



Ål og konsekvenser av vannkraftutbygging

- en kunnskapsoppsummering

Eva B. Thorstad, NINA (red.)

1
2010



RAPPORT MILJØBASERT VANNFØRING

ÅL OG KONSEKVENSER AV VANNKRAFTUTBYGGING

- en kunnskapsoppsummering

Rapport nr. 1 - 2010

ÅL OG KONSEKVENSER AV VANNKRAFTUTBYGGING – en kunnskapsoppsummering

Utgitt av: Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)

Forfattere: Eva B. Thorstad¹, Bjørn M. Larsen¹, Trygve Hesthagen¹,
Tor F. Næsje¹, Russel Poole², Kim Aarestrup³,
Michael I. Pedersen³, Frank Hanssen¹, Gunnel Østborg¹,
Finn Økland¹, Ingar Aasestad⁴ og Odd Terje Sandlund¹

**Forfatter-
adresser:** ¹Norsk institutt for naturforskning (NINA), 7485 Trondheim
²Marine Institute, Ireland
³Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Akvatiske
Ressourcer (DTU Aqua), Afdeling for Ferskvandsfiskeri
⁴Hvarnes, 3282 Kvelde

Trykk: Allkopi

Opplag: 100

ISSN: 1502-234X

ISBN: 978-82-410-0708-8

Forsidefoto: Åleyngel fra Imsa i Rogaland. Foto: Eva B. Thorstad.

**Foto i
rapporten:** Frode Kroglund, Bjørn Mejdell Larsen, Dag Matzow,
Eva B. Thorstad og Ingar Aasestad.

Sammendrag: Hovedmålene for denne rapporten er 1) å oppsummere kunnskapen om ålens utbredelse innen og mellom norske vassdrag, 2) vurdere vannkraftregulerings påvirkning på ålens livssyklus og forekomst og 3) vurdere mulige avbøtende tiltak for å opprettholde og øke ålebestanden. Rapporten er basert på en litteraturoppsummering av norske og utenlandske undersøkelser, analyser og presentasjon av registreringer av ål i NINAs fiskedatabase samt analyser av elfiskeresultater fra 13 kalkede vassdrag i Agder og Rogaland.

Emneord: Ål, *Anguilla anguilla*, utbredelse, vandring, vannkraftutbygging, kraftverk, regulerte vassdrag, tiltak.

Norges vassdrags- og energidirektorat
Postboks 5091 Majorstua
0301 OSLO

Telefon: 22 95 95 95
Telefaks: 22 95 90 00
Internett: www.nve.no

februar 2010

Innhold

Forord	8
Forfatternes forord	9
Sammendrag	10
1. Innledning	14
1.1 Formål med rapporten	14
1.2 Ålen i Norge	16
1.3 Ål og åleforvaltning i Europa	16
2. Livshistorie	21
2.1 Gyting i havet	22
2.2 Vandring fra gyteområde til kontinentalsokkelen av Europa som leptocephaluslarver	22
2.3 Forvandling til glassål	22
2.4 Gulål - vekststadiet i elver og langs kyster	23
2.5 Vandring tilbake til gyteområdet som blankål	24
3. Utbredelse innen og mellom vassdrag	26
3.1 Forekomst av ål på landsbasis	27
3.1.1 Metoder	27
3.1.2 Fylkes- og kommunevis fordeling av innsjøer med registrert forekomst av ål	28
3.1.3 Forekomst av ål i forhold til størrelsen på nedbørfelt	30
3.1.4 Forekomst av ål i forhold til høyde over havet, innsjøstørrelse og avstand fra sjøen	31
3.1.5 Diskusjon og oppsummering	34
3.2 Forekomst av ål og utvikling av bestandene i kalkede vassdrag i Agder og Rogaland	35
3.2.1 Innledning	35
3.2.2 Metoder	36
3.2.3 Resultater fra enkeltvassdrag	39
3.2.4 Utvikling i utbredelse av ål i kalkede vassdrag	56

3.2.5 Utviklingen i tetthet av ål i kalkede vassdrag.....	58
3.2.6 Diskusjon.....	60
3.2.7 Oppsummering.....	62
3.3 Utbredelse innen vassdrag - eksempler fra to vassdrag.....	63
3.3.1 Numedalslågen	63
3.3.2 Enningdalsvassdraget	66
3.4 Oppsummering	68
4. Vannkraftregulerings påvirkning på forekomst og vandringer.....	70
4.1 Oppvandring av yngel og større gulål	71
4.2 Nedvandring av blankål	73
4.2.1 Andel som går gjennom kraftverk.....	74
4.2.2 Dødelighet ved passasje gjennom kraftverk og turbiner	74
4.2.3 Predasjon ved passering av kraftverk	81
4.2.4 Luftovermetning.....	82
4.3 Undersjøiske strømkabler	82
4.4 Oppsummering	83
5. Mulige avbøtende tiltak for å opprettholde og øke bestanden i norske vassdrag	87
5.1 Tiltak knyttet til vannkraftreguleringer	87
5.1.1 Oppvandring av yngel og større gulål	87
5.1.2 Nedvandring av blankål.....	90
5.1.3 Oppsummering av tiltak knyttet til vannkraftreguleringer.....	103
5.2 Andre avbøtende tiltak	105
6. Referanser	107
VEDLEGG 1	118

Forord

Ålen er oppført som kritisk truet i siste versjon av den norske rødlisten. Bestandsnedgangen er dramatisk stor i hele Europa. EU har nylig vedtatt en forordning for forvaltning av ål med mål om å få bestanden av utvandrende blankål opp til 40 % av bestanden før inngrep i vassdraget. Norge ligger i utkanten av utbredelsesområdet, og produksjonen i Norge kan være viktig for en den europeiske bestanden.

Formålet med prosjektet har vært å få presentert tilgjengelig informasjon om utbredelse og produksjon av ål i Norge, og å vurdere hvilken påvirkning vannkraftregulering utgjør og hvilke avbøtende tiltak som kan være aktuelle.


I forhold til andre anadrome fiskearter har ål vært viet lite oppmerksomhet ved vannkraftutbygging. I dag bygges det mange små kraftverk både i uregulerte og tidligere regulerte vassdrag, og flere revisjonssaker vil behandles i nær framtid. Vannkraftdammer, terskler og tørrlagte elvestrekninger kan representere vandringshindre. På sin nedvandring kan ålen bli skadet eller dø dersom den følger vannet gjennom turbinene.

Prosjektet ble startet i 2008 med NINA som oppdragstaker og Eva B. Thorstad som prosjektleder. Flere norske og europeiske forskere har blitt knyttet til prosjektet, og internasjonal litteratur er gjennomgått. Vi håper resultatet fra prosjektet vil bidra til å bevare ålebestanden i norske vassdrag.

Oslo, februar 2010



Steinar Schanche
leder styringsgruppe



Anja Skiple Ibrekk
programleder

Forfatternes forord

Laila Saksgård, Siri Aa. Sæther og Ruth Bergman, NINA, hjalp til med å skaffe til veie litteratur. Knut Bergesen, NINA forskningsstasjon Ims, bisto med informasjon om ål. Kari Sivertsen, NINA, laget livshistoriefiguren. Anders Foldvik, NINA, hjalp til med GIS-analyser. I tillegg har en rekke personer bidratt med informasjon om utbredelse av ål i ulike deler av landet. Vi vil gjerne takke alle disse for god hjelp under arbeidet.

Kartleggingen av utbredelse av ål er basert på intervjuundersøkelser foretatt gjennom ulike prosjekter i løpet av de siste 30-40 år, de fleste finansiert av Direktoratet for naturforvaltning. Trygve Hesthagen har tidligere samlet opplysninger fra alle disse undersøkelsene i NINAs fiskedatabase, og de er nå lagret i Vanninfo.

Kapitlet om forekomst av ål og utvikling av bestandene er basert på en sammenstilling av overvåkingsresultater fra 13 kalkede elver i Aust-Agder, Vest-Agder og Rogaland. NINA var ansvarlig for overvåkingen i alle elvene fra kalkingsstart til og med 2005, med Bjørn Mejdell Larsen som prosjektansvarlig. Datagrunnlaget er samlet inn over mange år, og et stort antall personer har vært delaktige under feltinnsamlingen. Vi vil rette en stor takk til alle disse, og spesielt til Hans Mack Berger for en uvurderlig innsats i alle år.

NVE takkes for prosjektmidler gjennom FoU-programmet Miljøbasert vannføring. Anja Skiple Ibrek og Anne Haugum, NVE, takkes spesielt for samarbeidet under gjennomføring av prosjektet. NINA har også bidratt med økonomisk støtte til prosjektet.

Russell Poole fra Marine Institute i Irland har bidratt i prosjektet med rådgiving, anskaffelse av litteratur, samt utarbeidet et vedlegg om ål og åleforvaltning i Europa, og spesielt om Irland som et eksempel. Han har av språklige grunner ikke hatt anledning til å lese den norske delen av rapporten, og kan derfor ikke holdes medansvarlig for alle detaljer og konklusjoner i rapporten.

Eva B. Thorstad
prosjektleder

Sammendrag

Formål og bakgrunn

Ålen gyter i Sargassohavet, i Nordvest-Atlanteren og har vandringer til oppvekstområder i ferskvann, brakkvann og saltvann i Europa og rundt hele Middelhavet. Ålen har en kompleks livssyklus, og kalles gulål i oppvekststadiet og blankål før og under gytevandringen.

Hovedmålene med rapporten er å:

1. Oppsummere kunnskap om ålens utbredelse innen og mellom norske vassdrag.
2. Vurdere vannkraftregulerings påvirkning på ålens livssyklus og forekomst.
3. Vurdere mulige avbøtende tiltak for å opprettholde og øke ålebestanden.

Rapporten er basert på en litteraturoppsummering. Analyser av ålens utbredelse er i tillegg basert på registreringer av ål i NINAs fiskedatabase. Utbredelsen av ål i Numedalslågen og Enningdalsvassdraget er grundigere beskrevet, som eksempler på detaljert utbredelse innen vassdrag. Analyser av data fra kalkede vassdrag i Agder og Rogaland er også inkludert. Fangster av ål ved elfiske er registrert årlig på mer enn 150 stasjoner i 13 vassdrag i opp til 15 år.

Store deler av ålens livshistorie og gytebiologi er fortsatt et mysterium. Bestanden er i dramatisk tilbakegang i hele Europa. Ålens komplekse livshistorie og lange vandringer har gjort det vanskelig å finne årsakene. Flere faktorer kan ha hatt betydning, som overfiske, habitatdegradering inkludert blokkering av vandringsruter med kraftverk og andre hindre, innførte parasitter og sykdommer, og forurensing og klimaendringer inkludert endringer av havtemperatur og -strømmer. Ålen i Europa ser ut til å tilhøre en felles bestand, og faktorer som påvirker bestanden i andre deler av Europa vil også påvirke bestanden i Norge og omvendt.

Utbredelse innen og mellom vassdrag

Ål kan forekomme i alle ferskvannshabitater som er egnet for fisk, som raskt- og sakteflytende elvestrekninger, bekker og innsjøer. Utbredelsen er avhengig av hvor langt opp i vassdraget de kommer før de møter et hinder som stanser vandringsen. Utbredelsen samsvarer ikke nødvendigvis med utbredelsen av anadrome laksefisk. Ål kommer forbi hindre som laks og ørret ikke kan passere, mens i andre tilfeller kan hindre være passerbare for laks og ørret, men ikke for ål. Ålen kan ikke hoppe, og vertikale hindre som er høyere enn 50-60 % av kroppslengden, kan stanse oppvandring. Åleyngel er dårlige svømmere, og kan ha problemer med å passere områder med høy vannhastighet, som for eksempel gjennom terskler og kulverter. Ålen er kjent for å kunne ta seg fram over fuktige områder på land og klatre opp vertikale vegger. Denne evnen kan imidlertid være begrenset. Den forekommer kun i områder med fuktig og gunstig substrat og med atkomstmuligheter til og fra elva.

Ål er registrert i 1788 norske innsjøer, samt på 104 elve- og bekkelokaliteter, i 361 nedbørfelt. At ål i størst grad er registrert i innsjøer skyldes at fiskearters forekomst hovedsakelig er registrert for innsjøer. Det er registrert ål i 210 kommuner, og i alle fylker. Ålen har en kystnær utbredelse, med 63 % av lokalitetene mindre enn 10 km

fra sjøen. Dette er i samsvar med høydefordelingen. Hele 42 % av innsjøene med ål ligger under 50 moh. I følge kartleggingen har ålen kjerneområde i ferskvann fra Telemark til og med Hordaland samt i Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag. I Nord-Norge er kartleggingen mangelfull. Det er sannsynlig at mengden ål avtar med økende breddegrad, og at ålen ikke er så tallrik nord i landet (Troms og Finnmark). Ål er imidlertid tidligere registrert i de fleste kommuner i Nordland, Troms og Finnmark.

Undersøkelser i 13 vassdrag i Agder og Rogaland tyder på at forekomsten av ål var redusert på grunn av forsuringen. Både utbredelse og tetthet har økt i mange av vassdragene etter kalking. De mest forsurede områdene samsvarer med det som synes å være ålens kjerneområde i forhold til utbredelse. Kalking er derfor et viktig tiltak for å gi ål bedre oppvekstvilkår i vassdrag.

Vannkraftregulerings påvirkning på livssyklus og forekomst

Ålen påvirkes av vannkraftreguleringer når de passerer kraftverksinstallasjoner under vandring 1) oppover i vassdrag som yngel og større gulål og 2) nedover i vassdrag som blankål. Oppvekstforhold kan også påvirkes av endrede miljøforhold.

Installasjon av dammer, terskler og kraftverk kan medføre at ål forsvinner fra oppstrøms områder, eller at forekomsten reduseres betydelig. Dette skyldes først og fremst hindre for oppvandring. Terskler, tørrlagte områder og dammer kan medføre absolutte eller delvise vandringshindre. Vannhastigheten er ofte for rask i laksetrapper til at ålen kan passere gjennom disse. Størrelsen på områdene med redusert produksjon av ål som følge av slike vandringshindre, er ikke kjent.

Nedvandrende ål er sårbare for å vandre eller bli dratt inn i vanninntak til kraftverk. Årsaker til skader og dødelighet kan være 1) at ålen setter seg fast i beskyttelsesgitter i vanninntaket eller foran turbinen, 2) kollisjon med roterende turbinblad eller andre deler av turbinen, 3) klemskader i turbinen, 4) raske trykkendringer, kavitasjon, skjærkrefter og turbulens gjennom turbinen og andre deler av kraftverket, 5) predasjon på ål som eventuelt forsinkes og samles ovenfor kraftverket, eller ål som kommer skadet ut gjennom kraftverket og 6) luftovermetning.

Andelen av utvandrende bestand som dør ved passasje av et kraftverk, er avhengig av hvor stor andel som går gjennom i forhold til andelen som går utenfor kraftverket, og hvor stor andel av de som går gjennom som dør som følge av passasjen. Vandringsveier utenfor turbinen kan være over eller gjennom kraftverksdammen, gjennom fisketrapper, ned vannføringsløp i form av gammelt elveleie, eller gjennom konstruerte omføringsløp. Ålens muligheter for å vandre forbi kraftverket, utenfor turbinene, er blant annet avhengig av hvordan kraftverket og omløpsmuligheter er konstruert og fordeling av vannføringen. Utvandrende ål følger gjerne hovedstrømmen, og føres derfor ofte mot kraftverksinntaket. Andelen ål som gikk inn i kraftverket og gjennom turbinen, varierte mellom 7 og 77 % i publiserte undersøkelser (mer enn 70 % i tre av fire undersøkelser).

Dødeligheten eller skadefrekvensen var mellom 6 og 100 % for ål som gikk gjennom kraftverkene, med et gjennomsnitt på 52 %, i de oppsummerte undersøkelsene.

Dødeligheten gjennom turbiner øker med fiskelengde. Dødeligheten for voksen ål er 4-5 ganger større enn for laksesmolt. De store hunnene opplever størst dødelighet. Årsakene til dødeligheten er ikke fullstendig kartlagt. Eksisterende modeller kan ikke forutsi dødeligheten ved et bestemt kraftverk. Hvilken turbintype som benyttes (francis eller kaplan) er i mange tilfeller ikke avgjørende. Andre karakteristikk ved kraftverket kan ha større betydning. Små turbiner med rask rotasjon medfører generelt stor dødelighet, og små kraftverk kan dermed medføre stor dødelighet. Turbiner i høye fall, der vann og fisk har stor hastighet når de treffer turbinbladene, vil også medføre stor dødelighet. Dødelighet av ål forekommer også ved norske kraftverk, men vi kjenner ikke til systematiske undersøkelser av dette.

Avbøtende tiltak

Ved vurdering av tiltak for å bedre opp- og nedvandringene av ål, må hele vassdrag vurderes under ett. Det har mindre nytteverdi å åpne en passasje som stenger for et lite oppvekstareal enn en som stenger for et stort. Videre er det liten nytte i å åpne en passasje hvis det fortsatt finnes stengsler lengre nedstrøms. Tiltak for utvandrende ål nederst i vassdragene vil vanligvis ha større effekt enn tiltak lengre opp, fordi en større andel av ålen må passere kraftverk nederst i vassdragene.

Ulike typer åleledere kan installeres for å hjelpe oppvandrende ål forbi vandringshindre. Den relative effektiviteten er imidlertid ukjent. Ved vurdering av tiltak for å hjelpe oppvandrende ål forbi vandringshindre, må det gjøres en grundig vurdering av sannsynligheten for at de kommer seg uskadd ut vassdraget som blankål. Når det gjennomføres tiltak for å hjelpe ål opp forbi et vandringshinder, bør det samtidig iverksettes tiltak for å sikre overlevelsen til den utvandrende ålen.

Generelt finnes ikke standard løsninger for hvilke tiltak som best kan benyttes for å redusere dødelighet for nedvandrende blankål forbi kraftverk. Det er gjort lite forskning på ål sammenliknet med laksefisk. Med dagens kunnskap er det nødvendig med utprøving og evaluering av tiltak for å kunne fastslå om de har ønsket effekt. Små kraftutbygginger kan tenkes å redusere produksjonen av ål, selv om kraftproduksjonen er relativt liten. Hvis en kraftregulering skal gjennomføres uten negative effekter på bestanden, må det påregnes kostnader ved å iverksette tiltak.

Ulike typer tiltak kan redusere dødeligheten for nedvandrende ål forbi kraftverk:

1) Fange nedvandrende ål i vassdraget, frakte dem forbi kraftverket og slippe dem ut igjen nedenfor. 2) Øke andelen ål som benytter trygge vandringsveier utenfor turbinene, som over eller gjennom kraftverksdam, gammelt elveleie, konstruerte omføringsløp eller andre muligheter. 3) Stanse kraftverket i hele eller deler av nedvandringsperioden.

Tiltak for å øke andelen ål som bruker trygge vandringsveier utenfor turbinene kan være i form av å: 1) Tilpasse alternative passasjer slik at ålen blir mer tiltrukket av disse enn for kraftverksinntaket. 2) Fysisk hindre ålen fra å gå gjennom turbinene, eller fysisk lede dem bort fra kraftverksinntaket, for eksempel ved bruk av et gitter. 3) Bruke sperrer som skal påvirke ålens atferd for å unngå vanninntaket og heller finne alternativ vandringsvei, som for eksempel elektriske sperrer, boblegardiner, lys

og lyd. Bruk av boblegardiner og elektriske sperrer har vist seg lite effektive, mens lys- og lydsperrer kan ha et potensial. Slike løsninger krever imidlertid utviklingsarbeid og utprøving. Bruk av skråstilte gitter kombinert med åpninger til alternative vandringsveier har vist lovende resultater ved et svensk kraftverk.

Kunnskap om utbredelse og produksjon av ål i ulike habitat og deler av landet er en forutsetning for å iverksette effektive tiltak. Ålen har oppvekstområder både i sjø og ferskvann, men vi kjenner ikke den relative betydningen av ulike habitat. Tettheter og produksjonspotensialet i ferskvann er lite kjent. Kunnskap om ålens kvalitet i forhold til parasitter, sykdommer, kjønns- og størrelsesfordeling, fettinnhold og forurensingspåvirkning er også begrenset. Norsk forskning, overvåking og forvaltning har hatt lite fokus på ål. Norge ligger i utkanten av utbredelsesområdet, og har trolig hatt lavere tettheter av ål enn de beste områdene i Sør- og Mellom-Europa og de britiske øyer. Med ålens tilbakegang kan imidlertid produksjonen i Norge være av økende viktighet for å opprettholde en tilstrekkelig stor felles europeisk gytebestand.

1. Innledning

1.1 Formål med rapporten

Selv etter mer enn 100 års forskning er store deler av den europeiske ålens (*Anguilla anguilla*) livshistorie og gytebiologi fortsatt et mysterium. Bestanden av ål er i dramatisk tilbakegang i hele Europa, og rekrutteringen av glassål er i dag kun 1-9 % av nivået på 1970-tallet (Dekker 2003, ICES 2006, 2009, **boks 1**). Ålens komplekse livshistorie og lange vandringer har gjort det vanskelig å finne årsakene til den sterke tilbakegangen, og flere faktorer kan ha hatt betydning (**boks 2**).

Ålen gyter i Sargassohavet og har vandringer til oppvekstområder i ferskvann, brakkvann og saltvann i Europa og områdene rundt hele Middelhavet (**boks 3**). Under oppveksten i ferskvann kan bestandene påvirkes av vassdragsreguleringer. Særlig kan dammer, kraftverk og tørrlegging av elvestrekninger påvirke ålens vandringer opp og ned i vassdragene. Hvis ålen kommer inn i kraftverksturbiner, kan dette medføre dødelighet.

Hovedmålene for denne rapporten er å:

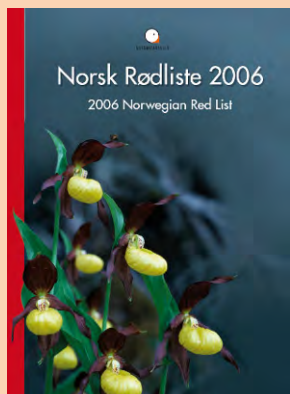
1. Oppsummere kunnskapen om ålens utbredelse innen og mellom norske vassdrag.
2. Vurdere vannkraftregulerings påvirkning på ålens livssyklus og forekomst.
3. Vurdere mulige avbøtende tiltak for å opprettholde og øke ålebestanden.

Rapporten er basert på en oppsummering av norske og utenlandske undersøkelser av europeisk ål. Vi refererer også til relevante undersøkelser av amerikansk ål (*Anguilla rostrata*) og nært beslektede arter på New Zealand (longfin eel: *Anguilla dieffenbachii*, shortfin eel: *Anguilla australis*). Referanser til undersøkelser av disse artene er spesifisert i teksten.

Rapporten inkluderer også analyser og presentasjon av registreringer av ål i NINAs database som omfatter utbredelse og forekomst av ferskvannsfisk på innsjøbasis i hele Norge. Utbredelsen av ål i Numedalslågen og Enningdalsvassdraget er detaljert beskrevet, som eksempler på utbredelsen av ål innen vassdrag. Analyser av et omfattende materiale fra vassdrag i Agder og Rogaland er også inkludert. Dette er basert på årlige fangster av ål ved elfiske på mer enn 150 stasjoner i 13 vassdrag over en periode på opp til 15 år. Ålens situasjon i Europa, og spesielt i Irland, er mer inngående beskrevet i et vedlegg til rapporten som Russell Poole fra Marine Institute i Irland har utarbeidet.

Boks 1

En truet art, ført opp i Norsk Rødliste



Ålen er ført opp i Norsk Rødliste fra 2006, som gir en oversikt over sårbare og truede arter og bestander. Ålen er kategorisert som kritisk truet, og vurderes som en art med ekstrem høy risiko for utdøing (Nedreaas *et al.* 2006).

Alt fritidsfiske etter ål ble forbudt fra 1. juli 2009. Næringsfiske etter ål forbys fra 2010.

Boks 2

Årsaker til ålens tilbakegang

Som i mange andre tilfeller, er forskerne ikke enige om hva tilbakegangen i ålebestanden skyldes. Overfiske, habitatdegradering inkludert blokkering av vandringsruter med kraftverk og andre hindre, innførte parasitter og sykdommer, forurensning og klimaendringer inkludert endringer av havtemperatur og -strømmer, er blant de foreslåtte årsakene (Feunteun 2002, Knights 2003, Starkie 2003, van Ginneken & Maes 2005, Bonhommeau *et al.* 2008, Geeraerts & Belpaire 2009). Mest sannsynlig er det flere faktorer som har forårsaket reduksjonen i den europeiske ålebestanden. Siden ålen i Europa ser ut til å tilhøre en felles europeisk bestand (**boks 5**), vil faktorer som påvirker ålebestanden i andre deler av Europa også påvirke ålebestanden i Norge, og omvendt.



Eira i Møre og Romsdal. Foto: Eva B. Thorstad.

1.2 Ålen i Norge

Ålen har fått liten oppmerksomhet i Norge i forhold til i mange andre europeiske land, som for eksempel Danmark. Dette skyldes nok at ålen har hatt en ubetydelig rolle som matfisk i Norge, og det er gjort svært få undersøkelser av ål sammenliknet med for eksempel laksefisk. Kommersielt ålefiske har i størst grad foregått i Sør-Norge opp til Sogn og Fjordane, men har også forekommet lengre nordover. Store deler av fangstene har blitt eksportert levende til kjøpere i Europa, først og fremst Danmark (Anon. 2008). All fangst av ål er nå stanset på grunn av nedgangen i bestanden (**boks 1**), men så sent som 2005-2008 ble det årlig fanget gjennomsnittlig 237 tonn ål i næringsfisket i Norge (tall fra Fiskeridirektoratet).

Generelt foreligger lite kunnskap om norske ålebestander. Det foreligger imidlertid to tidsserier med langtidsovervåking av ål. Den ene er fra elva Imsa i Rogaland, hvor NINA har registrert oppvandrende og nedvandrende ål siden 1975 (**figur 1.1**). Den andre er fra Havforskningsinstituttets stasjon ved Flødevigen, hvor forekomst av ål i fiske med strandnot på ca. 80 stasjoner langs Skagerrakkysten er registrert siden 1904 (Durif *et al.* 2008). Begge disse seriene viser sterkt nedadgående trender. Oppvandringen av åleyngel i Imsa kollapset rundt 1981, noe som sammenfaller med nedgangen i rekrutteringen til ferskvann i andre europeiske land. Nedgangen i produksjon av utvandrende blankål i Imsa startet 7 år senere, noe som samsvarer med generasjonstiden til ål i vassdraget. Nedgangen i antall ål fanget per strandnottrekk langs Skagerrakkysten begynte rundt 1997, og i 2007 ble det ikke fanget en eneste ål i nottrekkene (Durif *et al.* 2008). Tilbakegangen var korrelert med økt overflate-temperatur i Sargassohavet, der ålen gyter (10 % av variasjonen ble forklart med overflatetemperatur i havet). Dette kan skyldes at økt temperatur medfører redusert primærproduksjon og dermed mindre mat for ålelarvene.

I 2008 ble ålens svømmeblæremerk, en introdusert parasitt, for første gang registrert hos vill ål i Sør-Norge (Mo 2009, **boks 4**). Utbredelse av svømmeblæremerken i Norge er lite undersøkt, og effektene på ålebestanden er generelt lite kjent.

En handlingsplan for ål er nå under utarbeidelse (2010), gjennom et samarbeid mellom Direktoratet for naturforvaltning og Fiskeridirektoratet.

1.3 Ål og åleforvaltning i Europa

Ålebestanden har gått dramatisk tilbake over hele Europa i løpet av de siste tiårene (**boks 2**). Rekrutteringen har generelt gått tilbake siden starten av 1980-tallet, men i ålens nordligste utbredelsesområde, som for eksempel i Østersjøen, kan det se ut til at tilbakegangen startet allerede på 1950-tallet (ICES 2009). I følge det internasjonale havforskningsrådet (ICES) er bestandssituasjonen utenfor trygge biologiske grenser, og nåværende beskatning er ikke bærekraftig.

Boks 3

Ålens utbredelse



Åleyngel.
Foto: Eva B.
Thorstad.

Ålen gyter i Sargassohavet, som ligger i vestre del av Nord-Atlanteren nordøst for Cuba og Bahamas. Den har oppvekstområder i ferskvann, brakkvann og saltvann i Europa, Nord-Afrika og Vest-Asia, og er utbredt fra Svartehavet, Middelhavet, Kanariøyene, Madeira og Azorene, Island og til Russland. Ålen finnes i vassdrag og kystområder langs det meste av Europas kyster, inkludert hele norskekysten. Nord i Russland forekommer ål i noen elver som drenerer til Barentshavet i Murmansk-regionen, og én ål ble for eksempel rapportert fanget i fisketrappa i elva Tuloma. Observasjoner av ål nord i Russland er imidlertid sjeldne (Sergey Prusov pers. komm.). Ål finnes også i hele Østersjøen.

Ålen er kjent som en *katadrom* art, som betyr at den gyter i sjøen og har vandringer til ferskvann for å spise. Noen ål vandrer imidlertid aldri opp i ferskvann, men lever på grunt vann langs kysten. Ålen betegnes derfor mest riktig som en *fakultativ katadrom* art.

Ålen fanges både i ferskvann og saltvann, og i mange land forekommer et omfattende kommersielt fiske på de fleste av ålens livsstadier (glassål, gulål og blankål), i tillegg til et utbredt fritidsfiske (Starkie 2003, Tesch 2003, ICES 2007, 2008). Fiske etter glassål har først og fremst foregått sør og vest i Europa, særlig langs kysten av Biscayabukta og i elva Severn sørvest i England (Tesch 2003). Glassålen har vært brukt til gjenutsetting, akvakultur, menneskeføde, dyrefôr og limproduksjon (Tesch 2003, ICES 2007). En del av glassålen er eksportert til Asia for oppdrett, og i 1996 ble for eksempel 250 tonn glassål eksportert til Kina (Tesch 2003). Nederland, Danmark og Italia er i dag de dominerende nasjonene i Europa for oppdrett av ål i akvakultur basert på fangst av glassål (ICES 2008). Akvakultur av ål er helt avhengig av vill glassål, siden det i dag ikke er mulig å få ålelarver som er født i fangenskap til å vokse opp.

I mange land foregår fangst av glassål eller ung gulål som utsettes andre steder i ferskvann, som et forvaltningstiltak for å styrke svekkede eller tapte bestander. Tidligere har formålet med utsetting også vært å styrke fiskeriene. Antall ål som er utsatt, har gått tilbake siden midten av 1990-tallet (ICES 2007). Noen steder foregår gjenutsetting ved at ålen flyttes lokalt innen et vassdrag (for eksempel forbi vandringshindre), mens mange land også importerer glassål for utsetting, hovedsakelig fra Storbritannia og Frankrike (ICES 2007). Det er nå en mye større etterspørsel etter glassål for utsetting enn det som finnes tilgjengelig på markedet (ICES 2009). I hvor stor grad utsatt ål bidrar til gytebestanden i forhold til om de hadde vokst opp i sitt opprinnelige område der de ble fanget, er ikke kjent. Det finnes imidlertid flere undersøkelser som tyder på at utsatt ål ikke greier seg like godt som

stedegen ål i samme område. Det er også stor dødelighet og skadefrekvens på glassål under fangst (ICES 2009).

I 2007 vedtok EU en forskrift om gjenoppbygging av ålebestanden, med formål å beskytte og ha en bærekraftig utnyttelse av bestanden (**vedlegg 1**, EC Council regulation No 11/2007). I følge forskriften skal en rekke tiltak gjennomføres i EUs medlemsland:

- Forvaltningsplaner for ål skal utarbeides for hvert medlemsland. Planer skal helst utarbeides for hvert nedbørfelt og helst etter de geografiske inndelinger som er gjort i forhold til EUs rammedirektiv for vann. Det åpnes imidlertid for at medlemslandene kan definere regionale enheter eller hele landet som et område for en felles forvaltningsplan.
- Forvaltningsplanene skal godkjennes av EU-kommisjonen, og skulle i følge forskriften iverksettes fra 1. juli 2009. Dette er imidlertid noe forsinket, og de fleste EU-land har ennå ikke fått sine forvaltningsplaner endelig godkjent.
- Formålet med hver forvaltningsplan er å redusere menneskeskapt dødelighet, slik at 40 % av historisk produksjon av blankål (i biomasse), det vil si den produksjonen som hadde eksistert uten menneskelig påvirkning, skal vandre ut i havet.
- Der det fortsatt er tillatt å fiske ål som er mindre enn 12 cm, skal innen 2013 minst 60 % av fangsten gjøres tilgjengelig for gjenutsetting andre steder.
- Fiskeinnsatsen eller fangstene av ål i sjøen skal halveres i forhold til nivået i perioden 2004-2006.
- Tiltak skal innføres slik at all import eller eksport av levende ål kan spores tilbake til opprinnelseslandet. Det skal også sikres at all ål som fanges og eksporteres blir fanget i henhold til regelverket som gjelder på fangststedet.
- Medlemslandene skal rapportere og evaluere resultatet av de nasjonale forvaltningsplanene til EU-kommisjonen hvert tredje år fra 2012 og hvert sjette år fra 2018. Rapporten skal blant annet inneholde så gode estimater som mulig av hvordan andelen blankål (biomasse) som vandrer ut i havet forholder seg til målet om at 40 % av historisk produksjon skal unnslippe.

EU-landenes forvaltningsplaner skal spesifikt inneholde en beskrivelse og analyse av den nåværende situasjonen for ålebestanden, og relatere dette til målsettingen om 40 % blankålutvandring. De skal også inneholde beskrivelser av tiltak for å oppnå, overvåke og verifisere målsettingen i tillegg til en tidsplan for å nå målene.

Måltall skal settes ved å ta i betraktning data som er tilgjengelige for hvert nedbørfelt på én eller flere av følgende måter:

- a) Bruke data samlet inn i den mest formålstjenlige perioden før 1980, hvis slike data er tilgjengelig av tilstrekkelig mengde og kvalitet.

- b) På grunnlag av en habitatbasert vurdering av potensiell åleproduksjon i fravær av menneskeskapt faktorer.
- c) Med referanse til økologi og hydrografi av sammenliknbare vassdrag.

Forvaltningsplanen skal også minimum inneholde tiltak for reduksjon av kommersielt fiske, begrensning av fritidsfiske, gjenutsettingstiltak, strukturelle tiltak i elver for å sikre vandringsveier og forbedre leveområder, transport av blankål fra lukkede vannsystemer til vannsystemer der det er mulig å vandre fritt til Sargassohavet, bekjempelse av predatorer, midlertidig stenging av vannkraftturbiner og tiltak i forhold til akvakultur. En mer detaljert gjennomgang av ål og åleforvaltning i Europa er gitt i **vedlegg 1**.

Norge omfattes ikke av EUs forskrift for gjenoppbygging av ålebestanden, og utarbeider ikke forvaltningsplaner som skal godkjennes av EU.



Figur 1.1. Fiskefella i Imsa i Rogaland ved NINAs forskningsstasjon, der all oppvandrende og nedvandrende ål registreres. Foto: Eva B. Thorstad.

Boks 4

Ny introdusert parasitt: Ålens svømmeblæremark

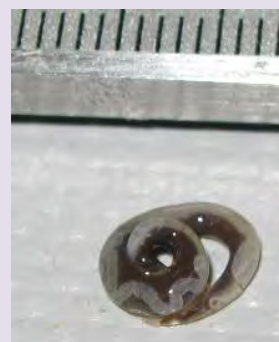


Svømmeblæremark (*Anguillicoloides crassus*, rundmark, nematode) forekommer hos ålearter i Stillehavet, og ble innført til Europa rundt 1980, trolig med ål som kom fra Taiwan. Den spredte seg i Europa, og ble påvist i Danmark i 1986 og Sverige i 1987. I 1993 ble den første gang påvist i Norge. Funnet ble gjort hos oppdrettsål i et anlegg i Østfold (Mo 2009).

Svømmeblæremark ble for første gang påvist hos vill ål i Norge i 2008, både i Enningdalselva, Drammenselva og Imsa (Mo 2009). Det er grunn til å tro at den finnes i flere vassdrag mellom svenskegrensa og Stavanger, og kanskje også videre nordover, men dette er ikke undersøkt. Av 70 undersøkte blankål samlet inn ved NINA Forskningsstasjon Ims, hadde 80 % parasitten (Bergesen *et al.* 2009). Svømmeblæremarken er en ferskvannsparasitt, men livssyklus kan også gjennomføres i brakkvann med noen få promille saltholdighet.

Svømmeblæremarken lever av blod fra svømmeblærevæggen. De er gjerne opp til 3,0-3,5 cm lange, og det kan være flere titalls parasitter i én ål (Mo 2009). Parasitten kan forårsake store skader hos fisken, og massedød er kjent fra oppdrettsanlegg, men ikke fra ville bestander (Mo 2009). Det er antydnet at skadet ål ikke vil være i stand til å regulere trykket når de svømmer opp og ned i vannmassene. Det kan ikke utelukkes at parasitten har bidratt til redusert rekruttering av ål (Mo 2009). Blankålen svømmer generelt på store havdyp (200-1000 m) under gytevandringen, og med store vertikale variasjoner gjennom døgnet (Aarestrup *et al.* 2009). Det er spekulert i at infisert ål hindres i vertikale vandringer og svømmer grunnere (Sjöberg *et al.* 2009).

Siden parasitten har en livssyklus med frittlevende stadier og andre vertarter, spres den ikke bare med ål, men spres mellom vassdrag også ved overføring av vann, virvelløse dyr eller andre fiskearter.

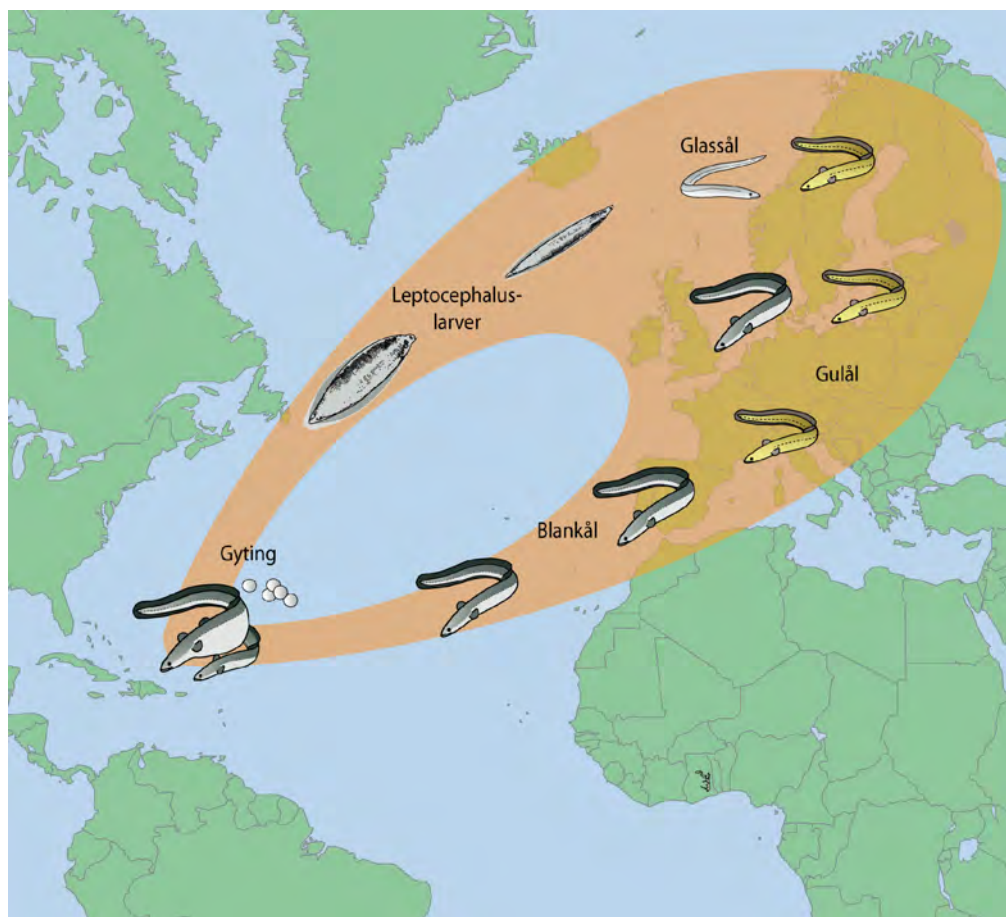


Ålens svømmeblæremark.
Begge foto: Eva B.
Thorstad.

2. Livshistorie

Ålen har en unik livshistorie (**figur 2.1**, se også **boks 5**). Den forplanter seg sannsynligvis i Sargassohavet, mens yngelen driver mer eller mindre passivt til Europa hvor de vokser opp i saltvann langs Atlanterhavsysten og Middelhavet eller i ferskvann. Når kjønnsmodningen begynner, starter den lange vandringen tilbake til gyteområdet. Ålen kjennetegnes ved at utseende i de tidlige stadier av oppveksten er svært ulikt ålen vi vanligvis kjenner fra Norge.

Ålens livshistorie består av ulike faser hvor den gjennomgår til dels store morfologiske og fysiologiske forandringer (metamorfose). Under sine lange vandringer gjennomgår den to slike perioder. De ulike livshistoriestadiene har ulike navn og består av: **egg** (i Sargassohavet), **plommesekkklarver** (i Sargassohavet), **leptocephaluslarver** (pelagisk i havet på vei til Europa, gjennomgår metamorfose), **glassål** (nær kysten og tidlig stadium i ferskvann), **gulål** (viktigste vekstfase langs kysten og i ferskvann, gjennomgår metamorfose) og **blankål** (kjønnsmoden ål rett før og under vandring til gyteområdet i Sargassohavet, tar ikke til seg næring).



Figur 2.1. Ålens livshistoriesyklus. *Figurdesign: Kari Sivertsen.*

2.1 Gyting i havet

Selv om gytemoden ål og egg aldri har blitt funnet, antas ålen å gyte i Sargassohavet, i et relativt lite ellipseformet område mellom 23-30 °N og 48-74 °V (Schmidt 1922, Tesch 1982, Tesch & Wegner 1990, van Ginneken & Maes 2005). Plasseringen av gyteområdet er blant annet basert på mange års studier av størrelse og fordeling av ålelarver. Slike ålelarver, < 5 mm - < 7 mm, som antas å være fra noen få dager opp til tre uker gamle, har kun blitt funnet i dette området. Gytetiden er trolig hovedsakelig fra mars til juni, med en topp i april (McCleave *et al.* 1987). Plommesekkstadiet varer bare i noen dager, og de nyklekte ålelarvene må derfor etter kort tid ta til seg eksternt føde.

2.2 Vandring fra gyteområde til kontinentalsokkelen av Europa som leptocephaluslarver

Når de nyklekte ålelarvene har gjennomgått plommesekkstadiet, som kun varer i noen få dager, har de fått form som et flattrykt avlangt pileblad. Slike leptocephaluslarver er et stadium som finnes kun hos ålefisker og piggåler. Larvene er flattrykte og langstrakte og svært ulike den voksne ålen. De mangler røde blodpigmenter, er gjennom-siktige og skjelettet er ikke fullt utviklet.

Leptocephaluslarver mindre enn 5 mm synes ikke å ha evne til aktiv egenbevegelse og har heller ingen vertikal forflytning (Yamauchi *et al.* 1976, Pedersen 2003, Palstra *et al.* 2005). Større leptocephali foretar vandring opp og ned i vannmassene (vertikalvandring) og oppholder seg hovedsakelig mellom 300-600 m i dagslys og 25-125 m i mørke (Tesch 1980). Det er imidlertid ikke kjent om transporten av ålelarver med Golfstrømmen til Europa skjer ved en passiv eller delvis aktiv prosess. Ålelarvene når vanligvis den europeiske kontinentalsokkelen ut på ettervinteren, men forflytningen fra Sargassohavet kan ta betydelig lengre tid (1-3 år) (Lecomte-Finiger 1994, Vøllestad 2009).

2.3 Forvandling til glassål

Når larvene når den europeiske kontinentalsokkelen etter 5000-6000 km, gjennomgår de en metamorfose og blir til glassål. De har nå fått rund kroppsform og er i utseende lik den voksne fisken, men fremdeles gjennomsiktige og uten pigmenter. Forvandlingen fra leptocephaluslarver til glassål er omfattende både i utseende og fysiologi. Larvene går kraftig ned i vekt og kroppslengden reduseres med 10-15 % til ca. 7 cm (Vøllestad 1992). Vekttapet, hvor kroppsvekten kan halveres, skyldes både tap av vann og energikostnader ved metamorfosen. Glassålen søker inn mot kysten og ned mot bunn der noen glassål vandrer opp i ferskvann, mens andre blir værende i saltvann eller brakkevann.

Små ål som vandrer opp i våre vassdrag, kalles i noen deler av landet for ålefaring og andre steder for åleyngel. Det er usikkert hva som får noen ål til å forlate det marine

miljøet, men vanntemperaturen i ferskvann og vannføring i vassdrag kan være viktige faktorer (Vøllestad 1992). Sør i Europa er disse åleynglene fargeløse glassål, mens de i Norge ofte er små pigmenterte gulål.

Ålen kan vandre langt opp i vassdrag, opptil mer enn 1000 km (Tesch 2003). De kan krype over land i fuktig mose eller fjellskrenter og over betongdammer, spesielt eldre dammer med sprekker der betongen gir friksjon. Åleyngelen er ikke gode svømmere, og beveger seg nær land eller bunn i elver og bekker for å unngå strømssterke partier (Vøllestad 1992).

Boks 5

Har ulike vassdrag egne bestander av ål?

Ålen i Norge antas å tilhøre en felles europeisk bestand. Det betyr at avkom fra ål som vokste opp i ei norsk elv, kan ende opp i Middelhavet eller andre deler av Europa. Det er tidligere funnet genetiske forskjeller mellom ål fra ulike steder i Europa (Wirth & Bernatchez 2001, Maes & Volckaert 2002), men disse forskjellene er små og ustabile over tid. Den nyeste forskningen tyder på en felles europeisk bestand med et felles gyeområde (Palm *et al.* 2009, Pujolar *et al.* 2009).

At ulike vassdrag ikke har egne bestander av ål, og at avkom ikke nødvendigvis kommer tilbake til foreldrenes oppvekstplass, har konsekvenser for forvaltning av ålen. Dette betyr at negative effekter som eventuelt bare rammer deler av utbredelsesområdet, kan ha betydning for utviklingen av bestanden i hele utbredelsesområdet. Ålen kan derfor ikke forvaltes isolert i de enkelte vassdrag, regioner eller land, men må betraktes som en forvaltningsmessig enhet.



Gaula i Sør-Trøndelag. Foto: Eva B. Thorstad.

2.4 Gulål - vekststadiet i elver og langs kyster

Ålen kan i oppvekstfasen oppholde seg i saltvann, brakkvann eller ferskvann. Ved å studere den kjemiske sammensetningen av ålens otolitter, har man vist at noen ål aldri vandrer opp i ferskvann, andre er i ferskvann hele gulålstadiet, mens andre kan vandre mellom ferskvann og saltvann (Tsukamoto *et al.* 1998, Arai *et al.* 2006, Daverat *et al.*

2006, Lamson *et al.* 2006). Det er imidlertid usikkert hva som får ålen til å søke opp i vassdrag, og hvilken andel av individer som gjør det. I følge Daverat *et al.* (2006) øker andelen ål som vokser opp i saltvann med økende breddegrad opp til 55 °N. Fysiologisk kondisjon, næringstilgang, predasjonsfare og konkurranse, som er viktige forhold som styrer dyrs adferd, er også foreslått å påvirke ålens valg av oppvekstområde (Gross 1996, Edeline 2007). Generelt vil den relative forskjellen i produktivitet i saltvann sammenliknet med ferskvann endres med breddegraden, og forskyves til fordel for høyere produktivitet i saltvann (Gross *et al.* 1988). Ålen vil derfor relativt sett ha bedre næringsforhold i saltvann jo lengre nord den befinner seg.

Lengden på dette gulålstadiet kan variere sterkt mellom individer og kjønn i samme lokalitet, fra noen få år til mer enn 20 år (Vøllestad 1992). Det er usikkert hva som påvirker lengden på ålens vekstfase, men økt veksthastighet antas å redusere alder ved kjønnsmodning og overgangen til blankålstadiet (Vøllestad 1992). Vanligvis varierer den fra 4-10 år for hanner og 6-25 år for hunner, mens enkelte hunnål kan bli svært gamle (opp til 50 år eller mer, Poole and Reynolds 1998). Ålens kjønn bestemmes ikke av gametenes sammensetning. Fordi kjønnsdifferensieringen skjer seinere i oppveksten, kan et individ bli både hann og hunn ved klekking. Det er usikkert hvilke faktorer som bestemmer ålens kjønn, men temperatur under tidlig vekstfase og tetthet av ål i tidlige stadier er foreslått som mulige forklaringer (Vøllestad 1992).

Kroppslengden er vanligvis mindre for hanner, 35-45 cm, sammenliknet med hunner, 40-150 cm. Enkelte hunnål kan bli svært store og veie mer enn 6 kg. Variasjonen i de ulike individers vekstrate kan være stor (Vøllestad 1986, Vøllestad and Jonsson 1986, 1988). Dette er også tilfelle når fisk oppfores enkeltvis i laboratorier (Wickins 1985). Det synes derfor som om ulike individer har forskjellig vekstkapasitet under ellers like forhold.

Gulålen er mest nattaktiv og holder seg i skjul om dagen. Føden varierer med fiskens størrelse. Små ål lever hovedsakelig av vanninsekter og små bunndyr, mens større ål også kan spise fisk og er i enkelte vann kjent som en effektiv krepsejeger (Vøllestad 1992).

2.5 Vandring tilbake til gyteområdet som blankål

Før kjønnsmodning gjennomgår ålen en ny metamorfose og blir til sølvfarget blankål. Ålen får nå større øyne og endret muskulatur, brystfinnene blir større og snuten spissere, mens tarmsystemet tilbakedannes og fisken slutter å spise. Ål som lever i ferskvann blir også fysiologisk tilpasset et liv i saltvann. Tidspunktet for denne endringen er avhengig av at ålen har lagret nok energi til å klare å vandre tilbake til gyteområdet uten å ta til seg næring. Overgangen til blankål skjer vanligvis i løpet av sommeren (Durif *et al.* 2005, van Ginneken *et al.* 2007). Utvandringen fra ferskvann skjer oftest påfølgende seinsommer, høst eller tidlig vinter (Vøllestad 1986).

Utviklingen av gonadene skjer under den lange vandringen til gyteområdet (6000-8000 km fra norske vassdrag, hvis de følger korteste vei), og er trolig påvirket av

faktorer i omgivelsene underveis. Kjønnsmodningsprosessen er fremdeles lite kjent, da man til nå ikke har klart å fange ål under gytevandringen i havet. Imidlertid har deler av gytevandringen blitt verifisert ved hjelp av satellittsendere festet på fisken (Aarestrup *et al.* 2009). Ved hjelp av denne metoden, hvor senderne frigjøres fra fisken og sender signaler til satellitter, har man fulgt blankålens vandring fra Irland og 1300 km i sørvestlig retning mot Sargassohavet. Disse undersøkelsene kunne bekrefte et vandringmønster med store vertikalvandring mellom dyp på 200 til 1000 m. Om natten oppholdt fisken seg i det varmere, grunnere vannet, mens de når sola sto opp foretok bratte dykk ned i kaldt, dypt vann. Ålen antas å dø etter at den har gytt.

Ålen kan ikke oppdrettes i fangenskap. Ved kunstig tilførsel av hormoner har det lyktes å utvikle kjønnsmoden ål og produsere larver, men ingen har greid å holde larvene i live lengre enn i et par uker. For å bevare en levedyktig bestand av ål er vi derfor avhengig av å ta vare på ålen i naturen siden den ikke kan produseres i et klekkeri. Dette betyr at ålens fremtid er avhengig av at leved forholdene ikke ødelegges i gyteområdet, langs dens lange vandringer i havet og i oppvekstområdene.



Åleyngel. Foto: Eva B. Thorstad.

3. Utbredelse innen og mellom vassdrag

Ål kan forekomme i alle tilgjengelige ferskvannshabitater som er egnet for fisk og har tilstrekkelig næringsgrunnlag, som innsjøer, stilleflytende elvestrekninger, raskt-flytende elvestrekninger, sumpland og grøfter (Deelder 1984, Solomon & Beach 2004). Utbredelsen i ferskvann vil derfor normalt være avhengig av hvor langt opp i vassdragene de kommer før de møter et vandringshinder som stanser deres videre vandring. Utbredelsen av ål samsvarer ikke nødvendigvis med utbredelsen av anadrome laksefisk. Ålen kan i noen tilfeller komme forbi vandringshindre som laks og ørret ikke kan passere, mens i andre tilfeller kan vandringshindre være passerbare for laks og ørret, men ikke for ål (se kap 4.1).

Tettheten av ål reduseres gjerne med økende avstand fra kysten, mens gjennomsnittlig kroppsstørrelse øker (Deelder 1984, Naismith & Knights 1993, Ibbotson *et al.* 2002, Domingos *et al.* 2006, Lasne & Laffaille 2008). Dette stemmer også med data fra for eksempel Numedalslågen (se kap. 3.3.1). Årsaken til dette er trolig at ålen bruker noen år på å spre seg oppover til de øvre deler av vassdraget (Ibbotson *et al.* 2002). Mønsteret med redusert tetthet øverst i vassdraget er ikke nødvendigvis like tydelig i små lavlandsvassdrag (Laffaille *et al.* 2003). Problemer med å passere vandringshindre kan også påvirke størrelsesfordelingen av ål innen et vassdrag, og lengden på ålen oppstrøms en fysisk hindring kan være avhengig av størrelsen på fisken som klarer å passere (Lasne & Lafaille 2008).

Hvilket kjønn ålen får ser ut til å være miljøbetinget og trolig avhengig av tettheten de opplever tidlig i livet, slik at høye tettheter gjerne medfører at flere ål blir hanner (Deelder 1984, Davey & Jellyman 2005, Laffaille *et al.* 2006). Det kan derfor ofte være slik at hanner dominerer i estuarier og nedre deler av elver, der det er større tettheter av ål, mens hunner dominerer i øvre deler der tettheten er lavere (Deelder 1984). Tetthetene av ål i ferskvann i Norge er trolig generelt lave i forhold til i Mellom-Europa og Sør-Europa, og dermed er det trolig større andeler hunner på mange lokaliteter i ferskvann i Norge (Vøllestad & Jonsson 1986, Bergersen & Klemetsen 1988). Hanner har vanligvis kortere kroppslengde enn 45-47 cm, mens hunner er lengre (Deelder 1984, Tesch 2003).

Det finnes få undersøkelser av habitatpreferanser hos ål i ferskvann, men det finnes noen undersøkelser foretatt på elvestrekninger (Laffaille *et al.* 2003, Domingos *et al.* 2006). Disse viste at sammenliknet med større ål (≥ 25 -30 cm) brukte små ål i større grad sakteflytende og grunne elvestrekninger med skjulmuligheter i form av for eksempel undervannsvegetasjon, mens større ål gjerne ble funnet på dypere elvestrekninger med sterkere strøm og mindre skjul.

I dette kapitlet presenteres og analyseres eksisterende kunnskap om ålens utbredelse i norske vassdrag basert på en database som dekker hele Norge. Det presenteres videre en detaljert kartlegging av utbredelsen i Numedalslågen og Enningdalsvassdraget. I

t tillegg er analyser av et omfattende datasett fra kalkede vassdrag i Agder og Rogaland inkludert.

3.1 Forekomst av ål på landsbasis

3.1.1 Metoder

Opplysninger om forekomst av ål er i hovedsak basert på intervju-undersøkelser i løpet av de siste 30-40 åra. Dette er gjort i forbindelse med at det i samme periode er samlet inn opplysninger om fisk fra en rekke prosjekter. Den første innsamlingen ble gjort høsten 1970. Da sendte Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk ut spørreskjema om forursingsskader på fiskebestander i innsjøer til de kommunale innlandsfiske-nemdene i Telemark, Aust-Agder, Vest-Agder og Rogaland (Snekvik 1974). På midten av 1970-tallet satte SNSF-prosjektet i gang systematisk registrering av fiskestatus i innsjøer i forsursingsrammede områdene av Sør-Norge, basert på et mer omfattende spørreskjema (Muniz *et al.* 1976, Sevaldrud & Muniz 1980). Det ble blant annet spurt om forekomst av ulike fiskearter, nåværende bestandstetthet, bestandsendring, tidspunkt for mulige bestandsendringer samt gyteforhold. Disse listene ble enten sendt til aktuelle personer eller de ble intervjuet. Innen hver kommune ble det skaffet til veie kontaktpersoner med god kunnskap om fisk, som grunneiere/grunneierlag, oppsynsmenn, sportsfiskere, personer i fiskeforeninger eller andre. Det var ikke vedlagt noen liste over aktuelle fiskearter, slik at det var opp til den enkelte informant å angi hvilke som fantes.

Tidlig på 1980-tallet ble bestandsundersøkelsene i innsjøer videreført av det nasjonale overvåkingsprogrammet rettet mot overvåking av langtransporterte forurensinger (Hesthagen *et al.* 1994, 1999). Disse undersøkelsene var begrenset til Sør-Norge, til og med Møre og Romsdal. Det ble benyttet samme metodikk og spørsmål som i SNSF-prosjektet. Det ble heller ikke nå spurt spesielt om ål. Metodikken med spørreundersøkelser er for øvrig testet ved å sammenlikne fangstutbyttet på standard garnserier med bestandsstatus; uttrykt som uendret god bestand, redusert bestand og tapt bestand (Hesthagen *et al.* 1993). Det ble funnet en god sammenheng mellom fangstutbytte og bestandsstatus hos de tre dominerende artene i undersøkelsen, som var aure, abbor og røye.

Tidlig på 1990-tallet ble intervju-undersøkelsene videreført i prosjektet "Naturens Tålegrenser". Det ble nå også samlet inn opplysninger om fiskestatus fra de fylkene som tidligere ikke var kartlagt, det vil si Trøndelagsfylkene, Nordland, Troms og Finnmark (Henriksen *et al.* 1993, Henriksen & Hesthagen 1993, Hesthagen & Henriksen 1994, Henriksen *et al.* 1999). For Nord-Trøndelag ble opplysninger om forekomst og utbredelse av ulike fiskearter rapportert (Berger *et al.* 1999). Det ble imidlertid ikke gitt noen egen oversikt over forekomsten av ål. I Nordland kom det også inn få opplysninger om ål, med totalt 43 registreringer (Halleraker & Hesthagen 1994). For de to nordligste fylkene var det generelt vanskelig å få samlet inn data, og registreringene av fisk omfattet derfor i stor grad bare tilstede/ikke tilstede. Dersom

det ikke spesielt ble opplyst om bestandsnedgang, ble det antatt at bestandene var uendret (Hesthagen *et al.* 1995). Det kom bare inn noen få opplysninger om ål fra Troms og Finnmark (cf. Hesthagen & Østborg 2004).

I 1996-97 ble det gjennomført en nordisk spørreundersøkelse angående forekomst og status for ulike innsjølevende fiskearter (Rask *et al.* 2000, Tammi *et al.* 2003). Dette omfattet i hovedsak de såkalte "1000-sjøers" lokalitetene (cf. Henriksen *et al.* 1998). Heller ikke nå kom det inn særlig mange opplysninger om ål, spesielt ikke fra Norge. Noen år seinere ble det foretatt en kartlegging av naturlige fiskesamfunn i Sør-Norge (Hesthagen & Østborg 1999, 2002). Heller ikke dette prosjektet ga særlig mange opplysninger om ål.

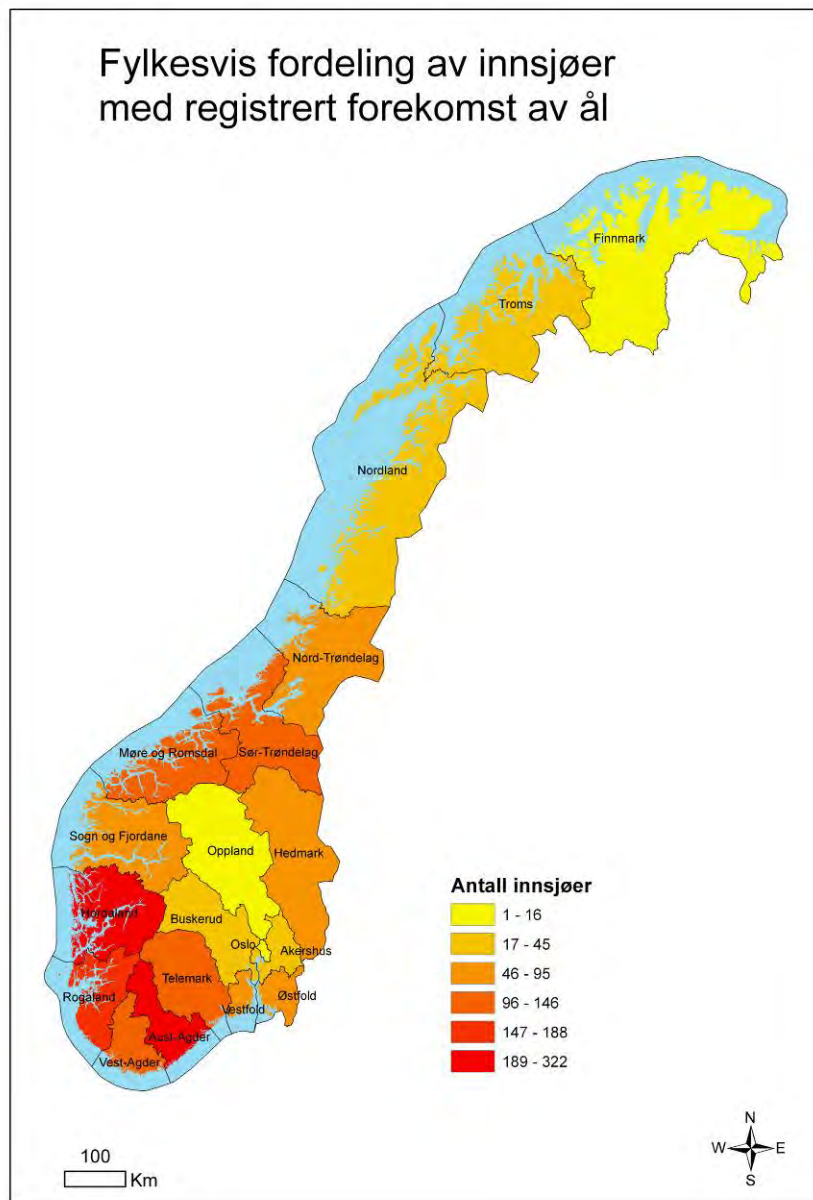
Alle opplysninger om ål og andre fiskearter er lagt inn i NINAs fiskebase, som nå er overført til Vanninfo. På landsbasis foreligger det opplysninger om fisk fra rundt 34000 innsjøer. I forbindelse med dette prosjektet ble det også lagt inn en del nye opplysninger om ål, både fra diverse skriftlig kilder og fra enkeltpersoner.

3.1.2 Fylkes- og kommunevis fordeling av innsjøer med registrert forekomst av ål

På landsbasis er det hittil registrert ål i 1788 innsjøer. I tillegg er ål registrert på 104 elve- og bekkelokaliteter. Det er flest innsjøer med ål i Aust-Agder (322 innsjøer), Hordaland (263 innsjøer) og Rogaland (188 innsjøer) (**figur 3.1**). Deretter følger Vest-Agder (146 innsjøer), Møre og Romsdal (134 innsjøer), Sør-Trøndelag (130 innsjøer), Telemark (113 innsjøer), Nord-Trøndelag (95 innsjøer), Østfold (73 innsjøer), Vestfold (61 innsjøer) og Hedmark (61 innsjøer). I Sør-Norge har Sogn og Fjordane, Buskerud, Akershus, Oslo og Oppland færrest lokaliteter med ål, med færre enn 60 lokaliteter per fylke. Registreringene av ål i Nord-Norge er foreløpig svært mangelfulle, og gir ikke noe reelt bilde av forekomsten.

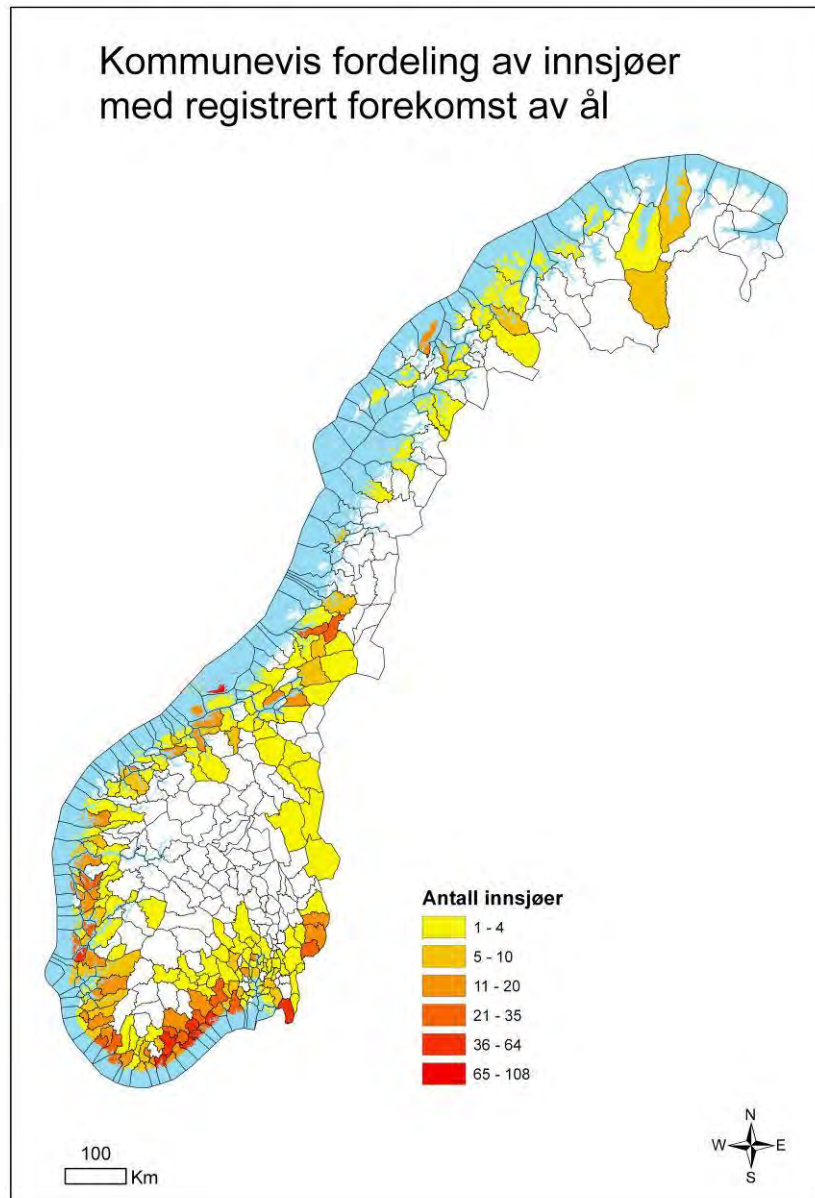


Blankål. Foto: Eva B. Thorstad.



Figur 3.1. Fylkesvis fordeling av antall innsjøer med registrert forekomst av ål.

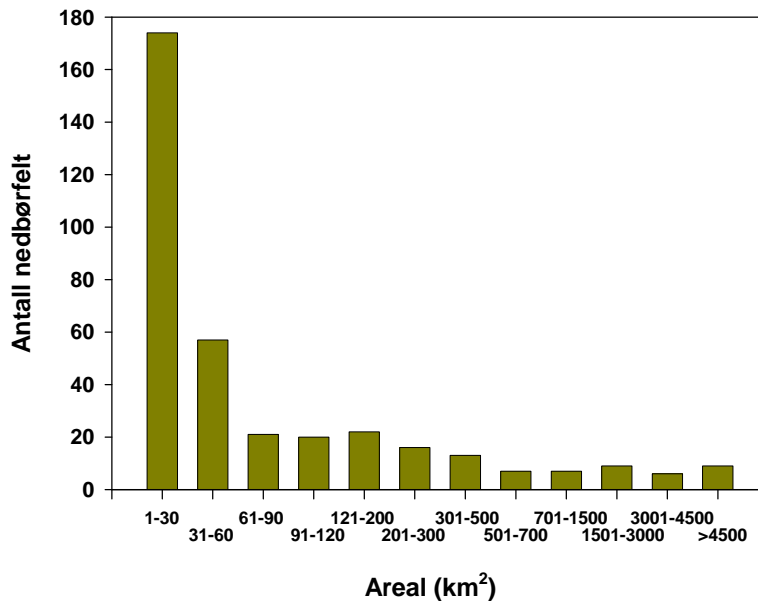
Det er registrert ål i 210 kommuner. Den kommunevise fordelingen viser flest innsjøer med ål i Halden (Østfold) og i kommuner langs hele kysten fra Telemark til og med Rogaland (**figur 3.2**). Enkelte kommuner i Hordaland har også relativt mange innsjøer med ål. Mengden ål videre nordover til og med Nord-Trøndelag viser en betydelig variasjon. I Frøya kommune i Sør-Trøndelag og Fosnes og Høylandet kommuner i Nord-Trøndelag er det registrert bra forekomst av ål. I Nord-Norge er altså kartleggingen av ål foreløpig svært mangelfull. I Finnmark er det bare gjort registreringer av ål i noen få innsjøer i Karasjok, Lebesby, Hammerfest og Loppa kommuner.



Figur 3.2. Kommunevis fordeling av antall innsjøer med registrert forekomst av ål.

3.1.3 Forekomst av ål i forhold til størrelsen på nedbørfelt

Ål er registrert i 361 nedbørfelt (**figur 3.3**). De fleste av disse nedbørfeltene er små, idet 48 % har et areal på 1-30 km². Videre har 16 % et areal på 31-60 km², 6 % på 61-90 km², 6 % på 91-120 km², 6 % på 121-200 km², 4 % på 201-300 km², 4 % på 301-500 km², 2 % på 501-700 km², 2 % på 701-1500 km², 2 % på 1501-3000 km², 2 % på 3001-4500 km² og 2 % på > 4500 km².



Figur 3.3. Fordeling av størrelsen på nedbørfeltene hvor det er registrert ål. Legg merke til at verdier for søylene har ulik inndeling.

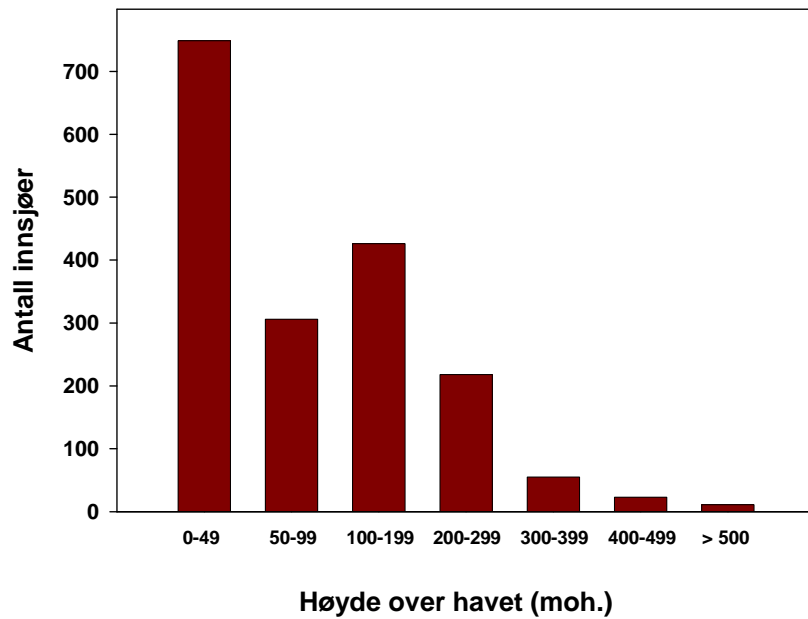
3.1.4 Forekomst av ål i forhold til høyde over havet, innsjøstørrelse og avstand fra sjøen

Forekomsten av ål er i stor grad knyttet til lavereliggende innsjøer, idet hele 42 % av innsjøene ligger under 50 moh. (**figur 3.4**). I tillegg er ytterligere 17 % av innsjøene lokalisert mellom 50-99 moh. Antall innsjøer med registrert forekomst av ål avtar klart med økende høyde over havet. Tjuefire prosent av innsjøene ligger 100-199 moh., 12 % 200-299 moh., 3 % 300-399 moh. og 2 % høyere enn 399 moh.

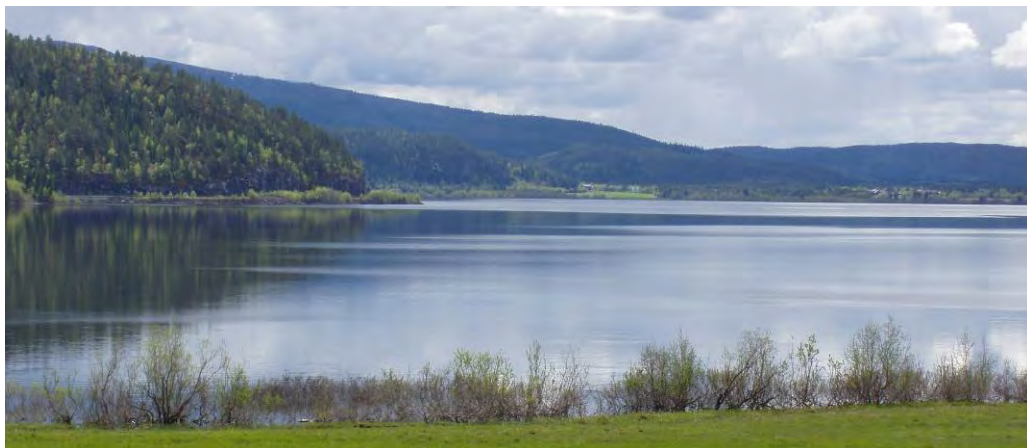
Ålen forekommer i innsjøer med ulik størrelse (**figur 3.5**). Av 1788 innsjøer med registrert forekomst av ål med kjent areal, hadde 21 % overflateareal på < 5 ha, 32 % på 5-15 ha, 25 % på 16-50 ha, 8 % på 51-100 ha, 6 % på 101-200 ha, 2 % på 201-300 ha, 2 % 303-400 ha og 4 % på > 400 ha.

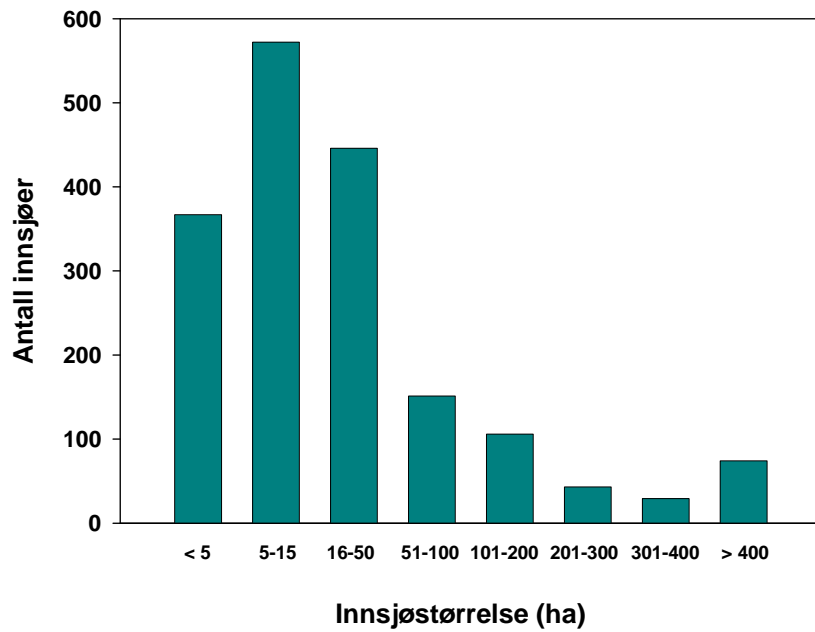
Ålen har en kystnær forekomst, idet 46 % av alle registrerte lokaliteter med ål ligger mindre enn 5 km fra sjøen (**figur 3.6**). I tillegg er ytterligere 17 % av lokalitetene mellom 5,0-10,0 km fra sjøen. Antall lokaliteter med registrert forekomst av ål avtar klart med økende lengde fra sjøen. Seksten prosent av lokalitetene ligger 10,1-20,0 km fra sjøen, 11 % 20,1-30 km, 3,9 % 30,1-40,0 km, 2,5 % 40,1-50,0 km, 1,8 % 50,1-60 km og 2,7 % lengre enn 60 km fra sjøen. Disse tallene er basert på en modell som beregner avstand langs vassdragene (utført av Anders Foldvik, NINA). Lokaliteter i vassdrag hvor deler av elvestrengen går inn i Sverige er ikke inkludert i beregningene, og beregningene baserer seg dermed på 1813 lokaliteter med ål.

Glomma- og Trysilvassdraget er trolig de to vassdragene der ålen forekommer lengst inn i landet. I Glomma forekommer ål ifølge Huitfeldt-Kaas opp til Mjøsa og Storsjøen i Odalen (Huitfeldt-Kaas 1918). I Glomma er det nylig fanget ål i et lite tjern i Kynndalen i Våler, et lite sidevassdrag til Flisa. I Trysilvassdraget er det registrert ål opp til Galten (641 moh.) ved Femunden (Huitfeldt-Kaas 1918). Det var først etter byggingen av sluseanlegget ved Trollhättan i Götaelven i 1830 at ål kunne ta seg så langt opp i dette vassdraget.

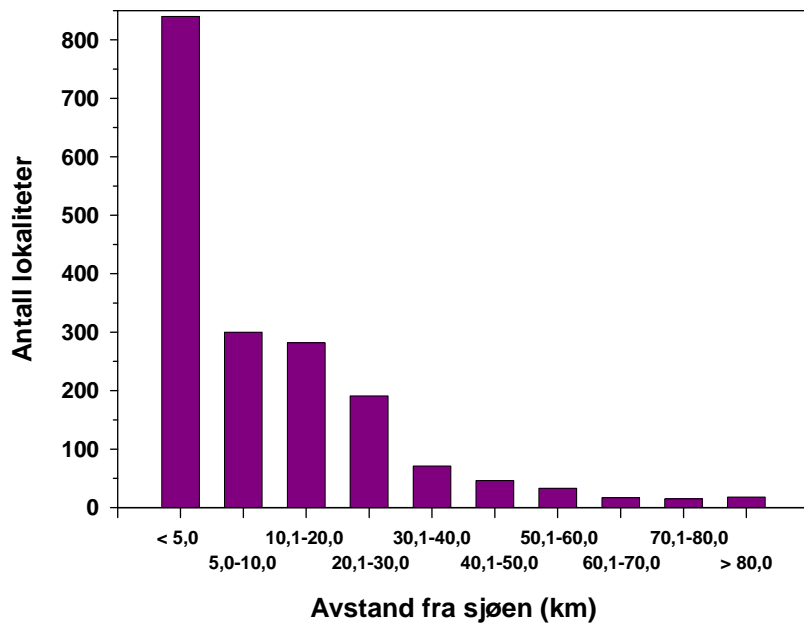


Figur 3.4. Fordeling av innsjøer med registrert forekomst av ål i forhold til høyde over havet.





Figur 3.5. Fordeling av innsjøer med registrert forekomst av ål i forhold til innsjøenes overflateareal.



Figur 3.6. Fordeling av lokaliteter med registrert forekomst av ål i forhold til avstand fra sjøen (beregnet etter linje som følger langs vassdraget).

3.1.5 Diskusjon og oppsummering

Kartleggingen viser at ålen har en kystnær utbredelse idet 63 % av lokalitetene ligger mindre enn 10,1 km fra sjøen. Dette er i samsvar med høydefordelingen, idet hele 42 % av innsjøene med ål ligger under 50 moh. Ved å inkludere lokaliteter fra 50-99 moh., blir andelen nesten 60 %.

Ifølge denne kartleggingen har ålen sitt kjerneområde i ferskvann i fylkene fra Telemark til og med Hordaland, samt i Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag. I Sogn og Fjordane synes forekomsten av ål å være betydelig mindre enn i nabofylkene. Dette kan ha sammenheng med de topografiske forholdene, med bratt kystlinje og relativt få lavtliggende innsjøer.

Det kan også være store regionale variasjoner med hensyn til forekomst av ål innen et fylke, som for eksempel i Østfold. I Enningdalsvassdraget er det på norsk side dokumentert ål i nærmere halvparten av alle innsjøer, eller rundt 30 lokaliteter (kap. 3.3.2). I Haldenvassdraget finnes det derimot trolig ål bare i Femsjøen, som er den lavestliggende innsjøen i vassdraget (Ingvar Spikkeland pers. komm.). Ål kan ha vært mer vanlig i vassdraget tidligere.

Det ble funnet store fylkesvise variasjoner i antall innsjøer med ål. Dette kan gjenspeile reelle geografiske variasjoner. Det kan imidlertid også ha sammenheng med varierende kartlegging, og at informantene i ulik grad har utelatt ål ved sine registreringer. Kunnskapen om forekomsten av ål i innsjøer er nok heller ikke lenger så bra som for de høstbare artene som for eksempel aure, røye og abbor.

I Nord-Norge er kartleggingen av ål svært mangelfull, spesielt i Troms og Finnmark, og vi kan derfor ikke si noe sikkert om forekomsten. Huitfeldt-Kaas (1918) nevnte imidlertid flere lokaliteter i Troms og Finnmark med forekomst av ål. Etter et forsøksfiske i Nordland konkluderte Halås (1959) med at: *”Når en tar i betraktning det prøvematerialet som foreligger fra tidligere år så vel som fra den senere tids prøvefiske etter ål i de nordlige kyststrøk, kan det neppe herske tvil om annet enn at kysten nordover har like gode muligheter for ålefiske som de kyststrøk dette fiske er alminnelig.”* I en kartlegging av Eggan & Johnsen (1993) var det bare fire kommuner Nordland, Troms og Finnmark som ble oppgitt å ikke ha forekomst av ål.

Det er imidlertid sannsynlig at mengden ål avtar med økende breddegrad, og at ålen ikke er så tallrik i Nord-Norge som lengre sør. For eksempel i vårt største laksevassdrag, Tanavassdraget i Finnmark, kjenner vi til kun fire observasjoner av ål etter nesten 20 års omfattende fiskeundersøkelser (Eero Niemelä og Jaakko Erkinaro, Finnish Game and Fisheries Research Institute, pers. komm.). Disse var i Polmakvatn tidlig på 1980-tallet, Vuognoljohka tidlig på 1980-tallet (sidevassdrag til Veachakjohka), Tsuoggajohka sent på 1980-tallet (sideelv til Utsjoki) og Mantojavri sent på 1980-tallet eller tidlig på 1990-tallet (innsjø i Utsjokisystemet). På samme vis er det etter omfattende elfiskeundersøkelser i Altaelva i Finnmark i perioden 1981-2008 kun fanget til sammen åtte individ av ål (Laila Saksgård pers. komm.).

3.2 Forekomst av ål og utvikling av bestandene i kalkede vassdrag i Agder og Rogaland

3.2.1 Innledning

Målsetningene for kalkingsvirksomheten har variert noe over tid. Hensikten har likevel alltid vært å få tilbake plante- og dyrelivet som har vært i vassdragene. Den første handlingsplanen for kalking ble vedtatt av Direktoratet for naturforvaltning (DN) i 1984. Til å begynne med var hovedmålsetningen å sikre sårbare fiskebestander eller reetablere tapte fiskebestander samt øke tilgangen på fritidsfiske i forsuringsområdene. I DNs "Handlingsplan for kalkingsvirksomheten i Norge mot 2000" ble hovedformålet med kalkingen mer spesifikt formulert til bevaring av biologisk mangfold i forsuringsskadede vassdrag. Kalkingsaktiviteten (**figur 3.7**) er mest omfattende i Telemark, Aust-Agder, Vest-Agder og Rogaland. I det enkelte prosjekt er det som oftest definert en spesifikk målsetning for vannkvaliteten ut fra de mest følsomme artene som er til stede, eller følsomheten til arter som en vil reetablere i lokaliteten. Dette betyr at en i praksis også oppnår effekt for arter som har lavere krav til vannkvalitet. Kalkingsstrategien i de fleste elveprosjektene er normalt definert for å sikre eller reetablere laks, en art som er svært sårbar mot forsuring. Dersom vannkvaliteten er tilfredsstillende for laks er den også tilfredsstillende for en lang rekke andre arter.

Ål har så vidt vi vet aldri vært tema i forbindelse med noen av kalkingsprosjektene i Norge. Det finnes nesten ingen arbeider verken i Norge eller internasjonalt som har tatt for seg effekten av forsuring på ål (Vøllestad 2009). Det er derfor liten kunnskap om ålen og dens respons på forsuring. Hvordan kalking virker inn på forekomsten av ål i forsurrede vassdrag er det heller ikke gjort noen undersøkelser på tidligere.

Ålen er generelt ansett for å være en hardfør fisk. Almer *et al.* (1978) regner ål til de minst pH-følsomme fiskeartene. Denne påstanden grunner seg i hovedsak på observasjon av større ål. Fjellheim *et al.* (1985) viste at oppvandrende glassål, liksom laksefisk, er følsomme for de aluminiumskonsentrasjoner som kan forekomme i sure vassdrag. Glassålen ble inaktiv, fikk økt slimdannelse og dødeligheten økte ved økende mengde aluminium. Glassål er generelt sensitive til suboptimal vannkvalitet. Kardel (1978), referert til i Fjellheim *et al.* (1985), fant at optimal pH for glassål var mellom 7,0 og 8,4. Vann med pH lavere enn 4,7 ble totalt unngått. Ved utsetting av nypigmentert åleyngel i den kraftig forsurrede og fisketomme innsjøen Svartsjön (pH 4,6-4,8) døde all ål i løpet av de første tre ukene etter utsetting (Forsberg 1986). I en undersøkelse i 12 svenske elver fant Degerman *et al.* (1986) at forekomsten av ål var høyere på lokaliteter med alkalitet høyere enn 0,25 meq/l sammenliknet med lokaliteter med lavere alkalitet.

Ål har derfor lav bestandstetthet i forsurrede vassdrag, enten fordi ål ikke tiltrekkes sure og lavproduktive vassdrag, eller fordi høye konsentrasjoner av aluminium medfører stress og økt dødelighet.



Figur 3.7. *Eksempler på kalkingsanlegg i norske vassdrag. I Espedalselva (til venstre) ble kalkingen på utløpet av Espedalsvatnet startet i 1996. Som ved de fleste nyere kalkingsanlegg ble det benyttet en liggende kalkdoserer som er bygget inn i en driftsbygning. I Ognå (til høyre) ble kalkingen startet allerede i 1991, da stående kalkdoserere var det mest vanlige. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.*

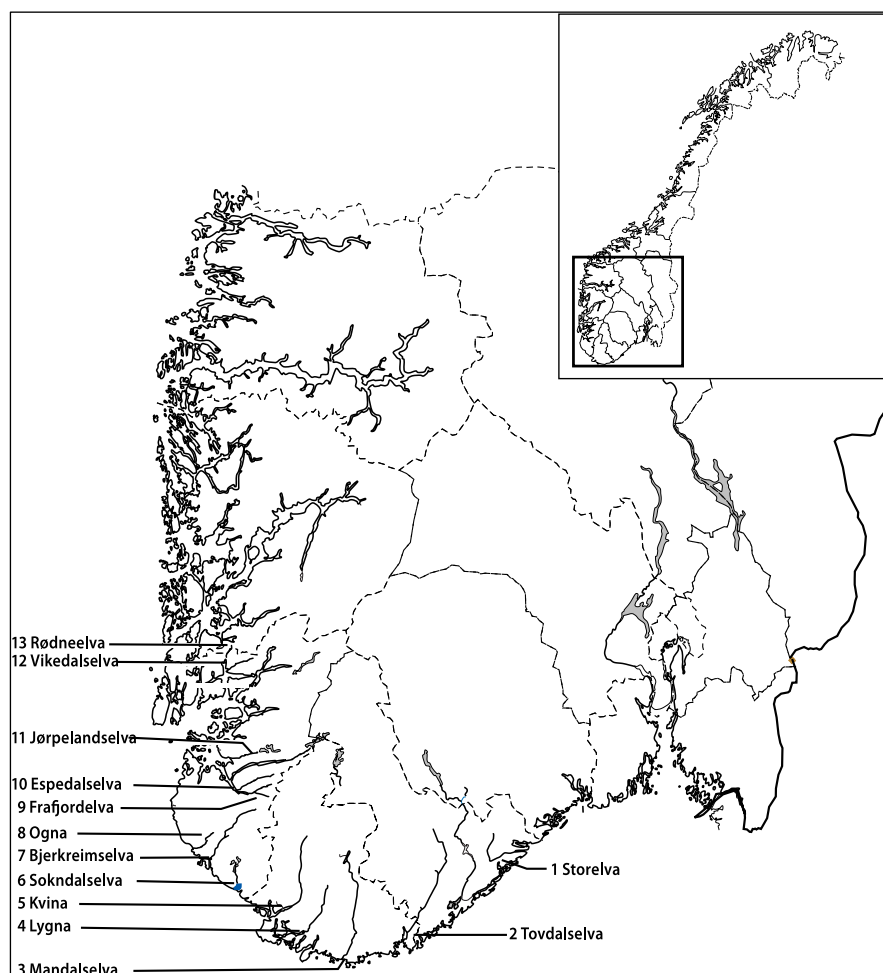
Det første storskala kalkingsprosjektet av lakseelver i Norge startet i Audna (Vest-Agder) i 1985. I dag blir 21 lakseelver fullkalket. DN gjennomfører effektkontroll av alle de store kalkingsprosjektene i lakseførende vassdrag (DN 2008). Effektkontrollen omfatter hovedsakelig undersøkelser av vannkjemi, bunndyr og fisk, men planteplankton, makrovegetasjon, begroing, krepsdyr og elvemusling inngår også i enkelte av vassdragene. Når det gjelder fisk, har det hele tiden vært fokus på laks og ørret. Men flere andre fiskearter forekommer også i de kalkede vassdragene, og ål forekommer i alle vassdragene.

I dette kapitlet vil vi fokusere på forekomsten av ål i et utvalg av de kalkede vassdragene. Dette omfatter 13 vassdrag i Agder og Rogaland, der NINA til og med 2005 hadde ansvaret for overvåkingen av fisk i forbindelse med effektkontrollen (DN 2006). Spørsmål som belyses er hvordan bestanden av ål var før kalkingen startet, hvordan utviklingen har vært i årene etter kalking, og hvordan utbredelsen av ål er innen og mellom disse vassdragene.

3.2.2 Metoder

Effektkontrollen på fisk har vært gjennomført i alle elver siden kalkingen startet (jf. DN 2008). Normalt finnes det også data fra ett eller flere år (referanseår) før kalkingen ble satt i gang. NINA hadde ansvaret for overvåkingen av ungfisk i 13 lakseførende vassdrag i fylkene Aust-Agder, Vest-Agder og Rogaland fram til og

med 2005 (**figur 3.8**). Tidspunktet for kalkingsstart er avgjørende for hvor lang tidsserie som finnes i de ulike vassdragene; fra åtte år etter kalking i Mandalselva til 18 år i Vikedalselva.



Figur 3.8. Lokalisering av kalkede vassdrag i Agder og Rogaland der NINA hadde ansvaret for overvåkingen av fisk fram til og med 2005, og som er undersøkt med hensyn til forekomst og tetthet av ål etter kalking (jf. **tabell 1**).

Det vil være en viss skjønnsmessig vurdering å bedømme når et vassdrag går fra å være "ukalket" til å være "kalket". Ofte vil små og store kalkingstiltak i nedbørfeltet kunne gi en bedring i vannkvaliteten forut for igangsetting av store kalkingstiltak direkte rettet mot lakseførende strekning. Vi har vurdert de ulike vassdragene og gitt vår definisjon av "kalkingsstart" angitt som referanseår (se Larsen & Hesthagen 2004).

Tabell 3.1. Opplysninger om de kalkede lakseelvene som inngår i undersøkelsen. Nummer (Nr) refererer seg til lokaliseringen av disse elvene i **figur 3.8**. Status før kalking, fordelt på tapte og skadede laksebestander, er hentet fra Hesthagen & Hansen (1991a, b). Under inngrep innebærer ”store inngrep” vassdragsreguleringer med sterkt redusert vannføring. Elfiskeperioder (år med redusert antall stasjoner er angitt i parentes) og antall stasjoner er angitt.

Nr	Elv	Status: 0 = tappt, 1 = skadet	Inngrep: 0 = ingen, 1 = små, 2 = store	Start på innsjøkalking (år)	Start på elvekalking med doserer (år)	Elfiske periode (år)	Antall elfiskestasjoner
1	Storelva	1	0	1985	1996	(1995) 1996-2005	8-10
2	Tovdalselva	0	1	1996	1996	1995-2005	14
3	Mandalselva	0	2	¹⁾	1997	1995-2005	18
4	Lygna	0	0	¹⁾	1991+2000 ²⁾	1991-2005	9-10
5	Kvina	0	2	¹⁾	1994+2000 ²⁾	1995-2005	10
6	Sokndalselva	0	0	1989	Nei	(1990) 1991-2001, 2003-2005	9-16
7	Bjerkreimselva	1	1	1996	1997	1996-2005	18-20
8	Ogna	1	1	1991	1991	1983-1988, 1991-2005	8-16
9	Frafjordelva	0	0(1)	1998	1993(1995)	(1993) 1994-2001, (2002), 2003-2005	10-12
10	Espedalselva	1	0	1995	1996	(1992-1994) 1995-2000, (2001), 2002-2005	8-11
11	Jørpelandselva	1	1(2)	1995	Nei	(1993-1994) 1995-2001, 2003-2005	6-8
12	Vikedalselva	1	0	Ingen	1987+1999 ²⁾	(1981-1984) 1985-2005	9-17
13	Rødneelva	1	0	1996	1997	(1985, 1987-1988) 1991-2000, (2001), 2002-2005	7-12

¹⁾Noe kalking i nedbørfeltet som trolig har hatt liten effekt på nedenforliggende lakseelver.

²⁾En tilleggsdoserer er satt opp.

Beskrivelsen av forekomst og relativ tetthet av ål er basert på innsamling av fisk ved hjelp av et bærbart elektrisk fiskeapparat på 134-174 stasjoner i de 13 kalkede vassdragene hvert år (**tabell 3.1**, **figur 3.9**). Stasjonene var faste oppmålte arealer som normalt dekket 100-150 m² og som ble fisket én gang i året; vanligvis i august måned. Antall stasjoner i de enkelte vassdragene varierte mellom 6 og 20, avhengig av vassdragets størrelse (**tabell 3.1**). Hver stasjon ble avfisket tre ganger med en pause på 15-30 minutter mellom hver omgang.



Figur 3.9. Beskrivelsen av forekomst og tetthet av ål er basert på innsamling av fisk ved hjelp av et bærbart elektrisk fiskeapparat. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.

For laks og ørret ble fisketettheten beregnet som beskrevet av Bohlin *et al.* (1989), basert på fangst i tre fiskeomganger. For ål ble antall observerte individ bare notert som samlet sum i de tre fiskeomgangene. Dette gir oss likevel muligheten til å beregne en relativ tetthet som kan sammenliknes mellom år, mellom vassdrag og vise utviklingen for alle vassdragene samlet i regionen. Ål som ble fanget ble bare unntaksvis lengdemålt, og all ål ble sluppet tilbake til elva etter endt fiske. Tettheten av ål er beregnet som summen av antall individ som ble fanget pr. 100 m² elveareal. Det er angitt relativ tetthet av ål på alle enkeltstasjoner, og det er gitt et gjennomsnitt for hver elv basert på sum fangst for alle stasjonene. Det presenteres dessuten gjennomsnittlig tetthet samlet for de 13 elvene, basert på gjennomsnittlige verdier for hver elv. Utbredelsen av ål er definert som antall stasjoner der ål er funnet i forhold til det totale antall stasjoner som er undersøkt.

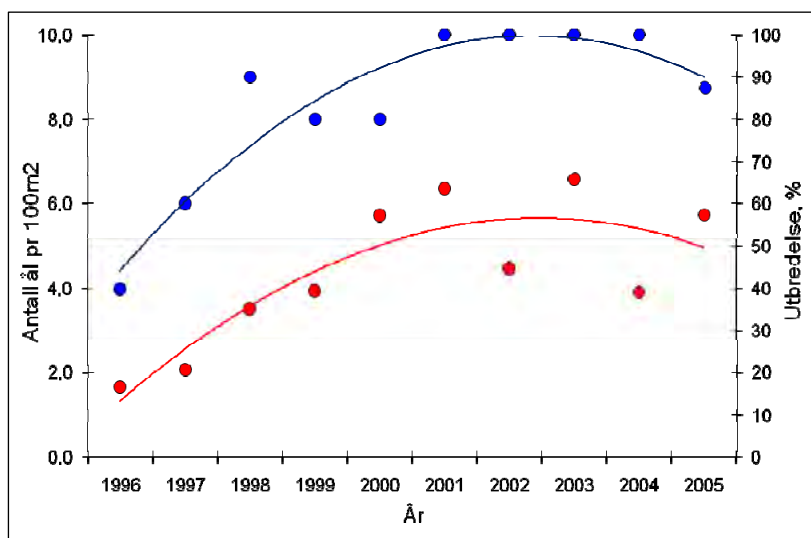
For å beskrive utviklingen i utbredelse og tetthet av ål, har vi foretatt ulike regresjonsanalyser for å finne den modellen som best beskriver sammenhengen mellom de ulike parametrene.

3.2.3 Resultater fra enkeltvassdrag

Storelva, Aust-Agder

Det har vært en klart positiv utvikling både i tetthet og utbredelse av ål i Storelva etter kalking ($p < 0,01$, **figur 3.10**). Tettheten har økt fra om lag to individ pr. 100 m² ved kalkingsstart til mellom fire og seks individ i løpet av 2000-tallet. På samme måten

har utbredelsen økt fra 40 % i 1996 til 100 % på 2000-tallet. Ål forekom i høyt antall på alle stasjonene i vassdraget, og dammen ved Nes Verk eller Ubergsvatnet så ikke ut til å ha noen betydning for oppvandringen av ål i vassdraget. Strekingen ovenfor vandringshinderet for laksefisk ved Hauglandsfossen er ikke undersøkt.

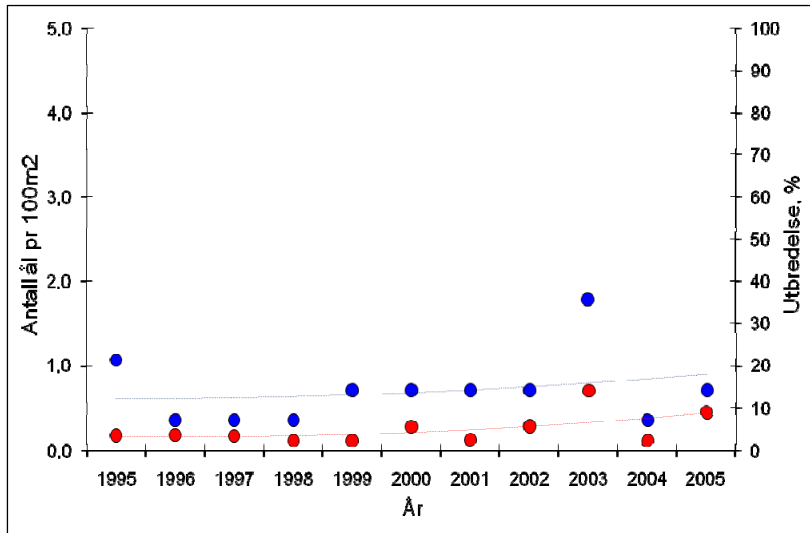


Figur 3.10. Relativ tetthet pr. 100 m² elveareal (røde prikker) og utbredelse (blå prikker) av ål i Storelva (Vegårvassdraget) i perioden 1996-2005. Sammenhengen mellom tettheten av ål (y1) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y1 = -0,104x^2 + 1,548x - 0,123$ ($F_{2,7} = 9,90$; $R^2 = 0,74$; $p = 0,009$). Sammenhengen mellom utbredelsen av ål (y2) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y2 = -1,383x^2 + 20,284x + 25,417$ ($F_{2,7} = 22,82$; $R^2 = 0,87$; $p = 0,001$).

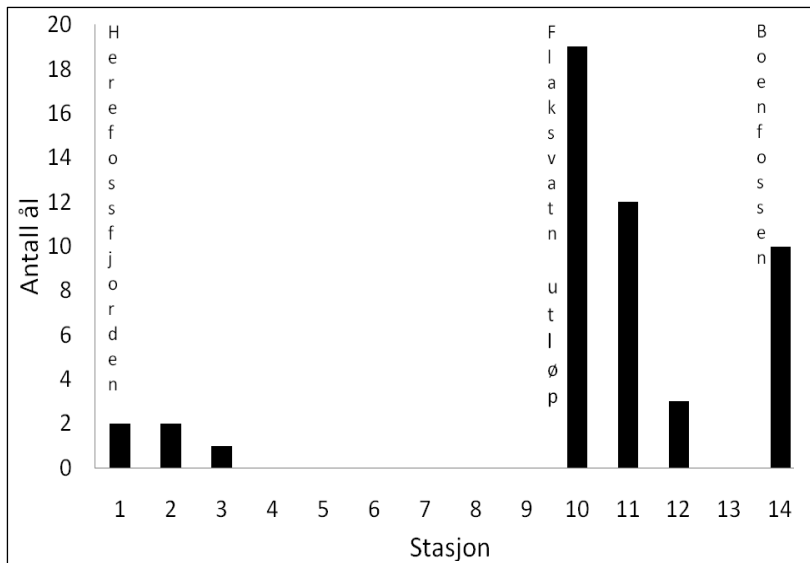
Tovdalselva, Vest-Agder

Tovdalselva har svært lav tetthet av ål, og den finnes bare på et fåtall av stasjonene som er undersøkt i vassdraget. Tettheten av ål var mindre enn 0,7 individ pr. 100 m² i alle år (**figur 3.11**), og gjennomsnittlig tetthet for perioden 1995-2005 var litt i underkant av 0,3 individ. Det har vært en svak, men likevel ikke signifikant økning i tetthet av ål etter kalking ($p > 0,05$).

Om lag 90 % av all ål ble fanget på de nederste stasjonene i vassdraget, på strekingen mellom Boen og utløpet av Flaksvatn ved Birkeland (**figur 3.12**). Ovenfor Flaksvatn ble det undersøkt ni stasjoner, men ål ble bare sporadisk observert i enkelte år på tre av stasjonene som alle lå nær utløpet av Herefossfjorden. Flaksvatn kan derfor se ut til å virke oppgangsdempende på ål i Tovdalselva. Da det ikke ble fanget ål på innløpet til Flaksvatn som ligger nedstrøms Teinefossen, er det usikkert om Teinefossen også kan virke oppgangshemmende på ål i vassdraget.



Figur 3.11. Relativ tetthet pr. 100 m² elveareal (røde prikker) og utbredelse (blå prikker) av ål i Tovdalselva i perioden 1995-2005. Sammenhengen mellom tettheten av ål (y_1) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_1 = 0,004x^2 - 0,016x + 0,184$ ($F_{2,8} = 1,51$; $R^2 = 0,27$; $p = 0,28$). Sammenhengen mellom utbredelsen av ål (y_2) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_2 = 0,057x^2 - 0,099x + 12,232$ ($F_{2,8} = 0,24$; $R^2 = 0,06$; $p = 0,79$).

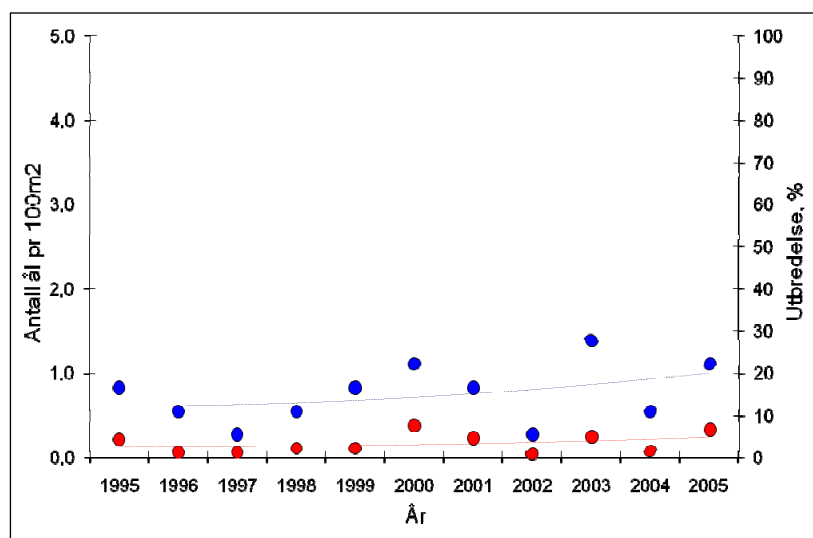


Figur 3.12. Fordeling av antall ål fanget på stasjon 1-14 på lakseførende del av Tovdalselva mellom sjøen og Herefossfjorden i perioden 1995-2005 (stasjon 1 er lengst fra og stasjon 14 er nærmest sjøen).

Mandalselva, Vest-Agder

Mandalselva har svært lav tetthet av ål, og den finnes bare på et fåtall av stasjonene som er undersøkt. Utbredelsen lå mellom 6 og 28 % i årlig gjennomsnitt i perioden 1995-2005 (**figur 3.13**). Selv om det tilsynelatende var en svak økning etter kalking, ble det ikke funnet noen klar trend ($p > 0,05$). Det ble aldri påvist ål på ni av de 18 undersøkte stasjonene. Dette kan skyldes at stasjonene i nedre del har for fint substrat, men det er vanskeligere å forklare fraværet av ål på fire stasjoner som ble undersøkt på strekningen mellom Bjelland (utløpet av kraftverket) og Mannflåvatn. Det ble derimot påvist ål i lite antall på minstevannføringsstrekningen ovenfor Bjelland samt i Kosåna om lag 50 km fra utløpet i sjøen ved Mandal.

Tettheten av ål var mindre enn 0,4 individ pr. 100 m² i alle år, og gjennomsnittlig tetthet for perioden 1995-2005 var 0,2 individ. Det er ingen klar endring av tetthet med tid i perioden ($p > 0,05$, **figur 3.13**).



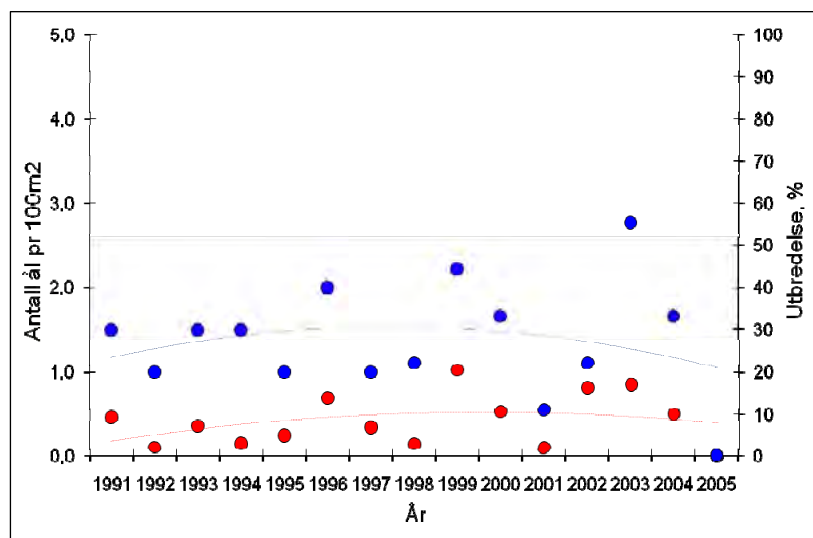
Figur 3.13. Relativ tetthet pr. 100 m² elveareal (røde prikker) og utbredelse (blå prikker) av ål i Mandalselva i perioden 1995-2005. Sammenhengen mellom tettheten av ål (y_1) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_1 = 0,001x^2 - 0,004x + 0,137$ ($F_{2,8} = 0,45$; $R^2 = 0,10$; $p = 0,66$). Sammenhengen mellom utbredelsen av ål (y_2) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_2 = 0,071x^2 - 0,091x + 12,464$ ($F_{2,8} = 0,62$; $R^2 = 0,14$; $p = 0,56$).

Lygna, Vest-Agder

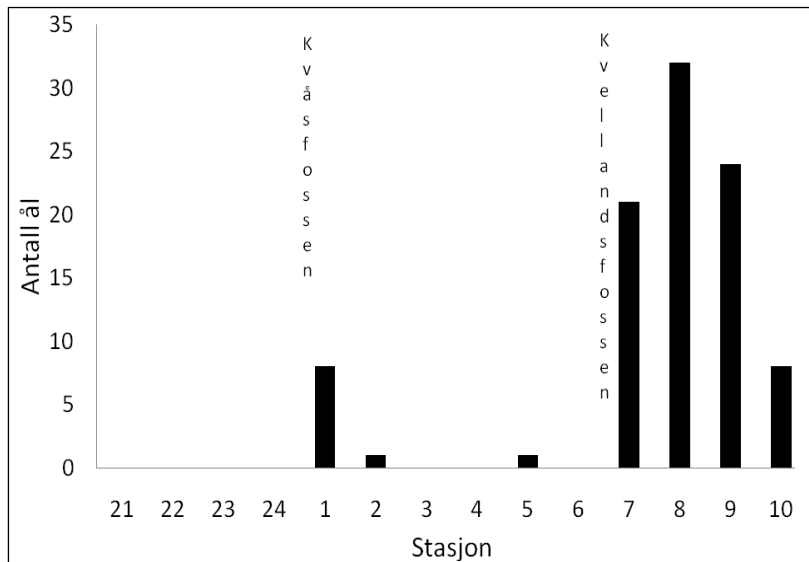
Tettheten av ål var lav i Lygna, og det har vært liten eller ingen endring i perioden 1991-2005 ($p > 0,05$, **figur 3.14**). Tettheten var mindre enn ett individ pr. 100 m², og i 2005 ble det ikke påvist ål i det hele tatt. Det var ål på 20-30 % av stasjonene på begynnelsen av 1990-tallet. Senere har det vært store årlige variasjoner i forekomsten

av ål, og utviklingen viser ingen klar trend ($p > 0,05$, **figur 3.14**). På 2000-tallet varierte utbredelsen mellom 0 og 60 %.

Totalt ble nesten 90 % av all ål fanget nedenfor Kvellandsfossen, som ser ut til å være et oppgangshemmende hinder i Lygna (**figur 3.15**). Ved elfiske på 3-4 stasjoner ovenfor lakseførende strekning (mellom Lygne og Kvåsfossen) ble det aldri påvist ål i noen av årene. Kvåsfossen virker derfor som et absolutt vandringshinder for ål i vassdraget. I sideelvene Møska og Litlåna ble det derimot påvist ål på alle de undersøkte stasjonene på lakseførende del.



Figur 3.14. Relativ tetthet pr. 100 m² elveareal (røde prikker) og utbredelse (blå prikker) av ål i Lygna i perioden 1991-2005. Sammenhengen mellom tettheten av ål (y_1) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_1 = -0,005x^2 + 0,088x + 0,094$ ($F_{2,12} = 0,73$; $R^2 = 0,11$; $p = 0,50$). Sammenhengen mellom utbredelsen av ål (y_2) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_2 = -0,168x^2 + 2,505x + 21,282$ ($F_{2,12} = 0,31$; $R^2 = 0,05$; $p = 0,74$).

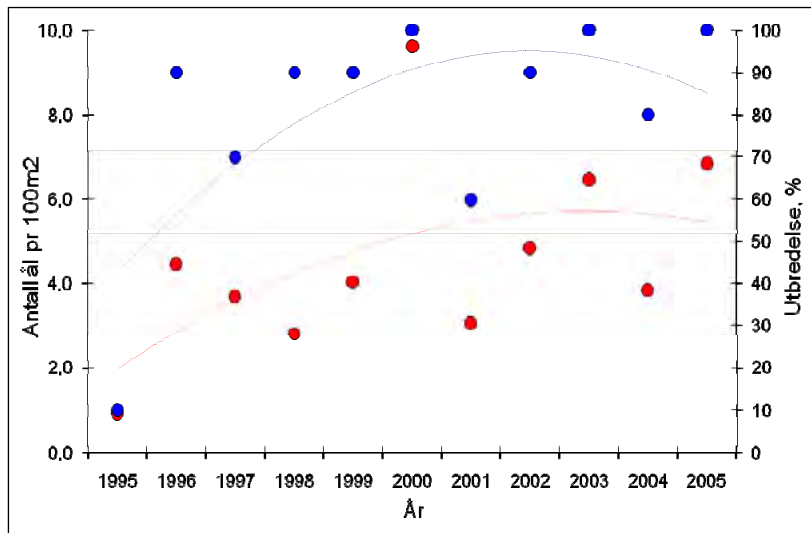


Figur 3.15. Fordeling av antall ål fanget på stasjon 1-10 på lakseførende del av Lygna mellom sjøen og Kvåsfossen og stasjon 21-24 ovenfor lakseførende strekning mellom Kvåsfossen og innsjøen Lygne i perioden 1991-2005 (stasjon 21 er lengst fra og stasjon 10 er nærmest sjøen).

Kvina, Vest-Agder

Tettheten av ål har økt fra mindre enn to individ pr. 100 m² i 1995 (året etter at kalkingen startet) til 4-6 individ fram mot midten av 2000-tallet (**figur 3.16, 3.17**). Variasjonen var imidlertid stor mellom år, og utviklingen er ikke signifikant ($p > 0,05$). Det var samtidig en momentan økning i utbredelsen fra 10 % i 1995 til 80-100 % i de siste årene. Det var likevel ingen signifikant trend hele perioden sett under ett ($p > 0,05$, **figur 3.16**). Ved elfiske på 4-5 stasjoner i Kvina ovenfor lakseførende strekning (på strekningen mellom Øvre Kvinlog og Rafoss) ble det aldri påvist ål i noen av årene. Rafoss virker derfor som et definitivt vandringshinder for ål i vassdraget.

Sideelva Litleåna er lakseførende til Åmot (Håfossen) om lag en kilometer ovenfor samløpet med Kvina. Det var høy tetthet av ål (ca. 110 individ ble notert til sammen i 1995-2005) på denne strekningen, men fossen fungerte som et betydelig vandringshinder. Ved elfiske på fire stasjoner i Litlåna ovenfor lakseførende strekning (på strekningen mellom Mygland og Håfossen) ble det bare påvist to ål til sammen på den nederste stasjonen i årene 1995-2005.



Figur 3.16. Relativ tetthet pr. 100 m² elveareal (røde prikker) og utbredelse (blå prikker) av ål i Kvina i perioden 1995-2005. Sammenhengen mellom tettheten av ål (y_1) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_1 = -0,059x^2 + 1,054x + 0,977$ ($F_{2,8} = 1,73$; $R^2 = 0,30$; $p = 0,24$). Sammenhengen mellom utbredelsen av ål (y_2) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_2 = -1,084x^2 + 17,280x + 26,182$ ($F_{2,8} = 3,03$; $R^2 = 0,43$; $p = 0,11$).

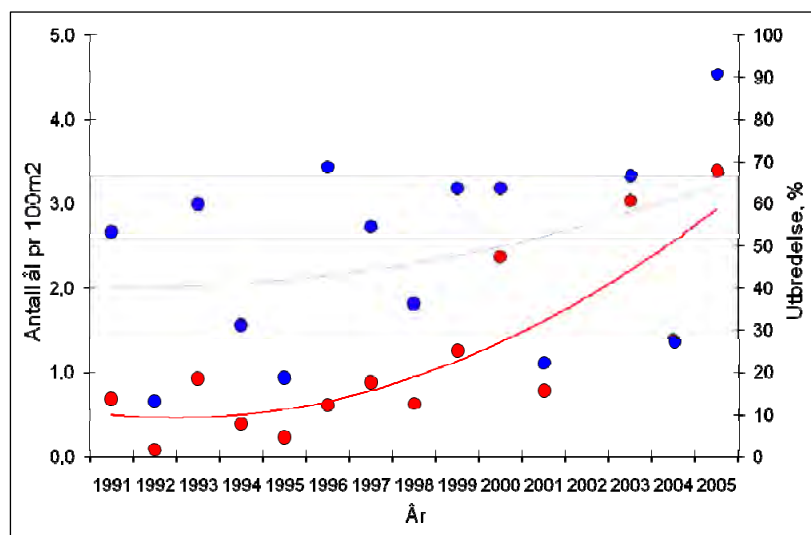


Figur 3.17. Parti fra nedre del av Kvina i Vest-Agder. Den opprinnelige bestanden av laks betraktes som utdødd i Kvina. Vassdraget ble kalket i 1994 ved hjelp av to kalkdoserere, og målet var primært å bevare sjøørreten i vassdraget. Senere er vannkvalitetsmålet hevet for å sikre at også laks skulle overleve i vassdraget. En tredje kalkdoserer ble derfor startet i 2000. Kvina har samtidig hatt en betydelig økning i tettheten og utbredelsen av ål. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.

Sokndalselva, Rogaland

Det var lav tetthet av ål i Sokna gjennom hele 1990-tallet, med mindre enn ett individ pr. 100 m² elveareal (**figur 3.18**). Senere har tettheten økt signifikant, og i 2003 og 2005 var det i gjennomsnitt nær tre individ pr. 100 m² ($p < 0,01$). Selv om det ble funnet ål i hele den lakseførende delen av vassdraget, var antallet størst i hovedvassdragets nedre del (ved Hauge) og i Litlåa (Guddalsvassdraget). I Ålgårdselva (Myssavassdraget) ble det bare unntaksvis påvist ål; ett individ ble registrert på én av de to undersøkte stasjonene i 1996 og 2005. Det er ingen vesentlige oppgangshindre i denne delen av vassdraget, men påvirkning av finpartikulært sandholdig avfall fra gruvedrift i området kan tenkes å påvirke ålen negativt. Laks derimot ser ut til å ha vellykket gyting i Ålgårdselva, og laksunger har etablert seg i moderate tettheter etter kalking.

Utbredelsen av ål har variert ganske mye mellom år i Sokna, og det er ingen entydig trend ($p > 0,05$, **figur 3.18**). Det har tilsynelatende vært en liten økning i utbredelsen over tid, men dette skyldes i stor grad resultatet fra 2005 da det var ål på mer enn 90 % av stasjonene i vassdraget.



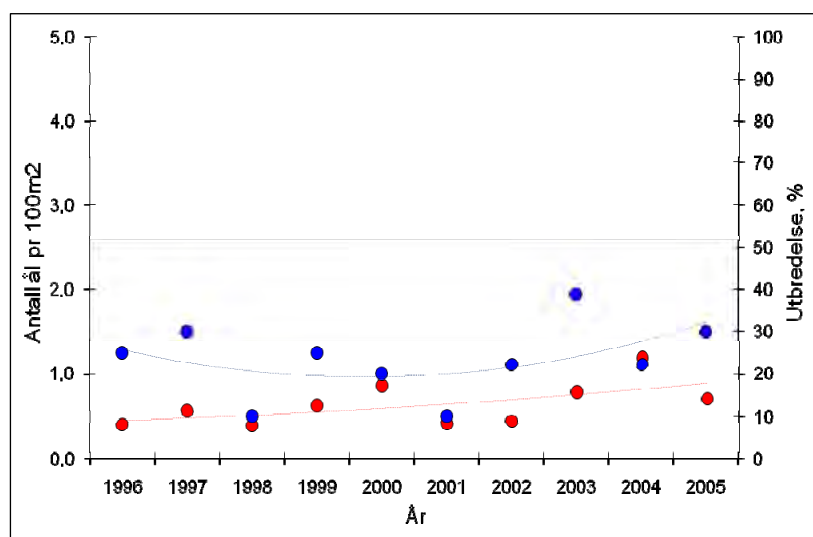
Figur 3.18. Relativ tetthet pr. 100 m² elveareal (røde prikker) og utbredelse (blå prikker) av ål i Sokndalselva i perioden 1991-2005. Sammenhengen mellom tettheten av ål (y_1) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_1 = 0,016x^2 - 0,078x + 0,561$ ($F_{2,11} = 10,86$; $R^2 = 0,66$; $p = 0,002$). Sammenhengen mellom utbredelsen av ål (y_2) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_2 = 0,132x^2 - 0,389x + 40,545$ ($F_{2,11} = 0,79$; $R^2 = 0,13$; $p = 0,48$). Det var ingen undersøkelser i 2002.

Bjerkreimselva, Rogaland

Om lag 60 % av all ål ble fanget på den nederste stasjonen i vassdraget, som ligger nedenfor Fotlandsfossen nær utløpet i sjøen. Dette kan bety at Fotlandsfossen er et

oppgangshemmende hinder for ål i vassdraget. Det ble ikke registrert ål i noen av årene på åtte av de 20 stasjonene i vassdraget. Dette skyldtes delvis stasjoner med fint substrat i nedre del, eller suboptimal vannkvalitet. Det ble for eksempel ikke funnet ål i Ørdsalen. Dette kan skyldes at ål ikke vandrer gjennom Ørdsalsvatnet, men like gjerne at vannkvaliteten på innløpet til Ørdsalsvatnet fortsatt er ustabil med hensyn til forsurening. Stor avstand fra sjøen var ikke i seg selv begrensende for oppvandring av ål da det ble observert ål helt opp mot Ytre Vinjavatnet; om lag 35 km fra sjøen. Denne ålen må i tillegg passere gjennom tre større innsjøer for å komme opp til Vinjavatnet.

På grunn av liten oppvandring av ål forbi Fotlandsfossen ble både tetthet og utbredelse lav i Bjerkreimselva; henholdsvis 0,63 ål pr. 100 m² elveareal, og funn på mindre enn en firedel av stasjonene i gjennomsnitt for perioden 1996-2005 (**figur 3.19**). I denne perioden var det ingen signifikant endring i utbredelse eller tetthet av ål i Bjerkreimselva ($p > 0,05$).



Figur 3.19. Relativ tetthet pr. 100 m² elveareal (røde prikker) og utbredelse (blå prikker) av ål i Bjerkreimselva i perioden 1996-2005. Sammenhengen mellom tettheten av ål (y_1) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_1 = 0,003x^2 + 0,021x + 0,423$ ($F_{2,7} = 1,85$; $R^2 = 0,35$; $p = 0,23$). Sammenhengen mellom utbredelsen av ål (y_2) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_2 = 0,469x^2 - 4,456x + 29,772$ ($F_{2,7} = 1,00$; $R^2 = 0,22$; $p = 0,41$).

Ogna, Rogaland

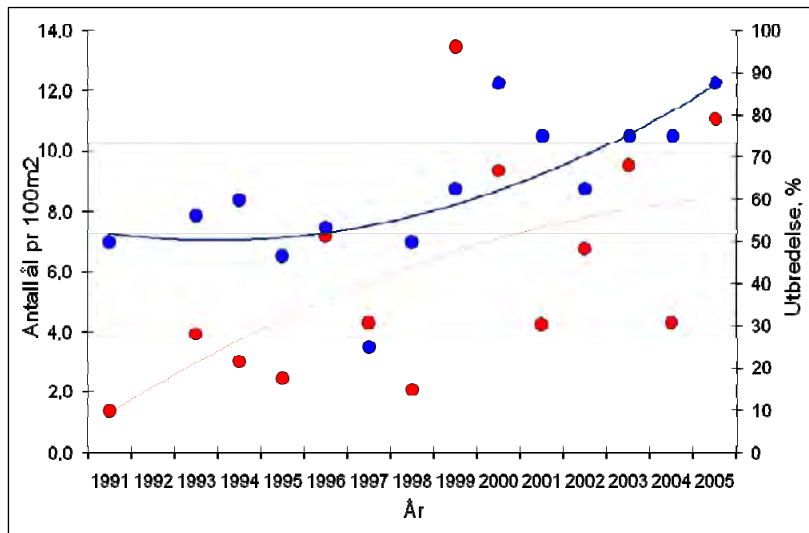
Ogna (**figur 3.20**) var vassdraget med størst tetthet av ål; i enkelte år mer enn 10 individ pr. 100 m². Tettheten var størst i nedre del, og nær 99 % av individene ble fanget på strekningen mellom sjøen og Ualand. På én stasjon ved Hylland bru nederst i vassdraget var tettheten i enkelte år 35 individ pr. 100 m². Ovenfor Ualand må ålen passere gjennom tre innsjøer (Øvrabøvatnet, Krågevatn og Ognavatn) for å komme til

de øvre delene av vassdraget. Ål er funnet langs hele den lakseførende strekningen helt opp til stigningene ovenfor Laksesvela; ca 20 km fra sjøen. Det kan imidlertid se ut til at innsjøene kan virke oppgangsdempende på ål i Ognavassdraget da antall ål avtok betydelig ovenfor innsjøene.

Det har vært en økning i tettheten av ål i Oгна etter kalking, men den er ikke signifikant ($p > 0,05$, **figur 3.21**). Derimot har utbredelsen hatt en signifikant økning fra 50 % i 1991, til nærmere 90 % i 2005 ($p < 0,05$, **figur 3.21**).



Figur 3.20. Parti fra Ualand i midtre del av Oгна i Rogaland. Oгна ble kalket i 1991 ved hjelp av flere kalkdoserere, samt kalking av innsjøer i nedbørfeltet. Det var fiskedød nesten hvert år på 1980-tallet, og bestanden av laks var sterkt redusert før kalking. Oгна er det av de undersøkte vassdragene som har høyest tetthet av ål. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.

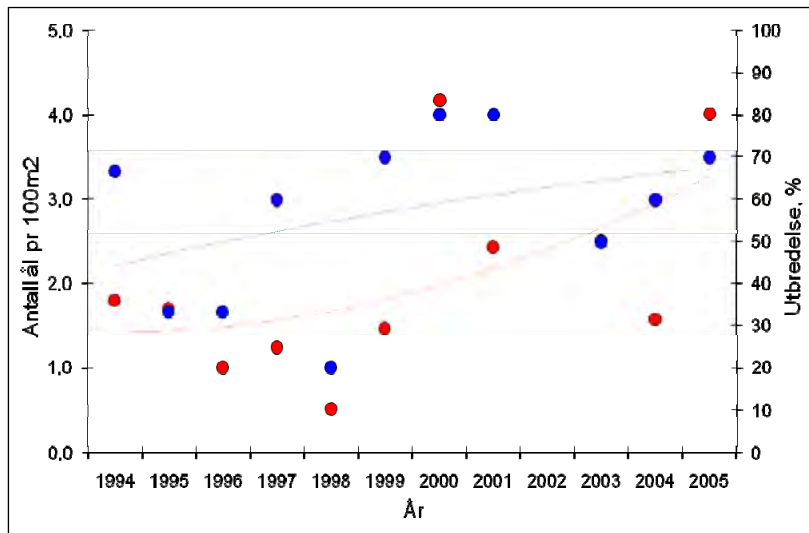


Figur 3.21. Relativ tetthet pr. 100 m² elveareal (røde prikker) og utbredelse (blå prikker) av ål i Ognå i perioden 1991-2005. Sammenhengen mellom tettheten av ål (y_1) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_1 = -0,027x^2 + 0,941x + 0,392$ ($F_{2,11} = 2,96$; $R^2 = 0,35$; $p = 0,093$). Sammenhengen mellom utbredelsen av ål (y_2) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_2 = 0,276x^2 - 1,906x + 53,602$ ($F_{2,11} = 5,81$; $R^2 = 0,51$; $p = 0,019$). Det var ingen undersøkelser i 1992.

Frafjordelva, Rogaland

Det var ingen markert trend i utbredelsen av ål i Frafjordelva i 1994-2005 ($p > 0,05$, **figur 3.22**). Det ble i gjennomsnitt funnet ål på 56 % av stasjonene, men utbredelsen varierte mellom 20 og 80 % i de ulike årene. Det var bare på én stasjon like ovenfor samløpet med Nordelva at det aldri ble påvist ål. Frafjordelva har en lakseførende strekning på ca. 6 km, som splittes opp i to nesten like lange strekninger av Molaugsvatn. I overkant av 70 % av all ål ble imidlertid fanget på strekningen nedenfor vatnet. Det kan derfor se ut til at vatnet virker oppgangsdempende på ål i vassdraget.

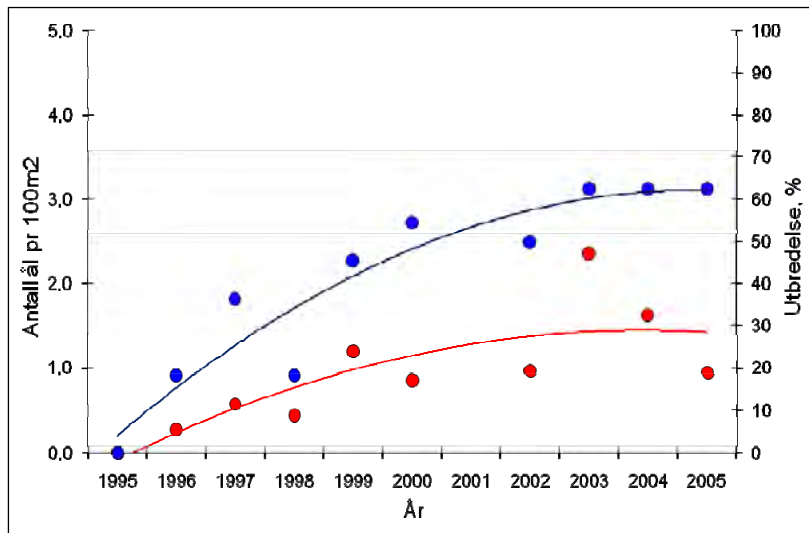
Gjennomsnittlig tetthet av ål var 1,9 individ pr. 100 m² i perioden 1994-2005, men varierte fra 0,5 til 4,2 individ i de ulike årene. Tettheten var lavest på slutten av 1990-tallet, og syntes å bli noe høyere igjen utover på 2000-tallet, men uten noen klar trend i perioden ($p > 0,05$).



Figur 3.22. Relativ tetthet pr. 100 m² elveareal (røde prikker) og utbredelse (blå prikker) av ål i Fraffjordelva i perioden 1994-2005. Sammenhengen mellom tettheten av ål (y_1) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_1 = 0,015x^2 - 0,027x + 1,434$ ($F_{2,8} = 1,79$; $R^2 = 0,31$; $p = 0,23$). Sammenhengen mellom utbredelsen av ål (y_2) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_2 = -0,076x^2 + 3,076x + 41,293$ ($F_{2,8} = 0,69$; $R^2 = 0,15$; $p = 0,53$). Det var ingen undersøkelser i 2002.

Espedalselva, Rogaland

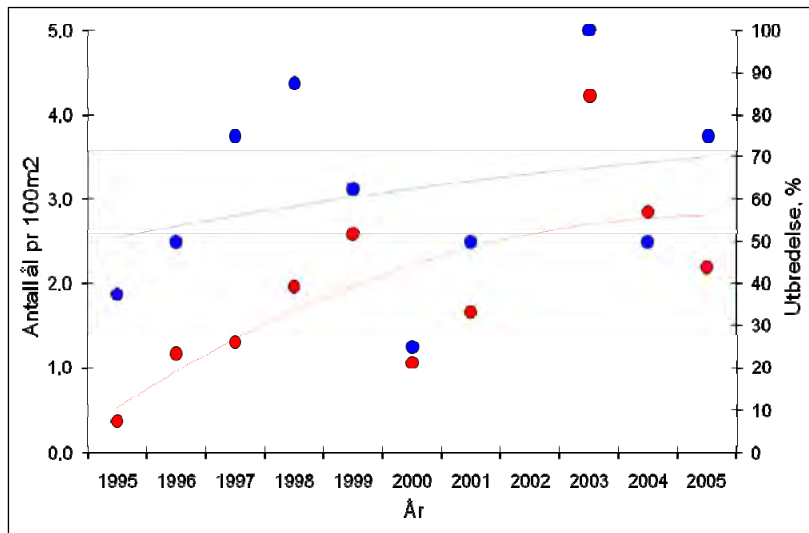
Det har vært en signifikant økning i utbredelsen av ål i Espedalselva etter kalking ($p < 0,01$). Det ble ikke notert ål på noen av stasjonene før kalking, men ti år senere fantes det ål på mer enn 60 % av stasjonene (**figur 3.23**). Det har vært en moderat, men signifikant økning i tetthet av ål etter kalking ($p < 0,05$). Fra mindre enn 0,6 ål pr. 100 m² i 1996-1998 har tettheten økt til 0,9-2,4 individ pr. 100 m² elveareal i årene 2003-2005. Det var generelt få stasjoner som hadde ål i de første årene. Tendensen var likevel at utbredelsen økte, og observasjoner av ål ble gjort stadig høyere opp i elva etter som årene gikk. Det ble derimot aldri observert ål helt øverst i vassdraget (ovenfor Lona og samløpet med Vinddøla). Flest ål ble funnet på en tre kilometer lang strekning nedenfor Espedalsvatnet og på en stasjon om lag én kilometer ovenfor vatnet. Espedalsvatnet ser ikke ut til å ha noen dempende innvirkning på vandringsen til de øvre delene av vassdraget. Supoptimal vannkvalitet kan derimot virke inn på forekomsten av ål på de to øverste stasjonene.



Figur 3.23. Relativ tetthet pr. 100 m² elveareal (røde prikker) og utbredelse (blå prikker) av ål i Espedalselva i perioden 1995-2005. Sammenhengen mellom tettheten av ål (y_1) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_1 = -0,019x^2 + 0,384x - 0,457$ ($F_{2,7} = 6,09$; $R^2 = 0,64$; $p = 0,029$). Sammenhengen mellom utbredelsen av ål (y_2) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_2 = -0,608x^2 + 13,114x - 8,542$ ($F_{2,7} = 26,40$; $R^2 = 0,88$; $p = 0,001$). Det var ingen undersøkelser i 2001.

Jørpelandselva, Rogaland

Utbredelsen av ål varierte mye mellom år i Jørpelandselva i 1995-2005, og det har ikke vært noen signifikant økning i dens utbredelse etter kalking ($p > 0,05$). Tettheten av ål økte derimot fra 0,4 individ pr. 100 m² ved kalkingsstart til 2,2-4,2 individ i 2003-2005 (**figur 3.24**). Det var høyest tetthet av ål nedenfor Fossen, som er det naturlige vandringshinderet for laks i vassdraget. Fordelingen av antall ål nedenfor og ovenfor Fossen var henholdsvis 84 og 16 % av total fangst i perioden 1995-2005. Ovenfor Fossen var det flest ål like nedenfor utløpet av Jørpeland kraftverk. På strekningen med redusert vannføring ovenfor kraftverket ble det bare funnet enkelte ål i et par av årene.



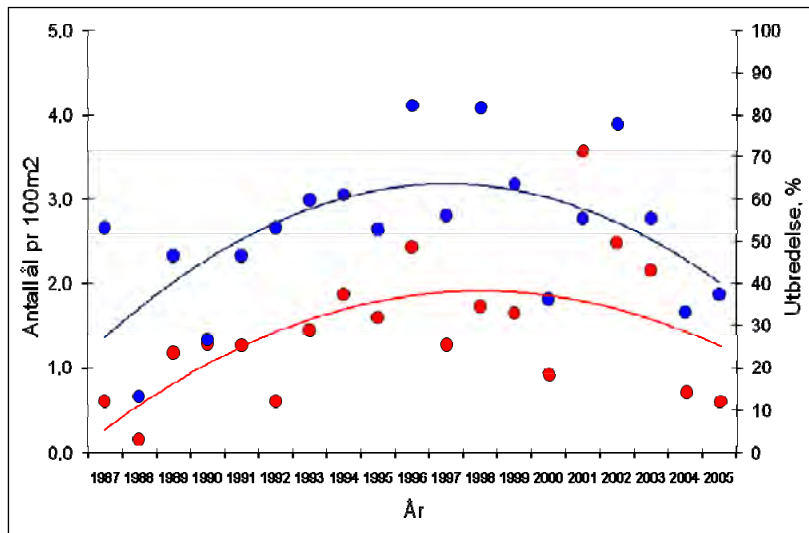
Figur 3.24. Relativ tetthet pr. 100 m² elveareal (røde prikker) og utbredelse (blå prikker) av ål i Jørpelandselva i perioden 1995-2005. Sammenhengen mellom tettheten av ål (y_1) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_1 = -0,022x^2 + 0,494x + 0,059$ ($F_{2,7} = 3,85$; $R^2 = 0,52$; $p = 0,075$). Sammenhengen mellom utbredelsen av ål (y_2) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_2 = -0,082x^2 + 2,868x + 48,253$ ($F_{2,7} = 0,30$; $R^2 = 0,08$; $p = 0,75$). Det var ingen undersøkelser i 2002.

Vikedalselva, Rogaland

I Vikedalselva var det en økning i utbredelse og tetthet av ål i de første årene etter kalking. Den positive utviklingen kulminerte på slutten av 1990- og begynnelsen av 2000-tallet ($p < 0,05$, **figur 3.25**). Det var en nedgang i 2004 og 2005 selv om resultatet i 2005 kan være påvirket av høy vannføring under elfisken (jf. Rødneelva). Ål forekom relativt jevnt fordelt på hele den lakseførende strekningen i Vikedalselva, og ikke noe område eller strekning utpekte seg i noen retning. Ål forekom også i lite antall i sideelva Litlåna. Det ble fanget 1-2 individ i sju av de fjorten årene som ble elfisken i perioden 1987-2005. Litlåna munner ut i hovedvassdraget like nedenfor Låakafossen, som er vandringshinder for laksefisk i vassdraget.

Det er også gjennomført elfiske på innløp, utløp og tilløpsbekker til Fjellgardsvatnet, Røyrvatn og andre innsjøer høyere opp i Vikedalsvassdraget årlig siden 1987. Fjellgardsvatnet ligger om lag tre kilometer ovenfor Låakafossen, men det er aldri fanget ål i noen av årene på noen av lokalitetene i perioden 1987-2009 (Trygve Hesthagen pers. medd.). Låakafossen ser derfor ut til å være et absolutt oppgangshinder for ål i Vikedalsvassdraget.

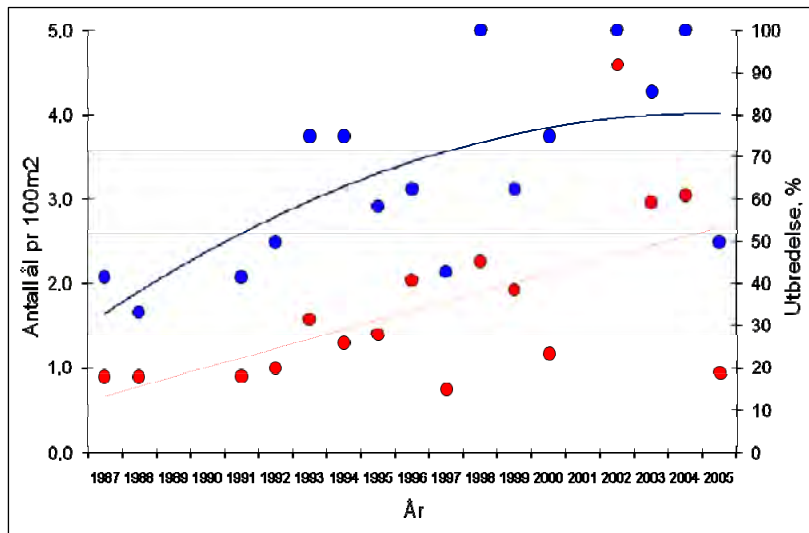
Utbredelsen av ål har variert en del, og det ble funnet ål på mellom 13 og 82 % av de undersøkte stasjonene i årene 1987-2005. Det var imidlertid ål på mer enn halvparten av stasjonene i 12 av de 19 årene som er undersøkt (**figur 3.25**).



Figur 3.25. Relativ tetthet pr. 100 m² elveareal (røde prikker) og utbredelse (blå prikker) av ål i Vikedalselva i perioden 1987-2005. Sammenhengen mellom tettheten av ål (y_1) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_1 = -0,014x^2 + 0,326x - 0,042$ ($F_{2,16} = 4,21$; $R^2 = 0,35$; $p = 0,034$). Sammenhengen mellom utbredelsen av ål (y_2) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_2 = -0,363x^2 + 8,005x + 19,532$ ($F_{2,16} = 4,54$; $R^2 = 0,36$; $p = 0,027$).

Rødneelva, Rogaland

Rødneelva har hatt en økning i tetthet og utbredelse av ål i løpet av 1990-tallet, som i noen grad startet før kalkingen ble igangsatt på lakseførende del i 1997. Det var liten utbredelse og lavere tetthet av ål enn forventet i 2005, men dette kan komme av høy vannføring under elfisken. I 2002-2004 var tettheten av ål 3,0-4,6 individ pr. 100 m² elveareal. Til sammenligning var tettheten 0,9-1,6 individ i årene fram til 1996 (**figur 3.26**). I 1995 og 1996 ble det fisket på to stasjoner ovenfor lakseførende strekning i sideelvene Hålandselva og Fjellstølbekken uten at det ble påvist ål. Vandringshindrene for laksefisk kan derfor se ut til å være begrensende også for oppvandring av ål i Rødneelva.

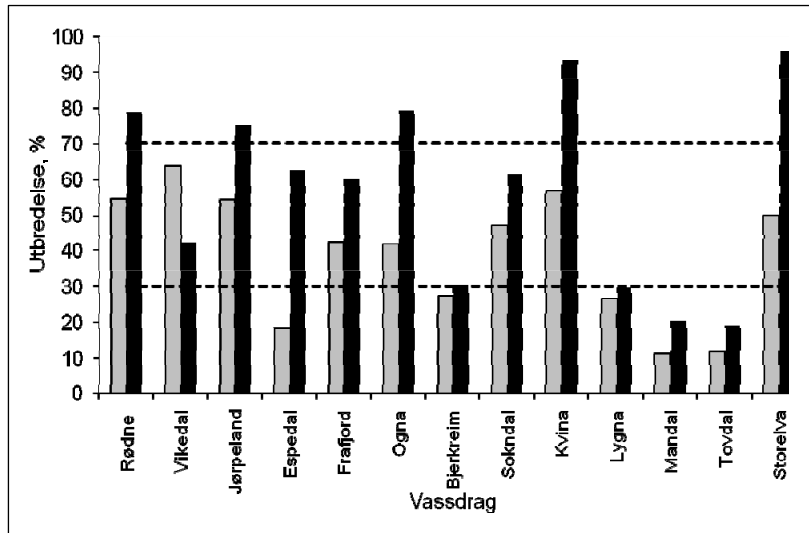


Figur 3.26. Relativ tetthet pr. 100 m² elveareal (røde prikker) og utbredelse (blå prikker) av ål i Rødneelva i perioden 1987-2005. Sammenhengen mellom tettheten av ål (y_1) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_1 = -0,000x^2 + 0,114x + 0,550$ ($F_{2,13} = 3,30$; $R^2 = 0,34$; $p = 0,069$). Sammenhengen mellom utbredelsen av ål (y_2) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y_2 = -0,152x^2 + 5,666x + 27,395$ ($F_{2,13} = 5,14$; $R^2 = 0,44$; $p = 0,023$). Det var ingen undersøkelser i 1989, 1990 og 2001.

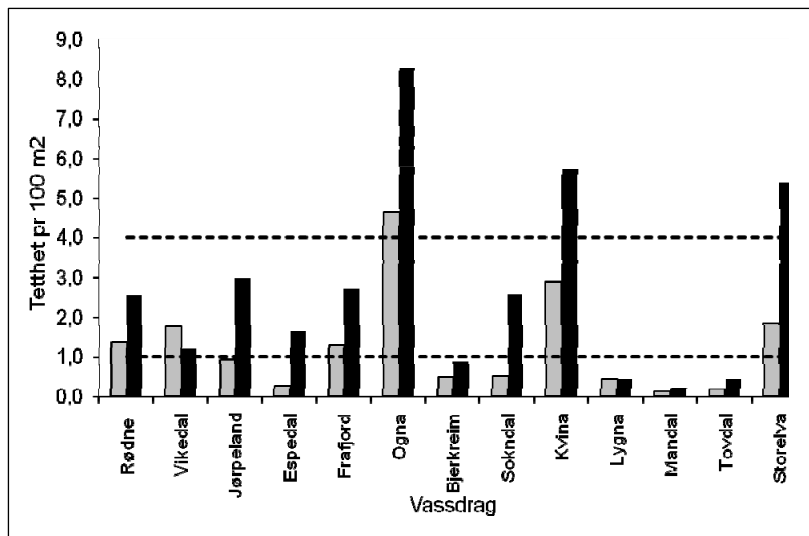
3.2.4 Sammenlikning mellom vassdrag

Det er gjort en sammenlikning av den gjennomsnittlige utbredelsen av ål i vassdragene i treårsperiodene 1995-1997 og 2003-2005 (**figur 3.27**). Denne viser at utbredelsen av ål økte i alle vassdragene, med unntak av Vikedalselva. Det var fortsatt liten utbredelse (forekomst på < 30 % av stasjonene som ble undersøkt) i fire av vassdragene i 2003-2005 (Bjerkreimselva, Lygna, Mandalselva og Tovdalselva). Det var en moderat utbredelse med forekomst på 30-70 % av stasjonene i fire vassdrag. Videre var det stor utbredelse med forekomst på > 70 % av stasjonene i fem vassdrag. Alle vassdrag med stor utbredelse i 2003-2005 hadde økt fra en moderat utbredelse i 1995-1997.

Det er gjort en tilsvarende sammenlikning av den gjennomsnittlige tettheten av ål i de ulike vassdragene i treårsperiodene 1995-1997 og 2003-2005 (**figur 3.28**). Denne viser at tettheten av ål økte i alle vassdragene med unntak av Vikedalselva og Lygna. Det var fortsatt lav gjennomsnittlig tetthet (< 1,0 individ pr. 100 m²) i fire av vassdragene i 2003-2005 (Bjerkreimselva, Lygna, Mandalselva og Tovdalselva). I tre av vassdragene var det en økning fra lav til moderat tetthet fra 1995-1997 til 2003-2005. Tre vassdrag (Ogna, Kvina og Storelva) skilte seg ut med de høyeste gjennomsnittlige tetthetene (5,4 – 8,3 individ pr. 100 m²) i 2003-2005. Dette var en betydelig økning i tetthet for alle vassdragene sammenliknet med 1995-1997.



Figur 3.27. Gjennomsnittlig utbredelse av ål (andelen stasjoner med fangst av ål) i kalkede vassdrag i Agder og Rogaland i 1995-1997 (grå søyler) sammenliknet med 2003-2005 (svarte søyler). Det er skilt mellom lav (< 30 %), moderat (30-70 %) og stor (> 70 %) utbredelse angitt med stiplede horisontale linjer.



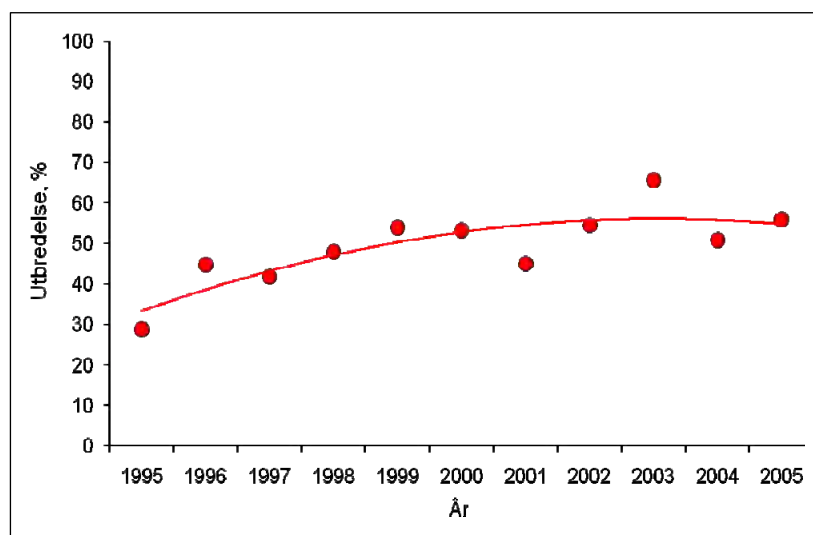
Figur 3.28. Gjennomsnittlig tetthet av ål pr. 100 m² elveareal i kalkede vassdrag i Agder og Rogaland i 1995-1997 (grå søyler) sammenliknet med 2003-2005 (svarte søyler). Det er skilt mellom lav (< 1,0 individ pr. 100 m²), moderat (1,0-4,0 individ pr. 100 m²) og høy (> 4,0 individ pr. 100 m²) tetthet angitt med stiplede horisontale linjer.

Utbredelsen innad i de enkelte vassdragene varierte. I enkelte mindre vassdrag (Rødneelva, Vikedalselva og Storelva) var det ingen åpenbar forskjell i tetthet av ål mellom nedre og øvre del av lakseførende strekning. I andre elver tydet resultatene på at enkelte fosser og innsjøer på lakseførende strekning var oppgangshemmende eller

oppgangsdempende på ål. I Tovdalselva virket det som om det meste av ålen stanset ved Flakksvatn. I Ognafant fant vi tilsvarende at innsjøer om lag midtveis på lakseførende strekning virket oppgangsdempende på ål. I Tovdalselva var tettheten av ål lav, mens den var til dels svært høy i Ognafant. I andre elver kan fravær av ål (øvre del av Espedalselva og deler av Bjerkreimsvassdraget) trolig forklares med suboptimal vannkvalitet. Likeledes kan fravær av ål på noen stasjoner skyldes uegnet substrat. Normalt vil dette være områder i elvene med grus og finkornet substrat der skjulområder mangler både for ål og eldre laksefisk.

3.2.4 Utvikling i utbredelse av ål i kalkede vassdrag

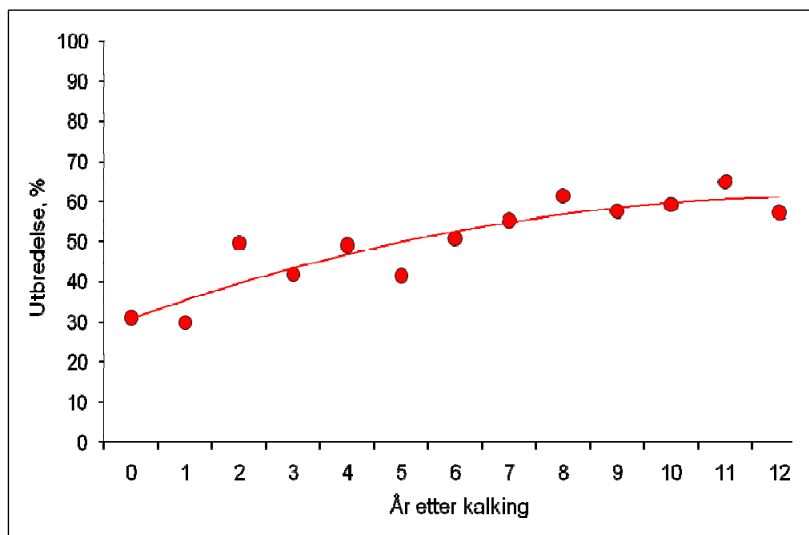
Ser vi på den samlede utviklingen i alle de 13 kalkede elvene som er undersøkt i Agder og Rogaland var det ål bare på 29 % av stasjonene i 1995 (**figur 3.29**). I årene fram til 2000 var det en økning i utbredelsen, og i 2002-2005 ble det funnet ål på 51-66 % av stasjonene. Denne økningen i utbredelse av ål er signifikant for perioden 1995-2005 ($p < 0,05$).



Figur 3.29. Gjennomsnittlig utbredelse av ål (andelen stasjoner med fangst av ål) i kalkede vassdrag i Agder og Rogaland i perioden 1995-2005. Sammenhengen mellom utbredelsen av ål (y) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y = -0,350x^2 + 6,358x + 27,270$ ($F_{2,8} = 8,64$; $R^2 = 0,68$; $p = 0,010$).

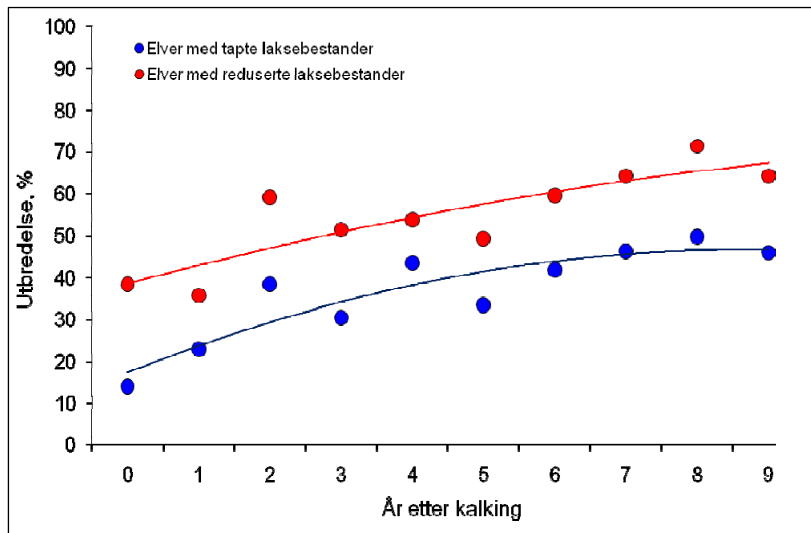
Den beskrevne utviklingen i utbredelsen av ål synliggjør ikke den tiden og den reelle utviklingen som reetableringen av ål har hatt etter kalkingsstart. Dette skyldes at kalkingen ikke startet samtidig i alle elvene. Vi har derfor sett på hvordan utviklingen har vært i forhold til starttidspunktet for kalkingen (**figur 3.30**). Kalkingsstart for flere av vassdragene var på midten av 1990-tallet, og de var derfor ikke kalket i mer enn ni år i 2005. Dette gjør at beskrivelsen av utviklingen blir mer usikker fra og med ti år etter kalking da bare 8, 6 og 5 vassdrag inngår i gjennomsnittet etter henholdsvis 10,

11 og 12 år. Det var en signifikant økning i utbredelsen av ål etter kalking ($p < 0,001$, **figur 3.30**). Andelen stasjoner med fangst av ål økte fra 31 til om lag 60 % i løpet av de første åtte-ni årene etter kalking.



Figur 3.30. Gjennomsnittlig utbredelse av ål (andelen stasjoner med fangst av ål) i de 12 første årene etter kalking i vassdrag i Agder og Rogaland. Sammenhengen mellom utbredelsen av ål (y) og år etter kalking (x) er gitt ved ligningen: $y = -0,181x^2 + 5,041x + 26,040$ ($F_{2,10} = 22,57$; $R^2 = 0,82$; $p < 0,001$).

Det var ål i alle vassdragene som er undersøkt også før kalkingstiltak ble iverksatt, bortsett fra Espedalselva der det ikke ble påvist ål året før kalkingen ble startet. Det var gjennomsnittlig lavest utbredelse av ål i vassdrag med tapte laksebestander sammenliknet med vassdrag med reduserte laksebestander; der henholdsvis 14 og 38 % av stasjonene hadde ål før kalkingen startet (**figur 3.31**). Etter ni år med kalking hadde utbredelsen økt signifikant, til 46 % i elver med tapte laksebestander ($p < 0,01$) og til 64 % i elver med reduserte laksebestander ($p < 0,05$). Utbredelsen av ål ser derfor ut til å ha vært påvirket av dårlig vannkvalitet. Vassdrag med tapte bestander av laks hadde større forsuringproblemer enn vassdrag som fortsatt opprettholdt en restbestand med laks. Dette ga seg utslag i lavere forekomst av ål i vassdrag med utdødde laksebestander.



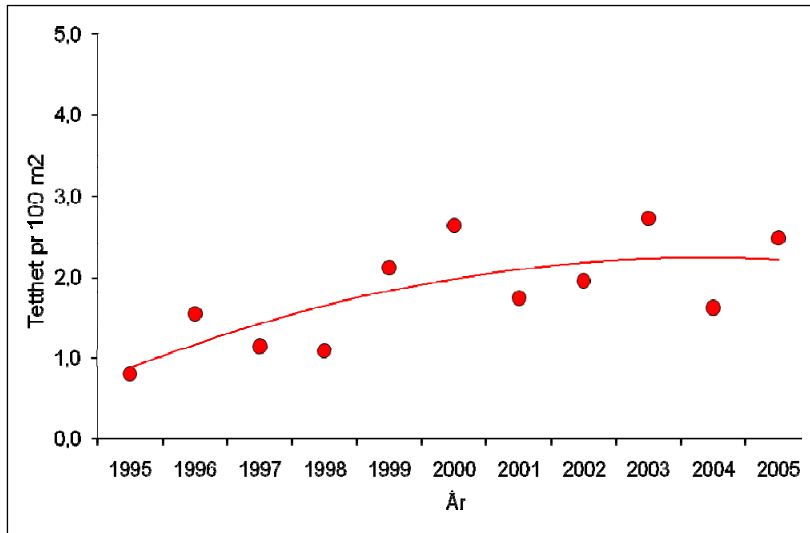
Figur 3.31. Sammenligning av utviklingen i gjennomsnittlig utbredelse av ål (andelen stasjoner med fangst av ål) i de ni første årene etter kalking i vassdrag med utdødde laksebestander (seks vassdrag; blå sirkler) og vassdrag med reduserte laksebestander (sju vassdrag; røde sirkler). Sammenhengen mellom utbredelsen av laksyngel i vassdrag der det var en restbestand av laks før kalking (y) og år etter kalking (x) er gitt ved ligningen: $y = -0,148x^2 + 4,841x + 33,820$ ($F_{2,7} = 9,54$; $R^2 = 0,73$; $p = 0,010$). Sammenhengen mellom utbredelsen av laksyngel i vassdrag der laksen var utdødd før kalking (y) og år etter kalking (x) er gitt ved ligningen: $y = -0,390x^2 + 7,543x + 10,223$ ($F_{2,7} = 15,67$; $R^2 = 0,82$; $p = 0,003$).

3.2.5 Utviklingen i tetthet av ål i kalkede vassdrag

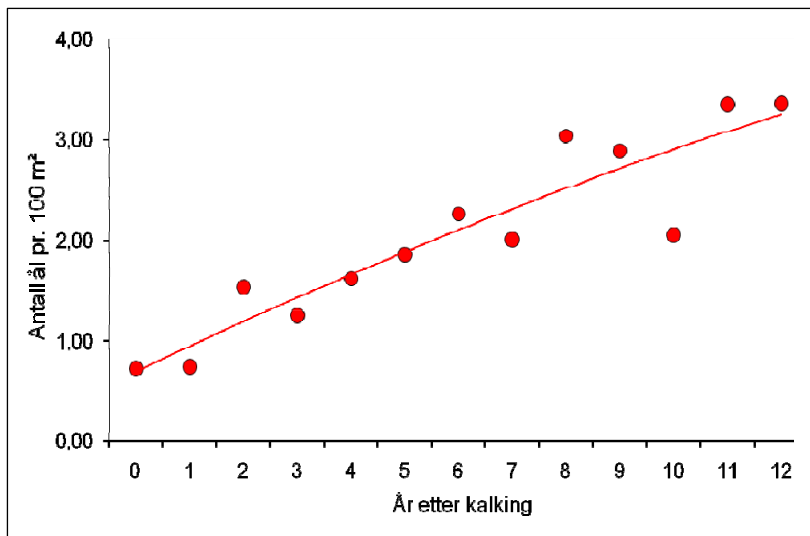
Det har vært en signifikant økning i gjennomsnittlig tetthet av ål i de kalkede elvene i Agder og Rogaland i perioden 1995-2005 ($p < 0,05$, **figur 3.32**). På midten av 1990-tallet var det om lag én ål pr. 100 m² elveareal. I løpet av ti-årsperioden fram til 2005 økte tettheten til det dobbelte.

For å synliggjøre reetableringen av ål i forhold til selve kalkingstiltaket har vi også sett på endringen i tetthet i forhold til starttidspunktet for kalking. Tettheten av ål økte signifikant fra 0,7 individ pr. 100 m² før kalking til ca. 3 individ etter 8-9 år med kalking ($p < 0,001$, **figur 3.33**).

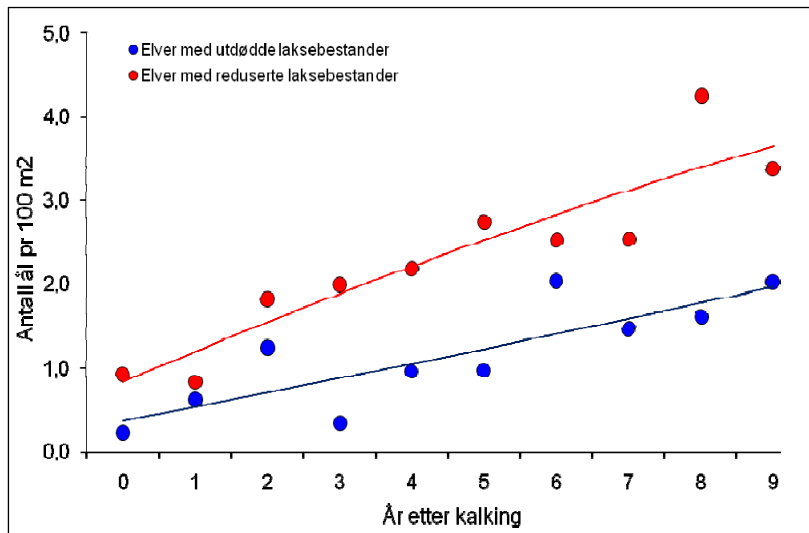
Tettheten av ål var i utgangspunktet lavest i vassdrag med tapte laksebestander sammenliknet med vassdrag med reduserte laksebestander (**figur 3.34**); henholdsvis 0,2 og 0,9 ål pr. 100 m² elveareal før kalking startet. Etter ni år med kalking hadde tettheten økt signifikant til 2,0 individ pr. 100 m² i elver med utdødde laksebestander ($p < 0,05$) og 3,4 individ pr. 100 m² i elver med reduserte laksebestander ($p < 0,01$). Tettheten av ål ser derfor ut til å ha vært påvirket av dårlig vannkvalitet, og økte relativt sett mest i vassdrag med tapte bestander av laks der vannkvaliteten før kalking var dårligst.



Figur 3.32. Gjennomsnittlig tetthet av ål pr. 100 m² elveareal i kalkede vassdrag i Agder og Rogaland i perioden 1995-2005. Sammenhengen mellom tettheten av ål (y) og kalenderår (x) er gitt ved ligningen: $y = -0,018x^2 + 0,344x + 0,540$ ($F_{2,8} = 4,65$; $R^2 = 0,54$; $p = 0,046$).



Figur 3.33. Gjennomsnittlig tetthet av ål i de 12 første årene etter kalking i vassdrag i Agder og Rogaland. Tettheten er angitt som antall ål pr. 100 m² elveareal. Sammenhengen mellom tettheten av laksyngel (y) og år etter kalking (x) er gitt ved ligningen: $y = -0,003x^2 + 0,263x + 0,428$ ($F_{2,10} = 29,20$; $R^2 = 0,85$; $p < 0,001$).



Figur 3.34. Sammenligning av utviklingen i gjennomsnittlig tetthet av ål i de ni første årene etter kalking i vassdrag med utdødde laksebestander (seks vassdrag; blå sirkler) og vassdrag med reduserte laksebestander (sju vassdrag; røde sirkler). Tettheten er angitt som antall ål pr. 100 m² elveareal. Sammenhengen mellom utbredelsen av laksyngel i vassdrag der det var en restbestand av laks før kalking (y) og år etter kalking (x) er gitt ved ligningen: $y = -0,006x^2 + 0,382x + 0,453$ ($F_{2,7} = 18,82$; $R^2 = 0,84$; $p = 0,002$). Sammenhengen mellom utbredelsen av laksyngel i vassdrag der laksen var utdødd før kalking (y) og år etter kalking (x) er gitt ved ligningen: $y = 0,002x^2 + 0,158x + 0,217$ ($F_{2,7} = 8,24$; $R^2 = 0,70$; $p = 0,014$).

3.2.6 Diskusjon

De 13 undersøkte lakseelvene er svært forskjellige både i størrelse (lengde på lakseførende strekning og vannføring), substrat og produktivitet. De har likevel det til felles at det er satt i gang kalkingstiltak i løpet av perioden 1985-1997. Selve kalkingstiltaket er utført noe forskjellig, men i dag er målet i alle elvene å oppnå en vannkvalitet som er god nok for laks. I to vassdrag (Sokndalselva og Jørpelandselva) skjer kalkingen av lakseførende del indirekte ved kalking av et stort antall innsjøer i nedbørfeltet. I de resterende elvene er kalkingen enten gjennomført som en ren dosererkalking eller en kombinasjon av innsjøkalking og bruk av doserere. Vannkvalitetsmålet som er satt for de enkelte vassdragene har også vært forskjellig underveis, og det har vært endringer i kalkingsstrategien. I Vikedalselva startet man med bare å kalke om våren i de første årene. Senere ble det innført helårskalking, og vannkvalitetsmålet har også vært gjenstand for flere endringer underveis. Mye av arbeidet de første årene ble gjennomført for å skaffe erfaring som kunne overføres til nye prosjekter. I andre vassdrag som Lygna og Kvina, ble det i starten kalket med et mål om å sikre sjørreten i vassdragene. Etter hvert som laks også reetablerte seg, hevet man vannkvalitetsmålet slik at man også sikret overlevelsen til laksen. Det er også gjennomgående at det er nødvendig med en teknisk innkjøringsperiode for å oppnå stabilitet i vannkvaliteten. I dag er vannkvalitetsmålet i de fleste kalkede elvene at pH i smoltifiseringsperioden for laks skal være 6,2 (15. februar - 31. mars) og 6,4

(1. april - 31. mai), men redusert til pH = 6,0 resten av året. Det er et generelt krav at det skal kalkes på en økologisk riktig måte. For å oppnå dette har Direktoratet for naturforvaltning i samarbeid med de respektive fylkesmenn forsøkt å ta hensyn til ny kunnskap om laksens forsuringsfølsomhet og endringer i forsurings situasjonen.

Nå ser vi at kalking også har hatt en positiv effekt på utbredelsen og tettheten av ål i de kalkede vassdragene på Sørvestlandet. Ål har igjen tatt i bruk en større del av laksevassdragene i denne regionen som oppvekstområde.

Degerman *et al.* (1985) undersøkte ål i små, forsurede vassdrag på Sveriges vestkyst. De konkluderte med at ål hadde lav bestandstetthet i disse vassdragene, og forklarte dette med at ål ikke ble tiltrukket til sure og lavproduktive vassdrag samt at høy konsentrasjon av aluminium medførte stress og økt dødelighet. Når åleyngelen kommer inn til kysten må den foreta et valg; skal den bli i fjordområdet eller vandre opp i ferskvann. Dette valget påvirkes blant annet av glassålens kondisjon, vann-temperatur og vannkvalitet. Blir vannet for surt vil ikke glassålen vandre opp i ferskvann i det hele tatt (jf. Fjellheim *et al.* 1985). For å sikre at åleyngel faktisk har muligheten til å vandre opp i ferskvann i de forsuringsutsatte vassdragene på Sør- og Vestlandet, bør det i tillegg til å sikre god nok vannkvalitet for laks også vurderes hva som må til for å sikre at den også er god nok for åleyngel under oppvandring. Det bør undersøkes om pH-målet i de kalkede vassdragene bør justeres for å sikre en god nok vannkvalitet under oppgangsperioden for åleyngel.

Det finnes lite publisert informasjon om tellinger av ål eller beregninger av tetthet i forbindelse med elfiske. I 1983 undersøkte Degerman *et al.* (1985) 12 vassdrag (totalt 88 stasjoner) i Bohuslän og Halland med elfiske for å studere forekomst og kvantifisere tettheten av ørret, laks og ål. Bestandstettheten av ål var 1,1 individ pr. 100 m² på stasjoner med pH under 6,0 og i gjennomsnitt 3,7 individ pr. 100 m² på stasjoner med pH over 6,0. Gjennomsnittlig tetthet for ål i laksevassdragene på Sørvestlandet økte fra 0,7 individ pr. 100 m² før kalking til ca. 3 individ etter 8-9 år med kalking. Dette vil i grove trekk tilsvare en overgang fra pH lavere enn 6,0 til pH høyere enn 6,0. Nivået på tettheten av ål i den svenske undersøkelsen og våre data samsvarer derfor godt. I andre vassdrag kan tettheten imidlertid være betydelig høyere; i et utvalg danske bekker var det i gjennomsnitt 8,5 individ pr. 100 m² (Larsen 1961). Betydelig høyere tettheter kan også forekomme på enkeltstasjoner slik vi for eksempel har sett det i Ogna (35 individ pr. 100 m²) og på lokaliteter i Strömsån i Sverige (86-110 individ pr. 100 m², Degerman *et al.* 1985).

Ål forekom på 58 % av de undersøkte stasjonene i de svenske vassdragene (Degerman *et al.* 1985). I våre undersøkelser økte utbredelsen av ål i gjennomsnitt fra 30 % før kalking til 60 % i løpet av 8-9 år etter kalkingsstart på de undersøkte stasjonene. Forventningene til de norske lakseelvene er at utbredelsen fortsatt kan øke en del i årene framover. Flere av stasjonene uten ål på begynnelsen av 2000-tallet var potensielt gode oppholdssteder for ål. Utbredelsen ovenfor lakseførende strekning er bare i liten grad kjent, siden disse undersøkelsene primært ble gjort for å overvåke bestander av sjøvandrende laksefisk.

I Norge har det vært lite tilgjengelige overvåkingsdata for ål. Det finnes imidlertid to gode tidsserier. Det ene er en serie med standardisert strandnottrekk langs Skagerrakkysten med gode, sammenhengende data fra flere stasjoner siden 1919, og den andre er en serie fra fiskefella i Imsa, hvor NINA har registrert oppvandrende og nedvandrende ål fra 1975 (Durif *et al.* 2008). Begge seriene viser nedadgående trender. Dette står i sterk kontrast til resultatene som er presentert i dette kapitlet. I forbindelse med ålens tilbakegang i hele utbredelsesområdet er resultatet fra de kalkede laksevassdragene på Sørlandet svært viktige og positive, og synliggjør behovet for å opprettholde en god vannkvalitet i de forsurede vassdragene på Sørvestlandet ikke bare for laksefisk, men også for ål.

3.2.7 Oppsummering

- Det var ål i 12 av 13 undersøkte vassdrag i referanseåret før kalkingstiltak ble iverksatt, men både utbredelse og tetthet var lav.
- Det var lavere utbredelse og tetthet av ål i elver med utdødde laksebestander sammenliknet med elver med restbestander av laks. Det antas at både utbredelse og tetthet av ål var påvirket av forsuring.
- Ål er mest følsom for forsuring når den som glassål eller åleyngel vandrer opp i ferskvann. Større ål ser imidlertid ut til å være mindre følsom for forsuring enn laks, og var fortsatt til stede i vassdrag der laks var død ut.
- Utbredelsen av ål (andel stasjoner med fangst av ål) økte på Sørvestlandet (gjennomsnitt i 13 elver) fra nær 30 % i 1995 til mer enn 50 % i 2005.
- Utbredelsen av ål var direkte korrelert til kalkingstiltak i de undersøkte elvene. I løpet av 8-9 år etter kalking hadde utbredelsen av ål (andel stasjoner med fangst av ål) økt fra 30 til 60 %.
- Utbredelsen av ål var påvirket av innsjøer og/eller fosser på den lakseførende strekningen. De virket oppgangshemmende eller oppgangsdempende på vandringsen av ål i enkelte vassdrag.
- Tettheten av ål økte på Sørvestlandet (gjennomsnitt i 13 elver) fra nær ett individ pr. 100 m² elveareal i 1995 til mer enn to individ i 2005.
- Tettheten av ål var direkte korrelert til kalkingstiltak i de undersøkte elvene. Gjennomsnittlig tetthet økte fra 0,7 individ pr. 100 m² før kalking til ca. 3 individ etter 8-9 år med kalking.
- Kalking er et viktig bidrag for å gi ål bedre oppvekstvilkår i ferskvannsfasen og kan derved bidra til å bevare og sikre forekomsten av ål.

3.3 Utbredelse innen vassdrag - eksempler fra to vassdrag

3.3.1 Numedalslågen

I Numedalslågen er det registrert ål opp til Labrufossen i Kongsberg kommune, 110 km fra sjøen og 107 moh. (Aasestad 1997, **figur 3.35**). Ålen går dermed 38 km lengre opp i elva enn laksen, som stopper ved Hvittingfoss, 72 km fra sjøen. Det er ikke registrert ål i vassdraget oppstrøms Labrufossen (Odd Arne Helleberg, miljøvern-rådgiver i Kongsberg kommune og Frøydis Fosby, Flesberg kommune, pers. komm.). Forbi kraftverket ved Labru er det en strekning på 400 m som normalt er helt tørrlagt på grunn av kraftreguleringen. Det er mulig at ålen gikk lengre opp i vassdraget før reguleringen. Tørrlegging av denne strekningen kan ha redusert tilgjengelig areal for ål ved at den nå ikke kan passere det tørrlagte området.



Figur 3.35. Trollfossen i Numedalslågvasdraget som ålen må passere på vei oppstrøms for å komme til Breivann og Bråkolltjønnane. Foto: Ingar Aasestad.

Det er registrert ål i en rekke lokaliteter i sidevassdrag til Numedalslågen (**tabell 3.2**). Dette er et minimum, siden det kan være flere lokaliteter med ål i vassdraget uten at det er registrert. For eksempel i Hagnesvassdraget kan det være flere vann med ål i sidegreiner østover enn det som er registret. Det samme gjelder vann i Lardal. Når det gjelder innsjøer i sidevassdragene mellom Hvittingfoss og Labru, er det hittil ikke registrert ål i noen av disse. Dette for uten Hajeren i Kongsberg kommune (UTM 32 V 553530 6602346), hvor det visstnok tidligere ble fanget en del ål. Etter at vassdraget ble utbygget, fanges det ikke lenger ål her (pers. komm. Bjørn A. Grøtterud). Ved utbyggingen ble utløpet demmet opp og vannet overført via tunnel til Øksneren

som ligger i Hof i Vestfold og Øvre Eiker i Buskerud. Vannet blir herfra overført via tunnel til Eikeren (Drammensvassdraget).

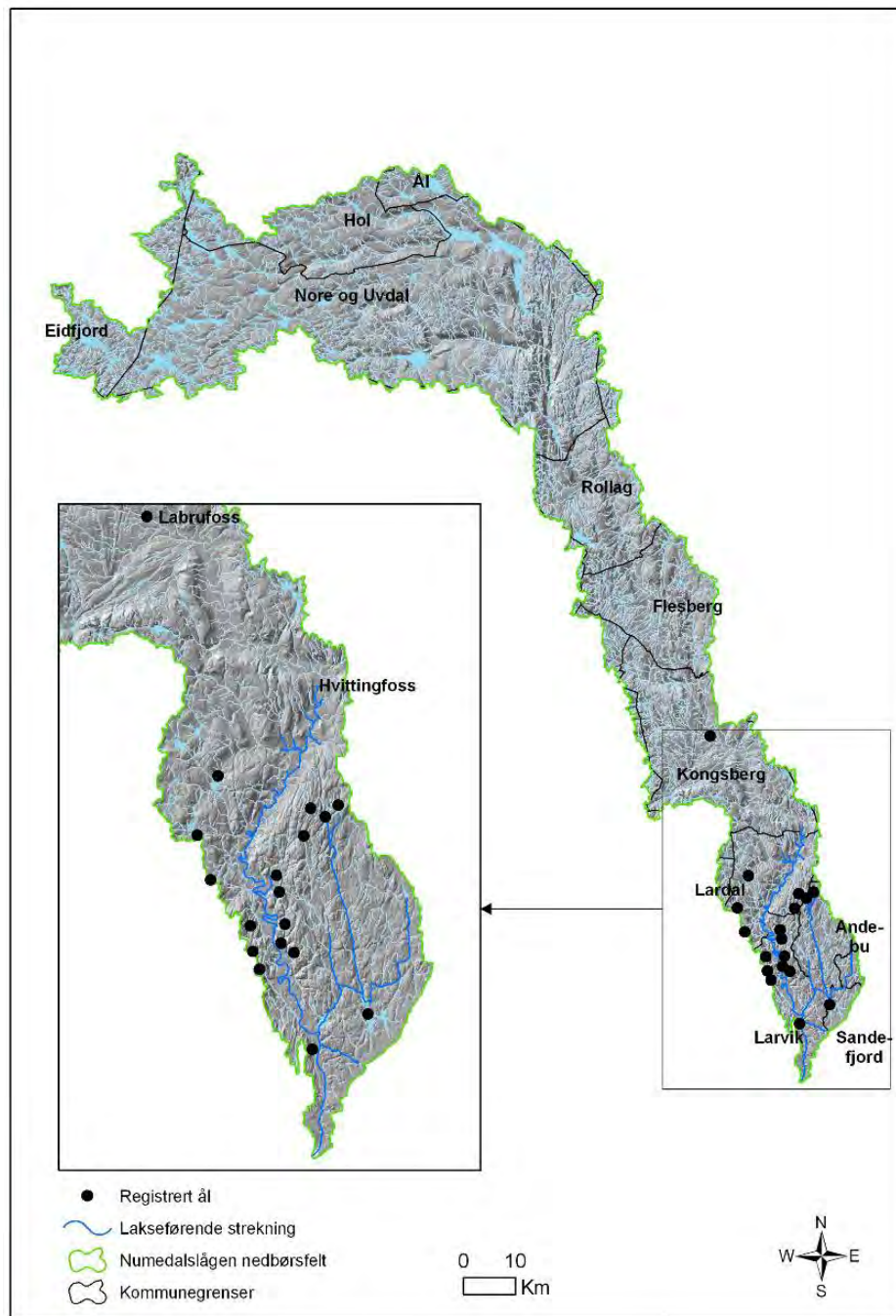
Tabell 3.2. Lokalteter i sidevassdrag til Numedalslågen hvor det med sikkerhet er registrert ål.

Lokalitet	Koordinater, UTM	Referanse
Lauvetjøret	32 V 559595 6555725	Ingar Aasestad
Trollsvann (Hagnes)	32 V 558804 6579894	Ingar Aasestad
Åletjønn (Hagnes)	32 V 560010 6581202	Ingar Aasestad
Goksjø (Hagnes)	32 V 565047 6559916	Leif Simonsen
Musevannet	32 V 553412 6563524	Ingar Aasestad
Damvannet	32 V 556832 6565582	Ingar Aasestad
Korvika	32 V 555388 6566416	Ingar Aasestad
Hellesjøvannet	32 V 555613 6568405	Ingar Aasestad
Vrangvannet	32 V 552055 6567946	Thor Rickard Odberg
Odbergdammen	32 V 552055 6567946	Thor Rickard Odberg
Hellenesdammen	32 V 552579 6565314	Ingar Aasestad
Hvarnesdammen	32 V 554748 6571668	Ingar Aasestad
Holtetjønn	32 V 554280 6573376	Ingar Aasestad
Solbergvannet	32 V 556723 6577694	Ingar Aasestad
Østervannet	32 V 547550 6572317	Ingar Aasestad
Breivann	32 V 545710 6576799	Nils Anders Nakjem
Bråkolltjønnane	32 V 547299 6583134	Nils Anders Nakjem
Hvålsåletjønn (Hagnes)	32 V 557205 6580607	Morten Tallaksen

Rusefiske tyder på at ålebestanden er tynnere øverst på åleførende strekning enn lengre nede i vassdraget, og at det gjennomsnittlig er større individer av ål lengst oppe. Dette er basert på rusefiske etter ål sommeren 1997 i Sandsvær, mellom Labru og Hvittingfoss, som ga en gjennomsnittlig fangst på ca. 0,05 ål per rusedøgn (Aasestad 1997). Fangstene ved en tilsvarende undersøkelse i Hvarnes var ti ganger høyere (Aasestad 1996). Gjennomsnittslengden for ålen fanget i Sandsvær var 70,5 cm, mens den for ålen fanget i Hvarnes var 52,7 cm. Dette viser altså at det er relativt få, men stor ål i Sandsvær, øverst på åleførende strekning.

For at ålen skal nå Sandsvær, må den forsere dammen ved Hvittingfoss, noe som innebærer en vandring på minimum 80 meter over land. For å nå Breivann og Bråkolltjønnane må også ålen gjennomføre en spektakulær vandring opp Vestfolds

høyeste foss, Trollfoss, med 12 meter fritt fall og loddrette fjellvegger på sidene (figur 3.36).



Figur 3.36. Kart som viser kjente forekomster av ål i Numedalslågens nedbørsfelt. I selve Numedalslågen forekommer ål opp til Labrufoss, som er 38 km oppstrøms lakseførende strekning (lakseførende strekning er vist med blå linjer).

3.3.2 Enningdalsvassdraget

Ålen i Enningdalsvassdraget i Østfold var tidligere regnet som en svært verdifull ressurs. I 1344 gikk biskopen i Oslo til rettssak mot lokale bønder fordi de hadde fisket ål uten å betale avgift til kirken. Det har vært flere ålekjær, ruser, poser og andre fangstinnretninger for ålefangst i vassdraget; i Enningdalselva, Ørebekken Ørsjøen, tilløpsbekker til Ørsjøen og i andre greiner av vassdraget (Birger Bråndland, Hans Kristian Berg pers. komm.).

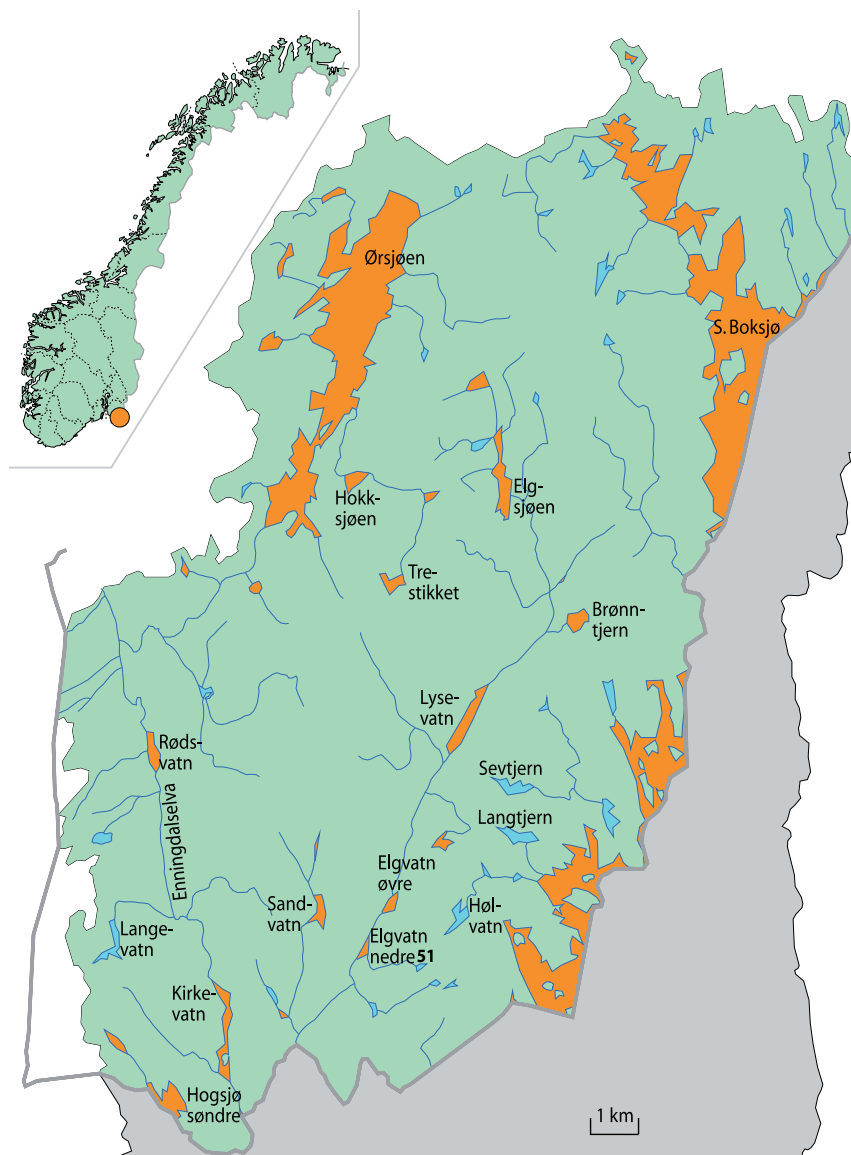
Enningdalsvassdraget er et grensevassdrag til Sverige, og på norsk side er det totalt 60 innsjøer større enn ca 1,5 ha (Hesthagen *et al.* 2007, Walseng *et al.* 2009). Forekomsten av ulike fiskearter i vassdraget ble registrert ved en spørreundersøkelse i 2001 samt noen seinere suppleringer (Hesthagen *et al.* 2002). Det er registrert ål i 28 innsjøer i vassdraget, som er lokalisert mellom 17-214 moh. (**figur 3.37**). Disse lokalitetene utgjør hele 94,7 % av innsjøarealet, eller 27,78 km². Enningdalsvassdraget kan grovt deles inn i tre felt. I nordvest har Ørsjøen og flere mindre tjern på begge sider ål. Ørsjøen ligger 142 moh. og dekker et areal på 6,35 km². På østsiden av Ørsjøen omfatter ålelokalitetene Ellefsrødtjern, Langvatn og Damtjern, som er lokalisert mellom 150-165 moh. På østsiden av Ørsjøen er det ål i strengen Hokksjøen, Korstjern og helt opp til Trestykket (214 moh.).

I midtre deler av vassdraget er det ål i vannstrengen som omfattes av Sandvatnet, Elgvatna, Lysevatn, Brønntjern, Elgsjøen og opp til Geddelundtjern (179 moh). Det er interessant å merke seg at i denne greina må ålen forsere Elgåfossen på rundt 20 m, med et fritt fall på 12-15 m. Åleyngelen må derfor ta seg fram på landsidene av denne fossen. Fossen er lokalisert nærmere 4 km nedstrøms Nedre Elgvatn. Det er for øvrig rester etter en gammel tre-installasjon for ålefangst oppstrøms denne fossen (Geir Hardeng pers. komm.).

Videre er det ål i hovedstrengen av Enningdalsvassdraget. I nedre deler omfatter det Rødsvatn og Kirkevatn, med Hogsjøene i sørvest. Deretter renner vassdraget inn i Sverige, gjennom N. og S. Bullaresjön og S. Kornsjön i Sverige, videre inn i Nordre Kornsjø (grensevatt Norge/Sverige), Søndre Boksjø (grensevatt Norge/Sverige) og Nordre Boksjø (cf. Huitfeldt-Kaas 1918). Nedstrøms Søndre Boksjø er det et mindre fossefall på rundt 6 m. Mellom Søndre Boksjø og Nordre Boksjø er det en høydeforskjell på 7 m, men ingen spesielle fysiske barrierer. På norsk side utgjør Boksjøene og Nordre Kornsjø et areal på 18,5 km². På svensk side av Enningdalsvassdraget har det tidligere vært gode bestander av ål flere steder, og det er fanget betydelige mengder (Daniel Johansson, Länsstyrelsen i Västra Götalands län). Det har for eksempel vært en ålekiste i Kynne älv nedenfor Søndre Kornsjø og Grubberödsälven oppstrøms Loviseholms kraftverk. Det har også vært fanget mye ål på elfiske i Långevallsälven. Det er også registrert en del ål på gitteret til kraftverket ved Loviseholm i Grubberödsälven, lokalisert i utløpsbekken fra Nordre Kornsjø.

Det er trolig ål i flere lokaliteter i Enningdalsvassdraget enn det som nå er kjent. Dette gjelder for eksempel flere tjern som drenerer til Nordre Kornsjø, som Hølvatn og Sevtjern. Innsjøer uten ål begrenser seg høyst sannsynlig i hovedsak til

høyere liggende og små tjern helt i nord/nordøst. Det synes som om fysiske barrierer i liten grad har begrenset ålens utbredelse i vassdraget. Selv ikke Elgåfossen på rundt 20 m høyde synes å være et hinder, der åle yngelen må ta seg opp langs land på sidene.



Figur 3.37. Kart som viser kjente forekomster av ål i Enningdalsvassdraget (oransje farge).

Det er liten kunnskap om bestandsutviklingen hos ål i Enningdalsvassdraget. Det kan imidlertid tenkes at forurensningen har forårsaket en nedgang i mengden ål. Forurensning har i alle fall ført til store fiskeskader i vassdraget, idet 42 av 120 fiskebestander har gått tapt (Hesthagen *et al.* 2007). Forurensningsproblemene i Enningdalsvassdraget gjorde seg gjeldende allerede for 60 år siden. Nordre og Søndre Boksjø var nemlig sterkt forurenet

på 1950-tallet, med pH på 4,7-4,9 (Vasshaug 1990). Målinger i Nordre Boksjø fra perioden 1979-83 påviste enda surere vann, med pH-verdier på 4,5-4,8 (Raddum *et al.* 1984). I løpet av de siste 30 åra har det imidlertid foregått en omfattende kalking av innsjøer i Enningdalsvassdraget (Walseng *et al.* 2009). Per 2008 var 25 innsjøer kalket, og disse lokalitetene utgjør hele 93 % av innsjøarealet. Blant de større innsjøene startet kalkingen av Søndre Boksjø på svensk side første gang i 1980 (Raddum *et al.* 1984). I Nordre Boksjø ble kalkingen satt i gang fem år seinere (Walseng & Hansen 1994, Walseng *et al.* 2009).

3.4 Oppsummering

- Ål kan forekomme i alle tilgjengelige ferskvannshabitater som er egnet for fisk og har tilstrekkelig næringsgrunnlag, som stilleflytende og rasktflytende elvestrekninger, innsjøer og bekker. Utbredelsen av ål samsvarer ikke nødvendigvis med utbredelsen av anadrome laksefisk. Ålen kan i noen tilfeller komme forbi vandringshindre som laks og ørret ikke kan passere, mens i andre tilfeller kan vandringshindre være passerbare for laks og ørret, men ikke for ål. For eksempel i Numedalslågen forekommer ål 38 km oppstrøms lakseførende strekning. Innsjøer og/eller fosser på lakseførende strekning i enkelte av de undersøkte vassdragene i Agder og Rogaland syntes å virke oppgangshemmende eller oppgangsdempende på vandrings av ål.
- I store vassdrag reduseres gjerne tettheten av ål med økende avstand fra kysten, mens gjennomsnittlig kroppsstørrelse øker.
- Ål er hittil registrert i 1788 innsjøer samt på 104 elve- og bekkelokaliteter i NINAs fiskedatabase. At ål i større grad er registrert i innsjøer i forhold til i andre habitater skyldes at opplysninger hovedsakelig er innhentet gjennom kartlegging av fiskebestander i innsjøer.
- Det er registrert ål i 210 kommuner og i alle landets fylker. Kommunevis fordeling av innsjøer viser flest innsjøer med ål i Halden i Østfold og i kommuner langs hele kysten fra Telemark til og med Rogaland. Enkelte kommuner i Hordaland har også relativt mange innsjøer med ål. Mengden ål videre nordover til og med Nord-Trøndelag viser en betydelig variasjon mellom kommuner. Fylkene med flest registreringer av innsjøer med ål er Aust-Agder, Hordaland, Rogaland og Vest-Agder. Deretter kommer Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag.
- I Nord-Norge er kartleggingen av ål mangelfull. Det er imidlertid sannsynlig at mengden ål avtar med økende breddegrad, og at ålen ikke er så tallrik som lengre sør, spesielt i Troms og Finnmark. I følge en publikasjon fra 1950-tallet fantes det imidlertid en del ål langs kysten av Nordland.
- Ål er registrert i 361 nedbørfelt. Mange av disse nedbørfeltene er små, idet 48 % har et areal på 1-30 km². Ålen forekommer i innsjøer av ulik størrelse; de fleste med overflateareal mellom 5 og 50 ha (57 % av innsjøene).

- Forekomsten av ål er i stor grad knyttet til lavereliggende innsjøer, idet hele 42 % av innsjøene ligger under 50 moh. Antall innsjøer med registrert forekomst av ål avtar klart med økende høyde over havet.
- Kartleggingen viser en kystnær forekomst av ål, idet 63 % av alle registrerte lokaliteter med ål ligger mindre enn 10,1 km fra sjøen.
- Undersøkelser i 13 kalkede vassdrag i Agder og Rogaland tyder på at forekomsten av ål var redusert på grunn av forsuringen. Både utbredelse og tetthet av ål har økt i mange av de undersøkte vassdragene etter kalking. De mest forsurede områdene i Sør-Norge samsvarer med det som generelt synes å være ålens kjerneområde i forhold til utbredelse. Kalking i forsuringssområder er derfor et viktig tiltak for å gi ål bedre oppvekstvilkår i vassdrag.

4. Vannkraftregulerings påvirkning på forekomst og vandring

Ålen påvirkes av vannkraftreguleringer først og fremst ved at de må passere kraftverksinstallasjoner på sine vandring 1) oppover i vassdrag som åleyngel og yngre gulål og 2) nedover i vassdrag på vei til havet som blankål når de starter gytevandringen (**boks 6**). Det kan også være enkelte større gulål som vandrer både oppover og nedover i vassdragene. Effekter av vannkraftregulering under oppvandring og nedvandring er beskrevet hver for seg nedenfor.

Boks 6

Problemer med ålens vandring forbi kraftverk har vært kjent i Norge i mer enn 100 år

Nedgangsaalens beskyttelse mod skade af turbiner og møllehjul

Paa sin vandring mod søen lider nedgangsaalen megen skade ved at føres ned i turbinerne og mod møllehjul. Særlig er turbinerne farlige for aalene, idet hver eneste fisk, der kommer ind i disse, bliver ophakket i smaastykker, hvis der da ikke samtidig kommer en saadan mængde aal ind i dem, at de ganske standser op, hvilket tilfælde er kjendt fra mange af vore elve.

Allerede for mange aar siden er der derfor i de fleste andre lande truffet foranstaltninger til at beskytte aalen (og ogsaa andre fiske) mod at beskadiges af turbinerne.....

Hartvig Huitfeldt-Kaas (1904)

ferskvannsbiolog i Landbruksdepartementet



Blankål. Foto: Eva B. Thorstad.

4.1 Oppvandring av yngel og større gulål

Terskler og dammer i forbindelse med kraftverk kan medføre totale eller delvise vandringshindre for oppvandrende yngel og større gulål. Ålen kan ikke hoppe, og vertikale hindre som er høyere enn 50-60 % av kroppslengden kan utgjøre totale vandringshindre (Knights & White 1998). Dermed kan selv vannfall med noen få cm høyde fullstendig hindre oppvandringen av yngel (Porcher 2002).

Åleyngel og større gulål vil ikke bare ha problemer med å passere vertikale vandringshindre, men også områder med høyere vannhastighet enn de kan motstå, hvis det ikke finnes gunstige områder på land hvor de kan passere. Terskler, kulverter og andre områder med en rask vannstrøm kan dermed utgjøre vandringshindre for oppvandrende ål (Porcher 2002). Vannhastigheten er ofte for rask i laksetrappertil til ålen har muligheter for å passere vandringshindre gjennom disse (Knights & White 1998). Unntaket kan være større gulål som kan benytte laksetrappertil med relativt lav vannhastighet.

Sörensen (1951) fant at åleyngel med kroppslengde 7-10 cm kunne passere en 1,2 m lang strekning med vannhastighet opp til et sted mellom 0,6 og 0,9 meter per sekund ved en vanntemperatur på 20 °C. Yngel med kroppslengde 10-15 cm kunne passere ved en vannhastighet på maksimum 0,9-1,3 meter per sekund, mens ål opp til 30 cm kunne passere ved vannhastigheter større enn 1,5 meter per sekund. Ved lavere vanntemperatur (12 °C) ble svømmeevnen og aktivitetsnivået redusert, særlig hos de minste individene. McCleave (1980) fant at yngel med gjennomsnittlig kroppslengde 7,2 cm kunne svømme i tre minutter mot en vannstrøm på 3,5 kroppslengder per sekund, 0,7 minutter mot en vannstrøm på 5,0 kroppslengder per sekund og 0,27 minutter mot en vannstrøm på 7,5 kroppslengder per sekund, ved vanntemperatur 11,1-13,3 °C. Tiden de kunne svømme mot strømmen avtok logaritmisk med økende hastighet (McCleave 1980).

Et kjent problem for oppvandrende laksefisk er at de tiltrekkes vannstrømmen fra kraftverksutløpet og kan til og med vandre inn i kraftverkstunellen (Thorstad *et al.* 2003, 2005). Et slikt fenomen er ikke beskrevet i litteraturen for oppvandrende ål. Siden åleyngel er dårlige til å svømme mot sterke vannstrømmer, så kan det hende at vannstrømmen ut fra et kraftverksutløp blir for sterk, slik at de heller forsøker å finne alternative vandringsveier forbi slike steder, for eksempel langs den andre bredden dersom det finnes områder med saktere vannhastigheter. Hvis området ved kraftverksutløpet kanaliseres slik at det blir sterke vannstrømmer i hele området uten mer sakteflytende områder langs land hvor yngelen kan komme forbi, så kan det tenkes at et område ved et kraftverksutløp kan utgjøre et vandringshinder for oppvandrende ål.

Ålen er kjent for å kunne ta seg fram over områder på land, med bruk av slange-liknende kroppsbevegelser (Ellerby *et al.* 2001). Evnen deres til å ta seg fram over land kan imidlertid ofte være begrenset, og dette forekommer kun i områder med fuktig og gunstig substrat, og hvor de har adkomstmuligheter til og fra elva (Porcher 2002, **figur 4.1**). Ålen kan også klatre opp vertikale vegger. Ål opp til 12 cm kroppslengde kan klatre rett opp fuktige vegger, mens større ål kan klatre opp fuktige vegger

hvis det er ujevnheter i underlaget, som ru eller mosegrodd betong (Knights & White 1998). Hvis de må over en kant der de møter en sterk vannstrøm, vil de imidlertid fort skylles ned igjen. De vil også ha problemer med å klatre over kanter som stikker ut med et overheng.

Individuelle ål bruker gjerne flere år på å vandre opp i de øvre deler av vassdragene. I elva Severn var maksimum oppvandringsrate 20-30 km per år, mens i den brattere elva Dee var den 10-20 km per år (Aprahamian 1988). I Tweed var maksimum oppvandringsrate 46 km per år (Hussein 1981, referert til i Aprahamian 1988), mens den var 8 km per år i Frome (Mann & Blackburn 1991). Ved kraftverk nær elvemunningen vil det derfor være flest små yngel som passerer, mens lengre opp i vassdragene vil det være eldre og større gulål som er på vei oppover. Siden ålens klatre- og svømmeevne varierer med kroppsstørrelse, kan et vandringshinder ha ulik effekt på oppvandringen avhengig av hvor i vassdraget det ligger.



Figur 4.1. Åleyngel har dårlig evne til å svømme mot sterke vannstrømmer, men en fantastisk evne til å ta seg over landområder der forholdene ligger til rette for det. For å komme opp i Rullestadvatnet, der det er registrert ål, må ålen passere Håfossen, som har et fall på mellom tretti og førti meter. Håfossen ligger i Fjæraelva i Etne kommune i Hordaland. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.

Oppvandringen av åleyngel i vassdraget starter gjerne ikke før vanntemperaturen er 10-11 °C (White & Knights 1997a, 1997b) eller 14-16 °C (Sörensen 1951, Knights & White 1998). Hvis kraftregulering påvirker vanntemperaturen i vassdraget eller estuariet i oppvandringsperioden for åleyngel og større gulål, kan dette trolig påvirke

tidspunktet for oppvandring og eventuelt også mengden ål som vandrer opp. Hvis vanntemperaturen reduseres i sommerhalvåret, kan dette generelt påvirke veksten og produksjonen av ål i vassdraget. Ålen kan karakteriseres som en varmtvannsfisk, siden den vanligvis har best vekst ved vanntemperaturer langt over 20 °C (Tesch 2003). Slike mulige effekter av kraftregulering finner vi imidlertid ikke omtalt i litteraturen.

Variasjon i vannføring innen et vassdrag påvirker i liten grad oppvandringen av yngel (White & Knights 1997b, men se Schmidt *et al.* 2009 om *Anguilla rostrata*), men større flommer i oppvandringsperioden kan tenkes å medføre raskere vannhastigheter og problemer for yngelen med å vandre oppstrøms (Kim Aarestrup, pers. obs.). Hvorvidt størrelsen på et vassdrag påvirker mengden yngel som søker mot vassdraget, vet vi ikke. Om en generelt redusert vannføring på grunn av kraftregulering påvirker antall yngel som søker mot vassdraget, er dermed ukjent.

4.2 Nedvandring av blankål

Nedvandrende blankål (og eventuelle gulål) er sårbare for å vandre inn eller bli dratt inn i vanninntak til kraftverk, noe som ofte vil medføre dødelighet gjennom turbinene, enten ved at ålen blir umiddelbart skadet og dør, eller at de påføres skader som medfører forsinket dødelighet.

Under nedvandring av ål forbi kraftverk kan årsaker til skader og dødelighet være:

- 1) at ålen setter seg fast i beskyttelsesgitter i vanninntaket eller foran turbinen,
- 2) kollisjon med roterende turbinblad eller andre deler av turbinen,
- 3) klemskader i turbinen,
- 4) raske trykkendringer, kavitasjon, skjærkrefter og turbulens gjennom turbinen og andre deler av kraftverket,
- 5) predasjon på ål som eventuelt forsinkes og samles ovenfor kraftverket, eller ål som kommer desorientert og eventuelt skadet ut gjennom kraftverket og
- 6) luftovermetning.

Andelen av den utvandrende bestanden som dør ved passasje av et kraftverk er avhengig av:

- hvor stor andel som går gjennom vanninntaket og turbinen i forhold til andelen som går utenfor kraftverket og
- hvor stor andel av de som går gjennom vanninntaket og turbinen som opplever umiddelbar eller forsinket dødelighet.

Vandringsveier utenfor turbinen kan være over eller gjennom kraftverksdammen, gjennom fisketrapper, gammelt elveleie eller gjennom konstruerte omførlingsløp. Slike vandringsveier vil normalt ikke medføre dødelighet eller skader på ålen. Hvis fisken går over en høy dam og faller langt ned og treffer for eksempel bunn eller tørt land, kan imidlertid skader og dødelighet oppstå. En stor fisk (> 60 cm) som faller

fritt 12 meter eller mer, enten i luft eller i en søyle av vann i fritt fall, kan også skades betydelig, selv når de lander i vann (oppsummert av Larinier & Travade 2002).

4.2.1 Andel som går gjennom kraftverk

Ålens muligheter for å vandre forbi kraftverket, utenfor turbinene, er blant annet avhengig av hvordan kraftverket og omløpsmuligheter er konstruert og hvor stor andel av vannføringen som går utenfor turbinen (se også kap. 5.1.2). Vanligvis er det mye større vannføring gjennom kraftverket enn det som slippes ned omløpsmulighetene. Utvandrende ål følger gjerne hovedstrømmen (ICES 2003), og vil derfor ofte føres mot kraftverksinntaket.

Det er kun ved et fåtall kraftverk man spesifikt har undersøkt hvor stor andel av ålen som går gjennom kraftverket og turbinene i forhold til andelen som finner alternative vandringsveier forbi kraftverket (**tabell 4.1**). Andelen ål som gikk inn i kraftverket og gjennom turbinen varierte mellom 7 og 77 % i undersøkelser oppsummert i denne rapporten, og tre av fire undersøkelser viste at mer enn 70 % av ålen gikk gjennom kraftverket (**tabell 4.1**). Gitter som tiltak for å hindre fisk i å komme inn i turbinene er nærmere omtalt i kapittel 5.1.2.

4.2.2 Dødelighet ved passasje gjennom kraftverk og turbiner

I undersøkelser oppsummert i denne rapporten, var skadefrekvensen eller dødeligheten mellom 6 og 100 % for ål som gikk gjennom kraftverket, med et gjennomsnitt på 52 % (**tabell 4.1**). Dødelighet for ål forbi kraftverk ble også oppsummert av ICES (2003). De fant at dødeligheten varierte mellom 5 og 100 %, med et gjennomsnitt på 29 % for alle størrelsesklasser ål, og med et gjennomsnitt på 69 % for blankål (ICES 2003).

Dødeligheten for ål som går gjennom turbiner er i høy grad avhengig av fiskens lengde, turbintype og ulike tekniske karakteristikk ved turbinen og drift av denne. På grunn av ålens lengde er risikoen for skader på fisk som går gjennom en turbin mye større enn for laksesmolt (Montén 1985, Larinier 2008). For en gitt turbin under samme forhold, vil andelen ål med skader eller dødelighet øke med økende fiskelengde (Montén 1985, Eicher 1987, Haddingh & Bakker 1998). Siden hunnål er lengre enn hannål, vil hunnål ha større risiko for skade og dødelighet i turbiner.

Skader påført av turbiner kan være i form av fysiske og fysiologiske skader som kutt i skinn og finner, skader på ryggraden, andre indre skader eller rett og slett at fisken kuttet i flere deler (se **figur 4.2**). Det kan være vanskelig å påvise den eksakte årsaken til skader og dødelighet gjennom en turbin. Kollisjoner med turbinblader og andre fysiske deler av turbinen kan i mange tilfeller være hovedårsaken, men det er også sannsynlig at turbulens, skjærkrefter og kavitasjon medfører skader og dødelighet (Ruggles 1980, Montén 1985, Eicher 1987, Turnpenny 1998, Larinier 2008). Ålens lengde medfører at de trolig er spesielt utsatt for skader i form av kutt fra turbinblader.



Figur 4.2. Ål som har gått gjennom et nystartet kraftverk i Storelva i Holt i Tvedestrand kommune, og som har blitt kuttet i biter. Kraftverket ble igangsatt høsten 2008. Samme høst ble det tilfeldig funnet 20-30 døde og avkappede ål på en 20-meters strekning nedenfor kraftverket under stamfiske av laks (Tvedestrandposten 6. oktober 2008). I 2009 ble det funnet ytterligere 115-120 avkappede nedenfor kraftverket (Jim Guttrup og Frode Kroglund pers. komm.). Foto: Frode Kroglund.

Fisk kan normalt ikke komme levende gjennom en peltonturbin (Montén 1985, Adam *et al.* 2005). Peltonturbiner brukes vanligvis ved store fallhøyder, og omtales ikke nærmere i det følgende. Francisturbiner og kaplanturbiner er trolig de vanligst brukte i norske kraftverk i delene av vassdrag hvor det finnes ål. Begge disse turbintypene kan medføre stor skadefrekvens og dødelighet for ål som passerer, men det kan være stor variasjon på skadefrekvens både innen ulike francisturbiner og innen ulike kaplanturbiner (**tabell 4.1**). Det finnes også andre typer turbiner, men tilgjengelig informasjon om effekter på fisk omfatter i hovedsak disse to typene.

Francisturbiner (**figur 4.3**) betraktes ofte som mer skadelig for fisk enn kaplanturbiner, fordi de har flere turbinblader (ICES 2003, Ferguson *et al.* 2008, Larinier 2008). Dette er imidlertid en forenkling, og det er mange karakteristikk ved ulike turbiner og kraftverk som medfører at dette er en sannhet med store modifikasjoner (Montén 1985, Larinier 2008). Etter en gjennomgang av eksisterende litteratur konkluderte Eicher (1987) med at forskjellen i dødelighet mellom turbiner ikke er

avhengig av om det er en francis- eller kaplanturbin, men av andre karakteristikk ved kraftverket og dets plassering. Årsaken til at lavere dødelighet generelt er registrert for kaplanturbiner er i følge Eicher (1987) at de ofte er installert på steder med lave fallhøyder, lave rotasjonshastigheter og med turbinen lavt plassert i forhold til vannivået ved utløpet. Derimot er francisturbiner ofte installert på steder med større fallhøyder, raskere rotasjonshastighet og med turbinen høyere plassert i forhold til vannivået ved utløpet.

Sannsynligheten for å skades ved kollisjon mellom fisken og turbinblader er avhengig av hastigheten på vannet og fisken i forhold til det roterende turbinbladet (von Raben 1964, Montén 1985). Når den *relative* hastigheten overstiger visse nivå, vil alle treff mellom fisk og turbinblader være skadelige, og skaderisikoen er da avhengig av sannsynligheten for å treffe turbinbladene. Sannsynligheten for å treffe turbinbladene og skades gjennom en turbin er hovedsakelig avhengig av den relative åpningen mellom turbinbladene og fiskens relative hastighet i forhold til turbinbladene, i tillegg til fiskens lengde (Montén 1985). Den *relative* åpningen mellom turbinbladene er den åpningen som fisken praktisk sett har til rådighet for å passere gjennom, og er mindre enn den faktiske avstanden mellom bladene. Dette er på grunn av at fisken ved passasje mellom to turbinblad på grunn av sin relative bevegelsesretning i forhold til de roterende turbinbladene passerer det ene bladet noe før det andre (Montén 1985). Utforming eller drift av kraftverk som medfører områder med stor turbulens, kavitasjon eller raske trykkendringer som fisken passerer gjennom, kan også øke frekvensen av fisk som skades og dør. Skader ved passering av turbiner installert ved små kraftverk er generelt større enn ved større kraftverk på grunn av den mindre størrelsen og raskere rotasjon av turbinene (Larinier 2008).

Mange undersøkelser og oppsummeringer har konkludert med at frekvensen på skadet fisk og dødelighet i turbiner generelt følger virkningsgradkurven for turbinen, og at lavest skade- og dødelighetsfrekvens forekommer på den beste virkningsgraden (Ruggles 1980, Montén 1985, Eicher 1987, Coutant & Whitney 2000). Av den grunn tillates kun kjøring av turbiner innenfor $\pm 1\%$ av sin optimale virkningsgrad i perioder med opp og nedvandring av laksefisk i for eksempel Snake River og Columbia River i USA (Čada 2001). Rotasjonshastigheten for en turbin er den samme uansett om de drives med full eller redusert vannføring. Hvis belastningen i turbinen økes eller minskes i forhold til den optimale virkningsgraden, vil uønsket turbulens og kavitasjon oppstå, noe som forverrer forholdene for fisk gjennom turbinen. Den beste virkningsgraden for en turbin kan være på 70-80 % av full belastning for en francis-turbin, og 40-60 % for en kaplanturbin (Montén 1985). Montén (1985) påpekte imidlertid at sammenhengen mellom skadefrekvens og virkningsgrad gjelder for turbiner der det i utgangspunktet er høy relativ hastighet mellom fisk og turbinblader, men ikke nødvendigvis der denne hastigheten i utgangspunktet er lav, som kan forekomme for eksempel i noen francisturbiner ved lav fallhøyde (se nedenfor). Mathur *et al.* (2000) advarte også mot å generalisere i forhold til virkningsgrad og skadefrekvens etter at de fant at overlevelse av Chinook smolt (*Oncorhynchus*

tshawytscha) var størst ved lavere virkningsgrad enn den optimale for en kaplanturbin.



Figur 4.3. Roterende del av en francisturbin. De har vanligvis mellom 10 og 20 turbinblader, som vist på bildet. En kaplanturbin har en utforming som likner mer på en båtpropell, og har vanligvis mellom 4 og 8 blader. Foto: Eva B. Thorstad.

Det er dermed flere faktorer som er avgjørende for skadefrekvensen og dødeligheten for en ål som passerer gjennom en turbin enn om dette er en francisturbin eller en kaplanturbin. Kaplanturbiner kan på den ene siden medføre redusert skadefrekvens på fisk fordi de har større åpning mellom turbinbladene enn francisturbiner. Den relative hastigheten mellom fisken og turbinbladene er imidlertid generelt høyere i kaplanturbiner enn i francisturbiner, og denne hastigheten er vanligvis så høy i kaplanturbiner at alle kollisjoner mellom fisk og turbinblader må påregnes å resultere i alvorlige skader (Montén 1985). For francisturbiner, som i alle fall ved lav fallhøyde kan ha lav relativ hastighet mellom fisk og turbinblader ved normal kjøring, kan treffhastigheten mellom fisk og turbiner bli så lav at fisken i mindre grad skades av kollisjoner, særlig hvis de kjøres på redusert drift. Ved redusert kjøring av turbiner i forhold til deres fulle kapasitet, vil den relative åpningen mellom turbinblader tilgjengelig for fisken generelt bli mindre, og sannsynligheten for at fisken skal treffe turbinbladene generelt økes. Imidlertid vil den relative hastigheten samtidig reduseres. I en francisturbin kan den bli så lav at risikoen for at en fisk skades ved kollisjon med turbinen blir redusert betydelig (Montén 1985). Det må imidlertid påpekes at muligheten for redusert skadefrekvens for francisturbinder ved redusert drift kun gjelder når den relative hastigheten mellom fisk og turbinblader i utgangspunktet er lav. For francisturbiner der den relative hastigheten mellom fisk og

turbinblader i utgangspunktet er høy, kan redusert drift i forhold til turbinens virkningsgrad øke risikoen for skader på fisk, som beskrevet i avsnittet ovenfor.

Larinier (2008) påpekte at de større skadelighets- og dødelighetsfrekvenser registrert for fisk i francisturbiner skyldes at disse gjerne er installert ved større fallhøyder enn kaplanturbiner. Fallhøyde har ingen direkte effekter på dødeligheten, men indirekte ved økt hastighet på vannet (Eicher 1987). Ferguson *et al.* (2008) modellerte risikoen for at smolt og voksen laks (*Salmo salar*) skulle bli truffet av turbinbladene i en francisturbin i Umeälven og en kaplanturbin i Piteälven i Sverige, og fant ingen forskjell mellom de to typene. Dette forklarte de med den høye rotasjonshastigheten på kaplanturbinen i forhold til francisturbinen.

Montén (1985) sammenliknet en francisturbin og kaplanturbin installert på samme sted (14,6 m høyde), og gjorde forsøk med laksunger ved både halv og full belastning av turbinene. Dødeligheten var relativt lik mellom turbinene på full belastning, men med noe større dødelighet for kaplanturbinen. Den totale skadefrekvensen var mindre for francisturbinen, og en større andel fisk som hadde gått gjennom kaplanturbinen hadde synlige kuttskader, noe som tydet på at kollisjonene mellom fisk og turbinblader var mer voldsomme i kaplanturbinen. Ved halv belastning ble skadefrekvensen betydelig redusert for francisturbinen, men ikke for kaplanturbinen. Ved å redusere omdreiningshastigheten på turbinene, ble skadefrekvensen redusert for begge typer turbiner.

Montén (1985) utførte senere forsøk med ål i ulike svenske kraftverk, og fant at økt relativ åpning for fisk mellom turbinbladene medførte reduserte skadefrekvenser på ål, men at dette ble motvirket i tilfeller der kraftverket ble kjørt på full (100 %) belastning. De minste tapene ble imidlertid funnet i en francisturbin der ålen var 6-7 ganger lengre enn den relative åpningen mellom turbinbladene, og der treffsannsynligheten mellom fisk og turbinblader var 100 %. Den lave skadefrekvensen (9-15 % for ål med lengde 50-74 cm) til tross for den høye treffsannsynligheten ble forklart med at kollisjoner mellom fisk og turbinblader skjedde uten å skade fisken i særlig grad, fordi den relative hastigheten mellom fisk og turbinblader var lav i denne turbinen under betingelsene forsøket ble gjennomført ved.

Ledeskovler kontrollerer vannstrømmen inn til både kaplan- og francisturbiner. Særlig i francisturbiner antas innstillingen av disse å ha betydning for klemskader mellom ledeskovlene og den roterende delen av turbinen, med størst problemer ved full åpning (Eicher 1987). Andre karakteristikk ved turbinenes utforming, som for eksempel om kanter på turbinblader og andre mekaniske deler er skarpe eller avrundede, og om det finnes åpninger mellom roterende og andre deler av turbinen hvor fisken kan bli klemt fast, som for eksempel ved basen av bladene i en kaplanturbin, kan ha betydning for skadefrekvens og dødelighet gjennom turbinen (Adam *et al.* 2005).

En grundig gjennomgang av beregninger for skaderisiko og risiko for å treffe turbinbladene i ulike turbiner under ulike forhold, samt en gjennomgang av ulike forsøk i svenske kraftverk, er gitt av Montén (1985). Ulike modeller for skade- og

dødelighetsfrekvens for fisk av ulike størrelser som passerer gjennom turbiner har også blitt utviklet (von Raben 1964, Montén 1985, Deng *et al.* 2007, Ferguson *et al.* 2008 og referanser oppgitt i denne). De ulike modellene tar på ulike måter utgangspunkt i parametre som kan påvirke risiko for skader og dødelighet for fisk som passerer turbiner, som for eksempel fiskens lengde, turbintype, vannets og fiskens hastighet ved turbinbladene, antall turbinblader, avstand mellom bladene, fiskens vinkel relativt til turbinbladene, rotasjonshastighet på turbinen, vannføring gjennom turbinen og andre fysiske karakteristikk ved turbinen. Adam *et al.* (2005) mener at disse modellene ofte ikke er realistiske, og at praktiske forsøk bør gjennomføres ved de ulike lokalitetene.

Den akkumulerte dødeligheten for ål som må passere gjennom flere kraftverk i samme vassdrag, kan være særlig stor. Hvis en for eksempel tar utgangspunkt i en gjennomsnittlig dødelighet på 52 % for blankål gjennom et kraftverk, vil sannsynligheten for å passere gjennom n kraftverk være $(0,48)^n$. For ål som for eksempel må passere tre kraftverk med 52 % dødelighet i hvert kraftverk, vil sannsynligheten for at de overlever hele strekningen være 0,11 (dvs. 11 %).

Dødelighet etter passasje av kraftverk kan enten være umiddelbar på stedet eller forsinket, ved at skadet fisk dør en tid etterpå på grunn av påførte skader. Winter *et al.* (2007) fant en umiddelbar dødelighet på 9 % ved passasje av to påfølgende kraftverk, og estimerte den forsinkede dødeligheten til 7-17 %. Året etter fant de en direkte dødelighet på 21 %, og estimerte den forsinkede dødeligheten til 4-13 %. Forsinket dødelighet skjer trolig hovedsakelig i løpet av det første døgnnet etter passasje av kraftverket, og dernest i de to neste døgnene (Eicher 1987). Det finnes imidlertid få undersøkelser av dette.

Gitter foran kraftverksinntak eller turbin benyttes mange steder for å hindre kvist og annet materiale som flyter med strømmen i å komme inn i turbinen. Gitter brukes også som tiltak for å hindre fisk i å komme inn i turbinen (kap. 5.1.2). Avhengig av vannhastighet mot gitteret og spaltebredde, kan slike gitter medføre stor dødelighet for ål som setter seg fast (Adam *et al.* 2005, Calles & Bergdahl 2009). Ved et svensk kraftverk døde mer enn halvparten av den nedvandrende ålen fordi de ble klemt mot et slikt gitter (Calles & Bergdahl 2009, **boks 7**).



Blankål. Foto: Eva B. Thorstad.

Tabell 4.1. Oversikt over ulike undersøkelser som oppgir dødelighet av ål ved passasje av kraftverk. I undersøkelser hvor det finnes opplysninger om hvor stor andel av nedvandrende bestand som gikk gjennom kraftverket samt dødelighet for de som gikk gjennom kraftverket ("turbindødelighet"), så er dette spesifisert. I publikasjoner hvor det finnes kun informasjon om total dødelighet ved passering av en elvestrekning med kraftverk, så er dette tallet gitt. Tomme ruter betyr at informasjon som passer i kolonnen ikke er gitt i publikasjonen.

Andel fisk som gikk gjennom kraftverket og turbinen	Turbin-dødelighet (andel døde av de som gikk gjennom kraftverket og turbinen)	Total dødelighet ved passering av elvestrekning med kraftverk	Type turbiner og sted	Art og kroppslengde	Referanse
	40-100 %*		Kaplanturbiner i åtte ulike kraftverk i Sør-Sverige	<i>Anguilla anguilla</i> , gjennomsnittlig 57 og 74 cm	Montén (1985)
	9-100 %*		Francisturbin i Hemsjö övre, Blekinge, Sverige	<i>Anguilla anguilla</i> , 50-52 cm	Montén (1985)
	40 %*		Francisturbin i Untra, Dalälven, Sverige	<i>Anguilla anguilla</i> , gjennomsnittlig 74 cm	Montén (1985)
	23 %		Mosel, Tyskland	<i>Anguilla anguilla</i>	Oberwahrenbrock <i>et al.</i> (1999), referert i Behrmann-Godel & Eckmann (2003)
	24 %		Kaplanturbin i Haandrik, River Vecht, Nederland	<i>Anguilla anguilla</i> , gjennomsnittlig 47 cm	Haddingh & Bakker (1998)
	6-23 %		Kaplanturbin i Linne, Meuse River, Nederland	<i>Anguilla anguilla</i> , gjennomsnittlig 49-60 cm	Haddingh & Bakker (1998)
		16-26 %	Kombinert dødelighet på grunn av passasje av kaplanturbiner i to kraftverk i River Meuse, Nederland.	<i>Anguilla anguilla</i> , 64-93 cm	Winter <i>et al.</i> (2006)
		25-34 %	Kombinert dødelighet på grunn av passasje av kaplanturbiner i to kraftverk i River Meuse, Nederland.	<i>Anguilla anguilla</i> , 64-93 cm	Winter <i>et al.</i> (2007)
	27 %		To kaplanturbiner, Dettelbach kraftverk i elva Main, Tyskland.	<i>Anguilla anguilla</i>	Holzner, 1999, referert i Adam <i>et al.</i> 2005
	20 %		Kaplanturbin, Obernau, Main.	<i>Anguilla anguilla</i> , 40-70 cm, gjennomsnittlig 55 cm	von Raben (1964)
7 %	100 %**	7 %	Francisturbiner, Halsou, River Nive, Frankrike.	<i>Anguilla anguilla</i> , 57-93 cm	Durif <i>et al.</i> (2003)

Tabell 4.1. fortsetter.

Andel fisk som gikk gjennom kraftverket og turbinen	Turbin-dødelighet (andel døde av de som gikk gjennom kraftverket og turbinen)	Total dødelighet ved passering av elvestrekning med kraftverk	Type turbiner og sted	Art og kroppslengde	Referanse
	54 % dødelighet på gitter i vanninntak og 52 % dødelighet i turbinen	72 %***	Francisturbiner, Ätrafors kraftverk, Ätran, Sverige.	<i>Anguilla anguilla</i> , gjennomsnittlig 74 cm.	Calles & Bergdahl (2009)
		26 %	Kaplanturbiner, Herting kraftverk, Ätran, Sverige.	<i>Anguilla anguilla</i> , gjennomsnittlig 74 cm.	Calles & Bergdahl (2009)
	50 %		Kaplanturbiner, Neckarzimmern, River Neckar, Tyskland	<i>Anguilla anguilla</i> , de fleste 50-75 cm.	Berg (1986)
76 %	100 %	76 %	Kaplanturbiner, Magaguadavic River, Canada	<i>Anguilla rostrata</i> , > 75 cm	Carr & Whoriskey (2008)
71 %	100 %	71 %	Francisturbiner, Patea River, New Zealand	<i>Anguilla dieffenbachii</i> og <i>Anguilla australis</i> , 87-124 cm	Watene <i>et al.</i> (2003)
77 %			Cabot Station, Connecticut River, USA	<i>Anguilla rostrata</i> , 71-91 cm	Haro <i>et al.</i> (2000)

* Oppgir ikke dødelighet, men andel ål med skader etter passasje i turbinen.

** NB: Kun ett individ gikk gjennom turbinen.

***Redusert til 10 % etter tiltak med installasjon av nytt gitter, se boks 7.

4.2.3 Predasjon ved passering av kraftverk

Når nedvandrende ål ankommer kraftstasjoner, er det flere undersøkelser som rapporterer at de kan forsinkes og svømme rundt i området oppstrøms kraftverksinntaket og kraftverksdammen i dager og uker (Behrmann-Godel & Eckmann 2003, Durif *et al.* 2003, Gosset *et al.* 2005, Jansen *et al.* 2007). Eventuelle oppsamlinger av ål oppstrøms kraftverket, eller særlig ål som kommer desorientert eller skadet ut nedenfor kraftverket, kan bli utsatt for en økt predasjonsrisiko fra andre større fisker, fugler eller pattedyr. Det er kjent fra andre steder i Europa at for eksempel storskarv (*Phalacrocorax carbo*) er en vanlig predator på ål, og at de gjerne spiser ål som er større enn 40 cm (ICES 2007). Det er også dokumentert at storskarv i stor grad spiste skadet blankål nedenfor et irsk kraftverk (Doherty & McCarthy 1997).

Predasjon av ål er imidlertid generelt lite omtalt i litteraturen. Vi kjenner også lite til hvilke predatorer som kan spise ål, og i hvilken grad de faktisk gjør det under norske

forhold. Predatorer som spiser fisk av noen størrelse i norske vassdrag kan for eksempel være gjedde (*Esox lucius*), gråhegre (*Ardea cinerea*), oter (*Lutra lutra*) og mink (*Neovison vison*). De fleste ål som blir spist av gråhegre er 16-30 cm, mens oter helst spiser større ål, det vil si større enn 35-40 cm (ICES 2007). Om det kan forekomme predasjon på ål i forbindelse med passering av norske kraftverk, vet vi ikke. De største blankålene har imidlertid færre potensielle predatorer enn mindre individ.

4.2.4 Luftovermetning

Luftovermetning innebærer at vannet inneholder mer oppløst gass, hovedsakelig nitrogen og oksygen, enn likevektstilstand. Problemer med luftovermetning kan forekomme nedenfor kraftverk hvis luft løses i vann under trykk gjennom kraftverket, og trykket avtar når vannet kommer ut av kraftverket. Problemer med luftovermetning er rapportert fra en rekke kraftverk i utlandet og noen kraftverk i Norge, blant annet i Nidelva ved Arendal (Thorstad *et al.* 1997).

Gassblæresyke, eller luftblæresyndrom, er en skade som oppstår på grunn av luftovermetning. Skadebildet innebærer vanligvis funn av luftblærer i og på vev, men skadebildet kan være variert og diffust. Hos fisk ser en ofte utvendige blærer som et symptom. Skadeomfanget kan i ytterste fall være dødelig, men subletale eksponeringer kan påvirke og medføre skader på organer, gjellevev, sensoriske egenskaper, atferd og vandringshastighet. Disse skadene kan medføre dødelighet og bestandsendringer hos fisk over tid som følge av redusert fluktnespons, svekket salttoleranse eller økt mottakelighet for sykdommer. En grundig gjennomgang av effekter av luftovermetning er gitt i Weitkamp & Katz (1980) og Thorstad *et al.* (1997). Ål ser ut til å være mer tolerant for luftovermetning enn laksefisk (Heggberget *et al.* 1984).

Ved Rygene kraftverk i Nidelva ved Arendal er luftovermetning knyttet til bruk av en omløpstunnel som leder vannet forbi turbinen ved driftsstans. Det er registrert flere tilfeller med dødelighet av fisk i forbindelse med dette, også for ål (Heggberget 1984). anbefalte tålegrenser for luftovermetning i Nidelva er maksimalt 115 % TLT (totalt lufttrykk) for kortvarige episoder (noen få timer), mens luftovermetning opp til 110 % TLT kan aksepteres over noe lengre perioder (én dag) (Thorstad *et al.* 1997). Kortvarige episoder med mer enn 150 % TLT kan drepe fisk.

4.3 Undersjøiske strømkabler

Mulige miljøeffekter av elektromagnetiske felter rundt undersjøiske strømkabler har fått økende oppmerksomhet (Öhman *et al.* 2007). Storskala utbygging av vindmøller i havet kan medføre en stor økning i utbredelsen av slike kabler. Det er også reist spørsmål om slike strømkabler kan påvirke ålens vandringer negativt (Westerberg & Begout-Anras 2000, Westerberg & Lagenfelt 2008). Vandring av blankål over en likestrøm (DC) høyspenningskabel mellom Sverige og Tyskland, som produserer et magnetisk felt på 5 μ T på 60 meters avstand, ble undersøkt (Westerberg & Begout-

Anras 2000). Mange undersøkte ål krysset kabelen i løpet av få timer, og det tydet dermed ikke på at kabelen fungerte som et vandringshinder eller påvirket vandringsen i stor grad. Imidlertid ble svømmeretningen i nærheten av kabelen påvirket tilsvarende det en kunne forvente ut fra den magnetiske påvirkningen fra kabelen i forhold til om ålen hadde fulgt jordens uforstyrrede magnetfelt. Senere ble vandring av blankål undersøkt over en 130 kV vekselstrøm (AC) kabel som forsyner øya Öland med strøm fra Sverige (Westerberg & Lagenfelt 2008). Ålen passerte også denne kabelen, men den medførte en forsinkelse i vandringsen på gjennomsnittlig 40 minutter. Årsaken til denne forsinkelsen er ikke kjent. Tatt i betraktning det lange vandringsområdet, har imidlertid en forsinkelse på 40 minutter i seg selv ingen betydning.



Blankål. Foto: Eva B. Thorstad.

4.4 Oppsummering

- Installasjon av dammer, terskler og kraftverk kan medføre at ål forsvinner helt fra områder oppstrøms, eller at forekomsten reduseres betydelig (Kruk & Penczak 2003, Briand *et al.* 2005, Lafaille *et al.* 2005, McCarthy *et al.* 2008). Dette skyldes først og fremst at oppvandringen av åleyngel hindres ved slike vandringshindre. Hvor store områder som er berørt i form av redusert produksjon av ål i norske vassdrag som følge av vandringshindre knyttet til vannkraftregulering, er ikke kjent.
- Ål kan ikke hoppe og vertikale hindre som er høyere enn 50-60 % av kroppslengden kan utgjøre totale vandringshindre.
- Ål bruker noen år på å vandre til de øvre deler av store vassdrag. Ved kraftverk nær elvemunningen vil det være flest små yngel som skal passere, mens lengre opp i vassdragene vil det være eldre og større gulål som er på vei oppover i vassdraget.
- Åleyngel er dårlige svømmere. De vil derfor ha problemer med å passere områder med høy vannhastighet, som for eksempel gjennom terskler, kulverter og laksetrapper der vannhastigheten er høy i hele bredden, og der yngelen samtidig har små muligheter for å bevege seg opp på land. Ålen er imidlertid kjent for å kunne ta seg fram over fuktige områder på land, og kan klatre opp vertikale vegger. Åleyngel kan klatre rett opp fuktige vegger, særlig der det er ujevnheter i underlaget, som ru eller mosegrodd betong. Evnen til å ta seg fram over land og fuktige vegger kan imidlertid ofte være

begrenset, og dette forekommer kun i områder med fuktig og gunstig substrat, og hvor det er atkomstmuligheter til og fra elva.

- Dødelighet av nedvandrende blankål påvirker den totale gytebestanden negativt, men påvirker ikke direkte mengden yngel som kommer tilbake til samme vassdrag, siden yngelen sprer seg og ikke nødvendigvis kommer tilbake til samme vassdrag som foreldrene vokste opp.
- Dødelighet av nedvandrende blankål er avhengig av hvor stor andel av ålen som vandrer gjennom kraftverket i forhold til de som finner en trygg alternativ vandringsvei utenom, samt av dødeligheten for de som går gjennom kraftverket og turbinen.
- Dødelighet og skader på fisk gjennom kraftverk og turbiner kan skyldes at de setter seg fast på beskyttelsesgitter i vanninntaket eller foran turbin, kollisjon med turbinblader eller andre deler av turbinen, klemskader i turbinen, trykkendringer, kavitasjon, skjærkrefter og turbulens. Predasjon av desorientert og skadet fisk som kommer ut av turbinen kan også forekomme.
- Dødelighet varierer mellom ulike kraftverk, men mange undersøkelser viser høye dødeligheter for ål som passerer, opp til 100 %. I undersøkelser oppsummert i denne rapporten, varierte skadefrekvensen eller dødeligheten for ål gjennom kraftverk mellom 6 og 100 %, med et gjennomsnitt på 52 %.
- Dødeligheten gjennom turbiner øker med økende fiskelengde. Dødeligheten for voksen ål er 4-5 ganger større enn for laksesmolt (Larinier & Travade 2002). Det er de store hunnene av blankål som opplever størst dødelighet. Mange norske vassdrag har trolig bestander med stor andel store hunner, og dødeligheten er i slike tilfeller større enn det undersøkelser av mindre ål viser.
- Dødeligheten er avhengig av en rekke karakteristikk ved kraftverket. Årsakene til dødeligheten er ikke fullstendig kartlagt, og modeller er ikke tilstrekkelig til å forutsi dødeligheten av ål ved et bestemt kraftverk.
- Hvilken turbintype som benyttes (francis eller kaplan) er i mange tilfeller ikke avgjørende for dødeligheten. Hvis begge typer turbiner installeres i det samme fallet, vil de ikke nødvendigvis medføre ulik dødelighet. Det er andre karakteristikk ved kraftverket som kan ha større betydning for dødeligheten.
- Sannsynligheten for at en fisk skades gjennom en turbin er i stor grad avhengig av den relative hastigheten mellom vannet og fisken og det roterende turbinbladet. Avstanden fisken har til rådighet mellom turbinbladene påvirker også skadefrekvensen. Årsaken til at mange undersøkelser viser større dødeligheter i francisturbiner enn kaplanturbiner, er at de ofte er installert i høye fall, som medfører at hastigheten på vannet og fisken er større. Kaplanturbiner har færre blader enn francisturbiner, og dermed større plass til fisken mellom bladene, noe som kan medføre redusert dødelighet. Dette vil imidlertid

motvirkes i kaplanturbiner med høy rotasjonshastigheten. Små turbiner med rask rotasjon medfører generelt høy dødelighet, og små kraftverk kan dermed medføre stor dødelighet. Flere undersøkelser viser at den laveste skaderisikoen for fisk er ved den beste virkningsgraden for turbinen. Årsaken til dette er trolig større problemer med for eksempel turbulens, kavitasjon og skjærkrefter ved høyere og lavere belastning enn beste virkningsgrad i mange turbiner.

- Kraftverk i nedre deler av vassdrag har generelt større negativ effekt på bestanden enn kraftverk lengre opp i vassdragene, siden all nedvandrende ål i vassdraget må passere kraftverk nær munningen. Tettheten av ål er generelt lavere i øvre deler av vassdragene, og færre ål passerer derfor kraftverk i øvre deler av vassdragene.

Vi kjenner ikke til undersøkelser av passasje og dødelighet av ål ved norske kraftverk, og de fleste undersøkelser i denne oppsummeringen er fra Sverige, Nederland, Frankrike, Tyskland, Storbritannia, Irland, Nord-Amerika og New Zealand. Imidlertid vet vi at dødelighet forekommer ved norske kraftverk, nevnt av Hartvig Huitfeldt-Kaas allerede i 1904 (**boks 6**). Videre nevnes det i en hovedoppgave fra 1988 (Lid 1988) at ”*Noe av det som kanskje er det viktigste som er dokumentert i undersøkelsen, er hvor negativ betydning vandringshindrene har for åleproduksjonen i Telemark. Det kan ikke være tvil om at et stort antall demninger har satt ålebestanden tilbake i enkelte områder. (I Kragerøvassdraget stenger fem kraftstasjoner oppvandringen). Meddelelser fra personer i Drangedal-distriktet (Kragerøvassdraget) bekrefter dette. Lignende inntrykk gjelder også for andre deler av Telemarksvassdraget.*” I Storelva i Tvedestrand har dessuten lokale dykkere i løpet av 2009 plukket opp 115-120 ål nedenfor kraftverket, som var kuttet i biter (Jim Guttrup og Frode Kroglund, pers. komm. Basert på telling av haler, for å ikke overestimere antallet).

Omfanget av passasjeproblemer og dødelighet ved norske kraftverk er ukjent på grunn av mangelen på undersøkelser. Det er imidlertid mange kraftverk med beliggenhet på strekninger hvor det forekommer, eller har forekommet, ål og som kan ha samme problem som i Storelva eller som rapportert fra andre land. Hovedperioden for utvandring av blankål er sent på høsten, i en periode da det foregår lite fiske og ferdsel i og langs vassdragene. For å finne eventuelle skadde og kuttete ål må en gjerne ut i vassdraget med dykkemaske, og særlig i store vassdrag vil det være vanskelig å få øye på død fisk fra elvebredden. Problemet med dødelighet på nedvandrende ål vil være mindre i vassdrag der utbredelsen av ål allerede er redusert ved at kraftverket utgjør et så stort vandringshinder at oppvandrende åleyngel i liten eller ingen grad kommer forbi.

I hvor stor grad norsk vannkraftutbygging bidrar til reduserte oppvekstarealer og økt dødelighet og dermed en total reduksjon av den europeiske ålebestanden er ikke kjent, siden utbredelse, tetthet og historisk produksjon av ål i norske vassdrag er lite undersøkt. Siden den europeiske bestanden nå kanskje er på eller under et minimumsnivå

for å opprettholde bestanden, er det spesielt viktig å styrke produksjonen og sikre vandringsveier for blankål tilbake til gyteområdet.

I dette kapitlet er hovedsakelig effekter av vannkraftutbygging på ålens vandringer oppsummert, siden dette er de mest åpenbare og best studerte påvirkninger. Andre påvirkninger på vandringerne enn de som er nevnt i dette kapitlet kan være at kraftreguleringen endrer miljøforholdene i vassdraget eller estuariet på en slik måte at oppvandringstidspunktet for yngel og utvandringstidspunktet for blankålen endres. Om dette skjer, og eventuelt hvilke konsekvenser dette kan ha for produksjon, vandring og ankomsttidspunkt til gytestedet, er ikke kjent. Spørsmålet nevnes sjelden i litteraturen. Et annet fenomen er at blankål kan stanse i lengre perioder oppstrøms et kraftverk. Om disse forsinkelsene kan medføre at vandringen avbrytes og utsettes til et senere år, er ikke kjent. Men om dette skjer så kan det ha konsekvenser for produksjonen av gytefisk, siden forlenget opphold i et vassdrag medfører økt risiko for dødelighet før de når fram til gytestedet i havet. Det er kjent at individer av ål som er klassifisert som blankål i et vassdrag, kan utsette nedvandringen til et senere år (Vøllestad *et al.* 1994, Durif *et al.* 2005, Winter *et al.* 2006, Breukelaar *et al.* 2009). Det er dermed mulig at nedvandrende blankål som hindres av et kraftverk kan få et forlenget oppholdet i vassdraget.

Andre mulige påvirkninger av kraftregulering kan være at redusert vannføring og redusert vanddekt areal kan redusere oppvekstarealer for gulål, eller at endret vanntemperatur gjennom året på grunn av kraftregulering kan påvirke produksjonen. Tørrlegging av elvestrekninger kan redusere tilgangen til produksjonsarealer lengre oppe i vassdraget. I noen tilfeller kan det imidlertid også tenkes at kraftreguleringer kan øke oppvekstarealene ved oppdemming av magasiner. Vi finner imidlertid ikke beskrivelser av slike effekter av kraftregulering i litteraturen om ål, men det er viktig å være oppmerksom på muligheten for at ulike typer påvirkninger kan forekomme ved vurdering av effekter av en vannkraftregulering.



Åleyngel. Foto: Eva B. Thorstad.

5. Mulige avbøtende tiltak for å opprettholde og øke bestanden i norske vassdrag

5.1 Tiltak knyttet til vannkraftreguleringer

5.1.1 Oppvandring av yngel og større gulål

Ålen vandrer oppover i vassdragene i sommerhalvåret, trolig hovedsakelig i juni-september i norske vassdrag. I Imsa i Rogaland skjer hovedoppvandringen vanligvis i juli (Vøllestad & Jonsson 1986, 1988). Åleledere (**figur 5.1**) kan installeres ved dammer, terskler eller andre vandringshindre for å hjelpe oppvandrende ål til å passere. Alternativt kan en fangstfelle benyttes til å fange oppvandrende yngel, som så transporteres og settes ut lengre opp i vassdraget.

I Danmark har ålen blitt betraktet som en langt mer verdifull art enn i Norge, og eierne av alle vandringshindre i alle vassdrag er på egen bekostning lovpålagt å installere åleledere som skal være i drift i perioden 1. april til 31. oktober (Ferskvandsfiskeriloven nr. 330 av 14. mai 1992 § 20 samt fiskeriministeriets bekjentgjørelse av 7. juli 1994). Ålelederen skal bestå av et plastrør som er minst 10 cm i diameter, eller en trekasse som er 20 x 20 cm. Inne i røret eller trekassen skal det fylles et materiale som er egnet til at ålen kan klatre opp gjennom det. Tidligere ble naturmaterialer som lyng, kvist, strå og halm benyttet, men det er ikke lengre tillatt. Det anbefales å benytte en kunststoffmatte som er laget av tråder av nylon, som heter enkamat (typebetegnelse 7020, Anon. 1995). Materialet må ikke presses for tett inn i røret slik at større ål setter seg fast og blir liggende døde og råtnende. Materialet i ålelederen må også tas ut og spyles med jevne mellomrom slik at de ikke tilstoppes av grus, slam og annet materiale som føres med vannet (Anon. 1995). Ålelederen må i følge pålegget forsynes med en vannstrøm i hele sin lengde, og den må strekke seg med en sammenhengende forbindelse fra bunnen av vannet nedenfor vandringshinderet til bunnen på oversiden av vandringshinderet. Hvis elva er bredere enn 3 meter, så kan Fiskerikontrollen påby at flere enn én åleleder skal installeres. Fiskerikontrollen inspiserer åleledere og kan påby endring av utforming, plassering, antall og fyllstoff. De kan også bidra med veiledning i forhold til plassering og utforming av åleledere på ulike steder. Kun i spesielle tilfeller kan det gis dispensasjon til at ålelederen erstattes med en fangstfelle. Ålelederne må bygges med luker slik at Fiskerikontrollen kan inspisere fyllstoffet.



Figur 5.1. Åleleder i form av et rør fylt med enkamat ved Rygene dam i Nidelva i Arendalsvassdraget. Ålen finner veien opp det fuktige berget, og klatrer opp gjennom røret i enkamaten. Etter danske regler for åleledere, skulle åpningen på røret vært ført helt ned i vannet og ikke ligge åpent på berget. Effektiviteten av denne ålelederen er imidlertid ikke undersøkt, så hva som er beste løsning på dette stedet er ikke kjent. Det er observert ål på berget og på vei inn i røret. Foto: Dag Matzow.

Det finnes mange ulike typer åleledere bygd av forskjellige typer materiale (Anon. 1995, Knights & White 1998, Solomon & Beach 2004). Åleledere kan være rør fylt med enkamat som beskrevet ovenfor, ulike typer renner med bunnmateriale som ålen kan krype opp i, og kombinert med fangst og transport forbi hinderet eller automatiske fiskeheiser. Ulike typer materiale som ålen kan kravle opp i er piasavakoster, plastdørmatter og plastmatter med gummiknotter, i tillegg til enkamat. Ulike typer plastmatter produseres spesielt for åleledere. Solomon & Beach (2004) anbefalte bruk av enkamat kun i nedre deler av elver hvor det passerer kun små åleyngel, på grunn av faren for skader på fiskens slimlag og at større gulål kan sette seg fast.

Stigningsgraden på åleledere kommer an på bunnmaterialet og hvor langt ålen må klatre. Rør med enkammat kan installeres i rett vinkel. Renner med andre typer bunnmateriale installeres vanligvis med stigningsgrader mellom 5 og 45 % (Porcher 2002) eller mellom 12 og 55° (Solomon & Beach 2004). I lange åleledere bygges det ofte inn områder med stillestående vann hvor ålen kan hvile, men om dette er nødvendig eller har noen hensikt er ikke kjent (Solomon & Beach 2004). For at åleledere ikke skal bli for bratte over høye hindre, kan de installeres i sikk sakk fasong (Knights & White 1998).

Oppvandrende yngel tiltrekkes av vannstrømmen (Knights & White 1998, Solomon & Beach 2004). Å finne et egnet sted for inngangen til ålelederen er viktig. Egnede steder kan være helt oppe ved damveggen, ved elvebredden eller i andre stille hjørner helt oppstrøms ved vandringshinderet (Porcher 2002, Solomon & Beach 2004). En bærbar renne kan brukes til å gjøre forsøk ved flere steder før ålelederen installeres permanent. Vannvolumet gjennom ålelederen er lite, vanligvis mellom 8 og 230 liter per minutt per meter bredde, og en ekstra lokkestrøm ved inngangen kan medføre at flere ål finner den (Solomon & Beach 2004, Anon. 2002). Denne lokkestrømmen kan være mer effektiv hvis den plasseres slik at den spruter mot vannoverflaten over inngangen til ålelederen (Solomon & Beach 2004). Oppvandrende ål ser ut til å tiltrekkes av lukten av andre ål (Briand *et al.* 2002), slik at ålelederne kan være mer effektive hvis de forsynes med vann fra vassdraget der det finnes ål, og ikke med vann fra en brønn eller andre forsyningskilder. Ålelederen må generelt fungere under de ulike vannføringsforhold som forekommer.

Det er også viktig at ålelederen på oversiden ikke leder ålen ut i et område med en vannstrøm som er så rask at de skylles nedover i vassdraget igjen, men leder dem ut i et område med saktestrømmende vann. Utløpet må ikke plasseres i nærheten av et turbininntak.

Åleyngel kan utsettes for predasjon fra mange ulike dyr (Deelder 1984). Det er derfor viktig at åleledere konstrueres og installeres slik at yngelen utsettes for minst mulig predasjonsrisiko når de bruker dem (Solomon & Beach 2004, Anon. 2002). Lys kan hindre ålens oppvandring, og større gulål er mer ømfintlige for lys enn åleyngel (Sørensen 1951, Deelder 1984). Kunstig belysning ved åleledere bør derfor unngås.

Det finnes få evalueringer av effekten av åleledere, og i de tilfeller der evalueringer finnes er de basert på telling av ålen som har benyttet lederen (Knights & White 1998, Solomon & Beach 2004). Telling av yngel som passerer åleledere er nyttig, men gir ingen god evaluering av tiltaket siden man ikke vet hvor mange ål som ikke brukte dem.

En fiskeheis er installert i Lima River i Portugal for å transportere fisk over Touvedo dam (Santos *et al.* 2002). Blant mange arter observeres også ål i denne heisen (121 stk. i løpet av et år), men kroppsstørrelsen for denne ålen er ikke oppgitt i publikasjonen.

5.1.2 Nedvandring av blankål

Det finnes ulike typer tiltak som kan redusere dødelighet for nedvandrende ål forbi kraftverk:

- Fange nedvandrende ål i vassdraget, frakte dem forbi kraftverket og slippe dem ut igjen nedenfor kraftverket.
- Øke andelen ål som benytter trygge vandringsveier utenfor turbinene, som for eksempel over eller gjennom kraftverksdam, gammelt elveleie, konstruerte omføringsløp eller andre muligheter.
- Stanse kraftverket i hele eller deler av perioden med nedvandring av ål.
- Redusere dødeligheten av ål som går gjennom kraftverket ved konstruksjon av "fiskevennlige" turbiner og kraftverk.

Hvert av disse punktene er nærmere beskrevet og diskutert i det følgende.

Fangst og transport forbi strekninger med kraftverk

Dødelighet av blankål kan reduseres ved å fange ålen i vassdraget ovenfor kraftverket, transportere dem i tanker med vann forbi kraftverket og sette dem ut igjen lengre nede i vassdraget ("trap and transport" eller "trap and truck"). Dette betinger bruk av skånsomme og effektive fangstmetoder. Ål kan fanges med mange ulike metoder (Tesch 2003, Halaas 1953, Jensen 1968), og hvilke metoder som er de mest hensiktsmessige vil variere mellom vassdrag. Effektiv fangst av en stor andel blankål i et vassdrag vil være arbeidskrevende, spesielt i store vassdrag. Det vil være behov for utprøving og metodeutvikling hvis slike tiltak skal iverksettes i norske vassdrag.

I litteraturen finnes relativt få eksempler på beskrivelser av fangst av blankål og transport forbi kraftverk. I River Shannon i Irland har de imidlertid konkludert med at fangst og transport forbi kraftverket er det mest effektive tiltaket for å redusere dødelighet under nedvandring, og de benytter installasjoner som tidligere ble brukt til kommersiell fangst (McCarthy 2008). I 2001-2007 transporterte de årlig mellom 1,3 og 7,7 tonn ål forbi kraftverket på denne måten (**vedlegg 1**). I Moselle River i Tyskland ble det fanget og transportert mellom 1,5 og 4,7 tonn ål årlig forbi kraftverk i perioden 1997-2002 (Adam *et al.* 2005). Richkus & Dixon (2003) refererte også til tiltak i form av fangst og transport av nedvandrende ål på New Zealand.

Lede ålen til å bruke omløpsmuligheter forbi kraftverket

Tiltak som øker andelen ål som bruker trygge vandringsveier utenom turbinene, som for eksempel over eller gjennom kraftverksdam, gammelt elveleie, konstruerte omføringsløp eller andre muligheter, vil redusere skadefrekvens og dødelighet. Dette kan gjøres på flere måter:

- Tilpasse alternative passasjer slik at ålen i mest mulig grad blir tiltrukket av disse i stedet for kraftverksinntaket.

- Fysisk hindre ålen fra å gå gjennom turbinene, eller fysisk lede dem bort fra kraftverksinntaket, som for eksempel ved installasjon av et gitter.
- Bruke sperrer som skal påvirke ålens atferd til å unngå vanninntaket og heller finne alternative vandringsveier, som for eksempel elektriske sperrer, boblegardiner, lys og lyd.

Flere typer tiltak kan kombineres på samme sted. De ulike tiltakene beskrives nærmere i det følgende.

Tilpasning av alternative passasjer slik at ålen i mest mulig grad blir tiltrukket av disse i stedet for kraftverksinntaket

Første skritt er å sikre at det faktisk finnes andre vandringsmuligheter for blankål enn gjennom kraftverket og turbinen, og at ålen ikke skades når de bruker disse (se kap. 4.2). Vandringsveier utenfor turbinen kan være bruk eller tilpasning av eksisterende omløpsmuligheter (eksisterende damluker, fisketrapper, gammelt elveleie og liknende) eller konstruksjon av nye vandringsveier spesielt konstruert for ål (for eksempel hull i dammen, som er koblet til rør som ålen kan gå gjennom, eller rørgater fra åpning i gitter som bringer ålen forbi turbinene, se nedenfor).

Den neste utfordringen er å få ålen til å benytte de alternative passasjemulighetene i stedet for å søke mot kraftverksinntaket, siden ålen gjerne følger hovedvannstrømmen (Deelder 1984), og denne oftest går gjennom kraftverket. Det vil derfor mange steder være naturlig for ål å søke mot kraftverksinntaket. Inngangen til alternativ vandringsvei forbi kraftverket må derfor være på et sted hvor ålen enkelt finner den.

Ålens atferd på oversiden av et kraftverk og andelen ål som går inn gjennom vanninntaket og turbinen er stedsspesifikk. Den påvirkes av fysisk utforming av elva og kraftverket, ulike vannføringsforhold og vannhastigheter, og er blant annet avhengig av hvor stor andel av vannet som går gjennom turbinen i forhold til over dam eller gjennom andre omløp samt hvordan kraftverksinntaket er plassert i forhold til vannstrøm og vanndybder. Jansen *et al.* (2007) fant at andelen ål som var fordelt mellom de ulike vandringsrutene forbi et kraftverk var i henhold til fordelingen av mengden vann mellom vandringsrutene. En økt andel av vannet som slippes gjennom alternative passasjer, kan dermed øke andelen ål som benytter disse. Hvilke passasjer ålen velger vil imidlertid også være avhengig av utformingen og andre forhold ved det enkelte kraftverket, slik at dette ikke alltid stemmer (Calles & Bergdahl 2009). Haddingh *et al.* (1999) fant dessuten at blankål foretrakk å vandre nedover med den raskeste vannstrømmen (25 cm/s) når de fikk et valg i en vannrenne.

Ålen svømmer gjerne dypt, slik at det for eksempel kan være vanskelig å få dem til å finne overløp og andre åpninger nær overflaten (Larinier & Travade 2002). Bruk av en bunnluke og overflateluke ble undersøkt ved et fransk kraftverk, og tre til fire ganger så mange ål passerte gjennom bunnluken som overflateluken (Durif *et al.* 2003, Gosset *et al.* 2005). Gosset *et al.* (2005) påpekte at det er viktig at vannhastigheten ved inngangen til passasjemuligheten ikke akselererer for mye, slik at ålen ikke vil bruke åpningen av den grunn. Andre har vist at det er mulig å få ålen til

å benytte åpninger nær overflaten (Calles & Bergdahl 2009), slik at generaliseringer i forhold til dette er vanskelig.

Ved noen kraftverk er det installert rør som skal kunne lede ålen trygt fra oversiden av kraftverket og forbi. Diameteren på slike rør kan være 20-30 cm, og åpningen er typisk plassert på bunnen, gjerne ved siden av gitteret til kraftverksinntaket. Slike rør er ofte installert uten at effekten av tiltaket er evaluert, og i de få tilfeller der det er gjort ved å telle ål som har passert gjennom røret, er antallet ål som har benyttet røret vært lavt (Adam *et al.* 2005). Forklaringen på at slike rør synes lite effektive kan være at ålen ikke finner åpningen fordi de i liten grad søker på tvers av elva i slike områder, og at kun få ål tilfeldigvis finner den forholdsvis lille åpningen (Adam *et al.* 2005).

Fysiske hindre foran vanninntak og turbiner som hindrer ålen fra å gå gjennom kraftverket

Andelen ål som går gjennom kraftverket kan reduseres ved å installere et gitter som hindrer dem i å komme inn i kraftverket (Larinier 2008). Et slikt gitter vil imidlertid redusere potensialet for kraftproduksjon, og jo mindre spaltebredde jo større produksjonstap. Et vertikalt eller horisontalt vinklet gitter, som dermed får større overflate, reduserer imidlertid produksjonstapet i forhold til et gitter som står vinkelrett på vannstrømmen (Adam *et al.* 2005). Det er også et problem at kvister, blader og annet materiale som driver med vannet setter seg på gitteret og tetter det igjen. Dette medfører ytterligere produksjonstap, samt at det må etableres rutiner for rengjøring av gitteret.

Spalteåpningene i gitteret bør være mindre enn 15 mm for å hindre at blankål-hunner går gjennom, og mindre enn 9 mm for å hindre at de mindre hannene går gjennom (Adam *et al.* 2005). Ål med kroppslengde på 70 cm kan komme gjennom et gitter med spalteåpninger på 20 mm. Selv en spalteåpning på 18 mm kan passeres av ål som veier 250 g og er 45-50 cm lange (Adam *et al.* 2005). Hvis hele kraftverksinntaket er sperret av et gitter som har mindre spaltebredde enn fisken kan komme gjennom, og vannhastigheten mot gitteret er for stort til at fisk som har kommet bort til gitteret kan snu og svømme tilbake igjen, vil imidlertid fisken sette seg fast mot eller i gitteret, noe som kan medføre stor dødelighet (Adam *et al.* 2005, Calles & Bergdahl 2009). Det er derfor viktig at vannhastigheter mot gitteret ikke er høyere enn at ål som kommer bort til gitteret kan komme derfra igjen og søke etter alternative vandringsveier.

Ålens typiske atferd mot et gitter de ikke kan komme gjennom er å svømme med strømmen med hodet først fram til gitteret, for så å forsøke å snu 180 grader når de har kommet helt bort i gitteret og presse seg tilbake mot strømmen med hodet først og med halen presset mot gitteret (Adam *et al.* 2005). Vannhastigheten må være mindre enn 0,2 m/s for at ålen skal kunne komme seg bort fra området ved gitteret i følge ICES (2007) og mindre enn 0,5 m/s i følge Adam *et al.* (2005). Ved en vannhastighet mot gitteret på 0,5 m/s, er det vist at ålen kan klemmes fast mot gitteret uten å komme seg bort (Adam *et al.* 2005).

Det finnes eksempler på at ålen også kan snu ved et gitter selv om det har så store spalteåpninger at den fysisk sett kan passere gjennom, og svømme oppstrøms igjen hvis vannhastighetene tillater det. Imidlertid vil de ofte også passere gjennom slike gitre, og hvis det ikke finnes alternative vandringsruter vil de uansett før eller siden måtte passere gjennom kraftverket og turbinen (Adam *et al.* 2005).

Hastigheten på vannet mot gitteret kan reduseres ved å vinkle gitteret i forhold til vannstrømmen, slik at gitteret får en større overflate (Adam *et al.* 2005, Calles & Bergdahl 2009). På denne måten kan ålen i større grad bevege seg rundt på gitteret, og kan eventuelt også snu og svømme oppstrøms igjen hvis vannhastigheten ikke er for stor. Vinklede gitter med så lav vannhastighet at fisken ikke klemmes fast mot gitteret kan kombineres med omløpsmuligheter som leder ålen forbi turbinene (Adam *et al.* 2005, Calles & Bergdahl 2009, **boks 7**). Det kan lages hull i gitteret som fører ålen inn i omløpsrør eller andre typer omløp forbi turbinene, eller det kan være åpning på toppen av hele gitteret mot overflata, som leder ålen inn i en omløpsmulighet.

Ulike andre fysiske ledegjerder for å lede ål bort fra kraftverksinntak og mot alternative omløp er også forsøkt, som "louvers" og "bar racks", som skal lede ålen i riktig retning selv om de ikke utgjør fullstendige fysiske sperrer (Amaral *et al.* 2003). Slike installasjoner er i likhet med andre typer sperrer avhengig av at vannhastigheten ikke er for stor, og at fisken kan bevege seg i riktig retning uten å kolliderer med ledegjerdene. I laboratorieundersøkelser er det oppnådd varierende resultater i forhold til å lede amerikansk ål med ledegjerder (Amaral *et al.* 2003), mens slike tiltak ikke er testet under fullskala forhold ved kraftverk. I store vassdrag vil slike ledegjerder bli store og krevende å vedlikeholde. Adam *et al.* (2005) konkluderte med at slike ledegjerder ikke vil være tilstrekkelige til å redusere dødeligheten for ål ved kraftverk.

Hvor raskt kan blankålen svømme?

Fiskens svømmekapasitet i forhold til hvor sterk vannstrøm de kan svømme mot, er viktig å ta i betraktning ved ulike typer tiltak. Svømmekapasitet varierer generelt med faktorer som kroppsstørrelse og vanntemperatur (Beamish 1978, Videler & Wardle 1991). Maksimal svømmehastighet avhenger også av hvor lenge hastigheten opprettholdes. Vedvarende svømmehastighet (sustained speed) kan opprettholdes i mer enn 200 minutter, forlenget svømmehastighet (prolonged speed) mellom 20 sekunder og 200 minutter, og spurthastighet (burst speed) i mindre enn 20 sekunder (Beamish 1978).

Ellerby *et al.* (2001) registrerte relativt lave verdier for maksimum effekt i musklene hos ål, og konkluderte med at ålen trolig har lavere maksimum svømmehastighet enn mange andre fiskearter. I åpen sjø fant Tesch (1974) svømmehastigheter for blankål på ca. 0,6 m/s, eller 0,7 kroppslengder per sekund (76-96 cm lang ål), mens Tesch *et al.* (1991) fant svømmehastigheter på 0,46-0,82 fiskelengder per sekund (80-106 cm lang ål). McCleave & Arnold (1999) undersøkte også svømmehastigheter i åpen sjø, og fant svømmehastigheter på 0,45-0,75 kroppslengder per sekund (67-97 cm lang ål). van den Thillart *et al.* (2004) og van Ginneken *et al.* (2005) fikk 70-80 cm lang ål til å svømme konstant med en hastighet på 0,5 kroppslengder per sekund i

henholdsvis 95 og 173 dager ved vanntemperatur 19 °C. Blaxter & Dickson (1959) fant maksimal svømmehastighet på 1,9 kroppslengder per sekund for en 60 cm lang ål ved vanntemperatur 10-15 °C. Lowe (1952) fant at blankål med 50-65 cm kroppslengde kunne svømme greit mot en vannhastighet på 0,34 m/s (ca. 0,6 kroppslengder per sekund), men at de bare kunne svømme mot en vannhastighet på 0,52 m/s kun i svært kort tid (ca. 0,9 kroppslengder per sekund). Blankål ser dermed ut til å ha dårligere svømmekapasitet målt i kroppslengder per sekund enn yngel (se kap. 4.1), men det er et vanlig fenomen hos fisk at svømmekapasitet avtar med økende størrelse.

Bruk av sperrer som skal påvirke ålens atferd til å unngå vanninntaket, som elektriske sperrer, boblegardiner, lys og lyd

Flere ulike typer sperrer som skal påvirke ålen til å unngå kraftverksinntak, eller til å ledes mot åpningen til alternativ vandringsveier, er forsøkt. Hovedsakelig er disse basert på elektrisk strøm, bobler, lys eller lyd.

Elektrisk strøm: Det finnes generelt få undersøkelser som har dokumentert at elektriske sperrer fungerer i forhold til å redusere andelen fisk som går inn i kraftverk, særlig i store vassdrag der en stor andel av vannet tas gjennom kraftverket (Adam *et al.* 2005). Ål er sensitive for elektrisk strøm (Enger *et al.* 1976, Berge 1979), men det finnes få undersøkelser av effekter av elektriske sperrer spesifikt på ål. Haddingerh & Jansen (1990) konkluderte med at effekten var høyst variabel og upålitelig, og konsentrerte derfor senere undersøkelser om effekter av lyssperrer (Haddingerh *et al.* 1992). Et problem med elektriske sperrer er at hvis vannstrømmen er for sterk, og fisken kommer for langt inn i det elektriske feltet, så kan de bli bevisstløse og drive med strømmen inn i det området de i utgangspunktet skulle skremmes bort fra (Richkus & Dixon 2003).

Bobler: Prinsippet med luftboblegardiner for å få fisk bort fra vanninntak, er at fisken skal skremmes visuelt eller med kontakt med luftboblene. Strobelys kan brukes i kombinasjon for å gjøre luftboblene mer synlige når lyset reflekteres i dem. Luftboblegardiner har ikke vist seg som effektive sperrer i forhold til blankål. Ålen kan i utgangspunktet vise en unnvikelsesreaksjon, men vender seg så til boblegardinen og svømmer gjennom den (Richkus & Dixon 2003, Adam *et al.* 2005).



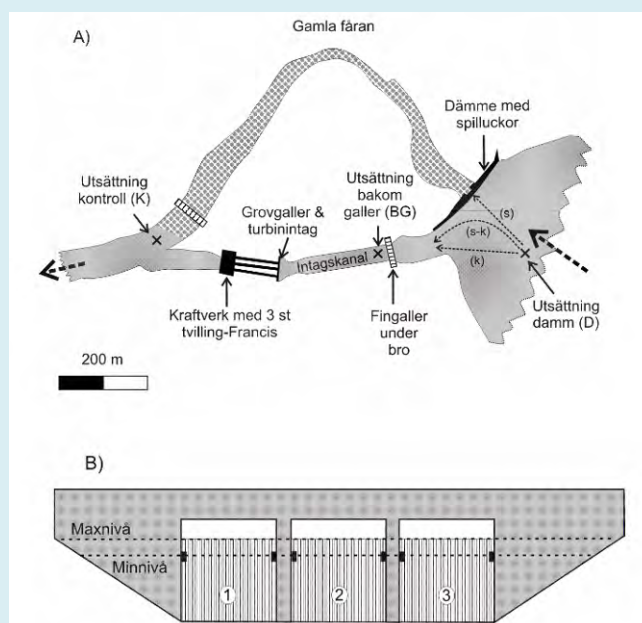
Åleyngel. Foto: Eva B. Thorstad.

Boks 7

Eksempel på tiltak for nedvandrende blankål ved Ätrafors kraftverk i Sverige

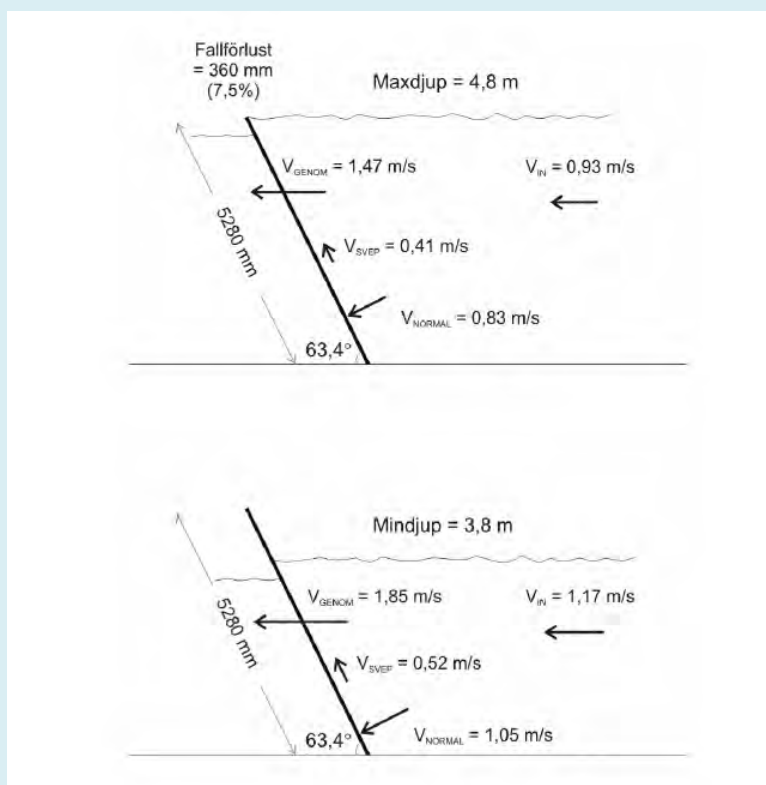
Ved Ätrafors kraftverk i Ätran ble det gjort tiltak for å bedre overlevelsen av nedvandrende blankål. Tiltaket gikk ut på å sette inn et nytt gitter med mindre spalteåpninger, øke overflaten på gitteret slik at vannhastigheten gjennom det ble redusert samt sette inn fluktåpninger i gitteret som kan lede ålen en alternativ vandringsvei forbi turbinene. Evaluering av tiltaket ble gjort ved å undersøke ålens atferd og overlevelse ved radiomerking før og etter at tiltaket ble gjennomført (Calles & Bergdahl 2009). En oppsummering av forsøket er gitt her (etter Calles & Bergdahl 2009). Figurer fra rapporten er gjengitt med tillatelse fra Olle Calles ved Karlstad Universitet.

Ätrafors kraftverk har tre francisturbiner med total slukeevne på $72 \text{ m}^3/\text{s}$ og en fallhøyde på 23,5 m (figur 5.2). Det opprinnelige elveleiet er demt opp, og vannet ledes inn i en 250 m lang gravd kanal som leder fram til turbininntaket. Noe vann slippes også over dammen og ned det gamle elveleiet.



Figur 5.2. A) Kart som viser Ätrafors kraftstasjon og dam. Store piler viser vannets strømretning. Et gitter er plassert under en bro i inntagskanalen til kraftverket ("Fingaller under bro"). B) Broen har tre spenn, med et gitter plassert i hvert spenn, som vist på tegningen. Minimum og maksimum vann-nivå er vist med stiplede linjer. Svarte rektangler viser nye fluktåpninger i gitteret som ålen kunne komme seg gjennom. Figur fra Calles & Bergdahl (2009).

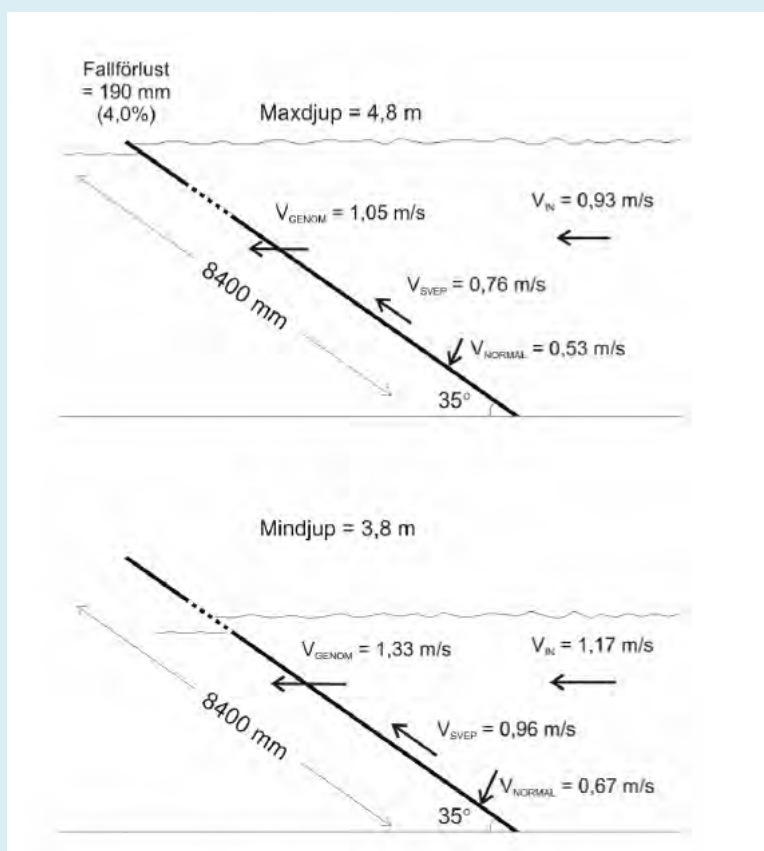
Et gitter med spalteåpning 20 mm var installert under tre brospenn ved kraftstasjonen. Gitteret sto i vinkel med vannstrømmen ($63,4^\circ$ i forhold til bunnen, **figur 5.3**). Ved undersøkelser i 2007, før tiltak ble gjennomført, var tapet av radiomerket ål ved kraftverket 72 %. Dødeligheten skjedde hovedsakelig ved at ålen ble klemt fast på gitteret (54 %) eller døde gjennom turbinen (52-60 %). I løpet av undersøkelsen ble ytterligere 240 umerkede ål funnet fastklemt på gitteret.



Figur 5.3. Utforming av gammelt gitter ved Ätrafors kraftstasjon, med spaltevidde 20 mm og vinkel på $63,4^\circ$ i forhold til bunnen. Vektorene viser vannhastigheten inn mot gitteret (V_{IN}), vinkelrett mot gitteret (V_{NORMAL}), langs med gitteret (V_{SVEP}) og i spaltene gjennom gitteret (V_{GENOM}). Figurene viser forholdet ved høyeste og laveste vannivå ved dammen. Figur fra Calles & Bergdahl (2009).

Tiltaket gikk ut på å bytte ut gitteret med et finere gitter (18 mm spalteåpning) og vinkle det enda mer med strømmen (35° i forhold til bunnen, **figur 5.4**). Formålet med vinklingen var å få et gitter med større overflate, fordi ved samme vannhastighet inn mot gitteret, men med større overflate, vil trykket på fisken mot gitteret reduseres. Beregninger for det nye gitteret viste at hastigheten på vannet gjennom gitteret (V_{GENOM}) ble redusert, mens vannhastigheten langs gitteret (V_{SVEP}) ble økt i forhold til det gamle gitteret. På den måten ble ålen i mindre grad klemt mot gitteret og i større grad kunne bevege seg langs gitteret for å ledes mot fluktåpninger i gitteret (**figur 5.3 og 5.4**). Totalt ble det laget seks fluktåpninger (0,25 m brede og 1 meter dype, målt langs gitteret) som ålen kunne komme gjennom (**figur 5.2**). Ålen ble under forsøket samlet opp i ruser som dekte fluktåpningene og transportert forbi kraftverket.

En mer langsiktig løsning kan være å lede ålen fra disse åpningene og gjennom kulverter eller kanaler forbi kraftverket.



Figur 5.4. Utforming av nytt gitter ved Ätrafors kraftstasjon, med spaltevidde 19 mm og vinkel på 35 ° i forhold til bunnen. Vektorene viser vannhastigheten inn mot gitteret (V_{IN}), vinkelrett mot gitteret (V_{NORMAL}), langs med gitteret (V_{SVEP}) og i spaltene gjennom gitteret (V_{GENOM}). Figurene viser forholdet ved høyeste og laveste vannivå ved dammen. Stiplede linjer viser plassering av spalteåpninger i gitteret. Figur fra Calles & Bergdahl (2009).

Ved undersøkelser i 2008, etter at tiltaket ble gjennomført, var tapet av radiomerket ål ved kraftverket redusert til 10 % i forhold til 72 % før tiltaket ble gjennomført. Ingen ål ble klemt mot gitteret. Dødeligheten skjedde trolig ved at noen ål unnslopp gjennom hull i rusene og dermed gikk gjennom turbinen. I løpet av undersøkelsen ble det kun funnet fire umerkede ål fastklemt på gitteret.

Dette viste seg altså å være et vellykket tiltak ved Ätrafors kraftverk. Det nye gitteret medførte dessuten et mindre falltap enn det gamle gitteret, slik at installasjon av et finere gitter ikke medførte redusert kraftproduksjon.

En av utfordringene med denne type tiltak er å plassere fluktåpningene i gitteret slik at ålen finner dem og bruker dem. Hvis vannhastigheten mot gitteret er stor slik at ålen ikke kan snu og svømme oppstrøms igjen, er de helt avhengige av å kunne

bevege seg langs gitteret og finne åpningen. En tommelfingerregel er at vinkelen på gitteret skal være mindre enn 45° i forhold til bunnen, slik at strømmen langs gitteret blir sterkere enn strømmen gjennom det, og dermed blir mer attraktiv for fisken å følge. Ved gjennomføring av slike tiltak er det viktig å evaluere dem for å teste at de virkelig fungerer, og at ålen finner fluktåpningene og ikke setter seg fast i gitteret.

Lys: Som beskrevet nedenfor, er ålen et utpreget nattaktivt dyr. Fiskens øyne har ulike reseptorer på netthinnen, hvor taper hovedsakelig brukes om dagen og staver om natta (Fernald 1993). Hos ålen skjer det en endring i synet når de omdannes fra gulål til blankål, blant annet ved at øyet blir større og netthinnen får færre taper (Bowmaker 1990). Det skjer også en endring i pigmentsystemet slik at spektral-sensitiviteten forskyves mot kortere bølgelengder (Bowmaker 1990). Dette er trolig tilpasninger til et liv på større havdyp. Det kan derfor hende at blankål i enda større grad enn gulål skyr lys.

Flere undersøkelser viser at blankål unnviker kunstig opplyste områder, både i laboratorieundersøkelser (Lowe 1952, Haddingh *et al.* 1992, 1999) og ved dammer og kraftverk (se nedenfor). Kunnskap om ålens unnvikelse fra kunstig lys har også blitt brukt for å øke fangstene i fiskerier (Tesch 2003, Deelder 1984). Flere ulike typer lamper har gitt en unnvikelseeffekt (Lowe 1952, Haddingh *et al.* 1992, 1999), og lysintensiteter fra 3-5 mlux til 10 lux har medført unnvikelsesatferd av ål i laboratorieundersøkelser (Haddingh *et al.* 1992, 1999).

Ved elva Imsa i Rogaland ble det gjort forsøk med å belyse elva over fiskefella annenhver natt med kunstig lys. I netter da lyset sto på var nedvandringen betydelig redusert (Vøllestad *et al.* 1986). I Vecht River i Nederland ble det gjort forsøk med å installere en lyssperre 4 m foran vanninntaket på et kraftverk, bestående av ni lamper plassert på bunnen. Dette for å hindre at ålen gikk inn i kraftverket (Haddingh & Bakker 1998). Effekten ble testet med å ha lysene av og på annenhver natt. Antall ål som gikk gjennom turbinen ble redusert med 66 % de nettene lysene var tent. I en annen undersøkelse ble det gjort sammenlikninger av ålens bruk av et opplyst og et mørkt vanninntak plassert ved siden av hverandre (Haddingh *et al.* 1992). Her var vannet så turbid at det ikke var tilstrekkelig med lamper over vannet, men undervannslamper var nødvendig for å få en effekt.

Undersøkelser av lyssperrer viser altså lovende resultater i forhold til at blankål unnviker områder med lys, selv om det også finnes eksempler på feltundersøkelser hvor det ikke ble funnet effekter av kunstig lys (Lowe 1952, Richkus & Dixon 2003). Dermed er det et potensial for å redusere dødelighet i kraftverk og øke andelen ål som styres mot alternative vandringsveier ved bruk av lys eller lyssperrer. Imidlertid har det i undersøkelser bare blitt vist at andelen ål som går inn i uønsket område ved kraftverket blir redusert i perioder med belysning. Individuell atferd ved kraftverk har ikke blitt undersøkt, slik at det ikke er kontrollert om belysning medfører at flere ål finner alternative vandringsveier, eller om de bare blir skremt av lyset og venter i

områder oppstrøms kraftverket til lyset blir slått av, og senere likevel går gjennom turbinen i en mørk natt. Det er også viktig at lyssperrer brukes i områder med så lav vannhastighet at ålen faktisk har en mulighet til å manøvrere og komme seg unna.

Lyd: Ålen hører frekvenser opp til 300 Hz (Jerkø *et al.* 1989). Effekten av en lydkilde som produserte infralyd på 11,8 Hz ble testet på atferd hos blankål (Sand *et al.* 2000). I laboratoriet viste fisken en atferdsmessig og fysiologisk stressreaksjon på infralyd. Lydkilden ble så plassert ovenfor fiskefella i Imsa i Rogaland. Fiskefella er en såkalt Wolf-felle som dekker hele elva og fanger all nedvandrende fisk. Sperra ble delt opp i seksjoner over elvas bredde, og lydkilden plasser på den ene sida av elva. I perioder da infralyden var slått på endret ålen sin bruk av elvebredden, slik at seksjonen nær lydkilden ble mindre brukt og seksjoner mot den andre elvebredden ble mer brukt.

Bruk av lydsperrer for å hindre blankål i å gå inn i kraftverk og heller finne alternative vandringsveier er lovende på bakgrunn av disse testene. Utviklingsarbeid og uttesting ved kraftverk gjenstår imidlertid, samt uttesting i større vassdrag enn Imsa. Som for lyssperrer er det også viktig at lydsperrer brukes i områder med så lav vannhastighet at ålen faktisk har en mulighet for å manøvrere og komme seg unna.

Stans av kraftverket under nedvandringen

Stans av kraftverket under nedvandringen av blankål er et tiltak som i stor grad kan redusere dødelighet. Siden dette medfører tap av kraftproduksjon vil det vanligvis være et kostbart tiltak. Hvis stans av kraftverket skal brukes som tiltak for å redusere dødelighet av utvandrende blankål, vil det være en fordel å kunne stanse kraftverket i perioder med størst sannsynlighet for at blankålen vandrer ut. Kunnskap om når ålen vandrer kan også brukes til å forutsi når andre typer tiltak for å redusere dødeligheten av nedvandrende blankål bør iverksettes.

Hvilken tid på året vandrer ålen ut?

Nedvandringen av blankål i vassdragene skjer vanligvis i løpet av noen få måneder om sommeren og høsten (Deelder 1984). I noen tilfeller kan de imidlertid også vandre ut av vassdragene om vinteren og våren (Winter *et al.* 2006, Aarestrup *et al.* 2008), også i norske vassdrag (Kroglund *et al.* 2009, Jim Guttrup pers. komm.). I elva Imsa ved Sandnes i Rogaland skjer utvandringen vanligvis fra august til desember, med hovedutvandring i september og oktober (Vøllestad *et al.* 1986). Det meste av blankålen i Imsa går ut ved vanntemperatur rundt 9-11 °C, men utvandringen skjer helt ned i 4 °C og opp i 18 °C (Vøllestad *et al.* 1986). Trolig skjer det meste av utvandringen fra norske vassdrag i perioden august-november, muligens med utvandring tidligere i perioden i nord enn i sør (Huitfeldt-Kaas 1904, Bergersen *et al.* 1987, Bergersen & Klemetsen 1988). Siden utvandringstidspunktet er dokumentert fra få norske vassdrag, vil det være nødvendig å undersøke dette nærmere.

Hvilke faktorer påvirker utvandringstidspunktet?

Utvandringstidspunktet er ikke bare påvirket av tid på året (daglengde), men av flere ulike miljøfaktorer. I år med lave vanntemperaturer i juli og august og høy vannføring

i august-oktober i Imsa, startet utvandringen tidlig. I år med høye vanntemperaturer i juli og august og lav vannføring i august-oktober derimot, startet utvandringen sent (Vøllestad *et al.* 1986). Det samme mønsteret med tidlig utvandring i kalde somre og sen utvandring i varme somre, er også funnet i andre undersøkelser (Cullen & McCarthy 2003, Durif & Elie 2008). Dagledd og vanntemperatur kan dermed være de viktigste faktorene for å motivere blankåleens nedvandring, muligens ved å aktivere prosessen med omdannelse fra gulål til blankål (Vøllestad *et al.* 1994, Durif & Elie 2008). Økt vannføring hadde imidlertid en sterk påvirkning på hastigheten på nedvandringen i Imsa, og vannføring kan dermed være en viktig påvirkningsfaktor når ålen først er klar til å vandre (Vøllestad *et al.* 1986, 1994). Andre undersøkelser har også vist at økt vannføring stimulerer nedvandringen av blankål (Lowe 1952, Deelder 1984, Cullen & McCarthy 2003).

Ålen er kjent for å vandre ut i mørke og stormfulle netter, og månefase og atmosfærisk trykk er trukket fram som viktige påvirkningsfaktorer (Lowe 1952, Deelder 1984, Cullen & McCarthy 2003, van Ginneken & Maes 2005, McCarthy *et al.* 2008). Ålen kan også vandre i forbindelse med regn (Durif & Elie 2008). Resultater i forhold til effekten av månefase varierer mellom undersøkelser. Flere viser at ålen ikke vandrer rundt fullmåne, men samtidig finnes det også undersøkelser som har påvist utvandring ved fullmåne (Lowe 1952, Deelder 1984, Vøllestad *et al.* 1994, Cullen & McCarthy 2003, Breukelaar *et al.* 2009 og referanser i disse). Vøllestad *et al.* (1986) fant ingen effekt av månefase på utvandringen av blankål i Imsa. Derimot stanset nedvandringen i perioder med måneskinn når månen kom fram over horisonten og skinte ned på elva. Det kan derfor hende at nedvandringen ikke er sterkt påvirket av månefasen i seg selv, men at vandringen stanser opp under lys (Lowe 1952, Haraldstad *et al.* 1985, Vøllestad *et al.* 1986). Vøllestad *et al.* (1986) foreslo at nedvandringen stanser når lyset kommer over en viss terskelverdi, og at denne verdien syntes å være på 0,06 lux.

Kan prognoser om tidspunktet for nedvandring innsnevres til noen få dager eller uker på bakgrunn av miljøfaktorer?

Sammenhenger mellom miljøfaktorer og blankålutvandring er komplekse, sted-spesifikke og varierer innen vassdrag mellom år (Vøllestad *et al.* 1986, Cullen & McCarthy 2003, Durif & Elie 2008). Det er for eksempel ingen terskeltemperatur som utløser nedvandringen innen et vassdrag, og utvandringen kan skje ved ulike vanntemperaturer i ulike år (Vøllestad *et al.* 1986). Ulike kombinasjoner av vanntemperatur, vannføring, dagledd og andre miljøfaktorer kan forekomme i ulike år, og kan i ulik grad påvirke utvandringen (Vøllestad *et al.* 1994). Hvilke faktorer som påvirker utvandringen i et vassdrag kan dermed variere mellom år. Det kan derfor være vanskelig å forutsi vandringsmønsteret med stor presisjon (Vøllestad *et al.* 1994, Durif & Elie 2008).

Hvis en skal kunne forutsi utvandringmønsteret i et vassdrag, vil det være nødvendig å samle inn data over flere år og utarbeide vassdragsspesifikke modeller. Det er usikkert med hvor stor presisjon slike modeller kan utvikles. Basert på litteraturen

referert til i avsnittet ovenfor, mener vi at det er sannsynlig at det kan utvikles modeller som medfører at en stor andel av blankålen i et vassdrag kan vandre ut uten å bli skadet ved å stanse et kraftverk i noen uker. Det er imidlertid mer usikkert om modellene kan bli så nøyaktige at en ved å stanse et kraftverk i noen dager kan sikre nedvandring av hovedmengden av ål i vassdraget.

Hvilken tid på døgnet vandrer ålen?

Mange undersøkelser viser at blankålvandringen hovedsakelig foregår i de mørkeste timene av døgnet (Deelder 1984, Tesch 2003, Gosset *et al.* 2005, Winter *et al.* 2006, Aarestrup *et al.* 2008). I Imsa ble størst vandringsaktivitet registrert mellom klokka 20.00 og 24.00 (Haraldstad *et al.* 1985). En del av ålen vandret også ned etter midnatt fram til klokka 6.00, mens nesten ingen vandret på dagtid mellom klokka 10.00 og 16.00 (Haraldstad *et al.* 1985).

Hvis stans av kraftverk skal brukes som tiltak i forhold til å redusere dødeligheten for nedvandrende blankål, kan det derfor være tilstrekkelig å stenge kraftverket i de mørke timene av døgnet. Unntaket kan være i turbide og dype elver, der ålen i større grad kan vandre hele døgnet fordi det uansett finnes mørke områder i dypet (Breukelaar *et al.* 2009).

Det kan også være mulig med en kombinasjon av stans av kraftverket og bruk av kunstig lys, ved å bruke belysning ovenfor kraftverket til å redusere antall netter med nedvandring av blankål. Dermed kan man redusere antall netter med behov for å stenge kraftverket. For eksempel kan kunstig lys benyttes annenhver natt med kraftverket i drift, mens kraftverket stenges annenhver natt når vandringen ikke hindres med kunstig lys. Effekten av denne typen tiltak er imidlertid ikke testet, og det er nødvendig med utprøving og evaluering før et slikt tiltak eventuelt iverksettes.

Andre metoder som kan brukes til å fastslå utvandringstidspunktet for ål i vassdraget

Fangster av ål i fangstinnretninger eller fiskefeller lengre oppe i vassdraget kan brukes som et varselsystem ("early warning system") i forhold til hvilke perioder det foregår vandringsaktivitet og kraftverket bør stenges, selv om det er kun en andel av ålen som fanges. Dette kan selvsagt kombineres med et fangst- og transportsystem, slik at den ålen som faktisk fanges kan transporteres forbi kraftverket, samtidig som fangsten brukes som en indikasjon på når det foregår økt vandring forbi kraftverket og tiltak bør iverksettes. Det kan også tenkes at registreringer av nedvandrende ål med undervannsfilmning eller ekkoloddsystemer som DIDSON kan brukes som varselsystemer for tidspunkter med ålevandring.

I et vassdrag i Tyskland er det gjort forsøk med å holde ål i fangenskap ved elva og benytte registreringer av økt uro og aktivitet blant disse som indikasjon på økt vandringsaktivitet (Adam 2000, Adam *et al.* 2005, Adam & Schwevers 2006). Aktiviteten ble registrert ved å merke ålen med transpondere og registrere forflytninger i et kammer hvor den ble holdt i fangenskap. Vannet ble tilført til dette kammeret fra elva. Systemet ble testet på fire lokaliteter i Tyskland (Adam *et al.* 2005). I alle tilfeller hvor økt aktivitet ble registrert hos ålen i fangenskap, skjedde det

en nedvandring av ål i elva, mens det sjelden skjedde en nedvandring av ål i elva uten at det ble registrert økt aktivitet hos ålen holdt i fangenskap. Imidlertid skjedde det i omtrent halvparten av tilfellene at det ble registrert økt aktivitet hos ål i fangenskap uten at det skjedde en økt nedvandring i elva. Ved én lokalitet lyktes det å forutsi utvandringstidspunkt for 66 % av den nedvandrende ålen, mens ved en annen lokalitet lyktes det å forutsi nedvandring av 73 % av den nedvandrende ålen ved bruk av dette systemet (Adam *et al.* 2005). På samme vis noterte Lowe (1952) at ål holdt i akvarier viste økt aktivitetsnivå i de samme netter som et stort antall ville ål vandret nedover i vassdragene. Deelder (1984) foreslo at dette fenomenet kan forklares med at ålen sanser små vibrasjoner i grunnen forårsaket av krefter som påvirker havbunnen under lavtrykk (“microsesims”), og som kan bre seg i grunnen med en hastighet på flere kilometer per sekund. I følge Deelder (1984) påvirker slike vibrasjoner fra lavtrykk utvandringen av blankål, og han refererer til at det er en sammenheng mellom fangster av utvandrende blankål og vibrasjoner forårsaket av lavtrykk over Nordsjøen og Den engelske kanalen.

Fiskevennlige turbiner og kraftverk

Noen kraftverk har en mer fiskevennlig konstruksjon i form av at en mindre andel av ålen går gjennom turbinene og en større andel finner alternative vandringsruter forbi turbinene. Dette er nærmere beskrevet og diskutert ovenfor. Noen kraftverk medfører også mindre skader og dødelighet på ål som går gjennom turbinene i form av sin beliggenhet, størrelse, rotasjonshastighet på turbinene og liknende, som beskrevet i kapittel 4.

I tillegg foregår det arbeid med å konstruere mer fiskevennlige turbiner, slik at selve turbinene medfører så liten dødelighet som mulig på fisk som går gjennom turbinen. Arbeidet med å konstruere mer fiskevennlige turbiner har hovedsakelig gått ut på å optimalisere utformingen av kaplanturbiner, slik at faren for skader på grunn av kollisjoner mellom turbinblader og fisk reduseres samt at åpninger tettes igjen slik at risikoen for at fisk klemmes fast reduseres (Čada 2001, Adam *et al.* 2005). Det er gjort forsøk med bruk av disse turbinene i USA, men forsøkene gjøres først og fremst i forhold til effekter på unge livsstadier av laksefisk (Čada 2001).

I USA arbeides det også med utforming av en ny type turbin, med to lange spiralformede blader (Čada 2001, Adam *et al.* 2005). Prototype av turbinen er testet ut, men en god del utviklingsarbeid gjenstår før turbinen kan tilbys på markedet og effekter på fisk er testet.

Arbeidet med å utvikle mer fiskevennlige turbiner har så langt ikke medført løsninger hvor det kan forventes en stor reduksjon av dødelighet av blankål som går gjennom turbinene. Før dette eventuelt kan skje, ser det ut til å gjenstå mye utviklingsarbeid og testing.

5.1.3 Oppsummering av tiltak knyttet til vannkraftreguleringer

- Ved vurdering av tiltak for å bedre opp- og nedvandringene av ål, må hele vassdrag vurderes under ett. Det har mindre nytteverdi å åpne en passasje som stenger for et lite areal oppveksthabitat enn en passasje som stenger for et stort areal oppveksthabitat. Videre er det liten nytte i å åpne en passasje for oppvandring hvis det fortsatt finnes stengsler lengre ned i vassdraget. En vurdering av tiltak bør derfor starte lengst nede i vassdraget og arbeide seg oppover. I forhold til tiltak for utvandrende blankål vil tiltak ved kraftverk nederst i vassdragene vanligvis ha større effekt enn tiltak ved kraftverk lengre opp, fordi en større andel av ålen må passere kraftverk nederst i vassdragene.
- Ved vurdering av tiltak for å hjelpe oppvandrende åleyngel forbi vandringshindre, må det gjøres en grundig vurdering av deres muligheter for å komme seg levende og uskadd ned igjen som blankål. Når det gjennomføres tiltak for å hjelpe åleyngel opp forbi et vandringshinder hvor det er stor sannsynlighet for dødelighet gjennom kraftverket under nedvandringen, bør det samtidig iverksettes tiltak for å sikre overlevelse av den nedvandrende ålen.
- Ulike typer åleledere kan installeres for å hjelpe oppvandrende ål forbi et vandringshinder. Den relative effektiviteten av disse er imidlertid ukjent. De fleste typer består av rør eller renner fylt med et materiale som ålen kan kripe opp gjennom. Den største utfordringen kan være å plassere inngangen til ålelederen på et gunstig sted, slik at ålen finner den samt at den skal fungere under ulike vannføringer som forekommer i sommerhalvåret. Det er også viktig at ålen ledes ut i et område på oversiden av lederen der de ikke blir skylt ned igjen med strømmen.
- Generelt finnes ikke standard løsninger for hvilke tiltak som skal benyttes for å redusere dødelighet for blankål forbi kraftverk, og det finnes relativt lite kunnskap på området (Larinier & Travade 2002, Larinier 2008). I forhold til laksefisk er det gjort lite forskning på ål og tiltak for nedvandring (Larinier & Travade 2002). De fleste undersøkelser av tiltak for ål er foretatt i Frankrike, Nederland, Tyskland og Sverige. I Frankrike har de konkludert med at nedvandring av ål er en av de største utfordringene ved kraftverk, og at det er kunnskapsmangel i forhold til å utvikle gode løsninger (Larinier 2008). For å finne gode løsninger, trengs det generell forskning i tillegg til utprøvinger og tilpasninger ved de enkelte kraftverk.
- Med dagens kunnskapsnivå er det nødvendig å evaluere de tiltak som gjennomføres ved det enkelte kraftverk for å kunne fastslå om de har en positiv effekt eller ikke.
- Gode tiltak for å redusere negative effekter på ål vil, på samme måte som for laks, kreve tilrettelegging og medføre kostnader ved det enkelte kraftverk. Små kraftutbygginger kan tenkes å redusere produksjonen av ål i et vassdrag, selv om kraftproduksjonen er relativt liten. Kostnadene med tiltak kan

dermed bli store i forhold til inntjeningen ved kraftutbyggingen. Hvis en kraftutbygging skal gjennomføres uten negative effekter på ålebestanden i et vassdrag, må det regnes med kostnader til å iverksette tiltak.

- Det finnes ulike typer tiltak som kan redusere dødeligheten for nedvandrende ål forbi kraftverk: 1) Fange nedvandrende ål i vassdraget, frakte dem forbi kraftverket og slippe dem ut igjen nedenfor kraftverket. 2) Øke andelen ål som benytter trygge vandringsveier utenfor turbinene, som for eksempel over eller gjennom kraftverksdam, minstevannføringsløp i form av gammelt elveleie, konstruerte omføringsløp eller andre muligheter. 3) Stanse kraftverket i hele eller deler av perioden med nedvandring av ål. 4) Redusere dødeligheten av ål som går gjennom kraftverket ved konstruksjon av “fiskevennlige” turbiner og kraftverk.
- Det finnes en del kunnskap om hvilken utforming av turbiner som medfører minst dødelighet (oppsummert i kap. 4.2.1 og 5.1.2), men det er også mange ubesvarte spørsmål på dette området. Det finnes ingen klare, enkle og entydige råd i forhold til utforming av turbiner og kraftverk som i betydelig grad reduserer dødeligheten hos ål som går gjennom kraftverk. Å lede fisk forbi turbinene er derfor det sikreste tiltaket for å redusere dødeligheten, enten dette skjer ved fangst og transport av ål forbi kraftverket, ved bruk av alternative vandringsveier eller ved å stanse kraftverket under utvandringen.
- Effekten av et tiltak i form av fangst og transport av blankål forbi kraftverket avhenger i stor grad av hvor effektivt ål kan fanges i vassdraget. Tiltaket kan være effektivt hvis fangsten er effektiv, men det er et tiltak som krever årlig arbeidsinnsats.
- Stenging av kraftverk under nedvandringen av ål vil være et effektivt, men potensielt kostbart tiltak. Det kreves relativt detaljert kunnskap om når ålen vandrer i de ulike vassdragene, slik at perioden kraftverket stenges kan reduseres mest mulig og dermed redusere kostnaden ved tiltaket.
- Tiltak som øker andelen ål som bruker trygge vandringsveier utenfor turbinene, kan gjøres på flere måter: 1) Tilpasse alternative passasjer slik at ålen i mest mulig grad blir tiltrukket av disse i stedet for kraftverksinntaket. 2) Fysisk hindre ålen fra å gå gjennom turbinene, eller fysisk lede dem bort fra kraftverksinntaket, som for eksempel ved installasjon av et gitter. 3) Bruke sperrer som skal påvirke ålens atferd for å unngå vanninntaket og heller finne alternativ vandringsvei, som for eksempel elektriske sperrer, boblegardiner, lys og lyd.
- Gitter i vanninntak hvor ålen ikke klemmes fast, og hvor spalteåpningen er så liten at ålen ikke kommer gjennom (helst mindre enn 15 mm) og hvor vannhastigheten er så lav at ålen kan svømme mot strømmen igjen, øker sannsynligheten for at de til slutt finner alternative vandringsveier forbi

kraftverket. Skrå gitter med alternative vandringsveier knyttet til åpninger i eller langs kanten på gitteret kan være blant de mest effektive tiltakene.

- I forhold til sperrer som skal påvirke ålens atferd for å unngå vanninntaket, har boblegardiner og elektriske sperrer vist seg lite effektive, mens lys- og lydsperrer kan ha et potensial. Bruk av lyssperrer er mest undersøkt. Bruk av både lys- og lydsperrer til å lede ål forbi kraftverk vil imidlertid kreve utviklingsarbeid og utprøving.
- Flere ulike tiltak av de som er beskrevet i dette kapitlet kan kombineres ved samme kraftverk for å oppnå størst mulig effekt.

5.2 Andre avbøtende tiltak

Overfiske, klimaendringer inkludert endringer av havtemperatur og -strømmer, innførte parasitter og sykdommer, forurensing, habitatdegradering og blokkering av vandringsruter med kraftverk og andre hindre er blant de foreslåtte årsakene til ålens tilbakegang (**boks 2**). Hvilke faktorer som er viktigst er ikke kjent, men alle faktorene kan potensielt være medvirkende årsaker. Avbøtende tiltak for ål må derfor ses i lys av disse faktorene. Rekkefølgen i diskusjonen av de mulige faktorer og tiltak nedenfor er tilfeldig.

Et viktig tiltak er allerede gjennomført i Norge ved at ålen er fredet slik at det ikke er lov å fange ål verken av fritids- eller næringsfiskere. For å sikre at dette er et effektivt tiltak, må det gjennomføres oppsyn slik at eventuelt ulovlig fiske hindres. Når det gjelder klimaendringer, så vil alle generelle tiltak for å redusere globale temperaturendringer også redusere eventuelle negative effekter av klimaendringer på ål.

I forhold til innførte parasitter og sykdommer vil tiltak for å hindre spredning være viktig. I dag har vi lite kunnskap om forekomsten av ulike parasitter og sykdommer, og en kartlegging av dette bør være prioritert for å kunne sette i verk effektive tiltak. Vi vet at ålens svømmeblæreparasitt finnes i noen vassdrag i Sør-Norge, og utbredelsen bør kartlegges bedre.

Forurensing og akkumulering av kjemiske stoffer hos ål fokuseres i økende grad i forhold til mulige effekter på blankål og deres reproduksjon, med særlig fokus på PCB og DDT (Geeraerts & Belpaire 2009, ICES 2009). Ålen er mer sårbar enn andre fiskearter fordi de akkumulerer forurensende stoffer i større grad på grunn av sitt lange liv, høye fettinnhold og plassering høyt i næringskjeden. Lite er kjent om innholdet av forurensende stoffer hos norsk ål, og behovet for tiltak er dermed også ukjent.

Denne undersøkelsen har vist at forekomsten av ål i forsurede vassdrag i Sør-Norge trolig var redusert som en følge av forsureningen (kap. 3.2). Etter kalking økte både utbredelse og tetthet av ål i mange av de undersøkte vassdragene. De mest forsuredede områdene i Sør-Norge samsvarer med det som generelt synes å være ålens kjerneområde i forhold til utbredelse (kap. 3.1). Kalking er derfor et viktig tiltak for å gi ål

bedre oppvekstvilkår i vassdrag i forsursingsområder. Det bør undersøkes om pH-målene i de kalkede vassdragene bør justeres for å sikre en god nok vannkvalitet under oppgangsperioden for åleyngel.

Denne rapporten har fokusert på vandringshindre og dødelighet i forbindelse med vannkraftutbygging. Ålen vil imidlertid også være sårbar for dammer, terskler og andre typer vandringshindre bygd for andre formål, som for eksempel i forbindelse med veibygging, kulverter, broer og fisketellere. Det vil ofte være andre vurderinger i forhold til hva som utgjør et vandringshinder for åleyngel og større ål enn for andre fiskearter. Siden dette ikke har vært fokusert i Norge, finnes ingen oversikt over mulige vandringshindre for ål i norske vassdrag og i hvilken grad disse begrenser utbredelsen av ål i forhold til historisk utbredelse uten menneskelig påvirkning. Gjennomgang og vurdering av vassdrag i forhold til vandringshindre for ål kan belyse problemet og behovet for tiltak. Det kan også finnes vanninntak for andre formål enn kraftproduksjon som har en negativ effekt på nedvandrende blankål, som for eksempel ved settefiskanlegg.

For å kunne iverksette effektive tiltak for ål er det en forutsetning at vi har kunnskap om utbredelse og produksjon i ulike habitat og ulike deler av landet. I Norge har vi oppvekstområder for ål både i saltvann og ferskvann, men vi kjenner ikke den relative betydningen av de ulike habitatene. I denne rapporten er utbredelsen av ål i ferskvann dokumentert, men det gjenstår fremdeles deler av landet som er dårlig undersøkt. Videre er tettheten av ål og produksjonspotensialet i ferskvann lite kjent, både historisk sett og per i dag.

Ålen i Norge har fått liten oppmerksomhet i forhold til forskning, overvåking og forvaltning. Økt oppmerksomhet rundt ålen og dens problemer vil i seg selv være et positivt tiltak, fordi det kan medføre at enkle tiltak kan gjennomføres der det tidligere ikke har vært fokus på ål.

Norge ligger i utkanten av ålens utbredelsesområde, og har trolig hatt mindre tettheter av ål enn de beste områdene i Sør-Europa, Mellom-Europa og De britiske øyer. Med ålens tilbakegang kan imidlertid produksjonen av ål i Norge være av økende viktighet for å opprettholde en tilstrekkelig stor gytebestand. Trolig består en stor andel av bestanden i Norge av store hunner. Antallet slike individer kan være en viktigere for den totale gytebestanden enn antallet hanner. I Norge kan det muligens også være en større andel av bestanden som lever hele livet i sjøen, noe som reduserer den negative påvirkningen fra kraftregulering og andre inngrep i ferskvann, samt fra ferskvannsparasitter. Vi kan også håpe at norske vassdrag er mindre negativt berørt av innførte parasitter og forurensing enn en del andre europeiske vassdrag. Ferskvannsbestanden av ål i Norge kan derfor være i en bedre tilstand enn i andre deler av Europa. Dette er imidlertid foreløpig ikke dokumentert.

6. Referanser

- Adam, B. 2000. MIGROMAT® - ein Frühwarnsystem zur Erkennung der Aalabwanderung. *Wasser & Boden* 52/4: 16-19.
- Adam, B. & Schwevers, U. 2006. Möglichkeit eines aalschonenden Betriebs von Wasserkraftanlagen mit dem Frühwarnsystem MIGROMAT®. *Wasser Wirtschaft* 5: 16-21.
- Adam, B., Bosse, R., Dumont, U., Hadderingh, R., Joergensen, L., Kalusa, B., Lehmann, G., Pischel, R. & Schwevers, U. 2005. Fish protection technologies and downstream fishways. Dimensioning, design, effectiveness inspection. DWA German Association for Water, Wastewater and Waste, Hennef, Tyskland.
- Almer, B., Dickson, W., Ekström, C. & Hörnström, E. 1978. Sulphur pollution in the aquatic ecosystem. I Nriagu, J.O. (red.) *Sulphur in the environment. Part II: Ecological impacts*, s. 271-311. John Wiley & Sons, New York.
- Amaral, S.V., Winchell, F.C., McMahon, B.J. & Dixon, D.A. 2003. Evaluation of angled bar racks and louvers for guiding silver phase American eels. *American Fisheries Society Symposium* 33: 367-376.
- Anon. 1995. Ålepas. Hvorfor og hvordan? Ferskvandsfiskeriforeningen for Danmark. Brosjyre (ISBN 87-88016-013).
- Anon. 2002. Fish passes - design, dimensions and monitoring. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Anon. 2008. Forvaltning av ål i Norge. Rapport med forslag til revidert forvaltning av ål i saltvann fra arbeidsgruppe nedsatt av Fiskeridirektøren. Fiskeridirektoratet og Havforskningsinstituttet, 63 s.
- Aprahamian, M.W. 1988. Age structure of eel, *Anguilla anguilla* (L), populations in the River Severn, England, and the River Dee, Wales. *Aquaculture and Fisheries Management* 19: 365-376.
- Arai, T., Kotake, A. & McCarthy, T.K. 2006. Habitat use by the European eel *Anguilla anguilla* in Irish waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67: 569-578.
- Beamish, F.W.H. 1978. Swimming capacity. I Hoar, W.S., Randall, D.J. (red.) *Fish physiology*, vol VII. Academic Press, London, s. 101-187.
- Behrmann-Godel, J. & Eckmann, R. 2003. A preliminary telemetry study of the migration of silver European eel (*Anguilla anguilla* L.) in the River Mosel, Germany. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 196-202.
- Berg, R. 1986. Fish passage through Kaplan turbines at a power plant on the River Neckar and subsequent eel injuries. *Vie Milieu* 36: 307-310.
- Berge, J.A. 1979. The perception of weak electric A.C. currents by the European eel, *Anguilla anguilla*. *Comparative Biochemistry and Physiology* 62A: 915-919.
- Berger, H.M., Hesthagen, T. & Rikstad, A. 1999. Utbredelse og status for ferskvannsfisk i innsjøer i Nord-Trøndelag. NINA Oppdragsmelding 601: 1-22.
- Bergersen, R. & Klemetsen, A. 1988. Freshwater eel *Anguilla anguilla* (L.) from North Norway, with emphasis on occurrence, food, age and downstream migration. *Nordic Journal of Freshwater Research* 64: 54-66.
- Bergersen, R., Klemetsen, A. & Sommerseth, S.-O. 1987. Undersøkelser av ål i Nord-Norge. *Fauna* 40: 87-97.
- Bergesen, K.A., Pettersen, K. & Larsen, B.M. 2009. NINA Forskningsstasjon, Ims. Årsmelding 2008. NINA Rapport 494: 1-24.
- Blaxter, J.H.S. & Dickson, W. 1959. Observations on the swimming speeds of fish. *Journal du Conseil* 24: 472-479.

- Bohlin T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Bonhommeau, S., Chassot, E. & Rivot, E. 2008. Fluctuations in European eel (*Anguilla anguilla*) recruitment resulting from environmental changes in the Sargasso Sea. *Fisheries Oceanography* 17: 32-44.
- Bowmaker, J.K. 1990. Visual pigments of fishes. I Douglas, R.H. & Djamgoz, M.B.A. (red.) *The visual system of fish*. Chapman and Hall Ltd.
- Breukelaar, A.W., Ingendahl, D., Vriese, F.T., de Laak, G., Staas, S. & Klein Breteler, J.G.P. 2009. Route choices, migration speeds and daily migration activity of European silver eels *Anguilla anguilla* in the River Rhine, north-west Europe. *Journal of Fish Biology* 74: 2139-2157.
- Briand, C., Fatin, D. & Legault, A. 2002. Role of eel odour on the efficiency of an eel, *Anguilla anguilla*, ladder and trap. *Environmental Biology of Fishes* 65: 473-477.
- Briand, C., Fatin, D., Fontenelle, G. & Feunteun, E. 2005. Effect of re-opening of a migratory pathway for eel (*Anguilla anguilla*, L.) at a watershed scale. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 378-379: 67-86.
- Čada, G.F. 2001. The development of advanced hydroelectric turbines to improve fish passage survival. *Fisheries* 26: 14-23.
- Calles, O. & Bergdahl, D. 2009. Ålens nedströmspassage av vattenkraftverk. - Före og efter åtgärd. Forskningsrapport, Karlstad University Studies 2009:19, 41 s.
- Carr, J.W. & Whoriskey, F.G. 2008. Migration of silver American eels past a hydroelectric dam and through a coastal zone. *Fisheries Management and Ecology* 15: 393-400.
- Coutant, C.C & Whitney, R.R. 2000. Fish behaviour in relation to passage through hydropower turbines: a review. *Transactions of the American Fisheries Society* 129: 351-380.
- Cullen, P. & McCarthy, T.K. 2003. Hydrometric and meteorological factors affecting the seaward migration of silver eels (*Anguilla anguilla*, L.) in the lower River Shannon. *Environmental Biology of Fishes* 67: 349-357.
- Daverat, F., Limburg, K.E., Thibault, I., Shiao, J.C., Dodson, J.J., Caron, F.O., Tzeng, W.N., Iizuka, Y. & Wickström, H. 2006. Phenotypic plasticity of habitat use by three temperate eel species, *Anguilla anguilla*, *A. japonica* and *A. rostrata*. *Marine Ecology Progress Series* 308: 231-241.
- Davey, A.J.H. & Jellyman, D.J. 2005. Sex determination in freshwater eels and management options for manipulation of sex. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 15: 37-52.
- Deelder, C.L. 1984. Synopsis of biological data on the eel *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758). *FAO Fisheries Synopsis no. 80, revision 1*: 1-73. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Degerman, E., Fogelgren, J.-E., Tengelin, B. & Thörnelöf, E. 1985. Förekomst och täthet av havsöring, lax och ål i försurade mindre vattendrag på svenska västkusten. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. Rapport nr. 1-1985. 84 s.
- Degerman, E., Fogelgren, J.-E., Tengelin, B. & Thörnelöf, E. 1986. Occurrence of salmonid parr and eel in relation to water quality in small streams on the west coast of Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution* 30: 665-671.
- Dekker, W. 2003. Worldwide decline of eel resources necessitates immediate action. *Fisheries* 28: 28-30.

- Deng, Z., Carlson, T.J., Ploskey, G.R., Richmond, M.C. & Dauble, D.D. 2007. Evaluation of blade-strike models for estimating the biological performance of kaplan turbines. *Ecological Modelling* 208: 165-176.
- Direktoratet for naturforvaltning 2006. Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av store prosjekter 2005. DN-Notat 2006-1.
- Direktoratet for naturforvaltning 2008. Kalking i laksevassdrag. Effektkontroll 2007. Regionale og vassdragsvise utviklingstrekk. DN-Notat 2008-3.
- Doherty, D. & McCarthy, K. 1997. The population dynamics, foraging activities and diet of great cormorants (*Phalacrocorax carbo carbo* L.) in the vicinity of an Irish hydroelectricity generating station. *Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina XXVI*: 133-143.
- Domingos, I., Costa, J.L. & Costa, M.J. 2006. Factors determining length distribution and abundance of the European eel, *Anguilla anguilla*, in the River Mondego (Portugal). *Freshwater Biology* 51: 2265-2281.
- Durif, C.M.F. & Elie, P. 2008. Predicting downstream migration of silver eels in a large river catchment based on commercial fishery data. *Fisheries Management and Ecology* 15: 127-137.
- Durif, C., Dufour, S. & Elie, P. 2005. The silvering process of *Anguilla anguilla*: a new classification from the yellow resident to the silver migrating stage. *Journal of Fish Biology* 66: 1025-1043.
- Durif, C.M.F., Knutsen, J.A., Johannesen, T. & Vøllestad, L.A. 2008. Analysis of European eel (*Anguilla anguilla*) time series from Norway. *Fisken og Havet* 8: 1-22.
- Durif, C., Elie, P., Gosset, C., Rives, J. & Travade, F. 2003. Behavioural study of downstream migrating eels by radio-telemetry at a small hydroelectric power plant. *American Fisheries Society Symposium* 33: 343-356.
- Edeline, E. 2007. Adaptive phenotypic plasticity of eel diadromy. *Marine Ecology Progress Series* 341: 229-232.
- Eggan, G. & Johnsen, B.O. 1983. Kartlegging av utbredelsen av ferskvannsfisk i Norge. Del 1 - kommunevis utbredelse (Foreløpig rapport). Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. 84 s.
- Eicher, G.J. 1987. Turbine-related fish mortality: review and evaluation of studies. Electric Power Research Institute, California, EPRI AP-5480, Project 2694-4. Eicher Associates, Inc., Oregon.
- Ellerby, D.J., Spierts, I.L.Y. & Altringham, J.D. 2001. Fast muscle function in the European eel (*Anguilla anguilla* L.) during aquatic and terrestrial locomotion. *The Journal of Experimental Biology* 204: 2231-2238.
- Enger, P.S., Kristensen, L. & Sand, O. 1976. The perception of weak electric D.C. currents by the European eel (*Anguilla anguilla*). *Comparative Biochemistry and Physiology* 54A: 101-103.
- Ferguson, J.W., Ploskey, G.R., Leonardsson, K., Zabel, R.W. & Lundqvist, H. 2008. Combining turbine blade-strike and life cycle models to assess mitigation strategies for fish passing dams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65: 1568-1585.
- Fernald, R.D. 1993. Vision. I Evans, D.H. (red.) *The physiology of fishes*. Marine Science Series, CRC Press, Inc.
- Feunteun, E. 2002. Management and restoration of European eel population (*Anguilla anguilla*): An impossible bargain. *Ecological Engineering* 18: 575-591.
- Fjellheim, A., Raddum, G.G. & Sagen, T. 1985. Effects of aluminium at low pH on the mortality of elvers (*Anguilla anguilla* L.). A laboratory experiment.

- Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 22: 2544-2547.
- Forsberg, G. 1986. Nypigmenterade ålyngels överlevnad och födoval i en försurad sjö. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. Rapport nr. 8-1986. 29 s.
- Geeraerts, C. & Belpaire, C. 2009. The effects of contaminants in European eel: a review. *Ecotoxicology* DOI 10.1007/s10646-009-0424-0.
- van Ginneken, V.J.T. & Maes, G.E. 2005. The European eel (*Anguilla anguilla*, Linnaeus), its lifecycle, evolution and reproduction: a literature review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 15: 367-398.
- van Ginneken, V., Antonissen, E., Müller, U.K., Booms, R., Eding, E., Verreth, J. & van den Thillart, G. 2005. Eel migration to the Sargasso: remarkably high swimming efficiency and low energy costs. *The Journal of Experimental Biology* 208: 1329-1335.
- van Ginneken, V., Durif, C., Balm, S.P., Boot, R., Verstegen, M.W.A., Antonissen, E. & van den Thillart, G. 2007. Silvering of European eel (*Anguilla anguilla*): seasonal changes of morphological and metabolic parameters. *Animal Biology* 57: 63-77.
- Gosset, C., Travade, F., Durif, C., Rives, J. & Elie, P. 2005. Tests of two types of bypass for downstream migration of eels at a small hydroelectric power plant. *River Research and Applications* 21: 1095-1105.
- Gross, M.R. 1996. Alternative reproductive strategies and tactics: Diversity within sexes. *Trends in Ecology and Evolution*. 11: 92-98.
- Gross, M.R., Coleman, R. & McDowall, R.M. 1988. Aquatic productivity and the evolution of diadromous fish migration. *Science* 239: 1291-1293.
- Hadderingh, R.H. & Bakker, H.D. 1998. Fish mortality due to passage through hydroelectric power stations on the Meuse and Vecht Rivers. I Jungwirth, M., Schmutz, S. & Weiss, S. (red.) *Fish Migration and Bypasses*. Fishing News Books, Oxford.
- Hadderingh, R.H. & Jansen, H. 1990. Electric fish screen experiments under laboratory and field conditions. I Cowx, I.G. (red.) *Developments in electric fishing*. Blackwell Science Publications, Fishing News Books, Oxford, England.
- Hadderingh, R.H., van der Stoep, J.W. & Habraken, J.M.P.M. 1992. Deflecting eels from water inlets of power stations with light. *Irish Fisheries Investigation Series A (Freshwater)* 36: 78-87.
- Hadderingh, R.H., van Aerssen, G.H.F.M., De Beijer, J. & van der Velde, G. 1999. Reaction of silver eels to artificial light sources and water currents: an experimental deflection study. *Regulated Rivers: Research & Management* 15: 365-371.
- Halleraker, J.H. & Hesthagen, T. 1994. Status og utbredelse av ferskvannsfisk i en del innsjøer i Nordland fylke. NINA Oppdragsmelding 315: 1-15.
- Halaas, M. 1953. Fangst og behandling av nedgangsål (blankål). Fiskeridirektoratets Skrifter, Serie Fiskeri, Vol. III, No. 1, s. 1-33.
- Halås, M. 1959. Forsøksfiske etter ål i Nord-Norge høsten 1958. Årsberetning vedrørende Norges fiskerier 1958 - Nr. 9, s. 71-76.
- Haraldstad, Ø., Vøllestad, L.A. & Jonsson, B. 1985. Descent of European silver eels, *Anguilla anguilla* L., in a Norwegian watercourse. *Journal of Fish Biology* 26: 37-41.

- Haro, A., Castro-Santos, T. & Boubée, J. 2000. Behaviour and passage of silver-phase American eels, *Anguilla rostrata* (LeSeur), at a small hydroelectric facility. *Dana* 12: 33-42.
- Heggberget, T.G. 1984. Effect of supersaturated water on fish in the River Nidelva, southern Norway. *Journal of Fish Biology* 24: 65-74.
- Henriksen, A. & Hesthagen, T. 1993. Critical load exceedance and damage to fish populations. *Naturens Tålegrenser*, Fagrapport 43:1-12. (Miljøverndepartementet).
- Henriksen, A., Fjeld, E. & Hesthagen, T. 1999. Critical load exceedance and damage to fish populations. *Ambio* 28: 583-586.
- Henriksen, A., Hesthagen, T., Berger, H.M., Kvenild, L. & Taubøll, S. 1993. Tålegrenser for overflatevann. Sammenheng mellom kjemiske kriterier og fiskestatus. *Naturens Tålegrenser*, Fagrapport 36. 14 s.
- Henriksen, A., Skjelkvåle, B., Mannio, J., Wilander, A., Harriman, R., Curtis, C., Jensen, J., Fjeld, E. & Moiseenko, T. 1998. Northern European lake survey, 1995. *Ambio* 27: 80-91.
- Hesthagen, T. & Hansen, L.P. 1991a. Tap av laks i forsurede lakse-elver i Norge. NINA Oppdragsmelding 94: 1-12.
- Hesthagen, T. & Hansen, L.P. 1991b. Estimates of the annual loss of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in Norway due to acidification. *Aquaculture and Fisheries Management* 22: 85-91.
- Hesthagen, T. & Henriksen, A. 1994. En analyse av sammenhengen mellom overskridelser av tålegrenser og skader på fiskebestander. NINA Oppdragsmelding 288: 1-14. [Naturens Tålegrenser, Fagrapport 58].
- Hesthagen, T. & Østborg, G. 1999. Kartlegging av naturlige fiskesamfunn i innsjøer på Østlandet. NINA Oppdragsmelding 604: 1-38.
- Hesthagen, T. & Østborg, G. 2002. Kartlegging av innsjøer med naturlige fiskesamfunn og fisketomme lokaliteter på Sørlandet, Vestlandet og Trøndelag. NINA Oppdragsmelding 724:1-48.
- Hesthagen, T. & Østborg, G. 2004. Utbredelse av ferskvannsfisk, naturlige fiskesamfunn og fisketomme vatn i Troms og Finnmark. NINA Oppdragsmelding 805:1-30.
- Hesthagen, T., Henriksen, A. & Kvenild, L. 1995. Overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander i innsjøer i Troms og Finnmark. NINA Oppdragsmelding 323: 1-14. [Naturens tålegrenser, Fagrapport nr. 65].
- Hesthagen, T., Sevaldrud, I.H. & Berger, H.M. 1994. Utvikling i forursingsskader på fiskebestander i Sør-Norge etter 1950. NINA Forskningsrapport 50: 1-16.
- Hesthagen, T., Walseng, B. & Karlsen, L.R. 2002. Effekter av forursing og kalking på fisk og krepsdyr i innsjøer i Enningdalsvassdraget, Østfold. NINA Oppdragsmelding 761: 1-42.
- Hesthagen, T., Rosseland, B.O., Berger, H.M. & Larsen, B.M. 1993. Fish community status in Norwegian lakes in relation to acidification: a comparison between interviews and actual catches by test-fishing. *Nordic Journal of Freshwater Research* 68: 34-41.
- Hesthagen, T., Walseng, B., Karlsen, L.R. & Langåker, R.M. 2007. Effects of liming on the aquatic fauna in a Norwegian watershed: why do crustaceans and fish respond differently. *Water, Air and Soil Pollution (Focus)* 7: 339-345.
- Hesthagen, T., Sevaldrud, I.H. & Berger, H.M. 1999. Assessment of damage to fish populations in Norwegian lakes due to acidification. *Ambio* 28: 12-17.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1904. Aalefiskeri i ferskvand. *Norsk Jæger- og Fisker-Forenings Tidsskrift* 1904: 81-102.

- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge med et tillæg om krebsen. Centraltrykkeriet - Kristiania,
- Ibbotson, A., Smith, J., Scarlett, P. & Aprahamian, M. 2002. Colonisation of freshwater habitats by the European eel *Anguilla anguilla*. *Freshwater Biology* 47: 1696-1706.
- ICES 2003. Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels. ICES CM 2003/ACFM: 06.
- ICES 2006. Report of the 2006 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. EIFAC Occasional Paper No. 38, ICES CM 2006/ACFM: 16.
- ICES 2007. Report of the 2007 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. EIFAC Occasional Paper No. 38, ICES CM 2007/ACFM: 23.
- ICES 2008. Report of the 2008 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. EIFAC Occasional Paper No. 43, ICES CM 2008/ACOME: 15.
- ICES 2009. Report of the 2009 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. ICES CM 2009/ACOM: 15.
- Jansen, H.M., Winter, H.V., Bruijs, M.C.M. & Polman, H.J.G. 2007. Just go with the flow? Route selection and mortality during downstream migration of silver eels in relation to river discharge. *ICES Journal of Marine Science* 64: 1437-1443.
- Jensen, K.W. (red.) 1968. Sportsfiskerens leksikon. Gyldendal Norsk Forlag A/S.
- Jerkø, H., Turunen-Rise, I., Enger, P.S. & Sand, O. 1989. Hearing in the eel (*Anguilla anguilla*). *Journal of Comparative Physiology A* 165: 455-459.
- Knights, B. 2003. A review of the possible impacts of long-term oceanic and climate changes and fishing mortality on recruitment of anguillid eels of the Northern Hemisphere. *The Science of the Total Environment* 310: 237-244.
- Knights, B. & White, E.M. 1998. Enhancing immigration and recruitment of eels: the use of passes and associated trapping systems. *Fisheries Management and Ecology* 5: 459-471.
- Kroglund, K., Guttrup, J. & Johansen, Å. 2009. Fosstveit; smoltutvandring 2009. Notat, 9 s. Norsk institutt for vannforskning.
- Kruk, A. & Penczak, T. 2003. Impoundment impact on populations of facultative riverine fish. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 39: 197-210.
- Laffaille, P., Acou, A., Guillouët, J. & Legault, A. 2005. Temporal changes in European eel, *Anguilla anguilla*, stocks in a small catchment after installation of fish passes. *Fisheries Management and Ecology* 12: 123-129.
- Laffaille, P., Acou, A., Guillouët, J., Mounaix, B. & Legault, A. 2006. Patterns of silver eel (*Anguilla anguilla* L.) sex ration in a catchment. *Ecology of Freshwater Fish* 15: 583-588.
- Laffaille, P., Feunteun, E., Baisez, A., Robinet, T., Acou, A., Legault, A. & Lek, S. 2003. Spatial organisation of European eel (*Anguilla anguilla* L.) in a small catchment. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 254-264.
- Lamson, H.M., Shiao, J.C., Iizuka, Y., Tzeng, W.N. & Cairns, D.K. 2006. Movement patterns of American eels (*Anguilla rostrata*) between salt- and freshwater in a coastal watershed, based on otolith microchemistry. *Marine Biology* 149: 1567-1576.
- Larinier, M. 2008. Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France. *Hydrobiologia* 609: 97-108.
- Larinier, M. & Travade, F. 2002. Downstream migration: problems and facilities. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 364 supplément: 181-207.
- Larsen, B.M. & Hesthagen, T. 2004. Laks i kalkede vassdrag i Norge. Status og forventninger. NINA Fagrapport 81. 25 s.

- Larsen, K. 1961. Fish populations in small Danish streams. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 16: 769-772.
- Lasne, E. & Laffaille, P. 2008. Analysis of distribution patterns of yellow European eels in the Loire catchment using logistic models based on presence-absence of different size classes. *Ecology of Freshwater Fish* 17: 30-37.
- Lecomte-Finiger, R. 1994. The early life of the European eel. *Nature* 370: 424-424.
- Lid, D.T. 1988. Ålefiske i Telemark. Hovedoppgave, 3-årig natur- og miljøvern, Telemark distriktshøgskole.
- Lowe, R.H. 1952. The influence of light and other factors on the seaward migration of the silver eel (*Anguilla anguilla* L.). *Journal of Animal Ecology* 21: 275-309.
- Maes, G.E. & Volckaert, F.A.M. 2002. Clinal genetic variation and isolation by distance in the European eel *Anguilla anguilla* (L.). *Biological Journal of the Linnean Society* 77: 509-521.
- Mann, R.H.K. & Blackburn, J.H. 1991. The biology of the eel *Anguilla anguilla* (L.) in an English chalk stream and interactions with juvenile trout *Salmo trutta* L. and salmon *Salmo salar* L. *Hydrobiologia* 218: 65-76.
- Mathur, D., Heisey, P.G., Skalski, J.R. & Kenney, D.R. 2000. Salmonid smolt survival relative to turbine efficiency and entrainment depth in hydroelectric power generation. *Journal of the American Water Resources Association* 36: 737-747.
- McCarthy, T.K., Frankiewicz, P., Cullen, P., Baszkowski, M., O'Connor, W. & Doherty, D. 2008. Long-term effects of hydropower installations and associated river regulation on River Shannon eel populations: mitigation and management. *Hydrobiologia* 609: 109-124.
- McCleave, J.D. 1980. Swimming performance of European eel (*Anguilla anguilla* (L.)) elvers. *Journal of Fish Biology* 16: 445-452.
- McCleave, J.D. & Arnold, G.P. 1999. Movements of yellow- and silver-phase European eels (*Anguilla anguilla* L.) tracked in western North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 56: 510-536.
- McCleave, J.D., Kleckner, R.C. & Castonguay, M. 1987. Reproductive sympatry of American and European eels and implications for migration and taxonomy. *American Fisheries Society Symposium* 1: 286-297.
- Mo, T.A. 2009. Dødelig asiatisk åleparasitt spres i norsk fauna. *Norsk Veterinærtidsskrift* nr. 4/2009: 350-353.
- Montén, E. 1985. Fisk och turbiner. Om fiskars möjligheter att oskadda passera genem kraftverksturbiner. Vattenfall, Stockholm. 116 s.
- Muniz, I.P., Sevaldrud, I.H. & Lindheim, A. 1976. Sure vatn og innlandsfisket i Sør-Norge. Foreløpige resultater fra en intervjuundersøkelse høsten 1974. SNSF-prosjektet TN 21/76.
- Naismith, I.A. & Knights, B. 1993. The distribution, density and growth of the European eel, *Anguilla anguilla*, in the freshwater catchment of the River Thames. *Journal of Fish Biology* 42: 217-226.
- Nedreaas, K., Hesthagen, T., Borgstrøm, R., Brabrand, Å., Byrkjedal, I., Christiansen, J.S., Gjørseter, J., Langhelle, E., Pethon, P., Uiblein, F. & Vøllestad, A. 2006. Fisker. I Kålås, J.A., Viken, Å. & Bakken, T. (red.) *Norsk Rødliste* 2006. Artsdatabanken, Norge.
- Öhman, M.C., Sigray, P. & Westerberg, H. 2007. Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. *Ambio* 36: 630-633.

- Palm, S., Dannewitz, J., Prestegaard, T. & Wickstrøm, H. 2009. Panmixia in European eel revisited: no genetic difference between maturing adults from southern and northern Europe. *Heredity* 103: 82-89.
- Palstra, A.P., Cohen, E.G.H., Niemantsverdriet, P.R.W., van Ginneken, V.J.T. & van den Thillart, G.E.E.J.M. 2005. Artificial maturation and reproduction of European silver eel: Development of oocytes during final maturation. *Aquaculture* 249: 533-547.
- Pedersen, B.H. 2003. Induced sexual maturation of the European eel *Anguilla anguilla* and fertilisation of the eggs. *Aquaculture* 224: 323-338.
- Poole, W.R. & Reynolds, J.D. 1998. Variability in growth rate in European eel *Anguilla anguilla* (L.) in a Western Irish catchment. *Proceedings of the Royal Irish Academy* 98B: 141-145.
- Porcher, J.P. 2002. Fishways for eels. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 364 supplément: 147-155.
- Pujolar, J.M., De Leo, G.A., Ciccotti, E. & Zane, L. 2009. Genetic composition of Atlantic and Mediterranean recruits of European eel *Anguilla anguilla* based on EST-linked microsatellite loci. *Journal of Fish Biology* 74: 2034-2046.
- von Raben, K. 1964. Regarding the problem of mutilations of fishes by hydraulic turbines. *Fisheries Research Board of Canada Translation Series No. 448*: 1-12.
- Raddum, G.G., Hagelund, G. & Halvorsen, G. 1984. Effects of lime treatment on the benthos of Lake Søndre Boksjø. *Report of the Institute of Freshwater Research Drottningholm* 61: 167-176.
- 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.
- Richkus, W.A. & Dixon, D.A. 2003. Review of research and technologies on passage and protection of downstream migrating catadromous eels at hydroelectric facilities. *American Fisheries Society Symposium* 33: 377-388.
- Ruggles, C.P. 1980. A review of the downstream migration of Atlantic salmon. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 952: 1-39.
- Sand, O., Enger, P.S., Karlsen, H.E., Knudsen, F. & Kvernstuen, T. 2000. Avoidance responses to infrasound in downstream migrating European silver eels, *Anguilla anguilla*. *Environmental Biology of Fishes* 57: 327-336.
- Santos, J.M., Ferreira, M.T., Godinho, F.N. & Bochechas, J. 2002. Performance of fish lift recently built at the Touvedo Dam on the Lima River, Portugal. *Journal of Applied Ichthyology* 18: 118-123.
- Schmidt, J. 1922. The breeding places of the eel. *Philos. Transactions of the Royal Society of London Series B.* 211: 179-208.
- Scmidt, R.E., O'Reilly, C.M. & Miller, D. 2009. Observations of American eels using an upland passage facility and effects of passage on the population structure. *North American Journal of Fisheries Management* 29: 715-720.
- Sevaldrud, I.H. & Muniz, I.P. 1980. Sure vatn og innlandsfisket i Norge. Resultater fra intervjuundersøkelsene 1974-1979. SNSF-prosjektet IR 77/80.
- Sjöberg, N.B., Petersson, E., Wickstrøm, H. & Hansson, S. 2009. Effects of the swimbladder parasite *Anguillicola crassus* on the migration of European silver eels *Anguilla anguilla* in the Baltic sea. *Journal of Fish Biology* 74: 2158-2170.
- Snekvik, E. 1974. Sure innsjøer og fiskebestander i Rogaland, Vest-Agder, Aust-Agder og Telemark. Sammenstilling av opplysninger innhentet hos innlandsfiskeremidlene i de fire fylker. *Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Rapport nr. 2/1974.*

- Solomon, D.J. & Beach, M.H. 2004. Fish pass design for eel and elver (*Anguilla anguilla*). R&D Technical Report W2-070/TRI. Environment Agency, UK.
- Sörensen, I. 1951. An investigation of some factors affecting the upstream migration of eel. Institute of Freshwater Research Drottningholm 32: 126-132.
- Starkie, A. 2003. Management issues relating to the European eel, *Anguilla anguilla*. Fisheries Management and Ecology 10: 361-364.
- Tammi, J., Appelberg, M., Hesthagen, T., Beier, U., Lappalainen, A. & Rask, M. 2003. Fish status survey in Nordic lakes: effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. *Ambio* 32: 98-105.
- Tesch, F.-W. 1974. The speed and direction of silver and yellow eels, *Anguilla anguilla*, released and tracked in the open North Sea. *Berichte der Deutschen Wissenschaftlichen Kommission für Meeresforschung* 23: 181-197.
- Tesch, F.W. 1980. Occurrence of eel *Anguilla anguilla* larvae west of the European continental shelf, 1971-1977. *Environmental Biology of Fishes* 5: 185-190.
- Tesch, F.W. 1982. The Sargasso Sea Eel Expedition 1979. *Helgolander Meeresunters.* 35: 263-277.
- Tesch, F.-W. 2003. The eel. Blackwell Science, Oxford.
- Tesch, F.W. & Wegner, G. 1990. The distribution of small larvae of *Anguilla* sp. related to hydrographic conditions in 1981 between Bermuda and Puerto Rico. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie.* 75: 845-858.
- Tesch, F.-W., Westerberg, H. & Karlsson, L. 1991. Tracking studies on migrating silver eels in the Central Baltic. *Meeresforschung* 33: 183-196.
- van den Thillart, G., van Ginneken, V., Körner, F., Heijmans, R., van der Linden, R. & Gluvers, A. 2004. Endurance swimming of European eel. *Journal of Fish Biology* 65: 312-318.
- Thorstad, E.B., Kroglund, F., Økland, F. & Heggberget, T.G. 1997. Vurdering av luftovermetning, trefiberutslipp og oppvandring av laks ved Rygene kraftverk i Nidelva, Aust-Agder. NINA Oppdragsmelding 494: 1-36.
- Thorstad, E.B., Økland, F., Hvidsten, N.A., Fiske, P. & Aarestrup, K. 2003. Oppvandring av laks i forhold til redusert vannføring og lokkeflommer i regulerte vassdrag. Rapport nr. 1-2003, Miljøbasert vannføring, Norges vassdrags- og energidirektorat, 52 s.
- Thorstad, E.B., Fiske, P., Aarestrup, K., Hvidsten, N.A., Hårsaker, K., Heggberget, T.G. & Økland, F. 2005. Upstream migration of Atlantic salmon in three regulated rivers. I Spedicato, M.T., Lembo, G. & Marmulla, G. (red.) *Aquatic telemetry: advances and applications. Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe, Ustica, Italy, 9-13 June 2003*, s. 111-121. FAO/COISPA, Rome.
- Tsukamoto, K., Nakai, I. & Tesch, W.V. 1998. Do all freshwater eels migrate? *Nature* 396: 635-635.
- Turnpenny, A.W.H. 1998. Mechanisms of fish damage in low-head turbines: an experimental appraisal. I Jungwirth, M., Schmutz, S. & Weiss, S. (red.) *Fish migration and fish bypasses*, s. 300-314. Fishing News Books, Oxford.
- Vasshaug, J. 1990. Undersøkelser av fiskevann i Østfold i årene 1950-52. Fylkesmannen i Østfold, Miljøvern avdelingen, Rapp. 14/1990. 84 s.
- Videler, J.J., Wardle, C.S. 1991. Fish swimming stride by stride: speed limits and endurance. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 1: 23-40.
- Vøllestad, L.A. 1986. Growth and production of female yellow eels (*Anguilla anguilla*) from brackish water in Norway. *Vie et Milieu* 36: 267-271.

- Vøllestad, L.A. 1992. Ålefisker. I Jonsson, B. & Semb-Johansen, A. (red.) Norges dyr. Fiskene 1, s. 88-93. J.W. Cappelens Forlag.
- Vøllestad, A. 2009. Ålen og surt vann. – pH-status nr. 1 2009: 10-11.
- Vøllestad, L.A. & Jonsson, B. 1986. Life-history characteristics of the European eel *Anguilla anguilla* in the Imsa River, Norway. Transactions of the American Fisheries Society 115: 864-871.
- Vøllestad, L.A. & Jonsson, B. 1988. A 13-year study of the population dynamics and growth of the European eel *Anguilla anguilla* in a Norwegian River: Evidence for density-dependent mortality, and development of a model for predicting yield. Journal of Animal Ecology 57: 983-997.
- Vøllestad, L.A., Jonsson, B., Hvidsten, N.-A. & Næsje, T.F. 1994. Experimental test of environmental factors influencing the seaward migration of European silver eels. Journal of Fish Biology 45: 641-651.
- Vøllestad, L.A., Jonsson, B., Hvidsten, N.A., Næsje, T.F., Haraldstad, Ø. & Ruud-Hansen, J. 1986. Environmental factors regulating the seaward migration of European silver eels (*Anguilla anguilla*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 43: 1909-1916.
- Walseng, B. & Hansen, H. 1994. Krepssdyr og bunndyr i sure vann i Østfold. NINA Oppdragsmelding 335: 1-29.
- Walseng, B., Hesthagen, T. & Karlsen, L.R. 2009. Effekter av forsurening og kalking på fisk og krepssdyr i innsjøer i Enningdalsvassdraget i Østfold. Framdriftsrapport for 2008. NINA Minirapport 261: 1-30.
- Watene, E.M., Boubée, J.A.T. & Haro, A. 2003. Downstream movement of mature eels in a hydroelectric reservoir in New Zealand. American Fisheries Society Symposium 33: 295-305.
- Weitkamp, D.E. & Katz, M.A. 1980. A review of dissolved gas supersaturation literature. Transactions of the American Fisheries Society 109: 659-702.
- Westerberg, H. & Begout-Anras, M.-L. 2000. Orientation of silver eel (*Anguilla anguilla*) in a disturbed geomagnetic field. I Moore, A. & Russell, I. (red.) Advances in Fish Telemetry, s. 149-158. CEFAS, Lowestoft.
- Westerberg, H. & Lagenfelt, I. 2008. Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. Fisheries Management and Ecology 15: 369-375.
- White, E.M. & Knights, B. 1997a. Dynamics of upstream migration of the European eel, *Anguilla anguilla* (L.), in the Rivers Severn and Avon, England, with special reference to the effects of man-made barriers. Fisheries Management and Ecology 4: 311-324.
- White, E.M. & Knights, B. 1997b. Environmental factors affecting migration of the European eel in the Rivers Severn and Avon, England. Journal of Fish Biology 50: 1104-1116.
- Wickins, J.F. 1985. Growth variability in individually confined elvers, *Anguilla anguilla*. Journal of Fish. Biology 27: 469-478.
- Winter, H.V., Jansen, H.M. & Breukelaar, A.W. 2007. Silver eel mortality during downstream migration in the River Meuse, from a population perspective. ICES Journal of Marine Science 64: 1444-1449.
- Winter, H.V., Jansen, H.M. & Bruijs, M.C.M. 2006. Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*. Ecology of Freshwater Fish 15: 221-228.
- Wirth, T. & Bernatchez, L. 2001. Genetic evidence against panmixia in the European eel. Nature 409: 1037-1040.

- Yamauchi, K., Nakamura, M., Takahashi, H. & Takano, K. 1976. Cultivation of larvae of Japanese eel. *Nature* 263: 412-412.
- Aarestrup, K., Thorstad, E.B., Koed, A., Jepsen, N., Svendsen, J.C., Pedersen, M.I., Skov, C. & Økland, F. 2008. Survival and behaviour of European silver eel in late freshwater and early marine phase during spring migration. *Fisheries Management and Ecology* 15: 435-440.
- Aarestrup, K., Økland, F., Hansen, M.M., Righton, D., Gargan, P., Castonguay, M., Bernatchez, L., Howey, P., Sparholt, H., Pedersen, M.I. & McKinley, R.S. 2009. Oceanic spawning migration of the European eel (*Anguilla anguilla*). *Science* 325: 1660.
- Aasestad, I. 1996. Ålefiske i Lågendalen, fangst og lønnsomhet. Hovedoppgave ved Institutt for biologi og naturforvaltning, NLH.
- Aasestad, I. 1997. Ål mellom Hvitvingfoss og Labru - Rapport om bestandsstørrelse og muligheter for bedre utnytting. Rapport, 15 sider.

VEDLEGG 1

Report on Eel, the EU Regulation and Irish Eel Management Plans and Hydropower Issues

Russell Poole

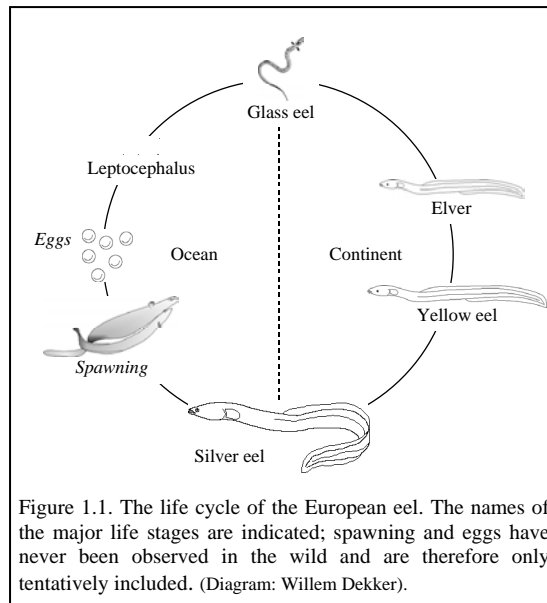
Marine Institute, Furnace, Newport, Co. Mayo, Ireland.

1 Life Cycle and Glossary	119
2 International Status of the Stock.....	120
2.1 Eel Stock and Stock Decline	120
2.2 Stock Collapse and Depensation	121
2.3 ICES Advice in Relation to Habitat	122
3 EU Regulation for the Recovery of the Stock.....	123
3.1 Introduction.....	123
3.2 Eel Management Plans	124
3.2.1 EU Regulation.....	124
3.2.2 Irish Approach.....	125
4 Barriers to Migration.....	130
4.1 Upstream	130
4.2 Downstream	131
5 Silver Eel Migration.....	132
6 Hydroelectric Turbine Mortality	132
6.1 Turbine Mortality.....	132
6.2 Mitigation	133
6.2.1 Ireland - Trap and Transport	133
6.2.2 Future Mitigation - Summarised from the Irish Eel Management Plan.....	134
7 References.....	134

1 Life Cycle and Glossary

The European eel *Anguilla anguilla* (L.) is found and exploited in fresh, brackish and coastal waters in almost all of Europe and along the Mediterranean coasts of Africa and Asia. The life cycle has still not been fully elucidated (Fig. 1.1), but current evidence supports the view that recruiting eel to European continental waters originate from a single spawning stock in the Atlantic Ocean, presumably in the Sargasso Sea area, where the smallest larvae have been found. Larvae (*Leptocephali*) of progressively larger size are found between the Sargasso Sea and European

continental shelf waters. At the shelf edge, the laterally flattened *Leptocephalus* transforms into a rounded glass eel, which has the same shape as an adult eel, but is unpigmented. In Ireland, glass eel migrate into coastal waters and estuaries between October and March/April, before migrating, as pigmented elvers, into rivers and eventually into lakes and streams between May and September. Following immigration into continental waters, the prolonged yellow eel stage (known as yellow eel in Ireland) begins, which lasts for up to 20 or more years. During this stage, the eels may occupy fresh water or inshore marine and estuarine areas, where they grow, feeding on a wide range of insects, worms, molluscs, crustaceans and fish. Sexual differentiation occurs when the eels are partly grown, though the mechanism is not fully understood and probably depends on local stock density. At the end of the continental growing period, the eels mature and return from the coast to the Atlantic Ocean; this stage is known as the silver eel. Female silver eels grow larger and may be twice as old as males. The biology of the returning silver eel in ocean waters is almost completely unknown.



Glossary

Leptocephalus larva	Ocean pelagic. Deep-bodied, strongly compressed, transparent ‘willow-leaf’ shape
Glass eel	Small eel, less than one year post metamorphosis. Continental shelf waters to lower reaches of rivers. Body form as in adult, largely transparent but with localised pigment.
Elver	Migrating eel to 2 years post metamorphosis. Coastal and freshwater. This term is not strictly defined and is frequently used to include glass eel. Fully pigmented eel, blackish colour: to length 10 cm.
Bootlace eel, snig	Small growing, sedentary or upstream migrating eel. Coastal and freshwater. Fully pigmented eel, yellow or yellow colour: length 9 to 25 cm.
Yellow (brown) eel	Large growing, sedentary eel. Coastal and freshwater. Fully pigmented eel, yellow or brown colour: length greater than 20 cm. Eyes small, body soft.
Silver (bronze) eel	Migrating, non-feeding eel. Freshwater to oceanic. Silver or bronze colour: length rarely less than 25 cm. Eyes large, body firm, lateral line prominent.

2 International Status of the Stock

2.1 Eel Stock and Stock Decline

In recent years, the development of the precautionary approach in fisheries management and the exploitation of stocks has received much attention along with the development of fisheries management tools and the provision of scientific advice. Implicit in this process was the assumption that there is a relationship between spawning stock and the number of juveniles produced (recruitment). The precautionary approach dictates that a S/R relationship should be assumed to exist, even for eel, and the existing trends in eel landings and recruitment indices support this view (Fig. 2.1).



Recruitment of European eel has been in decline since the early 1980s (Fig. 2.2). Recent recruitment, analysed by WGEEL 2008, varies between areas from 1-10% of recruitment observed during the decade of the 1970s, with higher values for the Atlantic area, and values less than 5% everywhere else. In the Baltic Sea, including Kattegat and Skagerrak, indices of young yellow eel recruitment show a sharp decline

since about 1950. Total landings have shown a gradual decline since the 1960s, down to approximately 25% of the former level. The causes of the decline in recruitment are not well known, but might well be related to a low spawning stock. The ecology of eels makes it difficult to demonstrate a stock-recruitment relationship. However, the precautionary approach requires that such a relationship should be assumed to exist. Therefore, ICES (2002) advised a restriction of fisheries and other anthropogenic impacts, in order to ensure that the spawning stock returns to and then remains above the critical level B_{lim} , above which recruitment is not impaired by the size of the spawning stock.

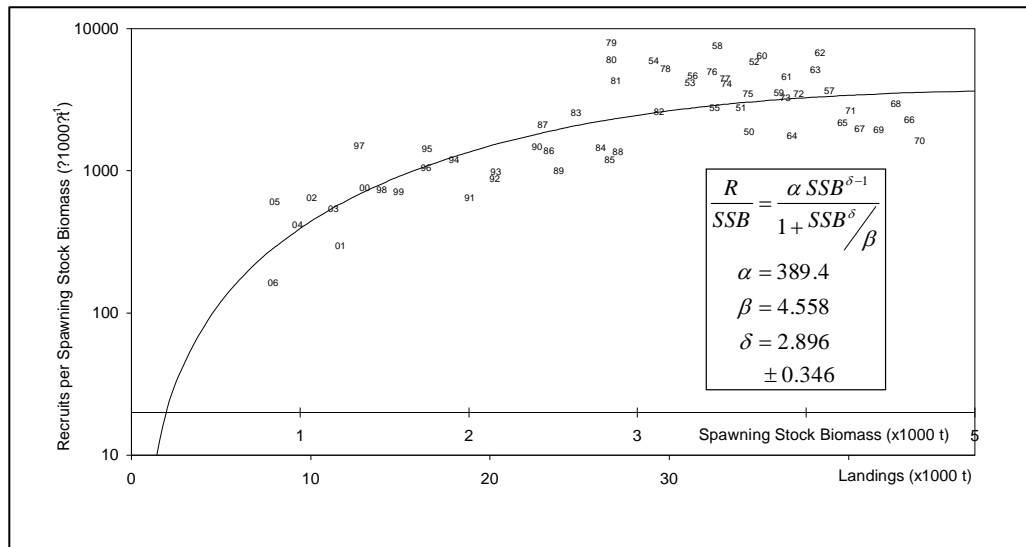


Figure 2.1. Tentative relationship between the effective per capita reproduction rate (recruits) and the spawning stock size for the European eel, based on the assumption that the trend in landings is indicative for the trend in the spawning stock. Two-digit labels indicate the years of recruitment 1950–2006. (Source: Dekker 2004; data updates from Dekker, *in prep.*). Note the logarithmic scale of the vertical axis.

2.2 Stock Collapse and Depensation

In 2007, the WGEEL reviewed analysis by Dekker and tentatively concluded that there were strong indications of a depensatory relationship between SSB and recruitment in eel. Alternatively, other factors, such as adverse oceanic climatic factors (Friedland, *et al.*, 2007; ICES, 2008) might have induced the decline in recruitment. Recent data updates fit the depensatory hypothesis well (Fig. 2.1 and 2.3).

The conventional Stock-Recruitment relationship of Fig. 2.1 assumes that per capita reproduction increases as the spawning stock declines. The net decline of recruitment is the sole effect of the declining spawning stock, which is only partly compensated by the increase in net reproductive rate. In the depensatory case (Fig. 2.3), however, the per capita reproduction decreases at low spawning stock size. Both the declining number of spawners and the declining reproductive rate then contribute to the sudden

collapse of a stock. In the conventional case, any reduction in mortality will restore the stock (though the magnitude of the mortality reduction determines to what extent recovery occurs). In the depensatory case, however, the depletion of the spawning stock leads to a low per capita reproduction, which in itself might prevent a recovery of the stock; this is called the depensation trap. To escape from the depensation trap, the spawning stock must be restored to levels above which the depensation is unlikely to occur. Given the low recruitment in eel, this may be difficult to achieve.

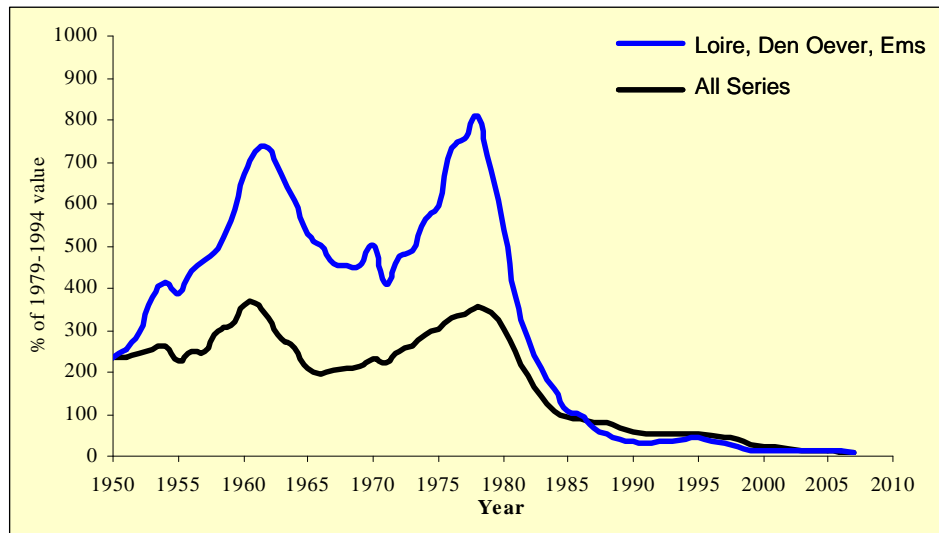


Figure 2.2. Geometric mean recruitment trends scaled to the 1979-1994 mean value for 28 recruitment series and for the Loire, Den Oever and Ems series separately (ICES, 2007).

2.3 ICES Advice in Relation to Habitat

The decline of the eel in Europe has often been related to the reduction of its continental habitat, its accessibility and its quality. The relative magnitude of these factors, in relation to the impact of exploitation, has not been quantified, but it seems likely to be significant in many European countries (ICES 2003). Barriers to upstream migration are one of several factors that have contributed to the decline in the eel



Photo: Russell Poole

population (ICES 2007). Power plants present clear obstructions for the downstream movement of silver eels causing mortalities and sub-lethal effects (ICES 2007). The Irish Eel Review Group (2003, unpublished) also recognized the importance of maintaining good water quality and habitat availability, including accessibility upstream, for the long-term viability of eel stocks. Where accessibility upstream is

improved, then it is of utmost importance that safe return passage to the sea for silver eels is also ensured in order to avoid net loss to the stock.

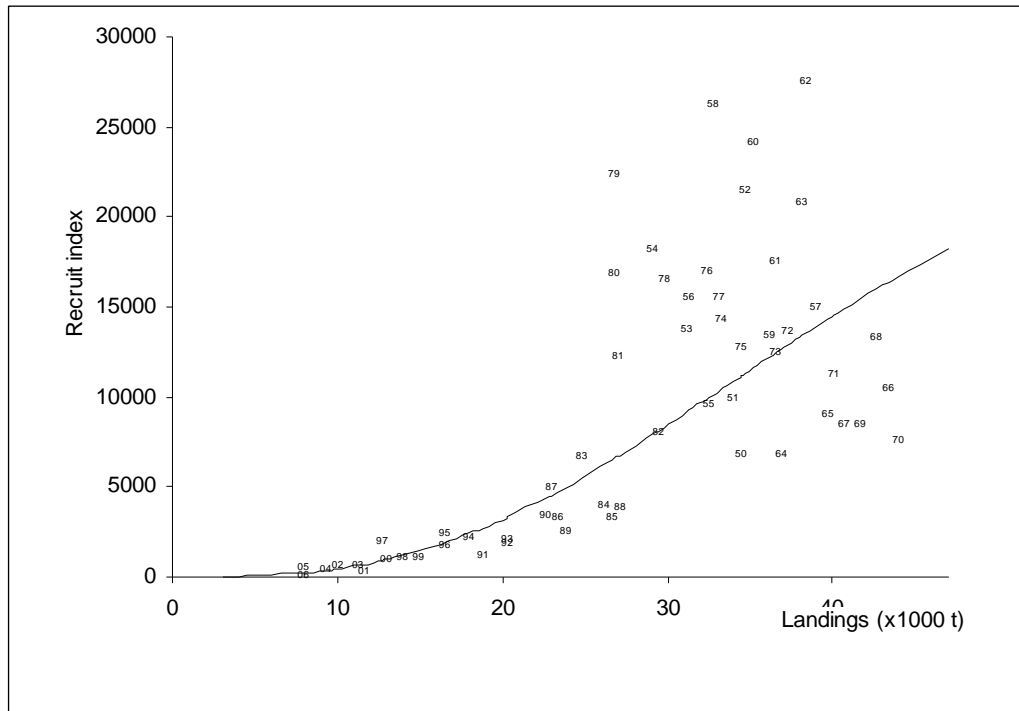


Figure 2.3. Tentative relationship between the recruits and the spawning stock size for the European eel, based on the assumption that the trend in landings is indicative for the trend in the spawning stock. Two-digit labels indicate the years of recruitment 1950–2006. (Source: Dekker, 2004; data updates from Dekker, *in prep.*). Note the scale of the vertical axis (**not** logarithmic).

3 EU Regulation for the Recovery of the Stock

3.1 Introduction

In September 2007, the European Union finally agreed on a Regulation for the recovery of the eel stock. This regulation provides a framework for the protection and sustainable use of the European eel stock.

Council Regulation 1100/2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel (hereafter the ‘EC eel regulation’). The key measures, amongst other things, identified in this regulation for implementation by Member States are as follows:

- eel management plans shall be developed for each river basin district to be communicated to the Commission by December 2008;
- these plans shall, once approved by the Commission, be implemented from 1 July 2009;

- the objective of each management plan shall be to enable the escapement of at least 40% of the silver eel biomass that would have existed in the absence of anthropogenic impacts;
- where fishing for eels < 12cm in length is permitted then, by 2013, at least 60% of the catch shall be made available for re-stocking (beginning at 35% in 2009 and then increasing incrementally by at least 5% in subsequent years to meet the target);
- catches of eels in community waters seaward of the boundary with rivers basins identified as being natural eel habitats should be reduced gradually by reducing fishing effort or catches by at least 50% based on the average fishing effort or catches in the years 2004 to 2006;
- taking measures to ensure the traceability of all live eels imported or exported from their territory and ensure that all eels caught in the community area and exported from their territory were caught in a manner consistent with Community conservation measures;
- reporting (1st report by June 2012) on levels of silver eel escapement levels of fishing effort, non-fishing mortality and the amount of eels < 12cm caught and the proportions used for different purposes. First three reports at three-yearly intervals with subsequent reports at six-yearly intervals.

3.2 Eel Management Plans

3.2.1 EU Regulation

Each Member State is required to establish eel management plans and to define the areas that these plans cover. These should be established for individual river basins, preferably those drawn up for the Water Framework Directive. If appropriate justification is made, Member States can designate their whole territory as one Eel Management Plan.

In the EU Regulation, in Article 2, Establishment of Eel Management Plans, it states:

The target level of escapement shall be determined, taking into account the data available for each eel river basin, in one or more of the following three ways:

- use of data collected in the most appropriate period prior to 1980, provided these are available in sufficient quantity and quality;*
- habitat-based assessment of potential eel production, in the absence of anthropogenic mortality factors;*
- with reference to the ecology and hydrography of similar river systems.*

Each Management Plan should contain a description and analysis of the current situation of the eel population and related this to the target level of escapement. Also, each Plan should contain measures to attain, monitor and verify the objective 40% target escapement. Measures that can be put in place to attain the target may include, but not be limited to, the following actions:

- * reducing commercial fishing activity,
- * restricting recreational fishing,
- * restocking measures,

- * structural measures to make rivers passable and improve river habitats, together with other environmental measures,
- * transportation of silver eel from inland waters to waters from which they can escape freely to the Sargasso Sea,
- * combating predators,
- * temporary switching-off of hydro-electric power turbines,
- * measures related to aquaculture.

Each Management Plan must include a time schedule for the attainment of the target depending on expected levels of recruitment, control, enforcement and reporting measures for fisheries and appropriate measures for reducing non-fisheries mortality including hydroelectric turbines, pumps or predators, unless this is not necessary to attain the target.

3.2.2 Irish Approach

- summarised from the Irish Eel Management Plans

3.2.2.1 Organisation of the Eel Management Units

In Ireland, the Eel Management Plans will be implemented for River Basin Districts as defined in Directive 2000/60/EC and in accordance with Article 2 of the Eel Regulation. Ireland submitted a National Report encompassing five River Basin EMPs and one transboundary EMP. Existing fisheries management District boundaries largely conform to the arrangement of river catchments and eel fisheries fall naturally within the boundaries of the RBDs.

3.2.2.2 Description of the Eel Management Units

Recent management of migratory species in Ireland, salmon and sea trout, has been at the catchment level and it is therefore logical to expand this to encompass the management of eel. A GIS based data model was established for the quantification of the freshwater salmon habitat asset and for the determination of the quantity of habitat available to migratory salmonids. 261 discrete migratory salmonid 'Fishery Systems' were identified (McGinnity *et al.* 2003).

Four Northern Ireland catchments have now been included in this quantification in support of the NWIRBD transboundary management plan. It is likely that eels are present in the majority or all of these systems. Commercial fishing probably only takes place in 4.6% of the catchments, although this accounts for some 71% of the total wetted area.



The estimated total wetted area of the 265 lake, river and stream habitat accessible to migratory fish (including 1st order streams) in Ireland (including the Northern Ireland part of the Erne and the Loughs Agency Rivers in the Foyle and Carlingford areas) is 153,881ha. The 265 “migratory” systems were estimated to contain 132,275 ha of lake habitat and 21,606 ha of fluvial habitat, of which 2,826 ha is estimated to be 1st order stream.

The catchments have been characterised on the basis of their underlying geology, specifically in terms of the proportion of the surface area comprising calcareous and non-calcareous types. This catchment characterisation led to a continuous summary variable for catchment freshwaters, i.e. the proportion of wetted area comprising non-calcareous geology. Lacustrine calcareous habitat dominates Ireland’s freshwaters, comprising more than 85% of the wetted area.

Water quality in Ireland is generally good and compares favourably with other Member States. The main challenge for water quality is to deal with eutrophication arising from excess inputs of nutrients from all sources. Eutrophication has been increasing persistently since the 1970s and is probably the most serious environmental pollution problem in Ireland. Poor water quality impacts on the potential of rivers to produce salmon but it is unknown whether similar poor water quality levels have an effect on eel. Nationally (RoI), the current water quality in 82.7% of the habitat available for salmon production is unpolluted, a further 12.8% is considered slightly polluted and the remaining 4.5% is considered to be moderately or seriously polluted. In general, persistent organic pollutants were relatively low in the Irish eels sampled to date.

Preliminary analysis of information available on the presence of the parasitic nematode, *Anguillicola*, in different catchments would indicate that approximately 50% of the wetted area is now potentially infected by the parasite and that it continues to spread.

Six catchments in Ireland have major hydropower installations in the lower catchments. 46% of the available wetted habitat is upstream of these major barriers, although there is a greater proportion (53%) of the potential silver eel production when the differences in relative productivity are taken into account. An average mortality of 28.5% per turbine installation (ICES 2003) was used as a nominal figure in assessing the impact of hydropower and it is intended to assess the individual locations in the next three years to obtain a more reliable figure for each one. It is also intended that immediate measures will be put in place to mitigate against turbine mortality, including a comprehensive trap and transport programme on the Erne, Shannon and Lee. It is also recommended that all new hydropower turbines and potential barriers to upstream migration should be evaluated in Environmental Impact Assessments for potential impacts on eel.

3.2.2.3 *The Eel Fishery - Juveniles*

Glass eel and elver fishing in Ireland is prohibited by law (1959 Fisheries Act). Monitoring of elver migrating upstream at Ardnacrusha (Shannon) and Cathleens

Falls (Erne) is undertaken by the Electricity Supply Board (ESB). Monitoring of elver migrating at Ardnacrusha (Shannon) and Cathleens Falls (Erne) is undertaken by the ESB (Fig 3.1). The data show that recruitment remains low. Catches in 2004 for both Erne and Shannon were the second lowest recorded. Numbers in 2005 were more unpredictable, with relatively good catches of elvers recorded in the Erne (45% of the 1979-84 mean) and a poor catch in Ardnacrusha (1.4% of the 1979-'84 mean). Recruitment remained low up to 2008 with only very small numbers of elvers being recorded in 2008.

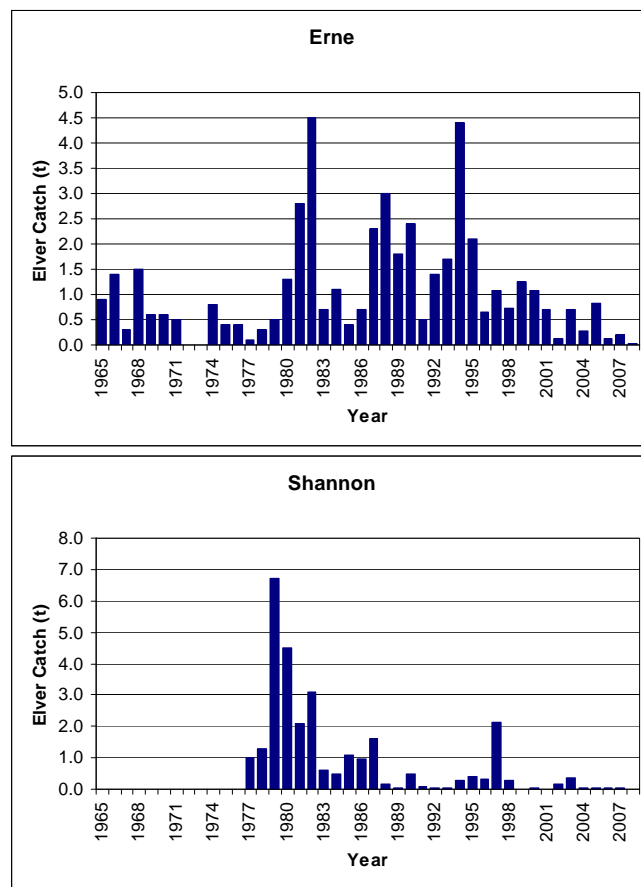


Figure 3.1. Annual elver catches (t) in the traps at Ardnacrusha (Shannon) and Cathleens Falls (Erne) – data from Electricity Supply Board.

3.2.2.4 The Eel Fishery – Yellow & Silver eel

The commercial eel fishery involves harvesting both yellow and silver eel in freshwater and in estuarine or tidal waters.



Yellow eel are fished using a variety of techniques, the most common of which are baited long-line, fyke nets and baited pots.

When silver eel are migrating downstream they are caught in fyke nets and stocking-shaped nets called "coghill nets" which are attached to fixed structures in the river flow, often at "eel weirs". The declared commercial eel catch in the Irish Republic, 2001-2007, ranged from 86t to 120t per annum, approximately a third of which are silver eel. The fishery involves about 150-200 part-time fishermen, but inadequate reporting and illegal fishing makes this difficult to quantify accurately and it maybe a substantial under estimate. The value of the reported catch was therefore in the order of €0.5 million to €0.75 million.



In May 2008, a byelaw was introduced (Conservation of Eel Fishing (Annual Close Season) Bye-law No. C.S. 297, 2008) restricting the fishing season for both yellow and silver eel. Analysis of the impact of implementing a Yellow eel fishing season from 1st June to 31st August and a Silver eel season from the 1st of October to 31st December showed the impact of the reduced fishing season would have been different in each Region with the level of reduction ranging from 7 to 42% in yellow eel catch and 0-40% in silver eel catch.

Recreational eel fishing is only carried out by a minority of rod anglers and there is no legal, or voluntary, declaration of catch which is probably relatively small. There is no legislation protecting eels from angling. All other fishing equipment, including, fyke net and baited pots, are authorized under the commercial legislation.

There is no eel culture in Ireland at the present time and none is envisaged in the near future.

3.2.2.5 Escapement – Local Stock Modelling

The Irish Management Plans will include a time period for detailed data collection and a parallel program of stock assessment, including silver eel escapement estimates, and model development. In the interim, the three options proposed in the Eel Regulation were used to make preliminary estimates of pristine production and current escapement. The approach outlined in Article 2 of the Eel Regulation (EC No. 1100/2007) was followed to calculate pristine and current escapement and a simple model was proposed to project the impact of management actions on escapement from freshwaters (O'Neill & Poole, in prep).

No estimates of truly pristine escapement exist for Irish eel catchments. Recruitment of juvenile eel to Irish catchments (2003-2007) has declined to between 4% (Shannon) and 23% (Erne) of historical (1979-1984) and has been particularly poor in 2008. Historical production of silver eels was calculated (for freshwaters only) using

catch series for four catchments (where the fishery efficiency was estimated) for periods prior to 1980. These data were calibrated using eel growth rates for 17 catchments and a regression model was developed relating production to catchment geology, a proxy for productivity. This gave historic production rates of 0.9kg/ha (Burrishoole – unproductive) to 5.5kg/ha (Moy – productive) and total historic silver eel potential production (without anthropogenic mortality) of 595 t per annum.

Current silver eel production was estimated using a similar approach with rates of 1.3kg/ha (Burrishoole – unproductive) to 2.7kg/ha (Ennell – productive) and total current silver eel escapement of 140t. Irish escapement expressed as a percent of historic production (EU target = 40%) range from 8% in the ShIRBD to 64% in the SWRBD. The national percent escapement is 24%.

Due to the last 18+years of low and declining recruitment, regardless of which management actions are taken, achieving the 40% EU target in the long term will require a recovery of recruitment arising from concerted international action and cannot be achieved in Ireland alone. It was difficult to assess a timeframe for recovering the predicted downward trend in escapement in the absence of knowing what the European recruitment levels will be in the future and in the absence of a clear timeframe from the EU. To facilitate setting a timescale to recovery it was decided to adopt the approach used by Astrom and Dekker (2007) in predicting the recovery time for recruitment under different reduced levels of mortality. Two assumptions were made: the first that Europe responds in a similar fashion to reducing mortality and the second, that as recruitment recovers towards historical, the Spawning Stock Biomass is recovering towards the target. Therefore, recruitment recovery is used as an alternative target towards the escapement target. It is also possible that the EU biomass escapement target may be reached in a shorter timescale than full historical recruitment.

3.2.2.6 Stocking

Purchase of glass eel for stocking from outside the state does not currently take place. During the monitoring programme, 2009-2011, an evaluation of recruitment levels will take place. This will facilitate an assessment of possible stocking strategies as a useful tool to aid in the recovery of the stock and any stocking taking place can, and will, be included in the assessment of the local stocks and the modelling of escapement and stock recovery.

Currently in Ireland there are two types of stocking carried out, both coming under the heading of "assisted migration" upstream around barriers. Assisted migration of upstream migrating pigmented elvers takes place in the Shannon (Ardnacrusha) and Erne (Cathaleens Falls) and of pigmented young eel (bootlace) on the Shannon (Parteen). It is proposed to **continue** this operation. Currently, small amounts of glass eel and elver are taken in the Shannon estuary and in neighbouring catchments and these are stocked into the Shannon above Ardnacrusha and Parteen. Given the widespread presence of *Anguillicola* in the Shannon and the move towards risk averse management strategies at low recruitment levels, this practice will be **discontinued**. It is proposed that in the event of recovering recruitment, a stocking strategy will be

developed by stocking "surplus" recruits into good quality (e.g. low contaminants, no *Anguillicola*) catchments where stocks are identified to be low. Stocking will be for conservation and will be undertaken in a risk-averse manner.

3.2.2.7 Monitoring & Post-evaluation

The national plan describes a comprehensive programme of monitoring and evaluation of management actions and their implementation, and also a programme of eel stock assessment to establish a stock baseline, estimate silver eel escapement and monitor the impact of the management actions on the local stocks.

3.2.2.8 Management Actions

There are four main management actions included in the Irish Eel Management Plans aimed at reducing eel mortality and increasing silver eel escapement in Irish waters. These are:

- a cessation of the commercial eel fishery and closure of the market,
- mitigation of the impact of hydropower, including a comprehensive silver eel trap and transport plan,
- ensure upstream migration of juvenile eel at barriers,
- improve water quality including fish health and biosecurity issues.

Eel traceability and catch and sales reporting will not be required under the management option of a ceased fishery and a closed market. Compliance with CITES will only be relevant where a fishery expects to export outside the EU and this will require a scientific non-detriment finding declaration. Given the cessation of the fishery this will not be an issue in the immediate future.

3.2.2.9 Summary

Irish silver eel escapement from freshwaters expressed as a percent of historic production (EU target = 40%) ranges from 8% in the ShIRBD to 64% in the SWRBD. The national percent escapement is 24%.

Management actions described will contribute to achieving a recovery in recruitment in 90 years (assuming an equivalent EU wide action), thereby aiming to achieve the EU escapement target in less than that timeframe. It is imperative that equivalent EU-wide action is taken at this level so as not to diminish the impact of Ireland's contribution

4 Barriers to Migration

4.1 Upstream

Upstream passage of juvenile eel, migrating as either elvers or juvenile "bootlace" yellow eel, requires a fundamentally different approach to that for upstream migrating adult "swimming" fish such as salmon, trout or coarse fish. Therefore, traditional upstream passes designed for salmon, such as pool passes or denil type ladders are

largely ineffective for eel. The primary aim in the design of upstream eel passes is to provide suitable conditions to allow the ascent of a hydraulic drop, natural or man-made, or where ascent may be difficult and upstream recruitment rendered sub-optimal, such as at a road culvert. Eels are incapable of jumping, or swimming through strong laminar flows, so vertical falls of more than 50% of their body length (an elver is approximately 75mm in length) represent a barrier to upstream migration (Knights & White 1998). However, they are adept at exploiting boundary layers and rough substrates which can be utilized in eel pass design. Solomon & Beach (2004) presented a comprehensive review of the design of eel and elver passes including facilities based on ramps with substrate, pipe passes, lifts and locks, easements or complete barrier removals. This important manual is available from the Environment Agency, UK.



4.2 Downstream

Barriers and turbines pose particular threats to the downstream passage of migrating silver eels. Silver eel are the potential spawners and their migration takes place during the darkest nights between September and January/February, particularly when water levels and flow rates are high and there is considerable entrainment of rubbish which can block nets and screens. As discussed previously, the eel stock has fallen below biologically safe levels and protection of the spawning stock must be a priority. Mortality caused by hydroelectric turbines is well documented (ICES, 2002). Direct mortality varies depending on site characteristics, generator system design and turbine management procedures. Sequences of dams down a river will impart a cumulative mortality. Reservoir dams also have a potential impact on downstream migration causing delays and mortalities in bypass tubes. This may be considerable (up to 100%) in some reservoirs. Mortality of eels can be caused by a number of mechanisms such as, jamming on the protection screens, collision with parts of the turbine, rapid changes in the hydrostatic pressure and predation in the tailwater. ICES (2002, 2003) concluded that obstruction to downstream migration and mortality caused by turbines are likely to reduce silver eel escapement considerably and therefore have a detrimental impact on the overall stock.

Large dams are also thought to delay downstream runs for up to several months, until maximal flooding and overflowing of dams occur. This delay in migration and the influence of river flow regulation has been observed on the River Shannon (McCarthy & Cullen 2000). The consequence of delays in downstream migration on the breeding success of eels is unknown.

A site specific approach should be taken when evaluating the impact of existing installations and proposing mitigating measures. The Environmental Impact Assessment for any new barriers and/or turbine installations should include an evaluation of their potential impact on spawner quality and quantity and should also be included in any catchment based plans for the management of eel stocks.

5 Silver Eel Migration

Silver eel migrate downstream typically in latter half of the year with peak migrations occurring often in October (Poole *et al.* 1990; Hvidsten, 1985; Haraldstad *et al.*, 1985) and the migration may occur over the period from mid July through to the following March (Poole 1994; Lobon-Cervia & Carrascal, 1992; Cullen & McCarthy, 2000; McCarthy *et al.*, 2008). The migration takes place largely at night and no eels have been observed to migrate during the day (McCarthy pers obs in Cullen & McCarthy, 2000; Poole 1994 and pers obs).

Many analyses have been published examining the influence of the environment on the patterns of migration and these can essentially be summarised as time of release, water flow and then lunar periodicity as being the most influential (Vøllestad *et al.*, 1986; Vøllestad *et al.* 1994; McCarthy *et al.* 2008; Poole 1994). As mentioned above, modification, or delay of peak flows, due to the influence of large dams can have a delaying effect on the silver eel migration (McCarthy & Cullen 2000), although the consequences of this to the stock are unknown.

6 Hydroelectric Turbine Mortality

Due to the nature of the silver eel downstream migration, options to manage against turbine mortality are limited to two general strategies; interception and land transport or the use of bypass channels and reduced or no turbine generation. In many older facilities, ceasing generation and effective bypasses with deflection of eels are not appropriate options under current conditions. This means that trap and transport around barriers may be one of the only effective options available.

6.1 Turbine Mortality

Comprehensive reviews on the impact of hydropower power installations and barriers have been undertaken by the joint EIFAC/ICES Working Group on Eel (ICES 2003; ICES 2007). Mortality estimates for turbines range from 5% to 100% and these estimates are highly site specific. Mortality is influenced by a number of factors including, for example, the size of eel, the type of turbine, trash racks and the presence of bypasses. Recent studies have also indicated a wide range for Kaplan turbines from 16-26% total mortality (9% in turbines) on the Meuse (Winter *et al.*, 2006) to 100% on the Magaguadavic River (Carr & Whorisky, 2008).

There has been no direct measurement of hydropower mortality or morbidity published in Ireland. However, there have been a number of studies carried out elsewhere that suggested an average mortality rate of 28.5% across all length classes per hydropower installation (ICES 2003). Therefore, the probability of surviving passage through 'n' number of hydropower installations is $(0.715)^n$. Where bypass

estimates exist (i.e. 30% on the Shannon) these have also been incorporated in the Irish eel escapement estimates.

Direct estimates of mortality rates and bypasses will be required for each of the Irish stations in order to more accurately inform the estimates in the first three years of the plan.

6.2 Mitigation

6.2.1 Ireland - Trap and Transport

In Ireland on the River Shannon, a commercial silver eel fishery has operated in the upper catchment up to 2008 and in recent years (since 2000), approximately 30% of the silver eels departing from L. Derg in the lower catchment towards Ardnacrusha hydropower station are caught at the Killaloe eel weir. A contractor was engaged by Electricity Supply Board to catch the eels in coghill nets and transport them safely and without delay to a location downstream of the turbines. Once captured, the eels were then transferred to holding tanks at Killaloe weir for a 24 hour period where any damaged or dead eels were removed. Silver eels were then taken from the holding tanks and loaded into plastic barrels, weighed and transported to a release site below the turbines to allow escapement to the sea, as a conservation measure by Electricity Supply Board Fisheries Conservation (Fig. 6.1).

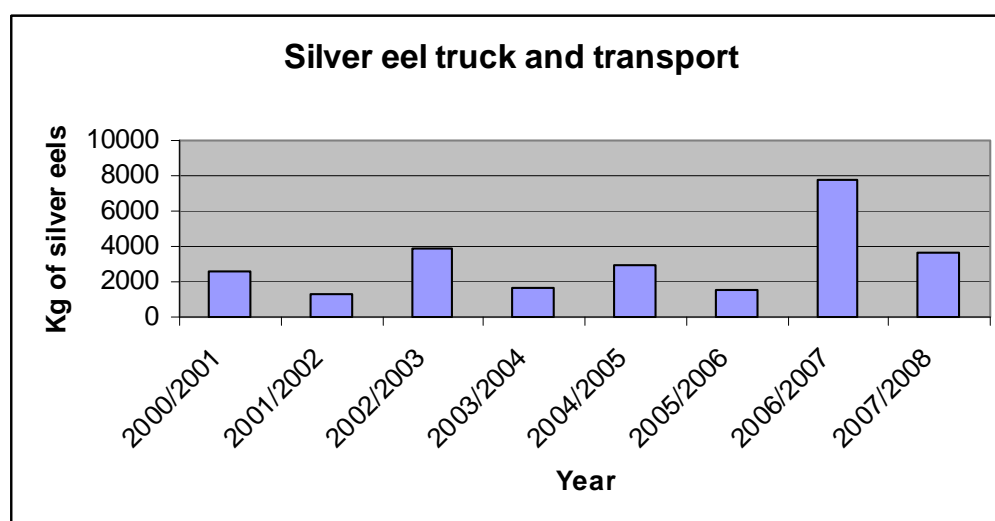


Figure 6.1. Weight of silver eels transported around Ardnacrusha hydroelectric plant. Source: Shannon Eel Management Plan.

6.2.2 Future Mitigation – Summarised from the Irish Eel Management Plan

6.2.2.1 Trap and Transport

Migrating silver eel will be captured at various points about the Shannon, Erne and Lee catchments. This 'trap and transport' system will be operated under an ESB tendered arrangement.

The plan to trap and transport silver eel around barriers will be undertaken following an ESB plan and best practice protocol approved by the Scientific Committee for Eel and AFBINI and DCAL in the case of the Erne catchment. The pre-agreed targeted level of silver eel will be captured at various locations within each of the RBD's. These locations will be within the Shannon, Erne and Lee catchments and will be managed under the Electricity Supply Board (ESB) tendering system. There will be a work specification which will cover the detail of the location, the number of man-nights, gear types, etc. Inspection and monitoring of the contracted eel fishermen's activities will be an important feature of the programme. This will be carried out by ESB Fisheries Conservation staff in conjunction with the Regional Fisheries Boards.

6.2.2.2 Bypasses

At present there appear to be few (if any) facilities which could be used for an eel bypass channel at any of the ESB owned hydroelectric facilities (with the exception of Parteen Regulating Weir on the River Shannon). However, despite these infrastructural problems ESB Fisheries Conservation will strive towards the objective of reducing silver eel mortality as far as reasonably practicable using either a best practice engineering solution or utilising recent advances in telemetric and/or hydro-acoustic technologies.

6.2.2.3 Other Options

At present it appears as if the Migromat™ early morning system will be unlikely to feature as an hydroelectric mitigation measure.

The influence of light on silver eel catches in the navigation arch of a bridge has been examined by Cullen & McCarthy (2000). The use of artificial lighting was found to reduce the catch of silver eels in nets placed in the arch. This would indicate that lights might play a role in guiding silver eels towards bypasses in some cases.

7 References

- Åström, M. & Dekker, W. (2007). When will the eel recover? A full life-cycle model. *ICES J. Mar. Sci.*, **64**; 1–8.
- Winter, H.V., Jansen, H.M. & Bruijs, M.C.M. (2006). Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*, by telemetry in the River Meuse. *Ecol. Freshw. Fish*, **15**; 221-228.
- Carr, J.W. & Whoriskey, F.G. (2008). Migration of silver American eels past a hydroelectric dam and through a coastal zone. *Fish. Man. Ecol.*, **15**; 393-400.

- Cullen, P. & McCarthy, T.K. (2000). The effects of artificial light on the distribution of catches of silver eel, *Anguilla anguilla* (L), across the Lillaloe eel weir in the lower River Shannon. *Biology and the Environment: Proc. of the RIA*, **100B**; 165-169.
- Dekker, W. (2004). Slipping through our hands-Population dynamics of the European eel. Doctoral dissertation, University of Amsterdam: 186 p.
See http://www.diadfish.org/doc/these_2004/Dekker-Thesis-eel.pdf
- Friedland, K.D., Miller, M.J. & Knights, B. (2007). Oceanic changes in the Sargasso Sea and declines in recruitment of the European eel. *ICES J. Mar. Sci.*, **64**; 519-530.
- Haraldstad, Ø., Vøllestad, L.A. & Jonsson, B. (1985). Descent of European silver eels, *Anguilla anguilla* L., in a Norwegian watercourse. *J. Fish Biol.*, **26**; 37-41.
- Hvidsten, N.A. (1985). Yield of silver eels and factors affecting downstream migration in the stream Imsa, Norway. Institute of Freshwater Research Drottningholm Rep., **62**; 71-74.
- ICES (2002). International Council for the Exploration of the Sea. ICES cooperative research report N° 255, *Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management*, 2002: 391-399.
- ICES (2003). Report of the EIFAC/ICES Working Group on Eels, 2-6 September 2002, Nantes, France. ICES CM 2003/ACFM; 06.
- ICES (2007). Report of the 2007 Session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. CM2007/ACFM, 23: 163p.
- ICES (2008). Report of the 2008 Session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. CM2008/ACOM, 15: 209p.
- Knights, B. & White, E.M. (1998). Enhancing immigration and recruitment of eels: the use of passes and associated trapping systems. *Fish. Man. Ecol.*, **5**; 459-471.
- Lobon-Cervia, J. & Carrascal, M. (1992). Seasonal timing of silver eels (*Anguilla anguilla* L.) in a cantabrian stream. *Arch. Hydrobiol.*, **125**; 121-126.
- McCarthy, T.K. & Cullen, P. (2000). Eel Fishing in the River Shannon: Eel population changes, fishery management options and fishery conservation issues. A synthesis report on the River Shannon Eel Management Programme 1992-2000. Report to the ESB, NUIG; 21pp.
- McCarthy, T.K., Frankiewicz, P., Cullen, P., Blaskowski, M., O'Connor, W. & Doherty, D. (2008). Long-term effects of hydropower installations and associated river regulation on River Shannon eel populations: mitigation and management. *Hydrobiologia*, **609**; 109-124.
- McGinnity, P., Gargan P., Roche, W., Mills, P., & McGarrigle, M. (2003). Quantification of the freshwater salmon habitat asset in Ireland using data interpreted in a GIS platform. *Irish Freshwater Fisheries Ecology and Management Series; No. 3, Central Fisheries Board, Dublin, Ireland*, 132pp.
- Poole, W.R. (1994). A population study of the European Eel (*Anguilla anguilla* (L.)) in the Burrishoole System, Ireland, with special reference to growth and movement. PhD Thesis, Dublin University, 416pp.
- Poole, W.R., Reynolds, J.D.R. & Moriarty, C. (1990). Observations on the silver eel migrations of the Burrishoole river system, Ireland. 1959 to 1988. *Int. Revue Ges Hydrobiol.*, **75** (6); 807-815.
- Solomon, D.J. & Beach, M.H. (2004). Fish pass design for eel and elver (*Anguilla anguilla*). Research and Development Technical Report W2-070/TR1. Environment Agency, Bristol.
- Vøllestad, L.A., Jonsson, B., Hvidsten, N.-A. & Næsje, T.F., Haraldstad, Ø. & Ruud-Hansen, J. (1986). Environmental factors regulating the seaward migration of European silver eels (*Anguilla anguilla*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **43**; 1909-1916.
- Vøllestad, L.A., Jonsson, B., Hvidsten, N.-A. & Næsje, T.F. (1994). Experimental test of environmental factors influencing the seaward migration of European silver eels. *J. Fish Biol.*, **45**; 641-651.

Denne serien utgis av Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)

Utgitt i rapportserien Miljøbasert vannføring, fase II

- Nr. 1-09 Brian Glover, John Brittain og Svein Jakob Saltveit: Evaluering av ordningen med prøvereglement (49 s.)
- Nr. 2-09 Knut Alfredsen, Tommi Linnansaari, Atle Harby, Ola Ugedal: Pilotstudie tilsigsstyrt minstevassføring (41 s.)
- Nr. 3-09 Lars Størset: Miljøvirkninger av vannkraft - forslag til undersøkelsesmetodikk (51 s.)
- Nr. 4-09 Odd Inge Vistad, Joar Vittersø, Oddgeir Andersen, Hogne Øian, Tore Bjerke: Hvor viktig er vatn og vassføring for friluftsliv? Brukerstudier om aktiviteter, opplevelser, holdninger, kraftutbygging og konsesjonsvilkår (84 s.)
- Nr. 5-09 Atle Harby, SINTEF Energiforskning (red.): Modeller for simulering av miljøkonsekvenser av vannkraft (51 s.)
- Nr. 1-10 Eva B. Thorstad, NINA (red.): Ål og konsekvenser av vannkraftutbygging - en kunnskapsoppsummering (136 s.)