

ÖVERLEVER ÅLEN FÖRVALTNINGEN?

EN ANALYS AV DEN SVENSKA ÅLFÖRVALTNINGSPLANEN

HENRIK SVEDÄNG, LENA GIPPERTH
HAVSMILJÖINSTITUTET | 23 MAJ 2011

Havsmiljöinstitutets rapportserie nr 2011:1

Titel: Överlever ålen förvaltningen? En analys av den svenska ålförvaltningsplanen.

Författare: Henrik Svedäng och Lena Gipperth

Havsmiljöinstitutets rapportserie syftar till att sprida information om institutets arbets- och forskningsfält. Rapporterna belyser aktuella och centrala frågeställningar för havsmiljön och distribueras via Havsmiljöinstitutets webbplats www.havsmiljoinstitutet.se. Författarna ansvarar själva för innehållet.

Havsmiljöinstitutet

Box 260

405 30 Göteborg

Besöksadress: Seminariegatan 1F

Telefon: 031-786 6561

E-post: info@havsmiljoinstitutet.se

www.havsmiljoinstitutet.se

Havsmiljöinstitutet har till uppgift att ge en samlad och nyanserad bild av miljötillståndet i havet. Med analyser, synteser och information arbetar institutet för att öka förståelsen och medvetenheten kring miljösituationen i havet.

Havsmiljöinstitutet är ett samarbete mellan Umeå universitet, Stockholms universitet, Linnéuniversitetet och Göteborgs universitet. Verksamheten samordnas från ett kansli vid Göteborgs universitet med en tillhörande gemensam analys- och syntesfunktion.

FÖRORD

En fråga av särskild vikt för havsmiljön är fiskeriförvaltningens mål och genomförande. Vi har valt att studera det svenska genomförandet av EU:s rådsförordning nr 1100/2007 om åtgärder för återhämtning av beståndet av europeisk ål. Den nationella utformning ålförvaltningsplanen kan ske relativt självständigt och med olika medel inom den gemensamma fiskeripolitikens ram. Den europeiska ålen är dessutom allvarligt hotad och det är angeläget i sig att den svenska ålförvaltningsplanen får en så bra genomlysning som möjligt, då den svenska naturliga produktionen av lekmogen ål är relativt betydande.

Utformningen av en nationell förvaltningsplan för ål kan ses som en utmaning i att omsätta ekosystemansatsen i praktiken. Frågor måste ställas och besvaras rörande reglering av fisket, kust- och inlandsvattnens miljö kvalitet och tillgänglighet ur ett vandringsfiskperspektiv samt om hur den nationella forskningen och miljöövervakning ska utformas. Till detta ska läggas de juridiska, samhällliga, ekonomiska och demokratiska aspekterna av naturresurshushållning. Det är därför av intresse att även försöka studera hur själva processen att ta fram planen har gått till.

Rapporten är indelad i fyra avsnitt. *I första avsnittet* går vi igenom underlaget: ålens biologi, ålfisket, hoten mot ålbeståndet och vilka åtgärder som eventuellt kan vidtas för att förbättra situationen.

I det andra avsnittet beskrivs de politiska målen för förvaltningen såsom de framgår av dels EU:s gemensamma fiskeripolitik och då särskilt Ålförvaltningsplanen, dels den nationella lagstiftningen och politiska dokument (framförallt propositioner). Vi har därefter analyserat den svenska ålförvaltningsplanen genom att först beskriva dess förutsättningar, överväganden och förväntade resultat.

I tredje avsnittet genomförs en granskning av såväl förvaltningsplanens underlag som dess konstruktion. Vi gör också en analys om vilka nyttor och kostnader som olika åtgärder kan beräknas ha.

I fjärde och avslutande avsnittet utvärderas om ålförvaltningsplanen uppfyller målen. Vi har ställt frågor kring varför ålförvaltningsplanen har fått den utformning som den fått och vad som skulle kunna göras istället, d.v.s. vi har försökt sätta förvaltningsplanen i en samhälllig kontext.

Rapporten har granskats av olika fristående experter inom miljö rätt, nationalekonomi, statsvetenskap, marin ekologi och fiskeribiologi. Fiskeriverkets handläggare har haft möjlighet att kommentera de muntliga uppgifter de lämnat till oss. För eventuella felaktigheter eller missförstånd ansvarar författarna.

Henrik Svedäng och Lena Gipperth, Havsmiljöinstitutet 23 maj 2011

INNEHÅLL

FÖRORD	2
INNEHÅLL.....	3
SAMMANFATTNING	6
1. UNDERLAGET	9
1.1 Målsättningar	9
1.2 Biologiska fakta om europeisk ål <i>Anguilla anguilla</i>	11
<i>Livsstadier</i>	11
<i>Spridning</i>	12
<i>Reproduktion - lekvandring</i>	13
<i>Könsdimorfism</i>	14
<i>Artificiell befruktning</i>	14
<i>Fetthalt och föda</i>	14
<i>Genetik och beståndsseparering</i>	15
1.3 Det europeiska ålbeståndets nedgång	15
<i>Känslighet för störningar</i>	15
<i>Glasålsförekomst</i>	16
<i>Gulålsförekomst</i>	16
1.4 Faktorer som bidrar till beståndsförsvagningen	16
<i>Fiske</i>	16
<i>Habitatförändringar</i>	17
<i>Gifter</i>	18
<i>Predatorer</i>	18
<i>Parasiter</i>	18
<i>Oceanografiska faktorer</i>	18
1.5 ICES råd rörande exploatering av ål och utplantering (translokation) av ål.....	18
1.6 Svenskt ålfiske	20
1.7 Vad kan Sverige göra för att rädda ålen?.....	22
<i>Fiske</i>	22
<i>Habitat</i>	22

<i>Turbiner</i>	23
<i>Utsättningar av ålyngel</i>	23
2. FÖRVALTNINGENS KONSTRUKTION	25
2.1 Utgångspunkten är en gemensam fiskeripolitik	25
2.2 Aktörerna: rådgivarna och beslutsfattarna	26
2.3 Den europeiska ålförvaltningsplanen.....	28
<i>CITES</i>	30
2.4 Sveriges ålförvaltningsplan	31
<i>Referensnivåer – nuvarande och historiska nivåer på blankålsutvandring</i>	31
<i>Ålförvaltningsplanens mål</i>	32
<i>Balansmodellen</i>	33
<i>Inskränkningar i fisket</i>	35
<i>Ytterligare åtgärder för att minska ålfisket föreslogs hösten 2010</i>	36
<i>Habitatåtgärder</i>	37
<i>Utsättningar av importerade ålyngel</i>	37
<i>Kontroll</i>	37
3. UTVÄRDERING AV SVERIGES ÅLFÖRVALTNINGSPLAN.....	38
3.1 Beräkningar av ursprungsnivåer och det nuvarande beståndets storlek	38
<i>Antal eller biomassa?</i>	38
<i>Obekräftade resultat</i>	38
3.2 Har restriktionerna på fisket inneburit en minskad fiskeridödlighet?..	39
<i>Effekter av gjorda fiskeregleringar är osäkra</i>	39
<i>Fritidsfiskets storlek kan ha överskattats</i>	40
3.3 Kan utsättningar snarare stjälpa än hjälpa?	41
3.4 Hur många ålar kommer räddas från ”turbindöden”?.....	42
<i>Tillståndsprövning</i>	43
<i>En frivillig avsiktsförklaring</i>	44
<i>Hittills uppnådda resultat</i>	45
3.5 Potentialen för restaurering av habitat måste fortfarande utredas	46
3.6 Felberäkningar och val av balansräkningsmodell	46
3.7 Kontroll.....	47

3.8 Utvärdering av de ekonomiska förutsättningarna	47
3.9 Framtagande av ålförvaltningsplanen	48
4. ANALYS AV FÖRVALTNINGS-KONSTRUKTIONENS BRISTANDE TILLFÖR- LITLIGHET – GENOMFÖRANDEUNDERSKOTTET OCH DESS ORSAKER.....	49
4.1 Uppfyller ålförvaltningsplanen målen?	49
4.2 Genomförandeunderskott och dess orsaker	51
<i>Utformning och prioriteringar av olika mål</i>	<i>51</i>
<i>Val av åtgärder</i>	<i>51</i>
<i>Brister i det naturvetenskapliga och tekniska underlaget.....</i>	<i>53</i>
<i>Uppföljning av åtgärder och ålbeståndets utveckling.....</i>	<i>53</i>
4.3 En annan ansats	54
4.4 Slutsatser.....	55
REFERENSER.....	58
ORDFÖRKLARINGAR	64

SAMMANFATTNING

Den europeiska ålen är en för allmänheten välkänd fiskart. Arten är ett biologiskt unikum med sin mycket särpräglade biologi och har förmodligen funnits i Atlanten sedan oceanens tillblivelse för ca 70 miljoner år sedan. Den finns idag spridd från Nordnorge till Medelhavet och Svarta Havsområdet. Europeisk ål är i likhet med övriga medlemmar av släktet *Anguilla* en katadrom fisk, det vill säga växer upp i sött till bräckt vatten men reproducerar sig i havet - i motsats till anadroma fiskar som exempelvis lax som reproducerar sig i sötvatten och vandrar ut i havet för att söka föda. Ålen har flera tydliga livsstadier, vilka är intimt förbundna med ålens transport och vandringar mellan den utpekade lekplatsen i Sargassohavet och de kontinentala uppväxtområdena i Europa och Nordafrika. Den har förmåga att trivas lika bra i Bohuskustens bräckta vatten som i Nildeltat och den tycks kunna uppnå hög ålder utan att förlora sin vandringsdrift. Det har visat sig omöjligt att ersätta den vilda produktionen med konstgjord befruktning och ålens fortsatta existens är därför helt beroende av leken i Sargassohavet. Ålen tycks inte vara uppdelad i flera bestånd utan utgörs av en enda population.

Den europeiska ålen är på väg att försvinna, rekryteringen av nya årsklasser har minskat under lång tid och utgör idag endast några få procent av vad den var för 30-50 åren sedan. Orsakerna till denna nedgång kan relateras till överfiske, habitatförstörelse, spridning av sjukdomar och parasiter, miljögifter och klimatologiska förändringar. Det ska observeras att ålen tillhör den grupp fiskar som är särskilt känsliga för överfiske på grund av sin höga ålder vid könsmognad.

Internationella havsforskningsrådet (ICES) har sedan länge varnat för konsekvenserna av den pågående negativa beståndsutvecklingen och har sedan 1998 rekommenderat att en förvaltningsplan för ål tas fram på europeisk basis. EU-kommissionen har sedan 2007 krävt att alla ålfiskande medlemsstater utvecklar en förvaltningsplan för ål med målet *att minska den antropogena mortaliteten [den mänskligt orsakade dödligheten] så att minst 40 procent av biomassan av blankål med stor sannolikhet tar sig ut i havet, i förhållande till den bästa uppskattningen av utvandring som skulle ha funnits om inte antropogena faktorer hade påverkat beståndet*. I Sverige har regeringen gett Fiskeriverket i uppdrag att utveckla en nationell ålförvaltningsplan.

Den totala historiska blankålsutvandringen i Sverige har Fiskeriverket beräknat till mellan 4,4 och 10,5 miljoner utvandrande blankålar per år, vilket medför att EU:s 40 % - mål motsvarar mellan 1,8 och 4 miljoner utvandrande blankålar per år. Det "provisoriska" målet för den svenska ålförvaltningsplanen (ÅFP) är emellertid att 90 % av det *nuvarande* blankålsbeståndet i svenska vatten ska kunna vandra iväg till Sargassohavet, vilket anses motsvara 2,6 miljoner fiskar per år, medan den överskjutande delen på ca 400 000 blankålar per år kan fiskas upp. Skulle beräkning av hur många ålar som skulle funnits utan mänskliga faktorer visa sig vara mer än 6,5 miljoner utvandrande blankålar per år betyder det att Sverige inte uppfyller EU:s 40 % -mål och att det inte finns något utrymme för fortsatt fiske.

Många åtgärder är listade inom ramen för ÅFP: förbud mot fritidsfiske på ål, speciella yrkesfiskelicenser för ål, förändrade fisketider, stängning av gulålsfisket på västkusten, ökade utsättningar av ålyngel och en avsiktsdeklaration av Fiskeriverket tillsammans med sex kraftbolag att vidta åtgärder för att minska den dödlighet som beror på att ålar sugts in i vattenkraftverkens turbiner.

En analys av planen visar att:

- Målkonflikter mellan bevarande av arten och fisket har inte synliggjorts och prioritering är oklar. Förvaltningen medverkar till att "dämpa" de negativa effekterna av fiske och annan mänsklig verksamhet istället för att effektuera bevarandemålet,
- Underlagsmaterialet är bristfälligt och saknar kritisk genomlysning. Materialet är också svårgenomträngligt. Osäkerheter presenteras som stöd för att *undvika* säkerhetsmarginaler. Exempelvis har målen preciserats utan hänsyn till beståndsuppskattningens osäkerhet, d.v.s. det osannolika förhållandet att det finns 2,9 miljoner blankålar i svenska vatten som potentiellt sett skulle simma mot Sargassohavet. Osäkerheten tas istället som intäkt för att ett utrymme *kan* finnas för fortsatt fiske,
- Operationaliseringen av mål till krav och åtgärder är otillräcklig. Implementeringen av planen sker eller avses att ske under en mycket lång tidsperiod. Även om planen till slut skulle följas, är det inte troligt att 90 % av alla blankålar kommer att kunna utvandra, då bland annat det fiske som kommer vara tillåtet även i framtiden är relativt omfattande och att utsatta ålar kan vara desorienterade, vilket medför att deras bidrag till leken i Sargassohavet kommer vara mycket litet.

Till det problematiska med denna process ska läggas att genomförandefasen är extremt utdragen. Turbindödligheten ska enligt planen vara åtgärdad först till 2015 och ålutsättningarnas högst eventuella tillskott kommer minska under en lång följd av år för att först börja öka 2024. Med tanke på att ÅFP har diskuterats inom Fiskeriverket sedan åtminstone 2005 då första utkastet till ÅFP presenterades, blir trögheten i systemet ett problem i sig, dels med tanke på att ålbeståndets återhämtning kommer att avsevärt försenas ju längre tid det tar innan effektiva skyddsåtgärder implementeras, dels för möjligheterna att utvärdera arbetet i en fråga som sträcker sig över decennier.

En miljö- och naturresurspolitik bör naturligtvis som *de-facto* förvaltning överträffa effekterna av en *laissez-faire* policy. De olika målsättningar för denna politik bör inte stå i konflikt med varandra, vilket i det här fallet betyder att fiskeripolitikens målsättning borde underordnas de miljöpolitiska målen eller åtminstone att prioriteringsordningen blir klarlagd.

En viktig insikt i detta sammanhang är behovet av en öppen och obunden debatt rörande såväl naturvetenskapliga fenomen som samhällsförhållanden. En utvecklad och förbättrad förvaltning av naturresurser förutsätter granskning och omprövning av förhållningssätt och befintlig kunskap. Vid sidan av analyser av de naturvetenskapliga frågeställningarna visar denna studie behovet av samhällsvetenskapliga analyser av förvaltningen. Denna studie har gett upphov till en rad frågor bl.a. kring varför den beskrivna situationen uppkommit och på vilket sätt den svenska förvaltningen och aktörernas inställning till ålen och dess förvaltning skiljer sig från den i t.ex. Norge och Irland där ålfisket helt förbjudits.

Till syvende og sist handlar miljöförvaltning om politisk vilja. Ålen är akut utrotningshotad och det finns starka vetenskapliga argument för att stoppa allt avsiktligt dödande (=fiske) av denna art. Däremot tycks det i Sverige saknas politisk vilja att stoppa olönsam exploatering av utrotningshotade djur.

1. UNDERLAGET

1.1 Målsättningar

Det är lätt att hitta stöd för att det finns en politisk vilja att skydda ålen som art. Medvetenheten om att ålen är allvarligt hotad har funnits sedan 1970-talet (Svärdson 1976), men har under senare år blivit allt tydligare. Krav på åtgärder har ställts av både forskare, förvaltare och politiker särskilt under de senaste åren. Det internationella havsforskningsrådet ICES angav i sina råd 2008:

“Since recruitment remains in decline and stock recovery will be a long-term process for biological reasons, ICES recommends that all exploitation and other anthropogenic impacts on production and escapement of eels should be reduced to as close to zero as possible, until the recovery of the stock is achieved.”¹

Även den ansvarige svenska jordbruksministern har tydligt deklarerat sin inställning angående fiskeriförvaltningen:

“Jag har en tydlig vision. Den är att man skall kunna bruka utan att förbruka. Jag vill vara tydlig med att jag vill se ett svenskt och europeiskt yrkesfiske som kan bidra till att hålla fiskesamhällen levande och bidra till vårt välbefinnande. Målet måste vara att kunna utveckla fiskeriet. En absolut förutsättning för det är att vi brukar naturresursen, fisken, på ett sätt så att den inte förbrukas. Enligt min uppfattning lever idag inte EU:s fiskepolitik upp till något av detta.”²

Behovet av skydd för utrotningshotade arter framgår också i en rad politiskt förankrade dokument. I miljömålspropositionen (Prop. 2009/10:155) anges bland annat att artbevarande är ett av delmålen till miljömålet Levande sjöar och vattendrag: *fiskar och andra arter som lever i eller är direkt beroende av sjöar och vattendrag kan fortleva i livskraftiga bestånd*. Avseende målet Hav i balans och Levande kust och skärgård är ett av delmålen: *fiske, sjöfart och annat nyttjande av hav och vattenområden, liksom bebyggelse och annan exploatering i kust- och skärgårdsområden sker med hänsyn till vattenområdenas produktionsförmåga, biologiska mångfald, natur- och kulturmiljö och friluftsvärden*. Ett delmål till miljömålet Ett rikt växt och djurliv är att *arter som nyttjas t.ex. genom jakt och fiske förvaltas så att de långsiktigt kan nyttjas som en förnyelsebar resurs, och så att ekosystemens strukturer och funktioner inte påverkas*.

¹ ICES. 2008. European eel. Report of the ICES Advisory Committee. ICES Advice, 2008. Book 9.

² Eskil Erlandsson, Sveriges jordbruksminister, 9 april 2008

I Miljömålspropositionen anges att sektorsmyndigheterna har ett särskilt ansvar för att arbeta för att skydda hotade arter, så att de åter kan förekomma i sina ursprungliga utbredningsområden.³

Vid sidan av målsättningen att skydda ålen mot utrotning finns det också andra intressen som kräver hänsynstagande. Ålen anses ha betydelse för det småskaliga kust- och insjöfisket. Ålen är en stor del av många kustfiskares fångst, men dessutom bifångar ålfiskeredskapen även andra kommersiellt intressanta arter, vilket således gör ålfisket ännu mer ekonomiskt betydelsefullt.⁴

Att yrkesfiskarnas intresse ska vägas mot skyddet av hotade arter finns inte uttryckligen uttryckt i något politiskt dokument. Inte heller hur denna vägning ska göras. Regeringen har dock gett anvisningar som beaktats vid utformningen av den svenska ålförvaltningsplanen. I propositionen om kust- och insjöfiskets inriktning (Prop. 2003/04:51) redovisade regeringen i december 2003 viktiga utgångspunkter för utformandet av en nationell ålförvaltningsplan. Bland annat angavs ett behov av förbättrad kunskapsinsamling, utveckling av selektiva redskap samt utsättningar. Regeringens slutsats då var att *”Genom detta kan ett fortsatt fiske bedrivas samtidigt som en ökad produktion av ål förstärker beståndet.”* I den senaste Havsmiljöpropositionen uttrycker regering som målsättningen med fiskeripolitiken att *”yrkesfisket, fritidsfisket och fiskeribranschen ska producera fisk och fiskprodukter som efterfrågas av konsumenterna samt bidra till att skapa arbete, välfärd och levande kust- och insjösamhällen.”* Dock anges att förutsättningen för att denna målsättning ska kunna uppnås är att *”allt fiske bedrivs resurseffektivt och miljömässigt hållbart, med effektiva fiskeregler och selektiva fångstredskap.”*⁵

Således finns det flera politiska målsättningar för förvaltningen av ål. Av ovan refererade dokument framgår dock inte att fisket skulle vara prioriterat framför bevarandet.

³ Prop. 2009/10:155, sid 236: ”Det är viktigt att Fiskeriverket och Naturvårdsverket utvecklar nya program så att hotade arter och fiskbestånd så långt det är möjligt kan återkomma i sina ursprungliga utbredningsområden och så långt som möjligt bevara sin genetiska variation inom och mellan bestånden. För övrigt är det ytterst angeläget att sektorerna inom ramen för sitt sektorsansvar tar det utpekade ansvaret för hotade arter inom ramen för de verksamheter som bedrivs inom olika näringar.”

⁴ Prop. 2008/09:170, s. 88.

⁵ Prop. 2008/09:170, sid. 84.

1.2 Biologiska fakta om europeisk ål *Anguilla anguilla*

Livsstadier

Den europeiska ålen är en katadrom fiskart i likhet med övriga arter av släktet *Anguilla*, d.v.s. den reproducerar sig i havet men växer upp i sötvatten eller i kustområden med bräckt vatten (t.ex. Tesch 2003; Fig. 1). Ålarnas livshistoriemönster står med andra ord i motsats till det vi finner hos många laxfiskarter, vilka istället reproducerar sig i sötvatten medan de utnyttjar havet som uppväxtområde.

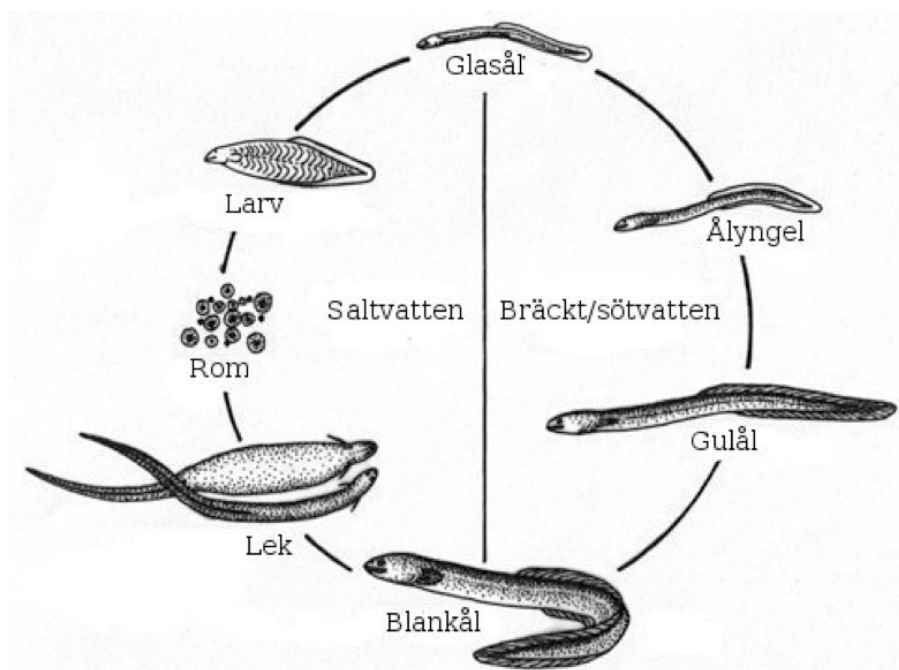


Fig. 1. Ålens livscykel (<http://www.ices.dk/marineworld/eel.asp>).

Den europeiska ålen har flera tydliga livsstadier, vilka är intimt sammanbundna med ålens transport och vandringar mellan den oceaniska lekplatsen i Sargassohavet och de kontinentala uppväxtområdena i Europa och Nordafrika (Schmidt 1909, Deelder 1984). Vid leken släpps äggen (rommen) i den fria vattenmassan och förs med strömmar bort från lekområdet (Tesch 2003; Fig. 2). Efter kläckning genomgår ålen ett stadium som leptocephaluslarv (eng. *leptocephalus larvae*). Detta livsstadium är helt förbundet med den oceaniska delen av transporten från Sargassohavet till de kontinentala kustvattnen. I närheten av kontinentalsockeln omvandlas larverna till så kallad glasål (eng. *glass eel*).

När glasålen har förts närmare kusten, in i vikar och estuarier, pigmenteras glasålen. Under denna första fas av sin kontinentala tillväxtperiod benämns ålen oftast som ålyngel (eng. *e/vers*). I och med denna omvandling byter ålen också levnadssätt och söker sig ner mot botten för skydd och för att söka föda. När ålynglen vuxit sig något större brukar de benämnas som gulål (eng. *yellow eel*). Under gulålsstadiet sker ålens kroppstillväxt.

När gulålen efter ett varierande antal år (5-25 år) uppnått viss storlek och fetthalt, skjuter könsmodningsprocessen fart (ex. Svedäng et al. 1996). Gulålen förändras till så kallad vandringsål eller blankål (eng. *silver eel*). Huden blir mörkare på ryggen och silverglänsande på buken samtidigt som ögonens storlek ökar markant. I skandinaviska vatten påbörjar blankålen sin återvandring till Sargassohavet under sommaren-hösten.

Spridning

Den europeiska ålen leker i Sargassohavet, d.v.s. någonstans i ett stort och inte särskilt väl definierat område öster om Bahamas mellan 50:e och 75:e longituden västlig längd (Kleckner & McCleave 1988; Fig. 2). Leken äger rum under senvinter-vår (Kleckner & McCleave 1985).

Larverna förs bort från Sargassohavet med hjälp av Golfströmmen till Europas och Nordafrikas kuster (Kettle & Haines 2006). Uppskattningar av transporttiden över Atlanten varierar från mindre än ett år (Lecomte-Finiger 1994, Arai et al. 2000) till upp till 3 år (van Utrecht & Holleboom 1985, Kettle & Haines 2006). I många europeiska kustvatten vandrar det pigmenterat ålynglet/ gulålen upp i floder och insjöar. Längs den svenska västkusten och i Östersjöbäckenet är detta inte lika vanligt, då de flesta ålar tycks stanna kvar under hela sin uppväxtperiod i havet, d.v.s. i olika brackvattnemiljöer (Limburg et al. 2003). Dock är vandringar i Östersjön vanliga och ofta omfattande i sin utsträckning och kan pågå under många år (t.ex. Määr 1947, Svedäng et al. 1996).

En stor del av glasålen förs in från oceanen mot Biscayabukten (Dekker 2000a). Denna västliga del av Europa kan beskrivas som ålens kärnområde, eftersom det är här som den största mängden glasål så småningom hamnar. Till kusterna runt Medelhavet, Nordsjön och norra Europa förs glasål med delvis andra strömmar (Kettle & Haines 2006).

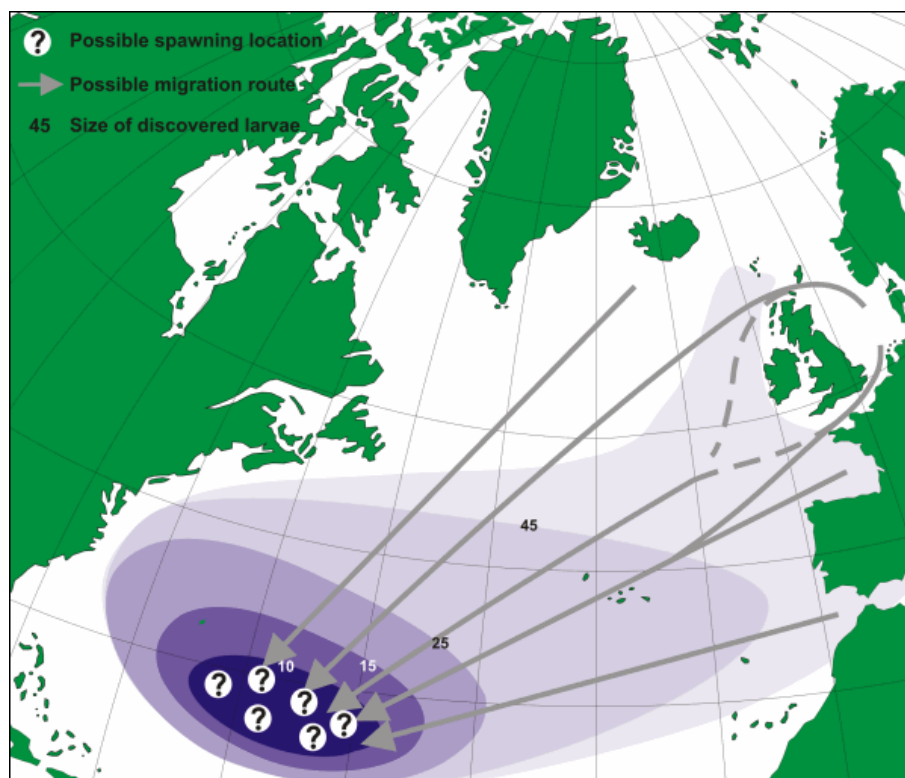


Fig. 2. Ålens lek område någonstans i Sargassohavet, larvernans spridning från lekområdet mot Europa och Nordafrika (de färglagda områdena i Atlanten beskriver larvernans spridning, talen anger larvernans längd i mm), samt återvandringvägar för blankål tillbaka till Sargassohavet, åskådliggjorda med pilar (hämtad från <http://www.eeliad.com/newsitems/news2.htm>).

Till skandinaviska vatten (norska kusten, Skagerrak, Kattegatt och Östersjöbäckenet) förs glasål i huvudsak med strömmar från norra delen av Nordsjön (Westin 1998), medan södra Nordsjö-kusten förses med glasål från Engelska Kanalen (Knights 2003). Det är en öppen fråga huruvida tillförseln av ål till Östersjön helt sker genom migration av ålyngel som bottenfällt i Öresund, Bälten och Kattegatt (Westerberg 1996), eller om glasål även förs direkt in i Östersjön med ytliga strömmar (Svårdson 1976).

Reproduktion - lekvandring

Gonadernas (könsorganens) tillväxt påbörjas under blankålsstadiet, men antas nå full storlek och mognad först i samband med leken/ vandringen i oceanen (Pankhurst 1982, Pankhurst & Lythgoe 1983). Ål som uppnått full könsmognad på naturlig väg har således aldrig iakttagits, eftersom ålens lekplats inte har kunnat fastställas exakt i Sargassohavet och ål har under sin återvandring endast fångats ut till kontinentalsockeln (ex. Tesch 2003). Hos blankålen tillbakabildas magsäcken, eftersom ålen slutar äta under sin vandring tillbaka till Sargassohavet (Pankhurst & Lythgoe 1983).

I svenska vatten sker utvandringen till havet av blankål under sensommaren-hösten (ex. Westin 1998). I Östersjön sker utvandringen längs med den svenska ostkusten till Öresund och vidare ut genom Kattegatt och Skagerrak. En intressant återfångst av en ål som märkts med datasamlingsmärke vid Kullen, visade på en snabb vandring från Öresund till Skagerrak samt att ålen därefter hade vandrat längs Norska Rännan ut till Atlanten mellan Shetlandsöarna och Island⁶.

Könsdimorfism

Ålen har en labil bestämning av könet (ex. Wiberg 1983, Colombo & Grandidr 1996). Det betyder att såväl tillväxthastighet som förekomst av artfränder, tycks kunna påverka vilket kön individen till slut kommer att utveckla. Hanar har en kortare tillväxtperiod (6-12 år) och blir vuxna vid mindre storlek än honor, vilka kan tillväxa i över trettio år. Ålens fekunditet (antal ägg per enhet kroppsmassa) är mycket hög (Boëtius & Boëtius 1980).

Artificiell befruktning

Genom att injicera hormoner kan könsmognadsprocessen påskyndas, vilket gör det möjligt att befrukta den europeiska ålen på konstgjord väg (Pedersen 2003, 2004). På så sätt har till och med lekbetaende på senare tid kunnat studeras i fångenskap (van Genneken et al. 2005). Men trots detta har det hittills inte gått att sluta den europeiska ålens livscykel på konstgjord väg, d.v.s. att genom hormonbehandling få två på varandra följande generationer. Allt fiske och all odling av ål i Europa baserar sig med andra ord på vild ål som lekt i Sargassohavet.

Fetthalt och föda

Ål är en födogeneralist; i dieten kan kräftdjur, insekter, fisk med mera ingå (Tesch 2003). Ett högt fettinnehåll tycks vara avgörande för att könsmognadsprocessen (d.v.s. avseende blankålstadiet) ska framskrida snabbare (Svedäng et al. 1996, Svedäng & Wickström 1997). För båda könen krävs en hög fetthalt för att energireserverna ska räcka till att samtidigt utveckla könsprodukter och kunna återvända till Sargassohavet (Boëtius & Boëtius 1985). Ålens fetthalt varierar dock mellan olika uppväxtområden och är betydligt lägre i västra Europa jämfört med de norra och östra delarna av utbredningsområdet (Belpaire et al. 2009). Ål i svenska vatten som härstammar från utsättningar av ålyngel från Frankrike eller England, tenderar intressant nog ha betydligt lägre fetthalt än den ål som kommit till skandinaviska vatten på naturlig väg, d.v.s. genom havsströmmars försorg (Svedäng & Wickström 1997).

⁶ <http://www.thetimes.co.uk/tto/environment/article2144410.ece>

Genetik och beståndsseparering

Det europeiska ålbeståndet anses tillhöra en enda population (Dannewitz et al. 2005, Palm et al. 2009). Genetiska skillnader har observerats mellan olika geografiska områden, men det finns inget som tyder på att dessa skillnader skulle ha uppstått genom förekomst av olika populationer vars lek antingen är temporalt eller geografiskt separerade. De genetiska skillnader som observerats förklaras bättre av slumpmässig variation mellan olika årsklasser.

1.3 Det europeiska ålbeståndets nedgång

Känslighet för störningar

Den europeiska ålen är hotad till sin existens. Den europeiska ålen tillhör de fiskarter som är känsliga för överexploatering på grund av en generellt sett hög ålder vid könsmognad (Reynolds et al. 2010), d.v.s. trots en hög reproduktiv förmåga i form av frisläppande av ett stort antal ägg vid leken, är risken för utrotning betydande på grund av en hög könsmognadsålder.

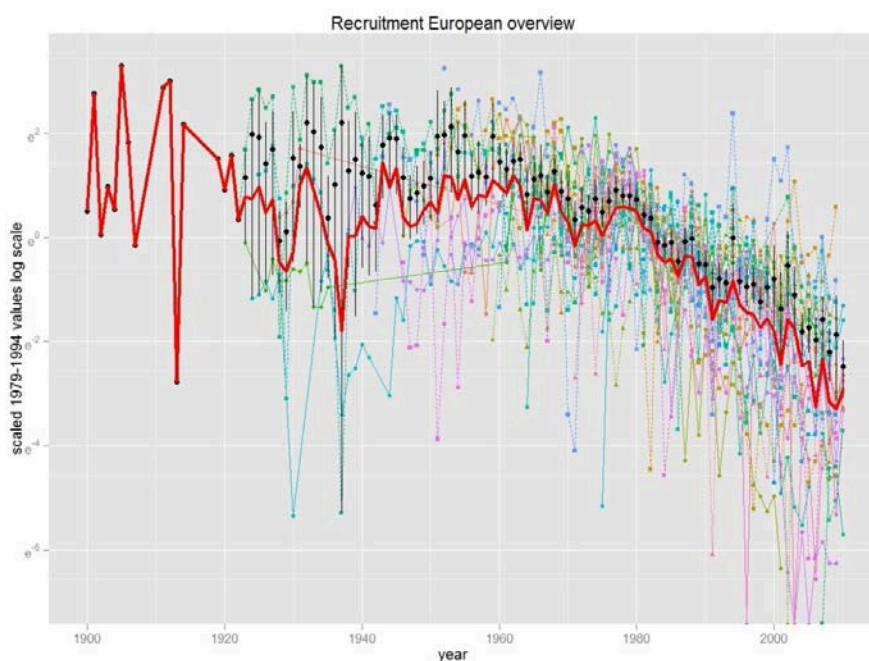


Fig. 3. Glasålförekomst i olika delar av Europa (ICES 2010). Observera den logaritmiska skalan på y-axeln. Inga serier på glasålförekomst i Östersjön finns tillgängliga.

Mängden yngel som driver med havsströmmar från lekområdet i Sargassohavet i västra Atlanten tycks ha minskat kontinuerligt under de sista 50 åren. Enligt ICES (International Council for the Exploration of the Sea; ICES 2010) senaste bedömning är den europeiska ålens lekbiomassa⁷ och rekrytering på den historiskt sett lägst skattade nivån någonsin.

Glasålsförekomst

Data över glasålsförekomst, baserat i huvudsak på kommersiella landningsdata, visar samstämmigt på en klar nedgång under de senaste 30 åren (Fig. 3). Rekryteringen av ål, mätt som införsel av glasål till europeiska kuster, har fallit med mellan 91 och 99 % jämfört med tidigare nivåer uppmätta före 1979 i olika, företrädesvis västeuropeiska, floder och flodmynningar. Detta index tenderar dessutom att fortsätta sjunka: mellan 2008 och 2009 noterades en ytterligare nedgång med omkring 50-60 % (ICES 2009a).

Gulålsförekomst

Uppvandring av gulål i svenska vattendrag används också som mått på ålbeståndets status i skandinaviska vatten (t.ex. ICES 2010). Västsvenska gulålsindex visar på en kontinuerlig nedgång sedan 1950-talet. Det bör noteras att gulålsbaserade index inte grundar sig på kommersiella landningar, utan på den totala fångsten av uppvandrande gulål i så kallade ålyngelledare, vilka konstruerats för att samla upp ål när den normala vandringsvägen har blockerats av dammbyggnationer.

Längs ostkusten där inga glasålsindex finns tillgängliga, grundar sig alla mått på den lokala rekryteringen på mätningar av mängden uppvandrande gulål i olika vattendrag. Dessa mått pekar på en mer än 90 % minskning mellan 1950-talet och 1970-talet, men att nivån därefter har varit relativt stabil. Den nuvarande uppvandringen av gulål på väst- och ostkusten uppgår till ca 5 respektive 7 % av uppmätta nivåer före 1960.

1.4 Faktorer som bidrar till beståndförsvagningen

Fiske

Fiske sker på nästan alla av ålens livsstadier: från glasål till blankål och över stora delar av Europa. Men fiske sker inte på alla livsstadier överallt utan begränsas av de olika livsstadierens förekomst och tillgänglighet (Moriarty & Dekker 1997).

Glasålsfisket är t.ex. traditionellt koncentrerat till länderna runt Biscayabukten och Keltiska havet: England, Frankrike, Spanien och Portugal, eftersom det är endast i flodmynningsområden i dessa länder som tillgången på glasål är tillräckligt hög för att detta fiske ska kunna vara lönsamt.

⁷ Lekbiomassa är den sammanlagda massan av alla lekmogna fiskar som deltar i reproduktionen under en säsong, vanligen under ett år.

Gulål fiskas intensivt i floder, sjöar och kuster runt Medelhavet, på kontinenten och på Brittiska öarna samt i delar av Skandinavien. Blankål fiskas i floder när ålen vandrar mot havet eller i vissa kustavsnitt där blankålen koncentreras. Speciellt utmärkande för havsfiske efter blankål är den svenska ostkusten, Öresund och de danska sunden.

Det finns också många områden där fisket mer eller mindre har upphört på grund av minskande förekomst av ål som i Ryssland och i de baltiska staterna (Svedäng 1996).

Ur populationsdynamisk synvinkel har fiske på blankål störst negativ inverkan på beståndet. En blankål har ett mycket högre reproduktivt värde (fitness) än exempelvis en glasål vars överlevnadschanser av helt naturliga skäl är mycket små. Det går således inte på ett enkelt sätt att väga antalet fångade glasålar och antalet fångade blankålar mot varandra, eller för den delen gulål mot blankål. För att göra detta måste man kunna skatta överlevnaden fram till blankålsstadiet. Eftersom denna proportion alltid är mindre än 100 %, kommer antalet blankålar vara färre än antalet ålyngel eller gulålar även om exempelvis fisket helt skulle upphöra.

Det bör noteras att gulålsfiske är ett fiske på uppväxande fisk. Det betyder att en och samma årsklass kan utsättas för fiske under flera år, d.v.s. från det en årsklass har uppnått tillräcklig storlek för att fångas tills dess att vandringen mot Sargassohavet har påbörjats. Ett riktat fiske på en och samma årsklass kan således fortgå under kanske 5-6 års tid (jämför med Svedäng 1999), vilket medför att den sammanlagda fiskeridödligheten kan bli mycket hög, vilket i sin tur innebär att i stort sett ingen gulål uppnår blankålsstadiet. Sjön Ijsselmeer i Nederländerna och den svenska västkusten är exempel på studerade områden där det sammanlagda fisket under uppväxtfasen i praktiken har omöjliggjort någon utvandring av vuxen ål av betydelse (Svedäng 1999, Dekker 2000b).

Habitatförändringar

Dammar som spärrar uppvandringar för ålyngel/gulål är förmodligen den enskilt mest betydelsefulla förändringen av ålens uppväxthabitat, då dammbyggnationer nästan alltid innebär att uppväxtområden stängs av (Fiskeriverket 2008a). Dikning och invallning av jordbruksmark är andra exempel på landskapsförändringar som har missgynnat ålbeståndet. Å andra sidan kan dessa miljöförändringars betydelse diskuteras, eftersom ål utnyttjar mest de kustnära och vanligtvis låglänta delarna av ett avrinningsområde och att dessa områden blev relativt tidigt exploaterade runt om i Europa, d.v.s. före 1950-talet. Spanien kan emellertid utgöra ett undantag då utbyggnaden av vattenkraft i Spanien har varit omfattande efter 1950.

Gifter

Ålens höga fetthalt och dess val av bottendjur som föda gör den känslig för bioackumulation av gifter som tungmetaller och organiska föreningar i många europeiska inlandsvatten. Höga halter av bland annat klorerade kolväten kan resultera i organskador och försämrade reproduktions- eller vandringsförmåga. Exempelvis har man funnit blankålar med extremt höga gifthalter i delar av Belgien (Belpaire et al. 2008, 2009).

Det kan noteras att ål i fiskbara storlekar anses numera så hälsofarlig i delar av Belgien och Frankrike att fiskeförbud har införts (ICES 2010).

Predatorer

Minskad förekomst av ål har satts samman med ökande predation från fåglar, i synnerhet skarv. Studier av den dödlighet som orsakas av skarv, visar att denna kan vara betydande på lokal eller regional nivå (t.ex. Lunneryd & Alexandersson 2005, ICES 2010).

Parasiter

Kunskapen om vilka effekter sjukdomar och parasiter har på det europeiska ålbeståndets utveckling anses otillräckliga (Fiskeriverket 2008a). Det epidemiologiskt största hotet mot den europeiska ålen utgörs förmodligen av simblåsemasken *Anguillicola crassus* (Sjöberg et al. 2009). Denna parasit kom troligen till Europa i början av 1980-talet tillsammans med import av levande japansk ål (*Anguilla japonica*) från Asien. Den påträffades för första gången i Sverige 1987. Parasiten, som lever på blod i ålens simblåsa, kan medföra att ålen får svårigheter med sin tryckreglering när den rör sig i djupled. Konsekvenserna av sjukdomen för det europeiska ålbeståndet är svårbedömda. Minskningen av ålbeståndet skedde dock långt innan simblåsemasken hade fått någon större spridning.

Oceanografiska faktorer

Ett visst samband mellan inflödet av glasål och oceaniska faktorer som strömriktning och strömhastighet har kunnat visas (t.ex. Friedland et al. 2007). Nedgången i beståndet kan således delvis vara relaterat till klimatologiska förändringar.

1.5 ICES råd rörande exploatering av ål och utplantering (translokation) av ål

ICES rekommenderar att all exploatering av ålbeståndet upphör samt att åtgärder sätts in för att övrig mänsklig påverkan ska bli så liten som möjligt (t.ex. ICES 2008):

“Since recruitment remains in decline and stock recovery is a long-term process for biological reasons, ICES recommends that all exploitation and other anthropogenic impacts on production and escapement of eels should be reduced to as close to zero as possible.”

ICES rekommenderar vidare att glasål eller andra stadier av ålens livscykel inte bör translokeras/ förflyttas mellan olika avrinningsområden. ICES fastslår att förflyttning mellan avrinningsområden riskerar avbryta ålens naturliga vandringsbeteende. Förflyttning och utsättning kan också innebära att det finns risk för spridning av sjukdomar och parasiter samt eventuellt medföra minskad genetisk variabilitet. Även om de flesta är eniga om att ålen utgörs av enda panmiktisk population (ingen reproduktiv isolering mellan olika grupper), finns det avvikande åsikter. Det anses vidare som orealistiskt att kunna nå EU-kommissionens 40 % -mål endast genom utsättningar, även om utsättningar skulle visa sig vara fördelaktiga för att bygga upp beståndet. Givet den extremt låga rekrytering av glasål till europeiska kustvatten och att möjligheterna för att utnyttja eventuella lokala glasålsöverskott kan snart vara försvunna, anser ICES att utsättningar, där de förekommer, måste göras på ett riskundvikande sätt.

ICES och STECF (Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries) säger vidare att utsättningar kan vara ett viktigt element i förvaltningsplaner, men att dessa endast ska göras för att bevara arten och inte för att främja fiske samt **att ålen endast får förflyttas om det kan vetenskapligt bevisas att det ger en ökad utvandring av blankål** (ICES 2008):

“The EU Regulation requires a portion of glass eel catches to be made available for stocking, which often involves translocation of eels between river basins. Previous advice from ICES recommended that glass eels and other life history stages should not be translocated. Translocation and stocking of eel may involve a risk of decreased genetic variability. Movement and stocking could disrupt migration behaviour and could lead to spreading of diseases and parasites. Although there is a general consensus that the European eel stock is one panmictic homogeneous stock, there is some uncertainty about this view. There is little scientific basis for judging the potential benefits from stocking, but it is highly unlikely that the 40% recovery objective can be met primarily through stocking. Stocking should not be considered a remedy/solution for overfishing, or for ameliorating or mitigating any other anthropogenic activities adversely affecting the stock. In some cases where eels are so depleted that a river basin is at risk of no longer contributing to the spawning stock, stocking might be used as a last resort. However, large-scale stocking should not be allowed unless a scientific evaluation demonstrates that the potential escapement of silver eels will be enhanced.”

I ICES rådgivning 2009 anges följande (ICES 2009b):

“Given the continued declining abundance of glass eels, ICES reiterates its concern about glass eel stocking programs. The programs involve capture and translocation of eels from one river to another. While stocking programs may benefit specific rivers, these programs risk reducing the contribution that these glass eels could make to sustain the overall European eel stock, because of capture and translocation mortality and reduced survival in the river where eels are stocked. Fishing and use of glass eel for any purpose should be reconsidered, with intervention only taking place where there is an objective of increasing or protecting the glass eel's contribution to spawner production.”

Slutligen i ICES rådgivning 2010 anges följande (ICES 2010):

ICES reiterates its previous advice that all anthropogenic mortality (e.g. recreational and commercial fishing, barriers to passage, habitat alteration, pollution, etc.) affecting production and escapement of eels should be reduced to as close to zero as possible until there is clear evidence that the stock is increasing. A concerted effort by all European countries to conserve eel habitats is urgently needed.

Given the current record-low abundance of glass eels, ICES reiterates its concern that glass eel stocking programs are unlikely to contribute to the recovery of the European eel stock. This is because (a) there is no surplus anywhere of glass eel to be redistributed to other areas and (b) there is evidence that stocked/translocated eels experience impairment of their navigational abilities.”

1.6 Svenskt ålfiske

Ålfisket längs Sveriges ost- och sydkust har gamla anor. Fisket har haft karaktären av ett så kallat rättighetsbaserat fiske, d.v.s. att fiskeplatserna har bestämda innehavare, där stora, så kallade bottengarn sätts ut för att fånga in blankålen under dess vandring längs kusten. Bottengarnen är fasta fångstanordningar bestående av en lång nätarm som leder till ett fiskhus där ålen leds in. Detta fiske har minskat drastiskt i omfattning sedan 1960-talet på grund av försämrade ålfångster. I Öresund upphörde ålfisket med bottengarn under 1970-talet på grund av minskande tillgång på ål (Jacobsson 1981).

Längs västkusten är fisket till stor del baserat på fångst av gulål med smårýssjor och har inte haft samma betydelse som ostkustens blankålsfiske. Detta fiske utvecklades starkt under 1960-talet för att sedan kulminera under 1980-talet (Svedäng 1996).

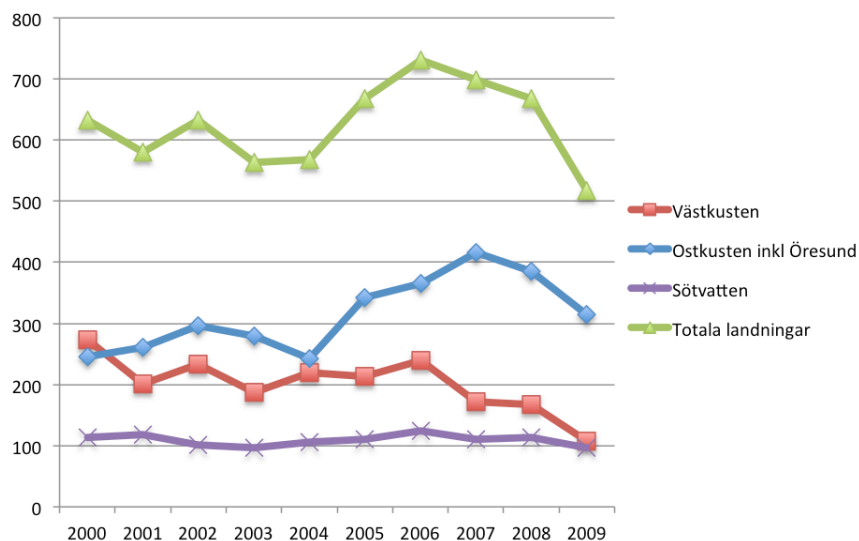


Fig. 4. Officiell ålfångst i ton mellan 2000 och 2009 (från SCB).

Som helhet betraktat är det svenska ålfisket en liten näringsverksamhet med en redovisad bruttointäkt på ca 30 miljoner kronor per år (Fiskeriverket 2008a). Bruttointäkterna har emellertid minskat under senare år till mindre än 20 miljoner 2009⁸. År 2005 redovisade ca 750 fiskare fångst av ål. 2007 registrerade 393 personer en sammanlagd fångst av 673 ton ål (Tabell 1 & 2; Fig. 4). På grund av att gulålfisket på västkusten har beslutats upphöra 2012 (Fiskeriverket 2010), antas antalet ålfiskare ytterligare minska med ca 90 personer under de närmaste två åren. Minskningen kan dock bli ännu större med tanke på ålfiskarnas åldersstruktur, då en stor del av ålfiskets utövare är ålderspensionärer (Fiskeriverket 2008a). Utvecklingen inom ålfisket följer således den allmänna trenden i Sverige där yrkesfiskarna blir allt färre och med en allt högre medelålder.⁹

Tabell 1. Antalet licensierade yrkesfiskare i Sverige med redovisad ålfångst under perioden 2005-2012 (uppgifter hämtade från Fiskeriverket).

År	Antal fiskare med redovisad fångst av ål
2005	749
2006	Ingen uppgift
2007	438
2008	409
2009	389
2010	388
2012 (prognosticerat antal)	Ca 290

⁸ Statistiska Centralbyrån http://www.scb.se/Pages/SubjectArea_8679.aspx

⁹ Prop. 2008/09:170, s. 86.

Tabell 2. De officiella svenska landningarna av ål vid västkusten, ostkusten inklusive Öresund samt i sötvatten (ton).

År	Västkust	Ostkust inkl Öresund	Sötvatten	Totala landningar	Totala landningar i % av genomsnittet för perioden
2000	273	246	113	632	101
2001	201	261	118	580	93
2002	234	297	102	633	101
2003	188	280	96	564	90
2004	220	242	106	568	91
2005	214	343	111	668	107
2006	240	365	125	730	117
2007	172	416	111	699	112
2008	168	386	113	667	107
2009	108	314	96	518	83
			Genomsnitt	626	

1.7 Vad kan Sverige göra för att rädda ålen?

Fiske

Den vanligtvis mest effektiva/snabbaste motåtgärden för att skydda en hotad djurart är att sluta jaga den. Det är också ofta den enda skyddsmöjlighet som står till buds; andra åtgärder för att förbättra en arts långsiktiga överlevnadschanser genom att exempelvis återställa habitat, minska giftutsläpp och hejda klimatförändringar, är antingen mycket kostsamma för samhället, verksamma först på lång sikt eller berör skeenden som inte är påverkbara ur ett mänskligt/ nationellt perspektiv. Fortsatt fiske kan även innebära att andra ansträngningar i Sverige eller i våra grannländer för att bevara ålen omintetgörs. En stängning av fisket medför dock kostnader för den enskilde fiskaren och för samhället i form av avvecklingskostnader.

Habitat

Alldeles uppenbart har mängden och kvalitén på tillgängliga uppväxthabitat både längs kusterna och i sötvatten minskat under lång tid (t.ex. Fiskeriverket 2008a). Detta gäller i synnerhet inlandsvattnen i Europa som sedan tidig medeltid har minskat i utsträckning och antal på grund av dammbyggnationer, utdikningar, kanaliseringar, utsläpp, med mera (Roberts 2007).

Genom att återställa viktiga uppväxthabitat kan potentiellt fler ålyngel växa upp och reproducera sig. Den högsta tätheten av ål påträffas i västsvenska vattendrag (Appelberg et al. 2004), vilket är naturligt eftersom det är till västkusten ålynglen först kommer in från Atlanten. Många små vattendrag i västsverige är emellertid i behov av att rensas från olika former av vandringshinder, inte minst så kallade ålkistor, d.v.s. en typ av fast fångstanordning för ål, vilka kan blockera vattenvägarna för uppströms vandrande ål. Denna form av biotopvård kan dessutom gynna fler arter än ål.

Turbiner

Ålar dör i kraftverksturbiner när de försöker vandra nedströms i ett vattendrag. Ju större kroppslängd ålen har, desto sannolikare kommer den styckas vid passage av ett vattenkraftverk (Ferguson et al. 2008). Eftersom den dammanläggning som oftast finns i anslutning till vattenkraftverkens turbiner vanligtvis innebär ett oöverstigligt hinder för ålynglens vandring *upp* genom ett vattendrag, baserar sig på förekomsten av ål ovan ett vandringshinder oftast på utsättningar - "fisktrappor" och liknande anläggningar kan i vissa fall tillåta uppvandring av ål. Den ål som sätts ut kan antingen vara den ål som på naturlig väg simmat uppströms i vattendraget eller ha hämtats från helt andra områden, t.ex. från England eller Frankrike.

Beroende på vart ifrån dessa utsatta ålar egentligen härstammar, kommer sannolikheten för att den utvandrade ål ska kunna hitta tillbaka till Sargassohavet variera avsevärt (se vidare avsnitt: 3.3 Kan utsättningar snarare stjälpa än hjälpa?). Utsättningar/ förflyttningar av ål i reglerade vattendrag har hittills aldrig gjorts i avsikt att öka mängden uppväxande ål för att dessa senare ska kunna bidra till reproduktionen i Sargassohavet. Utsättningar av ål har gjorts av fiskevårdande skäl; fisken har satts ut för att förbättra fisket.

Det finns åtgärder att ta till för att minska den andel som dör vid passage av vattenkraftverk vid nedströms utvandring (Larinier 2008), antingen genom att stänga av vattenkraftverket under utvandringsperioden eller genom att anlägga ålkistor eller liknande fångstanordningar för att samla upp ålen och kunna transportera den förbi vandringshindren.

Utsättningar av ålyngel

Utsättningar av ålyngel är av gammalt datum. Utsättningar av ål i Sverige har skett framförallt i sjöar, ibland också vid ostkusten (Fiskeriverket 2008a). Den ursprungliga avsikten med utsättningar har varit att förbättra fisket och inte att komma med rätta med hotet mot ålbeståndets överlevnad. Vissa forskare argumenterar för ökade utsättningar med skälet att lekbeståndet av ål kan vara så lågt så att leken riskerar att misslyckas på grund av för låg täthet ("Allee effekt" eller så kallad depensation: när beståndet blir för litet för att leken ska kunna ske på ett optimalt sätt) och att vi av denna anledning behöver vidta alla tänkbara åtgärder för att öka beståndets storlek (Dekker 2004).

För att utsättningar ska kunna ses som en förvaltningsåtgärd, syftande till ökad ålrekrytering, måste enligt den svenska ålförvaltningsplanen (ÅFP; Fiskeriverket 2008) följande grundförutsättningar vara uppfyllda:

- a) att det finns ett glasålsöverskott vid Biscayabukten som har betydligt mycket mindre chans att överleva till vuxen ålder om de lämnas kvar i denna del av Europa, än om de får växa upp i mer ålfattiga skandinaviska vatten där konkurrensen om livsutrymme kan antas vara mindre (jämför Moriarty & Dekker 1997),
- b) att de omförflyttade ålarna har förmåga att dels hitta tillbaka till Sargassohavet, dels är av sådan kvalitet (till exempel har tillräckligt hög fetthalt) att de förmår simma sträckan tillbaka till Sargassohavet (*nota bene* vetenskapliga bevis saknas för att omflyttade ålar hittar rätt),
- c) är av samma genetiska ursprung så att inte resultatet av omflyttningen blir en minskad genetisk variabilitet (Dannewitz et al. 2005, Palm et al. 2009).

2. FÖRVALTNINGENS KONSTRUKTION

2.1 Utgångspunkten är en gemensam fiskeripolitik

EUs medlemsstater har lagt över all lagstiftningsmakt rörande den nationella fiskeripolitiken till de gemensamma institutionerna. EU har dock genom delegation återfört viss beslutanderätt till medlemsstaterna. Enligt art. 6 i EU-fördraget ska miljöhänsyn integreras i alla beslut, vilket även gäller den gemensamma fiskeripolitiken. Men betyder detta att medlemsstaterna är förhindrade att besluta om skyddsåtgärder om dessa begränsar fisket? I vilken mån EU har ensamrätt att besluta om sådana skyddsåtgärder är omdiskuterat och det finns inte något tydligt svar (Owen 2007). Flera av EU:s miljödirektiv kräver dock att medlemsstaterna ska föreskriva sådana skyddsåtgärder som även kan beröra fisket, t.ex. habitatdirektivet, vattendirektivet och det marina direktivet.

Den gemensamma fiskeripolitiken kommer till uttryck inom tre områden: resurs-, struktur- och marknadspolitik samt bestämmelser om kontroll. Till största delen är EUs fiskelagstiftning beslutad i form av förordningar som gäller direkt i medlemsstaterna och har således samma funktion som nationella lagar. Medlemsstaterna behöver således inte fatta några nationella beslut om genomförandet av förordningar och *får* inte heller ha konkurrerande nationell lagstiftning. Detta förfarande skiljer sig från EUs miljöpolitik som till allra största del styrs genom direktiv, vilka medlemsstaterna ska genomföra i sin nationella lagstiftning.

Den gemensamma fiskeripolitiken syftar till att fiske ska bedrivas på ett långsiktigt hållbart sätt. Ett annat syfte är att gynna näringen och den ekonomiska utvecklingen inom näringen. Följande citat kan exemplifiera den dubbla målsättningen:

*"It shall aim at a progressive implementation of an eco-system-based approach to fisheries management. It shall aim to contribute efficient fishing activities within an economically viable and competitive fisheries and aquaculture industry, providing a fair standard of living for those who depend on fishing activities and taking into account the interest of consumers."*¹⁰

¹⁰ Article 2, paragraph 1 of Regulation 2371/2002.

2.2 Aktörerna: rådgivarna och beslutsfattarna

ICES tar fram biologiska råd på uppmaning av Kommissionen (Fig. 5). Ifråga om ål görs bedömningen av beståndsstus gemensamt av ICES och FAO-organet EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission). ICES rådgivning granskas av kommissionens tillsatta organ STECF. På grundval av STECF:s rekommendationer förs ICES rådgivning in i Kommissionen.

Regionala rådgivande kommittéer (Regional Advisory Council, RAC) både ger råd och besvarar förfrågningar från Kommissionen. De olika RAC:arna svarar för olika havsområden (som t.ex. Nordsjön och Östersjöområdet). De olika RAC:arna består av representanter för olika så kallade stakeholders (fiskerinäringen är i majoritet, men det finns även representanter från miljöorganisationer). Fiskeriförvaltande organ som t.ex. Fiskeriverket (FIV) har observatörsrätt. RAC:arnas uttalanden tas i beaktande när Kommissionen tar fram förslag till ändrad fiskeriförvaltning.

Efter förslag som utarbetats av Kommissionen är det Ministerrådet och Europa parlamentet som beslutar om den gemensamma fiskerilagstiftningen. I Ministerrådet sitter EU:s medlemsstater representerade. Medlemsstaterna har således att följa Kommissionens utformning av den gemensamma fiskeripolitiken, men har beslutanderätt över Kommissionens förslag i det gemensamt hållna Ministerrådsmötet. Kännetecknande för fiskeripolitiken är att Ministerrådet beslutar i förhållandevis konkreta förvaltningsärenden (t.ex. kvoter) och inte enbart om övergripande strategier och lagstiftning.

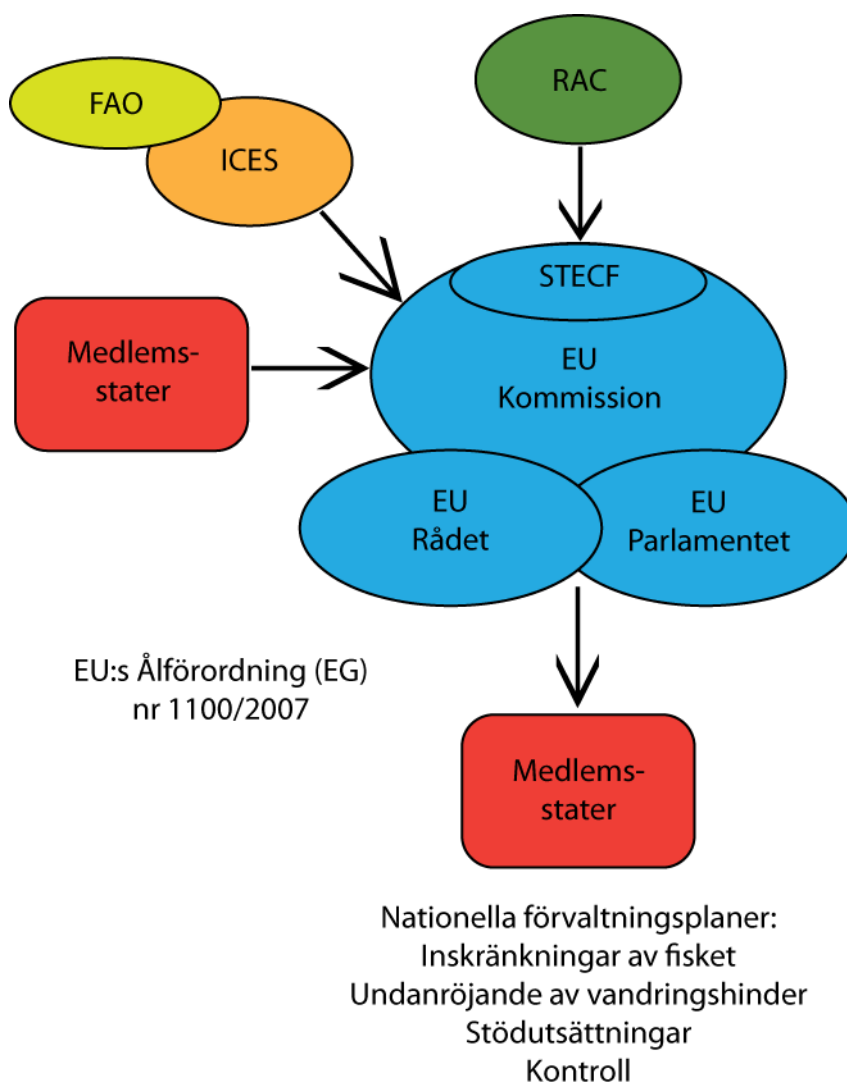


Fig. 5. Schematisk framställning av råd och förvaltningsplaner för vilda fiskbestånd inom EU.

På nationell nivå är det riksdagen som har det övergripande ansvaret för att Sverige efterlever EU-rätten. Riksdagen har delegerat mycket av detta arbete till regeringen. Fiskeripolitiken ligger framförallt inom Landsbygdsdepartementets ansvar som samverkar bl.a. med den svenska representationen i Bryssel vid förhandlingar om kvoter, m.m. De svenska reglerna om fisket återfinns dels i EU:s förordningar (som gäller direkt i Sverige), dels i svensk lagstiftning, framförallt fiskelagen (1993:787) och förordningen (1994:1716) om fisket, vattenbruket och fiskerinäringen. Genom den senare har regeringen gett Fiskeriverket ett samlat ansvar för genomförandet av EU:s gemensamma fiskeripolitik (6 kap. 1 §). Fiskeriverkets sektorsansvar och närmare ansvar för fiskefrågorna framgår av förordningen (2007:1045) med instruktion för Fiskeriverket samt de årliga regleringsbrev.

2.3 Den europeiska ålförvaltningsplanen

Det europeiska ålbeståndet erhöll internationell uppmärksamhet vid EIFAC:s möte i Rom 1968 (Moriarty & Dekker 1997). Vid ett gemensamt symposium i Helsingfors 1976 fastslog EIFAC och ICES ålens unika status ur förvaltningssynpunkt, då det mesta av fisket skedde på vatten under nationell jurisdiktion (EG hade ingen policy för ålfisket vid detta tillfälle), medan leken skedde på internationellt vatten. Mötet resulterade i en fortfarande existerande gemensam arbetsgrupp med deltagare från både EIFAC och ICES. Vid mitten av 1970-talet uppmärksammades ålbeståndets nedgång i Östersjöbäckenet (Svärdson 1976).

I oktober 2003 föreslog Kommissionen att rådet och parlamentet skulle besluta om en gemensam handlingsplan för förvaltningen av ålen. Rådet gav senare Kommissionen i uppdrag att ta fram en sådan långsiktig förvaltningsplan. I november 2005 uppmanade parlamentet Kommissionen att ta fram ett förslag till förordning om åtgärder för att ålbeståndet skulle kunna återhämta sig.

EU antog 2007 en rådsförordning (Rådets förordning (EG) nr 1100/2007 om åtgärder för återhämtning av beståndet av europeisk ål). Enligt denna EU förordning ska förvaltningsplaner utvecklas på nationell nivå för att möta Kommissionens angivna mål. Med hänvisning till att förhållandena och behoven skiljer sig åt mellan länder samt att beslut bör fattas så nära lokala aktörer så möjligt, ger förordningen varje medlemsstat stor frihet att besluta om vilka åtgärder som ska vidtas. Medlemsstaterna ålades vidare att utpeka ålavrinningsområden och för varje sådant område fastställa ålförvaltningsplaner, vilka skulle tillställas kommissionen före 2009. Ålavrinningsområdena ska i möjligaste mån sammanfalla med de avrinningsområden som gäller inom vattenadministrationen. Medlemsstater som lämnar en lämplig motivering får ange hela sitt territorium som ett enda potentiellt uppväxtområde för ål.

Kommissionen har tagit fram riktlinjer för förvaltningsplanernas innehåll och struktur avseende ål. En rad åtgärder är möjliga: reglering/stängning av fisket, undanröjande av vandringshinder, transport av blankål från sjöar och vattendrag till vatten med fria utvandringvägar, bekämpning av djur som äter ål, avstängning av vattenkraftturbiner samt åtgärder avseende vattenbruk.

Utsättningar av ålyngel medges, men anses endast i undantagsfall kunna utgöra ett verkningfullt instrument. Trots denna tveksamhet rörande utsättningar föreskriver EU Förordningen 1100/2007 att senast 31 juli 2013 måste 60 %¹¹ av den glasål som fångas göras tillgänglig för utsättning i naturen istället för att exempelvis exporteras till tredje land (d.v.s. en stegvis ökning från 35 %). Under hösten 2010¹² har CITES agerat för att höja ålens skyddsstatus, och exporten från EU till tredje land (d.v.s. i huvudsak Kina) kommer att stoppas.¹³

Målet för varje ålförvaltningsplan är emellertid tydligt formulerat:

Målet för varje medlemsstats förvaltningsplan för ål ska vara att minska den antropogena mortaliteten så att minst 40 % av biomassan av blankål med stor sannolikhet tar sig ut i havet, i förhållande till den bästa uppskattningen av utvandring som skulle ha funnits om inte antropogena faktorer hade påverkat beståndet (Fiskeriverket 2008a).

Denna nivå på minst 40 % av beståndets ursprungsstorlek är emellertid lägre än referensnivån om 50 % som anges av ICES (ICES 2003). Det kan i många fall icke desto mindre vara svårt att uppfylla kravet på 40 %, eftersom rekryteringen av ål har varit otillräcklig under en lång följd av år och/ eller att en stor del av det lokala ålbeståndets uppväxtlokaler har försvunnit.

En förvaltningsplan måste innehålla en beskrivning och en analys av läget för ålbeståndet i avrinningsområdet i förhållande till målet om en utvandring till havet motsvarande 40 % av den ursprungliga biomassan blankål. Dessutom måste planen innehålla åtgärder för att uppnå målet samt hur dessa ska övervakas och kontrolleras för att de önskade effekterna verkligen ska uppnås. Medlemsstaterna åläggs vidare att vidta åtgärder för att även minska den dödlighet som inte orsakas av fiske, t.ex. den dödlighet som beror på vattenkraftturbiner, pumpar eller av vissa rovdjur. Undantag från denna regel medges om åtgärderna inte är nödvändiga för att målen ska uppnås. Vidare ska en tidplan ange när målen ska ha uppnåtts.

Det åligger Kommissionen att godkänna alla förvaltningsplaner. Efter den 1 juli 2009 får inget ålfiske bedrivas som inte följer upprättade och av kommissionen godkända planer¹⁴. För de länder som inte har tagit fram en ålförvaltningsplan gäller enligt förordningen särskilda regler för fiske.

¹¹ Detta mål ska vara uppnått senast 31 juli 2013 (Fredrik Larsson 2011-03-23).

¹² Exportförbudet kommer att omprövas i november 2011 men det är osannolikt att det kommer att upphävas (Fredrik Larsson 2011-03-23).

¹³ Detta torde innebära att olika medlemsstater, vilka har utsättningar av ål som en ingrediens i sina ålförvaltningsplaner, kommer få det lättare uppnå sina uppsatta mål, då priset per glasål kan förmodas sjunka som följd av exportförbudet.

¹⁴

Norge har som stående utanför EU på egen hand stängt allt ålfiske från och med januari 2010, med undantag för en forskningskvot på 50 ton för att följa beståndets utveckling. Inom EU finns en stor variation i de åtgärder som olika medlemsländer har vidtagit. Irland har i likhet med Norge genomfört en total stängning av ålfisket samt vidtagit åtgärder för att mildra effekterna av vattenkraft vid blankålen utvandring, medan Tyskland å andra sidan bygger sina förvaltningsplaner helt på utsättningar, d.v.s. undviker att begränsa fisket (ICES 2010).

Det kan vidare nämnas att t.ex. Storbritanniens ålförvaltningsplaner är uppdelad efter olika vattendistrikt (sammanlagt 15 stycken). De flesta av dessa vattendistrikt anses redan uppfylla planens mål om en 40 % blankålsutvandring i förhållande till ursprungliga nivåer. För de vattendistrikt som inte når upp till 40 % målet ska 1) fisket begränsas, 2) habitatförbättrande åtgärder genomföras såväl avseende habitatens kvalitet som undanröjande av vandringshinder.

Vart tredje år ska varje medlemsstat rapportera till kommissionen om hur planens genomförande övervakas samt dess effektivitet och resultatet i förhållande till målet. Den första rapporteringen ska skickas till kommissionen senast den 30 juni 2012 och kommissionen kommer sedan analysera rapporterna och utvärdera åtgärderna och vidare rapportera sina slutsatser till parlamentet.

CITES

Den europeiska ålen inkluderades 2007 i CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora) bilaga II, vilken inbegriper arter som inte nödvändigtvis hotas av utrotning, men för vilka handeln måste kontrolleras för att undvika en användning som inte är förenlig med deras långsiktiga överlevnad¹⁵. Denna listning kom i bruk i mars 2009. Denna listning har dessutom medfört att den europeiska ålen har förts upp på bilaga B avseende hotade arter i EU förordningen (338/97) om skyddet av arter av vilda djur och växter genom kontroll av handeln med dem. Listningarna medför framförallt restriktioner vad gäller import och export. Sverige har varit drivande inom EU för att få arten listad på CITES (Naturvårdsverket 2010).

¹⁵ <http://www.cites.org/eng/disc/how.shtml>

2.4 Sveriges ålförvaltningsplan

Referensnivåer – nuvarande och historiska nivåer på blankålsutvandring

För att beräkna ett bestånds storlek behöver man dels veta hur stora landningarna är, dels hur stor andel av det fångstbara beståndet som fångas per tidsenhet (d.v.s. den momentana fiskeridödligheten). Eftersom trovärdiga uppskattningar av fiskeridödligheten oftast saknas, är det svårt att beräkna tidigare nivåerna på blankålsutvandring från svenska kust- och sötvatten när beståndet var betydligt större.

ÅFP skattar att 2006 uppgick den potentiella utvandringen per år till 2,9 miljoner blankålar (d.v.s. innan förluster orsakade av fiske och vattenkraftsturbiner)¹⁶. Denna skattning har gjorts genom så kallad längdbaserad VPA-modellering (vilken beräknar fiskeridödligheten på ett indirekt sätt). Normalt görs denna form av beräkning på så kallat ålderbaserat material, d.v.s. fiskarna som ingår i undersökningen har åldersbestämts. Eftersom det är synnerligen svårt att åldersbestämma ål korrekt (jämför Svedäng et al. 1998), har man sett sig tvungen att använda en mindre exakt metod, d.v.s. längdmätningar av fisk samt antaganden om den årliga längdtillväxten.

I ÅFP har det även gjorts grova skattningar av de "historiska nivåerna" på blankålsutvandring från Sverige.¹⁷ Med antagandet att den historiska fångsten är proportionell mot beståndets storlek och att fiskeridödligheten är desamma idag, såsom den har skattats genom längdbaserad VPA-modellering, erhöll ÅFP ett mått på den totala historiska blankålsutvandringen på omkring 10,5 miljoner ålar per år. Osäkerheten för denna skattning har inte angivits.

Men ÅFP gör också ett försök att beräkna den totala blankålsproduktionen utifrån arealbaserade skattningar av den genomsnittliga blankålsproduktionen. Denna skattas till 0,8 ålar/ha enligt "en kvalificerad bedömning baserad på en rimlig historisk rekryteringsnivå". Denna produktion anses ha förutsatt en rekryteringstäthet om cirka 10 ålar/ha. Detta ger enligt beräkningar i ÅFP en total utvandring om minst 4,4 miljoner blankålar per år, om hänsyn tas till historiska sjösänkningar. Osäkerheten i denna arealbaserade uppräkningsmetod har heller inte angivits.

¹⁶ Notera att EU:s ålförordning talar om att minst 40 % av biomassan av blankål med stor sannolikhet ska ta sig ut i havet, medan den svenska ÅFP skattar sina mål i antal "blankålsenheter". Begreppet blankålsenhet avser både blankål som är på väg vandra ut från svenska vatten och gulål som *med en viss sannolikhet skulle kunna uppnå blankålsstadiet inom ett antal år* (sannolikheten är alltid mindre än 1 eftersom en viss proportion kan antas dö innan de hunnit bli blankålar). Eftersom gulål utvecklas till blankål vid olika storlekar beroende på var den vuxit upp (Svedäng et al. 1996), skapar denna skillnad i måttenhet en viss förbistring i förståelse och möjlighet till utvärdering av den svenska ÅFP.

¹⁷ Det framgår inte klart men antagligen avses nivåerna på 1950-talet.

ÅFP skattar således den historiska referensnivån till mellan 4,4 och 10,5 miljoner blankålar. Enligt EU:s förvaltningsplan bör utvandringen vara minst 40 % av den ursprungliga nivån för respektive förvaltningsområde. Fyrtio procent av ursprungsnivån är enligt dessa två beräkningsmodeller således ca 1,8 respektive 4 miljoner blankålar.

Ålförvaltningsplanens mål

Den svenska ålförvaltningsplanens mål är att dimensionera de svenska åtgärderna så att rekryteringen till ålbeståndet ökar igen (Fiskeriverket 2008a). Fiskeriverket utarbetade förslag till en ålförvaltningsplan som regeringen senare presenterade för Kommissionen. Den svenska förvaltningsplanen för ål godkändes av EU den 14 oktober 2009. Planen ska emellertid uppdateras och utvärderas per den 30 juni 2012 i enlighet med Artikel 9 rådsförordningen (EC) Nr. 1100/2007.

I målen för den svenska ålförvaltningsplanen ingår, vid sidan av bevarandet av ålen som art, även att behålla ett ålfiske för de yrkesfiskare som är särskilt beroende av att kunna fiska ål för sin utkomst. Motiven för att behålla ålfisket är att detta anses utgöra ”ryggraden i det svenska insjö- och kustnära fisket¹⁸” (se Prop. 2003/04:51). I ÅFP anges att ålen är den ekonomiskt sett femte viktigaste fiskarten i havsfisket och för insjöfisket överskrider värdet endast av gös, insjökräftor och siklöja. För kust- och insjöfisket anses ålfisket värde öka genom att ålfiskeredskapen också fångar andra arter som abborre och gädda. Utan ålen som bas, kommer dessa småskaliga kombinationsfisken enligt FiV inte vara lönsamma.

Eftersom data saknas för att *exakt* beräkna utvandringen av blankål från ett ursprungligt uppväxande ålbestånd i svenska vatten, uppges i ÅFP att 40 % - målet i EU-förordningen *kan motsvara* mellan 1,8 till 4 miljoner utvandrande blankålar per år. Enligt ÅFP kan åtgärderna behöva omprövas när/om data blir tillgängligt för att beräkna det fastställda 40 % - målet mer exakt.

Den svenska planens mål är emellertid beslutat till att ca 90 % av all blankål som för närvarande naturligt produceras i svenska vatten ska ges möjlighet att överleva och bidra till reproduktionen. I dagsläget anses detta innebära en årlig utvandring på ca 2,6 miljoner blankålar, så länge som den aktuella blankålsproduktionen i svenska vatten skattas till 2,9 miljoner. Det svenska 90 % -målet förutsätter således att det historiska referensvärdet understeg 6,5 miljoner blankålar. Om beräkning av hur många ålar som skulle funnits utan mänskliga faktorer skulle visa sig ha överstigit 6,5 miljoner utvandrande blankålar per år, betyder det att Sverige inte uppfyller EU:s 40 % -mål.

¹⁸ T.ex. den motiveringen FiV lämnar vid besök 2010-11-26

Balansmodellen

I ålförvaltningsplanen betraktas hela Sverige som ett enda ålavrinnsområde. Detta motiveras med att "vidtagna åtgärder ska bli maximalt kostnadseffektiva med störst effekt i form av ökad blankålsutvandring (Fiskeriverket 2008a). Därigenom kan åtgärder sättas in där de anses mest kostnadseffektiva, t.ex. i områden där ålen har störst överlevnadschanser sammanlagt under sin uppväxtfas.¹⁹ Planen innehåller åtgärder på fyra områden:

- inskränkningar i fisket
- förbättrade utvandringmöjligheter för blankål (minskad turbindödlighet)
- stödutsättningar
- kontroll

Målsättningen i ålförvaltningsplanen är att reducera ålfångsterna mellan 2007 och 2013 med mer än 50 % utöver den reduktion som den redan införda tillståndsplikten för ålfiske anses ha medfört. Ytterligare inskränkningar i fisket görs därför utöver de begränsningar som kom till stånd 2008. Hur omfattande åtgärder som behöver vidtas beräknas genom användning av en balansmodell (se nedan), genom vilken insatserna på de tre huvudområdena (d.v.s. minskat fiske, minskad turbindödlighet och utsättningar) vägs samman.

Eftersom fisket endast ska begränsas, inte upphöra, skattas utrymmet för fiskeridödligheten enligt ett provisoriskt fastställt förvaltningsmål. Detta provisoriska mål accepterar att endast ca 90 % av den blankålsutvandring som idag är möjlig, kommer att realiseras. Enligt nedanstående balansmodell vägs de vidtagna åtgärderna samman på följande sätt:

Utrymme för dödlighet orsakad av människan (blankålsutvandring minst 90 % av nuvarande maximalt möjliga) = Fiskets fångst 2006 + Dödlighet i kraftverk – Genomförda regleringar 2007 – Ytterligare minskning av fisket – Utförda utsättningar – Minskad turbindödlighet²⁰.

Detta kan matematiskt formuleras enligt nedanstående balansmodell:

$$0.2*V+0.1*(O+S) \geq k*Fv + Fo + Fs + D - F07 - U - T - H$$

V = Antal potentiella blankålar Väst kust (ca 1 000 000),

¹⁹ Något skriftligt underlag för denna analys har inte gått att få fram.

²⁰ En dubbelräkning ingår i balansberäkningen. Utsatta ålar vid tidigare tillfällen (U) och minskad turbindödlighet (T) är i långa stycken samma mängd ålar. Detta medför att färre ålar finns kvar som kan fiskas upp givet det provisoriska förvaltningsmålet. Detta fel har inte rättas till i den reviderade balansräkningen trots påpekande till FiV.

O = Antal potentiella blankålar Ostkust (ca 1 570 000),

S = Antal potentiella blankålar Sötvatten (ca 300 0000),

Fv = Antal fångade ålar Västkust, Fo = Antal fångade ålar Ostkust, Fs = Antal fångade ålar sötvatten, $k \sim 0.54$ (korrektionsfaktor konvertering gulålsstadiet – blankålsstadiet),

Fisket 2006 var omräknat till blankålar totalt 1 470 000 och år 2007 totalt 1 080 000 ålar.

D = Antal döda i kraftverk = 280 000 blankålar,

F07 = Minskad fångst genom fiskeregleringar 2007 = 390 000 blankålar,

U = Antal förväntade utvandrande ålar genom tidigare utförda utsättningar = 210 000 blankålar,

T = Minskad turbindödlighet = 140 000 blankålar, om den genomsnittliga överlevnaden ökar till 50 %,

H = Ökade utsättningsmängder enligt plan = 185 000 blankålar (denna del har tagits bort från den aktuella balansräkningen, se nedan).

Det utrymme som finns för fortsatt fiske skattas till cirka 400 000 (Tabell 3).²¹ Fördelen med denna modell enligt ÅFP, är att den anger ett samband mellan olika åtgärdsområden, vilket gör att insatser på ett område kan modifiera insatserna inom ett annat åtgärdsområde.

²¹ FiV har ändrat den tidigare balansräkningen (Fiskeriverket 2008a) så till vida att utsättningar gjorda under innevarande decennium fram till idag inte räknas in i mängden tillgängliga ålar, eftersom dessa ännu ej uppnått blankålsstadiet. Det innebär att antalet "tillgängliga" blankålar minskat från 550 000 till 400 000 (Fredrik Larsson, 2010-11-26).

Tabell 3. Ålförvaltningsplanen åskådliggjord som antal blankålsenheter²², d.v.s. antal ålar som kan vandra iväg per år.

	Blankålar i tusental	Procent av produktion
Nuvarande naturlig blankålsproduktion i Sverige (beräknat 2006)	2 870	100 %
Förlust i fisket före åtgärder (beräknat 2006)	-1 470	-51,2 %
Förlust i kraftverk före åtgärder (beräknat 2007)	-280	-9,8 %
Tillskott på grund av genomförda utsättningar (snitt 14 år gamla)	+255	8,8 %
Genomförd minskning av fisket (mellan 2007 och 2009)	+620	21,6 %
Fortsatt minskning av fisket (skall vara genomfört till 2012)	+450	15,7 %
Åtgärder i kraftverk (skall vara genomfört till 2015)	+140	4,9 %
Netto mänsklig dödlighet efter åtgärder	-285	-10 %

Inskränkningar i fisket

Den 1 maj 2007 infördes i Sverige ett generellt förbud att fiska ål i havet och i de flesta inlandsvattnen.²³ Samtidigt infördes en tillståndsplikt, d.v.s. ett dispensförfarande, för fiskare som önskade fortsätta bedriva sitt fiske efter ål²⁴. Tillstånd beviljades de fiskare vars rapporterade ålfångster överskred en viss gräns (400 kg per år), men även för fiskare vars förädling av ålfångsten överskred ett värde om 20 000 kr per år under en referensperiod. Fredningen med tillhörande tillståndsplikten innebar med andra ord ett totalförbud för fritidsfiske efter ål samt ett upphörande av ålfiske för de licensierade yrkesfiskare vars loggbokförda fångster inte var tillräckligt stora. De knappt 400 fiskare som fick tillstånd omfattades inte av förbudet och har således kunnat fortsätta fiska (Tabell 1). Denna reglering anses ha minskat fisket med motsvarande ca 400 000 blankålar (från 1 470 000 till 1 080 000 blankålsenheter mellan 2006 och 2007). Fritidsfiskets omfattning 2006 skattades enligt SCB:s enkätundersökning till 281 ton (10 ton på västkusten, 233 ton i Östersjön och 38 ton i sötvatten), motsvarande 430 000 gul- och blankålar.

²² Blankålsenhet – begreppet avser både blankål som är på väg vandra ut från svenska vatten och gulål som med en viss sannolikhet skulle kunna uppnå blankålsstadiet om ett antal år (sannolikheten är alltid mindre än 1 eftersom en viss proportion kan antas dö innan de hunnit bli blankålar).

²³ 1 kap. 8 § § FIFS 2004:37.

²⁴ Fisket skulle ske i yrkesmässig omfattning, men kan bedrivas antingen med stöd av enskild rätt eller med stöd av yrkesfiskelicens (Johanna Eriksson 2011-03-22)

Ett ytterligare steg om ca 20 % nedskärning anses ha skett under 2009. Inom blankålsfisket gjordes nedskärningar genom att införa ett system för att reglera fiskeansträngningen baserat på antal redskapsdagar, s.k. "effortdagar", där fiskaren själv får välja under vilken sammanhängande period som denne ska fiska. Meddelade ålfisketillstånd villkorades genom att också ange var fisket skulle bedrivas och hur stort antal redskap som fick användas.²⁵

Vidare infördes regleringar av gulålsfisket på västkusten genom att öka fredningstiden i vissa områden samt ytterligare begränsa antalet tillåtna redskap. I dessa områden infördes dessutom restriktioner för sumpning av ål. I Öresund genomfördes en höjning av minimimåttet till 40 cm.²⁶

En "blankålsfiskegräns" infördes på västkusten d.v.s. ingen fångst av blankål får ske på västkusten norr om Kullen.

Ytterligare åtgärder för att minska ålfisket föreslogs hösten 2010

I november 2010 skickade FiV ut förslag till nya regler för ålfisket 2011–2012 på remiss²⁷. Följande förvaltningsåtgärder har beslutats:

- En högsta tillåten fångst för enskilda fisketillstånd om maximalt 8 ton.
- Ålkistor och ållanor i sötvattensområdena skall ha flyktöppningar för ål.
- Ett minimimått för ål på 70 cm införs i Östersjöns delområden 24-30.
- Ett minimimått för ål på 70 cm i sötvattensområdena.
- Från och med år 2011 påbörjas en utfasning av gulålsfisket genom att minimimåttet i Öresund samt i Skagerrak och Kattegatt höjs från 40 till 45 cm.
- Från och med år 2012 införs eventuellt i Öresund ett minimi- och maximi mått för ål på 65 respektive 85 cm (förhandlingar pågår med Danmark) samt att i Skagerrak och Kattegatt blir fiske efter ål inte längre tillåtet.

De beslutade åtgärderna trädde i kraft den 1 januari 2011. Åtgärderna beräknas leda till att fisket minskas med minst 450 000 blankålsenheter (Tabell 3). Utfasningen av allt fiske efter gulål innebär att samtliga ålfiskare på västkusten, cirka 90 personer måste upphöra med sitt fiske. Utfasningen av gulålsfisket motiveras av FiV bland annat med den stora påverkan i antal ålar som detta fiske har jämfört med blankålsfiske. Ett ton fångad gulål uppskattas innehålla tre gånger fler individer än ett ton fångad blankål.

²⁵ Fisketillstånden regleras i FiFS 2004:36 3kap. 1 § och Bilaga 10, 2004:37 1 kap. 8 § och Bilaga 7.

²⁶ FiFS 2004:37, 3 kap. 3 §.

²⁷ Remiss 13-2940-10

Emellertid uppnår ål på västkusten blankålsstadiet vid en betydligt mycket mindre storlek, ofta mindre än hälften jämfört med insjöar och ostkustens blankålar enligt Svedäng et al. (1996). Hade man således valt att redovisa effekter av regleringar i biomassa blankål (vikt) istället för i antal, vore reduceringen av fisket mindre.

Förslaget antas innebära att cirka 290 av 388 ålfiskare kan fortsätta med sin näring även efter 2012.

Habitatåtgärder

De habitatåtgärder som ingår i planen är mestadels riktade mot att minska antalet ålar som dör i kraftverksturbiner. Även andra habitatåtgärder kan komma ifråga, särskilt i små vattendrag i Västsverige där den naturliga åltätheten kan vara ganska hög. Det finns ett behov av att inventera och så småningom åtgärda förekommande vandringshinder för ål och annan vandringsfisk. Regeringen har under en tvåårsperiod höjt anslagen för att ge förbättrade möjligheter för enskilda regionala aktörer att söka stöd för åtgärder som t.ex. biotopförbättrande åtgärder eller för åtgärder som underlättar för vandrande arter (Prop. 2008:09: 170).²⁸

Utsättningar av importerade ålyngel

Sedan mitten av 2000-talet när EU-kommissionen uppmärksammade hotet mot den europeiska ålen, har FiV agerat för att få tillgång till glasål från de västra delarna av Europa för att genomföra stödutsättningar med hänvisning till att leken riskerar att misslyckas på grund av det ringa antalet lekmogna ålar, d.v.s. att det föreligger en så kallad depensationsrisk.

Utsättningarna av ålyngel i svenska vatten har varit relativt låga under 2000-talet jämfört med decenniet dessförinnan (Fiskeriverket 2008a). Utsättningsnivån har ökat kraftigt mellan 2009 och 2010 från 765 000 till 1 936 000 ålyngel. Utsättningar har under 2010 till skillnad från tidigare skett i huvudsak på västkusten norr om Kullen. FiV:s mål är att öka utsättningsnivån till 2 500 000 ålyngel 2012, vilket anses kunna resultera i ca 185 000 blankålar om 10-15 år med en antagen överlevnad på 7,5 % från utsättningstillfället till dess blankålsstadiet är uppnått. Utsättningarna under 2010 har skett till en kostnad av 5 miljoner kronor och betalas ungefär till halva beloppet av vardera FiV och EU:s strukturfonder.

Kontroll

Vissa förändringar av administrativa rutiner har genomförts för att underlätta efterlevnaden av nya föreskrifter på fiskets område. Övervakning av ålfisket till sjöss sker inom den generella fångstövervakningen. Konkreta åtgärder planeras på årlig basis i samråd med Kustbevakningen och bygger på en så kallad strategisk analys av risker inom samtliga fiskerier. Det har inte gått att få fram några mer precisa uppgifter om kostnaderna för denna kontroll.

²⁸ FiV och Kammarkollegiet har i en rapport till regeringen gett förslag på hur verksamheten kan utökas och effektiviseras (dnr Jo2007/1393/JFS). Det konstateras att ett ökat behov av omprövningar kräver högre medelstilldelning till FiV och Kammarkollegiet.

3. UTVÄRDERING AV SVERIGES ÅLFÖRVALTNINGSPLAN

3.1 Beräkningar av ursprungsnivåer och det nuvarande beståndets storlek

I föregående avsnitt redovisas hur ÅFP skattar den årliga blankålsproduktionen med två olika modeller. I ett fall görs detta genom användande av historiska landningar och ett punkttestimat av nuvarande fiskeridödlighet (vilket gav 10,5 miljoner blankålar), i det andra fallet genom att summera den skattade produktion per area uppväxthabitat för ål (vilket gav 4,4 miljoner). Fyrtio procent av dessa två skattningar är 4 miljoner respektive 1,8 miljoner blankålar, vilket ÅFP använder som ramar för 40 % -målet.

Vid beräkning av det nuvarande beståndets storlek utgick man återigen från fiskets landningar och skattad fiskeridödlighet, vilket gav en skattning på 2,9 miljoner blankålar som potentiellt sett skulle ha kunnat vandra iväg 2006. Slutligen uppger ÅFP att beräkningen av ålbeståndets ursprungliga storlek är osäker, varför ett provisoriskt mål ställs upp för att bevara 90 % av den nuvarande blankålsutvandringen, d.v.s. 2,6 miljoner blankålar.

Antal eller biomassa?

Motivering saknas till varför man valt att precisera sina mål i antal "blankålsenheter" istället för i biomassa som EU:s Ålförordningen stipulerar. Antalet ägg som slutligen ingår i ålens reproduktion är beroende av storlek på fisken. För varje ostkust- eller insjöblankål av honligt kön går det minst två honålar som växt upp på västkusten (Svedäng et al. 1996). Som framgår i texten längre fram gör det högre antalet blankålar per viktenhet vid västkusten *det lättare att uppnå planens mål räknat i antal blankålsenheter: för varje ton som fisket minskar vid västkusten har fler presumtiva blankålar räddats än vad som hade varit fallet i insjöar eller vid ostkusten.*

Obekräftade resultat

Det finns i ÅFP ingen förklaring till varför man använder sig av två så olika beräkningsmodeller av den ursprungliga blankålsproduktionen för att ange de historiska ramarna för 40 % -målet. Argumentationen för den arealbaserade beräkningsmodellen är att man gjort "en kvalificerad bedömning baserad på en rimlig historisk rekryteringsnivå". Vad som är en rimlig historisk rekryteringsnivå i olika marina uppväxtmiljöer framgår dock inte av ÅFP.

Ett medelvärde för de två beräkningsmodellerna av ursprungsantalet enligt 40 % - målet ger 2,9 miljoner utvandrande blankålar, d.v.s. samma mängd som den nuvarande populationen skattas till (detta kommenteras inte rakt ut i ÅFP utan framgår implicit). Även om man till äventyrs accepterar antagandet att de två beräkningsmodellerna är likvärdiga, framgår inte varför Sverige undviker att uppfylla det av EU-kommissionen uppställda 40 % - målet, utan anser sig kunna nöja sig med ett provisoriskt 90 procentigt mål på den nuvarande utvandringen av blankål.

Det ges heller ingen motivering till varför den nuvarande beståndsstorleken betraktas som konstant. Vi har ju observerat en kontinuerligt fallande rekrytering under de sista 30-50 åren. Den minskande rekryteringen bör ju innebära att beståndsstorleken efter hand minskar. Det är överhuvudtaget förvånande att den nuvarande produktionen kan skattas till en så hög nivå som 2,9 miljoner blankålar per år, d.v.s. att beståndet skulle vara ganska nära 40 % av den ursprungliga nivån, trots att gulålsindexen från svenska vattendrag visar på en ca 95 % reduktion i rekrytering. Det kan med andra ord finnas skäl att misstänka att den nuvarande blankålsproduktionen är betydligt lägre än vad som anges i ÅFP. Över huvud taget tas i ÅFP inte hänsyn till de egna beräkningarnas osäkerhet eller till försiktighetsprincipen som anger att full bevisning inte krävs för att vidta försiktighetsåtgärder. Trots osäkerheten anges istället att det finns utrymme för fiske. Eftersom FiV:s beräkningar av nuvarande och tidigare beståndsstorlek är centrala för förvaltningsåtgärderna, borde de kvalitetsgranskas och resultaten ha publicerats i internationella tidskrifter, så att beräkningarnas vetenskapliga kvalitet hade kunnat granskats i en öppen process (så kallad peer review process).

3.2 Har restriktionerna på fisket inneburit en minskad fiskeridödlighet?

Effekter av gjorda fiskeregleringar är osäkra

För att kunna utvärdera ÅFP behöver fiskeridödligheten kunna skattas. Det är endast genom att skatta hur mycket man fiskar under en viss period (den momentana fiskeridödligheten) som en riktig bedömning kan göras av fisketrycket och därmed av effektiviteten i de införda fiskeregleringarna. Eftersom dessa skattningar saknas (den längdbaserade VPA-modelleringen har bara gjorts en gång), är vi hänvisade till att endast bedöma effekterna av gjorda regleringar utifrån de officiella landningssiffrorna (d.v.s. biomassa). Vi har inte gjort några försök att översätta de angivna biomassorna i antal "blankålsenheter" eftersom det rör sig om både gul- och blankål i olika vatten och därmed i olika storlekar.

Sett över en 10 års period mellan 2000 och 2009 har landningarna av ål minskat vid västkusten och ökat vid ostkusten, medan de är i stort sett oförändrade i inlandsvattnen (Tabell 2; Fig. 4). Det kan förvisso noteras att landningsnivåerna mellan 2007 och 2009 har minskat inom alla delområden, d.v.s. under den period som ÅFP har trätt i kraft. Men å andra sidan ligger den sammanlagda minskningen av landningarna inom den variation i fångstnivå som ålfisket har uppvisat under 2000-talet. Det är därför inte klarlagt att den senaste nedgången i landningarna beror av ÅFP.

Delar av den minskade landningsnivån kan naturligtvis bero på de införda regleringarna har lyckats minska fisket, men det kan också finnas andra förklaringar som t.ex. minskad ålförekomst, förorsakad av sviktande rekrytering. Det kan till och med vara så att trots regleringarna, har fiskeridödligheten ökat på grund av att beståndet har minskat, vilket skulle innebära att det finns betydligt färre än de 2,9 miljoner som ÅFP räknar med. Utan mätningar är alla utsagor om regleringarnas effekt ur vetenskaplig synvinkel innehållslösa.

Fritidsfiskets storlek kan ha överskattats

Fisket har reglerats genom att först fridlysa ålen, sedan ge tillbaka fiskerätten till de ca 400 fiskare som kan visa upp tillräckligt stora fångster.²⁹ På så sätt har ålfiske förbjudits för fritidsfiskare samt för de licensierade yrkesfiskare vars fångster under senare år inte varit av tillräcklig omfattning. Förbudet mot fritidsfiske efter ål torde ha resulterat i färre antal fångade ålar längs ostkusten. Vid västkusten har fritidsfisket efter ål varit mycket måttligt, varför förbudet av detta fiske bör bedömas ha haft försumbara effekter (Svedäng & Lagenfelt 1998). Men skattningar av storleken på det tidigare fritidsfisket vid ostkusten är också mycket osäkra. Den enkätmetod som använts i de av SCB ledda studierna har en tendens att överskatta det verkliga uttaget och måste beskrivas som mycket osäkra (Fiskeriverket 2008b).

Det finns inga fältstudier som kan bekräfta de skattningar som gjorts av fritidsfisket omfattning såsom de framkom i SCB:s enkätundersökningar 2006 (281 ton). Som jämförelse kan nämnas att SCB:s enkätstudie 2005 skattade det svenska fritidsfisket av torsk i Öresund till över 400 ton (d.v.s. mer än yrkesfisket), medan en fångst-återfångststudie med god precision skattade fritidsfiskets fångst till mindre än 40 ton (Svedäng 2007).

²⁹ D.v.s. de fiskare som kunnat visa loggbokförda ålfångster över 400 kg per år eller vars förädling av ålfångsten överskred ett värde om 20 000 kr per år under en referensperiod.

Denna osäkra skattning av fritidsfiskets tidigare fångster har en direkt inverkan på ÅFP:s balansräkning genom att först tillföra ålfisket ett uttag om ca 400 000 blankålsenheter, för att därefter ha "sparat" samma mängd ålar genom att ha stoppat fritidsfisket på ål. För att kunna använda sig av denna uppskattning som underlag för ÅFP, skulle det ha behövts fler studier för att kunna bekräfta ett uttag inom fritidsfisket av denna omfattning. Det är inte ovanligt att det finns brister eller osäkerheter i beslutsunderlag, men enligt försiktighetsprincipen ska risker orsakade av brister och osäkerheter inte läggas på miljön.

3.3 Kan utsättningar snarare stjälpa än hjälpa?

Den svenska ÅFP räknar med att utplanteringar av ålyngel som fångats vid engelska och franska kuster så småningom (om 10-25 år; ÅFP anger genomsnittsåldern vid utvandring till 14 år) ska öka antalet utvandrande blankålar till Sargassohavet.

En huvudinvändning mot utsättningar är att de lokala överskott som tidigare fanns vid Biscayabuktens kuster har försvunnit på grund av det allt mindre inflödet av glasål från Atlanten (ICES 2010). ICES rådgivning är på denna punkt är mycket klar och uppmanar alla förvaltare inom EU att upphöra använda ålutsättningar som ett verktyg i sina förvaltningsplaner (ICES 2010).

Det andra skälet som ICES anför för att inte använda utsättningar som en metod för beståndsvård, är det faktum att det saknas bevis för att de förflyttade ålarna kan navigera tillbaka till Sargassohavet när de närmar sig blankålsstadiet (t.ex. Westin 1998, 2003).

Japanska studier tyder på att det finns en särskild mekanism som ålen använder sig av för att hitta hem till lekplatsen i Sargassohavet (Nischi & Kawamura 2005). Ålyngel "minns" sin position med hjälp av det jordmagnetiska fältet medan de förs mot land av havsströmmar. Utplanterade ålar skulle således sakna en karta att orientera sig efter, eftersom de minnesmässigt befinner sig i Biscayabukten medan de simmar omkring i en svensk insjö eller ett svenskt kustavsnitt.

Märkningsförsök har gjorts på naturligt invandrad ål och på ål som flyttats från Frankrike eller England och planterats ut i insjöar. Såväl den framlidne Lars Westins studier av utplanterade ålar på Gotland som FIV:s egna studier i Mälaren, indikerar att ålar som flyttats långa sträckor blir desorienterade (Westin 2003 och referenserna däri, Sjöberg & Wickström 2009). Vid den senaste märkstudien av ål i Mälaren var det bara några få procent som återfanns utanför sjön, medan det stora flertalet återfångades i sjön även efter fler år. De ålar som märkts vid ostkusten tycks däremot hitta ner till Öresund. Utsatta ålar, åtminstone om satts ut i insjöar, kan med andra ord inte sägas bidra till reproduktionen i samma grad som naturligt invandrade ålar i havet; de är ur reproduktionssynpunkt av lägre kvalitet.

Det kan också påpekas att det vid ett intern seminarium om ålutsättningar inom FiV den 25 november 2009 konstaterades sammanfattningsvis *”att det inte kunnat visas i vilken omfattning utsatta ålar bidrar till lekbeståndet, och att utsättningar alltså inte bör användas som beståndsbevarande åtgärd för ål. Vidare konstateras att utsättningar inte ska räknas in i bland åtgärderna på ett sådant sätt att andra åtgärder minskas i någon proportion till utsättningarna”* (Fiskeriverket 2009, bilaga 2). Det finns således inget tvivel om att de som utarbetat Sveriges ÅFP, FiV, är medvetna om att utsättningar är tveksamma som metod och inte bör ingå i balansräkningen över mängden tillgängliga blankålar.

3.4 Hur många ålar kommer räddas från ”turbindöden”?

Utformning och drift av svenska vattenkraftverk styrs av vattendomar, d.v.s. tillstånd, vilka ofta har meddelats innan miljöbalken trädde ikraft 1999. Ska ett kraftverk ändras på något sätt krävs vanligen att nytt tillstånd söks. Att tvinga fram ändrade förutsättningarna för vattenkraftverken, t.ex. genom krav på tätare galler framför turbinerna, kräver omprövning av tillstånden, en process som av många anses både omständlig, kostsam och tidskrävande.³⁰

Omprövning av ett tillstånd för vattenverksamhet kan initieras av Naturvårdsverket, Kammarkollegiet och länsstyrelsen, i några situationer även av kommuner och andra.³¹ I samband med att kraftverken själva begär ny prövning exempelvis när de ska utvidga verksamheten, finns också viss möjlighet att ställa nya krav på verksamheten. Miljööverdomstolen har dock varit restriktiv till att pröva annat än vad ansökan omfattat.³² Detta förhållande avseende vattenverksamhet skiljer sig avsevärt från vad som gäller i motsvarande situation vid prövning av miljöfarlig verksamhet, där det i samband med en prövning initierad av verksamhetsutövaren, finns möjlighet att ta upp andra frågor till prövning än vad ansökan omfattar.

³⁰ SOU 2009_42 i vilken Miljöprocessutredningen anger att ca 40.000 vattenverksamheter saknar tillstånd. I betänkandet lämnas förslag till förändringar som kan ha stor betydelse för omprövning av vattenverksamhet.

³¹ 24 kap. 7 § miljöbalken och 7 kap. 13 § lagen med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet.

³² Se bl.a. MÖD:s dom den 7 maj 2009 i mål nr M 5367-08 angående Lagfors kraftverk och dom den 9 september 2010 i mål nr M 6061-09 angående Edensforsens kraftverk. När det gäller Lagfors kraftverk har Högsta domstolen beslutat att inte lämna prövningstillstånd.

Tillståndsprövning

Tillståndsprövningen sker utifrån miljöbalkens generella hänsynskrav (2 kap. miljöbalken) samt de specifika krav bl.a. avseende skydd för fisk som gäller för vattenverksamhet (11 kap. miljöbalken). Under vissa förutsättningar kan krav på försiktighetsmått och kompensationsåtgärder ersättas med en fiskeavgift.³³ En viktig utgångspunkt för tillståndsprövningen enligt miljöbalken är att yrkesmässiga verksamheter ska använda *bästa möjliga teknik*, d.v.s. den teknik som ger bäst miljöresultat och som är logistiskt möjlig (tillgänglig på marknaden någonstans i världen) och ekonomiskt möjlig (inte mer kostsam än att ett normalt företag i branschen kan ha råd med den).³⁴ Kravet att använda bästa möjliga teknik gäller i den utsträckning det inte kan anses orimligt att uppfylla, d.v.s. så länge det är miljömässigt motiverat när man väger kostnaderna mot nyttan. En intressant fråga i detta sammanhang är vad som i utformningen av ett vattenkraftverk utgör *bästa möjliga teknik* för att skydda fisk, t.ex. vad gäller utformningen av turbinerna eller spaltstorleken på galler vid intagen av vatten till turbinerna.

Det finns inga generella föreskrifter eller råd som anger vad som utgör bästa möjliga teknik för vattenverksamheter som t.ex. kraftverk, såsom det gör för många miljöfarliga verksamheter. Istället bedöms frågan från fall till fall, oftast genom en tillståndsprövning. Rörande gallrens spaltbredd, har som villkor för tillstånd till kraftverk föreskrivits att gallret ska ha högst 18 mm breda öppningar för att hindra fisk att dras in i turbinerna.³⁵ I ett fall, Hedefors kraftverk i Säveån, ansökte Kammarkollegiet om omprövning och krävde tillsammans med FiV att galler med 15 mm breda öppningar skulle installeras, något som man menade var ekonomiskt rimligt. Miljödomstolen avslag ansökan och tycks inte ha tagit ställning till frågan om gallerbredd.³⁶ Domen är överklagad till Miljööverdomstolen. Det bör tilläggas att redan i 1900 års fiskeristadga krävdes galler med högst 20 mm spaltbredd.³⁷ Även i domar under de senaste åren förekommer att gallerbredden fastställts till 20 mm.³⁸ Det har visats att det finns behov av att utvärdera tekniken att skydda ålen från turbindöden och att utveckla nya metoder (Calles & Bergdahl 2009).³⁹

³³ 6 kap. 5-6 §§ Lagen om särskilda bestämmelser om vattenverksamhet.

³⁴ 2 kap. 3 § miljöbalken.

³⁵ Se t.ex. Miljödomstolen vid Växjö tingsrätt, dom 2011-01-28, M 4054-09, avseende Knislinge kraftverk i Helge å, Östra Göinge kommun.

³⁶ Miljödomstolen vid Vänersborgs tingsrätt, dom 2010-08-03, M1559-09.

³⁷ Kungl. Maj:t Fiskeristadga given Stockholms slott den 17 okt 1900, 8 § "Där vatten leds in till turbin, skall då is ej täcker vattnet, eller islossning eller bildning av issörja äger rum, galler med högst 2 centimeter breda öppningar vara anbragt så, att fisk av storlek, att den ej kan genom gå nämnda öppningar, hindras att i turbinen inkomma."

³⁸ Se t.ex. Miljödomstolen vid Vänersborgs tingsrätt, dom 2009-05-20, M 1211-08.

³⁹ Vi har inte kunnat få fram någon vederhäftig beräkning av kostnaderna för dessa åtgärder, något som naturligtvis är väsentligt för att kunna fastställa vad som utgör bästa möjliga teknik.

En frivillig avsiktsförklaring

FiV:s Sötvattenslaboratorium har gjort en kartläggning av var de viktigaste hindren finns ur ålförvaltnings synpunkt samt gjort en prioriteringsordning över vilka vattenkraftverk som behöver åtgärdas (11 vattendrag har prioriterats enligt Fredrik Larsson, pers. kom.). Som en del av ålförvaltningsplanen finns en frivillig avsiktsförklaring mellan Fiskeriverket och sex kraftbolag i södra Sverige. Syftet med denna avsiktsförklaring anges vara att presentera en strategi och målsättning för att uppfylla kraven i EUs ålförordning så att antalet turbindödade ålar fram till mars 2015 reducerats till 60 % av den potentiella produktionen av blankål ovanför det första kraftverket i vattendragen (FiV och sex kraftbolag, Göteborg 17 mars 2010, bilaga 1). Faktiska åtgärder i enlighet med denna förklaring ska beslutas genom avtal mellan FiV och bolaget. Målen ska nås genom att låta bolagen välja mellan olika alternativ:

- a) inrätta fiskvägar förbi kraftverket,
- b) skonsam drift under perioder med stor blankålsvandring
- c) fångst och nedtransport förbi kraftverk
- d) kompensatoriska åtgärder (t.ex. utsättning).

Att dessa åtgärder omnämns i avsiktsförklaringen medför inte att eventuell tillståndspflicht, t.ex. för att inrätta fiskvägar förbi kraftverken kan förbigås. Inte heller inskränks möjligheten och i vissa fall skyldigheten för myndigheter att ställa krav på andra åtgärder, något som också påpekas i avsiktsförklaringen. Det kan därför ifrågasättas vilken funktion avsiktsförklaringen har, och vilka konsekvenser den kan komma att få.

Det finns risk att bolag som skrivit under avsiktsförklaringen uppfattat situationen som att den normala omprövningsordningen satts ur spel.⁴⁰ Även om det inte skulle finnas någon grund för bolag att motsätta sig ytterligare åtgärder och framförallt inte att begära ersättning för att de kostnader som lagts ner på åtgärder enligt avsiktsförklaringen, kan den medföra ett visst motstånd mot att t.ex. vid en ny prövning, eller en omprövning ställa krav utöver vad som diskuterats inför att förslaget till avsiktsförklaring togs fram. Har avsiktsförklaringen någon funktion kan det dock förväntas att bolagen inte motsätter sig att frågor som rör förbättrade förutsättningar för ålen att ta sig förbi kraftverken, förs in i prövningar som initierats av bolaget själv, t.ex. utvidgad verksamhet.

⁴⁰ I det förslag till nationell ålförvaltningsplan som gick ut på remiss från Fiskeriverket 2008-11-06, angavs att "Förslaget avser upprättandet av en avsiktsförklaring och inte ett bindande avtal. Självfallet kan en sådan avsiktsförklaring aldrig innebära att gällande lagstiftning sätts ur spel. Omprövningar och miljöprövning av vattenkraftverk kommer att ske i vanlig ordning, med enda skillnaden att EU-förordningens krav på åtgärder för att minska turbindödlighet av blankål inte kan åberopas som argument."

Det kan också ifrågasättas vilket rättsligt stöd Fiskeriverket har för att besluta om en avsiktsförklaring av detta slag. I sitt remissvar avseende ÅFP menade Kammarkollegiet att avsiktsförklaringen kunde strida mot grundlagen (Kammarkollegiet 2008). Det har i andra sammanhang beskrivits hur den svenska förvaltningsordningen inte är anpassade för denna typ av frivilliga avtal som snarare bör betecknas som ensidiga åtaganden, eftersom myndigheter sällan har någon möjlighet att genom denna typ av avtal binda lagstiftare och andra myndigheter (Dalhammar 2007 och 2009, OECD 2003). I detta fall har regeringen beslutat om ålförvaltningsplanen och således indirekt sanktionerat agerandet. Det bör dock klargöras att regeringen inte har möjlighet att påverka tillämpningen av miljöbalken annat än då uttrycklig grund finns för detta i balken eller genom den s.k. restkompetens som följer av regeringsformen.

Hittills uppnådda resultat

Avsiktsförklaringen har hittills inte medfört att några konkreta åtgärder genomförts som resulterat i att färre ålar dödas i vattenkraftsturbiner, med undantag för den infiskning som sker uppströms vissa vattenkraftverk med medföljande nedtransport med lastbil, så kallad trap-and-transport (T&T). Eftersom det är kostsamt och tar tid att inrätta fiskvägar etc., vilka kan behöva nya tillståndsbeslut av domstol, beräknas den främsta åtgärden initialt vara T&T till en årlig kostnad av omkring 5-10 miljoner kronor⁴¹. Denna verksamhet bedöms dock för närvarande vara försumbar (Fredrik Larsson pers. kom.). Tekniken att fånga in och flytta fisken har dessutom ifrågasatts då fisken riskerar att skadas och få infektioner (Calles & Bergdahl 2009).

Under 2009 fångades totalt ca 95 ton ål för konsumtionsmarknaden i sötvatten. En stor del av dessa fångades i sjöar som inte är avskurna från havet genom vattenkraftsanläggningar (d.v.s. vissa skånska sjöar, Hjälmaresen, Mälaren etc.). För att ÅFP ska uppfylla sitt beting om ca 140 000 blankålar per år, behöver motsvarande ca 130 ton fångas i områden uppströms första regleringshindret i de reglerade vattendragen. Två frågor inställer sig: finns överhuvudtaget denna mängd ålar i de elva utpekade vattendragen och vad är marginalkostnaden för att fiska in de sista 10 000 blankålarna?

⁴¹ Enligt Fredrik Nordwall, Fiskeriverket, 2010-12-01

3.5 Potentialen för restaurering av habitat måste fortfarande utredas

Många av de små vattendrag som mynnar i Västerhavet utgör potentiella uppväxthabitat för ål. Ett stort antal av dessa sötvattensområden är dock delvis spärrade på grund av vandringshinder. Det finns således ett behov av att dels göra fältinventeringar, dels åtgärda hinder som vägtrummor, ålkistor etc. Detta arbete har enligt Länsstyrelserna för Västra Götalands och Hallands län har knappt initierats och några särskilda insatser för ål har hittills inte utförts (december 2010; Fiskeriintendenterna Key Höglind och Peter Norell, pers. kom.). Vidare har inte vatten- eller habitatdirektiven använts för att komma fram i denna fråga om återställande av uppväxthabitat för ål.

3.6 Felberäkningar och val av balansräkningsmodell

Den beräkning som gjorts för att kunna erhålla ett mått på hur mycket fiske som kan tillåtas enligt det provisoriska förvaltningsmålet för ål är både komplicerad och svåröverskådlig. Den är svåröverskådlig genom att balansmodellens implementering, d.v.s. när och i vilken grad olika åtgärder sätts i verket, är oklar. Den blir dessutom svårbedömd då varje ingående faktor innehåller okända osäkerheter och vars betydelse inte har vägts samman. Slutligen blir ÅFP än mer svårtydd då målen ställs upp i antal "blankålsenheter" och inte i färskvikt.

Denna form av kredit och debeträkning är också ett alltför stelbent sätt för att kunna sägas spegla dynamiken mellan fiske och fiskbestånd. Dynamiken i ett fiske betyder oftast att antalet fiskare och fiskfångst inte är linjärt relaterade till varandra (Harley et al. 2001). Ett minskat antal fiskare ökar i allmänhet utbytet för dem som är kvar i fisket. Detta gäller inte minst ålfisket som utnyttjar sig av passivt fiske på kända vandringsstråk för ål. Med minskad konkurrens ökar incitamentet för fortsatt hög fiskeaktivitet för dem som är kvar i fisket.

För att kunna utvärdera gjorda åtgärder måste fiskeridödligheten kunna beräknas (d.v.s. den momentana dödligheten orsakad av fiske). För närvarande svävar vi alla i ovisshet om någon positiv förändring av fiskeridödligheten överhuvudtaget har skett sedan 2006 längs ostkusten eller i insjöarna (se Tabell 2).

Mängden variabler som har inkluderats gör balansmodellen svåröverskådlig och som konsekvens leder detta lätt till felräkningar. Det bör således återigen påpekas att i balansräkningen ingår en dubbelräkning. Åtgärderna "Utsatta ålar vid tidigare tillfällen (U)" och "minskad turbindödlighet (T)" är i långa stycken samma mängd ålar. Detta medför att färre ålar finns kvar som kan fiskas upp givet det provisoriska förvaltningsmålet. Detta fel har inte rättats till i den reviderade balansräkningen.

3.7 Kontroll

Det finns inga skattningar gjorda av hur omfattande ett illegalt fiske kan tänkas vara (Fredrik Larsson, pers. kom 2010-11-26). Svartfiske kan dock förmodas förekomma, i vissa områden i större utsträckning än andra.

3.8 Utvärdering av de ekonomiska förutsättningarna

Enligt ekosystemansatsen ska förvaltningen av naturresurser inte bara ske utifrån ett ekologiskt perspektiv, utan även med förståelse för ekonomiska värderingar av resurserna. (Princip 4 Malawiprinciperna, UNEP 1998). *Det innebär bl.a. att subventionering som ger upphov till osund stimulans av verksamheter som inte är förenliga med hållbar ekosystemförvaltning ska upphöra.* Emellertid har ingen skattning av ålfiskets värde gjorts i förhållande till de olika insatser som står till buds, t.ex. värdet av att sätta ut ål. En enkel sammanställning av de ekonomiska fakta som vi idag kan uppbringa, visar att ålfiskets förädlingsvärde är mycket litet, d.v.s. efter att avdrag har gjorts för arbetskostnader (Tabell 4). De samlade inkomsterna för fisket var 15 miljoner kronor för 2006. Dessa inkomster skall jämföras med samhällets kostnader i form av riktad forskning, utsättningar och kontroll (Tabell 5). Kostnader för förvaltning, forskning, kontroll och habitatåtgärder kan dock förmodas kvarstå till en betydande del även om fisket skulle stängas fullständigt. Någon samhällsekonomisk vinst av ålfisket kan man emellertid inte räkna med.

Tabell 4. Ålfiskets ekonomi: skattade intäkter och utgifter per år.

	Intäkter	För vem?	Utgifter	För vem?
Fisket	Ca 30 miljoner ^{1,2}	Enskilda fiskare	Ca 15 miljoner ¹	Enskilda fiskare för fiskets bedrivande
Summa inkomst	15 miljoner ¹	Enskilda fiskare före avdrag för arbetskostnader		

1 Fiskeriverket 2008a. Enligt ÅFP är utrymmet för ersättningar för arbete i form av lön eller eget uttag samt möjligheter till återinvesteringar mycket lågt.

2 Bruttointäkterna har emellertid minskat till mindre än 20 miljoner 2009 (Statistiska Centralbyrån, http://www.scb.se/Pages/SubjectArea_8679.aspx).

Tabell 5. Kostnader för ålförvaltningsplanen.

	Utgifter	För vem?
Förvaltning, forskning, kontroll	8-9 miljoner ¹	Staten (FiV)
Förbättrade vandringmöjligheter	Vid full nivå av T&T 12 miljoner (85/kg). Åtgärder vid kraftverk kostar flera miljoner per objekt ²	Kraftbolag
Utsättning	5 miljoner kr för år 2010 och 2011 ²	Staten (FiV) 50 % EU 50 %
Habitatåtgärder	0 ³	Staten, kraftbolag, vattenägare
Summa	26 miljoner	Staten, kraftbolag

1 Havsmiljöanslaget har för 2009 och 2010 legat på 8 miljoner/år för insatser för ål. Uppgifter om utgifter för kontroll och övrig förvaltning saknas. FiV:s svar 2011-03-23

2 Enligt Fredrik Larsson, FiV:s svar 2010-11-26

3 Enligt fiskeenheter vid Hallands och Västra Götalands läns länsstyrelser

3.9 Framtagande av ålförvaltningsplanen

I ÅFP finns ingen beskrivning av hur planen har arbetats fram, t.ex. hur eventuella målkonflikter hanterats, hur ekosystemansatsen tillämpats samt vilken konsekvensutvärdering som gjorts av förslaget. Förslaget har remissbehandlats men exempelvis saknas direkt ekonomisk sakkunskap bland de remissinstanser som valts ut, vilka består till övervägande del av fiskets organisationer, länsstyrelsernas fiskeenheter och miljöorganisationer som Naturskyddsföreningen och WWF.

Slutligen saknar ÅFP en redovisning av de val som uppenbarligen har gjorts mellan olika former av policyer/ åtgärder. Varför har man t.ex. inte förordat en total stängning av ålfisket? Vilka är skälen att behålla ett samhällsekonomiskt olönsamt fiske (även om delar av kostnaderna för exempelvis forskning och kontroll och eventuella habitatåtgärder kommer att delvis kvarstå)?

4. ANALYS AV FÖRVALTNINGS- KONSTRUKTIONENS BRISTANDE TILLFÖRLITLIGHET – GENOMFÖRANDEUNDERSKOTTET OCH DESS ORSAKER

4.1 Uppfyller ålförvaltningsplanen målen?

Vilka mål har den svenska ÅFP? Även om planen talar i huvudsak om vikten av att bevara den europeiska ålen, så har också målet att bevara ålfisket inkluderats i planen. En rimlig tolkning är att ÅFP ger både ett fortsatt ålfiske i Sverige och ett bevarande av ålen som art likvärdig tyngd. För detta talar det faktum att det är bevarandet av ålfisket som kräver det omfattande förvaltningsarbetet. Målet att bevara ålfisket har politisk uppbackning (t.ex. Prop. 2003/04:51 och Prop. 2008/09:170), även om uttryckliga hänvisningar saknas i ÅFP.

Tabell 6. Utvärdering av ålförvaltningsplanen och konsekvenserna för ålbeståndet.

Övervägda faktorer	Kommentar till ÅFP	Positiv/ negativ förändring för att uppnå målsättning 2,6 miljoner blankålar kan simma till Sargassohavet
Nuvarande potentiella utvandring av blankål per år i Sverige	Redovisat punktestimatet saknar trovärdighet. Uppdateringar saknas av utvandringens storlek sedan 2006	Negativt, färre ålar kommer att kunna leka
Förlust i fisket före åtgärder, d.v.s. det skattade fiskets storlek 2006	Troligen kraftigt överskattat i antal	Negativt, bidrar till att överskatta beståndets storlek
Tillskott på grund av genomförda utsättningar (yngelutsättningar antas ge tillskott med i genomsnitt 14 års fördröjning)	Dubbelräkning, delvis samma ålar som "åtgärder i kraftverk", dessutom saknas bevis för ål kan hitta ut ur sjöarna, än mindre till Sargassohavet	Negativt, åtgärden har redan räknats hem och effekten kan vara försumbar
Genomförd minskning av fisket (t o m 2009)	Troligen överskattat eftersom fångstnivån är fortsatt hög	Negativt, färre ålar har sparats
Fortsatt minskning av fisket (t o m 2012)	Stängning av gulålfisket kommer att öka blankålsutvandringen	Positivt, denna del av planen förefaller genomförbar
Åtgärder i kraftverk (t o m 2015), d.v.s. genom T&T	Denna åtgärd har ännu inte satts i verket, åtgärden är osäker	Negativt, 140 000 ålar antas kunna räddas på detta sätt

Vår analys av ÅFP pekar på att de beståndsbevarande effekterna av olika åtgärder är överskattade och att den svenska ÅFP följaktligen *inte* kommer kunna leverera önskat resultat, d.v.s. att 90 % av alla blankålar som produceras i svenska vatten, motsvarande 2,6 miljoner fiskar, ska kunna migrera tillbaka till Sargassohavet (Tabell 6). Både till antal och proportion kommer färre ålar i realiteten vandra iväg mot Sargassohavet. Däremot uppfyller ÅFP det uttalade målet att åtminstone temporärt behålla ålen som en del av svenskt kust- och insjöfiske.

Förespeglingen att ett (framtida) reducerat uttag av omkring 400 000 blankålar vid ostkusten endast kommer att utgöra 10 % av Sveriges blankålsproduktion saknar således vetenskaplig grund. Det är stor risk att detta uttag kommer utgöra en väsentlig del av Sveriges framtida blankålsproduktion och kan också inbegripa blankål som sparats av andra östersjöstater. Det fortsatta blankålsfisket på ostkusten, i likhet med det fortsatta danska ålfisket, riskerar således spoliara andra länders ansträngningar. Eftersom det framtida fisket är koncentrerat till ostkusten kommer fiskets andel i *biomassa* vara än högre eftersom de ålar som tillåts växa upp till blankålsstorlek vid västkusten har en individvikt som är hälften eller mindre än hälften av ostkustens blankålar.

Enligt ÅFP bör EU-förordningens mål om att upprätthålla 40 % av den ursprungliga lekutvandringen ligga någonstans mellan 1,8 och 4 miljoner utvandrande blankålar per år, med ett snittvärde på 2,9 miljoner blankålar. Varför försöker inte Sverige i görligaste mån uppfylla EU-förordningens mål och ange som sin målsättning att 4 miljoner blankålar per år ska kunna utvandra, med andra ord så många som möjligt? Det har inte framkommit varför den svenska ÅFP inte eftersträvar att låta så många blankålar som möjligt överleva istället för endast "90 %", för att åtminstone teoretiskt kunna leva upp till EU:s ålförordning.

Skillnaden kan tyckas vara liten men är av stor betydelse för hur lång tid som en återhämtning av beståndet kan förväntas ta eller hur stor risken är för att ålen ska utrotas. Effekterna av att tillåta en 10 % antropogen dödlighet har studerats av Åström och Dekker (2007) i en modellstudie. De visade att även om all antropogen dödlighet av ål minskar till 10 % under första halvan av innevarande sekel, riskerar ålbeståndet ändå att dö ut samt att en eventuell återhämtning tar i storleksordningen 200 år. Om däremot *all* antropogen dödlighet upphörde skulle det fortfarande ta närmare 80 år för beståndet att återhämta sig. Dessa modellresultat visar dels att situationen för ålen är akut, dels att reduktion av blankålsdödlighet är centralt beståndets chanser att återhämta sig. **Eftersom ÅFP i realiteten bidrar till en mycket mindre reduktion av den antropogent orsakade dödligheten, kan Sveriges bidrag till att minska utdöenderiskerna vara än mindre.**

4.2 Genomförandeunderskott och dess orsaker

Den svenska miljöpolitiken och miljöförvaltningen har anklagats för att systematiskt undvika att leverera det den säger sig vilja åstadkomma (Westerlund 2004). Diskrepansen mellan den miljöpolitiska retoriken och *de-facto* politiken kan benämnas som **genomförandeunderskott**. Inte minst den svenska havsmiljöförvaltningen har anklagats för att producera stora genomförandeunderskott med vilket avses särskilt fiskeriförvaltningen (SOU 2003:72). Det blir med andra ord viktigt att försöka utforska varför inte fiskeriförvaltningen klarar av att minska sina genomförandeunderskott, då denna fråga har förekommit i den allmänna debatten under hela 2000-talet. Vi vill utifrån denna studie peka på ett antal orsaker.

Utformning och prioriteringar av olika mål

Målsättningarnas utformning kan i förvaltningsärenden, t.ex. inom den gemensamma fiskeripolitiken, utgöra en komplicerande faktor på olika nivåer. På en mer övergripande nivå finns det flera motstridiga mål, vilka kan motivera en uppsjö av förvaltningsåtgärder. Detta gäller såväl på EU-nivån (d.v.s. med den gemensamma fiskeripolitiken, ålförordningen inbegripet), som på den nationella nivån. På båda nivåerna finns en målsättningen om livskraftiga bestånd och ekosystembaserad förvaltning samtidigt som politiken värnar om fisket som näring och kulturell företeelse, utan att den politiska prioriteringen är tydligt angiven. I den svenska ÅFP är visserligen målet exakt beskrivet i siffror, men i praktiken är det mycket svårt att nå klarhet i vad dessa mål innebär, då dels planen är svårtolkad och motsägelsefull, dels saknar uppföljning och utvärdering.

Val av åtgärder

Kraven i ålförordningen är inte så stringenta att medlemsstaterna tvingas välja de mest effektiva åtgärderna med hänsyn till uppfyllandet av målet. Det finns inte heller angivet något annat kriterium för prioritering av åtgärder, t.ex. kostnadseffektivitet. Åtgärderna har kvantifierats, men det är utifrån planen svårt att bedöma de åsyftade resultatens realism.

För- och nackdelarna av att förklara hela Sverige som *ett* ålavrinningsområde istället för att dela upp området i flera sådana områden har inte beskrivits. Som jämförelse kan nämnas att Storbritannien har delat upp sitt territorium i femton skilda ålförvaltningsområden. Det är dock viktigt att komma ihåg att Kommissionen godkände den svenska planen, även om det kan ha skett på delvis felaktiga underlag (se Tabell 6).

I fallet med avsiktsförklaringen rörande åtgärder vid vattenkraftverk, kan det konstateras att det inte finns laglig grund för Fiskeriverkets agerande, även om regeringen indirekt kan anses ha godkänt förfarandet genom att skicka förslaget till EU-kommissionen. I stor utsträckning kommer de åtgärder som bolagen frivilligt åtagit sig att vidta kräva ny tillståndsprövning, varför syftet med avsiktsförklaringen kan ifrågasättas. Tillståndsprövning tar visserligen lång tid, särskilt då det initierats av myndigheter som en omprövning. Å andra sidan är prövningen en väl beprövad process och den som lagstiftarna angett ska tillämpas och till vilken det finns få undantag. Resultatet av en tillståndsprövning är ett genomdrivbart långsiktigt beslut. Det kan dock förväntas att de bolag som undertecknat avsiktsförklaringen medverkar till att frågor om vandringshinder förs in i prövningar där detta annars i enlighet med Miljööverdomstolens praxis, inte skulle kunna påtvingas dem.

Ett mycket snabbare sätt att åstadkomma förändrade krav än att pröva varje enskild verksamhet, är att besluta om generella föreskrifter. Miljöprocessutredningen utredde frågan om föreskrifter för vattenverksamheter som t.ex. gallertäthet och konstaterade att det krävs en lagändring varigenom regeringen ges en möjlighet att meddela sådana föreskrifter enligt 11 kap. miljöbalken. Dessutom krävs en ändring av 24 kap. 1 § så att det klargörs att dessa föreskrifter bryter igenom redan givna tillstånd, en ordning som redan gäller för bl.a. miljöfarlig verksamhet.⁴²

Ju längre tid det tar innan effektiva skyddsåtgärder implementeras, desto större är risken att ålen utrotas. De åtgärder som ingår i ÅFP:n ska implementeras under en lång period, turbindödligheten ska vara åtgärdad först till 2015 och ålutsättningarnas högst eventuella tillskott kommer minska under en lång följd av år för att först öka om 14 år (2024). Denna tröghet i att utveckla och genomdriva förvaltningsplanen är ett problem i sig, dels med tanke på att ålbeståndets återhämtning kommer att avsevärt försenas (jämför Åström & Dekker 2007), dels för möjligheterna att utvärdera ett arbete i en relativt sett ganska obetydlig fråga som sträcker sig över decennier.

I relation till ovanstående problem är det viktigt att observera att regeringen valt bort den enklaste och snabbast verkande åtgärden för att uppnå målsättningen att 40 % av ursprungliga biomassan av blankålar i svenska vatten ska kunna återvända till Sargassohavet, nämligen fiskestopp. Så drastisk och resolut har endast två stater i Europa agerat: Irland och Norge. Sverige har, som vi visat, valt en annan och betydligt slingrigare väg. Det framgår inte vad orsaken är till varför fiskestopp inte valts och vilka för- och nackdelar, t.ex. ur samhällsekonomisk synvinkel, detta medför – möjligheten nämns överhuvudtaget inte.

⁴² SOU 2009:42, sid. 243 f.

Brister i det naturvetenskapliga och tekniska underlaget

I denna rapport har vi visat på svagheter i det naturvetenskapligt-tekniska underlaget. Planen tenderar att genomgående överskatta de delar som tekniskt sett är till fördel för planens måluppfyllelse: ursprungsnivåer och nuvarande beståndsstorlek, val av måttenhet (antal "blankålsenheter" istället för biomassa), effekter av gjorda fiskeregleringar, fritidsfiskets storlek, effekter av utsättningar, effekter av åtgärder i kraftverk och slutligen felräkningar i balansmodellen (Tabell 6). Till detta kan läggas att planen inte tar hänsyn till svårigheten att kontrollera införda regleringar av ålfisket, då detta fiske har stor geografisk spridning, kräver ofta små insatser samt att det presumtiva antalet utförare är potentiellt mycket stort.

Det måste ånyo understrykas att skattningen av beståndets storlek/ produktion till 2,9 miljoner blankål per år är mycket hög med tanke på att gulålstillgången är endast ca 5-7 procent jämfört med den som uppmättes före 1960 i svenska vattendrag. Beståndsuppskattningen är central för att överhuvudtaget kunna motivera fortsatt fiske efter ål. FiV pekar ju själva flera gånger på osäkerheten i underlaget. Problemet är att denna osäkerhet inte avspeglas i ett försiktighetstänkande utan i en slags avvägning mellan olika intressen.

Den stängning av gulålsfisket på västkusten som aviserats till 2012, ger otvivelaktigt ett minskat fiske som resultat men genom att beräkningsmetoden baseras på "blankålsenheter" och inte den biomassa som den förbättrade överlevnaden för gulålen kan beräknas ge, illustreras ånyo svagheten med att behandla hela Sverige som ett ålförvaltningsområde.

Uppföljning av åtgärder och ålbeståndets utveckling

ÅFP innehåller inga uppföljningsmekanismer för att undersöka sin egen måluppfyllelse, t.ex. genom att mäta om fiskeridödligheten har minskat eller om utvandringen har ökat. Även om sådan uppföljning kommer att ske, så är det en strukturell brist att det inte tydligt anges hur kontroll och uppföljning ska ske eller hur situationen ska hanteras om åtgärder inte leder till önskat resultat. Eftersom rekryteringen av ål kontinuerligt har minskat under minst 30 års tid, kan vi inte förvänta oss att ett visst uttag kommer motsvara samma proportion av beståndet, utan snarare att samma uttag utgör en proportionellt sett ökande andel över tiden. Detta förhållande utgör tvingande skäl till följa försiktighetsprincipen, d.v.s. utrymmet minskar ytterligare för fiske och annan antropogen dödlighet när man inte vet hur beståndet har reagerat på åtgärderna.

4.3 En annan ansats

Själva bevarandet av ålen som art är ett tämligen okontroversiellt politiskt mål, det är också möjligt att genomföra effektiva motåtgärder och det dessutom snabbt. Eftersom den mänskligt orsakade dödligheten till största delen består i att ålen fiskas för konsumtion, är det ur förvaltningssynpunkt en enkel fråga att expediera: målet att bevara ålen kan omsättas i ett ålfiskestopp. Naturligtvis finns det fler åtgärder av mer allmänt miljöskyddande karaktär att göra som att återställa habitat eller minska miljögiftsbelastningen, men dessa åtgärder fungerar först på längre sikt och de positiva effekterna kan lätt förskingras om inte fisket också upphör. Ett fiskestopp är dessutom en lättkontrollerad åtgärd i jämförelse med att implementera detaljregleringar av ett fiske. Den är laglig och står inte i konflikt med EU-lagstiftningen. Det fortsatta danska fisket kommer delvis motverka denna åtgärd, men så kommer vara fallet oavsett vilken ambitionsnivå Sverige än eftersträvar för ålbeståndet i Östersjön.

Det totala värdet av ålfångsten i Sverige var 2006 ca 25 miljoner kronor per år i havet och ca 5 miljoner kronor per år i sötvatten. Trots ålfiskets försumbara ekonomiska betydelse (Tabell 4), anser jordbruksminister Eskil Erlandsson, d.v.s. den politiskt ansvariga instansen, att ålfisket har en avgörande betydelse för kustfiskets överlevnad (exempelvis understruket i Ekots lördagsintervju 24 oktober 2009⁴³).

Alternativt skulle de medel som idag avsätts till att stödja ålfisket kunna användas till att utveckla insjö- och kustfisket. Den förbättrade förvaltningen av exempelvis gös i Hjälmaran har gett imponerande resultat, vilket torde ha medfört att beroendet av ål kan ha minskat. Det kan också ifrågasättas om det fulla kulturella värdet av ålfisket utnyttjas rätt ens med nuvarande massiva stöd. En stor del av ålfångsten exporteras (enligt ÅFP nettoexporterade Sverige 225 ton levande ål 2007).⁴⁴ En kraftig minskning av ålfisket vid ostkusten skulle istället kunna förenas med en turistmässig utveckling av de kulturellt intressanta delarna av ålfisket. En "kulturkvot" för ålfisket, t.ex. genom att tillåta ålfiske under en mycket begränsad period i sydsvenska landskap, skulle kunna kombineras med natur- och upplevelseturism. Liknande satsningar på "hummersafari" i Bohuslän har gett goda resultat utan för den delen vara beroende av ett stort resursutnyttjande.

⁴³ <http://sverigesradio.se/sida/sandningsarkiv.aspx?programid=3071&date=2009-12-30>

⁴⁴ Vi har inte försökt översätta detta mått till antal "blankålsenheter".

4.4 Slutsatser

Sveriges ålförvaltningsplan, framtagen 2008 på uppmaning av EU-kommissionen, är ett exempel på hur departement och fackmyndigheter i och för sig levererar statlig styrning, men inte på ett sådant sätt att det ger förutsättningar för att infria de mål som olika politiska företrädare säger sig eftersträva. Den nödvändiga operationaliseringen av de politiska målen till praktiskt utförbara krav och åtgärder har inte fungerat. Beslutsunderlagen är svaga, slutsatser felaktiga eller byggda på förhoppningar, genomförandet inte tillräckligt omfattande eller extremt utdraget i tiden, kontroll och uppföljningen bristfälliga. Detta kan ha flera orsaker som resursbrist och brist på genomdrivandeinstrument.

Sammantaget utkristalliserar ett antal orsaker till förvaltningens misslyckande:

Målkonflikter mellan bevarande av arten och fisket har inte synliggjorts och prioritering är oklar. Förvaltningen medverkar till att "dämpa" de negativa effekterna av fiske och annan mänsklig verksamhet istället för att effektuera bevarandemålet,

Underlagsmaterialet är bristfälligt och saknar kritisk genomlysning. Materialet är också svårgenomträngligt. Osäkerheter presenteras som stöd för att *undvika* säkerhetsmarginaler. Exempelvis har målen preciserats utan hänsyn till beståndsuppskattningens osäkerhet, d.v.s. det osannolika förhållandet att det finns 2,9 miljoner blankålsenheter att förvalta. Osäkerheten tas istället som intäkt för att ett utrymme *kan* finnas för fortsatt fiske,

Operationaliseringen av mål till krav och åtgärder är otillräcklig. Implementeringen av planen sker eller avses att ske under en mycket lång tidsperiod. Även om planen till slut skulle följas, är det inte troligt att 90 % av alla blankålar kommer att kunna utvandra, då det fiske som kommer vara tillåtet även i framtiden är relativt omfattande.

Enligt Westerlund (2004) bör man skilja mellan retorisk miljöpolitik och de-facto miljöpolitik. Sådana miljömål som inte kan genomföras, därför att lagen lägger hinder i vägen, eller som tillåts att inte genomföras för att det inte finns mekanismer som tvingar fram åtgärder och genomdrivande av dessa, återspeglar inte någon reell miljöpolitik. Därmed inte sagt att inte vissa aktörers agerande kan påverkas trots att det enbart är fråga om retorik.

Reell miljöpolitik förutsätter en lagstiftning som ger stöd för att inte enbart uttala miljömål utan också att operationalisera dessa till mer konkreta åtgärder och krav som kan genomdrivas rättsligt. I fallet med förvaltningen av ål finns det få legala hinder för att vidta sådana åtgärder som skulle behövas för att uppnå EU-förordningens målsättning. I Sverige saknas däremot legala instrument som tvingar fram tillräckliga åtgärder för att inte riskera att ålbeståndet helt utrotas. Det är varken uttryckligen tillåtet eller påbjudet att bidra till utrotning av ålen med hänvisning till sysselsättningsmål i glesbygden. Men det är inte heller uttryckligen förbjudet att låta bli. Viktigast är dock att konstatera att det finns rättsligt stöd för regeringen och dess myndigheter att agera för att bevara ålen som art, även om det skulle gå ut över sysselsättningen eller kulturhistoriska värden.

Vad kommer det då sig att regeringen och Fiskeriverket riskerar bevarandet av resursen genom att prioritera bevarandet av fiskerinäringen?

Misslyckandet tycks inte bero på brist på finansiella resurser eller på legalt stöd. Däremot tycks det saknas politisk vilja att uttrycka tydliga mål och att prioritera. Detta kan naturligtvis bero på att det finns en ovilja att välja bort ett av intressena. Avsaknaden av en tydlig politisk vilja ger utrymme för avvägning mellan hänsynstagande där den långsiktiga överlevnaden av ålen som art ställs mot fiskerinäringen. ÅFP präglas av en önskan att hitta ingenjörslösningar på biologiska problem (i detta fall minskande rekrytering) och därigenom friköpa sig från behovet att konfrontera naturbrukarna med den resursbrist/ misshushållning som råder.

Den sektorsansvariga myndigheten, FiV, agerar på Jordbruksdepartementets uppdrag, vilket framgår av olika politiska och legala dokument. Hur detta uppdrag uppfattas på sektorsmyndigheten påverkas dock av en rad andra faktorer, t.ex. av diskussioner mellan handläggare och deras uppdragsgivare på departementsnivå, media och opinionsbildning från olika intressegrupper. Hur processen organiseras, t.ex. hur information ges och till vem, hur deltagande av aktörer med olika intressen sker, har stor betydelse för det slutliga resultatet. Som ovan påpekats har framtagandet av ÅFP inkluderat både samråd och ett remissförfarande. De förhållandevis få personer som har varit involverade har dock svårtligen kunnat se konsekvenserna av planen, då, som ovan beskrivits, underlaget varit både bristfälligt och mycket svårgenomträngligt.

Orsaken till bristerna i genomförande skulle naturligtvis även kunna vara otillräcklig kunskap eller felaktig/bristande information. Det måste därför understrykas av det finns en medvetenhet inom FiV om de stora svagheterna i ÅFP. Vid ett internseminarium i november 2009 (Fiskeriverket 2009 – se bilaga 2) klargjordes att ÅFP bygger på felaktiga förutsättningar och slutsatsen var att planen hade så allvarliga brister att sannolikheten att nå målsättningen ansågs vara liten.

Trots detta har FiV valt att fortsätta stödja ÅFP utan att klargöra för sin uppdragsgivare Jordbruksdepartementet (nuvarande Landsbygdsdepartementet) att planen med största sannolikhet kommer att misslyckas uppnå sitt mål om en årlig 90 % överlevnad av alla blankålar eller att 2,6 miljoner blankålar kommer varje år simma bort från svenska vatten mot Sargassohavet.

Det är fullt möjligt att de ålar som har växt upp i svenska vatten skulle ha klarat sig betydligt bättre om staten inte gjort något alls. Inga utsättningar hade understött fisket, inga subventioner i övrigt hade betalats ut till fisket, fritidsfiskare och yrkesfiskare med låg aktivitet hade fortsatt konkurrera med "storålfiskare" och därmed sänkt lönsamheten för hela branschen. Denna tendens finns för övrigt för gulålsfisket vid västkusten där fiskets landningar började minska redan innan 2007, förmodligen delvis på grund av sjunkande ekonomiskt utbyte, d.v.s. innan några åtgärder sattes in. Sammantaget hade fisket kanske kunnat minska till en lägre nivå än vad som ålförvaltningsplanen har gett som resultat och fler ålar hade kunnat simma iväg till Sargassohavet. Detta resonemang kan appliceras på stora delar av svensk fiskerinäring; utan t.ex. bränslesubventioner och A-kassestöd skulle signaler om bristande resurstillgång lättare nå fram till brukarna (t.ex. Sterner & Svedäng 2005).

En miljö- och naturresurspolitik bör naturligtvis som *de-facto* förvaltning överträffa effekterna av en *laissez-faire* policy. De olika målsättningar för denna politik bör inte stå i konflikt med varandra, vilket i det här fallet betyder att fiskeripolitikens målsättning borde underordnas de miljöpolitiska målen eller åtminstone att prioriteringsordningen blir klarlagd.

En viktig insikt i detta sammanhang är behovet av en öppen debatt rörande såväl naturvetenskapliga fenomen som samhällsförhållanden. En utvecklad och förbättrad förvaltning av naturresurser förutsätter granskning och omprövning av förhållningssätt och befintlig kunskap. Vid sidan av analyser av de naturvetenskapliga frågeställningarna visar denna studie behovet av samhällsvetenskapliga analyser av förvaltningen. Denna studie har gett upphov till en rad frågor kring varför den beskrivna situationen uppkommit och på vilket sätt den svenska förvaltningen och aktörernas inställning till ålen och dess förvaltning skiljer sig från den i t.ex. Norge och Irland där ålfisket helt förbjudits.

Till syvende og sist handlar miljöförvaltning om politiska målsättningar. Ålen är akut utrotningshotad och det finns starka vetenskapliga argument för att stoppa allt avsiktligt dödande (=fiske) av denna art. Däremot tycks det i Sverige saknas politisk vilja att stoppa en av samhället understödd exploatering av utrotningshotade djur.

REFERENSER

Appelberg, M., Ridderberg, S. & Beier, U. 2004. Riksfiskinventering -96. En nationell inventering av den svenska fiskfaunan 1996. *Finno* 2004:1. 74 s.

Arai, T., Otake, T. & Tsukamoto, K. 2000. Timing of metamorphosis and larval segregation of the Atlantic eels *Anguilla rostrata* and *A. anguilla*, as revealed by otolith microstructure and microchemistry. *Marine Biology* 137: 39-45.

Belpaire, C., Goemans, G., Geeraerts, C., Quataert, P. & Parmentier, K. 2008. Pollution fingerprints in eels as models for the chemical status of rivers. *ICES Journal of Marine Science* 65: 1483–1491.

Belpaire, C.G.J., Goemans, G., Geeraerts, C., Quataert, P. & Parmentier, K. 2009. Decreasing Eel stocks: Survival of the Fattest? *Ecology of Freshwater Fish* 18: 197–214.

Boëtius, I. & Boëtius, J. 1980. Experimental maturation of female silver eels, *Anguilla anguilla*. Estimates of fecundity and energy reserves for migration and spawning. *Dana* 1: 1-28.

Boëtius, I. & Boëtius, J. 1985. Lipid and protein content in *Anguilla anguilla* during growth and starvation. *Dana* 4: 1-17.

Calles, O. & Bergdahl, D. 2009. Ålens nedströms passage av vattenkraftverk: - Före och efter åtgärd. Karlstads universitet, Fakulteten för samhälls- och livsvetenskaper. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kau:diva-3792>

Colombo, G. & Grandidr, G. 1996. Histological study of the development and sex differentiation of the gonad in the European eel. *Journal of Fish Biology*, 48: 493–512.

Dalhammar, C. (2007). *ol. 7*. Oxford University Press.

Dalhammar, C. (2008). Miljömålen och miljöbalken. Möjligheter till rättsligt genomdrivande av miljö kvalitetsmål. Rapport inom forskningsprogrammet ENGO, maj 2008. IIIIEE Report 2008:1.

Dannewitz, J., Maes, G.E., Johansson, L., Wickström H. & Volckaert, F.A.M. 2005. Panmixia in the European eel: a matter of time. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 272: 1129–1137.

Deelder, C. L. 1984. Synopsis of biological data on the eel *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758). *FAO Fisheries Synopsis* 80.

Dekker, W. 2000a. A Procrustean assessment of the European eel stock ICES Journal of Marine Science 57: 938-947.

Dekker, W. 2000b. Impact of yellow eel exploitation on spawner production in Lake IJsselmeer, the Netherlands. Dana 12: 25-40.

Dekker, W. 2004. Slipping through our hands – Population dynamics of the European eel. PhD Thesis, University of Amsterdam: 186 s.

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.

Fiskeriverket. 2008a. Förvaltningsplan för ål. Bilaga till regeringsbeslut 2008-12-09. Jordbruksdepartementet Jo 2008/3901. 82 s.

Fiskeriverket. 2008b. Fritidsfiske och fritidsfiskebaserad verksamhet. Fiskeriverket, Göteborg. 143 s.

Fiskeriverket. 2009. Minnesanteckningar från slutsatserna under ålutsättningsseminariet 25 november 2009. 2 s.

Fiskeriverket. 2010. Remiss: Förslag till ändring i Fiskeriverkets föreskrifter (FIFS 2004:36) om fiske i Skagerrak, Kattegatt och Östersjön och Fiskeriverkets föreskrifter (FIFS 2004:37) om fiske i sötvattensområdena; gällande reglering av fiske efter ål. Göteborg 2010-11-16. Beteckning 13-2940-10.

Friedland, K. D., Miller, M. J. & Knights, B. 2007. Oceanic changes in the Sargasso Sea and declines in recruitment of the European eel. ICES Journal of Marine Science 64: 519–530.

Harley, S.J., Myers, R.A. & Dunn, A. 2001. Is catch-per-unit-effort proportional to abundance? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 58, 1760–1772.

ICES. 2003. Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management 2002. ICES Cooperative Research Report No. 255: 938-947.

ICES. 2008. European eel. Report of the ICES Advisory Committee, 2008. ICES Advice, 2008. Book 9.

ICES. 2009a. Report of the 2009 Session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. Gothenburg September 2009. 117 s.

ICES. 2009b. European eel. Report of the ICES Advisory Committee, 2009. ICES Advice, 2009. Book 9: 123-126.

ICES. 2010a. European eel. Report of the ICES Advisory Committee, 2010. ICES Advice, 2010. Book 9: 115-123.

Jacobsson, A. 1981. Yrkesfiskets utveckling vid svenska Öresundskusten under 1970-talet. SNV, PM.

Kammarkollegiet. 2008. Yttrande 2008-11-25. Dnr. 12-19382-08.

Kettle, A.J. & Haines K. 2006. How does the European eel (*Anguilla anguilla*) retain its population structure during its larval migration across the North Atlantic Ocean? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 63: 90–106.

Kleckner R. C. & McCleave J. D. 1985. Spatial and temporal distribution of American eel larvae in relation to North Atlantic Ocean current systems. Dana 4: 67-92.

Kleckner, R. C. & McCleave, J. D. 1988. The northern limit of spawning by Atlantic eels (*Anguilla* spp.) in the Sargasso Sea in relation to thermal fronts and water surface masses. Journal of Marine Research 46: 647-667.

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.

Larinier M. 2008. Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France. Hydrobiologia. 609: 97-108.

Lecomte-Finiger, R. 1994. The early life of the European eel. Nature 370: 424.

Limburg, K., Wickström, H., Svedäng, H., Elfman, M. & Kristiansson, P. 2003. Do stocked freshwater eels migrate? Evidence from the Baltic suggests "yes". American Fisheries Society Symposium 33: 275-284.

Määr, A. 1947. Über die Aalwanderung im Baltischen Meer auf Grund der Wanderaalmarkierungsversuche im Finnischen und Livischen Meerbusen in den Jahren 1937–1939. Medd. Statens Unders. Försöksanstalt. Sötvattensfisk, Drottningholm 27, s. 1–56.

Lunneryd, S.-G. & Alexandersson, K. 2005. Födoanalys av storskarv, *Phalacrocorax carbo* i Kattegatt–Skagerrak. Finfo 2005:11.

Moriarty, C. & Dekker, W. 1997. Management of the European Eel. Fisheries Bulletin (Dublin) 15. 110 s.

Nischi, T. & Kawamura, G. 2005. *Anguilla japonica* is already magnetosensitive at the glass eel phase. *Journal of Fish Biology* 67: 1213-1224.

OECD. 2003. *Voluntary Approaches for Environmental Policy: Effectiveness, Efficiency and Usage in Policy Mixes*. OECD, Paris.

Owen, D. 2007. Achieving an ecosystem approach to fisheries management in the Baltic Sea: relevance of Member States' delegated powers under CFP and their nature conservation duties. A report for Baltic Sea 2020. s. 29.

(www.balticsea2020.org)

Malawiprinciperna. 1998. Report of the Workshop on the Ecosystem Approach. Lilongwe, Malawi, 26 - 28 January 1998. Submission by the Governments of the Netherlands and Malawi.

Palm, S., Dannewitz, J., Prestegard, T. & Wickstrom, H. 2009. Panmixia in European eel revisited: no genetic difference between maturing adults from southern and northern Europe. *Heredity* 103: 82–89.

Pankhurst, N.W. 1982. Relation of visual changes to the onset of sexual maturation in the European eel *Anguilla anguilla* (L.). *Journal of Fish Biology* 21: 417-428.

Pankhurst, N.W. & Lythgoe, J.N. 1983. Changes in vision and olfaction during sexual maturation in the European eel *Anguilla anguilla* (L.). *Journal of Fish Biology* 23: 229-240.

Pedersen, B.H. 2003. Induced sexual maturation of the European eel *Anguilla anguilla* and fertilisation of the eggs. *Aquaculture* 224: 323-338.

Pedersen, B.H. 2004. Fertilisation of eggs, rate of embryonic development and hatching following induced maturation of the European eel *Anguilla anguilla*. *Aquaculture* 237: 461-473.

Reynolds, J.D., Dulvy, N.K., Goodwin, N.B. & Hutchings, J.A. 2010. Biology of extinction risk in marine fishes. *Proc. R. Soc. B*, 272: 2337–2344.

Roberts, C. 2007. *The UNNATURAL HISTORY of the Sea – The past and future of humanity and fishing*. Island Press, London.

Schmidt, J. 1909. On the distribution of the freshwater eels (*Anguilla*) throughout the world. I. Atlantic Ocean and adjacent region. *Meddelelser fra Kommissionen for Havundersøgelser. Serie Fiskeri* 3: 1-45.

Sjöberg, N.B., Petersson, E., Wickström, 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.

Sjöberg, N.B. & Wickström, H. 2009. Utvärdering av ålutsättningar –Delrapport år 2008. Fiskeriverket. PM 1/ 2009. 6 s.

SOU. 2003. Havet - tid för en ny strategi. Havsmiljökommissionens betänkande SOU 2003:72. 273 s.

Sterner, T. & Svedäng, H. 2005. A net loss. Policy instruments for commercial fishing with focus on cod in Sweden. *Ambio* 34:84-90.

Svedäng, H. 1996. The development of the eel (*Anguilla anguilla* (L.)) stock in the Baltic Sea: an analysis of catch and recruitment statistics. Proceedings of Polish-Swedish Symposium on Baltic Coastal Fisheries Resources and Management, s. 255-267.

Svedäng, H., Wickström, H., Reizenstein, M., Holmgren, K. & Florenius, P. 1998 Accuracy and precision in eel age estimation, using otoliths of known and unknown age. *Journal of Fish Biology* 52: 456-464.

Svedäng, H. 1999. Vital population statistics of the exploited eel stock on the Swedish west coast. *Fisheries Research* 40: 251-265.

Svedäng, H. 2007. Mark and recapture experiments as a way of validating the relative importance of leisure fishing. Rapport till EU-kommissionen. Swedish Board of Fisheries, 2007-02-15. 8s.

Svedäng, H. & Wickström, H. 1997. Low fat contents in female silver eels: indications of insufficient energetic stores for migration and gonadal development. *Journal of Fish Biology* 50: 475-486.

Svedäng, H. & Lagenfelt, I. 1998. Kartering av ålfisket vid västkusten. Kustlaboratoriet, Fiskeriverket. Opubl. Rapport. 16 s.

Svedäng, H., Neuman, E. & Wickström, H. 1996. Maturation patterns in female European eel: age and size at the silver eel stage. *Journal of Fish Biology* 48: 342-351.

Svärdson, G. 1976. The decline of the Baltic eel population. Report from the Institute of Freshwater Research, Drottningholm 55: 136–143.

Tesch, F.W. 2003. The eel. Blackwell Science, Oxford (UK). 408s.

van Utrecht, W.L. & Holleboom, M.A., 1985. Notes on eel larvae (*Anguilla anguilla* Linnaeus, 1758) from the central and eastern North Atlantic and on glass eels from the European continental shelf. *Bijdragen Tot de Dierkunde* 55: 249–262.

van Ginneken, V., Vianen, G., Muusze, B., Palstra, A., Verschoor, L., Lugten, O., Onderwater, M., van Schie, S., Niemantsverdriet, P., van Heeswijk, R., Eding, E., & van den Thillart, G. 2005. Gonad development and spawning behaviour of artificially-matured European eel (*Anguilla anguilla* L.). *Animal Biology* 55: 203-218.

Westin, L. 1998. The spawning migration of European silver eel (*Anguilla anguilla* L.) with particular reference to stocked eel in the Baltic. *Fisheries Research* 38: 257–270.

Westin, L. 2003. Migration failure in stocked eels *Anguilla anguilla*. *Marine Ecology Progress Series* 254: 307–311.

Westerberg, H. 1996. Oceanographic aspects of the recruitment of eels to the Baltic Sea. EIFAC/ICES Working Group on Eel, Ijmuiden 23-27 September 1996. 9 s.

Westerlund, S. 2004. Det svenska miljörettsliga underskottet. En undersökning av påstådd och reell svensk miljöpolitik i belysning av svensk miljölagstiftnings kvalitet. Institutet för miljörett, Uppsala. 48 s.

Wiberg, U.H. 1983. Sex determination in the European eel (*Anguilla anguilla*, L.). *Cytogenetics and Cell Genetics* 36: 589-598.

Åström, M. & Dekker W. 2007. When will the eel recover? A full life-cycle model. *ICES Journal of Marine Science* 64: 1–8.

ORDFÖRKLARINGAR

Antropogen – mänsklig; *antropogen påverkan* är således sådan påverkan som orsakas av mänsklig aktivitet.

Blankål – synonymt med vandringsål, d.v.s. ål som är på väg att bli könsmogen och som uppvisar vandringsdrift.

Blankålsenheter - begreppet avser både blankål som är på väg vandra ut från svenska vatten och gulål som *med en viss sannolikhet skulle kunna uppnå blankålsstadiet om ett antal år* (sannolikheten är alltid mindre än 1 eftersom en viss proportion kan antas hinna dö innan de har blivit blankålar).

Glasål – Ett av ålens livsstadier. När larverna som sprids med Golfströmmen närmar sig kontinentalsöckeln omvandlas larverna till så kallad glasål. När sedan glasålen har förts närmare kusten, in i vikar och estuarier, pigmenteras glasålen och blir ett ålyngel.

Gulål - När ålynglen vuxit sig något större brukar de benämnas som gulål. Under gulålsstadiet sker ålens kroppstillväxt.

Fiskeridödligheten - den momentana dödligheten orsakad av fiske per tidsenhet. F definieras som exponenten F i ekvationen $S=e^{-F \cdot t}$ där S är överlevnaden över tiden t .

Födogeneralist – Kallas arter vars födoval är varierat och ofta styrt av födoorganism som för tillfället är rikligt förekommande.

Infiskning – Den mängd fisk som fångas. Kan uttryckas både i termer av biomassa eller ekonomiskt värde.

Landning – den biomassa fisk som saluförs.

Lekbiomassa – biomissan av den proportion av ett bestånd som är könsmogen och deltar i reproduktionen.

Livscykel – de olika livsstadierna från det befruktade ägget till könsmogen, reproducerande individ.

Predator – rovdjur, lever på att äta andra djur.

AVSIKTSFÖRKLARING

Bakgrund

Det Europeiska ålbeståndet är starkt hotat genom en långvarig nedgång av rekryteringen i hela utbredningsområdet. Orsakerna är troligen flera – fiske, miljögifter och förlust av uppväxtområden i sötvatten är uppenbara, bidragande negativa faktorer. Rekryteringen sker i Sargassohavet och lekvandrande s.k. blankål måste därför kunna passera från uppväxtområden i sötvatten till havet.

EU har i en förordning (EG 1100/2007) beslutat att det skall upprättas nationella förvaltningsplaner för ål. Ett gemensamt mål för alla planerna är att reducera den av mänsklig aktivitet orsakade dödligheten så att man når minst 40 procent av den blankålsutvandring som skulle förelegat utan mänsklig inverkan. Förordningen kräver också att de nationella förvaltningsplanerna skall innehålla åtgärder som så snart som möjligt reducerar dödligheten i pumpar och vattenkraftsturbiner.

Syftet med denna avsiktsförklaring är att presentera en strategi och målsättning som har utformats gemensamt av vattenkraftsindustrin och Fiskeriverket för att uppfylla förordningens krav i detta avseende. Avsiktsförklaringen är en del av den svenska ålförvaltningsplanen.

Strategins principer

Även om ål förekommer i nästan hela Sverige är mängden ålar som produceras i olika vattendrag och sjöar mycket varierande. Graden av utbyggnaden av vattenkraft mellan de produktiva områdena och havet varierar också. Den kvantitativa effekten av åtgärder skiljer sig alltså väsentligt beroende på var de sätts in.

EU-förordningen bygger på att förvaltningsplaner skall upprättas för varje så kallad "ålavrinningsområde", i princip huvudavrinningsområde i vattendirektivets mening. Den nationella ålförvaltningsplanen betraktar därför hela Sverige som ett ålavrinningsområde, vilket möjliggör ett kostnadseffektivt val av var åtgärder sätts in. Uppenbarligen skulle åtgärder för att nå en 40-procentig överlevnad i vattendrag med få ålar och många och stora kraftverk innebära orimliga kostnader för att ge ett litet bidrag till den totala blankålsutvandringen. Ur biologisk synpunkt innebär detta ingen risk eftersom ål, till skillnad från de flesta andra fiskarter, utgör en enda, genetiskt homogen population.

Grunden för en optimering av åtgärderna är en databas över potentiell ålproduktion i Sveriges sjöar och vattendrag och samt förekomsten av kraftverk och deras passerbarhet, vilken upprättats av Fiskeriverket. Med hjälp av denna databas kan effekten av åtgärdande vid ett visst kraftverk beräknas och vägas mot andra alternativ. Samma databas kan också utnyttjas

för att beräkna de olika vattenkraftsbolagens andel i den totala nuvarande turbinorsakade dödligheten av blankål.

Målsättning

Målet för de frivilliga åtgärder som avses med denna avsiktsförklaring är att reducera den nuvarande totala turbinförlusten i svenska vattendrag till högst 60 procent av den potentiella produktionen av blankål ovanför det första kraftverket i vattendragen. För att nå målet finns flera tillgängliga metoder och valet av metod kommer att bero av de lokala betingelserna. I huvudsak har man att välja mellan:

- inrättande av fiskväg förbi kraftverket
- skonsam drift under perioder med stor blankålsvandring
- fångst och nedtransport förbi kraftverk
- kompensatoriska åtgärder (t.ex. utsättning)

Tiden för att nå målet beror på vilken typ av åtgärd som väljs. Det kan vara optimalt att börja med snabbt genomförbara åtgärder under den tid som krävs för genomförandet av mer permanenta lösningar såsom fiskvägar.

Valet av vattendrag för åtgärder skall generellt ske med utgångspunkt från var störst effekt kan nås på utvandringen av blankål. Om möjligt skall sådana metoder väljas som innebär långsiktiga lösningar för all fiskvandring.

Avsikten är att nå målet 40 procent överlevnad vid utvandring på fem års sikt efter den nationella ålförvaltningsplanens ikraftträdande år 2009. Samtliga åtgärders effektivitet skall verifieras. En utvärdering av måluppfyllelsen skall ske 2012 och 2014.

Det bör noteras att när en effektiv och permanent åtgärd beslutas inom ramen för detta frivilliga åtagande kan det bli nödvändigt att ändra villkoren i en gällande vattendom.

Åtagande

Undertecknade vattenkraftsföretag avser att tillsammans med Fiskeriverket frivilligt verka för att med den här beskrivna strategin nå ovannämnda mål. Hänvisning till denna avsiktsförklaring återfinns i Sveriges nationella ålförvaltningsplan för att påvisa det pågående arbetet med att uppfylla EU-förordningens ställda krav på minskad dödlighet i vattenkraftsturbiner och pumphar.

Denna avsiktsförklaring inskränker inte möjligheter till andra åtgärder, som genomförs för att gynna biologisk mångfald, inom ramen för bl.a. miljö kvalitetsmålen, vattenförvaltningen, eller förordningar. På lång sikt kan ytterligare åtgärder för att öka blankålsöverlevnaden bli nödvändiga.

Faktiska åtgärder ska beslutas i kommande avtal, där de åtgärder som genomförs ska ha en vetenskapligt grundad effekt på lekåtervandring av ål.

Denna avsiktsförklaring har upprättats efter samråd med Naturvårdsverket och Kammarkollegiet.

Undertecknande parter är överens om att ytterligare aktörer kan ansluta sig till denna avsiktsförklaring.

Göteborg den 17 mars 2010

E.ON

Fortum

Statkraft

Vattenfall

Holmen Energi

Tekniska Verken i Linköping

Fiskeriverket

Bilagt: Skrivelse från Fiskeriverket.



Minnesanteckningar från slutsatserna under ålutsättningsseminariet 25 november 2009

Vi konstaterade att om utsättningar skall användas som beståndsbevarande åtgärd så gäller att det först måste visas att utsatta ålar kan bidra till lekbeståndet i samma grad som naturligt invandrade ålar (eller klarlägga till vilken grad de bidrar). Det innebär alltså att ett upphörande av utsättningar, i syfte att bidra till lekbeståndet, inte är avhängigt om det kan visas att utsättningar inte bidrar. Detta förhållningssätt är i enlighet med försiktighetsprincipen. Noteras bör också att ålutsättningar, såsom de tillämpats i Sverige (och många andra länder), i praktiken är storskaliga biomanipulationer, som strider mot Fiskeriverkets generella policy om utsättningar.

Avdelningen för forskning och utveckling anser att det är grundläggande att följa ICES rådgivning på området.

I ICES rådgivning 2008 anges följande:

“Previous advice from ICES recommended that glass eels and other life history stages should not be translocated.”

...

“Stocking should not be considered a remedy/solution for overfishing, or for ameliorating or mitigating any other anthropogenic activities adversely affecting the stock. In some cases where eels are so depleted that a river basin is at risk of no longer contributing to the spawning stock, stocking might be used as a last resort. However, large-scale stocking should not be allowed unless a scientific evaluation demonstrates that the potential escapement of silver eels will be enhanced.”

Vidare ges följande mer generella rekommendation:

“Since recruitment remains in decline and stock recovery is a long-term process for biological reasons, ICES recommends that all exploitation and other anthropogenic impacts on production and escapement of eels should be reduced to as close to zero as possible.”

I ICES rådgivning 2009 anges följande:

“Given the continued declining abundance of glass eels, ICES reiterates its concern about glass eel stocking programs. The programs involve capture and translocation of eels from one river to another. While stocking programs may benefit specific rivers, these programs risk reducing the contribution that these glass eels could make to sustain the overall European eel stock, because of capture and translocation mortality and reduced survival in the river where eels are stocked. Fishing and use of glass eel for any purpose should be reconsidered, with intervention only taking place where there is an objective of increasing or protecting the glass eel's contribution to spawner production.”

ICES reiterates its previous advice that “all anthropogenic impacts on production and escapement of eels should be reduced to as close to zero as possible until stock recovery is achieved”.

...

“... Moreover, the contribution the glass eels used for stocking make to the future spawning stock will be reduced if: (a) there is some capture and translocation mortality, (b) there are more anthropogenic stresses in the river system in which they are stocked than in the source river and (c) the stocked eels are not able to migrate to spawning grounds and contribute to the spawning portion of the stock. As noted above, ICES is concerned about the use of glass eels for stocking, and it does not endorse this aspect of the EU Regulation.” ... “As stated in the ICES Advice 2008: “...large-scale stocking should not be allowed unless a scientific evaluation demonstrates that the potential escapement of silver eels will be enhanced.””

Med ledning av ICES rådgivning och den genomgång av den vetenskapliga informationen runt ålutsättningar som gjordes vid seminariet så drogs följande slutsatser.

- Förstärkningsutsättningar av ål för fiske i insjöar fungerar utmärkt. Dock visar detta inte om utsättningar också stärker lekbeståndet.
- Vandrar utsatta ålar som de skall, dvs mot lekområdet? Vi vet att enstaka kan ta sig till Öresund, dvs lämplig väg mot leken så långt. Frågetecknen finns dock om verkligen stora flertalet utsatta ålar vandrar korrekt, särskilt de som satts ut i insjöar.
 - o Frågetecknen gäller både om de tar sig ut ur sjöarna och om de simmar rätt inom Östersjön.
 - o Nästan ingen information finns om hur sådana som satts ut på kusten beter sig.
- Kan utsatta ålar anses bidra lika mycket till leken som naturligt invandrade (dvs är $U=N$)? Svaret är nej, dvs det är inte troligt att utsatta ålar skulle bidra lika mycket som naturligt invandrade (vi känner inte till någon fiskart där så är fallet), och framför allt har vi inga tillförlitliga skattningar som klarlägger detta, det innebär alltså att $U < N$, men vi saknar underlag för att sätta siffror på förhållandet. I 2009 års rapport från EIFAC/ICES WGEEL anges möjliga värden från 4:1 till 1:1, men detta gäller inte bidrag till lekflykt, utan bara överlevnad och tillväxt, sedan de satts ut.
- Vid värdering av utsättningsars bidrag till lekbiomassan skall dessutom de utsattas framgång vägas mot om de hade låtits vara kvar i den miljö där de fångats¹. Det innebär att om fångsten och omflyttningen innebär ökad dödlighet, eller att de inte hittar till lekområdet, så skall omflyttning inte ske, om inte dödligheten om de låtits vara kvar ändå överträffar den sammantagna dödligheten vid fångst, omflyttning, karantänering, utsättning och i den nya miljön, samt risken att de inte hittar rätt vid lekvandringen². Det krävs i praktiken att dödligheten i miljöerna där glasålen/ålynglen fångas är mycket hög, för att det skall vara en fördel att flytta dem, t.ex. genom lokalt starkt täthetsberoende dödlighet. I huvudsak vilar det på de stater som fångar glasål att visa att detta inte påverkar de lokala bestånden.
- Oavsett synen på utsatta ålars bidrag till leken så är det inte rimligt att väga insatserna för att minska antropogen dödlighet mot utsättningar³, all negativ antropogen påverkan på överlevnad och lekvandring hos ål måste reduceras till så nära noll som är möjligt⁴.

Slutligt konstateras alltså att det inte kunnat visas i vilken omfattning utsatta ålar bidrar till lekbeståndet, och att utsättningar alltså inte bör användas som beståndsbevarande åtgärd för ål. Vidare konstateras att utsättningar inte ska räknas in i bland åtgärderna på ett sådant sätt att andra åtgärder minskas i någon proportion till utsättningarna.

¹ ICES advice 2008, Book 9.

² ICES advice 2009, Book 9. [Läs delrapporten](#)

³ ICES advice 2008, Book 9.

⁴ ICES advice 2008, Book 9.