

Fiskvandring och biologiska effekter efter utrivning

Hednäs kraftverk



Sweco AB	RegNo 556542-9841
Uppdrag	Skellefteå kraft Åby älv Moderna miljövillkor
Uppdragsnummer	30028265
Kund	Skellefteå Kraftaktiebolag
Datum	2025-06-19
Upprättad av	Mattias Melin & Peter Rivinoja
Granskad av	Patrik Tjärnström
Dokumentreferens	\\sesdfs004\projekt\21583\30028265\000\19 original\slutversion 250619\250619 pm_fiskvandring och biologiska effekter efter utrivninghednäs kraftverk slutversion.docx

Innehållsförteckning

1	Inledning	4
1.1	Bakgrund och syfte	4
1.2	Referensförhållanden avseende fiskvandring	4
1.3	Målarter	5
2	Metoder och undersökningar	6
2.1	Potentiella biologiska effekter av dammutrivning	6
2.2	Hydraulisk modellering	6
2.3	Simhastigheter	10
3	Resultat och diskussion	11
3.1	Fiskvandring efter utrivning av Hednäs kraftverk	11
3.1.1	Fiskvandring avseende strömhastigheter	11
3.1.2	Fiskvandring avseende vattendjup	12
3.2	Effekter vid dammutrivning	12
3.3	Biotopåtgärder av habitat	13
3.4	Skyddsåtgärder i samband med utrivning	14
4	Referenser	15

1 Inledning

1.1 Bakgrund och syfte

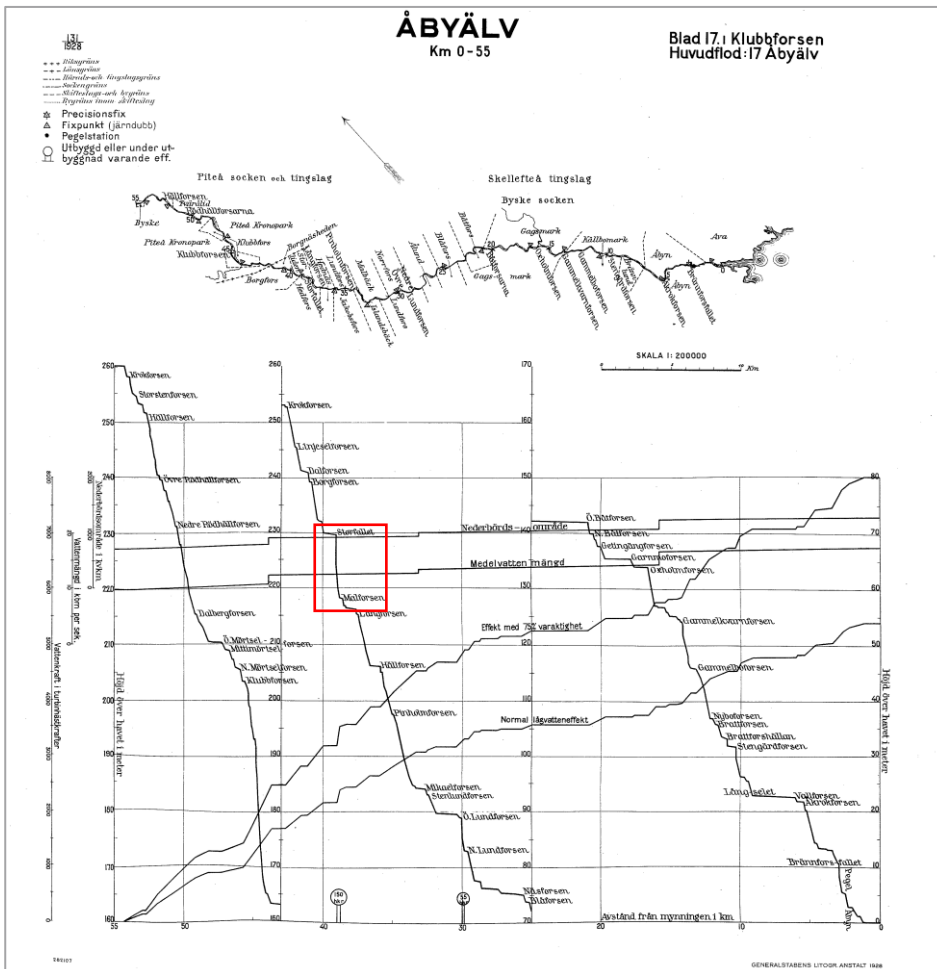
Hednäs kraftverk (koordinater 7242324, 774316 SWEREF99 TM) är belägen efter Åbyälven ca 4 mil uppströms mynningen i Åbyfjärden. Kraftverket ägs och drivs av Skellefteå Kraft AB. Hednäs kraftverk utgör idag ett partiellt vandringshinder för fisk i vattendraget. En fiskväg av typen kammartrappa är i drift men har visat bristfällig funktion. Vid perioder då stora vattenmängder spillts förbi kraftverket, har lax och öring anlockats till torrfåran nedanför dammens utskov. Väl där har problem förekommit med strandad och instängd lax, då luckorna sedan stängts.

Inom ramen för NAP har Skellefteå Kraft AB beslutat om en utrivning av Hednäs kraftverk. Detta PM behandlar därav dels effekter som dammutrivningar kan få på den biologiska miljön samt beskriver hur det är möjligt att skapa fiskvandring vid Hednäs kraftverk vid en dammutrivning och ger förslag på biotopåtgärder.

1.2 Referensförhållanden avseende fiskvandring

Enligt den utredning som gjorts av referensförhållanden för fiskvandring vid Storfallet (nuvarande Hednäs kraftverk) var den naturliga forsen relativt brant och belägen i en trång sektion i Åbyälven (EKOM 2014). Via SMHI (1928) erhöles en historisk förteckning över fallhöjden vid olika vattenfall i Sverige, vilken också inkluderar Åbyälven (Figur 1). Där beskrivs Storfallet som "Storfallet, c:a 1 km nedanför Borgfors, stupar lodrätt över bergbrant". Den historiska fallhöjden vid Storfallet kan utläsas till ca 11 meter från Figur 1.

Från den befintliga dammbyggnaden och ca 40 meter nedströms är forsen brant och har en medellutning om ca 10,5%. Nedströms forsens översta parti och ca 80 meter nedströms är medellutningen lägre och uppgår till ca 2,5 % (EKOM 2014).



Figur 1. Fallhöjdsprofil över Åbyälven vid Storfallet. X-axeln visar avståndet till havet och Y-axeln höjd över havet. Överst visas berörd del av Åbyälv i plan. Storfallet är markerat med röd rektangel.

EKOM (2014) har således bedömt beroende på områdets karaktär att vattenhastigheterna vid fallet historiskt sett har varit höga och att fallet naturligt har hindrat uppvandring av vissa fiskarter och fiskstorlekar.

Vid gynnsam vattentemperatur och vattenföring bedöms dock lax och stor öring ha vandrat förbi fallet med ingen eller en liten fördröjning. Vidare görs bedömningen att troligtvis endast stor lax har kunnat passera Storfallet vid höga flöden (EKOM 2014).

Ingen dokumentation rörande förekomst av ål har hittats i Åbyälven men såsom andra kustmynnande vattendrag i Sverige så är historisk förekomst av ål trolig. Sammanfattningsvis bedöms att endast starksimmande arter så som lax, öring och ål har kunnat vandra uppströms fallet historiskt.

1.3 Målarter

Åbyälven hyser 16 olika dokumenterade fiskarter (Länsstyrelsen Västerbotten 2022). Till de vanligaste arterna hör lax, öring, harr, gädda, abborre och lake. Vid älvens nedre del sker årligen uppvandring från Bottenviken av kustlevande arter för födosök och lek. Dessa arter inkluderar harr, id, sik, lake samt flodnejonöga.

Baserat på ovan nämnda referensförhållande så bedöms området kring Hednäs (4 mil uppströms från havet) att ha karaktäriserats av forsar och vattenfall med höga vattenhastigheter och utgjort ett naturligt vandringshinder för flertalet fiskarter. I kapitel 2.3 redovisas kritisk simkapacitet för flertalet svenska arter (HaV 2021), där kan man utläsa att de starksimmande arterna utgörs av lax, öring, harr och ål.

Grundat på olika fiskarters simkapacitet och resonemanget ovan bedöms att Storfallet har utgjort ett definitivt hinder för uppströmsvandring för svagsimmande fiskarter. Starksimmande arter som lax och öring, samt ål bedöms ha kunnat passera uppströms Storfallet historiskt, vilket medför att dessa arter utgör målarter för framtida uppströmsvandringmöjligheter av området kring Hednäs kraftverk. Eventuellt kan även harr passera uppströms området.

2 Metoder och undersökningar

2.1 Potentiella biologiska effekter av dammutrivning

Generell kunskap kring ämnesområdet "Potentiella biologiska effekter av dammutrivning" har inhämtats från vetenskapliga publikationer sökta via databaser som t.ex. "ISI Web of Knowledge", medan mer specifik och opublicerad litteratur har erhållits vid direktkontakt med etablerade forskargrupper vid bl.a. NOAA Fisheries (USA), University of Southampton (UK), Umeå Universitet, SLU och Karlstad Universitet.

2.2 Hydraulisk modellering

I samband med den planerade utrivningen av Hednäs Kraftverk har en hydraulisk utredning utförts gällande strömningsförhållanden vid platsen för anläggningen samt i spillfåran (Sweco 2022).

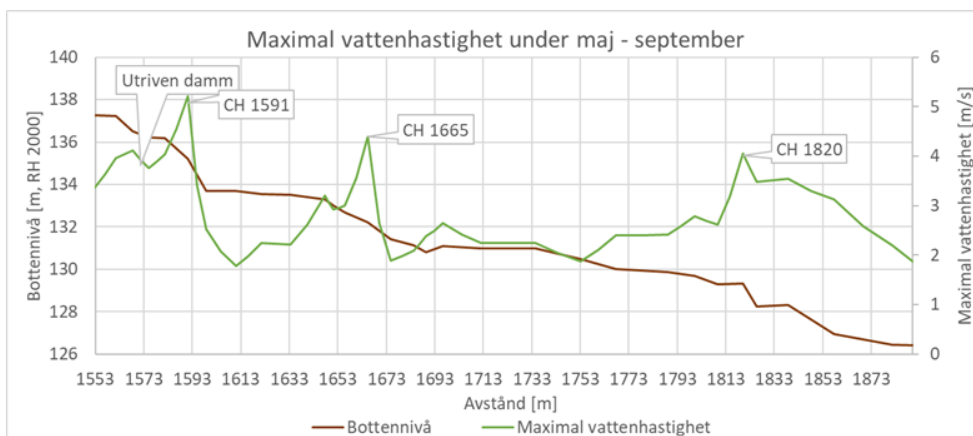
Arbetet har omfattats av upprättandet av en hydraulisk vattendragsmodell som sträcker sig från ca 1,5 km uppströms kraftverket till ca 3,2 km nedströms kraftverket. Beräkningar har utförts för att undersöka de framtida strömningsförhållandena som kan tänkas råda efter det att utrivningen av kraftverket har genomförts.

Utifrån den hydrauliska modelleringen har en bedömning av fiskvandring efter utrivning av kraftverket genomförts. Nedan presenteras modellerade vattenhastigheter och vattendjup vid maximalt flöde (49 m³/s), medelvattenföring (12 m³/s) samt medellågvattenföring (2,5 m³/s) (Figur 3-Figur 8). Modellerna utgår mellan maj-september då fiskvandring sker (se kapitel 3.1). Vattenhastigheterna samt vattendjup är ett medelvärde av hela strömningsarean, hastigheterna samt djup kan vara både lägre och högre längs med de olika sektionerna.

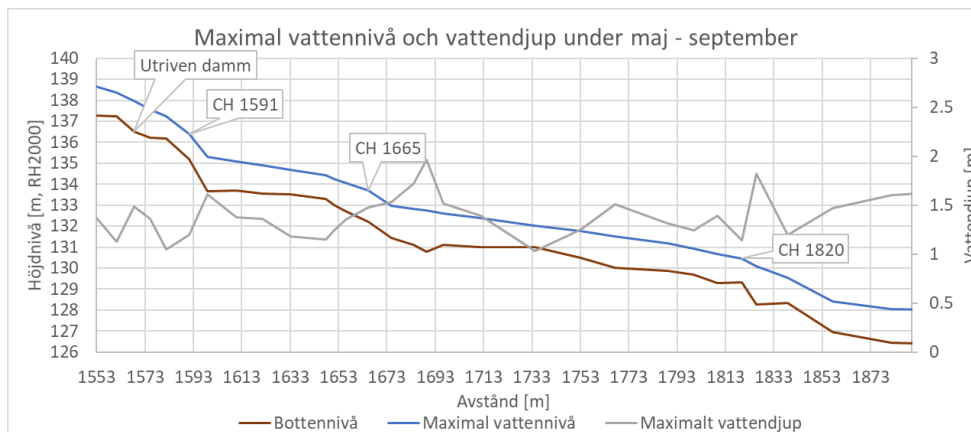
Det är särskilt vid tre sektioner som vattenhastigheterna ökar: CH 1591, CH 1665 samt CH 1822 (Figur 2). Ökningen i vattenhastighet på dessa tre platserna är i direkt korrelation med skarpare bottenlutningen mellan uppströms- och nedströmsliggande tvärsektioner.



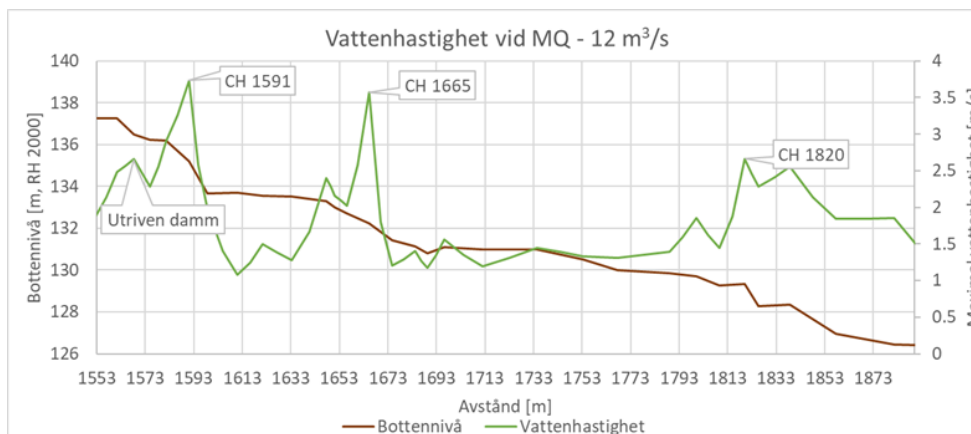
Figur 2. Spillfåran i plan där tvärsektionen vid den utriven dammen samt de tre tvärsektionerna med högre vattenhastigheter är markerade med turkos färg.



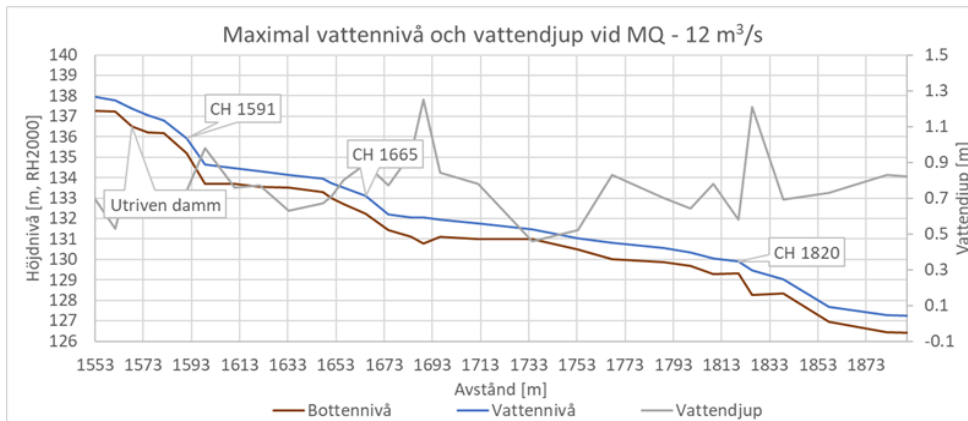
Figur 3. I spillfåran beräknas de maximala vattenhastigheterna uppgå till 1,8 – 5,2 m/s och beräknas inträffa i samband med högre flöden ($49 \text{ m}^3/\text{s}$) i början av maj. Figuren redovisar en vattenhastighetsprofil av spillfåran där grön linje representerar beräknade maximala vattenhastigheter och brun linje representerar lägsta bottennivå.



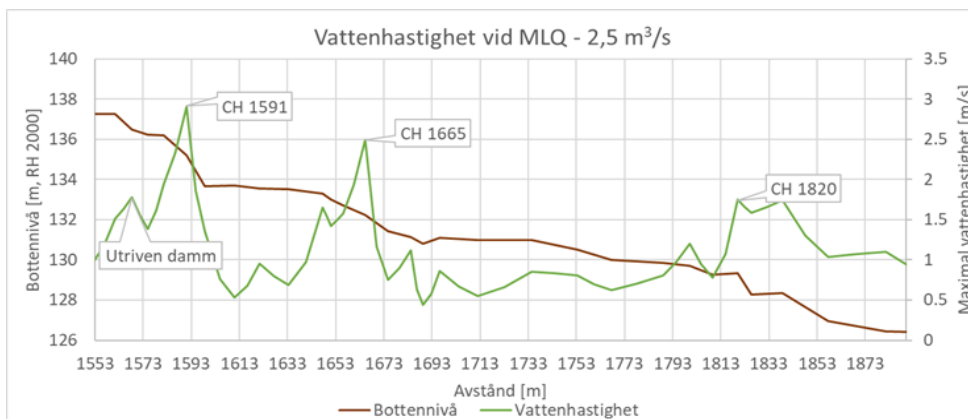
Figur 4. Maximala vattendjup i spillfåran uppgår till 1 – 2 m. Figuren redovisar beräknade maximala vattennivåer (blå linje) tillsammans med lägsta bottennivå (brun linje) längs med spillfåran. Det beräknade maximala vattendjupet redovisas med grå linje.



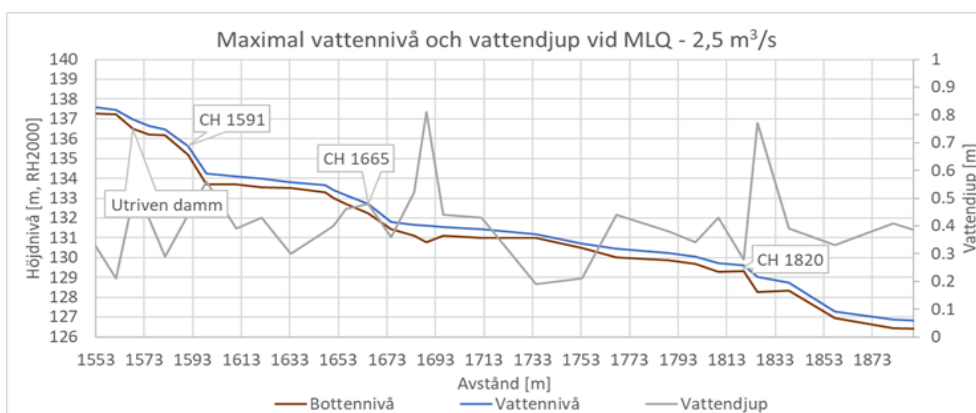
Figur 5. Vattenhastigheter vid medelvattenföringen (12 m³/s). I spillfåran beräknas vattenhastigheterna uppgå till 1,1–3,7 m/s. Figuren redovisar en vattenhastighetsprofil av spillfåran där grön linje representerar beräknade maximala vattenhastigheter och brun linje representerar lägsta bottennivå.



Figur 6. Vattendjupen vid medelvattenföringen ($12 \text{ m}^3/\text{s}$). Beräknade vattennivåer redovisas med blå linje tillsammans med lägsta bottennivå (brun linje) längs med spillfåran. Det beräknade vattendjupet redovisas med grå linje. I spillfåran beräknas vattendjupen uppgå till 0,5–1,3 m.



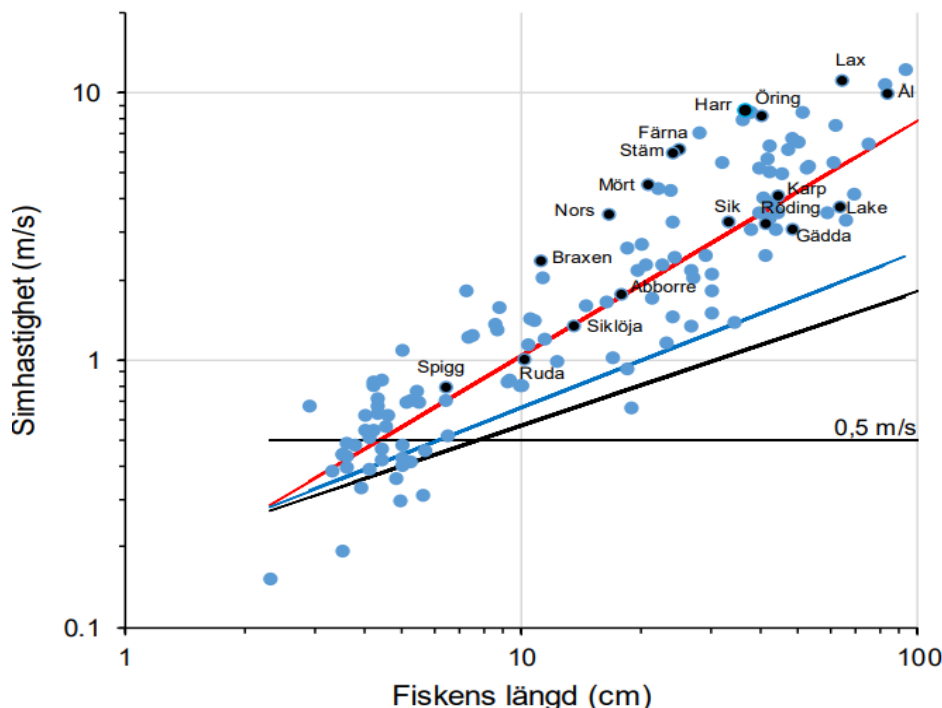
Figur 7. Vattenhastigheter vid medellågvattenföringen ($2,5 \text{ m}^3/\text{s}$). I spillfåran beräknas vattenhastigheterna uppgå till 0,4–2,9 m/s. Figuren redovisar en vattenhastighetsprofil av spillfåran där grön linje representerar beräknade maximala vattenhastigheter och brun linje representerar lägsta bottennivå.



Figur 8. Vattendjupen vid medellågvattenföringen ($2,5 \text{ m}^3/\text{s}$) i spillfåran. Beräknade vattennivåer redovisas med blå linje tillsammans med lägsta bottennivå (brun linje) längs med spillfåran. Det beräknade vattendjupet redovisas med grå linje. I spillfåran beräknas vattendjupen uppgå till 0,2–0,8 m.

2.3 Simhastigheter

Information kring olika fiskarters specifika simförmågor erhölls via Havs- och vattenmyndighetens "Vägledning för fisk- och faunapassager" (HaV 2021), sammanfattade i Figur 9. Maximal kritisk simhastighet motsvarar den hastighet när fisken avbryter simningen mot strömmen i försök där vattnets strömhastighet ökas successivt.



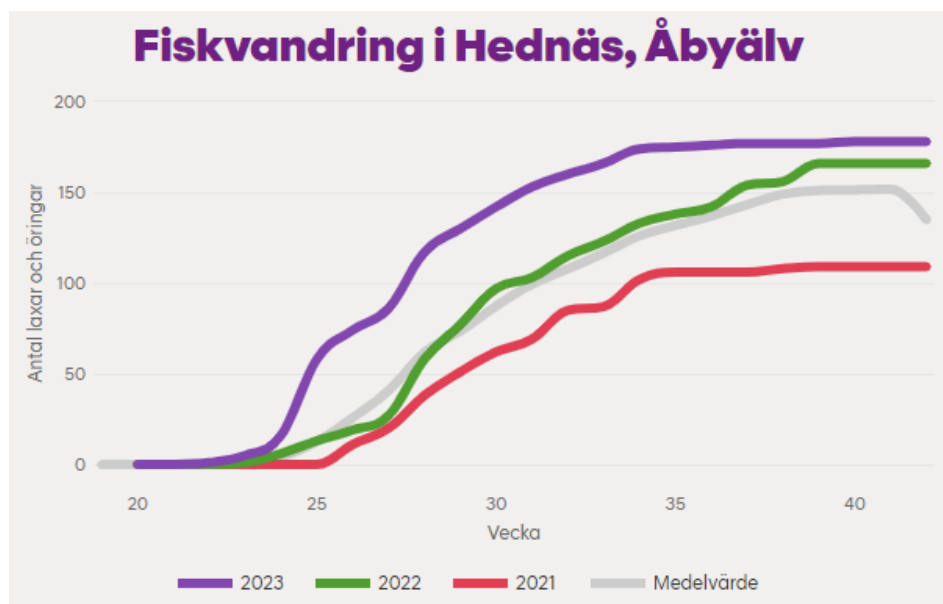
Figur 9: Uppmätt maximal kritisk simhastighet för 127 fiskarter, svenska fiskarter markerade med svart prick och artnamn. Simhastigheten (m/s) visas på y-axeln och fiskens längd visas på x-axeln. (Från Havs- och vattenmyndighetens hemsida HaV (2021).

Fiskars simkapacitet kan utifrån referenser i Gui m.fl. (2014) indelas i de fem klasserna: 1) Optimal simhastighet (utan speciell ansträngning), 2) Maximal konstant hastighet, 3) Kritisk hastighet, 4) Maximal kortsiktig hastighet, samt 5) Absolut maximal sprinshastighet. Den maximala sprinshastigheten kräver en anaerob process och kan normalt bara pågå i 15-20 sekunder, beroende på vattentemperatur. Som Gui m.fl. (2014) anger är denna hastighet "the Burst Swimming Speed (BSS)" skattade till en övre gräns av ca 10 kroppslängder per sekund (body lengths per second, BL/s) för ett flertal fiskarter. Dock är BSS beroende på varaktigheten av simsprinten som minskar exponentiellt med tid och ökar med fiskens storlek i absoluta tal (cm/s), men minskar i relativa tal vad gäller kroppslängd i relation till simkapacitet (BL/s).

3 Resultat och diskussion

3.1 Fiskvandring efter utrivning av Hednäs kraftverk

Den nuvarande fisktrappan vid Hednäs kraftverk är i drift under 15 maj – 15 oktober med ett flöde på ca 0,5 m³/s. Från och med 2008 finns det i fisktrappans övre del en fiskräknare installerad med filmkamera vilket gör det möjligt att skilja på lax och öring. Figur 10 visar att fiskvandringen för lax och öring vid Hednäs påbörjas mellan vecka 23–25 och avslutas omkring vecka 39–40 (Skellefteå Kraft 2023). Utifrån detta framgår att fiskvandringen vid Hednäs främst sker från mitten av juni till slutet av september.



Figur 10. Diagram över fiskvandring i Hednäs. Där y-axeln presenterar antal laxar och öringar och x-axeln visar vecka. Lila linje representerar 2023, grön linje 2022, röd linje 2021 och den grå linjen visar medelvärdet (Skellefteå Kraft 2023).

Den hydrauliska modelleringen visar att de maximala vattenhastigheterna (1,8–5,2 m/s) beräknas inträffa i samband med högre flöden i början i maj. Utifrån detta görs bedömningen för fiskvandring i avseende strömhastighet och vattendjup under medelvattenföring (MQ) och medellågvattenföring (MLQ).

Baserat på den hydrauliska modelleringen samt information om fiskar simkapacitet följer nedan en bedömning om fiskvandring i spillfåran efter utrivning av Hednäs kraftverk.

3.1.1 Fiskvandring avseende strömhastigheter

Vid MQ har vi modellerade strömhastigheter om 1,1–3,7 m/s. Det största hastigheterna syns vid CH 1591, CH 1665 samt CH 1822 (Figur 2). Sträckorna dessa toppar i strömhastighet utgör är relativt korta i avstånd (10–20m) (Figur 5). Vid MLQ är de modellerade strömhastigheterna 0,4–2,9 m/s. Återigen återfinns de största hastigheterna vid CH 1591, CH 1665 samt CH 1822 (Figur 2). Sträckorna där toppar i strömhastighet sker är av liknande avstånd som för MQ (Figur 7).

Enligt Figur 9 kan man utläsa att de bedömda målarterna lax, öring och ål med en längd om 30–40 cm har en maximal kritisk simhastighet på ca 4 m/s och större lax och öring på över 7 m/s. Större individer av de bedömda målarterna (<30-40cm) bedöms därav kunna passera de tre strömsträckorna både vid MQ och MLQ. Genom återställning av spillfåran och anpassningar för att skapa viloområden torde strömhastigheterna kunna minska ytterligare genom ett ökat mannings tal (strömningsmotstånd).

För fiskars nedströmsvandring bedöms inte forsarna utgöra något vandringshinder. Forsarna kan ha en mindre påverkan genom en kortare fördröjning av nedströmsvandrade fisk som kan bromsa och undviker grunda trösklar, höga vattenhastigheter och ljud av fallande vatten.

Bedömningen blir med grund av ovannämnda information att strömhastigheten inte bedöms utgöra ett problem för fiskvandring för de bedömda målarterna efter utrivning av Hednäs kraftverk.

3.1.2 Fiskvandring avseende vattendjup

Vattendjupet vid MQ beräknas uppgå till mellan 0,5–1,3 meter (Figur 6). Vattendjupen vid de tre forssträckorna som förväntas uppstå varierar mellan 0,6–0,9m. Vattendjupet vid MLQ beräknas uppgå till 0,2–0,8m, vid de tre förväntade forssträckorna beräknas djupet variera mellan 0,3–0,4m.

Generellt rekommenderas att vattendjupet i en fiskväg bör vara minst 2.5 gånger fiskens kroppshöjd. För stor laxfisk innebär det ett djup på ca 60 cm. Utifrån detta görs bedömningen att det kan krävas biotopåtgärder i spillfåran i syfte att skapa djupare partier för att återskapa naturlig fiskvandring i avseende på vattendjup, särskilt vid låga flöden.

3.2 Effekter vid dammutrivning

En dammutrivning leder generellt till att allt vatten passerar via den tidigare fåran, detta förväntas gynna strömlevande fiskarter genom att en naturlig strömsträcka återskapas. Sjölevande arter kan dock missgynnas (Degerman m.fl. 2013). Lekmiljöer, vilka ofta är lokaliserade uppströms vandringshindret tillgängliggörs vid en utrivning (Gustafsson m.fl. 2013). I en litteratursammanställning av Pess m.fl. (2014) dras slutsatsen att ett flertal diadroma fiskarter relativt snabbt har förmågan att återkolonisera tillkomna habitat i vattendrag, även om responsen bedöms vara artspezifisk. Vidare så redovisas i Kemp & O'Hanley (2010) flertalet studier som efter utrivning av dammar påvisat stora förbättringar i populationer av olika fiskarter.

I ett långsiktigt perspektiv förväntas en dammutrivning kunna återskapa ett vattendrag med sin naturliga karaktär, tidigare studier visar dock att utrivningen i sig kan utgöra en störning för biotan (Renöfält m.fl. 2012). Även om dammutrivningar oftast anses gynna ett flertal komponenter i vattensystemen kan de negativa effekterna relaterade till ökade grumlig och sedimentation ibland vara åtminstone kortsiktigt skadlig (ICF 2005).

I synnerhet riskerar bottenlevande fauna i nedströmsbelägna områden att utsättas för negativa effekter i samband med en dammutrivning. Sediment som ackumulerats uppströms dammen spolas nedströms vilket kan leda till sämre syreförhållanden, minskad koncentrationen av klorofyll samt begrava bottenlevande organismer (Renöfält m.fl. 2012 och Carlson m.fl. 2017). I sambandet noteras att det råder begränsningar i kunskapen på hur dessa

organismer kan påverkas vid en damutrivning och olika studier visar på varierande resultat. Överlag noteras dock att eventuella negativa effekter vanligen är övergående inom något år efter en damutrivning (se t.ex. Renöfalt m.fl. 2012 och Carlson m.fl. 2017). En studie av Thomson m.fl. (2005) visade på att den negativa effekten på bottenlevande organismer och kiselalger kvarstod ett år efter utrivning. Enligt Carlson m.fl. (2017) bedöms att en återhämtning av bottenlevande organismer förväntas ske inom 15–20 månader och avgörs av avrinningsområdets storlek samt karaktär.

Även lax och öring kan komma att påverkas negativt av grumling och sedimentation som uppstår vid damutrivning. Detta då sedimentation av nedströmsliggande lek- och uppväxtområden kan leda till en minskning av vattenomsättningen vid bottarna vilket i sin tur kan påverka syrehalten. Detta kan resultera i en reducering av de laxartade fiskarnas ägg- och/eller yngelöverlevnad (Rivinoja & Larsson 2000 och Larsen m.fl. 2009).

Sammantaget kan man vid en utrivning av Hednäs kraftverk förvänta sig en ökad vandring för diadroma fiskarter och därmed en ökad reproduktionsförmåga i Åbyälven för de bedömda målarterna. Detta då en utrivning innebär att fler individer bedöms kunna nå uppströmsliggande lekområden och habitat. Att notera är att det kan vara svårt att konkret förutsäga vad som händer biologiskt i samband med utrivning av dammar då dammens tidigare funktion som sedimentations-bassäng upphör vilket kan leda till en ökad frisättning av sediment, som i sin tur kan påverka biotan nedströms. Det bör därav införas skyddsåtgärder vid utrivning för att i den möjligaste mån minska den negativa påverkan som kan ske i samband med utrivning av dammar.

3.3 Biotopåtgärder av habitat

Vid Hednäs kraftverk har rensningar av älvens botten genomförts nedanför dammens utskov, ned mot utloppskanalens mynning, varför en återställning bedöms vara nödvändig för att återskapa ett mer naturligt habitat. Förslagsvis återförs stenmaterial till fors-området från omgivande stränder, samt kan tillförsel natursten- och grusmaterial ske.

Fåran föreslås åtgärdas så att en naturlig strömvattenmiljö återskapas och dess bottenstruktur bör anpassas så att mindre vilopooler för uppvandrande fisk skapas i ström-området. Exempelvis sker detta genom fyllning av sten och block med dimensioner omkring 300 – 1200 mm i diameter. Vidare föreslås att naturgrusdepåer läggs ut på lämpliga platser av en dimension på ca 20-150mm. Naturgruset kommer sedan fördelas av vattnet. Vid biotopåtgärdsinsatser bör ett tillräckligt vattendjup säkerställas även vid lägre flöden (se kapitel 3.1.2).

3.4 Skyddsåtgärder i samband med utrivning

Vid utrivning av Hednäs bedöms att grumling och sedimentation kan orsaka vissa negativa effekter på fauna belägen närmast nedströms kraftverket. Om bedömningen görs att det förekommer rikligt med sediment föreslås användning av siltgardin vid utrivning för att minska grumligheten i området nedströms. Suspenderade partiklar förväntas i hög grad sedimentera vid siltgarden varmed nedströmsliggande älvsträckor förväntas bli opåverkade av en förhöjd sedimentation.

Tidsaspekten är även en viktig faktor vid utrivning av kraftverket, detta för att inte grumling och sedimentation ska ske över en längre tidsperiod. Akvatisk fauna i Norrland är dock välanpassad till hög grumling vid framförallt vårflood och höstregn (Rivinoja & Larsson 2000). Utrivning som medför grumling föreslås trots detta under en så kort tidsperiod som möjligt. Vidare föreslås att arbete i eller i direkt anslutning till vattendraget bör, med hänsyn till grumling, inte ske under perioder av höga flöden vilket regelbundet inträffar under våren. Samtidigt bör kraftigt bullrande arbeten begränsas under laxens och öringens viktigaste uppvandringsperiod under sommar.

Arbete i vatten är vanligtvis enklast att utföra under perioden med låga vattenflöden. Detta inträffar i Åbyälven normalt vintertid, vilket innebär att effekterna av grumling, alltså transporten av partiklar, är som lägst under denna period. Därmed kan det motiveras att arbeten genomförs under vintern, vilket i kombination med skyddsåtgärder leder till att en ökad grumling minimeras.

4 Referenser

Carlson, P.E., Donadi, S. & Sandin, L. 2017. Responses of macroinvertebrate communities to small dam removals: Implications for bioassessment and restoration. *Journal of Applied Ecology*. (55), 1896–1907.

Degerman E, Calles O, Näslund I & Wickström H. 2013. Påverkan på strömlevande fisk av anlagda lugnvatten Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndigheten Rapport 2013:15, ISBN 978-91-87025-40-2. 20 p.

EKOM (Lundström P). 2014. Hednäs krv - bedömning av referensförhållande avseende möjlighet till uppströms fiskvandring. Hörnefors: EKOM.

Gui F, Wang P & Wu C. 2014. Evaluation approaches of fish swimming performance. *Agricultural Sciences* 5(2), 106-113.
<http://dx.doi.org/10.4236/as.2014.52014>

Gustafsson, S., Österling, M., Skurdal, J., Schneider, L.D & Calles, O. 2013. Macroinvertebrate colonization of a nature-like fishway: The effects of adding habitat heterogeneity. *Ecological Engineering: The Journal of Ecosystem Restoration*. (345).

HaV. 2021. Havs och vattenmyndighetens vägledning för fisk-och faunapassager. Tillgänglig 2022-10-11 på:
<https://www.havochvatten.se/vattenkraft-och-arbete-i-vatten/vattenkraftverk-och-dammar/miljo--och-skyddsatgarder/vagledning-for-fisk--och-faunapassager/utformning-av-passagelosningar.html#MalarterFiskinformation>

ICF 2005. A Summary of Existing Research on Low-Head Dam Removal Projects. ICF Consulting, 33 Hayden Ave. Lexington, MA 02421 USA 781/676-4000. In association with Woodlot Alternatives, Inc. September, 2005. Report for NCHRP Project 25-25, Task 14, National Cooperative Highway Research Program, Transportation Research Board. 179 p.

Larsen, S., Vaughan, I. P., & Ormerod, S. J. 2009. Scale-dependent effects of fine sediments on 41 temperate headwater invertebrates. *Freshwater Biology*, 54: 203-219.

Länsstyrelsen Västerbotten. 2022. Nulägesbeskrivning Åbyälvens provningsgrupp – Underlag till samverkan inför provning enligt nationella planen (NAP).

Kemp PS & O'Hanley JR. 2010. Procedures for evaluating and prioritising the removal of fish passage barriers: a synthesis. *Fisheries Management and Ecology*, 17, 297–322.

Naturvårdsverket. 2009. Markavvattning och rensning – handbok för tillämpningen av bestämmelserna i 11 kapitlet i miljöbalken. Hämtad 2022-10-12 från: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-0163-6.pdf?pid=2590>

Pess, G. R., Quinn, T. P., Gephard, S. R., & Saunders, R. 2014. Re-colonization of Atlantic and Pacific rivers by anadromous fishes: linkages between life history and the benefits of barrier removal. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24(3), 881-900.

Renöfält, B. M, Lejon, A.G.C, Jonsson, M & Nilsson, C. 2012. Long- term taxon-specific Responses of macroinvertebrates to dam removal in a mid- sized Swedish stream. River Research and Applications. (29), 1082–1089.

Rivinoja P. & S. Larsson 2000. Effekter av grumling och sedimentation på fauna i strömmande vatten- En litteratursammanställning. Department of Aquaculture, SLU (Swedish University of Agricultural Sciences), 901 83 Umeå. 49 sidor.

Skellefteå Kraft. 2022. Fiskvandring. Hämtad 2022-10-12 från:
<https://www.skekraft.se/om-oss/verksamhet/vattenkraft/fiskvandring/>

SMHI. 1928. Förteckning över Sveriges vattenfall. Utgifen av Kungl. Vattenfallstyrelsen och statens meteorologiska-hydrografiska anstalt. 17. Åbyälv. Stockholm Kungl. Boktryckeriet. P. A. Norstedt och sönder 1928.

Sweco. 2022. PM - Musselinventering – Hednäs kraftverk.