

Metodikk for skadevurdering av aurebestander som følge av introduksjon av fremmede fiskearter

Av Trygve Hesthagen, Odd Terje Sandlund

Trygve Hesthagen (trygve.hesthagen@nina.no) og Odd Terje Sandlund er begge fiskebiologer ved Norsk institutt for naturforskning (NINA) i Trondheim.

Summary

Method for assessing the effects of introducing new fish species into lakes with allopatric brown trout. We present a new method for assessing the effects of introducing new fish species into lakes with allopatric brown trout (*Salmo trutta*) populations. Five different species have been considered: perch, pike, European minnow, Arctic charr and whitefish. The method is based on expert judgement, using available knowledge gained from studies in Norwegian lakes. We used five categories of status corresponding to that of the EU Water Framework Directive; High, Good, Moderate, Poor and Bad. These five categories were given mean scores, which can be used to assess the damage to brown trout populations within defined geographical areas. We grouped the lakes into 15 potential types according to size and mean depth. European minnow and pike are considered to cause the most serious effects when introduced into brown trout lakes, especially in small and shallow water bodies.

Sammendrag

Introduksjon av fremmede fiskearter kan ha store økologiske konsekvenser for de opprinnelige fiske-samfunnene. Vi presenterer en ny metode for å fastsette effekter på aurebestander i innsjøer hvor den er eneste fiskeart, som følge av at én eller flere

fiskearter blir innført, eksemplifisert ved ørekyte, gjedde, abbor, røye eller sik. Metoden er utviklet i forbindelse med arbeidet med *Naturindeks for Norge*. Den bygger på ekspertvurdering basert på tilgjengelig kunnskap fra norske innsjøer, altså endringer i forhold til naturtilstanden. De forventede effektene på aurebestander er differensiert på 15 innsjøtyper ut fra overflateareal og middeldyp; som er viktige faktorer for utfallet av konkurranse og predasjon mellom ulike fiskearter. Graden av påvirkning blir delt inn i fem tilstandsklasser tilsvarende systemet i vannforskriften (EUs vann-direktiv): Svært god, God, Moderat, Dårlig og Svært dårlig. Hver klasse gis en score, slik at skadeverdien for bestander innen gitte geografiske områder kan beregnes. Gjedde og ørekyte vurderes som den største trusselen mot aurebestander, spesielt i små og grunne innsjøer.

Bakgrunn

Fiskearter i ferskvatn er utsatt for en rekke trusselfaktorer, med sur nedbør, fysiske inngrep og spredning av fremmede arter som de viktigste. Introduksjon og spredning av fremmede arter er generelt en av de alvorligste truslene mot det biologiske mangfoldet (MA 2005). Spredning av fremmede fiskearter påvirker produksjonsgrunnlaget for de naturlige fiskesamfunnene, samtidig

som det truer det biologiske mangfoldet (Sandlund & Hesthagen 2011). Den mest omfattende spredningen av fiskearter i Norge gjelder først og fremst de med naturlig forekomst i deler av landet, og som spres til nye vassdrag (Hesthagen & Sandlund 1997, Museth m.fl. 2007, Hesthagen & Sandlund 2012). I tillegg har 11 nye fiskearter blitt innført til norske vassdrag (Hesthagen & Sandlund 2007). Det er også identifisert et tilsvarende antall arter som forekommer i våre naboland, og som potensielt kan bli spredd til norske vassdrag, såkalte dørstokkarter (Gederaas m.fl. 2012, Sandlund m.fl. 2013).

Det finnes ingen kvantitative metoder for å vurdere effektene av fremmede fiskearter, og det foreligger svært sjelden data som gjør det mulig å måle effektene av en introduksjon (men se Museth m.fl. 2007, Brabrand 2007a, Sandlund m.fl. 2013). For å kunne klassifisere den økologiske tilstanden med hensyn til effekten av introduserte fremmede fiskearter, er det derfor behov for en tilnærming som gir mulighet til å gjennomføre slike vurderinger etter et fast og relativt enkelt system, dvs. et system basert på ekspertvurdering (jf. Sandlund m.fl. 2011).

Naturindeks for Norge 2010 (Nybo 2010) presenterer tilstanden for norsk natur målt ved en rekke indikatorer. Aure i innsjøer ble valgt som én indikator i ferskvatn (Hesthagen m.fl. 2010, Schartau m.fl. 2010). Aure er vår vanligste fiskeart, med en utbredelse som dekker hele landet. Beregninger viser en forekomst på ca. 27 000 innsjølevende aurebestander, basert på lokaliteter ≥ 4 hektar (Rask m.fl. 2000, Tammi m.fl. 2003). I tillegg er det aure i et stort antall mindre vatn og tjern, samt at den finnes i et ukjent antall bekker og elver. Tilstanden til innsjølevende aure ble vurdert på basis av intervjuundersøkelser, og differensiert på uendrede, skadde og tapte bestander (Hesthagen m.fl. 2010). For bestandsendringer hos aure som skyldtes introduksjon av fremmede arter ble det valgt å benytte ørekyte, med en reduksjon i utbytte på garn på 35 % (Museth m.fl. 2007).

Som en videreutvikling av tilnærmingen i *Naturindeks for Norge 2010* presenterer vi her en metode for å fastsette effekter på rene (såkalt

“allopatriske”) aurebestander som følge av introduksjon av fremmede fiskearter, eksemplifisert ved ørekyte, gjedde, abbor, røye eller sik (jf. Hesthagen m.fl. 2012).

Metodikk

Effekter av introduksjoner og videre spredning av de ulike artene er basert på en subjektiv ekspertvurdering, med bakgrunn kunnskap som er framkommet ved ulike undersøkelser i norske innsjøer (Borgstrøm m.fl. 1985, Museth m.fl. 2007, Sandlund m.fl. 2011, 2013). Det er altså endringer i forhold til naturtilstanden som blir vurdert. Det kan også være aktuelt å hente inn opplysninger om dagens og tidligere bestandsforhold fra grunneiere, fiskere, lokale fiskeforeninger etc. (Hesthagen m.fl. 1993). I denne artikkelen begrenser vi vurderingene til effekter på aurebestander til de som er forårsaket av ørekyte, gjedde, abbor, røye eller sik.

Vi benytter en klasseinndeling som er parallell til den som anvendes i EUs vanndirektiv, som i Norge forvaltes etter vannforskriften. Den omfatter fem tilstandsklasser; Svært god, God, Moderat, Dårlig og Svært dårlig, med korresponderende fargekoder, jf. tabell 1. Det er også gitt en subjektiv vurdering av aurens tilstand i de enkelte klassene. Det kan i noen tilfelle være tvil om en bestand har gått helt tapt, eller om det fremdeles finnes en svært liten restbestand. Derfor omfatter svært dårlig tilstand også bestander som er mulig svært fåtallige, ikke kun utdødd. For å kunne regne skadeomfanget for flere vannforekomster i en region, er de fem klassene gitt en score på henholdsvis 0,9, 0,7, 0,5, 0,3 og 0,1, tabell 1. Angitt score tilsvarer normalisert EQR (økologisk kvalitetskvotient) i hht. til vannforskriften (jf. Direktoratgruppa Vanndirektivet 2009).

Ved fastsettelse av skadescore for et bestemt antall bestander innen en region (kommune, fylke, vassdrag etc.), så bestemmes først tilstandsklassen for hver enkelt bestand (cf. kolonne A og B i tabell 1). Deretter avleses tilhørende verdi (kolonne C). Verdien for en region beregnes ved å addere skadescorene for enkeltbestandene, dividert med antall bestander som er vurdert.

A: Klasse	B: Tilstandsklasse, jf. vannforskriften	C: Score	D: Scorevariasjon	E: Subjektiv vurdering av tilstand
1	Svært god	0,9	1,0 - \geq 0,8	Ingen/Ubetydelig skadet
2	God	0,7	<0,8 - \geq 0,6	Lite skadet
3	Moderat	0,5	<0,6 - \geq 0,4	Betydelig skadet
4	Dårlig	0,3	<0,4 - \geq 0,2	Sterkt skadet
5	Svært dårlig	0,1	< 0,2	Utryddet/svært fåtallig

Tabell 1. Klassifisering av skader på aurebestander basert på fem klasser, med (A) fargekode for hver klasse, (B) tilstandsklasser i følge vannforskriften, (C) score for hver klasse, (D) score-variasjon for hver klasse og (E) en subjektiv vurdering av tilstand. Score brukes for enkeltbestander, mens score-variasjon brukes der tilstanden for flere bestander innen et geografisk område skal beregnes (jf. Metodikk).

Deretter kan tilstandsklassen for regionen avleses ved bruk av score-variasjonen (kolonne D). I *Naturindeks for Norge* er det f.eks. aktuelt med regionvise skadevurderinger for utvalgte indiktorarter.

Effekter av en introduksjon kan forventes å avhenge av innsjøens fysiske utforming. Det blir derfor gjort en differensiering ut fra innsjøens størrelse og middeldyp. Arealinndelingen følger i utgangspunktet vannforskriften med tre kategorier; små innsjøer (50-500 ha), store innsjøer (500-5000 ha) og svært store innsjøer (> 5 000 ha) (Direktoratgruppa Vanndirektivet 2009). I Norge finnes det imidlertid et stort antall innsjøer mindre enn 50 ha med fisk. Vi har derfor valgt å operere med ytterligere to størrelsesgrupper innsjøer; svært små innsjøer (10-50 ha) og tjern (< 10 ha). For dybdeforholdene angitt som middeldyp benytter vi imidlertid samme inndeling som vannforskriften, dvs. svært grunne innsjøer (< 3 m), grunne innsjøer (3-15 m) og dype innsjøer (> 15 m). Ved å kombinere innsjøstørrelse og middeldyp, blir det teoretisk 15 innsjøtyper. Noen innsjøtyper er ikke aktuelle i vårt land. Økoregioner, klimasoner (lavland < 200 m, skog 200-800 m og fjell > 800 m) og vannkjemi (kalsium og humusinnhold) inngår også i den norske typologien for innsjøer (jf. Direktoratgruppa Vanndirektivet 2009). Disse parametrene blir ikke hensyntatt i vårt system, da de ikke vurderes å være avgjørende for effektene av en introduksjon. En inndeling i enda flere klasser vil også gjøre systemet mer komplisert og mindre

brukervennlig. Men forekomsten av enkelte fiskearter kan være begrenset av høyde over havet, noe som trolig gjelder for blant annet gjedde (Hesthagen & Sandlund 2012). Det vil derfor være nødvendig å foreta slike vurderinger ved fastsettelse av skadegraden. Også for andre arter kan effektene av en introduksjon bli modifisert av andre faktorer, som for eksempel vassdragsregulering. Det er tidligere foreslått en evaluering av skader på aurebestander forårsaket av slike fysiske inngrep (Hesthagen m.fl. 2012).

Vi bruker begrepet "fremmed art" framfor "introdusert art" fordi "introdusert" gir assosiasjoner til en aktiv handling, mens "fremmed" er mer nøytralt når det gjelder spredningsmåte (Anonym 2011). Ut fra IUCNs definisjon er fremmede arter de som opptrer utenfor sitt naturlige utbredelsesområde. Det betyr at arter som flyttes til innsjøer der de ikke finnes naturlig, også er fremmede arter, selv om de ikke er fremmede for vassdraget eller regionen.

Resultater

Tabell 2 til 6 gir en skjematisk framstilling av effektene på aurebestander ved etablering av hhv. ørekyte, gjedde, abbor, røye eller sik i de forskjellige innsjøtypene. Disse fiskeartene forekommer naturlig i større eller mindre grad i deler av landet, men har det til felles at de har blitt spredd til nye lokaliteter ved menneskets hjelp over lang tid (Hesthagen & Sandlund 1995, 2012, Museth m.fl. 2007, 2010, Borgstrøm m.fl. 2010, Sandlund m.fl. 2012).

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

Tabell 2. En subjektiv vurdering av effekter på aurebestander i innsjøer etter introduksjon av ørekyte, avhengig av overflateareal og middeldyp. Tall og fargekoder indikerer skadegrad, jf. tabell 1. Grå farge angir innsjøtyper som ikke finnes i Norge. Vurderingen gjelder der aure er eneste fiskeart.

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

Tabell 3. En subjektiv vurdering av effekter på aurebestander i innsjøer etter introduksjon av gjedde, avhengig av overflateareal og middeldyp. Tall og fargekoder indikerer skadegrad, jf. tabell 1. Grå farge angir innsjøtyper som ikke finnes i Norge. Vurderingen gjelder der aure er eneste fiskeart.

Ørekyte Det har i de siste tiåra vært en omfattende spredning av ørekyte her i landet (jf. Huitfeldt-Kaas 1918, Hesthagen & Sandlund 1997, Museth m.fl. 2007). Utbytte av aure på garn i innsjøer med denne karpesfisker har vist seg å være i gjennomsnitt ca. 35 % lavere enn i lokaliteter med rene aurebestander (Museth m.fl. 2007). Ørekyta er i stor grad knytta til grunne områder, og vil derfor ha størst negativ effekt i små grunne innsjøer (Taugbøl m.fl. 2002), tabell 2. Men ørekyte kan også ha en betydelig negativ effekt i større og dypere innsjøer, både i gytebekker (som predator på rogn og yngel og næringskonkurrent med yngel) og som konkurrent om plass og næring med aureunger i strandområder (Borgstrømm. fl. 1985, 2010, Hesthagen m.fl. 1992, Museth m.fl. 2002, 2007, 2010). Ørekyte spiller sjelden noen stor rolle som byttfisk for aure, selv om endret adferd i gytetida om våren, eller på grunn av parasittering, kan resultere i hardere predasjonstrykk i kortere perioder (Museth m.fl. 2002).

Gjedde Innførsel av gjedde er ofte ensbetydende med at aurebestanden blir utryddet, selv om de lokale habitatforholdene spiller en viss rolle for hvor dramatisk effekten blir (Hesthagen

& Sandlund 2012). Det er spesielt i grunne og mindre innsjøer at effektene på aure blir dramatiske, tabell 3. Men selv i noe større innsjøer (50-500 ha) antar vi at aurebestandene blir sterkt redusert. Dersom det finnes gode gjeddehabitater i tilknytning til aurens gyteelver, f. eks. stilleflytende og grunne vegetasjonsdekte områder, kan gjedda ha svært negativ effekt også i store og dype innsjøer, som vist i Krøderen (Brabrand 2002, 2009).

Abbor Det foreligger liten dokumentasjon om hvilken effekt en introduksjon av abbor har på aurebestander. Vår vurdering tilsier likevel at dette vil være svært negativt, jf. tabell 4. NINA har i de siste åra prøvet fisket en rekke innsjøer med abbor og aure i forbindelse med ulike prosjekter. Aurebestandene i lokaliteter med abbor er i de aller fleste tilfeller svært fåtallige. Også i kalkede innsjøer med abbor og aure er det vanligvis en sterk dominans av abbor (Kleiven & Barlaup 2004, Hesthagen m.fl. 2006, Kleiven m.fl. 2011). Forholdet mellom abbor og aure vil i noen grad være modifisert av tilgangen på egnede gyte- og oppvekstområder for de to artene i henholdsvis strandsone og tilløpsbekker. Abbor blir nemlig vurdert som en effektiv fiskespisende

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

Tabell 4. En subjektiv vurdering av effekter på aurebestander i innsjøer etter introduksjon av abbor, avhengig av overflateareal og middeldyp. Tall og fargekoder indikerer skadegrad, jf. tabell 1. Grå farge angir innsjøtyper som ikke finnes i Norge. Vurderingen gjelder der aure er eneste fiskeart.

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

Tabell 5. En subjektiv vurdering av effekter på aurebestander i innsjøer etter introduksjon av røye, avhengig av overflateareal og middeldyp. Tall og fargekoder indikerer skadegrad, jf. tabell 1. Grå farge angir innsjøtyper som ikke finnes i Norge. Vurderingen gjelder der aure er eneste fiskeart.

art i litoralsonen, og de største årsungene av abbor kan predatere de minste individene av både artsfrender og mort i hele første sesong (Brabrand 1995, 2000). Dersom det finnes relativt store inn-/utløpselver, kan auren oppholde seg der i noen tid før den vandrer ut i tilstøtende innsjø. I slike tilfeller kan auren være relativt stor før den forlater sine oppvekstområder, og vil derfor være mindre utsatt for predasjon fra abbor.

Røye var blant de første fiskeartene som vandret inn i landet fra vest under og etter siste isavsmelting (Huitfeldt-Kaas 1918). Den kom dermed litt før eller samtidig med aure og laks. I svært mange lavereliggende og kystnære innsjøer forekommer dermed røye og aure naturlig sammen. Men begge artene har også blitt spredd av mennesker til nye lokaliteter gjennom mange hundre år, selv om slik aktivitet for røye trolig har vært mest omfattende de siste 150 åra (Hesthagen & Sandlund 1995). En god sameksistens mellom røye og aure, med store bestander av begge arter, ser vi gjerne i innsjøer av en viss størrelse og dyp. I slike tilfelle skjer det en habitatsegregering mellom de to artene. Auren oppholder seg i strandsona og eventuelt nær overflata lengre fra

land, mens røya, som er en mer effektiv zooplanktonspiser og er mer effektiv i dårlig lys, utnytter dypere vann nær bunnen og de frie vannmassene (jf. Saksgård & Hesthagen 2004, Ulvan m.fl. 2012). Røya har også en mer effektiv metabolisme enn auren ved lave temperaturer (Finstad m.fl. 2011). Utsetting av røye i grunne og små innsjøer med aure vil sjelden være vellykket, så der blir effekten på auren liten, tabell 5. I litt større innsjøer vil derimot tilstedeværelsen av røye føre til en nedgang i aurebestanden, slik det skjedde i f.eks Breivatn på Hardangervidda (Jensen 1972).

Sik har en utbredelse som i stor grad er begrenset til deler av Øst-Norge og Øst-Finnmark (Huitfeldt-Kaas 1918). Fra ca. 1850 skjedde det en aktiv utsetting av sik i innsjøer både med og uten fisk, og i Sør-Norge økte antall innsjøer med sik fra ca. 360 til ca. 900 (Sandlund m.fl. 2013). Generelt vil innførselen av sik til vatn med aure ha en negativ effekt på produksjon av aure, tabell 6. Men sikens effekt på aurebestander er tosidig. På den ene side konkurrerer den med auren om næring i strandsona. På den andre siden er yngel og ungfisk av sik gunstig føde for fiskeetende aure over en viss størrelse. Slik kan

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

Tabell 6. En subjektiv vurdering av effekter på aurebestander i innsjøer etter introduksjon av sik, avhengig av overflateareal og middeldyp. Tall og fargekoder indikerer skadegrad, jf. tabell 1. Grå farge angir innsjøtyper som ikke finnes i Norge. Vurderingen gjelder der aure er eneste fiskeart.

siken ha en viss positiv effekt på vekst og størrelse hos auren. Betydningen av sik som bytte for aure avhenger imidlertid av mange egenskaper ved sikbestanden, og også av hvordan siken beskattes. Vanligvis vil aure, for å få god vekst etter at den har nådd ca. 25 cm lengde, være avhengig av rimelig god tilgang på byttefisk i 5-15 cm størrelse. I en småvokst bestand av sik ("siksild"), eller i en sikbestand med god rekruttering hvert år, vil aure større enn ca. 25 cm kontinuerlig finne egnet byttefisk. I storvokste sikbestander som ikke beskattes vil det derimot bare år om annet forekomme mye yngel som overlever etter klekking, og som derved blir attraktiv mat for auren. I slike tilfelle ser vi som oftest at svært få aure klarer å slå over på fiskeføde og oppnå et vekstomslag (Sandlund m.fl. 1997).

Diskusjon

Vi foreslår en pragmatisk metode for å fastsette skader på rene aurebestander som skyldes introduksjon av andre fiskearter. Forslaget er basert på en klasseinndeling i fem tilstandsklasser; Svært god, God, Moderat, Dårlig, Svært dårlig (jf. vannforskriften). Effekten av at en fremmed art etablerer seg blir vurdert ut fra (i) ekspertvurderinger og intervju-undersøkelser med lokalkjente, samt (ii) en vurdering av lokalitetenes størrelse og dybdeforhold (jf. Sandlund m.fl. 2011, 2013). En mer kvantitativ tilnærming er pr. i dag ikke mulig grunnet manglende kunnskap.

Den foreslåtte metodikken kan altså benyttes til å klassifisere den økologiske tilstanden hos fiskesamfunn i henhold til vannforskriften. Den er også relevant i andre prosjekter som f.eks. *Naturindeks for Norge* (Direktoratet for natur-

forvaltning 2010, Nybø 2010). I ferskvatn ble altså aure benyttet som én indikatorart for evaluering av tilstand og mulige endringer (Hesthagen m.fl. 2010, Schartau m.fl. 2010). Som art er auren riktignok vurdert som livskraftig (LC) på Norsk Rødliste 2010 (Gjøsæter m.fl. 2010). Den er imidlertid følsom for en rekke miljøpåvirkninger, som f.eks. fysiske inngrep som vassdragsregulering (Brabrand 2007b, Helland m.fl. 2010, Rognerud & Brabrand 2010) og forsuring (Hesthagen m.fl. 1999).

Det er først og fremst spredningen av ørekyte og gjedde som representerer den største trusselen mot rene aurebestander. Dette skyldes både artenes konkurranse- og predasjonsaspekt, og at de har hatt den mest omfattende spredningen i seinere år. De negative effektene av disse to artene er spesielt stor i mindre og grunne innsjøer. Men ved siden av de fem omtalte artene i denne rapporten, kan også arter som suter og sørv representerer en trussel (Hesthagen & Sandlund 2012). Bekkerøye har også hatt en omfattende spredning i de siste tiåra, og på landsbasis er det nå trolig minst 200 selvreproduserende bestander (Hesthagen & Kleiven 2013). Bekkerøya er imidlertid svak i konkurranse med aure, og er nå er i sterk tilbakegang. Den blir derfor ikke vurdert som noen særlig trussel for aure i norske innsjøer.

Det er altså i utgangspunktet effekter på rene aurebestander som blir vurdert. Det er imidlertid ikke noe i veien for at metodikken også kan benyttes for lokaliteter der aure lever sammen med andre fiskearter, gitt at det foreligger tilstrekkelig kunnskap om effekten på aure. Ett godt eksempel her kan være aurebestanden i Krøderen, som etter innførselen av gjedde har

blitt redusert med så mye som 90-95 % (Brabrand 2007a, 2009). Denne aurebestanden kommer følgelig i tilstandsklasse 5, dvs. Svært dårlig.

Takksigelser

Denne metodeutviklingen er gjennomført med støtte fra daværende Direktoratet for naturforvaltning, nå Miljødirektoratet, under prosjektet *Naturindeks for Norge*. En takk til kollega Ann Kristin Schartau for gode innspill i forbindelse med dette arbeidet. Vi takker også to refereer for nyttige kommentarer.

Referanser

Anonym 2011. Veileder for økologisk risikovurdering av fremmede arter i Norge. Versjon 0.9. Artsdatabanken. Trondheim.

Borgstrøm, R., Museth, J. & Brittain, J.E. 2010. The brown trout (*Salmo trutta*) in the lake Øvre Heimdalsvatn: long-term changes in population dynamics due to exploitation and the invasive species, European minnow (*Phoxinus phoxinus*). *Hydrobiologia* 642: 81-91.

Borgstrøm, R., Garnås, E. & Saltveit, S. J. 1985. Interactions between brown trout, *Salmo trutta* L., and minnow, *Phoxinus phoxinus* (L.) for their common prey, *Lepidurus arcticus* (Pallas). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 2548-2552.

Brabrand, Å. 1995. Gjørs og abbor hindrer masseforekomst av mort. – S. 113-120 i: Borgstrøm, R., Jonsson, B. & L'Abée-Lund, J.H. (red.). *Ferskvannsfisk. Økologi, kultivering og utnytting. Sluttrapport fra forskningsprosjektet «Fiskeforsterkningstiltak i norske vassdrag (FFT). Norges Forskningsråd.*

Brabrand, Å. 2000. Komplekse fiskesamfunn med dominans av karpefisk, abbor og gjedde. – S. 130-144 i: Borgstrøm, R. & Hansen, L.P. (red.). *Fisk i ferskvann. Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning. Landbruksforlaget.*

Brabrand, Å. 2002. Miljøfaglige undersøkelser i Øyeren 1994-2000. Langtidsutvikling og forvaltning av fiskesamfunn. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Universitetet i Oslo 207. 161 s.

Brabrand, Å. 2007a. Fiskebiologiske undersøkelser i Krøderen. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Universitetet i Oslo 250. 46 s.

Brabrand, Å. 2007b. Virkning av lav sommervannstand på fisk i reguleringsmagasiner. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Universitetet i Oslo 249. 54 s.

Brabrand, Å. 2009. Tetthet av ørretunger i tilløpselver til Krøderen og i Hallingdalselva. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Universitetet i Oslo 267. 15 s.

Direktoratgruppa Vanndirektivet 2009. Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Direktoratgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet. 180 s. (www.vannportalen.no).

Direktoratet for naturforvaltning 2010. Datagrunnlag for Naturindeks 2010. DN-utredning 4-2010. 145 s.

Finstad, A.G., Forseth, T., Jonsson, B., Bellier, E., Hesthagen, T., Jensen, A.J., Hessen, D.O. & Foldvik, A. 2011. Competitive exclusion along climate gradients: energy efficiency influences the distribution of two salmonid fishes. *Global Change Biol.* 17: 1703-1711.

Gederaas, E., Moen, T.L., Skjeseth, S. & Larsen, L.-K. 2012 (red). *Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012.* Artsdatabanken, Trondheim.

Gjøsæter, J., Hesthagen, T., Borgstrøm, R., Brabrand, Å., Byrkjedal, I., Christiansen, J.S., Nedreaas, K., Pethon, P., Uiblein, F., Vøllestad, L.A. & Wienerroither, R. 2010. *Fisker "Pisces"*. – S. 403-412 i: Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red.). *Norsk rødliste for arter 2010.* Artsdatabanken, Trondheim.

Helland, I.P., Ugedal, O., Finstad, A.G. & Sandlund, O.T. 2010. Standardiserte ørretfangster som hjelpemiddel for å vurdere økologiske effekter av vannstandsreguleringer i innsjøer. NINA Rapport 560. 23 s.

Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 1995. Current status and distribution of Arctic char *Salvelinus alpinus* (L.) in Norway: The effects of acidification and introductions. *Nordic J. Freshw. Res.* 71: 275-295.

Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 1997. Endringer i utbredelse av ørekyte i Norge: årsaker og effekter. NINA Fagrapport 13. 16 s.

Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 2007. Non-native freshwater fishes in Norway: history, consequences and perspectives. *J. Fish Biol.* 71 (Supplement D): 173-183.

Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 2012. Gjerdde, sørv og suter: status, vektorer og tiltak mot uønsket spredning. NINA Rapport 669. 42 s.

Hesthagen, T., Hegge, O. & Skurdal, J. 1992. Food choice and vertical distribution of European minnow, *Phoxinus phoxinus*, and young native and stocked brown trout, *Salmo trutta*, in the littoral zone of a subalpine lake. *Nordic J. Freshwat. Res.* 67: 72-76.

Hesthagen, T. & Kleiven, E. 2013. Forekomst av reproduserende bestander av bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*) i Norge pr. 2013. NINA Rapport 900. 70 s.

- Hesthagen, T., Rosseland, B.O., Berger, H.M. & Larsen, B.M. 1993. Fish community status in Norwegian lakes in relation to acidification: a comparison between interviews and actual catches by test-fishing. *Nordic J. Freshw. Res.* 68: 34-41.
- Hesthagen, T., Sevaldrud, I.H. & Berger, H.M. 1999. Assessment of damage to fish populations in Norwegian lakes due to acidification. *Ambio* 28:12-17.
- Hesthagen, T., Walseng, B., Ugedal, O., Bongard, T., Ousdal, J.-O. & Saksgård, R. 2006. En biologisk inventering av ni kalkede innsjøer i Agder høsten 2006, med vekt på krepsdyr og fisk. NINA Rapport 216. 62 s.
- Hesthagen, T., Fiske, P., Barlaup, B. & Thorstad, E.B. 2010. Fisk. – S. 85-89 i: Nybø, S. (red.). Datagrunnlag for "Naturindeks i Norge". DN-utredning 4-2010.
- Hesthagen, T., Helland, I.P., Sandlund, O.T. & Ugedal, O. 2012. Naturindeks for Norge – Metodikk for fastsettelse av skader på allopatriske aurebestander grunnet vassdragsregulering og introduksjon av fremmede fiskearter. NINA Rapport 852. 27 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge med et tillæg om Krebsen. Centraltrykkeriet. Kristiania.
- Jensen, K.W. 1972. Drift av fiskevann. Fisk og Fiskestell 5: 1-61.
- Kleiven, E. & Barlaup, B.T. 2004. Fiskebestandene i Syndle og Vigelandsvatn, Aust-Agder – frå sterkt forsuringsskade til tette bestandar etter kalking. NIVA rapport 4930-2004. 38 s.
- Kleiven, E., Gustavsen, P.Ø., Halvorsen, G.A. & Hobæk, A. 2011. Biologisk oppfølging av kalka lokaliteter i Aust-Agder i 2010. NIVA rapport 6156-2011. 44 s.
- MA 2005. Ecosystems and human well-being: Current state and trends: Findings of the conditions and trends working group. Millennium Ecosystem Assessment, Island Press.
- Museth, J., Borgstrøm, R., Brittain, J.E., Herberg, I. & Naalsund, C. 2002. Introduction of the European minnow into a subalpine lake; habitat use and long term changes in population dynamics. *J. Fish Biol.* 60: 1308-1321.
- Museth, J., Borgstrøm, R. & Brittain, J.E. 2010. Diet overlap between introduced European minnow (*Phoxinus phoxinus*) and young brown trout (*Salmo trutta*) in the lake, Øvre Heimdalsvatn: a result of abundant resources or forced niche overlap? *Hydrobiologia* 642: 93-100.
- Museth, J., Hesthagen, T., Sandlund, O.T., Thorstad, E. & Ugedal, O. 2007. The history of the European minnow in Norway: from harmless species to pest. *J. Fish Biol.* 71 (Supplemet D): 184-195.
- Nybø, S. (red.) 2010. Naturindeks for Norge 2010. DN-utredning 3-2010. 161 s.
- Rask, M., Appelberg, M., Hesthagen, T., Tammi, J., Beier, U. & Lappalainen, A. 2000. Fish status survey of Nordic lakes - species composition, distribution, effects of environmental changes. TemaNord, Report 2000: 508. 58 s.
- Rognerud, S. & Brabrand, Å. 2010. Hydrofish-prosjektet: Sluttrapport for undersøkelsene 2007 – 2010. NIVA rapport L.NR. 6082-2010. 74 s.
- Saksgård, R. & Hesthagen, T. 2004. A 14-year study of habitat use and diet of brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in Lake Atnsjøen, a subalpine Norwegian lake. *Hydrobiologia* 521: 187-199.
- Sandlund, O.T., Næsje, T.F., Forseth, T., Breistein J. & Saksgård R. 1997. Aure som predator. - S. 14-20 i: Langeland, A. & Jonsson, B. (red.) NINAs Strategiske Instituttprogrammer 1991-95. Innsjøers produktivitet. NINA Temahefte 6.
- Sandlund, O.T. & Hesthagen, T. 2011. Fish diversity in Norwegian lakes: conserving species poor systems. – S. 7-20 i: Jankun, M., Furghala-Selezniow, G., Wozniak, M. & Wisniewska, A.M. (red.) Water biodiversity assessment and protection. University of Warmia and Mazury in Olsztyn, Poland.
- Sandlund, O.T., Brabrand, Å., Diserud, O., Helland, I., Hesthagen, T. & Ugedal, O. 2011. Bruk av eldre fiskedata i arbeidet med Vanddirektivet: Et pragmatisk forslag. Vann 03-2011: 296-312.
- Sandlund, O.T., Hesthagen, T. & Brabrand, Å. 2013. Coregonid introductions in Norway: well-intended and successful, but destructive. *Advanc. Limnol.* 64: 341-358.
- Schartau, A.K., Hesthagen, T., Larsen, B.M. & Lindholm, M. 2010. Ferskvann. – S. 60-69 i: Nybø, S. (red.). Naturindeks for Norge. DN-utredning 3-2010.
- Tammi, J., Appelberg, M., Hesthagen, T., Beier, U., Lappalainen, A. & Rask, M. 2003. Fish status survey in Nordic lakes: effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. *Ambio* 32: 98-105.
- Taugbøl, T., Hesthagen, T., Museth, J., Dervo, B. & Andersen, O. 2002. Effekter av øre-kytintroduksjoner og utfiskingstiltak – en vurdering av kunnskapsgrunnlaget. NINA Oppdragsmelding 753. 31 s.
- Ulvan, E.M., Finstad, A.G., Ugedal, O. & Berg, O.K. 2012. Direct and indirect climatic drivers of biotic interactions: ice-cover and carbon runoff shaping Arctic char *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta* competitive asymmetries. *Oecologia* 168: 277-287.