

Metode for beregning av tapt ungfiskproduksjon, og økologisk tilstandsklassifisering av sjørretbekker i henhold til vannforskriften

Av Eir Hol, Stian Stensland, Thron O. Haugen og Morten A. Bergan

Eir Hol er Cand. scient i miljø- og naturressurser fra Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, NMBU

Stian Stensland er PhD i naturforvaltning, og førsteamanuensis ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, NMBU

Thron O. Haugen er Dr. scient i evolusjonsøkologi, og professor i fiskeøkologi ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, NMBU

Morten André Bergan er Cand. scient i ferskvannøkologi og forsker II ved NINA i Trondheim.

Summary

Method for estimating loss of juvenile brown trout production, and ecological classification in streams and tributaries. This study shows the human-caused reduction of anadromous brown trout (*Salmo trutta*) production in tributaries of Verdal municipality, mid-Norway. For 35 tributaries, habitat loss and modifications were measured, and brown trout production loss estimated. Estimated loss of trout production area, approximately 66 000 m², comprises 32% of total historical tributary-based gross production area. However, estimated total net loss in trout production, approximately 313 000 juveniles (0+ and 1+), corresponds to about 80% of the historical production. Electrofishing data not considering area loss or reduced habitat quality are not enough for neither ecological classification assignment according to EU's water framework directive, planning and management of sea trout streams and tributaries. Our approach to a natural state of the streams, with study of maps, problem assessment, habitat evaluation,

and quantitative electrofishing data, should be applied as an eligible method, and implemented in the water regulations and management for smaller streams with migrating fish.

Sammendrag

Studien beregner endringer i sjørretproduksjonen som skyldes menneskelige inngrep i bekker i Verdal kommune. Det ble beregnet arealendringer og estimert ungfisktetthet i 35 sjørretbekker. Tapet av opprinnelig produksjonsareal er beregnet til omlag 66 000 m², som tilsvarer 32 % av et historisk produksjonsareal. Tapt årlig produksjon, på rundt 313 000 ungfisk (årsklassene 0+ og 1+) av sjørret, tilsvarer 80 % av estimert historisk produksjon. Data fra tetthetsfiske på avgrensede stasjoner, uten hensyn til tapt areal eller redusert arealkvalitet, er lite egnet ved økologisk tilstandsklassifisering, tiltaksplanlegging og forvaltning av sjørretbekker i Norge. Metoden i denne studien, med kartstudier, problemkartlegging, habitatvurdering

og kvantitative data fra elektrisk fiske, bør implementeres i vannforskriften og forvaltning av små vassdrag med vandrende bestander av fisk.

Innledning

Sjørretbestanden i Norge har gått mye tilbake (Anonym 2017; Finstad et al. 2011; Jonsson et al. 2009) og innføring av fiskeforbud eller -restriksjoner har vært et tiltak for å bøte på dette. I samtlige Trondheimsfjordelver har alt fiske etter sjørret vært stengt siden 2009, men kyst- og fjordfangst er fortsatt tillatt, og sjørretproduksjonen er fortsatt synkende. Årsaken til reduksjonen er sammensatt av påvirkninger i hav og ferskvann. For sjørreten er gyte- og oppvekstområder i bekker og elver nøkkelområder for produksjon (Bergan et al. 2011; Whelan 2014).

Vassdrag defineres i vannressursloven (2000) som «alt stillestående eller rennende overvann med årssikker vannføring» (Vannressursloven 2000). Definisjonen er begrenset i et forvaltningsperspektiv, ettersom bekker uten helårsavrenning kan være full av ungfisk av ørret i en nedbørsperiode.

Sjørretens livshistorie er kompleks (Harris & Milner 2007; Jonsson 1985; Jonsson et al. 2001; Jonsson & Jonsson 2011). Sjørreten kan ha lange sjøvandringer, men er ofte mer fjord- og kystbundet i sjøfasen, og i gyting og oppvekstfasen utnytter de små bekker og sidevassdrag (Jonsson & Jonsson 2011). Sjørret er flegangsgytende, med dokumentert gyting opp til 12 sesonger for enkeltindivider (McCully & Whelan 2013). Små tilløpsbekker utgjør ofte en stor andel av samlet vassdragslengde (Biggs et al. 2014). Mangel på kunnskap og oppmerksomhet om hvilken betydning små vassdrag har for en samlet sjørretproduksjon lokalt, regionalt og nasjonalt har bidratt til dagens tilstand i Norge (Bergan 2013; Bergan & Nøst 2017; Bergan & Solem 2018).

Normaltilstanden for et vassdrag er at det er en positiv sammenheng mellom antall smolt som svømmer ut fra vassdragene og antall fisk som kommer tilbake for å gyte (Jonsson et al. 2009). I ferskvann kan disse flaskehalsene for

bestandsstørrelse være klimaendringer, forurensning, habitatforringelse og habitattap (Finstad et al. 2011). Størrelsen på gytebestanden vil deretter være påvirket av marine forhold som lakselus, klima, habitattap knyttet til mudring, endringer i næringstilgang samt beskatning (Finstad et al. 2011). Sammensetningen av påvirkningene og deres bestandseffekt vil variere mellom bekker, vassdrag og kystområder. I denne studien fokuseres det på sjørretens gyte- og oppveksthabitater i ferskvann.

Ungfiskproduksjonen i et vassdrag kan angis som ungfisktetthet (individ/100 m²) multiplisert med tilgjengelig oppvekstareal. Inngrep kan redusere både habitatkvaliteten og tilgjengelig oppvekstareal. Inngrepene gir gjerne vandringshinder¹ og barrierer for fisken. Forvaltningen trenger kunnskap om forventet ungfisktetthet (tilstand), tapt habitat (areal), og hvor problemene i hver bekk ligger i dag (årsak). Kunnskapen gir en pekepinn på hva som bør være tetthetsmålet for et vassdrag med god økologisk tilstand, og hvor stort det naturlige sjørret-habitatet skulle ha vært. Kunnskap gir også mulighet til å gå inn med restaureringstiltak tilpasset hver bekk og påvirkningsfaktor.

Laksefisk inngår som et viktig kvalitets-element i en økologisk tilstandsklassifisering i Norge (Iversen & Sandøy 2015). EUs vanddirektiv krever minimum god økologisk tilstand i alle vannforekomster innen 2021. Norsk vannforvaltning må etterstrebe disse forpliktelsene. Når laksefisk benyttes til fastsettelse av økologisk tilstand baseres disse beregningene utelukkende på data fra elektrofiske i et ofte lite utvalg av innsamlingsstasjoner, som gjerne er valgt ut fordi disse har velegnet habitat. Klassifiseringen skjer da uten at hele vannstrengens funksjonalitet tas med i betraktning, og uten betraktninger rundt historisk tilstand. Tilstandsklassifiseringene bør i tillegg baseres på målinger av bunndyrsamfunnet, gjerne ved bruk av indekser som ASPT som indikerer organisk belastning i hele bekkeløpet oppstrøms prøvestasjonen. Ved ulike klassifiseringsutfall for de to kvalitetsselementene er det i

¹ Et vandringshinder kan passeres av enkelte størrelsesgrupper fisk på enkelte vannstander. En barriere stopper all fisk.

hovedsak laveste score som skal legges til grunn for videre overvåkning og tiltak.

Målet med studien er å utprøve og vise en metodisk framgangsmåte for beregning av tapt bekkeareal, og tapt produksjonsevne for fisk i sjøørretbekker. Fokuset er fremkommelighet (vandringsveier) i sjøørretbakkene og generell økologisk tilstand. Metodikken er en videreføring av Bergan og Nøst (2017) og Bergan og Solem (2018) sin tilnærming for sjøørretbekker i Trondheim kommune og sidevassdrag til Gaula.

Metode

For 35 sjøørretbekker i Verdal kommune i Trøndelag ble det beregnet tapt areal og ungfiskproduksjon av sjøørret. Dette er bekkene nedstrøms Granfossen der det på 80-tallet ble bygd fiske-trapp. Data fra 27 bekker er fra feltsesongen 2017 og nærmere beskrevet i artikkelen. For de åtte bekkene Kvisla, Brokskitbekken, Follobekken, Eklobekken, Leiråa, Skyta, Kvernbekken og Bjørk-/Sundbybekken har vi brukt Vårhus (2016) sine grunnlagsdata fra feltsesongen 2015.

Menneskeskapte inngrep og endringer i studieområdet

Verdalsvassdraget er laks- og sjøørretførende med et nedbørsfelt på 1471 km². Vassdraget er i likhet med flere andre Trondheimsfjordelver et nasjonalt laksevassdrag, og varig vernet mot kraftutbygging. Ordningen med nasjonale laksevassdrag betyr at det skal tas spesielt hensyn til laksen og sjøørreten og deres leveområder (St. prp. 2007), noe som også vil begünstige den rødlistede ålen, som bruker de samme vassdragene.

Store deler av nedbørsfeltet til Verdalselva ligger under marin grense, 171 m.o.h., og domineres av marine avsetninger og intensiv jordbruksdrift. Verdalselva er en utpreget flomelv med raske naturlige vannføringsendringer (Leine 2017). Mesteparten av anadrom strekning er flomsikret for å hindre erosjon, utglidninger og graving i elvekantene. Derfor har elva gravd seg nedover istedenfor langs sidene. Senket elveløp og utstrakt bruk av stor sprengstein i sikringsarbeidet har medført at samløpet sidebekk-

hovedelv har fått stor høydeforskjell. Dette hindrer eller stopper ofte fisken i å svømme opp i bekken. Bekkene har også vært (og er) utsatt for en rekke menneskeskapte miljøpåvirkninger, som endring i vannregimet gjennom drenering av myr, urbanisering, avrenning fra jordbruk og kloakk, fjerning av kantvegetasjon, kanalisering og lukking i forbindelse med jordbruksdrift. Infrastruktur-relaterte vandringshindre/-barrierer, som blant annet dårlig konstruerte kulverter (knyttet til blant annet veier), utgjør også et vesentlig problem. Summen av alle disse vann- og habitatødeleggelsene har over tid medført tapt produksjon av sjøørret og reduserte bestander.

Kartlegging av tapt areal

Bekkene ble befart i april 2017, og kartlagt (med GPS) fra utløp (der bekken møter Verdalselva/fjorden) og til endepunkt for opprinnelig (naturlig) anadrom strekning. Det ble registrert mulighet for fiskevandring og passering ved kulverter og/eller andre inngrep som hindrer eller stopper (barriere) fiskens vandring. Slutt på dagens anadrome strekning ble bestemt til første menneskeskapte barriere nedstrøms naturlig barriere. Naturlige barriere (typisk et fossefall) ble fastsatt etter faktorer gitt i Solli et al. (2002): høyde på fall, vannhastighet og/eller om det er kulp /stein før fall. Feltbefaringer ble kvalitetssikret og supplert med elfiske (oppstrøms/nedstrøms), studier av gamle flyfoto/kart og kunnskap fra lokale ressurspersoner med spesiell kjennskap til vassdraget. Naturlig anadrom strekning ble ansett som situasjonen rundt 2.verdenskrig, før de største areal- og driftsendringene kom i jordbruket med legging av bekker i rør, og før bruk av rør i veianlegg (Bergan & Nøst 2017).

Tapt anadrom strekning ble regnet som alt av areal mellom menneskeskapt barriere og naturlig barriere. Alle kulverter ble forhåndslokalisert på kart² (norgeskart.no, finn.no). Utfra anbefalinger fra Direktoratet for naturforvaltning (Anonym 2009; Solli et al. 2002) ble fremkom-

² Statens vegvesen har også en nyttig kartløsning med alle kulverter under statlige og fylkeskommunale veier angitt med lengde, bredde mm. Se <https://www.vegvesen.no/vegkart/>

melighet for gytefisk ($\geq 35\text{cm}$) og ungfisk av ørret og laks (ned mot 10-15 cm lengde) vurdert. Elektrisk overfiske ga også en kvalitetssikring av disse vurderingene. Anadrom strekning, før og nå, ble oppmålt i digitale kart med maksimum målestokk 1:100, og sammenlignet med GPS-punkt i felt. Bekkebredde er beregnet ut fra gjennomsnittlig stasjonsbredde som ble målt ($n=5$ pr stasjon) i felt for hver bekk. I bekker med flere stasjoner ble det brukt gjennomsnittet av alle stasjonsbredder.

Ungfisktetthet

Ungfisktettheten i hver bekk ble beregnet fra fangst ved elektrisk fiske på avgrenset, oppmålt areal, og reduksjon i fangst mellom fiskeomganger (Bohlin et al. 1989). Elektrisk overfiske foregikk 22.8-1.9. 2017. Et bærbart, elektrisk fiskeapparat av typen GeOmega FA-4 (Terik Technology) ble benyttet. Metoden følger Bohlin et al. (1989) med en eller tre ganger overfiske, og beregnet tetthet etter prinsipper skissert i Zippin (1958). En fastsatt fangbarhet ble anvendt på stasjoner med kun en gangs overfiske. Ved ingen fangst eller observasjon av fisk etter første eller andre overfiske på en stasjon opphørte fisket. Hver stasjon var omtrent 100m^2 . Nøyaktig areal ble målt opp etter endt overfiske.

Estimat av tapt produksjonsevne og økologisk tilstand

Tapt produksjonsevne ble beregnet ved å sammenlikne dagens produksjonsevne og en ekspertvurdert referansetilstand for produksjonsevne, der produksjonsevnen for hele vassdraget er summen av produksjonsevnen til hver bekk, i, gitt i formel 1:

Formel 1: $\text{Produksjonsevne} = \Sigma(\text{tilgjengelig areal (m}^2) * \text{fisketetthet (individ/m}^2))$

Ekspertvurdert produksjonsevne ved en referansetilstand ble beregnet ved gjennomsnittet av fisketettheten ($\text{individ} / 100 \text{ m}^2$) i de fem minst påvirkede/ mest produktive bekkene i datamaterialet: Skjørdalsbekken, Kvernbecken, Leiråa, Bjørk-/Sundbybekken og Skyta. Tallene

ble hentet fra Vårhus (2016) og Hol (2018), og vi viser til disse arbeidene for tettheter i samtlige bekker og øvrige metodetdetaljer. Den økologiske tilstanden til bekkene ble fastsatt ved bruk av ungfisktetthetene i veilederen for klassifisering av miljøtilstand i vann (Anonym 2018).

Bunndyr og ASPT-verdi

For hver prøvestasjon ble det samtidig samlet inn bunndyr med bruk av håv («sparkeprøver»). (Se Hol (2018) og Vårhus (2016) for detaljer om bunndyrprøvene). Videre ble prøvene analysert og bunndyrene artsbestemt på lab. ASPT-verdi (Average Score Per Taxa) som viser organisk belastning for hvor stasjon ble regnet ut. ASPT-indeks er basert på sammensetningen av bunndyrsamfunnet på hver prøvestasjon (Iversen & Sandøy 2015). Hver bunndyr-familie innunder denne indeksen har en toleranseverdi for organisk belastning. ASPT-verdien ble deretter summert for hver sparkeprøve med formel 2 (Iversen & Sandøy 2015).

Formel 2: $\text{ASPT} = \Sigma \text{toleranseverdier av alle familier} / \text{antall familier}$

Så ble bekken klassifisert etter EU's femdelte vanddirektivskala for økologisk tilstand basert på ASPT-verdien. Denne metoden for klassifisering av økologisk tilstand i en vannforekomst er anerkjent og forklart i klassifiseringsveilederen til Direktoratetsgruppe for gjennomføring av vanddirektivet (Iversen & Sandøy 2015).

Resultat

Tapt areal

Det var en betydelig nedgang i tilgjengelig bekkerekning for sjørørretten i de 35 kartlagte bekkene (Figur 1). Tilgjengelig bekkerekning i hver bekk både antatt naturtilstand (oransje linje) og dagens (grønn linje), var generelt lengre nedstrøms Østnesfossen (Ekerbekken). Landkapsgradienten her er slakere og dalen bredere, sammenlignet med oppstrøms Østnesfossen, der (naturlig) anadrom strekning i bekkene generelt er kortere.

Opprinnelig hadde sjørørretten tilgang til ca

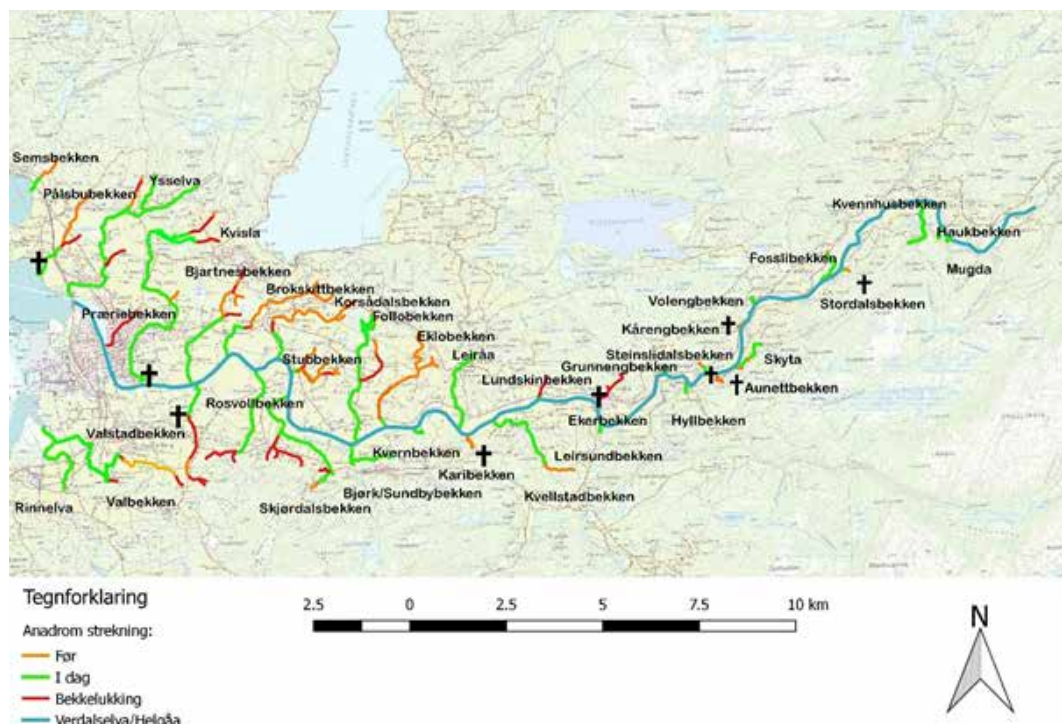
86 km med bekkestrekning (Tabell 1). I dag er det kun 60 % (52 km) som er tilgjengelig for fisken. I areal tilsvarer reduksjonen 32 % (66 000 m²). I tre av de ni bekkene (Kvisla, Pålsbubekken, Valstadbekken) som ble registrert som fisketomme, er gyte- og oppvekstareal tilgjengelig for fisk. Selv om dette er tilgjengelig areal, er det ikke i bruk av fisk i dag. Det ble ikke funnet en konkret årsak til manglende fisk i disse tre bekkene. Inkludert disse tre bekkene, er det bare 50 % (43,4 km) av opprinnelig bekkestrekning som fisken bruker idag.

For å oppsummere påvirkning på fiskevandring i de 35 bekkene, så var dagens vandringsbarrierer bekkelukking under vei/

bebyggelse (n=1) eller jordbruksområde (n=8) i ni av bekkene. I ti av bekkene var det kulvert som ikke tillot passering. I elleve bekker var anadrom strekning uforandret, og for de resterende fire bekkene var det nyere naturlige terskler som stanser fiskevandringen. Se Hol (2018) for lengde og areal for hver bekk.

Økologisk tilstand med utgangspunkt i ungfisktetthet og ASPT-verdi

Ti av 35 bekker hadde minst en elfiskestasjon med ungfisktetthet som tilsa god eller meget god økologisk tilstand (Tabell 2, dvs minst 50 ungfisk per 100 m²). I fire av disse 10 bekkene



Figur 1. Oversiktskart og dagens status for sjørretbekker nedstrøms Granfossen i Verdal basert på våre data. Verdalselva markert i blått. Grønne linjer er strekningene tilgjengelige for sjørret i dag. Oransje (åpen bekk) og røde (bekkelukking) linjer markerer opprinnelig anadrom strekning. Kors er fisketomme bekker.

Tabell 1. Tilgjengelig sjørrethabitat i lengde og areal ved referansetilstand (før) og i dagens tilstand.

Tilgjengelig habitat	Lengde i dag (m)	Lengde før (m)	Areal før (m ²)	Areal i dag (m ²)	Reduksjon areal (m ²)
Totalt	52 053	86 072	205 835	139 854	65 981
Totalt i %	60,48	100	100	67,97	32,06

fantas det også elfiskestasjoner med lavere fiske-
tettheter enn «god», noe som gjorde at bare seks
bekker oppnår god økologisk tilstand basert på
fisketetthet alene. Ni bekker var fisketomme.

Tretten bekker hadde minimum en stasjon
som tilsa minst god økologisk tilstand basert på
ASPT. I ti av disse bekkene var samtlige stasjoner

god eller bedre, og oppnår dermed god økolo-
gisk tilstand vurdert på ASPT alene. Kombiner-
er man fiske- og bunndyrdata er det kun to
bekker (Skjördalsbekken og Leirsundbekken)
som oppnår minimum god økologisk tilstand.

*Tabell 2: Økologisk tilstand ved alle prøvestasjoner vurdert ved ungfisktetthet og klassifisert ved ASPT-verdi. Stasjon 1 (st1) er nærmest utløp til elv eller fjord, med økende stasjonsnummerering etter avstand fra samløp (i bekker med mer enn én stasjon). Farge angir tilstandsklasse, der rødt er SD = Svært dårlig, oransje er D = Dårlig, gul er M = Moderat, grønn er G = God og blå er SG = Svært god. Forkortelsen NA oppgis i rutene hvor det mangler data. For prøvestasjonene merket * er data hentet fra tidligere undersøkelse (Vårhus 2016).*

Prøvestasjon	ASPT	Ungfisktetthet (individ pr 100 m ²)
Semsbekken- st1	6,1	135,1
Semsbekken- st2	6,6	19,8
Pålsbubekken- st1	5,7	0
Pålsbubekken- st2	5,1	0
Rinnelva- st1	7,1	50,1
Valbekken- st1	3,8	63,6
Valbekken- st2	NA	0
Valbekken- st3	NA	0
Ysselva- st1	5,5	3,3
Ysselva- st2	6,6	24,5
Ysselva- st3	6,8	14,1
Ysselva- st4	6,3	47,9
Ysselva- st5	NA	15,1
*Kvisla- st1	2,1	0
*Kvisla- st2	5,1	0
Bjartnesbekken- st1	4,4	14,9
Valstadbekken- st1	3,4	0
Rosvollbekken- st1	4,8	14,4
*Brokskitbekken- st1	3,7	28
*Brokskitbekken- st2	2,7	9
Korsådalsbekken- st1	4,1	14,7
Korsådalsbekken- st2	NA	37,8
Stubbekken- st1	4,9	14,7
Skjördalsbekken- st1	6,9	177,8
Skjördalsbekken- st2	6,1	312,2
*Bjørk-/Sundbybekken- st1	4,1	86
*Bjørk-/Sundbybekken- st2	5,6	87
*Follobekken- st1	5,1	126

*Follobekken- st2	4,3	25
*Eklobekken- st1	5,0	13
*Eklobekken- st2	4,1	29
*Kvernbecken- st1	5,4	266,7
*Leiråa- st1	4,9	165
*Leiråa- st2	5,6	269
Lundskinbekken- st1	5,1	49,6
Lundskinbekken- st2	4,8	0
Karibekken- st1	6,6	6,1
Karibekken- st2	6,4	0
Karibekken- st3	5,9	0
Kvellstadbekken- st1	4,3	28,8
Kvellstadbekken- st2	5,6	30,8
Leirsundbekken- st1	6,9	55,3
Grunnengbekken- st1	6,6	27,3
Steinslidalsbekken- st1	6,9	0
Hyllbekken- st1	5,8	4,36
Kårengbekken- st1	6,4	0
Volengbekken- st1	6,2	34,5
*Skyta- st1	5,8	97
*Skyta- st2	6,2	184
Fosslibekken- st1	4,3	6,3
Stordalsbekken- st1	5,1	0
Kvennhusbekken- st1	6,1	45,6
Kvennhusbekken- st2	6,8	62,2
Haukbekken- st1	5,9	3,6
Mugda- st1	6,4	20,3

Produksjonsevne

Ungfisktetthet ved antatt naturtilstand (referanseverdi) ble estimert til 191 individer per 100 m², og beregnet av gjennomsnittlig ungfisktetthet i de fem mest produktive bekkene i dag: Kvern-

bekken, Skjørdalsbekken, Leiråa, Skyta og Bjørk-/Sundbybekken:

$$(266.7 + 244.99 + 217 + 140.5 + 86.5) / 5 = \underline{191 \pm 76}$$

(individ / 100 m² ± SD)

Tabell 3. Beregnet produksjonsevne, antall 0+ og 1+, i Verdalsbekkene ved referansetilstand (før), i dag, og tapt produksjon.

Produksjonsevne i Verdalsbekkene	Før	I dag	Tapt produksjon
Antall 0+ og 1+	393 432	80 551	312 881
(%) 0+ og 1+	100	20,47	79,53

Med sammenligning i referanseverdien for ungfisktetthet, er dagens produksjonsevne av ungfisk redusert med 80 % i Verdalsbekkene (Tabell 3). I antall er dette et samlet årlig tap av om lag 313.000 ungfisk.

Diskusjon

Beregningene av dagens fiskeproduksjon i sjøørretbekkene i Verdal viser en nettoreduksjon på omlag 80 % sammenlignet med tidsperioden omkring andre verdenskrig (=nær naturtilstand). Dette skyldes redusert tilgjengelig areal som følge av vandringshindre, -barrierer og bekkelukkinger fra jernbane, vei eller landbruk, kombinert med lavere kvalitet i dagens tilgjengelige habitat på grunn av hydromorfologiske endringer og/eller dårlig vannkvalitet.

Nylige studier i Midt-Norge, med lignende tilnærming til problemkartlegging, anslag på tapt areal og tetthetsdata, har konkludert med omlag 90 % tap i produksjonsevne av fisk for bekker i Trondheim kommune (Bergan & Nøst 2017) og 90 % tilløpsbekker til nedre del av Gaula (Bergan & Solem 2018). Utgangspunktet har også her vært naturtilstand og perioden like etter andre verdenskrig. Lignende funn er gjort for sjøørretbekker i Bergensområdet (Pulg et al. 2011), og vi antar i tråd med Bergan (2013) at det er lite sannsynlig at situasjonen for sjøørretbekkene i Midt-Norge skiller seg spesielt ut fra resten av Norge.

Klassifisering av økologisk tilstand med laksefisk som kvalitetselement for sjøørretbekker (Anonym 2013; Sandlund et al. 2013) er fram til nå ofte gjort med kvantitative tetthetsdata fra avgrensede elfiskestasjoner som ikke dekker hele vassdraget, lavt stasjonsomfang og ofte fra ideelle stasjonsområder (Anonym 2013; Bergan & Arnekleiv 2009; Bergan et al. 2011; Berger et al. 2008; Sandlund et al. 2013). Tap av areal og redusert produksjonsevne er sjelden synliggjort; kun dagens tilgjengelige areal for fisk er grunnlag for klassifiseringen. Derfor klassifiseres ofte tilstanden utfra vannmiljøtilstanden (vannkvalitet og habitatkvalitet) i det som gjerne er restarealet i vassdragene, i stedet for fra det faktiske utgangspunktet som skal være antatt natur-

tilstand. Dersom vår studie kun registrerte fiske- tetthet på den «beste» elfiskestasjonen i hver bekk, ville ti (i stedet for seks) av 35 bekker hatt minst god økologisk tilstand for fisketetthet, med «friskmelding» som konklusjon. Fra et forvaltningsmessig ståsted kan man spørre seg om en foretar en god nok tilstandsklassifisering av småvassdrag ved bruk av slike stasjonsdata?

Bunndyr er ofte et foretrukket kvalitetselement for klassifisering av økologisk tilstand i elver og bekker, fortrinnsvis som indikatorer på vannkvalitet. Mens kun seks bekker hadde fiskeforekomster som tilsa minst god økologisk tilstand, ville økologisk tilstand basert på bunndyrdata alene (se Tabell 2) gitt minst «god» for ti av bekkene. Totalt sett hadde to bekker god økologisk tilstand. Våre data viser at man kan ha høy fisketetthet selv om ASPT-verdien er under god. Likeledes kan ASPT alene gi god økologisk tilstand der vandringsbarrierer og -hindre er årsaken til lav fisketetthet. Dette tilsier at man ikke bør anvende bunndyr eller fisk alene ved helhetlig økologisk tilstandsklassifisering. Videre forteller det hvor viktig et tilstrekkelig antall og riktige stasjonsplasseringer er for klassifisering av lengre bekker.

Intensjonen ved en økologisk tilstandsklassifisering (Anonym 2018), gitt retningslinjene fra EU/vanndirektivet, jf. Vanndirektivets Anneks V, gjør at klassifiseringsverktøy bør inneholde beregninger av tapt areal og redusert produksjonsevne slik vi vurderer det. Dette gir gode mål på menneskeskapt endringer i enkeltbekker og i sum, pluss at det utløser konkrete tiltaksbehov. En samlet tilstandsklassifisering for bekkene i vår studie er nærmere 80 % tap i produksjonsevne, og i sum, tilsvarende bestandsnedgang. I foreslåtte fiskeindekser/tabeller utarbeidet for vannforskriften (se f.eks. tabell 7.2 i klassifiseringsveilederne (Anonym 2018), tilsvarende dermed bestandsreduksjonen i Verdal grensenivået mellom «Dårlig» og «Svært dårlig») økologisk tilstand. Dette anser vi som en treffsikker tilstandsklassifisering i dag, gitt de normative definisjonene for økologisk tilstand. Noen få (6-7) av bekkene i Verdalsvassdraget er i dag klassifisert på Vann-nettportalen og da

med «god» økologisk og vannkjemisk tilstand, men det er ikke oppgitt hvilke variabler som er brukt. Verdalselva er samtidig registrert med «Svært dårlig» tilstand for laksefisk i vannportalen (Vannportalen 2018a; Vannportalen 2018b). For å komme nærmere et fastsatt miljømål, kan det velges ut enkeltbekker i prioriteringsrekkefølge i det videre arbeidet med tiltak, siden vårt datagrunnlag er godt nok til dette. Etter hvert tiltak senkes prosentandelen tapt areal/produksjonsevne til nivåer som er innenfor eller nærmere fastsatte klassegrenser i vannforskriften. Samtidig er dette en god og framtidsrettet bestandsforvaltning av sjørret.

Feilkilder og begrensninger ved metoden

Mennesker har lenge påvirket kystnær natur, fjord og vassdrag, og sikker kunnskap om naturtilstanden finnes ikke. Hva som er naturlig anadrom strekning, ungfisktetthet og tilhørende produksjonsevne er ikke dokumentert skriftlig for hver enkeltbekk, og det er store naturlige variasjoner. Vår studie viser at lokale informanter kan sitte på verdifull lokal økologisk kunnskap (jf. Naturmangfoldloven (2009) § 8), som kan bekrefte/verifisere feltarbeid og kart-/fotobruk. Disse informantene kan også ha ytterligere opplysninger om fiskebestanden og endringer i bekkene over tid. Vår referansetetthet (~190 fisk/100m²) ligger omtrent fire ganger høyere enn minimumsmålet for god økologisk tilstand (50 fisk/100m²). Data fra lignende sjørretbekker i Midt-Norge (Bergan et al. 2011; Bergan & Nøst 2017; Bergan & Solem 2019) viser at vår estimerte referansetetthet er innenfor typiske tetthetsintervaller for bekker med lite inngrep, god vannkvalitet og stor andel urørte bekkeløp. Med ny kunnskap om hva bekkene er i stand til å produsere av fisk, er det derfor grunn til å spørre om dagens nedre grense for god økologisk tilstand bør oppjusteres.

Estimatet på 80 % tapt fiskeproduksjon må anses som et minimumstill. Dagens ungfisktetthet er beregnet ut ifra fangst på elfiskestasjonene multiplisert med areal. Elfiskestasjonene er valgt ut fordi de anses som gode habitatområder

(i dag) sammenlignet med andre bekkestrekninger. Øvrige områder har i dag trolig jevnt over lavere tetthet. Dermed er dagens produksjon trolig enda lavere enn det vi har beregnet. Likeledes tar vår arealberegning utgangspunkt i dagens bekkbredde og lengde. Dette betyr at flere tidligere meandringer (før eldste flyfoto) ikke er med i oppmålingene. Med utstrakt kanalisering og inngrep også før eldste flyfoto, har lengde og bredde innenfor et gitt område blitt redusert. Tapt areal blir derfor underestimert på grunn av undervurdert bekkbredde og tidligere utrettinger etter naturtilstand. Bergan og Solem (2019) underbygger våre minimumstill ved at det i hans studie i ei lita landbrukspåvirket elv (stor bekk) på Fosen ble beregnet 12,4 % tap i areal kun som følge av landbrukets utretting av elvesvinger og avsmalning av bekkeløp.

Konsekvenser for forvaltning

Kun to av 35 bekker oppfylte kravet om god økologisk tilstand i Verdalen, og det er usannsynlig at miljømålet om minimum god tilstand som nevnt i vannforskriften oppnås før 2021. Trolig er situasjonen tilsvarende mange andre steder i Norge. Selv om det ser mørkt ut for mange av de kartlagte sjørretbekkene, og tilstanden er lik andre steder i landet, er det i mange tilfeller bare små, forholdsvis rimelige tiltak som kreves for å få bekkene funksjonelle igjen (Pulg et al. 2018). Vi har kartlagt og pekt på hvor skoen trykker i disse viktige sjørretsystemene. Nå er tiden inne for tiltak.

Kunnskap utløser imidlertid ikke nødvendigvis tiltak. At det har stått dårlig til med fisken i Verdalsbekkene er vist i rapporter fra 80-, 90-, og 2000-tallet (se Hol (2018) for en oversikt), selv om presisjonsnivået på disse studiene har vært varierende og vannkvalitet ofte har vært konkludert som eneste problem. Sjørretbekkene har sjeldent kommet opp på statlig miljøforvaltningsnivå. De fleste tiltak og inngrep har blitt behandlet lokalt, der kunnskapen og ressursbruken ofte har vært mangelfull (Dervo et al. 2018). Imidlertid skjer det tiltak i regi av grunneiere og fiskeforeninger en rekke steder i landet, og handlingsplaner og veiledere har blitt

utarbeidet. Videre er arbeidet med å oppdatere de regionale vannforvaltningsplanene for 2022-2027 i gang. Likevel lider bekkene under manglende bevilgninger og kommunal ressursinnsats, noe som illustreres av at målet om god økologisk tilstand i alle norske vannforekomster for 2021 langt fra oppnås. I flere vannområder ansettes det nå vannområdekoordinatorer som vil kunne heve kompetansen og ressursinnsatsen noe, men trolig ikke nok. En slik koordinator vil imidlertid kunne få utløst ressursinnsats fra den frivillige sektoren (eks. jeger- og fiskerforeninger). Klarer man dette, samtidig som grunneiere blir mer bevisst sin påvirkning på og sitt forvalteransvar for fiskebestandene og deres leveområder, har man kommet et stykke på vei for mer liv i bekkene.

Takksigelser

Vi takker de to fagfellene for gode innspill slik at artikkelen ble bedre. Takk også til alle lokale krefter i Verdalen som hjalp til på elfiske eller kom med informasjon om hvordan fiskebestanden og bekkene var i tidligere tider. Finansiering er mottatt fra Fylkesmannen i Trøndelag, og sjøørretfondet i verdal kommune, samt en betydelig egeninnsats fra NMBU.

Referanser

Anonym. (2009). *Overvåkning av miljøtilstand i vann*. Veileder 02:2009. Direktorsgruppa Vanndirektivet.

Anonym. (2013). *Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften*. Direktorsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet.

Anonym. (2017). *Status for norske laksebestander i 2017*. Trondheim: Vitenskaplig råd for lakseforvaltning.

Anonym. (2018). *Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver*. Direktorsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet.

Bergan, M.A. & Arnekleiv, J.V. (2009). *Vurdering av økologisk tilstand i bekker og mindre elver i vannområdene Nidelva og Gaula i Sør-Trøndelag 2008*. – NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk notat 2009, 3:

Bergan, M. A., Nøst, T. & Berger, H. M. (2011). *Laksefisk som indikator på økologisk tilstand og miljøkvalitet i lavereliggende småelver og bekker: Forslag til metodikk iht. Vanndirektivet*. Norsk institutt for vannforskning. Rapport L.nr. 6224-2011

Bergan, M. A. (2013). *Sjøørret i Trondheimsfjorden; en utdøende ressurs. Hva betyr bekker for sjøørreten?* VANN (02).

Bergan, M. A. & Nøst, T. H. (2017). *Tapt areal og produksjonsevne for sjøørretbekker i Trondheim kommune*. NINA Rapport 1354. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M. A. & Solem, Ø. (2018). *Problemkartlegging, ungfiskovervåkning og anslag på tapt areal og redusert produksjonsevne i små sidevassdrag til Gaula*. NINA Rapport 1497. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M. A. & Solem, Ø. (2019). *Problemkartlegging og ungfiskovervåkning i små sidevassdrag til Gaula. Undersøkelser i 2018*. NINA Rapport 1614: Norsk institutt for naturforskning.

Berger, H. M., Bergan, M. A., Nøst, T. & Hellem, T. (2008). *Fastsetting av økologisk tilstand i bekker og mindre elver i Trøndelag- Utprøving av metoder*. Fagrapport oktober 2008. Interkommunalt samarbeidsprosjektet. Vannregionen Trøndelag.

Biggs, N., Nicolet, P., Mlinaric, M. & Lalanne, T. (2014). *Report of the Workshop on the Protection and Management of Small Water Bodies*. Brussels: The European Environmental Bureau (EEB) and the Freshwater Habitats Trust.

Bohlin, T., Hamrin, S., Heggeberget, T. G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. (1989). *Electrofishing- Theory and practice with special emphasis on salmonids*. *Hydrobiologica* (173): 9-43. doi: 10.1007/BF00008596.

Dervo, B., Aas, Ø., Andersen, O., Myrvold, K. M. & Fiske, P. (2018). *Forvaltningspraksis i nasjonale laksevassdrag og laksefjorder*. NINA Rapport 1394: Norsk institutt for naturforskning.

Finstad, B., Ulvan, E. M., Jonsson, B., Ugedal, O., Thorstad, E. B., Hvidsten, N. A., Hindar, K., Karlsson, S., Uglem, I. & Økland, F. (2011). *Forslag til overvåkningssystem for sjøørret*. NINA Rapport 689. Norsk institutt for naturforskning.

Harris, G. & Milner, N. (2007). *Sea trout: biology, conservation and management*. Oxford: Blackwell Publishing.

Hol, E. (2018). *Tapt areal og redusert produksjonsevne i Verdalsvassdragets sjøørretbekker*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskaplige universitet.

- Iversen, A. & Sandøy, S. (2015). *Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver*. Trondheim: Direktoratgruppen for gjennomføringen av Vanddirektivet.
- Jonsson, B. (1985). Life history patterns of freshwater residents and sea-run migrant brown trout in Norway. *Transactions of the American Fisheries Society*, 114: 182-194. doi: 10.1577/1548-8659(1985)114<182:LHPOFR>2.0.CO;2.
- Jonsson, B., Jonsson, N., Brodtkorb, E. & Ingebrigtsen, P. J. (2001). Life history traits of brown trout vary with the size of small streams. *Functional Ecology*, 15: 310-317. doi: 10.1046/j.1365-2435.2001.00528.x.
- Jonsson, B., Sægrov, H., Finstad, B., Karlsen, L. R., Kambestad, A., Langåker, R. & Gausen, D. (2009). *Bestandsutvikling hos sjørret og forslag til forvaltningstiltak*. Notat 2009-1. Trondheim: Direktorat for naturforvaltning.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011). *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout: Habitat as a template for life histories*. Fish & Fisheries Series. Netherlands: Springer.
- Leine, A.-L. Ø. (2017). Flomberegning for Verdalselva. Rapport 22-2017. OSLO: NVE.
- McCully, C. & Whelan, K. (2013). *Nomads of the tides: fishing for Irish sea-trout*. Ellesmere: The Medlar Press.
- Naturmangfoldloven. (2009). *Lov om forvaltning av naturens mangfold av 19 juni 2009*. Klima- og miljødepartementet. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100> (lest 05.09.2019).
- Pulg, U., Barlaup, B., Gabrielsen S.-E. & Skoglund, H. (2011). *Sjøaurebekker i Bergen og omegn*. LFI-rapport nr. 181. Uni Research, Uni Miljø LFI, Bergen.
- Pulg U., Barlaup B.T., Skoglund H., Velle G., Gabrielsen S.-E., Stranzl S., Olsen E., Lehmann G.B., Wiers T., Skår B., Straume Normann E., Fjeldstad H.-P. (2019). *Tiltaks-håndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker*. LFI-Rapport nr.296. 4. opplag. Bergen: Laboratorium for ferskvannsokologi og innlandsfiske.
- Sandlund, O. T., Bergan, M. A., Brabrand, Å., Diserud, O. H., Fjeldstad, H. P., Gausen, D., Halleraker, J. H., Haugen, T., Hegge, O., Helland, I. P., et al. (2013). *Vannforskriften og fisk- forslag til klassifiseringssystem*. Trondheim: Miljødirektoratet.
- Solli, J., Bergan, P. I., Jenssen, L., Nastad, A. T. & Myhre, K. O. (2002). *Slipp fisken fram! Fiskens vandringsmulighet gjennom kulverter og stikkrenner*. DN Håndbok 22-2002. Trondheim: Direktoratet for naturforvaltning.
- St.prp. (2007). *Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder*.
- Vannportalen. (2018a). *Verdalselva nedre*. Vann-nett.no/portalen: Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/127-36-R> (lest 21.07.2019).
- Vannportalen. (2018b). *Verdalselva øvre del nedstrøms Vuku*. vann-nett.no/portalen. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/127-169-R> (lest 21.07.2019).
- Vannressursloven. (2000). *Lov om vassdrag og grunnvann av 24. november 2000*. Olje- og energidepartementet. Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2000-11-24-82#KAPITTEL_1 (lest 31.08.2019).
- Vårhus, L. M. (2016). *Restaureringsuksess av sidebekker til Verdalselva, klassifisering av økologisk tilstand med bunndyr som kvalitetselement og forventningsverdier til ungfisktetthet av laksefisk*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Whelan, K. F. (2014). Sea-trout populations in small coastal streams. *Biology and Environment. Proceedings of the Royal Irish Academy*. 114 B (3): 199-204.
- Zippin, C. (1958). The removal method of population estimation. *Journal of Wildlife Management*, 22 (1): 82-90. doi: 10.2307/3797301.