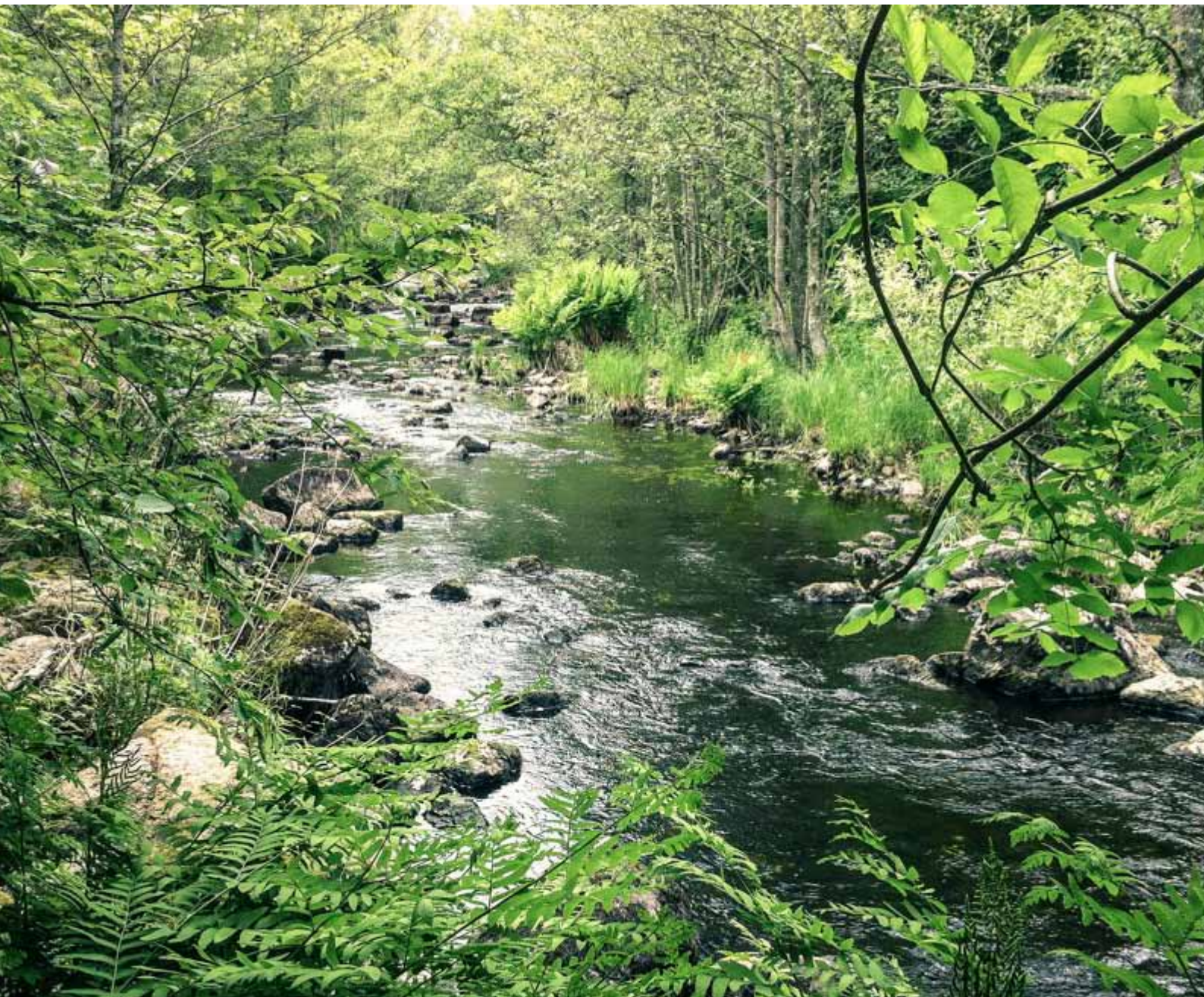


Ekologisk återställning i helt eller delvis torrlagda fåror i anslutning till vattenkraftverk

Rapport 2015:22



Ekologisk återställning i helt eller delvis torrlagda fåror i anslutning till vattenkraftverk

Birgitta Malm Renöfält, Roland Jansson
och Jani Ahonen

Havs- och vattenmyndigheten
Box 11 930
404 39 Göteborg
Tel. 010-698 60 00
www.havochvatten.se
havochvatten@havochvatten.se

Förord

Många forsar är torrlagda på grund av vattenkraftsutbyggnad eftersom vattnet rinner genom vattenkraftverken istället för genom forsarna. De torrlagda sträckorna vid vattenkraftverken kallas ofta torrfårar, om de är helt torra och ligger i anslutning till större kraftverk. De sträckor som är av naturlig karaktär och har kvar en viss del av vattnet kallas ofta naturfårar. Dessa ligger ofta i anslutning till småskaliga vattenkraftverk.

Rapporten är en sammanställning av dagens kunskap om vilka värden som är möjliga att återfå om flöden säkerställs i de gamla forsarna. Rapporten beskriver också vilka grundläggande ekologiska aspekter som bör beaktas vid bedömningen av vilken ekologisk nytta som uppstår vid återskapandet av flöden i de historiska forsmiljöerna.

Vi hoppas att rapporten, som tagits fram av forskare vid Umeå universitet, ska fungera som källa till kunskap till stöd för det fortsatta åtgärdsarbetet, med siktet inställt på en långsiktigt hållbar vattenförvaltning.

En projektgrupp inom det så kallade "Naturfåreprojektet", som består av representanter från några berörda myndigheter, branschföretag, konsulter och universitet, har bidragit med kompetens och kunskap genom att ha lämnat synpunkter på rapporten. Rapporten utgör inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

För rapportens innehåll svarar författarna själva.

Göteborg den 11 december 2015

Björn Sjöberg
Avdelningschef
Avdelningen för havs- och vattenförvaltning

Havs- och vattenmyndigheten

Datum: 2015-12-11

Ansvarig utgivare: Ingemar Berglund

Omslagsfoto: Niklas Egriell. Torrfåra/naturfåra
i nedre delen av Alsterån i Kalmar län.

Layout: Vid Form AB

ISBN 978-91-87025-95-2

Tryckt i 100 ex, dec 2015, Litorapid Media AB, Göteborg
Havs- och vattenmyndigheten, Box 11 930, 404 39 Göteborg

INNEHÅLL

Sammanfattning.....	8
1. Bakgrund.....	9
1.1 Syfte med projektet	9
1.2 Beskrivning av problematiken	9
1.3 Definition av miljön	10
2. Betydelsen i ett landskapsperspektiv samt sambandet mellan flöde och strömhabitat.....	12
2.1 Forsmiljöer i ett landskapsperspektiv.....	13
2.2 Forsarnas betydelse för biologisk mångfald och ekosystemfunktioner.....	17
2.3 Kopplingen mellan vattenflöde och mängden och kvaliteten på forshabitat.....	18
3. Potential att öka naturvärden genom att ändra aspekter av flödesregimen.....	24
3.1 Systematisk litteraturgenomgång.....	24
3.2 Åtgärdspotential utifrån artgrupp.....	27
3.2.1 Fisk	27
3.2.2 Makrovertebrater	29
3.2.3 Akvatiska makrofyter, mossor och alger.....	31
3.2.4 Strandvegetation	33
4. Potentiella nedströmseffekter	37
5. Metodik och uppföljning	38
6. Sammanfattning och rekommendationer.....	44
Referenser.....	49
Bilaga.....	56

Sammanfattning

Syftet med denna rapport är att ge ett vetenskapligt underlag för bedömning av vilken potential det finns att återskapa naturvärden i ursprungliga fåror i anslutning till vattenkraftverk där flödet reducerats genom omledning av hela eller delar av det ursprungliga flödet. Dessa fåror utgörs ofta av tidigare forsmiljöer; ett habitat som generellt har höga och unika ekologiska värden, men vars förekomst reducerats framför allt till följd av vattenkraftsproduktion.

Rapporten belyser fårans roll som habitat i ett landskapsperspektiv och klargör betydelsen av flöde för potentiella ekologiska vinster. Dessutom presenteras potentiell vinst som tappning i fåran skulle kunna innebära för olika organismgrupper. För ett fungerande ekosystem bör man dock ha en helhetsyn och beakta såväl ekosystemets arter som de processer som skapar dess miljö (hydrologi, geomorfologi och vattenkvalitet). Det ges även förslag på hur biologiska undersökningsmetodiker för att detektera regleringspåverkan samt potentiell ekologisk vinst kan utformas. De slutsatser vi kan dra utifrån det vetenskapliga underlaget är:

- Naturvårdshänsyn i form av minimitappning bidrar positivt till att höja biodiversiteten i akvatiska ekosystem. För närvarande har vi dock inte tillräckligt kunskapsunderlag för att ge rekommendationer om lämpliga nivåer.
- I de fall där minimitappning introduceras bör man undvika statiska nivåer och istället spegla den naturliga flödesdynamiken.
- Hur väl fåran kan bidra till att höja konnektiviteten generellt i avrinningsområdet är en viktig aspekt. Om en fåra kan användas för upp- respektive nedströmsvandring/spridning ökar dess ekologiska värde utöver det värde den skulle tillföra som habitat.
- I områden där forsmiljöer är sällsynta kan återställning/rehabilitering i form av minimitappning bidra både till att öka mängden habitat för strömlevande arter och minska graden av isolering av denna naturtyp, och på så sätt sannolikt bidra till att på sikt minska risken för lokala utdöenden.
- Läget i avrinningsområdet är sannolikt också en viktig aspekt. Ju större fåra med forsmiljö som kan återställas/rehabiliteras med minimitappning, desto värdefullare är den. Här behövs dock ytterligare forskning om huruvida man kan få tillbaka unika naturvärden för stora forsmiljöer med en minimitappning som utgör endast en liten andel av det ursprungliga flödet.
- Det är också viktigt att beakta förändringar i den tidigare forsmiljön som inte relaterar till flödespåverkan. Många forsar i Sverige har blivit rensade och kanaliserade för flottningen, och naturvårdshänsyn i form av minimitappning kan sannolikt komma att behöva kombineras med habitatåterställning.

1. Bakgrund

1.1 Syfte med projektet

Syftet med denna rapport är att ge ett vetenskapligt underlag för bedömning av vilken potential det finns att återskapa naturvärden i ursprungliga fåror i anslutning till vattenkraftverk där flödet helt eller delvis reducerats. Detta görs i huvudsak genom en genomgång av vetenskaplig referee-granskad litteratur, men även så kallad ”grå litteratur” i form av projektrapporter etcetera ingår. Rapporten belyser fårans roll som habitat i ett landskapsperspektiv och klargör betydelsen av flöde för potentiella ekologiska vinster. Dessutom utreds potentiell vinst för olika organismgrupper samt vilka eventuella nedströmseffekter som tappning i fåran skulle kunna innebära. Det ges även förslag på hur biologiska undersökningsmetodiker för att detektera regleringspåverkan samt potentiell ekologisk vinst kan utformas. Syftet med rapporten är inte att ge en detaljerad översikt över negativa effekter av reducerat flöde på olika organismgrupper då sådana sammanställningar redan finns.

Syftet är inte heller att beskriva den eventuella påverkan miljöåtgärder i form av tappning av vatten i dessa fåror skulle ge på elproduktion, reglerkraft, och dammsäkerhet. Förutom påverkan i det aktuella magasinet skulle tappning i torrfåror även potentiellt ha en påverkan på nedströms liggande kraftverk, varför dessa frågor bör belysas i ett avrinningsområdesperspektiv. Beroende på storleken på tappningen och utbyggnadsvattenföringen på de nedströms liggande kraftverken skulle en ökad tappning genom fåror med helt eller delvis reducerat flöde uppströms kunna leda till ett högre spill och därmed en produktionsförlust i dessa. Man skulle sannolikt även få en påverkan på vattenhushållning och reglering i uppströms liggande kraftverk.

Dessa helt eller delvis torrlagda fåror har också ofta en viktig dammsäkerhetsfunktion i vattenkraftsproduktionen. Det är ofta i dessa som katastrofäbördning sker då vattennivåerna i magasinen hotar att bli allt för höga vilket är en förutsättning för att bibehålla anläggnings säkerheten, och här släpps också ofta planerade tapp då kraftverken av någon anledning står still under längre perioder. Detta är dock viktiga aspekter som behöver belysas vidare. I samverkansprojektet Maximal Ekologisk Potential i Umeälven ingår till viss del denna typ av analyser (Widén med flera 2015), och inom det pågående programmet Kraft och Liv i Vatten behandlas bland annat prioriteringsgång när det gäller avvägningar mellan miljönytta och produktionsnytta av åtgärder knutna till vattenkraft (<http://www.elforsk.se/programomraden/vattenkraft/kraft-och-liv-i-vatten/>).

1.2 Beskrivning av problematiken

För att på ett effektivt sätt nyttja fallhöjd för elproduktion genom vattenkraft lämnas ofta delar av den ursprungliga fåran helt eller delvis torrlagd under stora delar av året. Vattnet leds istället från det uppströms liggande magasinet via kanaler eller tunnlar till eller från kraftverkets turbiner. Artificiell reglering av ett vattendrags flöden leder till att vattenhastigheter och mängden forsar

reduceras. Exakt hur ekosystemens olika komponenter påverkas av flödesreducering är svårt att säga, men generellt kan man säga att förändringar i ekosystemet relaterar till hur mycket vattendragets reglerade flöden avviker från naturtillståndet (Poff med flera 2010). En av vattenregleringens extremaste effekter för ett ekosystem uppstår när det kontinuerligt eller periodvis inte rinner något vatten alls i den ursprungliga vattendragsfåran. Vanligast i Sverige är att dessa fåror under någon del av året får vatten när flödet överstiger kraftverkens slukförmåga (kapacitetsspill) eller tappning i perioder av servicearbeten i kraftverket (avställning). Som livsmiljö är dessa helt eller delvis torrlagda fåror specifika för vattenkraftsanläggningar och ytterst få organismer klarar att etablera sig i området. Detta då området utsätts för dels långvariga och oförutsägbara torrperioder samt dels plötsliga, oförutsägbara och även ibland våldsamma höglöden. I torrare områden är fåror med intermittent flöde inte ovanliga, men i Sverige är det i princip uteslutande i mycket små vattendrag detta händer. Arter knutna till vattendrag på våra breddgrader är alltså inte evolutionärt anpassade till denna typ av flödesregim.

1.3 Definition av miljön

I gemene mans mun kallas de fåror i anslutning till kraftverk som helt eller delvis fått sitt flöde reducerat ofta för ”torrfåror”. Torr i sammanhanget är dock en sanning med stor modifiering. Dels har en del av dessa fåror redan idag en tilldömd minimitappning vilket gör dem vattenförande under hela eller stora delar av året, och dels tillkommer i en del längre fåror vatten i form av tillrinning från biflöden som går in i fåran. Ibland kallas även dessa fåror för ”spillfåror” på grund av att de nyttjas för kapacitetsspill. Även termen ”naturfåror” används ibland för att visa på att det är en fåra som ingått som en del i den naturliga sträckningen av älvfåran och där det kan finnas en potential att de blir ekologiskt fungerande strömbiotoper om ett tillräckligt flöde säkerställs. Termen kan dock anses förvirrande då naturfåror torde syfta mer till fåror som inte fått sin naturliga hydrologi eller geomorfologi avsevärt förändrad.

Vi har i denna rapport valt att anamma en relativt bred definition som inkluderar alla naturliga vattendragssträckor som fått ett minskat flöde gentemot det ursprungliga oreglerade flödet genom omledning av vatten och försöker genomgående i rapporten använda benämningen ”fåror som fått sitt flöde helt eller delvis reducerat”. Vi inkluderar alltså inte sträckor längs ett vattendrag som periodvis kan ha ett lägre flöde än normalt på grund av reglering, men där ingen omledning av vatten skett. Även artificiella kanaler utesluts. Dock har en del av dessa fåror modifierats geomorfologiskt i varierande grad av utbyggnadstekniska skäl. I flera av fårorna förekommer även en historisk flottningspåverkan i form av rensningar, avskurna sidofåror och andra förändringar av geomorfologin.

I norra och mellersta Sveriges stora utbyggda vattendrag är dessa fåror breda och ofta även långa (Figur 1). Ett till exempel är Letsi torrfåra i Luleälven, som med sina 17 km utgör Sveriges längsta torrfåra. Magasineringskapaciteten och utbyggnadsvattenföringen i dessa älvar är dimensionerad för att kunna nyttja större delen av årstillrinningen för kraftproduktion. Därför är de flesta av dessa fåror också periodvis helt torra, förutom det vatten som

tillförs vid intermittenta tappningar och från den tillrinning som kommer in via eventuella biflöden. I mindre vattendrag i södra Sverige som är utbyggda för vattenkraft är torrflöden ofta kortare och har vanligen en viss vattenföring under större delen av året (Figur 2).



Figur 1. Umluspens torrflöde, Umeälven. Flödet har ingen tilldömd minimitappning. Foto: Tina Hedlund.



Figur 2. Svartåns torrflöde/naturflöde vid Karlsunds kraftverk i Örebro län. Nuvarande minimitappning är 0,5 m³/s. Foto: Niklas Egriell.

Variationen hos dessa flöden avseende andel av ursprungligt flöde, längd, fallprofil, läge i avrinningsområdet, geografisk placering samt geomorfologi är mycket stor. Denna stora variation gör det så klart svårt att ge generella riktlinjer om vilken ekologisk potential som finns i dessa flöden. Gemensamt för de allra flesta är dock att de utgörs av tidigare forsmiljöer, vilket är ett landskapsekologiskt element som utgör en bristvara i Sveriges utbyggda vattendrag. I och med den höga utbyggnadsgraden i Sverige rent generellt är forsmiljöer en livsmiljö som nationellt sett blivit ovanlig, i synnerhet de med flöden av lite större magnitud. Vi har därför valt att diskutera ekologisk potential utifrån betydelsen av forsmiljöer, samt att diskutera potentialen utifrån olika organismgruppers koppling till vattenflöde.

2. Betydelsen i ett landskaps- perspektiv samt sambandet mellan flöde och ström- habitat

De reella och potentiella naturvärdena hos dessa fåror beror inte bara på de lokala naturförhållandena på platsen, utan också på deras läge i landskapet och regionen. Det beror på att sannolikheten för att en art har en population på en lokal inte bara styrs av platsens lämplighet, utan också på möjligheterna att ta sig dit (spridning) (Ricklefs & Schluter 1993). Naturvärdet är också avhängigt i vilken mån liknande habitat finns i landskapet i övrigt. Ju mer sällsynt eller unik en viss habitattyp är, desto viktigare blir den för den biologiska mångfalden i landskapet och regionen, givet att det finns arter som är knutna till habitattypen (Margules & Usher 1981, Margules & Pressey 2000). Därför är det viktigt att analysera dessa fåror i ett landskapsperspektiv.

Fåror omfattar nästan alltid sträckor som varit forsar eller vattenfall, det vill säga sträckor med turbulent flöde och förhållandevis stor fallhöjd på ett kort avsnitt av vattendraget. Dessutom kan sträckor med mindre fallhöjd ingå. De potentiella naturvärdena i en sådan fåra beror i hög grad på hur vanliga fors- och vattenfallsmiljöer är i landskapet.

Forsar (definierat som sträckor med turbulent flöde) förekommer i vattendrag av alla storlekar, men antalet forsar minskar med ökande vattendragsstorlek. Det beror på att den totala vattendragssträckan i varje storleksklass minskar med ökande vattendragsstorlek (Bishop med flera 2008), vilket ger ett negativt samband mellan antalet forsar och deras medelvattenföring. Det finns många forsar i vattendrag av första till tredje flödesordningen enligt Strahler (1954), medan forsar i vattendrag av sjunde, åttonde flödesordningen endast återfinns i storälvarnas huvudfåror. Den totala vattendragssträckan i Sverige har uppskattats till 530 000 km (ca 1 km/km²). Över 90 % av den sträckan hade avrinningsområden mindre än 15 km² (Bishop med flera 2008), vilket motsvarar en mindre bäck.

Forsar och vattenfall hör till de mest påverkade ekosystemen globalt och nationellt, med en lång historia av utnyttjande: Där har byggts kvarnar, dammar, och strömfåror har rensats och kanaliserats för att underlätta till exempel timmerflottning (Malmqvist & Rundle 2002, Nilsson med flera 2005, b). Sedan industrialismens genombrott har forsar och vattenfall även torrlagts när man byggt dammar och vattenkraftverk för att producera elektricitet (Jakobsson 1996). Kvarnar och industrier med behov av kyl- och processvatten kan ge upphov till sträckor med reducerad vattenföring, men nästan alla torrfåror i Sverige ligger i anslutning till vattenkraftverk. De ger upphov till de mest genomgripande förändringarna av forssträckor. Förutom att hela eller delar av vattenföringen avleds, så är ofta torrfåror vid vatten-

kraftverk också modifierade på andra sätt. I många fall fyller fåran en viktig funktion vid katastofavbördning, det vill säga när vattenföringen är så stor att den överskrider vattenkraftverkets kapacitet och/eller hotar dammen. I en del sådana fall är fåran även rensad från block och andra hinder, vilket gör att habitatets kvalitet och mångformighet för organismer blir lägre. Många tidigare forssträckor har också påverkan från timmerflottningen, med en simplificerad geomorfologi som resultat.

Det finns forssträckor som förblivit mer eller mindre fritt strömmande och inte har torrlagts eller dämats över av dammar i alla Sveriges vattendragsregioner. Det ligger bortom syftet med denna rapport att göra en djupare analys av dess geografiska fördelning, men tillgången på förhållandevis intakta forsmiljöer i landet påverkar vilken prioritet man ger till miljöförbättringsåtgärder i torrfåror. Forssträckor i storälvar med en medelvattenföring över 150 m³/s som är opåverkade av reglering (det vill säga att deras vattenföring inte är ändrad i magnitud eller tidpunkten för säsongsfuktuationer) saknas dock utom i de fyra nationalälvarna Torne-, Kalix-, Pite- och Vindelälvarna. Denna typ av opåverkad forsmiljö är således begränsad till norra Sverige och Bottenvikens vattendistrikt. I de utbyggda storälvarna finns dessutom ett fåtal forssträckor med outbyggd fallhöjd, där säsongsvariationen i vattenföringen är påverkad av reglering, men utan flödesreduktioner. Givet att växt- och djursamhällen i forsar i storälvar har andra egenskaper och naturvärden än de i små vattendrag (se nedan), måste åtgärder för att återskapa dessa naturvärden i storälvarnas torrfåror ges hög prioritet, särskilt om de ligger utanför Bottenvikens vattendragsdistrikt. Förutsättningen för dessa naturvärden kan vara de höga flödena, läget i vattendragsnätverket, eller en kombination av dessa faktorer. Det är alltså inte givet att det krävs flöden i samma storleksordning som de naturliga för att återskapa de stora forsarnas växt- och djurliv. Detta måste dock avgöras från fall till fall.

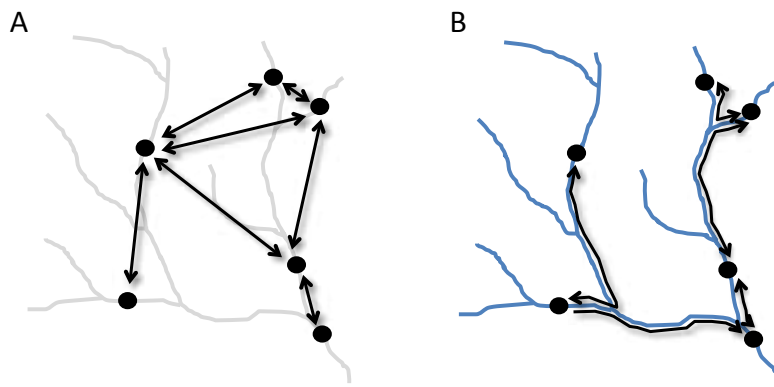
2.1 Forsmiljöer i ett landskapsperspektiv

En forssträckas naturvärde beror också på i vilken mån den är isolerad från andra liknande habitat i landskapet – kan dess organismer sprida sig till och från andra forsar, eller är populationerna isolerade så att de riskerar att dö ut till följd av slumpmässiga händelser? Forsmiljöer förekommer som öar eller fläckar i landskapet, men är samtidigt anslutna till nätverk av vattendrag. Forsarnas organismer kan i regel simma/flyta nedströms eller flyga/simma uppströms för att nå andra fläckar. Som habitat beror forsmiljöernas grad av isolering inte så mycket på avståndet till andra forsmiljöer, utan på förekomsten av barriärer som hindrar organismer att röra sig i vattendragsnätverket. Dessa barriärer kan utgöras av faktiska hinder som till exempel dammar eller trösklar, men också av vattenmiljöer som är mindre lämpliga för de strömlevande organismerna (Degerman med flera 2013). Till exempel har man visat att den ökade förekomsten av lugnvattenmiljöer i form av magasin kan påverka förekomsten av strömlevande fisk i vattendraget negativt genom ökat predationstryck framför allt på utvandrande smolt. Dels leder lugnvattensmiljöerna till ökad täthet av arter som till exempel gädda (*Esox lucius*), gös (*Sander lucioperca*) och lake (*Lota lota*) vilka prederar på smolten

(Degerman med flera 2013), och dels leder den minskade vattenhastigheten i magasinet till att smolten får en lägre simhastighet och därmed uppehåller sig i den riskabla miljön längre (Holbrook med flera 2011). Ökad förekomst av mer snabbströmmande miljöer i systemet kan då utgöra refugier där predationstrycket minskar. Det kan därför vara relevant att analysera tätheten av forsar, för att se om avståndet mellan forsar ligger inom spridningskapaciteten för olika organismer i landskapet/strömnätverket.

För att kunna avgöra vilket bevarandevärde forssträckor som återställs genom att införa någon form av tappning har är det viktigt att veta hur isolerade de är från andra forssträckor, och hur sannolikt det är att organismer kan sprida sig mellan områdena. Data för olika arters spridningsförmåga är dock bristfällig. Ett alternativ är att undersöka hur akvatiska samhällen och spridningen mellan olika områden kan modelleras, och om samhällena ser ut som man kan förvänta sig utifrån modellens antaganden.

Den enklaste modellen för hur olika områden med lämpligt habitat är sammanbundna med spridning är metapopulationsmodeller, det vill säga populationer av arter antas förekomma i fläckar (till exempel forssträckor) som ligger utspridda i landskapet (Figur 3A). Organismer i akvatiska miljöer har sedan länge föreslagits ha metapopulationsstruktur, till exempel av Hildrew & Giller (1994). Organismerna antas kolonisera eller dö ut från en fläck med viss sannolikhet, och områden med lämpligt habitat kan periodvis sakna populationer av arten i fokus. Empiriska studier har dock inte gett starkt stöd till idén. Gotelli & Taylor 1999 visade till exempel att den enklaste typen metapopulationsmodell beskriven ovan (av så kallade Levinstyp) inte var nog för att förklara mönster i kolonisering och utdöende av fiskpopulationer i vattendrag. Sannolikheten för att en fläck skulle koloniseras var till exempel oberoende av andelen bebodda fläckar i landskapet, vilket annars är en viktig förutsägelse av modellen. Däremot var positionen i vattendragssystemet viktig: det var mer sannolikt att en population dog ut och mindre sannolikt att arten återkoloniserade i de övre delarna av vattendragssystemet, medan nedströms liggande lokaler oftare hyste populationer som också hade låg risk att dö ut.



Figur 3. Populationer av en art (punkter) i ett vattendragsnätverk med pilar som visar hur populationerna är förbundna med spridning. (A) Arten antas ha metapopulationsstruktur, med förekomst i fläckar i ett matrix av ogynnsamt habitat. Fläckarna är förbundna med spridning. (B) Arten förekommer på samma fläckar som i (A), men fläckarna är förbundna med varandra via vattendragsnätverket. Artens spridning är begränsad till nätverket, men vattendragen utgör också korridorer med högre sannolikhet att individer överlever.

På senare år har man för vattendrag använt modeller där man istället för att anta att habitat utgörs av fläckar även tagit hänsyn till att fläckarna är anslutna till nätverk (Figur 3B), där grenarna i form av vattendragsfåror också utgör habitat (Grant med flera 2007). Man talar om *dendritiska nätverk*. Organismernas rörelse antas vara begränsad till nätverket, även om många arter har faser i sin livshistoria då de kan sprida sig utanför nätverket (Brown med flera 2011). Positioner i nätverket som är förbundna med många andra delar via vattendragsgrenar är lättare att kolonisera, och det är därför mindre sannolikt att sådana platser i nätverket står tomma, det vill säga saknar populationer av en art.

En mängd studier har analyserat artsammansättning av akvatiska arter i vattendragsnätverk: När det gäller fiskar, kan en modell som beskriver var i vattendragsnätverket en sträcka befinner sig förklara en stor andel av variationen i artrikedom, med fler arter ju närmare vattendragets mynning man kommer (Muneepeerakul med flera 2008). Det kan bero på att de lokala förutsättningarna passar allt fler arter ju större vattendraget är (högre habitatheterogenitet med mera), eller att de sträckor som är lätta att kolonisera också tenderar att hysa populationer av många arter. Att spridning är en viktig faktor visas av att samma mönster, det vill säga högre diversitet längre ned i nätverket, går igen hos enskilda arter: Positionen i nätverket kan ha betydelse för den genetiska diversiteten i en population. För atlantisk lax, *Salmo salar*, har man visat att den genetiska diversiteten minskar med avståndet från vattendragets mynning, vilket tyder på att spridning är mindre sannolik ju längre ut i nätverkets periferi en population befinner sig (Primmer med flera 2006).

För makrovertebrater har man funnit att medan lokala miljöförhållanden huvudsakligen kan förklara variationen i artsammansättning i mindre källflöden, är även sannolikheten att individer kan sprida sig till en vattendragssträcka betydelsefull för artsammansättningen i centrala, lägre liggande delar av vattendragsnätverk (Brown och Swan 2010). Till exempel har lokal

artrikedom av dag-, natt- och bäcksländor visats vara beroende av läget i vattendragsnätverket, och sträckor i perifert liggande källflöden tenderar att vara artfattiga (Altermatt med flera 2013). Det här visar att artrikedom inte bara styrs av lokala miljöförhållanden, utan att organismers spridningsmöjligheter också är viktiga, så att lokaler med större inflöde av individer är artrikare. Trots att sländorna kan flyga som adulta individer, och därför kan sprida sig över land mellan vattendragen, sätter den begränsade spridningsförmågan under larvstadierna spår i arternas utbredning.

Det här gäller för alla typer av makrovertebrater. I ett mindre avrinningsområde i norra Sverige var spridningsfaktorer viktiga tillsammans med de lokala miljöförhållandena för att förklara artsammansättningen av makrovertebrater (Göthe med flera 2013). Arter kan saknas från källflöden trots lämplig miljö, samtidigt som lokaler längre ner i vattendragsnätverket i större vattendrag kan hysa fler arter tack vare att de tar emot många driftande individer. Spridning längs vattendragsnätverket var viktigare för artsammansättningen av arter med dålig än med god flygförmåga, och tydligare på våren än på hösten (Göthe med flera 2013). Att centralt belägna delar av vattendragsnätverken hysar fler arter betyder inte att huvudfåror generellt har större bevarandevärde för makrovertebrater: Andelen habitatspecialister som därmed är förhållandevis sällsynta är större i perifera delar av vattendragsnätverk, vilket i en studie resulterade i högre total artrikedom av nedbrytare, samlare och predatorer i små, perifera vattendragssträckor jämfört med större huvudfåror (Swan & Brown 2014).

Även för strandväxter är läget i vattendragsnätverket av avgörande betydelse för att förutsäga både artrikedom och artsammansättning. I en studie av kärlväxter på stränder (Kuglerová med flera 2015) var lägets betydelse av samma storleksordning som för fiskar: Artrikedomen ökar när man rör sig nedströms mot större och större vattendrag i ett avrinningsområde. Detta resultat är ganska förvånande, då de flesta strandkärlväxters spridning inte är strikt bundet till vattendragen. Många arters frön sprids med det rinnande vattnet, antingen flytande eller nedsänkt i vattnet (Nilsson med flera 2010, Catford & Jansson 2014), men alla arter har dessutom andra spridningsmekanismer som gör att de kan sprida sig över vattendelare, till exempel med vind eller med djur. Att vattenspridning ändå förmodligen har stor betydelse för att förklara mönstret visas av att andelen arter med frön som flyter länge i vatten ökar med vattendragsstorleken (Kuglerová med flera 2015).

Den generella slutsats man kan dra av dessa studier är att läget i avrinningsområdet är viktigt, och att organismernas möjlighet att sprida sig mellan lokaler är betydelsefull, men vi vet i regel inte hur ofta spridning mellan olika lokaler måste äga rum för att inte populationerna ska riskera att dö ut. Olika taxonomiska grupper skiljer sig åt i vilken mån deras utbredning verkar vara styrda av spridningsbegränsningar (arters förmåga att kolonisera en plats). Fiskar och strandväxter är begränsade till nätverket av vattendrag i hög grad, medan makrovertebrater med god flygförmåga är det i lägre grad.

Även om många studier har visat på betydelsen av en vattendragssträckas plats i vattendragsnätverket för att förklara dess artsammansättning, finns det få studier av i vilken mån konnektiviteten har påverkat artsammansättningen

specifikt i fåror med helt eller delvis reducerat flöde. En studie av makrovertebratfaunan i torrfåror i norra Sverige visade ingen effekt på artrikedom av torrfåroras grad av isolering, mätt som avståndet fågelvägen till närmaste annan fors (Englund med flera 1996). Det kan tolkas som att fåror inte är så isolerade att arter som dör ut saknar förmåga att återkolonisera. Det kan också vara så att många arter saknar förmåga att sprida sig till sträckan, och om de dör ut lokalt, till följd av en slumpmässig händelse eller för att populationen blivit för liten, så kan de inte återkomma. Detta brukar kallas "utrotnings-skuld". Vidare studier behövs för att veta i vilken mån de arter som finns i fåror med helt eller delvis reducerat flöde idag kan överleva långsiktigt utan restaureringsåtgärder. Risken för utdöende vid fragmentering är dock större i ett dendritiskt nätverk än i system där populationer förekommer som fläckar i ett matrix eller linjärt längs bara ett vattendrag (Fagan 2002): Dels har en enskild fragmenteringshändelse större effekt, dels resulterar fragmentering i fler små fragment.

En studie av effekten av fragmentering på fiskar och makrovertebrater i floden Loire i Frankrike fann att då artsammansättningen i de uppströms liggande delarna främst styrdes av lokala faktorer kan restaurering och förändringar i flödesregimen lokalt vara effektiva. Däremot är de nedströms liggande delarna, vilka styrs av regionala processer i högre utsträckning, mer beroende av vad som händer i resten av avrinningsområdet (Van Looy med flera 2014), vilket försvårar miljöförbättringsåtgärder. Dammar utgör barriärer inte bara för fiskvandringar, utan också för vattenspridning av frön (Andersson med flera 2000), medan nedströmsdrift av makrovertebrater inte visats påverkas på ett entydigt sätt när man jämfört uppströms och nedströms dammar.

Sammanfattningsvis visar resultaten att många artgruppers förekomst i vattendrag styrs av deras möjligheter att sprida sig i vattendragsnätverket. Samtidigt kan populationer överleva lång tid även i isolerade vattendragsfragment, vilket gör att sådana områden kan ges högt bevarandevärde.

2.2 Forsarnas betydelse för biologisk mångfald och ekosystemfunktioner

Forsmiljöer hyser många arter unika för detta habitat. För att skydda dessa arter behöver således forsmiljöer bevaras, och om de saknas, om möjligt restaureras. En viktig fråga för att veta hur många forssträckor som behöver skyddas eller restaureras är i vilken mån artsammansättningen skiljer sig åt naturligt mellan olika typer av forsar, till exempel beroende på storlek och geografiskt läge.

Storleken på vattendrag har betydelse för artsammansättningen, som redan har behandlats ovan. För fiskar och strandväxter hyser små vattendrag inom ett avrinningsområde en mindre andel av de arter som finns i större vattendrag, medan det för makrovertebrater i större grad är olika arter som förekommer i små källflöden och större huvudfåror. För fiskar och strandväxter skulle det således teoretiskt räcka att skydda huvudfåran för att representera de flesta arter, medan skydd av makrovertebrater kräver att vattendrag av alla storlekar beaktas. Dock måste man även beakta omfattningen av en arts

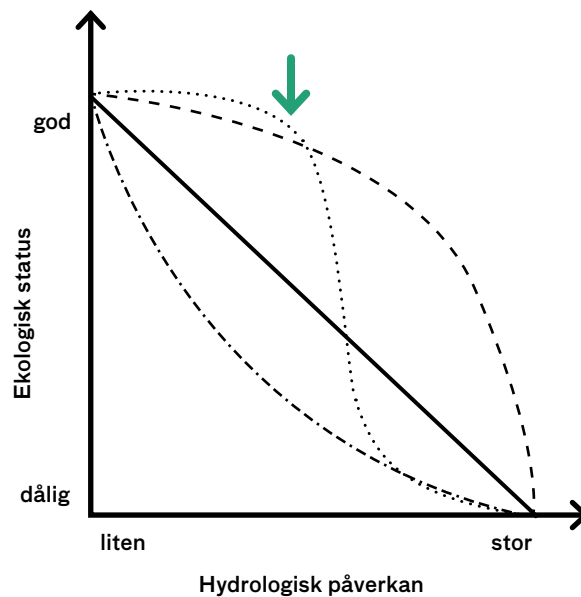
behov av habitat under alla dess livsstadier, där till exempel mindre sidovattendrag kan vara viktiga. Även arealen habitat för att upprätthålla livskraftiga populationer av arter är viktigt att beakta.

Forssträckor skiljer sig också i artsammansättning mellan olika delar av landet, vilket dels beror på att vattendragens habitat varierar med avseende på till exempel vattenkemi, dels på att klimatet är olika. Sandin och Johnson (2000) har till exempel visat att artsammansättningen av bentiska makrovertebrater från lokaler med avrinningsområden på 15–259 km² varierar längs en nord-sydlig gradient i Sverige. Vidare fann Malmqvist och Mäki (1994) att artsammansättningen av strömlevande makrovertebrater berodde på vattendragsstorlek, vattenkemi (alkalinitet, färg och fosfathalt) samt förekomsten av makrofyter (framför allt alger). Det faktum att artsammansättningen varierar med storlek på vattendragen och läget i landet visar att de är komplementära, det vill säga att skydd av forsmiljöernas arter kräver att forsmiljöer av olika storlekar fördelade geografiskt över landet skyddas.

Forsar utför också ekosystemfunktioner, av vilka en del har betydelse inte bara för organismerna i eller i nära anslutning till forssträckan. Akvatiska insekter i forsarna står för en betydande del av nedbrytning av organiskt material (Zhang med flera 1998, Wotton & Malmqvist 2001, Wotton med flera 2003). Forssträckor är också lek- och födosöksområden för fiskar som utnyttjar olika delar av avrinningsområdet eller till och med havsområden under olika delar av sin livscykel. Forsmiljöerna är även viktiga för vattenkvaliteten. Tack vare turbulensen i vattnet hålls syresättningen på en konstant nivå, medan den i mer lugnflytande sträckor kan variera över dygnet (Guasch med flera 1998). Renöfält med flera (2007) visade att stränder längs forssträckor generellt hade en högre artrikedom av kärlväxter jämfört med stränder längs lugnflytande så kallade selområden men också att forsstränderna var mer motståndskraftiga mot störning. De fann att forstränderna bibehöll sin artrikedom under perioder med mycket stora och långvariga översvämningar, medan selstränderna minskade i artrikedom efter sådana översvämningar. Syresättningen i strandsubstratet var signifikant mycket högre i forsmiljöerna jämfört med selområdena vilket torde kunna vara en möjlig förklaring till varför fler arter överlevde i dessa miljöer.

2.3 Kopplingen mellan vattenflöde och mängden och kvaliteten på forshabitat

Den springande punkten i frågan om vilka naturvärden som kan uppnås med olika tappningar i helt eller delvis torrlagda fåror är hur sambandet mellan vattendragssträckornas biologiska mångfald och ekosystemfunktioner och olika aspekter av vattenflödesregimer ser ut. Dessa fåror representerar en extrem avvikelser från en naturlig flödesregim i och med att allt eller det mesta av vattnet avleds från vattendragsfåran, och att eventuella minimitappningar normalt endast är några procent av den ursprungliga medelvattenföringen och saknar naturliga säsongfluktuationer. Vidare kan mycket höga flöden förekomma om tillrinningen överskrider kraftverkens eller dammarnas kapacitet och sådana flöden kan förhindra att ekosystem anpassade till de låga flöden som normalt råder efter reglering etableras.



Figur 5. Hypotetiska samband mellan ekologisk status och grad av hydrologisk påverkan. Sambandet kan vara linjärt (heldragen linje), så att varje avvikelse från den naturliga flödesregimen ger en motsvarande förlust i den ekologiska statusen. Det kan också vara icke-linjärt, med en stor initial förlust i ekologisk status med liten hydrologisk förändring (punkt-streckad linje), eller med stora ekologiska förluster först när avvikelsen blivit stor (streckad linje). Vissa ekologiska värden kan ha tröskelvärden (punktmarkerad linje), där förlusten är liten tills man når en tröskel (markerad med en pil) där ökande flödesförändring resulterar i stor ekologisk förlust.

Sambandet mellan ekosystemfunktion och flöde kan vara linjärt, så att ju mer vatten som släpps, desto fler naturvärden kan återfås (Figur 5). Det gäller då bara att hitta en för alla parter acceptabel avvägning mellan kraftnytta och förlust av naturvärden. Sambandet kan också vara icke-linjärt med tröskel-effekter. Man kan då tänka sig att ökade minimitappningar inte skulle ha någon positiv effekt på naturvärden, om de inte ökas tills tröskeffekten uppnåtts. Förekomsten av sådana trösklar skulle också kunna innebära att det finns en avvägning, där flödet kan minskas i förhållande till det naturliga med små förluster i naturvärden eller ekosystemfunktioner. Trösklarna kan motsvara en flödesnivå som behövs för att uppfylla habitatkraven för en art, till exempel tillräckligt vattendjup för att erbjuda isfritt vatten under vintern för fiskar. Tanken bakom bedömningsgrunderna för hydrologi och geomorfologi inom Sveriges arbete med EU:s ramdirektiv för vatten förutsätter i princip ett linjärt samband, där avvikelser kvantifieras som procentuell avvikelse från hydrologiska eller fysiska referensförhållanden. Huruvida den faktiska effekten på ekosystemen faktiskt följer detta är dock svårt att veta.

Det rinnande vattnet är den viktigaste faktorn att forma habitat och ge livsmiljö för vattendragens arter. Det finns dock inget enkelt samband mellan mängd vatten och mängd habitat eller biologisk mångfald, utan flödet kan delas in i ett antal flödestyper med olika betydelse för att forma ekosystemen (Bunn & Arthington 2002):

- *Basflöde*. Den vattenföring vattendraget har när det endast tar emot tillrinnande grundvatten.
- *Extrema lågflöden*. Flödet under extrema torrperioder, lägre än basflödet.
- *Högflödespulser*. Mindre toppar av höga flöden i samband med ökad avrinning efter till exempel regnperioder. Definieras ofta som flöden överstigande 75-percentilen, det vill säga 75 % av tiden är flödena lägre.
- *Större översvämningar*. Högflödestoppar, till exempel vårfloed vid snösmältning.

Dessa flödestyper har i sin tur olika ekologiska betydelser viktiga för att forma habitatet eller livsmiljön för organismer. Detta beskrivs av Bunn och Arthington (2002) utifrån fyra principer:

- Flödet formar habitatet.
- Vattendragens organismer är anpassade till vissa aspekter av flödesregimen (Lytle & Poff 2004).
- Konnektivitet longitudinellt (längs med vattendraget) och lateralt (mellan strand och vatten) är viktigt.
- Avvikelse från naturliga förhållanden kan gynna exotiska, invasiva arter på bekostnad av inhemska. Omvänt kan naturliga störningsregimer hålla exoterna i schack.

I tabell 1 listas ett antal sådana faktorer av betydelse för helt eller delvis torrlagda fåror.

Tabell 1. Exempel på den ekologiska betydelsen av olika flödestyper för helt eller delvis torrlagda fåror. Modifierad från Renöfält och Ahonen (2013).

Flödestyp	Ekologisk betydelse
Basflöde	<ul style="list-style-type: none"> • Avgör minimiutbredningen av habitat för akvatiska organismer (fisk, makrovertebrater, vattenväxter) • Skapar refugier för akvatiska organismer under vintern • Kontrollerar vattentemperatur och vattenkemi • Styr kontinuerlig tillgång på vatten i strandjordar, vilket begränsar utbredningen av fuktälskande strandväxter
Extrema lågflöden	<ul style="list-style-type: none"> • Skapar refugier för akvatiska organismer
Högflödespulser	<ul style="list-style-type: none"> • Formar vattendragsfåran • Styr storlekssorteringen på bottensubstrat • Hindrar att strandvegetation växer ner i fåran • Ger syresättning av ägg i lekgrus • Möjliggör nedströmsdrift av organismer • Underlättar fiskvandring
Större översvämningar	<ul style="list-style-type: none"> • Ger storskalig påverkan på vattendragsfårans form • Skapar habitat genom erosion och deposition av sediment • Återställer vattennivån i strandjordar • Upprätthåller artrikedomen i strandvegetation genom att minska abundansen av terrestra arter • Tillför näring till strandekosystemen • Skapar habitat för nyetablering av arter

En litteratursammanställning av effekter av flödesreglering på olika aspekter av vattendragens ekologi (Poff & Zimmerman 2010) visar att förändringar i vattenflödets magnitud, frekvens, varaktighet, tidpunkt såväl som förändringshastighet gett upphov till negativa konsekvenser i form av förlust av arter, minskad abundans och störningar i delar av arters livshistoria.

Magnitud

Reducerade flöden leder till minskad artrikedom av flera taxa. Poff och Zimmermans litteratursammanställning (2010) visar att makrovertebrater som grupp inte uppvisar något enhetligt mönster: De flesta studier visar på minskad abundans och artrikedom vid flödesreduktioner, medan några dokumenterat motsatt mönster. Den mest omfattande svenska studien (Englund med flera 1996) visar dock att den totala artrikedomen och artrikedomen av flera funktionella grupper av makrovertebrater, till exempel betare, rovdjur och nätspinnade nattsländor (Englund med flera 1997b) blir

lägre med reducerade flöden i älvar i norra Sverige utbyggda för vattenkraft-sändamål. Även för makrofyter kan reducerade flöden ge negativa resultat: Abundansen av näckmossorna *Fontinalis dalecarlica* och *F. fontinalis* var lägre på sträckor med reducerade flöden (Englund med flera 1996). Minskad vattengenomströmning som följer av flödesreduktioner kan dock ge massförekomst av vissa makrofyter, till exempel *Juncus bulbosus* och *Sparganium* spp. (Schneider med flera 2013).

Konnektiviteten påverkas också av flödesreduktioner. Laxuppvandring går långsammare när flödena är låga (Erkinaro med flera 1999), och även smoltutvandringen gynnas av höga flöden (Carlsen med flera 2004).

De flesta av de studier som refereras är dock jämförelser mellan reglerade och oreglerade förhållanden, och det är osäkert i vilken mån det är just det reducerade flödet som lett till minskad artrikedom och abundans, eller om orsaken är andra aspekter av den förändrade flödesregimen som är korrelerade med flödesreduktioner, som förändringar i frekvens, tidpunkt och varaktighet av olika flöden. Det kan även ofta vara stora hydromorfologiska skillnader där tidigare mer snabbflytande sträckor omvandlats till uppdämda magasin med en lägre vattenhastighet.

Studierna av effekten av flödesreduktioner kan också ges en omvänd tolkning, då jämförelserna ofta är mellan fåror med minimitappning på endast några procent av den ursprungliga och fåror i outbyggda vattendrag, men som trots det uppvisar en artrikedom som ligger i samma storleksordning som i oreglerade strömsträckor, om än med lägre populationsstorlekar och förlust av vissa arter (Englund med flera 1996). Det visar att en ökning av flödesmagnituden kan ha positiva effekter när man går från en (periodvis) torrlagd fåra till en situation där åtminstone stora delar av fåran är vattenfylld långa perioder. Englund med flera (1996) beskriver ett empiriskt samband mellan hur stor andel av den ursprungliga fårans bredd som är vattenfylld vid olika flödesreduktioner, enligt vilken ungefär en tredjedel av flödet krävs för att uppnå över 90 % av den ursprungliga bredden. Man kan dock räkna med att ju större andel av den naturliga vattenföringen som släpps i fåran, desto större habitatdiversitet får man, genom att nya habitattyper läggs till med ökande flöde.

Tidpunkt

Även om flödesmagnituden inte påverkats, leder förändringar i säsongsvariationen till minskad abundans av flera organismgrupper, till exempel nätspinnande nattsländor (Englund med flera 1997b). Säsongsvariation i flöden, framförallt en period med höga flöden ger större förutsättning att få flöden som skapar habitat, omformar fåran och underlättar spridning. I norra Sverige motsvaras dessa högflöden av vårflodstopp till följd av snösmältning under våren (maj-juni), medan de i södra Sverige ofta inträffar under senhöst (nov-dec). Störningen som perioder med höga flöden ger upphov till gynnar mångfalden av arter i strömmande vatten genom att minska dominansen av konkurrensstarka arter som annars kan monopolisera resurser, så att fler arter kan samexistera (Hildrew & Townsend 1987, Ward med flera 1999). Stabiliserade flöden leder till förlust av konkurrenssvaga arter av flera orga-

nismgrupper, makrovertebrater såväl som vattenväxter (Holmes & Whitton 1981, Rørslett 1989a). Översvämningar med en återkomstfrekvens vartannat år upprätthåller också strandvegetationens typiska artsammansättning genom att hindra att terrester vegetation tar över (Rivaes med flera 2015).

I avsaknad av höga flöden kan finsediment ackumuleras på sträckor med reducerat flöde (Baker med flera 2011), vilket till exempel kan leda till att syresättningen av grusbäddar viktiga för laxfiskars lek hindras. Emellertid utsätts många av dessa fåror för episoder av mycket höga flöden under episoder av kapacitetsspill, vilka istället gör att sediment av finkorniga fraktioner spolas bort från sträckornas delar med turbulent flöde.

Flödets varaktighet och frekvens

Om perioder med låga flöden förlängs, kan det resultera i minskad abundans och diversitet av arter. Relevant för sträckor med reducerad vattenföring är att om perioderna med kritiskt låga flöden förlängs kan det innebära minskad utbredning av refugieområden för fisk och andra akvatiska arter. Om frekvensen och varaktigheten av höga flöden, till exempel vårfloedstoppar, minskar, kan det innebära att terrestra arter invaderar tidigare strandzoner och leder till minskad artrikedom.

Förändringshastighet

I fåror som används för kapacitetsspill kan flödets förändringshastighet vara snabb vilket kan medföra risk för att organismer spolas nedströms vid ökande flöden, och risk för strandning av fisk vid minskande flöden (Saltveit med flera 2001).

Nedan presenteras hur olika organismgrupper påverkas av flödesförändringar i torrfåror, och vad som är känt om eventuell respons på åtgärder för att göra flödesregimen mer naturlig.

3. Potential att öka naturvärden genom att ändra aspekter av flödesregimen

3.1 Systematisk litteraturgenomgång

I ett första steg gjordes en systematisk genomgång på vetenskaplig litteratur samt tekniska rapporter för att dels kvantifiera mängden studier som direkt relaterar till tillförsel av vatten i tidigare torra/delvis torra fåror samt att utröna huruvida det finns direkt vetenskapligt stöd för att miljöförbättringar i torrfåror i form av tillfört vatten leder till att förekomster och tätheter av strömlevande organismer ökar i området. Söktermer som användes var:

- Dewatered reach
- Depleted reach
- Hydropower
- Biodiversity
- Current velocity
- Zero flow
- Fish
- No-flow
- E-flow
- River restoration
- Bypass-channel
- Migration channel
- Recolonisation
- Nature-like
- Riverine
- Lotic
- Macrophytes
- Aquatic invertebrates
- Minimum flow

Tyvärr är undersökningar som visar på effekter av att tillföra vatten till fåror som tidigare varit helt eller delvis torrlagda på grund av omledning av vatten i samband med vattenkraftsutbyggnad en bristvara. I vår genomgång inkluderades därför fåror både i reglerade och oreglerade vattendrag och representerar så väl ursprungliga fåror som konstruerade biokanaler.

Kravet i genomgången var att den miljöförbättrande åtgärden skulle vara tillförsel av kontinuerliga eller långvariga flöden i fåran. De effekter som

följdes upp var artrikedom och/eller abundans av strömlevande organismer. Urvalet inkluderar studier som följt upp artrikedom och/eller abundans bland strömlevande organismer före och efter behandling och jämförs med naturtillståndet eller ett restaurerat tillstånd.

Endast vissa sökkombinationer gav resultat i form av potentiellt relevanta artiklar (1040 titelträffar), och efter abstractgranskning kvarstod 25 av dessa (Tabell 2).

Efter full granskning av urvalsmaterialet visade sig tolv artiklar motsvara urvalskriterierna. Dessa är från tidsspannet 1990–2014. Sju studier är utförda i Nordamerika (tre från Kanada och fyra från USA), en i Grekland, en i Tyskland och tre i Sverige. Studierna redogör för de effekter som dokumenterats för artrikedom och/eller tätheter hos strömlevande organismer när nykonstruerade faunapassager (4), tidigare torrlagda kvillområden (2), säsongsvist torrlagda vattendragsfårar på grund av uttag av yt- och grundvatten för bevattning (2) eller artificiellt skapade torrfårar på grund av omledning av vatten (3 på grund av vattenkraftproduktion, 1 på grund av uttag för bevattningsvatten) tillförts vatten kontinuerligt (Tabell 3). Vattendragen/omlöpen i studierna varierar i storlek från mindre skogsbäckar till stora älvar som Susquehanna River med ett medelårsflöde på ca 1200 m³/s (Weisberg med flera 1990).

Ökat flöde i fåran uppstod på grund av att flöden tillfördes medvetet i restaureringssyfte, var en bieffekt av andra åtgärder eller berodde på extrema naturliga flödesnivåer. Tidpunkten för uppföljning varierade mellan studierna. De tidigast utförda skedde under samma säsong och den senaste 14 år efter åtgärden. Strandvegetationen undersöktes i sex artiklar, makrovertebrater i fem, fiskar i sex samt i två artiklar har även mossor, alger och vattenväxter undersökts. Sex av tolv studier rapporterar att artrikedomen ökat för strömlevande organismer och i nio av artiklarna rapporteras att arttätheter för strömlevande organismer ökat efter åtgärderna. I fyra fall har båda effekterna rapporterats. I ett fall har man inte kunnat notera någon förbättring och i ett fall har effekterna varit negativa i jämförelse med det ickeåtgärdade referensområdet (Tabell 3).

Tabell 2.

Kombinationer av söktermer, antalet titlar dessa genererade samt antalet artiklar som inkluderades i undersökningen efter att abstract granskats.

Nr	Kombination	Titlar	Abstract
1.	River* AND Restor* AND Dewat*	367	9
2.	River* AND Restor* AND No flow AND Biodiversity	81	5
3.	River* AND Dewat* AND Invertebrat*	72	4
4.	River* AND Dewat* AND Macrophyt*	47	0
5.	River* AND Depleted AND Recolonisation	53	1
6.	Dewater* AND Macrophyt*	140	2
7.	Hydropower AND Bypass channel	68	2
8.	Hydropower AND Minimum flow AND Invertebrat*	99	2
9.	Hydropower AND Minimum flow AND Marcophyt*	33	0
	Totalt	1040	25

Tabell 3.

Förteckning över de artiklar som inkluderats i undersökningen samt de effekter på biodiversitet och abundans som rapporterats av att torrflödena tillförts vatten. "O" indikerar ingen förändring, "-" att åtgärden ledde till negativa effekter och "+" att åtgärden lett till positiva effekter.

Artikel Namn/År	Effekt biodiversitet			Effekt abundans			Annan effekt / info
	o	+	-	o	+	-	
Weisberg med flera 1990					100 gånger tätare populationer (främst Trichoptera/Chironomidae)		En sommar med minimiflöde (142 m ³ /s , MQ 1200 m ³ /s) som skapade stabila strömhabitat i annars p.g.a. vattenkraftsproduktion torrlagda delar av fåran. Maryland, USA.
Eberle med flera 1993		Ökat antal fiskarter i tidigare torrlagda sträckor men litet referensmaterial					Sträckor som p.g.a. uttag av yt- och grundvatten för bevattning ofta är torra under delar av året hölls under ett år våta genom extremt höga sommarflöden. Förekomster jämförs mellan torrt och vått år. Kansas, USA.
Hill & Platts 1998					Strandväxter/fiskar		Åfåran (Kalifornien) återfick minimiflöden med hög-flödestopp efter att under lång tid saknat vatten p.g.a. vattenkraftsproduktion. Flödena byggdes upp under en räkka år för att understödja utvecklingen av strandvegetation. Fem år senare är år ett fungerande ekosystem med riklig strandvegetation och tål sportfiske. Kalifornien, USA.
Helfield med flera 2007					Ökade tätheter för strandvegetation		Kvillområdena tillfördes vatten vid flottledsåterställningar. Resultat och analys inkluderade även ej torrlagda återställda sträckor. Umeälven, Sverige.
Jones med flera 2008		Fisk, växter och insekter koloniserar nytt habitat. Artrikedomen ökar under studietiden (tre år)			Fisk, alger, mossor, växter och insekter koloniserar nytt habitat. Tätheter ökar under studietiden (tre år)		Konstgjord ersättningsfåra p.g.a. uttag av vatten till gruvverksamhet utvärderades efter tre år och jämfördes med naturliga referenser. Signifikant lägre värden i den konstgjorda. NW Terr., Kanada.
Hall med flera 2011					Ökad nyrekrytering och snabbare tillväxt för strandvegetationen		Fåra som lämnats torr p.g.a. vattenkraftsproduktion tillfördes minimiflöde och vårflood (flöde motsvarande ca MQ 3 m ³ /s fördelat över året, ursprungligt MQ 100 m ³ /s). Tillväxt för och nyrekrytering av Black Cottonwood undersöktes. British Columbia, Kanada.
Skoulikidis med flera 2011	Ursprungliga nivåer uppnåddes				Snabb återhämtning för invertebrater och tecken till återhämtning för fisk		Extremt torrår torrlade vattendrag där uttag av bevattningsvatten sker. Återkoloniseringen undersöktes. Grekland.
White & Stromberg 2011		Hög artrikedom i jämförelse med periodiskt torrlagda referensvattendrag			Höga tätheter i jämförelse med periodiskt torra referensvattendrag		Urban torrflöda i Arizona (USA) tillfördes flöden och strandvegetationens artrikedom och tätheter jämfördes med periodiskt torrlagda referensvattendrag.

Forts. Tabell 3

Artikel	Effekt biodiversitet			Effekt abundans			Annan effekt / info
	0	+	-	0	+	-	
Helfield med flera 2012			Minskad artrikedom. Eventuellt för kort tid och ogynnsam bottenstruktur.				Flottledsrestaurering i Piteälven skapar flöden i kvillområden. Artrikedom för strandväxter och mossor undersöktes och jämfördes med icke restaurerade områden fem år efter åtgärd.
Gustafsson med flera 2013		Efter två år uppvisade biokanalen 63% diversitet i jämförelse med referenserna. Sel- och svämplans-habitat uppvisade störst diversitet.					Ett experimentiellt omlöp vid Eldsforsens kraftverk med varierande habitat-typer utvärderades efter två år i bruk. Diversiteten hos makrovertebrater på familjenivå jämfördes med den hos referensvattendrag. Dalälven.
Pander med flera 2013		Omlöpen fungerade som habitat för strömkrävande och uppväxande fiskar.			Tätheter av stömkrävande fiskar ökade relativt sett i jämförelse med de uppdämda delarna av vattendraget.		Tre omlöps funktion som passage och habitat för strömlevande utvärderades. Omlöpen byggdes då det fanns gamla kvarnar med bevarandevärde i systemet. Bayern, Tyskland.
Scrimgeour med flera 2014		Högre värden för evertrebrater än vad Jones med flera (2008) rapporterade, men fortfarande signifikant lägre än i referenserna			Ökade tätheter jämfört med Jones med flera (2008) rapporterade, men fortfarande lägre än referenserna.		Samma objekt som Jones med flera (2008). Konstgjord ersättningsström utvärderades efter 14 år och jämfördes med naturliga referensströmmar. Relativt sett lite alloktont material i strömmen i jämförelse med referensströmmarna.

3.2 Åtgärdspotential utifrån artgrupp

Nedan följer en genomgång av åtgärdspotentialen artgrupp för artgrupp. För ett fungerande ekosystem bör man dock ha helhetssyn och beakta såväl ekosystemets arter som de processer som skapar dess miljö (hydrologi, geomorfologi och vattenkvalitet). Då kunskapen om åtgärdspotentialen för de olika artgrupperna är ofullständig, är det lätt att helhetsperspektivet försvinner.

3.2.1 Fisk

Sex av studierna i litteraturgenomgången rapporterar positiva effekter för täthet och/eller artrikedom av strömlevande fiskar. Två av studierna har utförts i regioner där uttorkning av vattendraget sker även av naturliga orsaker. Eberle med flera (1993) undersökte förekomster och tätheter hos fiskar efter extremflöden medförde att torra åsträckor haft kontinuerliga flöden under en hel säsong, och fann 25 arter i systemet jämfört med tidigare rapporterade 22. Flera arter uppvisade ökade populationsstorlekar samt noterades även på helt nya lokaler. Skoulikidis med flera (2011) såg en återkolonisering av fisk i torrlagda strömsträckor som återfått vattenflöden, men också att torrläggningen minskat diversiteten och tätheten bland fiskar samt att återkoloniseringstakten var långsam. Hill och Platts (1998) studerade en kalifornisk torrflåsa som

återfick flöden efter 50 års torrläggning och fann att öringpopulationen efter en initial utplantering växte med uppemot 40% årligen under en femårsperiod och efter fem år ansågs sträckan tåla tryck av sportfiske. Jones med flera (2008) och Scrimgeour med flera (2014) fann att harringens tillväxt var lägre i det konstgjorda vattendraget än i de naturliga referensströmmarna men samtidigt att tillväxttakten ökat med tiden. Fiskvägar anlagda vid dammar i den tyska floden Main bidrog inte bara till ökad konnektivitet för vattendragets fiskar utan fungerade även som habitat för strömlevande fiskar och fiskyngel (Pander med flera 2013).

Institutionen för akvatiska resurser vid Statens Lantbruksuniversitet har i en preliminär förstudie på fiskfaunan i svenska fåror med helt eller delvis reducerat flöde gjort ett försök att kartlägga effekter av reducerat flöde i dessa fåror (Spjut & Degerman, opublicerade data). Undersökningen baseras på elfiskedata från 2500 elfiskelokaler fördelade på; (i) vattenförande huvudfåror (utgör 82,5 % av lokalerna), (ii) fåror där flödet är reducerat genom omledning men där flygbildstolkning har indikerat att mer än halva vattendragets bredd ändå är vattenförande (utgör 10,5 % av lokalerna) samt (iii) fåror där flygbildstolkning har indikerat att fåran har inget eller kraftigt reducerat flöde (utgör 6,9 % av lokalerna). Elfiskelokalerna i de två sista klasserna har visserligen en nationell spridning, men lokaler i södra Sverige är överrepresenterade, i synnerhet då det gäller kategori två. I norra Sverige utgjordes lokalerna med reducerat flöde till största delen av torrfåror i storälvarna. Jämförelsen mellan de olika typerna av fåror innebär alltså att det blir stora skillnader i storlek på avrinningsområde, geomorfologiska samt klimatiska faktorer grupperna emellan. Metodiken är också grov då flygbildstolkning endast ger en momentan bild av vattenförekomsten i fåran då bilden togs, och uppdelningen av fåror därför blir osäker. Det går heller inte att avgöra om vattnet i de fåror som klassades som vattenförande faktiskt var resultatet av inflöde i fåran eller om fåran var vattentäckt med hjälp av spegeldammar eller naturligt förekommande trösklar i systemet. Resultaten från genomgången bör därför endast ses som ett första preliminärt försök att kartlägga effekter av reducerad vattenföring samt ekologisk potential i samband med ökad vattenföring i fåran.

Resultaten visade i alla fall som väntat att fiskfaunan svarade på en förändring i den hydrologiska regimen. Som variabel för att bedöma ekologisk status hos fiskfaunan användes VIX index (Beier med flera 2007). Detta index indikerar avvikelser från ett förväntat resultat i ett vatten som har hög/god ekologisk status. Fiskfaunan i fåror med reducerat flöde skiljde sig från den i huvudfåror, dock hamnade fåror av kategori två över värdet som indikerar God Ekologisk Status (GES), medan fåror i kategori tre hamnade under. Då man korrigerade för materialets skillnader i storlek mellan de olika kategorierna (bortsortering av lokaler med avrinningsområde >1000 km²) hamnade dock även fåror av kategori två under gränsvärdet för GES. Resultatet visade också att fåror av kategori två och tre hade en högre förekomst av limnofila generalister (lake, abborre, benlöja och mört) jämfört med huvudfåror, samt att förekomsten strömlevande arter som öring och lax (endast vattendrag med avrinningsområde >1000 km²) var lägre i fåror av kategori två och tre jämfört med huvudfåror. Lägst var förekomsten av dessa arter i fåror av kategori tre.

Då man enbart tittade på artantalet var detta faktiskt högst i fåror av kategori två. Här drar man paralleller till hypotesen om intermediär störning (Grime 1973) som visar på att artantalet ökar vid en viss störning för att sedan minska vid ökad störning. Strömlevande arter som simpbor och även harr liksom artantalet i helhet kunde i någon mån gynnas i fåror av kategori två jämfört med fåror av kategori tre. Strikt bottenlevande arter (simpbor, lake) gynnades jämfört med arter som uppträder mer pelagiskt, åtminstone tidvis.



Figur 6. Laxfiskunge och simpbor i Säveån. Foto: Niklas Egriell.

3.2.2 Makrovertebrater

Resultat av litteraturstudie

Fem studier rapporterar effekter på makrovertebratsamhällen. Tre av dessa undersökte konstgjorda vattendrag och jämför täthet och artrikedom för strömlevande makrovertebrater med naturliga referensvattendrag. I ingen av studierna uppnås referensnivåerna under de tider (3–14 år) som studierna pågått. Dock sker det kolonisation av strömlevande makrovertebrater kontinuerligt under studietiden i alla objekt och tendensen indikerar att täthet och artrikedom kommer att fortsätta öka (Jones med flera 2008, Gustafsson med flera 2013, Scrimgeour med flera 2014).

Två undersökningar rapporterar effekter för makrovertebratsamhällen efter att torra strömfåror tillförts kontinuerliga flöden. Weisberg med flera (1990) jämförde tätheter i en torrfåra under en sommar med konstant flöde med somrar då torrläggningar förekom, och noterade 100 gånger högre tätheter för fjädermyggor och nätspinnande nattsländor under sommaren med kontinuerliga flöden. Skoulikidis med flera (2011) undersökte makrovertebrat-diversiteten före och efter två års torrläggning och fann att återkolonisationen var snabb och att diversiteten inte påverkats negativt. Dock trycker författarna på vikten av refugier vid torra samt att torrperiodernas karakteristik inte bör skilja sig alltför mycket från naturtillståndet för att en återhämtning ska kunna vara möjlig.

Övrigt

Länsstyrelsen i Värmland har inom Havs- och vattenmyndighetens naturfåreprojekt sammanställt resultatet av en pilotstudie där syftet har varit att testa en metod för provtagning av bottenfauna i fåror vid vattenkraftverk med varierande grad av flödesreduktion för att kunna bedöma graden av regleringspåverkan (Ericsson med flera 2015). I den rapport som producerats i samband med detta ges en genomgång av effekter av flödesreduktion på akvatiska evertetrater (Bilaga 1). Generellt sett är effekterna av flödesreduktion inte helt tydliga och i rapporten föreslår man att bottenfaunan kan påverkas av reglering på olika sätt då många påverkansfaktorer ofta är inblandade, och det är svårt att urskilja enskilda faktorer som drivande. Det gör att bottenfaunans respons på reglering är svår att förutsäga. Generellt kommer de dock fram till att den negativa påverkan på bottenfaunan blir kraftigare ju kraftigare flödesvariationen är. Mer detaljerad beskrivning av resultaten ges i kapitel 5, samt i bilaga 1.

Liknande slutsatser drar Poff med flera (2010) i en stor litteraturgenomgång där man sökt kvantifiera effekter av flödespåverkan och hitta generella samband mellan flödespåverkan och abundans och diversitet av vattendragsknutna organismer. Som underlag för analys av påverkan på makrovertebrater användes 25 olika studier. Den vattenföringsvariabel man tittade i analysen var magnitud och innefattade både ökning och minskning av flödet. De ekologiska responsvariablerna var abundans och diversitet. Flödena man tittade på var antingen förändring av totalflöde, eller förändring i basflöde (lågflödessituation). Dock var förändringarna väldigt stora; nära 100 % ökning eller minskning, och bara några få var mer intermediära. Generellt sett var responsen på flödesförändringen en minskning i abundans och diversitet. Detta mönster gällde både om flödesförändringen var en minskning eller en ökning av vattenmängden gentemot det naturliga flödet. Eftersom det inte fanns någon gradient i flödesförändring var det svårt att hitta något tröskelvärde eller ett respons samband mellan ekologisk variabel och flödesförändringar. Dock visar litteraturen sammantaget på att en kraftig påverkan på bottenfaunan kan förväntas i kraftigt reglerade naturfåror. Exempelvis visade Sabo (2010) i en genomgång av vattendrag i Nordamerika där han undersökte samband mellan flödesvariabilitet, längden på de akvatiska näringsvävarna samt avrinningsområdets storlek, att ett enda torrläggningstillfälle kan förkorta näringsvävslängden till en tredjedel av den ursprungliga och att effekten varar i åtminstone 20 år. Den negativa påverkan av ett sådant nollflödestillfälle var oberoende av storlek på avrinningsområdet. Likaså visade han att frekvent återkommande högflödestoppar hade en negativ påverkan på födovävarnas längd.

3.2.3 Akvatiska makrofyter, mossor och alger

Resultat av litteraturstudie

Effekter på strömvattenkrävande alger och akvatiska makrofyter undersöktes i två av de granskade studierna och båda utfördes i samma konstgjorda vattendrag i norra Kanada. Tätheter för ovan nämnda organismer i vattendraget mättes tre (Jones med flera 2008) respektive 14 år (Scrimgeour med flera 2014) efter att åtgärderna utförts och jämfördes med naturliga referensvattendrag. Tätheterna ökade konstant under studietiden men var fortfarande markant lägre än i referensvattendragen 14 år efter åtgärderna. Orsaker till detta angavs vara att återkolonisation efter en störning sker sakta i arktiska regioner i allmänhet, att områdets geomorfologi var ogynnsamt, att det konstgjorda vattendragets strandbankar var branta och instabila samt hade låg habitatheterogenitet.

Övrigt

Generellt sett är flödesrelaterade variabler så som vattenhastighet och vattenföringsregim de viktigaste variablerna för att kontrollera tätheten av akvatiska makrofyter (Chambers med flera, 1991; Biggs 1996; French & Chambers 1996) och en effekt av reglering generellt är att sträckor där flödet är relativt stabilt över året får en ökad täthet av akvatiska makrofyter, med dominans av en eller ett fåtal arter (till exempel Rørslett med flera 1989b). Liknande dominans av en eller ett fåtal arter kan ses i delar av den reglerade Umeälven, där till exempel löktåg (*Juncus bulbosus*) kan få närmast invasiv utbredning (Widén med flera 2015). Arten gynnas av siltiga bottenstrat (Rørslett 1996) och kan täcka kilometerstora ytor på botten av älven. Den gynnas även av ökad NH₄⁺, som enligt Schneider med flera (2013) kan vara ett resultat av minskad vattenhastighet i dammar i reglerade älvar. Undersökningen av Umeälvens makrofyter (Widén med flera 2015) visade också att en art som ökat i den reglerade Umeälven är ålnate (*Potamogeton perfoliatus*) vilken gynnas av humusrik grovt substrat (Battrup-Pedersen & Riis 1999). Särskilt högre upp i systemet i Umeälven växer *P. perfoliatus* i stora bestånd. I den oreglerade och jämförbara Vindelälven på motsvarande höjd över havet växer i stället gräsnate (*Potamogeton gramineus*). Gräsnate föredrar sandiga substrat och behöver god syresättning. Är syresättningen dålig kan detta försena groningen av frön som ligger begravda i finkornigt substrat (Spencer 1997). Sänkta vattenhastigheter och nolltappningsperioder gynnar deposition av silt och kan skapa en lägre syresättning i botten sedimentet (Siergieiev 2013). Gräsnate har minskat både i täckningsgrad och frekvens i Umeälven efter reglering (C. Nilsson, personliga noteringar, 1977, jämförelsen utförd i Hällforsmagasinet).

Andra exempel på arter som dominerar i den reglerade Umeälven jämfört med den oreglerade Vindelälven är strandranunkel (*Ranunculus reptans*) och klolånke (*Callitriche hamulata*). Strandranunkel är relativt snabbväxande, frystålig och gynnas av silt, vilket kan förklara dess ökade utbredning, och klolånke klarar av att växa på djupare vatten och har där en konkurrensfördel mot andra *Callitriche*-arter. Arter som missgynnats i Umeälven jämfört med Vindelälven är sjöfräken, (*Equisetum fluviale*) och hästsvans (*Hippuris vulgaris*). Båda arterna har ihåliga stjälkar som riskerar att brytas av vid

snabba vattenståndsväxlingar (korttidsreglering), vilket kan vara en orsak till varför de är ovanligare i Umeälven. En annan art som missgynnats är pilbladshydriden *Sagittaria natans* x *sagittifolia*. Denna är inte frystålig vilket skulle kunna vara en orsak till nedgången i Umeälven (Nilsson 1978). *Nittella* spp. gynnas av tillgång till grundvatten (Corillion med flera 1975, Bornette med flera 1996) och är vanlig i tidiga successionsstadier. Den gynnas också av upprepade översvämningar så som vårflod (Bornette med flera 1996), vilket inte längre förekommer i Umeälven, vilket kan förklara varför den är vanligare i Vindelälven.

För att tappning av vatten i tidigare torrlagda fåror skall öka ekologisk potential hos akvatiska makrofyter och efterlikna en naturlig fördelning och sammansättning av arter bör man därför tillämpa en tappningsregim som återspeglar den naturliga flödesregimen och därmed ger upphov till en diversifiering i störningsfrekvens och intensitet. Vilken typ av akvatisk vegetation man kan förvänta sig i respektive fåra är platsspecifikt och beroende av regional artstock, position i landskapet, fårans lutning, vattenhastigheter, tillgängligt substrat samt även aspekter av vattenkvalitet (Moutka & Virtanen 1995, Janauer med flera 2010).

Akvatiska mossor är generellt ofta knutna till högre vattenhastigheter jämfört med akvatiska makrofyter (Gecheva med flera 2013). Det finns dock en variation i habitatpreferens mellan olika arter (Lang & Murphy 2012). Vissa studier har visat att, liksom med akvatiska makrofyter, kan enstaka arter bli dominerande då vattenföringen hålls stabil över året (Rørslett med flera 1989a, Holmes & Whitton 1981). En studie utförd i svenska reglerade vattendrag i norra Sverige gav dock inga belägg för att enstaka arter blev dominant i och med reglering (Englund med flera 1997a). Vad man fann i denna studie var att även om abundansen av akvatiska mossor inte skilde sig mellan reglerade och oreglerade sträckor påverkades taxonomisk rikedom negativt av reglering, samt att abundansen hos enskilda arter påverkades. Stor näckmossa (*Fontinalis antipyretica*) och näckmossa (*F. dalecarlica*) hade lägre än förväntade abundanser i sträckor med reducerat flöde, medan abundansen av slipperblindia (*Blindia acuta*) och älvbladsmossa (*Schistidium agassizii*) var högre än förväntat i sträckor med reglerat men o reducerat flöde.

Ett ökat flöde i sträckor där flödet helt eller delvis reducerats skulle alltså kunna gynna arter som näckmossa och stor näckmossa, vilka båda är viktiga strukturella komponenter i vattendragsekosystem och kan fungera som refugier för öring (Heggnes & Saltveit 2002). Akvatiska mossor är också viktiga för abundans och artsammansättning av akvatiska evertebrater (Stream Bryophyte Group 1999), då de generellt ökar habitatheterogeniteten och tillgänglig habitatyta (Englund med flera 1997a). De är också en viktig födokälla för akvatiska evertebrater. Även om mossorna i sig inte ofta äts fungerar de som substrat för påväxtalger som äts, samt att de ökar retentionen av organiskt material vilket utgör föda för makrovertebrater (Suren & Winterbourn 1992; Muotka & Laasonen 2002)

3.2.4 Strandvegetation

Resultat av litteraturstudie

Ett av resultaten för strandvegetation kommer från en studie som även behandlar effekten av flödesåtgärder på akvatiska makrofyter och alger i konstgjorda vattendrag i norra Kanada. Uppföljningen av strandvegetationen visar på liknande effekter som hos makrofyter och alger. Tätheterna ökade konstant under studietiden men var fortfarande markant lägre än i referensvattendragen 14 år efter åtgärderna (Scrimgeour med flera 2014). Strandvegetationen undersöktes i ytterligare fem studier och i fyra av dessa har man noterat att de strömvattenkrävande arterna har ökat i täthet och/eller artrikedom efter åtgärd. En studie utförd i Piteälvens avrinningsområde rapporterar minskad artrikedom i strandvegetationen efter flottledsrestaurering i jämförelse med de icke-restaurerade referenslokalerna. Områdets ogynnsamma geomorfologi samt den relativt korta tiden (5 år) mellan åtgärd och studie anges som främsta orsak till detta (Helfield med flera 2012). Studierna som utförts i varmare regioner noterar närmare en tredubbling av tätheten för strandvegetationen tre år efter åtgärd (Hill & Platts 1998), samt ökad artrikedom och täthet jämfört med lokaler utan tillfört vatten (White & Stromberg 2011). Undersökningar utförda i Umeälvens avrinningsområde av återförda flöden i kvillområden i samband med flottledsrestaurering visar att artrikedom och täthet av strandvegetationen ökat 3–10 år efter åtgärden i jämförelse med icke-restaurerade referenslokaler (Helfield med flera 2007). Strandvegetationen vid en kanadensisk torrfåra uppvisade ökad nyrekrytering och ökad tillväxt när torrfåran tillfördes säsongsbundna och kontinuerliga flöden (Hall med flera 2011).

Övrigt

Strandvegetation längs vattendrag, definierat som de växtsamhällen som påverkas av översvämning från vattendraget eller av höga grundvattennivåer nära fåran, är en av de artrikaste miljöerna för kärlväxter i Sverige. Det är dock mycket få arter i Sverige som uteslutande finns på stränder, men desto fler vars huvudsakliga förekomst är i strandmiljöer. Detta gör att åtgärder för att förbättra miljön för strandväxter längs torrfåror i första hand sannolikt görs med sikte på att öka utbredningen av en vegetationstyp eller ett växtsamhälle, snarare än enskilda, sällsynta arter. Undantag från denna regel kan dock finnas, då det finns nationellt eller regionalt skyddsvärda arter med förekomster längs torrfåror, som till exempel klådris *Myricaria germanica* (starkt hotad i Sverige; Ljung 2007, Paulsson 2010). Klådriset gynnas av återkommande störningar i form av översvämningar, och konkurreras ofta ut efter några år i avsaknad av sådana (Paulsson 2010).

Det är i huvudsak två problem för strandvegetation längs fåror med helt eller reducerat flöde. För det första innebär den lägre och i regel mer oregelbundna vattenföringen att det som normalt definieras som strandzon, det vill säga områden längs ett vattendrag som är periodvis översvämmade (Jansson med flera 2000, Catford & Jansson 2014), återfinns inom det som före reglering var en del av vattendragets fåra. Det innebär att strandzonen längs tidigare forssträckor ofta består huvudsakligen av sten, block och klipphällar,

det vill säga substrat olämpliga för kärlväxter. För det andra är vattenföringen ofta oregelbunden, så att det blir långa perioder med liten eller ingen tillgång på vatten för strandvegetationen och avsaknad av översvämningar. Det innebär att vegetationen dels minskar i täckningsgrad, dels att artsammansättningen förändras så att terrestra arter kommer att dominera ju längre tid som har gått sedan senaste översvämning (Bejarano & Nilsson 2013). Emellertid kan det med oregelbundna intervall förekomma episoder av höga flöden som leder till att vegetation som har etablerat sig på strändernas lägre nivåer dör. Episoder av höga flöden kan därmed förhindra att strandvegetationen anpassar sig till de låga flöden som förekommer mer regelbundet.

En studie av olika typer av strandvegetation i utbyggda Norrlandsälvar (Jansson med flera 2000) visade att stränder längs torrfåror består av substrat med grövre material och att vegetationen har lägre täckningsgrad i träd- och buskskikt såväl som fältskikt jämfört med oreglerade stränder: Medan fritt strömmande älvar i genomsnitt har stränder som täcks till 39 % av träd och buskar och 55 % av fältskiktsarter, är motsvarande täckningsrader längs torrfåror endas 14 % och 19 %. Artrikedomen var också lägre på torrfårorens stränder, med i genomsnitt cirka 60 arter per 200 m lång strandsträcka jämfört med cirka 90 arter i fritt strömmande älvar. Artsammansättningen har förskjutits mot terrestra arter som är vindspridda, medan mer fuktälskande arter och arter med dålig spridningsförmåga har försvunnit i större utsträckning.

Sträckor med varaktigt flöde i fåran, antingen för att det finns minimitappning eller för att biflöden eller grundvattenutströmning tillkommer längs sträckan, kan ha relativt välutvecklad strandvegetation inklusive zoner av vegetationen efter hur toleranta mot översvämning olika arter är givet att det finns en säsongsvariation i vattenstånd. Längs sådana sträckor uppfylls de två huvudkriterierna för att upprätthålla strandvegetation typisk för vattendrag (Catford & Jansson 2014): (1) återkommande översvämningar som minskar dominansen av terrestra arter som träd och buskar vilka annars skulle dominera och som skapar möjligheter för konkurrenssvaga arter att etablera sig och överleva, (2) att det finns tillräcklig tillgång på vatten för att skapa livsmiljö för fuktälskande arter.

Andersson (2015) presenterade en modell för att beräkna vilka flöden som krävs för att översvämma olika delar av strandzoner längs torrfåror. Som nämnts ovan kan områden med finmaterial kolonieras av strandvegetation om vattenförsörjningen är tillräckligt stor för att undvika uttorkning, medan översvämning kan behövas för att hålla tillbaka konkurrensstarka arter (träd).

Metoden innebär att man först identifierar storleken och positionen av områden med lämpligt substrat för strandvegetation i strandzonen av en torrfåra med hjälp av en totalstation, det vill säga ett avstånds- och avvägningsinstrument (teodolit), där man kan mäta positionen för ett stort antal punkter i tre dimensioner i förhållande till ett koordinatsystem. Positionen för dessa områden som bedömts lämpliga för strandvegetation läggs sedan in i en digital topografisk modell av fåran tagen från den nationella höjdmodellen med laserscannade data (så kallade LiDAR, light detection and ranging). I ett GIS-verktyg, till exempel Riparian toolbox kan man sedan simulera hur stor del av fåran som skulle översvämmas givet ett visst vattenflöde (Andersson 2015).

De första resultaten med en sådan metodik visar att minimitappningar motsvarande den storleksordning som ofta bestämts i till exempel mål i Mark- och miljödomstolen (ca 5 % av MQ) skulle räcka för att periodvis översvämma så stora områden att ytan strandvegetation skulle kunna bli i samma storleksordning som sträckor längs fritt strömmande vattendrag. I studien simulerades att 5 % av den naturliga medelvattenföringen släpptes i en torr-fåra, Umluspen i Umeälven. Om denna minimitappning gavs en säsongsvariation som motsvarar vad som är naturligt för platsen (enligt beräkningar med SMHI:s hydrologiska modell S-hype) skulle strandvegetation motsvarande 0,5 ha kunna rehabiliteras längs en 500 m lång sträcka. Den genomsnittliga ytan strandzon längs en motsvarande lång sträcka i fritt strömmande älvar är cirka 1,8 ha (beräknat med hjälp av data från Jansson med flera 2000), vilket även inkluderar områden bestående av block och hållar, vilka inte hyser vegetation. Stränderna längs Umluspen är dock ovanligt breda och flacka, och inte nödvändigtvis representativa för torrflöden i gemen. Exemplet visar dock att betydande arealer av strandzon kan rehabiliteras eller återskapas med relativt blygsamma flöden, givet att dessa ges en säsongsvariation så att stränderna översvämmas. Många av de fläckar eller områden med lämpligt strandhabitat längs Umluspen är dock vegetationsklädda redan idag, men med regelbunden översvämning skulle man kunna säkerställa att denna vegetation får en artsammansättning som liknar naturliga vattendrag, och minska frekvensen av träd- och buskarter.

Avgörande för ytan återställd eller nyskapad habitat för strandvegetation är således avhängig magnituden, frekvensen och varaktigheten av höga flöden och en anpassning av flödesregimen mot en mer naturlig flödesregim kan till exempel förhindra att terrester vegetation, så som till exempel gran i större mängd, tränger ut strandvegetationen (Miller med flera 2013). Översvämning gynnsam för vegetationsetablering bör ske under en tidpunkt som motsvarar höga flöden i fritt strömmande vattendrag i regionen. Sådana översvämningar behöver dock inte ske varje år för att hålla borta terrestra arter och skapa möjligheter för arter att etablera sig; Även längs fritt strömmande älvar i Norrland kan de artrikaste delarna av stränderna översvämmas endast vart annat eller var tredje år (Jansson med flera 2000). Flöden med återkomstfrekvens vartannat år kan hålla borta terrester vegetation och bevara typisk strandvegetation (Rivaes med flera 2015). Även översvämningar under andra tider på året kan fylla samma funktion. Huvudsaken är att lämpligt strandhabitat, det vill säga fläckar eller områden med substrat som innehåller finjord, översvämmas. Varaktigheten hos olika flöden är det som skapar zoner av strandens vegetation och högflöden bör vara tillräcklig långvariga för att förhindra hög etablering av terrestra arter (Ström med flera 2012; Gurnell med flera 2007). Det faktum att stränder längs vattendragssträckor där vattenföringen är reglerad och saknar naturlig säsongsvariation, men utan reducerad vattenföring hyser fler arter och högre täckningsgrad av vegetation jämfört med torrflöden visar att magnituden av flöde också är viktig för strandvegetationen: I en studie a Norrlandsälvar hyser sådana sträckor i genomsnitt 76 arter per 200 m lång strandsträcka, jämfört med 60 arter längs lika långa sträckor i torrflöden (Jansson med flera 2000).

Strandlevande fauna – kopplingar akvatisk och terrester miljö

Strandzoner har hög artrikedom och abundans av insekter jämfört med omgivande landområden (Gregory med flera 1991). Dessa insektssamhällen drabbas negativt vid reglering (Jonsson med flera 2013): Den totala biomasen av insekter är lägre längs tidigare forsar i utbyggda älvar jämfört med forsar längs fritt strömmande älvar i norra Sverige och Finland. Orsaken till detta är delvis att färre adulta insekter som lever i vattendrag som larver återfinns i närheten av reglerade vatten (Jonsson med flera 2013). Detta gör att det finns mindre mängd föda till terrestra insekter, då makrovertebrater med akvatiskt ursprung kan vara en viktig födokälla för konsumenter på stränderna. En annan orsak till den minskade abundansen av insekter i strandnära miljöer längs reglerade älvar kan vara att habitatkvaliteten för insekter i strandzonerna och strandnära områden har blivit lägre: Strandzonerna har blivit smalare och har lägre täckningsgrad såväl som artrikedom av kärlväxter (Jansson med flera 2000).

Ett ökat flöde i torrfårar skulle sannolikt resultera i att mer akvatiska insekter som knott och sländor kläcktes fram och återfanns i strandnära miljöer, vilket i sin tur skulle kunna medföra högre abundans av insekter i strandzonen och i områden nära stränderna samt arter för vilka dessa är en födokälla. Insektsfaunan i strandnära områden skulle också gynnas av ökad utbredning av strandvegetation. Med dagens kunskap kan man dock inte förutsäga hur stor denna positiva effekt skulle vara. Troligen skulle det i första hand gynna abundansen av arter som redan förekommer lokalt, och inte kunna bidra mer än marginellt till att fler arter kan återetablera sig längs torrfårar.

Terrester fauna - fåglar

Även tätheten av terrestra fåglar (men inte artrikedomen) är lägre i områden nära reglerade älvar jämfört med intill forsar längs fritt strömmande älvar. I punktinventeringar visar en studie (Jonsson med flera 2012) att tätheten av både frö- och insektätande fåglar var lägre längs reglerade än fritt strömmande älvar (Jonsson med flera 2012). Att detta har med födotillgången att göra indikeras av att svartvit flugsnappare i en annan studie i samma områden hade 10-15% lägre ungförelivnad, och att honorna minskade mer i vikt under häckningen vid reglerade jämfört med längs fritt strömmande älvar (Strasevicius med flera 2013). Abundansen av flygande insekter är lägre längs de reglerade älvarna (Jonsson med flera 2012, Strasevicius med flera 2013), vilket sannolikt förklarar minskningen i tätheten av fåglar. Åtgärder som ökar abundansen av akvatiska insekter längs torrfårar kan således ha en positiv effekt på den lokala fågelfaunan, men detta är inte studerat. Denna hypotetiska positiva effekt skulle sannolikt endast bidra till att marginellt öka tätheten av arter som redan är vanliga i landskapet, såsom insektsätande sångare och flugsnappare. Ökade vattenflöden i torrfårar skulle potentiellt även kunna gynna sällsynta fågelarter, såsom försärla *Motacilla cinerea*, eftersom både habitat- och födotillgång skulle öka.

4. Potentiella nedströmseffekter

Att tillföra tappning i en tidigare torr, eller flödesreducerad fåra skulle sannolikt även få effekter i nedströms liggande sträckor. Vilken potentiell nedströmseffekt kontinuerlig tappning i torrfåror skulle få beror dock på många faktorer. En viktig sådan faktor är hur stor andel av det totala flödet som torrfårans tappning skulle bidra med i det nedströms liggande området, samt vilken potentiell påverkan detta skulle få på vattenomsättningen. Är tappningen genom torrfåran tillräckligt hög för att påverka faktorer som strömhastighet, temperatur och syresättning i nedströms liggande områden skulle den utgöra en form av minimitappning i nedströms liggande partier under perioder då det är nolltappning genom turbinerna. Under sådana perioder minskar eller upphör vattenströmningar vilket missgynnar strömvattenlevande organismer och även hindrar drift av akvatiska insekter och spridning av växtfrön. Även vattentemperaturförhållanden ändras då vattenhastigheten minskar och kallvattenarter kan missgynnas eftersom det stillastående vattnet lättare värms upp under värmeperioder vilket i vissa extremer fall kan utgöra ett minst lika stort problem som barriäreffekten i sig (Heyes med flera 2006). Detta kan i sin tur även leda till minskad mängd löst syre i vattnet (Najjar med flera 2000, Nilsson & Svedmark 2002, Ficke med flera 2007, Renöfalt med flera 2010). Det är alltså svårt att säga något generellt om vilka potentiella effekter som skulle uppnås, utan det beror på de rådande förhållandena nedströms.

5. Metodik och uppföljning

Bottenfauna

Som en del i Havs- och vattenmyndighetens projekt att undersöka ekologisk potential i fåror med helt eller delvis reducerat flöde ingick som en pilotstudie att ta fram en metodik för att undersöka hur pass regleringspåverkade Sveriges torrfårar är med avseende på påverkan på bottenfauna (bilaga 1). Syftet med detta pilotprojekt var att dels få en uppfattning om regleringspåverkan samt huruvida naturvårdshänsyn i form av nivå på tappning genom fåran hade en positiv påverkan på bottenfaunan, samt att utvärdera nuvarande bottenfaunaindex för ekologisk status, surhet och eutrofiering som ingår i den svenska miljöövervakningen samt vilka potentiella andra bottenfaunaindex som skulle kunna användas specifikt för att detektera regleringspåverkan.

Här användes två index som baseras på bottenfaunans flödespreferens; LIFE (s) och LIFE (f) respektive CEFI (Extence med flera 1999 samt Armani med flera 2011). Dessa index används i Kanada och Storbritannien för att detektera hydrogeomorfologisk påverkan, men har tidigare inte testas i Sverige. LIFE (s) beräknar indikatorvärde på artnivå, medan LIFE (f) och CEFI beräknar på familjenivå. Som komplement konstruerades ett index baserat på svenska arter, LIFE (mod), vilket även det beräknar indikatorvärde på artnivå (för beskrivning se bilaga 1).

Medins Havs- och Vattenkonsulter AB har utfört detta pilotprojekt på uppdrag av Länsstyrelsen i Värmlands län och Havs- och Vattenmyndigheten. Fjorton vattendragssträckor belägna dels i Götaland och dels i Norrland provtogs under hösten 2014. Nio av dessa var i varierande grad påverkade av reglering i form av omledning av ursprungligt flöde (tre i Norrland, samt sex i Götaland), och fem utgjorde opåverkade referenssträckor till dessa (tre i Norrland, samt två i Götaland). De nio påverkade sträckorna delades in i låg, måttlig respektive hög naturvårdshänsyn, vilket speglade nivån på minimitappning (i ett fall i norra Sverige var den tilldömda minimitappningen låg, men tillrinningen till fåran via biflöden var relativt god, vilket ledde till att naturvårdshänsyn klassades som måttlig). Var tappningen större än eller lika med MLQ klassades sträckan som hög naturvårdshänsyn, sträckor med tappning större än LLQ men lägre än MLQ klassades som måttlig naturvårdshänsyn och sträckor där tappningen understeg LLQ klassades som låg naturvårdshänsyn. Provtagningen utfördes även i två olika typer av miljöer i fåror; optimal miljö (områden med kontinuerlig vatten-förekomst), samt suboptimal miljö (mer strandnära områden som endast under vissa perioder är vattentäckta, för närmare beskrivning se bilaga 1). Provtagningsmetodiken följde Naturvårdsverkets handledning för miljöövervakning (Naturvårdsverket 2010) samt enligt SS-EN ISO 10870 (SIS 2012).

Pilotstudien är så pass begränsad i sin omfattning att det inte går att påvisa statistiskt säkra resultat. Detta var inte heller syftet, utan studien utfördes dels för att få en fingervisning om hur påverkan ser ut samt att ta fram en potentiell metodik samt index för framtida undersökningar av regleringspåverkan och ekologisk potential. Ett viktigt resultat av pilotstudien är att befintliga index för

försurning och eutrofiering inte är lämpliga indikatorer på regleringspåverkan. I stället verkar de index som faktiskt relaterar till bottenfaunans flödespreferens vara ett bättre val, i synnerhet de index som baseras på analyser på artnivå, det vill säga (LIFE (s) och LIFE (mod)). Resultaten av studien indikerar i alla fall på en kraftig negativ påverkan i sträckor med låg naturvårdshänsyn med avseende på minimitappning jämfört med referenssträckorna (för detaljerade resultat se bilaga 1), i synnerhet i de optimala ytorna. I sträckor med måttlig eller hög naturvårdshänsyn med avseende på minimitappning var bottenfaunasamhällena däremot relativt lika referensvattendragen. Detta pekar på att genomförd naturvårdshänsyn verkligen har en positiv effekt men det innebär också att det i dessa fall är svårt att med den använda metodiken visa på vilken nivå av naturvårdshänsyn som ger skillnader i bottenfaunasamhällena. I de suboptimala ytorna var resultaten mer svårtolkade, varför kunskapen och underlaget om bottenfaunans påverkan i denna typ av miljöer bör utredas vidare. Arealmässigt utgör denna typ av biotop en stor andel av torrflåror och är därför viktig med avseende på potentiell höjning av den ekologiska potentialen i fåran.

Generellt sett bedömdes den använda metodiken som relevant men metoderna behöver utvecklas både med avseende på hur undersökningarna utförs i fält, vilken omfattning underlaget har, och med avseende på hur resultaten skall utvärderas. En större omfattning av provtagningar i avsevärt fler fåror skulle bidra till att inte bara kunna ge statistiskt säkerställda resultat men även vidareutveckla nationella index för regleringspåverkan utifrån det arbete som gjorts i pilotstudien. En möjlighet för att eventuellt kunna detektera lämpliga nivåer för naturvårdshänsyn vore också att i stället för att dela in naturvårdshänsynen i klasser utföra gradientanalyser utifrån en eller flera aspekter av flödespåverkan (påverkan på magnitud, timing, frekvens etcetera).

Fisk

Spjut och Degermans (2015) genomgång av elfiskelokaler i svenska torrflåror (se ovan under kapitel 3) kan ses som ett första underlag för att kartlägga påverkan på fisk. Dock påpekar de själva att det endast kan ses som en förstudie. Metodiken skulle behöva utvecklas vidare, då bedömningen av regleringspåverkan (bedömning av vattentäkt areal utifrån flygfoto) endast kan ge en mycket grov fingervisning på hur pass flödesmässigt regleringspåverkad sträckan verkligen är. Författarna föreslår själva en standardiserad klassificering av vattenflödet i fåror liknande den som gjorts i pilotstudien för bottenfauna, till exempel i form av nolltappning, lägre flöde än LLQ, LQ respektive MLQ. Även här torde det dock vara intressant att utföra gradientstudier. Med ett tydligare underlag gällande flödesdata på hur stor andel av vattnet som faktiskt runnit i fåran och eventuellt också när, skulle det potentiellt vara möjligt att fastställa lämpliga nivåer av minimitappning för att höja ekologisk status i dessa fåror.

Ett sätt att gå vidare är att göra ett urval utifrån de lokaler som gått igenom, och genomföra mer detaljerade studier av detta material. Spjut och Degerman (2015) påpekar också att det vore värdefullt att göra en bedömning av våt respektive torr areal samt bredd i respektive fåra för att bedöma påverkan

(se Nilsson 2014). Jämförelsen mellan fåror bör också vara mer detaljerad än i denna förstudie och urval av de huvudfåror och påverkade fåror som skall ingå bör kunna matchas utifrån typ, det vill säga vara från samma region och av liknande vattendragstorlek. Man ser också ett behov av kompletterande elfisken från ”opåverkade” strömpartier i de större älvarna eftersom det var ont om sådana i det material som fanns att tillgå. Vidare skulle information om habitatets kvalitet vara värdefull information; är fåror geomorfologiskt påverkade i form av rensningar, går det att göra bedömningar av potentiella lekplatser etcetera? För att i enskilda fall göra säkrare bedömningar mellan flöde och potentiellt habitat skulle även modelleringar liknande den metodik som beskrivs för strandvegetationen nedan, vara av intresse.

Strandvegetation

Framtagande av metodik för att undersöka potentialen att erhålla vegetation längs stränder vid fåror med minskat flöde genom omledning av vatten gjordes som ett pilotprojekt inom ramen för Havs- och Vattenmyndighetens naturfåreprojekt. Studien utfördes som ett examensarbete vid Umeå Universitet (Andersson 2015). Studien gjordes genom en topografianalys med verktyg framtaget för ArcGis; ”Riparian topography tool” (Dilts 2010a).

Verktyget utvecklades ursprungligen för att kunna identifiera trösklar för vattennivåer och vilka områden som översvämmas av dessa (Dilts med flera 2010b). I pilotstudien användes verktyget för att modellera högsta och lägsta vattenlinjen inom en hydrologisk period (den hydrologiska definitionen av strandzonen), samt att ta fram översvämmad areal vid fyra olika tappningsnivåer (5, 10, 15 respektive 20 av MQ). Som underlag för topografin i sträckan användes den nationella höjdmodellen, som hämtats digitalt från lantmäteriet. Höjdmodellen är gjord genom att laserskanna marken med en upplösning av 2 x 2 m (Lantmäteriet 2015). Som underlag för att modellera hydrologin och beräkna tappningsnivåer användes S-Hype modellerat data för valt delavrinningsområde vilket hämtades från VattenWeb (SMHI 2015). Ur data från S-Hype beräknades högsta medelvattenföring (MHQ) som användes som övre gräns för strandzonen och som undre gräns har minsta medelvattenföring (MLQ) valts.

För att kunna bedöma potentialen för strandetablering inom den modellerade strandzonen gjordes även inventeringar i fält. Potential för etablering fastställdes utifrån kornstorlek på sedimentet (förekomst av finare sedimentstorlekar) och bedömdes som:

1. Högst potential: innehöll bara silt och ler och som regel finns även redan vegetation i form av gräs och örter.
2. Mycket god potential: innehöll övervägande silt och ler. Ofta växte gräs relativt tätt med inslag av vide.
3. God potential: innehöll en del silt och ler. Framförallt sporadisk förekomst av framförallt viden.

4. Måttlig potential: med en del silt och ler, men viss andel grövre kornstorlekar. En del vedartade växter men vanligen ganska lite vegetation.
5. Låg potential: innehöll nästan inget silt eller ler. Enstaka vedartade växter klarade av att växa.
6. Ingen potential: innehöll bara block eller grovt grus som har svårt att hysa vegetation. Habitat ansågs obetydligt för strandvegetationen och negligerades.

Urvalet av sträckor för inventering inom fårorna gjordes utifrån flygbildsgranskning och baserades på potential för etablering av växter och potential för utbredning av strandzonen. Detta gjorde att tydligt steniga mer branta områden inom fåran där man redan med flygbildstolkning kunde se att de endast hade mycket lite andel finare substrat (finare än block och större sten) utgick till förmån för områden med högre andel finare substrat då mycket steniga sträckor är ogynnsamma för de flesta kärlväxtarter. Vi valde också ut områden med bredare stränder och en flackare strandprofil, då dessa får en arealmässigt större strandzon. Värdefull etablering av strandvegetation kräver dock inte breda stränder med hög andel av finmaterial. Renöfält med flera (2007) visade tvärtom att forsmiljöer längs Vindelälven hade en högre artrikedom av kärlväxter jämfört med selområdena. (För detaljerad metodik angående modellering se Andersson 2015).

I studien ingick ursprungligen tre olika fåror i Umeälvens avrinningsområde; Umluspen, Juktån och Stornorrfors. Metodiken kunde dock helt genomföras endast i Umluspens torrfåra. Anledningen till detta var att det tillfälle då de aktuella områdena laserskannats var ett relativt högt flöde i de övriga fårorna, vilket översvämmade våra inventerade områden. Då laserskanningen inte tränger genom vatten, utan reflekterar vattenytan som ett platt "golv" gick det inte att modellera vad som fanns "under golvet". Detta är en begränsning i metodiken. I Umluspen fungerade dock metodiken bra och vi kunde modellera erhållen areal strandzon av de olika habitatklasserna vid de fyra valda tappningsnivåerna (tabell 4).

Tabell 4. Beräkningar i kvadratmeter av de olika habitattyperna som hamnar inom den hydrologiska strandzonen vid modellering av flödet. Habitattyperna 1-5 är en potentialindelning med 1 som högst och 5 som lägst potential för etablering av strandvegetation. E-flow 1-4 är miljöanpassade flöden 5%, 10%, 15% och 20% av beräknat MQ. Habitat 6 ansågs inte ha någon potential för vegetation och finns därför inte representerat.

Habitat	E-flow 1, 5% (m ²)	E-flow 2, 10% (m ²)	E-flow 3, 15% (m ²)	E-flow 4, 20% (m ²)
1	3	9	9	9
2	52	82	88	83
3	1860	8755	19307	29256
4	3666	5945	6720	6712
5	31	31	26	24

Att det gick att göra beräkningarna fullt ut och få resultat i Umluspen visar på att metoden fungerar. Skulle ett miljöanpassat flöde liknande det som är beräknat för Umluspen användas, skulle en halv hektar av strandvegetation kunna rehabiliteras vid minsta flödet (5 %), på den 500 m sträcka på båda sidor av fåran som inventerades för att testa metoden.

Hur väl de modellerade resultaten speglar verkligheten är dock en aspekt. Det finns en problematik med att fåran kan dämna olika vilket modelleringen av översvämmad areal inte riktigt tar hänsyn till. Hur mycket fåran dämmer är därmed svårt att bedöma i modellen. Intressant vore därför att inventera i fält med provtapp av de modellerade nivåerna för att se hur väl modelleringarna överensstämmer med verkligheten.

Inventeringen i fält utfördes med hjälp av en totalstation för att koordinatsätta potentiellt växthabitat. En totalstation ger en mycket detaljrik och noggrann inmätning av potentiella habitat, men nackdelen är att utrustningen är dyr (går dock att hyra) och det är relativt tidskrävande att märka ut punkter. Utrustningen är också beroende av fri sikt mellan instrument, station och prisma, vilket kan skapa problem vid markering av punkter i tät vegetation. Ett alternativ som inte skulle ge lika stor precision men vara billigare och snabbare är att med en handhållen GPS markera ut habitat med så kallade way points. En GPS har precision ned till tiotals meter (Kristoffersson 2015) men med nyare tekniker blir precisionen större och nya GPS-mottagare har stöd för den nya tekniken (ESA 2013, Barret och ESA 2002). En GPS-inventering kompletterad med flygfoto skulle kunna ge en god men inte lika detaljrik och noggrann uppskattning av potentialen för etablering av strandvegetation.

Det som skapar ett direkt hinder mot att kunna göra den här sortens modelleringar av strandzonen är om det inte finns tillfredställande höjddata enkelt tillgängligt. För att kunna modellera utifrån denna metod behövs en höjdmodell som är skannad vid ett tillfälle med lågflöde eller helst utan flöde. I fåror där det redan finns en minimitappning och modelleringen gäller att titta på vilken effekt en eventuell höjning av tappningen skulle ge kan det accepteras att lägre tappningar har fått gå i fåran under skanning. Mängden vatten vid aktuellt skanningsdatum behöver dock vara känd. Möjligt är då att räkna på det flöde som går i fåran och sedan ovanpå det ytterligare höja vattenytan.

Det finns dock även laserteknik som går igenom vatten och används för att göra djupkartor. Grön laser har möjligheten att mäta igenom vatten och på plats kostar det ca 10 000 kr att scanna en kvadratkilometer med helikopter, enligt 2005 års prisnivå (Rydell & Nyberg 2006). Grön laser klarar av att mäta igenom upp till tre gånger Secchi-djupet, men vid skanningar grundare än 0,3 m uppstår problem. Det är dock oklart hur bra grön laser klara av att mäta i strömmande vatten, men det skulle kunna ge hela fårors form trots att det finns vatten i fårorna. Mätningar med en mycket avancerad totalstation som använder grön laser har gjort tillfredställande mätningar i strömmande vatten. Vid användning av en sådan totalstation har Mirua och Asano (2013) även använt skannat data för bedömningar av framtida sedimenttransport, vilket kräver viss klassning av substrat.

För att kunna relatera höjningen i nivå i modellen till flöde krävs information om var vattenlinjen hamnar vid ett högre flöde än det som ska modelleras. I Umluspen kunde vi relatera flöde till vattennivå genom fotografier som tagits vid höga flöden och relatera detta till koordinater i fält. För att ta reda på det behövs först och främst tillgång till data på hur mycket vatten som tappats genom dammarna vid olika tillfällen. Vidare behövs information om till vilka koordinater vattennivån höjer sig. Därför skulle det vara av stor vikt att ha tillgång till geografisk information om hur mycket vattenlinjen förskjuts vid högre flöden. Sådan information skulle kunna vara referenspunkter utmätt under spill och provtappningar, alternativt ett bra fotografi med möjlighet att identifiera vattenytans utbredning i förhållande till referenspunkter. Ett alternativ är att titta på flygfoton och se om det finns flygfototurer som överensstämmer med när det har varit spill i fåran. Det finns försök med att skapa liknande verktyg men istället för höjd över bäcken uppskatta vattenföringen. HEC-RAS är ett sådant verktyg som kan simulera flöden, vilka sedan kan processas med HEC-GeoRAS för användning i GIS (HEC 2015). Med de begränsningar som man ändå stötte på med att använda "Riparian topography tool" för vissa fåror kan det vara värt att titta närmare på användarvänlighet, noggrannhet och begränsningar hos detta verktyg.

6. Sammanfattning och rekommendationer

Sammanfattningsvis kan man konstatera att det är svårt att uttala sig generellt om den ekologiska potentialen i fåror som genom omledning av vatten fått helt eller delvis reducerat flöde, då dessa varierar så mycket med avseende på flödespåverkan, geomorfologi, längd, fallhöjd etcetera. Vad man kan säga är att tillförsel av vatten i tidigare helt eller periodvis torra fåror sannolikt alltid skulle bidra positivt till att höja biodiversiteten i de akvatiska ekosystemen, samt att modelleringen från Umluspens torrfåra i Umeälven visade på att det även finns potential att höja den ekologiska potentialen i strandekosystemen under förutsättning att det finns kvar tillräckligt med lämpligt material för växter att etablera sig. Både pilotstudien på bottenfauna och på fisk ger en fingervisning om att naturvårdshänsyn i form av minimitappning är positivt för de akvatiska ekosystemen, något som också bekräftas generellt i den internationella litteraturen.

När det gäller att prioritera torrsträckor som man skall återställa/rehabilitera genom att införa en minimitappning, bör man se till hur pass ovanlig miljön är i landskapet i stort. Torrfåror omfattar nästan alltid sträckor som varit forsar eller vattenfall, det vill säga sträckor med turbulent flöde och förhållandevis stor fallhöjd på ett kort avsnitt av vattendraget. Det potentiella naturvärdet beror på i vilken mån sträckan är isolerad från andra liknande habitat i landskapet och i vilken mån den efter återställning/rehabilitering kan bidra till att minska graden av isolering av forsmiljöer i landskapet. Kan organismer sprida sig från och till andra forsar, eller är populationerna isolerade så att de riskerar att dö ut till följd av slumpmässiga händelser? Samtidigt kan populationer överleva lång tid även i isolerade vattendragsfragment, vilket gör att sådana områden kan ges högt bevarandevärde.

Den absolut högsta andelen forsmiljöer återfinns i mindre vattendrag. Detta beror på att den totala vattendragsträckan utgörs till 90 % av just mindre vattendrag. Ju större forsmiljö som kan återställas/rehabiliteras med minimitappning, desto värdefullare är den generellt. Forssträckor i storälvar med en medelvattenföring över 150 m³/s som är opåverkade av reglering (det vill säga att deras vattenföring inte är ändrat i magnitud eller tidpunkten för säsongfluktuationer) saknas helt utom i de fyra nationalälvarna Torne-, Kalix-, Pite- och Vindelälvarna. Denna typ av opåverkad forsmiljö är således begränsad till norra Sverige. I de utbyggda storälvarna finns dessutom ett fåtal forssträckor med outbyggd fallhöjd, där säsongvariationen i vattenföringen är påverkad av reglering, men utan flödesreduktioner. Givet att växt- och djursamhällen i forsar i storälvar har andra egenskaper och naturvärden än de i små vattendrag, måste åtgärder för att förbättra miljön i storälvarnas fåror med helt eller delvis reducerat flöde ges hög prioritet, särskilt om de ligger utanför Bottenvikens vattendragsdistrikt. Det är dock svårt att avgöra huruvida de specifika naturvärden som återfinns i större forsmiljöer är knutna till dess

specifika plats i landskapet (befinner sig längre ”ned” i vattendragsnätverket, med en högre spridningspotential från intilliggande områden) eller om det är de stora vattenmängderna som passerar som är av betydelse. När det gäller fiskar och kärlväxter har man funnit att artrikedomen ökar ju närmare vattendragets mynning man kommer. Här skulle ytterligare forskning behövas för att kunna besvara frågan huruvida man kan få tillbaka unika naturvärden för stora forsmiljöer med en minimitappning som utgör endast en lägre andel av det ursprungliga flödet.

Även i sydliga mindre vattendrag kan det vara värdefullt att återställa mer snabbströmmande sträckor. Dessa vattendrag har naturligt ett mer långsamt flytande lopp, och de strömvattensbiotoper som finns ligger ofta i anslutning till ett mindre kraftverk, med omledning av vattnet från mindre magasin till kraftverk. Detta har inneburit att strömbiotoper blivit sällsynta i dessa vattendrag och här skulle en återställning/rehabilitering av forsmiljöer bidra till att öka mängden habitat för strömlevande arter, samt minska graden av isolering av denna naturtyp.

En viktig aspekt när det gäller ekologisk potential hos fåror med helt eller reducerat flöde är dess läge i landskapet, och hur väl fåran kan bidra till att höja konnektiviteten generellt i avrinningsområdet. Kan en fåra användas för upp- respektive nedströmsvandring ökar dess ekologiska värde utöver det värde den skulle tillföra som habitat.

Nuvarande tilldömda tappningar är ofta relativt statiska, och att just fånga flödesdynamiken är en annan viktig aspekt för att öka den ekologiska potentialen i torrfåror. I fåror där man redan nu har en tilldömd minimitappning skulle man utan allt för stor påverkan på produktionen kunna omfördela tappningen över året för att bättre spegla den naturliga flödesdynamiken. Även i kommande domar är just den naturliga flödesdynamiken något man bör fånga upp för att maximera fårans ekologiska potential.

Många av Sveriges forsmiljöer är inte bara påverkade av flödesförändringar i form av helt eller delvis reducerat flöde utan har även en geomorfologisk påverkan. Det kan ibland vara rensningar i samband med vattenkraftsutbyggnaden, men det kan även vara rensningar och avstängningar av kvillområden som gjorts av andra anledningar, till exempel för flottning av timmer. Forsmiljöerna utgjorde ett hinder för timmertransporten och kanaliseras ofta för att underlätta denna. Därför kan det även vara viktigt att titta på hur man kan kombinera habitatåterställningsåtgärder med en förändrad tappning i fåran. Studier har visat att om man optimerar den geomorfologiska komplexiteten till sin fulla potential, kan man öka de positiva effekterna vid restaurering av flottledsrensade vattendrag (Polvi med flera 2014; Hasselquist 2015). I många fall har fårornas finare fraktioner blivit bortspolat vid större tappningstillfällen. Det kan därför också vara värdefullt att återskapa områden med finare sedimentsstorlekar för att öka den ekologiska potentialen hos strandvegetation och förbättra områdets habitatskvalitet för akvatiska organismer. Även tillförsel av strukturer som död ved gynnar biodiversiteten.

I många fall, speciellt i de större älvarna i norra Sverige, kommer det sannolikt också att finnas behov av att titta på hur man kan dimensionera om torrfåran för att geomorfologiskt bättre matcha ett lägre flöde än det som

ursprungligt format den. För att den lägre vattenmängden inte bara skall "försvinna in mellan stenblock" kan det finnas behov av att "bygga en minde fåra" i den större.

För att summera våra rekommendationer kan man säga att:

- Naturvårdshänsyn i form av tillförsel av vatten i tidigare helt eller periodvis torra fåror sannolikt alltid skulle bidra positivt till att höja biodiversiteten i de akvatiska ekosystemen. För närvarande har vi dock inte tillräckligt kunskapsunderlag för att ge rekommendationer om lämpliga nivåer.
- I de fall där minimitappning tilldöms (både nuvarande och kommande vattendomar) bör man undvika statiska nivåer och istället spegla den naturliga flödesdynamiken.
- Inmätningar i form av tvärsnittssektioner (i synnerhet i de fall där fåran vid tiden för laserscanning i den nationella höjdmodellen varit vattenfylld) skulle ge ett bättre underlag för modellering av potentiellt habitat vid diskussioner om ekologisk potential i enskilda helt eller delvis torrlagda fåror. Vidare skulle inmätningpunkter av vattenstånd vid olika tappningstillfällen med känd vattenföring underlätta GIS-baserad modellering av både strand- och vattenhabitat.
- Hur väl fåran kan bidra till att höja konnektiviteten generellt i avrinningsområdet är en viktig aspekt. Kan en fåra användas för upp- respektive nedströmsvandring ökar dess ekologiska värde utöver det värde den skulle tillföra som habitat.
- I områden där forsmiljöer är sällsynta skulle återställning/rehabilitering i form av minimitappning bidra till att minska graden av isolering av denna naturtyp och på så sätt bidra till att öka mängden habitat för strömlevande arter och sannolikt på sikt minska risken för lokala utdöenden.
- Läget i avrinningsområdet är sannolikt också en viktig aspekt. Ju större fåra med forsmiljö som kan återställas/rehabiliteras med minimitappning, desto värdefullare är den. Forssträckor i storälvar med en medelvattenföring över 150 m³/s saknas helt utom i de fyra nationalälvarna Torne-, Kalix-, Pite- och Vindelälvarna. Här behövs dock ytterligare forskning om huruvida man kan få tillbaka unika naturvärden för stora forsmiljöer med en minimitappning som utgör endast en lägre andel av det ursprungliga flödet.
- Då ekologisk potential i enskilda objekt utreds bör man ha ett ekosystemtänk, och vid rehabilitering/återställning beakta såväl ekosystemets arter som de processer som skapar dess miljö (hydrologi, geomorfologi och vattenkvalitet).

- Det är också viktigt att beakta förändringar i den tidigare forsmiljön som inte relaterar till flödespåverkan. Många forsar i Sverige har blivit rensade och kanaliserade för flottningen, och naturvårdshänsyn i form av minimi-tappning kan sannolikt komma att behöva kombineras med habitatåter-ställning.

Sammantaget är det många saker att tänka på när det gäller åtgärder. Ökad tappning i Sveriges torrfårar skulle sannolikt bidra till att öka den ekologiska potentialen och bidra till att återskapa en habitattyp som i och med vattenkraftsutbyggnaden blivit mycket mer sällsynt, men man måste också beakta såväl kraftproduktionsmässiga som dammsäkerhetsmässiga aspekter så att man undviker risker både för de ekosystem man vill skydda/stärka och för allmänheten.

Referenser

- Altermatt, F., Seymour, M. & Martinez, N. 2013. River network properties shape alpha-diversity and community similarity patterns of aquatic insect communities across major drainage basins. *Journal of Biogeography* 40:2249-2260.
- Andersson, E., Nilsson, C. & Johansson, M. E. 2000. Effects of river fragmentation on plant dispersal and riparian flora. *Regulated Rivers - Research & Management* 16:83-89.
- Andersson, J. 2015. Potentiell etablering av strandvegetation längs torrfåror. En pilotstudie av en modelleringsmodell för miljöanpassade flöden. Examensarbete i biologi avseende kandidatexamen, Umeå universitet.
- Armanini, D.G., Horrigan, N., Monk, W.A., Peters, D.L. & Baird, D.J. 2011. Development of a benthic macroinvertebrate flow sensitivity index for Canadian rivers. *River Research and Applications* 27: 723-737.
- Baker, D. W., Bledsoe, B. P., Albano, C. M. & Poff, N. L. 2011. Downstream effects of diversion dams on sediment and hydraulic conditions of Rocky Mountain streams. *River Research and Applications* 27:388-401.
- Barrett M och European space agency 2002: EGNOS status update. <http://www.pocketgpsworld.com/egnos.php>
- Battrup-Pedersen, A., & Riis, T. 1999. Macrophyte diversity and composition in relation to substratum characteristics in regulated and unregulated Danish streams. *Freshwater Biology*. 42:375-385.
- Beier, U., Degerman, E., Sers, B., Bergquist, B. & Dahlberg, M. 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten - utveckling och tillämpning av VIX. FINFO, Fiskeriverket Informerar, 2007:5.
- Bejarano M. D., Nilsson C., Del Tanago M. G., Marchamalo M. 2011. Responses of riparian trees and shrubs to flow regulation along a boreal stream in northern Sweden. *Freshwater Biology* 56:853-866.
- Biggs, B. J. F. 1996. Hydraulic habitat of plants in rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* 12:131-144.
- Bishop, K., Buffam, I., Erlandsson, M., Fölster, J., Laudon, H., Seibert, J. & Temnerud, J. 2008. Aqua Incognita: the unknown headwaters. *Hydrological Processes* 22:1239-1242.
- Bornette, G., Guerlesquin, M. & Henry, C. P. 1996. Are the Characeae able to indicate the origin of groundwater in former river channels? *Vegetatio*, 125:207-222.
- Brown, B. L. & Swan, C. M. 2010. Dendritic network structure constrains metacommunity properties in riverine ecosystems. *Journal of Animal Ecology* 79:571-580.
- Brown, B. L., Swan, C. M., Auerbach, D. A., Grant, E. H. C., Hitt, N. P., Maloney, K. O. & Patrick, C. 2011. Metacommunity theory as a multispecies, multiscale framework for studying the influence of river network structure on riverine communities and ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 30:310-327.
- Bunn, S. E. & A. H. Arthington. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30:492-507.
- Carlsen, K. T., Berg, O. K., Finstad, B. & Heggberget, T. G. 2004. Diel periodicity and environmental influence on the smolt migration of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *Salmo trutta*, in northern Norway. *Environmental Biology of Fishes* 70:403-413.
- Catford J. A. & Jansson R. 2014. Drowned, buried and carried away: effects of plant traits on the distribution of native and alien species in riparian ecosystems. *New Phytologist* 204:19-36.

- Chambers, P. A., Prepas, E. E., Hamilton, H. R. & Bothwell, M. L. 1991. Current velocity and its effect on aquatic macrophytes in flowing waters. *Ecological Applications* 1:249-257
- Corillion, R., och DesAbbeyes, H. 1975. Flore des Charophytes (Characées) du Massif Armoricaïn et des contrées voisines de l'Europe occidentale. *Libr. Ste-Croix*.
- Degerman, E., Calles, O., Näslund, I. & Wickström, H. 2013. Påverkan på strömlevande fisk av anlagda lugnvatten. *Havs och vattenmyndighetens rapport 2013:15*
- Dilts T. E. 2010a. Riparian topography toolbox for ArcGIS. <http://arcscrips.esri.com/details.asp?dbid=16792%20>
- Dilts T. E., Yang J & Weisberg, P. J., 2010b. Mapping riparian vegetation with lidar data. *ArcUser Winter*: 18-21
- Eberle, M. E., Ernsting, G. W., Tomelleri, J. R. & Wells, S. L. 1993. Assessment of restored stream flow on fish communities in the Arkansas River of Southwestern Kansas. *Transactions of the Kansas Academy of Science* 96: 114-130.
- Englund, G. & Malmqvist, B. 1996. Effects of flow regulation, habitat area and isolation on the macroinvertebrate fauna of rapids in north Swedish rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* 12:433-445.
- Englund, G., Jonsson, B. G. & Malmqvist, B. 1997a. Effects of flow regulation on bryophytes in north Swedish rivers. *Biological Conservation* 79:79-86.
- Englund, G., Malmqvist, B., & Zhang, Y. X. 1997b. Using predictive models to estimate effects of flow regulation on net-spinning caddis larvae in north Swedish rivers. *Freshwater Biology* 37:687-697.
- Ericsson, U., Johansson, K., Liungman, M., Larsson, H. & Hjerdt, N. 2015. Provtagning av bottenfauna i naturfåror vid vattenkraftverk: en pilotstudie av undersöknings- och utvärderingsmetodik. *Länstyrelsen Värmland 2015:11*.
- Erkinaro, J., Økland, F., Moen, K., Niemelä, E. & Rahiala, M. 1999. Return migration of Atlantic salmon in the River Tana: the role of environmental factors. *Journal of Fish Biology* 55:506-516.
- ESA, European space Agency 2013: What is EGNOS. http://www.esa.int/Our_Activities/Navigation/The_present_-_EGNOS/What_is_EGNOS
- Extence, C.A., Baldi, D.M. & Chadd, R.P. 1999. River flow indexing using British benthic macroinvertebrates: a framework for setting hydroecological objectives. *Regulated Rivers: Research & Management* 15: 543-574.
- Fagan, W. F. 2002. Connectivity, fragmentation, and extinction risk in dendritic metapopulations. *Ecology* 83:3243-3249.
- Ficke, A. D., Myrick, C. A. och Hansen, L. J. 2007. Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 17:581-613.
- French, T. & Chambers, P. 1996. Habitat partitioning in aquatic macrophytes. *Freshwater Biology* 36:509-520.
- Gecheva, G. & Dimitrova Yurukova, L. 2013. Patterns of aquatic macrophyte species composition and distribution in Bulgarian rivers. *Turkish Journal of Botany*, 37: 99-110.
- Gotelli, N. J. & Taylor, C. M. 1999. Testing metapopulation models with stream-fish assemblages. *Evolutionary Ecology Research* 1:835-845.

- Gurnell, A., Joanne Goodson, J., Thompson, K., Mountford, O. & Clifford, N. 2007. Three seedling emergence methods in soil seed bank studies: implications for interpretation of propagule deposition in riparian zones. *Seed Science Research* 17: 183-199
- Göthe, E., Angeler, D. G. & Sandin L. 2013. Metacommunity structure in a small boreal stream network. *Journal of Animal Ecology* 82:449-458.
- Grant, E. H. C., Lowe, W. H. & Fagan, W. F. 2007. Living in the branches: population dynamics and ecological processes in dendritic networks. *Ecology Letters* 10:165-175.
- Gregory S. V., Swanson F. J., McKee W. A. & Cummins K. W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience* 41:540-551.
- Grime, J. P. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 242: 244-247.
- Guasch H, Armengol, J, Martí, E. & Sabater, S. 1998. Diurnal variation in dissolved oxygen and carbon dioxide in two low-order streams. *Water Research* 32: 1067-1074.
- 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*, 61: 345-353.
- Hall, A. A., Rood, S. B. & Higgins, P. S. 2011. Resizing a river: A downscaled, seasonal flow regime promotes riparian restoration. *Restoration Ecology*, 19: 351-359.
- Hasselquist, E. M. 2015. Gradients of time and complexity: understanding how riparian and instream ecosystems recover after stream restoration. Doktorsavhandling, Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap, Umeå Universitet
- HEC 2015, Hydrologic engineering center: HEC-GEORAS. <http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-georas/>
- Heggenes, J. & Saltveit, S.J. 2002. Effect of aquatic mosses on juvenile fish density and habitat use in the regulated River Suldalslågen, western Norway. *River Research and Applications* 18:249-264.
- Helfield, J. M., Capon, S. J., Nilsson, C., Jansson R. & Palm, D. 2007. Restoration of rivers used for timber floating: effects on riparian plant diversity. *Ecological Applications*, 17(3): 840-851.
- Helfield, J. M., Engström, J., Michel, J. T., Nilsson, C. & Jansson, R. 2012. Effects of river restoration on riparian biodiversity in secondary channels of the Pite River, Sweden. *Environmental Management*, 49: 130-141.
- Heyes, D.B., Dodd, H. & Lessard, J. 2006. Effects of Small Dams on Cold Water Stream Fish Communities. *American Fisheries Society Symposium*, 2006.
- Hildrew, A. G. & Giller, P. S. 1994. Patchiness, species interactions and disturbance in the stream benthos. S. 21-62 i Giller, P. S., Hildrew, A.G. & Raffaelli, D. G. (red.). *Aquatic Ecology: Scale, Pattern and Process*. Blackwell, Oxford.
- Hildrew, A. G. & Townsend, C. R. 1987. Organization in freshwater benthic communities. Sid 317-341 i *Organization of Communities: Past and Present*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Hill, M. T. & Platts, W. S. 1998. Ecosystem restoration: a case study in the Owens River Gorge, California. *Fisheries* 23: 18-27.

- Holbroock, C. M., Kinnison, M. T., Zydlewski, J. 2011. Survival of migrating Atlantic Salmon smolts through the Penobscot River, Maine: a preresoration assessment. *Transactions of the American Fisheries Society* 140:1255-1268
- Holmes, N. T. H., & Whitton. B. A. 1981. Phytobenthos of the River Tees and its tributaries. *Freshwater Biology* 11:139-163.
- Jakobsson, E. 1996. Industrialiseringen av älvar. Historiska institutionen, Göteborgs universitet, Göteborg.
- Janauer, G.A., Schmidt- Mumm, U & Schmidt, B. 2010. Aquatic macrophytes and water current velocity in the Danube River. *Ecological engineering*, 36:1138-1145
- Jansson R., Nilsson C., Dynesius M. & Andersson E. 2000. Effects of river regulation on riparian vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications* 10:203-224.
- Jones, N. E., Scrimgeour, G. J. & Tonn, W. M. 2008. Assessing the effectiveness of a constructed Arctic stream using multiple biological attributes. *Environmental Management*, 42: 1064-1076.
- Jonsson M., Deleu P. & Malmqvist B. 2013. Persisting effects effects of river regulation on emergent aquatic insects and terrestrial invertebrates in upland forests. *River Research and Applications* 29:537-547.
- Jonsson M., Strasevicius D. & Malmqvist B. 2012. Influences of river regulation and environmental variables on upland bird assemblages in northern Sweden. *Ecological Research* 27:945-954.
- Kuglerova, L., Jansson, R., Sponseller, R. A., Laudon, H. & Malm-Renöfalt. B. 2015. Local and regional processes determine plant species richness in a river-network metacommunity. *Ecology* 96:381-391.
- Lang, P. & Murphy, K.J. 2012. Environmental drivers, life strategies and bioindicator capacity of bryophyte communities in high latitude headwater streams. *Hydrobiologia* 679: 1-17.
- Lantmäteriet 2015. Produktbeskrivning Laserdata <http://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/hojddata/produktbeskrivningar/laserdat.pdf>
- Ljung, T. 2007. Åtgärdsprogram för klådris 2007-2010 (*Myricaria germanica*). Rapport 5700, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Lytle, D. A. & Poff. N. L. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology & Evolution* 19:94-100.
- Malmqvist, B. & Mäki, M. 1994. Benthic macro-invertebrate assemblages in north Swedish streams – environmental relationships. *Ecography* 17:9-16.
- Malmqvist, B. & Rundle, S. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29:134-153.
- Margules C. R. & Pressey, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243-253.
- Margules, C. R. & Usher, M. B. 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biological Conservation* 21:79-109.
- Miller, K. A., Webb, J. A., de Little, S.C. & Stewardson, M. J. 2013. Environmental flows can reduce the encroachment of terrestrial vegetation into river channels: a systematic literature review. *Environ Management* 52: 1202-1212.
- Mirua N. & Asano Y. 2013: Green-wavelength terrestrial laser scanning of mountain channel. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 2: 187-192

- Moutka, T. & Laasonen, P. 2002. Ecosystem recovery in restored headwater streams: the role of enhanced leaf retention. *Journal of Applied Ecology* 39:145–156.
- Muneepeerakul, R., Bertuzzo, E., Lynch, H. J., Fagan, W. F., Rinaldo, A. & Rodriguez-Iturbe, I. 2008. Neutral metacommunity models predict fish diversity patterns in Mississippi-Missouri basin. *Nature* 453:220–229.
- Muotka, T. & Virtanen, R. 1995. The stream as a habitat template for bryophytes: species' distributions along gradients in disturbance and substrate heterogeneity. *Freshwater Biology*, 33: 141–160.
- Najjar, R. G., Walker, H. A., Andersson, E., Barron, N. J., Bord, R. J., Gibson, J. R., Kennedy, V. S., Knight, C. G., Megonigal, J. P., O' Connor, R. E., Polsky, C. D., Psuty, N. P., Richards, B. A., Sorenson, L. G., Steele, E. M. & Swanson, R. S. 2000. The potential impacts of climate change on the mid-Atlantic coastal region. *Climate Research*, 14:219–233.
- Naturvårdsverket 2010. Handledning för miljöövervakning. Programområde: Sötvatten. Undersökningstyp: Bottenfauna i sjöars litoral och vattendrag – tidsserier. Version 1:1: 2010-03-01.
- Nilsson, C. 1978. Changes in the aquatic flora along a stretch of the river Umeälven, N. Sweden following hydro-electric exploitation. *Hydrobiologia*, 61:229–236.
- Nilsson, C. & Svedmark, M. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environmental Management*, 30(4): 468–480
- Nilsson, C., Brown, R. L. Jansson, R. & Merritt D. M. 2010. The role of hydrochory in structuring riparian and wetland vegetation. *Biological Reviews* 85:837–858.
- Nilsson, C., Lepori, F., Malmqvist, B., Törnlund, E., Hjerdt, N., Helfield, J. M., Palm, D., Östergren, J., Jansson, R., Brännäs, E. & Lundqvist H. 2005. Forecasting environmental responses to restoration of rivers used as log floatways: an interdisciplinary challenge. *Ecosystems* 8:779–800.
- Nilsson, N., 2014. Undersökning av ekologisk potential i naturfåror vid vattenkraftverk – elfiske. Jönköpings Fiskeribiologi AB. 34 sidor.
- Pander, J., Mueller, M. & Geist, J. 2013. Ecological functions of fish bypass channels in streams: migration corridor and habitat for rheophilic species. *River Research and Applications*, 29: 441–450.
- Paulsson, H. 2010. Inventering av klädbris, *Myricaria germanica*, i Västernorrland 2010. Länsstyrelsen i Västernorrlands län, Härnösand.
- Poff, N. L., & Zimmerman, J. K. H. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* 55:194–205.
- Polvi, L. E., Nilsson, C. & Hasselquist, E. M. 2014. Potential and actual geomorphic complexity of re-stored headwater streams in northern Sweden. *Geomorphology* 210: 98–118
- Primmer, C. R., Veselov, A. J., Zubchenko, A., Poututkin, A., Bakhmet, I. & Koskinen, M. T. 2006. Isolation by distance within a river system: genetic population structuring of Atlantic salmon, *Salmo salar*, in tributaries of the Varzuga River in northwest Russia. *Molecular Ecology* 15:653–666.
- Renöfält, B. & Ahonen, J. 2013. Ekologiska flöden och ekologiskt anpassad vattenreglering: underlag till väg-ledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och Vattenmyndighetens rapport 2013:12.

- Renöfält, B. M., Jansson R. & Nilsson, C. 2010. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology*, 55: 49–67.
- Renöfält, B. M., Merritt, D.M. & Nilsson, C. 2007. Connecting variation in vegetation and stream flow: the role of geomorphic context in vegetation response to large floods along boreal rivers. *Journal of Applied Ecology* 44:147-157.
- Ricklefs, R. E. & D. Schluter. 1993. Species diversity: regional and historical influences. Sid. 350-363 i R. E. Ricklefs & D. Schluter (red.). *Species Diversity in Ecological Communities*. University of Chicago Press, Chicago.
- Rivaes, R., Rodriguez-Gonzalez, P. M., Albuquerque, A., Pinheiro, A. N., Egger, G. & Ferreira M. T. 2015. Reducing river regulation effects on riparian vegetation using flushing flow regimes. *Ecological Engineering* 81:428-438.
- Rørslett, B. 1989b. An integrated approach to hydropower impact assessment. 2. Submerged macrophytes in some Norwegian hydroelectric lakes. *Hydrobiologia* 175:65-82.
- Rørslett, B. Mjelde, M. & Johansen, S. W. 1989a. Effects of hydropower development on aquatic macrophytes in Norwegian rivers: present state of knowledge and some case studies. *Regulated Rivers: Research and Management* 3: 19-28.
- Rørslett, B., Johansen, S. W. 1996. Remedial measures connected with aquatic macrophytes in Norwegian regulated rivers and reservoirs. *Regulated Rivers: Research and Management*. 12:509-522.
- Rydell B., Nyberg H. 2006: Mätning av bottenpografi och kustlinjer med laserbatymetri-pilotstudie. Statens Geotekniska Institut.
- Sabo, J. L., Finlay, J. C., Kennedy, T., och Post, D. M. 2010. The Role of Discharge Variation in Scaling of Drainage Area and Food Chain Length in Rivers. *Science*, 330: 965-967.
- Saltveit S. J., Halleraker, J. H., Arnekleiv, J. V. & Harby A. 2001. Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking, *Regulated Rivers: Research and Management* 17:609-622.
- Sandin, L. & Johnson, R. K. 2000. Ecoregions and benthic macroinvertebrate assemblages of Swedish streams. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 462-474.
- Schneider, S. C., Moe, T. F., Hessen, D. O. & Kaste. O. 2013. *Juncus bulbosus* nuisance growth in oligotrophic freshwater ecosystems: different triggers for the same phenomenon in rivers and lakes? *Aquatic Botany* 104:15-24.
- Scrimgeour, J. G., Tonn, W. M., och Jones, N. E. 2014. Quantifying effective restoration: reassessing the productive capacity of a constructed stream 14 years after construction. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71: 589–601.
- Siergieiev, D. 2013. Impact of Hydropower Regulation. Licentiatavhandling, Luleå University of technology.
- SIS. 2012. Svensk Standard, SS-EN ISO 10870:2012, Vattenundersökningar – Vägledning för val av metoder för provtagning av bottenfauna (bentiska makrovertebrater) i sötvatten.
- Sjut, D. & Degerman, E. Opublicerade data. Fiskfaunan i torr- och naturfåror: en förstudie. Institutionen för akvatiska resurser, Statens Lantbruksuniversitet.

- Skoulikidis, N. T., Vardakas, L., Karaouzas, I., Economou, A. N., Dimitrou, E. & Zogaris, S. 2011. Assessing water stress in Mediterranean lotic systems: insights from an artificially intermittent river in Greece. *Aquatic Sciences* 73: 581–597.
- SMHI, 2015. Sveriges metrologiska och hydrologiska institut. S-hype: Hype modell för hela Sverige. <http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/hydrologi/s-hype-hype-modell-for-helasverige-1.560>
- Spencer, D.F. & Ksander, G.G. 1997. Influence of anoxia on sprouting of vegetative propagules of three species of aquatic plant propagules. *Wetlands*, 17:55–64.
- Strahler, A. N. 1954. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union* 38:913–920.
- Strasevicius, D., Jonsson, M., Nyholm, N. E. I. & Malmqvist, B. 2013. Reduced breeding success of Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca* along regulated rivers. *Ibis*, 155: 348–356.
- Stream Bryophyte Group 1999. Roles of Bryophytes in Stream Ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 18: 151–184.
- Ström L., Jansson R. & Nilsson C. 2012. Projected changes in plant species richness and extent of riparian vegetation belts as a result of climate-driven hydrological change along the Vindel River in Sweden. *Freshwater biology* 57: 49–60.
- Suren, A. M. & Winterbourn, M. J. 1992. The influence of periphyton, detritus and shelter on invertebrate colonization of aquatic bryophytes, *Freshwater Biology* 27. 327–339.
- Swan, C. M. & Brown, B. L. 2014. Using rarity to infer how dendritic network structure shapes biodiversity in riverine communities. *Ecography* 37:993–1001.
- Van Looy, K., Tormos, T. & Souchon, Y. 2014. Disentangling dam impacts in river networks. *Ecological Indicators* 37:10–20.
- Växjö tingsrätt 2007. Mål M5, 6-99. Dom 2007-03-16
- Ward J. V., Tockner K. & Schiemer F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 125–139.
- Weisberg, S. B., Janicki, A. J., Gerritsen J. & Wilson H. T. 1990. Enhancement of benthic macroinvertebrates by minimum flow from a hydroelectric dam. *Regulated Rivers: Research and Management*, 5: 265–278.
- White, J. M och Stromberg, J. C. 2011. Resilience, restoration, and riparian ecosystems: Case study of a dryland, urban river. *Restoration Ecology* 19: 101–111.
- Widén, Å., Jansson, R., Sandin, L., Lindström, M., Wisaeus, D. & Johansson, M. 2015. Maximal ekologisk potential i Umeälven.
- Wotton, R. S. & Malmqvist, B. 2001. Faeces in aquatic ecosystems. *Bioscience* 51:537–544.
- Wotton, R. S., Malmqvist, B. & Leonardsson, K. 2003. Expanding traditional views on suspension feeders – quantifying their role as ecosystem engineers. *Oikos* 101:441–443.
- Zhang, Y. X., Malmqvist, B. & Englund, G. 1998. Ecological processes affecting community structure of blackfly larvae in regulated and unregulated rivers: a regional study. *Journal of Applied Ecology* 35:673–686.

Bilaga

Provtagning av bottenfauna i torrfårar vid vattenkraftverk.

Länsstyrelsen i Värmlands publikation 2015:11, exklusive bilaga med provtagningsprotokoll.



Länsstyrelsen
Värmland

Provtagning av bottenfauna i naturfåror vid vattenkraftverk

En pilotstudie av undersöknings- och utvärderingsmetodik



Publ nr 2015:11
ISSN 0284-6845

Foton: © Medins Havs och Vattenkonsult AB samt Aquanord AB
Rapporten är sammanställd av Ulf Ericsson, Karin Johansson, Martin
Liungman, Hanna Larsson och Niclas Hjerdt

Länsstyrelsen Värmland, 651 86 Karlstad
010-224 70 00, www.lansstyrelsen.se/varmland

Förord

Denna rapport är framtagen på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten och Länsstyrelsen i Värmlands län inom ramen för det så kallade Naturfåreprojektet. I projektet medverkar företrädare för flera länsstyrelser, Havs- och vattenmyndigheten, SMHI, Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå universitet och branschföretagen Vattenfall och E.ON.

Syftet med rapporten är att undersöka en ny metod för provtagning av bottenfauna i naturfåror, samt att kontrollera om befintliga utvärderingsmetoder samt internationellt framtagna index kan användas för att bedöma graden av påverkan som regleringen orsakar.

Resultaten skall också tillsammans med andra undersökningsresultat ligga till grund för bedömningar av påverkan och potential i ursprungliga vattendragsfåror vid vattenkraftverk och de möjligheter som kan finnas till en mer ekologiskt anpassad reglering. Detta arbete utförs för närvarande vid Umeå Universitet, där även Strategin för åtgärder i vattenkraften (Havs- och vattenmyndigheten och Energimyndigheten) kommer att användas i arbetet.

Resultaten ger inga tydliga svar men indikerar att det finns ett behov av att utveckla provtagningsmetoder och index för att mäta den hydrologiska påverkan på bottenfaunan. Resultaten bedöms vara användbara i den fortsatta utvecklingen av vattenförvaltningsarbetet och arbetet med att finna bra metoder att följa upp miljöpåverkan från vattenreglering. I detta sammanhang bör också den nationella strategin för åtgärder i vattenkraften och avvägningar gentemot behovet av förnybar energi beaktas.

Bedömningarna är författarnas egna.

Märet Engström

Enhetschef

Sammanfattning

Föreliggande undersökning har genomförts på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten samt Länsstyrelsen i Värmlands län. Syftet med arbetet har varit att med en pilotundersökning testa en metod för provtagning av bottenfauna i naturfåror vid vattenkraftverk för att kunna bedöma graden av påverkan som regleringen orsakar. Resultaten skulle också tillsammans med andra undersökningsresultat ligga till grund för bedömningar av påverkan och potential i ursprungliga vattendragsfåror vid vattenkraftverk och de möjligheter som kan finnas till en mer ekologiskt anpassad reglering. Detta arbete utförs parallellt vid Umeå Universitet.

Provtagningar av bottenfauna genomfördes under hösten 2014 i 14 utvalda vattendrag belägna dels i Götaland och dels i Norrland. Nio av de undersökta vattendragssträckorna var mer eller mindre påverkade av reglering och fem av vattendragen utgjorde opåverkade referenser.

Resultaten indikerade en kraftig negativ påverkan i naturfåror vid vattenkraftverk med en låg naturvårdshänsyn med avseende på minimitappning. Vid vattenkraftverk med måttlig eller hög naturvårdshänsyn var bottenfaunasamhällena i naturfåror relativt lika de som fanns i referensvattendragen. Detta innebär att det i dessa fall var svårt att med den använda metodiken visa på skillnader i regleringspåverkade naturfåror och de undersökta referenserna.

Den använda metodiken bedömdes som relevant men metoden behöver utvecklas både med avseende på hur undersökningarna utförs i fält och med avseende på hur resultaten skall utvärderas. Förslag på hur metodiken kan utvecklas har givits i slutet av rapporten.

Innehåll

1	Inledning	1
2	Bottenfauna och effekter av reglering	2
3	Metodik	5
3.1	Allmänt	5
3.2	Provtagning	6
3.3	Utvärdering.....	7
3.3.1	Allmänt	7
3.4	Förhållandena vid provtagningen.....	10
4	Beskrivning av undersökta objekt	11
4.1	Allmänt	11
4.2	Referenser.....	11
4.3	Naturfårar	13
5	Resultat.....	19
5.1	Status för surhet och näringsämnesbelastning.....	19
5.2	Påverkan av reglering	19
5.3	Indexvärden baserade på flödespreferens	21
6	Diskussion.....	24
7	Rekommendationer	28
7.1	Allmänt	28
7.2	Provtagningsmetodik.....	28
7.3	Utvärdering och index	28
8	Referenser	30
	Bilaga 1 Hydrologi och hydraulik i de undersökta vattendragen	32
	Bilaga 2 Beräknade index	36
	Bilaga 3 Protokoll för beskrivning av naturfårorna	1
	Bilaga 4 Fältprotokoll, beskrivning av lokaler	6
	Bilaga 5 Uppgifter om delprov.....	35
	Bilaga 6 Foton på provplatser och substrat.....	43
	Bilaga 7 Artlistor	50
	Bilaga 8 Indexvärden för beräkning av LIFE (mod).....	79

1 Inledning

Nyttjande av vattendrag för elkraftproduktion innebär ofta negativa ekosystemeffekter. I samband med prövning av vattenkraftverk uppkommer ofta frågan om vilka flöden och minimitappningar som ska gälla i den ursprungliga vattendragsfåran som ofta benämns naturfåran eller torrfåran. Naturfåran definieras som den vattendragsfåra som ligger bredvid ett vattenkraftverk och där en stor del av vattnet i vattendraget runnit innan utbyggnad. Naturfåran blir vid driften av vattenkraftverket av med allt eller en stor del av vattnet eftersom detta vatten istället leds in i turbinerna. Naturfåran utgör dock en viktig del av kraftverksanläggningen genom att den fungerar som avbördningsanordning när vattenflödet inte kan omhändertas i kraftverket. Detta kan exempelvis innebära plötsliga och kraftiga flödesförändringar i fåran. Viktiga säkerhetsaspekter är också kopplade till dammar och naturfårors funktion.

Som grundläggande stöd för bedömningar av negativa effekter finns hydromorfologiska och ekologiska bedömningsgrunder (HVMFS 2013:19). Det uppstår dock ofta frågor kring vilka möjligheter det finns att återfå de ursprungliga eller mer naturliga ekologiska strukturerna och funktionerna i naturfåran och vilka undersökningsmetoder som bör användas för att utvärdera påverkan från vattenregleringen. De nu inom vattenförvaltningen använda undersökningsmetoderna kan utvecklas för att bättre återspegla regleringseffekterna i exempelvis de ursprungliga vattendragsfåror vid vattenkraftverken. Resultat från bottenfaunaprovtagning i en kvarvarande vattentäckt mitt del av fåran kan ibland visa på en förhållandevis riklig bottenfauna. Hänsyn tas då inte till hela vattendragsfårans potential samt ekologiska strukturer och funktioner. Syftet med arbetet och rapporten var att testa en metod för provtagning av bottenfauna i naturfåror samt att testa om befintliga index kan användas för att bedöma graden av påverkan som regleringen orsakar. Resultaten skall också tillsammans med andra undersökningsresultat ligga till grund för bedömningar av påverkan och potential i ursprungliga vattendragsfåror vid vattenkraftverk och de möjligheter som kan finnas till en mer ekologiskt anpassad reglering. Detta arbete utförs för närvarande vid Umeå Universitet.

Föreliggande arbete är att betrakta som en pilotstudie där en metodik för inventering av bottenfauna i naturfåror testats vid ett förhållande litet antal anläggningar i Sverige. Karaktären på anläggningarna varierar också stort med olika förutsättningar för elproduktion och reglering av vattendragen. Detta medför att resultaten av undersökningarna inte kan testas statistiskt på ett meningsfullt sätt. Arbetet är dock ett led i framtagande av en möjlig framtida undersökningsmetodik för inventering av bottenfauna i de aktuella miljöerna som t.ex. går att använda vid fastställande av ekologisk status.

Medins har utfört denna utredning på uppdrag av Länsstyrelsen i Värmlands län och Havs- och Vattenmyndigheten. Vid arbetet har ytterligare två personer medverkat. Provtagningen av bottenfauna i de norrländska vattendragen utfördes av Tina Hedlund, Aquanord AB. Vid rapporteringen har Niclas Hjerdt från SMHI medverkat med faktamaterial och texter kring hydrologin i de undersökta vattendragen. Arbetet har också skett i samråd med en referensgrupp bland annat bestående av representanter från vattenkraftbranschen, Umeå Universitet och Sveriges Lantbruksuniversitet.

2 Bottenfauna och effekter av reglering

Det finns en lång tradition av att använda bottenfauna för att bedöma miljötillståndet i sötvatten (Cairns & Pratt 1993). Orsaken är att bottenfaunans artsammansättning och täthet på ett trovärdigt sätt kan relateras till olika miljöaspekter, bl.a. näringsbelastning och försurning (t.ex. Johnson et al 1993). Genom att utnyttja olika arters/gruppers indikatorvärde med avseende på en given miljöpåverkan används botten-faunaundersökningar idag för att statusklassificera sjöar och vattendrag i enlighet med EU:s vattendirektiv. Verksamheten är omfattande. I Sverige samlas årligen in botten-faunaprov från många hundra vattendrag och sjöar. Efter provanalys och olika indexberäkningar används resultaten bl.a. till den statusklassning som sedan ligger till grund för fastställandet av tvingande miljö kvalitetsnormer (Naturvårdsverket 2007).

Bottenfaunans relation till miljöförhållanden med avseende på vattenkvalitet är välkänd men dess relation till hydromorfologisk påverkan avsevärt mindre studerad. Till hydromorfologisk påverkan räknas i detta sammanhang t.ex. effekter av vattendragsreglering, vandrings-hinder, rätningar av vattendrag, flottledsrensningar, överdämning, samt markanvändning i närmiljön. Dessa störningar kan påverka den strandlevande bottenfaunan påtagligt. Påverkan kan antas vara både direkt, som när flödesförändringar påverkar olika arter av bottenfauna olika, eller indirekt, som när predationskänsliga bottendjur gynnas om fisken försvinner i kraftigt reglerade vattendrag.

I rinnande vatten nedströms regleringsmagasin kan bottenfauna påverkas dels direkt av flödesförändringarna, dels indirekt p.g.a. andra förändringar vid reglering, som ändrad fiskförekomst och sedimentation. Dessutom kan vattnets temperatur förändras på olika sätt; årsmedelvattentemperaturen kan minska nedströms dammar med bottentappning medan den kan öka på t.ex. lokaler där tillförseln av grundvatten ökar vid lågflöden vintertid och i höljor av stagnant vatten vid lågflöden sommartid. Temperatureffekten kan påverka bl.a. livscykelns synkronisering hos enskilda arter (Fjellheim & Raddum 2008) men effekten tycks vara av mindre vikt jämfört med flödesförändringarnas effekt.

Effekter på bottenfauna av flödesvariationerna är dock inte alltid entydiga och tolkningen av resultaten är delvis motsägelsefulla i litteraturen. Låga flöden leder bl.a. till en reduktion av vattendragens våta yta, vilket t.ex. får effekter på bottendjurens tillgång till olika habitat och resurser. Vissa studier har visat att minskat flöde reducerar artrikedomen och leder till förändrade bottenfaunasamhällen (t.ex. Englund & Malmqvist 1996, Boulton 2003) medan andra studier påvisat marginell eller ingen påverkan (Castella m.fl. 1995) eller opåverkad artrikedomen men ökad täthet av bottendjur (Dewson m.fl. 2007).

I en av de tidigaste undersökningarna om effekter på bottenfaunan nedströms en kraftverksdam slogs det fast att flödespåverkan var påtaglig (Fisher & LaVoy 1972). Artrikedomen och biomassa av bottendjur var lägre ju längre tid botten var frilagd under lågvattensförhållanden i den studerade floden i USA (Connecticut River). Chironomider och vissa oligochaeter verkade dock gynnas av det tidvis frilagda bottenmaterialet ovanför lägsta vattenlinjen. Stormusslor var den mest missgynnade gruppen.

Walters & Post (2011) genomförde ett kontrollerat experiment för att undersöka effekter av minskat flöde i 1-4 m breda vattendrag i östra USA.

Flödesminskningen, räknat som dygnsmedelflöden, var 38-84%. Den taxonomiska bestämningen gick inte till artnivå men resultatet visade att det inte skedde någon förändring av antalet familjer eller släkten. Totalbiomassan av bottenjur i vattendragens rinnsträckor minskade dock och kroppsstorleken hos insektsamhället minskade, framför allt bland samlare (collectors) och filtrerare. Några mobila insektsgrupper, bl.a. vissa trollsländelarver, ökade i täthet med minskat flöde, eventuellt eftersom de kunde följa med vattnet när den tillgängliga våta ytan minskade. Predatoriska insekter ökade i stagnanta vattensamlingar ("pools") vid minskat flöde.

I en reviewartikel av Bunn & Arthington (2002) konstateras att bottenfaunan är känslig för kraftiga dygnsvariationer i flöde nedströms kraftverksdammar vilket resulterar i en artfattigare bottenfauna. Snabba ökningar i flödet kan orsaka en påtaglig och selektiv drift av bottenfauna. Författarna menade att små insektsnymfer och evertebrater som inte kan motstå höga flöden är underrepresenterade nedströms kraftverk (De Jalon m.fl. 1994 enligt Bunn & Arthington 2002).

I den omfattande undersökningen av reglerade älvar i norra Sverige jämfördes 1) årstidsreglerade lokaler, 2) reglerade lokaler med reducerat årsflöde (beroende på förbiledning av vatten) och 3) oreglerade lokaler (Englund & Malmqvist 1996). Båda typerna av reglerade lokaler kännetecknades av stor variation i flöde under året och ibland även från dag till dag men lokalerna med reducerat flöde hade tidvis större andel torrlagda bottenytor. Påtagliga effekter på artrikedomen och täthet förekom bara på lokaler med reducerat flöde; jämfört med oreglerade lokaler uppskattades artminskningen där till 0-38 % och täthetsminskningen till 0-54 %. Dessutom förändrades förekomsten av funktionella grupper; samlare (collectors), betare (grazers) och predatorer minskade på lokaler med reducerat flöde medan fragmenterare och filtrerare var opåverkade. Även i de årstidsreglerade lokalerna minskade samlare och predatorer. Stora och snabba förändringar av flödet framfördes som huvudorsak till den påverkade bottenfaunan, de grupper som påverkades mest var de grupper som tvingades exponera sig för en kraftig vattenström under sitt födosök.

Ett reducerat flöde innebär vanligen att inslaget av lugnflytande partier och hölJOR med stagnant vatten ökar på bekostnad av snabbflytande avsnitt. En sådan förändring kan också innebära att t.ex. näringshalterna stiger eller att syrehalterna sjunker vilket i sig kan påverka bottenfaunan. Buffagni m.fl. 2009 analyserade hur några bottenfaunaindex som bl.a. används för att bedöma organisk förorening var relaterade till lokalernas flödesegenskaper i rinnande vattendrag i Syd- och Centraleuropa. De konstaterade att bl.a. ASPT- och EPT-index var påtagligt påverkade av lokalernas hydrologiska egenskaper. Med minskande flöden tenderade arter som indikerar goda syreförhållanden att försvinna, t.ex. olika bäcksländor, med förändrade index som följd.

En rimlig slutsats av ovanstående studier är att bottenfaunan kan påverkas av reglering på olika sätt eftersom många påverkansfaktorer är inblandade. Det gör att bottenfaunans respons på reglering i ett givet vattendrag kan vara svår att förutsäga men responsen blir kraftigare ju kraftigare flödesvariationen är. En kraftig påverkan på bottenfaunan kan alltså förväntas i kraftigt reglerade naturfåror. Tänkbara förändringar framgår av nedanstående lista som är

rangordnad efter hur stor sannolikheten för förändringar är utifrån resultat som redovisats i tidigare studier:

- Artantalet bland bottendjuren minskar vid kraftig avledning och reglering
- Bottendjurens täthet och biomassa minskar vid kraftig reglering
- De inbördes förhållandena mellan funktionella grupper (hur djuren söker föda, t.ex. skrapare, eller predatorer) påverkas och förändras vid kraftig reglering

Sammanfattningsvis är det viktigt för bottenfaunan att förutsägbara förhållanden råder, t.ex. med avseende på flödeshastighet och att hela eller delar av åfåran är täckt av vatten året om. Många svenska arter har livscyklar som är ett- eller fleråriga vilket ställer höga krav på stabila förhållanden över lång tid. Eftersom återkolonisation och återhämtning av bottenfaunapopulationer är processer som kan ta tiotals år innebär upprepade störningar som påverkar bottenfaunan negativt en ständig utarmning av bottenfaunan med förlust av arter och en minskad biologisk produktion. Den potential för produktion av strömlevande bottenfauna som finns i kraftverksområdenas naturfåror är dessutom ofta av stor vikt, särskilt i vattendrag där orörda strömsträckor och forsmiljöer är sparsamt förekommande. Detta gör att en mer naturanpassad drift av naturfåror vid vattenkraftverk i detta sammanhang skulle vara värdefullt i de fall detta är möjligt med hänsyn tagen till den verksamhet som bedrivs. Nedan redovisas ett antal faktorer som skulle kunna påverka förekomsten av bottenfaunan positivt. Förslagen gynnar också t.ex. fisk och fågel men för dessa och andra organismgrupper kan ytterligare åtgärder behövas. Ett exempel på detta är återställning av vandringsvägar för fisk.

- Minimitappning av vatten i naturfåran hela året så att arter som lever i strömbiotoper kan förekomma.
- Tappning av vatten till naturfåran i tillräcklig mängd så att hela eller merparten av fårans botten är täckt av vatten året om och så att en naturlig strandzon kan utvecklas.
- Utvecklade system för tappningen som garanterar långsamma förändringar av flödeshastigheter i naturfåran.
- Variation av flödet i naturfåran som i viss mån efterliknar naturliga flödesförändringar i vattendraget. Detta för att garantera en naturlig variation i kontakten mellan vatten och land i fårans strandzon.

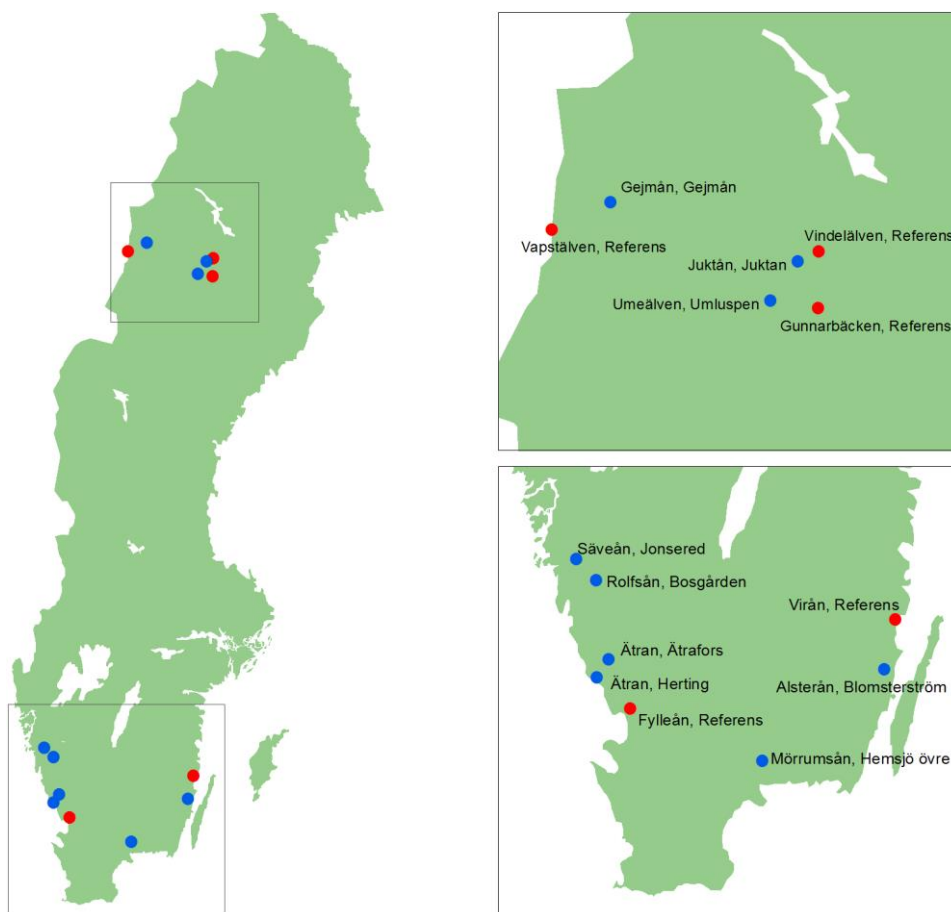
3 Metodik

3.1 Allmänt

Undersökningar av bottenfauna genomfördes i två områden i Sverige, ett i norr och ett i söder (Figur 1). I Norrland gjordes undersökningar i tre naturfåror samt i tre referensvattendrag. I södra Sverige gjordes undersökningar i sex naturfåror samt i två referensvattendrag. Sammanlagt gjordes undersökningar av bottenfauna i nio naturfåror och i fem referenser (Tabell 1).

Urvalet av studieobjekt gjordes i samverkan med berörda länsstyrelser och bolag. De olika objekten skulle vara relativt opåverkade av annan påverkan, t.ex. försurning och övergödning. Urvalet baserades också på att vattendragen i vilka naturfåror är belägna var väl undersökta och/eller har varit föremål för åtgärder eller forskning som syftar till att gynna havsvandrande fiskarter. Referensvattendragen valdes ut från samma regioner och med liknande kriterier med avseende på annan påverkan. Viktigt var också att dessa var oreglerade och utgjordes av liknade typer av vattendrag.

För att underlätta utvärderingen gjordes en gruppering av de undersökta vattendragens naturfåror med avseende på den naturvårdshänsyn som tas i den ordinarie driften (Tabell 1).



Figur 1. Platser för undersökningar i naturfåror och referenser. Blå markeringar visar undersökta naturfåror och röda markeringar visar undersökta referenser.

Grupperingen gjordes huvudsakligen utifrån reglerad minimitappning i naturfåran enligt nedan. I Gejmån är minimitappningen låg men eftersom tillförande vattendrag garanterar en högre vattenföring vid den plats där proverna togs placerades Gejmån i kategorin måttlig naturvårdshänsyn vid utvärderingen av resultaten.

- Hög naturvårdshänsyn \geq MLQ,
- Måttlig naturvårdshänsyn $>$ LLQ och $<$ MLQ
- Låg naturvårdshänsyn $<$ LLQ.

I Norrland togs proverna av Tina Hedlund på Aquanord AB. I Götaland togs proverna av Karin Johansson på Medins. För att säkerställa att pågående provtagning genomfördes under säkra förhållanden hade provtagarna kontinuerlig telefonkontakt med ledningscentralerna vid de berörda kraftverken.

Utsortering av djuren från de norrländska proverna gjordes av personal på Umeå Universitet. Proverna från södra Sverige sorterades på Medins laboratorium. Taxonomisk analys av samtliga prover genomfördes sedan på Medins laboratorium.

Tabell 1. Provplatser och provtagningsdatum. Koordinaterna är angivna i RT 90 2.5 gonV.

Vattendrag	Kraftstation	Naturvårdshänsyn	Koordinat (x)	Koordinat (y)	Datum
Fylleån		Referens	6288055	1326918	2014-11-25
Gunnarbäcken		Referens	7215867	1585348	2014-10-08
Vapstälven		Referens	7260920	1439519	2014-10-17
Vindelälven		Referens	7246969	1586048	2014-10-12
Virån		Referens	6357119	1540954	2014-11-26
Rolfsån	Bosgården	Hög	6391767	1300325	2014-11-28
Ätran	Herting	Hög	6313207	1299939	2014-11-25
Gejmån	Gejmån	Måttlig	7275450	1471642	2014-09-24
Juktån	Juktån	Måttlig	7241709	1574456	2014-09-29
Mörrumsån	Hemsjö övre	Måttlig	6244730	1432574	2014-11-25
Säveån	Jonsered	Måttlig	6408659	1284315	2014-11-24
Alsterån	Blomsterström	Låg	6317372	1531217	2014-11-26
Umeälven	Umluspen	Låg	7220430	1558966	2014-10-16
Ätran	Ätrafors	Låg	6327739	1309480	2014-11-24

3.2 Provtagning

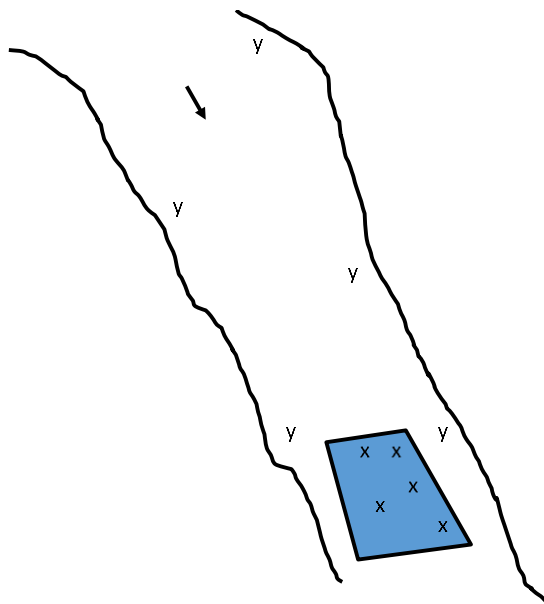
Varje naturfåra och referensfåra karterades översiktligt i fält. Vid karteringen användes även flygbilder. Vid karteringen beskrevs förekommande vattenbiotoper (främst baserat på substrat och flöden) i olika delar av fåran (Bilaga 3). Detta gjordes genom att grovt skatta storleken i procent av varje beskriven biotop. Karteringen gjordes i syfte att bestämma den dominerande biotoptypen i respektive fåra, där också provtagning skulle ske. Övriga biotoper provtogs inte. Biotopen i provtagningsområdet fotodokumenterades och beskrevs för den sektion som valts ut för provtagning (Bilaga 4 och 6).

Provtagning gjordes inom två olika ytor i varje naturfåra inom den biotop som bedömdes vara dominerande och därmed representativ för fåran. Principen med provtagning av två olika områden var att dels ta prover i en för biotopen och naturfåran optimal yta med avseende på förekomst av bottenfauna, och dels att ta prover i en suboptimal yta där bottenfaunan bedömdes vara utsatt för varierande

förhållanden med avseende på uttorkning och flödes hastighet. Den optimala ytan skulle om möjligt hålla vatten året om. Den suboptimala ytan skulle vara vattentäckt vid provtagningsstillfället. Här skulle dock ett lågt vattenstånd kunna orsaka uttorkning. Varje naturfåra är på många sätt unik och vid svårigheter att anpassa metodiken efter de förhållanden som rådde modifierades provtagningen på ett sådant sätt att ovanstående princip tillgodosågs på ett så bra sätt som möjligt. Ett exempel på en modifiering som behövdes var att utöka längden på de provtagna sträckorna.

I varje yta togs proverna enligt Naturvårdsverkets handledning för miljöövervakning (Naturvårdsverket 2010) samt enligt SS-EN ISO 10870 (SIS 2012). I detalj innebar detta att fem prover fördelades inom en tio meter lång sträcka på så optimalt substrat som det var möjligt. Ytterligare fem prover fördelades strandnära inom en suboptimal yta. Om möjligt togs dessa prover in mot ursprunglig strandlinje och under överhängande träd. De fem proverna kompletterades, inom varje yta, med ett kvalitativt prov. Provtagningsytorna fotodokumenterades för att ge möjlighet att senare tolka resultaten med avseende på substrat och strömförhållanden. Som tillägg till Handledningen dokumenterades varje prov vid provtagningen med en beskrivning av substrat och vattenhastighet samt koordinat (Bilaga 5). En schematisk bild av hur de olika proverna fördelades i vattendraget finns i figur 2 nedan.

Referensvattendragen undersöktes på exakt samma sätt, med undersökning av två olika ytor. Här undersöktes dock alltid strömbiotoper med naturliga strandzoner.



Figur 2. Fem prover togs på optimalt substrat med ordinarie SIS-metodik inom en tio meter lång sträcka av vattendraget (x). Fem prover togs i kanterna av vattendraget längs en 50 meter lång sträcka där risken för torrläggning bedömdes som stor (y).

3.3 Utvärdering

3.3.1 Allmänt

Ett stort antal olika index som brukar användas vid utvärdering av resultat beräknades baserat på bottenfaunans artsammansättning (t.ex. Medin m.fl. 2009,

Naturvårdsverket 2007 och Ericsson 2010). Samtliga beräkningarna gjordes separat för den optimala lokalen och den suboptimala lokalen i respektive fåra. Resultaten klassades även enligt de svenska bedömningsgrunderna i Naturvårdsverkets handbok 2007:4 (Naturvårdsverket 2007) och Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (Havs- och vattenmyndigheten 2013). Klassning av status gjordes med avseende på indexen MISA, ASPT och DJ. MISA är ett multimetriskt index (sammansatt av flera olika delindex) som mäter graden av surhet. DJ som också är ett multimetriskt index och ASPT mäter i huvudsak graden av påverkan från eutrofiering. Resultaten utgjorde sedan underlag för utvärdering och bedömning. Antalet replikat var litet och därför gjordes inga statistiska tester vid utvärderingen.

För att mer specifikt testa graden av regleringspåverkan i de olika fårorna beräknades tre index som bygger på bottenfaunans preferens för olika flödes hastighet (Extence m.fl. 1999 samt Armanini m fl 2011). Dessa index, LIFE (s), LIFE (f) och CEFI har konstruerats baserat på förhållanden i Storbritannien respektive Kanada.

För att testa om ett index helt anpassat efter svenska förhållanden gav bättre resultat beräknades ett modifierat index, LIFE (mod). Detta index modifierades dels taxonomiskt genom att svenska arters preferens för olika flödes hastigheter hämtades från databasen AQEM (www.freshwaterecology.info), och dels genom att ändra värdena för olika abundans kategorier. Motivet för att ändra värdena för de olika abundans kategorierna var att den svenska metodiken för provtagning av bottenfauna bedömdes ge färre individer än motsvarande brittisk metodik.

LIFE

Detta index (Lotic-invertebrate Index for Flow Evaluation) utvecklades i Storbritannien för att åskådliggöra förändringar i bottenfauna i relation till flöde (flow regime) i rinnande vatten (Extence m.fl. 1999). Indexet baseras på unika flödespoäng (FS, flow scores) hos provets enskilda taxa (i) och beräknas som

$$\text{LIFE} = (\sum \text{FS}_i) / n$$

Flödespoängen för de enskilda arterna kan variera från 1 till 12. De fås ur en matris baserad på vilken ekologisk flödesgrupp arten tillhör samt vilken abundansgrupp arten uppnått i det aktuella provet.

Indelningen i flödesgrupp är gjord med hjälp av information i den brittiska litteraturen. Sex olika flödesgrupper har definierats, allt från taxa som associeras med snabba flöden (>1 m s⁻¹) till taxa som associeras med uttorkningspåverkade lokaler. Totalt finns flödesgrupper redovisade för 700-800 brittiska taxa, av vilka många även återfinns i Sverige. Dessutom redovisas familjespecifika flödesgrupper och dessa kan användas för svenska förhållanden för de arter som inte upptas i det brittiska systemet.

Indelningen i abundansgrupp baseras på fem täthetskategorier där lägsta klassen representerar 1-9 individer och högsta klassen >10 000 individer i provet. Abundansskattningen baseras på den metod som använts för bottenfaunaprovtagning i Storbritannien. Den innebär tre minuters spark/svepprovtagning per lokal och att lokalens olika habitat ska provtas i

relation till dess förekomst. Metoden avviker främst i intensitet från det svenska normala förfarandet.

I den här utvärderingen har LIFE (s) och LIFE (f) beräknats med en viss anpassningar till svenska förhållanden. LIFE (s) beräknades baserat på indikatorvärden på artnivå och LIFE (f) beräknades baserat på indikatorvärden på familjenivå. Anpassningen gjordes genom att individantalen som bestämmer vilken täthetskategori ett taxon hamnar i har justerats ned till 5, 50, 500 och 5000 för respektive täthetskategori A, B, C och D. Ursprungliga gränser är 10, 100, 1000 och 10000. Detta gjordes eftersom den engelska provtagningsmetodiken som LIFE ursprungligen baserats på (samlingsprov med 3 minuters sparkprov i varje förekommande habitat) innebär en mer effektiv ansträngning än den som använts vid föreliggande undersökning (SS-EN ISO 10870). Olika arters preferenser för olika strömhastighet modifierades dock inte. Detta innebär att svenska arter som inte finns i Storbritannien heller inte bidragit till indexberäkningen.

En variant av LIFE (s) där ytterligare modifieringar gjorts för svenska förhållanden har också beräknats. Det modifierade indexet kallas här LIFE (mod). För modifieringen hämtades information om svenska arters flödespreferenser från den Europeiska databas som skapats i AQEM-projektet (<http://www.freshwaterecology.info/>). Dessutom modifierades indelningen i preferensgrupper ytterligare för att bättre passa till den svenska provtagningsmetodiken. Från databasens sammanställning över olika taxas strömpreferens togs taxonspecifika R/L-värden fram för ett stort antal svenska taxa (Bilaga 8). Värdena ligger mellan 1 och 6, där 1 indikerar rheophilism (preferens för kraftigt strömmande vatten) medan 6 indikerar limnophilism (preferens för stillastående vatten). Indifferent taxa (ingen preferens för strömhastighet) får R/L-värdet 0.

CEFI

Armanini m.fl. (2011) har tagit fram ett index för bedömning av flödesreglering med hjälp av bottenfaunasamhällen i kanadensiska floder. Indexet (CEFI, Canadian Ecological Flow Index) innehåller fyra olika komponenter:

1. Bottenfaunafamiljernas relativa frekvens (F) i undersökningen. Endast familjer som förekom i mer än 5 % av ursprungsstudiens prover ingick ($F = 1$) medan övriga taxon uteslutits ur beräkningarna ($F = 0$).
2. Familjernas relativa abundans (R) i det aktuella provet. Det beräknas som antalet individer av taxon i dividerat med det totala antalet individer av alla taxa i provet. Det kan således variera från 0 till 1.
3. Optimal flödes hastighet (V) för den taxonomiska familj arten tillhör. Flödesoptima har tagits fram och redovisas för 55 familjer. Det varierar från $0,06 \text{ m s}^{-1}$ för Caenidae till $0,54 \text{ m s}^{-1}$ för Perlidae.
4. Indikatortal med avseende på hur tolerant familjen är för avvikelser i flödes hastighet (W). Det kan anta fyra olika värden (8, 4, 2, 1) där höga värden anger smalt toleransspektrum. Det har också beräknats för 55 familjer och baseras på deras standardavvikelse vad gäller optimal flödes hastighet.

Baserat på dessa komponenter beräknades indexet genom summering över alla familjer (i) som

$$CEFI = \sum F_i * R_i * V_i * W_i / \sum F_i * R_i * W_i$$

I den här utvärderingen har CEFI beräknats helt utan anpassningar till svenska förhållanden. Detta innebär att endast familjer som fanns i den ursprungliga kanadensiska listan har bidragit till indexberäkningen.

3.4 Förhållandena vid provtagningen

I södra Sverige var flödena relativt låga under sommar och tidig höst 2014. I de västra delarna och i söder steg flödena under oktober månad, vilket försenade provtagningen. Under november sjönk flödena åter och provtagningen kunde genomföras i slutet av november med ett gott resultat. I de östra delarna låg dock de höga flödena kvar vid provtagningen och vid referensen i Virån var flödet så högt att provtagningen försvårades.

I de norra delarna av Sverige var sommaren och hösten mycket torr och flödena var låga till mycket låga under hela hösten och även under provtagningen.

Vid flera kraftverk i söder hade mer vatten än minimitappning gått genom naturfåran veckorna innan provtagningen genomfördes. Vid Jonsered i Säveån och Bosgården i Rolfsån hade flödena varit så höga att turbinernas slukförmåga överskreds vilket innebär att mer vatten än minimitappning gått genom naturfåran under stora delar av hösten. Vid Hemsjö övre i Mörrumsån pågick reparationer i kraftverket dagarna innan provtagningen och allt vatten gick då genom naturfåran. Samma dag som provtagningen genomfördes var tappningen dock återigen normal. I Alsteråns vattensystem, vid Blomstermåla kraftverk, var flödena höga vid provtagningstillfället vilket bidrog till att vatten dämades upp i naturfåran från den nedströms belägna dammen. I Umeälven har renoveringar av Umluspens kraftstation genomförts en turbin i taget vilket innebär att när flödet varit större än vad en turbin klarar har mer vatten än normalt gått genom naturfåran. Under 2014 har flödet därför varierat kraftigt i naturfåran inför provtagningen.

De biotoper som dominerade i de flesta naturfåror bestod av sten och block och hade en strömmande karaktär. De optimala ytorna som provtogs i dessa biotoper bestod till största delen av grus, sten och block och vattnet var strömmande (Bilaga 4 och 5). Några lokaler skilde sig från de övriga och det var framförallt de lokaler som låg i naturfåror med låg naturvårdshänsyn, Ätrafors, Blomstermåla och Umluspen. I naturfåran i Umluspen i Umeälven dominerades botten av håll och vattnet var stilla (se foto i Bilaga 6). Vid Ätrafors i Ätran bestod den dominerande biotopen av håll och stora block, men små ytor av sten och långsamt rinnande vatten kunde provtas mellan blocken och hållarna (se foto i Bilaga 6). Vid Blomstermåla i Alsterån stod vattnet stilla i den dominerande biotopen i naturfåran. Botten vid den optimala ytan dominerades här av grov sten (se foto i Bilaga 6).

I naturfåran i Gejmån, där stora delar av ån vid provtagningstillfället var torrlagd efter en torr sommar, togs proverna i de nedre delarna av fåran där vattnet var strömmande och inte i den dominerade biotopen där vattnet var stilla.

4 Beskrivning av undersökta objekt

4.1 Allmänt

För att testa metodiken och för att ge en första indikation på hur resultaten kan utvärderas valdes nio studieobjekt (naturfåror) ut för undersökningar av ekologisk potential. I södra Sverige genomfördes undersökningar vid sex objekt och i norra Sverige gjordes undersökningar vid tre objekt. Provtagning i två regioner gjordes för att se om regionala skillnader finns som skulle kunna motivera olika metodik för undersökning och utvärdering. Valet av objekt i södra Sverige baserades på att vattendragen i vilka naturfåror är belägna var väl undersökta och har varit föremål för åtgärder eller forskning som bl.a. syftar till att gynna havsvandrande fiskarter. I norra Sverige valdes objekt ut i Umeälvens avrinningsområde. Detta område är för närvarande föremål för omfattande forskning vid Umeå universitet med avseende på regleringseffekter. Viktigt vid valet av objekt var också att dessa kunde bedömas som mer eller mindre opåverkade av utsläpp eller av försurning i de delar som var föremål för undersökningen.

För att underlätta utvärderingen gjordes en gruppering av de undersökta vattendragendragens naturfåror med avseende på den naturvårdshänsyn som tas i den ordinarie driften (Tabell 1). Grupperingen gjordes utifrån reglerad minimitappning i naturfåran baserad på naturliga/ursprungliga flöden enligt:

- Hög naturvårdshänsyn \geq MLQ och i vissa fall naturliga högflöden vissa tider.
- Måttlig naturvårdshänsyn $>$ LLQ och $<$ MLQ (lägsta lågvattenföring och medellågvattenföring).
- Låg naturvårdshänsyn $<$ LLQ.

Information om de olika vattendragen och naturfåror samlades in både med avseende på fårorens morfometri, hydrologi och biotoper (Bilaga 1, 3, och 4). Vid provtagningstillfället gjordes också en fotodokumentation av fårorerna och bottensubstratet vid provtagningsplatserna (Bilaga 6). När det gäller Gejmån klassades hänsynen där som måttlig, trots att tappningen från dammen motsvarade låg naturvårdshänsyn. Detta gjordes eftersom flera biflöden tillkom mellan damm och provtagningsplats.

4.2 Referenser

Fylleån (SE628804-132692)

- Provpunkten i referensvattendraget är belägen inom vattenförekomsten: Mynningen-Brearedssjön, EU_CD: SE628804-132692
- Storlek delavrinningsområde: 325 km².
- Total naturlig vattenföring enligt SMHI Vattenweb för delavrinningsområdet:
- MQ: 7,9 m³/s
- MLQ 0,7 m³/s
- Den dominerade biotopen 1 km uppströms provpunkten består av sten och grus, och vattnet har en strömmande karaktär.

Gunnarbäcken (SE721578-158534)

- Provpunkten i referensvattendraget är belägen inom vattenförekomsten: Gunnarbäcken, EU_CD: SE721578-158534
- Storlek delavrinningsområde: 332 km².
- Total naturlig vattenföring enligt SMHI Vattenweb för delavrinningsområdet:
- MQ: 4,9 m³/s
- MLQ 1,0 m³/s
- Sträckan uppströms provpunkten till sjön Lill-Bastuträsk är cirka 300 meter lång. Denna sträcka domineras av strömmande vatten och botten substratet består av block och sten. Sträckan består även av sidofåror där vattnet är mindre strömmande än det är i huvudfåran. Lugnare partier och mindre partier med finare sten liksom höljor vid större block förekommer i mindre grad.
-

Vapstälven (SE725896-144391)

- Provpunkten i referensvattendraget är belägen inom vattenförekomsten: Vapstälven, EU_CD: SE725896-144391
- Storlek delavrinningsområde: 599 km².
- Total naturlig vattenföring enligt SMHI Vattenweb för delavrinningsområdet:
- MQ: 15,7 m³/s
- MLQ 3,0 m³/s
- Sträckan uppströms består till största delen av strömmande vatten där botten domineras av sten och block. Mindre partier som består av strömmande vatten där grus och sten dominerar botten förekommer, liksom höljor med lugnflytande vatten.

Vindelälven (SE723591-161219)

- Provpunkten i referensvattendraget är belägen inom vattenförekomsten: Vindelälven, EU_CD: SE723591-161219
- Storlek delavrinningsområde: 6616 km².
- Total naturlig vattenföring enligt SMHI Vattenweb för delavrinningsområdet:
- MQ: 134 m³/s
- MLQ 16,4 m³/s
- Lite mer än halva sträckan 1 km uppströms provpunkten består av forsande vatten där block dominerar botten men även sten och grus förekommer. Stora delar av sträckan är också av mer strömmande karaktär där vattendjupet är större. Lugnare partier med grusbotten finns utefter stränderna.

Virån (SE635694-154255)

- Provpunkten i referensvattendraget är belägen inom vattenförekomsten: mynningen Figeholmsområdet - Långsjöbäcken, EU_CD: SE635694-154255

- Storlek delavrinningsområde: 560 km².
- Total naturlig vattenföring enligt SMHI Vattenweb för delavrinningsområdet:
- MQ: 3,5 m³/s
- MLQ 0,5 m³/s
- Biotopen uppströms lokalen domineras av lugnflytande till svagt strömmande vatten med sten och grusbotten. Det förekommer också mer strömmande delar med mer block.

4.3 Naturfåror

Rolfsån, Bosgården (SE639185-130062) (Vattenfall)

- Kraftverket ägs av Vattenfall Småskalig Kraft AB. Ett omlöp anlades 2009 vid dammen och åtgärder för att underlätta utvandringen för smolt och ål förbi kraftverket genomfördes 2010. Vidare skedde biotopvårdsåtgärder och en utrivning av en erosionsdamm i naturfåran 2009. Åtgärderna vid Bosgårdens kraftverk ingår projektet Biologisk återställning i Rolfsåns vattensystem som bland annat syftar till att få tillbaka laxen i Storån.
- Naturfåran är belägen inom vattenförekomsten: Storån (Gunnarstorp/Gäråns inflöde till Rävlanda/Söråns inflöde), EU_CD: SE639185-130062.
- Naturfårans längd är ca 1 km.
- Reglerad LLQ (minimitappning) i naturfåran: 0,6 m³/s, samt klunkning 90 timmar per år i samband med fiskvandring då kraftverket stängs av.
- Storlek delavrinningsområde: 374 km².
- Total naturlig vattenföring enligt SMHI Vattenweb för delavrinningsområdet:
- MQ: 7,4 m³/s
- MLQ 0,4 m³/s
- Den totala fallhöjden på naturfåran är på ca 18 m. Vattnet är strömmande och botten domineras av grova stenar och block. Hagmark och jordbruksmark omger naturfåran.



Ätran, Herting (SE631304-129984) (Falkenbergs Energi)

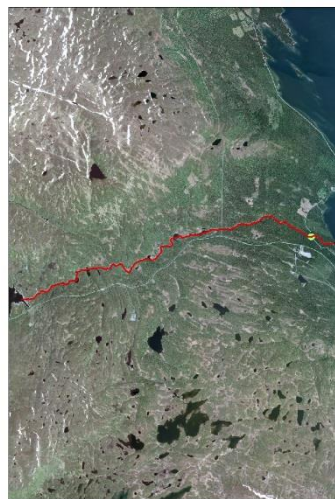
- Hertings kraftverk är beläget i Ätråns huvudfåra 5 km från mynningen. Vatten släpps genom en återställd naturfåra. Det finns idag endast mätningar av produktionen, men man planerar installera mätutrustning i naturfåran. De tre turbinerna sväljer maximalt 65 m³/s (25 + 15 + 25 m³/s), men en av dem (25 m³/s) får endast köras delar av året
- Naturfåran är belägen inom vattenförekomsten: Ätran (Mynningen – Vinån), EU_CD: SE631304-129984.

- Naturfårans längd är ca 350m.
- Reglerad LLQ (minimitappning) i naturfåra: 11 m³/s
- Storlek delavrinningsområde: 3332 km².
- Total naturlig vattenföring enligt SMHI Vattenweb för delavrinningsområdet:
- MQ: 57,2 m³/s
- MLQ 9,2 m³/s
- Naturfåran består av sten, grus och block. Vattnet är forsande till strömmande och fåran har ett vattendjup på ca 0,5 m. Naturfåran har nyligen restaurerats och strömbiotopen har återställts med lekgrus, sten och block.



Gejmån, Gejmån (SE727546-146858) (Vattenfall)

- Gejmån reglerades år 1984 och har varit känd som en fin bäck för stor öring och med röding i selområden.
- Naturfåran är belägen inom vattenförekomsten: Gejmån, EU_CD: SE727546-146858.
- Naturfårans längd är ca 8,1km.
- Under perioden 1 juni till 31 augusti finns en reglerad minimitappning i naturfåra på 0,226 m³/s. Under övriga delar av året sker ingen minimitappning. Mindre tillrinning från biflöden till naturfåran finns och uppgår till ca 0,05 m³/s under året.
- Storlek delavrinningsområde: 386 km².
- Total naturlig vattenföring enligt SMHI Vattenweb för delavrinningsområdet:
- MQ: 115 m³/s
- MLQ 11,2 m³/s
- Stora delar av Gejmåns naturfåra är normalt torrlagd. I de delar som det finns vatten är det till största delen stillastående pooler. Det finns endast små områden där rännilar av vattnen strömmar mellan block.

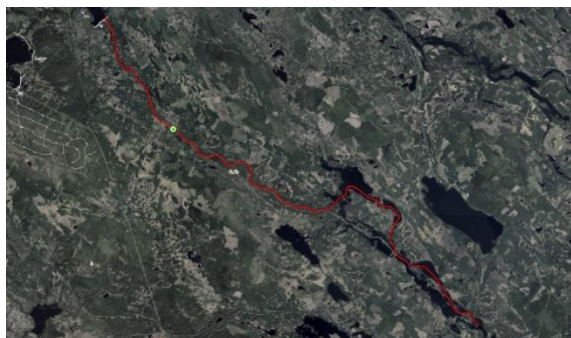


Juktån, Juktan (SE724082-157554) (Vattenfall)

- Sedan 1978 leds vatten över från Storjuktan till Storuman, vilket i första hand påverkar en knappt 30 km lång sträcka av naturfåran nedströms. Den totala längden av naturfåran är cirka 4,9 mil men tillkommande vattendrag innebär en mindre påverkan i den nedre delen av naturfåran. Den långa naturfåran uppvisar många olika problem ur biotopsynpunkt. Artificiella hålldammar skapar onaturliga stillastående vattensamlingar och utgör vandringshinder. I dammarna avsätts slam på botten och

problem med igenväxning finns. Naturfårans breda geometri i förhållande till minimitappningen skapar även problem med bottenfrysning vintertid.

- Naturfåran är belägen inom vattenförekomsten: Juktån, EU_CD: SE724082-157554
- Naturfårans längd i den övre delen är ca 28,3 km.
- Minimitappning varierar mellan 3 och 6 m³/s under året: 3 m³/s från 1 maj till 1 juni, 5 m³/s från 2 juni till 15 okt, 3 m³/s från 16 okt till 22 apr, och 6 m³/s från 23 apr till 30 apr
- Storlek delavrinningsområde: 1700 km².
- Total naturlig vattenföring enligt SMHI Vattenweb för delavrinningsområdet:
- MQ: 58,5 m³/s
- MLQ 31,2 m³/s
- Naturfåran domineras av flacka strömsträckor med block och stenbotten. Det förekommer också delar av avsnörda höljor med sten och grusbotten.



Mörrumsån, Hemsjö övre (SE623952-143521) (E.ON)

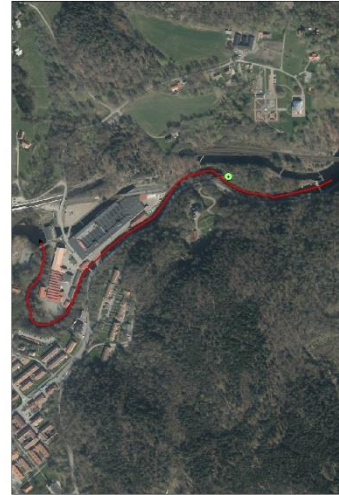
- Kraftverket byggdes 1906 och är utrustat med 4 Francis-aggregat med en sammanlagd slukförmåga på ca 28 m³/s. Normalårsproduktion är 20 GWh, installerad effekt 5,2 MW och fallhöjden är 15 m. Ett inlöp finns sedan 2004 förbi dammen, vilket leder vatten genom naturfåran.
- Naturfåran belägen inom vattenförekomsten: Mörrumsån (Östersjön – Bjällerbäcken), EU_CD: SE623952-143521.
- Naturfårans längd är ca 1,8 km.
- Under perioden 1 april-15 november gäller en minimitappning om 1 m³/s genom naturfåran och under resterande del av året 0,5 m³/s. För att stimulera uppvandrande fisk släpps dessutom klunkar om 3 m³/s under sammanlagt 25 dygn inom perioden 1 juni-15 november.
- Storlek delavrinningsområde: 3248 km².
- Total naturlig vattenföring enligt SMHI Vattenweb för delavrinningsområdet:
- MQ: 30,0 m³/s
- MLQ 7,2 m³/s
- Den dominerande biotopen i naturfåran består av strömmande vatten med sten och blockbotten. Stora delar av fåran består också av lugnflytande sträckor med sten och block. Nedre delen av naturfåran är uppdelad i



flera fåror och buskar och träd har vuxit upp mellan fåror. Delar av fåror är rensade på block som lagts upp på kanterna. Naturfåran har varit föremål för flera biotopåtgärder, framför allt i form av grusutläggning.

Säveån, Jonsered (SE640818-128313) (Vattenfall)

- Kraftverket ägs av Vattenfall Småskalig Kraft AB. Fiskvägar finns vid både kraftverket och dammen. Naturfåran utgör ett naturreservat som sträcker sig från Aspens utlopp till Kåhögsbron. Vid reservatsbildningen 2007 omprövades vattendomen för Jonsered kraftverk och det resulterade i en högre minimitappning och jämnare flödesnivåer under året i naturfåran. Kraftverket i Jonsered har en effekt på 1,9 MW, en normalårsproduktion på 8,5 GWh, och en fallhöjd på 9,5 m. Det finns PLC-styrning av luckor för jämn nivå- och flödesreglering samt momentan öppning av nödutskov vid nätbortfall eller snabb flödesförändring på turbinerna.
- Naturfåran belägen inom vattenförekomsten: Säveån (Brodalen till Aspens utlopp), EU_CD: SE640818-128313.
- Naturfårans längd är ca 1 km.
- Reglerad LLQ (minimitappning) i naturfåran är 2,4 m³/s (var tidigare 0,5 m³/s)
- Storlek delavrinningsområde: 1404 km².
- Total naturlig vattenföring enligt SMHI Vattenweb för delavrinningsområdet:
- MQ: 20,0 m³/s
- MLQ 6,0 m³/s
- Naturfåran består till största delen av strömmande sträckor med block och stenbotten. Det förekommer också partier med mer lugnflytande vatten och ett litet område som består av forsande vatten med grova block.



Alsterån, Blomsterström (SE631910-152809) (Ålem Energi)

- Kraftverket byggdes om 2011 och samtidigt byggdes även fiskomlöpets om. Tappning i fiskomlöpets sker enligt körplan, men ligger generellt på ca 0,5 m³/s.
- Naturfåran belägen inom vattenförekomsten: Alsterån (Tohagebäcken-Hornsödammen). EU_CD: SE631910-152809.
- Naturfårans längd är ca 250 m

- Reglerad LLQ (minimitappning) i naturfåran är 0,1 m³/s om tillrinningen överskrider 0,3 m³/s
- Storlek delavrinningsområde: 1418 km²
- Total naturlig vattenföring enligt SMHI Vattenweb för delavrinningsområdet:
- MQ: 10,8 m³/s
- MLQ 1,8 m³/s
- Naturfåran består i huvudsak av sten med inslag av grus. Lutningen är relativt konstant och under nolltappning finns inga betydande vattensamlingar i naturfåran. När det är högvatten i Alsterån däms vatten upp i naturfåran från den nedströms liggande dammen, vilket medför att vattnet blir näst intill stilla i de nedre delarna av naturfåran.



Umeälven, Umluspen (SE722071-155870) (Vattenfall)

- Naturfåran är i praktiken utan vatten, förutom mindre pölar med stillastående vattensamlingar. Sporadiskt spills vatten i naturfåran från dammen. Spill i naturfåran är således relativt ovanligt och det kan gå upp mot fem år mellan händelserna.
- Naturfåran är belägen inom vattenförekomsten: Umluspens torrfåra EU_CD: SE722071-155870.
- Naturfårans längd är ca 8,75 km.
- Reglerad LLQ (minimitappning) i naturfåra: 0 m³/s Den lokala tillrinningen till torrfåran från omgivningarna uppgår till ca 0,2 m³/s i medeltal/år. Utöver detta tillkommer vatten från ett mindre biflöde med årsmedelvattenföring på ca 0,27 m³/s.
- Storlek delavrinningsområde: 8362 km²
- Total naturlig vattenföring enligt SMHI Vattenweb för delavrinningsområdet:
- MQ: 201 m³/s
- MLQ 24,2 m³/s
- Den biotop som dominerar i naturfåran är stillastående höljar med hållbotten eller grova block. Det förekommer även stillastående höljar där botten består av block, sten och grus. En liten del av naturfåran består av rännilar av vatten som strömmar mellan höljojna.



Ätran, Ätrafors (SE632752-130920) (E.ON)

- Kraftverket byggdes 1918 och ägs av E.ON. Det är utrustat med tre Francisaggregat med en sammanlagd slukförmåga på ca 70 m³/s. Normalårsproduktionen är 52 GWh, installerad effekt 13 MW och fallhöjden 23,5 m. Kraftverket är det första definitiva vandringshindret för fisk i Ätran.
- Naturfåran är belägen inom vattenförekomsten: Ätran (Högvadsån-Ätrafors), EU_CD: SE632752-130920.
- Naturfårans längd är ca 700 m
- Reglerad LLQ (minimitappning) i naturfåra: 0 m³/s. Det finns ett norrifrån kommande mindre vattendrag (Sikabäcken) som mynnar i naturfåran nedströms dammen. Ett visst läckage sker även från dammen.
- Storlek delavrinningsområde: 2600 km²
- Total naturlig vattenföring enligt SMHI Vattenweb för delavrinningsområdet:
- MQ: 41,5 m³/s
- MLQ 7,3 m³/s
- Naturfåran består i huvudsak av hällar, block och sten. Här bildas stillastående vattensamlingar och mellan dessa strömmar det lite vatten mellan stenar och över hällar. En bäck ansluter halvvägs till sammanflödet med utloppet från kraftverket. Provtagningen gjordes dock uppströms bäcken. I den nedre delen av fåran, strax nedströms där bäcken ansluter, är biotopen strömmande och botten domineras av stora block och sten.



5 Resultat

5.1 Status för surhet och näringsämnesbelastning

Resultaten från de optimala ytorna visade på hög status med avseende på surhet och eutrofiering i samtliga vattendrag (Tabell 2). Resultaten från de suboptimala ytorna visade på liknande resultat även om resultaten från Juktån avvek med en indikation om god status (Bilaga 2). Klassningarna indikerade att eventuella negativa effekter på bottenfaunan i de reglerade vattendragen i huvudsak beror på den pågående regleringen och inte på någon annan typ av påverkan. Resultaten indikerade också att de bedömningsgrunder som idag används för att statusklassa bottenfauna och bedöma påverkan i Sverige inte kan användas för att statusklassa hydromorfologiska effekter. Ett viktigt resultat var också att de index som i den svenska miljöövervakningen används för att klassificera påverkan av försurning och övergödning inte verkar på verkas negativt av en regleringspåverkan.

Tabell 2. Klassning av status med avseende på påverkan av surhet och eutrofiering. Klassningen har gjorts baserat på resultaten från de optimala ytorna.

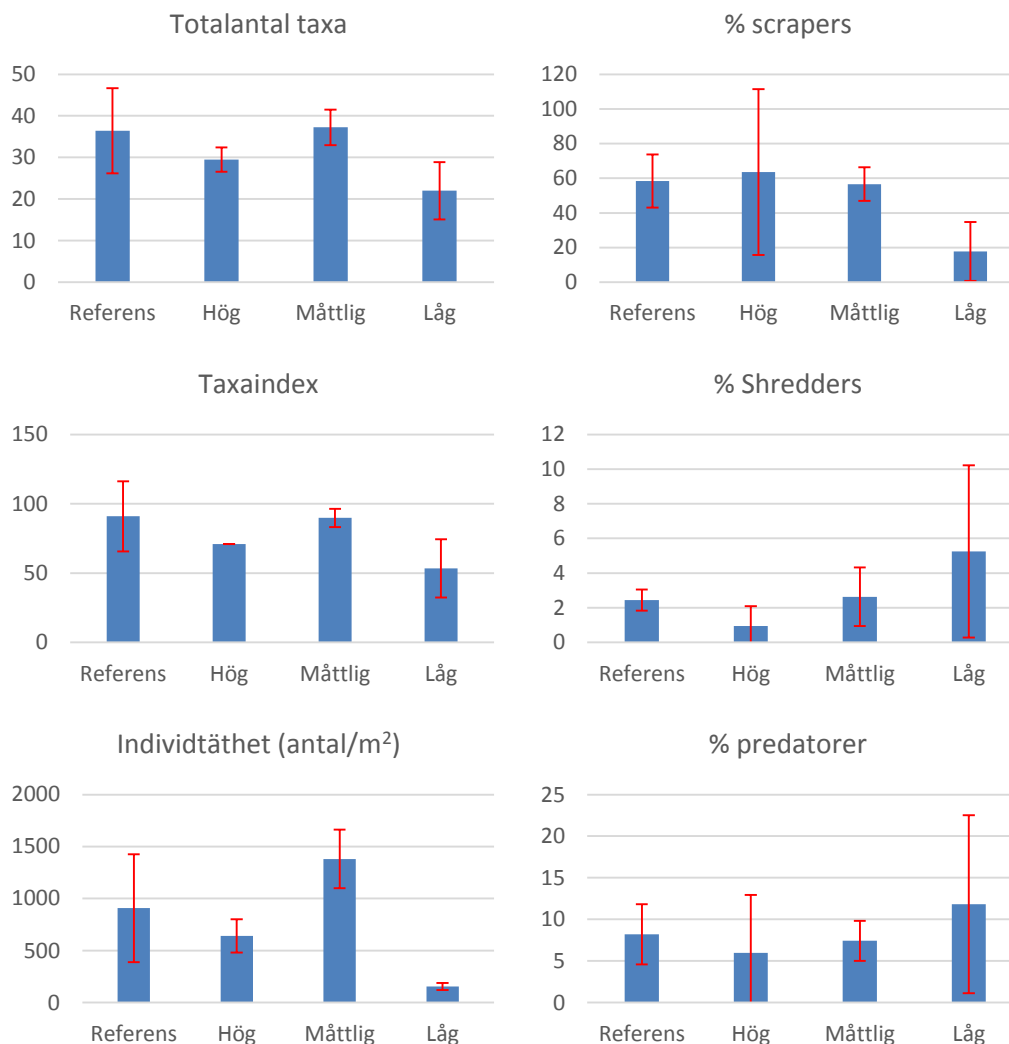
Vattendrag	Kraftstation	Naturvårds- hänsyn	MISA EK	MISA Klass	ASPT EK	ASPT Klass	DJ-index EK	DJ-index Klass
Fylleån		Referens	1,2	Nära neutr.	1,2	Hög	1,8	Hög
Gunnarbäcken		Referens	1,4	Nära neutr.	1,0	Hög	0,9	Hög
Vapstälven		Referens	0,8	Nära neutr.	1,0	Hög	1,0	Hög
Vindelälven		Referens	1,2	Nära neutr.	1,0	Hög	1,0	Hög
Virån		Referens	1,1	Nära neutr.	1,2	Hög	1,8	Hög
Rolfsån	Bosgården	Hög	1,1	Nära neutr.	1,3	Hög	1,8	Hög
Åtran	Herting	Hög	1,3	Nära neutr.	1,2	Hög	1,6	Hög
Gejmån	Gejmån	Måttlig	1,3	Nära neutr.	1,0	Hög	1,1	Hög
Juktån	Juktån	Måttlig	1,4	Nära neutr.	1,0	Hög	1,0	Hög
Mörrumsån	Hemsjö övre	Måttlig	1,5	Nära neutr.	1,2	Hög	1,6	Hög
Säveån	Jonsered	Måttlig	1,5	Nära neutr.	1,1	Hög	1,4	Hög
Alsterån	Blomsterström	Låg	1,2	Nära neutr.	1,1	Hög	1,4	Hög
Umeälven	Umluspen	Låg	1,0	Nära neutr.	1,0	Hög	1,0	Hög
Åtran	Åtrafors	Låg	0,7	Nära neutr.	1,0	Hög	1,0	Hög

5.2 Påverkan av reglering

För att kunna beskriva graden av påverkan beräknades ett antal index (Bilaga 2). Gemensamt för dessa index är att de inte är specifika för någon viss typ av påverkan utan på olika sätt kan spegla effekter på bottenfaunasamhället genom förändrade artantal, individtäthet eller förändringar i artsammansättningen. Index som specifikt konstruerats för att mäta effekter av t.ex. övergödning eller försurning beräknades inte, med undantag av de index som används i Sverige för klassning av status i vattendrag (se ovan). Resultaten från både optimala och suboptimala ytor visade på en relativt stor variation mellan de undersökta vattendragssträckorna med avseende på beräknade index. Beräknade medelvärden för många av indexen indikerade dock en tydlig skillnad mellan referenserna och reglerade vattendrag med en låg naturvårdshänsyn (Figur 3 och Bilaga 2). Dessa resultat indikerade en negativ effekt på bottenfaunan relaterade till index som på olika sätt mäter artantal och individtäthet. Även om effekten inte var lika tydlig indikerade resultaten även en förändrad artsammansättning med avseende på att andelen skrapare (scrapers) var lägre och andelen predatorer och sönderdelare (shredders) var högre i de naturfåror som hade en låg naturvårdshänsyn.

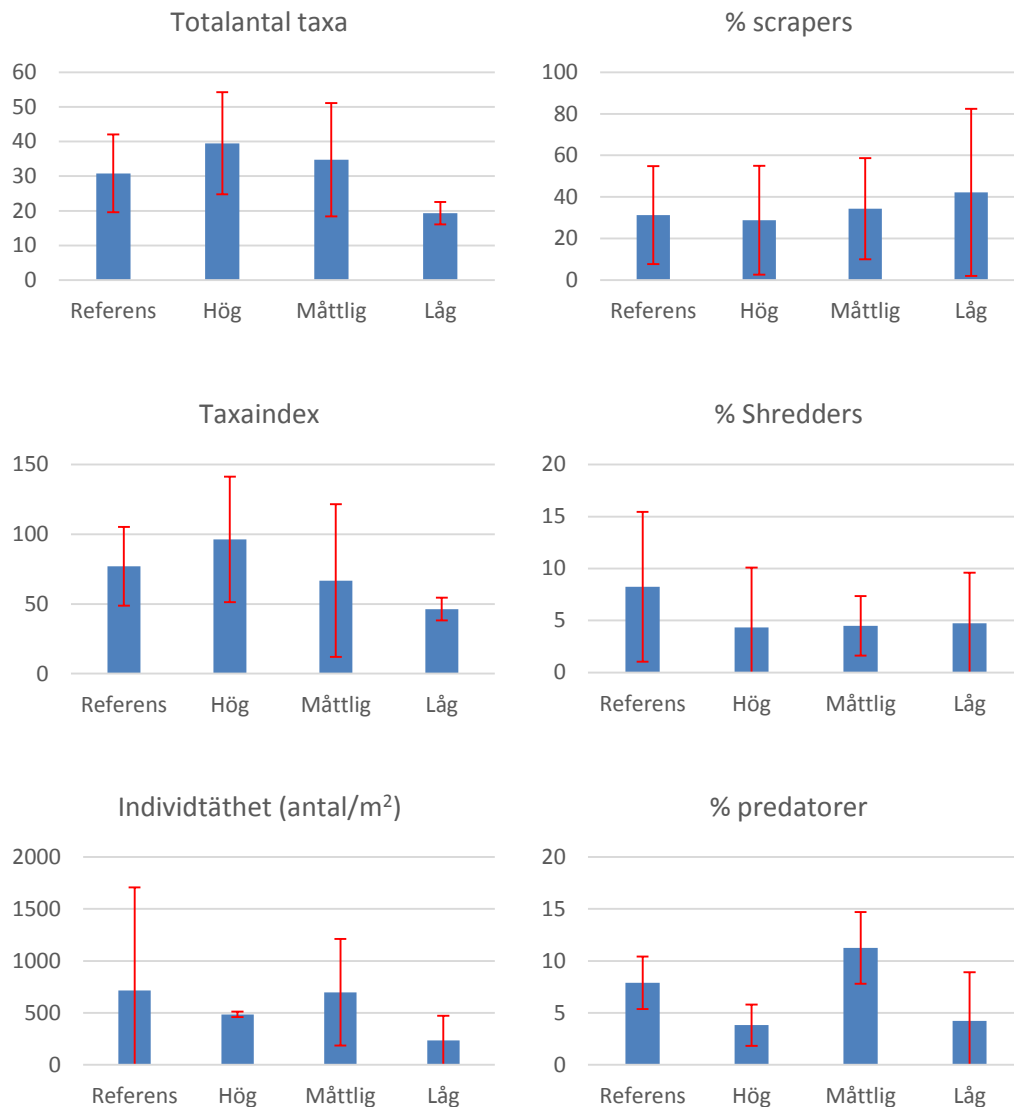
Observera dock att antalet provtagna stationer var litet och att variationen i flera fall var så stor att skillnaderna inte kan säkerställas statistiskt.

De naturfårar som klassats ha en hög eller måttlig naturvårdshänsyn visade generellt resultat som var svåra att skilja från referenserna (Figur 3 och Bilaga 2). Detta gällde både proverna från optimala och suboptimala ytor.



Figur 3. Medelvärden och 95 % konfidensintervall för bottenfaunaindex från optimala ytor. Staplarna i diagrammen visar resultat från referenserna samt från vattendrag grupperade i olika grader av naturvårdshänsyn vid kraftverkens naturfåra.

En jämförelse av resultaten från de optimala och suboptimala ytorna visade en stor variation men i många fall var antal arter och individtätheten lägre i den suboptimala ytan (Figur 3 och 4 samt bilaga 2). Flera exempel på det motsatta resultatet fanns dock, både bland referenserna och bland naturfåror. På liknande sätt indikerade resultaten att andelen skrapare generellt var lägre och andelen sönderdelare högre i de suboptimala ytorna jämfört med de optimala. Detta var särskilt tydligt i flera av referensvattendragen. Jämförelsen mellan de optimala och suboptimala ytorna indikerade också en betydligt större variation mellan vattendragen i resultaten från de suboptimala ytorna.



Figur 4. Medelvärden och 95 % konfidensintervall för bottenfaunaindex från suboptimala ytor. Staplarna i diagrammen visar resultat från referenserna samt från vattendrag grupperade i olika grader av naturvårdshänsyn vid kraftverkens naturfåra.

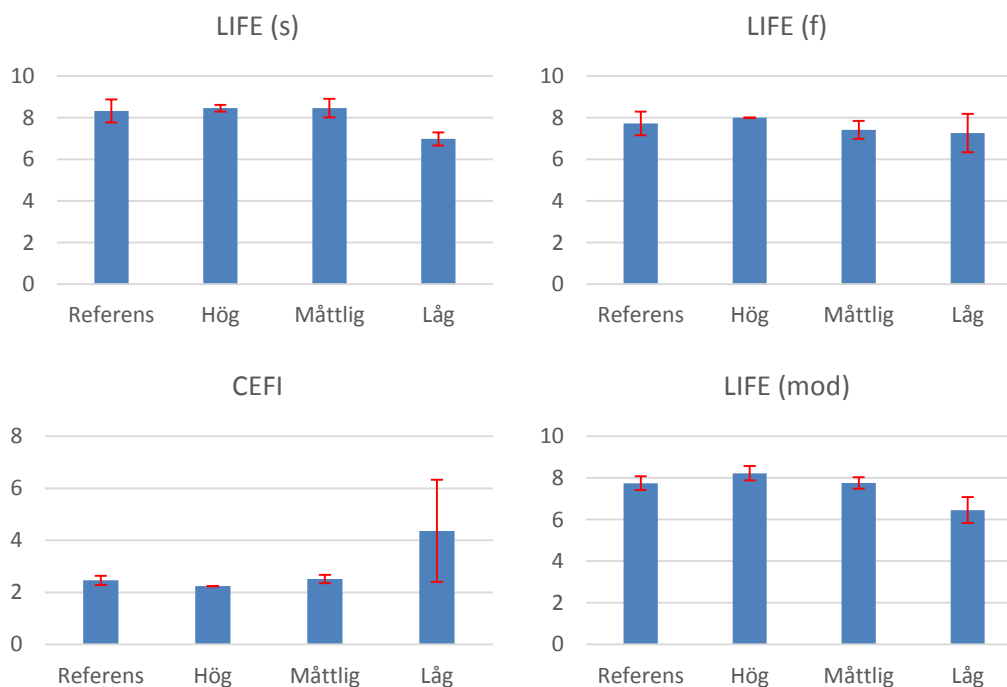
5.3 Indexvärden baserade på flödespreferens

De index där bottenfaunans preferens för olika flödes hastighet använts för beräkningarna visade på liknande resultat som flera av de allmänna indexen. Resultaten från de optimala ytorna i naturfåror med måttlig och hög naturvårdshänsyn var i stort sett samma som i referenserna (Tabell 3 och Figur 5). På samma sätt indikerade resultaten från naturfåror med låg naturvårdshänsyn att bottenfaunans sammansättning var tydligt förändrad jämfört med referenserna. Resultaten indikerade också att de index där flödespreferensen beräknats på artnivå (LIFE (s) och LIFE (mod)) på ett tydligare sätt beskrev skillnaden mellan referenserna och naturfåror med låg naturvårdshänsyn.

LÄNSSTYRELSEN VÄRMLAND

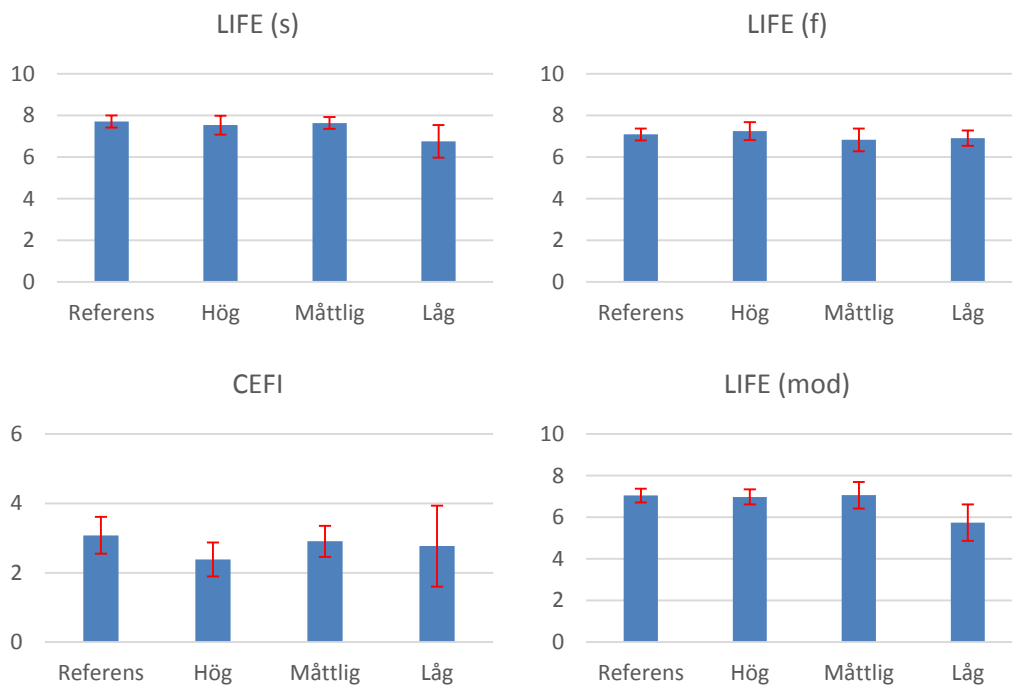
Tabell 3. Beräknade bottenfaunaindex baserade på flödespreferens vid de undersökta vattendragssträckorna. LIFE (s) och LIFE (mod) har beräknats med indikatorvärden på artnivå. LIFE (f) och CEFI har beräknats med indikatorvärden på familjenivå.

Vattendrag	Kraftstation	Naturvårdshänsyn	Provtyp	LIFE (s)	LIFE (f)	CEFI	LIFE (mod)
Fylleån		Referens	optimal	8,19	7,39	2,62	8,04
Gunnarbäcken		Referens	optimal	8,55	7,50	2,47	7,91
Vapstälven		Referens	optimal	9,13	8,42	2,12	8,00
Vindelälven		Referens	optimal	8,38	8,39	2,62	7,67
Virån		Referens	optimal	7,39	6,94	2,50	7,14
Rolfsån	Bosgården	Hög	optimal	8,55	8,00	2,23	8,05
Ätran	Herting	Hög	optimal	8,38	8,00	2,24	8,40
Gejman	Gejman	Måttlig	optimal	9,14	8,05	2,36	7,57
Juktån	Juktan	Måttlig	optimal	8,15	7,41	2,74	7,47
Mörrumsån	Hemsjö övre	Måttlig	optimal	8,32	7,04	2,43	7,96
Säveån	Jonsered	Måttlig	optimal	8,26	7,22	2,52	8,04
Alsterån	Blomsterström	Låg	optimal	7,21	6,69	2,87	6,47
Umeälven	Umluspen	Låg	optimal	6,67	8,20	3,95	5,91
Ätran	Ätrafors	Låg	optimal	7,08	6,91	6,27	7,00
<hr/>							
Fylleån		Referens	suboptimal	7,29	6,80	3,43	7,17
Gunnarbäcken		Referens	suboptimal	8,10	7,23	3,35	7,59
Vapstälven		Referens	suboptimal	8,00	7,58	2,28	6,67
Vindelälven		Referens	suboptimal	7,70	7,06	3,74	7,09
Virån		Referens	suboptimal	7,50	6,82	2,61	6,73
Rolfsån	Bosgården	Hög	suboptimal	7,31	7,03	2,63	6,80
Ätran	Herting	Hög	suboptimal	7,77	7,47	2,13	7,17
Gejman	Gejman	Måttlig	suboptimal	7,78	7,43	2,92	6,53
Juktån	Juktan	Måttlig	suboptimal	7,27	6,08	3,46	6,71
Mörrumsån	Hemsjö övre	Måttlig	suboptimal	7,56	6,87	2,92	7,00
Säveån	Jonsered	Måttlig	suboptimal	7,95	6,95	2,34	8,00
Alsterån	Blomsterström	Låg	suboptimal	6,92	7,08	2,25	5,67
Umeälven	Umluspen	Låg	suboptimal	6,00	6,53	3,96	5,00
Ätran	Ätrafors	Låg	suboptimal	7,36	7,13	2,11	6,55



Figur 5. Medelvärden och 95 % konfidensintervall för beräknade bottenfaunaindex från optimala ytor baserade på flödespreferens. Diagrammen visar resultat från referenserna samt från vattendrag grupperade i olika grader av naturvårdshänsyn vid kraftverken.

Resultaten från provtagningarna i de suboptimala ytorna hade generellt lägre indexvärden vilket indikerade en generellt lägre flödeshastighet jämfört med de optimala ytorna (Tabell 3 och Figur 6). Detta gällde även referenserna och det fanns ingen tydlig skillnad mellan de påverkade naturfåroarna och referenserna i detta avseende. LIFE (s) och LIFE (mod) som baseras på flödespreferenser på artnivå var bättre på att skilja ut naturfåroarna med låg naturvårdshänsyn från referenserna även på de suboptimala ytorna (Figur 6).



Figur 6. Medelvärden och 95 % konfidensintervall för beräknade bottenfaunaindex från suboptimala ytor baserade på flödespreferens. Diagrammen visar resultat från referenserna samt från vattendrag grupperade i olika grader av naturvårdshänsyn vid kraftverken.

6 Diskussion

Resultaten från den här undersökningen stämmer väl med tidigare erfarenheter och visar för artantal och individtäthet en tydlig skillnad mellan referenser och vattendragssträckor nedströms verk med låg naturvårdshänsyn. Även om skillnaderna inte är lika tydliga indikerar resultaten även att andelen bottenfauna tillhörande olika funktionella grupper påverkas av en kraftig regleringspåverkan och vattenavledning. Resultaten indikerar dock svårigheter att visa på skillnader i påverkansgrad mellan referenserna och vattendrag nedströms kraftverk med hög eller måttlig naturvårdshänsyn.

Index som bygger på artantal och individtäthet samt förändringar av funktionella grupper är generellt känsliga för flera olika typer av påverkan, t.ex. eutrofiering och förurning. De är alltså inte specifika för regleringseffekter i strömbiotoper. Eftersom dessa index inte skiljer på olika påverkantyper är de svåra att använda som verktyg för att klassificera påverkansgrad eller status i vattendrag där flera påverkansformer förekommer. Antal förekommande arter och individtäthet är ändå viktiga parametrar som kan komplettera andra index och ge en ökad förståelse för hur negativa effekter påverkar den biologiska mångfalden. Mått på bottenfaunans individtäthet är också ett viktigt verktyg för att utvärdera sekundära effekter på ekosystemet där t.ex. bottenfaunan utgör ett viktigt födounderslag för fisk och fåglar. I detta sammanhang kan också förändringar i bottenfaunans artsammansättning vara viktiga eftersom vissa arter, t.ex. sländor, kan utgöra en betydligt viktigare födoresurs än andra.

Graden av hydromorfologisk påverkan i vattendrag bedöms, bl.a. i Storbritannien och Kanada, med hjälp av indexen (LIFE (s) och LIFE (f) respektive CEFI) som baseras på bottenfaunans preferens för olika flödes hastighet. Dessa index har inte tidigare testats i Sverige för att bedöma graden av påverkan i reglerade vattendrag. Indexen visade, liksom de mer allmänna indexen, på en tydlig skillnad mellan referenserna och de vattendragssträckor som ligger nedströms kraftverk med låg naturvårdshänsyn. LIFE-(mod) som beräknades med indikatorvärden på artnivå baserat på svenska arter gav liknande resultat.

Provtagningarna i de suboptimala ytorna gav generellt lägre indexvärden med avseende på artantal, individtäthet och de testade flödesindexen. Detta gällde både referenserna och de reglerade vattendragssträckorna. Resultatet är förväntat i vattendragssträckor där flödet varierar i strandzonen eller där strandzonen tidvis torrläggs. I tre fall (referensen Gunnarbäcken samt naturfårorna i Rolfsån och Mörrumsån) gav dock provtagningen i den suboptimala ytan ett betydligt högre artantal än i den optimala ytan. Resultatet indikerar att en mer divers miljö provtogs i dessa fall och att naturligt fungerande strandzoner kan vara viktiga för den biologiska mångfalden. Vid provtagningen rapporterades dock inte någon högre substratdiversitet, t.ex. med avseende på förekomst av död ved.

Indelningen av naturfårorna i grupper beroende på naturvårdshänsyn visade på en likartad bottenfauna i naturfårar med hög och måttlig hög naturvårdshänsyn jämfört med referenserna. Resultatet indikerar att en miljöåtgärd baserad på en minimivattenföring i kraftverkens naturfårar är en effektiv åtgärd för att bevara lokala bestånd av strömlevande bottenfauna. Detta överensstämmer relativt väl med tidigare undersökningar i Örebro län där flera synbart kraftigt reglerade naturfårar uppvisade en relativt varierad och artrik fauna så länge det fanns vatten

i fårorna (Henricsson m.fl. 2012). Detta antingen beroende på en reglerad minimivattenföring eller på läckage i befintliga dammar.

I några fall avvek resultaten av provtagningen från det förväntade. Referensen i Virån hade ett förhållandevis lågt artantal och låg individtäthet. Sannolikt berodde detta på att provtagningsförhållandena var svåra på grund av högt flöde. Referensen i Vapstälven hade ett lågt artantal och relativt låg individtäthet. Provtagningsförhållandena var bra och någon egentlig förklaring finns inte. Möjligen visar det avvikande resultatet normala förhållanden i ett fjällnära och mycket näringsfattigt vattendrag. Även provtagningen i Ätran vid Herting och Rolfsån vid Bosgården avvek med förhållandevis låga artantal och i viss mån låg individtäthet. I Herting berodde sannolikt resultatet på att arbetena med att återställa bottenarna i den gamla naturfåran slutfördes under våren 2014 och att bottenfaunan ännu inte hunnit återhämta sig fullt ut. Resultat från andra undersökningar visar att det ofta tar mer än fem år innan bottenfaunan återhämtat sig fullt ut (Projekt Gullspångslaxen 2011, Fuchs & Statzner 2006 och Wallace 1990). I Rolfsån vid Bosgården har upprepade driftstopp i kraftverket gjort att hela flödet gått genom naturfåran. Om flödesförändringarna i naturfåran varit snabba är det tänkbart att bottenfaunan påverkats negativt. Möjligen påverkas bottenfaunan negativt även av snabba flödesvariationer vid de klunkningar som genomförs regelbundet. Klunkningarna är en naturvårdsåtgärd som utförs för att stimulera fiskvandring.

Den använda metodiken med provtagning av bottenfauna i två olika ytor, en optimal och en suboptimal yta, syftade till att skapa förutsättningar för att bedöma påverkansgrad dels i de delar av naturfåran som så ofta som möjligt var vattenförande och dels i de delar av vattendraget som i så hög utsträckning som möjligt gränsade till naturfårans strandzon. Resultaten från de optimala ytorna indikerade att påverkan var tydlig och möjlig att mäta med den använda metodiken i de naturfåror där naturvårdshänsynen var låg. Vid de kraftverk där naturvårdshänsyn tagits i form av säkerställda minimiflöden i delar eller hela naturfårans bredd kunde dock bottenfaunas sammansättning inte skiljas från referensernas med avseende på de index som testades. Dessa resultat är viktiga och visar att genomförd naturvårdshänsyn har haft en god effekt. Resultaten från de suboptimala ytorna varierade mycket och var mer svårtolkade. Flera av referenserna och naturfåror uppvisade resultat som tydde på artfattigare samhällen och en lägre produktion i strandzonen. I några av vattendragen indikerade dock resultaten tvärtom att strandzonen hade en mer art- och individrik bottenfauna. Sannolikt i dessa fall beroende på en mer divers miljö eller mer stabila förhållanden med avseende på flödet. Eftersom provtagning av bottenfauna i svensk miljöövervakning huvudsakligen sker i optimala ytor i vattendragen är kunskapen om strandzonens bottenfaunasamhällen och hur dessa varierar dåligt kända. Det är dock sannolikt att en naturlig vattenregim och naturliga vattenståndsförändringar i strandzonen ger större förutsättningar för rika och varierade bottenfaunasamhällen. Provtagning i dessa miljöer borde därför vara ett viktigt komplement i en miljöövervakning av vattendragssträckor som är hydromorfologiskt påverkade. Hur detta bör ske mer i detalj behöver dock utredas mer.

Ett av syftena med undersökningen var att testa en metod för att undersöka graden av regleringspåverkan på bottenfauna i naturfåror vid vattenkraftverk. Flera viktiga kriterier fanns för valet av metodik;

- Den valda metoden skulle ge resultat som även kunde användas för statusklassning av andra miljöproblem som försurning eller eutrofiering. Detta innebar t.ex. att gällande metodstandard i miljöövervakningen skulle följas.
- Undersökningarna skulle vara möjliga att utföra utan risk i en produktionsmiljö där man normalt inte bör befinna sig.
- Resultaten skulle vara möjliga att utvärdera med avseende på olika påverkanstyper och effekter på bottenfaunan.

Den valda metoden, där undersökningar genomfördes i två olika ytor inom den dominerande samt den mest representativa biotopen bedömdes ha fungerat väl med avseende på de två första kriterierna ovan. Resultaten av de statusklassningar som gjordes bedömdes vara relevanta. Det fanns annars en risk att de index som används för statusklassning skulle påverkas och indikera sämre status i de fåror där bottenfaunan påverkas negativt av reglering. Observera dock att undersökningar inte utfördes i vattendrag som var påverkade av försurning eller övergödning. Det är oklart hur en statusklassning i ett sådant fall skulle påverkas av en regleringseffekt på bottenfaunan. Problemen med att arbeta i en riskmiljö kunde mer eller mindre elimineras tack vare ett mycket gott samarbete med de olika kraftverkens driftcentraler. Frågeställningen bör dock tas upp i ett framtida metoddokument. När det gäller det tredje kriteriet ovan var resultaten av undersökningen inte entydiga. Intentionen att det skulle vara möjligt att mäta olika grad av påverkan i grupper baserade på minimiflöden fungerade inte så bra. Resultaten indikerade istället att de delar av naturfåror med minimivattenföring överstigande LLQ och som bestod av en strömbiotop ofta hade referenslika förhållanden med avseende på artantal, individtäthet och artsammansättning. Resultaten från de undersökningar som utfördes i naturfårorens kanter (suboptimala ytor) var svåra att tolka och den stora variationen mellan fåroren innebar att det inte gick att se några tydliga skillnader på flera av de beräknade indexen gentemot referenserna. Resultaten med avseende på index som baseras på artrikedom och index baserade på flödespreferens var dock generellt högre i referenserna än i de mest regleringspåverkade fåroren. Observera dock att resultatet inte testats statistiskt. Det skall i det här sammanhanget poängteras att metodstudien gjordes med väldigt få replikat och att metodiken inte testades i ett tidsserieperspektiv. Resultat från tidsserier där medelvärden och mellanårsvariation kan beskrivas statistiskt kan sannolikt ge bättre förutsättningar för att beskriva graden av påverkan. Den metodik som användes med provtagning i optimala och suboptimala ytor bedömdes som relevant eftersom den ger förutsättningar för att mäta effekter av flera påverkansaspekter, t.ex. torrläggning, snabbt varierande flödeshastighet och snabba vattenståndsförändringar i olika typer av fåror. Resultat från en provtagning i enbart optimala ytor skulle annars kunna feltolkas med avseende på påverkanegrad i fåror med konstant minvattenföring. Hur valet av provtagningsplatser görs och hur resultaten skall tolkas vid provtagning i suboptimala ytor behöver dock utvecklas vidare.

En viktig aspekt är också att många naturfåror i många fall är svåra att ta prover i. Varierande flöden eller perioder med torra bottnar innebär varierande förutsättningarna för provtagningen. Årstid och klimat kan också ha stor inverkan och tillsammans kan detta innebära kraftigt varierande förhållanden mellan olika provtagningstillfällen. Detta gör att klassificering av påverkan eller status i en

naturfåra sannolikt bör göras baserat på resultat från flera provtagningstillfällen. I långa naturfåror kan också förhållandena variera mycket och graden av påverkan kan minska nedströms beroende på tillkommande vatten från biflöden. Detta gör att stor hänsyn måste tas vid valet av provtagningsplats så att resultatet på ett rättvisande sätt speglar de miljöförhållanden som råder.

7 Rekommendationer

7.1 Allmänt

En övervakning av miljön i kraftverkens naturfåror liknande den recipientkontroll som sker vid annan tillståndspliktig verksamhet kan bedömas som viktig med tanke på de potentiellt stora negativa effekter som regleringen av vattendraget kan ha på ekosystemet. Det finns också en brist i de nu gällande bedömningsgrunderna där regleringspåverkan och i vidare mening hydromorfologisk påverkan inte kan klassas med andra biologiska undersökningar än elfiske. Föreliggande arbete har visat att undersökningar av bottenfauna kan vara en lämplig metod. Möjligheten att utvärdera resultaten på ett objektivt sätt bedöms också finnas. Ett arbete återstår dock för att ta fram en färdig metodik för hur provtagningen skall gå till samt för hur undersökningsresultaten skall utvärderas. Flera enskilda bottenfaunaindex finns som reagerar på den störning som regleringen orsakar. Detta gör att det finns en god potential för att utveckla t.ex. ett multimetriskt index som specifikt kan klassa graden av påverkan i regleringspåverkade strömsträckor. Det finns dessutom sannolikt ytterligare bottenfaunaindex som kan testas på ett svenskt material (t.ex. Timm m.fl. 2011).

7.2 Provtagningsmetodik

För att komma vidare i arbetet med att utveckla en färdig metodik med undersökningar av bottenfauna för att övervaka miljöeffekter i reglerade vattendrag bör i första hand ett större underlag tas fram så att statistiska metoder kan användas vid framtagande av ett nytt index. Ett visst underlagsmaterial finns i olika undersökningar som genomförts under senare år men i dessa fall har inte någon enhetlig provtagningsmetodik använts med avseende på var i fårorna proverna tagits. Nya undersökningar kan alltså behöva utföras med en enhetlig metodik i betydligt fler objekt än i föreliggande undersökning för att ge ett tillräckligt stort underlag för att utveckla ett index med hjälp av statistiska metoder. Den idé som testats här med att ta prover inom två ytor i naturfåran (optimalt och suboptimalt) bedöms som intressant att utveckla vidare. I en ny metodik bör dock också förhållandena i torra delar av naturfåran vägas in så att hela fårans potential för produktion av bottenfauna kan bedömas. Provtagningsmetodik och system för utvärdering behöver alltså utvecklas tillsammans.

7.3 Utvärdering och index

Undersökningsresultaten samt forskning visar att det finns flera enskilda bottenfaunaindex som reagerar på den störning som reglering av vattendrag orsakar. Enkla index, t.ex. antal påträffade arter, visar negativa effekter på ett tydligt sätt men sådana index är inte specifika för regleringseffekter. Användning av den typen av index innebär alltså en stor risk för feltolkningar om bottenfaunan även påverkas negativt av andra miljöproblem. De flödesindex som testats är lovande i detta sammanhang men svagheter är att dessa i princip endast mäter vilken flödes hastighet som råder eller har rått under de senaste månaderna. Ett flödesindex kan alltså inte ensamt fånga upp den komplexa påverkansbild som regleringen orsakar. Ett multimetriskt index som består av och kombinerar flera

delindex är ett bättre alternativ och bedöms också som möjligt att konstruera. Ett system för klassning av påverkansgrad bör dock utformas som en kombination av indexresultat och bedömning av objektets potential att producera bottenfauna. Undersökningen har t.ex. visat på en väl varierad och artrik bottenfauna med strömlevande arter i optimala delar av en naturfåra där endast en liten del av fåran håller vatten året om. En klassning av undersökningsresultat från en sådan plats skulle alltså felaktigt kunna indikera goda förhållanden med avseende på naturfåran som helhet. Ett utvärderingssystem som bygger på provtagningsresultat från vattenhållande delar av naturfåror men som också kombinerar de arealmässiga förutsättningarna för att producera bottenfauna bedöms alltså vara en framkomlig väg för att skapa ett klassificeringssystem för naturfåror.

8 Referenser

- Armanini, D.G., Horrigan, N., Monk, W.A., Peters, D.L. & Baird, D.J. 2011. Development of a benthic macroinvertebrate flow sensitivity index for Canadian rivers. *River Research and Applications* 27: 723-737.
- Boulton, A.J. 2003. Parallels and contrasts in the effect of drought on stream invertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 48: 1173-1185.
- Bunn, S.E. & Arthington, A.H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492-507.
- Buffagni, A., Armanini, D.G. & Erba, S. 2009. Does the lentic-lotic character of rivers affect invertebrate metrics used in the assessment of ecological quality? *Journal of Limnology* 68: 92-105.
- Cairns, J. Jr & Pratt, J.R. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. Ur: Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (red.). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York & London.
- Castella, E., Bickerton, M., Armitage, P.D. & Petts, G.E. 1995. The effect of water abstractions on invertebrate communities in U.K. streams. *Hydrobiologia* 308: 167-182.
- Dewson, Z.S., James, A.B.W. & Death, R.G. 2007. Invertebrate responses to short-term water abstraction in small New Zealand streams. *Freshwater Biology* 52: 357-369.
- Englund, G. & Malmqvist, B. 1996. Effects of flow regulation, habitat area and isolation of the macroinvertebrate fauna of rapids in north Swedish rivers. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 433-445.
- Ericsson, U. 2010. Undersökning av påverkan på bottenfaunan i reglerade sjöar och vattendrag i Värmlands län 2009. Rapport från Medins Biologi AB.
- Extence, C.A., Baldi, D.M. & Chadd, R.P. 1999. River flow indexing using British benthic macroinvertebrates: a framework for setting hydroecological objectives. *Regulated Rivers: Research & Management* 15: 543-574.
- Fisher, S.G. & LaVoy, A. 1972. Differences in littoral fauna due to fluctuating water levels below a hydroelectric dam. *J Fish Res Bd Canada* 29: 1472-1476.
- Fjellheim, A & Raddum, G.G. 2008. Growth and voltinism in the aquatic insects of a regulated river subject to groundwater inflows. *River Research and Applications* 24: 710-719.
- Fuchs, U. och Statzner, B. 2006. Time scales for the recovery potential of river communities after restoration: Lessons to be learned from smaller streams. *Regulated Rivers: Research & Management*. Volume 5.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2013. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten, HVMFS 2013:19
- Henricsson, A., Ericsson, U., Nilsson, C. och Rådén, R. 2012. Bottenfauna i Örebro län 2011. En undersökning av bottenfaunan vid 24 lokaler i

hydromorfologiskt påverkade lokaler i rinnande vatten. Medins Biologi AB. Rapport till Länsstyrelsen i Örebro Län.

Johnson, R.K., Wiederholm, T. & Rosenberg, D.M. 1993. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. Ur: Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (red.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York & London.

Malmqvist, B. & Hoffsten, P-O. 2000. Macroinvertebrate taxonomic richness, community structure and nestedness in Swedish streams. Arch. Hydrobiol. 150: 29-54.

Medin M., Ericsson U., Liungman M., Henricsson A., Boström A. & Rådén R. 2009. Bedömningsgrunder för bottenfauna. Hur Medins Biologi AB klassar och bedömer bottenfauna i sjöar och vattendrag. Medins Biologi AB. (www.medins-biologi.se)

Naturvårdsverket, 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kust-vatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Handbok 2007:4, utgåva 1 december 2007. Bilaga A Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

Naturvårdsverket 2010.Handledning för miljöövervakning. Programområde: Sötvatten. Undersökningstyp: Bottenfauna i sjöars litoral och vattendrag – tidsserier. Version 1:1: 2010-03-01.

Projekt Gullspångslaxen 2011. Uppföljningsdokument 2011.

SIS. 2012. Svensk Standard, SS-EN ISO 10870:2012, "Vattenundersökningar – Vägledning för val av metoder för provtagning av bottenfauna (bentiska makrovertebrater) i sötvatten.

Timm, H., Käiro, K., Möls, T. & Virro, T. 2011. An index to assess hydromorphological quality of Estonian surface waters based on macroinvertebrate taxonomic composition. Limnologica 41: 398-410.

Wallace, J. B. 1990. Recovery of Lotic Macroinvertebrate Communities from Disturbance. Environmental Management Vol. 14, No. 5.

Walters, A.W. & Post, D.M. 2011. How low can you go? Impacts of a low-flow disturbance on aquatic insect communities. Ecological Applications 21: 163-174.

Bilaga 1 Hydrologi och hydraulik i de undersökta vattendragen

Framtagna data gäller den del av vattendraget som undersöktes

Vattendrag	Kraftverk	Effekt ² (MW)	Normalårsprod ² (GWh)	ARO ¹ (km ²)	Sjöandel ¹ (%)	RG ¹ (%)	MQ ¹ (m ³ /s)	MLQN ¹ (m ³ /s)	Fallhöjd ^{2,3} (m)	Längd ⁴ (m)	Lutning (%)
Fylleån	Oreglerad ref.			325	3,9	0	7,9	0,7		1000	
Gunnarbäcken	Oreglerad ref.			332	8,5	0	4,9	1,0		300	
Vapstälven	Oreglerad ref.			599	9,9	0	15,7	3,0		1000	
Vindelälven	Oreglerad ref.			6616	5,0	0	134	16,4		1000	
Virån	Oreglerad ref.			560	6,4	0	3,5	0,5		1000	
Rofsån	Bosgården	1,2	4,2	374	3,4	3,6	7,4	0,4	18	1000	1,8
Åtran	Herting	3,3	2,5	3332	5,4	7,1	57,2	9,2	4,65	350	1,6
Gejman	Gejman	65,7	265	386	15,5	115	11,2	1,8	250,5	8100	3,1
Juktån	Juktån	26	90	1700	8,9	58,5	31,2	6,1	85	28300	0,3
Mörumsån	Hemsjö övre	5,2	19,8	3248	13,0	19,8	30,0	7,2	15	1800	0,8
Såveån	Jonsered	2,4	8,3	1404	10,5	0	20,0	6,0	8	1000	0,8
Alsterån	Blomsterström	0,5	2,1	1418	5,4	3,8	10,8	1,8	3,84	250	1,2
Umeälven	Umluspen	94	401	8362	10,9	55,6	201	24,2	35	8750	0,4
Åtran	Åtrafors	13,0	52	2600	5,8	9,8	41,5	7,3	23,5	750	3,1

ARO – Avrinningsområdets storlek

Sjöandel – Andelen sjö i avrinningsområdet

RG – Regleringsgrad, dvs andelen av den totala flödesvolymen under ett år som kan lagras i magasin uppströms

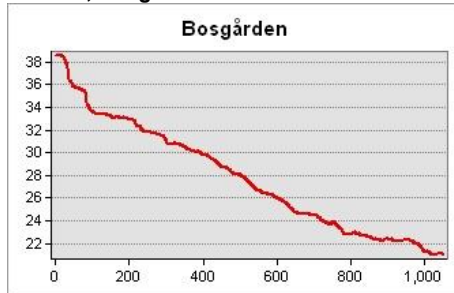
MQ – Medelvattenföringen

MLQN – Den naturliga, oreglerade medellågvattenföringen

Naturfårans längd och lutning i undersökta naturfåror

Diagrammen har tagits fram med hjälp av GIS där höjd över havet i meter har mätts längs åfårans sträckning. Observera att höjddatabasen i vissa fall innehåller fel, t.ex. i form av broar som korsar fåran (t.ex Alsterån, Blomsterström nedan).

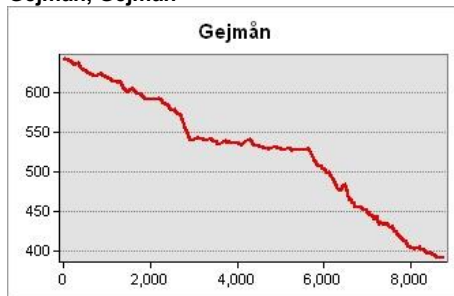
Rolfså, Bosgården



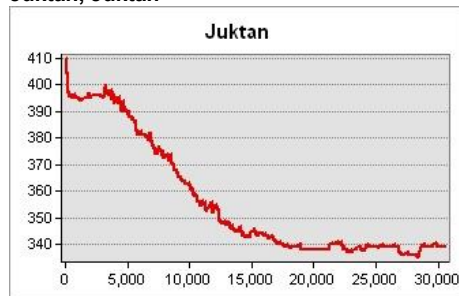
Ätran, Herting



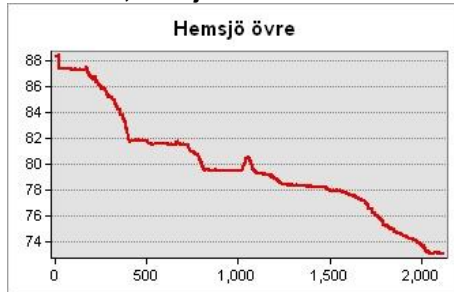
Gejmån, Gejmån



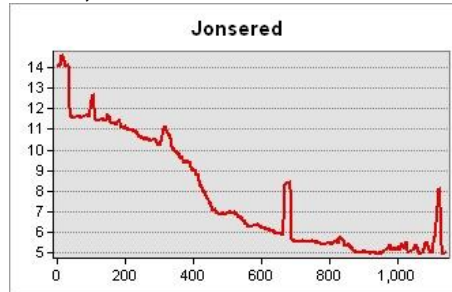
Juktån, Juktan



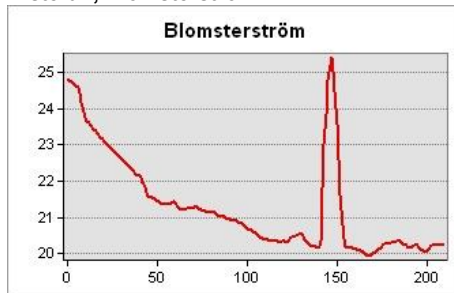
Mörrumsån, Hemsjö Övre



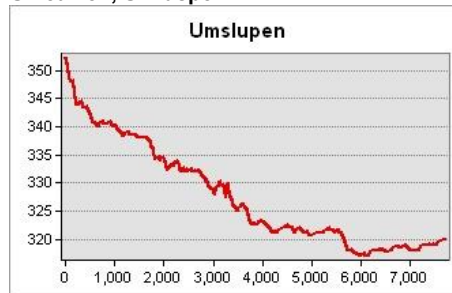
Säveån, Jonsered



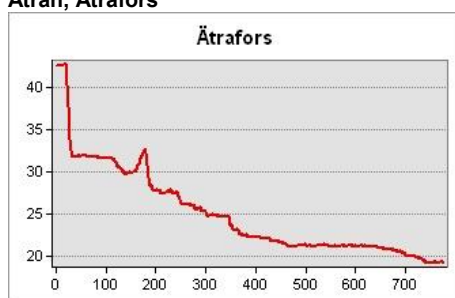
Alsterån, Blomsterström



Umeälven, Umluspen



Ätran, Ätrafors



Bilaga 2 Beräknade index

Allmänna bottenfaunaindex (indexberäkningarna är gjorda baserat på resultatet från fem prov)

Vattendrag	Kraftstation	Provtyp	Naturvårds- hänsyn	Antal taxa	EPT- index	Individditet (antal/m ²)	Diversitet	Medelantal taxa per prov	Antal familjer	Antal Gastropoda	Antal Ephemeroptera
Fylleån	Oreglerad ref.	optimal	Referens	51	28	862	4,42	29,2	37	1	6
Gunnarbäcken	Oreglerad ref.	optimal	Referens	40	24	1860	3,48	22,6	31	2	5
Vapstälven	Oreglerad ref.	optimal	Referens	19	15	548	2,98	11,6	16	0	5
Vindelälven	Oreglerad ref.	optimal	Referens	39	28	965	3,73	22,2	25	0	10
Virån	Oreglerad ref.	optimal	Referens	33	19	308	3,51	15,0	24	0	5
Rofsån	Bosgården	optimal	Hög	28	20	723	2,21	16,6	22	0	6
Ätran	Herting	optimal	Hög	31	17	559	3,64	17,6	24	1	6
Gejmån	Gejmån	optimal	Måttlig	33	22	1782	3,52	20,6	28	2	7
Juktån	Juktån	optimal	Måttlig	38	28	1359	3,07	18,8	27	2	8
Mörrumsån	Hemsjö övre	optimal	Måttlig	43	22	1275	4,19	28,4	33	3	5
Såveån	Jonsered	optimal	Måttlig	35	20	1107	3,47	19,6	26	3	4
Alsterån	Blomsterström	optimal	Låg	29	19	176	4,08	14,8	21	1	8
Umeälven	Umluspen	optimal	Låg	18	13	170	2,45	6,6	13	0	6
Ätran	Ätrators	optimal	Låg	19	10	122	2,44	6,2	14	0	6
<hr/>											
Fylleån	Oreglerad ref.	suboptimal	Referens	37	18	358	3,72	15,6	29	1	6
Gunnarbäcken	Oreglerad ref.	suboptimal	Referens	50	29	2734	2,79	27,2	34	2	8
Vapstälven	Oreglerad ref.	suboptimal	Referens	19	13	133	3,35	9,0	16	0	6
Vindelälven	Oreglerad ref.	suboptimal	Referens	27	18	229	2,55	9,4	22	1	6
Virån	Oreglerad ref.	suboptimal	Referens	21	14	122	3,27	9,2	15	0	7
Rofsån	Bosgården	suboptimal	Hög	47	25	499	3,92	20,4	37	2	9
Ätran	Herting	suboptimal	Hög	32	21	472	2,25	15,2	23	1	9
Gejmån	Gejmån	suboptimal	Måttlig	32	21	431	3,71	12,4	25	4	8
Juktån	Juktån	suboptimal	Måttlig	22	12	405	2,25	8,2	17	2	2
Mörrumsån	Hemsjö övre	suboptimal	Måttlig	59	35	1481	4,00	31,0	37	3	8
Såveån	Jonsered	suboptimal	Måttlig	26	13	476	2,99	12,6	23	3	3
Alsterån	Blomsterström	suboptimal	Låg	21	11	134	2,90	9,6	15	0	5
Umeälven	Umluspen	suboptimal	Låg	21	13	477	1,18	5,8	17	2	5
Ätran	Ätrators	suboptimal	Låg	16	11	94	2,60	4,8	10	1	8

LÄNSSTYRELSEN VÄRMLAND

Vattendrag	Kraftstation	Provtyp	Naturvårds- hänsyn	Scrapers %	Shredders (%)	Ephemeroptera (%)	Diptera (%)	Predatorer (%)	Crustacea (%)	EPT (%)	Taxaindex
Fylleån	Oreglerad ref.	optimal	Referens	47,8	3,65	20,13	9,09	6,92	0,28	50,2	126
Gunnarbäcken	Oreglerad ref.	optimal	Referens	48,5	2,34	44,77	29,8	13,8	0	63,7	101
Vapstälven	Oreglerad ref.	optimal	Referens	87,0	2,25	83,65	1,46	4,60	0	95,9	46,2
Vindelälven	Oreglerad ref.	optimal	Referens	63,6	2,09	54,48	11,9	11,2	0	85,7	93,2
Virån	Oreglerad ref.	optimal	Referens	45,5	1,90	43,12	30,1	4,52	0	52,5	88,8
Roifsån	Bosgården	optimal	Hög	87,9	1,54	79,42	3,87	2,39	0,22	93,0	71,0
Ätran	Herting	optimal	Hög	39,2	0,37	39,48	26,8	9,53	0,29	68,2	71,0
Gejmån	Gejmån	optimal	Måttlig	71,2	3,18	67,36	5,79	4,47	0	93,8	81,8
Juktån	Juktån	optimal	Måttlig	54,0	1,17	47,26	35,2	6,52	0	58,9	89,3
Mörrumsån	Hemsjö övre	optimal	Måttlig	49,7	4,82	39,02	5,08	8,61	0,19	69,8	98,4
Säveån	Jonsered	optimal	Måttlig	51,7	1,34	40,53	5,42	10,1	0,94	64,8	89,6
Alsterån	Blomsterström	optimal	Låg	31,8	4,77	27,73	13,64	12,1	3,64	60,5	74,2
Umeälven	Umluspen	optimal	Låg	1,9	1,13	40,85	50,7	21,1	0	44,6	39,1
Ätran	Ätrafors	optimal	Låg	19,7	9,87	42,76	0,66	2,24	32,9	61,8	46,8
Fylleån	Oreglerad ref.	suboptimal	Referens	21,2	20,7	16,29	13,2	12,1	8,26	62,5	91,2
Gunnarbäcken	Oreglerad ref.	suboptimal	Referens	11,1	2,48	10,16	39,8	7,52	0	23,9	126
Vapstälven	Oreglerad ref.	suboptimal	Referens	71,1	3,19	71,08	3,01	6,08	0	82,5	46,2
Vindelälven	Oreglerad ref.	suboptimal	Referens	7,3	2,20	2,80	18,2	9,09	0	63,6	64,5
Virån	Oreglerad ref.	suboptimal	Referens	45,8	12,7	51,63	17,0	4,64	1,31	76,5	56,5
Roifsån	Bosgården	suboptimal	Hög	42,1	7,28	37,02	9,46	4,84	12,7	48,9	119
Ätran	Herting	suboptimal	Hög	15,4	1,39	18,64	69,2	2,81	2,37	25,4	73,3
Gejmån	Gejmån	suboptimal	Måttlig	49,4	3,99	31,54	19,7	10,9	0	63,5	79,3
Juktån	Juktån	suboptimal	Måttlig	0,4	8,75	0,20	64,8	11,6	0	28,1	51,7
Mörrumsån	Hemsjö övre	suboptimal	Måttlig	32,1	2,96	28,85	20,7	6,94	0,38	44,6	135
Säveån	Jonsered	suboptimal	Måttlig	55,8	2,30	50,25	0,67	15,5	2,35	87,2	66,6
Alsterån	Blomsterström	suboptimal	Låg	61,1	4,97	64,07	4,19	3,95	0,60	73,7	53,8
Umeälven	Umluspen	suboptimal	Låg	1,3	0,30	15,27	81,5	8,51	0	16,4	45,6
Ätran	Ätrafors	suboptimal	Låg	64,4	8,90	59,32	3,39	0,25	27,1	67,8	39,4

Index för statusklassning av surhet och eutrofiering

Vattendrag	Kraftstation	Provtyp	Naturvårds- hänsyn	MISA Index	MISA EK	MISA Klass	ASPT Index	ASPT EK	ASPT Klass	DJ Index	DJ EK	DJ Klass
Fylleån	Oreglerad ref.	optimal	Referens	55,5	1,2	Nära neutralt	6,5	1,2	Hög	14	1,8	Hög
Gunnarbäcken	Oreglerad ref.	optimal	Referens	66,3	1,4	Nära neutralt	6,2	1,0	Hög	13	0,9	Hög
Vapstälven	Oreglerad ref.	optimal	Referens	37,3	0,8	Nära neutralt	6,9	1,0	Hög	14	1,0	Hög
Vindelälven	Oreglerad ref.	optimal	Referens	56,7	1,2	Nära neutralt	6,9	1,0	Hög	14	1,0	Hög
Virån	Oreglerad ref.	optimal	Referens	54,2	1,1	Nära neutralt	6,6	1,2	Hög	14	1,8	Hög
Roflsån	Bosgården	optimal	Hög	61,2	1,1	Nära neutralt	6,2	1,3	Hög	13	1,8	Hög
Åtran	Herting	optimal	Hög	54,4	1,3	Nära neutralt	7,0	1,2	Hög	14	1,6	Hög
Gejån	Gejån	optimal	Måttlig	62,2	1,3	Nära neutralt	6,7	1,0	Hög	15	1,1	Hög
Juktån	Juktån	optimal	Måttlig	66,8	1,4	Nära neutralt	6,6	1,0	Hög	14	1,0	Hög
Mörumsån	Hemsjö övre	optimal	Måttlig	70,2	1,5	Nära neutralt	6,2	1,2	Hög	13	1,6	Hög
Säveån	Jonsered	optimal	Måttlig	71,7	1,5	Nära neutralt	5,9	1,1	Hög	12	1,4	Hög
Alsterån	Blomsterström	optimal	Låg	55,4	1,2	Nära neutralt	5,8	1,1	Hög	12	1,4	Hög
Umeälven	Umluspen	optimal	Låg	48,9	1,0	Nära neutralt	7,0	1,0	Hög	14	1,0	Hög
Åtran	Åtrafors	optimal	Låg	31,2	0,7	Nära neutralt	5,2	1,0	Hög	10	1,0	Hög
Fylleån	Oreglerad ref.	suboptimal	Referens	41,8	0,9	Nära neutralt	6,2	1,2	Hög	12	1,4	Hög
Gunnarbäcken	Oreglerad ref.	suboptimal	Referens	58,0	1,2	Nära neutralt	6,4	1,0	Hög	14	1,0	Hög
Vapstälven	Oreglerad ref.	suboptimal	Referens	44,2	0,9	Nära neutralt	6,3	0,9	Hög	15	1,1	Hög
Vindelälven	Oreglerad ref.	suboptimal	Referens	52,0	1,1	Nära neutralt	6,5	1,0	Hög	15	1,1	Hög
Virån	Oreglerad ref.	suboptimal	Referens	35,7	0,8	Nära neutralt	5,7	1,1	Hög	12	1,4	Hög
Roflsån	Bosgården	suboptimal	Hög	61,6	1,5	Nära neutralt	6,0	1,2	Hög	11	1,2	Hög
Åtran	Herting	suboptimal	Hög	73,2	1,3	Nära neutralt	6,3	1,1	Hög	11	1,2	Hög
Gejån	Gejån	suboptimal	Måttlig	67,1	1,4	Nära neutralt	6,7	1,0	Hög	15	1,1	Hög
Juktån	Juktån	suboptimal	Måttlig	31,2	0,7	Nära neutralt	5,1	0,8	God	12	0,8	God
Mörumsån	Hemsjö övre	suboptimal	Måttlig	83,1	1,8	Nära neutralt	6,4	1,2	Hög	13	1,6	Hög
Säveån	Jonsered	suboptimal	Måttlig	61,4	1,3	Nära neutralt	5,7	1,1	Hög	12	1,4	Hög
Alsterån	Blomsterström	suboptimal	Låg	46,6	1,0	Nära neutralt	5,4	1,0	Hög	11	1,2	Hög
Umeälven	Umluspen	suboptimal	Låg	63,7	1,3	Nära neutralt	6,5	1,0	Hög	14	1,0	Hög
Åtran	Åtrafors	suboptimal	Låg	52,0	1,1	Nära neutralt	5,0	0,9	Hög	9	0,8	Hög

Bilaga 3 Protokoll för beskrivning av naturfåror

Fylleån

2014-11-25

Provtagare: Karin Johansson Medins Biologi AB

Uppgifter om fåran		
Skattad längd (m)	1000	
Skattad medelbredd (m)	20	Procentuell andel
Dominerande biotop	Strömmande, sten, grusbotten.	100%
Subdominerande biotop 1		
Subdominerande biotop 2		
Subdominerande biotop 3		
Avstånd från damm (m)	-	

Gunnarsbäcken

2014-10-08, 2014-10-13

Provtagare: Tina Nordlund Aquanord AB

Uppgifter om fåran		
Skattad längd (m)	300	
Skattad medelbredd (m)	23	Procentuell andel
Dominerande biotop	Blockrik strömsträcka (inkl en del sten)	80
Subdominerande biotop 1	Sidofåror med block och sten (något mindre strömhastighet och vattendjup än huvudfåran)	10
Subdominerande biotop 2	Strömmande vatten med stenbotten	5
Subdominerande biotop 3	Lugnare höljar mellan block	5
Avstånd från damm (m)	-	

Vapstälven

2014-10-17

Provtagare: Tina Nordlund Aquanord AB

Uppgifter om fåran		
Skattad längd (m)	1000	
Skattad medelbredd (m)	45	Procentuell andel
Dominerande biotop	Strömmande vatten med blandad sten och blockbotten	93
Subdominerande biotop 1	Strömmande vatten med stengrusbotten	5
Subdominerande biotop 2	Höljar med lugnflytande vatten	2
Subdominerande biotop 3		
Avstånd från damm (m)	-	

LÄNSSTYRELSEN VÄRMLAND

Ätran, Herting

2014-11-25

Provtagare: Karin Johansson Medins Biologi AB

Uppgifter om fåran		
Skattad längd (m)	350	
Skattad medelbredd (m)	70	Procentuell andel
Dominerande biotop	Fors och strömsträcka, block och sten	100%
Subdominerande biotop 1		
Subdominerande biotop 2		
Subdominerande biotop 3		
Avstånd från damm (m)	70	

Gejmån, Gejmån

2014-09-24

Provtagare: Tina Nordlund Aquanord AB

Uppgifter om fåran		
Skattad längd (m)	8000	
Skattad medelbredd (m)	40	Procentuell andel
Dominerande biotop	Större stillastående pooler (ej provtaget, endast högre upp i ån)	15
Subdominerande biotop 1	Rännilar av strömmande vatten mellan block	5
Subdominerande biotop 2	Stillastående vatten mellan block	5
Subdominerande biotop 3		
Avstånd från damm (m)	7400	

I Gejmån var stora delar av fåran torrlagd.

Juktån, Juktan

2014-09-29

Provtagare: Tina Nordlund Aquanord AB

Uppgifter om fåran		
Skattad längd (m)	55000	
Skattad medelbredd (m)	44	Procentuell andel
Dominerande biotop	Flack strömsträcka med block och stenbotten	95
Subdominerande biotop 1	Avsnörda höljor med sten och grusbotten (bakom flöttningsrensningar mm)	5
Subdominerande biotop 2		
Subdominerande biotop 3		
Avstånd från damm (m)	7000	

LÄNSSTYRELSEN VÄRMLAND

Vindelälven

2014-10-12

Provtagare: Tina Nordlund Aquanord AB

Uppgifter om fåran		
Skattad längd (m)	1000	
Skattad medelbredd (m)	256	Procentuell andel
Dominerande biotop		
	Forssträcka med block (sten och grus emellan)	50
Subdominerande biotop 1	Strömmande selområden, djupare	45
Subdominerande biotop 2	Lugnvatten nära stränder med grusbotten	5
Subdominerande biotop 3		
Avstånd från damm (m)	-	

Virån

2014-11-26

Provtagare: Karin Johansson Medins Biologi AB

Uppgifter om fåran		
Skattad längd (m)	1000	
Skattad medelbredd (m)	20	Procentuell andel
Dominerande biotop	Sten, grus. Lugnflyt-svagt strömmande	80
Subdominerande biotop 1	Block, sten, grus. Strömmande	20
Subdominerande biotop 2		
Subdominerande biotop 3		
Avstånd från damm (m)	-	

Rolfsån, Bosgården

2014-11-28

Provtagare: Karin Johansson Medins Biologi AB

Uppgifter om fåran		
Skattad längd (m)	800	
Skattad medelbredd (m)	20	Procentuell andel
Dominerande biotop	Strömmande, grov sten, block	100%
Subdominerande biotop 1		
Subdominerande biotop 2		
Subdominerande biotop 3		
Avstånd från damm (m)	380	

LÄNSSTYRELSEN VÄRMLAND

Mörrumsån, Hemsjö övre

2014-11-25

Provtagare: Karin Johansson Medins Biologi AB

Uppgifter om fåran		
Skattad längd (m)	1800	
Skattad medelbredd (m)	50	Procentuell andel
Dominerande biotop	sten, block, ström	60
Subdominerande biotop 1	lugnflyt	40
Subdominerande biotop 2		
Subdominerande biotop 3		
Avstånd från damm (m)	1600	

Säveån, Jonsered

2014-11-24

Provtagare: Karin Johansson Medins Biologi AB

Uppgifter om fåran		
Skattad längd (m)	1100	
Skattad medelbredd (m)	15	Procentuell andel
Dominerande biotop	ström, block, grov sten	65
Subdominerande biotop 1	lugnflyt	25
Subdominerande biotop 2	fors, grova block	10
Subdominerande biotop 3		
Avstånd från damm (m)	230	

Alsterån, Blomsterström

2014-11-26

Provtagare: Karin Johansson Medins Biologi AB

Uppgifter om fåran		
Skattad längd (m)	300	
Skattad medelbredd (m)	20	Procentuell andel
Dominerande biotop	sten, block, lugnflyt	70
Subdominerande biotop 1	block, ström	30
Subdominerande biotop 2		
Subdominerande biotop 3		
Avstånd från damm (m)	90	

LÄNSSTYRELSEN VÄRMLAND

Umeälven, Umluspen

2014-10-16

Provtagare: Tina Nordlund Aquanord AB

Uppgifter om fåran		
Skattad längd (m)	6500	
Skattad medelbredd (m)	170	Procentuell andel
Dominerande biotop	block)	80
Subdominerande biotop 1	Stillastående höljor med block, sten och grusbotten	18
Subdominerande biotop 2	Strömmande rännilar mellan höljor	2
Subdominerande biotop 3		
Avstånd från damm (m)	3850	

Ätran, Ätrafors

2014-11-24

Provtagare: Karin Johansson Medins Biologi AB

Uppgifter om fåran		
Skattad längd (m)	700	
Skattad medelbredd (m)	35	Procentuell andel
Dominerande biotop	Häll, stora block, stillastående vatten med små rännilar mellan blocken.	70
Subdominerande biotop 1	stora block, svagt strömmande	30
Subdominerande biotop 2		
Subdominerande biotop 3		
Avstånd från damm (m)	300	

Havs
och Vatten
myndigheten

