

## Etablering av terskel og fiskepassasjer i Åkersvika

Problemstillinger og utredningsbehov knyttet til fiskevandring

Morten Kraabøl  
Jon Museth



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

### **NINA Temahefte**

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

### **Annen publisering**

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

**Norsk institutt for naturforskning**

# Etablering av terskel og fiskepassasjer i Åkersvika

Problemstillinger og utredningsbehov  
knyttet til fiskevandring

Morten Kraabøl  
Jon Museth

Kraabøl, M. & Museth J. 2008. Etablering av terskel og fiskepassasjer i Åkersvika. Problemstillinger og utredningsbehov knyttet til fiskevandringar – NINA Rapport 374. 32 s.

Lillehammer, september 2008

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-1938-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Jon Museth

KVALITETSSIKRET AV

Børre K. Dervo

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Børre K. Dervo (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Fylkesmannen i Hedmark

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Jørn G. Berg

FORSIDEBILDE

Jon Museth

NØKKEWORD

Åkersvika, Hedmark fylke, fiskevandringar, avbøtende tiltak, fiskeketrappar, terskel, vannstandsvariasjonar

#### KONTAKTOPPLYSNINGER

##### **NINA hovedkontor**

7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

##### **NINA Oslo**

Gaustadalléen 21

0349 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 22 60 04 24

##### **NINA Tromsø**

Polarmiljøsenteret

9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

##### **NINA Lillehammer**

Fakkelgården

2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

[www.nina.no](http://www.nina.no)

## Sammendrag

*Kraabøl, M. & Museth J. 2008. Etablering av terskel og fiskepassasjer i Åkersvika. Problemstillinger og utredningsbehov knyttet til fiskevandring – NINA Rapport 374. 32 s.*

Åkersvika og deltaområdene til Flagstadelva og Svartelva er i første rekke kjent som et svært viktig rasteområde for våtmarksfugl, men dette er også et viktig område for mange av Mjøsas fiskearter. Til sammen 16 fiskearter vandrer regelmessig mellom disse lokalitetene på gyte-, nærings- og overvintringsvandring. Byggingen av Hamar Olympiahall initierte arbeidet med en forvaltningsplan for Åkersvika. I denne planen ble det fremmet et forslag om å anlegge en vannstandsmanøvrerende terskel (kote 121.70) ved Stangebrua mellom Åkersvika og Mjøsa. Formålet var å gjennomføre en permanent heving av vannstanden i reservatet for å etablere et større vanddekt areal om vinteren og våren. Konsekvensene av en vannstandsmanøvrerende terskel er utredet og det foreligger god kunnskap om forventede effekter på fugl, planter og bunndyr. Terskelens effekt på fiskesamfunnet, og en detaljert redegjørelse for fiskepassasje, har så langt blitt viet liten oppmerksomhet. Tettheten av fisk i dette området om våren og sommeren er så stor at man må forvente at fisken spiller en viktig funksjonell rolle i økosystemet. Det antas på generelt grunnlag at Åkersvikas rolle som nøkkelhabitat for fisk er så stor at den er viktig for fiskesamfunnet i en betydelig del av Mjøsa. Fylkesmannen har etterlyst en bedre vurdering av konsekvensene for fisken i Åkersvika ved etablering av terskel ved Stangebrua.

Vannstandsmålinger i perioden 1970 – 2007 viser at i gjennomsnitt vil vannstanden i Mjøsa begynne å stige i midten av april. På dette tidspunktet vil vannstanden i Mjøsa ligge 2.1 m under den planlagte terskelhøyden på kote 121.7 m. Vannstanden vil så stige og nå kote 121.7 m den 20. mai. Vannstanden vil i gjennomsnittsåret fortsette å stige raskt for så å kulminere på kote 123.00 ca den 1. juli (1,3 m over planlagt terskel). I et normalår vil vannstanden synke langsomt utover sommeren og høsten og passere kote 121.70 rett før jul. Det er imidlertid betydelig variasjon i observert vannstand gjennom året i Mjøsa i perioden 1970 – 2007. I denne perioden var tidligste og seneste tidspunkt hvor Mjøsa nådde den planlagte terskelhøyden på 121.70 henholdsvis 6. mai og 23. juni, dvs. en variasjon på 48 dager. I et år med sen fylling av Mjøsa vil nivåforskjellen mellom terskelen og vannstanden i Mjøsa være 2.4 m i begynnelsen av mai.

Alle fiskearter vil i varierende grad kunne bli berørt av en terskel, men gjedde, harr, abbor, hork, vederbuk, ørekyt, steinsmett, nipigget stingsild og niøye vurderes som spesielt sårbare. Dette skyldes at disse artene starter gytevandringen tidlig om våren, men også at flere av disse er lite strømsvake og beveger seg for det meste langs bunnen. Det er imidlertid verdt å merke seg at de tidligste gytevandrerne allerede i dag må passere områder med relativt høy vannhastighet for å komme inn i Åkersvika når vannstanden i Mjøsa er lav..

Internasjonale erfaringer når det gjelder artsdiversitet i fiskepassasjer viser at hovedproblemet er knyttet til fallgradienten og hydrauliske forhold som vannhastighet og turbulens. For å favorisere strømsvake arter bør passasjen for oppstrøms vandring ha en fallgradient ned mot 1:32, maksimale vannhastigheter under  $1,4 \text{ m s}^{-1}$  og en utforming som i stor grad reduserer eller utligner turbulens. Bekkelignende kanaler med naturlig bunnsubstrat har gitt god funksjonalitet for de aktuelle fiskeartene. Erfaringer fra svenske lokaliteter viser at det er mulig å opprettholde komplekse vandringsmønstre i artsrike fiskesamfunn dersom fiskepassasjene tilfredsstillende enkelte artenes levesett og svømmekapasitet. For nedvandring over terskler er det kjent at nøling er et problem, og at dette kan utbedres ved reduksjon og utjevning av vannhastigheten over terskelen. I tillegg bør terskeltoppen avrundes og gjøres mindre synlig for fisk ved tilrettede strukturer for nedvandring over terskelen.

Eventuelle videre utredninger bør omfatte kartlegging av diversitet og tetthet av fiskearter i Åkersvika gjennom året. På artsnivå bør det kartlegges tidspunkt for ankomst, gytelokaliteter og returvandring av ungfisk. I tillegg bør artenes svømmekapasitet kartlegges gjennom littera-

turstudier for å definere kravene til fiskepassasjenes hydrauliske variasjon. Videre bør det utredes hvilke tekniske muligheter som foreligger for å konstruere fiskepassasjer med passende utforming. For å kartlegge før.situasjonen og vurdere eventuelle endringer i etterkant av terskelbyggingen vil CPUE-data, ankomsttid for de enkelte fiskeartene og generelle temperaturforhold i Åkersvika være sentrale parametere. Risikovurderinger som omfatter potensielle endringer i fiskefaunaen, effekter på sportsfisket samt terrestrisk og akvatisk økologi bør også gjennomføres i forkant av inngrepet.

Forfattere:

Morten Kraabøl ([morten.kraabol@nina.no](mailto:morten.kraabol@nina.no)) og Jon Museth ([jon.museth@nina.no](mailto:jon.museth@nina.no)),  
NINA Lillehammer, Fakkeltgården, 2624 Lillehammer

# Innhold

<b>Sammendrag .....</b>	<b>3</b>
<b>Innhold .....</b>	<b>5</b>
<b>Forord .....</b>	<b>6</b>
<b>1 Innledning .....</b>	<b>7</b>
<b>2 Områdebeskrivelse .....</b>	<b>9</b>
2.1 Mjøsa .....	9
2.2 Mjøsreguleringene .....	10
2.3 Fisk og fiske i Åkersvika .....	11
2.4 De enkelte fiskeartenes bruk av Åkersvika .....	12
2.4.1 Ørret .....	12
2.4.2 Harr .....	12
2.4.3 Gjedde .....	12
2.4.4 Abbor .....	12
2.4.5 Mort .....	13
2.4.6 Vederbuk .....	13
2.4.7 Brasme .....	14
2.4.8 Karuss .....	14
2.4.9 Hork .....	14
2.4.10 Oppsummering .....	14
<b>3 Vannstand i Mjøsa i forhold til planlagt terskelhøyde i Åkersvika .....</b>	<b>17</b>
3.1 Normalåret .....	17
3.2 Variasjon i tidspunkt for vannstandsheving .....	17
3.3 Variasjon i tidspunkt for vannstandsreduksjon .....	18
3.4 Trender i tidspunkt for vannstandsheving / -reduksjon i Mjøsa .....	19
<b>4 Mulige vandringsproblemer ved etablering av terskel .....</b>	<b>21</b>
<b>4.1. Sårbare arter .....</b>	<b>21</b>
<b>5 Internasjonale erfaringer med fisketrapper i artsrike vassdrag .....</b>	<b>23</b>
5.1 Oppvandring .....	23
5.2 Nedvandring .....	24
<b>6 Forslag til videre undersøkelser .....</b>	<b>26</b>
<b>7 Konklusjoner .....</b>	<b>27</b>
7.1 Hovedkonklusjon .....	27
7.2 Delkonklusjoner .....	27
<b>8 Referanser .....</b>	<b>29</b>

## Forord

Byggingen av Hamar Olympiahall initierte arbeidet med en forvaltningsplan for Åkersvika. I denne planen ble det fremmet forslag om å anlegge en vannstandsmanøvrerende terskel ved Stangebrua (mellom Åkersvika og Mjøsa) for å øke produktiviteten og bedre forholdene for fugl i Åkersvika. Åkersvika er også et viktig område for mange av fiskeartene i Mjøsa, og det er den senere tid reist spørsmål om hvilke effekt en terskel vil ha for fiskevandringene inn og ut av Åkersvika. Dette prosjektet har tatt for seg følgende: 1) Hvilke perioder og for hvilke arter den planlagte terskelen potensielt vil være en barriere for vandrende fisk, 2) internasjonale erfaringer med fiskepassasjer i systemer med mange arter og 3) behov for oppfølgende undersøkelser.

Oppdragsgiver har vært Fylkesmannen i Hedmark. Vi takker vår kontaktperson Jørn G. Berg hos miljøvernavdelingen for oppdraget og for initiativ til prosjektet og godt samarbeid underveis.

Lillehammer, september 2008

Jon Museth  
Prosjektleder



# 1 Innledning

Åkersvika og deltaområdene til Flagstadelva og Svartelva er i første rekke kjent som et svært viktig rasteområde for våtmarksfugl (Solheim 1992). Åkersvika naturreservat ble opprettet i 1974, med utvidelser i 1984 og 1992. Formålet med denne fredningen var å bevare et viktig våtmarksområde med tilhørende plantesamfunn, fugleliv og annet dyreliv som naturlig er knyttet til området, særlig av hensyn til områdets betydning som raste- og hekkeområde for våtmarksfugl. Åkersvika naturreservat ble oppført på den norske lista over internasjonalt viktige våtmarksområder da Norge tiltrådte Ramsarkonvensjonen i 1974.

Åkersvika har imidlertid gradvis endret karakter, blant annet som følge av Mjøsreguleringene. Tilførselen av næringssalter og organisk materiale har blitt redusert og bruken av området som beitemark har opphørt. Samtidig har presset mot reservatnære områder vært stort og betydelige arealer har blitt utbygd. Byggingen av Hamar Olympiahall medførte at arbeidet med en forvaltningsplan ble igangsatt. Denne planen skulle sikre at de ulike naturfaglige verdiene ble ivarettatt ([www.hedmark.miljostatus.no](http://www.hedmark.miljostatus.no)). Forslaget til forvaltningsplan ble sent på høring i 1996.

Sentralt i planen var et forslag om å anlegge en vannstandsregulerende bueterskel (kote 121.70) ved Stangebrua mellom Åkersvika og Mjøsa. Formålet var å gjennomføre en permanent heving av vannstanden i reservatet for å etablere et større vanddekt areal om vinteren og våren, samt senke vannets gjennomstrømningshastighet og dermed øke sedimenteringen av næringsstoffer og produksjon av organisk materiale. En terskel vil derfor trolig fremme fredningsformålet ved å bidra til å sikre og forbedre områdets verdi som "rasteplass" for våtmarksfugler. Samtidig er tiltaket så omfattende at det eventuelt vil kreve endringer i fredningsforskriften for reservatet.

Konsekvensene av en vannstandsmanøvrerende terskel er utredet og det foreligger god kunnskap om forventede effekter på fugl, planter og bunndyr (Kjellberg et al. 1994; 2004; Hammarsland 2003). Terskelens effekt på fiskesamfunnet, både i selve reservatet og i Mjøsa, ble i liten grad utredet. Unntaket er mulige negative effekter for Mjøsørreten gjennom forsinket utvandring av ørretsmolt fra Flagstadelva og Svartelva i kombinasjon med en sannsynlig økning i gjeddebestanden. Åkersvika og nedre deler av Flagstadelva og Svartelva er imidlertid av svært stor betydning for mange av Mjøsas fiskarter i kraft av områdets funksjon som gyte-, nærings- og reproduksjonslokalitet (Huitfeldt-Kaas 1917; Museth og Rustadbakken 2005). En terskel på kote 121.7 vil kunne påvirke innvandringen av vårgytende fiskearter til Åkersvika i perioder hvor vannstanden i Mjøsa er lavere enn terskelhøyden. Det er planlagt en fiskepassasje i tilknytning til terskelen, men det må allikevel forventes at dette blir en flaskehals når det gjelder inn- og utvandringen av fisk om våren, sommeren og høsten.

Tettheten og mangfoldet av fisk i dette området om våren og sommeren er så stor at man må forvente at fisken spiller en viktig funksjonell rolle for dette økosystemet, blant annet gjennom påvirkning av sedimentene og gjødsling. Det er grunn til å anta at fisken spiller en viktig rolle for fugl i området. Slike økologiske sammenhenger er ikke undersøkt, men det antas på generelt grunnlag at Åkersvikas rolle som nøkkelhabitat for fisk er viktig for fiskesamfunnet i Mjøsa.

Fylkesmannen har etterlyst en bedre vurdering av konsekvensene for fisken i Åkersvika ved etablering av terskel og fiskepassasje. Til tross for RAMSAR-statusen til området er den snart hundre år gamle kunnskapen om fiskesamfunnet svært begrenset og lite relevant fordi Mjøsreguleringene i stor grad har endret Åkersvika siden begynnelsen av 1900-tallet (Huitfeldt-Kaas 1917). Det har i tillegg skjedd store endringer i både nærings- og temperaturforholdene i Mjøsa (Løvik et al. 2008).

Målet med dette prosjektet har vært:

- Analysere vannstandsdata i Mjøsa, både mht. svingninger i løpet av året og variasjon mellom år, for å avdekke hvilke perioder den planlagte terskelen potensielt vil være en barriere for vandrende fisk.
- Ut i fra eksisterende kunnskap vurdere hvilke fiskearter i Åkersvika som mest sannsynlig vil ha problemer med å opprettholde vandringer gjennom en fiskepassasje, både med hensyn til antatt tidspunkt for vandringer og kapasitet til å vandre gjennom en fiskepassasje.
- Oppsummere internasjonale erfaringer med fiskepassasjer i systemer med mange arter, inkludert karpefisk, og ut i fra dette komme med anbefalinger om hvordan man bør arbeide videre med planlegging og utforming av en slik passasje.
- Foreslå og vurdere behov for oppfølgende undersøkelser.

## 2 Områdebeskrivelse

### 2.1 Mjøsa

Mjøsa er Norges største innsjø med et areal på 362 km<sup>2</sup>. Selve innsjøbassenget oppstod ved forkastninger i jordskorpa for ca 250 millioner år siden, og senere istider har i stor grad bidratt til å forme Mjøsas topografi. Ved Minnesund ligger en stor endemorene som fungerer som en naturlig grusdemning som demmer opp Mjøsa. Denne naturlige demningen har i dag en redusert funksjon fordi flere reguleringer har økt Mjøsas normalvannstand og årssamplitude. Tabell 1 gir nøkkeldata for Mjøsa.

**Tabell 2.1** Nøkkeldata for Mjøsa.

Innsjøareal	362 km <sup>2</sup>
Største målte dybde	453 m
Midlere dybde	153 m
Høyde over havet	122 m
Lengde	117 km
Største bredde	14 km
Volum	56.244 mill m <sup>3</sup>
Årlig avløp	10.000 mill m <sup>3</sup>
Midlere avrenning totalt	320 m <sup>3</sup> / s
Midlere avrenning via Lågen	256 m <sup>3</sup> / s
Teoretisk oppholdstid for vannet	5,6 år
Reguleringsamplitude	3,61 m
Reguleringsmagasin	1.312 mill m <sup>3</sup>
Høyeste Regulerte Vannstand (HRV)	123,19 m
Laveste Regulerte Vannstand (LRV)	119,58 m
Total strandlinje	273 km
Nedbørsfelt <sup>1)</sup>	16.453 km <sup>2</sup>
Antall tilløpselver (antall)	~ 40
Drikkevannskilde (antall personer) <sup>2)</sup>	80.000
Antall nåværende fiskearter	20
Fiskeavkastning	4 - 7 kg/ha og år
Siktedyp (middelverdi juni-oktober i Mjøsas sentrale del (Skreia) 2006) <sup>3)</sup>	9,8 m
Fosfor (middelkonsentrasjon juni-oktober 2006) <sup>4)</sup>	~ 4 µg tot.P/l
Nitrogen (sjiktet 0 - 10 m i vekstsesongen 2006) <sup>5)</sup>	215 – 694 µg tot.N/l
Klorofyll <u>a</u> (planteplankton - middelverdi i vekstsesongen 2006) <sup>6)</sup>	1,6 – 2,7 µg tot.kl.a/l
Økologisk status/Biologisk tilstand <sup>7)</sup>	"Nær akseptabel"

Kilde: Vassdragsforbundet for Mjøsa

## 2.2 Mjøsreguleringene

Den aller første vannstandsreguleringen som er kjent i forbindelse med Mjøsa var i følge Huitfeldt-Kaas (1917) påtenkt i 1647 av oberst Reichwein. Oppdemmingen gjaldt Åkersvika, hvor hensikten var *"nogen gaarders forbedring med inddigning eller dæmning udi Mjøsen til et stykke maskeland (uden nogens præjudits)"*. Denne reguleringen ble etter alt å dømme ikke gjennomført.

Mjøsas vannstand ble senere regulert gjennom fire inngrep i form av demninger i Vorma. Den første reguleringen skjedde i 1854-1859 ved Sundfossen, og de tre andre ved Svanfossen. Til sammen har Mjøsreguleringene medført en samlet reguleringsamplitude i Mjøsa på 3,61 meter (**tabell 2.1**). Etter den siste regulering i 1961-1965 varierer vannstanden mellom høyeste regulerede vannstand (HRV) på 123,19 og laveste regulerede vannstand (LRV) 119,58 m.o.h. (**tabell 2.1**). Nedenfor angis kort de ulike trinnene i Mjøsreguleringene.

### Trinn 1: Sundfosdammen 1854-1859

Mjøsa ble første gang regulert i 1859 med en dam i Sundfossen ved Eidsvoll. Bakgrunnen var å øke vanndybden i Vorma for å lette helårstrafikk med dampskip mellom Eidsvoll og Mjøsa i Vormas øvre deler opp mot Minnesund. På denne måten kunne den nyetablerte jernbanen fra Oslo korrespondere med dampbåtene til de tre Mjøsbyene og videre frakt av mennesker og gods til Lillehammer og nordover Gudbrandsdalen til Trondheim og andre destinasjoner. Sundfosdammen hevet Mjøsas laveste vannstand med 2,3 meter, og økte dermed den samlede fallhøyden i Vorma fra 1,7 meter til 4 meter.

### Trinn 2: Svanfosdammen 1906-1910

Den økende industrielle utviklingen nedover i Glommavassdraget medførte ytterligere behov for å øke vannvolumet i Mjøsa. Ved Kgl. Res. av 10. september 1906 fikk Glommens og Laagens Brukseierforening tillatelse til å bygge en ny dam ved Svanfossen, om lag 13 km nedenfor Sundfoss. Svanfosdammen kunne øke vannstanden i Mjøsa inntil 0,7 meter over tidligere HRV og senke inntil 1,5 meter lavere enn den tidligere LRV. Maksimal reguleringshøyde: 2,20 meter.

### Trinn 3: Svanfosdammen 1940-1947

Ny regulering av Svanfosdammen med maksimal reguleringshøyde på 2,86 meter.

### Trinn 4: Svanfosdammen 1961-1965

Hittil siste regulering av Svanfosdammen med maksimal reguleringshøyde på 3,61 meter.

Det antas at Mjøsreguleringene i betydelig grad har forandret Åkersvikas geografiske omfang og vannstandsforhold gjennom året. Fiskeriene som foregikk før reguleringene var i stor grad basert på gytevandrende arter som ørret, harr, vederbuk og mort (sørenne). Oppdemmingen av Mjøsa førte til at utbredelsen av grunne deltaområder lengre østover mot de nedre deler av Svartelva og Flagstadelva økte. Dette kan forklare hvorfor Huitfeldt-Kaas (1917) for eksempel ikke nevner brasme i Åkersvika, mens senere prøvafiske har vist at brasme forekommer i store mengder (Museth & Rustadbakken 2005). De vannstrømbaserte fiskeinnetningene i elvene ble sannsynligvis også skadelidende som følge av oppdemmingen av Mjøsa, noe som kan forklare den betydelige nedgangen i fiskeriene som omtales av Huitfeldt-Kaas (1917). Fangstme-

toder som utnytter vannstrømmen blir gjerne skadelidende når oppdemming skjer. Dette var i særlig grad gjeldende for drivgarnsfisket i Lågendeltaet ved Lillehammer i forbindelse med Mjøsreguleringene (Kraabøl & Aass 1996; Aass & Kraabøl 1999).

Dagens fiskesamfunn i Åkersvika er derfor preget av et større mangfold av arter. Gyting foregår både i tilløpselvene Svartelva og Flagstadelva og på gruntområdene i selve Åkersvika. Det er derfor både strømssterke og strømsvake fiskearter som vandrer forbi Stangebrua hvor terskelen er planlagt. Dette reiser en kompleks problemstilling som omfatter toveis passasje av inntil 16 fiskearter i ulike livsstadier med svært varierende grad av evne til å forsere strømssterke partier.

## 2.3 Fisk og fiske i Åkersvika

Av Mjøsas 20 fiskearter (niøye medregnet) er 16 av disse registrert i Åkersvika (Kjellberg et al. 1994). Følgende arter er registrert; ørret, harr, sik, gjedde, abbor, mort, vederbuk, brasme, lake, laue, ørekyt, steinsmett, nipigget stingsild, hork, karuss og niøye. Disse fiskeartene vandrer mellom Åkersvika og Mjøsa av flere ulike årsaker og til forskjellige tider av året. De fleste artene gyter i selve Åkersvika eller i de tilstrømmende elvene Svartelva, Flagstadelva og Finsalbekken om våren og forsommeren, og på denne tiden foregår derfor betydelige vandringer inn og ut av Åkersvika. Sik og lake benytter Åkersvika kun som næringslokalitet om sommeren (Kjellberg et al. 2004).

Huitfeldt-Kaas (1917) skrev at fisket i Svartelva og Flagstadelva fortsatt var av betydelig omfang på begynnelsen av 1900-tallet. Imidlertid oppga han fangstutbyttet å være betydelig forringet sammenlignet med tidligere. Vannstandsforholdene i elveosene og i Åkersvika ble sterkt forandret som følge av de to Mjøsreguleringene som til da var gjennomført. I tillegg oppga han at den stadig økende tømmerfløtingen i Svartelva også i stor grad forstyrret utøvelsen av fiskeriene.

Riksarkivar Huitfeldt-Kaas, faren til fiskeribiolog H. Huitfeldt-Kaas, fremla et dokument fra Statholderskabsarkivet i norske riksarkivene følgende dokument (gjengitt i Huitfeldt-Kaas 1917):

*"Fiskeriet i de to elver, der falder i Akersviken ved Hamar, sees at ha fulgt Hamars bispegaard og senere de verdslige lensmænd sammesteds i det 16de aarhundrede. Med disses samtykke hadde Mogens Svale (død i begynnelsen av 1850-årene) og siden hans enke Maren Bjelke, som eiere av Aker, brukt fisket i den nordre aa, og Birgitte Lauritsdatter paa Kaaterud i Stange fisket i den søndre, hvilket sidste tidligere var brukt av Olav Tordsson paa Skattum (i Ridabu, Vang), der var foged hos befalingsmanden paa Hamar gard Otto Andersen (Ulfeldt) (til 1545). Den gang laa fisket i begge elver til Hamar bispegaard med merder (et slags teine), sloder (et slags kube) og rusestød, og Olav Tordsson lot bygge en fiskebod paa en holme, som kaldes Fiskerholmen mellom de to elver, hvor fiskerne holdt til. Ved lagmannsdom av 29de april 1590 tilkjendtes derfor fisket Hamars bispegaard".*

Dette dokumentet viser at Åkersvika eksisterte før Mjøsreguleringene, og at fiskeriene i stor grad var lokalisert i de nedre deler av Svartelva og Flagstadelva. Det er åpenbart at selve Åkersvika var lokalisert lenger ned enn dagens utbredelse. Videre er det grunn til å tro at dagens Åkersvika er preget av større vannstandsvariasjoner enn den var før Mjøsreguleringene, da vannstanden i Mjøsa fulgte naturlige svingninger.

Dokumentet viser også at fangstinnretningene i de to elvene i stor grad var uforandret i flere hundre år. De bestod av merder (teiner), sløder (sløer) kuber (kuper) og rusestød (faststående rammeverk til å feste de nevnte fangstredskaper). Dette viser at fiskeriene i stor grad var basert på oppvandrende gytefisk i de nedre delene av Svartelva og Flagstadelva.

## 2.4 De enkelte fiskeartenes bruk av Åkersvika

Til tross for at Åkersvika og tilløpselvene er svært viktige gyteområder for mange av Mjøsas fiskearter er kunnskapen om disse artenes bruk av dette området svært begrenset. Med unntak av et aktivt fiskemiljø, bl.a. gjedde- og meitefiskere, har det vært liten interesse for fiske-samfunnet i Åkersvika. Den mest "oppdaterte" kunnskapen om fisken i Åkersvika finner vi i Huitfeldt-Kaas (1917): "*Mjøsens fisker og fiskerier*" fra begynnelsen av 1900-tallet. Oversikten nedenfor baserer seg i stor grad på hans nedtegnelser, samt generell kunnskap om de aktuelle artene.

### 2.4.1 Ørret

Gytemoden ørret passerer gjennom Åkersvika om sommeren og høsten på gytevandring opp i tilløpselvene. Etter gytingen i oktober returnerer antakeligvis de fleste gytefiskene tilbake til Mjøsa, mens et mindretall overvintrer i elvene og returnerer under den påfølgende vårfloppen. Ørretungene vandrer ned fra elvene og passerer trolig Åkersvika i løpet av våren og sommeren på vei ut i Mjøsa. Oppvandringen av voksen gytefisk, og i særlig grad utvandring av ungfisk foregår høyst sannsynlig ved flomvannføringer. Som følge av stor predasjonsfare i Åkersvika antas det at ørret i svært liten grad oppholder seg i Åkersvika over tid, men passerer hurtigst mulig under flomvannføringer når vannhastigheten er høy og sikten i vannet er lav.

### 2.4.2 Harr

Gytemoden harr passerer gjennom Åkersvika i april og mai på gytevandring opp i Svartelva og Flakstadelva. Huitfeldt-Kaas (1917) oppgir at gytevandringen starter i midten av april i Svartelva, og at gyteharren oppholder seg i elva til utgangen av mai. I månedsskiftet mai-juni returnerer derfor den utgytte harren fra elvene og passerer Åkersvika på vei ut til Mjøsa igjen. Nyklekket harr yngel vokser til dels opp i gyteelvene mens en ukjent andel antakeligvis driver med strømmen ut i Åkersvika og Mjøsa allerede første leveåret. Oppgang av gytefisk og gyting foregår under vårfloppen mens utvandring av nyklekket harr yngel foregår under vårfloppens siste fase eller mot lav sommervannføring.

### 2.4.3 Gjedde

Gytemoden gjedde vandrer inn i Åkersvika i perioden fra slutten av mars / tidlig i april til slutten av juni. I enkelte år fanges det gjedde allerede i slutten av mars (Ole Marius Ekeberg, pers. medd.). Gytetidspunktet varierer sannsynligvis med oppfyllingstiden i Åkersvika. Under et prøvefiske i Åkersvika den 20.-21. juni 2005 ble det fanget gyteklare gjedder av begge kjønn (Musetth & Rustadbakken 2005). Etter gytingen returnerer antakeligvis noen til Mjøsa mens andre blir i Åkersvika for å jakte på det varierte spekteret av ulike byttefisk. Nyklekket gjeddeyngel er sterkt knyttet til vegetasjonen utover sommeren og bruker antakeligvis Åkersvika som næringslokalitet utover sensommeren og høsten før de tvinges til å vandre ut i Mjøsa når Mjøsas vannstand senkes utover vinteren.

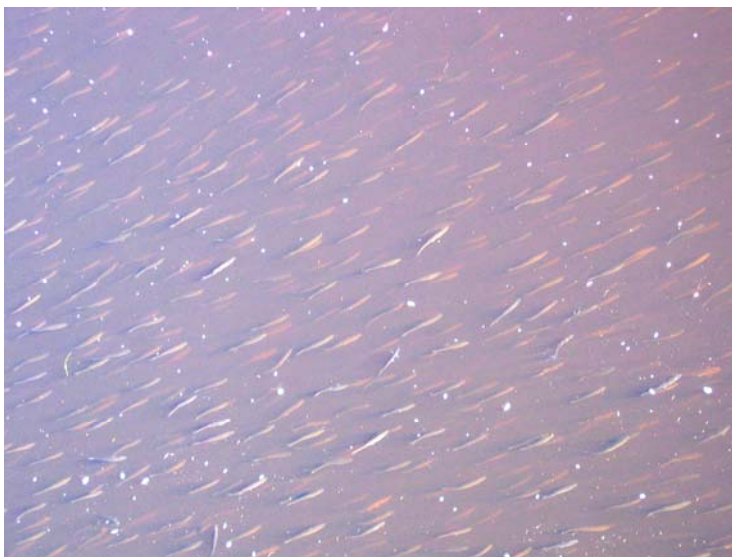
### 2.4.4 Abbor

Gytemoden abbor vandrer inn i Åkersvika i mai og juni og gyter i neddykket vegetasjon når vannstanden i Mjøsa øker. Det finnes antakeligvis svært mange egnede gytelokaliteter i Åkersvika ved høy vannstand, og Huitfeldt-Kaas (1917) omtalte strandrettene til gårdene Aker, Kaa-terud, Vidarshof, Sæli, Disen og Tokstad som de beste fiskelokalitetene med kuper. Museth & Rustadbakken fant både utgytte, gyteklare og umodne abbor i Åkersvika og nedre deler av

Flagstadelva den 20.-21. juni 2005 og konkluderte med at gytingen var i gang på dette tidspunktet. Utgytt abbor og abboryngelen antas derfor å oppholde seg dels i Åkersvika og dels i Mjøsa gjennom sommeren og høsten til de tvinges til å vandre ut i Mjøsa når vannstanden senkes utover vinteren.

### 2.4.5 Mort

Gytemoden mort vandrer i store stimer inn i Åkersviken i løpet av mai, og gytingen foregår omkring 25. mai eller noen dager senere (Huitfeldt-Kaas 1917). Mort med rennende melke er også registrert i slutten av april. Svartelva ble av Huitfeldt-kaas (1917) regnet som mortens viktigste gyteelv, og her foregikk et intenst fiske med kuper i en uke eller to under oppgangstiden. En mindre andel mort gyter også i Flagstadelva. Utgytt mort holder seg mye i Åkersvika gjennom sommeren. Mort som ble fanget i Åkersvika under et prøvefiske den 20.-21. juni 2005 var utgytte.



**Bilde 1:** Mort på gytevandring inn i Åkersvika. Bildet er tatt fra Stangebrua den 19. mai 2005. I følge Huitfeldt-Kaas (1918) gikk morten opp i Svartelva for å gyte omkring 25. mai eller sitat: *"Naar heggeblomsten begynner å springe ut gaar sørennen (mort) op i Svartelven, det er et gammelt merke som aldri slår feil"* (foto: J. Museth)

### 2.4.6 Vederbuk

Vederbukens gytevandring fra Mjøsa og opp i Åkersvika og Svartelva tar til i midten av april, og gytingen foregår frem til midten av mai (Huitfeldt-Kaas 1917) både i rennende og stillestående vann. Kort tid etter gytingen forlater de utgytte fiskene Svartelva og oppholder seg delvis i Åkersvika og i Mjøsa utover sommeren. Det antas at de trekker ut i Mjøsa i løpet av høsten.

### 2.4.7 Brasme

Huitfeldt-Kaas (1917) nevner ikke noe om forekomst av brasme i Åkersvika. Museth & Rustadbakken (2005) foretok et prøvefiske med garn i Åkersvika den 20.-21. juni 2005. På dette tidspunktet var det stor gyteaktivitet. De konkluderte med at det var betydelige mengder med gytemoden brasme i Åkersvika på dette tidspunktet, særlig i grunne viker. Brasmen var den dominerende arten i prøvefisket med hensyn til biomasse.

### 2.4.8 Karuss

Huitfeldt-Kaas (1917) oppga at det av og til ble fanget karuss i Åkersvika, men gir ingen informasjon om verken vandringer eller gytetidspunkt. Under et prøvefiske i Åkersvika i juni 2005 ble det fanget én karuss. Denne var 38 cm lang og veide 1.4 kg (Museth og Rustadbakken 2005).

### 2.4.9 Hork

Gytemoden hork antas å vandre inn i Åkersvika i løpet av mai. Huitfeldt-Kaas (1917) omtaler et notkast ved Hamar den 18. mai 1903 hvor det ble fanget ca 18 kg hork, tilsvarende flere tusen individer. Det antas derfor at innvandringen av gytefisk i Åkersvika foregår i store stimer og at gytingen foregår på mudder- og steinbunn. Det er usikkert om utgytt fisk returnerer til Mjøsa umiddelbart, og hvor stor andel som eventuelt benytter Åkersvika som beitelokalitet utover sommeren og høsten. Vandringerne til den nyklekkede yngel er ikke avdekket, og det foreligger ingen indikasjoner i denne sammenheng.

### 2.4.10 Oppsummering

I **tabell 2.2** er det oppgitt noen nøkkelopplysninger om reproduksjonsbiologien til de aktuelle fiskeartene i Åkersvika. Det foreligger ikke konkret kunnskap knyttet til niøye, gullbust, ørekyt, laue, steinsmett eller nipigget stingsild i Åkersvika. Disse artene finnes imidlertid i Åkersvika, og generelle data om deres gytebiologi er derfor tatt med i **tabell 2.2**. Opplysningene er kun i liten grad justert til Åkersvika, og det må påregnes noe avvik fra disse tallene som representerer en gjennomsnitt for landet eller liknende lokaliteter. Både gyte- og inkubasjonstiden er temperaturavhengig og vil derfor variere mellom lokaliteter med ulike temperaturregimer. I Mjøsa er det store variasjoner mellom gytetidspunktene mellom inn- og utløpsgytende fiskearter (Huitfeldt-Kaas 1917).



**Tabell 2.2** Nøkkelopplysninger om reproduksjonsbiologi hos de aktuelle artene i Åkersvika (etter Huitfeldt-Kaas 1917; Pethon 1985; Borgstrøm & Hansen 1987; Museth & Rustadbakken 2005). Forklaring: Lotisk = rennende vann, Lentisk = stillestående vann, semelpar = gyter én gang, iteropar = gyter flere ganger)

Art	Gytetid	Gytelokalitet	Inkubasjonstid (dager)	Alder ved kjønnsmodning	Gytestrategi
Niøye	April-juni	Lotisk; stein, grus	4-7	5,5	Semelpar
Mort	Mai-juni	Lotisk og lentisk; vegetasjon	4-10	2-5	Iteropar
Gullbust	Mai-juni	Lotisk, sand og grus	12-14	3-4	Iteropar
Vederbuk	April-mai	Lotisk og lentisk; vegetasjon og fingrus	14-30	3-4	Iteropar
Brasme	Mai-juni	Lentisk; over-svømt vegetasjon	8-12	3-6	Iteropar
Ørekyt	April-juli	Lotisk og lentisk; grus	5-10	1-2	Iteropar
Laue	April-juli	Lentisk; grunn steinbunn	Ca. 7	1-4	Iteropar
Karuss	Mai-juli	Lotisk og lentisk; grus	9-10	2	Iteropar
Steinsmett	Febr-mai	Variert; reirbygging	21-30	2	Iteropar
Nipigget	April-juni+	Lentisk; vegetasjon	6-7	1	Iteropar
Stingsild	aug-sept				
Abbor	April-juni	Lentisk; vegetasjon og stein	7-21	1-3	Iteropar
Hork	April-juni	Lentisk og lotisk; variert	9-14	1-4	Iteropar
Lake	Des-mars	Lotisk og lentisk; hard bunn	7-10	2-5	Iteropar
Harr	Mai	Lotisk; grus			
Ørret	Sept-okt	Lotisk; grus	100-140	3-5	Iteropar

Åkersvikas fiskearter er i hovedsak vårgytende. De tidligste gytevandrerne, som for eksempel niøye, vederbuk, ørekyt, steinsmett, nipigget stingsild, abbor og hork kan starte gytingen i midten eller slutten av april. Dette innebærer at vandringene starter noe i forkant av dette, og at fiskepassasjene gjennom terskelen ved Stangebrua må være operative på denne tiden av året. Steinsmetten kan starte enda tidligere med gytevandring til Åkersvika, i tillegg til lake. Hovedtyngden av gytingen tiltar utover i mai og til dels juni. Vårgytende fisk er i stor grad avhengig av å gyte innenfor de naturgitte rammer og er sårbare for forsinkelser. Det er derfor viktig at det er tilgang til Åkersvika i perioden fra tidlig i april til Mjøsas vannspeil overstiger terskelhøyden.

Temperaturforholdene i Åkersvika kan bli forandret som følge av terskelen. Magasineringen av tilsigsvannet utover våren og forsommeren kan medføre oppvarming og derav forskyvninger mot tidligere oppvandring og gyting. Dette forsterker behovet for at fiskepassasjene er funksjonelle allerede tidlig om våren.

Krav til gytelokaliteter hos de enkelte fiskeartene i Åkersvika er varierte. Dette tilsier at hele Åkersvika og tilløpselvene bør være innen rekkevidde for de aktuelle artene allerede tidlig om våren.

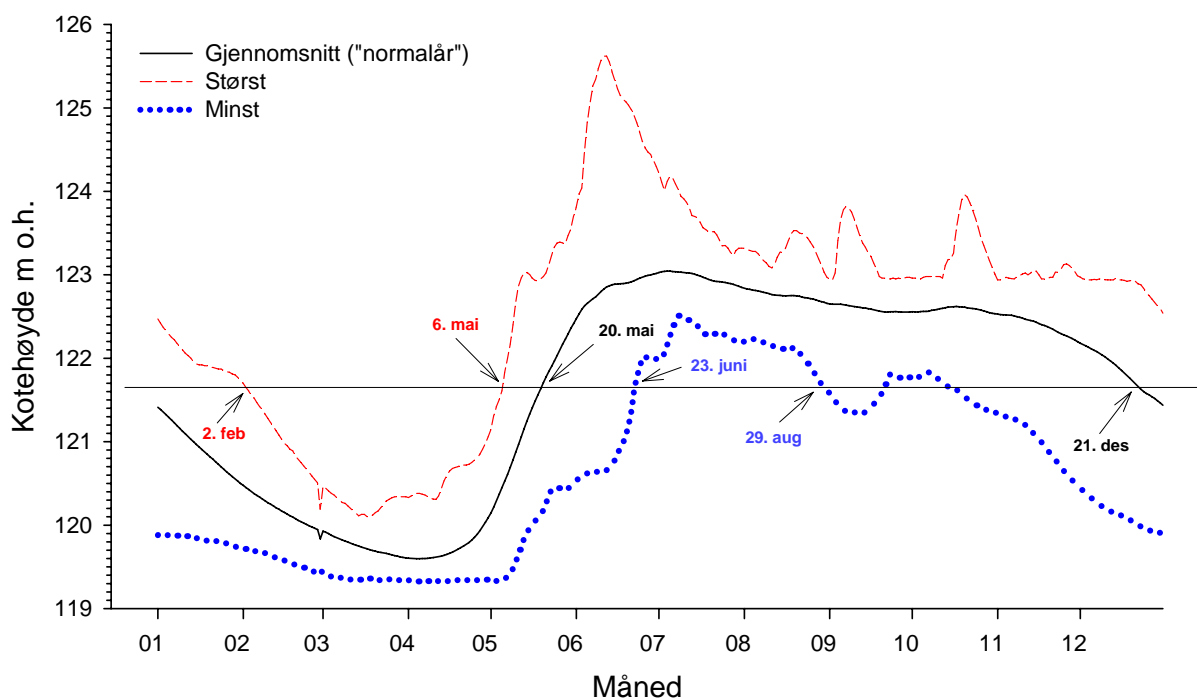
Den relativt korte inkubasjonstiden hos de vårgytende fiskeartene (**tabell 2.2**) viser at nedvandring av ungfisk kan starte allerede i slutten av april. Hovedtyngen vil antakeligvis komme noe senere. Omfanget og tidspunktet for disse vandringene er ikke kartlagt, men det bør legges til rette for at disse kan passere terskelen på en effektiv og skånsom måte. Denne nedvandringen vil være preget av til dels passive og drivende yngel. En redusert vannhastighet i Åkersvika kan derfor øke predasjonsrisikoen fordi oppholdstiden i Åkersvika vil øke.

De ulike artene kjønnsmodnes ved varierende alder (**tabell 2.2**). Dette viser at en betydelig andel av småvokste individer kan inngå i gytevandringen. Disse fiskene har en dårligere svømmekapasitet enn de større, og krever slakere fall og strømhastighet i fiskepassasjene for å kunne passere. Etablering av flere fiskepassasjer med ulike design og fysiske vannforhold er derfor avgjørende for å hindre både intraspesifikk og interspesifikk seleksjon gjennom passasjene.

## 3 Vannstand i Mjøsa i forhold til planlagt terskelhøyde i Åkersvika

### 3.1 Normalåret

Vannstandsmålinger gjennom året som er utført av Glommens & Laagens Brukseierforening (GLB) i perioden 1970 – 2007 viser at i gjennomsnitt vil vannstanden i Mjøsa begynne å stige i midten av april. På dette tidspunktet vil vannstanden i Mjøsa ligge 2.1 m under den planlagte terskelhøyden på kote 121.7 m. Vannstanden vil så stige og nå kote 121.7 m den 20. mai (**figur 3.1**). Vannstanden vil i gjennomsnittsåret fortsette å stige raskt for så å kulminere på kote 123.00 ca den 1. juli (1,3 m over planlagt terskel). I et normalår vil vannstanden synke langsomt utover sommeren og høsten og passere kote 121.70 rett før jul (21. desember) (**figur 3.1**). Terskelen vil derfor i et gjennomsnittsår være neddykket og ikke synlig i 215 dager, fra siste halvdel av mai til slutten av desember.



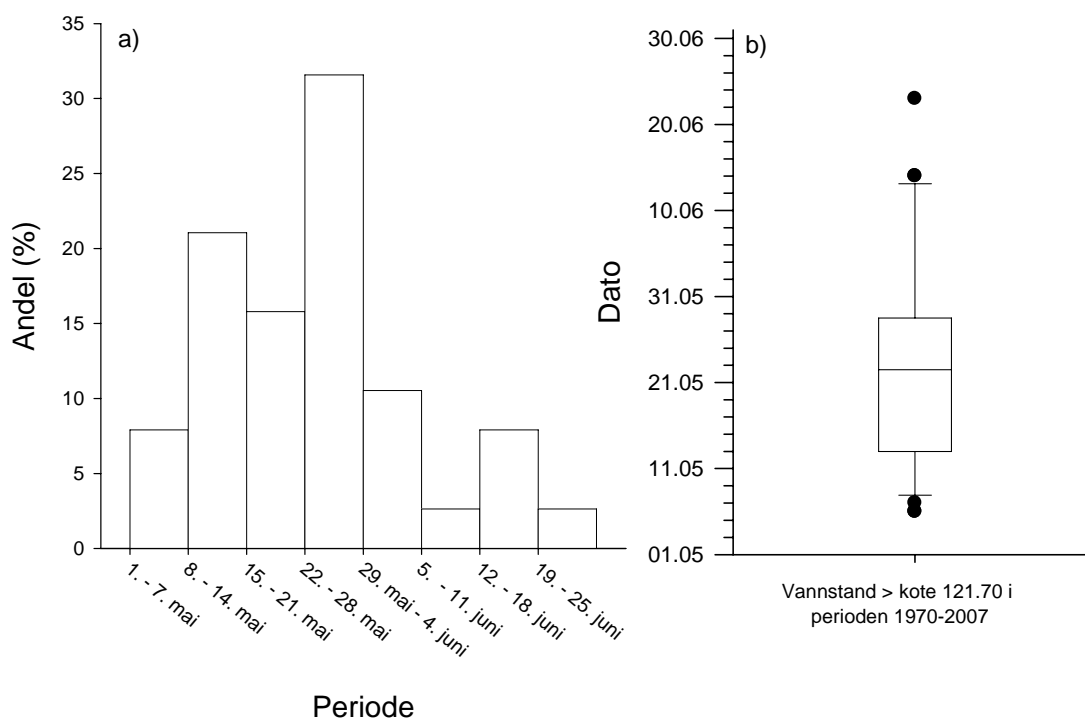
**Figur 3.1** Gjennomsnitts-, maksimal- og minimumsverdier for vannstanden i Mjøsa gjennom året (døgnverdier) i perioden 1970 – 2007. Nivået til planlagt terskel på kote 121.70 er merket av i figuren (horisontal strek) og dato for krysningspunktet mellom denne og de ulike kurvene er angitt i figuren (Data fra Glommens & Laagens Brukseierforening, GLB).

### 3.2 Variasjon i tidspunkt for vannstandsheving

Det er imidlertid betydelig variasjon i observert vannstand gjennom året i Mjøsa i nevnte tidsrom (1970 – 2007) (**figur 3.1**). I denne perioden var tidligste og seneste tidspunkt hvor Mjøsa nådde den planlagte terskelhøyden på 121.70 henholdsvis 6. mai og 23. juni, dvs. en variasjon

på 48 dager. I et år med sen fylling av Mjøsa vil nivåforskjellen mellom terskelen og vannstanden i Mjøsa være 2.4 m i begynnelsen av mai.

I tillegg til den observerte variasjonsbredden er kunnskap om hvordan variasjonen arter seg mellom år viktig for å vurdere konsekvenser for innvandrende fisk til Åkersvika om våren. Framstilt ukesvis ser vi at i ca 1/3 av årene (32 %) kom vannstanden opp på terskelhøyden i løpet av 4. uka av mai, mens i ca 4/5 av årene (79 %) oversteg vannstanden terskelhøyden i løpet av de fire ukene fra 8. mai – 4. juni (**figur 3.2 a**). Framstilt på en annen måte ser man at vannstanden nådde kote 121.70 i perioden 13. mai til 27. mai (14 dager) i halvparten av årene, mens den nådde denne høyden i perioden 6. mai til 27. mai (21 dager) i 80 % av årene (**figur 3.2 b**).



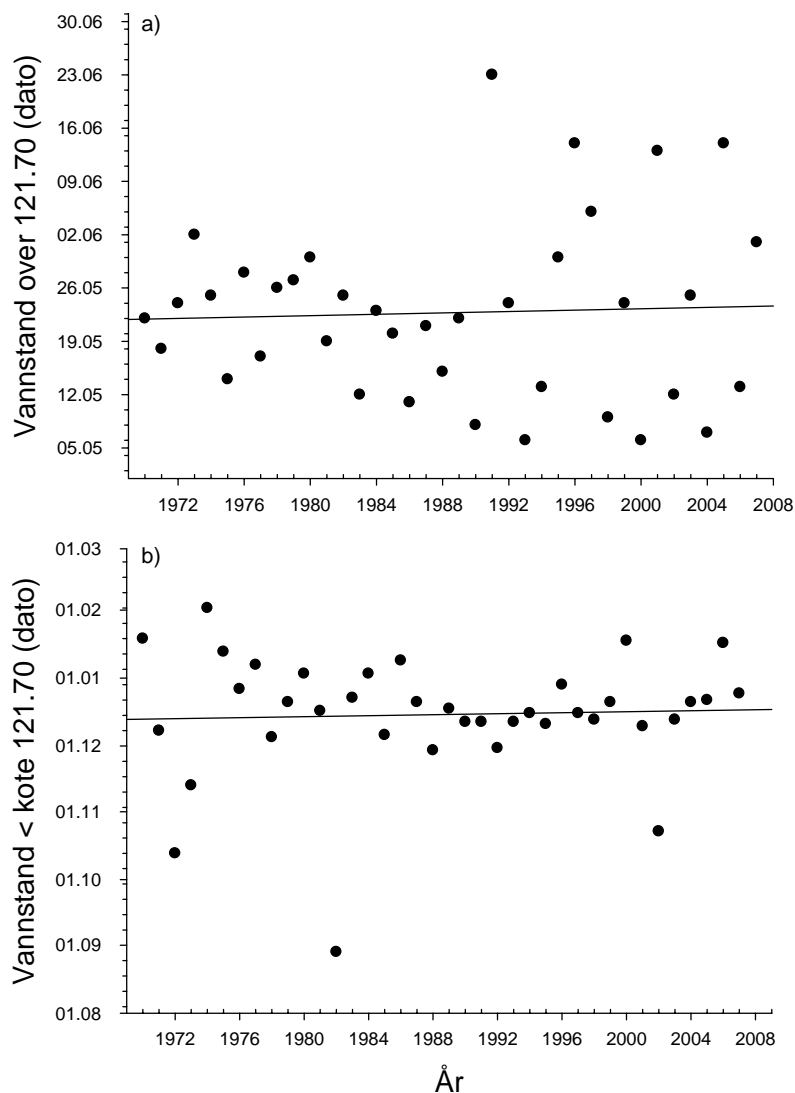
**Figur 3.2 a)** Andel (%) av årene i perioden 1970 – 2007 hvor vannstanden i Mjøsa oversteg planlagt terskelhøyde på kote 121.70 i Åkersvika for ulike uker etter 1. mai. **b)** Dato for når Mjøsa oversteg planlagt terskelhøyde på 121.70 i perioden 1970 – 2007. Boksen omfatter de midtre 50 % datoene. Medianen vises ved den heltrukne linjen inne i boksen. De vertikale linjene viser 10 (⊥) og 90 (⌋) persentilene og punktene viser datoer utenfor dette intervallet.

### 3.3 Variasjon i tidspunkt for vannstandsreduksjon

Tidspunktet for når vannstanden i Mjøsa synker under terskelhøyden på høsten / vinteren varierer også betydelig og spenner fra 29. august til 2. februar, dvs. en variasjon på 157 dager (**figur 3.1**). Samtidig ser vi at selv i år med svært lav vannstand i Mjøsa stiger vannstanden noe utpå høsten og mellom 22. september til 12. oktober har ikke vannstanden vært under kote 121.70 (men like over) i årene 1970 – 2007 (**figur 3.1**). Vannstanden gikk under 121.70 mellom 10. desember og 1. januar (22 dager) i halvparten av årene, mens den gikk under dette nivået mellom 29. august og 1. januar i 80 % av årene.

### 3.4 Trender i tidspunkt for vannstandsheving / -reduksjon i Mjøsa

Det er ingen tydelige trender i tidspunktet for når vannstanden i Mjøsa overstiger kote 121.70 om våren (figur 3.3 a), eller når den synker under samme nivå om høsten (figur 3.3 b) i perioden 1970 – 2007. Selv om det ikke er trender som viser at Mjøsa fylles opp tidligere eller senere nå enn tidligere, er det allikevel verdt å merke seg at variasjonen mellom år ser ut til å øke. Spesielt etter 1990 er variasjonen mellom år stor. I de 17 årene etter 1990 er både de fem tidligste og de fem seneste tidspunktene for når Mjøsa når kote 121.70 om våren / sommeren registrert (figur 3.3 a). Tilsvarende mønster finner man ikke for vannstandsreduksjonen om høsten / vinteren (figur 3.3 b).



**Figur 3.3** Dato for når vannstanden i Mjøsa a) overstiger kote 121.70 om våren / forsommeren og b) synker under kote 121.70 om høsten / vinteren i perioden 1970 – 2007. Linjen angir den lineære sammenhengen mellom dato og år ( $R^2 < 0.1$ ,  $P < 0.100$  for både a & b).



**Bilde 1** Åkersvika er et dynamisk system særpreget av markerte og raske endringer i vannstanden. Bildene er tatt fra fugletårnet ved Vikingskipet. Øverste bilde er tatt 12. mai 2005 med vannstand på kote 120.34 (1.4 m under planlagt terskelhøyde). Nederste bilde er tatt 13. juni 2005 med vannstand på kote 121.62 (8 cm under planlagt terskelhøyde) (foto: J. Museth).

## 4 Mulige vandringsproblemer ved etablering av terskel

En terskel betinger en eller flere former for fiskepassasjer med funksjonalitet både for inn- og utvandring. Vannstanden varierer mye gjennom året, og fallhøyden på fiskepassasjene vil derfor også variere mellom null og 2.4 meter på det mest ekstreme. Den additive effekten av en rekke mulige arts- og ontogenetisk betingede vandringsproblemer kan medføre forsinkelser, seleksjon på art, kjønn og/eller fiskestørrelse, eller i verste fall permanent utestengelse av enkelte arter. Dette inngrepet kan derfor potensielt påvirke dynamikken i fiskesamfunnet, både i Åkersvika og store deler av Mjøsa gjennom året. Passasjen under Stangebrua drenerer sannsynligvis en av Norges mest omfangsrike fiskevandring når det gjelder artsdiversitet, antall individer og biomasse.

Fiskearter som gyter i rennende vann antas å være best skikket til å kunne benytte fiskepassasjer gjennom den planlagte terskelen. Fiskepassasjene vil naturlig nok være preget av strømmende vann, og fiskenes evne til å passere vil avhenge både av at de tiltrekkes mot fiskeinngangen som følge av strømforholdene og at de har tilstrekkelig svømmekapasitet til å forsere passasjen. Selektivitet og forsinkelse kan likevel gi begrensninger i effektiviteten fordi det er noe forskjell mellom de strøms sterke artene når det gjelder svømmekapasitet og fleksibilitet med hensyn til forsinket gyting.

Fiskearter som er knyttet til bunnen eller gyter i stille vannforekomster har en betydelig lavere svømmekapasitet og tiltrekkes ikke av vannstrømmen ut fra fiskepassasjene. Det er grunn til å anta at de faktisk unnviker slike områder. Bunnlevende fisk vil også kunne få problemer med å finne fiskeinngangen dersom den er lokalisert i overflatesjiktet. Dette vil i så fall begrense fiskepassasjenes effektivitet i forhold til disse artene.

Returvandrende fiskearter har både aktiv og passiv nedvandring. Returvandringer av voksen fisk betinger at nedvandringsspassasjen gjennom terskelen i størst mulig grad er naturlig. Det største omfanget av returvandringer, enten det gjelder voksen utgytt fisk eller ungfisk, vil skje om høsten eller utpå våren og forsommeren hvor differansen i vannspeilet mellom Åkersvika og Mjøsa er liten. Dette antas å være en stor fordel for å sikre nedvandringen. Aktiv nedvandring av strømsvake arter kan tenkes å gi aversjon mot strømakselererende områder som for eksempel på oversiden av en terskel med overflateavløp.

### 4.1. Sårbare arter

I utgangspunktet vil alle artene i enkelte år stå overfor en ny flaskehals dersom en terskel og fiskepassasjer etableres. Dette vil komme som et tillegg til dagens situasjon med et relativt strømssterkt parti under Stangebrua om våren mens Mjøsa er i tidlig oppfyllingsfase. Det er foreløpig ikke vurdert hvilken innvirkning det strømssterke partiet under Stangebrua har på fiskevandring, men det er grunn til å anta at det virker forsinkende på innvandring av fisk til Åkersvika. Det er heller ikke tatt stilling til om bassenget nedenfor Stangebrua kan fungere som alternativ gytelokalitet for arter som blir forhindret innvandring til Åkersvika.

Ettersom Åkersvika ikke vil tømmes for vann gjennom vinteren dersom det etableres en terskel er det mulig at området også vil bli en overvintringslokalitet. Dette vil i så fall begrense behovet for returvandring noe, men kan til gjengjeld skape problemer med innfrysning. Dersom forsenkninger i bunntopografien avsnøres under et økende isdekke vil faren for fiskedød oppstå. Oksygenmangel og direkte innfrysning kan derfor desimere bestandene kraftig fordi de etter hvert søker seg frem til dype og stillestående partier under isdekket.

Det antas at de største problemene vil være knyttet til strømsvake arter tidlig om våren, samt småvokste fisker og bunnlevende arter. De mest problematiske artene antas å være niøye,

vederbuk, steinsmett, og hork. Selv om vandringsmønstrene i Åkersvika ikke er kjent for disse artene har de en reproduksjonsbiologi og et levesett som lett kan bli forstyrret av en terskel med fiskepassasjer. Alle disse artene inngår som viktig næring hos en rekke predatorarter (Huitfeldt-Kaas 1917) og er derfor av stor økologisk betydning. Det er imidlertid verdt å merke seg at ved tidlig innvandring til Åkersvika vil disse artene i dag måtte passere områder med relativt høy vannhastighet (bl.a. nedstrøms Stangebrua)

De øvrige fiskeartene har gjennomgående en bedre svømmekapasitet, en mer pelagisk livsform og ankommer ved høyere vannføringer og -temperaturer enn de foregående artene. I tillegg har de noe sterkere tiltrekning mot rennende vann i forbindelse med gytetiden.



## 5 Internasjonale erfaringer med fisketrapper i artsrike vassdrag

Kunstig etablerte fiskepassasjer har vært brukt i flere hundre år for å bedre fiskens muligheter til å passere naturlige eller menneskeskapte hindre (DeLachenade 1931; Nemenyi 1941). I de fleste tilfellene har passasjene blitt konstruert med tanke på oppvandrende laksefisk med stor svømme- og hoppekapasitet. Varierte konstruksjoner har blitt etablert med ulik grad av funksjonalitet (Clay 1995; Laine et al. 2002; Larinier 1998; 2002). I vassdrag med mange arter har en ensidige fokusering på økonomisk viktige fiskearter ført til at mange arter har fått reduserte leveområder (Lucas et al. 1999). I løpet av de siste tiårene har det imidlertid blitt utført studier og praktiske prosjekter som tar høyde for at fiskepassasjene skal brukes av mange arter – med ulik kapasitet til vandring i strømmende vann (Lucas & Baras 2001; Calles & Greenberg 2007; Mallen-Cooper & Brand 2007). Man har for eksempel gjort en del erfaringer med å etablere naturlige vannkanaler med substrat, vannbevegelser, kanalmorfologi og gradienter som er tilpasset et bredt spekter av arter (Jungwirth 1996; Eberstaller et al. 1998). Slike artsspesifikke tilpasninger i fiskepassasjene har et klart fortrinn sammenlignet med kanaliserte vannveier, blant annet ved at de gir større variasjon.

### 5.1 Oppvandring

Fiskepassasjer konstruert for oppvandrende laksefisk har i stor utstrekning blitt brukt i artsrike vassdrag i en rekke land som for eksempel Sør-Amerika (Quirós 1989), Sør-Afrika (Bok 1990), Nigeria (Petts 1984), Sudan (Bernacsek 1984), Pakistan (Khan 1940; Ahmad et al. 1962), Thailand (Pholprasith 1995), New Zealand (Jowett 1987) and Australia (Mallen-Cooper & Harris 1990). Mange av disse fiskepassasjene har imidlertid vist seg å fungere dårlig i forhold til målartene (Petts 1984). Viktige årsaker til dette har vært at fallgradienten har vært for stor og at vannhastigheten gjennom passasjene har vært større enn svømmekapasiteten til mange arter.

Fallgradienten i fiskepassasjer for oppvandrende fisk er derfor en avgjørende faktor fordi den i stor grad bestemmer vannhastigheten. Den vanligste fallgradienten i kulpetrapper for laksefisk varierer mellom 1:4 og 1:9. Fallhøyden mellom kulpene i laksetrapper er gjerne 30 cm, og vannhastigheten mellom kulpene er gjerne  $2,4 \text{ m s}^{-1}$  eller høyere (Mallen-Cooper 1989; Clay 1995). Forsøk med lavere fallgradienter, mellom 1:18 og 1:32, og med vannhastigheter under  $1,4 \text{ m s}^{-1}$  har vist seg langt mer effektive for å øke antall arter som passerer trappene (Mallen-Cooper 1994; Barrett & Mallen-Cooper 2006). I tillegg vil slike moderate fallgradienter og vannhastigheter gi økt mulighet for passasje av ung og umoden fisk på nærings- eller overvint-ringsvandring.

Fisketrappens fallgradient og utforming er også avgjørende for dannelsen av turbulens i trappekulpene. Turbulens skapes av energien i det innfallende vannet i hver kulp, samt hvilke muligheter kulpene gir for absorpsjon av denne energien. Denne fallenergien betegnes som energifordelingsfaktor (EFF) og måles som Watt pr.  $\text{m}^3$  ( $\text{W m}^{-3}$ ). For laksefisk anbefales om lag  $200 \text{ W m}^{-3}$  (Bell 1973) mens for karpefiskarter anbefales EFF ned mot  $125 \text{ W m}^{-3}$  (Larinier et al. 2002; Katopodis 1981). Småvokste innlandsfiskearter i Australia har en øvre EFF-grense på  $92 \text{ W m}^{-3}$  og tolererer kun svak turbulens for vellykket passasje (Mallen-Cooper 1999; Stuart & Mallen-Cooper 1999).

Beregninger av EFF-verdier for ulike fisketrappdesign gir en tallverdi som ikke gir et tilstrekkelig bilde av det tredimensjonale og komplekse miljøet i hver trappekulp. Denne tilnærmingen bør derfor anvendes med forsiktighet og alltid vurderes i forhold til forekomst av turbulens. Konstruksjoner som fordeler turbulensen jevnt utover i kulpenes vannvolum bør etterstrebes for å optimalisere oppvandringsmulighetene for småvokste karpefiskarter og andre strømsvake arter. Fisketrapper av ned neddykkede vannkanaler (submerged orifice type) anbefales ikke

som følge av sterke, konsentrerte og varierte strømnings i kulpene. Derimot er den såkalte "vertical slot"-typen vesentlig bedre i denne sammenheng fordi en større del av vannvolumet blir brukt til absorpsjon av energien. Mallen-Cooper & Brand (2007) anbefaler videre utvikling og raffinering av sistnevnte fisketrappetype for å gi optimal fordeling av turbulens ved etablering av fiskepassasjer i økosystemer hvor mållartene har variert svømmekapasitet.

Calles & Greenberg (2007) studerte 240 individer fordelt på 15 arter som passerte nyetablerte naturlige fiskepassasjer i Emån i Sverige. De to bekkeliknende fiskepassasjene var henholdsvis 370 og 150 m lange med fallgradienter på 2,5 og 1,8 % og dybder mellom 0,5 og 1 m. Vannhastigheten varierte fra 0 og opp mot 2 m s<sup>-1</sup> i de 2,5-4 m brede kanalene. Til sammen 240 individer av karpefisk, gjedde, abbor, lake og ørret benyttet fisketrappen og illustrerer dermed potensialet dersom forholdene tilfredsstillende de enkelte artenes krav. I tillegg fungerte fiskepassasjene for fisk i ulike livsstadier. I alt 74 % av de PIT-merkede individene fra dette brede artsspekteret passerte fisketrappen. Et overraskende funn var at arter som abbor og suter, som er typiske fiskearter for rolige vannforekomster, hadde noe høyere passeringsrate sammenliknet med mer strømssterke arter som stam, lake og mort. Andre studier av disse artene i fisketrapper har vist et omvendt bilde (Lucas et al. 1999; Knaepkens et al. 2005). Suter har en svært begrenset svømmekapasitet (Wolter & Arlinghaus 2003) og ville ut i fra generelle vurderinger forventes å utebli fra fisketrappa. Dette studiet viser at lavt fall og varierte og begrensede turbulenser kan gi tilfredsstillende oppvandringsmuligheter for arter med lav svømmekapasitet. Gjerdde og lake, som passerte disse trappene i Emån, er kjent for å vandre gjennom fiskepassasjer som naturlige kanaler, Deniltrapper og vertical slot-trapper (Schwalme et al. 1985; Degerman 2001).

Fiskepassasjer som er etablert som utgravde kanaler med hydrologiske forhold som etterliknet en naturlig bekk er kjent for å gi passasjemuligheter for et større artsspekter enn støpte og kanaliserte fisketrapper av tradisjonelt design (Eberstaller et al. 1998). Men det er også unntak som viser at arter som brasme og laue kan passere krevende passasjer som Deniltrapper (Baras et al. 1994). Variasjoner i passeringseffektiviteten kan til viss grad være forårsaket av motivasjon fremfor svømmekapasitet alene. Viljen til å yte sin maksimale svømmekapasitet varierer sannsynligvis mye mellom gytemodne og umodne individer på vandring. Intraspesifikke forskjeller som for eksempel ulike størrelser og kjønn kan også gi skjeve bilder innen arten fordi motivasjonen og svømmekapasiteten varierer med kroppsstørrelse, stadium og kjønn (Baras et al. 1994; Prignon et al. 1998; Calles & Greenberg 2007).

Studier har vist at lav passeringseffektivitet i fisketrapper har vært knyttet til dimensjonene på trappekanalen. Vannvolumet har gjerne vært lavt i kombinasjon med at maksimalverdiene på vannhastigheten har vært høy (Mader et al. 1998; Aarestrup et al. 2003; Knaepkens et al. 2005). Spesielt viktig er forholdet mellom vannføring og fisketrappens bredde (VF/BR). Dette forholdet bør ikke overstige 0,1 – 0,2 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> m<sup>-1</sup>. Dersom dette tallforholdet fordobles vil det redusere artsdiversiteten gjennom fiskepassasjen (Gebler 1998). Andre faktorer som reduserer artsdiversiteten gjennom fisketrapper er den totale lengdeutstrekningen (Slatick & Basham 1985; Clay 1995; Calles & Greenberg 2005).

## 5.2 Nedvandring

I de senere år har forskningen på fiskepassasjer inntatt et mer helhetlig syn på fiskevandring. Fra en ensrettet fokusering på oppvandring foreligger det et økende antall studier som tar hensyn til at mållartene i fisketrapper som oftest er flergangsgytende (O'Connor et al. 2006; Agosthino et al. 2007; Kraabøl & Museth 2007), og dermed er avhengig også av nedstrøms vandring. Nedstrøms passasje av fisketrapper, damluker og terskler kan skade fiskene i form av friksjonssår, øyeskader, blødninger og i verste fall dødsfall (Bell & DeLacy 1972). Telemetri-studier har også vist at fisk kan opptre nølende og unnvikende ved slike nedstrøms passasjer (Kynard & Buerkett 1997; Aarestrup & Koed 1998; Jepsen et al. 1998; Haro et al. 2000; Behrmann-Godel & Eckmann 2003; Arnekleiv et al. 2007). Til en viss grad har denne nølingen vist

seg å være relatert til utformingen av terskelens øvre strukturer (O'Connor et al. 2006). Nølen-  
de nedvandring over terskler er satt i sammenheng med flere fysiske forhold som varierer med  
konstruksjonen av tersklene og øvrige omgivelser. Raskt akselererende vannhastighet, skarpe  
kontraster mellom lys og mørke, minkende areal og vannvannvolum i kombinasjon med akse-  
lererende vannhastighet, visuelle oppfatninger av terskelen hos fisk og trykk- og lydbølger som  
genereres av tekniske innretninger ved passasjepunktet er forhold som kan medvirke til nøling  
hos nedvandrende fisk (Haro et al. 1998; Coutant & Whitney 2000; Behrmann-Godel & Eck-  
mann 2003). Avbøtende tiltak for ørretsmolt kan i denne sammenheng være økt vannføring,  
lysmanipulering og redusert turbulens ved terskelen (Haro et al. 1998). Videre har det vist seg  
at avrundete og jevne terskeltopper gir lavere grad av nøling enn skarpe og kantete utfor-  
minger (Haro et al. 1998).

## 6 Forslag til videre undersøkelser

Dersom det skal arbeides videre for å etablere en terskel og fiskepassasje er det viktig å avklare følgende forhold av betydning for konstruksjonen (etter Mallen-Cooper & Brand 2007);

- Innhente et tilnærmet komplett bilde av artsdiversitet, tetthet og fiskevandring i Åkersvika med tilhørende tilløpselver og Mjøsa gjennom ett eller to år.
- Innhente ny og oppdatert kunnskap om vandringssystemene hos de omtalte fiskeartene.
- Innhente artsspesifikk kunnskap om svømmekapasitet og vandringsatferd hos de aktuelle artene (litteraturstudier)
- Innhente temperaturdata gjennom den vannfylte sesongen.
- Innhente ulike design av fiskepassasjer og velge ut et sett av løsninger som favner både strømssterke, strømsvake og bunnlevende fiskearter.
- Etablere et overvåkningsprogram som omfatter fiskepassasjenes funksjonalitet og utvikling av fiskesamfunnet i Åkersvika og tilløpselvene i årene som følger etter terskelbyggingen. Overvåkningsprogrammet bør kunne tolkes med referanse i datagrunnlaget som samles inn før terskelbyggingen.

Metodisk sett vil disse undersøkelsene kunne gjennomføres i form av prøvefiske med garn, telemetri og akustiske undersøkelser, temperaturovervåkning, kartlegging av behovet for vann gjennom fiskepassasjene og tilgjengelig tilsig til dette formålet gjennom hele året, intervjuer og fangstjournaler fra sportsfiskere i Åkersvika samt utvidete litteraturstudier av fisketrappers funksjoner i forhold til stor artsdiversitet.

Videre bør det vurderes ulike risikoscenarier som omfatter ringvirkninger av en eventuell endring i Åkersvikas fiskefauna. Det er overhengende fare for at fiskepassasjene i terskelen ikke vil fungere tilfredsstillende for alle artene. Konsekvensene av selektivitet og utestengelse hos flere arter bør derfor vurderes i forhold til sportsfisket og fuglelivet. I tillegg vil en terskel ved Stangebrua medføre at Åkersvika blir permanent vanndekket, noe som i ulik grad vil endre vandringsbehovet og -mulighetene for enkelte fiskeartene. I tillegg vil dette også kunne påvirke vekst og bestandsstørrelser ved at gyte-, nærings- og temperaturforhold forandres.

## 7 Konklusjoner

### 7.1 Hovedkonklusjon

Den planlagte bueterskelen i Åkersvika ved Stangebrua med terskelhøyde 121,70 m.o.h. vil skape en høydeforskjell på inntil 2,4 m mellom vannspeilet i Mjøsa og Åkersvika i en periode hvor mange fiskearter er på gytevandring. For å ivareta de omfattende fiskevandringene mellom Mjøsa og Åkersvika bør det derfor etableres fiskepassasjer av ulike konstruksjoner og virkemåter som gir opp- og nedvandringmuligheter for alle berørte arter. Med dagens kunnskaper om fiskepassasjer, de enkelte artenes svømmekapasitet og atferd synes det å være muligheter for å etablere fiskepassasjer som er funksjonelle for et bredt artsspekter. Det bør først gjennomføres en omfattende fiskeribiologisk undersøkelse av fiskesamfunnet i Åkersvika og vannveien til Mjøsa for å avklare dagens situasjon og gi presise estimater over omfang og tidsvariasjoner for fiskevandring og reproduksjonsforhold.

### 7.2 Delkonklusjoner

1. Det er sannsynlig at fiskevandringene under Stangebrua, som forbinder Mjøsa og Åkersvika, er et av de mest mangfoldige vandringssystemer for ferskvannsfisk i Norge, både når det gjelder arts mangfold, antall individer og biomasse.
2. Vandringssystemene for de enkelte artene er komplekse og omfatter flergangsgytende arter som i flere livsstadier vandrer både inn og ut av Åkersvika. Disse artene representerer livsformer som oppholder seg i de frie vannmasser og sterkt knyttet til bunnen. Gyte-, nærings- og overvintringsvandring skjer både om våren, sommeren, høsten og i meget beskjeden grad om vinteren.
3. Ungfisk av de enkelte artene foretar både returvandring ut av tilløpselvene og Åkersvika og næringsvandring inn og ut av Åkersvika gjennom sine første leveår.
4. Åkersvika antas å ha en svært viktig posisjon som gyte- og oppvekstlokalitet for inntil 16 av Mjøsas 20 fiskearter. En forringelse av Åkersvikas økologiske funksjon vil derfor i stor grad kunne påvirke forekomsten av disse artene i Mjøsa for øvrig.
5. Hovedandelen av fiskeartene i Åkersvika er vårgytende og starter gytevandringen tidlig om våren. De mest problematiske artene med tanke på konstruksjon av fiskepassasjer antas å være niøye, vederbuk, steinsmett og hork som er knyttet til bunnen, er relativt strømsvake og ankommer ved lave vannføringer og –temperaturer. Tidlige gytevanndre- re som harr, gjedde og abbor vil også være avhengige av funksjonelle fiskepassasjer for å vandre inn i Åkersvika tidlig om våren.
6. Åkersvikas fiskeøkologiske funksjon har utvilsomt endret seg som følge av Mjøsreguleringene. Økt grad av oppdemming har bedret gyte- og levekårene for strømsvake fiskearter som for eksempel brasme.
7. En terskel som permanent demmer opp Åkersvika vil bidra til å favorisere strømsvake arters bruk av Åkersvika ytterligere og vil trolig føre til økt fisketetthet innenfor Stangebrua, men en terskel reiser betydelige utfordringer med å sikre vandringmulig- hetene til og fra Mjøsa gjennom fiskepassasjer.
8. Videre undersøkelser bør gi en bred status for dagens fiskeøkologiske situasjon som grunnlag for å vurdere eventuelle effekter i etterkant av terskelbyggingen. Prøvefiske

med garn, telemetri- og svømmetankstudier samt akustiske undersøkelser som kartlegger artsspesifikk vandringsatferd og svømmekapasitet bør utføres.

9. Intervjuer av sportsfiskere vil samlet sett kunne gi tilfredsstillende status for utnyttelsen av fiskeressursene i Åkersvika. Dette vil gi viktige før-data til videre overvåkning etter at terskelen og fiskepassasjene eventuelt er etablert.
10. Komplexiteten i denne problematikken tilsier at ulike risikoscenarier knyttet til endringer i fiskesamfunnet i Åkersvika, tilløpselvene og Mjøsa bør utarbeides.
11. Det bør etableres flere og varierte fiskepassasjer gjennom terskelen som sikrer både opp- og nedvandring. For å ivareta de strømsvake artene bør det bygges trapper hvor fallgradienten er i størrelsesorden 1:18, 1:32 eller slakere. EFF bør ligge godt under  $100 \text{ W m}^{-3}$  og maksimal vannhastighet må ikke overstige  $1,4 \text{ m s}^{-1}$ .
12. Strømsterke arter som ørret og harr har ingen fysiske problemer med å forsere trapper med fallgradienter fra 1:4 til 1:9, og som gir en EFF-verdi på oppunder  $200 \text{ W m}^{-3}$ . Fallhøyden mellom kulpene kan være inntil 30 cm og vannhastigheter rundt  $2,4 \text{ m s}^{-1}$ .
13. Forholdet mellom vannføring og fisketrappens bredde (VF/BR). Dette forholdet bør ikke overstige  $0,1 - 0,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ m}^{-1}$ . Dersom dette tallforholdet fordobles vil det redusere artsdiversiteten gjennom fiskepassasjen.
14. Raskt akselererende vannhastighet, skarpe kontraster mellom lys og mørke, minkende areal og vannvannvolum, terskeldesign, visuelle oppfatninger av terskelen hos fisk og trykk- og lydbølger som genereres av tekniske innretninger ved passasjepunktet er forhold som kan medvirke til nøling hos nedvandrende fisk.

## 8 Referanser

- Aarestrup, K. & Koed, A. 2003. Survival of migrating sea trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts negotiating weirs in small Danish rivers. *Ecology of Freshwater Fish* 12; 169-176.
- Aarestrup, K., Lucas, M.C. & Hansen, J.A. 2003. Efficiency in a nature-like bypass channel for sea-trout (*Salmo trutta*) ascending a small Danish stream studied by PIT-telemetry. *Ecology of Freshwater Fish* 12; 160-168.
- Aass, P. & Kraabøl, M. 1999. The exploitation of a migrating brown trout (*Salmo trutta* L.) population: change in fishing methods due to river regulation. *Regulated Rivers; Research & management* 15; 211-219.
- Agosthiino, A.A., Marques, E.E., Agosthino, C.S., De Almeida, D.A., de Oliveira, R.J. & de Melo, J.R. 2007. Fish ladder of Lajedo Dam: migration on one-way routes? *Neotropical Ichthyology* 5; 121-130.
- Ahmad, M., Ali, C.M. & Ahmad, S. 1962. Designing of fish ladders. West Pakistan irrigation Research Institute, Lahore. Technical report no. 362/HYD/1962, 26 sider.
- Arnekleiv, J.V., Kraabøl, M. & Museth, J. 2007. Efforts to aid downstream migrating brown trout (*Salmo trutta*) kelts and smolts passing a hydroelectric dam and a spillway. *Hydrobiologia* 582; 5-15.
- Behrmann-Godel, J. & Eckmann, R. 2003. A preliminary telemetry study of the migration of silver European eel (*Anguilla anguilla*) in the River Mosel, Germany. *Ecology of Freshwater Fish* 12; 196-202.
- Baras, E., Lambert, H. & philippart, J.C. 1994. A comprehensive assessment of the failiure of *Barbus barbus* spawning migration through a fish pass in the canalized River Meuse, Belgium. *Aquatic Living Resources* 7; 181-189.
- Barret, J. & Mallen-Cooper, M. 2006. The Murray River's 'Sea to Hume Dam' fish passage program: progress to date and lessons learned. *Ecological Management and Restoration* 7; 173-183.
- Bernacsek, G.M. 1984. Dam design and operation to optimize fish production in impounded river basins. CIFA Technical Paper 11, side 98.
- Bell, M.C. 1973. Fisheries Handbook of Engineering Requirements and Biological Criteria. Portland Oregon: Fisheries-Engineering Research Program, Corps of Engineers, North Pacific Division, 290 s.
- Bell, M. & DeLacy, A. 1972. A compendium on the survival of fish passing through spillways and conduits. Fisheries Engineering Research Program, US Army Engineers Division, North Pacific Corps of Engineers, Portland Oregon.
- Bok, A.H. 1990. The current status of fishways in South Africa and lessons to be learnt. Proceedings of a Workshop on the Rationale and Procedures for the evaluation of the necessity for fishways in South African rivers. Pretoria, March 1990, side 87-99.
- Borgstrøm, R. & Hansen, L. P. 1987 (red.). Fisk i ferskvann. Økologi og ressursforvaltning. Landbruksforlaget, Oslo.
- Calles, E.O. & Greenberg, L.A. 2005. Evaluation of nature-like fishways for re-establishing connectivity in fragmented salmonid populations in the river Emån. *River Research & Applications* 21; 951-960.
- Calles, E.O. & Greenberg, L.A. 2007. The use of two nature-like fishways by some fish species in the Swedish River Emån. *Ecology of Freshwater Fish* 16; 183-190.
- Clay, C.H. 1995. Design of fishways and other fish facilities. Boca Raton: Lewis Publishers, CRC Press Inc., side 248.
- Coutant, C.C. & Whitney, R.R. 2000. Fish behaviour in relation to pasasage through hydro-power turbines: a review. *Transactions of the American Fisheries Society* 129; 351-380.
- Degerman, E. 2001. Fiskvägen I Svartån, Örebro. Manuskript, 6 sider.
- DeLachenade, S. 1931. Le saumon dans les Gaves et les échelles à poissons. (The salmon of the Gave Rivers and the fish passes). *Bulletin Francaise de Pisciculture* 4; 97-102.
- Eberstaller, J., Hinterhofer, M. & Parasiewicz, P. 1998. The effectiveness of two nature-like bypass channels in an upland Austrian river. I: (Red.: Jungwirth, M., Schmutz, S. & Weiss, S.). *Migration and Fish Bypasses*. Oxford: Fishing News Books, side 363-383.

- Gebler, R.-J. 1998. Examples of near-natural fish passes in Germany: drop structure conversions, fish ramps and bypass channels. I: (Red.: Jungwirth, M., Schmutz, S. and Weiss, S.). Migration and fish bypasses. Cambridge: Fishing News Book, side 363-383.
- Hammarstrand, A. T. 2003. Åkersvika naturreservat – etablering av ny minimumsvannstand. Detaljplan for tiltak i vassdrag. Norges vassdrags- og energidirektorat. Inngrepsnr. VV 10036.
- Haro, A., Odeh, M., Noreika, J. & Castro-Santos, T. 1998. Effect of water acceleration on downstream migratory behaviour and passage of Atlantic salmon smolts and juvenile American shad at surface bypasses. Transactions of the American Fisheries Society 127; 118-127.
- Haro, A., Castro-Santos, T. & Boubée, J. 2000. Behaviour and passage of silver-phase American eels, *Anguilla rostrata* (LeSueur), at a small hydroelectric facility. Dana 12; 33-42.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1917. Mjøsas fisker og fiskerier. Det Kgl. Norske Videnskabers Selskabs Skrifter 1916 nr. 2. Aktietrykkeriet i Trondhjem.
- Jepsen, N., Aarestrup, K., Økland, F., & Rasmussen, G. 1998. Survival of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) smolts passing a reservoir during seaward migration. Hydrobiologia 371/372; 347-353.
- Jowett, I.G. 1987. Fish passage, control devices and spawning channels. I: (Red.: Henriques, P.R.). Aquatic Biology and hydroelectric Power Development in New Zealand. Auckland: Oxford University Press, side 138-155.
- Jungwirth, M. 1996. Bypass channels at weirs as appropriate aids for fish migration in rhithral rivers. Regulated Rivers; Research and Management 12; 483-492.
- Katopodis, C. 1981. Considerations in the design of fishways for freshwater species. Proceedings of the 5<sup>th</sup> Canadian Hydrotechnical Conference, Fredericton, New Brunswick, side 857-878.
- Khan, H. 1940. Fish ladders in Punjab. Journal of the Bombay Natural History Society 41; 551-562.
- Kjellberg, G., Solheim R. & Wold O. 1994. Forslag til kompensasjonstiltak i Åkersvika. Konsekvensutredning. Norsk institutt for vannforskning. Rapport 3140. 45 s.
- Kjellberg, G., Solheim R., Wold, O. & Løvik J. E. 2004. Åkersvika naturreservat – vurdering av konsekvenser ved etablering av minimumsvannstand. Norsk institutt for vannforskning. Rapport 4834. 21 s.
- Knaepkens, G., Baekelandt, K. & Eens, M. 2005. Fish pass effectiveness for bullhead (*Cottus gobio*), perch, (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a regulated lowland river. Ecology of Freshwater Fish 15; 20-29.
- Kraabøl, M. & Aass, P. 1996. Drivgarnsfiske etter ørret i Lågen fra Mjøsa til Fåberg i perioden 1900-1969. Fylkesmannen i Oppland, miljøvern avdelingen. Rapport 15/96, 15 sider.
- Kraabøl, M. & Museth, J. 2007. Fisketrapper i Glomma og Søndre Rena mellom Bingsfoss og Storsjøen. NINA Rapport 306, 32 sider + vedlegg.
- Kynard, B. & Buerkett, C. 1997. Passage and behaviour of adult American shad in an experimental louver bypass system. North American Journal of Fisheries Management 17; 734-742.
- Laine, A., Jokivirta, T. & Katapodis, C. 2002. Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and sea trout, *S. trutta* L., passage in a regulated northern river - fishway efficiency, fish entrance and environmental factors. Fisheries Management and Ecology 9; 65-77.
- Larinier, M. 1998. Upstream and downstream fish passage experience in France. I: (Red.: Jungwirth, M., Schmutz, S. and Weiss, S.). Migration and fish bypasses. Cambridge: Fishing News Book, side 127-145.
- Larinier, M. 2002. Pool fishways, pre-barrages and natural bypass channels. Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture 364; 54-82.
- Larinier, M., Travade, F. & Porcher, J.P. 2002. Fishways; biological basis, design criteria and monitoring. Bulletin Francais Pêche Pisciculture 364; 208.
- Lucas, M.C., Mercer, T., Armstrong, J.D., McGinty, S. & Rycroft, P. 1999. Use of a flat-bed passive integrated transponder antenna array to study the migration and behaviour of lowland river fishes at a fish pass. Fisheries Research 44; 183-191.
- Lucas, M.C. & Baras, E. 2001. Migration of freshwater fishes. Malden, MA: Blackwell Science.



- Løvik, J., Bækken, T., Romstad, R. & Schneider, S. 2008. Tiltaksorientert overvåkning av Mjøsa med tilløpselver Årsrapport/datarapport for 2007. NIVA Rapport 5568-2008. 82 s.
- Mader, H., Unfer, G. & Schmutz, S. 1998. The effectiveness of nature-like bypass channels in a lowland river, the Marchfeldkanal. I: (Red.: Jungwirth, M., Schmutz, S. & Weiss, S.). Migration and fish bypasses. Oxford: Fishing News Book, side 384-402.
- Mallen-Cooper, M. 1989. Fish passage in the Murray-Darling Basin. I: (Red.: Lawrence, B.). Proceedings of the workshop on native fish management – Canberra 16.-17- June 1988. Canberra: Murray-Darling Basin Commission, side 123-136.
- Mallen-Cooper, M. 1994. Swimming ability of adult golden perch, *Macquaria ambigua* (Percichthyidae), and adult silver perch, *Bidyanus bidyanus* (Teraponidae), in an experimental vertical-slot fishway. Australian Journal of Marine and Freshwater Research 45; 191-198.
- Mallen-Cooper, M. 1999. Developing fishways for nonsalmonid fishes: a case study from the Murray River in Australia. I: (Red.: Odeh, M.). Innovations in Fish Passage Technology. Bethesda, MD: American Fisheries Society, side 173-195.
- Mallen-Cooper & Brand 2007. Non-salmonids in a salmonid fishway: what do 50 years of data tell us about past and future fish passage? Fisheries Management and Ecology 14; 319-332.
- Mallen-Cooper, M. & Harris, J.H. 1990. Fishways in mainland south-eastern Australia. I: (Red.: Komura, S.). Proceedings of the International Symposium on Fishways '90 in Gifu, Japan: Publications Committee of the International Symposium on Fishways '90, side 221-229.
- Museth, J. & Rustadbakken, A. 2005. Fiskesamfunnet i Åkersvika – befaringsrapport fra prøvefiske den 20.-21. juni 2005. Høgskolen i Hedmark/Naturkompetanse. Rapport, 8 sider + vedlegg.
- Nemenyi, P. 1941. An annotated bibliography of fishways. University of Iowa Studies in Engineering Bulletin 23, 64 sider.
- O'Connor, J.P., O'Mahony, D.J., O'Mahony J.M. & Glenane, T.J. Some impacts of low and medium head weirs on downstream fish movement in the Murray-Darling Basin in south-eastern Australia. Ecology of Freshwater Fish 15; 419-427.
- Pethon, P. 1989. Aschehougs store Fiskebok. Aschehoug, Oslo. 447 s.
- Petts, G.E. 1984. Impounded Rivers – Perspectives for Ecological Management. London: John Wiley and Sons, 285 sider.
- Pholprasith, S. 1995. Fishways in Thailand. I: (Red.: Komura, S.). Proceedings of the International Symposium on Fishways '90 in Gifu. Gifu, Japa: Publications Committee of the International Symposium on Fishways '90, 355-362.
- Prignon, C., Micha, J. & Gillet, A. 1998. Biological and environmental characteristics of fish passage at the Tailfer dam on the Meuse River, Belgium. I: (Red.: Jungwirth, M., Schmutz, S. & Weiss, S.). Migration and fish bypasses. Oxford: Fishing News Book, side 69-84.
- Quirós, R. 1989. Structures assisting the migrations of non-salmonid fish: latin America. COPESCAL Technical Paper no. 5 8FAO: Rome), 41 sider.
- Slatik, E. & Basham, L.R. 1985. The effect of Denil fishway length on passage of some non-salmonid fishes. Marine Fisheries 47; 83-85.
- Solheim, R. 1992. Sammenstilling av ornitologisk registreringsmateriale for Åkersvika naturresevat. Fylkesmenn i Hedmark, miljøvern avdelingen, rapport nr 2/92, 23 s + vedlegg.
- Schwalme, K., Mackay, W.C. & Lindner, D. 1985. Suitability of vertical slot and Denil fishways for passing north-temperate, nonsalmonid fishes. Marine Fisheries Reviews 47; 1815-1822.
- Stuart, I.G. & Mallen-Cooper, M. 1999. An assessment of the effectiveness of a vertical-slot fishway for non-salmonid fish at a tidal barrier on a large tropical/sub-tropical river. Regulated Rivers; Research 6 management 15; 575-590.
- Wolter, C. & Arlinghaus, R. 2003. Navigation impacts on freshwater fish assemblages: the ecological relevance of swimming performance. Reviews in Fish Biology and Fisheries 13; 63-89.

Internettressurser:

[www.hedmark.miljostatus.no](http://www.hedmark.miljostatus.no)



# NINA Rapport 374

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-1938-9



## Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

[www.nina.no](http://www.nina.no)