyte. Handlingsplan for å begrense spredning av ørekyte i Norge. Østlandsforskning, rapport 16/1997. 35 s. + vedlegg.
- Sweeting, R.A. 1976. Studies on *Ligula intestinalis* (L.) effects on a roach population in a gravel pit. *J. Fish Biol.* 9: 515-522.
- Saltveit, S.J. & Brabrand, Å. 1991. Ørekyt. En litteraturoversikt om økologi og utbredelse i Norge. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske 130: 1-21.
- Sægrov, H. 1993. Aure og ørekyt i Jølstravatnet – Kjøsnesfjorden. Zoologisk institutt, Økologisk avdeling, Universitetet i Bergen. Rapport, 35 s.
- Sægrov, H. 1997. Prøvefiske og næringsfiske i Jølstravatnet og Kjøsnesfjorden i 1996. Rådgivende Biologer AS, rapport nr. 278: 1-27.
- Sægrov, H. (red.) 2000. Konsekvensutgreiing Kjøsnesfjorden Kraftverk – Fiskebiologiske undersøkinger. Rådgivende Biologer AS, rapport 421: 1-105.
- Sømme, S. 1934. Ørretyngelens fiender. Norges Jæger- og Fiskerforbunds Tidsskr. 63: 209-216.
- Sømme, I. 1948. Ørretboka. Jacob Dybwads Forlag, Oslo. 607 s.
- Traaen, T. 1983 (red). Basisundersøkelser i Alta-Kautokeinovassdraget 1980-82. NIVA-rapport 68/83.
- Tysse, Å. & Garnås, E. 1994. Fiskeribiologiske undersøkingar i Halne, Hein- og Krækkjavassdraget i Hol og Nore og Uvdal kommune 1992/93. Fylkesmannen i Buskerud, miljøvern-avdelingen, rapport 16/1994.
- Tysse, Å. 1995. Spreiing av ørekyte på Hardangervidda – status og konsekvensar. s. 157-161. I: Direktoratet for

naturforvaltning. Spredning av ferskvannsorganismer. DN-notat 1995-4.

Tømmerås, B.Å. (red.) 1994. Introduksjoner av fremmede organismer til Norge. NINA Utredning 62: 1-141.

Ugedal, O., Gausen, D. & Johnsen, B.O. 1986. Ernæring hos to-årig settefisk de første fire månedene etter utsetting i et vatn. DN-Reguleringsundersøkeene, Rapp. 13-1986.

Vethe, A. 1998. Fangstrapport av ørekyte i Bykle og Valle, 1998. Rapport til Bykle kommune

Vik, R. 1978. The lake Øvre Heimdalsvatn - a subalpine freshwater ecosystem: Introduction. Holarctic Ecology 1: 84-88.

Vøllestad, A., Refseth, U.H., Nesbø, C.L. & Jakobsen, K.S. 1999. Slektskap og kolonisering hos ørekyt. Rapp., Biol. Institutt, Univ. i Oslo.

Aass, P. 1969. Crustacea, especially *Lepidurus arcticus* Palls, as brown trout food in Norwegian mountain reservoirs. – Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 49: 183-2001.