



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 21022

Examensarbete 30 hp

September 2021

Konsekvenser av en avsänkning av Dragby kvarndamm i Björklingeån

Gustaf Dahlstrand

REFERAT

Konsekvenser av en avsänkning av Dragby kvarndamm i Björklingeån

Gustaf Dahlstrand

I Sverige finns i dagsläget närmare 10 000 dammar i våra vattendrag. Dammar som har varit en viktig del i den svenska historien men som nu utgör ett hot mot att uppsatta miljömål nås. Dammarna fragmenterar effektivt vattendragen då de utgör vandringshinder för fisk och andra vattenlevande organismer.

På senare tid har problemen som dessa dammar skapat blivit högre prioriterat av myndigheter och beslutsfattare. För att uppnå EU:s miljökvalitetsnormer krävs åtgärder vid i stort sett samtliga av Sveriges dammar. Vid vissa av dessa får naturen kompromissa och fiskvägar av olika slag tas i anspråk. Total utrivning av dammar är i Sverige fortfarande en ovanlig åtgärd men som börjar få spridning. Utrivning har visat sig vara det mest ekonomiska alternativet samtidigt som det bästa för miljön då det återställer inte bara konnektiviteten utan även vattendragets naturliga geomorfologiska processer och flödesdynamik.

I denna studie har konsekvenserna av en avsänkning av Dragby kvarndamm i Björklingeån undersökts. Studien har genomförts genom att sammanväga data från biotopkartering, elfiske samt en hydraulisk modellering i HEC-RAS. Den hydrauliska modelleringen visade hur flödesförhållanden och fallhöjd kommer fördela sig vid en potentiell avsänkning av Dragby kvarndamm. Till sammans med övriga undersökningar kunde en sammanvävd bild av konsekvenserna av en avsänkning formas. Vid en avsänkning kommer vattenytan sänkas med 1-1,7 m och inga nya strömsträckor kommer att bildas. Trots detta tyder elfisket och biotopkarteringen på att en avsänkning kommer att gynna arter som till exempel lake. En avsänkning kan därav bidra till ökad ekologisk status i Björklingeån.

Nyckelord: HEC-RAS, vandringshinder, konnektivitet, batymetri, hydraulisk modellering, elfiske, biotopkartering, avsänkning

Institutionen för ekologi och genetik, Uppsala universitet, Norbyvägen 18D, 752 36 Uppsala, Sverige. ISSN 1401-5765.

ABSTRACT

Consequences of a removal of the Dragby mill dam in the river Björklingeån

Gustaf Dahlstrand

Sweden is a country revolved around different types of water. With a coastline stretching around a big part of the country. The Baltic sea which is fed with so much fresh water that it classifies as a brackish sea. The fresh water from Sweden originates from almost 100 000 lakes and nearly 30 000 rivers and streams. However, these different waterways are heavily impacted by approximately 10 000 artificial dams. Dams that for example block fish from migrating to their spawning grounds.

In the last couple of years, the problems revolving around dams have been put higher up on the agenda of politicians and authorities. Significant efforts need to be made to be able to reach the goals of the European Water Framework Directive. Those efforts include building different kinds of fish passage solutions around dams, but also removing dams that no longer have a purpose. Dam removal is often the most cost-effective solution and at the same time the one with most ecological benefits.

In this study, the consequences of a removal of the Dragby mill dam have been investigated. The study have been done by collecting and combining data from habitat assessment, electrofishing and hydraulic modeling in HEC-RAS. The hydraulic modelling showed that the water level upstream of the dam will decrease with approximately 1-1.5 m if the dam is removed. Simulated water velocities indicate that no rapids and stream habitat suitable for trout will immerse if the dam is to be removed. Nonetheless, the combined information suggests that a dam removal would most likely benefit other species such as the threatened burbot. Therefore, a removal of Dragby mill dam could result in a ecological boost for river Björklingeån.

Key words: HEC-RAS, fish passage, dam removal, electrofishing, habitat assessment, hydraulic modelling

Department of Ecology and Genetics, Uppsala University, Norbyvägen 18D, 752 36 Uppsala, Sweden. ISSN 1401-5765.

FÖRORD

Detta examensarbete avslutar min utbildning på civilingenjörsprogrammet Miljö och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Det omfattar 30 högskolepoäng och har utförts på Tyréns AB.

Jag vill först och främst tacka min handledare Anders Larsson på Tyréns AB. Som trots en rådande pandemi varit väldigt engagerad i projektet och varit en ovärderlig medhjälpare vid mina fältmätningar och elfiske. Jag vill även tacka min ämnesgranskare Peter Eklöv på Uppsala universitet som förutom sin expertkunskap varit väldigt behjälplig med allt från fältutrustning till administrativa problem.

Slutligen vill jag även sända ett stort tack till Joel Cronander och Mohammadreza Alavimoghaddam som hjälpt mig så fort jag stött på problem med databehandling och modellering.

November 2020

Gustaf Dahlstrand

Copyright © Gustaf Dahlstrand, Institutionen för ekologi och genetik

Uppsala universitet.

UPTEC W 21022, ISSN 1401-5765

Digitalt publicerad i DiVA, 2021, genom institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet. (<http://www.diva-portal.org/>).

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Sveriges vattendrag har över de senaste århundradena genomgått dramatiska förändringar i dess utseende. Ett av de viktigaste stegen inom den industriella revolutionen var byggandet av dammar för att möjliggöra drift av kvarnhjul och sedermera energiproduktion. Det innebar även ett av de största negativa ingreppen som vidtagits i våra vattendrag. I dagsläget uppgår antalet dammar till närmare 10 000. Dessa dammar fungerar som barriärer i vattendragen. Barriärer som stoppar fisk från att ta sig till sina fortplantningsområden.

Åtgärdande av dessa barriärer har kommit högre upp på agendan under de senaste åren och är en viktig del i att uppnå de högt uppsatta internationella samt nationella miljömålen. Därför krävs det åtgärder vid i stort sett samtliga av Sveriges dammar. Vid de dammar som fortfarande har en viktig funktion som till exempel energiproduktion eller höga kulturvärden får naturen ofta kompromissa och fiskvägar av olika slag tas i anspråk. Total utrivning av dammar är i Sverige fortfarande en ovanlig åtgärd men som börjar få spridning. Utrivning har visat sig vara det mest ekonomiska alternativet samtidigt som det bästa för miljön.

I denna studie har konsekvenserna av en avsänkning av Dragby kvarndamm i Björklingeån undersökts. Björklingeån utgör ett biflöde till Fyrisån där åtgärder för att skapa fria vandringsvägar genomförts i etapper sedan 2008. Åtgärdande av Dragby kvarndamm är ett naturligt nästa steg i målet att återskapa dessa i Fyrisåns avrinningsområde. Studien har genomförts genom att sammanväga data från olika mätningar. En undersökning av Björklingeåns miljöer har utförts. Så kallat elfiske har även bedrivits vilket är en metod för att undersöka fiskbeståndets status på en begränsad sträcka av ån. En hydraulisk modell i programmet HEC-RAS togs fram för att simulera hur flödesförhållanden och fallhöjd kommer fördela sig vid en potentiell avsänkning av Dragby kvarndamm. Dessa mätningar har sedan sammanvägts för att få en samlad bild av konsekvenserna av en avsänkning.

Resultatet från den hydrauliska modelleringen visar på att en avsänkning av Dragby kvarndamm kommer innebära en sänkt vattennivå på 1-1,5 m i den tidigare dämnda ytan. Det går även att konstatera att det ej kommer bildas några strömsträckor på de första 700 m uppströms platsen för dagens damm. Elfisket vid Dragby kvarn gav endast tre fångade arter men med ett högt antal fångade lakar och stensimpor. En avsänkning av dammen skulle inte skapa mer habitat för strömlevande arter som stensimpa och öring men den rödlistade laken skulle

få bättre förutsättningar för sin fortlevnad. En avsänkning av Dragby kvarndamm skulle bidra i arbetet med att skapa fria vandringsvägar i Fyrisåns avrinningsområde och vara en positiv miljöåtgärd.

Innehåll

1	INLEDNING	1
1.1	Syfte	2
2	MATERIAL OCH METODER	3
2.1	Områdesbeskrivning	3
2.1.1	Dragby kvarn	6
2.2	Biotopkartering	7
2.3	Elfiske	8
2.4	Modellering	10
2.4.1	Batymetri	10
2.4.2	Flödesdata	11
2.4.3	Inmätning av höjder	12
2.4.4	Mannings koefficient	12
2.4.5	HEC-RAS	13
3	RESULTAT	15
3.1	Biotopkartering	15
3.1.1	Biotopkartering uppströms Dragby kvarndamm	15
3.1.2	Biotopkartering nedströms Dragby kvarndamm	20
3.2	Elfiske	24
3.3	Modellering	25
3.3.1	Batymetri	25
3.3.2	Mannings koefficient	26
3.3.3	Vattennivåer	27
3.3.4	Vattenhastigheter	29
4	DISKUSSION	35
4.1	Hydrologiska effekter av en avsänkning	35
4.2	Biologiska effekter av en avsänkning	37
4.3	Felkällor	39
5	SLUTSATS	40
	Källor	41
5.1	Bilagor	43
5.1.1	Appendix A	43
5.1.2	Appendix B	47

Ordlista

Avrinningsområde: Det område som utifrån topografin avvattnas genom samma vattendrag

Batymetri: Terrängens fysiska form under vatten

Elfiske: En metod att bedöma fiskbeståndets status på en viss sträcka av ett vattendrag

Fiskväg: En konstgjord passage som möjliggör för vattenlevande organismer att passera ett hinder i vattendraget

Habitat: Ett område som utifrån dess fysiska utseende utgör livsmiljö för en viss art

Hydrologi: Läran om vattnets kretslopp och rörelser

Konnektivitet

Vandringsbarheten i vattendraget för vattenlevande organismer

Mannings koefficient: Ger en värde på friktionen som vattendragets botten ger på flödet

Medelhövvattenföring: Medelvärde av högsta genomsnittliga vattenföring under ett år

Medellågvattenföring: Den i genomsnitt lägsta vattenföringen under ett år

Medelvattenföring: Medelvärde av lägsta genomsnittliga vattenföring under ett år

Vandringshinder: Ett hinder i vattendraget som stoppar vattenlevande organismer från att passera

Vattenföring: Mått på den mängd vatten som passerar ett tvärsnitt av ån under en viss tidsenhet

1 INLEDNING

I Sverige finns idag cirka 2100 vattenkraftverk. Studier visar att det totala antalet dammar uppgår till närmare 10 000 (SMHI 2020b). Många av dessa dammar har haft ett viktigt syfte vid någon tidpunkt i historien, från flottningsverksamheten i de norrländska vattendragen till drivande av kvarnhjul och numera energiproduktion. Merparten av dessa verksamheter är dock avslutade sedan länge. Dock har dammarna blivit kvar på många platser trots att verksamheten stoppats (Nilsson 2007). Idag ses andra värden i dammarna än vad som från början var tanken. Rekreativa värden finns ofta i vattenspeglarna i form av badplatser och liknande. I vissa välbevarade dammar finns också höga kulturvärden som är skyddade enligt lag. Emellertid skapar dammar miljöproblem då vattnet i dammarna värms upp snabbt vilket påverkar kallvattensarter nedströms negativt. De naturliga geomorfologiska processerna med t.ex. transport av sediment hindras effektivt (Pizzuto 2002). Måhända det mest omtalade problemet är att de dammar som byggts skapar vandringshinder för limniska organismer som t.ex. fiskarterna lax och ål som är i behov av att kunna vandra fritt mellan hav och sötvatten för sin reproduktion och uppväxt (Degerman och Näslund 2017). Detta var något som uppmärksammades redan på 1400-talet då dåvarande kung Gustav Vasa beslutade om den sk. kungsådran, vilket innebar att en del av åns fåra måste hållas öppen för att inte hindra fiskens vandring uppströms (Kraft 2015).

Idag är vandringshinder ett vida känt problem i samband med dammar, men åtgärdandet av dessa har varit lågt prioriterat av ägare då det ofta medför stora kostnader. De åtgärder som gjorts i svenska vattendrag för att skapa fria vandringsvägar har historiskt mest handlat om att bygga fiskvägar förbi dammarna. Dessa har traditionellt bestått av rent tekniska konstruktioner men har på senare år även innefattat mer naturlika varianter av typen omlöp eller inlöp (Calles, Gustafsson och Österling 2012). Gemensamt för alla dessa fiskvägar är att de sällan fungerar helt tillfredsställande. Något som kan bero på bristande lockvatten, alternativt för brant lutning. Samtidigt löser man med en fiskväg, i bästa fall, bara ett av de problemen som dammarna åsamkar. Dammar stoppar i många fall den naturliga sedimenttransporten i ett vattendrag (Bednarek 2001). Total utrivning av dammar är något som uppmärksammas som ett åtgärdsalternativ under senare år och blir ett allt vanligare tillvägagångssätt vid återställningar av vattensystem. Det har visat sig vara ett effektivt sätt att återställa, inte bara konnektiviteten, utan även vattendragets naturliga flödesdynamik och geomorfologi (Sjöstrand et al. 2018).

De flesta vattensystem i Sverige är starkt påverkade av dammar, och Fyrisåns

avrinningsområde i Mälardalen är inget undantag. Här har man i relativt lång tid arbetat med visionen ”fria vandringsvägar från Mälaren till Vendelsjön samt i tillhörande biflöden”. För att bryta den kraftiga fragmenteringen byggdes år 2007 den första fiskvägen i centrala Uppsala, och så sent som 2017 invigdes den tredje i ordningen vid Ulva kvarn norr om Uppsala. Många mälärlevande arter har gynnats men framförallt har den rödlistade landskapsfisken asp lyfts fram som den art som fått fundamentalt förbättrade möjligheter till reproduktion (Persson och Loreth 2010). Arbetet med att skapa fria vandringsvägar fortsätter nu uppströms i ett projekt finansierat av den lokala naturvårdssatsningen (LONA). I projektet ”Livet i Fyrisån” kommer flera objekt i avrinningsområdet att studeras och förstudier tas fram. Bland dem finns ett objekt som av olika anledningar kan vara aktuellt för en avsänkning. Dragby kvarn i biflödet Björklingeån.

1.1 Syfte

En avsänkning av en damm innebär, trots sina många positiva effekter som fria vandringsvägar och naturlig sedimenttransport, ofta ett stort ingrepp på den nära anslutande omgivningen i form av sänkt vattenyta och minskad vattenspegel. Därför krävs i många fall förstudier där man analyserar och försöker förutse effekterna av åtgärden. Ett sätt att försöka bedöma dessa effekter är genom att utföra en hydraulisk modellering av det dämnda området uppströms dammen. Genom att göra detta kan man dels få reda på hur långt uppströms dammen har en påverkan på vattenytan samt även få en bild av hur strömförhållandena kommer att se ut efter en potentiell avsänkning.

Syftet med examensarbetet är att utreda konsekvenserna av en avsänkning av Dragby kvarndamm i Björklingeån.

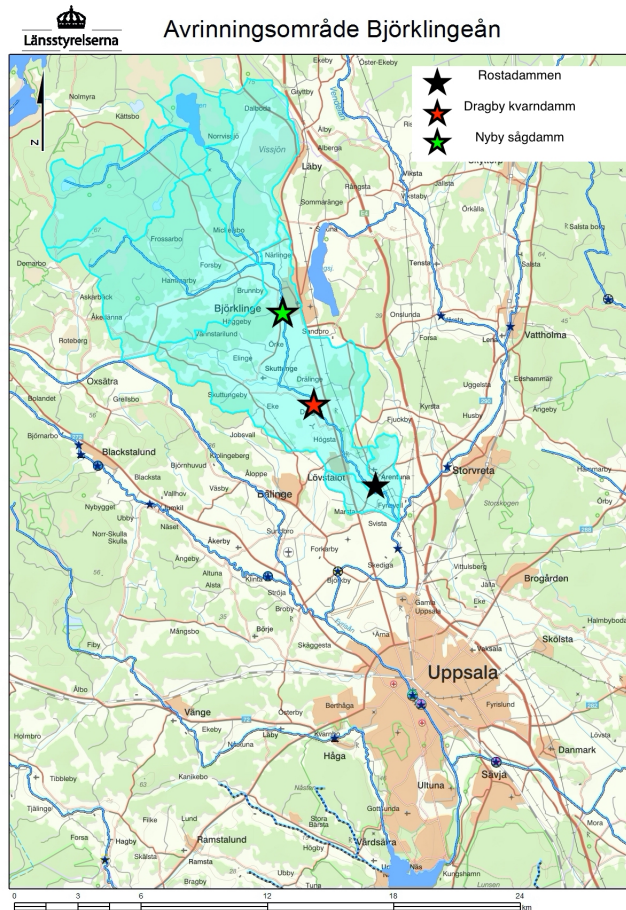
Arbetet utgick från följande frågeställningar:

1. Hur långt uppströms från dammen kommer en avsänkning ha effekt på vattennivån vid olika flödesförhållanden?
2. Hur kommer fallhöjden fördela sig och bottenstrukturen se ut efter en avsänkning?
3. Kommer en avsänkning påverka förutsättningarna för biologisk mångfald i form av ett förändrat habitat?

2 MATERIAL OCH METODER

2.1 Områdesbeskrivning

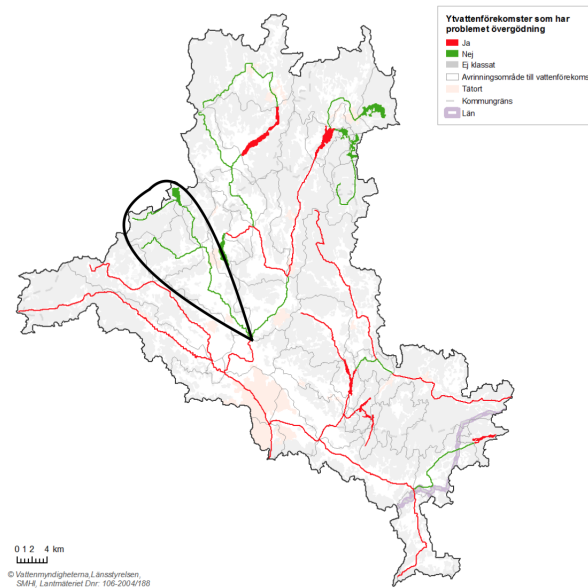
Björklingeån har sitt ursprung vid sammanflödet av två mindre tillflöden nordväst om samhället Björklinge för att sedan flyta i sydöstlig riktning innan dess mynning i Fyrisån 18 kilometer nedströms, vilket kan ses i figur 1 (VISS 2020). Fyrisån är i sin tur en del av det vidsträckta avrinningsområdet vid namn Norrström som täcker hela Mälaren och Hjälmarens avrinningsområde. Björklingeån ligger dock högt upp i avrinningsområdet varvid den endast har en medelvattenföring (MQ) på $1,01 \text{ m}^3/\text{s}$ och ett avrinningsområde på 160 km^2 vilket är 0,7 % av Norrströms totala yta på 22650 km^2 (SMHI 2020a).



Figur 1: Björklingeåns avrinningsområde inklusive utdrag från SMHI:s dammregister. Röd stjärna utgör Dragby kvarndamm och svart respektive grön stjärna representerar övriga dammar i avrinningsområdet. ©Lantmäteriet

Markanvändningen inom Björklingeåns avrinningsområde domineras av jordbruksmark med närmare 74 % täckning. Trots detta kvalificerar Björklingeån in som ett av få vattendrag inom Uppsala län som uppfyller god ekologisk status när det kommer till näringsämnen vilket åskådliggörs i figur 2. Detta på grund av adekvata kantzoner längs nästan hela dess sträckning som ger en naturlig retention av näringsämnen och skydd mot erosion (VISS 2020). Björklingeån uppvisar som många andra vattendrag inom Uppsala län upp ett högt pH-värde. Detta till största del på grund av de kalkrika jordarna som täcker Uppsalaslätten (Modig

och Hellqvist 2016).

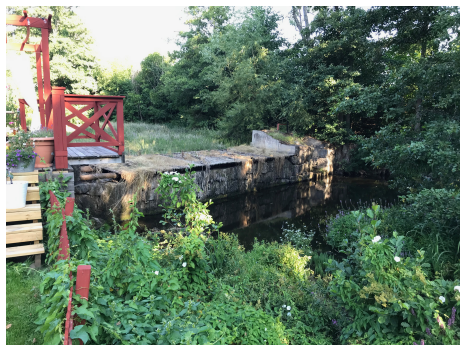


Figur 2: Vattenförekomster i Fyrisåns avrinningsområde med övergödning där Björklingeåns avrinningsområde är markerat. Vattenförekomster med grön markering har ej problem med övergödning. Röda markeringar innebär att vattenförekomsten har problem med övergödning. Bedömningen har gjorts utifrån mätvärden på totalfosfor samt kiselalger. ©Lantmäteriet

Trots god status vad gäller flera kvalitetsfaktorer klassas Björklingeån endast ha måttlig ekologisk status. Detta härstammar till största del från den dåliga konnektivitet som råder i ån. Enligt SMHI:s dammregister återfinns i dagsläget tre stycken dammar i Björklingeån som alla utgör definitiva vandringshinder för limniska organismer (SMHI 2020b). För att ån ska uppnå miljö kvalitetsnormen god ekologisk status innan rådande förvaltningsperiod har löpt ut år 2027 måste dessa åtgärdas. Liksom många andra åar i Fyrisåns avrinningsområde drabbas Björklingeåns stundtals av extrema lågvattenflöden under långa perioder utan nederbörd. De övre delarna av Björklingeåns avrinningsområde anses vara väl utdikade, vilket ytterligare försämrar åns resiliens mot låga flöden (Fyrisåns vattenförbund 2020).

2.1.1 Dragby kvarn

Dragby kvarn ligger cirka 7 km uppströms Björklingeåns mynning i Fyrisån och är det andra definitiva vandringshindret från Fyrisåns perspektiv. Kvarnen med tillhörande damm byggdes år 1854 och drevs som vattendriven mjölkvarn fram till 1900-talets mitt (Skagegaard 2019). Fram till Laga skifte år 1857 var kvarnen även samfällt ägd av byn Dragby. Idag är fastigheten privatägd och den gamla kvarnbyggnaden fungerar som bostad. Dammen har i nuläget endast som funktion att bibehålla den vattenspiegel som råder och inga ekonomiska intressen är knutna till den. Skicket på dammkroppen är varierande men rent dammsäkerhetsmässigt har den blivit godkänd (Länsstyrelsen Uppsala, personlig kommunikation, 2020). Däremot läcker dammen då vattnet vid lågflöden endast sipprar genom dammkroppen istället för att rinna över skibordet som utgör den egentliga lägsta dämmningsgränsen. Detta ses tydligt i figur 3 och 4 där dammen vid låg- respektive högflöden kan studeras. Det finns ingen känd vattendom för dammen.



Figur 3: Dragby kvarndamm vid låg- respektive högvattenföring.



Figur 4: Dragby kvarndamm vid låg- respektive högvattenföring.

Rostadammen vilken åskådliggörs i figur 1 utgör det första vandringshindret i Björklingeån från Fyrisån. Det är därav det vandringshinder som hindrar fisk från att vandra upp till Dragby kvarndamm. Upplandsstiftelsen genomförde här ett elfiske 2019 vars resultat åskådliggörs i tabell 1 (Persson och Johansson 2019). Öring var den talrikaste arten följt av stensimpa och lake.

Tabell 1: Elfiskeresultat från Rostadammen (Persson och Johansson 2019).

Art	Totalt antal
Gädda	3
Lake	10
Signalkräfta	6
Småspigg	2
Stensimpa	13
Öring	14

2.2 Biotopkartering

Om vandringshindret vid Dragby kvarndamm elimineras öppnas ca 5,5 km av Björklingeån upp för vandrande fisk. För att utröna kvaliteten på de habitat som skulle tillgängliggöras utfördes en biotopkartering av sträckan upp till nästa vandringshinder.

Biotopkartering utförs genom att gå längs vattendraget i uppströmsriktning samtidigt som ån samt dess fysiska omgivning dokumenteras via foton samt anteckningar. Det ger en översiktlig bild av åns habitat och kan användas som underlag vid framställande av åtgärdsförslag och konsekvensanalyser sådana.

Biotopkartering utförs ofta för att bedömma graden av mänsklig påverkan på vattendraget. Vanligt förekommande är att åfåran är kraftigt rensad från större substrat som block och sten. Detta är en vanlig syn i framförallt norra Sverige där man fram till mitten på 1900-talet flottade timmer i vattendragen och för att underlätta dess framfart rensades åarna på allt som potentiellt kunde orsaka en fördröjning eller stopp i dess transport (Nilsson 2007). I de södra delarna av landet härrör rensningen troligtvis från andra verksamheter såsom kvarnar eller dikningsföretag. Oavsett härkomst så leder rensningen till en minskad biologisk mångfald. Det som blir kvar efter rensning är en monoton kanal med förlorade livsmiljöer för fisk och andra vattenlevande djur. Kanaliseringen skapar i många fall en smal djup

fåra med hög vattenhastighet vilket missgynnar framförallt årsyngel av öring som kräver djup på 0-20 cm med mycket skydd i form av sten och död ved för att överleva (Søholm 2003). Vallen av rensad sten som blir kvar längs åns kant blir som en barriär mellan vattnet och strandzonen. Den del av ån som allt som oftast har den högsta biologiska mångfalden, både med avseende på djur och växtlighet. (Knudsen 2019).

2.3 Elfiske

Fiskfaunans artsammansättning och täthet i anslutning till Dragby kvarndamm undersöktes genom att utföra ett så kallat elfiske i den strömsträcka som finns direkt nedströms dammen. Denna form av provfiske är speciellt lämpad för mindre vattendrag och till skillnad mot många andra provfiskemetoder så överlever fisken. Metodiken grundar sig på att ett elektiskt fält skapas i vattnet med hjälp av likström som bedövar fisken. Det finns olika former av strömkällor där de vanligaste är en bensidrivna motor eller ett batteri (Petersson et al. 2014). Strömkällan är sedermera kopplat till ett så kallat elfiskeaggregat där strömmen anpassas efter önskemål. I det här fallet användes ett batteridrivet elfiskeaggregat av märket Smith-Rooth. Utrustningen som syns i figur 5 består utöver ett 24V batteri och ett aggregat även av en staveletrod som utgör anod samt en håv. Katoden består i sin tur av en flätad kabel som fungerar som jordning. Med hjälp av aggregatet kan man ställa in spänning samt strömstyrka. Spänningen varierar mellan 100-800 Volt och strömstyrkan vanligtvis mellan 0,2-5 Ampere. Framförallt inställs dessa utifrån konduktiviteten i vattnet som är ett mått på vattnets ledningsförmåga och anger mängden lösta joner i vattnet. I kalkrika vattendrag som Björklingeån är konduktiviteten ofta hög. Vilket föranleder att endast en låg spänning krävs.



Figur 5: Elfiske vid Dragby kvarn.

Elfisket utförs enligt en standardiserad metod som utvecklats av Naturvårdsverket (Petersson et al. 2014). Det möjliggör att man lättare kan jämföra resultat mellan olika år och lokaler. En viktig del till exempel om man önskar jämföra resultat innan och efter en åtgärd. Då elfiske är en metod som kan vara farlig både för människor och fisk innefattas den av omfattande bestämmelser och förordningar. För att få genomföra ett elfiske krävs att man genomfört en godkänd elfiskeutbildning. Vidare behövs godkännande från fiskerättsägare samt dispens från Länsstyrelsen. Då elfiske klassas som ett djuretiskt försök krävs enligt Djurskyddslagen även ett etiskt tillstånd.

Innan starten av själva elfisket väljs en lämplig sträcka av vattendraget som bör uppgå till minst 200 m² (Petersson et al. 2014). Det viktigaste är att sträckan är tillräckligt grund för att vara vadbar. Metodiken går ut på att i sick-sackmönster fiska sig uppströms genom lokalen där elfiskestaven doppas i vattnet samtidigt som strömmen slås på. Det elektriska fält som då skapas påverkar nervsystemet hos fis-

ken som tvingas simma mot anoden och slutligen bedövas. Fisken fångas då enkelt med en håv och förvaras i en hink med vatten tills fisket är avslutat. Vid ett kvantitativt fiske utförs 2-3 utfiskningar för att fånga så stor andel av fiskarna på lokalen som möjligt. Efter respektive utfiskning artbestäms samt mäts samtliga individer. Denna data redovisas i ett speciellt framtaget elfiskeprotokoll där även uppgifter om lokalens utseende tas med. Information som vattenhastighet, bottensubstrat och vegetation är vitala vid jämförelse av resultat mellan olika lokaler (Petersson et al. 2014).

Vid Dragby kvarn fiskades en lokal strax nedströms Dragby kvarndamm. Lokalen var i sin helhet 50 m lång och hade en yta på 225 m². Elfisket bestod av två utfiskningar där varje fisk mättes efter respektive omgång. Lokalens substrat bestod av sten och block i blandade dimensioner och medeldjupet låg på endast 0,2 m vid rådande lågvattenföring. Ån kantades på vänster sida av en tät ridå av olika lövträd medan höger sida utgjordes av Dragby kvarn med tomt. Det resulterade i en låg beskuggningsgrad vilket avspeglades i andelen växtlighet på lokalen i figur 5. Artikelförfattaren stod för elfisket och certifikat för godkänd utbildning finns i figur B1. Muntligt tillstånd erhöles från markägare samt dispens från länsstyrelsen i Uppsala. Muntligt tillstånd gavs även på att fiska på Sportfiskarnas etiska tillstånd genom artikelförfattarens anställning där.

2.4 Modellering

2.4.1 Batymetri

För att ta fram en hydraulisk modell över Björklingeån i anslutning till Dragby kvarndamm krävs kunskap om åns djupförhållanden, benämnt som batymetri och anger åfårans utformning i landskapet. För att få fram denna data utfördes en ekolodning av den dämde delen av ån uppströms Dragby kvarndamm. Ekolodningen utfördes från en båt utrustad med en elmotor. Mätningen gjordes i nedströms riktning i en längsgående körning i mitten av åfåran. På grund av extremt låg vattennivå i dammen kunde ekolodningen dessvärre inte göras så långt uppströms som önskat. Utifrån biotopkarteringen borde åtminstone en dubbelt så lång sträcka ekolodats för att få en bättre uppfattning om dammens påverkansområde. En låg vattennivå kombinerat med hinder i form av fällda träd tvärs över ån omöjliggjorde ytterligare ekolodning. Data på batymetrin blev därför insamlad på en 760 m lång sträcka uppströms dammen. Även på den ekolodade sträckan fanns hinder i form av träd, och därför blev sträckan i sin tur uppdelad på ett antal kortare delsträckor med korta glapp. Med hjälp av programmet Reefmaster och Civil 3D kunde sedan en sammanhängande bild av den inmätta batymetrin tas fram.

Ekolodet bestod av ett Lowrance Elite-4 HDI och ställdes in på frekvensen 83 Hz, vilket var den lägst möjliga frekvensen. Denna frekvens är anpassad till grunda vatten och har en kon med vinkel på 60 grader, till skillnad mot näst lägsta frekvens på 200 Hz med vinkeln 20 grader. Användandet av den låga frekvensen resulterade i ett mer representativt djup då mätningen därmed skedde över en större del av åns bredd än vid högre frekvenser (Hall 2015). Hur stor bredd av ån som avläses avgörs även av det aktuella djupet. Signalen från ekolodet får en upp och nedvänd form av en kon, och ett större djup ger därför en större yta som blir inmätt.

Den loggade ekolodsdatan lagrades på ett micro SD-kort och kunde sedan överföras till en dator. Datan efterbehandlades i programmet Reefmaster där interpolering av batymetrin kunde göras för att fylla igen glappen samt få en bild av djupet i hela dammytan.

2.4.2 Flödesdata

Flödesinformation för Björklingeån hämtades från SMHI:s Vattenwebb. Datan utgörs av modellerade värden från den hydrologiska modellen HYPE (SMHI 2020c). Värdena för medellågvattengöring (MLQ), medelvattenföring (MQ) samt medelhög-vattenföring (MHQ) var de som användes vid modelleringen i HEC-RAS.

Tabell 2: Modellerade flöden i Björklingeån med HYPE-modellen (SMHI 2020c).

Flödestyp	Vattenföring [m^3/s]
MHQ	6,43
MQ	1,01
MLQ	0,13

Bedömningen av strömförhållanden längs sträckan gjordes genom att dela in dessa enligt mallen för biotopkartering av vattendrag (Hallden, Liliegren och Lagerkvist 2002). De simulerade vattenhastigheterna har därför delats in i fyra kategorier som går att utläsa i tabell 3.

Tabell 3: Klassificering av Vattenhastigheter.

Flödeskategorier	Vattenhastigheter
Lugnflytande	$<0,2$ m/s
Svagt strömmande	$0,2-0,45$ m/s
Strömmande	$0,45-0,7$ m/s
Forsande	$>0,7$ m/s

2.4.3 Inmätning av höjder

För att inkorporera ekolodsdatan med topografin krävdes ytterligare mätningar i form av höjder på vattenytan. Punkterna mättes in med hjälp av en GPS av modell Trimble EXPLORER 6000. Nedströms samt strax uppströms dammen togs även bottenpunkter för att komplettera djupdata till de partier av ån där lodning från båt ej var möjlig. Den manuella inmätningen kompletterades sedan med data från Lantmäteriets topografiska karta GSD grid 2+. Kartan består av ett grid med två meters upplösning och ger en tredimensionell avbildning av landskapet (Lantmäteriet 2020). De manuella inmätningarna fungerade således även som validering av Lantmäteriets höjddata.

2.4.4 Mannings koefficient

Mannings koefficient beskriver marken eller bottens råhet och ger ett värde på dess förmåga att bromsa flödet i en fåra eller kanal (Chow 1958). Utifrån tabell 4 samt rådande förhållanden vid den ekolodade sträckan kunde en bedömning av Mannings koefficient göras, både vad gäller åns botten och dess strandzon. De valda värdena användes sedan vid modelleringen i HEC RAS.

Tabell 4: Värden på Mannings koefficient vid olika slags miljöer (Chow 1958)

Vattendragets struktur	Mannings koefficient
Rak kanal utan växtlighet	0,025-0,033
Rak kanal med växtlighet	0,030-0,040
Meandrande med några pooler	0,033-0,045
Meandrande med några pooler i ett flackare landskap	0,040-0,055
Tröga sektioner med mycket växtlighet och djupa pooler	0,050-0,080
Sträckor med kraftig växtlighet, djupa pooler och bråte	0,075-0,150

2.4.5 HEC-RAS

För att beräkna hur vattenhastigheter och vattennivåer blir vid en avsänkning utfördes en hydraulisk modellering i programmet HEC-RAS. Programmet är utvecklat av US Army Corps of Engineers och finns tillgängligt utan kostnad. Programmet använder sig av känd höjddata i form av batymetri samt topografi. Flödesdata adderas sedan till modellen och utifrån detta kan vattennivåer beräknas utifrån olika flödessituationer. Även vattenhastigheter fås fram vid modelleringen och dessa resultat kan sedan åskådliggöras i den framtagna terrängmodellen (UACE 2020).

Teorin bakom HEC-RAS grundar sig på olika flödesekvationer. Programmet kan utföra modellereringar för olika typer av flödestyper som stationär strömning, icke stationär strömning eller en kombination av de två. I den här studien var stationär strömning intressant då resultatet vid olika flöden var önskvärt, men inte potentiell variation mellan dessa (UACE 2020). Vid stationär strömning beräknas vattentornen vid väl utvalda tvärsektioner utmed åfårens sträckning. Vid varje tvärsektion beräknas vattennivån med hjälp av en energiekvation där energiförlusterna mellan tvärsektionerna baseras på bland annat friktion i form av Mannings koefficient samt förändring i åfårens volym. I de fall där gradienten på åfåran ökar inom ett kort intervall nyttjas istället rörelsemängds-ekvationer.

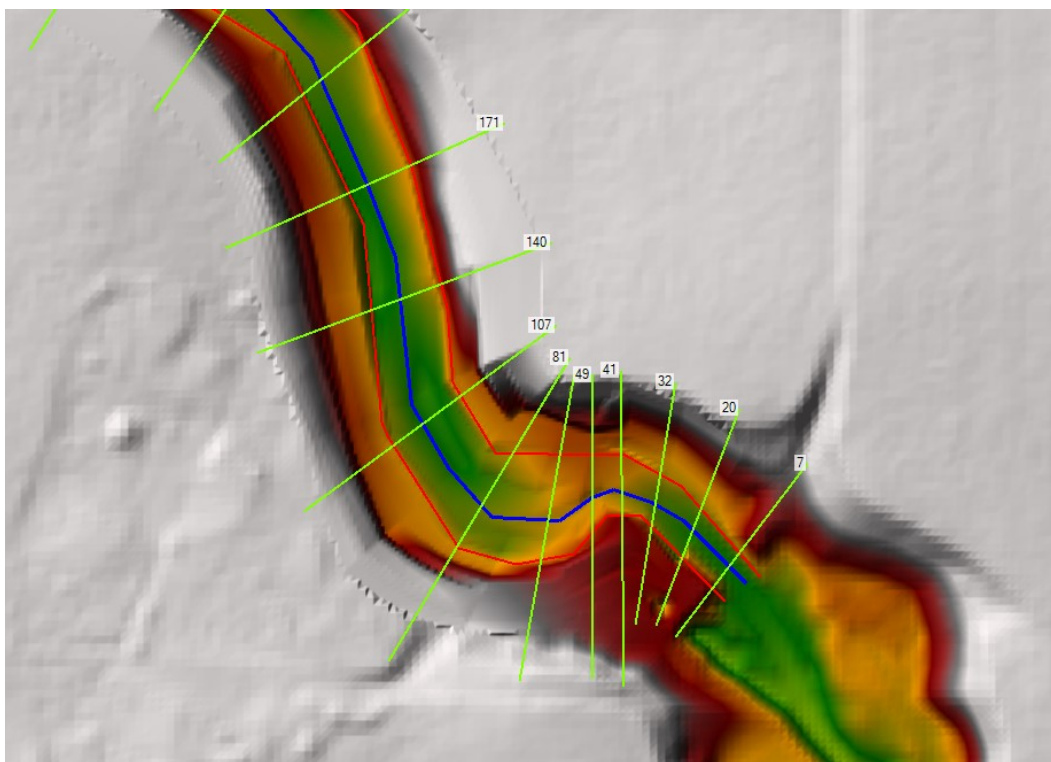
Innan modelleringen kunde inledas behövdes en terrängmodell tas fram. I terrängmodellen kombinerades den batymetriska datan från ekolodningen med höjddata från omgivande topografi. Den batymetriska datan behandlades i programmet Reefmaster där en sammanhängande djupkarta togs fram genom att sammanfoga de enskilda mätningarna och utföra interpoleringar mellan dessa. Då ekolodningen gjordes i en långsgående körning interpolerades även djupet i sidled för att få ett

djup på hela dammytans bredd. Då ån var relativt smal fås en rättvis bild av djupet trots interpolering. Terrängmodellen har sedan manuellt försetts med strandlinjer, flödesriktningar samt randvillkor likt figur 7. Tvärsektioner placerades sedan längs hela den modellerade sträckan för att ge en representation av batymetri och topografin i det partiet av ån. Tvärsektionerna utgör de sektioner som representerar terrängmodellen vid den delen av sträckningen. Mellan dessa sker en interpolering och därför sattes tvärsektionerna med ett tätare intervall vid de delar av ån med markant förändring i batymetri och topografi. Således fick man en mer precis terrängmodell. När terrängmodellen var färdig och flödesparametrarna bestämda, genomfördes en körning av modellen vid olika vattenföringar.

Figur 6 och 7 visar den sträcka som modellerades samt de geometrier som definierades i HEC-RAS. Mörkblå linje anger mitten av åns fåra. Röda linjer utgör övergången mellan den våta zonen och översvämningszon. Ljusblå linjer beskriver flödesriktning och de gröna linjerna är vinkelräta mot flödets riktning och utgör de tvärsektioner som beskriver åns batymetri och topografi.



Figur 6: Definerade geometrier i HEC-RAS för den modellerade sträckan av Björklingeån.



Figur 7: Definierade geometrier i HEC-RAS där partiet vid Dragby kvarn syns mer i detalj.

3 RESULTAT

3.1 Biotopkartering

3.1.1 Biotopkartering uppströms Dragby kvarndamm

Vid biotopkarteringen rådde extremt lågt flöde vilket föranledde att vattennivån i dammen låg långt under den normala dämningssgränsen. Detta åskådliggörs i figur 8 där det tydligt syns att vattennivån normalt ligger i höjd med trädet till höger i bild.



Figur 8: Dammspegel vid lågvattenföring.

Figur 9 visar en karaktärsbild av hur Björklingeån ser ut de första 1,5 km uppströms Dragby kvarndamm. Denna del ligger till stor del inom dämnings-området för dammen. Vattnet är därför i stort sett stillastående på denna sträcka vid låga flöden. Björklingeån är här djupt nedskuren i landskapet och en mindre dalgång formar landskapet kring ån. Dalgången skapar även en naturlig barriär mot det omkringliggande jordbrukslandskapet och reducerar näringsläckaget till ån genom dess retention av näringsämnena. En bård av träd bestående av al, pil och asp ger beskuggning även om det stundtals är relativt öppet landskap.



Figur 9: Björklingeån inom dämningssområdet för Dragby kvarndamm.

Successivt uppströms blir korridoren mellan ån och brukad mark smalare och effekterna av detta är tydligt ca 4 km uppströms Dragby kvarndamm. Som synes i figur 10 är ån delvis igenväxt vilket troligtvis kan härledas till sämre beskuggning, vilket i sin tur leder till en ökad vattentemperatur och högre växtproduktion. Ån är på detta parti lugnflytande och har lågt värde för strömlevande fisk som till exempel öring som kräver kallt strömmande och syrerikt vatten för sin överlevnad.



Figur 10: Björklingeån ca 4 km uppströms Dragby kvarndamm.

Längre uppströms återgår dock kantzonen till dess tidigare breda utformning och detta återspeglas i åns utseende. Den tidigare så omfattande igenväxningen upphör. En ökad lutning har framhävt bottensubstrat i form av sten, block och grus. Detta skapar en strömmiljö väl lämpad för arter som öring och stensimpa vilket ses i figur 11. Något som är vanligt förekommande på sträckan är samlingar av död ved.



Figur 11: Björklingeån 150 m nedströms Nyby sågdamm.

Strömsträckan får ett plötsligt slut i form av Nyby sågdamm som utgör nästkommande vandringshinder uppströms Dragby kvarndamm. Dammen utgör ett definitivt vandringshinder för alla limniska organismer. Denna ström-sträcka är också det parti med högst fallhöjd mellan Dragby kvarndamm och Nyby sågdamm. Trots den extremt låga vattenföringen vid inventeringstillfället har strömmen många ståndplatser för framförallt uppväxande fisk. Denna typ av habitat sträcker sig dock endast 40 meter nedströms från Nyby sågdamm.



Figur 12: Björklingeån strax nedströms Nyby sågdamm.

3.1.2 Biotopkartering nedströms Dragby kvarndamm

Om Dragby kvarndamm skulle rivas ut skulle det potentiellt skapas nya strömhabitat i det område som idag är överdämt. För att fastställa hur sträckan nedströms dammen ser ut idag gjordes även en biotopkartering från Dragby kvarndamm och 1,5 km nedströms.

De första 50 metrarna nedströms Dragby kvarn utgörs av en bred, grund och variationsrik strömsträcka som syns i figur 13. Substratet består nästan uteslutande av sten med inblandning av block och grus. Beskuggningen är adekvat och strandzonen har en mjuk övergång mellan land och vatten, något som kännetecknar en orensad sträcka.



Figur 13: Björklingeån strax nedströms Dragby kvarndamm.

Cirka 100 meter nedströms Dragby kvarn återfinns två artificiella stendammar som ses i figur 14. Dammarna utgör vid lågflöde partiella vandringshinder för fisk.



(a) Artificiell trädgårdsdamm nr 1.



(b) Artificiell trädgårdsdamm nr 2.

Figur 14: Cirka 100 meter nedströms Dragby kvarn återfinns två artificiella stendammar.

Nedströms de två artificiella dammarna följer en sträcka av ån som trots brist på dammar ändå har tecken på mänsklig påverkan. I figur 15 ser man att åfåran är kraftigt rensad från större substrat som i det här fallet block och sten.



Figur 15: Rensat parti av Björklingeån.

I figur 16 syns en karaktärsbild av de nedre delarna av den inventerade sträckan av Björklingeån. Fallhöjden minskar successivt längre nedströms och bottenstrukturer består här till stor del av sediment. En bred alkorridor kantar ån vilket ger god beskuggning. Detta möjliggör också en konstant tillförsel av död ved vilket ger den annars strukturlösa fåran variation och livsutrymme för flera arter.



Figur 16: Lugnflytande del av Björklingeån som är väl beskuggad.

3.2 Elfiske

Ett kvantitativt elfiske utfördes nedströms Dragby kvarndamm där två utfiskningar gjordes. Resultatet som presenteras i tabell 5 innebar endast tre fångade arter med övervägande del lake samt stensimpa. Ett flertal ytterligare signalkräfter sågs.

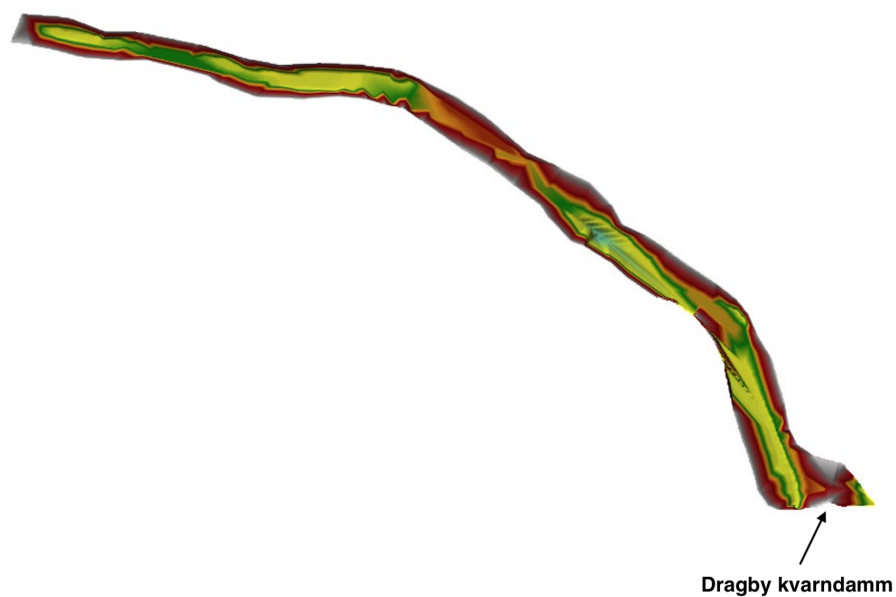
Tabell 5: Elfiskeresultat från Dragby kvarn.

Art	Totalt antal
Lake	18
Signalkräfta	1
Stensimpa	22

3.3 Modellering

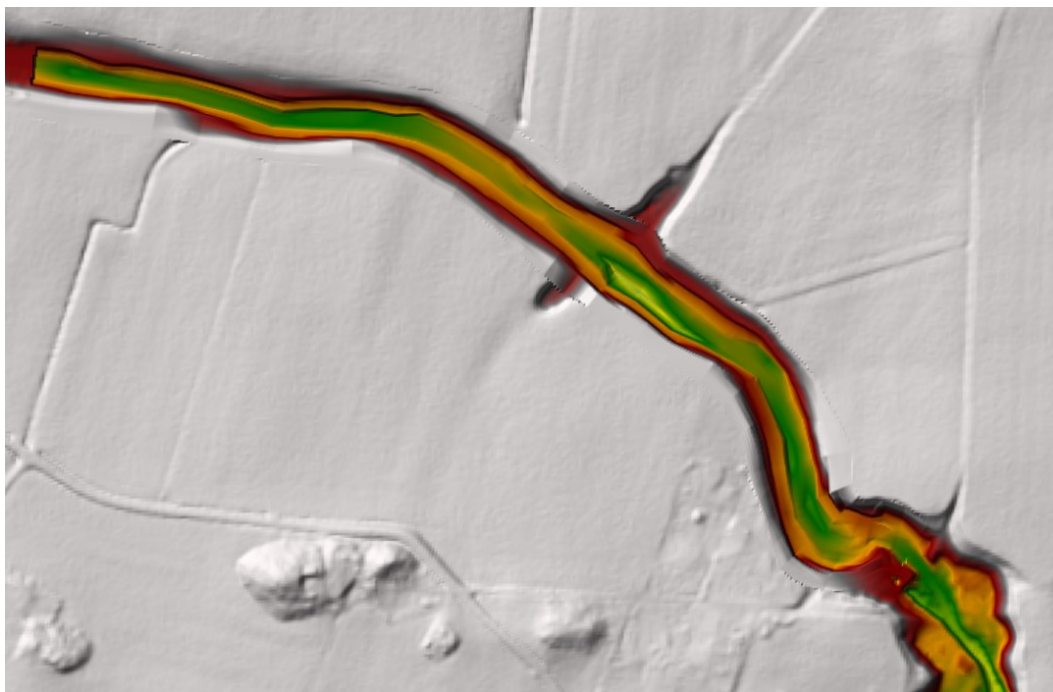
3.3.1 Batymetri

Figur 17 visar en sammanhängande och interpolerad bild av batymetrin på modellerad sträcka.



Figur 17: Framtagen sammanställning av batymetrin från strax nedströms Dragby kvarn till cirka 700 m uppströms. Djupet har en färgskala från rött till grönt där det röda representerar grunda partier och vice versa. Dragby kvarn återfinns längst ned till höger i figuren.

Figur 18 visar den framtagna terrängmodellen där den batymetriska datan kombinerats med topografisk data från Lantmäteriet och sedan korrigerats manuellt efter mätningar med GPS.



Figur 18: Framtagen terrängmodell av den modellerade sträckan av Björklingeån där både batymetrisk data och topografiska data använts.

3.3.2 Mannings koefficient

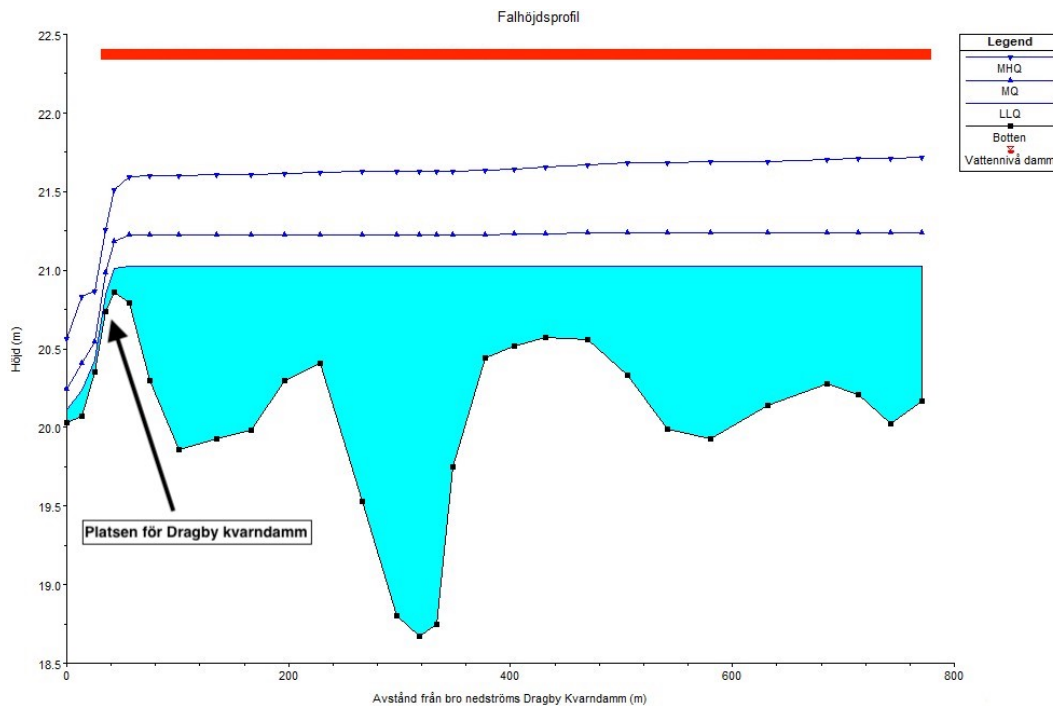
Utifrån ekolodningen samt biotopkarteringen kunde en bedömning av Mannings koefficient göras på den modellerade sträckan. Sträckan hade ett lågt flöde med stundtals mycket växtlighet som ses i figur 19. Den samlade bedömningen för hela sträckan innebar ett satt värde på 0,050. Argument för både högre samt lägre värden på Mannings koefficient kunde gjorts då detta är en objektiv bedömning.



Figur 19: En del av den modellerade sträckan där bedömning av Mannings koefficient gjordes. Ett exempel på en trög sektion med mycket vattenväxtlighet i form av näckrosor och undervattensväxter.

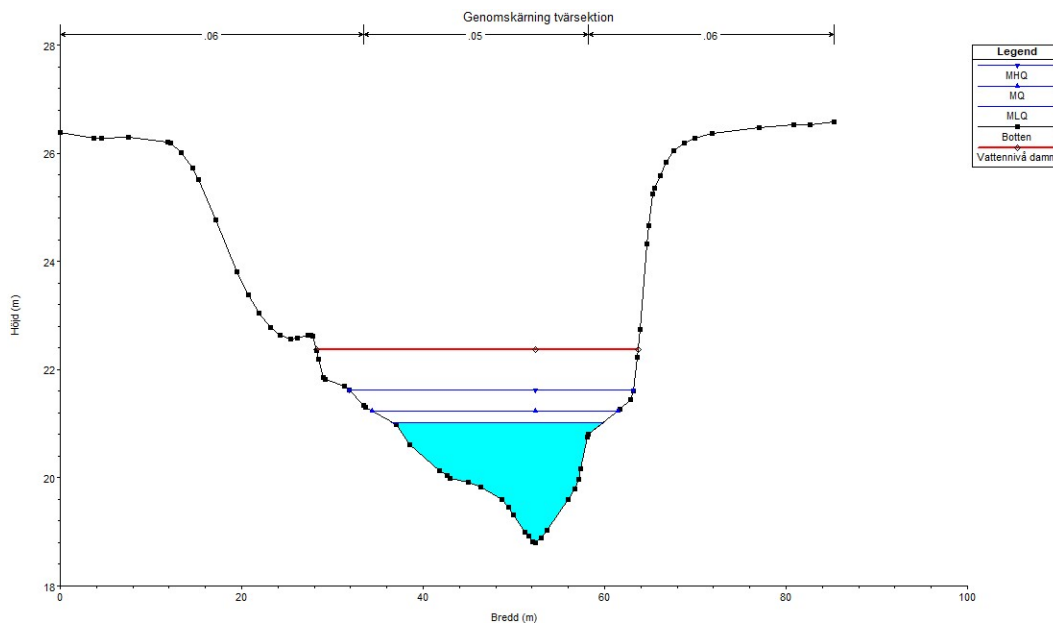
3.3.3 Vattennivåer

Vattennivåerna förändras kraftigt vid en avsänkning av Dragby kvarndamm vilket syns i figur 20 där en minskning på mellan 0,7-1,4 m sker uppströms dammen beroende på flöde. Vid en avsänkning hålls vattenytorna relativt horisontella vilket förklaras av att den bestämmande sektionen för i stort sett hela sträckan ligger strax uppströms den plats där Dragby kvarndamm återfinns idag.



Figur 20: Längdsektion av Björklingeån från ca 30 m nedströms dammen till ca 800 m uppströms. Svart tjock linje visar botten, blå markering visar vattenytan vid MLQ. Övriga blå linjer visar vattennivåerna vid MQ och MHQ. Röd linje utgör vattennivån vid nuvarande damm. Dragby kvarn ligger vid utsatt pik till vänster i figuren.

Figur 21 visar ett exempel på en genomskärning av en tvärsektion. Här framgår tydligt hur vattennivåerna påverkas av den sammanhängande terrängmodellen bestående av både batymetri och topografisk data. Figuren åskådliggör även skillnaden mellan nuvarande dammnivå och vattennivåerna efter en avsänkning vid denna tvärsektion där även åns bredd förändras.



Figur 21: Genomskärning av en tvärsektion från den modellerade sträckan. Svart tjock linje visar botten samt omgivande topografi, blå markering visar vattenytan vid MLQ. Övriga blå linjer visar vattennivåerna vid MQ och MHQ. Röd linje utgör vattennivån vid nuvarande damm.

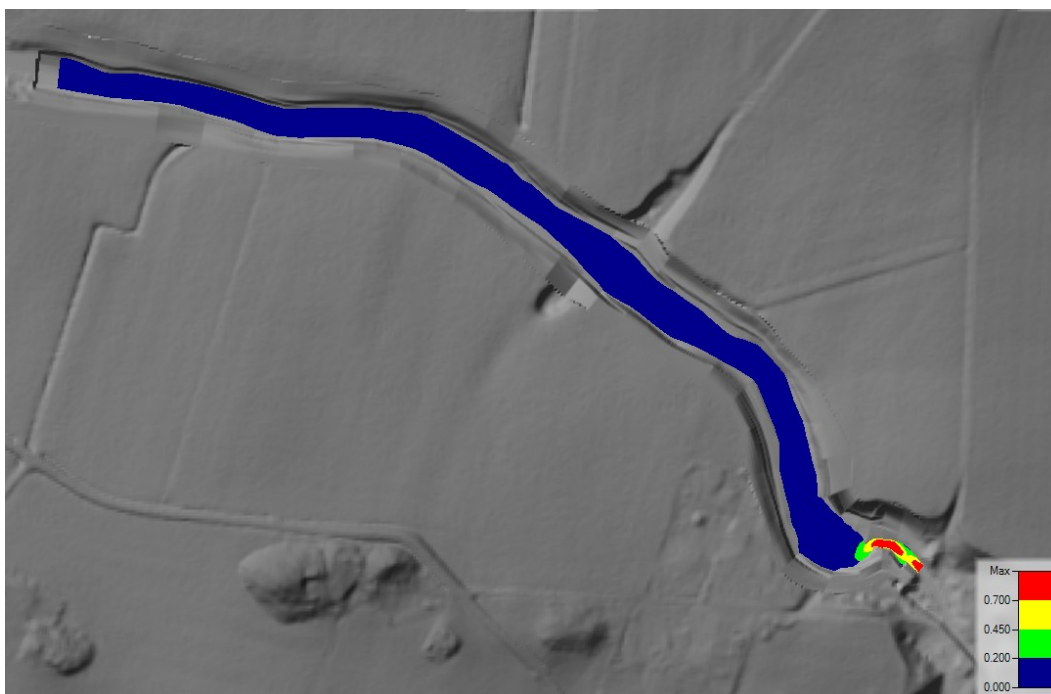
3.3.4 Vattenhastigheter

Figur 22 visar det resultat som fåtts fram vad gäller vattenhastigheter längs modellerad sträcka vid MLQ. Vid MLQ består majoriteten av sträckan av lugnflytande vatten, med undantag för den nedersta sektionen i anslutning till Dragby kvarndamm.



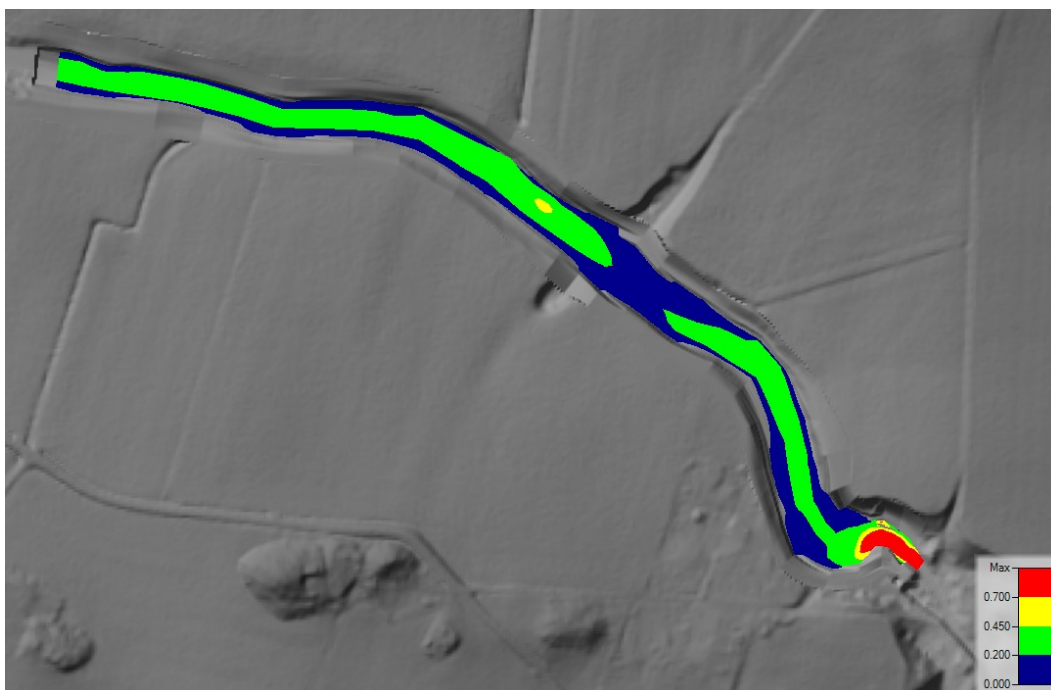
Figur 22: Terrängmodell med simulerade vattenhastigheter vid MLQ efter en avsänkning av Dragby kvarndamm.

I figur 23 åskådliggörs vattenhastigheterna vid MQ längs den modellerade sträckan. Även här är lugnflytande vatten dominerande. Skillnader i vattenhastighet gentemot MLQ syns främst i slutet av sträckan där den övergått till mer forsande.



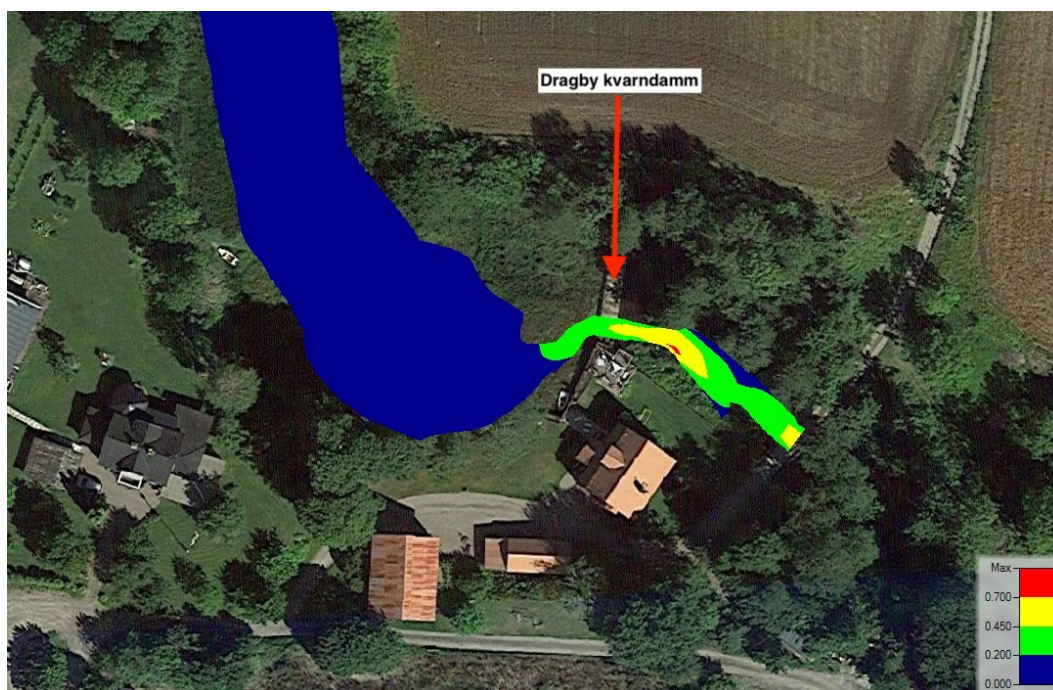
Figur 23: Terrängmodell med simulerade vattenhastigheter vid MQ efter en avsänkning av Dragby kvarndamm.

Vid MHQ syns en markant ökning av vattenhastigheten där stora delar övergår till svagt strömmande vatten.

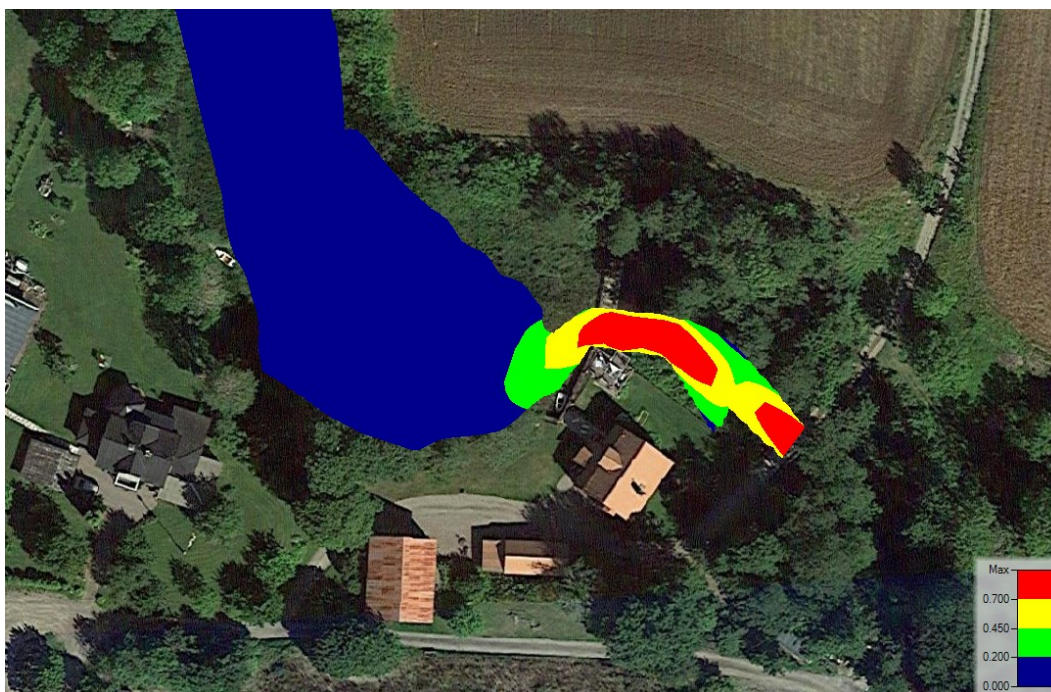


Figur 24: Terrängmodell med simulerade vattenhastigheter vid MHQ efter en avsänkning av Dragby kvarndamm.

Figur 25, 26 och 27 visar en mer detaljerad bild av vattenhastigheterna i nära anslutning till Dragby kvarndamm. Här sker den största förändringen av vattenhastighet vid förändringen av flöde. En markant ökning av åfårans bredd kan även urskiljas vid ökat flöde.



Figur 25: Vattenhastigheter vid MLQ vid Dragby kvarndamm efter en avsänkning. Dragby kvarndamm ut-markerad.



Figur 26: Vattenhastigheter vid MQ vid Dragby kvarndamm efter en avsänkning.



Figur 27: Vattenhastigheter vid MHQ vid Dragby kvarndamm efter en avsänkning.

4 DISKUSSION

4.1 Hydrologiska effekter av en avsänkning

Vid en avsänkning av Dragby kvarndamm kommer vattenytan uppströms dammen sjunka avsevärt. Det råder en 50-faldig ökning i flödet mellan MLQ och MHQ. Varför höjden på vattenytorna inte har en mer markant skillnad kan förklaras om man studerar terrängmodellen i figur 18. Vid MHQ kommer flödet vid övervägande andel tvärsektioner att svämma över den markerade åfåran där en bred översvämningsszon med låg lutning tar vid. Detta gäller även den bestämmande sektionen i slutet på sträckan, som har en god avbördningskapacitet.

Utifrån den batymetriska datans utformning i figur 20 kan det konstateras att en betydande del av fallhöjden tas ut på de sista 40 metrarna av sträckan. Dvs till största del nedströms den nuvarande dammen. På grund av hinder i vattendraget omöjliggjordes modellering av Björklingeån längre uppströms. Utifrån figur 20 kan det konstateras att en avsänkning kommer att påverka vattennivåerna på hela

den modellerade sträckan. Resultaten från modelleringen samt biotopkarteringen indikerar att påverkan från en avsänkning kommer kunna ses på ytterligare en lång sträcka uppströms den modellerade. För att säkerställa exakt hur långt uppströms nuvarande damm påverkar vattennivåerna krävs ytterligare data i form av insamlad batymetri genom lodning med ekolod. Något som är svårt att genomföra i dagsläget på grund av otillgänglighet.

Vattenhastigheterna längs den modellerade sträckan avspeglas tydligt i figur 22, 23, och 24. Vid MLQ ser vi en medelhastighet på 0,09 m/s, vilket innebär att en i stort sett stillastående vattenspegel bildas uppströms den bestämmande sektionen vid Dragby kvarn. Vid MQ ser situationen liknande ut med en medelhastighet på 0,21 m/s men där majoriteten av sträckan fortfarande räknas som lugnflytande. De första markanta förändringarna i flödeshastighet sker vid MHQ där en dubbling av vattenhastigheten sker jämfört vid MQ med 0,46 m/s och där en stor andel av sträckan övergår från lugnflytande till svagt strömmande. Den ökade hastigheten kan kopplas till åfårans utformning. MHQ innebär ett flöde stort nog att fylla hela åns bredd och den begränsade geometrin ger som resultat en högre vattenhastighet. Detta tydliggörs när man studerar huvudfårans smalaste och grundaste del där ett kortare segment vid MHQ kan klassas som strömmande vatten.

Vid närmare granskning av partiet vid Dragby kvarn konstateras att det är här de största förändringarna i vattenhastighet vid de olika flödena förekommer. Vattenhastigheten på det här partiet övergår från svagt strömmande vid MLQ till majoriteten forsande vid MHQ. Merparten av sträckans fallhöjd tas ut i anslutning till dammläget. Intressant är att vid en avsänkning av nuvarande damm så kommer den bestämmande sektionen endast förlytta sig några tiotal meter uppströms. Det går att konstatera att inga nya strömsträckor kommer bildas de första cirka 700 metrarna uppströms dammläget utöver de vid dammläget samt en kortare sektion vid MHQ mitt på sträckan. Vinsten i strömsträcka handlar således endast om ett fåtal kvadratmeter trots en avsänkning. Ett tydligt resultat som ses i figur 25, 26 och 27 är en markant ökning i den bestämmande sektionens bredd vid ökat flöde. Något som är en viktig funktion hos naturliga trösklar är dess självreglerande förmåga. Vid en potentiell avsänkning av Dragby kvarndamm finns stor möjlighet att skapa en naturlig tröskel av sådan karaktär. På grund av tröskelns bredd kan den effektivt avvattna stora flöden men samtidigt komprimeras i en tydlig fåra vid lägre flöden (Karlberg, Gustafsson och Zinko 2019). Det ska påpekas att dessa vattennivåer samt hastigheter baseras på nuvarande utformning av åns botten. Vid en utrivning av dammen kan den bestämmande sektionen korrigeras så att en önskad minimigräns bibehålls vad gäller vattennivå uppströms det forna dammläget. Det är då möjligt att skapa fri fiskvandring utan att man

behöver sänka dagens dämningssgräns markant (Karlberg, Gustafsson och Zinko 2019). Det är en åtgärd som kan motiveras om man kan påvisa att inga värdefulla strömsträckor kommer bildas trots en total avsänkning av dammen. I dagsläget kan detta påstående endast styrkas för de första cirka 700 metrarna uppströms dammläget, vilket enligt erhållet resultat ej utgör hela dagens påverkansområde.

Flödesmodelleringen utfördes till en början endast med data från batymetrin. Det framgick dock relativt omgående att den interpolerade batymetrin överskattat åns bredd. Det blev extra tydligt i slutet på sträckan vid platsen för Dragby kvarn. Här blev kvarnhus samt trädgård översvämmade vid medelvattenföring, något som i verkligheten var omöjligt på grund av dess höga placering i landskapet. Efter en avsänkning av dammen tordes denna risk minska. Den manuella inmätningen av höjder i anslutning till Dragby kvarn bekräftade detta. För att få bättre underlag av omgivningen inkluderas topografisk data från Lantmäteriets höjddatabas. Datan sammanfogades med den batymetriska och en reviderad terrängmodell togs fram vilken kan ses i figur 18. Modellen kunde sedan modifieras manuellt utifrån de inmätta höjderna för att få en så representativ bild av verkligheten som möjligt.

4.2 Biologiska effekter av en avsänkning

Utifrån det material som samlats in i form av biotopkartering, elfiske, samt modellering så går det att göra en uppskattning vad de biologiska effekterna av en avsänkning av Dragby kvarndamm kommer att vara. Elfiskeresultatet från Dragby kvarn visar på höga tätheter av både lake och stensimpa. Laken liksom stensimpan föredrar kallt klart vatten. Enligt Kullander och Delling (2012) är det vanligt förekommande att yngre individer av lake påträffas i höga tätheter i bäckar medan större individer föredrar djupare vatten. Elfiskeresultatet styrker denna tes då ett stort antal mindre lakar i storleksklassen 120-290 mm fångades på den elfiskade sträckan. Laken har en snabb tillväxt de första åren vilket tyder på att de fångade lakarna tillhörde unga åldersklasser. Vid diskussion om vandrande fiskar nämns sällan laken, dock är det vanligt förekommande att vissa populationer av lake företar långa vandringar i samband med lek och övervintring (Kullander och Delling 2012). I dagsläget utgör Dragby kvarn ett definitivt vandringshinder för all fisk. Studeras den batymetriska datan kan man urskilja flera djuphålor på den 700 m långa sträckan uppströms dammen. Det går därför att konstatera att sträckan troligtvis utgör adekvat habitat för större individer av lake. Biotopkarteringen vidare uppströms tyder på att en stor andel liknande habitat finns på den totalt 5,5 km långa sträckan uppströms fram till nästa vandringshinder. Laken klassades år 2020 av SLU Artdatabanken som sårbar på den nationella rödlistan (ArtDatabanken 2020). Enligt data från det svenska elfiskeregistret samt data från

sjöprovfisken har laken minskat med 30-40 % sedan 1994. Minskningen tros enligt ArtDatabanken (2020) delvis bero på ett varmare klimat samt försämrade konnektivitet. Vid ökande vattentemperaturer kommer det bli ännu viktigare med fria vandringsvägar som möjliggör för laken att vandra mellan grundare lekområden och djupa kallare miljöer. En utrivning av Dragby kvarndamm skulle öppna upp vandringsmöjligheten för laken mellan dessa två viktiga habitat och kommer ge en positiv effekt på populationen, något som kan bli avgörande för beståndets fortsatta överlevnad i Björklingeån.

Stensimpan lever i strömmande vatten med hög syrehalt och klart vatten (Kullander och Delling 2012). Den föredrar grunda habitat bestående av sten och grus. Studerar vi elfiskelokalen i figur 13 kan man konstatera att den tycks vara optimal för stensimpa, vilket förklarar de höga tätheterna. Stensimpan har i många aspekter samma krav på miljön som öring. Öring föredrar även den klara syrerika vattendrag med hårdbotten och god beskuggning (Kullander och Delling 2012). Då elfiskeresultatet på lokalen vid Dragby kvarn visar sig vara väl lämpad för stensimpa torde den således även lämpa sig för öring. Bristen på öring var dock uppenbar. Utifrån biotopkarteringen uppströms Dragby kvarn kan det konstateras att övervägande del av sträckan inte lämpar sig för arter beroende av strömmande vatten som till exempel öring och stensimpa då sträckan har överlag låg lutning och en lugnflytande karaktär. Endast de första 150 m nedströms Nyby sågdamm av de totalt 5,5 kilometrarna får anses ha lämplig lutning och botten-substrat för att uppfylla öringens krav på habitat. Studier har visat att det krävs minst 3500 m² lämpligt habitat för att en öringpopulation ska kunna etablera sig och vara livskraftig (Degerman och Näslund 2017). Det nuvarande habitatet nedströms Nyby sågdamm utgör en allt för liten yta för att uppfylla dessa krav. Skapande av fria vandringsvägar vid Dragby kvarndamm skulle följaktligen inte gynna strömvattenkrävande arter till någon större grad. Även fast en avsänkning av dammen skulle ske så kommer inga strömsträckor blottas de första 700 metrarna och endast ett fåtal kvadratmeter ny strömyta skulle bildas vid de nuvarande dammläget.

Vid analys av elfiskeresultat från strax nedströms Rostadammen, vilket är det första vandringshindret i Björklingeån, fångades övervägande del öring vilket kan ses i tabell 1. Det fångades 6 olika arter vilket är en markant ökning jämfört med Dragby kvarn. Vid okulär analys av det habitatet visade det sig vara snarlikt det som finns vid Dragby kvarn. Den mest troliga anledningen till öringens frånvaro vid Dragby kvarn torde således vara det definitiva vandringshinder som Rostadammen utgör. Biotopkarteringen visade på att sträckan mellan dessa dammar är väl lämpad för öring där små strömmar med lämpligt lekgrus bryts av med djupare

höljor lämpad för större fisk. Sträckan har även en bred al-ridå längs båda sidor som ger beskuggning och bidrar med död ved och alloktont organiskt material i form av löv, något som sedan blir föda åt sländlarver som i sin tur utgör basen i öringens diet.

Sträckan har även del partier där tecken på mänsklig aktivitet finns. Trädgårdsdammarna i figur 14 är negativa ur ett biologiskt perspektiv. De skapar under rådande flöde partiella vandringshinder för fisk och andra limniska organismer. De avskärmar på ett effektivt sätt den högkvalitativa strömsträcka som finns uppströms dammarna och åskådliggjord i figur 13 från resten av nedströms liggande sträckor. Utöver det så dämmer de in stora delar av det i Uppland så sällsynta och värdefulla strömhabitatet.

Trots tecken på mänsklig aktivitet mellan dammarna är skapandet av fria vandringsvägar av stor betydelse. Det kan möjliggöra för fisk att vandra hela vägen från Mälaren och utnyttja de olika habitat som finns i Björklingeån både uppströms och nedströms Dragby kvarn.

4.3 Felkällor

Modellen innehåller en del potentiella osäkerheter som härstammar från både mätningar samt metod. Flödesdatan som användes är hämtad från SMHI:s simuleringar av flöde mellan 1981-2010. Datan utgår alltså från modelleringar och ej mätta värden. Den modellerade datan baseras även på flödet vid Björklingeåns utlopp i Fyrisån cirka 7 km nedströms Dragby kvarn. Trots att inga större biflöden ansluter nedströms Dragby kvarn så kan värdena vara något överskattade gällande Dragby kvarn.

Terrängmodellen utgör en trolig felkälla. Trots validering av den topografiska samt den batymetriska datan, är modellen inte en replika av verkligheten. Den topografiska datan har en 2x2 m upplösning och det resulterar i att det kan förekomma en del avvikelser. Då den batymetriska datan bestod av en långtgående körning där interpolering utfördes för att få en komplett bild, kan även den kantas av missvisande data.

Vid uppsättande av modellen i HEC-RAS bestämdes Mannings koefficient utifrån biotopkarteringen samt ekolodningen. Dessa baseras alltså utifrån författarens beömning vid rådande årstid vilket i detta fall var sensommar. Vid denna tidpunkt är växtligheten som mest utbredd och Mannings koefficient får därför potentiellt ett större värde än vad som skulle tyckas lämpligt under till exempel vinterhalvåret.

Detta bör tas i beaktning vid tolkning av modellresultatet.

Elfisket vid Dragby kvarn resulterade i noll fångade öringar. Det behöver nödvändigtvis inte betyda att sträckan mellan Rostadammen och Dragby kvarndamm saknar öring. Då den elfiskade sträckan utgör det parti med högst kvalité när det kommer till öringhabitat på tidigare nämnd sträcka ter det sig dock osannolikt att öring skall uppträda på resterande del av sträckan.

5 SLUTSATS

De hydrologiska effekterna av en avsänkning av Dragby kvarndamm handlar framförallt om en sänkt vattennivå uppströms det nuvarande dammläget med 1-1,7 m beroende på vattenföring. Utifrån resultatet går det även att konstatera att det ej kommer framkomma några nya strömsträckor på de första 700 metrarna uppströms dammen då fallhöjden är för låg. På grund av hinder i ån kunde modellering ej utföras längre uppströms och det går därför ej att besvara exakt hur långt uppströms en avsänkning kommer att ha en effekt på vattennivån i Björklingeån.

Elfiskeresultatet visar på en avsaknad av bland annat öring vid Dragby kvarn trots lämpligt habitat. Det bedöms ej vara ett resultat av Dragby kvarndamm då tillräcklig areal lämpligt habitat för att hålla en öringpopulation saknas uppströms dammen. Öring har endast påträffats nedanför nedströms liggande vandringshinder vid namn Rostadammen. Det är därför högst sannolikt den som förhindrar öring från att kolonisera sträckan upp till Dragby kvarndamm. Trots att en avsänkning av Dragby kvarndamm ej bedöms gynna strömlevande arter som öring i någon större grad är åtgärdande av vandringshindret av stor betydelse för andra fiskarter. Den rödlistade laken är beroende av de djupa lugnflytande habitat som återfinns uppströms Dragby kvarndamm men som i dagsläget är blockerat för vandrande fisk. En avsänkning av Dragby kvarndamm skulle således bidra till stor miljönytta genom att hjälpa till att återställa konnektiviteten i Björklingeån, och därmed medverka till att god ekologisk status uppnås i vattendraget. Åtgärdas även nedströms liggande vandringshinder vid Rosta återskapas konnektivitet med Fyrisån och sedermera Mälaren vilket skulle ge möjlighet för en större mängd arter att återkolonisera Björklingeån.

Källor

- ArtDatabanken (2020). *Rödlistade arter i Sverige 2020*. Uppsala: SLU.
- Bednarek, A. (2001). *Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal*. Vol. 27. 6. Springer, s. 803–814.
- Calles, O., Gustafsson S. och Österling M. (2012). *Naturlika fiskvägar i dag och i morgon*. Karlstads universitet.
- Chow, V.T. (1958). *Open Channel Hydraulics*. McGraw Hill Book Company.
- Degerman, E. och I. Näslund (2017). *Fiskevård - för friska fiskbestånd i friska vatten*. Sveriges Sportfiske- och Fiskevårdsförbund.
- Fyrisåns, vattenförbund (2020). Fyrisåns vattenförbund 2020. URL: <https://fyrisan.se/fyrisan/markanvadaning/>. (2020-09-29).
- Hall, B. (2015). *Ekolodsboken*. Bo Hall AB.
- Halldén, A., Liliegren Y. och Lagerkvist G. (2002). *Biotopkartering vattendrag- Metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag*. Länsstyrelsen i Jönköpings län.
- Karlberg, A., J. Gustafsson och U. Zinko (2019). *Uppföljning av utrivna dammar*. Ecogain AB.
- Knudsen, C. (2019). *Kanalisering och restaurering av vattendrag och dess påverkan på mossamhällen i strandzonen*. Karlstads universitet.
- Kraft, A. (2015). *Fiske i äldre tider*. [Faktablad] Länsstyrelsen i Jönköpings län.
- Kullander, S. och B. Dellings (2012). *Ryggsträngsdjur : strålfeniga fiskar*. Uppsala: ArtDatabanken SLU.
- Lantmäteriet (2020). *Grid2+*. URL: <https://www.lantmateriet.se/sv/Kartor-och-geografisk-information/geodataprodukter/produktlista/hojddata-grid-2/>. (2020-09-18).
- Modig, E. och M. Hellqvist (2016). *Kvartärgeologisk landskapsanalys*. Uppsala universitet.
- Nilsson, C. (2007). *Återställning av älvar som använts för flottning: en vägledning för restaurering*. Naturvårdsverket.
- Persson, J. och G. Johansson (2019). *Fiskundersökningar i Fyrisån 2019*. Upplandsstiftelsen.
- Persson, J. och T. Loreth (2010). *Fiskundersökningar i Fyrisån 2010*. Upplandsstiftelsen.
- Petersson, E., Degerman E., Bergquist B., Sers B., Stridsman S. och Winberg S. (2014). *Standardiserat elfiske i vattendrag*. (2014: 15). SLU, Institutionen för akvatiska resurser.

- Pizzuto, J. (2002). "Effects of Dam Removal on River Form and Process: Although many well-established concepts of fluvial geomorphology are relevant for evaluating the effects of dam removal, geomorphologists remain unable to forecast stream channel changes caused by the removal of specific dams". I: *BioScience* 52.8, s. 683–691.
- Sjöstrand, P., P. Lindvall, N. Nilsson och J. Wallentin (2018). *Restaurering av vattendrag med dammar*. Jönköpings Fiskeribiologi AB.
- Skagegaard, E. "Murken kvarn blev drömhjem". I: *Uppsala Nya Tidning* (). URL: <https://unt.se/bostadsguiden/murken-kvarn-blev-dromhem-5190498.aspx> (hämtad 2020-10-12).
- Søholm, M. (2003). *Ørredens (Salmo trutta L.) krav til de fysiske forhold i store vandløb med speciel vægt på yngelstadiet: Habitatsundersøgelse, sammenfatning af eksisterende viden og anbefalinger til forbedring af ørredbestande på udvalgte åstrækninger*. Odense: Odense universitet.
- Tenfält, L (1994). *Mälaråar i Uppsala län, Förutsättningar för introduktion av självreproducerande vandringsöring*.
- Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (2020a). URL: <https://vattenwebb.smhi.se/hydronu/>. (2020-09-18).
- Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (2020b). URL: <http://vattenwebb.smhi.se/svarwebb/>. (2020-09-20).
- Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (2020c). URL: <https://vattenwebb.smhi.se/modelarea/>. (2020-10-20).
- Vatteninformationssystem Sverige (2020). URL: <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA19395087>. (2020-09-01).
- USACE. *HEC RAS River Analysis System, User's Manual Version 5.0*. URL: <https://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ras/documentation.aspx>. (2020-10-25).

5.1 Bilagor

5.1.1 Appendix A

Standardiserat elfiskeprotokoll för lokalen vid Dragby kvarndamm. Även individuppgifter för samtliga fångade fiskar vid utfiskningen.

Elfiskeprotokoll för

TERRÄNGKARTA:

VATTENDRAGSNAMN: <u>Björklingsån</u>			LÄNSNUMMER:		
Kommun:		Kommunnr:		VERKSAMHET/SYFTE:	
Vattendragskoordinater: X:		Y:		Huvudflodnr:	
LOKALKOORDINATER: X: <u>6653206</u>		Y: <u>1597985</u>		NY LOKAL	
LOKALNAMN: <u>Dragby kunn</u>		Nr:		Höjd över hav (m):	

ORGANISATION/AVD: Uppsala universitet DATUM: 6/9-20

PROVTAGARE/FISKET UTFÖRT AV: Gustaf Dahlstrand FINANSIÄR:

ADRESS/TELE/E-POST:

ANTAL UTFISKNINGAR: 2 METOD: ☒ Kvantitativt ☐ Kvalitativt

AVFISKADES HELA VATTENDRAGS(VAT)BREDDEN (JA/NEJ): JA Avstängt fiske (Ja/Nej): Nej

AGGREGAT (MÄRKE): <u>Smith Root</u>	TYP AV AGGREGAT SOM ANVÄNTS (sätt kryss): BENSIN		BATTERI	<input checked="" type="checkbox"/>
VOLTSTYRKA (V): <u>200</u>	Strömstyrka (A):	Pulsfrekvens (Hz):		
VATTENDR.VÄTA BREDD(m): <u>4,5</u>	AVFISKAD BREDD (m): <u>4,5</u>		AVFISKAD YTA (m ²): <u>225</u>	
LOKALENS LÄNGD (m): <u>50</u>	Lokalens andel torra partier (%)			
MAXDJUP (m): <u>0,6</u>	LOKAL. MEDELBREDD (m):		LOKAL. MEDELYTA (m ²):	
MEDELDJUP (m): <u>0,2</u>	GRUMLIGHET (sätt X):		Klart <input checked="" type="checkbox"/> Grumligt <input type="checkbox"/> Mycket grumligt <input type="checkbox"/>	
LUFTTEMP (°C): <u>18</u>	Klart <input type="checkbox"/> Färgat <input type="checkbox"/> Kraftigt färgat <input type="checkbox"/>			
VATTENTEMP (°C): <u>13</u>	VATTENFÄRG (sätt X):		Klart <input checked="" type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	

VATTENHASTIGHET:(sätt x)	LUGNT	STRÖMT <input checked="" type="checkbox"/>	STRÅK-FORS	Vattenhastighet: m/s
VATTENNIVÅ:(sätt x)	LÅG <input checked="" type="checkbox"/>	MEDEL	HÖG	Vattenföring: m ³ /s
Bottentopografi: (sätt x)	Jämn	Intermediär	Ojämn <input checked="" type="checkbox"/>	

SUBSTRAT OCH VEGETATION BEDÖMS ENLIGT (Domin=D1, näst domin=D2 etc.) Förekomsten klassas även 0-3 (se instruktion).

SUBSTRAT (D1, FINSED D2, D3):	SAND (0,2-2mm)	GRUS (0,2-2cm)	STEN1 (2-10 cm)	STEN2 (10-20 cm)	BLOCK1 (20-30cm)	BLOCK2 (30-40cm)	BLOCK3 (40-200cm)	HÄLL (>200cm)
FÖREKOMST (0-3):	FINSED <u>1</u>	SAND <u>1</u>	GRUS <u>1</u>	STEN1 <u>2</u>	STEN2 <u>2</u>	BLOCK1 <u>3</u>	BLOCK2 <u>1</u>	BLOCK3 <u>1</u>
VEGETATION (D1, D2, D3):	ÖV.VÄXT.	FLYTBL	SLINGE	ROSETT <u>D3</u>	MOSSA <u>D1</u>	PAV.ALG <u>D2</u>		
FÖREKOMST (0-3):	ÖV.VÄXT.	FLYTBL	SLINGE	ROSETT <u>1</u>	MOSSA <u>3</u>	PAV.ALG <u>1</u>		
NÄRMILJÖ (Ange dom. typ, D1, D2, D3):	LÖVSKOG <u>D1</u>	BARRSKOG	BLANDSKOG	KALHYGGE				
ÅKER <u>D3</u>	ÄNG	HED	MYR	KALFJÄLL	BERG/BLOCKM.			
ARTIFICIELL <u>D2</u>	DOMIN.TRÄDSLÄG: <u>A1</u>			NÄST DOM.TRÄDSL: <u>P11</u>				
BESKUGGNING (%): <u>30</u>	VED I VATTNET(antal, Ø>10cm, >50cm i längd): <u>12</u>			Ved i vatten (Antal/100m ²):				

ART	ANTAL PER FISKEOMGÅNG			ART	ANTAL PER FISKEOMGÅNG		
	1	2	3		1	2	3
<u>Lake</u>	<u>11</u>	<u>7</u>					
<u>Stensimpa</u>	<u>15</u>	<u>7</u>					
<u>Signal krästa</u>	<u>1</u>						

OBS! Alla fält med FETSTIL och VERSALER ska ifyllas, i de nationella programmen (IKEU m fl) är även fält med kursiv stil obligatoriska.

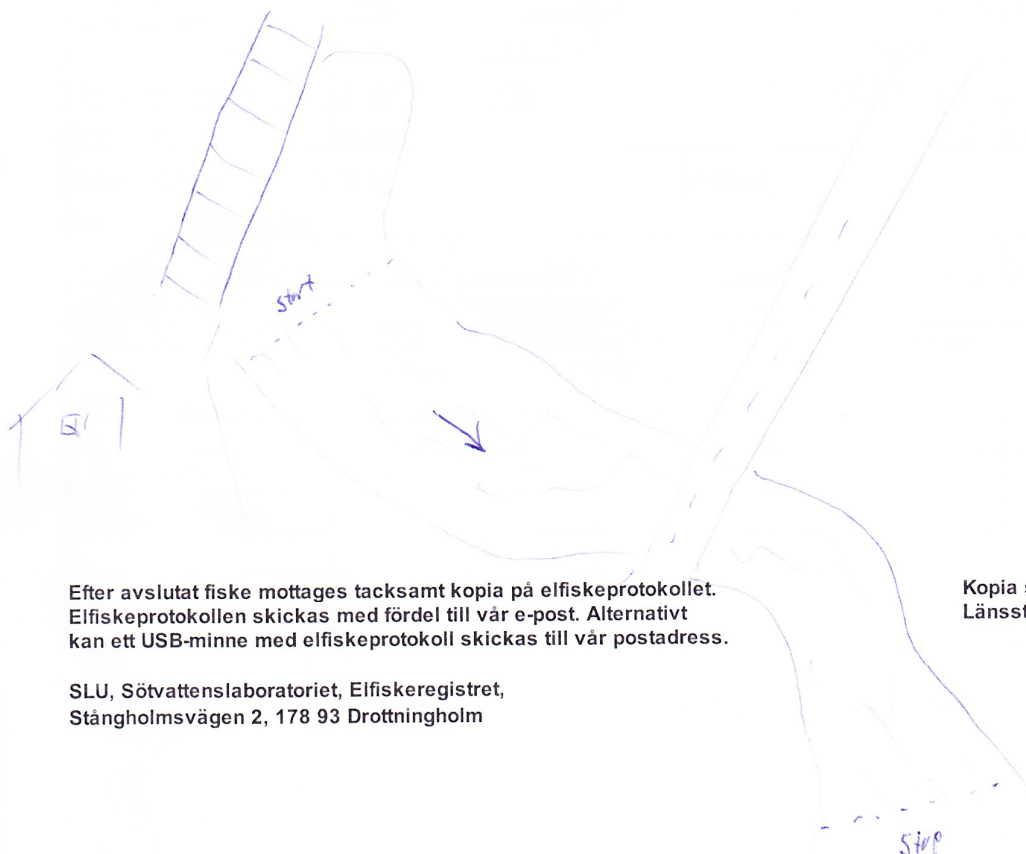
Elfiskelokalens avstånd till uppströms liggande sjö (km). Saknas sjö uppstr. anges detta med ett kryss (X):		X			Elfiskelokalens avstånd till nedströms liggande sjö (km):		30	
Avrinningsområdets storlek (km ²): (sätt x)		<10	<100	<1000	>1000			
Andel sjö i avrinn.omr. (%): (sätt x)		<1%	<5%	<10%	>10%			
VANDRINGSHINDER: (Sätt x)			Inga	Nedströms X	Uppströms X			
STRÖMLEVANDE/VANDRANDE LAXFISK? (Sätt x)			Strömlevande X	Vandrande				
Lokalens värde som uppväxtbiotop för laxfiskungar (0, 1, 2):								
2								

KALKPÅVERKAN: (Sätt x)		JA	NEJ X	Senaste kalkdatum:				
Typ av kalkning: (sätt x)		Sjökalkning	Doserar-kalkning	Vätmarks-kalkning	Bäckzons-kalkning			
PÅVERKAN (1 = måttligt, 2 = kraftigt, 3 = mycket kraftigt)				Om ingen eller obetydlig påverkan (sätt ett kryss (X) i till höger →):				
Klimat/ torka	Skogsbruk/ hygge	Skogsbruk/ flottledsrens.	Industri utsläpp	Organisk förorening	Vattenkraft/ reglering	Arb. i v-drag/ grävning	Fiskevård/ flottledsrest.	
Klimat/ bottenfrys.	Skogsbruk/ diken/markber.	Torvtäkt	Industri/ gruva	Avlopps-recipient	Vattenkraft/ torrfåra	Arb. i v-drag/ grumling	Fiskevård/ rotenon	
Klimat/högflödeerosion	Skogsbruk/ röjning/gallring	Jordbruk allmänt	Industri/ giftutsläpp	Sedimentation	Vägar/ bebyggelse	Arb. i v-drag/ veg.rensad	Fiskevård/ red. Bäckröding	
Skogsbruk allmänt	Skogsbruk/träd- & veg.rester	Jordbruk/ vattenuttag	Olje-utsläpp	Metall-utfällning	Arb. i v-drag/ kanalisering	Fiskevård/ utplantering	Fauna/ bäver	
Skogsbruk/ avverkning	Skogsbruk/ skogsgödning	Jordbruk/ igenväxning	Fiskdöd	Förorening	Arb. i v-drag/ rensning	Fiskevård/ biotopvård	Fauna/ mink	

VATTENKEMI:		Provdatum	
pH	Alkalinitet (mekv/l)	Konduktivitet (mS/m)	
Färgtal (mg Pt/l)	Tot-Al (µg/l)	Grumlighet (FNU/FTU)	

Anmärkning:

SKISS ÖVER ELFISKELOKALEN (Ange lokalmärkning, norrpil, flödesriktning), samt ev. foto-id, m m:



Efter avslutat fiske mottages tacksamt kopia på elfiskeprotokollet. Elfiskeprotokollen skickas med fördel till vår e-post. Alternativt kan ett USB-minne med elfiskeprotokoll skickas till vår postadress.

Kopia ska också skickas till den Länsstyrelse som beviljat tillståndet.

SLU, Sötvattenslaboratoriet, Elfiskeregistret,
Stångholmsvägen 2, 178 93 Drottningholm

5.1.2 Appendix B



Figur B1: Intyg för genomförd utbildning i standardiserat elfiske