

# Korttidsreglering – miljöpåverkan och miljöanpassning

En sammanställning av kunskapsläget om korttidsregleringens miljöpåverkan samt miljöanpassningsåtgärder i en svensk kontext



**Rapporttitel**

**Korttidsreglering – miljöpåverkan och miljöanpassning. En sammanställning av kunskapsläget om korttidsregleringens miljöpåverkan samt miljöanpassningsåtgärder i en svensk kontext**

**Beställare:**

Daniel Bergdahl  
Länsstyrelsen i Örebro län  
Östra Bangatan 11  
701 86 Örebro

**Konsult:**

Jönköpings Fiskeribiologi AB  
Gjuterigatan 9  
553 18 Jönköping  
[info@fiskeribiologi.se](mailto:info@fiskeribiologi.se)  
[www.fiskeribiologi.se](http://www.fiskeribiologi.se)

**Författare:**

Erik Degerman, Elliot Franzén, Peter Lindvall och Niklas Nilsson, Jönköpings Fiskeribiologi AB

**Projektledare:**

Niklas Nilsson, Jönköpings Fiskeribiologi AB

**Kvalitetsgranskning:**

Peter Lindvall och Niklas Nilsson, Jönköpings Fiskeribiologi AB

**Kartmaterial:**

Länsstyrelsernas GIS-tjänster och Lantmäteriets öppna data

**Foton och illustrationer:**

Jönköpings Fiskeribiologi AB

**Foto framsida:**

Uppe till vänster: Strandad laxunge. Foto: Ingemar Alenäs

Uppe till höger: Avsnörd vattenpöl. Foto: Länsstyrelsen i Örebro

Nere till vänster: Varningsskylt nedströms ett kraftverk. Foto: Länsstyrelsen i Örebro

Nere till höger: Nästan helt torrlagd naturfåra vid ett kraftverk. Foto: Länsstyrelsen i Örebro

## Förord

I Sverige finns omkring 2 000 vattenkraftverk och 10 000 dammar som reglerar flödet i vattendrag. De regleringar som har med vattenkraft att göra omprövas nu och under den kommande femtonårsperioden för att få moderna miljövillkor. Regleringar av vattenflödet påverkar alltid fisk och andra vattenlevande organismer. När ett kraftverk sätts på eller stängs av så förändras förutsättningarna för livet i vattnet.

Denna rapport riktar in sig på att beskriva främst biologiska effekter av snabba regleringar av vattenflödet, så kallad korttidsreglering. Rapporten beskriver även hur dessa förändringar kan klassificeras och exemplifieras från några vattendrag i Sverige. Länsstyrelsen hoppas på att rapporten ska utgöra ett kunskapsunderlag för att förstå vad som är korttidsreglering, hur det påverkar biologin, vilka åtgärder som kan vidtas och vilka kontroller som behövs för att följa upp regleringen. Rapporten är resultatet av en genomgång av ett stort antal referenser från olika studier och kan även vara en hjälp för den som vill fördjupa sig ytterligare i ämnet.

Länsstyrelsen i Örebro och Västra Götalands län har varit uppdragsgivare för denna rapport och den har finansierats av Länsstyrelsen i Örebro län. Rapporten utgör inte länsstyrelsens mening eller ställningstagande utan författarna ansvarar själva för dess innehåll. Ett särskilt tack riktas till de vattenkraftsägare som bidragit med data till rapporten.

Daniel Bergdahl, Vattenvårdshandläggare, Länsstyrelsen i Örebro län

Anna Hagelin, Projektledare FUG – Fiskeutredningsgruppen, Länsstyrelsen i Västra Götalands län

Fredrik Nilsson, Fiskeribiolog, Länsstyrelsen i Västra Götalands län

## Författarnas förord

Denna rapport har växt fram som en följd av åtskilliga diskussioner, samtal och juridiska processer, där temat att de bevisade miljöeffekterna av korttidsreglering antingen inte är säkerställda, eller att de inte kan appliceras i en svensk kontext, återkom frekvent. Kan det verkligen vara så att det inte går att dra tydliga slutsatser om korttidsreglering i Sverige? Hur ser kunskapsunderlaget ut?

Syftet med denna rapport var att sammanställa en del av den stora mängd vetenskaplig litteratur som avhandlar påverkan av korttidsreglering i naturen på så väl flora, fauna som den fysiska miljön. Tidigt blev det uppenbart att en liknande sammanställning inte gjorts och att det fanns gott om underlag i form av vetenskaplig litteratur som huvudsakligen grundas i empiriska observationer. Däremot var exemplen, definitionerna och tillämpningarna av dessa i en svensk kontext få. Fynden öppnade upp många frågor: Vilka förbättringsområden finns enligt forskningen? Vad kan vi i Sverige göra åt dessa områden? Vilka vägar finns det dit? Hur kan korttidsreglering med miljöhänsyn se ut i Sverige i framtiden?

Vi har avsiktligt valt att fokusera på empiriska data, dvs data från arbeten i fält, medan modellstudier eller olika akvarieförsök nedprioriterats. Detta för att man i sådana inte kan beakta alla de konsekvenser av korttidsreglering som samtidigt påverkar faunan. Det går inte att ha extrema flöden och vattenhastigheter i akvarieförsök, eller ökad närvaro av predatorer, eller risk för att stranda osv. I en modellstudie är det svårt att samtidigt beakta ett minskat födounderlag, stressen av ett ständigt föränderligt habitat och ett förändrat fisksamhälle med nya konkurrenter och predatorer – konsekvenser som är tydliga i empiriska data.

Tack vare tillmötesgående kraftverksägare fick vi även data från fem svenska kraftverk. Vår förhoppning är att denna rapport kan bidra till en ökad transparens i ett mycket viktigt arbete framöver, nämligen att ompröva miljövillkoren för Sveriges vattenkraftverk. Moderna miljövillkor måste innebära en minskning av påverkan på våra vattendrag samtidigt som vattenkraftens förmågor och styrkor kan tas tillvara så långt som möjligt. En förutsättning för detta är att miljövillkoren är tydliga, en tydlighet som måste grunda sig på forskning och anpassas för varje kraftverk.

Denna rapport föreslår tydliga, vetenskapligt underbyggda definitioner och gränser som kan bidra med tydliga riktlinjer för så väl kraftverksägare, driftspersonal, jurister och myndighetsföreträdare. Vi hoppas därtill på ett framtida arbete med att upprätta en svensk modell för att bedöma korttidsregleringens påverkan på miljön, särskilt i några av de mest värdefulla vattendragen som finns i Sverige. Ett stort tack riktas till Fortum, Sollefteåforsens Aktiebolag, Statkraft och Uniper för att ni delade med er av data och bidrog till konstruktiva diskussioner. Ett särskilt tack riktas till de personer som granskat eller på annat sätt bidragit till rapportens utveckling och slutgiltiga form:

Anna Hagelin, Dan Hellman och Fredrik Nilsson, Länsstyrelsen i Västra Götalands län

Daniel Bergdahl och Maria Hellström, Länsstyrelsen i Örebro län

Daniel Nyqvist, SLU Aqua

Åsa Widén, Umeå Universitet

Johan Watz, Karlstad Universitet

Ingemar Näslund, f.d. länsstyrelsetjänsteman

Ingemar Alenäs, f.d. kommunekolog

Med vänliga hälsningar

Erik Degerman, Elliot Franzén, Niklas Nilsson och Peter Lindvall

Jönköpings Fiskeribiologi

## Sammanfattning

### Kapitel 1: Bakgrund

- Korttidsreglering innebär naturligt snabba och stora förändringar av vattenflödet (och därmed även vattennivån).
- I denna rapport definieras det som en flödesförändring på minst 50 % inom en timme, vilket stämmer överens med norska riktlinjer för när korttidsreglering går från liten till moderat miljöpåverkan.
- Regleringen påverkar både uppströms och nedströms vatten, men rapporten fokuserar här på de senare.

### Kapitel 2: Karakterisering av korttidsreglering

- Korttidsreglering behövs för att upprätthålla frekvensen i elnätet på grund av ökad användning av ej planerbar energiproduktion från vind- och solkraft.
- Korttidsreglering är också ett sätt att utnyttja de varierande priser som finns på elmarknaden på grund av vind- och solkraftens variationer samt växlingar i efterfrågan på el, där man snabbt ökar flödet när prisnivån är förmånlig.
- Över tid har korttidsreglering ökat i Sverige.

### Kapitel 3: Påverkan på miljö, flora och fauna

- En mängd internationell vetenskaplig litteratur visar samstämmigt på den omfattande negativa påverkan som korttidsreglering har på miljö och organismer.
- Förutsättningarna för strandvegetation i korttidsreglerade vattendrag är sämre än i oreglerade vattendrag eftersom vattennivån varierar oftare, samt att stor erosion gör det svårt för växter att etableras.
- Det finns stort stöd i litteraturen att botten djur och unga fiskar, framför allt laxfiskar, drabbas hårt av snabbt ändrade flöden och snabba vattennivåförändringar.
- Korttidsreglering har idag så stor omfattning och miljöpåverkan att den måste beaktas för att säkerställa återstående naturvärden i utbyggda vattendrag.

### Kapitel 4: Bedömning av reglering och påverkan

- Internationellt har man tagit fram olika bedömningssystem, dels för att strikt karakterisera korttidsregleringen, dels för att bedöma miljöpåverkan, främst med fokus på fisk.
- Vi introducerar "relativ förändringstakt" som ett mått på korttidsregleringens intensitet och frekvens.
- För att bedöma miljöpåverkan föreslås ett norskt system fokuserat på laxfisk (Bakken med flera 2016a).
- För svenska förhållanden finns dock inte alla nödvändiga uppgifter tillgängliga, till exempel hastighet i vattenståndsförändringar samt vattentäckt areal nedströms kraftverket.

### Kapitel 5: Några exempel på reglering från Sverige

- För fem större vattenkraftverk spridda över landet presenterar vi data över flödet med timupplösning.
- Stor omfattning på korttidsregleringen förelåg vid Gullspångs kraftverk, Gullspångsälven, Laholms kraftverk, Lagan, medan den var mindre uttalad vid Ätrafors kraftverk, Ätran, Sollefteå kraftverk, Ångermanälven, och Viforsens kraftverk, Ljungan.
- Påverkan på fiskfaunan var tydlig vid samtliga reglerade vatten där vi har data även på fisksamhället.

### Kapitel 6: Regelverk

- Vi har studerat hur korttidsreglering beaktas i rådande miljövillkor (vattendomar) i svenska kraftverk.
- I korthet kan konstateras att korttidsreglering knappt beaktats och oftast inte villkorats.
- Ibland anges dock krav på att mjuka övergångar, successivt förändrade flöden, ska tillämpas, dock sällan preciserat hur det ska ske.
- Några moderna domar stipulerar dock att vattennivån nedströms regleringsdammen inte får stiga eller minska med mer än 10 cm per timme, vilket verkar vara en rimlig gräns enligt litteraturen.

### Kapitel 7: Motåtgärder

- De motåtgärder som föreslås internationellt fokuserar på att leda bort det fluktuerande flödet via en ny kanal eller samla i ett återregleringsmagasin bredvid/nedströms kraftverket.
- Förändring av vattenregleringen föreslås också, men då med fokus på amplituder, mjuka övergångar och perioder då korttidsreglering ska undvikas.
- Biotopvård är endast föreslaget i mindre omfattning och fokuserar då på skydd mot högflöden.
- Vår slutsats är att biotopvård inte kan motverka de direkta effekterna av korttidsreglering.

### Kapitel 8: Diskussion och rekommendationer

- I det avslutande avsnittet ger vi samlade rekommendationer för lämpliga motåtgärder, förbättrade miljövillkor och kontroll av villkor.
- Här finns mycket att lära från internationella erfarenheter.

*Mer detaljerade sammanfattningar finns efter respektive kapitel.*

## Innehåll

Förord .....	iii
Författarnas förord .....	iv
Sammanfattning .....	v
1. Bakgrund .....	1
Sammanfattning .....	4
2. Karakterisering av korttidsreglering .....	4
Sammanfattning .....	6
3. Effekter av korttidsreglering på miljö och biologi .....	7
Bakgrund .....	7
Fysisk påverkan .....	9
Påverkan på organismer .....	12
Sammanfattning .....	31
4. Bedömning av reglering och påverkan .....	32
4.1 Karakterisering av flödesreglering .....	32
4.2 Karakterisering av påverkan på miljön .....	36
Sammanfattning .....	38
5. Några exempel på reglering från Sverige .....	39
Laholms kraftverk i Lagan .....	42
Ätrafors kraftverk i Ätran .....	45
Gullspångs kraftverk i Gullspångsälven .....	48
Viforsens kraftverk i Ljungan .....	51
Sollefteå kraftverk i Ångermanälven .....	54
Jämförelse av regleringen per årstid och dygnsvis under kritiska perioder .....	57
Sammanfattning .....	58
6. Reglering av reglering eller vad har hänt i vattenrättssverige? .....	59
Historisk tillbakablick .....	59
Exempel från sentida domar .....	61
Mintappning .....	62
Mjuka övergångar/rampning .....	63
Återreglering .....	64
Sammanfattning .....	65
7. Föreslagna/genomförda motåtgärder .....	66
Tekniska förändringar i kraftverket .....	66
Återreglering eller bortledning av flödet .....	67
Förändringar av driften .....	70
Fysiska åtgärder i älven .....	74
Sammanfattning .....	78
8. Diskussion och rekommendationer .....	79
Rekommenderade motåtgärder för verksamhetsutövare .....	79
Rekommendationer för tillstånd och villkor .....	80
Rekommendationer för förbättrad kontroll av korttidsreglering .....	81
9. Referenser .....	82
Bilaga A - Flödesdata vid utvalda kraftverk .....	97

## 1. Bakgrund

Vattenkraftbaserad energiproduktion med inslag av korttidsreglering (engelska hydropeaking) beskrevs första gången i slutet av 1930-talet. Korttidsreglering har ingen strikt internationell definition. Moog (1993) gav en så enkel definition som att det handlar om att vatten samlas i reservoarer för att sedan producera el utifrån marknadens behov. Mer preciserat kan man säga att generellt sker ändringar i vattenföringen betydligt snabbare och med större volym än i den oreglerade älven, både ökning och sänkning av flödet. Ofta sker detta med en återkommande periodicitet över tid (Meile m.fl. 2011, Bakken m.fl. 2016a). Flera författare har beskrivit olika indikatorer på korttidsreglering, men strikta definitioner är få.

I opåverkade vattensystem brukar de dagliga flödesvariationerna vara låga (Ahonen 2013). Även efter kraftiga regn håller de sig inom 10 % av medelflödet för dagen enligt amerikanska studier (Lundquist & Cayan 2002, Shuster m.fl. 2008), medan franska studier, inbegripet branta alpina vatten, menar att naturliga variationer kan vara upp till ungefär 47 % på en timme i mindre vattendrag (med en medelvattenföring på 30 m<sup>3</sup>/s), (Courret m.fl. 2021). Lind & Watz (2021) studerade effekten av korttidsreglering vid 27 svenska kraftverk. De definierade korttidsreglering som en flödesökning som var större än 25 % under en timme (flödessänkningar beaktades inte). Carolli m.fl. (2015) som arbetade med flera europeiska floder såg att i naturliga vattendrag var det ovanligt med förändringar av den magnituden undantaget i extrema fall i alpina vattendrag.

I föreliggande rapport studeras korttidsreglering med en aktiv förändring av ett vattendrags flöde på minst 50 % på en timme. Att dra gränsen för en korttidsreglering vid 25 % eller 50 % kan naturligtvis diskuteras. Avvägningen att utesluta förändringstakter på 25 % innebär förvisso att antalet regleringar som studeras blir färre. Å andra sidan, ju lägre gränsen dras, desto fler naturliga variationer riskerar att innefattas, vilket riskerar öka antalet felkällor i analysen. Gränsdragningen vid 50 % säkerställer rent tekniskt att naturliga variationer aldrig kan inräknas, även om korttidsreglering med lägre förändringstakt än 50 % per timme förekommer. En närmare motivering till gränsdragningen förs i kapitel 4. I Bilaga A6 redovisas även en jämförelse av antalet dygn med relativ förändringstakt på 25 % och 50 % vid respektive kraftverk.

Självklart fungerar inte naturen så att 25 % eller 50 % är den gräns där påverkan av korttidsreglering börjar. Som alltid varierar påverkan på miljön med de lokala förutsättningarna, men för att rent tekniskt kunna redovisa och jämföra hur korttidsreglering sker har vi valt 50 % förändringstakt per timme som gräns. I de befintliga norska bedömningsgrunderna över påverkan från korttidsreglering är just 50% satt som en gräns mellan liten och moderat påverkan på miljön (Bakken m.fl. 2016a; se även Tabell 2 under avsnitt 4.2).

För att mer noggrant kunna karaktärisera korttidsreglering och dess påverkan på vattendraget behöver den ske återkommande med en viss frekvens. I torrårar (ibland kallade för spillårar) kan abrupta flöden släppas på när flödet i älven är större än vad kraftverket förmår hantera. Här är oftast flödesförändringarna så stora att det handlar om en korttidsreglering, men det brukar vara enstaka spill, inte en aktivt planerad reglering med återkommande frekvens. Då återstår frågan när vi har en så hög frekvens att negativ påverkan av ett enstaka högt flöde förstärks av upprepade högfloden. Detta diskuteras i rapporten, men redan här kan konstateras att norska riktlinjer anger upp till 10% av årets dagar (<37 dagar) som en liten påverkan (Bakken m.fl. 2016a), medan studier i Österrikiska vattendrag indikerar att fler än 20 dagar per år ger negativa effekter på fiskesamhällen (Schmutz m.fl. 2015).

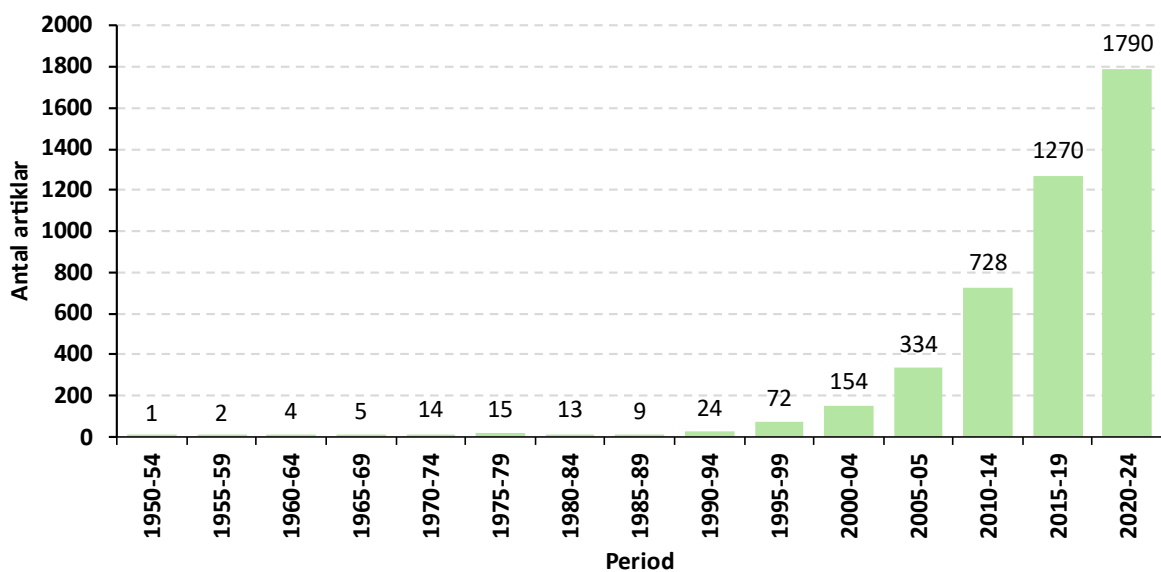
Korttidsreglering påverkar vattendraget både upp- och nedströms kraftverket, men fokus i forskningen har legat på effekterna nedströms. Om kraftverket ligger vid utloppet av en damm eller sjö har ofta vattennivåförändringar uppströms beaktats i miljövillkor för driften, till exempel genom att en sänkingsgräns och en dämningssgräns finns fastställd. Detsamma gäller ofta för indämda sträckor av

älvar, där de strömmande habitaterna inte finns kvar. Nedströms saknas dock ofta fastställda villkor för regleringen och det är inte ovanligt med nolltappning, att flödet helt stängs av en period (Widén m.fl. 2021). Successivt har man uppmärksammat att vattenregleringen har blivit alltmer frekvent och med större amplitud med negativa effekter på nedströms vattenfåra, flora och fauna. Fokus i denna sammanställning ligger därför på nedströms påverkan.

Inom hydrologin har man länge arbetat med flödesförändringar från dag till dag. I den tidigare ofta använda skotska modellen för att beskriva regleringspåverkan DHRAM anges 25 % flödessänkning per dygn som en gräns för när fiskar börjar stranda (hamna i stillastående vattenpölar eller rent av hamna på torra land; Black m.fl. 2005). Därigenom missas den variation som åstadkoms genom frekvent vattenreglering under dagen. Tydligt är att man måste mäta regleringen i kortare tidsintervall.

Idag har man därför internationellt gått från upplösning per dygn till upplösning på minst per timme för flödesdata. Ibland används till och med ett dataintervall på 15 minuter upplösning för att i detalj följa korttidsregleringen (ex Carolli m.fl. 2015, Bätz m.fl. 2023). Sådan detaljupplösning i data är dock mycket svår att få tag på för svenska förhållanden (Ashraf m.fl. 2018), vilket bör vara ett problem för tillsynsmyndigheternas arbete. Generellt kan sägas att om en verksamhet regleras efter "kvartspriser" så bör de mätningar som ska visa eventuell negativ påverkan ha minst samma tidsupplösning.

Korttidsreglering har ökat i Sverige och internationellt (se nästa avsnitt). De problem som detta medför har uppmärksamats allt mer. Sedan 1950-talet har antalet vetenskapligt publicerade artiklar med ordet "hydropeaking" (korttidsreglering) i titeln ökat stadigt (se Figur 1).



**Figur 1. Antalet vetenskapliga rapporter med ordet "hydropeaking" (korttidsreglering) i titeln enligt Google Scholar under perioden 1950–2024.**

I framtiden beräknas korttidsreglering bli allt viktigare för att kompensera för intermittenta kraftkällor som vind- och solkraft (Ashraf m.fl. 2018, Hayes m.fl. 2022, Bätz m.fl. 2023, Hayes m.fl. 2024, Sjöstedt m.fl. 2026). Den överföring av el som sker via kablar från Sverige till bland annat Tyskland, Danmark, Finland, Polen och Litauen innebär att nedstängning av kärnkraft och kol som energikällor samt utbyggnaden av vind- och solkraft kräver insatser via reglering av vattenkraften i Sverige. Regleringen krävs för att behålla frekvensen i elsystemet och det är i stort sett enbart vattenkraft som används som reglerkälla i Sverige. Självfallet handlar regleringen också om att sälja el när prisnivån är hög. I och med att vår elmarknad avreglerades 1996 har ekonomisk vinst blivit ett allt viktigare incitament för elproduktionen. Inför avregleringen inrättades ett nytt statligt verk (Svenska kraftnät, bildat 1992).

EU har krav på överföring av el till utlandet, något som är svårt då Sverige har dålig överföringskapacitet inom landet. Elnätet har inte byggts ut i samma takt som behovet av överföringskapacitet. Tidigare fanns fler kärnreaktorer i södra Sverige än idag som kunde användas för att försörja södra Sverige och kontinenten och också underlätta överföring av el genom att stabilisera frekvensen i elnätet. Särskilt i södra Sverige behövs idag lokal produktion av reaktiv effekt för att hålla spänningen stabil. Synkrongeneratorer (vattenkraft, kärnkraft) är mycket bra på detta, men idag har delar av kärnkraften monterats ner i södra Sverige och framför allt i Tyskland.

När Svenska Kraftnät försökte begränsa överföringen av el till utlandet anmäldes det av Danmark och EU-kommissionen ställde krav på Sverige 2010. Sverige delades därför in i fyra elområden år 2011. Detta var ett sätt att demonstrera vår dåliga transmissionskapacitet av el inom landet, men också en möjlighet att finansiera en utbyggnad av stamnätet. Svenska kraftnät får därigenom en stor intäkt från så kallade flaskhalsar – flaskhalsintäkter.

Energimarknadsinspektionen skriver: *”Flaskhalsintäkter uppstår om elpriset i ett elområde där elen produceras är lägre än i det elområde dit elen överförs. Mellanskillnaden kallas flaskhalsintäkt, men benämns ibland också som flaskhalsinkomster, kapacitetsavgifter eller intäkter från överbelastning. Flaskhalsintäkterna tillfaller den aktör som överför elen mellan de två elområdena och i Sverige handlar det om Svenska kraftnät och Baltic Cable.”* Svenska kraftnät får intäkter till sin verksamhet för att sköta stamnätet (transmissionsnätet). Dessa intäkter får inte generera en direkt vinst, men kan användas för utvecklingen av stamnätet och resten deponeras hos Riksgälden. Då de fonderade flaskhalsintäkterna har nått mycket höga summor har EU intresserat sig för att använda dem utanför Sverige för att bygga ut elnätet i Europa.

EU:s Elmarknadsförordning som kom år 2019 innehåller grundläggande bestämmelser för handel med el, bland annat kapacitetstilldelning mellan elområden. Av detta följde samma år en övergång till 15-minuters tidsupplösning på elmarknaden med ökat fokus på flexibilitet och balans i elsystemet. Vindkraftens volatilitet medför att vattenkraftens reglerförmåga måste nyttjas snabbare och mer frekvent än tidigare. Med de nya prissättningsregler som införts har regleringens amplitud, hastighet och frekvens ökat med effekter på miljön. Exempelvis så gick många vattenreservoarer i Spanien nästan torra år 2021 (Beltran & Prieto 2022).

Som en följd av den generellt stora miljöpåverkan som skett av vattendrag i Europa beslutade EU om ett ramdirektiv för vatten. Detta införlivades i svensk lagstiftning 2004. Sedermera beslutades om en nationell plan för omprövning av vattenkraften, NAP, som ska leda till största möjliga nytta för vattenmiljön och till en nationell effektiv tillgång till vattenkraftsel. Arbetet tog många år och 2018 beslutades om en lag om ändringar i miljöbalken (SFS 2018:1407). Lagen trädde i kraft 1 januari 2019. Den 25 juni 2020 tog regeringen beslut om prövningsgrupper och tidsplan för omprövningar av svensk vattenkraft med start år 2022. I denna plan sattes ett utrymme per vattensystem för hur mycket miljöåtgärder fick kosta i form av minskad elproduktion.

Hösten 2022 meddelade regeringen att arbetet pausats. Våren 2025 beslutade regeringen att man skulle återuppta miljöprövningarna av vattenkraften. I ett pressmeddelande meddelade regeringen att myndigheterna nu skulle *”särskilt beakta en nationell effektiv tillgång till vattenkraftsel”* (Regeringskansliet, 2025). Syftet är att säkerställa att vattenkraftens förmågor i kraftsystemet, såsom elproduktion, elberedskap och reglerkraft, inte försämras. Således har reglerförmågan i vattenkraftproduktionen blivit allt viktigare, från den initiala viktning av NAP:en som var lika fördelad mellan miljönytta och energiproduktion.

## Sammanfattning

- Korttidsreglering av vattenkraft har ökat som en följd av att elpriserna generellt ökar och varierar snabbare. Dessutom finns ett ökat inslag av intermittent elproduktion (vindkraft, solkraft) på elmarknaden samt krav på export av energi. Det två senare faktorerna gör att vattenkraft behöver användas för att balansera elnätet.
- Korttidsreglering kan sägas vara reglering av vattenflödet och vattenståndet som sker snabbare och med större volym än under naturliga förhållanden, samt interaktioner mellan volym och flöde. I begreppet inkluderas därför start och stopp av kraftverkets turbiner så väl som ändringar av flödet och/eller vattennivån.
- I denna rapport studeras korttidsreglering med en förändring av vattendragets flöde med minst 50 % per timme, såväl ökning som minskning av flödet.
- Fokus i denna sammanställning ligger på nedströms påverkan på miljö och organismer i vattendrag, vilka motåtgärder som kan vidtas samt förslag till förbättrad tillsyn.

## 2. Karakterisering av korttidsreglering

Korttidsreglering kan karakteriseras i tid och mängd. I tid främst genom hastigheten på flödes- och vattenståndsförändringarna och i mängd genom hur stor skillnad i flöde eller nivå (amplitud) regleringen har per tidsenhet. Hur ofta sådan reglering sker (frekvens) och hur stort område som påverkas är också viktigt. Amplituden kan betecknas med skillnaden mellan de minimi- och maximiflöden som råder, och kan uttryckas som en flödeskvot ("*flow ratio*"), och innebär att det största flödet divideras med det rådande lägsta flödet. Detta anges ofta i procent. På så sätt kan regleringen i vattendrag av olika storlek jämföras.

Även vattenståndet nedströms vattenkraftverket ingår i de faktorer som bör beaktas. Det finns dock få tillgängliga mätningar av vattenstånd nedom svenska kraftverk. Detta är en följd av ett historiskt fokus på indämningen uppströms kraftverket, samt en eventuell mintappning nedströms. Vattennivån nedströms kraftverk har i de allra flesta fall inte varit aktuell förrän nästa nedströms liggande kraftverks dom tar vid. Där det finns uppsatta peglar (mätskalor) är det ofta på en enda plats och data lagras sällan. Vattenståndsförändringarnas longitudinella utbredning, hur lång sträcka av vattendraget som påverkas av korttidsregleringen, framgår dessutom inte av en enstaka pegel.

Påverkansområdet beror naturligtvis på hur kraftig korttidsregleringen är, men också av hur vattendraget ser ut nedströms. Området närmast nedströms kraftverket påverkas mest av regleringen, medan effekten av en höjning/sänkning successivt dämpas nedströms. Förutsättningarna för hur långt nedströms påverkan av korttidsregleringen vid ett kraftverk varierar, där bland annat fallhöjden och fårans fysiska form påverkar (Widén m.fl., 2023). Påverkan upp till 40 – 45 km nedströms har noterats (Šilinis m.fl. 2020, Hayes m.fl. 2022). I vattensystem där kraftverken ligger på rad kan nedströms liggande kraftverk fungera som "slavkraftverk" och föra vidare korttidsregleringen nedströms även om de tillämpar strömfallsdrift eftersom dessa kraftverk generellt har ringa eller begränsad tillgång till direkt uppströms regleringsmagasin.

Regleringsamplituden avseende vattenstånd kan vara på över 50 cm under ett dygn i utbyggda svenska älvar (Malm-Renöfält & Ahonen 2013). I internationell litteratur finns uppgifter om vattenståndsförändringar vid energiproduktion på över 200 cm under en timme (Baumann & Klaus 2003). Nedströms ett större kraftverk i Litauen uppmättes vattenståndsförändringar på i medeltal 1,04 m per timme vid flödesökning och 0,88 m per timme vid sänkning (Šilinis m.fl. 2020). Detta kan jämföras med naturliga vattenståndsförändringar vid högfloden i nordliga och alpina vattendrag på 5 cm per timme (Meile m.fl. 2011).

Vid de kraftverk som har fokuserat mest på korttidsreglering sker ofta flera förändringar av flödet dagtid, men mer sällan på natten och under helger enligt en studie av Ashraf m.fl. (2018). De fann också att korttidsregleringen generellt var mer frekvent sommartid än vintertid. Vad som komplicerar bilden är det naturligt lägre flödet vintertid som medför att regleringens amplitud procentuellt sett kan vara högre än sommartid.

Hastigheten i förändring av flöde, vattenhastighet och vattenstånd spelar stor roll för stränder, bottnar, vegetation, bottendjur och fiskar (kapitel 3). Det finns tekniska begränsningar för hur snabbt en turbin kan stoppas och uppstarten kan ha andra begränsningar. En turbin har en övre gräns för hur mycket vatten som kan passera genom den (slukförmåga) och dessutom en lägsta flödesnivå vid vilken den går att köra (drivvattenföring). Därtill kommer de miljövillkor som eventuellt finns för verksamheten att spela roll, till exempel tillåtna minimi- och maximiflöden, lägsta och högsta vattennivåer (sänkings- och dämningssgränser) som tillåts i dammen uppströms och i några fall rent av krav på så kallade ”mjuka övergångar” som innebär att förändringen inte sker abrupt utan mer gradvis över en viss tidsrymd. Sällan innefattar verksamhetsutövarnas villkor för driften en tydlig definition av mjuka övergångar och det är sällsynt att man studerar vad dessa villkor innebär för vattenflöden, vattenstånd och organismer nedströms (se kapitel 6).

I Norge är flödesdata från många kraftverk offentligt tillgängliga via en öppen databas (Sildre NVE u.d.). I Sverige finns få möjligheter att via offentliga data studera korttidsreglering annat än på timnivå (Ashraf m.fl. 2018), men SMHI tillhandahåller numer data ned på kvarts timme för några kraftverk. Detta med att redovisa flödet per timme är relativt nytt för svenska förhållanden (Ahonen 2013). I den studie som nämnts ovan av 27 kraftverk i södra Sverige (Lind & Watz 2021) skedde korttidsreglering med en frekvens av i genomsnitt minst en gång per dag under året i en tredjedel av kraftverken. En frekvens som motsvarade minst en gång i veckan förelåg hos 17 av 27 kraftverk (63 %, cirka två tredjedelar). Då bör man komma ihåg att definitionen av korttidsreglering i deras studie var en flödesökning som var större än 25 % under en timme. Flera av de ingående kraftverken var medelstora med ett spann i effekt på 2,5–40 MW (medelvärde 9,8 MW). (Kraftverk med en effekt på 10 MW anses vara stora och utgör cirka 200 totalt i Sverige.)

En jämförande studie av Sverige, Norge och Finland visade att korttidsreglering förekom i såväl stora som små kraftverk (Ashraf m.fl. 2018). Strömkraftverken i vattendrag med liten höjdskillnad och små eller inga vattenmagasin hade mest uttalad korttidsreglering, även om denna reglering sker med liten amplitud men hög frekvens, vilket understryks av andra studier (se exempelvis Reis-Filho & Reduc 2024). Däremot var förstas magnituden i flödesvariationerna mindre jämfört med kraftverk med större magasin (Ashraf m.fl. 2018, Greimel m.fl. 2016, Hayes m.fl. 2022). Korttidsreglering i strömkraftverken förekommer genom att vatten samlas i huvudfåran en kort tid för att sedan producera el när elpriset är bättre och för att slippa spilla vatten då flödet understiger drivvattenföringen (lägsta flöde turbinen kan generera el vid) eller då dämningssgränsen i vattendraget är nådd. För mindre kraftverk saknas ibland tillstånd för denna typ av kraftverksdrift. Regleringsfrekvensen kan vara avsevärd och nolltappning är inte ovanligt (Widén m.fl. 2021). Om än korttidsregleringens frekvens är högst i strömkraftverk så kan de stora amplituderna i korttidsreglering i regel uppnås i kraftverk med stora vattenmagasin direkt uppströms. Det innebär att strömkraftverk oftast har högre frekvens i korttidsreglering medan konventionella kraftverk med en damm eller sjö direkt uppströms har större amplitud.

Många tidigare bedömningssystem för att studera vattenreglering baserades på data i form av dygnsmedel av flöde, exempelvis den skotska modellen DHRAM (Black m.fl. 2005), en tidsupplösning som idag inte är tillräcklig om man vill bedöma korttidsreglering. Från Österrike rapporteras att upp till fem dagliga flödesförändringar kan ske i extremfall (Greimel m.fl. 2018). Ett flertal nyare bedömningssystem har därför tagits fram för att karakterisera specifikt korttidsreglering med högre tidsupplösning i data (oftast timme). Meile m.fl. (2011) tog fram tre indikatorer baserat på data från övre Rhone, Frankrike. Zimmerman & Letcher (2010) använder fyra indikatorer baserat på data från

Connecticutfloden i USA. Sauterleute & Charmansson (2014) presenterade ett system med hela 18 olika indikatorer baserat på den norska älven Nidelva. Alla dessa system baserades på data från endast ett vattendrag vilket kan göra dem svåra att applicera i andra vattendrag. Carolli m.fl. (2015) etablerade senare ett system med endast två indikatorer baserat på data från Italien, Schweiz och Norge där man jämförde oregrerade och reglerade vattendrag.

Courret m.fl. (2021) och Courret (2010) arbetade med flera alpina vattendrag och beräknade den högsta naturliga förändringstakten för både sjunkande och stigande flöden i vattendrag av olika storlek som en funktion av medelvattenföringen. Deras beräkningar visar att ju högre medelvattenföringen var i ett vattendrag, desto lägre var förändringstakten i förhållande till medelvattenföringen. Därtill var förändringstakten högre ju högre flödet var i förhållande till medelvattenföringen. Som mest uppgick den naturliga förändringstakten i vattendrag med en medelvattenföring på över 30 m<sup>3</sup>/s till 47 % per timme. I mindre vattendrag kan förändringstakten vara betydligt högre, vilket till del kan förklaras av avrinningsområdets storlek, vilket styr hur fort nederbörd når vattendraget. Eftersom denna rapport fokuserar på större vattendrag ligger den högsta naturliga förändringstakten för vattendrag med en medelvattenföring över 30 m<sup>3</sup>/s som beskrivs av Courret m.fl. (2021) och Courret (2010) till grund för definitionen av korttidsreglering som en förändringstakt av flödet på 50 % per timme.

Det finns också mer detaljerade analyser av korttidsreglering där man studerar hur flödesförändringen sker mer i detalj. Tena m.fl. (2023) karakteriserar de flödestoppar som uppkommer utifrån om de har till exempel en eller flera toppar, har en skarp topp initialt för att sedan sakta minska, eller har en initial skarp topp i flödet och sedan abrupt minskar etc. Sådana analyser kräver dock tillgång till flödesdata med hög tidsupplösning, vilket inte är möjligt för de flesta kraftverk idag med offentligt tillgängliga data. Däremot är det möjligt att efterfråga data från kraftverksbolagen för sådana analyser. Det är heller inte närmare utvärderat hur dessa olika flödesmönster påverkar miljön, men Fong m.fl. (2016) fann att de till exempel påverkar hastigheten i flödesförändringar nedströms.

De data denna rapport grundar sig på innebär att i denna rapport studeras korttidsreglering utifrån hur snabbt flödet förändras på timnivå samt flödesförändringens relativa storlek. Därtill karakteriseras korttidsreglering utifrån frekvensen i regleringen (årsvis, årtidsvis och dagligen). Data över effekter på miljöerna nedströms, som förändrat vattenstånd eller torrlagda arealer, har inte funnits att tillgå för de objekt som ingår i denna rapport och finns generellt inte tillgängliga för svenska vattendrag.

## Sammanfattning

Man kan definiera och karakterisera korttidsreglering med:

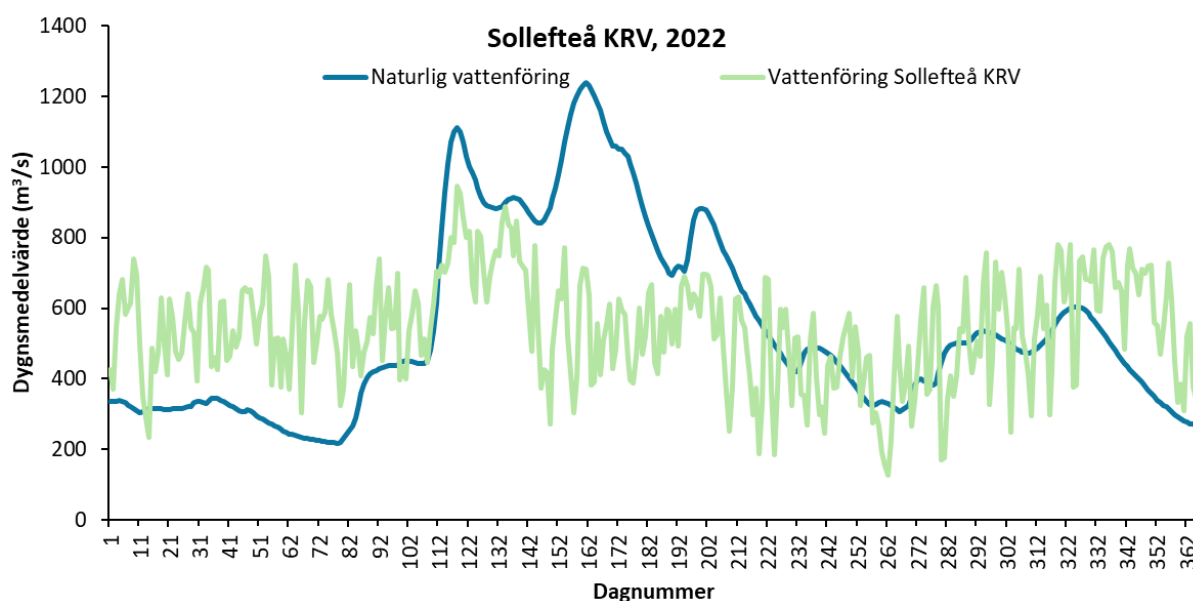
- Amplitud (av flöde, vattenhastighet och vattenstånd)
- Hastighet i förändring (av flöde, vattenhastighet och vattenstånd)
- Frekvens av reglering (över tid; oftast per år)
- Dock kräver både definition och karakterisering av korttidsreglering att den data som analyseras har tillräcklig upplösning, företrädesvis 15 minuters mätintervall, men 60 minuters mätintervall ger en acceptabel upplösning. Dygnsmedelflöden är inte lämpliga för att analysera korttidsreglering.
- Korttidsreglering och nolltappning är vanligt även vid drift av strömkraftverk.
- Vid högflöden i nordliga och alpina vattendrag kan vattenståndsförändringarna vara runt 5 cm per timme, med vid korttidsreglering sker ofta betydligt större vattenståndsförändringar.
- Det är svårt att få tag på offentliga data i Sverige över hur reglering sker, i alla fall med hög tidsupplösning.

### 3. Effekter av korttidsreglering på miljö och biologi

#### Bakgrund

Ett vattendrags naturliga flödesregim, mönstret med höga och låga flöden över året och mellan år, har avgörande betydelse för dess ekologiska status (läs mer i exempelvis Malm-Renöfält & Ahonen 2013, Widén m.fl. 2017, Malm-Renöfält m.fl. 2017). Att det finns dammar i ett vattendrag och att dess flöden regleras innebär därför stora förändringar för de fysiska förhållandena och de organismer som lever i vattendraget (Malm-Renöfält m.fl. 2010, Näslund m.fl. 2013, Wu m.fl. 2019, Nyqvist m.fl. 2025). Flödesreglering innebär även förändringar utanför själva vattendraget. Integrerat med vattendraget är dess strandzon som också påverkas starkt (Jansson m.fl. 2000). Poff m.fl. (1997, 2010) menar att flödesreglering är en av huvudorsakerna till försämrade ekologiska status i vattendrag.

Ofta dämpas de stora höglödena i reglerade vattendrag till följd av att vatten sparas i magasin, ibland längre uppströms än vid det aktuella kraftverket (se Figur 2). Dämpningen av höglöden gör att deras revitaliserande funktion, att flytta runt bottensubstrat och erodera stränder, minskar. Höglöden upprätthåller också flodfårens form och förgreningar i form av sidofåror (kvillsystem) och hindrar att stränderna växer igen (Malm-Renöfält m.fl. 2005). Vid höglöden svämmas vattnet ut över stränder och möjliggör fisklek i grunda miljöer. Dessa naturliga höglöden kan vara från dagar vid kraftiga regn till månader vid snösmältning. Lämpliga anpassningar av vattenreglering med sikte mot "ekologiska flöden", där naturliga variationer efterliknas i större utsträckning, har tagits fram tidigare för svenska förhållanden (ex. Malm-Renöfält & Ahonen 2013, Widén m.fl. 2017, Widén m.fl. 2022b).



**Figur 2. Exempel på dämpade höglöden vid Sollefteå kraftverk år 2022. Flödet regleras de facto inte vid Sollefteå kraftverk, utan styrs av kraftverk som ligger längre upp i Ångermanälven och påverkar en mycket lång sträcka av älven. Dygnsmedeldata för naturlig vattenföring från SMHI:s modell S-hype, samt dygnsmedeldata för vattenföringen vid Sollefteå kraftverk från Sollefteåforsens AB.**

Att utnyttjande av vattenkraft för energiproduktion kan ha stor påverkan på det akvatiska systemet är väl belagt (se referenser i kapitel 3). EU anger i ett dokument om anpassning av vattenkraftutnyttjande i förhållande till EU:s miljölagstiftning att vattenkraftutnyttjande kan "ha en rad negativa effekter på flödena i vattendrag, fiskars och vattenlevande livsmiljöer, samt på djur- och växtarter som är beroende av vattendrags- och sjöecosystem för sin överlevnad" (EC 2018, egen översättning), där "förändringar i tillståndet för vattenförekomster" uppges vara det största hotet mot sötvattensystem i EU.

Enligt länsstyrelsernas uppgifter finns cirka 1600 vattenkraftverk i drift i Sverige. De utgör oftast definitiva vandringshinder för fisk och endast vid 15 % finns någon form av fiskväg för uppströmsvandrande fisk och bara 4 % har även anordningar för nedströmsvandrande fisk (Näslund 2025). På många platser leds vattnet från den gamla älvfåran via en kanal in i kraftverket och i vissa fall leds vattnet om till ett annat vattendrag. Som en följd av omledningen av vatten har 970 gamla älvfåror helt eller delvis berövats det naturliga flödet på en sträcka, så kallade torrfåror (Widén m.fl. 2022a). Den samlade längden av dessa torrfåror är 126 mil (Segersten m.fl. 2026).

För att utnyttja vattnets lägesenergi och dessutom magasinera vatten har tusentals dammar byggts. Ofta dämmer dessa in en sträcka uppströms dammen som tidigare var en strömmande miljö. I exempelvis Umeälven var innan vattenkraftutbyggnaden 38 % av älvens längd strömmande, men idag återstår bara 1 % av älven med strömmande miljöer (Widén m.fl. 2021, 2022b). I vattensystem där det finns möjlighet att magasinera vatten kan ofta sommarvattenföringen minskas till förmån för ett högre vinterflöde när efterfrågan på el är stor. Man brukar säga att man får en omvänd vattenföring jämfört med naturliga årsvariationer.

Vid vissa vattenkraftverk släpps emellanåt inget vatten alls, så kallad nolltappning, med stora negativa konsekvenser för strömfauan nedströms kraftverket (Saltveit m.fl. 2006). I Ångermanälven har man noterat en reglering som pendlade mellan 0 m<sup>3</sup>/s till 500 m<sup>3</sup>/s och tillbaka till 0 m<sup>3</sup>/s under loppet av fem timmar (Ahonen, 2013). Data insamlade på timbasis för vattenföringen vid sju kraftverk i Ångermanälven visade att det i medeltal var nolltappning 105 dagar om året vid de undersökta kraftverken (Malm-Renöfält & Ahonen 2013). På samma sätt visade data från 19 kraftverk i Umeälven att nolltappning förelåg 9 % till 55 % av tiden vid respektive kraftverk under ett normalår (Widén m.fl. 2021). Detta innebär en stor påfrestning på flora och fauna som lever i normalt strömmande habitat och rimligen en risk för att bestånden påverkas eller, i värsta fall, riskerar att slås ut lokalt.

Det är en glidande övergång mellan ett vattendrag som regleras med långa intervall och små förändringar av flödet gentemot ett som frekvent korttidsregleras. Troligen förstärker en korttidsreglering de negativa effekterna av en reglering som sker med långa intervall och måttliga förändringar av flödet. Effekter av korttidsreglering på miljön har ibland studerats i fält eller i anlagda strömfåror, men det är också vanligt med olika modell- och akvariestudier. Studier i kontrollerade miljöer, exempelvis akvariestudier, fokuserar ofta på någon enstaka faktor, som fiskars beteende, tillväxt eller näringsintag, men kan naturligtvis inte återspegla hela fiskens livsförhållanden på samma sätt som fältstudier (se mer om "Kumulativa effekter" nedan).

Ett flertal vetenskapliga litteraturöversikter av korttidsreglering finns och generellt visar resultatet av dem att korttidsreglering har stora och tydliga negativa effekter på biologi och miljö (ex. Malm-Renöfält m.fl. 2010, Young m.fl. 2011, Schmutz m.fl. 2015, Greimel m.fl. 2018, Bejarano m.fl. 2018, Bätz m.fl. 2023, Hayes m.fl. 2019, 2024). Enligt Hayes m.fl. (2019) är korttidsreglering en av de viktigaste faktorerna som ger förändringar av vattendragens ekosystem nedströms vattenkraftverk. Schmutz m.fl. (2015) pekar speciellt på negativa effekter på fisk.

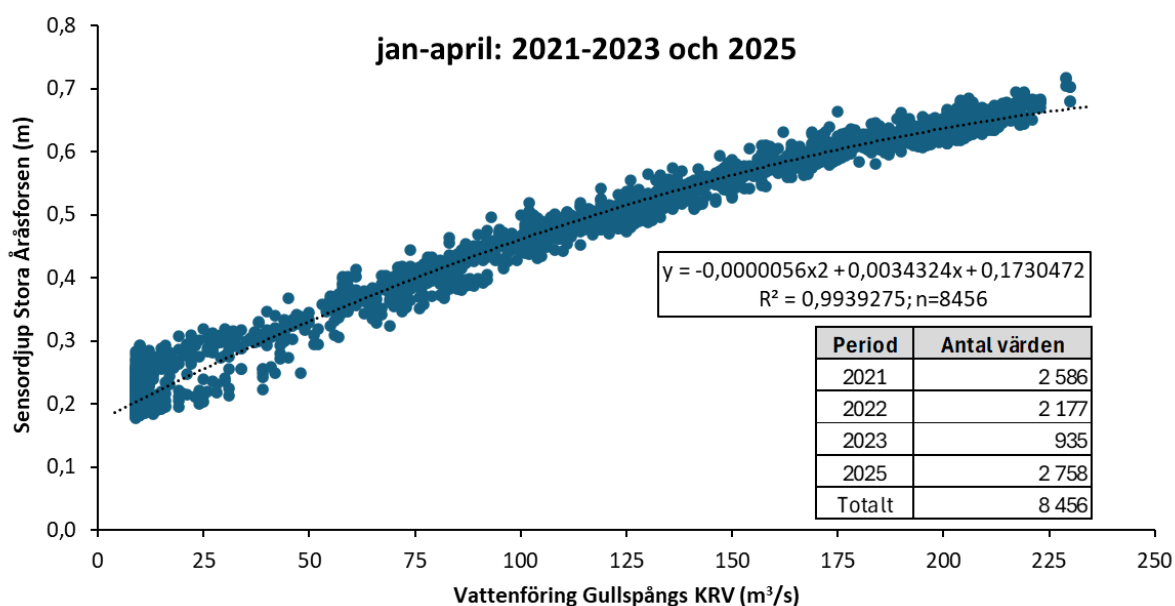
Laxfiskar, främst ungar av lax, öring och harr, har varit föremål för många studier, eftersom de reproducerar sig i grunda miljöer med strömmande vatten som ofta påverkas av korttidsreglering. Dessutom är just fiskar som lever i strömmande habitat och begraver sin rom i bottarna den mest hotade gruppen av fiskar (van Treeck m.fl. 2020).

## Fysisk påverkan

Korttidsreglering påverkar vattnets flöde, hastighet och vattenstånd med snabba variationer. Organismerna i vattnet nedströms dammar och kraftverk får utstå abrupta förändringar där ett kraftigt flöde kan övergå till en knappt märkbar vattenrörelse på en kort stund, en livsmiljö där risken att stranda och torka ut (drabbar speciellt yngel och grunt lekande fiskars lekrområden) är lika överhängande som risken att spolats bort och driva nedströms när flödet ökas kraftigt på kort tid.

Amplituden mellan basflödet (i många fall mintappningen) och maxflödet (kraftverkets slukförmåga eller högsta tillåtna utflöde), kallas flödeskvot. Ett ökat flöde genom kraftverket innebär sänkt vattennivå i regleringsdammen eller vattendraget uppströms. Nedströms innebär ett ökat flöde en ökad vattenhastighet, ökad skjuvspänning (vattnets belastning på bottenmaterialet) och höjd vattennivå. När flödet genom kraftverket minskar får dessa effekter en omvänd riktning, både uppströms och nedströms kraftverket och/eller dammen.

I Årsforsarna i Gullspångsälven har det placerats ut nivåloggers som mäter vattendjupet i olika omgångar för att studera hur vattendjupet varierar beroende på flödet som släpps från Gullspångs kraftverk. Data från dessa nivåloggers har insamlats av och erhållits från Fiskeutredningsgruppen – FUG vid länsstyrelsen i Västra Götalands län. En korrelation mellan flödet från kraftverket och vattennivån i Stora Årsforsen en timme senare har upprättats (se Figur 3). På grund av avståndet mellan kraftverket och Stora Årsforsen tar det en timme innan förändringar av flödet vid kraftverket ger en påverkan på vattennivån i Stora Årsforsen. Sambandet visar att en ökning av flödet i kraftverket från 25 m<sup>3</sup>/s till 100 m<sup>3</sup>/s innebär att vattenytan i Stora Årsforsen stiger med cirka 20 cm, trots att en del av flödet leds bort genom en anlagd kanal via en avledningsdamm.



**Figur 3. Korrelation mellan flödet från Gullspångs kraftverk och registrerat sensordjup i Stora Årsforsen en timme senare under perioden januari-april, 2021–2023 och 2025.**

Vid mycket hög frekvens kan sambandet mellan flöde och vattenstånd minska (Widén m.fl. 2021, Burman m.fl. 2023) eftersom vattnet inte hinner rinna undan mellan högflödena. Därtill kan flöde och vattenstånd även särkopplas i sträckor mellan två kraftverk, där vattenytan kan hållas på en viss nivå oavsett flödet genom indämningen mellan kraftverken (Widén m.fl., 2023). Vid frekvent reglering kan till och med flödet och flödets riktning variera så mycket att man talar om "hydrofibrillation" ett tillstånd med relativt små amplituder, men med frekventa förändringar upp och ner både av flöde och vattennivå (Greimel m.fl. 2016).

### Substratpåverkan och armering av bottenar

Höga vattenhastigheter vid höga flöden kan öka skjuvspänningen vilket kan orsaka att fina partiklar nedströms kraftverken suspenderas i vattenmassan och förs bort (Vericat m.fl. 2020). Vattenmagasinet direkt uppströms en damm utgör generellt en plats där finare sediment från vattendraget sedimenterar på grund av den lägre vattenhastigheten, med effekten att vattendragets bottenar nedströms dammen blir fattigt på finare sediment. När vattnet från indämningen, utan suspenderat material och med en ökad hastighet, släpps genom kraftverket tar det lätt med sig finsediment från områden och stränder längre nedströms (Hayes m.fl. 2022), vilket sedan sedimenteras i dammar eller sjöar ännu längre nedströms.

Direkt nedströms dammen kan återkommande höga flöden vid reglering, förutom att erodera bort eventuellt kvarvarande finkornigt material, medföra att bottenarna formligen skakas av vattenströmmen och till slut samlas grövre fraktioner ovanför något finare (som sand och grus) som hamnar längre ner i botten (Vericat m.fl. 2020, Kwon m.fl. 2025). En armerad stenpäls av sten och block har bildats, som står väl emot ytterligare erosion. Detta innebär i regel att lämpliga fraktioner för lek och romläggning av fiskar begravs under grövre fraktioner och laxfiskar förmår inte längre nyttja områdena för reproduktion. Därtill begränsas eller upphör tillförseln av grus för laxfiskars lek. Hålrummen i bottenarna, i vilka fiskars rom läggs och deras yngel söker skydd, packas igen av finare fraktioner eller kompakterad sten. Utbyte mellan älven och vattnet i den hyporheiska zonen (se nedan) försvåras och därmed påverkas även vattenkemin i älven (Siergieiev 2013).

### Hyporheiska zonen och grundvatten

Bottenar i vattendrag har en grund ytlig zon med ofta god vattengenomströmning, den så kallade hyporheiska zonen (av hypos=under och rheo=strömmar, vattenströmmar nere under bottenytan). Strukturer i vattnet, som stenar och död ved, samt vattnets egen meandring (både sidledes och upp och ner på djupet) gör att vatten infiltrerar bottenarna i vattendraget och markzonen intill. Det krävs god genomströmning i bottensubstratet för att denna hyporheiska zon ska kunna ha ett rikt djurliv. Zonen är tydligast utvecklad i sten- och grusbotten med liten sedimentation. Den hyporheiska zonen är en ekoton (en övergångszon mellan ekosystem) i vattenlandskapet och det är här yt- och grundvatten möts. I denna zon lägger laxfiskar sin rom och här finns en artrik bottenfauna där bland annat flodpärlmusslan lever, helt nedgrävd som ung för att sedan leva delvis nedgrävd i bottenens översta lager.

När flödet är högt i vattendraget tränger en del av vattendragets vatten ned i bottenarna och för med sig syre till bottendjur och fiskars rom. När flödet minskar så avtar denna syresättning och transportmekanism nere i bottenlagren. Aktiva bottendjur kan då söka sig närmare substratytan för att få syre, medan begrävd fiskrom och fiskyngel får sämre förutsättningar vid lägre syretillgång. Tillförseln av ytligt grundvatten från omgivningen blir då viktig för att syresätta den hyporheiska zonen (Casas-Mulet m.fl. 2015a). Tillförseln av ytligt grundvatten är naturligt större i områden med sluttande höglänta stränder än i mer flacka landskap. Tillförseln kan också variera beroende på om det är en kall, regnig eller torr period. Av detta förstås att effekten av korttidsreglering på det hyporheiska flödet är plats- och säsongsberoende.

Undersökningar visar att korttidsreglering även påverkar grundvattenmagasinen, vattenlagren under den hyporheiska zonen och utmed vattendragets sidor (Hazas m.fl. 2024). Frekvensen i korttidsreglering kunde direkt uppmätas på grundvattennivåer inom ett avstånd på ca 75 m från floden Adige i norra Italien, medan påverkan inte kunde noteras på ett avstånd av över 300 m. Hur tydligt grundvattenmagasinet påverkas beror till del på av jord- och berglagrens porositet.

### Vattentemperatur

Större vattenmagasin kan få ett temperaturskiktat vatten med ett varmare övre lager sommartid respektive nederst vintertid. Detta är en naturlig process som återfinns i sjöar och dammar. Breda, stora och lugnflytande vatten värms upp snabbare än smalare, strömmande partier. Vid ett litet reglerat flöde

sommartid kan temperaturen bli relativt hög även i vattendrag nedströms ett kraftverk. Om flödet snabbt ökas genom avtappning via djupare belägna vattenintag släpps kallt bottenvatten ut och temperaturen kan sänkas abrupt nedströms ett kraftverk, något som kallas "thermopeaking" (Hayes m.fl. 2022). Motsatta förhållanden kan gälla vintertid när vattentemperaturen i vattendraget kan höjas vid påsläpp av bottennära vatten från uppströms magasin (Heggenes m.fl. 2021).

Norska och österrikiska studier visar att dessa temperaturförändringar dock oftast är relativt små, någon-några grader (Schmutz m.fl. 2015, Bakken m.fl. 2016a), men Toffolon m.fl. (2010) beskriver det som en köld- respektive värmevåg som sveper nedströms (fokus på alpina vattendrag). Ferencz m.fl. (2021) fann att varierande vattenstånd 12 km nedströms en damm med korttidsreglering i Lower Colorado River påverkade temperaturen i bottenvattnet. Ibland dominerande älvvatten, ibland tillströmmande grundvatten och temperaturskillnaden kunde uppgå till 4,1 °C. I Italien har temperaturskillnader upp till 6 °C uppmätts vid korttidsreglering (Zolezzi m.fl. 2010). Céréghino m.fl. (1997) uppmätte vintertemperaturer som var 3 grader högre och sommartemperaturer som var 6 grader lägre nedströms ett kraftverk med korttidsreglering i floden Oriege i Frankrike. Det är därför rimligt att anta att temperaturförändringar under vissa årstider och vid vissa kraftverk kan ha en negativ effekt på organismer.

Om ett kraftverk har turbinintag av vatten på olika nivåer i dammen kan nivån, och därmed temperaturen, på vattnet som tas in anpassas utifrån rådande temperatur i vattnet nedströms. Så sker till exempel, enligt uppgift från driftansvariga på plats, i den norska älven Alta för att inte påverka laxbeståndet med thermopeaking. Detta kräver dock en god kunskap om temperaturförhållandena i vattenområdet och innebär rimligen att driften kompliceras. I strömkraftverk är detta svårt att genomföra och är troligen inte heller nödvändigt med tanke på de ofta små och grunda dämningsområdena.

#### **Faktaruta 1 – Kritiska temperaturer**

*Dödlighet hos lax, mätt som dödlighet vid en exponering på en vecka, inträder vid en vattentemperatur av cirka 22–28 °C, beroende på vilken temperatur som fisken var acklimatiserad för innan temperaturförändringen (Elliott 1991, Elliott & Elliott 2010). Bernthal m.fl. (2023) anger att lax i Skotska älvar undvek temperaturer över 23 °C. Vid en temperatur kring 20–22 °C brukar laxungar sluta inta föda.*

*Öring är något känsligare än lax för höga temperaturer och vid en temperatur på 22–25 °C kommer de att dö om de inte kan flytta till kallare vatten (Elliott & Elliott 2010). Röding har ett ännu lägre intervall; 22–23 °C när de inom kort dör, och grovt sagt undviks vattentemperaturer över 16 °C av vuxen, sjölevande röding (Nyberg m.fl. 1986). Generellt gäller också att yngre stadier (rom och yngel) är känsligare än äldre stadier och temperaturer över 7–8 °C är dödliga för rom och yngel av lax och öring (Elliott & Elliott 2010).*

#### **Gasövermättnad**

I de kraftverk med tunnlar eller övertäckta kanaler finns oftast luckor i taket där luft sugas in för att underlätta flödet (annars uppstår vakuumlänkande förhållanden). På väg ner genom turbinen ökar trycket och vattnet övermättas med luft, även i kraftverk med öppna intagskanaler. Nedströms kraftverket bubblar denna luft ut igen, men vattnet är övermättat med luft en lång sträcka nedströms.

Övermättnaden på luft, gasövermättnad, kan stiga till över 200 %, mot en normal mättnad på 100 %. Redan vid en gasövermättnad på 110 % börjar känsliga djur att dö och här börjar också problem för vuxna fiskar, något som kallas "gas bubble disease" eller "gas bubble trauma" (Pulg m.fl. 2018). En studie i Norge år 2025 indikerade att över en fjärdedel av de undersökta kraftverken hade stora problem med gasövermättnad (Normannsen, 2025). Pulg m.fl. (2016) införde begreppet "saturopeaking" (mättnadstoppar) som syftar till artificiella, snabba, periodvisa och frekventa fluktuationer av gasmättnaden till följd av korttidsreglering. Studien påvisar tydliga fluktuationer av gasmättnaden kopplat till korttidsreglering, där pulserna i studien varierar mellan 99 och 108% med en median på 105%.

### Isförhållanden

Vattenreglering ger generellt mer instabila isförhållanden i ett vattendrag, vanligtvis med mindre istäckt yta (se Figur 4). Det beror dels på de varierande flödena som gör istäcket instabilt, dels på att vattnet kan värmas något vid passage genom turbinerna (Heggenes m.fl. 2018). Isfria förhållanden kan råda många kilometer nedströms större kraftverk (Heggenes m.fl. 2021). Överlevnad för laxungar vintertid är större under istäckta förhållanden än när is saknas (Hedger m.fl. 2013) och experiment visar att högre aktivitet, bättre tillväxt och lägre stress hos öringungar vid istäckta förhållanden än utan (Watz m.fl. 2015, 2016).

När det strömmande vattnet går öppet vintertid vid stark kyla så att vattnet blir underkyllt finns det risk dels för bildning av issörpa (kravis; påväxt av is på botten eller i frivattnet) och därmed ökad risk för bottenfrysning. Kravis bildas mer frekvent i reglerade vattendrag (Lappea 1951, Heggenes m.fl. 2018), eftersom de har öppet vatten trots stark kyla. I det opåverkade tillståndet lägger sig is över vattendraget och risken för issörpa och kravis minskar betydligt. Generellt sett kan det krävas en lufttemperatur under  $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$  för att kravis ska bildas (Kling 2015). Kravis innebär ofta en negativ påverkan på djurlivet (Harby & Bogen 2012) och områden med kravis undviks av fisk, vilket reducerar tätheten av laxfiskungar (Karlström 1977, Simpkins m.fl. 2000).



**Figur 4. Något stabilt istäcke bildas sällan nedströms kraftverk med frekvent korttidsreglering. Foto från Åråsforsen i Gullspångsälven vid mintappning.**

### Påverkan på organismer

#### Stränder och vegetation

I reglerade vattendrag kan fluktuerande vattenstånd och flöden, speciellt med is, påverka stränder negativt med ökad erosion nedströms kraftverken (Mohammed-Ali m.fl. 2020, Bejarano m.fl. 2018). Utan en naturlig hydrologisk regim kan den naturliga vegetationen i strandzonen inte bevaras (Nilsson & Svedmark 2002, Johansson & Nilsson 2002). Reglerade vatten och torrfåror får en smal och ensartad strandzon, ofta med partier med naken jord och sten utan vegetation (Jansson m.fl. 2000, Bejarano m.fl. 2018, Baladrón m.fl. 2022).

Strandväxter lever i en miljö utsatt för erosion, som ibland översvämmas och ibland torrläggs, vilket både begränsar en del växter och ger möjligheter för tåliga arter (Malm-Renöfält & Jansson 2023). Växten klådris är ett exempel på en strandväxt som är beroende av en naturlig säsongsdynamik i vattenföringen, med årliga översvämningar som följs av sommarens lågvatten. Höglödet spolar rent stränder med finkorniga material samt sand och grus. Vattnet för med sig nytt sediment, vilket skapar förutsättningar för klådriset att etablera sig. Uteblir de naturliga höglödena med sin sedimenttransport växer stränderna igen och klådriset försvinner (Ljung 2007).

Bejarano m.fl. (2018) menar att korttidsreglering förväntas ge stora förändringar av växtsamhället, både vattenväxter och strandväxter. När vattnet inte bara årsregleras utan även korttidsregleras kan de snabbt och frekvent återkommande höglödena störa växternas naturliga årscykel där en längre lågvattenperiod på sommaren kan behövas för blomning och frösättning (Bejarano m.fl. 2018). Växter som behöver en uttalad vårflood, till exempel klådris, missgynnas. Många vattenväxter tolererar perioder med omväxlande våta och torrare förhållanden, men rimligen inte med de hastiga förändringar som sker vid korttidsreglering (Bejarano m.fl. (2018).

Växter med vegetativ förökning, via rhizomer (underjordisk stam) som bladvass, kan gynnas av vattenreglering eftersom de inte är beroende av lyckad frösättning. Utmed de stora norrländska älvarna kan en reglerad strand hysa olika arter av starr (*Carex*), strandranunkel (*Ranunculus reptans*) och sylört (*Subularia aquatica*) (Bejarano m.fl. 2018). Strandranunkel är en intressant växt som har rotsläande utlöpare och kan leva såväl över som under vatten. När den lever under vatten blommar den inte. Precis samma beteende uppvisar sylörten som blir självpollinerande när den lever under vatten. Starr och olika arter av tåg (*Juncus*), säv (*Scirpus*), bladvass samt näckrosor har så kallad aerenkym, en inre struktur med stora håligheter (luftrum) som ger syreförsörjning till växtens nedre delar. Detta är en fördel för växter på gränsen mellan land och vatten (Catford & Jansson 2014).

Bejarano m.fl. (2020) försökte definiera vilka processer i korttidsreglering som gav mest negativ påverkan på växtsamhällena nedströms kraftverken. De konstaterade att växternas livscyklar med etablering, tillväxt, eventuell blomning, motstånd mot erosion, spridning etc. är beroende av en naturlig vattenföring. Även om olika flödessituationers och -processers betydelse för växter är kända går det knappast att rent tekniskt anpassa korttidsregleringen utifrån denna kunskap för att minska påverkan på vegetationen.

Korttidsreglering innebär inte bara en påverkan nedströms utan även uppströms. Vattenståndsvariationen i sjöar och vattenmagasin har betydelse för strandvegetationens utbredning och sammansättning, beroende på olika växtarters tolerans på fluktuerande vattennivåer (Mjelde m.fl. 2013, Catford & Jansson 2014). I de extremt stora flerårsmagasinen i de stora norrländsälvarna kan amplituderna vara enorma och strandlinjen kan utgöras av en eroderad zon på tiotals höjdmeter (se Figur 5). Även om påverkan i magasinen inte blir lika abrupt som i vattendraget nedströms, påverkas ekosystemen i stora magasin med stor amplitud på längre sikt. En stor amplitud i ett stort magasin möjliggör korttidsreglering även vid låg tillrinning. Upprepade och långvariga avsänkningar av vattennivån i sjöar och dammar reducerar vattenvegetationen i strandzonen, medan en naturlig variation i vattenståndet i dammar och sjöar kan öka artrikedomen av makrofyter, så kan onaturligt sänkta nivåer vintertid ge negativa effekter (Mjelde m.fl. 2013).



Figur 5. Eroderade och temporärt torrlagda stränder vid reglerade, låga vattennivåer i Stora Blåsjön, Jämtland.

### Perifyton

I strömmande vatten kan man generaliserat ange att strömhastigheter över 0,1–0,15 m/s förändrar florassammansättningen jämfört med stilla vatten (Greimel m.fl. 2018). I de snabbt strömmande partierna är kiselalger (diatoméer) vanliga. De sitter häftade på stenar och andra fasta substrat (kallas därför perifyton). Många evertebrater, ryggradslösa djur, i strömmande vatten betar av dessa alger och de utgör tillsammans med organiskt material från land (löv, humusämnen etc.) en viktig grund för födovävarna i vattendrag. Vid korttidsreglering förändras artsammansättningen av kiselalger och i områden som periodvis torrläggs försvinner de (Bondar-Kunze m.fl. 2015, 2016, Truchy m.fl. 2022).

### Bottendjur (makrovertebrater)

Med bottendjur avses makroskopiska ryggradslösa djur (makrovertebrater) som lever bottennära, ovanpå substratet eller nere i bottarna. Även om det finns rovdjur bland arterna är flertalet sysselsatta med att ta till vara på organiskt material, till exempel löv eller annat som hamnat i vattnet. För de arter som lever i strömmande vattendragsavsnitt är syretillgång inget problem så länge de inte lever djupt nere i bottarna, i den hyporheiska zonen.

Man brukar indela bottendjur i fem kategorier; "filtrerare" fångar förbidrivande födoämnen, "betare" äter de mikroskopiska påväxtalger (perifyton) som finns på stenar, "detritusätare" lever på växtrester som ofta först bearbetats av "fragmenterare" och så finns förstås "rovdjur". Olika arter av insekter dominerar, men här ingår också iglar, snäckor, musslor, fåborstmaskar och små kräftdjur. Fokus i denna rapport ligger på strömmande miljöer där de bottendjur som lever exponerat för strömmar ofta är tillplattade och har olika anpassningar (klor eller liknande) för att hålla sig kvar på substratytan. Typiska artgrupper är dag-, natt- och bäcksländor (upp till larvstadiet), knottlarver, snäckor och musslor.

För strömlevande fiskar är bottendjur den absolut viktigaste födokällan, samtidigt som de svarar för en viktig ekologisk roll i nedbrytning av organiskt material (Salmoso m.fl. 2021). Bottendjur som driver nedströms (driftar) med strömmen är huvudsaklig föda för unga laxar, harrar och öringar. Driften under naturliga förhållanden är ofta en respons på näringsbrist, aktiv spridning eller undvikande av predatorer (Brittain & Eikeland 1988). Därtill är de adulta (vingade) stadierna av flera grupper av insekter viktig föda för terrestra djur, exempelvis fåglar och fladdermöss.

Vattenreglering anses generellt ge minskad artförekomst och reducerade tätheter av bottenfauna (Cushman 1985, Englund och Malmqvist 1996, Arnekleiv m.fl. 1994, 1997, Englund m.fl. 1997, Bunn & Arthington 2002, Henricsson m.fl. 2012, Hayes m.fl. 2021). Det finns flera studier som visar att de extrema flödesvariationer som uppkommer vid korttidsreglering kan påverka bottenfaunan negativt (Moog 1993, Céréghino m.fl. 1998, Kennedy m.fl. 2016, Kjærstad m.fl. 2018, Abernethy m.fl. 2021,

Schülting m.fl. (2023). Norska studier i tre vattendrag med korttidsreglering visade att bottenfaunan i det området som påverkas korttidsreglering hade en helt annan faunasammansättning än i referensområdena (Arnekleiv m.fl. 1994, Kjærstad m.fl. 2018). Medan dagsländor och knottlarver nästan saknades helt i det påverkade område var rundmaskar, som lever mestadels nedgrävda, opåverkade. Kjærstad m.fl. (2018) fann att fjädermygglarver (Chironomider) och dagsländan *Baetis rhodani* i viss mån lyckades återkolonisera på några månader. De har vingade adulta stadier som ofta söker sig uppströms för äggläggning.

Kennedy m.fl. (2016) undersökte bottendjursfaunan nedströms dammar i västra USA och såg stora förändringar relaterat till regleringsintensitet, med en minskning av framför allt dagsländor. Abernethy m.fl. (2021) undersökte bottendjursfaunan nedströms dammar med korttidsreglering i Coloradoflodens tillrinningsområde. Man fann att mängden bottendjur inte förändrades nedströms dammarna, men däremot artsammansättningen. Bottendjursfaunan blev artfattigare nära dammarna och mängden natt-, bäck- och dagsländor minskade, arter som typiskt ingår i den mer störningskänsliga driftfaunan. I stället ökade arter som inte drifftar, exempelvis musslor, snäckor och ringmaskar. Effekten av korttidsregleringen på artsammansättningen avklingade successivt nedströms dammarna och var borta 24 km nedströms (op.cit.).

Moog (1993) konstaterade att biomassan av bottendjur i Österrikiska vattendrag minskade med 75–95 % de första kilometrerna nedströms kraftverk med korttidsreglering och att en minskning med 40–60 % förelåg 20–40 km nedströms. Schülting m.fl. (2023) konstaterade i experiment att det framför allt var arter som levde på bottenytan (exempelvis flertalet sländlarver och knottlarver) samt arter som normalt lever i svagt strömmande vatten som driftade vid abrupt ökad vattenhastighet.

Vid ökade flöden och vattenhastigheter ökar skjovspänningen, vattnets tryck på bottensubstratet, och bottendjur får svårt att hålla sig kvar på bottenytan (Salmoso m.fl. 2021). I experiment fann Friese m.fl. (2025) att ökad skjovspänning var den viktigaste faktorn till att bottendjurs drift ökade, följd av skillnad i vattenhastighet mellan basflöde och högflöde samt som tredje viktigaste faktor ökad vattennivå. Enligt deras resultat varierar den flödesinducerade driften därför i ett område med lokala förhållanden.

Schülting m.fl. (2023) fann att det framför allt var hastigheten i flödesökningen (så kallad upprampning) som var problematisk. Att reglering påverkar bottendjuren kan därför bero på att vissa arter helt enkelt spolats bort när det snabbt kommer oväntade högflöden, något som benämns "katastrofdrift" (Bruno m.fl. 2010, 2013, Bakken m.fl. 2016a, Hayes m.fl. 2021, Friese m.fl. 2025). Bruno m.fl. (2010) observerade en kolossal drift av bottendjur omedelbart efter ett abrupt, artificiellt högflöde (flödet ökades en faktor 2 till 3) i strömrännor. Den mesta driften skedde de första 3 minuterna och känsligaste släktet var *Baetis* (dagsländor) medan knottlarver klarade sig längre. Det växtmaterial som låg på bottenarna och många av insekterna levde av, sköljdes också bort (op.cit.). Samtidigt ökande utnyttjandet av den hyporheiska zonen, då en del arter sökte skydd nere i bottenarna mot högflödet.

Många studier har visat att driften ökar vid korttidsreglering nattetid då många arter är mer aktiva än dagtid på grund av högre predationsrisk dagtid (Poff m.fl. 1991, Schülting m.fl. 2016). Céréghino m.fl. (2004) fokuserade på tillväxt och drift av en art av dagslända (*Rhitrogena semicolorata*) i en fransk flod. Vid naturliga flöden ökade driften vid låg vattenföring nattetid. Höga flöden medförde onaturligt hög drift även dagtid och då framför allt av små individer. Slutsatsen var att katastrofdrift vid extrema flöden utarmade populationen av dagsländor.

Utöver vattenföringens direkta fysiska påverkan påverkas även bottenfauna av flera associerade faktorer. Vid lågflöden, eller rent av nolltappning, minskar syresättningen i bottenarna och vissa arter som lever nere i bottenarna kan då söka sig närmare bottenytan, med risk att svepas bort vid nästa högflöde. Andra arter som lever fastsittande på stenar, till exempel knottlarver och nätspinnande nattsländor, förlorar det födounderlag som driver med strömmen (Brooks & Haeusler 2016).

Studier visar också att strandning, att bottendjur hamnar i områden utan vattentäckning ("på torra land") eller i stillastående vattenpölar, är ett problem (Harby m.fl. 2004). Kennedy m.fl. (2016) fann att överlevnaden för ägg av till exempel dagsläändor reducerades drastiskt om de hamnade ovanför vattenytan mer än en timme. Vidare finns det belägg för att thermopeaking är något som påverkar bottendjurs tillväxt och utveckling negativt (Céréghino & Lavandier 1998) och ökar tendensen till drift (Carolli m.fl. 2012, Bruno m.fl. 2013).

En förlust av driftande bottendjur medför mindre mat för strömlevande laxfisk. Vid lägre näringstillgång måste fisken mer aktivt söka föda och spendera energi för att få tag på tillräcklig mängd. Fisken riskerar då även att exponera sig mer för predatorer eller råka ut för stressande konkurrens om resurserna (se nedan om "Det föränderliga habitatet"). Forseth m.fl. (2011) skriver i en litteraturgenomgång att laxungar får göra en avvägning mellan tillväxt (födottillgång) och predationsrisk.

I älvar utan stora vattenmagasin eller med god tillgång till oreglerade biflöden kan det finnas en god möjlighet att en minskad förekomst av bottendjur ersätts av andra individer som driftar dit med vattenströmmen (Brittain & Eikeland 1988). Arter av dagsläändor har ofta larver som driftar och kan kolonisera lämpliga områden nedströms. Bakken m.fl. (2016) konkluderar dock att sådan återkolonisering kan ta lång tid och att bara några få dygn med korttidsreglering på nytt kan orsaka stor reduktion av antalet arter och individer.

Fokus har ovan varit på de strömmande avsnitten nedom kraftverken. Påverkan av förändrade vattennivåer finns även i magasinerna uppströms där strandzonen berövas på fint material (se Figur 5), ibland täcks av is vintertid eller torkar in sommartid. Antalet arter av bottendjur minskar med större regleringsamplitud (Grimås 1961, Aroviita & Hämäläinen 2008).

### Flodpärlmussla

Stormusslor utgör en grupp med många hotade arter (Strayer 2008). Flodpärlmusslan (*Margaritifera margaritifera*) betecknas av Internationella naturvårdsunionen (IUCN) som "akut hotad". Arten omfattas av EU:s habitatdirektiv (bilaga 2 och 5) och har därigenom ett starkt skydd, speciellt inom Natura 2000, som är EU:s nätverk av skyddad natur. I Sverige är arten fridlyst. Flodpärlmusslor kan bli mycket gamla, över 100 år. I Norden, som är del av musslans huvudutbredningsområde, är det ofta rekrytering av unga musslor som är ett problem. Flodpärlmusslor lever i liknande habitat som lax- och öringungar och nyttjar dessa som värdar för sina parasitiska larver.

Påverkan från vattenkraft anges generellt som en viktig faktor bakom flera svaga populationer av flodpärlmusslor. Påverkan sker genom förändrad sedimentation, men också genom indirekta effekter som påverkar värd fiskar. Strayer (2008) anger att variationerna i vattenflödet nedströms reglerade dammar och vattenkraftverk stressar stormusslor. Tamario & Degerman (2017) fann vid en studie av flodpärlmusselpopulationer i Sverige att det förelåg en signifikant negativ effekt på sannolikheten till rekrytering hos flodpärlmussla upp till 5 km nedströms en damm. Ingen signifikant negativ effekt kunde fastställas hos provlokaler som låg mer än 5 km nedströms en damm.

Som jämförelse fanns ett positivt samband mellan rekrytering och närhet till sjöar utan damm uppströms. Detta tyder på att det inte är det stora lugnvattnet i sig, alltså det dämnda vattnet eller sjön, som inverkar negativt på flodpärlmussla. Den negativa påverkan måste vara kopplad till det fysiska dämnet, ofta ett vandringshinder för fisk, eller hur utgående vatten regleras. Utifrån en studie av Tamario m.fl. (2018) är det rimligt att anta att minskad förekomst av öring, som är värd fisk för mussellarverna, nedströms dammar kan vara en bidragande orsak. Addy m.fl. (2012) har också visat på möjligheten att armerade bottnar nedom dammar, så kallad stenpäl, kan vara en negativ faktor för flodpärlmussla.

Strandning av musslor kan också möjligen vara en faktor. Mobiliteten hos flodpärlmusslor är självfallet lägre än för unga fiskar, men i gengäld kan musslorna stänga skalen och tål torka längre tid. I en pilotstudie utförd i augusti 2010 i strömrännor vid Norsk Institutt for NATurforskning (NINA) försöksstation i Ims, Norge, undersöktes effekten av vattenståndsvariationer på 10–12 cm per timme. Musslorna rörde sig generellt från grunt till djupare vatten. En del musslor utsattes för torrläggning under 1 till 10 timmar, ingen dödlighet observerades och senare konstaterades av tillväxten varit normal (Bakken m.fl. 2016b). Köldgrader eller gassande sol bör dock vara komplicerande faktorer för exponerade musslor. Därtill finns belägg för en ökad predation av landlevande djur när flodpärlmusslorna torrläggs (Sousa m.fl. 2018)

## Fiskar

Mycket fokus i forskningen har legat på negativa effekter av korttidsreglering på fiskar, speciellt laxfiskar, som är viktiga miljöindikatorer i strömmande vatten där de ofta har sina unga stadier (van Treeck m.fl. 2020). Andra fiskarter finns det inte lika mycket information om. Detta beror till del också på att några av de länder som flitigast rapporterar om effekter av korttidsreglering är jämförelsevis artfattiga jämfört med svenska förhållanden. Exempelvis har många vattendrag i Norge enbart laxfisk och, i vissa vattendrag, gädda, men arter av till exempel karpfisk saknas i många älvar.

### Faktaruta 2 – Stensimpas lek

*Stensimpa föredrar grunda (ofta 0,1–0,4 m djupa) områden med måttlig vattenhastighet och stenar (50–100 mm) som leksubstrat. Leken sker under våren i ett lämpligt hålrum på botten, till exempel undersidan av en större sten. Rommen läggs så att den fäster i tak och väggar i hålrummen. Stensimpans lever extremt bottenbundet (har en mycket reducerad simblåsa) och livnär sig huvudsakligen på olika botten djur och fiskyngel. Referens: Andreasson, 1967.*



### Faktaruta 3 – Laxlek och yngel

*Lax leker under september-oktober. Laxens rom kläcker efter 480-520 dygnsgrader (februari-april). Gulesäckkynglet lever av sin gulesäck under ytterligare cirka 400 dygnsgrader (mars-maj). Tiden det tar innan de äter extern föda tillbringas huvudsakligen nere i botten substratet. När de väl kryper upp ur lekgropen sker det nattetid. De ska snabbt stiga till vattenytan för att suga ner luft i simblåsan för att få bättre jämvikt i vattnet. Ynglen har svag simförmåga och flyttar sig inte långt och sällan uppströms. Vid höga flöden eller vattenhastigheter kan ynglen spolans nedströms.*



### Abrupta högflöden

Normala högflödesperioder i svenska vattendrag förekommer vår och höst. Högflöden ger stimuli för viktiga faser i insekters liv, möjliggör rekrytering av strandvegetation och revitaliserar botten och stränder genom transport av sediment och erosion (Robinson m.fl. 2003, Cross m.fl. 2011, Patten m.fl. 2001, Rivaes m.fl. 2015). Högflöden stimulerar dessutom lekvandring hos många fiskarter (Slavik & Bartos 2004) och möjliggör för fiskar att nå längre uppströms i vattendragen där mer lämpliga uppväxtområden för deras avkommor finns. Det blir lättare att vandra uppströms och lättare att passera hinder om vattnet är djupare.

I naturen förekommer ibland extrema högflöden, definierade som flöden större än den normala vårflöden, med flera års mellanrum. Storleken på dessa flöden varierar och ju högre flödet är desto längre är den teoretiska återkomsttiden. Efter sådana naturliga extrema högflöden kan fiskar tillfälligt

driva nedströms. Däremot noterade Lusk m.fl. (2004) en ökning med 5–10 % av fisktäthet och biomassa efter sådana flöden i europeiska floder. Dessa högflöden har även förmågan att spola rent botten från förhöjda mängder finsediment och vidmakthålla vattendragens fåra.

Vid de hastiga förändringar av flödet som sker vid korttidsreglering, med en onaturligt snabb ökning av flödet, påverkas många organismer negativt. Sker det vid lektid kan reproduktionen störas hos strömlevande fiskarter, framför allt de arter som lägger sin rom fastklibbad på stenar eller vegetation utan att gräva ned den, till exempel harr, färna, id och asp med flera. Även arter som gräver ner sin rom kan påverkas, men påverkan bör vara mindre då lekbäddar av grus inte störs lika lätt så länge de inte torrläggs. Barton m.fl. (2021) anger ett sådana fastklibbade ägg riskerar att föras bort med vattenströmmen vid en vattenhastighet över 0,7 m/s. Deras fokus var fisken asp. De fann också att korttidsreglering påverkade asplek 12 km nedströms i floden Želivka (Tjeckien) och fick fisken att leka utanför det optimala lekområdet (Barton m.fl. 2022).

Ett annat känsligt stadium för abrupta högflöden är de minst/ yngsta fiskarna, vilka har begränsad simförmåga. Heggenes & Traaen (1988) testade yngel av laxfiskar som precis absorberat sin gulesäck. Författarna testade vid vilka vattenhastigheter lax, öring, amerikansk bäckröding och kanadaröding spolades bort och fann att så skedde när vattenhastigheten översteg 0,1–0,5 m/s. Kanadarödingen, som leker i sjöar, hade yngel med sämst simförmåga. Strömlekande arters yngel tålde högre hastigheter, och speciellt med ökande vattentemperatur inom det normala intervallet. Även yngel av harr är känsliga för stora variationer i vattenhastighet (Nykänen 2004) och de anses känsligare än till exempel yngel av öring i och med att de inte uppträder lika botten nära (Auer m.fl. 2017). Auer m.fl. (2017) har visat att juvenil harr riskerar att spolas nedströms vid ökat flöde och vattenhastighet, men att risken minskade om vattenståndshöjningen minskades från 3,0 cm per minut till 0,5 cm per minut. Detta innebär väldigt stora förändringar per timme, men bör ses som den maximala förändringstakten under en minut.

Unga laxfiskar har således begränsad förmåga att klara snabbt strömmande vatten (Moreira m.fl. 2019) och kan spolas nedströms. Nedströms drift och flykt vid ökade flöden har noterats vid strömakvarieförsök, i princip en ränna utan strömskydd, med ung harr (Auer m.fl. 2017). Motsvarande försök har utförts med Iberisk barb (Costa m.fl. 2018, 2019). Barben sökte gärna skydd bakom ditlagda artificiella strukturer som gav strömlä, men utformningen av dessa strukturer var viktig för hur väl de nyttjades. Addo m.fl. (2023) fann i akvarieförsök att öringyngel påverkades (ökad mortalitet och försämrad tillväxt) mer av dagliga små förändringar av flödet än lax (fiskstorlek runt 30 mm), dock skedde försöket vid relativt låga vattenhastigheter och utan risk för torrläggning. Sådana akvarieförsök kan visa på mekanismer, men saknar faktorer för att direkt översätta resultaten till fältförhållanden.

Vid upprepad korttidsreglering kan en viss anpassning ske hos fiskar (Flodmark m.fl. 2002, Thompson m.fl. 2011, Judes m.fl. 2021, Auer m.fl. 2017). För lite större ungar av lax, harr och öring har man observerat en viss förmåga att hantera flödesfluktuationerna, ett slags inlärt beteende. Ung öring sökte sig ofta mot grundare vatten med grövre substrat vid ökande flöden i ett försök. Redan efter två-tre upprepningar reagerade fiskarna snabbare (Naudascher m.fl. 2024). Auer har gjort liknande erfarenheter med ung harr (60–75 mm) som framför allt strandade nattetid, men snabbt lärde sig att undvika faran (refererat via Hayes m.fl. 2024). Denna anpassning till val av lämpligt mikrohabitat vid högflöden noterades även för bottenfauna (Judes m.fl. 2023).

Capra m.fl. (2017) menar att fiskarna vid korttidsreglering tvingas välja något som optimerar kostnaden mellan att stanna och flytta. Trots att habitatet som fisken väljer kanske inte är optimalt för tillväxt, så varierar habitatet minst utav de habitat som erbjuder en chans till överlevnad för fisken. Slutsatsen blir att fisken väljer det minst begränsande habitatet, även fast detta kanske inte utgör det optimala habitatet.

*Snabbt sjunkande vattenstånd och strandning*

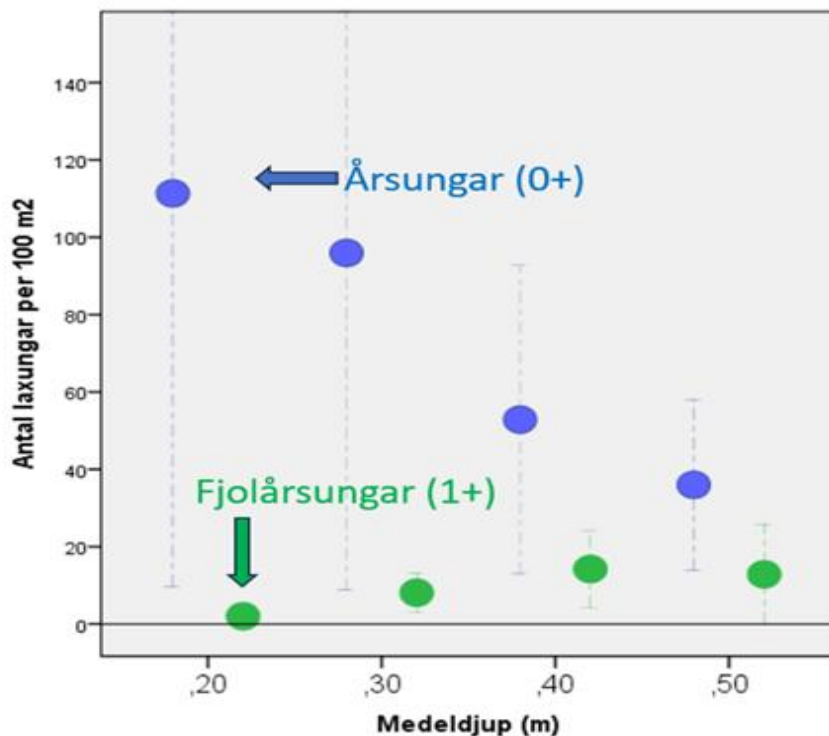
När flödet minskar kommer vattenståndet generellt sett att sjunka (undantag finns i vissa hårt reglerade vattendrag). Hastigheten i förändringen, rampingen, har stor inverkan på strömlevande organismer (Schmutz m.fl. 2015). Unga stadier av lax, harr och framför allt öring kan då stranda i grunda isolerade partier (Arnekleiv m.fl. 1994, Saltveit m.fl. 2001, Schmutz m.fl. 2015). Med strandning inbegrips både när fisken helt enkelt hamnar i torrlagda områden där vattnet sjunkit undan, men också när fisk blir inestängda i begränsade vattenpölar eller sidofåror utan kontakt med huvudfåran (Nagrodski m.fl. 2012, Hayes m.fl. 2024). Lagarrigue m.fl. (2002) fann att produktionen av öring minskade med 30 % i en fransk alpin flod vid korttidsreglering. Det var i huvudsak ung öring som drabbades. Det är rimligt att anta att strandning var en viktig orsak.

Att fisk strandar innebär inte att den garanterat dör, men dödligheten för strandade yngel kan skattas till ungefär 90 % sommartid och runt 5–40 % övriga året för laxungar (parr) (Bakken m.fl. 2016a). Dödligheten beror på hur länge fisken lämnas strandad eller i mycket grunt vatten, samt närvaro av olika predatorer. Strandningsrisken beror av fiskens storlek (och delvis art), vattentemperatur, lokala förhållanden, hur snabbt vattnet sjunker undan, samt regleringsfrekvens. Nedan utvecklas dessa faktorer ytterligare.

**Fiskens storlek och art**

Det finns observerade storlekar för ung fisk, oftast yngel, över vilken risken att de strandar minskar. För cyprinider (karpfiskar) anges storleken till 25 mm (Young m.fl. 2011) och för laxfiskar till 40–60 mm (Hunter 1992). Dessa storlekar är inte en absolut gräns, utan ger en indikation på att risken att ung fisk strandar minskar med ökad storlek.

Äldre ungar har större simförmåga och om de är laxfiskar står de på djupare vatten (se Figur 6), längre ut i strömfåran, och har lättare att hitta tillräckligt djup för att överleva om vattenståndet minskar snabbt. Små yngel uppehåller sig mycket grunt för att slippa hög vattenhastighet och predatorer, vilket innebär att de ofta har en längre sträcka att simma för att nå djupare vatten. Närvaro av predatorer eller andra konkurrerande arter eller åldersstadier påverkar unga fiskars nyttjande av de grundaste habitaterna (Bakken m.fl. 2016a).



Figur 6. Antal laxungar vid olika medeldjup i vattnet vid elfiske på lokaler i Rolfsån, Halland. Data: Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS), SLU Aqua. Data enbart från stationerna Hjälms, Island pool och Gåsevadsholm.

Förutom den generellt begränsade simförmågan hos yngel finns artskillnader. I vattendrag där lax och öring samexisterar tenderar laxen att uppehålla sig på djupare och mer exponerade platser och öringen mer på grunt vatten (Berg m.fl. 2014, Bremset 2000, Bremset & Heggenes 2001). Därmed är risken för strandning större för öring än för lax.

**Vattentemperatur** Risken för strandning beror också indirekt av vattentemperaturen eftersom fiskars simförmåga minskar vid låga temperaturer. Unga laxfiskar sparar energi och skyddar sig mot predatorer genom att vara gömda i substratet dagtid och vara aktiva nattetid (detta mönster blir starkare vintertid; se Faktaruta 4). Detta gör att risken att stranda vintertid är större dagtid än nattetid för lax och öring (Saltveit m.fl. 2001). Även vid ett försök med ungar av regnbåge vid låga temperaturer (<4 °C) var risken att stranda större dagtid än nattetid eftersom fisken var mindre aktiv dagtid (Bradford m.fl. 1995). Risken att stranda minskade när vattenflödet ändrades med lägre rampinghastighet, så kallade mjuka övergångar (tyvärr utan att dessa preciserades närmare i rapporten). Konklusionerna är således att mjuka övergångar är viktigt och att reglering hellre bör ske nattetid under vinterförhållanden (Bradford m.fl. 1995).

#### **Faktaruta 4 – Vinterekologi för unga laxfiskar**

*När vattentemperaturen sjunker under 8-10 °C, brukar lax- och öringungar alltmer övergå till nattliga vanor. Vid vattentemperaturer under 4,5 °C brukar de stå i skydd nere i substratet dagtid för att vara mer aktiva nattetid. Dessutom brukar de nyttja djupare habitat, mer strömskyddade, än under sommaren. Alternativt nyttjas de grundaste områdena där istäcke finns. Därigenom sparas energi och anses dels bero på att ett visst födointag sker, samtidigt som ogynnsamma platser kan undvikas, till exempel där kravis bildas.*

*Referenser: Cunjak 1988, Fraser m.fl. 2015, Heggenes m.fl. 1993, Huusko m.fl. 2007, Mäki-Petäys m.fl. 1997, Finstad & Forseth 2006, Saltveit m.fl. 2001, Stickler m.fl. 2007, Valdimarsson & Metcalfe 1998.*

#### **Lokala förhållanden**

Strandningsrisken beror självfallet också på de lokala förhållandena (Auer m.fl. 2017, Greimel m.fl. 2018):

- Olika form av strandnära fördjupningar, mindre höljor, kan öka risken (Insulaire m.fl. 2024).
- Höljor som behåller vattenflöde föredras under perioden med lågt vattenstånd (Stradmeyer m.fl. 2008)
- Långa, grunda strandområden kan vara svåra att fly ifrån när vattenståndet snabbt sjunker. Yngel av chinooklax strandade oftare i en experimentränna när strandlutningen var 1,8 % jämfört med vid 5,1 % (Young m.fl. (2011) citerar doktorsavhandling av C.L. Monk från 1989). Bell m.fl. (2008) fann en gräns vid 6 % lutning när risken att stranda för yngel av bulltrout (*Salvelinus confluentus*) upphörde.
- Hunter (1992) visade att strandning oftare förekom när bottensubstratet var så grovt att vattnet snarare dränerades mellan stenarna än rann av ytligt.
- Sidofårar, kvillar, utgör också en ökad risk för fisk att isoleras och stranda (Hayes m.fl. 2024) även fast de utgör värdefulla habitat för vissa arter (Cousin m.fl. 2025).

#### **Sänkningshastighet**

Att hastigheten i sänkningen av vattenståndet är av avgörande betydelse för dödlighet hos fiskyngel på grund av strandning är känt sedan länge. Olika studier har funnit olika kritiska hastigheter för vattenståndssänkningen, beroende på art och storlek på fisken. En sänkningshastighet lägre än 2,5 cm per timme skyddade steelhead trout (havsvandrande regnbåge) nedan ett kraftverk i Sultan river (Olson & Metzgar 1987). Mer allmänt vedertagen är den nivå på 10 cm per timme som föreslagits som gräns

för yngel av lax och öring (Halleraker m.fl. 2003). För harr yngel har nivåer på 10 till 30 cm per timme rekommenderats (Schmutz m.fl. 2015, Auer m.fl. 2017; Hayes m.fl. 2021).

Man kan generaliserat säga att för ett typvattendrag bör vattenståndssänkningen inte överstiga 10 cm per timme för att säkerställa att yngel av laxfisk kan undvika att stranda (Halleraker m.fl. 2003). Som en tumregel för norska förhållanden har 13 cm per timme använts som en gräns för strandningsrisk. Lever ynglen i en liten kvill, mindre fåra, eller långt in på en långgrund strand som går helt torr torde vattennivåförändringen behöva vara ännu långsammare. Bakken m.fl. (2016a) anger att den typiska sänkingshastigheten vid kraftverk i Norge är 20 cm per timme, det vill säga över den rekommenderade gränsen. I Nidelva i Trondheim, Norge, rapporterades om en sänkning på 50 cm på en halv timme när flödet minskades från 150 till 30 m<sup>3</sup>/s (Hvidsten 1985). Korman & Campana (2009) rapporterade om en vattenståndsförändring på upp till 75 cm nedanför en damm i Coloradofloden. Så snabba förändringar medför stora konsekvenser för det akvatiska livet.

De rekommenderade sänkingshastigheterna per timme som anges beaktar inte att det kan ske ytterst snabba förändringar under en kortare period än en timme. Det finns därför studier som anger sänkning av vattenstånd per minut i stället. Generellt anger Schmutz m.fl. (2015) att en nivåändring som är lägre än 0,25 cm per minut ökar möjligheten att högre ekologisk status nås i vattendrag. För yngel av öring rekommenderades en maximal sänkingshastighet av 0,1 cm per minut dagtid och 0,05 cm per minut nattid, medan gränserna för årsungar av öring (65–75 mm) var 6,4 cm per minut dagtid och 3,2 cm per minut natteid (Auer m.fl. 2014).

### **Regleringsfrekvens och -amplitud**

Irvine m.fl. (2015) visar att längre perioder med naturligt stabila flöden som följs av korttidsreglering kan vara särskilt kritiska. Det kan finnas en viss adaptation hos fisk så att de lär sig hantera måttliga flödesvariationer. Schmutz m.fl. (2015) visar att vid fler än cirka 20 regleringar per år minskar förekomsten av fiskesamhällen av god status.

#### *Försök med varierat vattenstånd*

I naturen är det svårt att särskilja olika konsekvenser av korttidsreglering mellan momentana (exempelvis ändrat flöde och ändrat vattenstånd) och långsiktiga (exempelvis förändringar i födoutbud, bottenstruktur och strandningsrisk). Olika försök i akvarier eller strömrännor ute i fält kan ge ledtrådar. Ett försök med laxungar mellan 73 och 90 mm längd genomfördes i Finland där tre strömfåror (1,5 m breda) hade konstant vattenflöde (35 l/s) och de andra tre hade ett varierande flöde) 18 l/s på natten och 65 l/s på dagen (Puffer m.fl. 2014). Varken vattenståndsvariationen eller flödet hade någon effekt på laxungars tillväxt under vintern, men en signifikant effekt förelåg sommartid. Fisken hade full tillgång till naturlig födotillförsel och risk för strandning förelåg inte, vilket enligt författarna kan ha motverkat något av påverkan av vattenregleringen.

Sett över ett år var dödligheten i rännorna med varierande flöde 30 % högre, något som således inte kan bero på strandning eller predation. En högre aktivitet noterades hos fisken sommartid i rännorna med varierande vattenstånd, troligen en effekt av att de ofta bytte ståndplats vid ändrat flöde. Försöket bedrevs under 2,5 månader vinter respektive sommar och visar därmed inte korttidsregleringens långsiktiga effekter på ett naturligt fiskbestånd, speciellt eftersom predation torde vara en viktig beståndsreglerande faktor för laxfisk. I fortsatta försök påföljande år med ungar av både lax och öring (60–80 mm långa) påvisades inga signifikanta effekter på tillväxt under 38 dagars försök från augusti till oktober (Puffer m.fl. 2015).

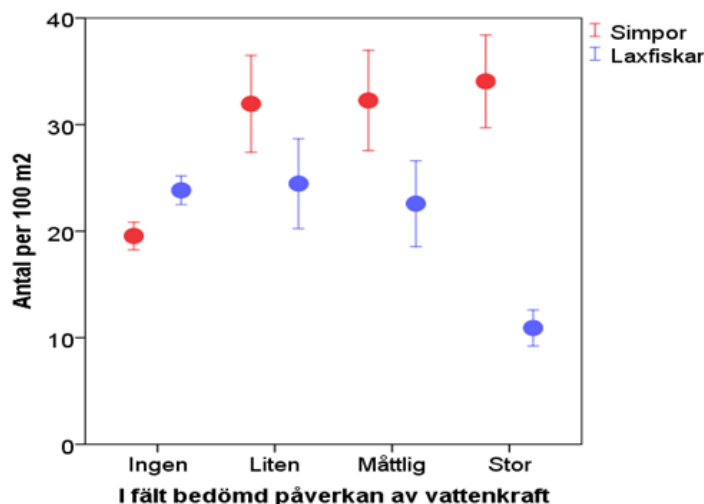
Addo m.fl. (2025) genomförde liknande försök med unga lax- och öringungar (45–55 mm) i strömakvarium. All vattenreglering var inom fiskarnas normala habitatförhållanden avseende vattenhastighet och djup. Det fanns heller ingen risk att stranda, predatorer saknades och födotillgången var adekvat. Under dessa förhållanden fastslog man att ett fluktuerande flöde inte påverkade laxfiskarnas födointag. Relevansen av dessa försök för att studera effekter av korttidsreglering är dock ringa, men de visar att flödesförändringar inom vad arterna normalt kan hantera hade ringa effekt.

#### Lågt minimiflöde

Låg vattenföring ger litet vattendjup och liten areal av strömhabitat. Samtidigt minskar inslaget av driftande bottenfauna, vilket minskar födotillgången och tillväxten hos laxfisk (Harvey m. fl. 2006). Beståndstätheten av lax och öring i vattendrag på svenska västkusten är direkt korrelerad till lågvattenföringen sommartid (Degerman m.fl. 1997) och norska långtidsstudier visar att den lägsta vattenföringen både vinter och sommar begränsar laxproduktionen (Hvidsten m.fl. 2015). Orsakerna kan vara flera, vi spekulerar om det till exempel kan vara för hög temperatur, ökad konkurrens på mindre vattenyta, ökad predation vid lägre vattenhastighet, minskad tillförsel av driftföda tvingar fisk att mer aktivt röra sig i vattendraget etc.

Scruton & Ledrew (1997) studerade ett kanadensiskt älvsystem, West Salmon River, på Newfoundland. Älven hade en fastställd reglerad vintervattenföring på 20 % av medelvattenföringen vilket visades sig vara för låga nivåer för att säkerställa goda laxpopulationer eftersom övervintringshabitat förlorades. Resultaten visar att behovet av en tillräcklig minivattenföring även vintertid är viktig för överlevnaden av större ungar av laxfisk.

Detta innebär att korttidsreglering som sker med sänkningar till låga minimiflöden, eller rent av nolltappning, rimligen påverkar produktionen av lax och öring negativt. Däremot verkar simporna klara sig bättre så länge det fortfarande finns strömmande vatten (Robinson m.fl. 2010). Gourard m.fl. (2016) fann, efter att i flera år ha undersökt 13 franska floder nedan 19 vattenkraftverk, att just stensimpa verkade mer opåverkad av korttidsreglering och armering av botten än andra fiskarter. Liknande förhållanden verkar råda i svenska vattendrag (Figur 7).



Figur 7. Antal simporna respektive laxfiskarna på elfiskelokaler i relation till i fält bedömd påverkan av vattenreglering. Endast lokaler med förekomst av simporna och där vattenreglering ansetts vara den dominerande förekommande påverkan jämfört med opåverkade vatten. Data Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS), SLU Aqua (n=3518). Data finns bevarade för intresserade.

Att ta fram generella värden för hur mycket vattenflöde och variation i flödet som krävs i ett reglerat vattendrag för att efterlikna naturliga variationer och därmed ge bra villkor för flora och fauna (ekoflöden) är en svår uppgift och det finns idag inga säkra tumregler (Poff & Zimmerman 2010). I regel krävs provtappningar eller en applicering av olika hydrauliska modeller för att avgöra hur olika flöden påverkar den lokala vattenmiljön. Utifrån provtappningar eller modeller brukar man sedan bestämma vad som är optimala värden för nyckelarter. I Nya Zeeland har man till exempel tillämpat att minst 90 % av en nyckelarts miljö måste finnas kvar i det påverkade vattendraget (Ledington 2011).

#### *Risk för konkurrens och predation vid lägre vattenhastighet*

Unga stadier av framför allt laxfiskar nyttjar strömhabitat som uppväxtområde i och med att det är få predatorer som uppehåller sig där samtidigt som födotillgången i form av bottendjur kan vara god. Nedströms kraftverken är dock habitatet variabelt. Lika snabbt som flödet ökar kan det stängas av. När flödet är avstängt minskar vattenhastigheten nedströms och habitatet går från ett strömhabitat till ett lugnvatten.

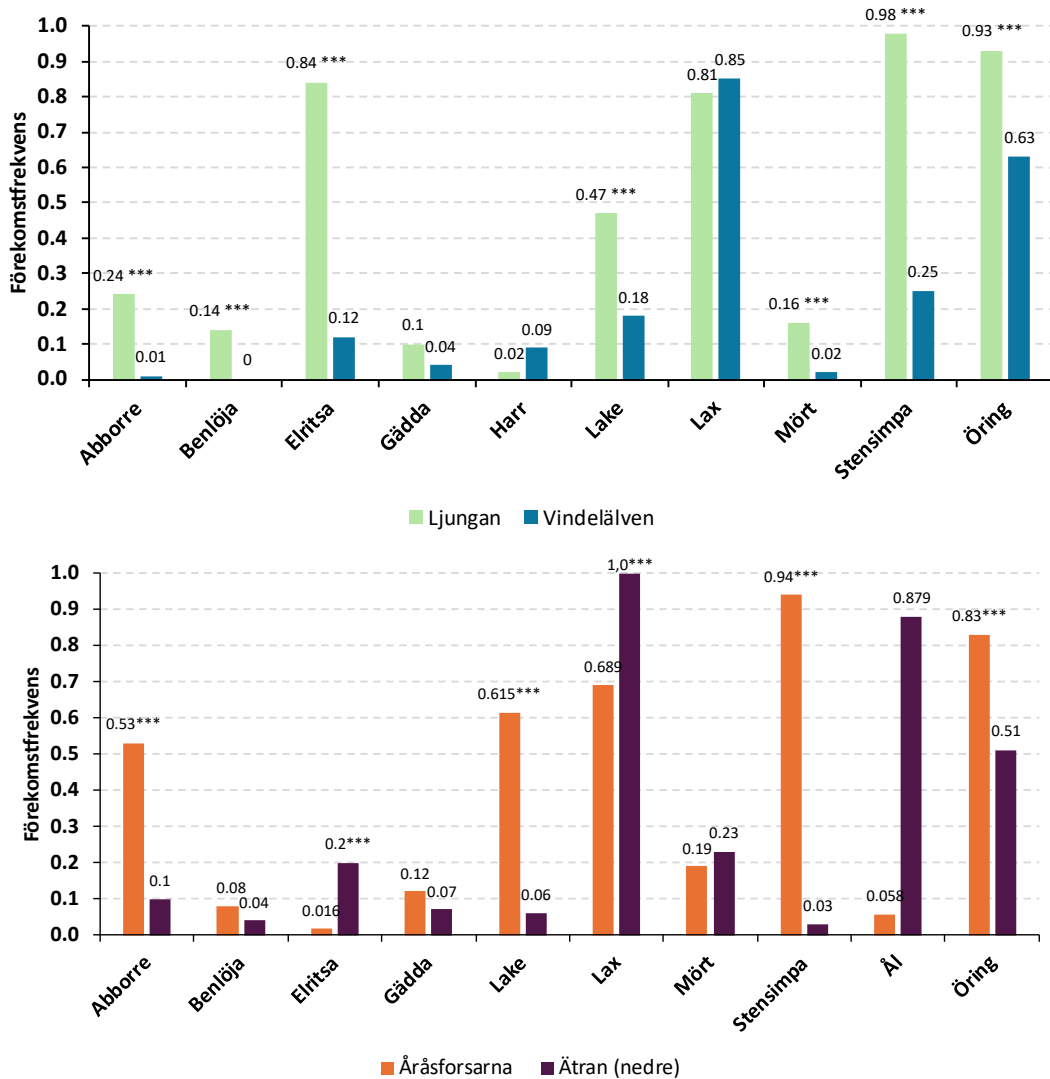
Arter som tål extrema flöden genom sitt habitatval eller är skyddade från predation genom taggar och kamouflage, exempelvis stensimpa, gynnas (se

Figur 7) samtidigt som normalt lugnvattenlevande arter tillfälligt uppträder i de strömhabitat som förvandlats till lugnvatten. Detta syns vid en övergripande jämförelse områden i nära anslutning till ett vattenkraftverk i Gullspångsälven och Ljungan med referensvattendrag (Vindelälven) eller områden längre nedströms vattenkraftverk (Ätran) (se Figur 8). Abborre, lake, stensimpa och öring var vanligare i regleringspåverkade vatten, medan elritsa, lax och ål var vanligare i Ätran. Skillnaderna mellan Gullspångsälven och Ätran vad gäller ål betingas till del av att den förra mynnar i Vätern och den senare direkt i Västerhavet.

Många predatorer finns som kan påverka unga laxfiskar, speciellt om vattenhastigheten är reducerad, som den tidvis är vid korttidsreglering. En predator är lake, vars närvaro framkallar tydligt undvikande beteende hos lax och öring (Jacobsson & Järvi 1976, Filipsson m.fl. 2019). Lake är aktiv även vid låg temperatur och skiftar vintertid över till nattaktivitet (Müller 1973). Lake har påvisats vara en viktig predator på laxsmolt, såväl vild som odlad (Larsson 1985). Som kan ses i Figur 8 ökar lake signifikant vid vattenreglering. Även stensimpa ökar och har visat sig vara en stor predator på laxrom och anses kunna drastiskt reducera rekryteringen av lax (Palm m.fl. 2009).

Gädda är också en viktig predator på utvandrande smolt (Kennedy m.fl. 2018). Gädda påverkar habitatvalet hos öring som undviker lugnvatten (höljor) om gädda finns närvarande (Greenberg 1994, Greenberg m.fl. 1997, Tamario m.fl. 2021). När vattenflödet sänks och arealen lugnvatten ökar och det finns gädda i området innebär det att öring undviker dessa partier. Harvey-Lavoie m.fl. (2016) fann att när vattenflödet varierar genom reglering blir gädda mer mobil och söker av större områden för att hitta passande habitat. Flödesvariationerna stressar gäddan och vilka effekter det får på predation på bytesfiskar gick inte att utröna, men författarna spekulerar i att det kan innebära ett ökat födointag som kompensation.

## Korttidsreglering – miljöpåverkan och miljöanpassning



Figur 8. Förekomstfrekvens av olika fiskarter vid samtliga elfisken perioden 2011–2024. Övre figur i Ljungan nedströms Viforsen (grön) jämfört med det oreglerade vattendraget Vindelälven (blå), nedre figur Åråsforsarna (orange) nedströms Gullspångs kraftverk i Gullspångsälven jämfört med de nedre delarna av Ätran (mörklila) där regleringspåverkan är lägre. Statistiskt signifikanta skillnader markerade med \*, \*\* resp. \*\*\* ( $p < 0,05$ ,  $< 0,01$  resp.  $0,001$ ). Data Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS), SLU Aqua ( $n=91+69$ ;  $99+368$ ) samt Eklund (2021). Data finns tillgängliga för intresserade.

### Strömlevande fiskars lekvandring och lek

Thermopeaking, snabb påverkan på vattnets temperatur, har i modellsimuleringar kunnat visa sig påverka laxens lekvandring, dock med liten förändring i tid (Bakken m.fl. 2016b). Detta är analogt med att de observerade förändringarna av vattentemperaturen av korttidsreglering i norska älvar anses relativt liten (Bakken m.fl. 2016a).

Studier har visat att stillhavslaxar och atlantlax undviker lekområden som utsätts för återkommande lågt vattenstånd (Tiffan m.fl. 2010, Vollset m.fl. 2016). Atlantlax i Skottland undvek att leka under perioder med naturligt snabbt ökande flöde (Moir m.fl. 2004, 2006), men generellt verkar lax vara tålig för relativt högt flöde på lekplatserna jämfört med öring (Vollset m.fl. 2016). Laxar på lekvandring söker sig ofta till ett högre flöde (Banks 1969). Detta har nyttjats för att locka upp laxfisk till avelsstationer med så kallad klunkning av vatten.

#### Faktaruta 5 – Harr i älvmiljö

- Lek på våren i april till början av juni.
- Generellt vid 5-7 °C i vattnet.
- Lek på 0,3-0,5 m djup, strömhastighet 0,2-0,9 m/s över grusiga bottenar.
- Lek både i älvar och små vattendrag.
- De befruktade äggen utvecklas relativt snabbt, cirka 3-4 veckor.
- Sommarhalvår – vuxna på meterdjupt eller mer vatten och strömhastighet på 0,2-1 m/s.
- Vinterhalvår, något djupare och lugnare vatten.

Referenser: Gönczi 1989, Nykänen m.fl. 2001, Näslund m.fl. 2005

Winstone m.fl. (1985) anger att det alltid skall vara minst 40% av medelvattenföringen (MQ) i ett vattendrag för att stimulera lax och öring att vandra uppströms. Studier i två stora finska älvar, Kemijoki och Iijoki, visade att lekvandrande lax aktivt sökte sig mot turbinutflödet dagtid, men avbröt vandringsförsök på kvällen-natten när flödet sänktes (Vehanen m.fl. 2020).

Studier i Klarälven visade att anlockning till fiskvägar minskade vid höga flöden genom dammluckorna då laxen i stället sökte sig mot det högre flödet och inte simmade till fiskvägen (Hagelin m.fl. 2020). Detta innebär att effektiviteten hos fiskvägar med litet flöde kan störas av stora och frekventa flöden om fiskvägen och turbinutskoven är rumsligt separerade. Sammantaget påverkas laxens lekvandring av varierade flöden som kan tänkas fördröja uppvandring och även öka energiförbrukningen. I den spanska floden Noguera-Pallaresa studerades lekande öringars rörelsemönster vid lek både på en korttidsreglerad sträcka och en kontrollsträcka med hjälp av telemetri (Rocaspana m.fl. 2016). Det visade sig att lekfiskarna rörde sig signifikant mer i det regleringspåverkade området, rimligen en respons till det varierade flödet.

Vollset m.fl. (2016) studerade lax i norska Daleelva med undervattenskamera. Lax observerades snabbt samlas på lekområden i perioder med ökat reglerat flöde (från cirka 5 m<sup>3</sup>/s till cirka 40 m<sup>3</sup>/s) varje morgon. Vid det lägre flödet under natten attraherades laxen inte till lekområdena. När flödet någon gång sjönk under 5 m<sup>3</sup>/s lämnade både lax och öring lekområdena. Författarna understryker dock att effekten av varierande flöde på lekaktiviteterna beror på tillgång till lämpliga lekområden och om regleringen medför förhållanden som är inom arternas miljökrav eller inte. Återigen är responsen lokalberoende och bör alltid utredas. Korttidsreglering nämns också som ett möjligt hot mot fisken asp i åar som mynnar i Mälaren (se exempelvis Pettersson, 2009).

#### Rommortalitet

I ett fältförsök kontrollerades överlevanden av laxrom nere i botten under tre månader i ett vattendrag med korttidsreglering i ett biflöde (Lundesokna) till Gaula, Norge. En jämförelse gjordes mellan rom som var utsatt för perioder utan vattentäckning och rom som låg längre ut i älven och alltid var vattentäckt. Den grundare belägna rommen hade en förhöjd dödlighet (cirka 22%) jämfört med rommen som alltid var vattentäckt (<1%) (Casas-Mulet m.fl. 2015b). Författarna resonerar kring hur överlevnaden, som i naturen är mycket hög, påverkades av temperaturer under noll varvid rommen frös. I områden med en högre nivå av ytligt grundvatten med god syresättning hade rommen kanske klarat sig. Romöverlevnaden kan därför skilja sig mellan vattendrag med korttidsreglering beroende på lokala förhållanden.

I Coloradofloden, USA, ökade man avsiktligt frekvensen i flödesregleringen i Glen Canyon Dam för att minska reproduktionen av regnbåge som skedde nedströms dammen under tidig vår. Regnbåge är en introducerad art som hotar lokal laxfisk. Genom att gräva ut lekbäddar och samla in rom noterades att den tidigare, lägre regleringsfrekvensen vid dammen medförde en rommortalitet på 5-11%. När frekvensen ökades var romdödligheten 23-49% (Korman m.fl. 2011).

Korttidsreglering påverkar även fisk vars rom inte grävs ner, utan läggs löst eller klibbas fast på bottenstrukturer eller vegetation. Lyckade försök har gjorts för att minska bortspolningen av rom av asp i korttidsreglerade vattendrag genom att bygga upp trätrösklar vilket minskade flödesökningen med cirka 35% och resulterade i att över hälften av asprommen inte spolades bort (Bartoń m.fl. 2022).

Även tiden innan rommen kläcks kan påverkas av korttidsreglering. Simmons m.fl. (2025) genomförde experiment för att studera kläckning av laxrom vid snabba dagliga flödesvariationer och fann att kläckningen försenades trots att temperaturen inte påverkades. Förseningen var dock i medeltal endast 4 dagar.

#### *Födointag*

Bland studier i strömakvarium kan nämnas att Addo m.fl. (2025) observerade en ringa effekt av förändrade flöden och vattendjup på lax- och öringungars intag av fjädermygglarver. Dock skedde försöket i ett strömakvarium där korttidsreglering efterliknades genom att flödet ändrades mellan 0,11 och 0,21 m/s och vattendjupet mellan 19,5 cm och 25,7 cm. Både djup och flödeshastigheter var inom det normala intervallet för laxfiskungarna och i avsaknad av rovfiskar, ingen risk att stranda i akvariet och konstant tillgång till föda är resultaten inte förvånande. Dock är det knappast relevanta för naturförhållanden, men studien var designad för att studera just om födointaget och förhållandena mellan ungar av lax och öring påverkades av måttliga vattenståndsförändringar.

#### *Smoltutvandring*

Utvandring av smolt (unga laxar och öringar som växt färdigt i vattendraget och söker sig ut till sjöar och hav för ytterligare tillväxt) sker ofta vid högflöden på våren. Smoltutvandringen hos havsöring styrs av flöde, temperatur och ljusförhållanden (Aldvén m.fl. 2015). Ett högre vattenflöde gör utvandringen snabbare, vilket minskar de utvandrande smoltens energikonsumtion och minskar därtill risken för predation. Predatorer trycks undan av det starkare strömmande vattnet och att vattnet blir mer turbulent vilket maskerar fisken för bl. a. fåglar (Hosmer m.fl. 1979; Youngson m.fl. 1989; Karppinen m.fl. 2014; Knudsen m.fl. 2000).

Därtill finns ett relativt starkt förhållande mellan flöden och turbiditet (grumlighet) (Davies-Colley & Smith, 2007), där högre flöden generellt ökar grumligheten. Därmed kan ett reducerat flöde på grund av reglering vara en faktor som kan påverka smoltutvandringen negativt. En norsk studie indikerar att tidpunkten för utvandring av laxsmolt kan påverkas av korttidsreglering (Bakken m.fl. 2016a).

Coutant (2023) fann att utvandring av ung chinooklax (kungslax; *Oncorhynchus tshawytscha*) i Snake River, USA, fördröjdes i takt med vattenkraftutbyggnaden. Fisken visade onormalt beteende och kunde ibland observeras simma åt fel håll i respons till seicher (stående vågor som rör sig fram och tillbaka) orsakade av korttidsreglering. Coutants hypotes är att det kan bero på just korttidsreglering, men det finns många andra bidragande orsaker som kan påverka.

#### *Det instabila habitatet ger stress*

Ett abrupt förändrat vattenflöde vid korttidsreglering påverkar både vattenhastighet, strömbild och vattenstånd, vilket gör att ett habitats kvalitet och kvantitet snabbt kan förändras (Bunt m.fl. 1999, Alexandre m.fl. 2015, Scruton m.fl. 2003, Jelovica m.fl. 2023). Unga stadier av lax och öring (årsungar, fjolårsungar och eventuellt äldre ungar) uppsöker under naturliga förhållanden fördelaktiga ståndplatser skyddade från stark ström, men strömnära så att driftande insekter förs förbi samtidigt som rovfiskar får svårare att komma åt dem. När vattenföringen förändras ändras strömförhållandena och vattendjup varför en fördelaktig ståndplats kan försämrans.

I ett antal studier har man studerat fysiologisk stress hos fisk genom att mäta glukos, mjölksyra eller kortisolhalter i blodet. Kortisol är ett hormon som avsöndras i ökad mängd från binjurarna vid stress. Det ska då ha en skyddande funktion, till exempel att kontrollera blodtryck och blodsockernivåer. Vid

upprepad eller långvarig stress kan halten av kortisol förändras onormalt Costa m.fl. (2017) gjorde en litteraturöversikt avseende om artificiella flödesvariationer i olika försök i akvarier och strömrännor. Man fann att fisken visade stress genom blodanalyser. Dock varierade responsen, mätt som kortisolhalt, hos fisk mycket beroende på hur stor stressen var, fiskart och åldersstadiet samt andra faktorer. Vilken faktor i flödesregleringen som innebar mest stress gick inte att utläsa.

I ett försök i en artificiell ström exponerades ettåriga öringungar för korttidsreglering (Flodmark m.fl. 2002). Kortisolnivåerna ökade med en faktor 10 jämfört med en kontrollgrupp. Men när fisken fortsatt utsattes för dagliga flödesvariationer minskade kortisolhalterna efter fyra dagar till nivåerna hos kontrollgruppen. Försöket löpte under en vecka. Författarna tolkar resultaten som att fisken vände sig vid förhållandena i strömfåran med varierande flöde. Vad som styrker detta är att halterna av glukos i blodet var oförändrade under försöket.

En möjlighet kan också vara att fiskarnas förmåga att svara på responsen genom att utsöndringen av det stressdämpande hormonet minskat. Vad försöket visar är att fisk som inte är vana vid abrupta variationer i vattenflöde blir stressade, något som vid naturliga förhållanden kan leda till flykt från området. Alternativt kan stressen ge upphov till sjukdomar (Flodmark m.fl. 2004). Bakken m.fl. (2016a) konkluderar att den minskade stressresponsen i försöken som nämnts ovan troligen inte motverkar de negativa effekterna av risken att stranda vid naturliga förhållanden. Därtill kan läggas den stress och dödlighet som närvaro av predatorer torde innebära. Även strömlevande cyprinider (karpfiskar) har uppvisat stress i form av förhöjda halter av mjölksyra vid korttidsreglering. Ett försök i ett strömakvarium med iberisk barb registrerades förhöjda nivåer av mjölksyra och glukos vid snabb övergång till höga flöden (Costa m.fl. 2018, 2019).

Stress kostar energi och den förlorade energin måste ersättas, annars minskar tillväxten. Att ersätta energin kan betyda att fiskarna måste vara mer aktiva för att bibehålla sin kondition. Byte av ståndplats kan kosta energi både i form av förflyttning, men också utsätta fisken för kamp om en ny ståndplats med en artfrände (Stradmeyer m.fl. 2008). Att byta ståndplats kan även innebära en ökad risk för predation. Vintertid sjunker fiskarnas simförmåga och metabolism samtidigt som födotillgången minskar. Därför kan det vara svårare att kompensera en energiförlust denna årstid. Då accentueras ytterligare de valmöjligheter som finns; stanna eller flytta. Beslutet baseras på hur mycket habitatet försämrats, hur länge habitatförsämringen varar samt närheten till alternativa bättre habitat (Capra m.fl. 2017).

Scruton m.fl. (2008) visade hur en ökning av korttidsregleringen ökade området som ung lax (11–21 cm långa) rörde sig i nedströms ett kraftverk. Ett experiment genomfördes med en flödesvariation på 1 till 4,2 m<sup>3</sup>/s (sommar & höst) och ett senare med variationen 0,7 till 5,2 m<sup>3</sup>/s (sommar & vinter). Vid det senare tillfället var flödesförändringarna hastigare. De unga laxarna rörde sig mer och över större ytor vid det senare försöket sommarperiod, vilket bör ha inneburit en ökad energiförbrukning. Författarna anser att den stora energiförbrukning som det blev denna senare sommarperiod bör påverka vinteröverlevnad genom lägre energireserver.

### Fågel

Till skillnad från bottendjur och fisk har fåglar en stor rörlighet och kan dyka upp när bordet är dukat, till exempel om fisk strandat. Det finns studier av hur fiskätande fågel påverkas direkt av vattenreglering. Vithövdad havsörn (*Haliaeetus leucocephalus*) är en nordamerikansk art som i huvudsak lever på fisk, men även andra bytesdjur. Brown m.fl. (1998) noterade hur flödesregleringen i Coloradofloden ökade örnens möjlighet att hitta föda, främst i form av strandad regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*) när vattennivåerna sjönk efter högflöden.

I de strömmande habitaterna nedan vattenkraftverk brukar fiskfaunan utarmas, vilket kan påverka fiskätande strömvattenspecialister som storskrak (se Figur 9; på norska kallad laksand). Samma påverkansrisk föreligger för insektsätande fåglar då bottenfaunan påverkas negativt av korttidsreglering. Å andra sidan är dessa miljöer ofta isfria vintertid, vilket ger ökade möjligheter till födosök. Hur fiskätande fågel påverkas av korttidsreglering är inte känt. Storskrak uppehåller sig ofta i strömmande partier av älvar och förtär bland annat laxungar (Lindroth 1955). Predation brukar anses inte vara något som orsakar att laxbestånd får dålig status, men predation kan fortsätta att hålla en decimerad laxpopulation på låga nivåer (Falkegård m.fl. 2023).



**Figur 9. Hona av storskrake, ibland kallad skræcka, uppehåller sig gärna i laxälvar. Storskrakar övervintrar i isfria vatten, oftast på västkusten och i Nordsjön, men kan ses även vintertid i älvar.**

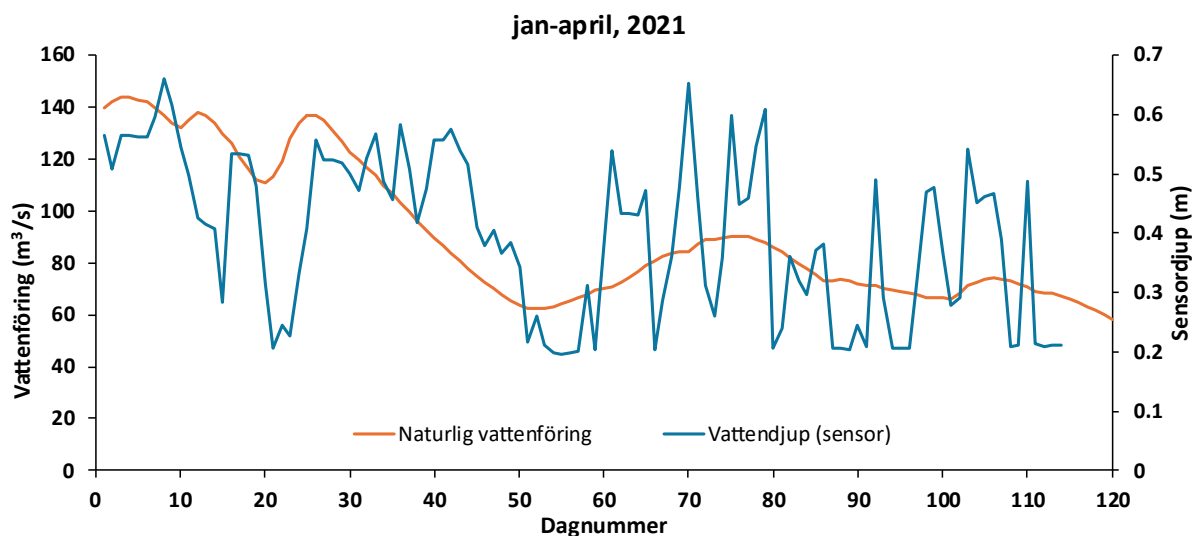
### Däggdjur

Bäver är mest aktiv i skymning till gryning när den söker föda på land (eller bygger på sitt bo). Bäverhyddan är konstruerad så att den skyddas mot landlevande rovdjur genom att ingångarna ligger under vatten. Vintertid när vattnet är istäckt håller bävern till i sin hydda och äter av matförrådet som finns där eller alldeles i närheten. Naturligtvis kan ett varierat vattenstånd påverka både de nattliga födosöken på land liksom hyddans skydd mot ovälkomna besök. Återkommande flödesregleringar är negativa för bäver (Wilsson 1964), men Nilsson & Dynesius (1994) poängterar att bäverpopulationen i Sverige ökat samtidigt med vattenkraftutbyggnaden. Bäver återintroducerades i landet 1923 och har expanderat mycket tack vare att jakten upphört. Dessutom har bävern ett habitatval som gör att de undviker de starkt strömmande habitaterna i större älvar (op.cit.).

Uttern har varit hotad i Sverige, men fridlystes 1968 och har återhämtat sig de senaste decennierna. Till skillnad mot bäver är uttern ett utpräglat rovdjur med fisk och kräftor högst på matsedeln. Uttern är aktiv även vintertid. Då är tillgången på isfria vatten begränsad och utter kan ofta återfinnas nedan forsar och vattenfall eller i utbyggda vatten nedan kraftverk. Så vitt känt finns inga studier av påverkan av korttidsreglering på arten. Korttidsreglering orsakar ofta isfria förhållanden, vilket bör vara gynnsamt för utter, men samtidigt beror förekomst av utter till stor del på god tillgång på fisk (White m.fl. 2003). Övervakning i Nidelva i Norge har visat att utteraktiviteten kan vara hög både upp- och nedströms kraftverk, och till med högst nedströms trots måttlig korttidsreglering (Bakken m.fl. 2016a). Eftersom utter gynnas av god fiskförekomst och isfria vatten vintertid kan en måttlig reglering kanske vara gynnsam för vinteröverlevnad, men om och i så fall när regleringen blir för omfattande är inte känt.

### Det instabila habitatet

Som framgått ovan orsakar korttidsreglering en återkommande onaturlig förändring av ett områdes miljöförhållanden. Dels finns den mer permanenta förändring som sker på sikt av stränder och botten, dels en ständigt återkommande förändring av det rådande habitatet. Denna förändring skiljer sig radikalt från naturliga förhållanden. Detta illustreras i kapitel 5 där vi exemplifierar hur några vattendrag regleras. Korttidsregleringen innebär att flödet avviker från det naturliga flödet, men därmed också att habitatet ständigt förändras. Det kan illustreras med hur vattenståndet i Stora Årsforsen i Gullspångsälven varierade under fyra månader år 2021 i relation till hur ett modellerat naturligt (oreglerat) flöde skulle ha varit på samma plats (se Figur 10). Vattenståndet fluktuerar betydligt mer till följd av regleringen än det hade gjort med ett opåverkat flöde.



**Figur 10. Jämförelse av uppmätt dygnsmedel för vattendjup (blå linje, skala på höger axel) och beräknat dygnsmedel för naturlig vattenföring enligt SMHI (orange linje, skala på vänster axel) i Stora Årsforsen, Gullspångsälven, under fyra månader år 2021.**

Ibland har ett habitat stark ström för att sedan snabbt övergå till lugnflytande förhållanden, eller nolltappning, samtidigt som vattenståndet varierar med flödet. Det gör att habitatet på en makroskala (10-tals till 100-tals meter) förändras abrupt. Även på mikroskala, under en meter, sker stora förändringar i djup, vattenhastighet och flödesmönster. Ibland är det vattentäckt, ibland torrlagt. Ibland strömmar friskt vatten ned i den hyporheiska zonen, ibland avstannar flödet.

För mindre rörliga organismer som knottlarver, snäckor och grävande insekter försämras förutsättningarna för reproduktion och tillväxt. För rörliga organismer som fisk innebär det stress, energiförluster och risken att möta rovdjur genom att upprepat behöva flytta till ett nytt habitat, ibland tillfälligt (Bätz m.fl. 2023). Korman & Campana (2009) studerade årsungar av regnbåge som föredrog att uppehålla sig strandnära, men flyttade på sig vid högflöden i samband med korttidsreglering. Någon reglering förekom inte på söndagar år 2003 och då hade ungarna signifikant bättre tillväxt (mättes via otoliten) tack vare att de kunde uppehålla sig strandnära i varmare vatten och med lägre vattenström, ett habitat som kostade mindre energimässigt.

För biota anses de dominerande direkta negativa effekterna av hastigt varierande vattenhastigheter och vattendjup vara ökad nedströms drift och strandning, att hamna i mikrohabitat där vattenståndet försvinner eller blir mycket lågt. Indirekta effekter inkluderar reducerat födounderlag, misslyckad rekrytering, försämrad kondition och tillväxt (Schmutz m.fl. 2015, Hayes m.fl. 2022). Till detta bör nog också läggas effekter av ökad predation (se ovan).

### Platsberoende variation i påverkan

Flera studier har betonat att de effekter som korttidsreglering kan ha på organismer är platsberoende (se exempelvis Auer m.fl. 2017, Greimel m.fl. 2018). Saknar en älvfåra svagt sluttande stränder eller grunda kvillar minskar risken för fisk och bottendjur att stranda vid flödessänkningar. Samtidigt är dessa grundområden mycket viktiga för många organismer, särskilt i deras tidiga levnadsstadium. Bottenstrukturen nedströms kraftverket kan också påverka genom att grövre substrat ger fler möjligheter för organismer att söka strömskydd vid höglöden, men samtidigt är bottenfaunan ofta artfattigare, speciellt vid korttidsreglering (Lind & Watz 2021).

Denna platsberoende variation gör att det är svårt att dra generella slutsatser om eventuella effekter på organismer och miljön utan att genomföra riktade studier, till exempel i form av hydraulisk modellering eller mätningar i fält under pågående verksamhet.

### Kumulativa effekter

Hayes m.fl. (2024) påpekar att vi än så länge bara studerat olika typer av påverkan från korttidsreglering separat, men inte beaktat de kumulativa effekterna. De pekar speciellt på effekten av flera korttidsreglerade flöden under kort tid. Problemet med strandning eller nedströms drift uppkommer naturligtvis vid varje ändring av flödet. Även om dödligheten hos fiskyngel kan vara låg vid ett enskilda tillfälle så kommer den kumulativa effekten av återkommande korttidsregleringar att vara stor (Schmutz m.fl. 2015). Hayes m.fl. (2024) modellerade effekten av vattenståndssänkningar på 0,1 samt 0,2 cm per minut på harr yngel och fann att efter 20 regleringar kan mängden harr yngel ha reducerats med mellan 66 och 88 %. Frekvensen av korttidsreglering spelar således stor roll.

Akvarieförsök kan visa hur fiskar klarar ett varierat vattenstånd eller flöden, men då i försök där bara en storleksklass fiskar undersöks, där näringstillgången är god och där risken att stranda inte finns. Dessutom varierar flöde och vattenstånd inom vad fisken normalt tolererar och inga predatorer finns närvarande. Man måste komma ihåg att sådana studier bara belyser en mycket begränsad del av skeendena i naturen.

Det finns ett flertal studier som visar påverkan av dammar och vattenreglering på strömlevande fisk. Utifrån de fältstudier som görs kan man ofta inte peka ut exakt vilka faktorer som påverkar fiskbestånden utan får ett samlat utfall. Arnekleiv m.fl. (1994) antar att den utarmade bottendjursfaunan i korttidspåverkade vattenavsnitt påverkar strömlevande fisk negativt.

Tamario m.fl. (2018) studerade vattendrag i Västmanland genom att kombinera fältkartering och modellering med GIS av digitala höjddata i totalt 34 vattendrag av olika storlek. Därigenom identifierades var strömmande vattenmiljöer förekom, samt hur långa dessa sträckor är. Genom att kombinera resultaten från GIS-analysen och elfiskedata från SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter vid SLU) gjordes en prediktionsmodell för att beräkna sannolikheten att ett öringbestånd (representerat av unga fiskar) förekom på identifierade strömsträckor.

Påverkan från uppströms dammar hade stor genomslagskraft i materialet (se Tabell 1). Sannolikheten att öring förekommer på en sträcka påverkas av två faktorer: avstånd till uppströms damm och lutningen på sträckan upp till dammen. Inom 500 m nedströms dammen var sannolikheten att öringbestånd förekom i områden över 63% endast vid en lutning på vattendraget på 2,2%. Lägre lutning eller kortare avstånd till dammen uppströms sänker sannolikheten att öring förekommer. Detta kan jämföras med att påverkan på öring fortfarande var signifikant 3 km nedströms ett kraftverk i en fransk flod (Liebig m.fl. 1999) och de undersökningar i den norska älven Storåne som visade att tätheten av öring sjönk drastiskt när flödet korttidsreglerades (Saltveit m.fl. 2020). De senare anser att en rimlig förklaring var strandning av ung öring.

**Tabell 1. Sannolikheten (0–100 %) att det förekommer ett öringbestånd på en strömsträcka i vattendrag med dämmen utgående från sträckans lutning och avstånd till närmaste damm uppströms från strömsträckans nedre del. Notera således att avstånd till damm beräknas från strömsträckans nedre del. 100 meter avstånd till damm implicerar därför en strömsträcka på 100 meter (Tamario m.fl. 2018).**

Lutning (%)	Avstånd till damm (m)					
	100	500	1000	2500	5000	10000
0,10%	0%	2%	5%	17%	37%	63%
0,25%	0%	5%	12%	36%	62%	83%
0,40%	1%	8%	20%	51%	75%	90%
0,55%	1%	12%	29%	62%	83%	93%
0,70%	2%	17%	37%	71%	87%	95%
0,85%	2%	22%	45%	77%	91%	97%
1,00%	3%	27%	52%	81%	93%	97%
1,15%	4%	32%	58%	85%	94%	98%
1,30%	5%	37%	63%	88%	95%	98%
1,45%	6%	42%	68%	90%	96%	99%
1,60%	7%	47%	72%	91%	97%	99%
1,75%	8%	51%	75%	93%	97%	99%
1,90%	10%	56%	78%	94%	98%	99%
2,05%	11%	59%	81%	95%	98%	99%
2,20%	13%	63%	83%	95%	98%	99%

## Sammanfattning

- Negativa effekter av korttidsreglering finns tydligt belagda för de flesta organismgrupper som lever i strömmande vatten.
- Även den fysiska miljön påverkas med ökad erosion av bottnar och stränder, förändrade sedimentationsprocesser, samt minskad istäckning vintertid.
- Bottenfaunan blir mindre artrik och förändras till arter som är nedgrävda eller hårt fästade vid substratet på grund av snabbt ökande flöden.
- Flodpärlmusslor saknar ofta rekrytering upp till 5 km nedströms vattenkraftverk.
- Påverkan på strömlevande fisk är omfattande, men stensimpa (troligen även bergsimpa) verkar gynnas.
- Yngre fiskar är mer känsliga för snabba vattenståndssänkningar på grund av ökad risk att stranda genom sin sämre simförmåga.
- Äldre ungar av laxfisk uppvisar i försök en förmåga att till del anpassa sig till varierande flöden, även i form av korttidsreglering.
- Medan lax verkar klara sin lek förhållandevis bra i de strömutsatta partierna är öring mer känslig. Dock drabbar högflöden och snabba sänkningar de yngsta stadierna av båda arterna.
- Lek av laxfisk som sker i områden som får sänkt vattenstånd eller rent av torrläggs löper stor risk att få hög dödlighet hos rom/gulesäcksyngel.
- Lekvandring och smoltutvandring av laxfiskar påverkas av fluktuerande flöden. Vid nolltappning/låg tappning kan vandring avstanna.
- Korttidsreglering innebär en fysiologisk stress och kombinerat med strandning av unga individer och ett lägre födoutbud på grund av minskad driftfauna påverkas laxfiskpopulationer negativt.
- Få studier finns av korttidsregleringens effekter på däggdjur och fågel.
- Studier i strömakvarier används ofta för att studera enskilda faktorer, till exempel hur laxfisk klarar flödesvariationer inom det intervall de normalt lever inom, men ger lite information om komplexiteten av de naturliga förhållandena vid korttidsreglering. Resultaten från dessa bör därför inte användas som argument för att fisk klarar av att hantera korttidsreglering.
- På grund av kumulativa effekter bör antalet tillfällen som korttidsreglering förekommer inte överstiga 20 tillfällen per år.

## 4. Bedömning av reglering och påverkan

### 4.1 Karakterisering av flödesreglering

Internationellt har man en längre tid beaktat omfattningen av korttidsregleringen vid statusbedömning av vatten, tillståndsgivning och tillsyn. I Schweiz beaktas korttidsreglering i vattenlagstiftning sedan början av 2000-talet (Bratrich m.fl. 2004). I Norge sker vattenkraftproduktion med en installerad effekt över 1 MW genom så kallad konsesjon, ett tillstånd från vattendrags- och energidirektoratet (NVE, 2026), där vissa begränsningar av regleringen kan sättas enligt lag (LOV-1917-12-14-17, LOV-2000-11-24-82). Villkoren för tillstånden revideras med olika långa mellanrum, vanligtvis 30 år. I och med EU:s Ramdirektiv för vatten (Directive 2000/60/EC) ingår en statusbedömning var sjätte år av ytvatten och där är självfallet vattenreglering en viktig komponent, så även i Sverige.

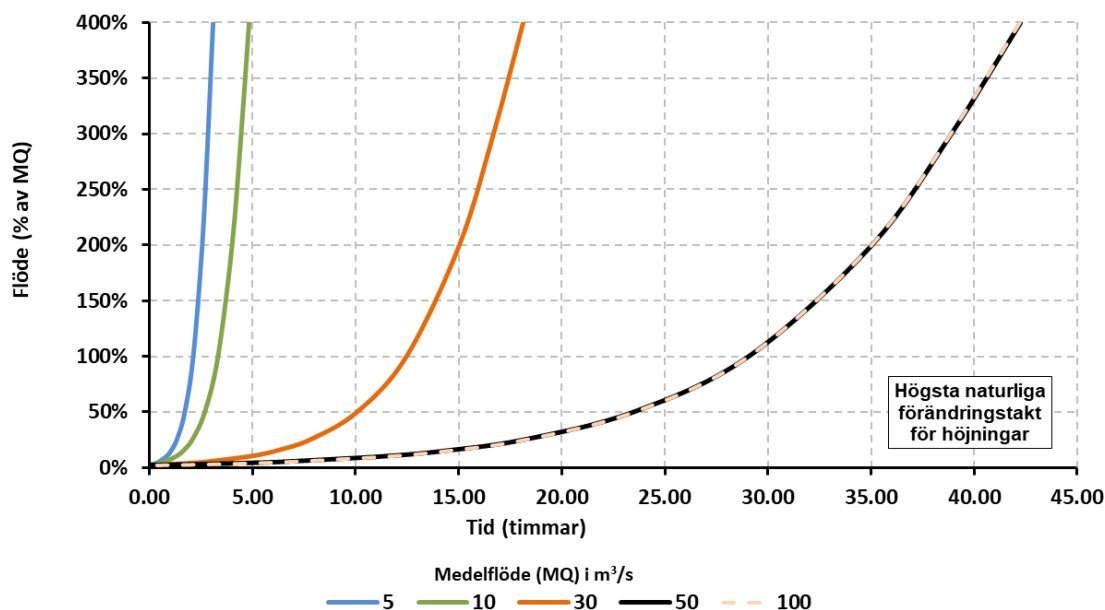
Enligt EU:s "Ramdirektiv för vatten" ska ett vattens hydrologiska regim bedömas. Havs- och vattenmyndigheten har gett föreskrifter för hur detta genomförs (Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten, HVMFS 2013:19). I denna statusbedömning ingår:

- Specifik flödeseffekt i vattendrag.
- Volymsavvikelse i vattendrag.
- Avvikelse i flödets förändringstakt i vattendrag.
- Vattenståndets förändringstakt i vattendrag.

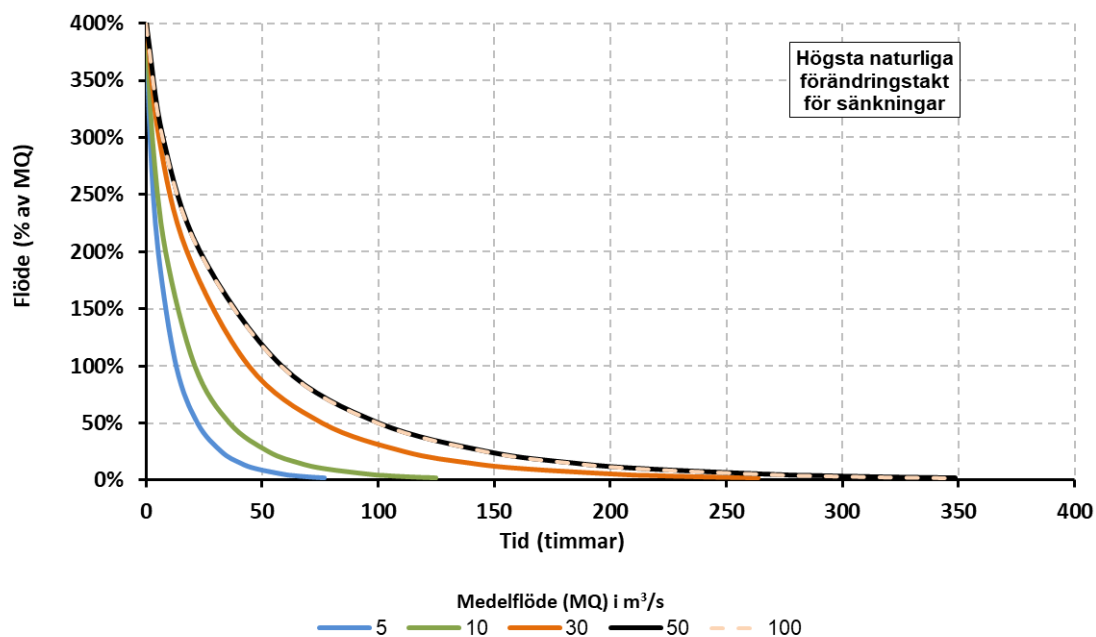
Varje faktor bedöms i relation till ett referenstillstånd. Varje faktor poängsätts från 1 till 5, ibland enbart 2,3 och 5, där 5=bra status. Vid sammanvägningen ska den parameter som har sämst status vara utslagsgivande. Denna klassificering bör kunna fånga upp vatten med korttidsreglering, men det anges att man kan använda data med upplösning per timme eller dygn. Används dygnsdata är detta en metod att studera generell hydrologisk förändring och tyvärr utan direkt klassificering av påverkan från specifikt korttidsreglering.

Internationellt har man tagit fram olika system för att karakterisera korttidsreglering baserat på timdata. Nedan presenteras två system för att karakterisera korttidsregleringen som utgår från timdata. Dessutom presenteras ett system som tagits fram med stöd av existerande litteratur och anpassats för den data som finns tillgänglig i Sverige. När man introducerar olika index på reglering och med fokus på korttidsreglering är det viktigt att identifiera tröskelvärden för när indexet visar på en avvikelse från naturliga variationer.

Courret m.fl. (2021) och Courret (2010) beräknar den högsta naturliga förändringstakten för både stigande och sjunkande flöden i vattendrag av olika storlek som en exponentiell funktion av vattendragets medelvattenföring. Beräkningarna visar att ju högre medelvattenföringen är i ett vattendrag, desto lägre är förändringstakten i förhållande till medelvattenföringen och ju långsammare är naturliga höjningar och sänkningar av flödet. Som mest uppgår den naturliga relativa förändringstakten per timme i vattendrag med en medelvattenföring på 30 m<sup>3</sup>/s och >50 m<sup>3</sup>/s till 47% respektive 20% av flödet föregående timme (se Figur 11 och Figur 12). I mindre vattendrag kan förändringstakten vara betydligt högre, vilket bland annat förklaras av avrinningsområdets storlek, vilket styr hur fort nederbörd når vattendraget och hur snabbt förändringar sker. Eftersom den föreliggande rapporten fokuserar på större vattendrag ligger denna högsta naturliga förändringstakt till grund för gränsdragningen av den korttidsreglering som studerats vid en förändringstakt av flödet på 50% per timme som används i rapporten.



Figur 11. Flödets högsta förändringstakt vid ökande flöde som en exponentiell funktion av medelvattenföringen. Dessa förändringstakter bör beräknas med det aktuella vattendragets medelvattenföring och kan därefter sättas i relation till regleringens förändringstakt. Beräknat enligt Courret (2010).

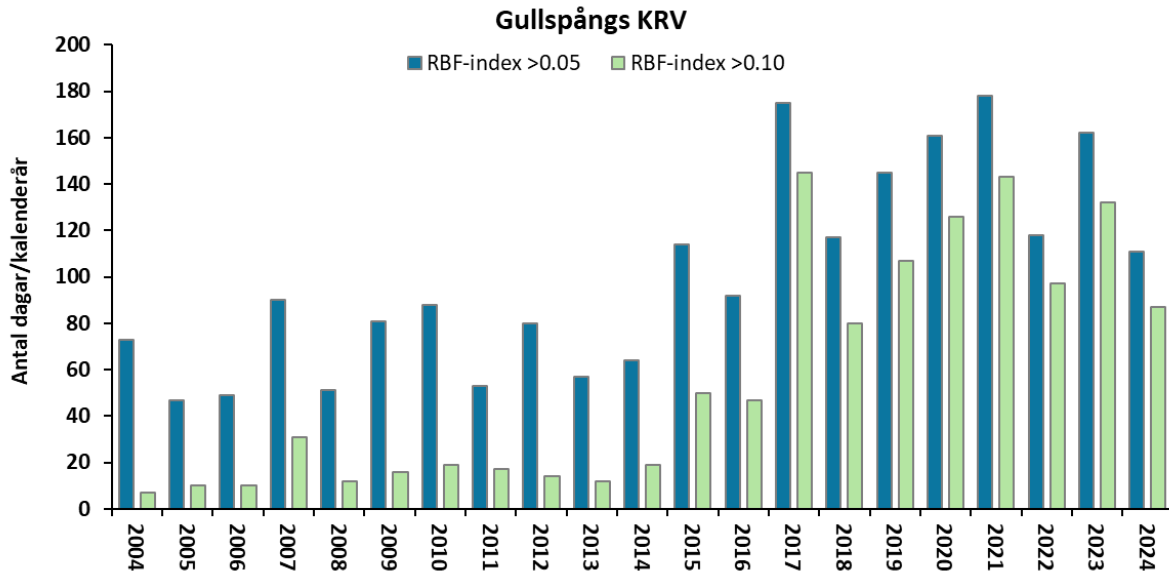


Figur 12. Flödets högsta förändringstakt vid minskande flöde som en exponentiell funktion av medelvattenföringen. Dessa förändringstakter bör beräknas med det aktuella vattendragets medelvattenföring och kan därefter sättas i relation till regleringens förändringstakt. Beräknat enligt Courret (2010).

Richards–Baker flashiness index (RBF) beskriver intensiteten vid flödesreglering. Indexet beräknas som summan av variationen i flöde ( $q$ ) från timme till timme ( $q_i - q_{i-1}$ ) i absoluta värden dividerat med summan av flöden ( $q_i$ ) under en 24-timmars period. Alltså summan av avvikelse i flöde (absoluta värden) för varje timme under dygnet dividerat med summan av flöden (Baker m.fl. 2004, Zimmerman m.fl. 2010; Ekvation 1). Det har använts för svenska förhållanden av Ahonen (2013) och Malm-Renöfält & Ahonen (2013). Grovt kan värden över 0,05 sägas visa på hög intensitet och värden över 0,10 på mycket hög intensitet. Ett exempel på beräkningar avseende Gullspångs kraftverk presenteras i Figur 13.

Ekvation 1. Beräkning av Richard-Bakers flashiness (uppställning hämtad ur Baker m.fl. 2004).

$$R - B \text{ Index} = \frac{\sum_{i=1}^n |q_i - q_{i-1}|}{\sum_{i=1}^n q_i}$$



Figur 13. Richard-Bakers flashiness index (Ekvation 1) beräknat för Gullspångs kraftverk i Gullspångsälven åren 2004–2024 på timdata. Blå staplar visar dagar med en påverkan som bedöms vara hög intensitet i regleringen och gröna staplar antal dagar med mycket hög intensitet.

Utifrån egna analyser har sedan ett system för att beräkna relativ förändringstakt, korttidsregleringens amplitud per timme, tagits fram där både ökning och minskning av flödet beaktas. Förändringstakten per timme beräknas genom att dividera summan av förändringen i flöde från det närmast föregående mätillfället ( $Q_{t-1}$ ) till det aktuella mätillfället ( $Q_t$ ) och från det aktuella mätillfället ( $Q_t$ ) till det närmast efterföljande mätillfället ( $Q_{t+1}$ ) med förändringen i tid från det närmast föregående mätillfället ( $T_{t-1}$ ) till det närmast efterföljande mätillfället ( $T_{t+1}$ ) (Ekvation 2). Den relativa förändringstakten per timme erhålls genom att dividera den beräknade förändringstakten per timme ( $\Delta QT_t$ ) med vattenföringen vid det aktuella mätillfället ( $Q_t$ ) (Ekvation 3).

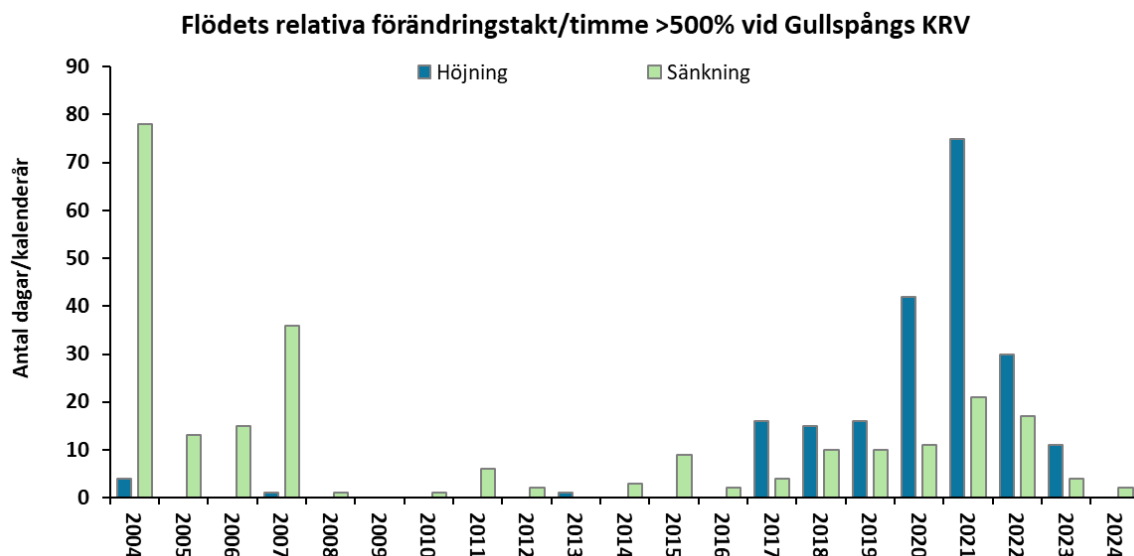
Ekvation 2. Beräkning av flödets förändringstakt.

$$\Delta QT_t = \frac{(Q_t - Q_{t-1}) + (Q_{t+1} - Q_t)}{T_{t+1} - T_{t-1}}$$

Ekvation 3. Beräkning av den relativa förändringstakten.

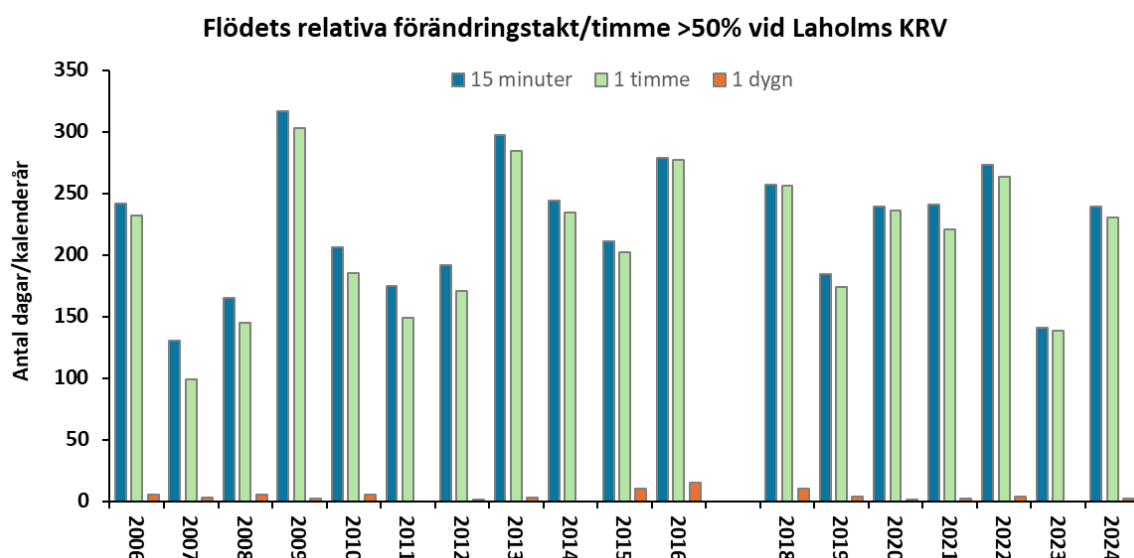
$$\text{Relativ} \Delta QT_t = \frac{\Delta QT_t}{Q_t}$$

Denna beräkning genomfördes för samma kraftverk och tidsperiod som i Figur 12 och nu framgår även riktningen i flödesförändringen (se Figur 14). Från och med år 2017 har höjningarna av flödet blivit abruptare (observera att figuren endast redovisar antal dagar då flödesförändringen varit minst 500 % per timme vid minst ett tillfälle, men fler tillfällen kan förekomma under samma dag).



**Figur 14.** Relativ förändringstakt (Ekvation 2 & 3) beräknat för Gullspångs kraftverk i Gullspångsälven åren 2004–2024. Endast dagar med en ökning eller minskning av flödet med 500 % per timme är inkluderade. Jämför med Figur 13 "RBF-index" ovan.

Det finns också andra bedömningssystem, men de moderna kräver ofta en upplösning i flödesdata ner på kvarts timme (Greimel m.fl. 2016). Data med så hög tidsupplösning finns generellt inte att tillgå idag, bortsett från en handfull mätstationer som SMHI är datavärd för. Analys av data visar att en upplösning i data per timme eller kvarts timme inte ger så stor skillnad i utfall, medan däremot data på dygnsnivå inte visar korttidsreglerings intensitet (se Figur 15).



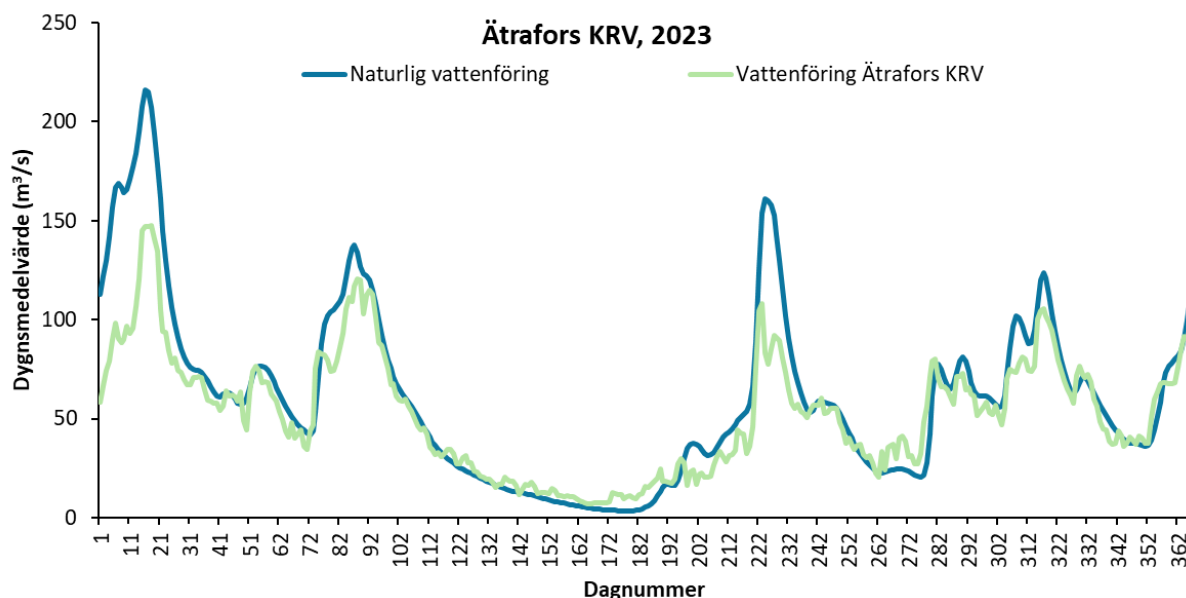
**Figur 15.** Redovisning av antalet dagar per år som flödets relativa förändringstakt per timme har överstigit 50 % vid Laholms kraftverk i Lagan. Grupperat på tidsupplösningen av flödesdata. Notera skillnaden mellan dygnsdata (röd stapel) och övriga.

Data på dygnsnivå kan dock användas för att ge en bild av hur regleringen avviker från det skattade naturliga flödet (enligt SMHI). Se ovan om Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2013:19). Vi tar som exempel flödet genom Ätrafors kraftverk i Ätran (Figur 16, se mer i kapitel 5). Volymsavvikelsen ( $V_q$ ) beräknas som avvikelse i reglerat dygnsmedelflöde ( $Q_{reg}$ ) i relation till det skattade naturliga dygnsmedelflödet enligt SMHI ( $Q_{nat}$ ). Beräkningen görs för varje dygn och uttrycks som ett årsmedelvärde i procent (ekvation 4).

Ekvation 4. Beräkning av volymsavvikelse.

$$Vq[\%] = \frac{|Q_{reg} - Q_{nat}|}{Q_{nat}} * 100$$

För Ätrafors år 2023 var volymsavvikelsen 182%, vilket är klart över den gräns som satts för god status vid 15% (se även tabell 7 i nästa kapitel). Detta trots att den reglerade vattenföringen, med en lägre upplösning, till synes följde den naturliga vattenföringen. Faktum är att det i föreskrifterna från Havs- och vattenmyndigheten anges att en volymsavvikelse över 100% innebär dålig status.



Figur 16. Redovisning av den av SMHI beräknade naturliga vattenföringen i Ätran respektive hur vattenföringen från Ätrafors kraftverk varierade under år 2023. Dygnsmedeldata för naturlig vattenföring från SMHI:s modell S-hype, samt dygnsmedeldata för vattenföringen vid Ätrafors kraftverk från Uniper.

## 4.2 Karakterisering av påverkan på miljön

Att karakterisera själva korttidsregleringen är en sak, att sedan bedöma den påverkan detta har på miljö och biologiskt liv är en helt annan. Eftersom varje plats är unik krävs ofta mätningar på plats för att ta fram bra riktlinjer. Men som ett stöd är det viktigt att ha generella bedömningssystem.

Från norska erfarenheter har ett bedömningssystem tagits fram baserat på påverkan av korttidsreglering på laxfisk i naturälvar. Systemet beaktar i princip regleringspåverkade älvar, men inte till exempel torrfårar eller liknande kraftigt påverkade delar. Där ingår sex indikatorer (vattenståndssänkning, torrlagd areal, amplitud i flöde, frekvens i reglering på dygnsnivå, fördelning över året och tidpunkt på året) (se Tabell 2).

Tabell 2. System för att bedöma hur korttidsreglering kan påverka naturliga älvekosystem med fokus på laxfisk (Bakken m.fl. 2016a). Varje klass ges en poäng från 1 (=Liten påverkan) till 4 (=Mycket stor).

PÅVERKAN AV KORTTIDSREGLERING - laxfisk (Bakke m fl 2016)				
Påverkansfaktor	Mycket stor	Stor	Moderat	Liten
Vattenståndssänkning (cm/h)	>20	13-20	5-13	<5
Torrlagd areal (%)	>20	10-20	5-10	<5
Amplitud (Maxflöde/basflöde)	>5	3-5	1,5-3	<1,5
Frekvens (antal dagar per år)	>146 (>40%)	92-146 (25-40%)	37-91 (10-25%)	<37 (<10%)
Fördelning över året	Irreguljärt	Periodvis	Dygnreglering i perioder	Dygnreglering i två perioder
Tidpunkt	Dagsljus vintertid	Mörker vintertid	Sommar/höst	Vår/försommar

Poäng sätts för varje indikator och sedan summeras poängen för de fyra indikatorerna amplitud, frekvens, fördelning och tidpunkt. Poängen för indikatorerna vattenstånd och torrlagd areal multipliceras med varandra och läggs till totalsumman. Utifrån denna totalsumma utläses hur stor påverkan regleringen bedöms ha på laxfiskbestånd. Detta kan ge en indikation på den generella miljöpåverkan. Det norska systemet har sedan även anpassats för icke-laxfiskar på Iberiska halvön (se Tabell 3). Det är samma sex indikatorer, men nu bara graderade i en tregradig skala.

**Tabell 3. System för att bedöma hur korttidsreglering kan påverka älvekosystem med fokus på icke-laxfiskar på Iberiska halvön (Godinho m.fl. 2022).**

<i>PÅVERKAN AV KORTTIDSREGLERING - icke laxfisk (Godinho m fl 2022)</i>			
<b>Påverkansfaktor</b>	<b>Mycket stor</b>	<b>Moderat</b>	<b>Liten</b>
<b>Vattenståndssänkning (cm/h)</b>	>15	5-15	<5
<b>Torrlagd areal (%)</b>	>40	10-40	<10
<b>Amplitud (Maxflöde/basflöde)</b>	>5	1,5-3	<1,5
<b>Frekvens (antal dagar per år)</b>	>273 (>75%)	91-273 (25-75%)	<91 (<25%)
<b>Fördelning över året</b>	Irreguljärt vårtid	Irreguljärt	Reguljärt under året
<b>Tidpunkt</b>	Vid lek	Under vintern	Perioder med lågflöden

För de flesta större kraftverk i Sverige registreras tappningsdata i tillräcklig upplösning för att kunna användas i bedömning enligt ovan, men de finns oftast inte tillgängliga annat än vid förfrågan. Med flödesdata med en upplösning på en timme kan dock enbart fyra av indikatorerna ovan bedömas (amplitud, frekvens, fördelning över året och tidpunkt). Upplösningen på dygnsmedelvattenföring är för låg för att bedöma någon indikator. För svenska älvar saknas uppgifter om vattenståndsförändringar och torrlagda arealer nedströms kraftverk och regleringsdammar, kanske med några få undantag där även nivådata finns tillgängliga eller har samlats in i olika projekt.

Det gör att den från Norge förslagna sammanvägda totalpoängen för bedömning inte kan användas för svenska vattendrag utan att nya mätningar genomförs. Dock kan ett medelvärde (eller totalsumma) av de fyra indikatorerna som kan beräknas med hjälp av flödesdata med timupplösning användas för att få en uppfattning om påverkan på miljön. Dessvärre saknas de två indikatorer som ges störst betydelse i den norska modellen, vattenståndssänkning och torrlagd areal.

För svenska förhållanden kan vi applicera det norska förslaget (se Tabell 2), men med beaktande av vilken typ av fiskfauna som dominerar nedströms (jämför med Tabell 3). Därutöver bör man beakta relativ förändringstakt per timme samt volymavvikelse. Den senare är inte ett direkt mått på korttidsreglering men ger ett samlat mått på omfattningen av vattenregleringen.

**Således;**

- en amplitud i regleringen över 500% ger mycket stor påverkan,
- sker korttidsreglering, oavsett amplitud, mer än 75% av årets dagar är påverkan mycket stor,
- och sedan får man beakta när denna korttidsreglering sker under året respektive under dygnet.
- För att vara säker på effekterna på fiskfaunan nedströms kan man anta att en vattenståndsförändring på 15 cm per timme är en mycket stor påverkan.

Detta kan vara indikationer på mycket stor påverkan, men egentligen är vi intresserade av de nivåer då påverkan är låg eller inom de gränser som ekosystemet kan hantera. Beakta då att Schmutz m.fl. (2015) anger att:

- Om flödesförändringar ska hålla sig inom ekologiskt säkra gränser bör korttidsreglering inte ske mer än under 20 tillfällen per år.
- Från tabell 3 och 4 ovan ser vi också att amplituden inte bör överstiga 50% ökning per timme.
- Och vattenståndsförändring vid sänkning ska inte vara över 5 cm per timme.

## Sammanfattning

- Det finns ett antal internationella system för att karakterisera korttidsreglering och bedöma dess effekter.
- Det går inte att karakterisera korttidsreglering med mindre än att data med upplösning på timme används. Övervakning via dygnsmedelvärden är förlegad med hänvisning till dagens energimarknad.
- För karakterisering har vi tagit fram ett system som fokuserar på relativa flödesförändringar, ökning respektive sänkning.
- Dessutom rekommenderas en kompletterande analys som fokuserar på hur flödet på dygnsbasis avviker från det naturliga flödet, volymsavvikelse.
- För bedömning av påverkan kan det norska bedömningssystemet (Bakken m.fl. 2016a; Tabell 2) ge fyra viktiga indikatorer (amplitud, frekvens, fördelning över året och känsliga perioder), men indikatorerna vattenståndssänkning per timme och torrlagd areal saknas oftast underlag för att bedöma.
- Hastigheten i vattenståndssänkning och torrlagd areal bör dokumenteras så att bedömningen av påverkan på laxfisk blir jämförbar med etablerade norska och iberiska bedömningssystem.
- Det bör gå att utgående från dessa bedömningsgrunder få en god uppfattning om risk för påverkan vid olika kraftverk och regleringsdammar.
- Vi ger förslag på bedömning av påverkan baserat på internationella rekommendationer (se fetstil ovan).
- Ska påverkan på älvekosystem vara liten, eller "inom ekologiskt säkra gränser" bör korttidsreglering inte ske fler än 20 dagar per år och inte med en amplitud överstigande 50% ökning per timme.

## 5. Några exempel på reglering från Sverige

För att exemplifiera korttidsreglering i en svensk kontext har fem vattenkraftverk i fem vattendrag valts ut (se Figur 17). Kraftverken är belägna långt ner i sina respektive vattensystem och har därmed en komplex situation för sin vattenreglering med flera andra kraftverk och regleringsmagasin uppströms. Samtliga utvalda kraftverk är klass 1-kraftverk, vilket innebär att det relativa reglerbidraget på årsbasis uppgår till minst 0,03 % (Energimyndigheten, 2016). Lax förekommer eller har förekommit naturligt i samtliga vattendrag, men idag förekommer inte längre självreproduktion av bestånden i Lagan och Ångermanälven. Avgörande för valet av dessa fem kraftverk var också att det fanns tillgång på flödesdata med upplösning per timme. En geografisk spridning inom Sverige eftersträvades också.



Figur 17. Översiktskarta över älvarna där de fem studerade kraftverken ligger.

De utvalda kraftverkens karaktär varierar avsevärt, med en installerad effekt mellan 11 och 61 MW och en normal årsproduktion mellan 36 och 298 GWh (se Tabell 4). Även de hydrologiska förutsättningarna vid dessa kraftverk varierar avsevärt med medelvattenföringar i intervallet 43–515 m<sup>3</sup>/s.

**Tabell 4. Redovisning av karakteristiska data för de utvalda kraftverken. Observera att normalårsproduktion, reglerbidrag och karakteristiska flöden kan variera beroende på vilken tidsperiod som studeras. Mintappningen släpps i huvudfåran vid samtliga kraftverk förutom i Gullspångs kraftverk där 3 m<sup>3</sup>/s släpps via naturfåran i Gullspångsforsen.**

Kraftverk och älv	Installerad effekt (MW)	Normalårs-Produktion (GWh)	Relativt reglerbidrag enligt ER 2016:11 (%)		Slukförmåga (m <sup>3</sup> /s)	Antal turbiner	Mintappning (m <sup>3</sup> /s)	Av SMHI beräknad naturlig vattenföring (m <sup>3</sup> /s)		
			Dygn	År				MLQ	MQ	MHQ
Laholm, Lagan	11	36	0,132	0,062	185	1	0 (vatten via ålyngelledare och läckage försumbart)	18,4	79,6	219
Ätrafors, Ätran	13	52	0,035	0,141	72	3	7 (frivilligt 11 om tillrinningen medger)	5,5	43,4	161
Gullspång, Gullspångs-älven	41	98	0,188	0,316	230	2	9 (6+3)	8,3	66,5	193
Viforsen, Ljungan	10	79	0,000	0,060	165	1	20 (frivilligt 30 okt-maj)	38,1	134	418
Sollefteå, Ångerman-älven	61	298	0,409	0,215	790	3	95 sommar, 75 övrig tid	167	512	1420

Kvalitetsfaktorn volymsavvikelse, som presenterades ovan (Ekvation 4), har beräknats för de fem kraftverken. Avvikelsen bör inte överskrida 15 % för att nå klassningen god status. En volymsavvikelse över 100 % från referensförhållandet är att betrakta som dålig status. Samtliga kraftverk överskrider gränsen för "god status" vid flertalet tillfällen varje år (se Tabell 5).

**Tabell 5. Redovisning av antalet dagar per år då god status inte uppnås med avseende på kvalitetsfaktorn volymsavvikelse i vattendrag (volymsavvikelsen avviker med mer än 15 % från referensförhållandet). För de fält som markerats med ett streck saknas data och därmed har inga beräkningar gjorts.**

År	Laholms KRV	Ätrafors KRV	Gullspångs KRV	Viforsens KRV	Sollefteå KRV
2010	210	257	334	-	325
2011	199	247	309	-	271
2012	167	201	287	-	272
2013	238	274	319	-	281
2014	160	208	263	241	257
2015	202	205	315	250	259
2016	233	258	321	289	303
2017	-	245	304	307	272
2018	232	247	334	295	291
2019	138	261	305	239	265
2020	224	220	297	228	253
2021	208	222	308	290	280
2022	245	235	329	-	296
2023	159	182	306	-	289
2024	206	-	287	-	251

Som framgår av Tabell 6 har fyra av fem kraftverk en nolltappning. Kraftverket vid Laholm har nolltappning (att inget flöde släpptes förbi kraftverket vid minst ett tillfälle per dygn) i genomsnitt 206 dagar om året de år som analyserats. I övriga kraftverk förekommer driftsproblem enstaka år med kortare perioder med nolltappning.

**Tabell 6. Redovisning av antalet dagar per år då ”nolltappning” har förekommit någon gång under dygnet. Notera att fler tillfällen kan ha förekommit under samma dygn, samt att kortare nolltappning med varaktighet under upplösningen på data (en timme) inte kan registreras.**

År	Laholms KRV	Ätrafors KRV	Gullspångs KRV	Viforsens KRV	Sollefteå KRV
2004			1		
2006	9	6			
2007	98				
2008	139				
2009	305				
2010	161				
2011	145				
2012	174				
2013	288				1
2014	236	1			
2015	239			1	
2016	300			4	
2017				1	
2018	273				
2019	187			4	
2020	246			2	
2021	238			3	
2022	283				
2023	146				
2024	239				

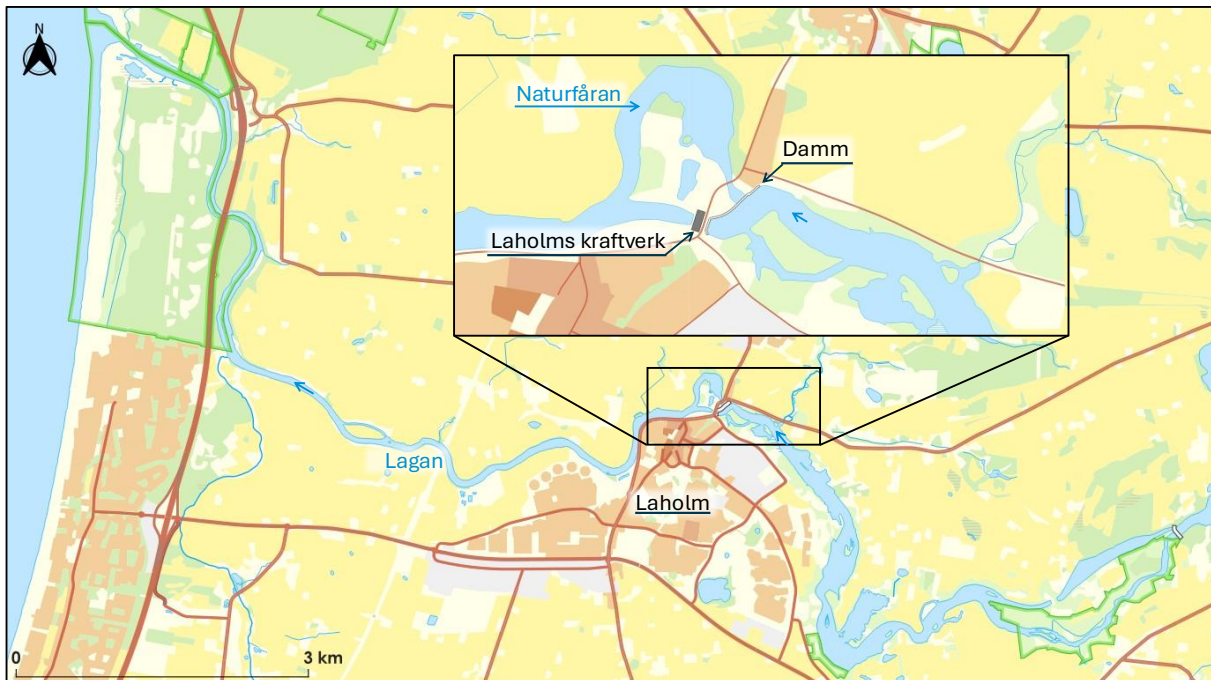
Förändringstakten per timme beräknades enligt Ekvation 2 i kapitel 4. Den relativa förändringstakten per timme beräknades därefter enligt Ekvation 3 i kapitel 4. För respektive kraftverk redovisas i detta kapitel en översiktlig bild av regleringen. Mer detaljerade analyser och resultat från fler tidsperioder återfinns för respektive kraftverk i bilagorna A1-A5.

Data har erhållits från antingen SMHI eller från verksamhetsutövarna. Så långa tidsserier som möjligt har eftersökts, men antalet år och mellan vilka år data sträcker sig varierar för respektive kraftverk. För att få en så jämförbar bild så sent som möjligt har en mer högupplöst jämförelse av en kortare tidsperiod gjorts för samtliga kraftverk undantaget Viforsens kraftverk, där data inte fanns tillgänglig, för år 2023 (se exempel under respektive kraftverk). Det senaste året där data finns för alla kraftverk är 2021, men världsläget då påverkades av pandemin och poängen med att göra en mer högupplöst illustration av regleringen under en vinterperiod bedömdes påverkas av pandemin. Grafer för motsvarande period under flera år kan ses i Bilagorna A1-A5.

## Laholms kraftverk i Lagan

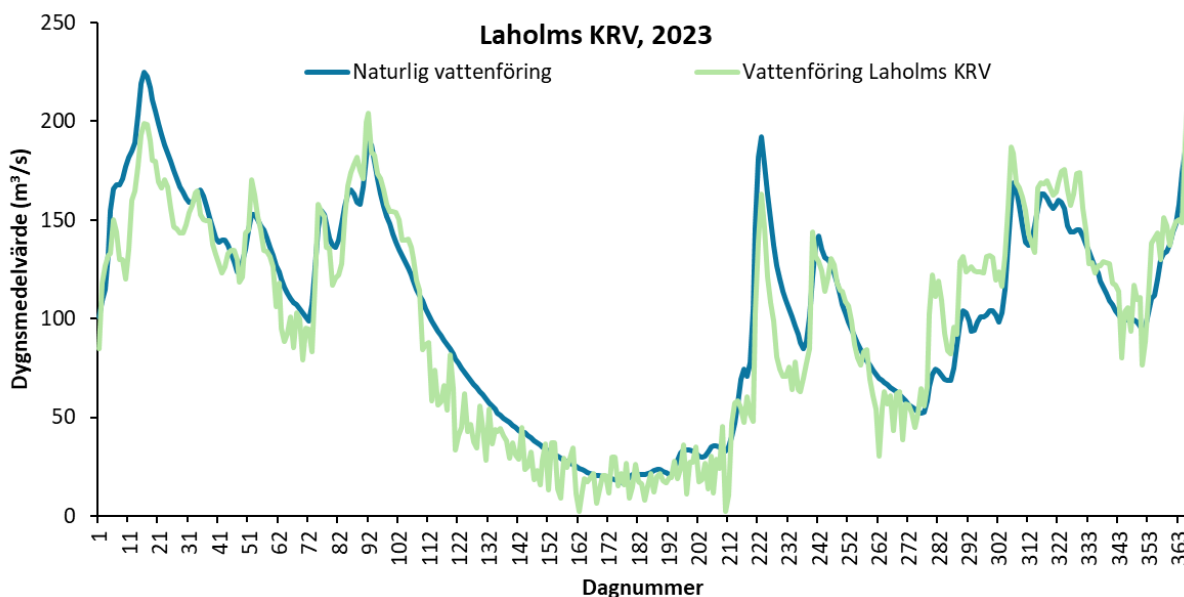
Laholms kraftverk är beläget cirka 8 km uppströms Lagans mynning i Kattegatt via Laholmsbukten (se Figur 17 och Figur 18). Kraftverket ägs och drivs av Statkraft. Kraftverket togs i drift 1932 och har en turbin med en slukförmåga på cirka 185 m<sup>3</sup>/s och en effekt på cirka 11 MW. I anslutning till kraftverket finns en naturfåra som går i en båge runt den anläggning för kompensationsodling av lax som finns på holmen vid kraftverket (Figur 17). Någon mintappning till naturfåran mer än läckagevatten sker inte. Längs sträckan från Laholm till mynningen i havet finns endast något enstaka möjligt lek- och uppväxtområde för lax och havsöring, men någon lek sker inte eftersom det i Lagan förekommer nolltappning (Tabell 7). Laxbeståndet i Lagan är beroende av årliga kompensationsutsättningar som ger upphov till ett populärt sportfiske efter lax.

Laholms kraftverk räknas som ett strömkraftverk (slavkraftverk) eftersom det mellan kraftverket i Laholm och det närmast uppströms liggande kraftverket vid Karsefors inte finns något magasin mer än den indämda älvfåran. Däremot sker en korttidsreglering av flödet i Lagan vid kraftverk uppströms Karsefors. Detta får till följd att flödet i Lagan nedströms Laholms kraftverk på kort tid (inom ett par timmar) kan gå från några liter per sekund via ålyngelledare och läckagevatten till över 100 m<sup>3</sup>/s. Enligt Energimyndigheten (2016) uppgår Laholms kraftverks relativa reglerbidrag till 0,132 % på dygnsbasis respektive 0,062 % på årsbasis.

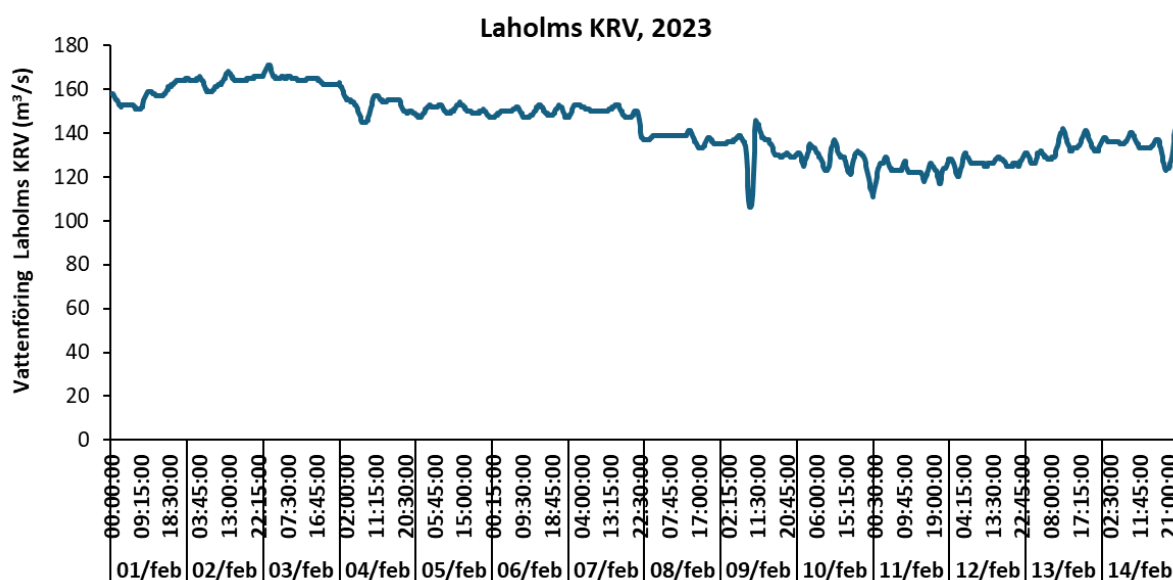


Figur 18. Karta över Lagans nedre delar och Laholms kraftverk.

Data för flödena vid Laholms kraftverk erhöles från SMHI för perioden 2006–2025 med en upplösning på 15 minuter. Resultaten från de genomförda analyserna av flödesdata visar att flödet i Lagan nedströms Laholms kraftverk i stort följer naturliga vattenföringen sett till dygnsvärden över året (se Figur 19). Däremot har variationen inom enskilda dygn ofta varit stor, dock inte företrädesvis under vinter (se Figur 20). Beräkningar av volymsavvikelsen visar att god status inte uppnås vid något tillfälle (se Bilaga A1). I bilagan redovisas fler analysresultat.

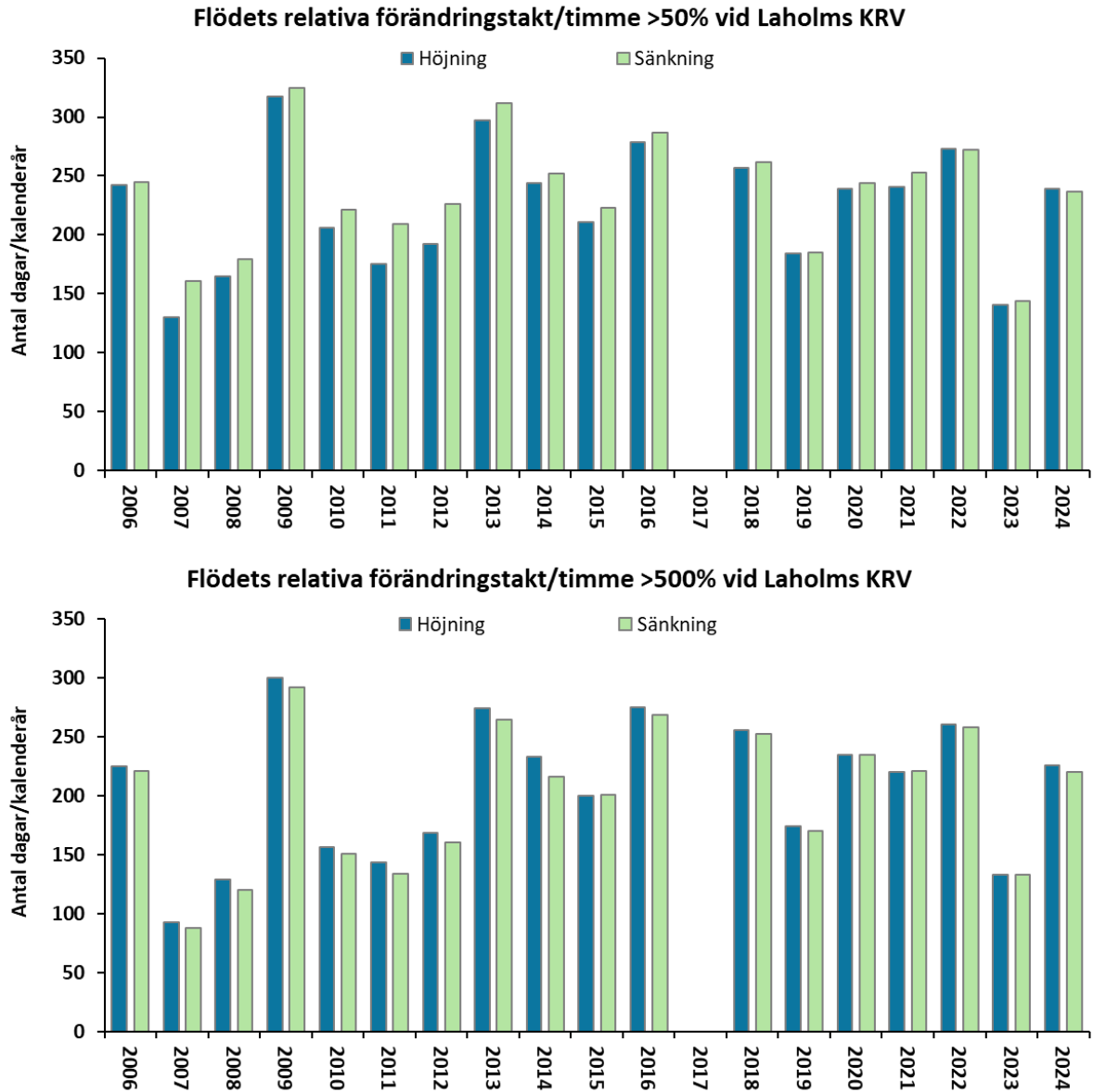


Figur 19. Redovisning av den av SMHI beräknade naturliga vattenföringen i Lagan respektive hur vattenföringen från Laholms kraftverk varierade under år 2023. Jämför tabell 7 ovan om volymsavvikelse.



Figur 20. Redovisning av hur vattenföringen från Laholms kraftverk varierade under de två första veckorna i februari 2023. Underliggande data har upplösning på 15 minuter.

Vidare visar resultaten från analyserna att antalet dagar då flödets relativa förändringstakt per timme har överstigit 50 % respektive 500 % var stort och varierade mellan cirka 150–300 årligen, en mycket hög amplitud och frekvens av flödet i Lagan nedströms Laholms kraftverk. Några större skillnader med avseende på flödesförändringarnas riktning förelåg inte (se Figur 21), vilket indikerar att kraftverket både startas och stängs av i snabb takt.

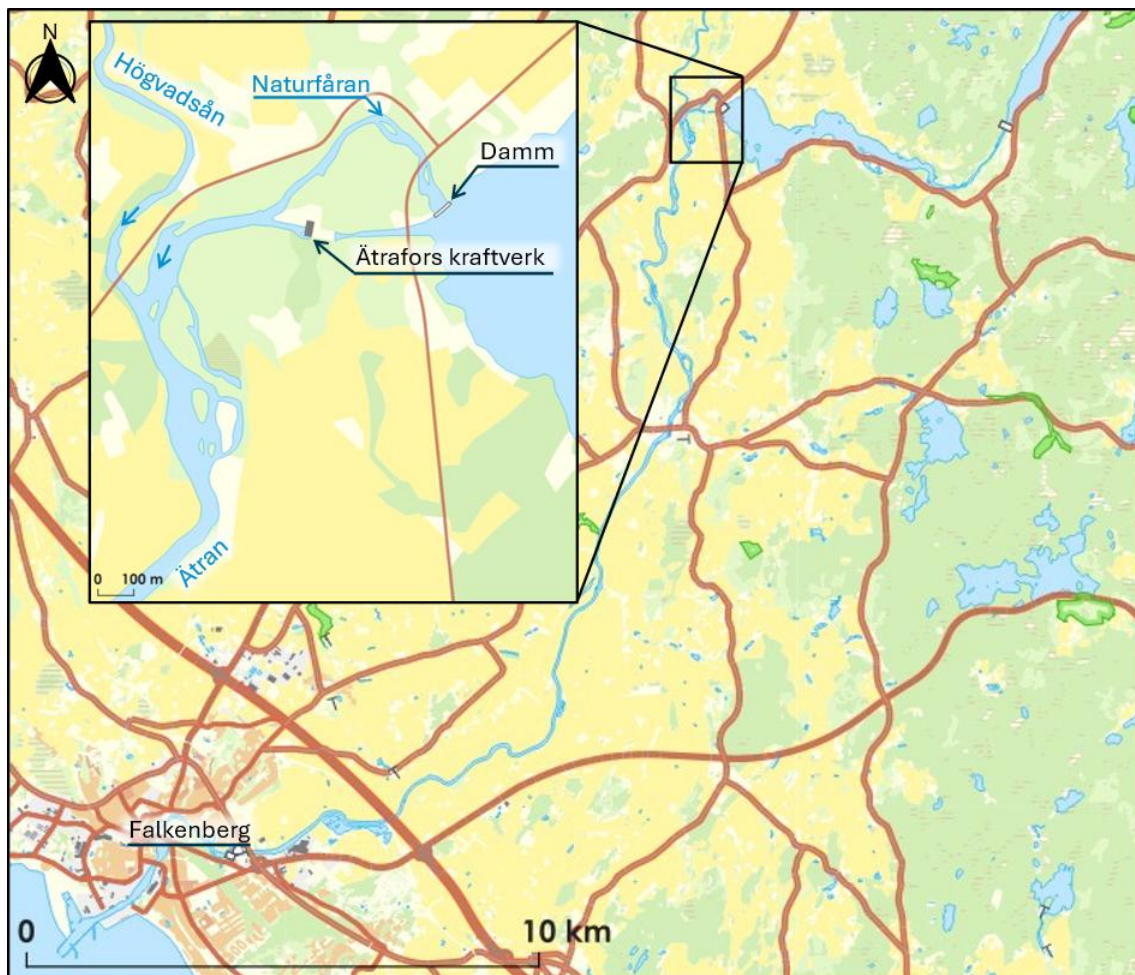


Figur 21. Redovisning av antalet dagar per år som flödets relativa förändringstakt per timme har överstigit 50 % (överst) respektive 500 % (nederst) vid Laholms kraftverk. Grupperat på flödesförändringens riktning.

## Ätrafors kraftverk i Ätran

Ätrafors kraftverk är beläget cirka 27 km uppströms Ätrons mynning i Kattegatt vid Falkenberg (se Figur 17 och Figur 22). Kraftverket ägs och drivs av Uniper. Ätrafors kraftverk fick sitt första tillstånd 1906 och byggnationen av Ätrafordsdammen pågick under åren 1918–1925. Bygget av kraftverket påbörjades 1926 och färdigställdes 1930. Kraftverket hade då en slukförmåga på 50 m<sup>3</sup>/s. På 1950-talet skedde en tillbyggnad av kraftverket och det fick då sin nuvarande utformning med tre turbiner med en sammanlagd slukförmåga på 72 m<sup>3</sup>/s och en installerad effekt på 13 MW. I anslutning till kraftverket finns en naturfåra, som utgör ett möjligt reproduktionsområde för laxfisk, men den är inte kontinuerligt vattenbegjuten.

De största reproduktionsområdena för laxfisk i Ätran är idag belägna mellan Ätrafors och Vessigebro, en cirka 7 km lång sträcka med omväxlande strömmar och forsar med mellanliggande lugnvatten. Även i centrala Falkenberg finns reproduktionsområden för laxfisk nedströms Hertings kraftverk, bland annat i den där återställda naturfåran. Strax nedströms Ätrafors mynnar Högvadsån (se Figur 22) som även den är laxförande. Både Ätran nedströms Ätrafors kraftverk och Högvadsån utgör populära sträckor för sportfiske efter framför allt lax. Hela sträckan av Ätran mellan Ätrafors och mynningen i havet är utpekad som ett Natura 2000-område enligt EU:s Art- och habitatdirektiv (Länsstyrelsen i Hallands län, 2013).

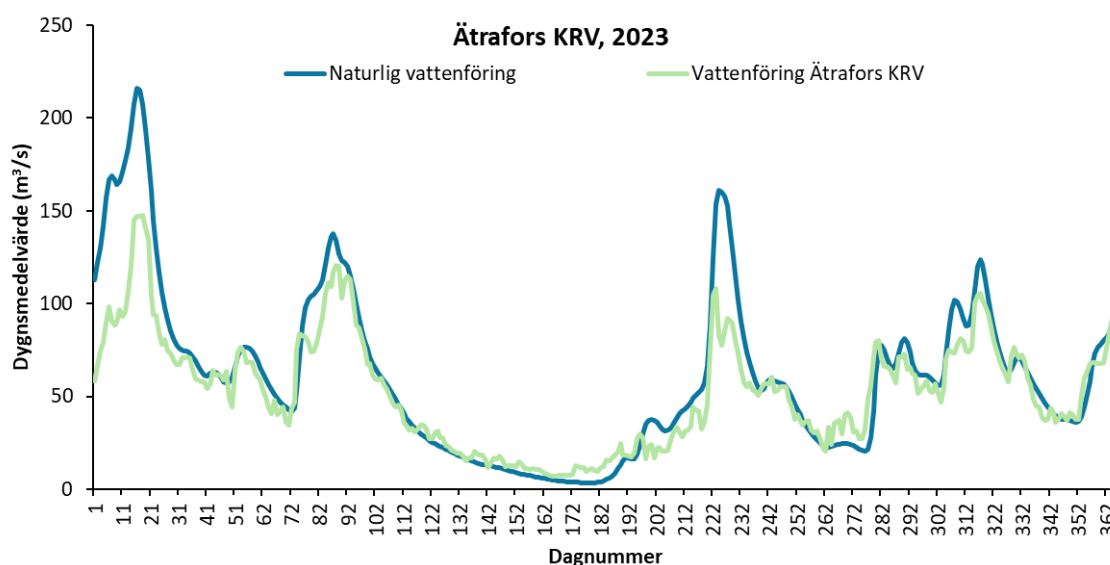


Figur 22. Karta över Ätrons nedre delar och Ätrafors kraftverk.

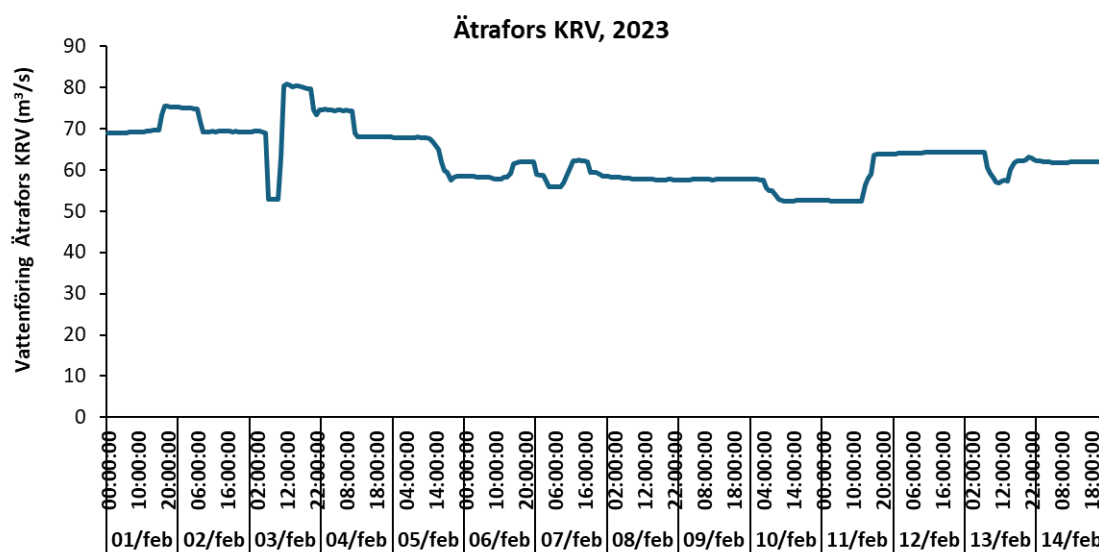
Tillståndet för kraftverket omprövades 1939–1941 av dåvarande Vattendomstolen som beslutade om att införa en mintappning på 7 m<sup>3</sup>/s, trots att myndigheterna förordade 11 m<sup>3</sup>/s. Man tillämpar dock idag en frivillig mintappning på 11 m<sup>3</sup>/s om tillrinningen medger detta. Mintappning sker normalt via turbinerna och inte via naturfåran, där det enbart spills vatten då flödet överstiger kraftverkets slukförmåga. Under senare år, senast 2025, har det dock förekommit perioder med så låg tillrinning att den villkorade mintappningen på 7 m<sup>3</sup>/s inte har kunnat upprätthållas.

Utöver de krav som finns i domar har Uniper åtagit sig att minska effekten av korttidsreglering nedströms genom att gradvis genomföra planerade ökning och minskningar i flöde genom turbinerna, så kallad rampning. Detta sker genom att man går från ett avställt aggregat till full effekt på cirka 30 minuter i stället för omedelbart. Man har även säkerställt att man kan släppa fram mintappningen genom anläggningen även vid oväntade driftstopp. Enligt Energimyndigheten (2016) uppgår Ätrafors relativa reglerbidrag till 0,035 % på dygnsbasis respektive 0,141 % på årsbasis.

Data för flödena vid Ätrafors kraftverk erhöles från Uniper för perioden 2006-2023 med en upplösning per timme. Resultaten från de genomförda analyserna av flödesdata visar att den vattenföring som förekommit i Ätran nedströms Ätrafors kraftverk i stort påminner om den beräknade naturliga vattenföringen under året, baserat på dygnsmedelvärden (se Figur 23). Vid en närmare studie av kortare tidsperioder framgår det dock att det inom enskilda dygn kan ske flera större flödesförändringar på kort tid (se Figur 24). Beräkningar av volymsavvikelsen visar att god status inte uppnås vid något tillfälle (se Bilaga A2). I Bilaga A2 redovisas även fler analysresultat.

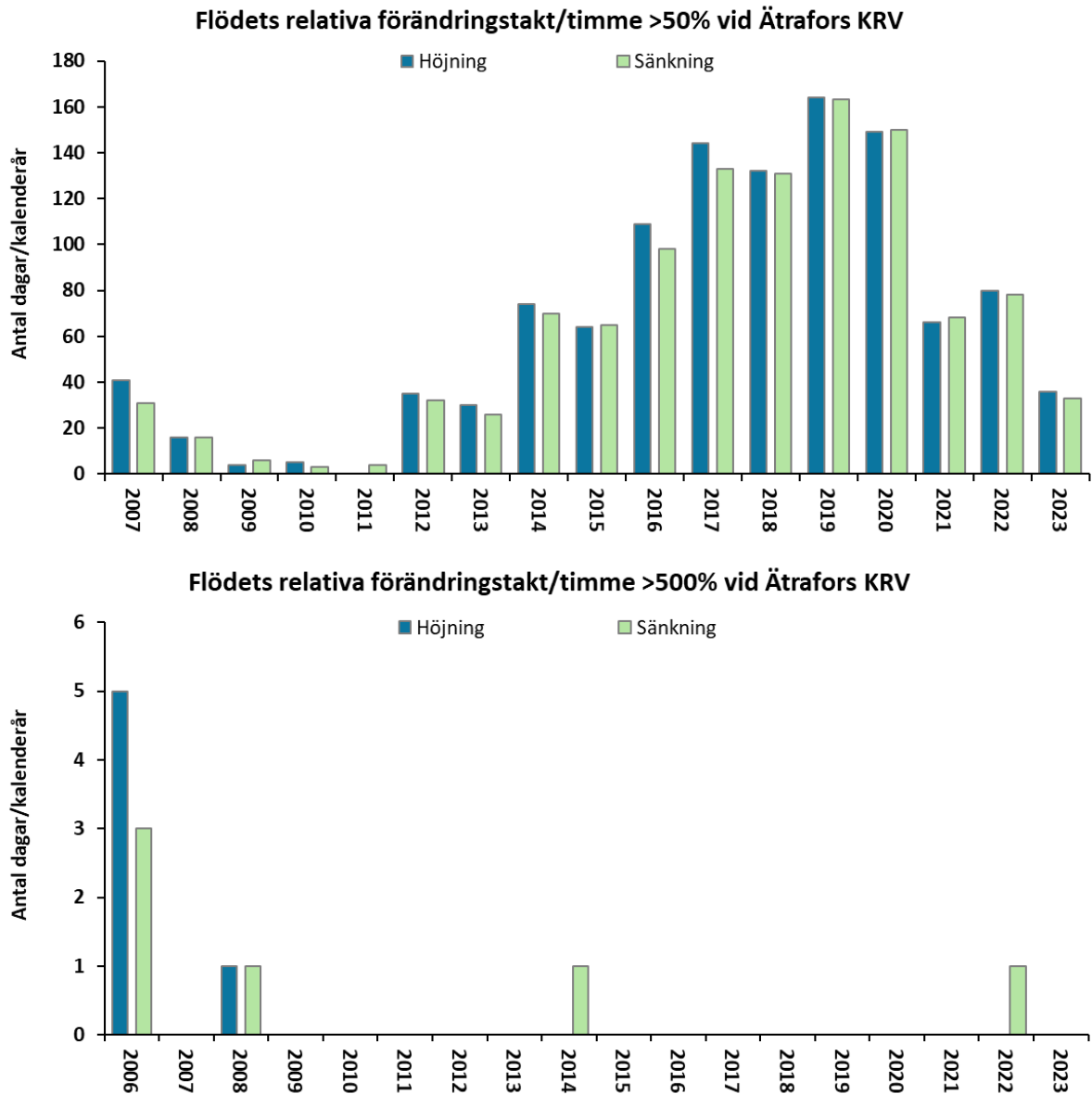


Figur 23. Redovisning av den av SMHI beräknade naturliga vattenföringen i Ätran respektive hur vattenföringen från Ätrafors kraftverk varierade under år 2023.



Figur 24. Redovisning av hur vattenföringen från Ätrafors kraftverk varierade under de två första veckorna i februari 2023. Underliggande data har upplösning på 1 timme.

Vidare visar de genomförda analyserna att antalet dagar per år då flödets relativa förändringstakt per timme har överstigit 50 % var förhållandevis lågt fram till 2014 för att därefter öka markant och kulminera 2019. Förhållandet mellan höjningar och sänkningar har varit tämligen jämt. Flödets relativa förändringstakt per timme har endast ett fåtal tillfällen överstigit 500 % under hela den undersökta tidsperioden 2006–2023 (se Figur 25). Den sammanlagda bilden är att flödet regleras ofta, men att flödesförändringen oftast är mellan 50 och 300 % per timme (se bilaga A2).

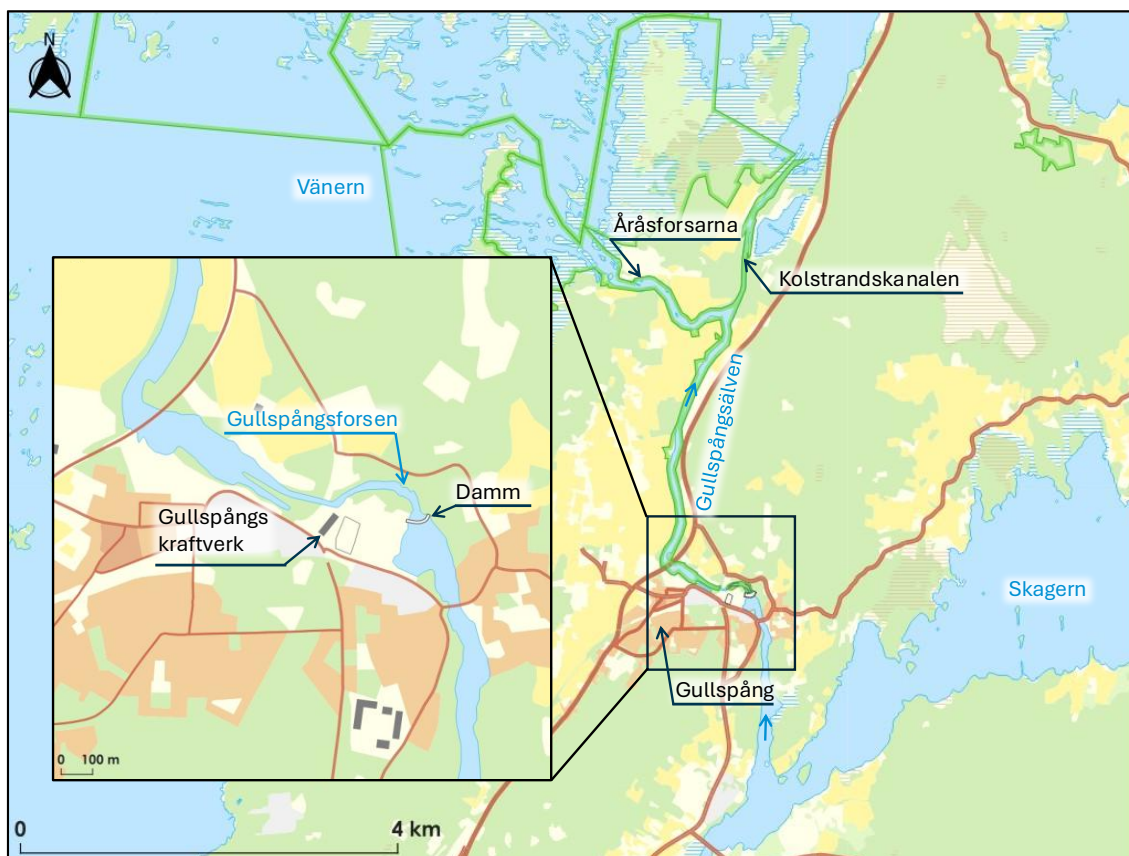


Figur 25. Redovisning av antalet dagar per år som flödets relativa förändringstakt per timme har överstigit 50 % (överst) respektive 500 % (nederst) vid Ätrafors kraftverk. Grupperat på flödesförändringens riktning.

## Gullspångs kraftverk i Gullspångsälven

Gullspångs kraftverk är beläget cirka 5 km uppströms Gullspångsälvens mynning i Vänern vid Åråsviken (se Figur 17 och Figur 26). Kraftverket ägs och drivs av Fortum. Gullspångs kraftverk färdigställdes 1908 och bestod då av tio mindre turbiner. På 1970-talet ersattes det gamla kraftverket av det nuvarande och en stor turbin med en effekt på drygt 40 MW installerades. Samtidigt som det nya kraftverket byggdes grävdes Kolstrandskanalen för att öka avbördningsförmågan och en damm (divergeringsdamm) anlades i inloppet till kanalen för att fördela vatten mellan Kolstrandskanalen och den ursprungliga fåran där Åråsforsarna är belägna. I anslutning till kraftverket finns en naturfåra, Gullspångsforsen, som utgör ett lämpligt reproduktionsområde för laxfisk. För att nå Gullspångsforsen behöver fisken passera upp via en brant bassängtrappa som anlades i anslutning till utloppet från kraftverket 2004.

De största reproduktionsområdena för laxfisk i Gullspångsälven är emellertid belägna cirka 4 km nedströms kraftverket i Lilla respektive Stora Åråsforsen, nära mynningen i Vänern (se Figur 26). Beståndet av lax i Gullspångsälven är kritiskt lågt och utgörs av cirka 40 årligen lekande fiskar. Inget sportfiske förekommer i Gullspångsälven nedströms Gullspångs kraftverk eller i Gullspångsforsen. Hela sträckan mellan dammen i Gullspång och mynningen i Vänern är utpekad som ett Natura 2000-område enligt EU:s Art- och habitatdirektiv (fågeldirektivet).

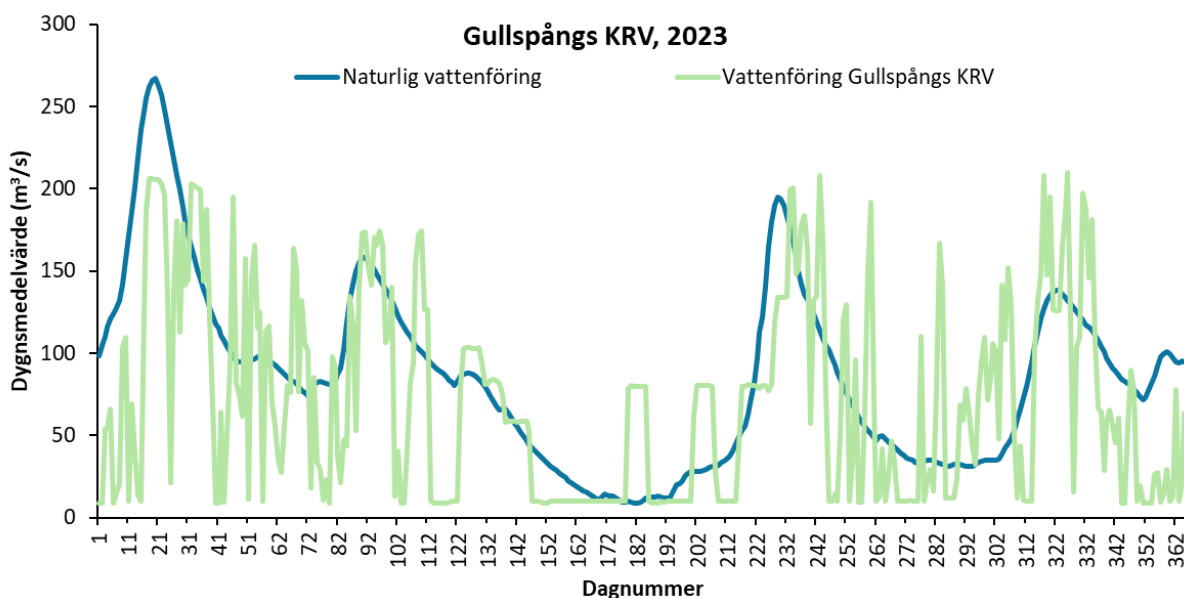


Figur 26. Karta över Gullspångsälvens nedre delar och Gullspångs kraftverk.

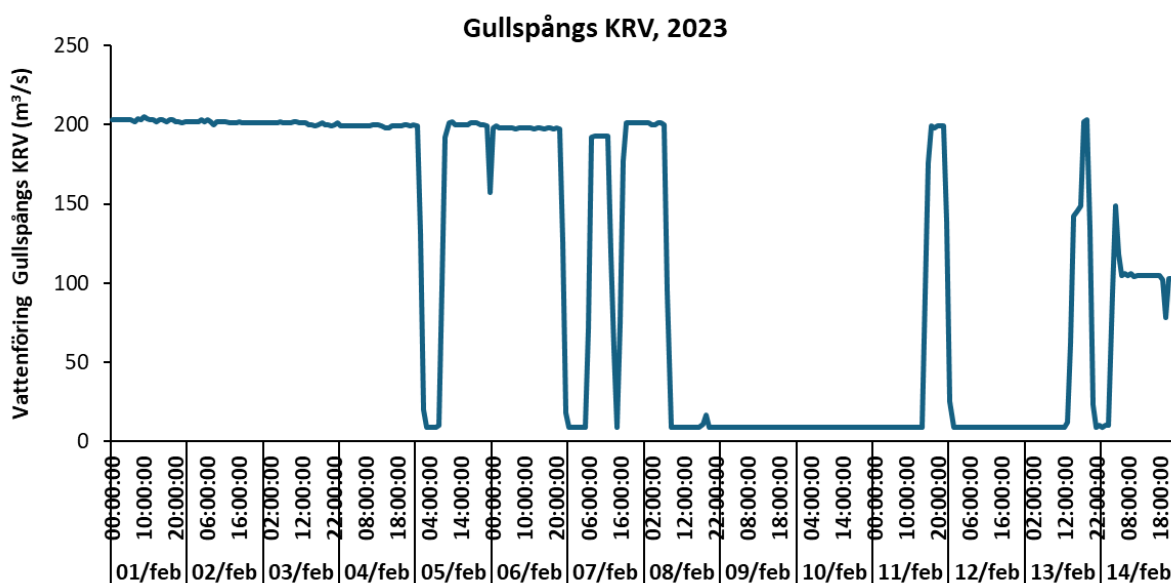
Tillståndet för kraftverket omprövades 2005 och Miljödomesten vid Vänersborgs tingsrätt beslutade då bland annat att upp till 230 m<sup>3</sup>/s får avledas till kraftverket, samt att en mintappning på 9 m<sup>3</sup>/s ska släppas, varav 6 m<sup>3</sup>/s via en rörturbin till Gullspångsälven och resterande 3 m<sup>3</sup>/s via dammen till Gullspångsforsen. Vidare beslutades att korttidsreglering inte får ske under perioden 20 april - 19 augusti. Sedan något år tillbaka pågår även försök med att starta den stora turbinen mjukare, vid cirka 25 m<sup>3</sup>/s i stället för vid cirka 55 m<sup>3</sup>/s som var fallet tidigare. Enligt Energimyndigheten (2016) uppgår Gullspångs relativa reglerbidrag till 0,188 % på dygnsbasis respektive 0,316 % på årsbasis.

Data för flödena vid Gullspångs kraftverk erhöles via SMHI:s webbtjänst för perioden 2004–2016 och från Fortum för perioden 2017–2025. Tidserien som omfattar cirka 530 000 mätvärden sträcker sig från den 1:a januari 2004 till den 15:e juni 2025. Perioden 2004–2016 erhöles data med en upplösning på 15 minuter, medan upplösningen för perioden 2017–2025 är per timme. Beräkningar av volymsavvikelsen visar att god status inte uppnås vid något tillfälle (se Bilaga A3). I Bilaga A3 redovisas även fler analysresultat.

Resultaten från de genomförda analyserna av flödesdata visar att den vattenföring som förekommit i Gullspångsälven nedströms Gullspångs kraftverk avviker markant från den beräknade naturliga vattenföringen under året, i synnerhet perioden höst-vinter-vår (se Figur 27). Vid en närmare studie av kortare tidsperioder framgår det även tydligt att det inom enskilda dygn kan ske flera flödesförändringar med en amplitud på 150–200 m<sup>3</sup>/s på kort tid (se Figur 28).

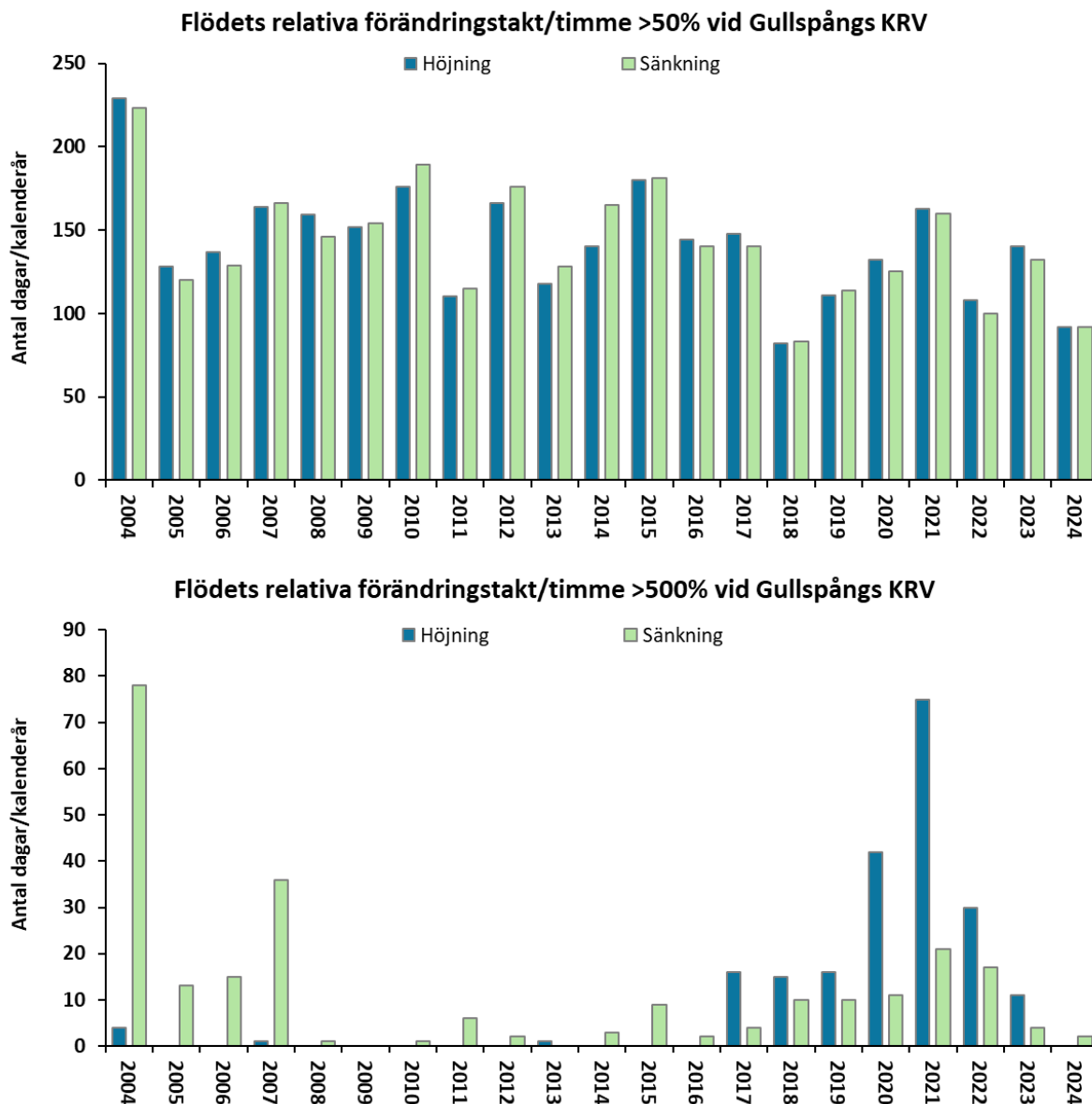


Figur 27. Redovisning av den av SMHI beräknade naturliga vattenföringen i Gullspångsälven respektive hur vattenföringen från Gullspångs kraftverk varierade under år 2023.



Figur 28. Redovisning av hur vattenföringen från Gullspångs kraftverk varierade under de två första veckorna i februari 2023. Underliggande data har upplösning på 1 timme.

Vidare visar de genomförda analyserna att antalet dagar per år då flödets relativa förändringstakt per timme har överstigit 50 % har legat förhållandevis stabilt under perioden 2004–2024, samt att förhållandet mellan höjningar och sänkningar varit tämligen jämt. Däremot framträder en annan bild sett till antalet dagar då flödets relativa förändringstakt per timme har överstigit 500 %. Sedan 2017 har förändringstakter, särskilt höjningar, över 500 % per timme blivit betydligt vanligare (se Figur 29).

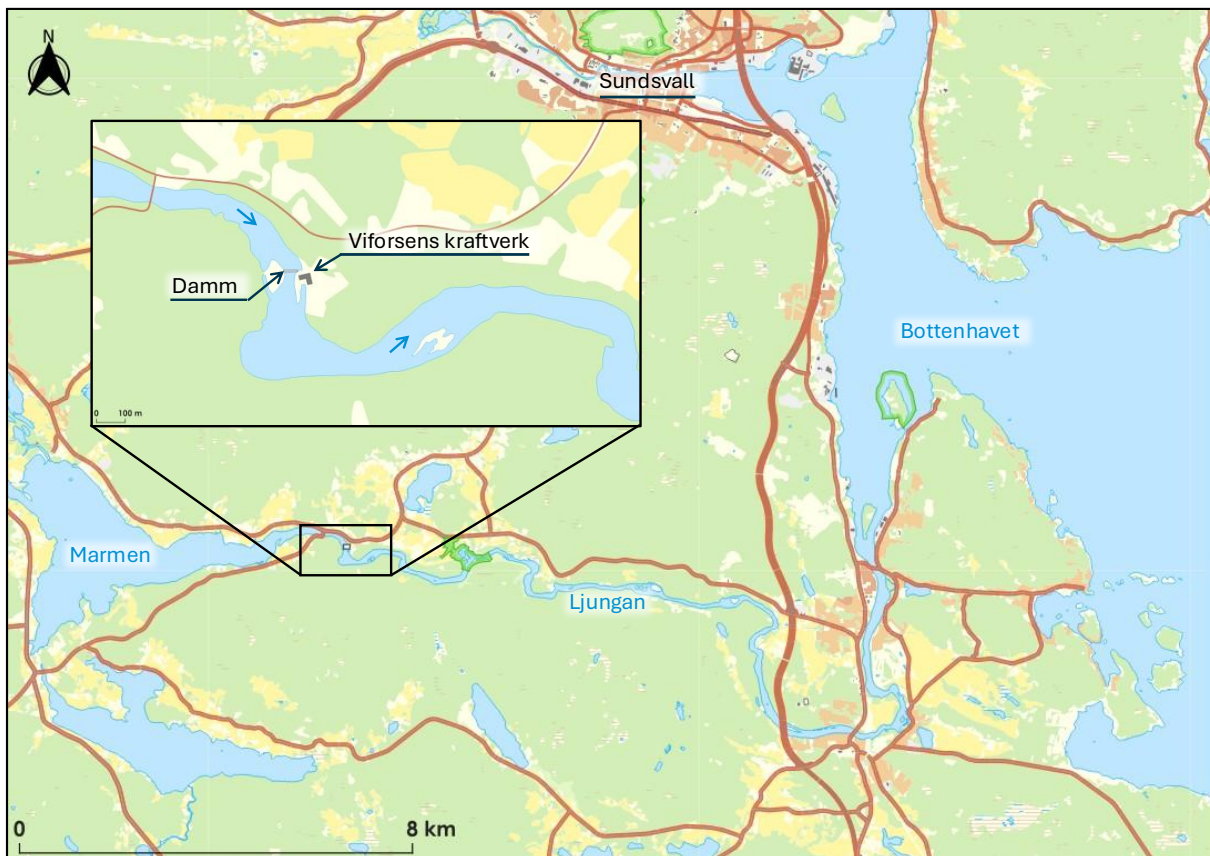


Figur 29. Redovisning av antalet dagar per år som flödets relativa förändringstakt per timme har överstigit 50 % (överst) respektive 500 % (nederst) vid Gullspångs kraftverk. Grupperat på flödesförändringens riktning.

## Viforsens kraftverk i Ljungan

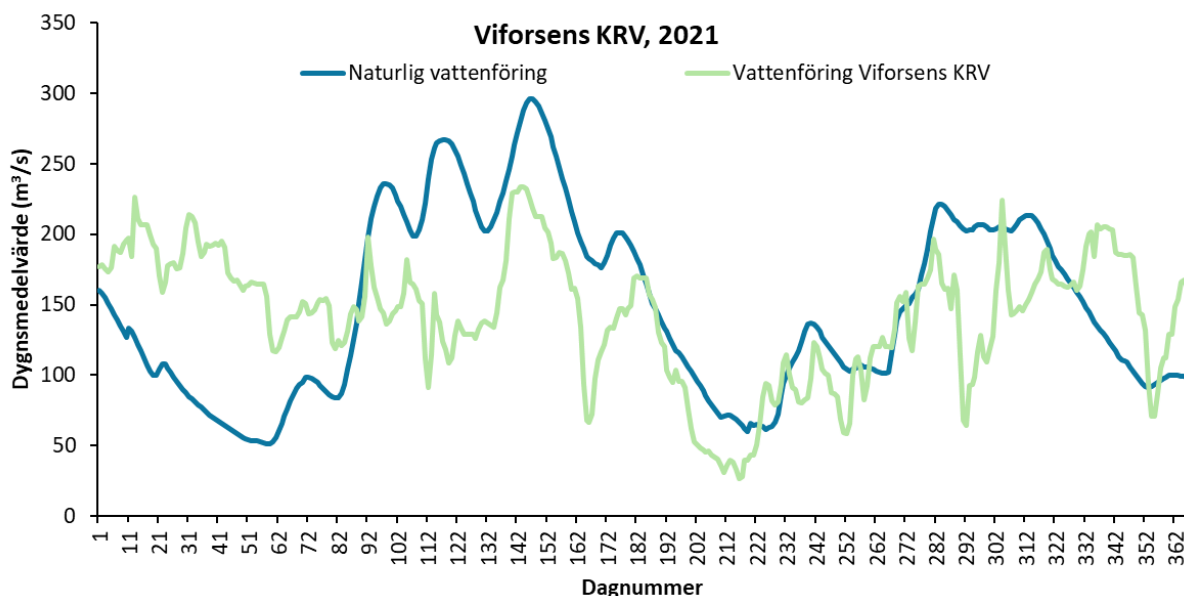
Viforsens kraftverk är beläget cirka 20 km uppströms Ljungans mynning i Bottenhavet vid Sundsvallsbukten (se Figur 17 och Figur 30). Kraftverket ägs och drivs av Statkraft. Den första anläggningen byggdes vid förra sekelskiftet. Det nuvarande kraftverket vid Viforsen togs i drift 1982 och har en turbin med en slukförmåga på cirka 165 m<sup>3</sup>/s och en installerad effekt på cirka 10 MW. Någon torrfåra finns inte i anslutning till kraftverket. Från Viforsen ned till mynningen i havet (Figur 29) förekommer många goda lek- och uppväxthabitat för lax och öring. På sträckan förekommer bland annat naturligt reproducerande lax, havsöring, flodnejonöga, sik, harr och stensimpa. Ett populärt sportfiske efter främst lax och havsöring sker nedströms Viforsens kraftverk. Övre Ljungan är numera skyddad från vattenkraftutbyggnad enligt Miljöbalken och området vid Grenforsen nedström Viforsen är utpekad som ett Natura 2000-område enligt EU:s Art- och habitatdirektiv.

Viforsens kraftverk har enligt en vattendom från 1983 inte tillstånd att korttidsreglera flödet i Ljungan. Korttidsreglering sker däremot vid kraftverken i Ljungan uppströms, men vattenflödet ska vara helt återreglerat nedströms Viforsen. Vid denna återreglering tillåts vattenståndet i sjön Marmen uppströms Viforsens kraftverk variera 60 cm vintertid och 30 cm under sommarhalvåret. Återregleringen är komplicerad då det är flera olika kraftföretag inblandade och berör sammanlagt 15 kraftverk. Mintappningen i Ljungan nedströms Viforsens kraftverk uppgår till 20 m<sup>3</sup>/s. Vidare har Statkraft enligt avtal åtagit sig att mintappningen nedströms Viforsen inte ska understiga 30 m<sup>3</sup>/s under perioden oktober-maj. Enligt Energimyndigheten (2016) uppgår Viforsens relativa reglerbidrag till 0,000 % på dygnsbasis respektive 0,060 % på årsbasis.

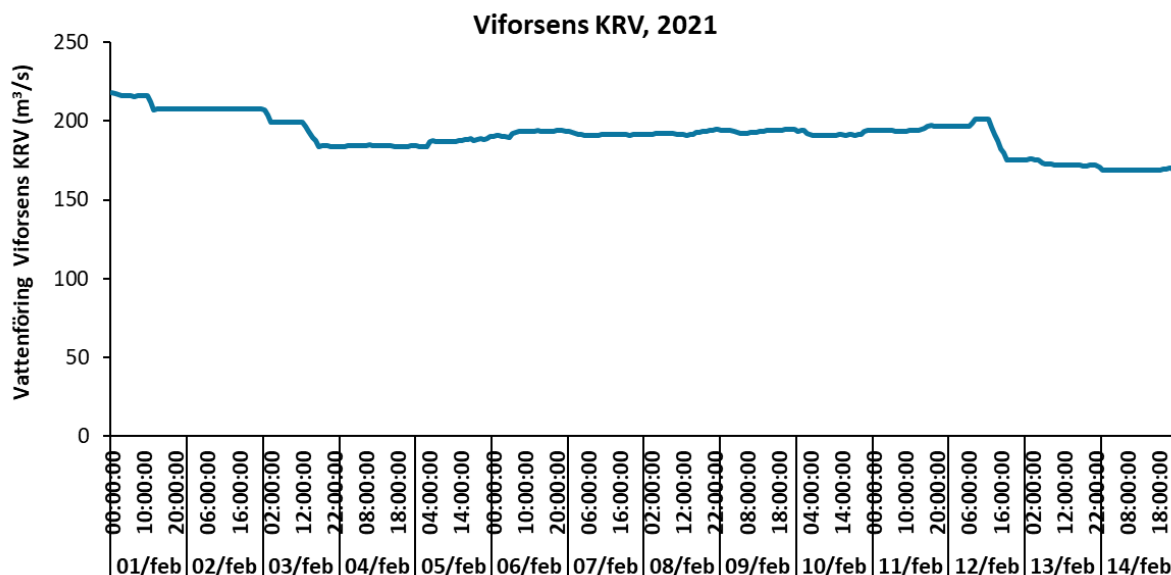


Figur 30. Karta över Ljungans nedre delar och Viforsens kraftverk.

Data för flödena vid Viforsens kraftverk erhöles från Statkraft för perioden 2014–2021 med en upplösning per timme. Resultaten från de genomförda analyserna av flödesdata visar att den vattenföring som förekommit i Ljungan nedströms Viforsens kraftverk avviker från den beräknade naturliga vattenföringen under vintern och våren till följd av den utjämning av flödena som sker, för att därefter i större utsträckning följa den naturliga vattenföringen under sommaren och hösten (se Figur 31). Utjämningen av flödena är en följd av uppströms reglering i kombination med domen för Viforsens kraftverk. Variationen inom och mellan enskilda dygn har oftast varit begränsad och långsam (se Figur 32). Beräkningar av volymsavvikelsen visar att god status inte uppnås vid något tillfälle (se Bilaga A4). I Bilaga A4 redovisas även fler analysresultat.

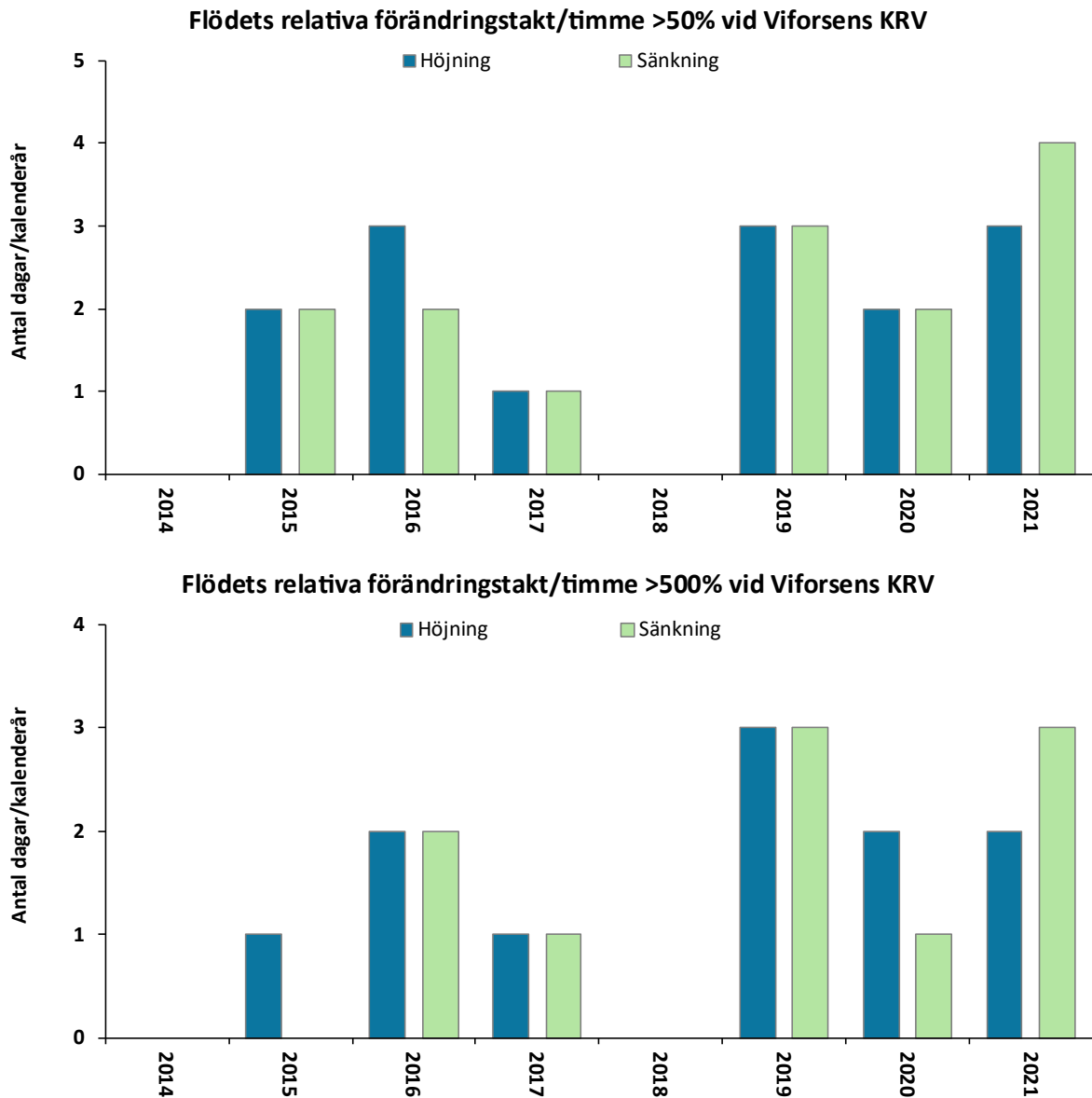


Figur 31. Redovisning av den av SMHI beräknade naturliga vattenföringen i Ljungan respektive hur vattenföringen från Viforsens kraftverk varierade under år 2021.



Figur 32. Redovisning av hur vattenföringen från Viforsens kraftverk varierade under de två första veckorna i februari 2021. Underliggande data har upplösning på 15 minuter.

Baserat på de vidare analyserna framgår att antalet dagar då flödets relativa förändringstakt per timme har överstigit 50 % respektive 500 % inte överstigit fem dagar under något år, samtidigt som flera av dessa tillfällen har en amplitud på över 500% (se Figur 33).

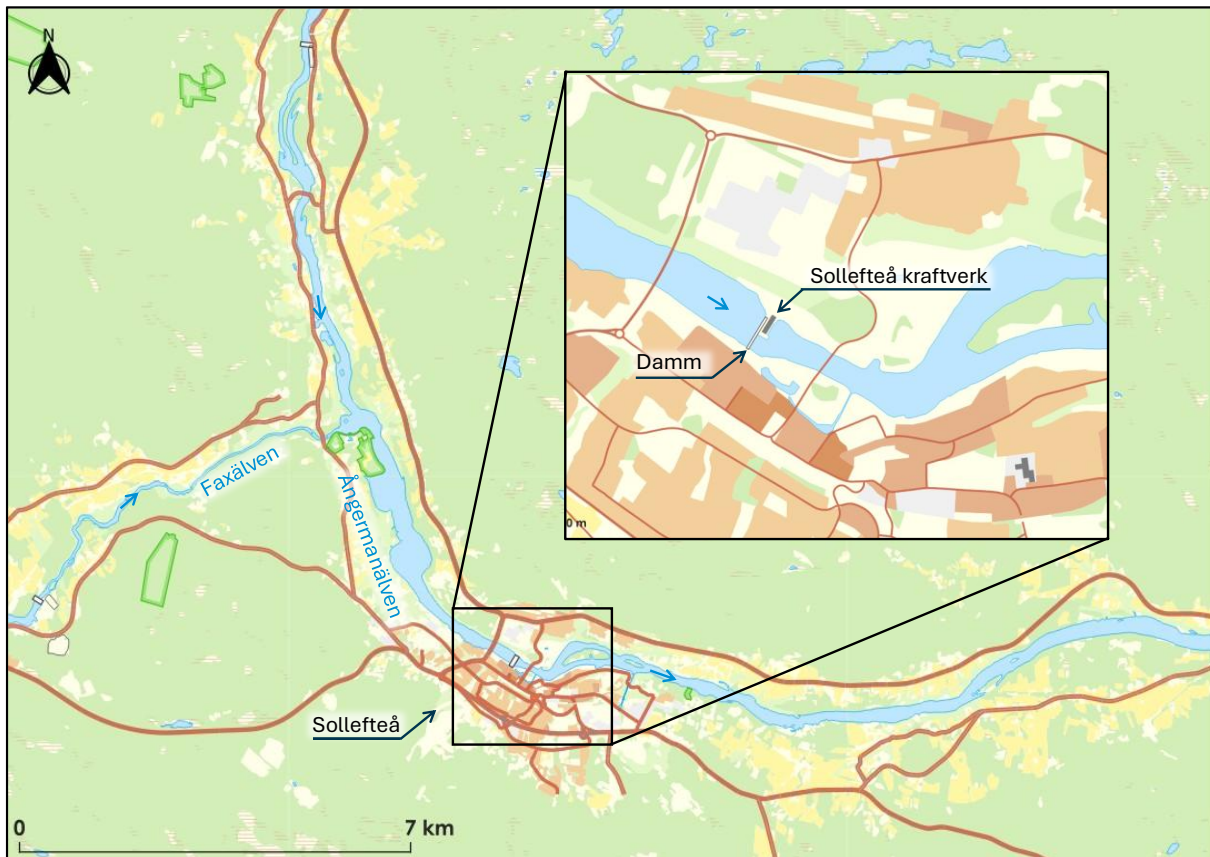


Figur 33. Redovisning av antalet dagar per år som flödets relativa förändringstakt per timme har överstigit 50 % (överst) respektive 500 % (nederst) vid Viforsens kraftverk. Grupperat på flödesförändringens riktning.

## Sollefteå kraftverk i Ångermanälven

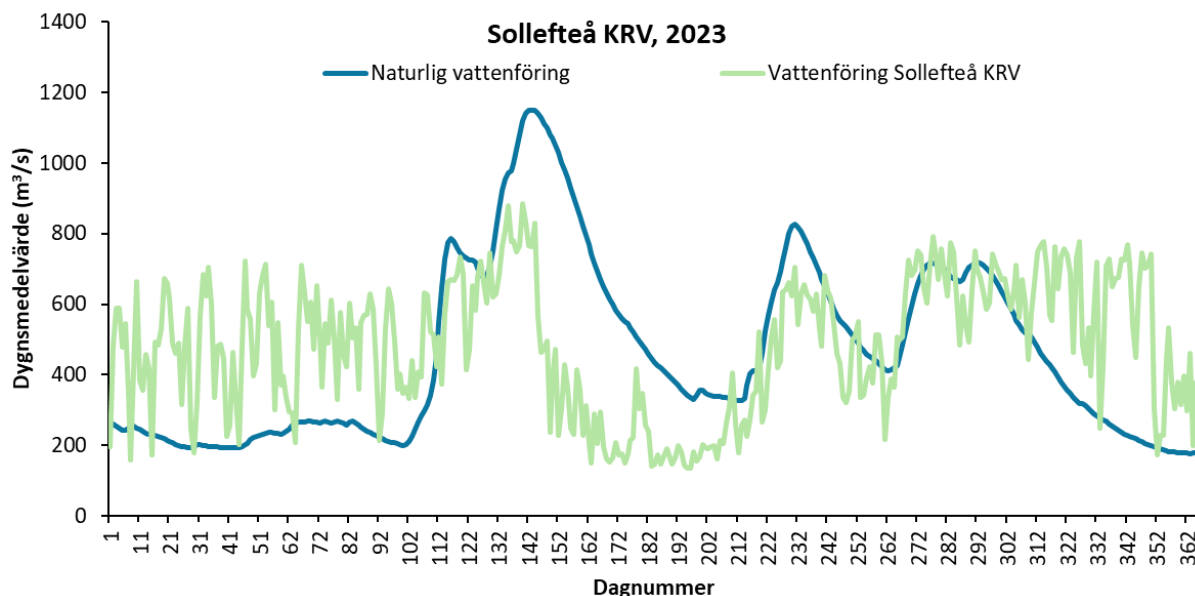
Sollefteå kraftverk är beläget cirka 55 km uppströms Ångermanälvens mynning i Bottenhavet vid Kramfors (se Figur 17 och Figur 34). Kraftverket som ägs och drivs av Sollefteå kommun anlades under 1960-talet och har tre turbiner med en samlad slukförmåga på cirka 790 m<sup>3</sup>/s och en installerad effekt på cirka 61 MW. Någon torråra finns inte i anslutning till kraftverket. I samband med anläggandet av kraftverket rensades älvfåran nedströms. Från Sollefteå ned till mynningen i havet förekommer inga betydande arealer med lämpliga lek- och uppväxthabitat för lax och havsöring, utan bestånden är beroende av kompensationsutsättningar (Sjölander m.fl. 2011). Direkt nedströms Sollefteå kraftverk bedrivs ett omfattande sportfiske, det så kallade "Nipstadsfisket", efter lax.

Tillstånd till anläggandet av Sollefteå kraftverk erhöles av Mellanbygdens vattendomstol. Kraftverket är beroende av regleringen längre uppströms i Ångermanälven och Faxälven, eftersom den reglerbara volymen i magasinet, som är en indämning av älvfåran, uppströms kraftverket är begränsad. Därmed speglar kraftverket till viss del den reglering som sker uppströms. Älvmagasinet uppströms kraftverket får användas för korttidsreglering med en amplitud på 1,25 m. Man har även krav på en mintappning om 95 m<sup>3</sup>/s under tiden 15 maj-15 september och 75 m<sup>3</sup>/s under övrig tid av året. Enligt Energimyndigheten (2016) uppgår Sollefteå kraftverks relativa reglerbidrag till 0,409 % på dygnsbasis respektive 0,215 % på årsbasis.

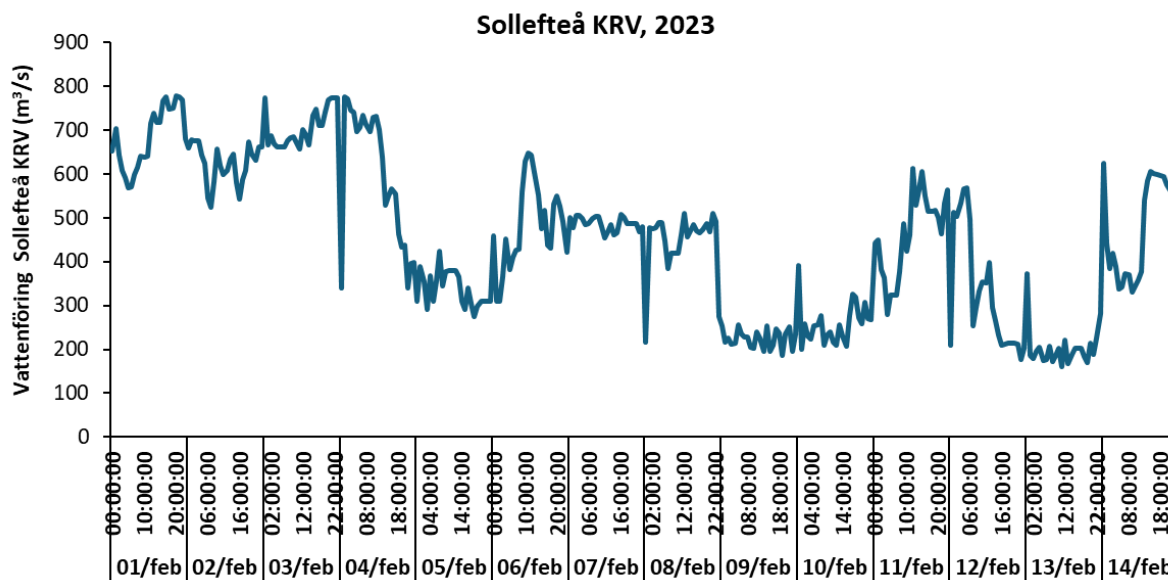


Figur 34. Karta över Ångermanälvens nedre delar och Sollefteå kraftverk.

Data för flödena vid Sollefteå kraftverk erhöles från Sollefteå kommun för perioden 2008–2024 med en upplösning per timme. Resultaten från de genomförda analyserna av flödesdata visar att det sker en utjämning av flödena i Ångermanälven nedströms Sollefteå kraftverk sett över året (se Figur 35). Variationen i flöde inom enskilda dygn respektive mellan närliggande dygn har däremot varit förhållandevis stor (se Figur 36). Beräkningar av volymsavvikelsen visar att god status inte uppnås vid något tillfälle (se Bilaga A5). I Bilaga A5 redovisas fler analysresultat.

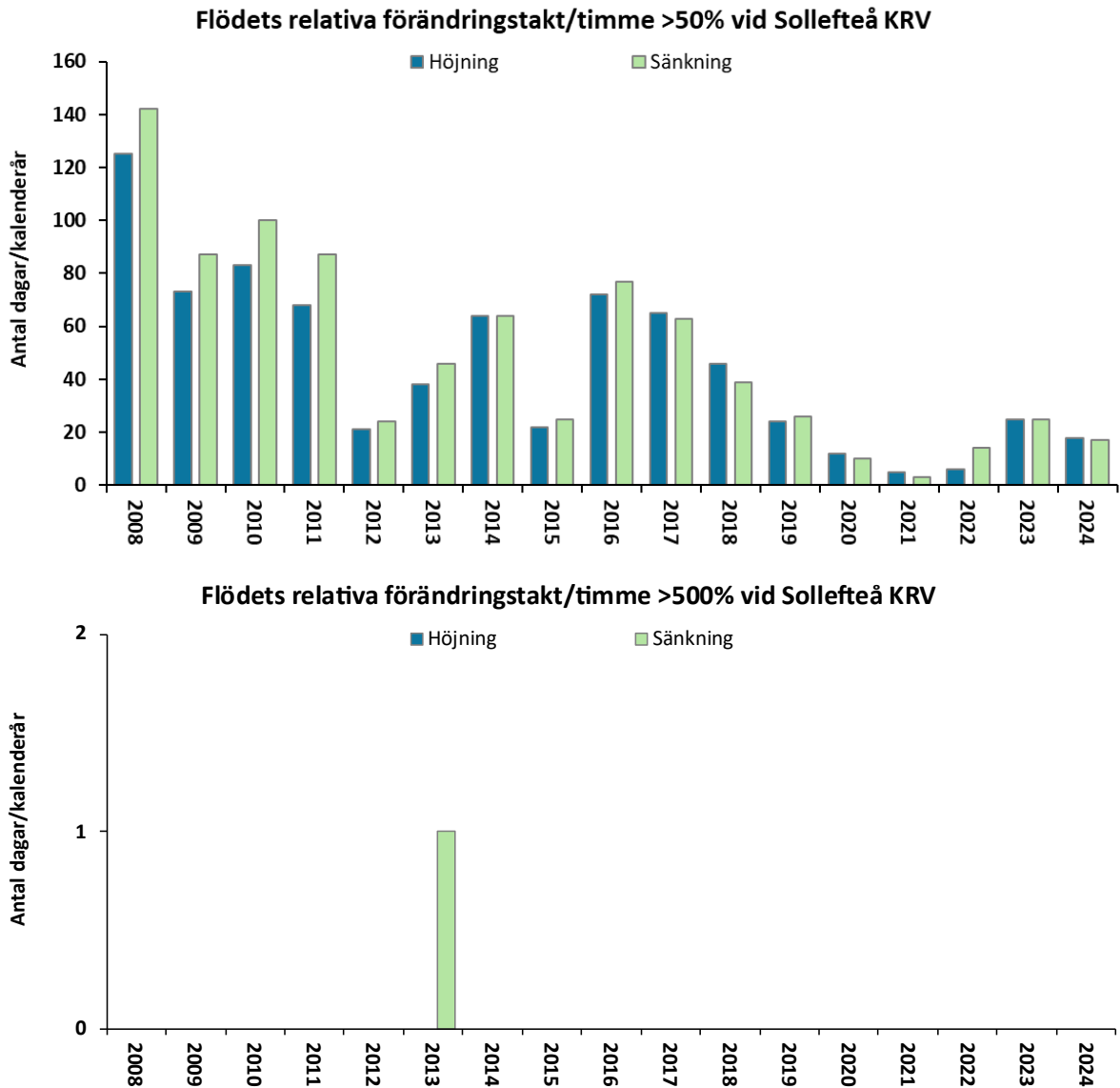


Figur 35. Redovisning av den av SMHI beräknade naturliga vattenföringen i Ångermanälven respektive hur vattenföringen från Sollefteå kraftverk varierade under år 2023.



Figur 36. Redovisning av hur vattenföringen från Sollefteå kraftverk varierade under de två första veckorna i februari 2023. Underliggande data har upplösning på 1 timme.

Baserat på de vidare analyserna framgår det att antalet dagar då flödets relativa förändringstakt per timme överstigit 50 % har minskat från drygt 100 till 30–40 dagar per år under den undersökta tidsperioden (se Figur 37). Endast vid ett tillfälle vintern 2013 översteg flödets relativa förändringstakt per timme 500 %.

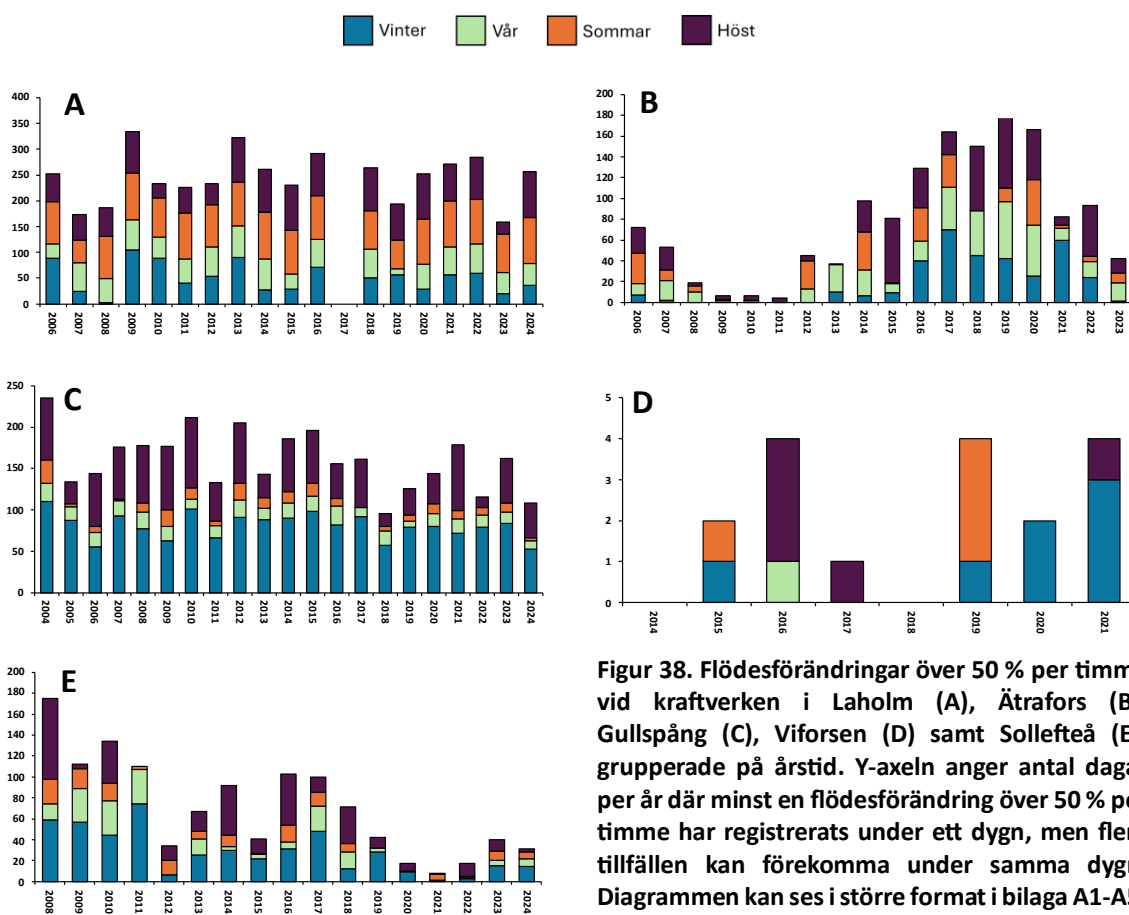


Figur 37. Redovisning av antalet dagar per år som flödets relativa förändringstakt per timme har överstigit 50% (överst) respektive 500 % (nederst) vid Sollefteå kraftverk. Grupperat på flödesförändringens riktning.

## Jämförelse av regleringen per årstid och dygnsvis under kritiska perioder

För samtliga kraftverk sker en stor andel av korttidsregleringen med en relativ förändringstakt på över 50 % per timme under höst och vinter (se Figur 38), vilket sammanfaller med en generellt högre efterfrågan på el och att vattenkraften spelar en större roll för att balansera elnätet och producera el vintertid, då solet inte produceras i lika stor utsträckning som under sommarhalvåret.

Gullspångs kraftverk har flera år högst antal regleringar som sker under höst och vinter, vilket till del kan bero på att tappningen inte får ändras oftare än en gång per vecka under perioden 20:e april till 19:e augusti, samt till del på behovet av kraftverkets reglerförmåga. Laholms och Ätrafors kraftverk har vissa år en betydande del förändringstakter över 50 % per timme vår och sommar, vilket kan bero på att de har förhållandevis små magasin och därmed behöver släppa vidare inkommande flöden, vilka i sin tur kan variera mycket. En liknande tendens kan ses för Sollefteå kraftverk. Endast vid Viforsens kraftverk framgår en tydlig återreglering av de korttidsreglerade flödena från kraftverken längre uppströms, vilket visar sig i det låga antalet tillfällen som givit utslag i analysen. Som kan ses i bilaga A1-A5 varierade även när på dygnet då korttidsreglering skedde under vintern, vilket är den mest kritiska perioden för fiskens överlevnad. Reglering dagtid under vintern anses ha en stor påverkan på laxfisk (Bakken m.fl. 2016a).



**Figur 38.** Flödesförändringar över 50 % per timme vid kraftverken i Laholm (A), Ätrafors (B), Gullspång (C), Viforsen (D) samt Sollefteå (E), grupperade på årstid. Y-axeln anger antal dagar per år där minst en flödesförändring över 50 % per timme har registrerats under ett dygn, men flera tillfällen kan förekomma under samma dygn. Diagrammen kan ses i större format i bilaga A1-A5.

## Sammanfattning

- Laholms kraftverk avvek från de övriga genom att det inte har krav på mintappning och har därmed många dagar med nolltappning.
- Samtliga kraftverk hade en volymsavvikelse som visade på dålig ekologisk status.
- Tydligast korttidsreglering över 50 % av flödet per timme i de fem undersökta kraftverken förelåg vid Laholms kraftverk i Lagan, följt av Gullspångs kraftverk i Gullspångsälven.
- I dessa kraftverk översteg flödets relativa förändringstakt per timme 50 % vid cirka 150–300 respektive cirka 100–200 dagar årligen, medan det vid Viforsens kraftverk i Ljungan i princip inte förekom någon korttidsreglering över 50 % av flödet per timme.
- Vidare framgick det att sedan andra halvan av 2010-talet ökade antalet dagar med mycket hög relativ förändringstakt per timme (>500 %) vid Gullspångs kraftverk, vilket sammanfaller med införandet av de fyra elområdena i Sverige och övergången till 15 minuters tidsupplösning på elmarknaden (se kapitel 1. Bakgrund).
- Relativa förändringstakter över 500% förekommer i olika grad vid samtliga kraftverk. Så stora förändringar har stora konsekvenser på miljön och ekologin, men tillåts inom de nu rådande tillstånden för kraftverken.
- Ytterligare en förklaring till att det vid vissa kraftverk förelåg betydligt fler antal dagar med mycket hög relativ förändringstakt (>500 %) kan troligen finnas i förhållandet mellan basflödet (ofta mintappning) i vattendragen och kraftverkens slukförmåga. Desto lägre basflöde och högre slukförmåga ju troligare är det att flödets relativa förändringstakt per timme blir stor.
- Fördelningen av när korttidsreglering förekom på både dygns- och årstidsbasis varierar mellan de olika kraftverken (Figur 38). En tydlig tendens kan ses för Gullspångs kraftverk, som har få korttidsregleringar under vår och sommar. De kraftverk som har sämre förutsättningar att magasinera stora mängder vatten uppvisar en jämnare fördelning av korttidsregleringens fördelning per årstid.

## 6. Reglering av reglering eller vad har hänt i vattenrättsverige?

### Historisk tillbakablick

Det har i olika grad tagits hänsyn till vattenmiljön vid regleringen av våra vattendrag genom tiderna. I början var sjöfart, flottning, kungsådror, fiskådror och fisket viktigt och de allmännas rätt till vattnets fria gång stark (se Figur 39). Speciellt tillstånd krävdes för att få bygga över vattendraget. I den äldre vattenlagen från år 1918 stiftades att det tillrinnande vattnet inte fick innehållas till nackdel för allmänna eller enskilda intressen nedströms dammen, utan särskild rättighet:

*”Ändå att viss tillåten dämningshöjd är bestämd, må ej det tillrinnande vattnet, med mindre särskild rättighet därtill förefinnes, innehållas till förfång för allmänna eller enskilda intressen, som äro beroende av vattnets lopp nedom dammen.”* (2 kap 30 §, SFS 1918:523)

Man fick heller inte släppa i väg så mycket vatten på en gång att allmän eller enskild rätt sattes i fara:

*”Ej må vid avtappning så mycket vatten på en gång framläppas, att allmän eller enskild rätt sättes i fara”* (2 kap 32 §, SFS 1918:523)

I vattendrag med kungsådra gällde att 33 % av flödet eller 33 % av vattenkraften kunde användas för förbättrandet av allmänna intressen som fisket (1 kap 6 §, SFS 1918:523). Om vattendomstolen lämnat tillstånd att bygga över kungsådran så kunde man efter 20 år börja begära tillbaka vatten till kungsådran och efter 40 år kunde hela kungsådrans flöde begäras tillbaka (2 kap 7 §, SFS 1918:523). Den oinskränkta rättigheten genom en överbyggd kungsådra var därmed begränsad i tid. I hur stor utsträckning som detta utnyttjades är oklart, men otvivelaktigt framgår att redan vid denna tid var det klart för lagstiftarna att avstängda vattendrag och plötsligt innehållande eller framläppande av vatten kunde orsaka problem för bland annat fisken. Just problemen för fisk kunde avhjälpas genom att en stor del vatten kvarhölls i vattendraget i kungsådran.

För de mindre vattendragen fanns från 1766 års fiskestadga bestämmelse om en mindre kungsådra om 1/6-del av vattnet (Rönngren, 2025). Kungsådrorna fanns kvar till den nya vattenlagen kom år 1983 och ersattes sen av begreppet fiskådra som utgör en sjättedel av vattendragets bredd på djupaste stället, som ska lämnas fritt från fiskeredskap och andra anordningar som förhindrar fiskvandring (§ 18, SFS 1993:787). Värt att notera är att för dammar utan vattendom eller likande tillstånd som hänvisar till gammal hävd borde kravet på kungs- eller fiskådra ha varit aktuellt för verksamheten och finnas kvar om inte hävden är bruten eller annat kan styrkas.

Under 1900-talets första hälft kände behovet av energi, nybyggarandan och ingenjörskonsten inga gränser och i många vattendrag ersattes kungsådror och fiskådror med laxtrappor. Energin blev viktigare och värdet av fisken som födokälla minskade i takt med att bestånden gick ner på grund av industrialiseringen. Älvens



Figur 39. Kungliga Majestäts fiskeristadga 1766.

succession blev på många platser att dammen stängde vattendraget, en dåligt fungerande fisktrappa ersattes på många platser med odlad fisk som kompensation, som i många fall förhandlades om till en fiskeersättning i pengar. Ofta resulterade det till sist i att strömsträckor blev överdämda eller helt torrlagda förutom vid högflöden, vid maskinreparationer eller när luckor behövde testköras.

En av de framstående vattenbyggarna var Civilingenjör Valter Furuskog (1901 – 1987). De strömmande vattnen kom att prägla hans liv. Valter arbetade mer än 40 år för AB Vattenbyggnadsbyrå med vattenkraft (Sancte Örijens Gille, 2025), men han insåg också utvecklingen i vattendragen. När han år 1947 recenserar boken "Lax i Sverige och England" av P.H. Wolff konstaterar Furuskog att:

*"Boken bjuder mycket av intresse för dem, som bygger i och vid våra vattendrag. Det torde få anses som en bister sanning, att vårt redan starkt decimerade laxbestånd alltmera hotas av de fortgående kraftverksbyggena och av föroreningar från samhällen och industrier."* Furuskog, 1947.

Som synes var Valter inte bara vattenbyggare utan även fiskeriingenjör och konstruerade bland annat den tidigare laxtrappan i Herting. Redan för 70 år sedan kunde han summera sin oro och statusen för många av Sveriges vattendrag fram till idag. Den andra halvan av 1900-talet bestod till stor del av storskalig utbyggnad, men även av en ny miljöhänsyn. Freden i Sarek 1961 och Nationalälvarnas tillkomst gjorde att miljöfrågan fick nytt liv och älvmiljöer värnades.

År 1983 reviderades den äldre Vattenlagen och den nya Vattenlagen (SFS 1983:291) trädde i kraft. Den första paragrafen i det första kapitlet lyder: "Vatten skall skyddas och vårdas som en gemensam naturtillgång." Något liknande fanns inte i den äldre vattenlagen och detta visar på att lagen nu har en annan inriktning än den äldre vattenlagen vars tillkomst främst var motiverad av en önskan att möjliggöra en utbyggnad av landets stora tillgångar på vattenkraft (Strömberg 1984).

Under 1980- och 90-talet började en ny fiskevårdsperiod då fokus låg på biotopvård och fiskvägar. De relativt få fiskvägar som byggdes var oftast tekniska trappkonstruktioner som ofta byggdes av andra aktörer än verksamhetsutövaren och flödet blev oftast antingen en frivillig överenskommelse eller, i sällsynta fall, 5 % av produktionen efter en omprövning. Fokus låg ofta på att återetablera lax- eller öringstammar genom naturlig föryngring för ett natur- och fiskeintresse. Därtill hade vattenkvalitén i Sveriges vattendrag förbättrats avsevärt genom avloppsreningsverk och kalkning (Bernes 1991).

När sedan Miljöbalken (SFS 1998:808) trädde i kraft 1998 togs nästa steg i miljöarbetet. Stora delar av Vattenlagen infördes i miljöbalken, medan andra delar behölls i Lag (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet. Syftet med Miljöbalken, att värna människor och miljö (1 kap 1§), blev tydligt i och med försiktighetsprincipen (2 kap 3§), kravet på bästa möjliga teknik (2 kap. 3 §) och principen om att den som skadar miljön är den som ska avhjälpa dessa skador tills de upphör (2 kap. 8 §), allmänt känd som "polluter pays"-principen.

Miljöbalken och Ramvattendirektivet från EU gjorde att vattenmiljöarbetet i Sverige ökade och fokus skiftade delvis från fiskevårdande insatser till att verksamhetsutövare behöver se över hur de kan minska sin miljöpåverkan och vilka tillstånd samt villkor som de har och behöver ha för sin verksamhet. Dock försvårades detta arbete eftersom många vattenkraftverk hade domar som inte var tidsbegränsade, vilket innebar att många tillstånd inte implementerade den nya, mer miljöanpassade lagstiftningen.

Det var inte förrän en rad förändringar i Miljöbalken angående vattenmiljö och vattenkraft trädde i kraft år 2019 som lagstiftningen kunde påverka även domar utan tidsbegränsning. Åtkomsten till tidigare domar gav förbättrade förutsättningar för ökad miljöhänsyn i de fall och vid de kraftverk som tidigare inte omfattats av uppdaterad lagstiftning. En av de förändringar i Miljöbalken som genomfördes var beslut om den nationella planen för omprövning av vattenkraften, som ställer krav på att alla producenter av vattenkraftsel ska ha moderna miljötillstånd

Nu ligger ett stort arbete framåt för att få till bra lösningar och lämpliga villkor för att balansera ekologiska värden med energi- och effektproduktion. De viktigaste grunderna för detta kände man redan till för över hundra år sedan: **att ha ett tillräckligt fritt flöde och inte avvika för mycket från naturliga variationer i vattenföringen.**

### Exempel från sentida domar

I ett antal andra länder finns möjligheten att anpassa villkoren för verksamheten genom återkommande licensieringsrutiner, till exempel Norge har tidsbegränsade koncessioner. Där gäller generellt 50 års intervall, men för större kraftverk byggda efter 1992 gäller 30 års intervall. Mindre kraftverk med under 10 MW installerad effekt, ofta strömkraftverk, har i regel i koncessionen krav på ”jämn drift” och bestämmelser om att korttidsreglering inte är tillåten (Molkersrød m.fl. 2019). Trots detta förekom många start och stopp även i dessa kraftverk vid en undersökning 2005–2014. Orsaken var oftast låg vattenföring, men också begränsningar i distributionsnätet samt driftstopp av tekniska orsaker.

I Tyskland ges nya kraftverk licens för 30 år, medan äldre kraftverk har permanenta tillstånd. I USA tillämpas en återkommande licensiering via ”Federal Energy Regulatory Commission”, vars licenser gäller 30–50 år. Liknande system gäller i Brasilien. I Kanada varierar det mellan provinser där till exempel British Columbia har tidsbegränsade koncessioner. I Österrike och Schweiz finns lagstiftning som reglerar miljöanpassning av vattenkraft med fokus på korttidsreglering (Austrian National Water Act från 2011 respektive Federal Act on the Protection of Waters; se Moeira m.fl. 2019, *Salmoso* m.fl. 2021). I gällande lagstiftning finns krav som reglerar hur korttidsreglering får utföras i Österrike, Schweiz, Spanien och Tyskland. I Österrike får flödesvariationen ej överstiga 300 %. Den schweiziska förordningen kräver motåtgärder mot korttidsreglering före år 2030 (Swiss water protection act 2011; Tonolla m.fl. 2017).

Sverige har inte kommit långt i arbetet med att miljöanpassa vattenkraften, en energikälla som kan göras betydligt miljövänligare till låga produktionsförluster enligt många studier (se till exempel Widén m.fl. 2022b). I Finland och Sverige har tillstånd för vattenkraftverken varit utan tidsbegränsning, vilket är unikt för en verksamhet som har stor miljöpåverkan om den inte anpassas. I och med förändringarna som trädde i kraft 2019 (SFS 2018:1407) så ska vattenkraftverk i normalfallet ha moderna miljövillkor som är högst fyrtio år gamla, så länge inte en annan giltighetstid bestämts i en dom. Dock är det inte fråga om nyprövning av verksamheten där den totala påverkan bedöms, utan endast omprövning av villkor eller bestämmelser till skydd för människors hälsa och miljön.

De senaste årens tillstånd för vattenkraft finns numer digitalt och kan enklare sökas igenom. En sökning i databasen JP-infonet efter vattenkraftsdomar de senaste 20 åren från Mark- och miljödomstolarna och deras överinstanser visar att det finns omkring 1300 domar som tar upp vattenkraft. Cirka 280 av dessa domar (en femtedel) innehåller ordet korttidsreglering och i de flesta av dessa förtydligas endast att korttidsreglering inte får förekomma. I 44 domar förekommer termerna korttidsreglering och ”mjuka övergångar”, medan termen återreglering med avseende på vattenkraft endast ger tre träffar. Det ses att en stor del av fokus vid miljöanpassning har legat på strömkraftverk och att problemen med hastigt ändrade flöden förekommer även där, men med en betydligt lägre frekvens.

Bland sentida domar för vattenkraft så är ett av de vanligare villkoren att ”korttidsreglering ej får förekomma”. Detta syftar till att vatten inte ska magasineras utan frånflödet ska alltid vara detsamma som tillflödet. Villkoret kan vara utmanande för ett strömkraftverk när flödet pendlar runt nivån för lägsta drivvattenföring, det lägsta flöde som kraftverkets turbin drivs med, och turbinen behöver slå av och på utan förändringar i tappning av vatten från anläggningen.

Ytterligare problem kan uppstå om maskinen plötsligt slår ifrån och uppehåll eller tillfälliga minskningar uppstår i flödet nedströms dammen. Dåligt fungerande styrsystem för turbindrift och luckor kan skapa variationer i flöden som i praktiken innebär korttidsreglering nedströms. Domarna innehåller sällan en definition av vad som menas med korttidsreglering eller villkor för hur tillsynsmyndigheten ska följa upp så att ingen korttidsreglering skett. **På grund av de vaga definitionerna i många domar blir tillsynen svår att utöva och förekomsten av icke tillståndsgiven korttidsreglering ett ej hanterat miljöproblem, vars mörkertal troligen är stort.**

## Mintappning

Den vanligaste åtgärden för att minska skadorna av korttidsreglering i vattendrag har varit mintappning, det vill säga att kraftverket släpper ett kontinuerligt vattenflöde genom turbiner eller via regleringsdammen i den ursprungliga fåran till vattendraget nedströms. Ju högre mintappningen är i förhållande till kraftverkets drivvattenföring desto mindre blir den relativa förändringen i vattendraget till följd av regleringen. Som en följd av Miljöbalken och äldre lagstiftning har mintappningarna vid en omprövning ofta fastslagits till runt 5 % av medelvattenföringen eller produktionsvärdet, även om lagutrymme har funnits för att verksamhetsutövare ska tåla ett bortfall på upp till 20 % utan ersättning, eller ännu högre mot ersättning. Dessa fasta ersättningsfria omprövningsutrymmen försvinner år 2029 genom lag 2018:1408. På senare tid har mintappningar allt oftare bestämts utifrån oreglerad medellågvattenföring, hydraulisk modellering eller provtappningar i stället för fasta procentsatser.

Det är inte ovanligt att även om det finns en lagstadgad mintappning vid ett kraftverk så tappas ett högre flöde på frivillig basis eller genom en överenskommelse eftersom bedömningen har gjorts att det högre flödet är mer lämpligt för vattendraget. Exempel är flödet i Ätran nedströms Ätrafors kraftverk, Svartån nedströms sjön Sommen samt ett högre flöde delar av året vid Viforsens kraftverk i Ljungan. Fördelen är att man genom en god samverkan kan pröva sig fram till lämpliga mintappningar, som sedan kan fastställas vid en omprövning. Så gjordes till exempel vid omprövningen av regleringsdammen vid Laxberg i Sommens utlopp år 2022<sup>1</sup>.

Den i domen fastslagna mintappningen kan ibland variera under årstiderna för att efterlikna naturliga variationer i flöden och inte ge ett statiskt flöde. Ofta är de årstidsanpassade flödena högre under höst och vår samt lägre under sommar och vinter. Tyvärr kan sådana låga vintermintappningar i korttidsreglerade vattendrag minska resiliensen, vattendragets motståndskraft, mot effekterna av korttidsregleringen under den tid när den används som mest.

Enligt 26 kap. 19 § Miljöbalken och förordningen om verksamhetsutövares egenkontroll (FVE) ska verksamhetsutövare med vattenkraft fortlöpande kontrollera och undersöka verksamhetens påverkan på miljön. Vad som är en rimlig egenkontroll för vattenkraft finns beskriven i rapporten ”Rimlig egenkontroll” (Länsstyrelserna, 2021). På senare tid har det även blivit vanligare att villkor ställs att det ska finnas mätning med datalagring så verksamhetsutövaren lättare kan visa att villkoret om mintappning följs, även vid mindre anläggningar. Utan mätningar är det svårt för verksamhetsutövare att visa att man följer villkoren.

---

<sup>1</sup> Mark- och miljödomstolen i Växjö dom 2022-01-20 i mål nr M 4889-21

Exempel finns på domar som säger att kontrollprogram ska innehålla mätning som förutom uppströms och nedströms vattenyta ska innehålla de uppgifter som behövs för att visa att mintappningen och övriga vattenhushållningsbestämmelser följs, inklusive avledningen till turbinen<sup>2</sup>. I det aktuella fallet skulle data insamlas med minutupplösning, men en mätningfrekvens på kvart eller timme bör i de flesta fall vara tillräckligt.

## Mjuka övergångar/rampning

Mjuka övergångar är ett försök till att ge vattenlivet tid att anpassa sig till förändrade vattenstånd och vattenhastigheter. Ibland kallas det även rampning, och skapas ofta genom att pådraget genom turbinerna ökas eller minskas stegvis inom ett visst tidsintervall. Det är då viktigt att villkoret i tillståndet inte blir godtyckligt, utan tydligt anger hur det ska genomföras och följas för att nå sitt syfte. Det vanligaste villkoret är att mjuka övergångar eller mjuk körning ska tillämpas, men i de flesta fall saknas en definition av mjuka övergångar eller mjuk körning, vilket gör det svårt att förstå innebörden av villkoret för både verksamhetsutövare, tillsynsmyndighet och allmänhet. Ibland återfinns resonemang i anslutning till villkor om mjuka övergångar om att driftstörningar eller andra exceptionella händelser är undantagna från villkoren. Tre exempel på villkor om mjuka övergångar lyder:

*”I övrigt ska tappningsändringar till huvudfåran ske med så mjuka övergångar som är tekniskt möjligt.” - M 2765-13<sup>3</sup>*

*”Start och stopp av kraftverket ska ske med så mjuka övergångar som är tekniskt möjligt.” - M 4481-15<sup>4</sup>*

*”Mjuka övergångar avseende flödesförändringar genom regleringsdammen ska i möjligaste mån tillämpas, med hänsyn till tillståndsgiven drift och dammsäkerheten vid anläggningen.” -M 5578-13<sup>5</sup>*

Begreppet ”såvitt det är tekniskt möjligt” som återfinns i vissa domar blir ett svårtolkat villkor. Frågan blir då om det är rimligt att kräva att en verksamhetsutövare ska göra allt som är tekniskt möjligt för att situationen aldrig ska kunna uppstå eller om verksamhetsutövaren kan hänvisa till ett tekniskt fel när situationen har uppstått även om det är återkommande (se Figur 40). Bättre är att avvikelser får hanteras i verksamhetens egenkontroll och givetvis även rapporteras till tillsynsmyndigheten.



Figur 40. Ibland är problemen med snabba förändringar så återkommande eller riskerna så stora att varningsskyltar har monterats för läskunniga människor på land. Men för livet i vattnet blir det svårare att undkomma de plötsliga förändringarna.

<sup>2</sup> Mark- och miljödomstolen i Vänersborg dom 2025-01-31 i mål nr M 3472-22

<sup>3</sup> Mark- och miljödomstolen i Växjö dom 2014-05-27 i mål nr M 2765-13

<sup>4</sup> Mark- och miljödomstolen i Vänersborg dom 2016-09-05 i mål nr M 4481-15

<sup>5</sup> Mark- och miljödomstolen i Nacka dom 2017-11-23 i mål nr M 5578-13

En högsta tillåtna förändringstakt av vattenståndet bör finnas med i villkoren. I kraftverksdomar från de senaste 20 åren förekommer förändringstakter mellan 5 -20 cm per timme som högsta tillåtna förändringshastighet, där 10-13 cm per timme är vanligast. Det är även viktigt att det i en dom fastslås mätplats, mätintervall, tillgängliggörande av data och hur rapportering av överträdelser går till, så som i villkoret nedan:

*”Vid tappningsreduktioner vid utskovsdammen, Smeddammen, ska reduktion av tappningen ske med mjuka övergångar så att vattenståndet på en angiven mätpunkt nedströms fiskvägens och de övriga utskovens flöde inte sjunker snabbare än 10 cm per timme. Mätpunktens närmare placering ska fastställas i samråd med tillsynsmyndigheten.*

*Vid tappningsökningar vid utskovsdammen, Smeddammen, ska, såvitt det inte inverkar negativt på dammsäkerhet och övrigt skydd av vattenanläggningar, tappningen ske med mjuka övergångar så att vattenståndet på en angiven mätpunkt nedströms fiskvägens och de övriga utskovens flöde inte ökar snabbare än 20 cm per timme. Mätpunktens närmare placering ska fastställas i samråd med tillsynsmyndigheten.” M 2028-17<sup>6</sup>*

I Sverige används ofta vattenståndsförändring som mått för tillåten påverkan, men kraftverk styrs vanligen efter effekt som ganska enkelt går att omvandla till flöde. Flödet kan sedan omvandlas till vattenstånd genom pglar, företrädesvis permanenta automatiska pglar med larmfunktion som registrerar förändringar av vattenståndet och larmar vid över- eller underskridande av något villkor, exempelvis förändringstakt eller mintappning. Pglarna bör placeras vid kritiska punkter eller områden, exempelvis vid strömsträckor nedströms kraftverket, där skyddsvärda habitat återfinns. Dessa mätningar bör ligga till grund för de rutiner som tas fram för kraftverkets drift. Ska mjuk reglering tillämpas så behövs en god planerbarhet av vattenkraften vilket bör vara fullt möjligt i de flesta fall.

Rimligen bör villkoren vara tydligt definierade och syfta till att skydda vattenmiljön och närmiljön. Avvikelse på grund av tekniska problem eller exceptionella yttre händelser bör hanteras genom kraftverkets egenkontroll och rapporteras till tillsynsmyndigheten med förslag till åtgärd för undvikande i framtiden. Att data även publiceras offentligt, såsom i Norge, är viktigt för ”allmänhetens tillsyn”.

Det är dock svårt att hitta bestämmelser om hur snabbt flödet får förändras i vattenkraftverken för att räknas som ”mjuk övergång”. I den skrift som Havs- och vattenmyndigheten gav ut 2015 (Kling 2015) definieras inte mjuk övergång eftersom det oftast är platsberoende. **Med hänsyn till försiktighetsprincipen anser författarna till denna rapport att en högsta vattenståndsförändring på 10 cm per timme bör vara ett gott antagande om inte bättre underlag finns tillhanda.**

## Återreglering

Vid återreglering samlas ett korttidsreglerat flöde från ett kraftverk i ett magasin. Vattnet går därefter till ett kraftverk som släpper ett mer kontinuerligt flöde som speglar den genomsnittliga tillrinningen över en längre tidsperiod (oftast dygn), för att utjämna effekterna av korttidsregleringen vid det övre kraftverket. Därmed kan påverkan av korttidsregleringen minska på värdefulla strömsträckor, om än i olika grad. En total återreglering till naturlika förhållanden och årsvariationer är dock mycket ovanligt. Två kraftverk där det förekommer en viss återreglering är i Ätrafors i Ätran och Viforsen i Ljungan.

Vid en sökning bland tillstånd givna under de senaste 20 åren påträffas inga domar där återreglering ska användas för att mildra korttidsreglering uppströms. Det finns dock uppe för diskussion i ett fåtal domar. Det finns tekniska svårigheter med återreglering eftersom det krävs magasinvolym för att fånga upp det korttidsreglerade flödet och en kraftverksanläggning som är byggd på ett sådant sätt att det fungerar att släppa en stor variation av flöden.

---

<sup>6</sup> Mark- och miljödomstolen i Nacka dom 2018-12-13 i mål nr M 2028-17

För att kunna utöka möjligheterna till korttidsreglering utan att öka den negativa påverkan på vattenmiljön så är en tänkbar lösning att vissa kraftverk i korttidsreglerade älvar vid viktiga naturområden byggs om för återreglering samtidigt som uppströms liggande kraftverk effektiviseras för korttidsreglering. Därmed kan effektregleringen öka samtidigt som korttidsregleringens påverkan på värdefulla strömvattenbiotoper minskas.

## Sammanfattning

- För mer än 100 år sedan visste man att innehållande och snabbt påsläppande av vatten kunde leda till problem för bland annat fisket.
- I de viktiga vattendragen med kungsådra var mintappningen ca 33 % av flödet, det fanns även vattendrag med en mindre kungsådra där mintappningen var ca 17 %. För dammar utan vattendom eller motsvarande tillstånd som hänvisar till gammal hävd borde kravet på kungs- eller fiskådra ha varit aktuellt för verksamheten och finnas kvar om inte hävden är bruten eller annat kan styrkas.
- Ofta finns i vattendomar bestämmelser om hur vattennivån i uppströms vattenmagasin får förändras med övre och nedre dämningssgräns, samt ibland till och med bestämmelser om hur hastigt förändringen får ske.
- Nedströms kraftverken saknas generellt sådan detaljerade nivå på regleringen, men ibland finns i alla fall bestämmelse om mjuka övergångar i flödesförändringar, dock utan att vara preciserade.
- Ett fåtal exempel finns där man föreskrivit att vattennivån nedströms regleringsdammen inte får stiga eller minska med mer än till exempel 10 cm per timme. Det är då även viktigt att en anläggning har tillräcklig instrumentering för att kunna visa att villkor följs.
- Peglarna bör placeras vid kritiska punkter eller områden, exempelvis vid strömsträckor nedströms kraftverket, där skyddsvärda habitat återfinns.
- Att data även publiceras offentligt, såsom i Norge, är viktigt för "allmänhetens tillsyn".
- Återreglering används redan till viss del för att dämpa uppströms korttidsreglering vid känsliga vattendragsträckor och har potential att användas i större utsträckning.
- För att kunna utöka möjligheterna till korttidsreglering utan att öka den negativa påverkan på vattenmiljön så är en tänkbar lösning att vissa kraftverk i korttidsreglerade älvar vid viktiga naturområden byggs om för återreglering samtidigt som uppströms liggande kraftverk effektiviseras för korttidsreglering. Därmed kan effektregleringen öka samtidigt som korttidsregleringens påverkan på värdefulla strömvattenbiotoper minskas.

## 7. Föreslagna/genomförda motåtgärder

Arlidge m.fl. (2018) har angett generella steg för att bevara biologisk mångfald vid olika typer av påverkan. Konceptet har fyra steg där helst så få som möjligt ska tas (se Tabell 7). Vid vattenkraftutnyttjande har fokus tyvärr i huvudsak legat på det sista steget (kompensera).

**Tabell 7. Rekommenderad prioriteringsordning för att bevara biologisk mångfald och fungerande ekosystem vid mänsklig påverkan (Arlidge m.fl. 2018).**

<b>1. Undvik</b>	Undvik skyddad natur, känsliga eller hotade miljöer, arter eller populationer.
<b>2. Minimera</b>	Minimera påverkan genom uthålligt nyttjande med bästa möjliga teknik.
<b>3. Reparera</b>	Restaurera nyckelelement och funktioner i miljön.
<b>4. Kompensera</b>	Skapa ersättningshabitat, utsättning eller återintroduktion av arter.

De senaste åren har det publicerats många vetenskapliga artiklar med sammanställningar av olika ansatser för att mildra de negativa effekterna av korttidsreglering på vattenekosystemet. Man kan i huvudsak skilja på fem typer av åtgärder:

- Förbjuda korttidsreglering (Undvik)
- Tekniska och maskinella förändringar i kraftverket (Minimera)
- Förändringar i driften (Minimera)
- Nyanlagda kanaler och återregleringsmagasin (Minimera)
- Fysiska åtgärder i älven (Reparera & Kompensera)

Generellt ligger fokus i dessa studier på tekniska förändringar i kraftverket och på förändringar av driften, med flera olika förslag på vad det skulle innebära. Dock är en del av de framtagna förslagen inte genomförda i praktiken. Många författare betonar att förändringar i driften (vattenregleringen) oftast är nödvändigt för att minska påverkan på nedströms vattendrag (ex. Bätz m.fl. 2023, Frieze m.fl. 2025). Sett ur perspektivet av en kostnads- eller nyttoanalys anser Person m.fl. (2013) att helt enkelt leda bort del av vattenflödet från känsliga habitat eller att ha ett återregleringsmagasin nedströms kraftverket är de mest lönsamma åtgärderna för elproduktion och miljö. Den ekonomiska vinsten av att kunna korttidsreglera är så stor att även omfattande investeringar i faciliteter för att skydda miljön kan motiveras.

Innan man börjar vidta åtgärder för att minska påverkan av korttidsreglering krävs att de platsspecifika förhållandena undersöks och problemen kartläggs. Man måste identifiera hur omfattande påverkan av korttidsregleringen är och hur viktigt skydd eller restaurering av sträckan nedströms kraftverket är. Ett stort problem är att man ofta inte har utrett påverkan av korttidsregleringen på den aktuella platsen. En provtappning eller hydraulisk modellering bör vara ett generellt krav för att utforma både regler för verksamheten och för att kunna mildra negativa effekter (se exempelvis Pisaturo m.fl. 2017, Burman m.fl. 2023, Alfredsen m.fl. 2022). **Utan en sådan utredning är det tveksamt om korttidsreglering ens bör tillåtas.**

### Tekniska förändringar i kraftverket

Generellt kan ett utbyte av turbiner till moderna, och ibland även flera mindre, turbiner möjliggöra en större flexibilitet i elproduktionen (Bakken m.fl. 2016a). Moderna turbiner kan tolerera en långsammare övergång mellan olika driftlägen och möjliggöra ett lägre driftflöde. Äldre anläggningar har ofta haft flera turbiner med olika slukförmågor för att bättre kombinera turbinerna med aktuella flöden. Det finns även idag turbiner med en mycket jämn verkningsgrad som gör att rampning kan ske mycket långsamt även om problemet med uppstart fortfarande finns kvar och kräver en god mintappning.

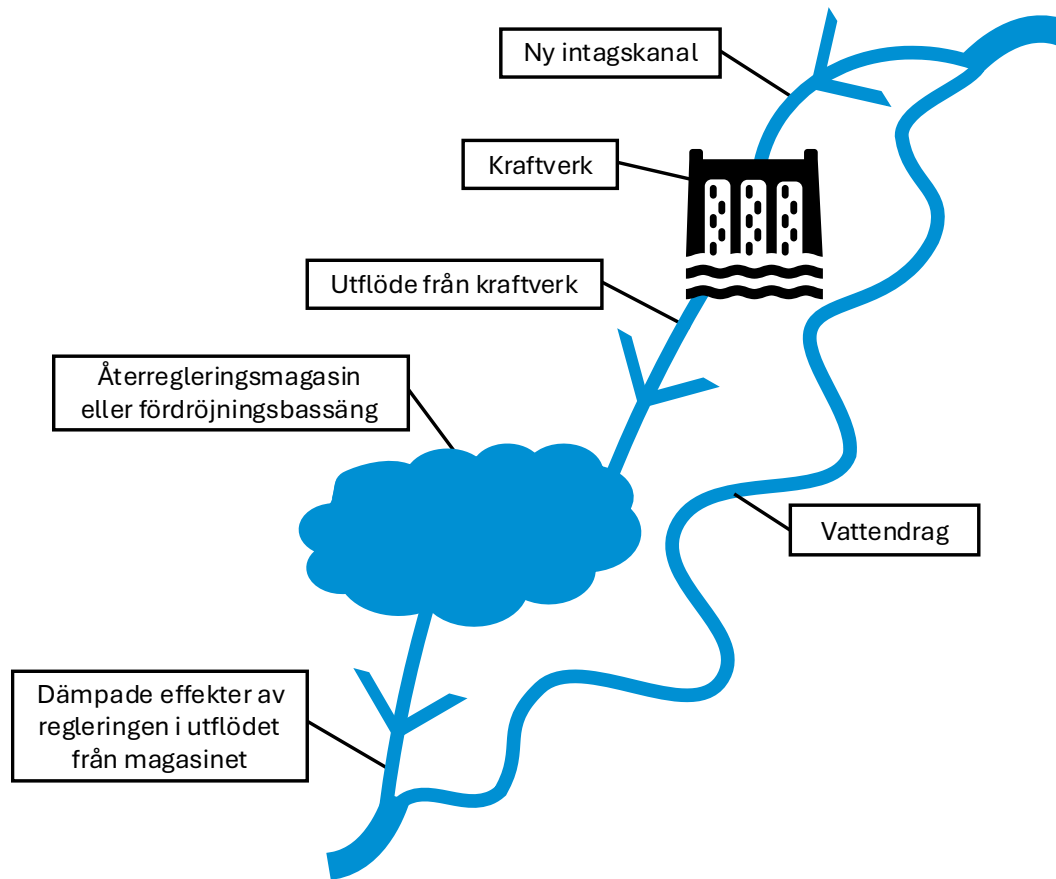
Ett problem vid driftstopp är att nolltappning uppstår. Därför bör det alltid finnas en automatlucka (bypass valve) som säkerställer att kraftverket släpper igenom en minvattenföring även om det förekommer driftproblem som kräver turbinstopp (Halleraker m.fl. 2023). Det är viktigt att luckan sitter i anslutning till kraftverksutloppet så att det extra vattnet direkt når vattendraget nedströms kraftverket. Tappning från en utskovsdamm kan ge en flodvåg i den ursprungliga fåran samtidigt som det ger ett flödesunderskott i vattendraget nedströms innan det har nått fram till turbinutloppet. Att kunna släppa vatten genom turbin vid oplanerade driftstopp, som exempelvis görs vid Ätrafors kraftverk i Ätran är också ett alternativ.

### Återreglering eller bortledning av flödet

Det framgår av publicerad litteratur (se Eltzsch 2024) att flera europeiska länder (Finland, Norge, Österrike, Schweiz och Italien) satsar mycket kapital för att motverka negativa effekter av korttidsreglering genom olika typer av återregleringsmagasin, fördröjningsbassänger och avledningskanaler. Flera författare anser att återregleringsmagasin kan motverka en stor del av de negativa effekterna av korttidsreglering och samtidigt spela en roll i att förhindra översvämningar (Tonolla m.fl. 2017, Mchayk m.fl. 2024).

Om det finns utrymme kan ett extra vattenmagasin byggas, antingen nedströms eller vid sidan av kraftverket, som tar hand om det mesta av den snabba flödesvariationen och dämpar flödestopparna (se Figur 41). Detta magasin måste tillåta ohindrat utflöde via turbinerna. Vattenflödet leds sedan tillbaka in till den naturliga älvfåran, ofta på en plats där eventuell kvarvarande och onaturlig variation av flödet inte påverkar viktiga habitat och populationer. Fler lösningar visar att man leder tillbaka flödet till en sjö eller damm och att den naturliga fåran kompenseras med en hög mintappning, ofta med årstidsvariation. Åtgärden används eller rekommenderas i bland annat Finland, Schweiz och Österrike och bedöms relativt kostnadseffektiv (Anindito m.fl. 2019), men kräver ofta stora anläggningskostnader och fysiskt utrymme.

I älven Hasliaare, Schweiz, byggdes en fördröjningsbassäng i form av en "grotta" av Kraftwerke Oberhasli AG vid kraftverket Innertkirchen. Anläggningen rymmer 20 000 m<sup>3</sup> vatten och var klar 2016. Detta innebär att en sträcka på 16 km i vattendragets huvudfåra nedströms kraftverket delvis slipper effekterna av korttidsreglering, men minimiflödet där är endast 3 m<sup>3</sup>/s, vilket bidrar till att habitatförbättrande åtgärder också genomförts. I älven Orkla i Norge leds upp till cirka 70 m<sup>3</sup>/s genom en tunnel till kraftverket och förbipasserar en cirka 15 km lång sträcka av älven. Orklas huvudfåra på denna sträcka har en mintappning på 22 m<sup>3</sup>/s juni-augusti och 9 m<sup>3</sup>/s resten av året. Om flödet vid kraftverkets intag överstiger slukförmågan och mintappningen, sammanlagt cirka 80-90 m<sup>3</sup>/s, släpps resterande del av flödet till Orklas huvudfåra. Detta innebär att högflöden på den förbileda sträckan inträffar vid några tillfällen varje år, trots avledningen av vatten till kraftverket.



**Figur 41. Principskiss av hur återregleringsmagasin fungerar. Återregleringsmagasinet jämnar ut flödesförändringarna i vattendraget, vilket minskar fluktuationerna vid korttidsreglering av flödet.**

Kling (2015) poängterar att i älvar med stora regleringsmagasin och flera kraftverk i rad, ofta med olika ägare, kan återregleringsmagasin möjligen motverka eller försvåra rådande praxis kring samordnande av regleringen som idag sker genom de olika regleringsföretagen eller vid olika kraftverk. Det bör dock vara möjligt att samordna även sådana miljöåtgärder som minskar effekten av korttidsreglering.

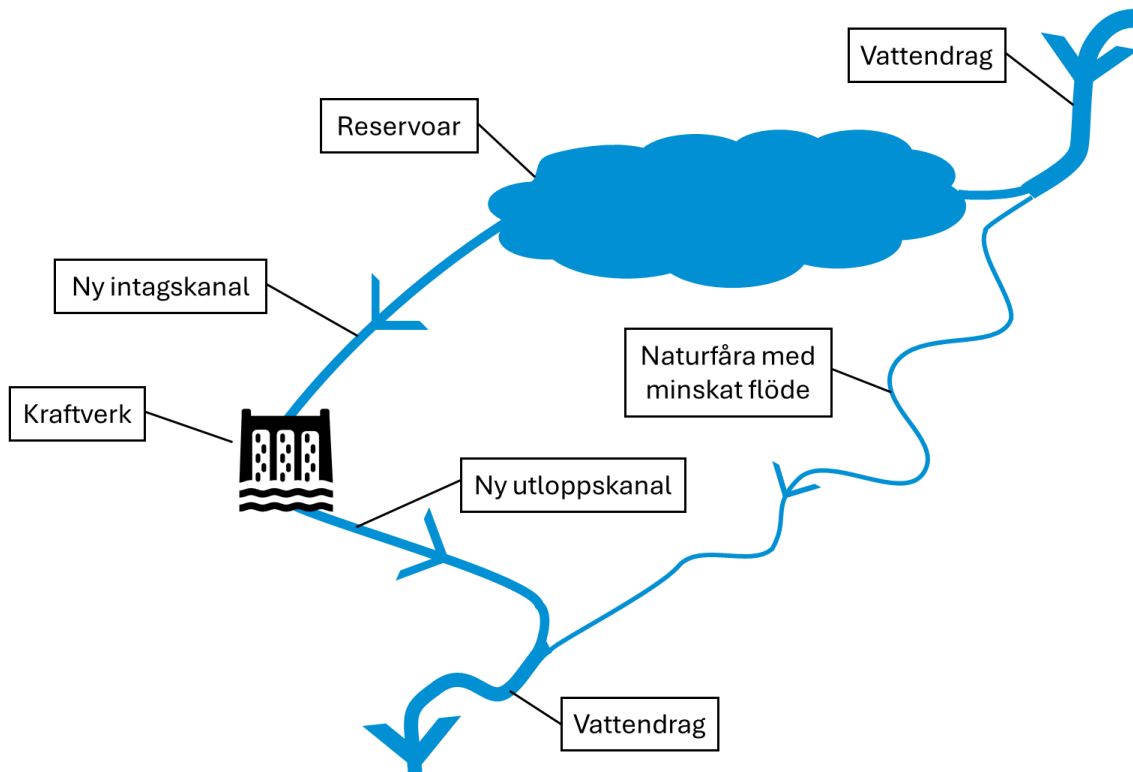
Ett antal förslag finns också om att konstruera uppströms reservoarer för att:

a) dämpa flödesvariationer till och från ett kraftverk, vilket i praktiken innebär återreglering av flödet. Reservoarerna har egentligen samma funktion som en större sjö uppströms som genom tillåtna nivåförändringar hanterar de flödesvariationer som når kraftverket. Detta skall underlätta för det nedre kraftverket att jämna ut snabba flödesvariationer och förhindra att de sprider sig längre nedströms. Bland de kraftverk som inkluderas i denna rapport finns goda förutsättningar för återreglering främst vid Gullspångs kraftverk, nedströms den stora sjön Skagern, och även vid Ätrafors kraftverk, om än i mindre utsträckning. Av de fem kraftverk som studerats är Viforsens kraftverk det enda kraftverk som tydligt återreglerar flödena från uppströms liggande kraftverk.

b) lagra vatten som kan användas för att efterlikna en mjuk nedstängning när turbinerna stannar (Alfredsen m.fl. 2022). Detta kräver ofta även någon form av anpassning av kraftverket för att motverka att en "lucka" uppstår i vattenföringen när turbinen slår från.

I alpina vattendrag har man en lösning för att minska påverkan av korttidsreglering. En övre reservoar byggs, där vatten sparas till dess att ett behov av elproduktion uppstår. Vattnet från reservoaren leds genom en ny kanal eller tunnel till kraftverket och leds sedan tillbaka in i naturfåran. Kraftverkets utlopp förläggs nedanför känsliga strömsträckor omedelbart nedströms kraftverket, men lösningen innebär

dock att flödet i naturfåran på denna sträcka minskar (Bruder m.fl. 2016), se även Figur 42. Många sådana åtgärder har föreslagits, men relativt få är genomförda. I Österrike byggdes år 2022 en avledningskanal i form av en 22 km lång tunnel (tyska: Triebwasserstollen) vid Gemeinschaftskraftwerk Inn (GKI) i älven Inn (Reindl m.fl. 2023). Vattnet leds direkt från en regleringsdamm ned till ett kraftverk med en fallhöjd på 132 m. Trots stora kostnader anses det lönsamt med tanke på den stora fallhöjden, möjligheten att korttidsreglera och att viktiga habitat sparats i älven. Den ursprungliga älvfåran har en årstidsanpassad minvattenföring (ekoflöde).



**Figur 42. Principskiss av hur flödesvariationer i vattendrag kan minskas genom att avleda vatten till en reservoar som sedan används till elproduktion och släpps ut nedströms känsliga habitat. Detta system kan kombineras med återregleringsmagasin nedströms kraftverket.**

I en teoretisk studie fann Gostner m.fl. (2011) att en kombination av en återregleringsreservoar och en avledningstunnel endast skulle innebära små förluster av intäkter från vattenkraften på 30 års sikt jämfört med att korttidsreglera utan dessa miljöåtgärder. Man räknade på kraftverket Kastelbell i floden Etsch på gränsen mellan Österrike och Italien. Kraftverket har en slukförmåga på 30 m<sup>3</sup>/s och en installerad kapacitet på 93 MW. Återregleringsreservoaren skulle kunna hålla upp till 400 000 m<sup>3</sup> vatten och avledningstunneln skulle vara 4,5 km lång.

Vid Gullspångs kraftverk gjordes ett ambitiöst försök med en divergeringsdamm som skulle avleda vatten till Kolstrandskanalen och därmed minska flödesvariationen i det viktiga laxhabitatet Åråsforsen. Kanalen grävdes dels för att öka avbördningsförmågan vid Gullspångs kraftverk och dammen byggdes för att flödesvariationen i Åråsforsarna till följd av regleringen skulle minska, samtidigt som en mintappning i Åråsforsarna upprätthölls (se Figur 26). De tryckloggrar som registrerat flödesvariationen i Åråsforsarna visar att de viktiga uppväxtområdena ändå är kraftigt påverkade av korttidsreglering (se Figur 3), trots avledningen av vatten.

Det bör sägas att en stor del av elproduktionen som sker genom korttidsreglering sker med kraftverk som ligger mellan två magasin, utan att det finns strömsträckor som ligger nedströms utloppskanalen till kraftverket. Det framkommer i sökningen bland domar att än så länge har få omprövningar för miljön

gjorts i sådana helt utbyggda strömsträckor. I sådana trappstegslika älvsträckor eller åar kan åtgärder för att minska effekter av kraftverken framför allt handla om lämpliga mintappningar och fiskvägar för att återskapa vissa ekologiska funktioner, refuger och konnektivitet på platsen. För de kraftverk som påverkar långa outbyggda strömsträckor eller strömsträckor som gränsar till hav eller sjö så behöver även körningen av kraftverken ses över ofta för att ekologin i de påverkade strömsträckorna ska kunna fungera bättre.

## Förändringar av driften

Fokus i flertalet vetenskapliga artiklar är hur hastigheten i flödesförändringar kan anpassas så att negativa effekter på vattenorganismer minimeras. I den publicerade litteraturen används hydraulisk modellering för att ta fram plats-specifika förhållanden vid olika grad av reglering (ex. Casas-Mulet m.fl. 2016c, Vanzo m.fl. 2016, Bjørnås m.fl. 2021, Watz m.fl. 2022, Alfredsen & Tekle 2023, Hajiesmaeili m.fl. 2023, Hedger m.fl. 2023, Hauer m.fl. 2024, Niemi m.fl. 2025). Burman m.fl. (2023) gjorde en modellering av en den gamla älvfåran, numer spillfåra och fiskväg, vid Stornorrfors kraftverk i Umeälven, för att studera hur korttidsreglering påverkade möjligheten till lek av harr och öring, samt risken för deras yngel och ungar att stranda i torrlagda områden. Flödena ett normalår varierar vanligtvis mellan 21 m<sup>3</sup>/s och 50 m<sup>3</sup>/s, men vid normal drift kommer stora spill i fåran vid höglöden och flöden på 1000 m<sup>3</sup>/s förekommer årligen.

Avsikten med försöket var att studera hur en ökad korttidsreglering i fåran påverkar fiskfaunan. Författarna modellerade vattendjup och vattenhastighet vid olika flöden i fåran. Korttidsregleringen förutsattes ske med en frekvens mellan 10 till 60 starter och stopp av flödet per dag, där tiden för att stänga luckorna varierade mellan 1 och 30 minuter. Med ökad frekvens av regleringen (fler tillfällen per dag) minskade den tillgängliga arealen lämpliga lekområden för lax, öring och harr. Det ska påpekas att den tillgängliga arealen av lekområden beräknades momentant, vilket gör att lekområden som strax därpå blev utan vatten, men i praktiken blir oanvändbart för lek, räknades med. Detta gör att modellen överskattar den tillgängliga arealer lekområden. Å andra sidan minskade risken för att fisk strandar vid hög frekvens i regleringen därför att vattnet inte hann rinna undan mellan ett stopp och nästa start.

I enighet med vad som observerats vid fältförsök minskade effekten av regleringen på flöde och vattenstånd längre nedströms. Exemplet ovan visar att det kan vara möjligt att skatta förändringar i vattenstånd och vattentäckt yta nedströms kraftverk genom hydraulisk modellering kompletterat med fältdata (till exempel bottenprofil med drönare). För att validera modelldata bör vattendjup mätas med tryckloggers och drönarflygning ske vid olika flöden för att mäta/skatta djup, alternativt sker en så kallad provtappning där man i fält mäter vattendragsbredd, djup- och strömförhållanden vid olika flöden och hur snabbt detta förändras vid ändrat flöde.

Widén m.fl. (2022b) tog ett större grepp och modellerade flöden och habitat i hela Umeälven. Att undvika nolltappning i hela systemet, ge tillräckligt flöde till fiskvägar vid alla kraftverk, flöden till torrfåror och mer naturliga vattenståndsvariationer i dämningssområden skulle innebära en produktionsförlust av endast 3,8 %. Det så kallade HARO-värdet, som begränsar produktionsförlusten till följd av omprövningen inom NAP:en, ligger långt dock långt under detta för flera av de stora älvarna som producerar mycket el. **Miljöanpassning av vattenkraft behöver inte kosta mycket ur ett produktionsperspektiv!**

## Förbjuda korttidsreglering

Som framgått av sammanställningen ovan uppstår många problem för den fysiska miljön och biota bara genom förekomsten av en damm och en måttlig reglering med avseende på amplitud och frekvens. **I känsliga miljöer eller vid känsliga perioder (t.ex. fisklek) bör korttidsreglering inte förekomma eftersom den enligt samstämmiga uppgifter i vetenskaplig litteratur innebär en negativ påverkan på miljö och organismer.**

### Förbjuda nolltappning

Kling (2015) skriver: "Den absolut viktiga åtgärden i ett vattenkraftverk är att säkerställa att det finns kontinuerligt flöde nedströms i vattendraget." Genomförda studier i Umeälven har visat att en mintappning motsvarande MLQ (medellågvattenföring) ger stora ekologiska vinster i form av strömmande habitat till förhållandevis små förluster i kraftproduktion (0,5 %) (Widén m.fl. 2021). Motsatt visar beräkningar för Lagan och Ljungan att produktionen ökade med cirka 1% (Widén m.fl. 2022c; 2022d).

### Ökad mintappning

En viktig faktor är att öka minvattenföringen (Hayes m.fl. 2022), vilket vidmakthåller strömmande habitat med vattendjup även vid mintappning och låga tappningar. I den franska floden Ain höjde man minflödet från 12,3 till 28 m<sup>3</sup>/s från öringens lek till dess att yngel av både öring och harr blivit simfärdiga (Insulaire m.fl. 2024). Dessa nivåer motsvarar 10 % resp. 22 % av medelvattenföringen, MQ (Se Faktaruta 6). Ofta saknas en fastställd mintappning i svenska kraftverk, speciellt i torrfårar (Widén m.fl. 2022a, Segersten m.fl. 2026), alternativt är mintappningen mycket lågt fastställd. Bedömningen av vilka flöden som krävs har oftast utgått från olika andelar av MQ. Vid omprövningar har ofta minimitappningen blivit upp till 5 % av produktionsvärdet (ibland likställt med 5 % av medelvattenföringen), vilket motsvarar den ersättningsfria andelen som en verksamhetsutövare med ett tillstånd enligt den äldre vattenlagen eller motsvarande äldre bestämmelser ska tåla (39 §, SFS 1998:811).

#### Faktaruta 6 – Karaktäristiska vattenflöden

- *Medelvattenföringen brukar betecknas MQ, där M står för medel och Q för flöde.*
- *Den normala lågvattenföringen betecknas MLQ (Medellåg-Q). Den representerar medelvärdet för lägsta registrerade vattenföring under året för en längre tidsserie.*
- *Den normala årliga högvattenföringen kallas MHQ (MedelHög-Q). Den representerar medelvärdet för högsta registrerade vattenföring under året för en längre tidsserie.*
- *De lägsta och högsta uppmätta flödena i en längre tidsserie betecknas LLQ (LägstaLåg-Q) respektive HHQ (HögstaHög-Q)*
- *De så kallade 50- och 100-årsflöden betecknas HQ50 respektive HQ100.*

Nivån 5 % av produktionsvärdet har dock ingen biologisk förankring. **En mer rimlig utgångsnivå hade varit medellågvattenföringen (MLQ).** Den är i medeltal för svenska kraftverk 11 % av MQ (Kling 2015), men kan vara inemot 20 % i de stora älvarna. Detta återges även i miljöbalken, 31 kap 22§, där den ersättningsfria delen som en verksamhetsutövare ska tåla utan ersättning vid en omprövning är lägst 5 % och som högst 20 %. Det vill säga, något förenklat, att medellågvattenföringen är inom ramen för vad en verksamhetsutövare ska tåla i produktionsbortfall vid en omprövning. Det skall tilläggas att denna begränsning kommer att försvinna efter år 2029 (lag 2018:1420), även vid omprövning av ett tillstånd enligt vattenlagen (1918:523) eller motsvarande äldre bestämmelser.

Malm-Renöfält och Ahonen (2013) redovisar nivåer av införda mintappningar i huvudfårar och torrfårar i relation till MQ i några länder, i England i medeltal på 16 % av MQ, i Spanien 10 %, i Norge oftast 6–12 % och i Portugal 2,5–5 %. De svenska nivåerna, ofta som mest upp till 5 %, är således att betrakta som låga i ett europeiskt perspektiv.

Vad som är ett minflöde som bibehåller viktiga ekologiska funktioner varierar naturligtvis från fall till fall. Tennant (1976) lanserade "Montanamodellen". Den har utvecklats för amerikanska mellanvästern och baseras på skattningar från ett flertal system. Metoden fokuserar på vilka vattenkvantiteter som krävs som minflöden. I princip konstaterades att vid 60–100 % av medelvattenföringen sommartid var systemet i utmärkt status, vid 40 % av MQ ansågs statusen vara god och vid 30 % måttlig. Nivån 40 % för god status har verifierats för kanadensiska laxälvar (Scruton & Ledrew 1997).

Widén m.fl. (2022b) modellerade olika flödesscenarion för att studera hur ett litet minflöde istället för nolltappning kunde förbättra miljön för älvens organismer. Strandvegetationens (riparian vegetation) utbredning kunde ökas med 66 % med ett mer ekologiskt anpassat flöde. Malm-Renöfält m.fl. (2010) drog en liknande slutsats, nämligen att öka mintappningen med några procent av medelvattenföringen skulle ha stora positiva effekter. Risken för att kravis bildas minskar också med ökad mintappning (Bakken m.fl. 2016a).

Vad som är en lämplig mintappning i en fåra kan förstås diskuteras. Donadi m.fl. (2025) visade med data från svenska torrfåror att ju större andel av medelvattenföringen som användes till mintappning i torrfåror, desto större andel av påträffade arter vid elfiske utgjordes av strömlevande arter och individer. De fann också att en lägsta nivå för att det skulle vara strömlevande arters individer som dominerade var så låg som 0,5 m<sup>3</sup>/s. Resultaten visar att även ett lågt minflöde kan vara viktigt för att bevara strömlevande arter (typiskt laxfiskar) och att ju större flödet är, desto mer dominerar laxfisk.

Gabbud & Lane (2016) betonar dock i en litteraturgenomgång att konstanta minflöden är otillräckligt för att upprätthålla livscyklerna hos strömlevande arter. Det krävs en variation i flödet som efterliknar naturliga förhållanden, så kallade ekoflöden (Poff m.fl. 1997, Saltveit 2006, Widén m.fl. 2017, Jansson m.fl. 2017). Arter i strömmande vatten har utvecklat adaptiva mekanismer för att hantera naturliga variationer i flödet, och faktiskt är det så att många arter beror av de naturliga variationerna i flödet för att fullgöra sina livscyklar (Poff m.fl. 1997).

I en miljö med låg mintappning kan det vara viktigt att förbättra andra faktorer i habitatet. I torrfåror har det visat sig att en intakt och trädbevuxen strandmiljö har en positiv effekt på den naturliga strömfiskfaunan (Göthe m.fl. 2019). Andra faktorer som kan motverka stress på fisk är att restaurera och optimera bottenmiljön till de nya förhållandena (Malm-Renöfält m.fl. 2017), exempelvis genom att tillföra finare material i grovblockiga torrfåror, men en samlad litteratur visar att för just korttidsreglerade vatten är sådana åtgärder sällan effektiva.

Korttidsreglering är per vår definition en relativ flödesförändring på över 50 % under en timme. Med ett högt minflöde minskar amplituden i flödesförändringen vilket motverkar de negativa effekterna på miljön. Ett högre villkorat minflöde minskar amplituden i korttidsregleringen och därmed minskar till exempel risken för strandning.

### Gräns för relativ förändring

I Österrike finns en lagstadgad gräns på maximalt 300 % ökning av vattenflödet vid upprampning (Moreira m.fl. 2020). Gostner m.fl. (2011) räknade på vad detta skulle kosta i förlorad kraftproduktion jämfört med att helt sluta korttidsreglera kraftverket Kastelbell i älven Etsch i Österrike. Förlusten skulle uppgå till cirka 16 % på 30 år om den relativa förändringen fick vara som mest 300 % och under förutsättningar att uppströms liggande kraftverk hade samma bestämmelser. Motsvarande villkor har inte hittats för något svenskt kraftverk.

### Övre och nedre tillåtna flöden

Även en gräns för maxflöde bör fastställas och då årstidsanpassad så att extremflöde inte tillåts vintertid när fiskars simförmåga är reducerad (Hayes m.fl. 2022). Vintertid bör även tillåtet maxflöde vara lägre nattetid än dagtid eftersom laxfiskar ofta är nattaktiva vintertid (Bakken m.fl. 2016a). Höga flöden under den varma perioden kan å andra sidan öka risken för katastrofdrift hos bottenfauna.

Charmansson & Zinke (2011) redovisar exempel från Frankrike där man fastställt högsta tillåtna flöden i åtta olika älvar baserat på vad som var lämpligt för att skydda akvatisk fauna, men även för att möjliggöra kanotning och fiske.

Det finns få exempel på att man i tillstånd angivit hur stora flödesförändringar tillåts vara. I kraftverken INN1 och INN2 i Österrike (medelvattenföring 35 m<sup>3</sup>/s) har man utgått från risken för strandning av fisk och därigenom bestämt hur stora flödesförändringarna får vara vid olika flöden. Vid lågt flöde (<8,1 m<sup>3</sup>/s) vintertid får flödet högst ändras med 0,14 m<sup>3</sup>/s per minut. Därtill finns en generell regel om en maximal förändring på 2,5 m<sup>3</sup>/s per minut, cirka 7 % av MQ (Meier m.fl. 2016).

### Mjuka övergångar

I ett fåtal miljövillkor finns angivet att regleringen ska ske med mjuka övergångar, se exempel i kapitel 6 ovan. Dock är det inte reglerat hur mjuka övergångar ska definieras. **Hastigheten i flödes- och vattenståndsförändringar ska anpassas till ekologiskt hållbara nivåer** (Hayes m.fl. 2022). Mjuka övergångar ska vara praxis, det vill säga att vattenflöde och vattenstånd förändras långsamt. Rekommendationen bör vara att vattenståndet inte får ändras mer än 10 cm per timme (jmf Bakken m.fl. 2016a) och för att undvika det som denna rapport definierar som korttidsreglering bör den relativa förändringstakten vara under 50 % per timme, helst under 25 % per timme. Därtill har Moreira m.fl. (2019) angett ett intervall på sänkingshastighet på 0,1–0,3 cm per sekund, vilket bör ses som en högsta tillåten förändring av vattennivån under den angivna timmen.

### Nedströms återreglering

I vattensystem med flera kraftverk i rad bör åtgärder vidtas som **dämpar den kumulativa effekten där flera kraftverk i följd korttidsregleras** (Bruder m.fl. 2016, Hayes m.fl. 2022). Sådan återreglering finns idag redan inskriven i villkor för några av de stora älvarnas nedersta kraftverk, exempelvis Viforsen i Ljungan och Sollefteå kraftverk i Ångermanälven. För att detta ska vara möjligt krävs att det nedersta kraftverket har ett tillräckligt stort vattenmagasin som kan regleras.

### Minska frekvensen i reglering

Hayes m.fl. (2022) påpekar vikten av att **minska regleringsfrekvensen över året, speciellt av höga flöden och under kritiska perioder**, till exempel vid fiskars reproduktion eller när de har unga stadier. Frekvensen i regleringen bör vara så pass låg att flöde och vattenstånd fortsatt samvarierar och därmed undgå att detta samband upphör. Därtill skriver Hayes m.fl. (2024) att den kumulativa effekten av återkommande korttidsregleringar måste begränsas genom att enskilda flödesförändringar håller sig inom ekologiskt säkra gränser, förslagsvis under den nivå på 20 tillfällen per år som rekommenderas av Schmutz m.fl. (2015).

### Årstidsanpassad reglering

**Undvik korttidsreglering under kritiska perioder för fiskars lek** (Bakken m.fl. 2016a, Moreira m.fl. 2019). Åtgärden kräver kunskap om förekommande arter och deras behov. Om vi fokuserar på vattendraget nedströms kraftverket är det främst strömlevande arter som är i fokus. Det rödlistade havsnejonögat leker i strömmande vatten under juni och juli beroende på vattentemperatur (Ljunggren & Söderman 2020). Larverna kläcks fram redan efter cirka två veckor och uppehåller sig därefter i mjukbottnar i flera år innan de vandrar till havs.

Björkvik (2014) rekommenderar att korttidsreglering undviks i största möjliga mån i områden med harrlek, framför allt under våren och den tidiga sommaren då ägg- och yngelutveckling sker. Lax och öring leker på hösten, ofta september-oktober beroende på lokalt klimat och romen kläcks under våren, från mars till maj beroende på lokalt klimat. En årstidsanpassad reglering är med andra ord beroende på flera faktorer, framför allt vilka arter som förekommer, lokalt klimat och andra lokala eller platsspecifika förhållanden. Därför kan inte generella praktiska riktlinjer tas fram, utan vad som är en årstidsanpassad reglering behöver avgöras för varje unik damm eller kraftverk.

**Minska regleringsamplitud vid kritisk period för rom och yngel.** Om lax eller öring leker vid högflöden kan lekbädden torrläggas vid nästa lågflöde. Leken sker grunt (ca 20–30 cm vattendjup) vilket innebär att om vattenstånd sänks med mer än 20-30 cm kan lekbäddarna torrläggas. En viktig åtgärd vid

vattenreglering är därför att inte sänka vattenståndet så mycket från lek till dess rommen kläckts och ynglen blivit simfärdiga. Detta innebär restriktioner i korttidsregleringen, till exempel genom att ha en hög minvattenföring vintertid (se Forseth & Harby 2013).

**Ingen reglering dagtid på vintern** (Bakken m.fl. 2016a) eftersom laxfiskar då är inaktiva och lätt strandar.

#### Minska thermopeaking

**Undvik abrupta förändringar av vattentemperatur** genom att vattenintag sker på lämpligt djup samt anpassade volymer till vattenvolymen nedströms.

#### Ökad kunskap om lokala förhållanden

**För att ansvarsfullt sköta reglering av ett vatten krävs god kunskap** om dess egenskaper och förekommande arters behov (Hayes m.fl. 2024). Ett fundamentalt krav som återfinns i vetenskapliga studier är att utreda hur olika tappningsregimer påverkar förändringar av vattennivån, vattentäckta arealer och extremflöden. Detta görs lämpligen genom riktade fältstudier, provtappning eller hydraulisk modellering (ex. Vanzo m.fl. 2016, Bruder m.fl. 2016). Salmoso m.fl. (2021) understryker behovet av att studera hur bottendjur påverkas. Korttidsreglering bör ta hänsyn till lektid för lax, öring och harr samt ovanliga och rödlistade arter som havsnejonöga.

#### Fysiska åtgärder i älven

##### *Biotopvård*

De flesta kraftverk ligger i ett tidigare strömmande parti av vattendraget och ofta finns strömpartier kvar nedströms. Initialt har ofta nedströmssträckorna närmast kraftverken haft bra miljöer för strömlevande fauna, men för att öka avbördningen från kraftverket har de oftast rensats på större sten och block och ibland har man helt enkelt schaktat undan även mindre sten och grus för att få en kanalisering. Intuitivt kan det tyckas att en återställning av det naturliga utseendet av fåran och botten genom konventionell biotopvård borde innebära en förbättring för faunan nedströms. Problemet är att åtgärder som minskar tvärsnittsarean och ökar råheten i fåran, det vill säga "motstånd" i bottenmaterialet mot vattenflödet där högre råhet innebär en större bromsande effekt. Därför riskerar denna typ av åtgärder snarare att:

- öka amplituden av vattennivån till följd av regleringen.
- öka risken för att finare bottenmaterial tvättas ur eller att en så kallad stenpäls bildas.
- minska avbördningen från kraftverket, vilket försämrar elproduktionen.

Så länge vattendraget fortsatt utsätts för korttidsreglering föreligger risken att olika former av biotopvård får ringa effekt, särskilt om de utförs i områden som påverkas av korttidsregleringen (Addo 2019, Eltzech 2024, Weber m.fl. 2013, Muhar m.fl. 2008). Däremot finns exempel på att fysiska konstruktioner som sänker flödets och vattennivåns förändringstakt kan minska påverkan på strömlekande fiskars lek (Bartoň m.fl. 2023; Cousin m.fl. 2025).

Biotopvård bör därför främst genomföras i miljöer som inte direkt påverkas av korttidsregleringen, exempelvis kvillsystem, partier nedströms en bestämmande sektion eller utanför det direkta påverkansområdet, eller rent av i en ny fåra (se nedan). I de miljöer som påverkar mindre av korttidsregleringen kan biotopvård vara användbart om det finns brister i biotopen. Därtill har vikten av att restaurera en komponent i ekosystemet för att motverka annan påverkan har visats i svenska studier (Göthe m.fl. 2019, Donadi m.fl. 2021).

Genom restaurering eller olika kompenserande åtgärder kan viktiga habitat utanför det direkta påverkansområdet av regleringen stärkas för att bättre motstå de negativa effekterna av

korttidsreglering. Teoretiska modelleringar visar att en population som berövats så mycket av sitt habitat att den kommer att gå under, kan överleva i ett reducerat habitat om kvalitén på detta habitat förbättras (Fahrig 2001). Addo (2019) gjorde hydrauliska modelleringar av ett antal vattendrag i Finland som var utsatta för korttidsreglering. Modellerna visade att arealen habitat för öring ökade efter olika former av biotopvård, men kunde samtidigt konstatera att risken för ung öring att strandas på grund av korttidsreglering rimligen ökade. Dock bör dessa resultat ses i ljuset av att de genererats av modeller och behöver därmed verifieras med en undersökning av de faktiska förändringarna genom fältstudier, vilket inte gjordes i denna studie. Biotopvård i korttidsreglerade vattendrag handlar således om att optimera potentiellt bra habitat utanför den direkta påverkan av korttidsregleringen för att bevara habitaterna och de arter som uppehåller sig där i.

#### *Torrfåror – ett specialfall*

Torrfåror används ofta för att spilla vatten vid stora flöden. I de fall torrfåran har en minimitappning blir naturligtvis problematiken densamma för naturfåror, dvs vid en abrupt höjning av vattenflödet och vattenståndet orsakas erosion av finare substrat och påverkan på djur och växter. Biotopvårdsåtgärder i torrfåror med minimitappning måste därför utformas för extremflöden.

#### *Skydd mot högflöden och kravis*

Ett problem med korttidsreglering är de snabba högflöden som uppkommer. Både bottendjur och fiskar kan spolats bort och strandvegetation störs (se kapitel 3). Strömskydd i vattenfåran kan göras i sin enklaste form som att variera bottensubstratet med inslag av större sten som skyddar unga fiskar och bottendjur (Forseth & Harby 2013, Bätz m.fl. 2023, Friese m.fl. 2025). För framför allt fisk kan även utläggning av död ved ge bra strömskydd. Detta kan dock minska avbördningen från kraftverket och påverka energiproduktionen. Större strukturer som sticker upp över vattenytan (se Figur 3) är också viktiga för att undvika att kravis bildas på bottarna.

I stället för att lägga ut naturliga stora strukturer har man provat att lägga ut konstgjorda "stenar" av mer strömlinjeformad typ som både ska ge strömlå å fisk och bibehålla avbördningen. Denna åtgärd bör inte inverka negativt på produktionen av laxfisk och kan provas. För iberisk barb, en strömlevande karpfisk med vanor som vår färna, har man byggt laterala (tvärs strömmen) konstgjorda skydd och funnit att de i viss utsträckning används om de sänker vattenhastigheten och turbulensen (Costa m.fl. 2018). Skydden var utformade så att de inte skulle påverka avbördningsförmågan vid kraftverket. Andra typer av strömskydd har med framgång använts för att skydda asp under lekperioden (Bartoň m.fl. 2023). I de fall större naturliga strukturer eller artificiella strömanpassade sådana inte används, kan ett grövre bottensubstrat utgöra ett visst skydd för ungar av lax och öring. Valet avgörs genom en avvägning av miljönyttan och påverkan på kraftverkets avbördningsförmåga.

Vid utbyggnaden av norrlandsälvarna anlades ofta trösklar tvärs över fårorna, även torrfåror, i reglerade avsnitt för att behålla en viss vattenspegel, i huvudsak en estetisk åtgärd. Nackdelen var att dessa samlade på sig sediment (Arnekleiv 2006) och ofta kunde bli ett habitat för arter som inte hörde hemma i strömvattenmiljön, till exempel gädda. När man rev ut trösklar i Nidelven (Norge) ökade uppvandringen av lax samtidigt som laxhabitatet ökade (Fjeldstad m.fl. 2011). Bakken m.fl. (2016a) anser att trösklar i den dåtida utformningen inte är lämpliga för fisk, speciellt som de ofta gjordes för stora. Trösklar är en åtgärd som INTE rekommenderas i de anvisningar som finns för biotopvård i svenska vattendrag (Degerman & Näslund 2021). Internationellt finns enstaka exempel på att man anlagt korta trösklar som inte täcker strömfåran, men sådana strukturer kan dock ha flera nackdelar, dels störa avbördningen från kraftverket, dels inte nyttjas av målarten utan flera anpassningar (se exempelvis Ribi m.fl. 2014). Även om det är svårt att få till stånd olika typer av strömskydd i strömfåran kan det vara fullt möjligt att lägga ut större strukturer utmed stränderna för att skydda mot erosion (Bejarano m.fl. 2020). Ett sådant försök har genomförts i Umeälven (se Figur 43).



**Figur 43. Utläggning av större sten som erosionskydd vid Granö, Umeälven. Idé och utformning Åsa Widén & Birgitta Malm-Renöfält.**

#### *Flytt eller förbättring av lekplatser*

Man har diskuterat att flytta viktiga lekplatser för laxfisk till nedströms områden som är mindre utsatta för korttidsregleringen. Ett mindre drastiskt alternativ är att försöka flytta lekbäddar inom det påverkade området till områden som inte torrläggs vid korttidsregleringen. Hur lekplatsen i sig bör utformas finns beskrivet på flera ställen och sammanfattas av Degerman & Näslund (2021). Där ges också information för fler arter än lax, öring och harr.

Medan harr ställer något lägre krav på själva lekområdet är ett gemensamt krav för laxfiskar att det finns djupare höljor med svagare ström där lekande fisk kan vila mellan lekakterna och undvika lågt vattenstånd vid korttidsreglering. Det är dock viktigt att dessa höljor inte blir uppehållsplatser för lake, gädda och andra rovfiskar. En annan viktig aspekt är att det bör vara möjligt för kläckta yngel att kunna nå grunda strandpartier med låg vattenhastighet.

#### *Lugnvattenrefuger*

Att begränsa utflödet från avgränsade områden så att vattnet hålls kvar när en reglerad sjö eller damm sänks av har utnyttjats i flera fall vid utbyggnaden av de stora svenska älvarna (se Figur 44; även Grimås 1965 och Røjning, 2025). Initialt var tanken att framför allt bottendjur, men även rom och unga fiskar samt fågel, skulle få ett skyddat habitat. Så vitt känt har någon utvärdering av denna åtgärdstyp inte skett.

En liknande tanke är att strandnära gräva djupare höljar så att vatten finns kvar vid avsänkning. Detta skulle minska risken att stranda för ung fisk. Det finns dock farhågor att sådana åtgärder faktiskt kan öka risken för fisk att stranda (Auer m.fl. 2017). Risken för en ökad predation finns också.



**Figur 44.** En liten avsnörd "refugdamm", eller "damm i damm" som det också kallas, har skapats i Kilforsen, Fjällsjöälven. Från vänster kommer ett surdråg ned och försörjer den lilla dammen med nytt vatten. Tillsammans med dämnet ut mot regleringsmagasinet gör detta att det håller vatten även vid låga vattennivåer. Från Strömberg m.fl. 2018.

#### *Minska eller slänta av grunda områden*

Därtill finns åtgärder som inte förbättrar habitatet för strömlevande fisk, men möjliggör överlevnad vid korttidsreglering. Flera av dessa åtgärder torde inte förbättra produktionen av strömlevande fisk eftersom viktiga delar i livscykeln ofta fattas. Som exempel kan nämnas förslag att minska förekomsten av flackt sluttande stränder för att minska strandningsrisk. Detta kan ske genom att helt enkelt gräva bort grundområden, alternativt genom att slänta av och öka lutningen. Därmed försvinner ett kritiskt habitat för de yngsta laxfiskarna, men förekommande äldre ungar av laxfisk bör ha större chans att överleva. Att ta bort kritiska habitat för årsyngel av laxfisk kan dock rimligen inte medföra en ökning av nettoproduktionen av laxfisk. Dessutom kan det påverka konnektiviteten i sidled negativt. På samma sätt resoneras om att stänga kvillar (bifåror) som ofta går torra vid produktionsstopp i kraftverket.

Återigen utgör ofta kvillar viktiga habitat för unga laxfiskar (Schmutz m.fl. 2015), speciellt öring och harr, men även andra fiskarter som elritsa, färna och stäm. Svårigheten att kombinera korttidsreglering och tillgång på uppväxthabitat av god kvalitet är tydlig.

#### *Nyanlagda strömfåror eller gamla*

Att skapa en ny fåra med en stabilare vattenföring är en möjlighet som kräver fysiskt utrymme, samtidigt som det är kostsamt, både vid anläggandet och vid drift eftersom vattnet som går i fåran inte går genom turbinen i kraftverket och innebär därmed en produktionsförlust. Sveriges många torrfåror kan vara lämpliga sådana platser där det gamla älvhabitatet ofta finns kvar opåverkat (Widén m.fl. 2022a).

#### *Avledningskanaler*

Liksom möjligheten finns att återskapa ekologisk status i en nyanlagd fåra, kan man avleda vattnet från kraftverket till en ny kanal, enbart avsedd för energiproduktion. En hög minvattenföring (med fastställd årstidsvariation och högflödespulser) säkerställer den ekologiska funktionen i den gamla älvfåran.

En variant på detta har provats i floden Inn, på gränsen mellan Österrike och Schweiz. Sträckan uppströms kraftverket korttidsregleras och därför har man byggt ett stort magasin som ska dämpa flödesvariationerna. Från detta magasin har en tunnel grävs ned till ett nytt kraftverk. I den ursprungliga älvfåran, med skyddsvärd harrpopulation, når man därmed en naturligare vattenföring medan energiproduktionen inte påverkas, dock till höga konstruktionskostnader (se Moreira m.fl. 2020).

## Sammanfattning

Sammantaget innebär det ovan angivna att man rekommenderar återregleringsmagasin eller avledningskanaler om korttidsreglering ska ske.

De åtgärder som därutöver oftast rekommenderas handlar om att göra regleringen skonsammare (lägre amplitud, mjuka övergångar, ökad mintappning, undvika känsliga perioder och minska frekvensen).

Man kan nå långt med tydligt definierade mjuka övergångar i regleringen, speciellt om mintappningen är hög så att amplituden, dvs ökningen/sänkningen, blir ringa (<150%).

Konventionell biotopvård inriktad på laxfisk har mycket begränsad möjlighet att motverka de negativa effekterna av korttidsreglering. Biotopförändringar som försämrar den naturliga miljön kan vara att kanalisera fåran, ta bort långsluttande stränder och stänga kvillar. Detta är dock inte något som bör genomföras vid svaga laxfiskbestånd eller i naturskyddade miljöer. Ska biotopvård ske bör den fokusera på att:

- anlägga strömskydd, i form av stenar eller höljor,
- försöka lägga nya lekplatser nära stränder som förblir vattentäckta vid låga flöden,
- fokusera på att förbättra habitatet i perifera områden, utanför den mest påverkade zonen.

## 8. Diskussion och rekommendationer

Korttidsreglering påverkar inte bara flödet i våra vattendrag utan även direkt livet i och kring dem. Det är svårt att på ett bra sätt kombinera korttidsreglering med värdefulla vattenmiljöer, så väl i strömsträckor som i indämda delar av vattendrag. **Ska naturvärdena samexistera med vattenkraftproduktion behöver korttidsregleringen förses med väl utformade villkor, annars blir villkoren i stället tuffa för flera av de arter som finns i de påverkade strömvattenbiotoperna.**

En sak som man kan fråga sig är om verkligen korttidsreglering ska tillåtas överallt. Behöver Sveriges elsystem verkligen stabiliseras med korttidsreglering överallt, eller kan man tänka sig ett urval kraftverk som tillåts korttidsreglera (och då i miljöer där påverkan blir hanterbar). Denna avvägning kräver givetvis beräkningar för att i så fall säkerställa att tillräcklig reglerförmåga finns i dessa vattenkraftverk där korttidsreglering tillåts.

**Det finns goda exempel på åtgärder som kan motverka de negativa effekterna av korttidsregleringen.** Ofta inbegriper det att direkt eller indirekt minska regleringseffekterna i vattendraget uppströms men framför allt nedströms kraftverket. Direkta minskningar sker genom att förändra regleringen till mjuka övergångar eller rampning och även ha ett ökat basflöde, tillämpa mjuka övergångar och sätta villkor när korttidsreglering inte ska ske eller begränsas. Indirekt genom att minska effekterna genom turbinbyte, återregleringsmagasin eller parallella utloppskanaler. Det är viktigt att villkor utformas tydligt så att de blir lätta för verksamhetsutövaren att följa och följas upp för driftspersonal och tillsynsmyndigheter.

För att veta att åtgärder har avsedd effekt är det viktigt med **uppföljning av åtgärdernas effekt och kontroll av flödes- och/eller nivåförändring**. Uppföljningen bör som minst ske vid varje anläggning eller åtgärds punkt, för att säkerställa långsiktigt funktionella lösningar. Uppföljningen kan med fördel utgöras av ett mer systematiskt tillvägagångssätt för att öka förståelsen för vilka åtgärder som är mest effektiva, både ur ett ekonomiskt och ekologiskt perspektiv. Kontrollen av flödes- och nivåförändringar inbegriper kontinuerlig registrering av vattennivåerna med minst timmesvis upplösning från anläggningarna. Flöden kan räknas fram förutsatt att en avbördningskurva upprättas. **Vattenståndsförändringarna uppströms och nedströms anläggningen bör följas vid värdefulla biotoper** och inte enbart i direkt anslutning till i kraftverkets inlopps- eller utloppskanal. Ansvaret för att registrera, förvara och tillhandahålla adekvata data bör ligga på verksamhetsutövaren som en del av dennes egenkontroll och för att kunna visa hur verksamheten påverkar miljön. I detta ansvar innefattas även att rapportera eventuella avvikelser.

### Rekommenderade motåtgärder för verksamhetsutövare

- Primärt kan konstateras att det inte finns ett generellt recept för hur vattenflödet nedom ett kraftverk ska utformas för att minimera skador, varje plats är unik och kräver lokal kunskap och hänsyn, lämpligen anpassad genom fältbesök, hydraulisk modellering eller provtappningar. Generella riktlinjer som bör följas finns dock:
- Korttidsreglering ger en negativ påverkan på miljö och organismer och denna påverkan förstärks av upprepade tillfällen med korttidsreglering. Därför bör det sättas restriktioner lokalt utifrån nedströms områdes skyddsvärde (naturskydd, känsliga arter och miljöer). **Ett riktmärke är att korttidsreglering inte bör ske vid fler än 20 tillfällen per år.**
- Genom att **tillämpa en högre mintappning** minskar förändringen mellan basflöde och maxflödet.
- Att **begränsa amplituden till maximalt 300 % av basflöde** bör vara en generell åtgärd, och helst bör 150% vara en övre gräns.
- Långsam ökning av flödet (upprampning) och motsvarande långsam minskning av flödet (nedrampning), så kallade **mjuka övergångar**, är en av de viktigaste åtgärderna om korttidsreglering ska tillåtas och måste anpassas lokalt med målet att **vattenståndet vid**

**känsliga biotoper nedströms ett kraftverk ska inte förändras med mer än 10 cm per timme och inom denna timme inte fortare än 1 cm per minut.**

- **Undvika korttidsreglering på vintern** om laxfiskproduktion sker nedströms inom det område som påverkas av korttidsregleringen.
- Då restriktioner i driften inte anses tillräckliga (se ovan) bör **återregleringsmagasin eller avledningskanaler** etableras.
- **Konventionell biotopvård har ringa positiv effekt** på fisk så länge flödesregleringen inte åtgärdats. Den typ av biotopvård som kan ge viss effekt är ökade möjligheter till strömskydd mot höga flöden. Det ger dock inget skydd för rekrytering av nya generationer.

## Rekommendationer för tillstånd och villkor

- Miljödomar behöver ta hänsyn till Weserdomen och som innebär att **varje kvalitetsfaktor som försämras räknas som en negativ påverkan.**
- I vattendrag där laxfiskpopulationen är rekryteringsbegränsad bör yngelmortaliteten minskas och **det bör diskuteras om korttidsreglering ska vara tillåten i dessa vattendrag** då det är en faktor med tydlig påverkan på mortaliteten.
- I de fall provtappningar inte utförs är **hydraulisk modellering ett nödvändigt underlag för att bedöma regleringens effekter på den specifika platsen.** En sådan kan vara en bra utgångspunkt för utformning av miljöanpassning och tillstånd till korttidsreglering.
- **Nolltappning får ej förekomma.**
- **En hög mintappning (utgångspunkt MLQ) minskar effekten av korttidsreglering** genom att amplituden i flödet minskar vid korttidsreglering.
- Widén m.fl. (2022b) skriver *”Formuleringar som till exempel ”mjuka övergångar” är svåra att tyda och kan ge upphov till missförstånd. Om det behövs ”mjuka övergångar” i ett ekosystemperspektiv så måste det formuleras som ett flöde per dag kopplat till mintappningen eftersom driftspersonal behöver få klara direktiv för hur luckorna ska skötas. I efterhand kan det vara svårt för tillsynsmyndigheten att följa upp om domen efterlevs eller vad som dokumenteras som en avvikelser i verksamhetsutövarens egen kontroll om domarna inte är tydligt formulerade.”*
- **Krav på mjuka övergångar** bör ställas vid alla kraftverk och övergångarna behöver definieras för varje kraftverk. Vetenskapligt underlag finns för att **vattenståndet vid nedströms skyddsvärda habitat inte bör förändras med mer än 10 cm per timme och inte fortare än 1 cm per minut.**
- **Flödet får aldrig förändras mer än 300 % på en timme.** Denna ökning ska vara successiv över denna timme och inte ske abrupt inom timintervallet.
- Vattennivåmätning nedströms och uppströms ska finnas och vattentemperaturen bör mätas.
- Beakta kritiska perioder för fiskars lek. Sker lek av en skyddsvärd målart nedströms kraftverket bör inte vattennivån förändras mer än 10 cm mellan lekperiod och till dess ynglen är simfärdiga. Detta för att undvika risk att lekbäddarna torrläggs eller att yngel spolats bort eller strandar.
- Övre och nedre dämningegräns för sjöar, dammar och vattendragssträckor ska fastställas, liksom avsänkningshastighet för indämningen ovan kraftverket, där det framgår hur snabbt vattenståndet får sänkas uppströms kraftverket.
- Vattennivån och vattentemperaturen nedströms och uppströms kraftverket ska avläsas, dokumenteras och analyseras. Mätningarna ska ske på en punkt i de känsliga biotoper som påverkas av regleringen och inte enbart i direkt anslutning till kraftverket. Mätpunkterna bestäms i samråd med tillsynsmyndigheten.

## Rekommendationer för förbättrad kontroll av korttidsreglering

Begär in redovisningar från kraftverksägarna så att de undersöker och analyserar hur deras verksamhet påverkar miljön. Här finns några exempel på tillvägagångssätt:

- Flödesdata för kraftverket, helst kvartsvärden eftersom reglering/prissättning sker på den nivån. Värden per timme fungerar oftast. Dygnsmedelvärden fungerar inte för att detektera korttidsreglering.
  - Samla i databas
  - Analysera data enligt föreslagen modell i denna rapport (se kapitel 5).
- Sätt ut kompletterande tryckloggrar för övervakning av vattenstånd (och temperatur) vid känsliga biotoper nedströms kraftverk. Detta är särskilt användbart i de fall där tvister om regleringen uppkommer.
- Kräv att data blir offentliga, de är inte affärshemligheter utan en påverkan på vår gemensamma miljö, det vill säga ett allmänintresse.
- Bedöm vattentäckt areal vid olika flöden (i första hand fältbesök och provtappning med lasermätning eller drönarflygning och i andra hand hydraulisk modellering).
- Kontrollera biologin; fokus bör ligga på bottenfauna (sländ- och knottlarver), strömlevande fisk, samt stränders och kantzonernas vegetation.
- Bedöm PÅVERKAN utgående från befintliga system (tabell 2 och 3).
- Övervaka vattennivå i uppströms magasin eller älvsträckor. Lämpligen timvärden under ett år, men helst för ett normalår, ett våtår och ett torrår.

## 9. Referenser

- Abernethy, E.F., Muehlbauer, J.D., Kennedy, T.A., Tonkin, J.D., Van Driesche, R. & Lytle, D.A. 2021. Hydropeaking intensity and dam proximity limit aquatic invertebrate diversity in the Colorado River Basin. *Ecosphere* 12(6):e03559.
- Addo, L. 2019. *The effects of short-term regulation on habitat conditions of brown trout, Salmo trutta in the lowermost part of River Kalajoki and possibilities for mitigation*. Water Resources, Energy and Environmental Engineering. Master's Thesis, University of Oulu. 143 s.
- Addo, L., Hajjesmaeili, M., Piccolo, J. J., & Watz, J. 2023. Growth and mortality of sympatric Atlantic *Salmon* and brown trout fry in fluctuating and stable flows. *Ecology of Freshwater Fish* 32:282–290.
- Addo, L., Meneboo, L., Hajjesmaeili, M, Piccolo, J.J. & Watz, J. 2025. Drift foraging by allopatric and sympatric Atlantic *Salmon* and Brown trout parr under rapid flow fluctuations. *River Research and Applications* 41(7):1546–1557.
- Addy, S., Cooksley, S.I. & Sime, I. 2012. Impacts of flow regulation on freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) habitat in a Scottish montane river. *Science of The Total Environment* 432:318-328.
- Ahonen, J. 2013. *Korttidsregleringsmönster i Ångermanälvens avrinningsområde*. Kandidatuppsats i biologi. Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap. Umeå universitet, 23 s.
- Aldvén, D., Degerman, E. & Höjesjö, J. 2015. Environmental cues and downstream migration of anadromous brown trout (*Salmo trutta*) and Atlantic *Salmon* (*Salmo salar*) smolts. *Boreal Environmental Research* 20:35-44.
- Alexandre, C.M., Almeida, P.R., Neves, T., Mateus, C.S., Costa, J.L. & Quintella B.R. 2015. Effects of flow regulation on the movement patterns and habitat use of a potamodromous cyprinid species. *Ecohydrology* 9(2):326-340.
- Alfredsen, K., Juárez-Goméz, A., Refaei Kenawi, M.S., Graf, M.S. & Saha, S.K. 2022. Mitigation of environmental effects of frequent flow ramping scenarios in a regulated river. *Frontiers in Environmental Science*. 10:944033.
- Alfredsen, K. & Tekle, M.G. 2023. Effect of flow ramping on stranding potential related to river morphology—Developing hydraulic indices for peaking severity. *River Research and Applications*, 40(2):203-216.
- Andreasson, S., 1967. Verkeån och stensimpan. *Skånes Natur* 54:108–117.
- Anindito, Y., Haas, J., Olivares, M., Nowak, W. & Kern, J. 2019. A new solution to mitigate hydropeaking? Batteries versus re-regulation reservoirs. *Journal of Cleaner Production* 210:477-489.
- Arhtington, A. H., Bunn, S.E., Poff, N.L. & Naiman, R.J. 2006. The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological applications* 16(4): 1311 1318.
- Arlidge, W.N.S., Bull, J.W., Addison, P.F.E., Burgass, M.J., Gianuca, D., Gorham, T.M., Jacob, C., Shumway, N., Sinclair, S.P., Watson, J.M.E., Wilcox, C & Milner-Gulland, E.J. 2018. A Global Mitigation Hierarchy for Nature Conservation. *BioScience* 68(5):336–347.
- Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I., Hvidsten, N.A. & Jensen, A.J. 1994. Virkninger av Bratsbergreguleringen (Bratsberg kraftverk) på bunndyr og fisk i Nidelva, Trondheim (1982-1986). *Viteriskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 7:1-56*.
- Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Lindström, E.A. & Bongard, T. 1997. *Vannkvalitet, begroing og bunndyr i Nea 1993–1995. Del II. Forholdene etter regulering*. Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1997-10. 46 s.
- Arnekleiv, J.V., Raddum, G., Sandnæs, T.O., Fjellheim, A. & Fergus, T. 2006. *Evaluering av terskler som avbøtende tiltak i et utvalg vassdrag i Midt- og Vest-Norge*. NVE, Rapport Miljøbasert vannføring nr. 3, 2006.
- Aroviita, J. & Hämäläinen, H. 2008. The impact of water-level regulation on littoral macroinvertebrate assemblages in boreal lakes. *Hydrobiologia* 613: 45–56.
- Ashraf, F., Haghghi, A.T., Riml, J., Alfredsen, K., Koskela, J.J., Kløve, B. & Marttila, H. 2018. Changes in short term river flow regulation and hydropeaking in Nordic rivers. *Scientific Reports* 8, 17232.
- Auer, S., Fohler, N., Zeiringer, B., Fuhrer, S. & Schmutz, S. 2014. *Experimentelle Untersuchungen zur Schwallproblematik-Drift und Stranden von Äschen und Bachforellen während der ersten Lebensstadien*. *Forschungsbericht*. Tillgänglig via: <https://forschung.boku.ac.at/de/projects/9589>

- Auer, S., Zeiringer, B., Führer, S., Tonolla, D., & Schmutz, S. 2017. Effects of riverbank heterogeneity and time of day on drift and stranding of juvenile European grayling (*Thymallus thymallus* L.) caused by hydropeaking. *Science of the Total Environment* 575:1515–1521.
- Baker D.B., Richards R.P., Loftus T.T. & Kramer, J.W. 2004. A new flash in essindex: characteristics and applications to Midwestern rivers and streams. *Journal of the American Water Resources Association* 40: 503–522.
- Bakken, T. H., Forseth, T. & A. Harby, (red.), 2016a. Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri. *NINA Temahefte* 62. 205 s.
- Bakken, T. H., King, T. & Alfredsen, K. 2016b. Simulation of river water temperatures during various hydro-peaking regimes. *Journal of Applied Water Engineering and Research*, 4:31–43.
- Baladrón A., Bejarano, M.D., Sarneel, J.M. & Boavida, I. 2022. Trapped between drowning and desiccation: Riverine plants under hydro peaking. *Science of the Total Environment* 829: 154451.
- Banks, J.W. 1969. A review of the literature on the upstream migration of adult Salmonids. *Journal of Fish Biology* 1:85–136.
- Barton, D., Breton, F., Blabolil, P., Souza, A.T., Vejřík, L., Sajdlová, Z. & Šmejkal, M. 2021. Effects of hydropeaking on the attached eggs of a rheophilic cyprinid species. *Ecohydrology* 14(4):e2280.
- Barton, D., Brabec, M., Sajdlová, Z., Souza, A.T., Duras, J., Kortan, D., Blabolil, P., Vejřík, L., Kubečka, J. & Šmejkal, M. 2022. Hydropeaking causes spatial shifts in a reproducing rheophilic fish. *Science of the total environment* 806(2):150649.
- Baumann, P. & Klaus, I. 2003. Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes. *Mitteilungen zur Fischerei Nr. 75*. Tech. Rep. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, Schweiz.
- Bejarano, M.D., Jansson, R. & Nilsson, C. 2018. The effects of hydropeaking on riverine plants: a review. *Biological Reviews* 93: 658–673.
- Bejarano, M.D., Sordo-Ward, Á., Alonso, C., Jansson, R. & Nilsson, C. 2020. Hydropeaking affects germination and establishment of riverbank vegetation. *Ecological Application* 30:02076.
- Bell, E., Kramer, S., Zajanc, D. & Aspittle, J. 2008. Salmonid fry stranding mortality associated with daily water level fluctuations in Trail Bridge Reservoir, Oregon. *North American Journal of Fisheries Management* 28(5):1515–1528.
- Beltran, M.F. & Prieto, F. 2022. *Is hydropeaking pushing hydropower beyond the limits of renewability?* 36th Congress of the international society of limnology.
- Berg, O.K., Bremset, G., Puffer, M. & Hanssen, K. 2014. Selective segregation in intraspecific competition between juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Ecology of Freshwater Fish* 23:544–555.
- Berenthal, F.R., Seaman, B.W., Rush, E., Armstrong, J.D., McLennan, D., Nislow, K.H. & Metcalfe, N.B. 2023. High summer temperatures are associated with poorer performance of underyearling Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in upland streams. *Journal of Fish Biology* 102(2):537–541.
- Bernes, C. 1991. *Försurning och kalkning av svenska vatten*. Solna: Statens naturvårdsverk. 144 sidor.
- Björkvik, E. 2014. *Harr i regleringsmagasin - En litteratursammanställning*. Sveriges Lantbruksuniversitet, Sötvattenslaboratoriet, 2014-03-31, 43 s.
- Bjørnås, K.L., Railsback, S.F., Calles, O., & Piccolo, J.J. 2021. Modeling Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) population responses and interactions under increased minimum flow in a regulated river. *Ecological Engineering* 162:106182.
- Black, A.R., Rowan, J.S., Duck, R.W., Bragg, O.M. & Clelland, B.E. 2005. DHRAM: a method for classifying river flow regime alterations for the EC Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15:427–446.
- Bondar-Kunze E., Tritthart, M. & Hein, T. 2015. The influence of short term water level fluctuations and desiccation stress on periphyton development at a riparian zone of a large regulated river. *Fundamental and Applied Limnology* 186(4):283–296.

- Bondar-Kunze, E., Maier, S., Schönauer, D., Bahl, N. & Hein, T. 2016. Antagonistic and synergistic effects on a stream periphyton community under the influence of pulsed flow velocity increase and nutrient enrichment. *Science of the Total Environment* 573:594–602.
- Bradford, M. J., Taylor, G.C., Allan, J.A. & Higgins, P.S. 1995. An Experimental Study of the Stranding of Juvenile Coho Salmon and Rainbow Trout during Rapid Flow Decreases under Winter Conditions. *North American Journal of Fisheries Management* 15(2):473–479.
- Bratrich, C., Truffer, B., Jorde, K., Markard, J., Meier, W., Peter, A., Schneider, M. & Wehrli, B. 2004. Green hydropower: A new assessment procedure for river management. *River research and applications* 20:865-882.
- Bremset, G. 2000. Seasonal and diel changes in behaviour, microhabitat use and preferences by young pool-dwelling Atlantic Salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *Salmo trutta*. *Environmental Biology of Fishes* 59:163-179.
- Bremset, G. & Heggenes, J. 2001. Competitive interactions in young Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in lotic environments. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 21: 127–142.
- Brittain, J.E. & Eikeland, T. J. 1988. Invertebrate drift – a review. *Hydrobiologia* 166:77-93.
- Brooks, A. J. & Haeusler, T. 2016. Invertebrate responses to flow: Trait velocity relationships during low and moderate flows. *Hydrobiologia*, 773:23–34.
- Brown, B.T., Lawrence, E., Stevens, T. & Yates, A. 1998. Influences of Fluctuating River Flows on Bald Eagle Foraging Behavior. *The Condor: Ornithological Applications* 100(4):745–748.
- Bruder, A., Tonolla, D., Schweizer, S.P., Vollenweider, S., Langhans, S.D. & Wüest, A. 2016. A conceptual framework for hydropeaking mitigation. *Science of the Total Environment* 568:1204–1212.
- Bruno, M.C., Maiolini, B., Carolli, M. & Silveri, L. 2010. Short time-scale impacts of hydropeaking on benthic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italia). *Limnologica* 40: 281-290.
- Bruno, M.C., Siviglia, A., Carolli, M. & Maiolini, B. 2013. Multiple drift responses of benthic invertebrates to interacting hydropeaking and thermopeaking waves. *Ecohydrology* 6:511–522.
- Bunn, S.E. & Arthington, A.H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30:492–507.
- Bunt, C.M., Cooke, S.J., Katopodis, C. & Mckinley, R.S. 1999. Movement and summer habitat of brown trout (*Salmo trutta*) below a pulsed discharge hydroelectric generating station. *Regulated Rivers: Research & Management* 15:395–403.
- Burman, A.J., Andersson, A.G. & Hellström, J.G.I. 2023. Hydraulic classification of hydropeaking stages in a river reach. *River Research and Applications* 39(4):692-702.
- Bätz, N., Judes, C. & Weber, C. 2023. Nervous habitat patches: The effect of hydropeaking on habitat dynamics. *River Research and Applications* 39:349–363.
- Capra, H., Plichard, L., Berge, J., Pella, H., Ovidio, M., McNeil, E. & Lamouroux, N. 2017. Fish habitat selection in a large hydropeaking river: Strong individual and temporal variations revealed by telemetry. *Science of the Total Environment* 578:109–120.
- Carolli, M., Bruno, M.C., Siviglia, A. & Maiolini, B. 2012. Responses of benthic invertebrates to abrupt changes of temperature in flume simulations. *River Research and Application* 28:678–691
- Carolli, M., Vanzo, D., Siviglia, A., Zolezzi, G., Bruno, M.C. & Alfredsen, K. 2015. A simple procedure for the assessment of hydropeaking flow alterations applied to several European streams. *Aquatic Sciences* 77(4):639–653.
- Casas-Mulet, R., Alfredsen, K., Hamududu, B. & Timalsina, N. 2015a. The effects of hydropeaking on hyporheic interactions based on field experiments. *Hydrological Processes* 29(6):1370-1384.
- Casas-Mulet, R., Saltveit, S.J. & Alfredsen, K. 2015b. The survival of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) eggs during dewatering in a river subjected to hydropeaking. *River Research and Applications* 31(4):433–446.

- Casas-Mulet, R., Saltveit, S.J. & Alfredsen, K. 2016c. Hydrological and thermal effects of hydropeaking on early life stages of *Salmonids*: A modelling approach for implementing mitigation strategies. *Science of The Total Environment* 573:1660-1672.
- 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* 2014 (1):19-36.
- Céréghino, R., Boutet, T. & Lavandier, P. 1997. Abundance, biomass, life history and growth of six Trichoptera species under natural and hydropeaking conditions with hypolimnetic releases in a Pyrenean stream. *Fundamental and Applied Limnology* 138(3):307-328.
- Céréghino, R. & Lavandier, P. 1998. Influence of hypolimnetic hydropeaking on the distribution and population dynamics of Ephemeroptera in a mountain stream. *Freshwater Biology* 40:385–399.
- Céréghino, R., Legalle, M. & Lavandier, P. 2004. Drift and Benthic Population Structure of the Mayfly *Rhithrogena semicolorata* (Heptageniidae) Under Natural and Hydropeaking Conditions. *Hydrobiologia* 519:127–133.
- Charmansson, J. & Zinke, P. 2011. *Mitigation Measures Against Hydropeaking Effects - A literature review*. SINTEF Report TR A7 192, Norge, 51 s.
- Costa, M.J., Lennox, R.J., Katopodis, C. & Cooke, S.J. 2017. Is there evidence for flow variability as an organism-level stressor in fluvial fish? *Journal of Ecohydraulics* 2(1):68–83.
- Costa, M.J., Boavida, I., Almeida, V., Cooke, S. J. & Pinheiro, A.N. 2018. Do artificial velocity refuges mitigate the physiological and behavioural consequences of hydropeaking on a freshwater Iberian cyprinid? *Ecohydrology* 11(7), e1983.
- Costa, M.J., Fuentes-Pérez, J.F., Boavida, I., Tuhtan, J.A. & Pinheiro, A.N. 2019. Fish under pressure: Examining behavioural responses of Iberian barbel under simulated hydropeaking with instream structures. *PLoS ONE* 14(1):e0211115.
- Courret, D. 2010. *Etude des gradients des variations de débit naturelles en vue de la fixation des critères pour le repérage des éclusées hydroélectriques*. Rapport GHAAPPE RA. 09. 04
- Courret, D., Baran, P. & Larinier, M.A. 2021. Indicator to characterize hydrological alteration due to hydropeaking. *Journal of Ecohydraulics* 6(2):139-156.
- Cousin, B., Dolédec, S., Luquet, E. and Olivier, J-M. 2025. Hydropeaking and Channelization Threaten Young-of-the-Year Fish—The Case of the Chub (*Squalius Cephalus* L.) in the Rhône River. *River Research and Applications* 41(9):1959-1969
- Coutant, C.C. 2023. Hydropower peaking and stalled *Salmon* migration are linked by altered reservoir hydraulics: a multidisciplinary synthesis and hypothesis. *River Research and Applications* 39:1439–1456.
- Cross W.F., Baxter C.V., Donner, K.C., Rosi-Marshall, E.J., Kennedy, T.A., Hall, R.O., Wellard Kelly, H.A. & Rogers, R.S. 2011. Ecosystem ecology meets adaptive management: food web response to a controlled flood on the Colorado River, Glen Canyon. *Ecological Applications* 21:2016-2033.
- Cunjak, R.A. 1988. Behaviour and microhabitat of young Atlantic *Salmon* (*Salmo salar*) during winter. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45(12):2156–2160.
- Cushman, R.M. 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American Journal of Fisheries Management* 5:330–339.
- Davies-Colley, R.J. & Smith, D.G. 2007. Turbidity suspended sediment, and water clarity: a review. *Journal of the American Water Resources Association*, 37: 1085-1101.
- Degerman, E., Niskakoski, K. & Sers, B. 1997. Betydelsen av minimivattenföring sommartid för lax (*Salmo salar*) och öring (*Salmo trutta*) på västkusten. English summary: The effects of summer drought on Salmonid populations in streams on the Swedish west coast. *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (1):41-54.
- Degerman, E. & Näslund, I. 2021. *Fysisk restaurering av akvatiska miljöer. Vattendrag och sjöar med kantzon och våtmarker*. Grip on life, 2021:03, ISBN 978-91-986871-6-3:380 s.

- Donadi, S., Degerman, E., McKie, B. G., Jones, D., Holmgren, K. & Sandin, L. 2021. Interactive effects of land use, river regulation, and climate on a key recreational fishing species in temperate and boreal streams. *Freshwater Biology* 66:1901–1914.
- Donadi, S., Degerman, E., Malm-Renöfält, B., Segersten, J., Widén, Å., Karlsson Tiselius, A. & Jansson, R. 2025. Like a fish takes to water: Minimum discharge requirements to sustain rheophilic fish community dominance in bypassed river reaches. *Journal of Applied Ecology*, 62(12):3263-3276.
- EC (European Commission). 2018. *Guidance on the requirements for hydropower in relation to EU Nature legislation*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Eklund, R. 2021. *Regleringens effekter på vattenståndsvariationer nedströms Viforsens kraftverk i Ljungan*. Examensarbete 15 hp, Umeå Universitet.
- Elliott, J.M. 1991. Tolerance and resistance to thermal stress in juvenile Atlantic Salmon, *Salmo salar*. *Freshwater Biology* 25 (1):61–70.
- Elliott, J.M. & Elliott, J.A. 2010. Temperature requirements of Atlantic Salmon *Salmo salar*, Brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology*, 77:1793-1817.
- Eltzsch, J. 2024. *Mitigation of environmental impacts of hydropowering using constructional mitigation measures*. KTH Degree project in Environmental Engineering and sustainable infrastructure, TRITA-ABE-MBT-24326.
- 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 & Management* 12:433–445.
- Englund G., Malmqvist, B. & Zhang, Y.X. 1997. Using predictive models to estimate effects of flow regulation on net-spinning caddis larvae in north Swedish rivers. *Freshwater Biology* 37:687–697.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? *Biological conservation* 100:65-74.
- Ferencz, S.B., Muñoz, S., Neilson, B.T. & Cardenas, M.B. 2021. Riverbed temperature and heat transport in a hydropeaked river. *Water Resources Research* 57:e2021WR029609.
- Filipsson, K., Bergman, E., Österling, M., Erlandsson, A., Greenberg, L. & Watz, J. 2019. Effects of temperature and a piscivorous fish on diel winter behaviour of juvenile Brown trout (*Salmo trutta*). *Freshwater Biology* 64:1797-1805.
- Finstad, A. & Forseth, T. 2006. Adaptation to ice-cover conditions in Atlantic Salmon, *Salmo salar* L. *Evolutionary Ecology Research* 8(7):1249-1262.
- Fjeldstad, H-P., Barlaup, B., Stickler, M. Gabrielsen, S-E. & Alfredsen, K. 2011. Removal of weirs and the influence on physical habitat for Salmonids in a Norwegian river. *River Research and Applications* 28: 753-763.
- Flodmark, L.E.W., Urke, H.A., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J.V., Vøllestad, L.A. & Poléo, A.B.S. 2002. Cortisol and glucose responses in juvenile Brown trout subjected to a fluctuating flow regime in an artificial stream. *Journal of Fish Biology* 60(1):238–248.
- Flodmark, L.E.W., Vollestad, L. A. & Forseth, T. 2004. Performance of juvenile Brown trout exposed to fluctuating water level and temperature. *Journal of Fish Biology* 65:460-470.
- Forseth, T., Letcher, B.H. & Johansen, M. 2011. The behavioural flexibility of Salmon growth. Ur: Aas, O., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal J. (eds) *Atlantic Salmon ecology*, 145-169. Wiley-Blackwell.
- Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2013. Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag. *NINA Temahefte* 52. 90 s.
- Fraser, N.H., Metcalfe, N.B. & Thorpe, J.E. 1993. Temperature-dependent switch between diurnal and nocturnal foraging in Salmon. *Proceedings of the Royal Society B, Biological Sciences* 252:135-139.
- Friese, N., Mathers, K.L., Weber, C., Tonolla, C. & Bätz, N. 2025. Habitat-specific response of macroinvertebrate drift to flow pulses: implications for hydropeaking management. *Freshwater Biology* 70:e70103.
- Furuskog, V. 1947. Lax i Sverige och England. *Teknisk Tidskrift* 77, s.722-723 (77). Norrköpings Tidningars Aktiebolag, Norrköping. Tillgänglig via: <https://runeberg.org/tektid/1947/0734.html> [2026-02-04]

- Gabbud, C. & Lane, S.N. 2016. Ecosystem impacts of Alpine water intakes for hydropower: the challenge of sediment management. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 3(1):41–61.
- Gostner, W., Lucarelli, L., Theiner, D., Kager, A., Premstaller, G. & Schleiss, A.J. 2011. A holistic approach to reduce negative impacts of Hydropeaking. Ur: Schleiss, A.J. & Boes, R.M. (Eds) *Dams and Reservoirs under Changing Challenges*. Taylor & Francis Group, London, ISBN 978-0-415-68267-1.
- Gourard, V., Tissot, L., Courret, D., Lascaux, J-M., Baran, P. & Baraillier, A. 2016. *Effect of measures to mitigate hydropeaking impacts on biological communities*. Extended abstract. 11th ISE 2016, Melbourne, Australia, 4 s.
- Greenberg, L.A. 1994. Effects of predation, trout density and discharge on habitat use by Brown trout, *Salmo trutta*, in artificial streams. *Freshwater biology* 32:1-11.
- Greenberg, L.A., Bergman, E. & Eklöv, A.G. 1997. Effects of predation and intraspecific interactions on habitat use and foraging by Brown trout in artificial streams. *Ecology of Freshwater Fish* 6(1):16-26.
- Greimel, F., Zeiringer, B., Holler, N., Grun, B., Godina, R. & Schmutz, S. 2016. A method to detect and characterize sub-daily flow fluctuations. *Hydrological Processes* 30(13):2063–2078.
- Greimel, F., Schülting, L., Wolfram, G., Bondar-Kunze, E., Auer, S., Zeiringer, B. & Hauer, C. 2018. Hydropeaking impacts and mitigation. Ur: S. Schmutz, J. Sendzimir (eds.), *Riverine Ecosystem Management*, Aquatic Ecology Series 8:91-110.
- Grimås, U. 1961. The bottom fauna of natural and impounded lakes in northern Sweden (Ankarvattnet and Blåsjön). *Reports of the Institute of Freshwater Research, Drottningholm* 42:183–237.
- Grimås U. 1965. Inlet impoundments. An attempt to preserve littoral animals in regulated subarctic lakes. *Reports of the Institute of Freshwater Research, Drottningholm* 36:22–30.
- Gönczi, A.P. 1989. A study of physical parameters at the spawning sites of European grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Regulated Rivers: Research & Management* 3(1):221–224
- Göthe, E., Degerman, E., Sandin, L., Segersten, J., Tamario, C. & Mckie, B.G. 2019. Flow restoration and the impacts of multiple stressors on fish communities in regulated rivers. *Journal of Applied Ecology* 56:1687-1702.
- Hagelin, A., Museth, J., Greenberg, L., Kraabøl, M., Calles, O. & Bergman, E. 2020. Upstream fishway performance by Atlantic Salmon (*Salmo salar*) and Brown trout (*Salmo trutta*) spawners at complex hydropower dams – is prior experience a success criterion? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 78:124-134.
- Hajiesmaeili, M., Addo, L., Watz, J., Railsback, S. F., & Piccolo, J. J. 2023. Individual-based modelling of hydropeaking effects on brown trout and Atlantic salmon in a regulated river. *River Research and Applications* 39(3):522–537.
- Halleraker, J.H., Saltveit, S.J., Harby, A., Arnekleiv, J.V., Fjeldstad, H.P. & Kohler, B. 2003. Factors influencing stranding of wild juvenile Brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Research and Applications* 19.5-6:589–603.
- Halleraker, J.H., Natvik, E.V., Vaskinn, K., L'Abée-Lund, J.H. & Alfredsen, K. 2023. By-passvalves in hydropower plants: An ecologically important measure to mitigate stranding in rivers due to emergency turbine flows shutdown. *River Research and Applications* 39:588–601.
- Harby, A., Alfredsen, K., Arnekleiv, J.V., Flodmark, L.E.W., Halleraker, J.H., Johansen, S. & Saltveit, S.J. 2004. *Raske vannstandsendringer i elver. Virkninger på fisk, bunndyr og begroing*. SINTEF-rapport TR A5932.
- Harby, A. & Bogen, J. 2012. Miljøkonsekvenser av raske vannstandsendringer. *Norges Vassdrags- og Energidirektorat. Rapport Miljøbasert vannføring* nr. 1 - 2012.
- Harvey-Lavoie, S., Cooke, S.J., Guénard, G. & Boisclair, D. 2016. Differences in movements of northern pike inhabiting rivers with contrasting flow regimes. *Ecohydrology* 9:1687– 1699.
- Hauer, C., Unfer, G., Holzapfel, P. & Tritthart, M. 2024. Habitat persistency analysis with HEM-PEAK: A novel approach for the assessment of hydropeaking impacts and mitigation measure design. *River Research and Applications*. 40:1296–1313.
- Hayes, D.S., Moreira, M., Boavida, I., Haslauer, M., Unfer, G., Zeiringer, B., Greimel, F., Ferreira, T. & Schmutz, S. 2019. Life stage-specific hydropeaking flow rules. *Sustainability* 11:1547.

- Hayes, D.S., Schulting, L., Carolli, M., Greimel, F., Batalla, R.J. & Casas-Mulet, R. 2022. Hydropeaking: processes, effects, and mitigation. Ur: Tockner K & T Mehner, editorer. *Encyclopedia of Inland Waters (Second Edition)*, Elsevier, 2022:134-149.
- Hayes, D.S. Bätz, N., Tonolla, D., Merl, K., Auer, S., Gorla, L., Weber, C., Naudascher, R., Silva, L.G.M., Schmutz, S., Unfer, G., Führer, S., Zeiringer, B. & Greimel, F. 2024. Why hydropeaking frequency matters: effects of recurring stranding on fish. *Journal of ecohydraulics* 10(3):1-17.
- Hazas, B.,M., Marcolini, G., Wohlmuth, B. & Chiogna, G. 2024. Indicators for the assessment of the impact of hydropeaking on aquifers. *Geophysical Research Letters*, 51:e2023GL107611.
- Hedger, R.D., Naesje, T.F., Fiske, P., Ugedal, O., Finstad, A.G. & Thorstad, E.B. 2013. Ice-dependent winter survival of juvenile Atlantic Salmon. *Ecology and Evolution* 3(3):523-535.
- Hedger, R.D., Sundt-Hansen, L.E., Juárez-Gomez, A., Alfredsen, K. & Foldvik, A. 2023. Exploring sensitivities to hydropeaking in Atlantic Salmon parr using individual-based modelling. *Ecohydrology* 16(6):e2553.
- Heggenes, J. & Traaen, T. 1988. Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four Salmonid species. *Journal of Fish Biology* 32:717–727.
- Heggenes, J., Alfredsen, K., Bustos, A.A., Huusko, A. & Stickler, M. 2018. Be cool: A review of hydro-physical changes and fish responses in winter in hydropower-regulated northern streams. *Environmental Biology of Fishes* 101:1–21.
- Heggenes J., Stickler M., Alfredsen K., Brittain, J.E., Adeva-Bustos, A. & A. Huusko, 2021. Hydropower-driven thermal changes, biological responses and mitigating measures in northern river systems. *River Research Application* 37:743–765.
- Henricsson, A., Ericsson, U., Nilsson, C. & Rådén, R. 2012. Bottenfauna i reglerade vattendrag i Örebro län 2011 – En undersökning av bottenfaunan vid 24 lokaler i hydromorfologiskt påverkade lokaler i rinnande vatten. *Rapport Länsstyrelsen i Örebro län nr. 2012:6*.
- Hosmer, M.J., Stanley, J.G. & Hatch, R.W. 1979. Effects of Hatchery Procedures on Later Return of Atlantic Salmon to Rivers in Maine. *The Progressive Fish-Culturist*, 41: 115-119.
- Hunter, M.A., 1992. Hydropower flow fluctuations and Salmonids: a review of the biological effects, mechanical causes, and options for mitigation. *Washington Department of Fisheries Technical Report* 119, Olympia.
- Huusko, A., Greenberg, L., Stickler, M., Linnansaari, T., Nykänen, M., Vehanen, T., Koljonen, S., Louhi, P & Alfredsen, K. 2007. Life in the ice lane: a review of the winter ecology of stream Salmonids. *River Research and Applications* 23:469–491.
- Hvidsten, N.A. 1985. Mortality of pre-smolt Atlantic Salmon, *Salmo salar* L., and Brown trout, *Salmo trutta* L., caused by fluctuating water levels in the regulated River Nidelva, central Norway. *Journal of Fish Biology* 27:711-718.
- Hvidsten, N.A., Diserud, O.H., Jensen, A. J., Jensås, J.G., Johnsen, B.O. & Ugedal, O. 2015. Water discharge affects Atlantic salmon *Salmo salar* smolt production: a 27 year study in the River Orkla, Norway. *Journal of fish biology* 86(1):92-104.
- Insulaire, F., Lamouroux, N., Barillier, A., Paillex, A., Capra, H., Cattaneo, F. & Gouraud, V. 2024. Characterizing the effects of morphological microstructures and hydropeaks on fish stranding in rivers. *River Research and Applications* 40(5):834–849.
- Irvine, R.L., Thorley, J.L., Westcott, R., Schmidt, D. & DeRosa, D. 2015. Why do fish strand? An analysis of ten years of flow reduction monitoring data from the Columbia and Kootenay rivers, Canada. *River Research and Applications* 31(10):1242–1250.
- Jacobsson, S. & Järvi, T. 1976. Antipredator beteende hos tvåårig lax, *Salmo salar*. *Zoologisk Revy* 38(3):57-70.
- 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.
- Jansson, R., Degerman, E., Malm-Renöfält, B. & Widén, Å. 2017. Evidensbaserade åtgärder för att restaurera ekologiska funktioner i reglerade vattendrag - Vad finns i verktygslådan? *Rapport från PRIOKLIV. Energiforsk Rapport* 2017:430, 45 s.

- Jelovica, B., Marttila, H., Ashraf, F.B., Kløve, B. & Torabi Haghghi, A. 2023. A probability-based model to quantify the impact of hydropeaking on habitat suitability in rivers. *River Research and Applications* 39(3):490–500.
- Johansson, M.E. & Nilsson, C. 2002. Responses of riparian plants to flooding in free-flowing and regulated boreal rivers: an experimental study. *Journal of Applied Ecology* 39:971–986.
- Judes, C., Gouraud, V., Capra, H., Maire, A., Barillier, A. & Lamouroux, N. 2021. Consistent but secondary influence of hydropeaking on stream fish assemblages in space and time. *Journal of Ecohydraulics* 6(2):157–171.
- Judes, C., Capra, H., Gouraud, V., Pella, H. & Lamouroux, N. 2023. Past hydraulics influence microhabitat selection by invertebrates and fish in hydropeaking rivers. *River Research and Applications* 39(3):375–388.
- Karlström, Ö., 1977. Biotopval och besättningstäthet hos lax- och öringungar i svenska vattendrag. *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* 6. 72 s.
- Karppinen, P., Jounela, P., Huusko, R. & Erkinaro, J. 2014. Effects of release timing on migration behaviour and survival of hatchery-reared Atlantic salmon smolts in a regulated river. *Ecology of Freshwater Fish* 23: 438–452.
- Kennedy, T.A., Jeffrey, D., Muehlbauer, J.D., Yackulic, C.B., Lytle, D.A., Miller, S.A., Dibble, K.L., Kortenhoeven, E.W., Metcalfe, A.N. & Baxter, C.V. 2016. Flow Management for Hydropower Extirpates Aquatic Insects, Undermining River Food Webs. *BioScience* 66(7):561–575.
- Kennedy, R.J., Rosell, R., Millane, M., Doherty, D. & Allen, M. 2018. Migration and survival of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) smolts in a large natural lake. *Journal of Fish Biology* 93(1): 134–137.
- Kjærstad, G., Arnekleiv, J.V., Speed, J.D.M. & Herland, A.K. 2018. Effects of Hydropeaking on Benthic Invertebrate Community Composition in Two Central Norwegian Rivers. *River Research and Applications* 34:218–231.
- Kling, J., 2015. Miljöåtgärder i vattenkraftverk. Sammanställning av åtgärder för att nå god ekologisk status och god ekologisk potential. *Havs- och vattenmyndighetens rapport* 2015:26:47 s.
- Knudsen, E.E., Steward, C.R., MacDonald, D.D., Williams, J.E., & Reiser, D.W. 2000. *Sustainable fisheries management: Pacific salmon*, 724 sidor. The United States of America: CRC Press
- Korman, J. & Campana, S.E. 2009. Effects of hydropeaking on nearshore habitat use and growth of age-0 rainbow trout in a large regulated river. *Transactions of the American Fisheries Society* 138(1):76–87.
- Korman, J., Kaplinski, M. & Melis, T.S. 2011. Effects of Fluctuating Flows and a Controlled Flood on Incubation Success and Early Survival Rates and Growth of Age-0 Rainbow Trout in a Large Regulated River. *Transactions of the American Fisheries Society* 140(2):487–505.
- Kwon, S., Seo, I.W., Park, I. & Kim, J.S. 2025. Suspended material retention in riverine reservoirs: Role of hydropeaking, density currents, and settling velocity. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 61:102706
- Lagarrigue, T.R., Céréghino, P., Lim, P., Reyes-Marchant P., Chappaz, R., Lavandier, P. & Belaud, A. 2002. Diel and seasonal variations in Brown trout (*Salmo trutta*) feeding patterns and relationship with invertebrate drift under natural and hydropeaking conditions in a mountain stream. *Aquatic Living Resources* 15:129.
- Lappea, U., 1951. Issörpning i Stora Luleälven. *Svensk Fiskeritidskrift* 5:80–81.
- Larsson, P.-O., 1985. Predation on migrating smolt as a regulating factor in Baltic Salmon, *Salmo salar* L., populations. *Journal of Fish Biology* 26(4):391–397.
- Ledington, S. 2011. *Instream flow requirements for the Irthing stream*. Southland regional council, NZ.
- Liebig, H., Cereghino, R., Lim, P., Belaud, A. & Lek, S. 1999. Impact of hydropeaking on the abundance of juvenile trout in an Pyrenean stream. *Fundamental and Applied Limnology* 4:439–454.
- Lind, L. & Watz, J. 2021. Korttidsregleringens påverkan på biologin varierar med vattendragets morfologi. *Energiforsk RAPPORT* 2021:828. 27 s.
- Lindroth, A. 1955. Mergensers as Salmon and trout predators in the River Indalsälven. *Report/Institute of Freshwater Research, Drottningholm*, 36:126–132.
- Ljung, T. 2007. Åtgärdsprogram för klådris 2007–2010 (*Myricaria germanica*). *Naturvårdsverket Rapport* 5700, 49 s.

- Ljunggren, N. & Söderman, M. 2020. *Åtgärdsprogram för havsnejonöga - Petromyzon marinus Linnaeus, 1758*. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:08, 82 s.
- LOV-1917-12-14-17. *Lov om regulering og kraftutbygging i vassdrag (vassdragsreguleringsloven)*. Tillgänglig via: <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1917-12-14-17> [2026-05-25]
- LOV-2000-11-24-82. *Lov om vassdrag og grunnvann (vannressursloven)*. Tillgänglig via: <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2000-11-24-82> [2026-05-25]
- Lundquist, J. & Cayan, D. 2002. Seasonal and spatial patterns in diurnal cycles in streamflow in the western United States. *Journal of Hydrometeorology* 3(5):591–603.
- Lusk, S., Hartviih, P., Halacka, K., Luskova, V. & Holub, M. 2004. Impact of extreme floods on fishes in rivers and their floodplains. *Ecology and Hydrobiology* 4(2):173–181.
- Länsstyrelsen i Hallands län, 2013. *Bevarandeplan för Åtran*. Tillgänglig via: <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.26f506e0167c605d56956cf5/1552646142746/Bevarandeplan%20%C3%84tran.pdf> [2026-04-21]
- Länsstyrelserna, 2021. *Rimlig egenkontroll vattenkraft*. Tillgänglig via: <https://www.miljosamverkansverige.se/wp-content/uploads/Handlaggarstod-rimlig-egenkontroll-vattenkraft.pdf> [2026-03-09]
- Malm-Renöfält, B., Nilsson, C. & Jansson, R. 2005. Spatial and temporal patterns of species richness in a riparian landscape. *Journal of Biogeography* 32:2025–2037.
- Malm-Renöfält, B., Jansson, R. & Nilsson, C. 2010. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology* (2010) 55: 49–67.
- Malm-Renöfält, B. & Ahonen, J. 2013. Bästa möjliga teknik och lämpliga försiktighetsmått – Vattenkraft. Ekologiska flöden och anpassad reglering. *Havs- och Vattenmyndighetens rapport* 2013:12, 67 s.
- Malm-Renöfält, B., Widén, Å., Jansson, R. & Degerman, E. 2017. Identifiering av påverkan, åtgärder och åtgärdspotential i vattendrag påverkade av vattenkraft. *Energiforsk Rapport* 2017:429. 91 s.
- Mark- och miljödomstolen i Vänersborg dom 2025-01-31 i mål nr M 3472-22
- Mark- och miljödomstolen i Växjö dom 2022-01-20 i mål nr M 4889-21
- Mark- och miljödomstolen i Växjö dom 2014-05-27 i mål nr M 2765-13,
- Mark- och miljödomstolen i Vänersborg dom 2016-09-05 i mål nr M 4481-15
- Mark- och miljödomstolen i Nacka dom 2017-11-23 i mål nr M 5578-13
- Mark- och miljödomstolen i Nacka dom 2018-12-13 i mål nr M 2028-17
- Mchayk, A., Marttila, H., Klöve, B. & Torabi Haghighi, A. 2024. Hydropeaking mitigation with re-regulation reservoirs. *River Research and Applications* 40(7):1286–1295.
- Meier, P., Bierei, M., Manso, P., Schweizer, S., Fankhauser, A.U., Schwegler, B. & J. Schleiss, J.A. 2016. *Hydropeaking mitigation measures: Performance of a complex compensation basin considering future system extensions*. Conference paper, HYDRO2016, Montreux.
- Meile, T., Boillat, J.L. & Schleiss, A.J. 2011. Hydropeaking indicators for characterization of the Upper-Rhone River in Switzerland. *Aquatic Sciences* 73:171–182 (2011).
- Mjelde, M., Hellsten, S. & Ecke, F. 2013. A waterlevel drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes. *Hydrobiologia* 704:141–151.
- Mohammed-Ali, W., Mendoza, C. & Holmes, R.R. 2020. Riverbank stability assessment during hydro-peak flow events: the lower Osage river case (Missouri, USA). *International Journal of River Basin Management* 19(3):335-343.
- Moir, H.J., Gibbins, C.N., Soulsby, C. & Webb, J. 2004. Linking channel geomorphic characteristics to spatial patterns of spawning activity and discharge use by Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.). *Geomorphology* 60:21–35.
- Molkersrød, K., L'Abée-Lund, J.H. & Rørstad, P.K. 2019. Årsaker til driftsstans i småkraftverk. *Vann* 1:45-50.

- Moog, O. 1993. Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Regulated Rivers: Research and Management* 8:5–14.
- Moreira, M., D.S. Hayes, I. Boavida, M. Schletterer, S. Schmutz & Pinheiro, A. 2019. Ecologically- Based Criteria for Hydropeaking Mitigation: A Review. *Science of the Total Environment* 657:1508–1522.
- Moreira, M., Schletterer, M., Quaresma, A., Boavida, I. & Pinheiro, A. 2020. New insights into hydropeaking mitigation assessment from a diversion hydropower plant: The GKI project (Tyrol, Austria). *Ecological Engineering* 158:106035.
- Muhar, S., Jungwirth, M., Unfer, G., Wiesner, C., Poppe, M., Schmutz, S., Hohensinner, S. & Habersack, H. 2008. Restoring riverine landscapes at the Drau River: successes and deficits in the context of ecological integrity. Ur: *Gravel-Bed Rivers VI*. Eds: Habersack, Piégay & Rinaldi. Elsevier:779-803.
- Müller, K., 1973. Seasonal phase shift and the duration of activity time in the burbot, *Lota lota* (L.) (Pisces, Gadidae). *Journal of Comparative Physiology* 84:357–359.
- Mäki-Petäys, A., Muotka, T., Huusko, A., Tikkanen, P. & Kreivi, P. 1997. Seasonal changes in habitat use and preference by juvenile Brown trout, *Salmo trutta*, in a northern boreal river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54(3):520-530.
- Nagrodski, A., Raby, G.D., Hasler, C.T., Taylor, M.K. & Cooke, S.J. 2012. Fish stranding in freshwater systems: sources, consequences, and mitigation. *Journal of Environmental Management* 103:133–141.
- Naudascher, R., Boes, R.M., Fernandez, V., Wittmann, J., Holzner, M., Vanzom D., Silva, L.G.M. & Stocker, R. 2024. Fine-scale movement response of juvenile brown trout to hydropeaking. *Science of the Total Environment* 952:175679.
- Niemi, F.M., Andersson, A.G., Hellström, J.G.I., Hajiesmaeili, M. & Aldvén, D. 2025. Investigating Steady-State Interpolation and Transient Hydraulic Modelling to Evaluate European Grayling Habitatina Hydropeaking River. *Water* 17:1083.
- Nilsson, C. & Dynesius, M. 1994. Ecological effects of river regulation on mammals and birds: A review. *Regulated Rivers: Research & Management* 9:45-53.
- Nilsson, C. & Svedmark, M. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environmental Management* 30(4):468–480.
- Normanssen, 2025. *This little trout died of decompression sickness – a sign of hydropower’s hidden problem*. Tillgänglig via: <https://norwegianscitechnews.com/2025/12/this-little-trout-died-of-decompression-sickness-a-sign-of-hydropowers-hidden-problem/> [2026-02-09].
- NVE, 2026. *Behandlingsprosess for nye vannkraftanlegg og O/U-prosjekter*. Tillgänglig via: <https://www.nve.no/konsesjon/konsesjonsbehandling-av-vannkraft/behandlingsprosess-for-nye-vannkraftanlegg-og-o-u-prosjekter/> [2026-05-25]
- Nyberg, P., Degerman, E., Ekström, C. & E. Hörnström, 1986. Förurningskänsliga rödingssjöar i Syd- och Mellansverige. *Information från Sötvattens-laboratoriet* 6. 240 p.
- Nykänen, M., Huusko, A. & Mäki-Petäys, A. 2001. Seasonal changes in the habitat use and movements of adult European grayling in a large subarctic river. *Journal of fish biology* 58:506-519.
- Nykänen, M. 2004. *Habitat selection by riverine grayling, Thymallus thymallus L.* Doctoral thesis, university of Jyväskylä.
- Nyqvist, D., Calles, O., Carlson, P., Holmgren, K., Malm-Renöfält, B., Widén, Å., Bergengren, J. & Näslund, I. 2025. Balancing hydropower production and ecology - ecological impacts, mitigation measures, and programmatic monitoring. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 426:24.
- Näslund, I., 2025. *Fiskpassager vid svenska vattenkraftverk*, PM Sportfiskarna. 4 s.
- Näslund, I., Kling, J. & Bergengren, J. 2013. Vattenkraftens påverkan på akvatiska ekosystem - en litteratursammanställning. *Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:10*. 77 s.
- Olson, F. W. & Metzgar, R.G. 1987. Downramping to minimize stranding of *Salmonid* fry. *Waterpower*, 87:691–701.

- Palm, D., Lindberg, M., Brännäs, E., Lundqvist, H., Östergren, J. & Carlsson, U. 2009. Influence of European sculpin, *Cottus gobio*, on Atlantic Salmon, *Salmo salar*, recruitment and the effect of gravel size on egg predation—implications for spawning habitat restoration. *Fisheries Management and Ecology* 16:501–507.
- Patten, D.T., Harpman, D.A., Voita, M.I. & Randle, T.J. 2001. A managed flood on the Colorado River: Background, objectives, design, and implementation. *Ecological Applications*, 11:635-643.
- Person, E., Bieri, M., Peter, A. & Schleiss, A.J. 2013. Mitigation measures for fish habitat improvement in Alpine rivers affected by hydropower operations. *Ecohydrology* 7(2):580-599
- Pettersson, L., 2009. Biotopvårdsplan för karpfisken asp i Arbogaåns nedre lopp. *Länsstyrelsen i Västmanlands län Rapport 2009:33*, 22 s.
- Pisaturo, G.R., Righetti, M., Dumbser, M., Noack, M., Schneider, M. & Cavedon, V. 2017. The role of 3D-hydraulics in habitat modelling of hydropeaking events. *Science of The Total Environment* 575:219-230.
- Poff, N.L., DeCino, R.D. & Ward, J.V. 1991. Size-dependent drift responses of mayflies to experimental hydrologic variation: active predator avoidance or passive hydrodynamic displacement? *Oecologia* 88:577–586.
- Poff, N.L., Allen, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R. E. & Stromberg, J.C. 1997. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47:769-784.
- 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.
- Premstaller, G., Cavedon, V., Pisaturo, P.R., Schweizer, S., Adami, V. & Righetti, M. 2017. Hydropeaking mitigation project on a multi-purpose hydro-scheme on Valsura River in South Tyrol/Italy. *Science of The Total Environment* 574:642-653.
- Puffer, M., Berg, O.K., Huusko, A., Vehanen, T., Forseth, T. & Einum, S. 2014. Seasonal effects of hydropeaking on growth, energetics and movement of juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*). *River Research and Applications* 31:1101-1108.
- Puffer, M., Berg, O.K., Huusko, A., Vehanen, T., Forseth, T. & Einum, S. 2015. Effects of intra- and interspecific competition and hydropeaking on growth of juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*). *Ecology of Freshwater fish* 26:99-107.
- Pulg, U., Isaksen, T.E., Velle, V., Stranzl, S., Espedal, E.O., Vollset, K.W., Bye-Ingebrigtsen, E. & Barlaup, B.T. 2018. Gassovermetning i vassdrag - en kunnskapsoppsummering. *LFI-Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske*. NORCE Miljø.
- Regeringskansliet. 2025. *Förbättrade villkor för omprövning av vattenkraften*. Tillgänglig via: <https://www.regeringen.se/pressmeddelanden/2025/05/forbatttrade-villkor-for-omprovning-av-vattenkraften/> [2026-05-25]
- Reindl, R., Neuner, J. & Schletterer, M. 2023. Increased hydropower production and hydropeaking mitigation along the Upper Inn River (Tyrol, Austria) with a combination of buffer reservoirs, diversion hydropower plants and retention basins. *River Research and Application* 39:602-609.
- Reis-Filho, J.A. & Leduc, A.O.H.C. 2024. Balancing renewable energy and river conservation: effects of hydropeaking from small hydroelectric power plants on fish stranding in small Brazilian rivers. *Aquatic Ecology* 58:551-569.
- Ribi, J.-M., Boillat, J.-L., Peter, A. & Schleiss, A.J. 2014. Attractiveness of a Lateral Shelter in a Channel as a Refuge for Juvenile Brown Trout During Hydropeaking. *Aquatic Sciences* 76(4):527–541.
- 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.
- Robinson, C.T., Uehlinger, U. & Monaghan, M.T. 2003. Effects of a multi-year experimental flood regime on macroinvertebrates downstream of a reservoir. *Aquatic Sciences*, 65:210-222.
- Robinson, C.T., Kawecka, B., Füreder, L. & Pete, A. 2010. Biodiversity of Flora and Fauna in Alpine Waters. Ur: *Alpine waters, The Handbook of Environmental Chemistry*. Editor: U. Bundi. Springer verlag, sid 193-223. 284 s.

- Rocaspana, R., Aparico, E., Alcazar, J. & A. Palau, 2016. *Effects of hydropeaking flows on the mobility pattern of Brown trout (Salmo trutta) related to the spawning season in a Pyrenean stream*. Conference paper, Melbourne, Australien. 8 s.
- Röjning, L. 2025. Mitigation Measures in Hydropower-Regulated Lakes and Reservoirs: With focus on the Strengths and Weaknesses of the 'Lake-in-Reservoir' Approach. *Aqua introductory research essay* 2025:1.
- Rönngren, J. (2025). *Historik rörande kungsådran i Gullspångsälvens vattensystem – Kulturhistoriskt kunskapsunderlag*. Tillgänglig via: <https://www.lansstyrelsen.se/orebro/om-oss/vara-tjanster/publikationer/2025/historik-rorande-kungsadran-i-gullspangsalvens-vattensystem---kulturhistoriskt-kunskapsunderlag.html> [2026-02-04]
- Salmoso, F., Servanzi, L., Crosa, G., Quadroni, S. & Espa, P. 2021. Assessing the impacts of hydropeaking on river benthic macroinvertebrates: A state-of-the-art methodological overview. *Environments* 8(7):67.
- 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(4–5):609–622.
- Saltveit, S.J., (red.), 2006. Økologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunskap. *Norges vassdrags og energidirektorat*. 152 s.
- Saltveit, S.J., Braband, Å., Juárez, A., Stickler, M. & Dønnum, B.O. 2020. The Impact of Hydropeaking on Juvenile Brown Trout (*Salmo trutta*) in a Norwegian Regulated River. *Sustainability* 12(20):8670.
- Sancte Örjens Gille, 1988. *Valter Furuskog*. Tillgänglig via: <https://orjensgille.se/wp-content/uploads/bsk-pdf-manager/2020/10/Valter-Furuskog.pdf> [2026-02-04]
- Sauterleute, J. & Charmasson, J. 2014. A computational tool for the characterisation of rapid fluctuations in flow and stage in rivers caused by hydropeaking. *Environmental Modelling & Software* 55:266–278.
- Schmutz, S., Bakken, T.H., Friedrich, T., Greimel, F., Harby, A., Jungwirth, M., Melcher, A., Unfer, G. & Zeiringer, B. 2015. Response of fish communities to hydrological and morphological alterations in hydropeaking Rivers of Austria. *River Research and Applications* 31:919–930.
- Schülting L, Feld, C.K. & Graf, W. 2016. Effects of hydro- and thermopeaking on benthic macroinvertebrate drift. *Science of the Total Environment* 573:1472–1480.
- Schülting, L., Dossi, F., Graf, W. & Tonolla, D. 2023. Flow amplitude or up-ramping rate? Quantifying single and combined effects on macroinvertebrate drift during hydropeaking simulations, considering sensitive traits. *River Research and Applications*, 39(3):412–426.
- Scruton, D.A. & Ledrew, L.J. 1997. A retrospective assessment of the flow regulation of the West Salmon River, Newfoundland, Canada. *Fisheries Management and Ecology* 4(6):467–480.
- Scruton, D.A., Ollerhead, L.M.N., Clarke, K.D., Pennell, C., Alfredsen, K., Harby, A. & Kelley, D. 2003. The behavioural response of juvenile Atlantic Salmon (*Salmon salar*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) to experimental hydropeaking in a Newfoundland (Canada) river. *River Research and Applications* 19: 577–587.
- Scruton, D.A., Pennell, C., Ollerhead, L.M.N. & Alfredsem, K. 2008. A synopsis of 'hydropeaking' studies on the response of juvenile Atlantic Salmon to experimental flow alteration. *Hydrobiologia* 609:263–275.
- Segersten, J., Jansson, R., Degerman, E., Donadi, S., Widén, Å. & Malm-Renöfält, B. 2026. Silenced rapids and waterfalls: Habitat loss and management of bypassed reaches in the regulated rivers of Sweden. *Water Resources Research* 62, e2025WR040752.
- SFS 1918:523. Vattenlag.
- SFS 1983:291. Vattenlagen.
- SFS 1993:787. Fiskelag.
- Shuster, W.D., Zhang, Y., Roy, A.H., Daniel, F.B. & Troyer, M. 2008. Characterizing storm hydrograph rise and fall dynamics with stream stage data. *Journal of the American Water Resources Association* 44(6):1431–1440.

- Siergieiev, D., 2013. *Impact of hydropower regulation on river water geochemistry and hyporheic exchange*. Licenciat thesis. Department of Civil, Environmental and Natural Resources Engineering, Luleå University of Technology. 108 s.
- Sildre NVE. U.d. Tillgänglig via: <https://sildre.nve.no/> [2026-05-25]
- Šilinis, L., Punys, P., Radzevičius, A., Kasiulis, E., Dumbrasukas, A. & Jurevičius, L. 2020. An Assessment of Hydropeaking Metrics of a Large-Sized Hydropower Plant Operating in a Lowland River, Lithuania. *Water*, 12(5):1404.
- Simmons, O.M., Sundt-Hansen, L.E. & Robertsen, G. 2025. Temperature and daily, rapid flow fluctuations alter emergence timing, survival, and body size of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) fry. *Environmental Biology of Fishes* 108:2199-2212
- Simpkins, D.G., Hubert, W.A. & Wesche, T.A. 2000. Effects of fall-to-winter changes in habitat and frazil ice on the movements and habitat use of juvenile rainbow trout in a Wyoming tailwater. *Transactions of the American Fisheries Society* 129(1):101-118.
- Sjölander, E., Strömberg, M., Degerman, E., Göthe, L., Jougda, L. & Näslund, I. 2011. Nedre Ångermanälven och Faxälven – förslag till miljöförbättrande åtgärder. *Skogsstyrelsen Rapport 5*. 170 s.
- Sjöstedt, M.I., Hellström, J.G.I., Andersson, A.G. & Ahonen, J. 2026. Evaluating Environmental Effects of Zero-Discharge Events in a Regulated River in Northern Sweden Using Hydraulic Modelling. *Water* 18.
- Slavik, O. & Bartos, L. 2004. Brown trout migration and flow variability. *Ecohydrology & Hydrobiology* 4(2):157-163.
- Sousa, R., Ferreira, A., Carvalho, F., Lopes-Lima, M., Varandas, S. och Teixeira, A. 2018. Die-offs of the endangered pearl mussel *Margaritifera margaritifera* during an extreme drought. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 28(5):1244-1248
- Stickler, M., Alfredsen, K., Scruton, D., Pennell, C., Harby, A. & Ökland, F. 2007. Mid-winter activity and movement of Atlantic Salmon parr during ice formation events in a Norwegian regulated river. *Hydrobiologia* 582:81-89.
- Strayer, D.L., 2008. *Freshwater mussel ecology. A multifactor approach to distribution and abundance*. Freshwater Ecology Series. University of California press. 204 s.
- Strömberg, M., Göthe, L., Degerman, E., Sikström, J. & Thellbro, C. 2018. *Ångermanälvsprojektet – förslag till miljöförbättrande åtgärder i Fjällsjöälven*. Vilhelmina Model Forest. 194 s.
- Strömberg R. 1984. *Vattenlagen med kommentar*. Liber förlag, Stockholm.
- Tamario, C. & Degerman, E. 2017. Flodpärlmusslan i landskapet. Spatiala faktorers inverkan på utbredning och rekrytering. *Aqua Reports* 2017:14.
- Tamario, C., Degerman, E., Törnblom, J. & Angelstam, P. 2018. Analys av fritt strömmande och regleringspåverkade vatten med GIS – Var finns strömsträckor med öringbestånd i landskapet? *Länsstyrelsen i Västmanlands län, Rapportserie 2018:6*, Dnr 623-3303-18.
- Tamario, C., Degerman, E., Polic, D., Tibblin, P. & Forsman, A. 2021. Size, connectivity and edge effects of stream habitats explain spatiotemporal variation in Brown trout (*Salmo trutta*) density. *Proceedings of the Royal Society B, Biological Sciences* 288:20211255.
- Tena, A., Ville, F., Reñe, A., Yarnell, S.M., Batalla, R.J. & Vericat, D. 2023. Hydrological characterization of hydropeaks in mountain rivers (examples from Southern Pyrenees). *River Research and Applications* 39(3):292–312.
- Tennant, D.L., 1976. Instream flow regimes for fish, wildlife, recreation, and related environmental resources. *Fisheries* 1(4):6-10.
- Thompson, L.C., Cocherell, S.A., Chun, S.N., Cech, J.J.J. & Klimley, A.P. 2011. Longitudinal movement of fish in response to a single-day flow pulse. *Environmental Biology of Fishes* 90:253–261.
- Tiffan, K.F., Haskell, C.A. & Kock, T.J. 2010. Quantifying the behavioral response of spawning chum Salmon to elevated discharges from Bonneville dam, Columbia River, USA. *River Research and Applications* 26:87–101.

- Toffolon, M., Siviglia, A. & Zolezzi, G. 2010. Thermal wave dynamics in rivers affected by hydropeaking. *Water Resources Research* 46:W08536.
- Tonolla, D., Chaix, O., Meile, T., Zurwerra, A., Büsser, P., Oppliger, S. & Essyad, K. 2017. Schwall-Sunk – Massnahmen. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. *Umwelt-Vollzug* 1701:133.
- Truchy, A., Sponseller, R.A., Ecke, F., Angeler, D.G., Kahlert, M., Bundschuh, M., Johnson, R.K. & McKie, B.G. 2022. Responses of multiple structural and functional indicators along three contrasting disturbance gradients. *Ecological Indicators* 135:108514.
- Valdimarsson, S. & Metcalfe, N. 1998. Shelter selection in juvenile Atlantic Salmon, or why do Salmon seek shelter in winter? *Journal of Fish Biology* 52:42–49.
- van Treeck, R., Van Wichelen, J. & Wolter, C. 2020. Fish species sensitivity classification for environmental impact assessment, conservation and restoration planning. *Science of The Total Environment* 708:135173.
- Vanzo, D., Zolezzi, G. & Siviglia, A. 2016. Eco-hydraulic modelling of the interactions between hydropeaking and river morphology. *Ecohydrology* 9:421-437.
- Vehanen, T., Louhi, P., Huusko, A., Mäki-Petäys, A., van der Meer, O., Orell, P., Huusko, R., Jaukkuri, M. & Sutela, T. 2020. Behaviour of upstream migrating adult Salmon (*Salmo salar* L.) in the tailrace channels of hydropeaking hydropower plants. *Fisheries Management and Ecology* 27:41–51.
- Vericat, D., Ville, F., Palau-Ibars, A. & Batalla, R.J. 2020. Effects of hydropeaking on bed mobility: evidence from a Pyrenean river. *Water* 12:178.
- Vollset, K., Skoglund, H., Wiers, T. & Barlaup, B. 2016. Effects of hydropeaking on the spawning behaviour of Atlantic Salmon, *Salmo salar* and Brown trout, *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology* 88: 2236–2250.
- Watz, J., Bergman, E., Calles, O., Enefalk, Å., Gustafsson, S., Hagelin, A., Nilsson, P.A., Norrgård, J.R., Nyqvist, D., Österling, E.M., Piccolo, J.J., Schneider, L.D., Greenberg, L. & Jonsson, B. 2015. Ice cover alters the behavior and stress level of Brown trout *Salmo trutta*. *Behavioral Ecology* 26:820–827.
- Watz, J., Bergman, E., Piccolo, J.J. & Greenberg, L. 2016. Ice cover affects the growth of a stream-dwelling fish. *Oecologia* 181:299–311.
- Watz, J., M. Hajjesmaeli, L. Addo, O. Calles, O. Nordblom, J. Tielman. & J. J. Piccolo. 2022. Hur mycket vatten behöver havsöringen? En jämförelse av en korrelativ och en individbaserad modell för att förutsäga effekter av flöden på strömlevande fiskar. *Vatten* 78:107-114.
- Weber, C., Nilsson, C., Lind, L., Alfredsen, K.T. & Polvi, L.E. 2013. Winter Disturbances and Riverine Fish in Temperate and Cold Regions. *BioScience* 63:199–210.
- White, P.C.L., McClean, C.J. & Woodroffe, G.L. 2003. Factors affecting the success of an otter (*Lutra lutra*) reinforcement programme, as identified by post-translocation monitoring. *Biological Conservation* 112(3):363–371.
- Widén, Å., Malm-Renöfält, B., Jansson, R., Degerman, E. & Wirsaeus, D. 2017. *Ekologisk reglering*. Energiforsk rapport 449.
- Widén, Å., Malm-Renöfält, B., Degerman, E., Wisaeus, D. & R. Jansson. 2021. Let it flow: modeling ecological benefits and electricity production impacts of banning zero-flow events in a large regulated river system. *Science of the Total Environment* 783, 147010.
- Widén, Å., Segersten, J., Donadi, S., Degerman, E., Malm-Renöfält, B., Karlsson Tiselius, A. & Lundbäck, S. 2022a. *Sveriges torrflödar: geografi, naturvärden och metoder för miljöförbättringar*. Umeå university, Umeå.
- Widén, Å., Malm-Renöfält, B., Degerman, E., Wisaeus, D. & Jansson, R. 2022b. Environmental flow scenarios for a regulated river system: Projecting catchment-wide ecosystem benefits and consequences for hydroelectric production. *Water Resources Research* 58, e2021WR030297.
- Widén, Å., Jansson, R., Ahonen, J. & Malm-Renöfält, B. 2022c. *Lagan inför miljöprövning av vattenkraften*.
- Widén, Å., Ahonen, J., Malm-Renöfält, B., Degerman, E. & Jansson, R. 2022d. *Ljungan inför miljöprövning av vattenkraften: naturvärden, flöden och strömhabitat samt möjliga miljönyttor*.

- Widén, Å, Malm-Renöfält, B., Ahonen, J. & Jansson, R. 2023. *Ecopeaking – Pilotstudie om korttidsreglering. Naturvärden i Natura 2000-områden i reglerade vatten*. Energiforsk Rapport 2023: 935, 49 s
- Wilsson, L., 1964. *Bäver*. Bonniers. ISBN 91-88626-00-8.
- Winstone, A.J., Gee, A.S. & P.V. Varallo. 1985. The assesement of flow characteristics at certain weirs in relation to the upstream movement of migratory Salmonids. *Journal of Fish Biology* 27(Suppl A):75-83.
- Wu, H., Chen, J., Xu, J., Guangming Zeng, G., Sang, L., Liu, Q., Yin, Z., Juan Dai, J., Yin, D., Liang, J. & Shujing Ye, S. 2019. Effects of dam construction on biodiversity: A review. *Journal of Cleaner Production*, 221:480-489.
- Young, P.S., Cech, J.J. & L.C. Thompson. 2011. Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 21:713–731.
- Youngson, A.F., Hansen, L.P., Jonsson, B. & Naesje, T.F. 1989. Effects of exogenous thyroxine or prior exposure to raised water-flow on the downstream movement of hatchery-reared Atlantic salmon smolts. *Journal of Fish Biology*, 34: 791-797
- Zimmerman, J. & Letcher, B. 2010. Determining the effects of dams on subdaily variation in river flows at a whole basin scale. *River Research and Application* 26:1246–1260.
- Zolezzi, G., Siviglia, A., Toffolon, M. & B. Maiolini. 2010. Thermopeak in Alpine streams: event characterization and time scales. *Ecohydrology* 2:1–13.

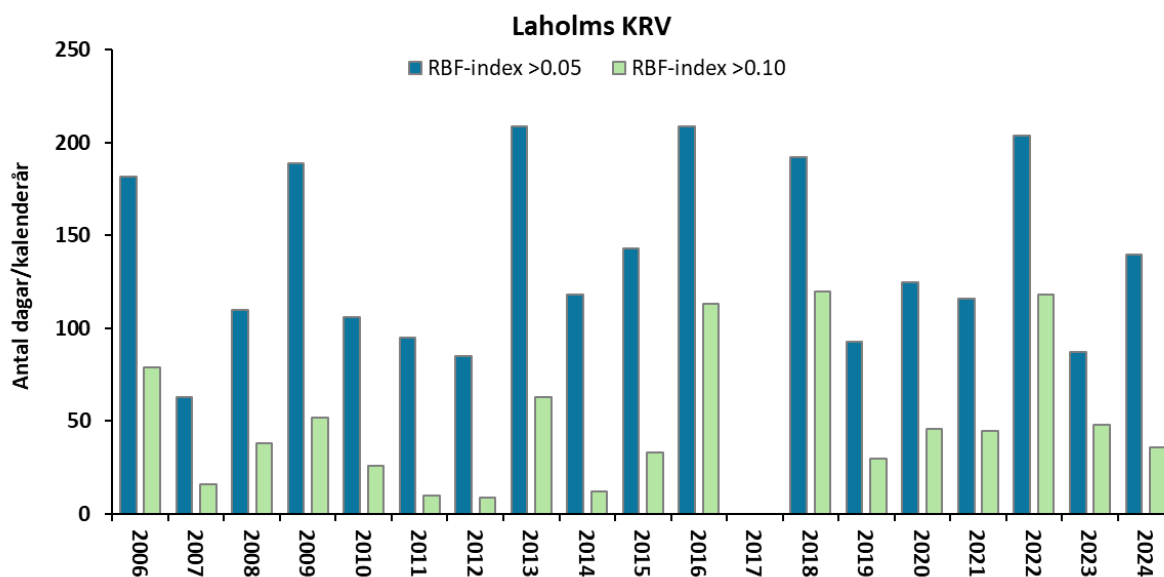
## Bilaga A - Flödesdata vid utvalda kraftverk

## Bilaga A1 – Laholms kraftverk

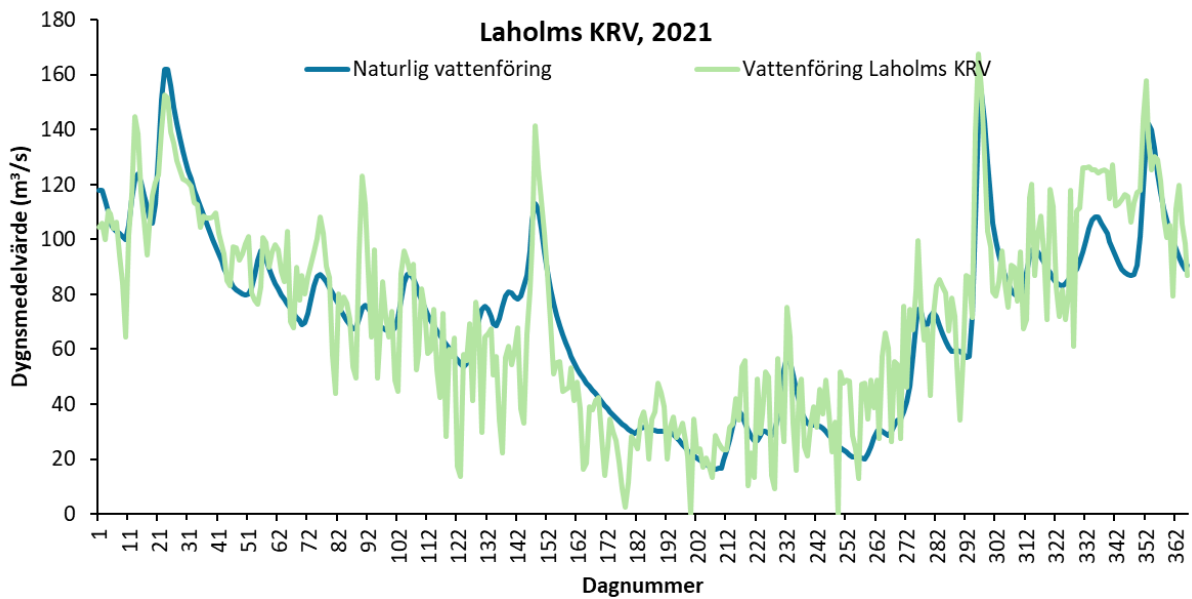
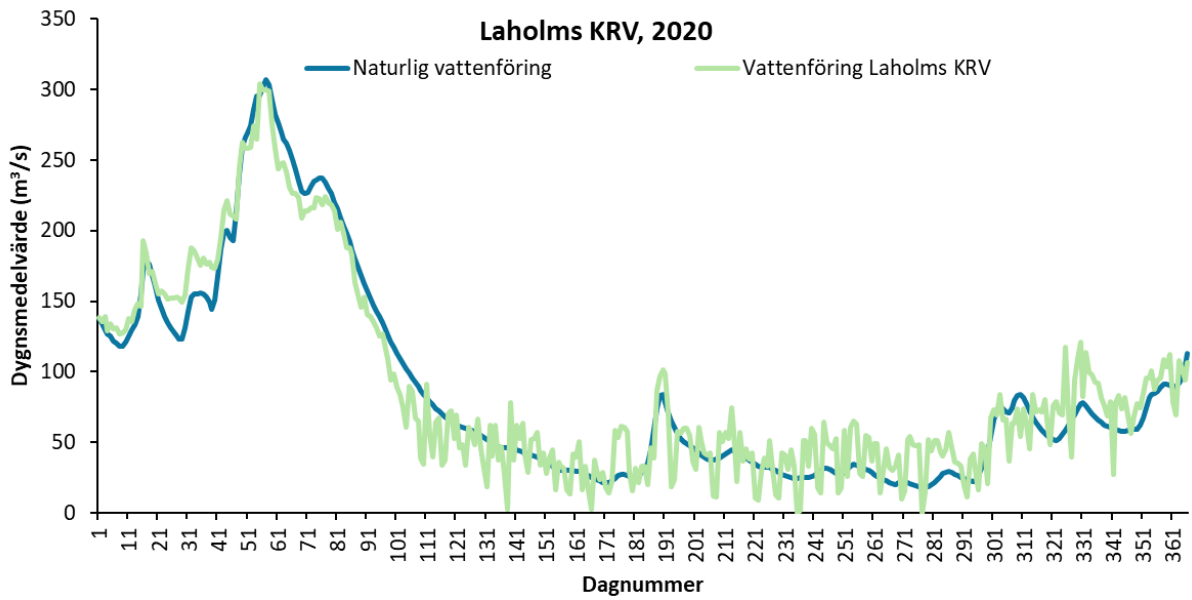
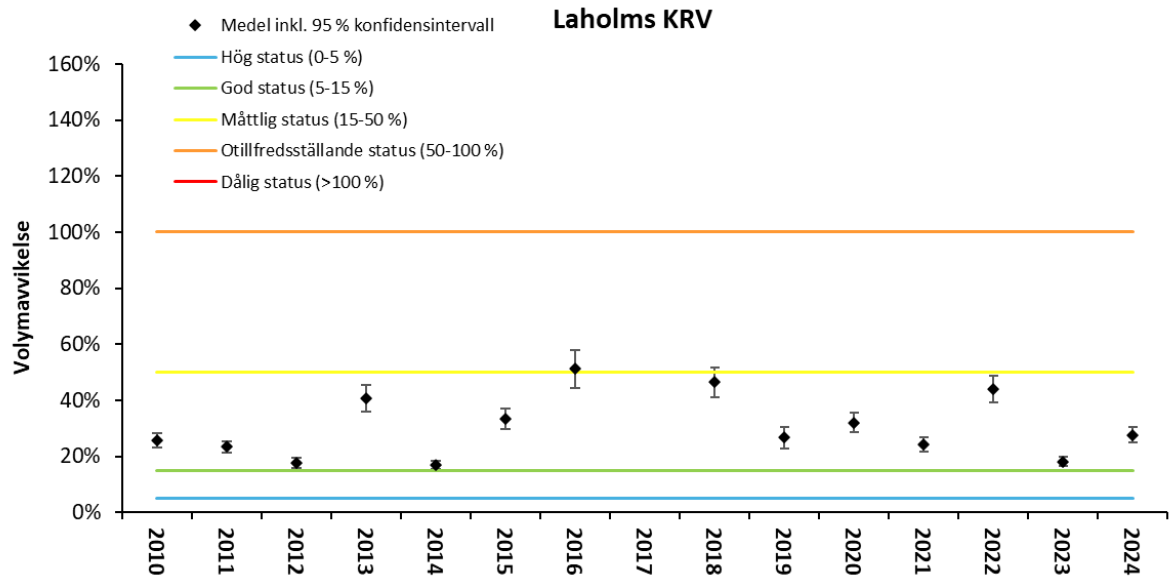
**Tabell A8. Redovisning av dataunderlagets omfattning, samt årsvisa resultat avseende flödena vid Laholms kraftverk. Perioden 2006-2025 erhöles data med en upplösning på 15 minuter.**

År	Antal värden	Lägsta registrerade vattenföring (m <sup>3</sup> /s)	Högsta registrerade Vattenföring (m <sup>3</sup> /s)	Högsta sänkningstakt /timme (m <sup>3</sup> /s)	Högsta höjningstakt /timme (m <sup>3</sup> /s)
2006	35028	0,001	563	-320	254
2007	35032	0,001	312	-140	122
2008	35128	0,001	207	-126	150
2009	34392	0,001	167	-122	146
2010	35020	0,001	209	-134	146
2011	34984	0,001	234	-148	144
2012	35064	0,001	289	-144	136
2013	35032	0,001	175	-118	148
2014	34932	0,001	204	-118	132
2015	34888	0,001	205	-106	124
2016	35080	0,001	187	-104	110
2018	35024	0,001	256	-148	114
2019	28008	0,001	198	-114	112
2020	35136	0,001	318	-110	112
2021	35040	0,001	187	-110	124
2022	35040	0,001	206	-188	186
2023	34844	0,001	297	-160	130
2024	35136	0,001	256	-112	136
2025*	6001	0,001	259	-82	92

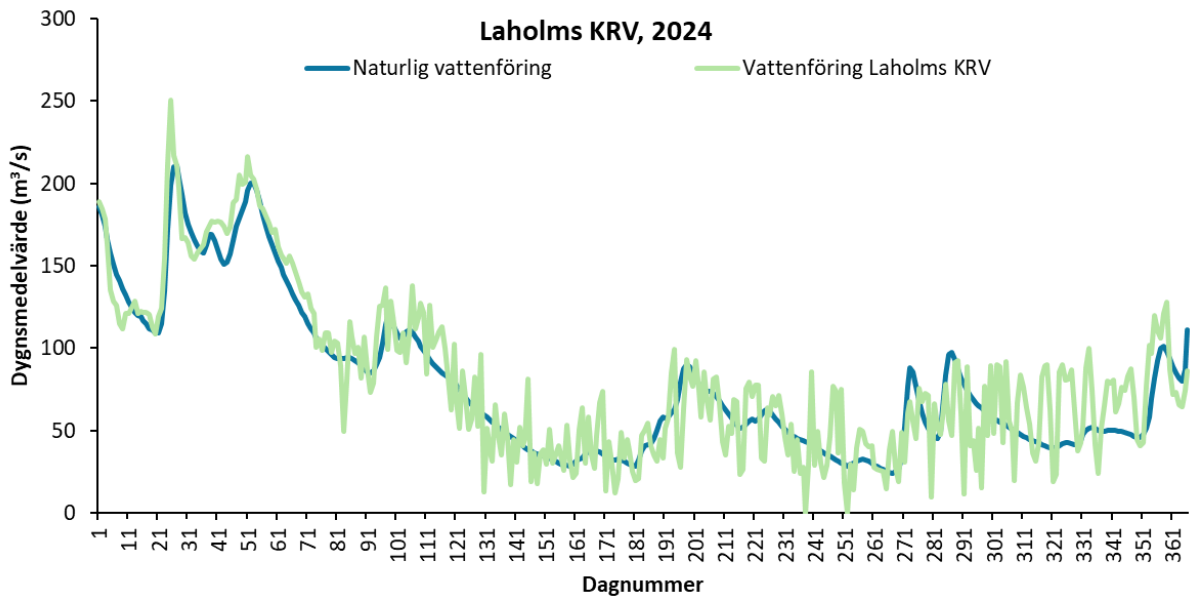
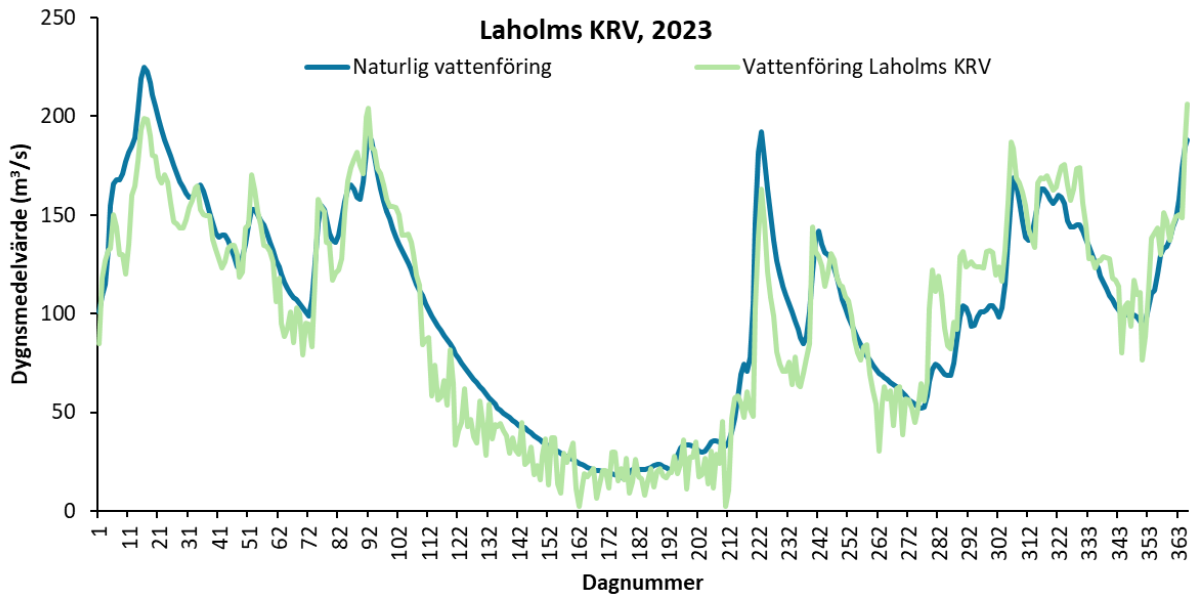
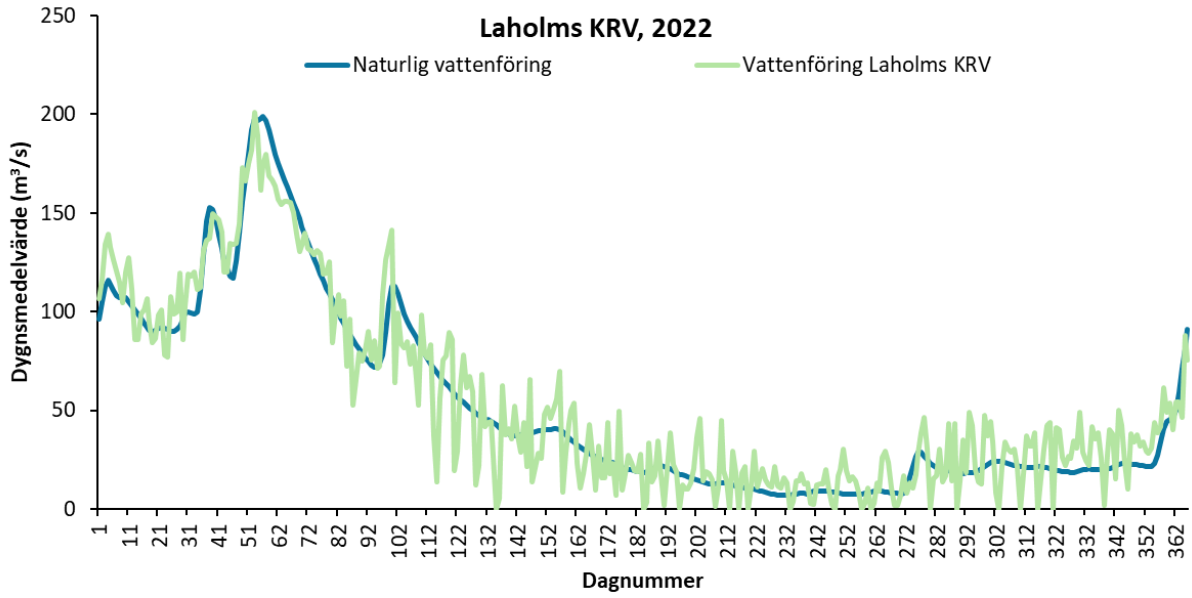
\* Endast data till och med 2025-03-04.

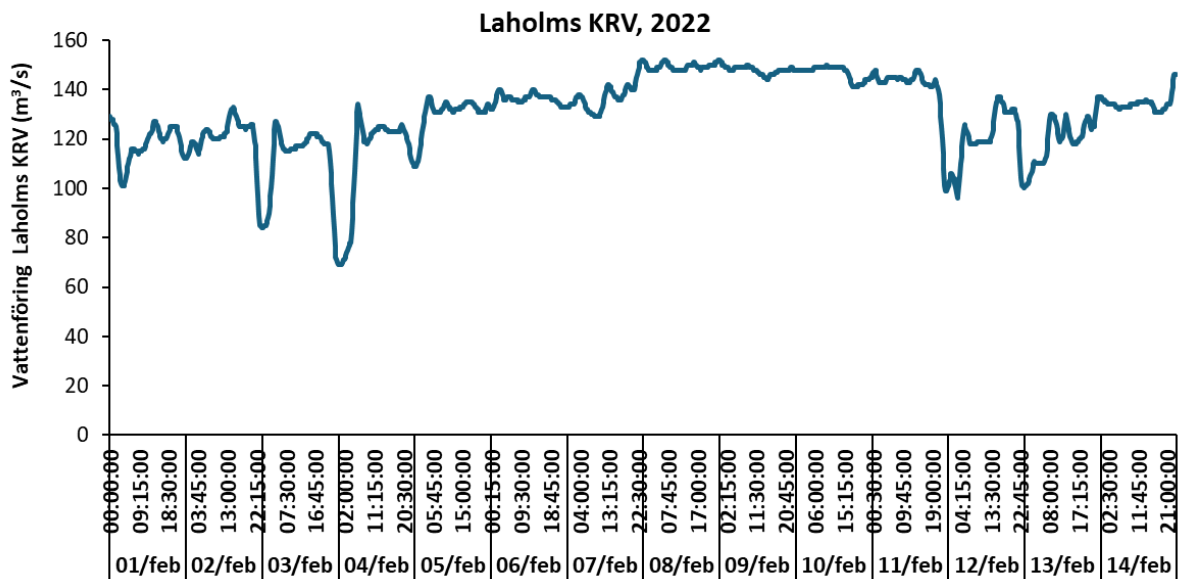
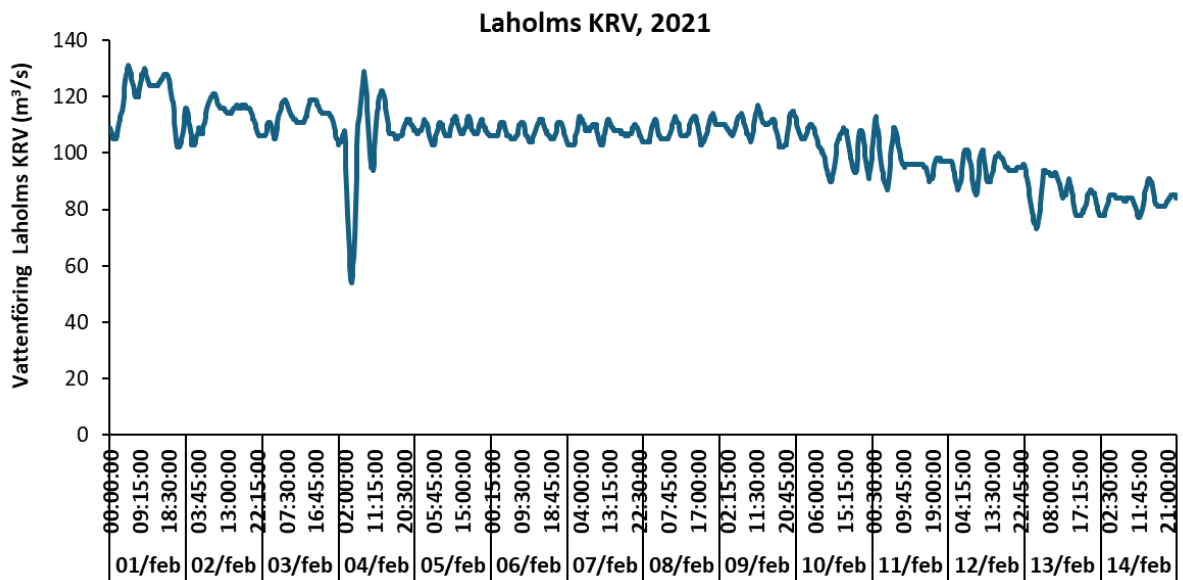
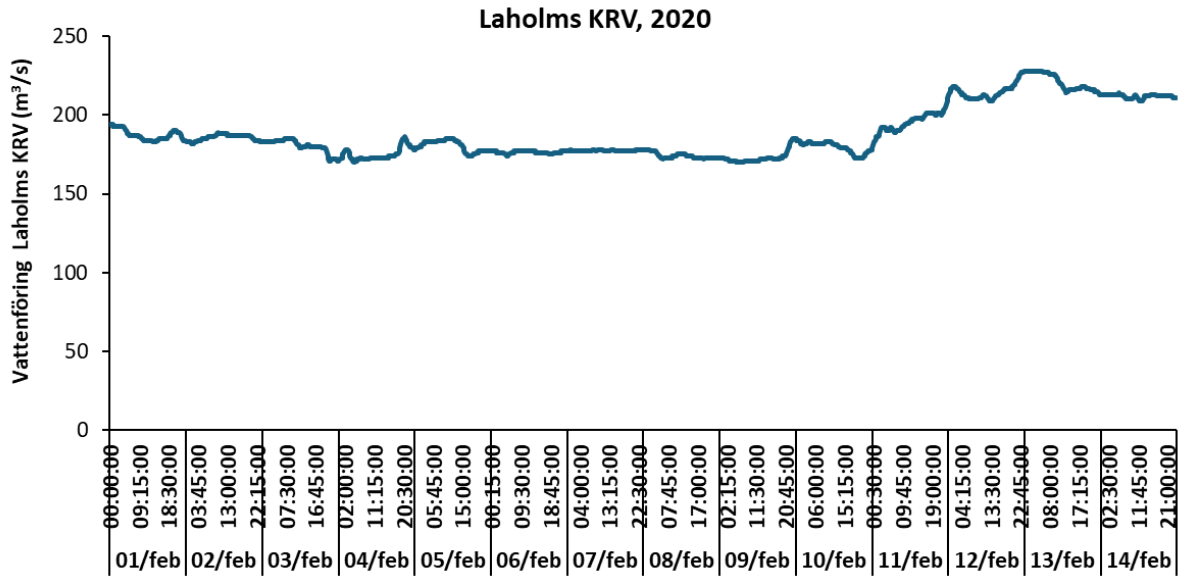


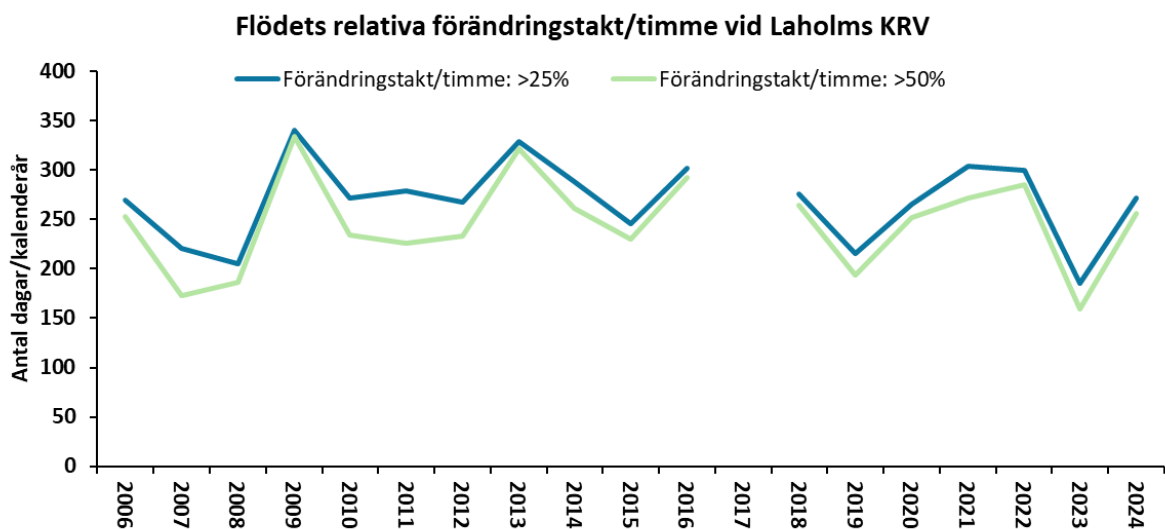
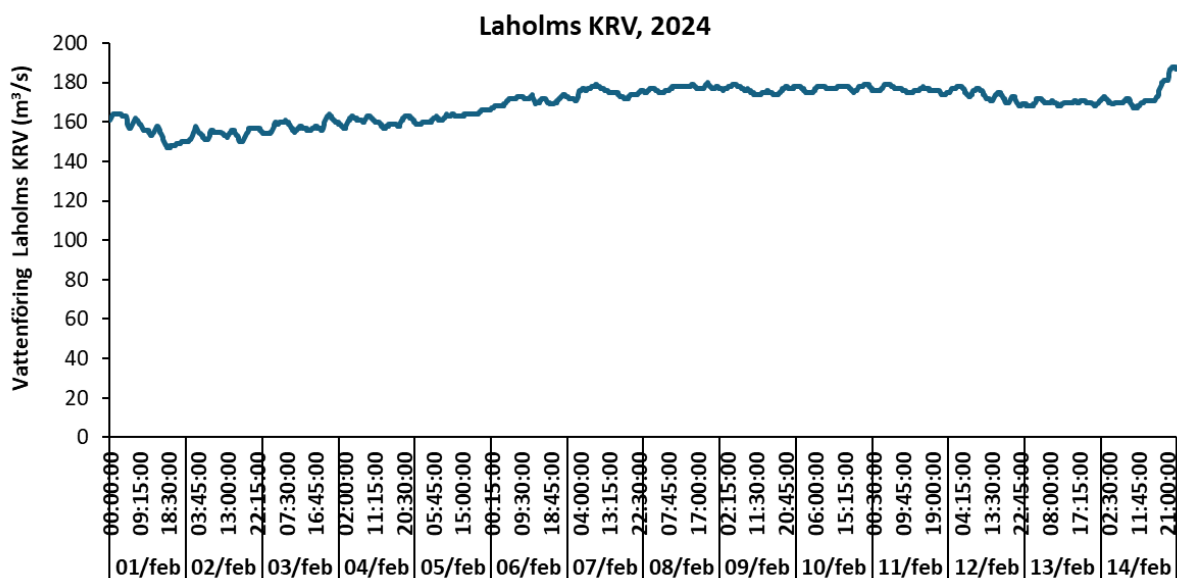
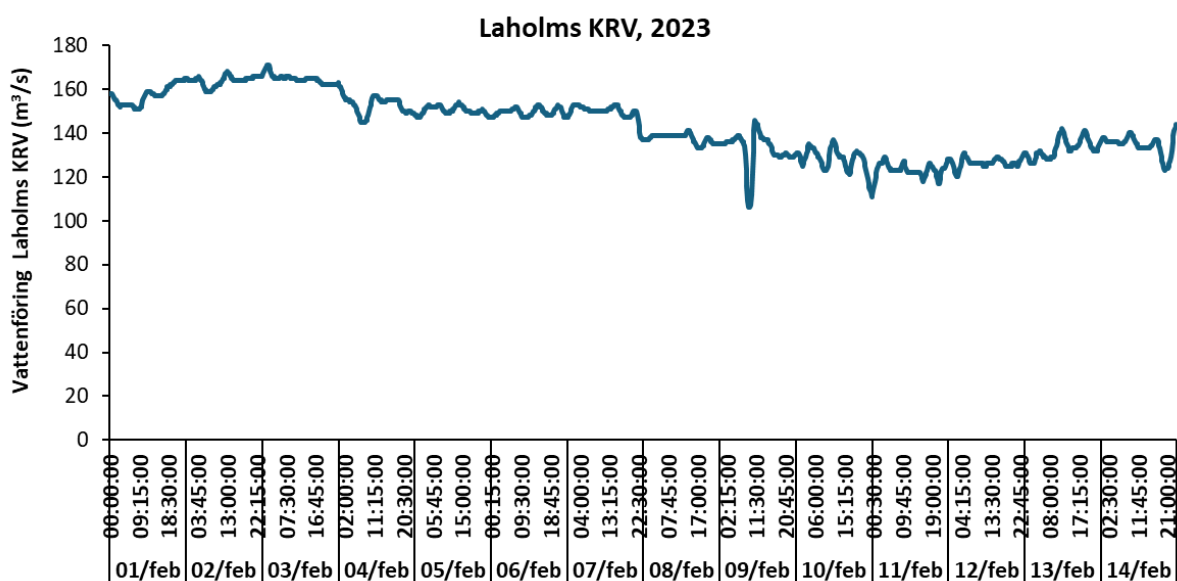
# Korttidsreglering – miljöpåverkan och miljöanpassning



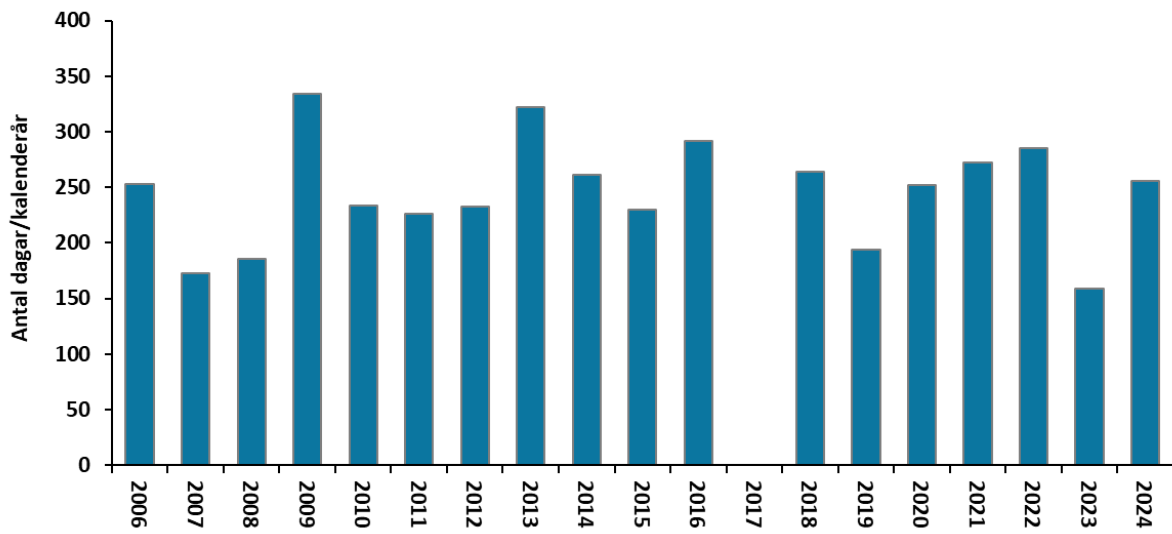
# Korttidsreglering – miljöpåverkan och miljöanpassning



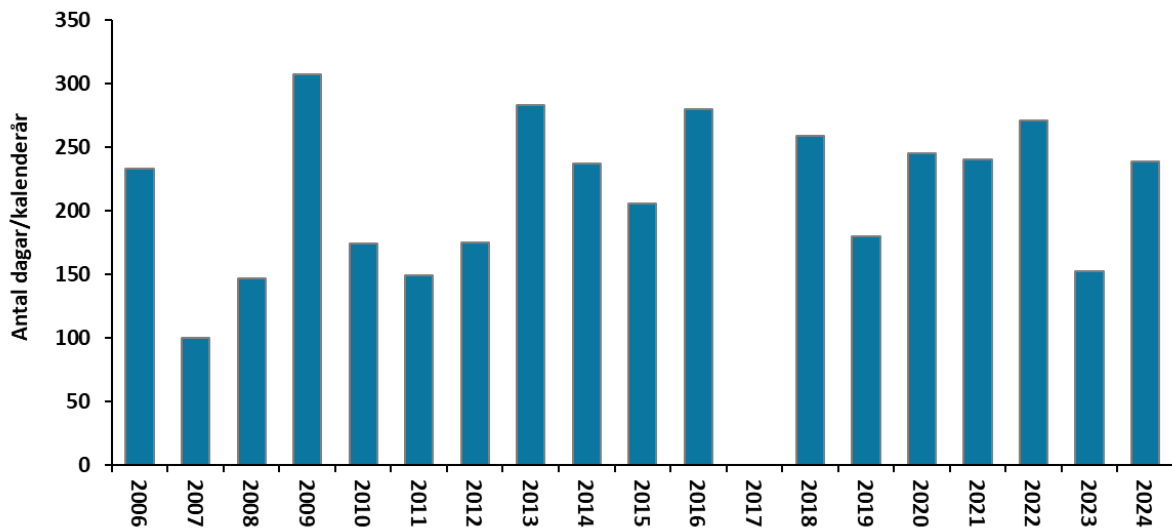




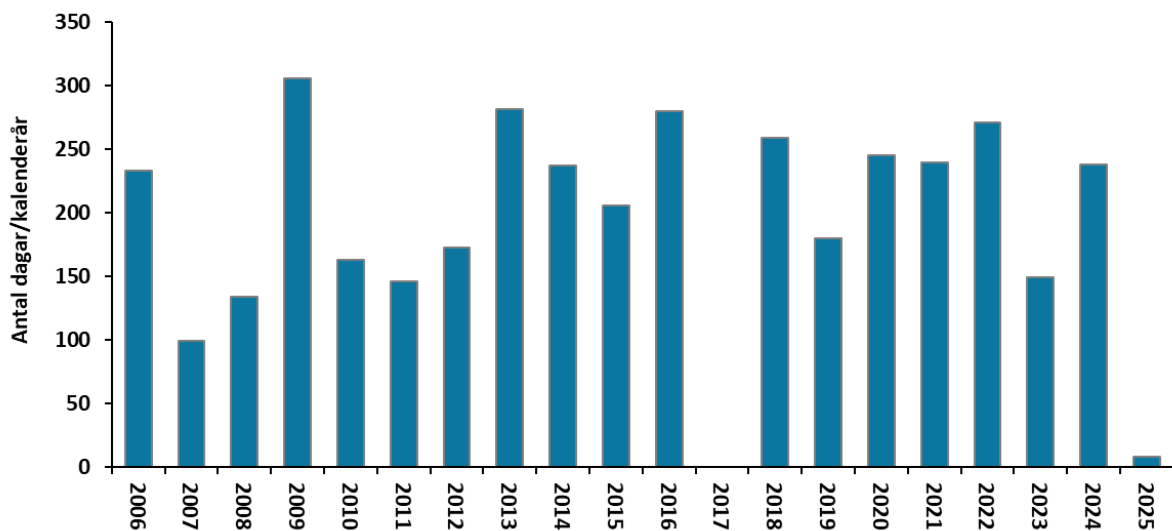
Flödets relativa förändringstakt/timme >50% vid Laholms KRV



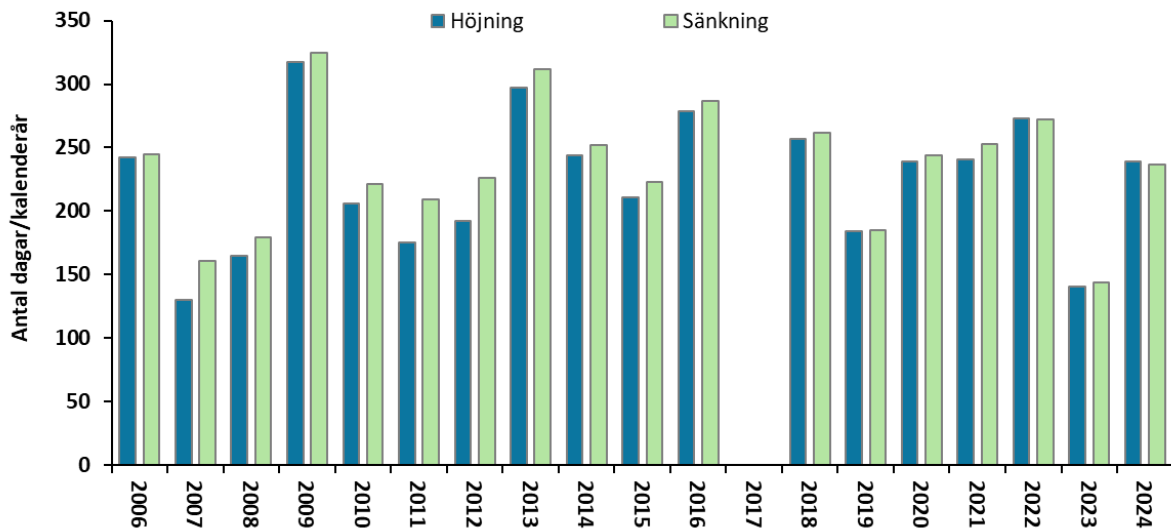
Flödets relativa förändringstakt/timme >300% vid Laholms KRV



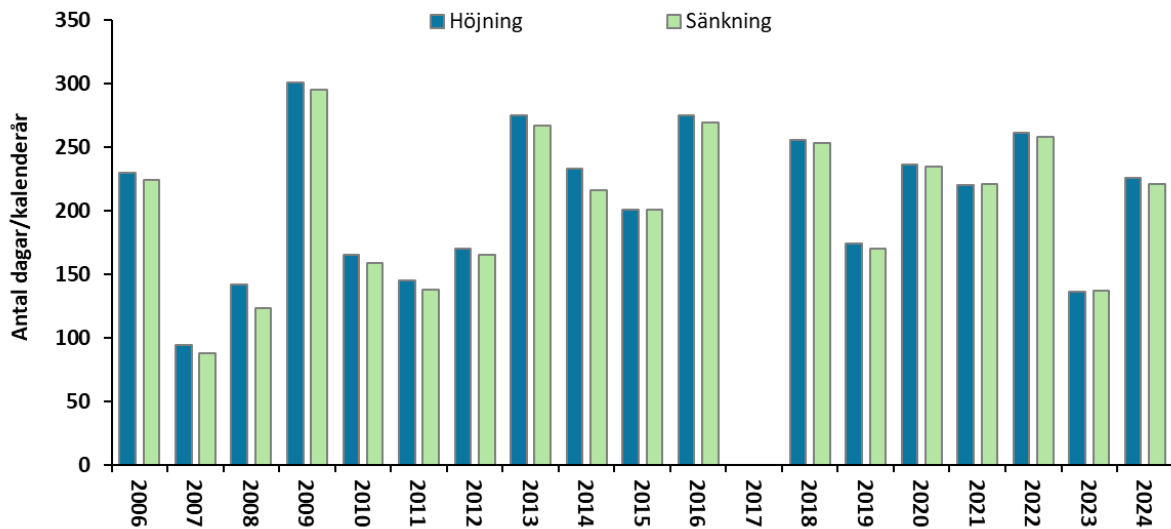
Flödets relativa förändringstakt/timme >500% vid Laholms KRV



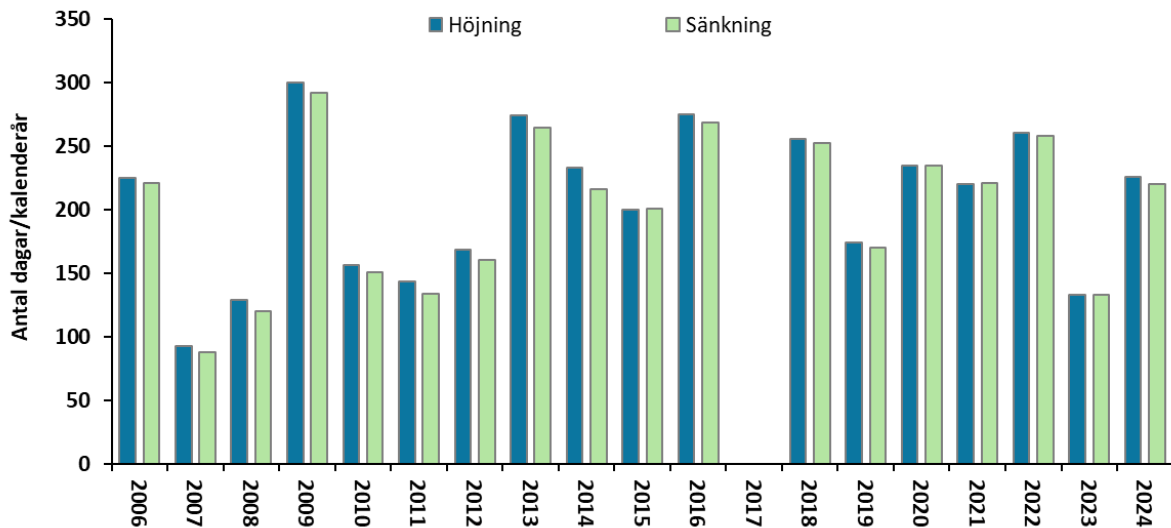
Flödets relativa förändringstakt/timme >50% vid Laholms KRV



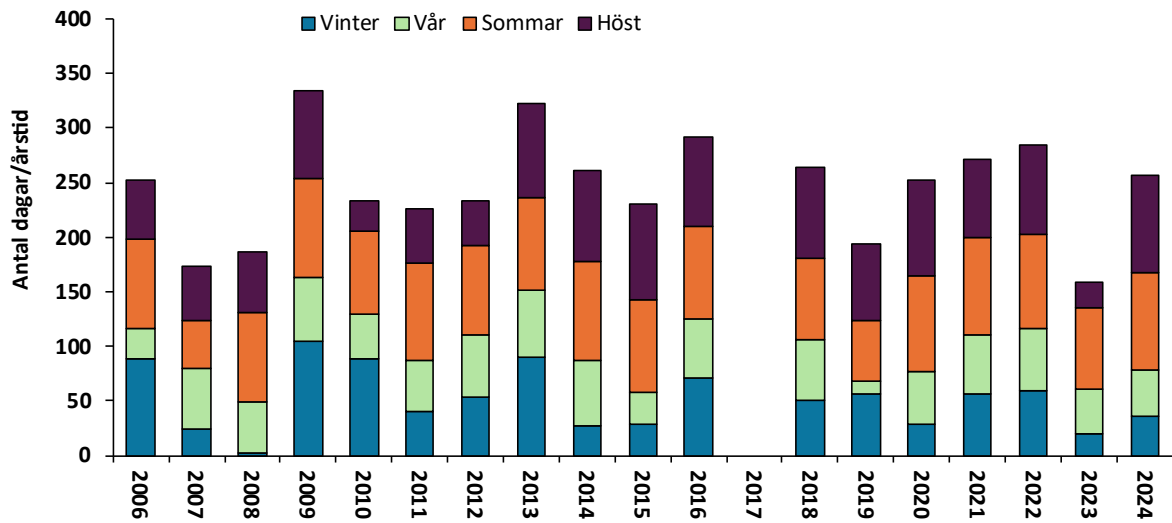
Flödets relativa förändringstakt/timme >300% vid Laholms KRV



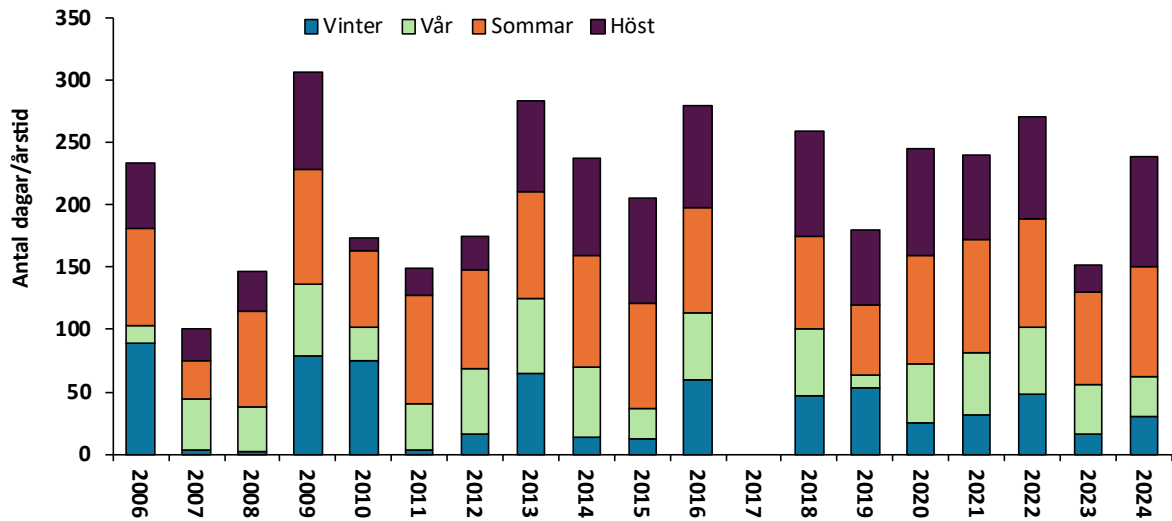
Flödets relativa förändringstakt/timme >500% vid Laholms KRV



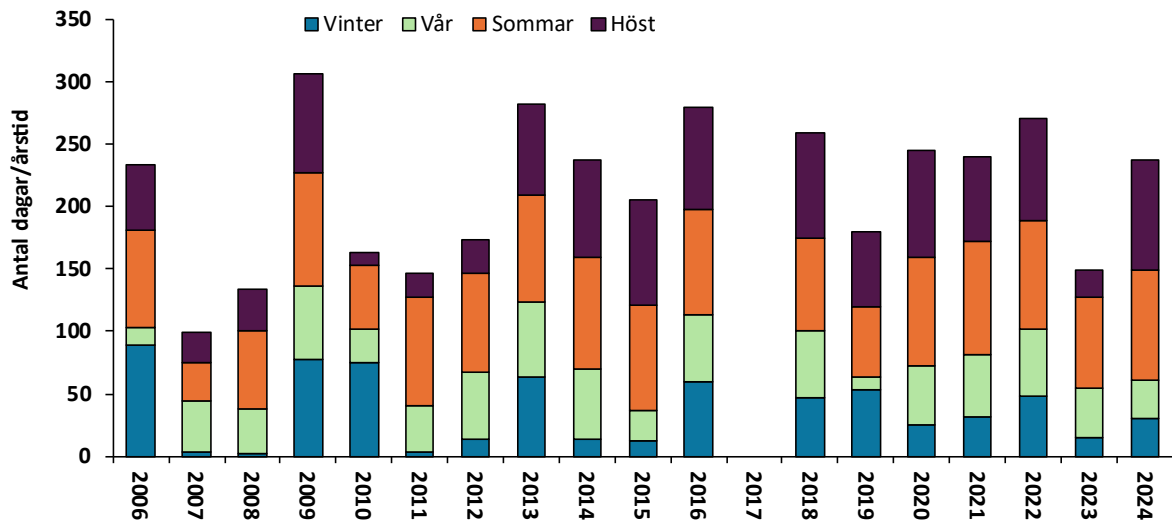
Flödets relativa förändringstakt/timme >50% vid Laholms KRV



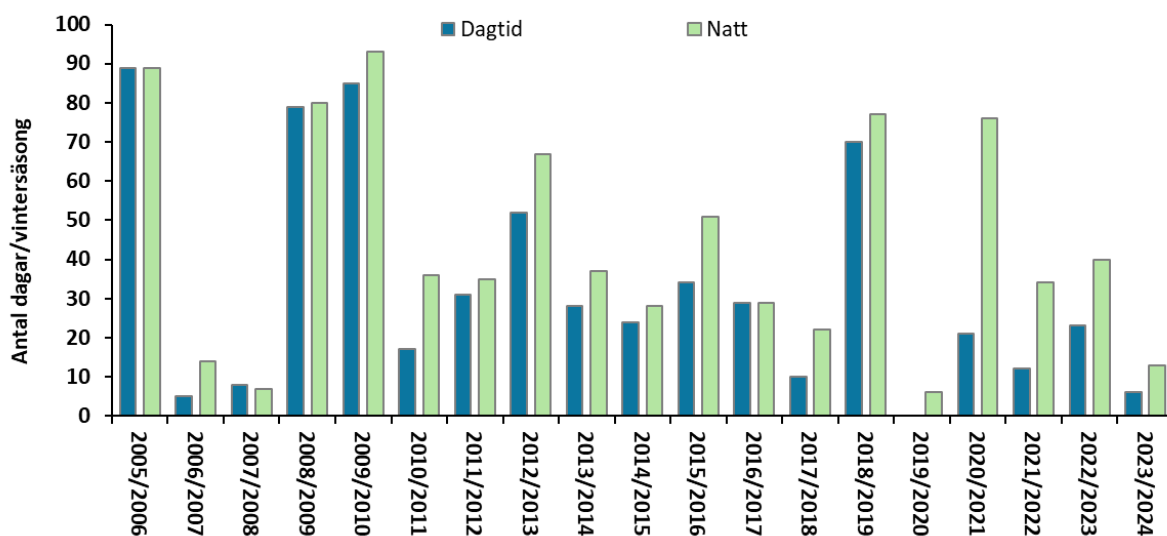
Flödets relativa förändringstakt/timme >300% vid Laholms KRV



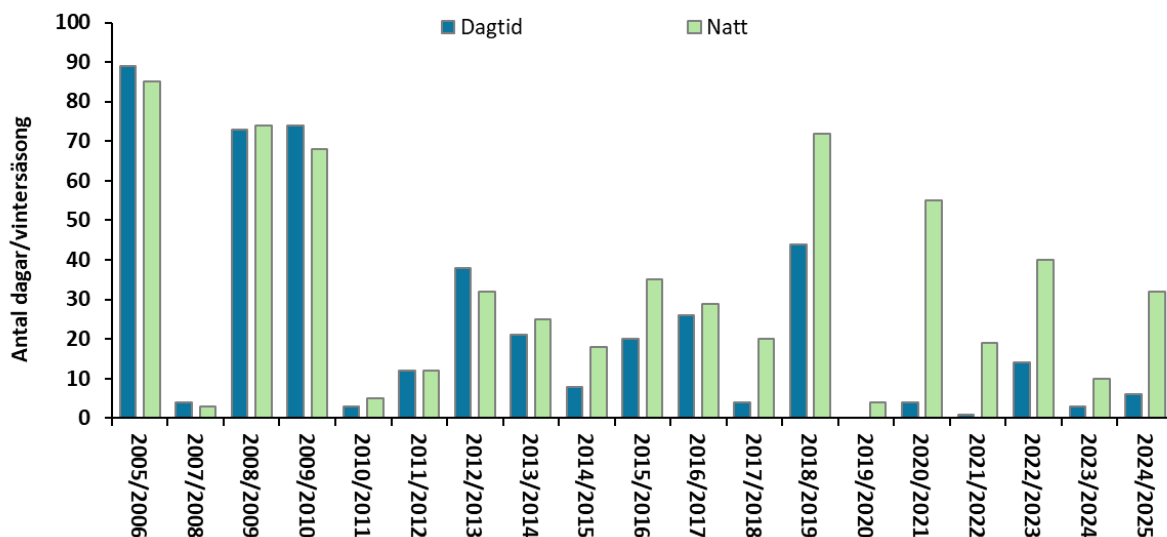
Flödets relativa förändringstakt/timme >500% vid Laholms KRV



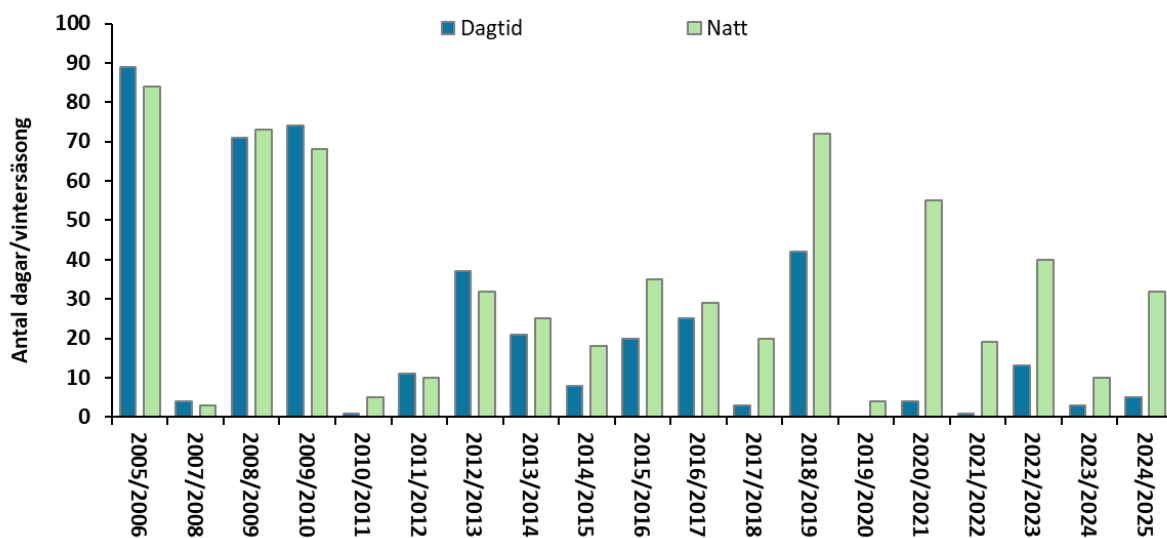
Flödets relativa förändringstakt/timme >50% vid Laholms KRV, vintertid



Flödets relativa förändringstakt/timme >300% vid Laholms KRV, vintertid



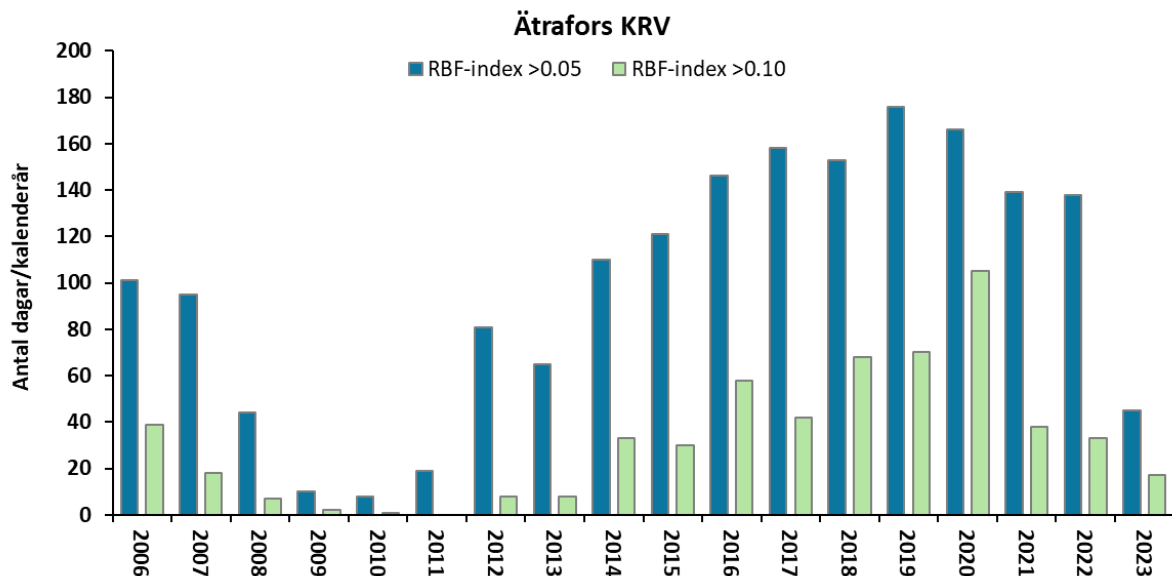
Flödets relativa förändringstakt/timme >500% vid Laholms KRV, vintertid



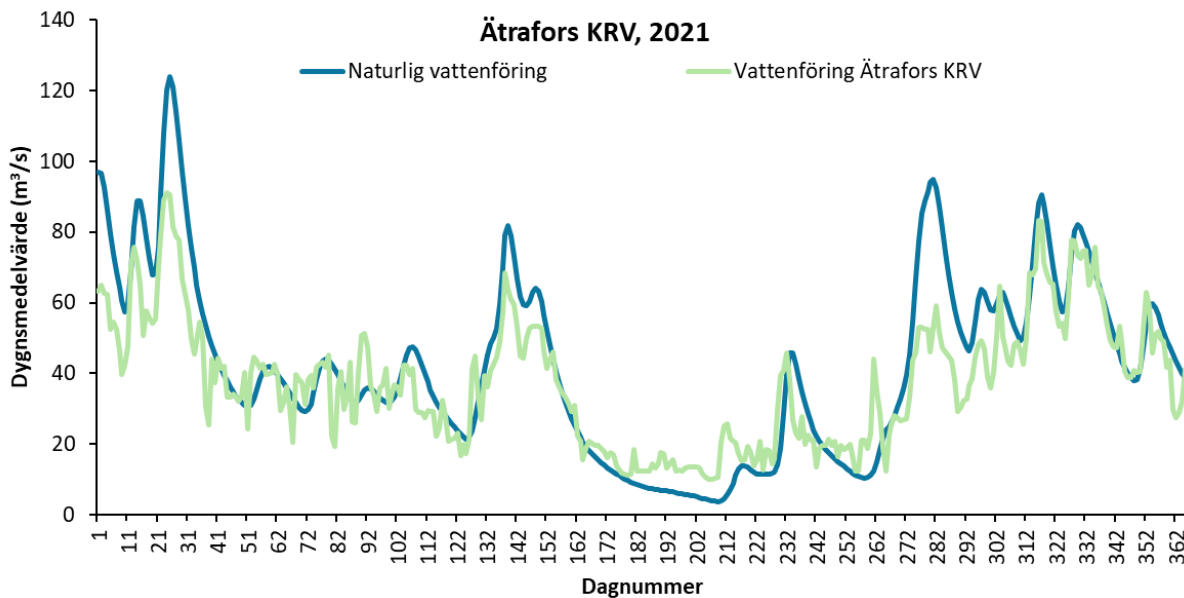
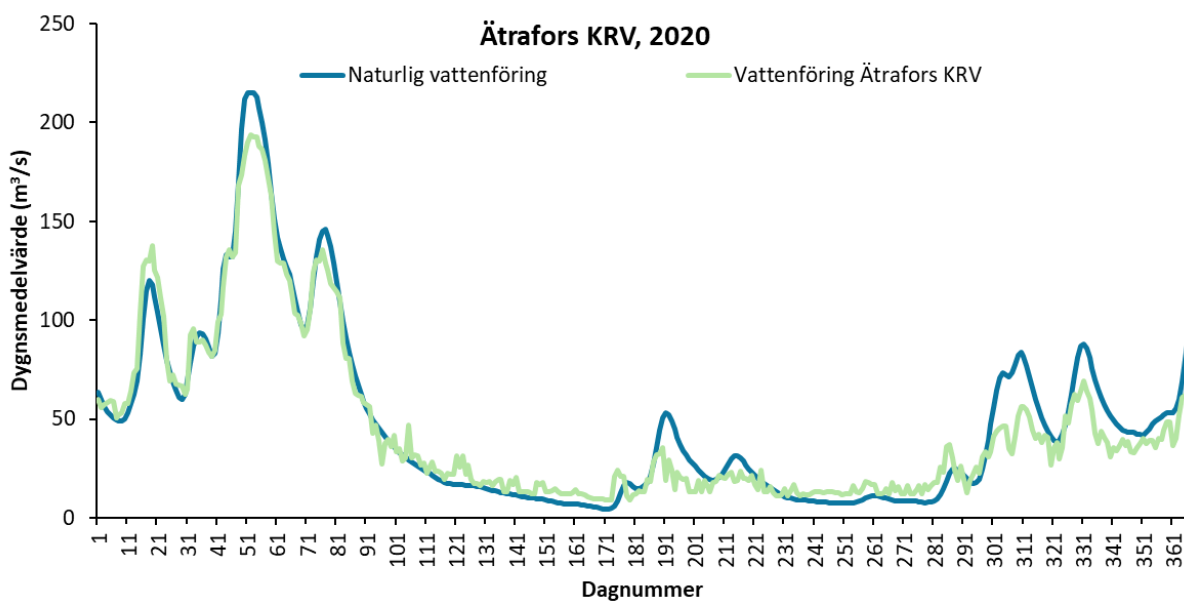
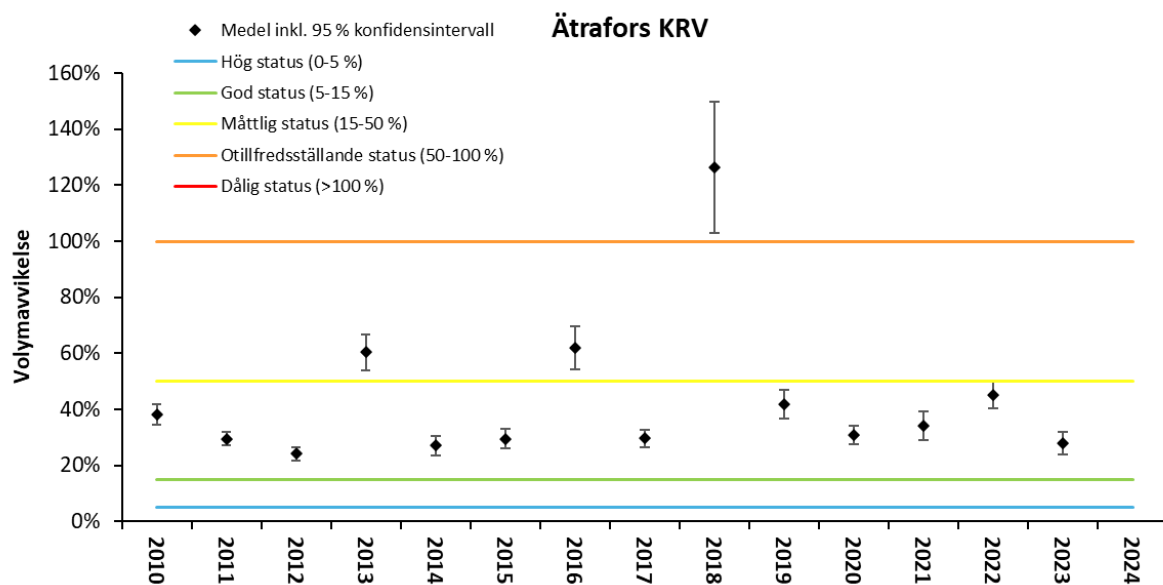
## Bilaga A2 – Ätrafors kraftverk

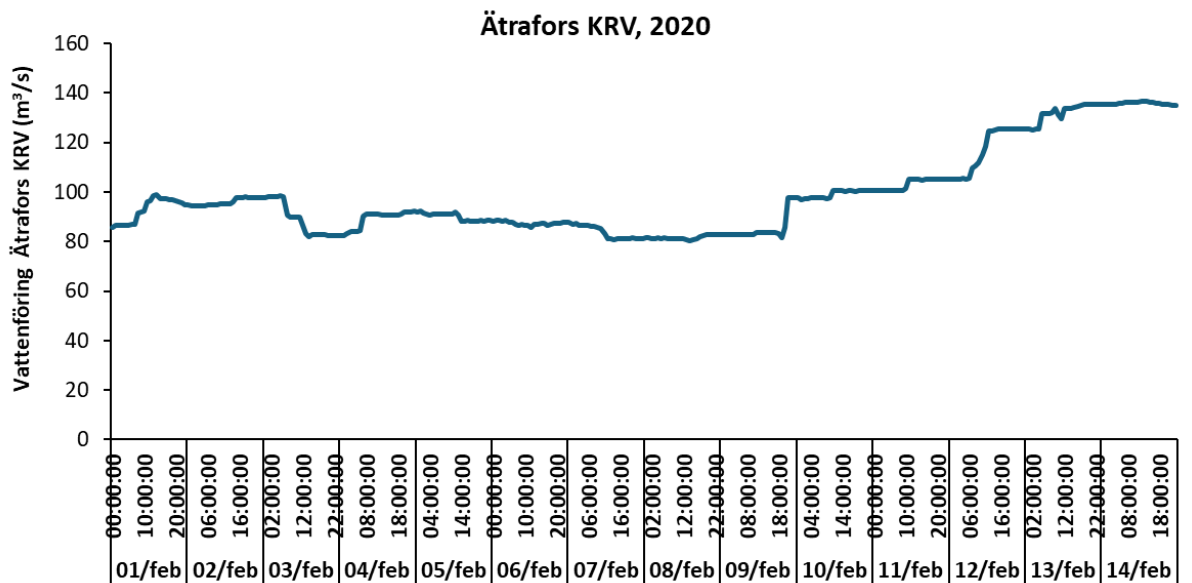
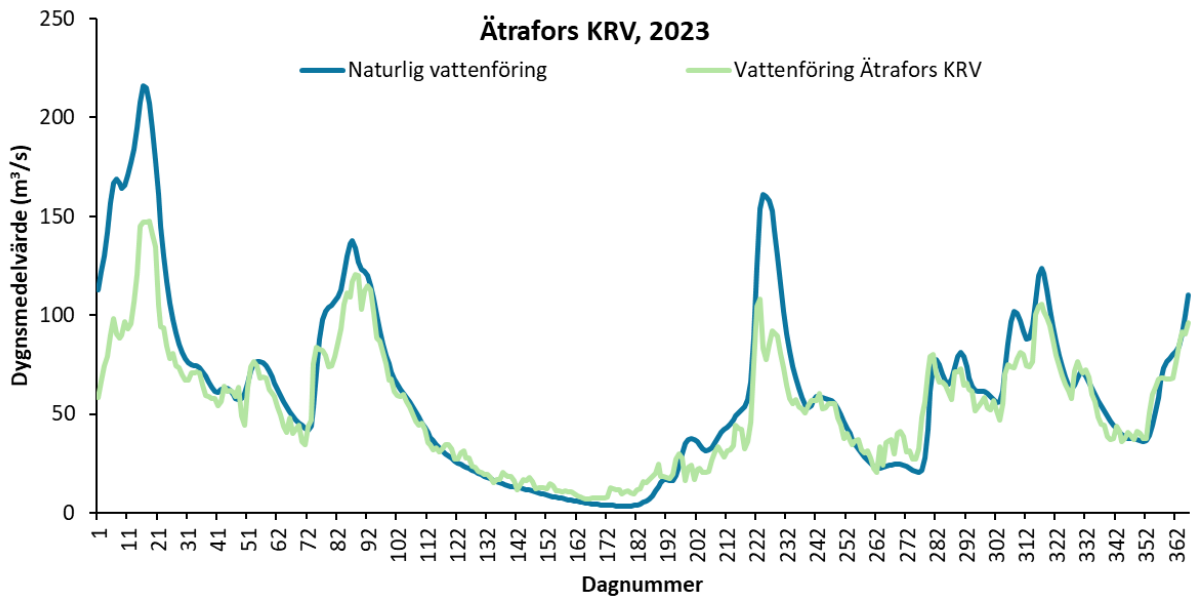
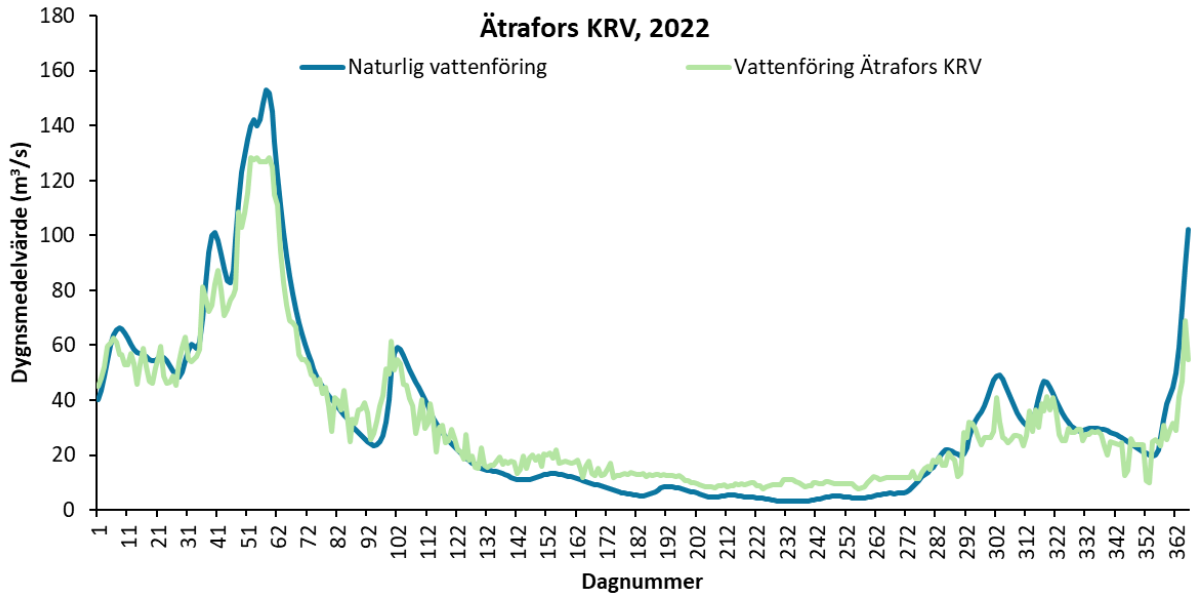
Tabell A9. Redovisning av dataunderlagets omfattning, samt årsvisa resultat avseende flödena vid Ätrafors kraftverk. Perioden 2006-2023 erhöles data med en upplösning per timme.

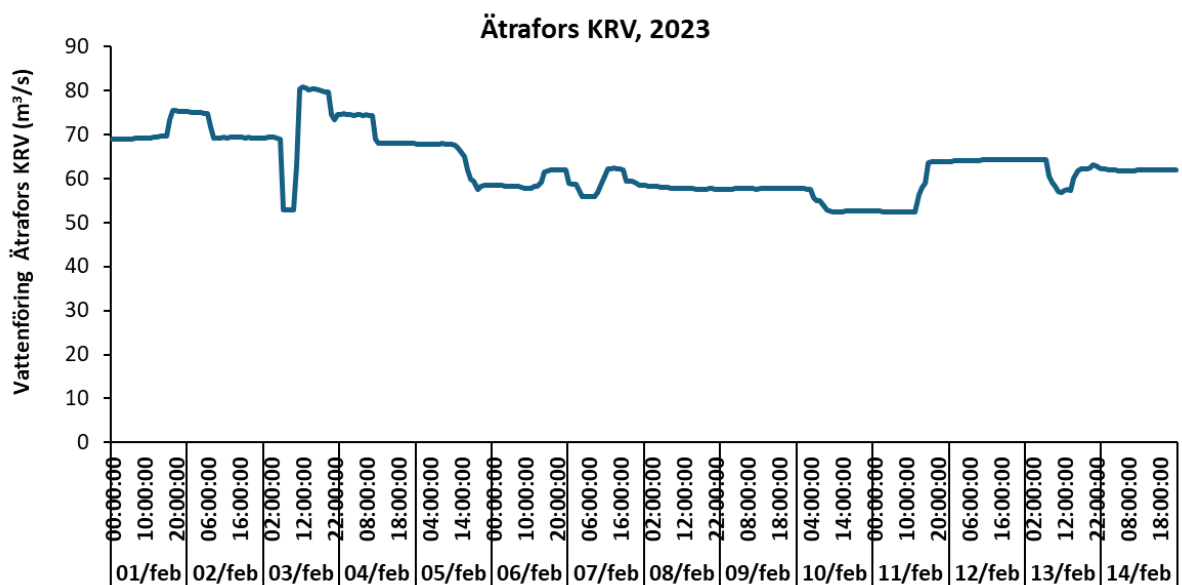
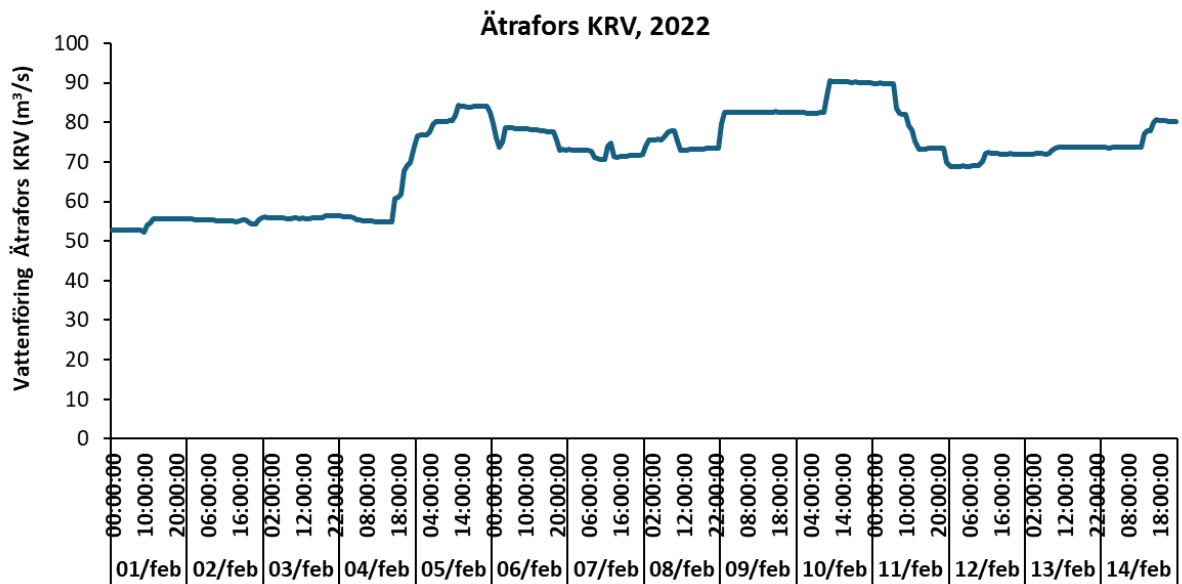
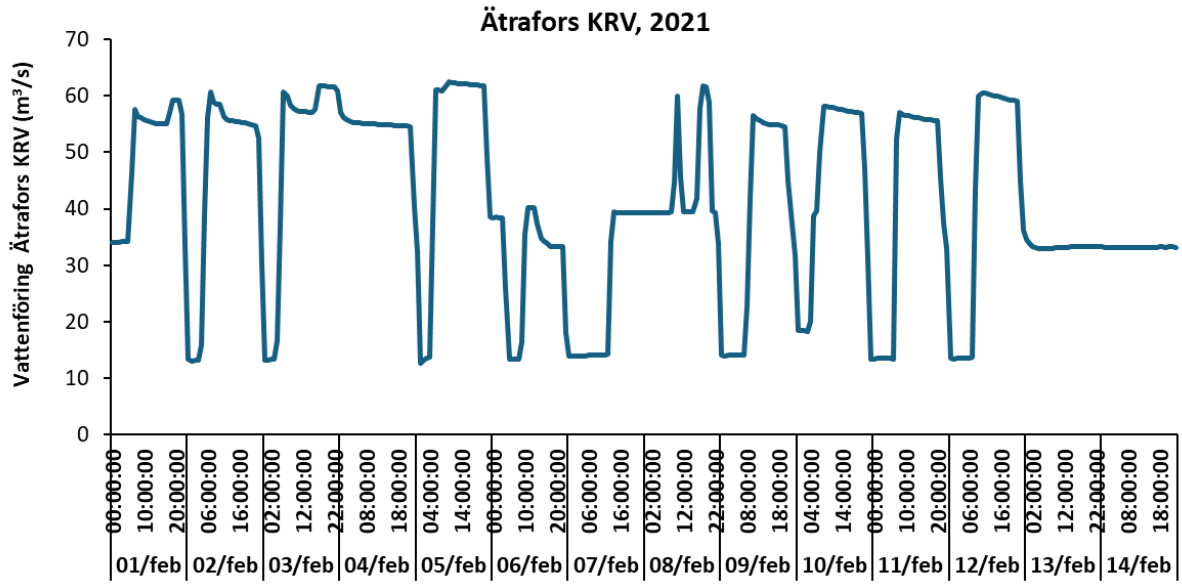
År	Antal värden	Lägsta registrerade vattenföring (m <sup>3</sup> /s)	Högsta registrerade Vattenföring (m <sup>3</sup> /s)	Högsta sänkningstakt /timme (m <sup>3</sup> /s)	Högsta höjningstakt /timme (m <sup>3</sup> /s)
2006	8749	0,0	241	-34	42
2007	8760	7,9	197	-28	28
2008	8783	0,1	269	-38	58
2009	8760	6,5	113	-19	24
2010	8760	8,1	122	-19	19
2011	8760	13,3	230	-39	28
2012	8784	4,4	190	-20	26
2013	8760	8,2	126	-14	14
2014	8760	0,0	156	-20	22
2015	8760	10,6	127	-22	20
2016	8784	9,0	123	-21	21
2017	8760	5,6	144	-22	23
2018	8760	5,5	154	-21	23
2019	8760	3,2	151	-22	22
2020	8784	4,3	199	-24	30
2021	8760	8,3	93	-24	24
2022	8760	0,2	136	-20	20
2023	8760	6,6	159	-18	22

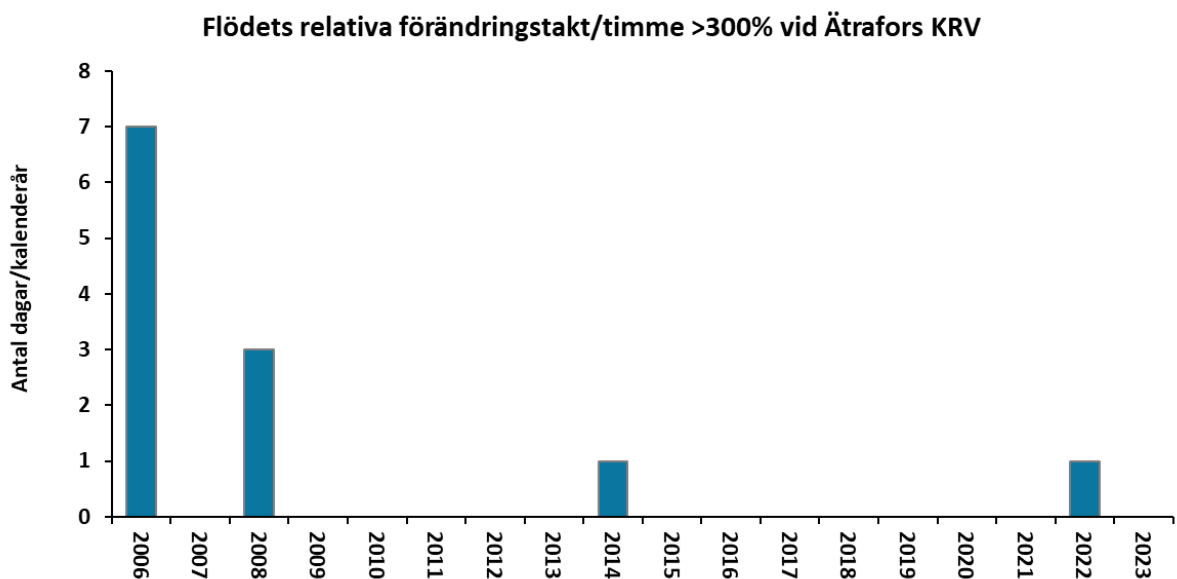
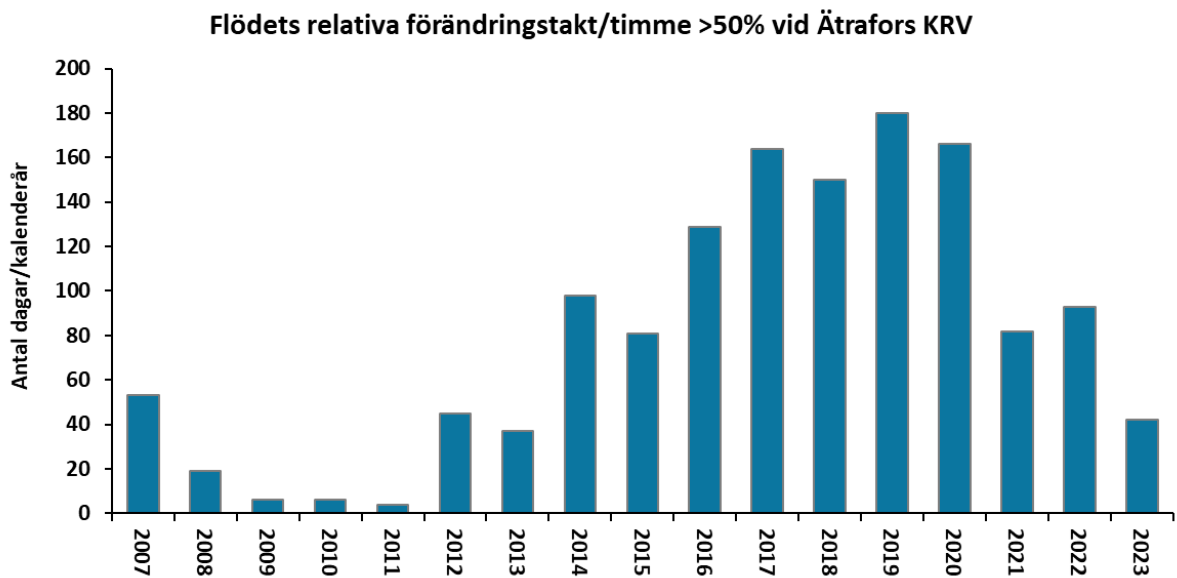
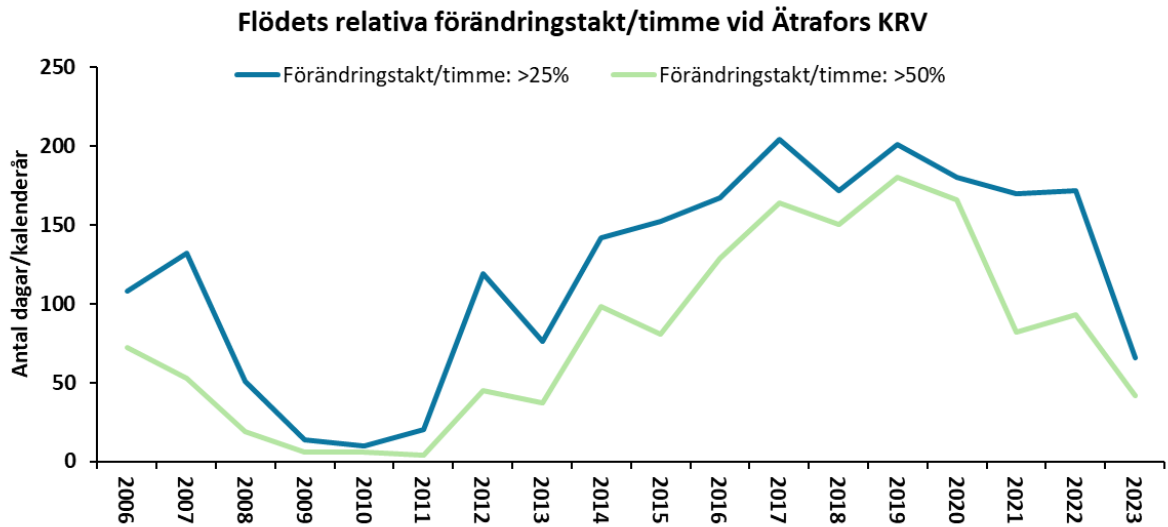


## Korttidsreglering – miljöpåverkan och miljöanpassning

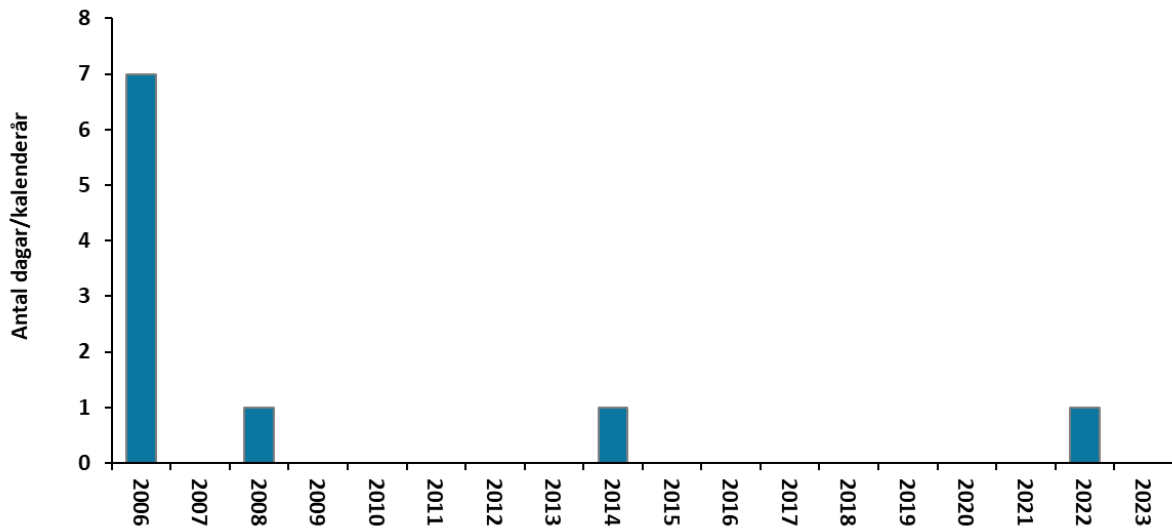




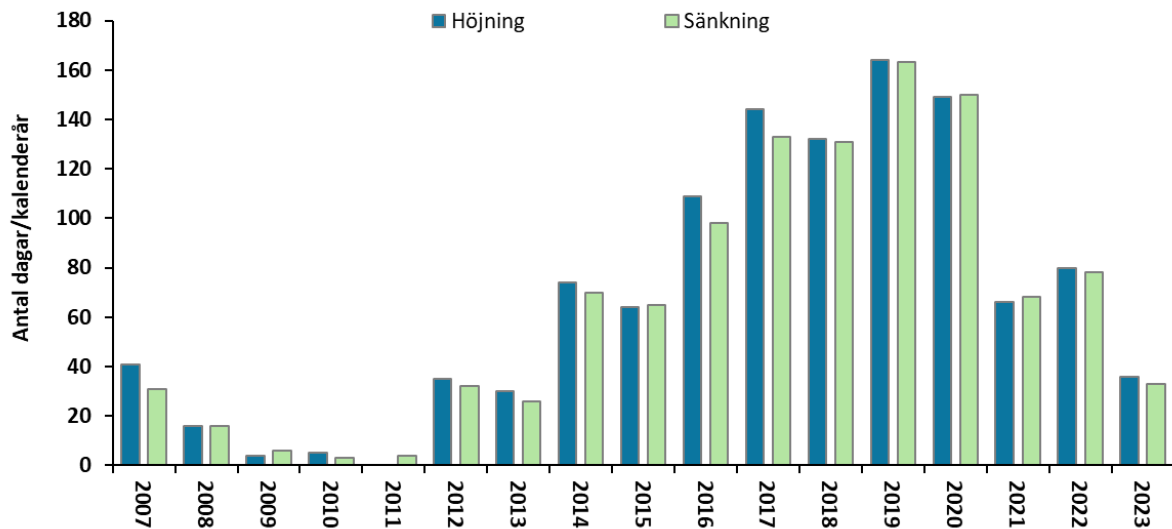




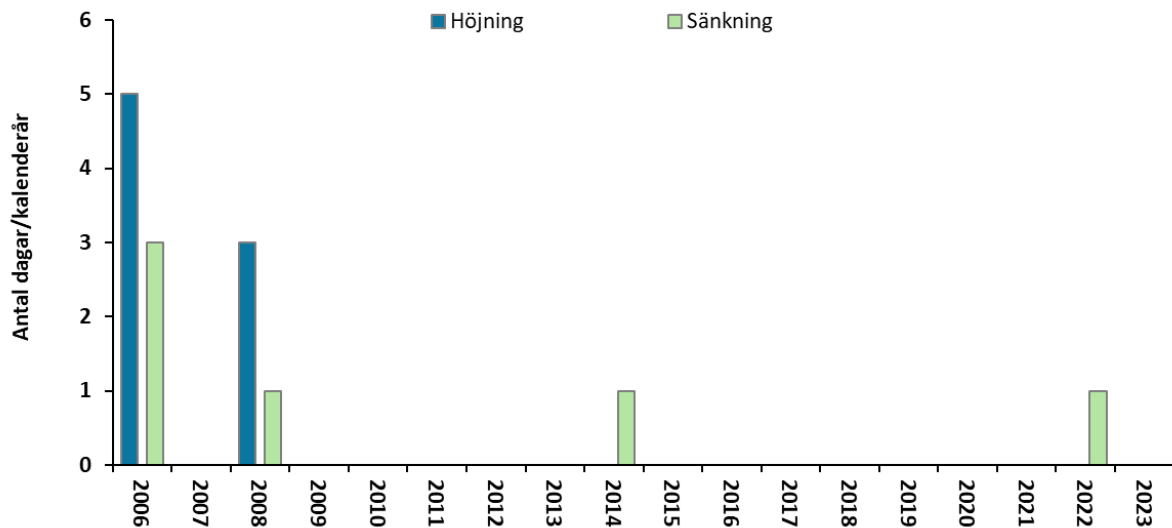
Flödets relativa förändringstakt/timme >500% vid Ätrafors KRV



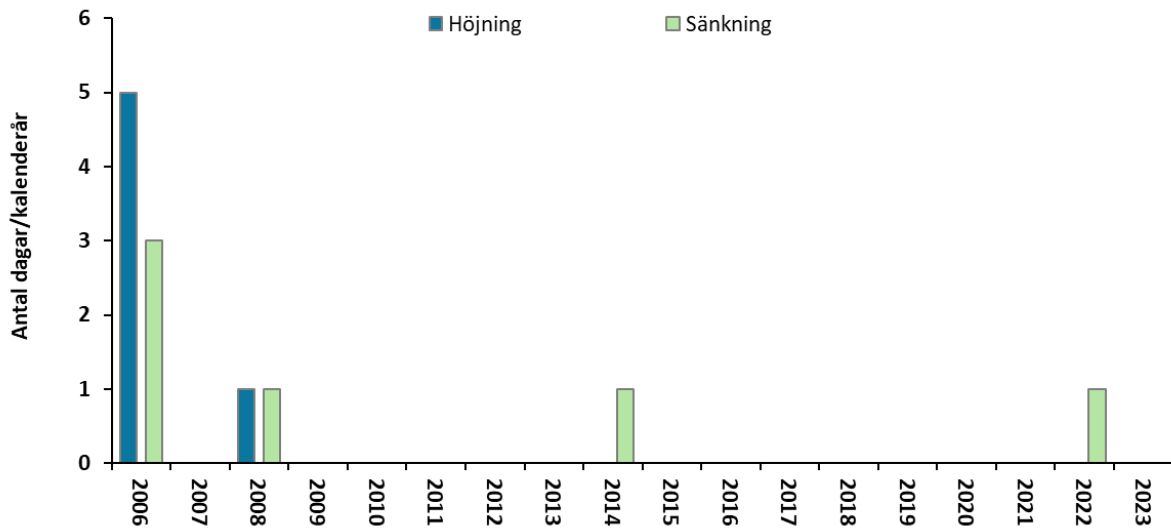
Flödets relativa förändringstakt/timme >50% vid Ätrafors KRV



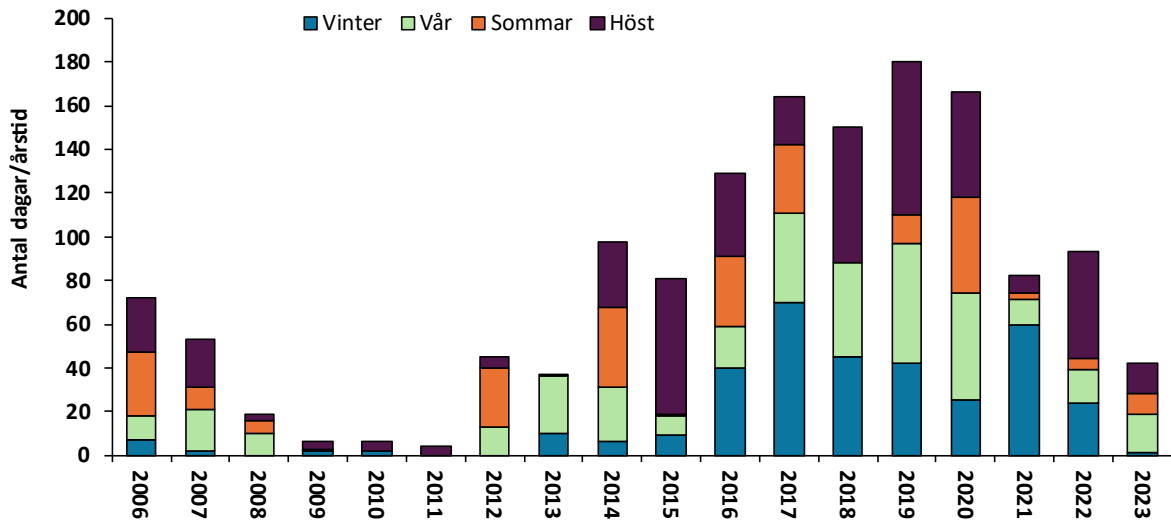
Flödets relativa förändringstakt/timme >300% vid Ätrafors KRV



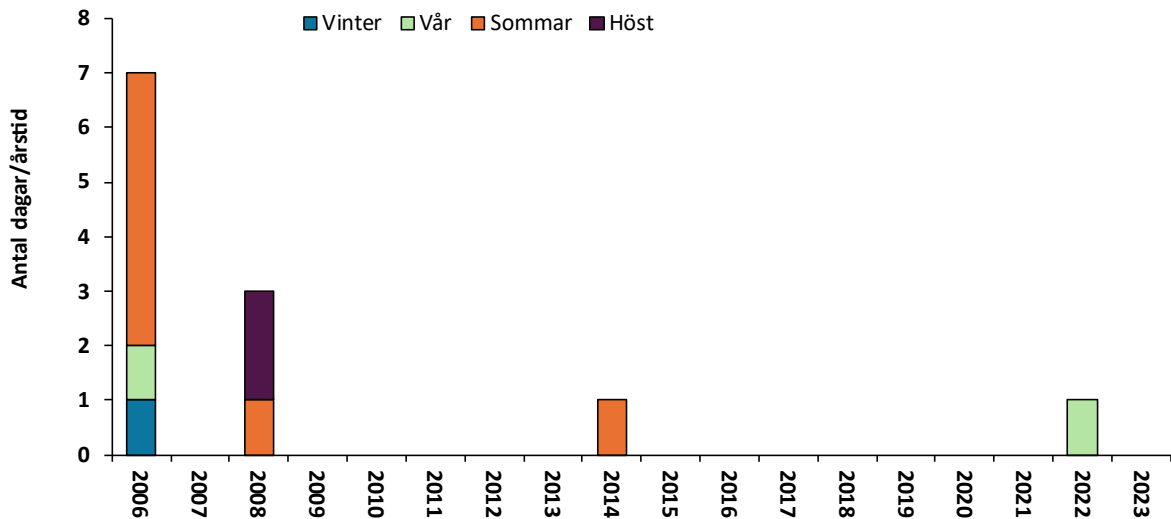
Flödets relativa förändringstakt/timme >500% vid Ätrafors KRV



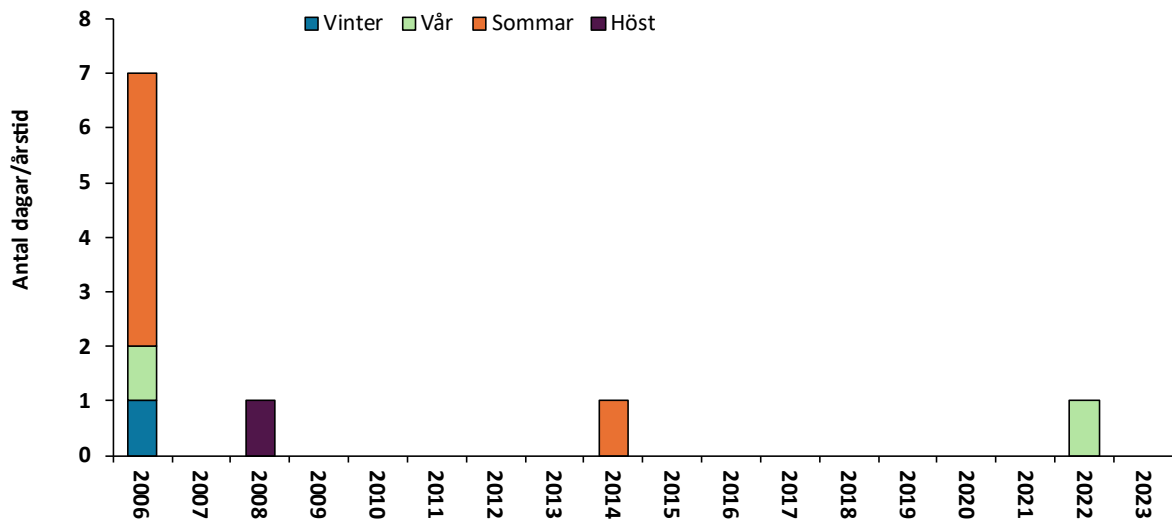
Flödets relativa förändringstakt/timme >50% vid Ätrafors KRV



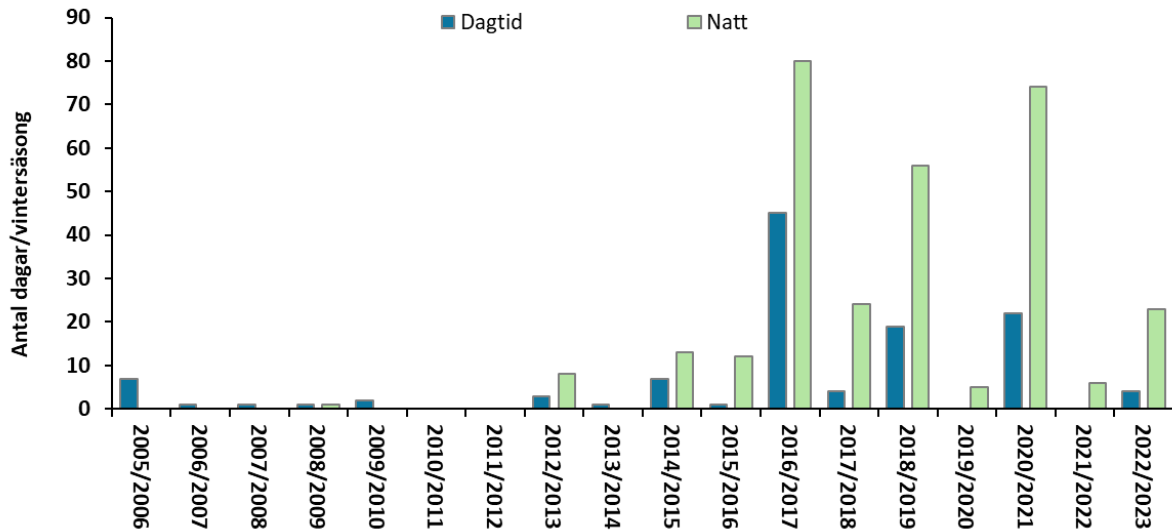
Flödets relativa förändringstakt/timme >300% vid Ätrafors KRV



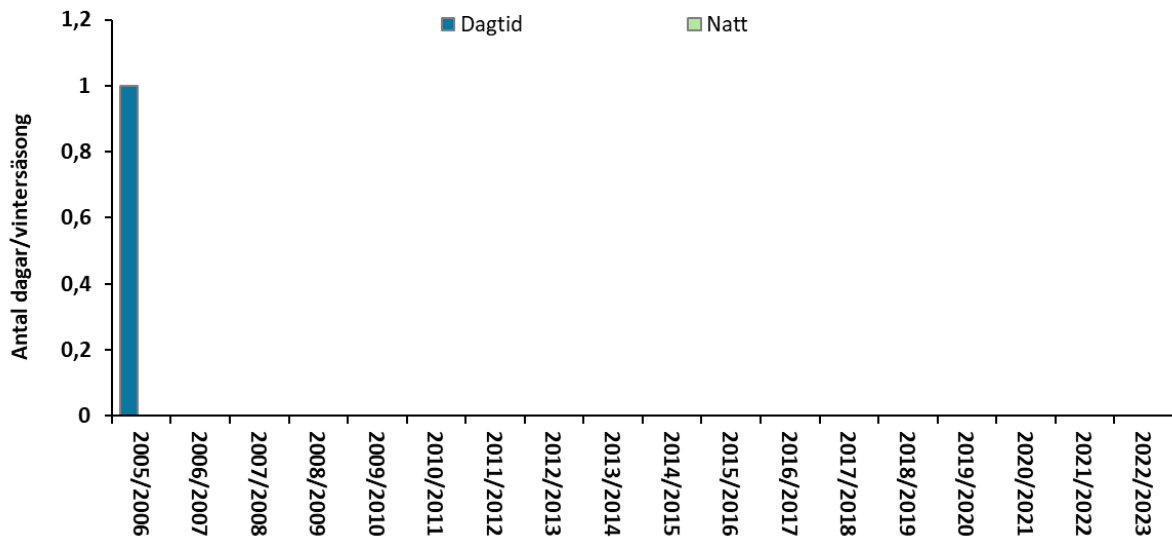
Flödets relativa förändringstakt/timme >500% vid Ätrafors KRV

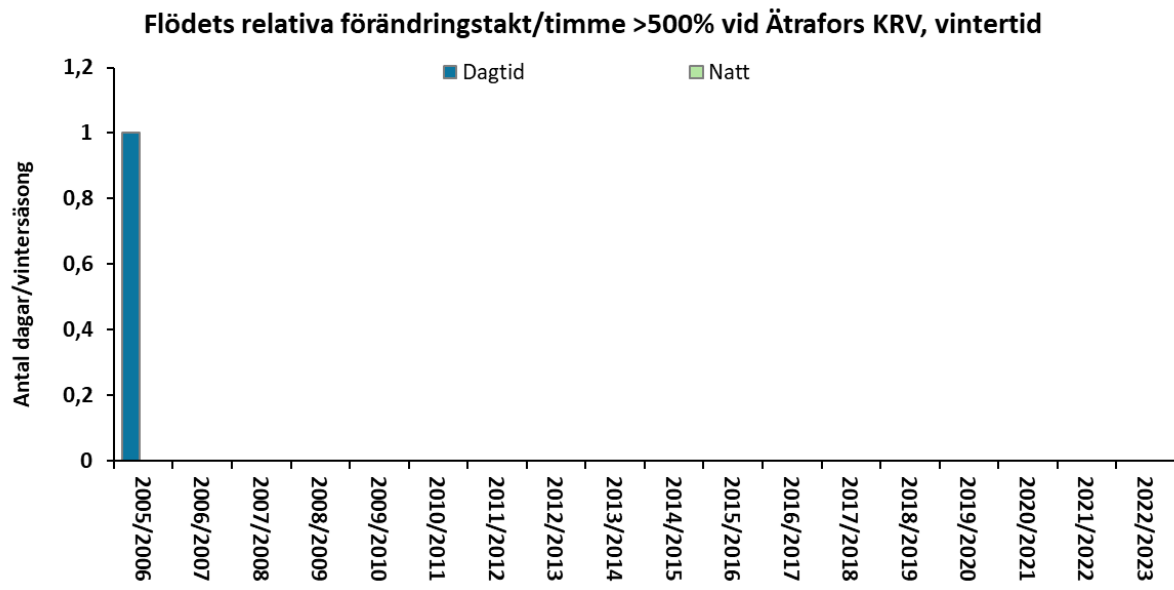


Flödets relativa förändringstakt/timme >50% vid Ätrafors KRV, vintertid



Flödets relativa förändringstakt/timme >300% vid Ätrafors KRV, vintertid



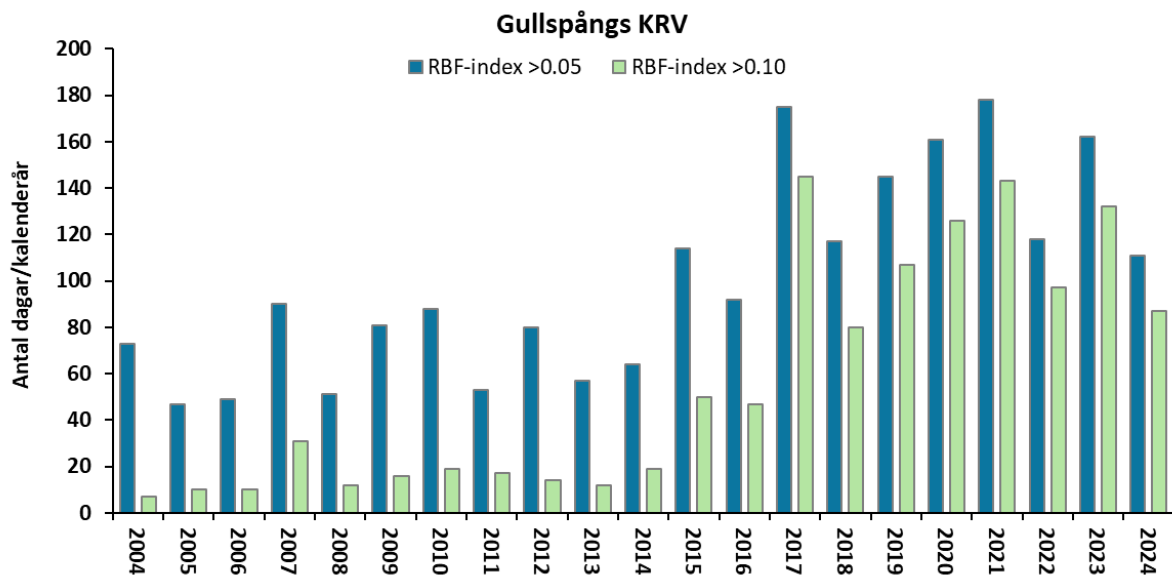


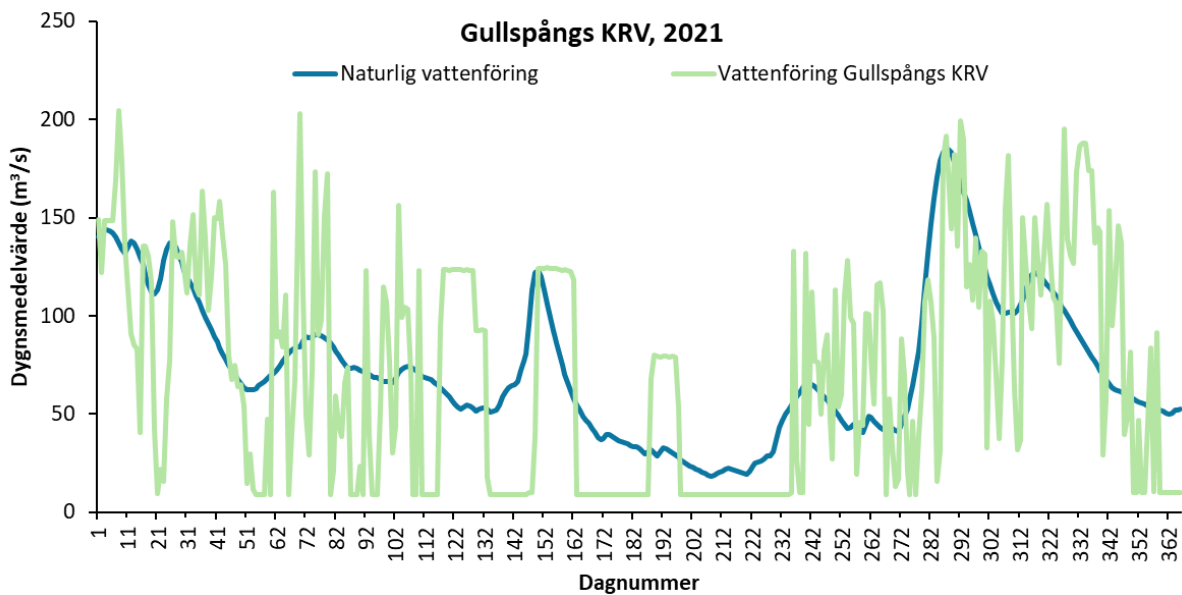
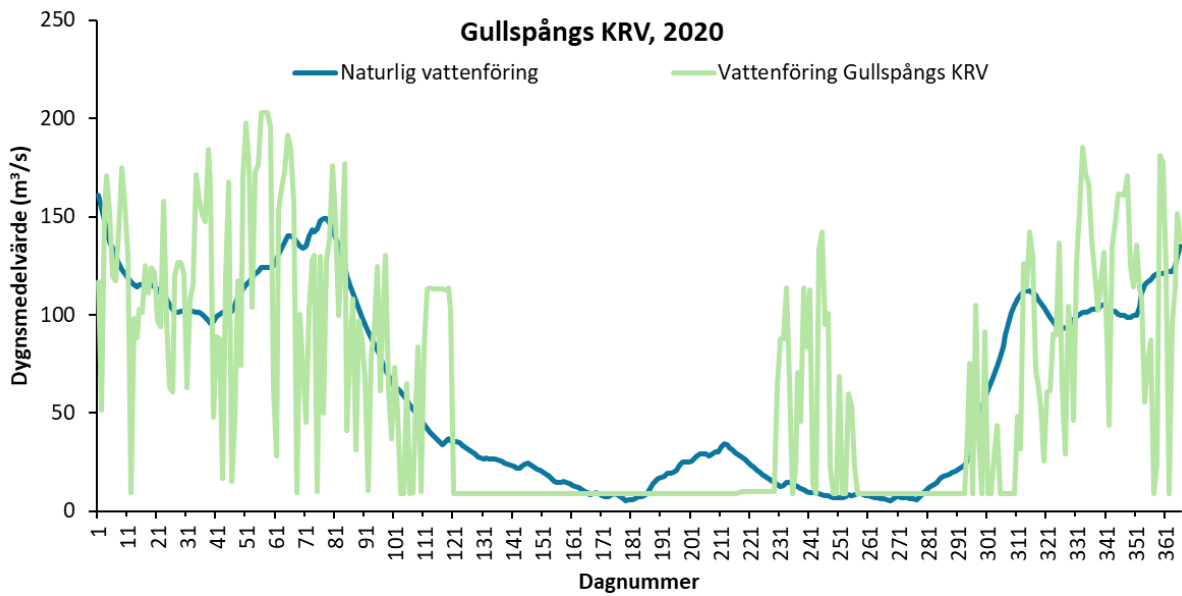
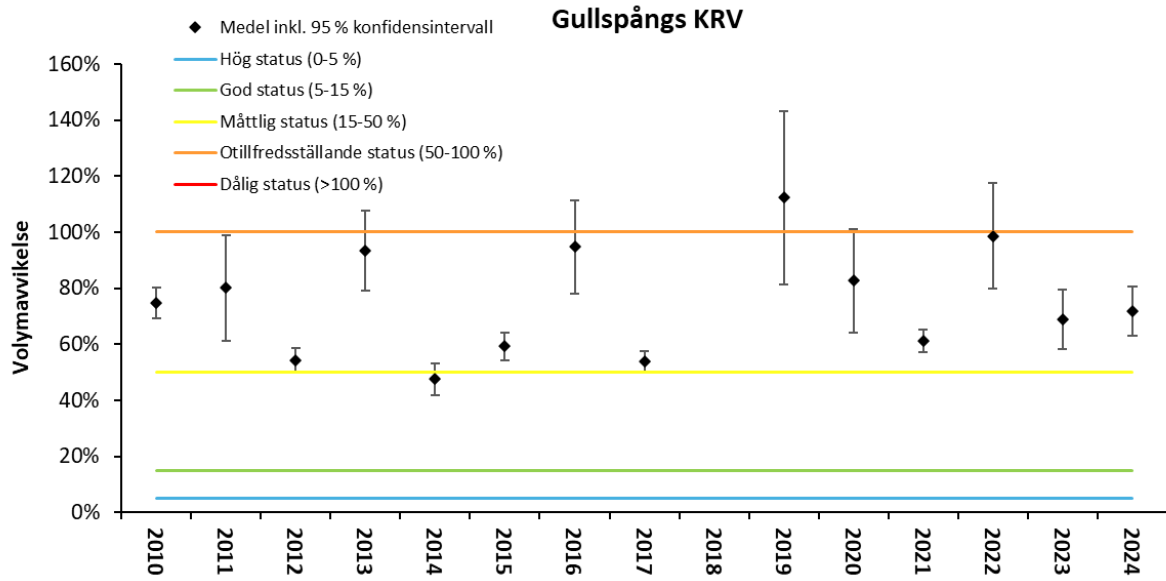
## Bilaga A3 – Gullspångs kraftverk

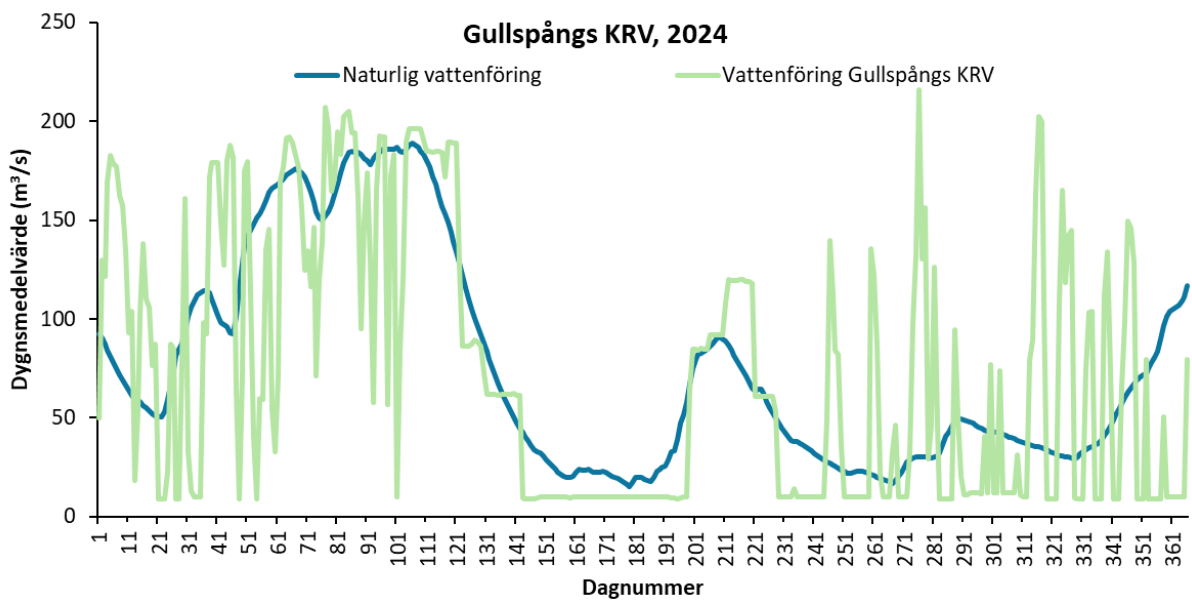
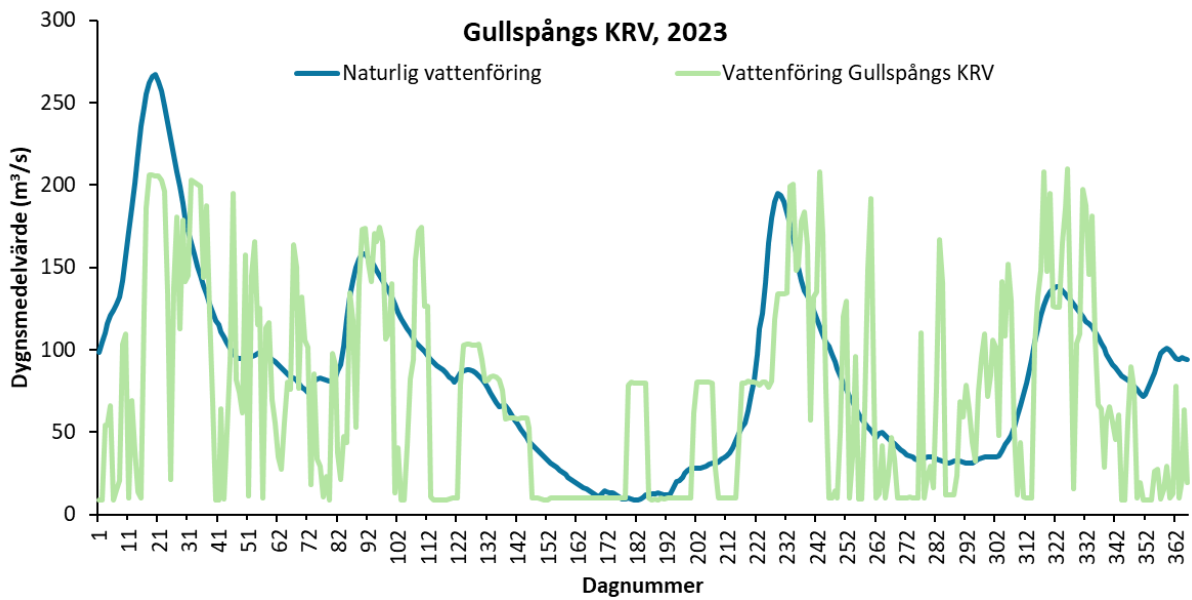
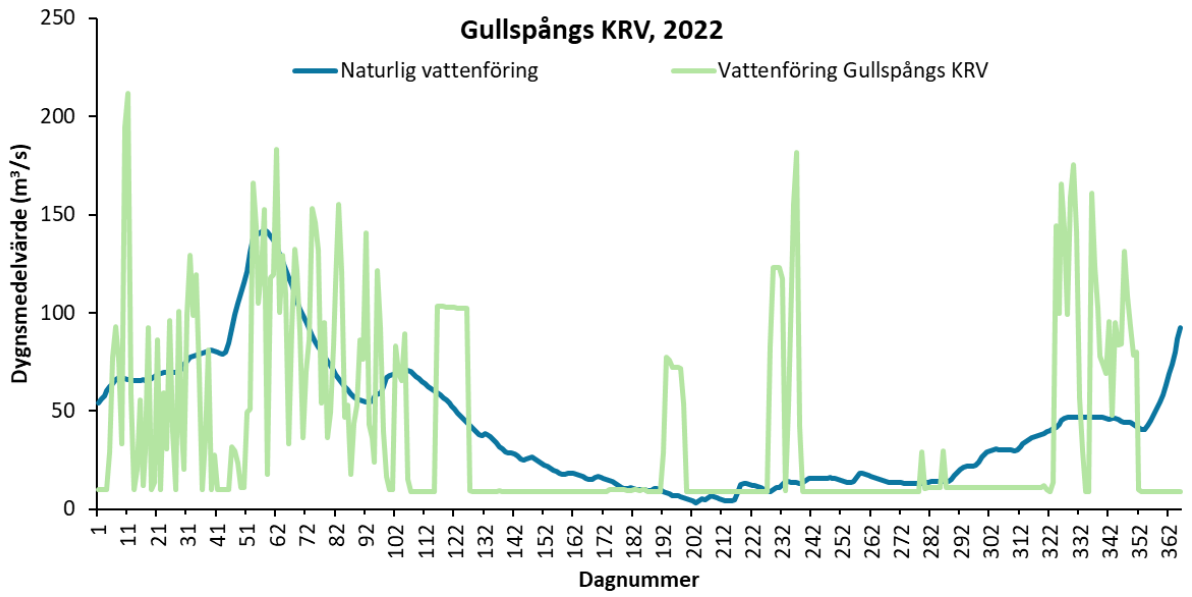
Tabell A10. Redovisning av dataunderlagets omfattning, samt årsvisa resultat avseende flödena vid Gullspångs kraftverk. Perioden 2004-2016 erhöles data med en upplösning på 15 minuter, medan upplösningen för perioden 2017-2025 var per timme.

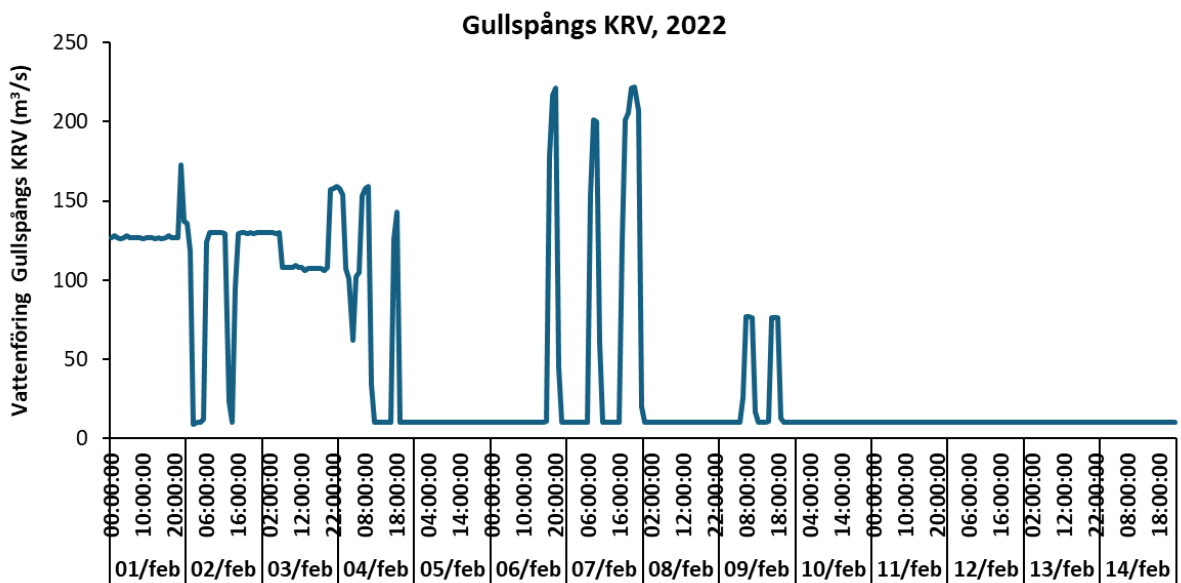
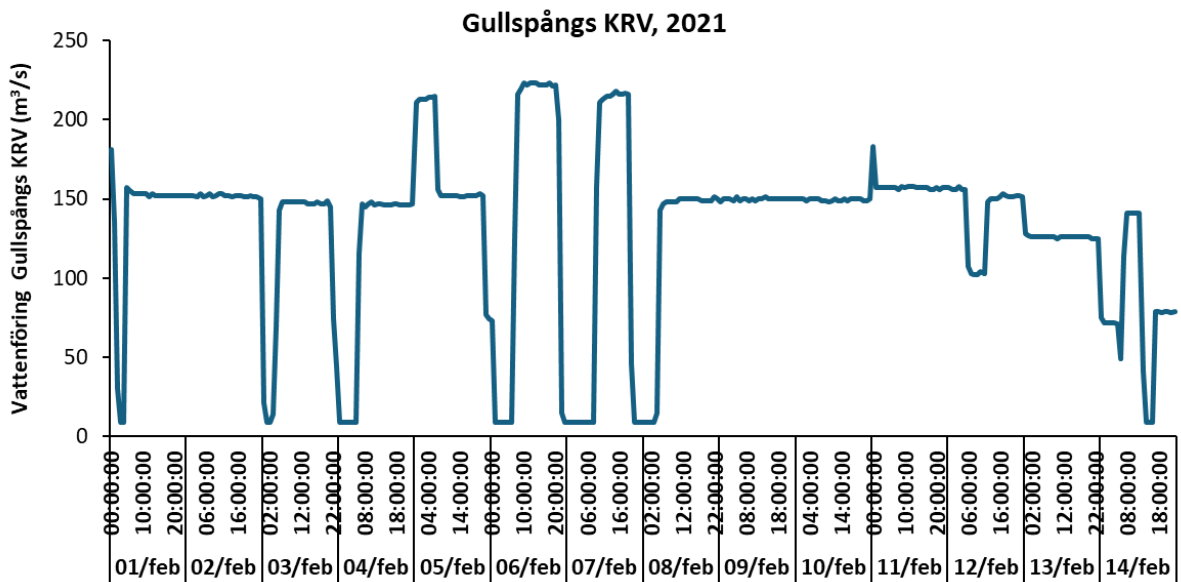
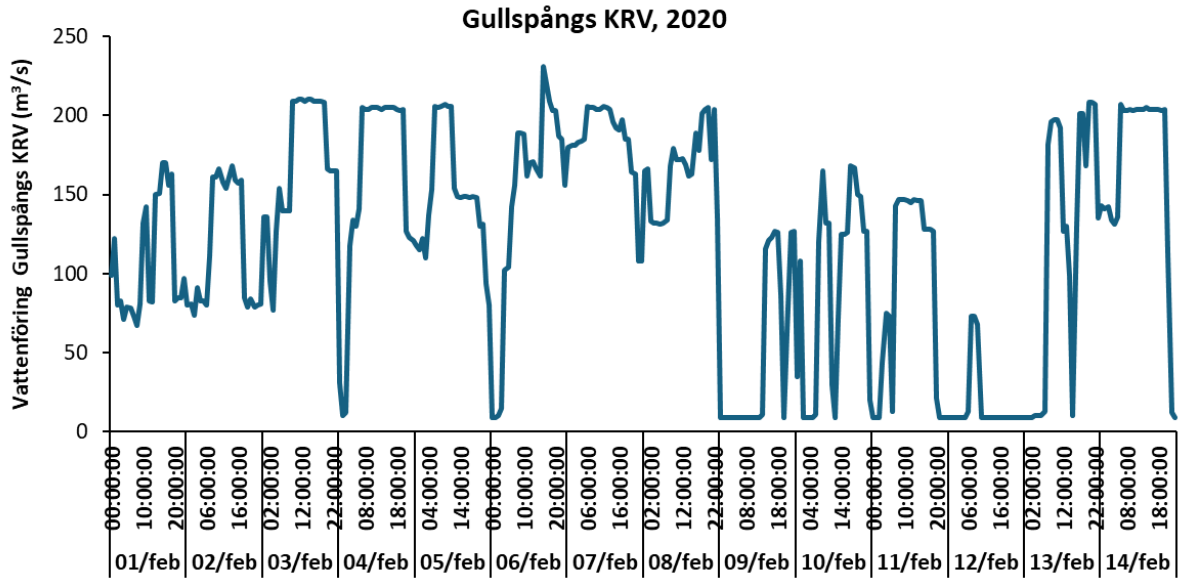
År	Antal värden	Lägsta registrerade vattenföring (m <sup>3</sup> /s)	Högsta registrerade Vattenföring (m <sup>3</sup> /s)	Högsta sänkningstakt /timme (m <sup>3</sup> /s)	Högsta höjningstakt /timme (m <sup>3</sup> /s)
2004	35136	0	228	-166	166
2005	35040	2	229	-186	154
2006	35032	3	295	-208	170
2007	35040	3	229	-188	178
2008	35136	4	237	-168	174
2009	35040	4	239	-184	186
2010	35040	3	233	-150	166
2011	35040	4	229	-180	180
2012	35128	3	237	-182	184
2013	35040	4	232	-178	140
2014	35040	4	232	-188	160
2015	35040	4	237	-184	182
2016	35128	3	230	-194	180
2017	8760	6	230	-105	107
2018	8760	8	237	-83	93
2019	8760	8	233	-99	100
2020	8784	9	231	-108	107
2021	8760	9	223	-104	104
2022	8760	9	230	-106	103
2023	8760	9	221	-104	96
2024	8784	9	226	-104	101
2025*	3983	9	230	-107	98

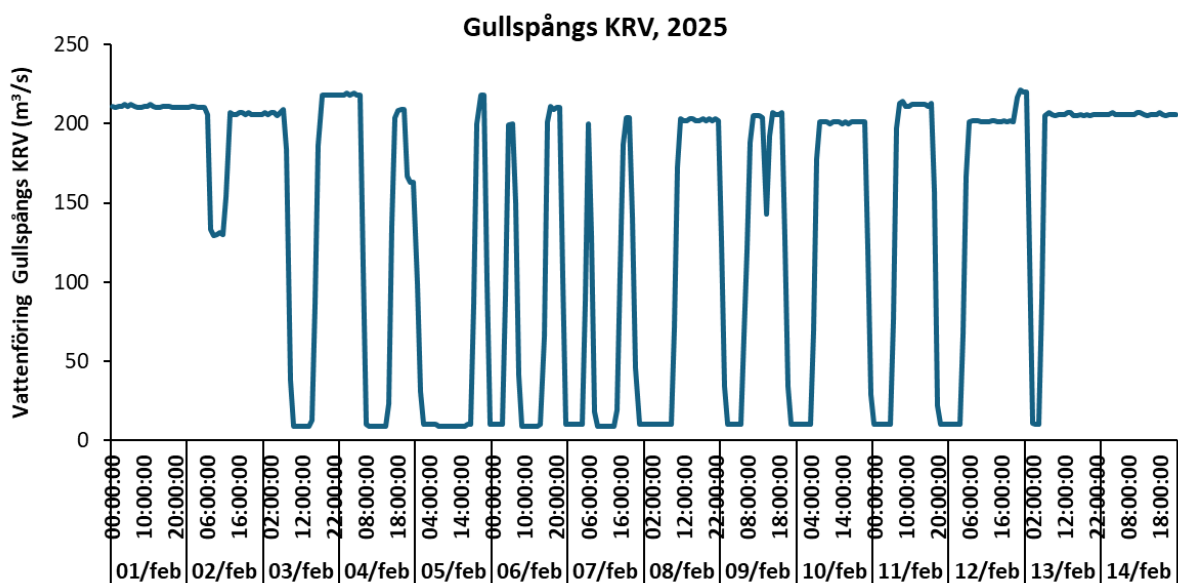
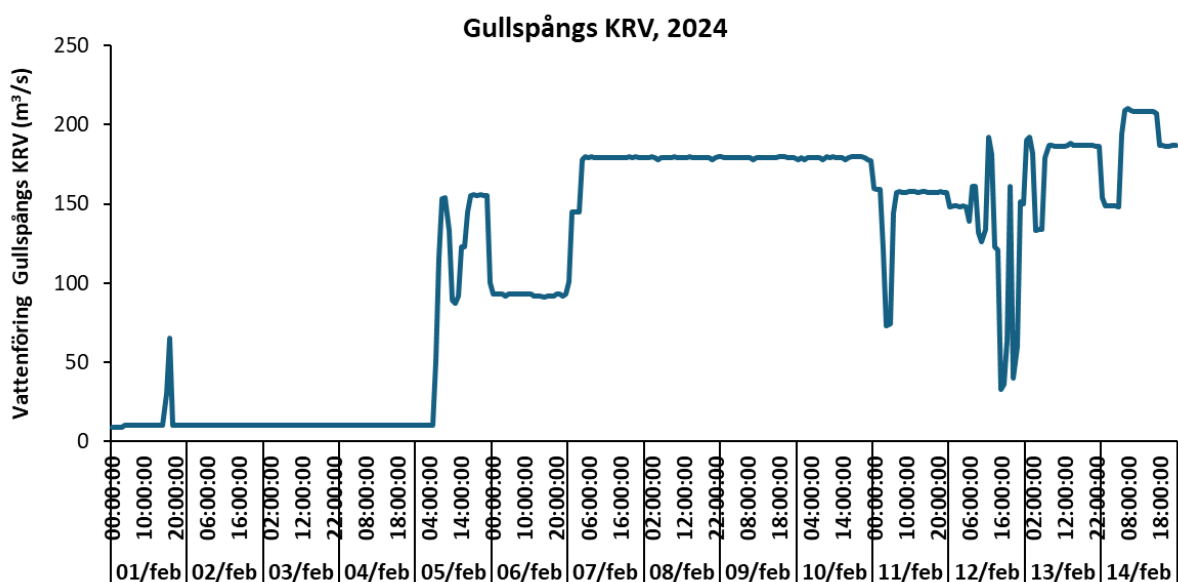
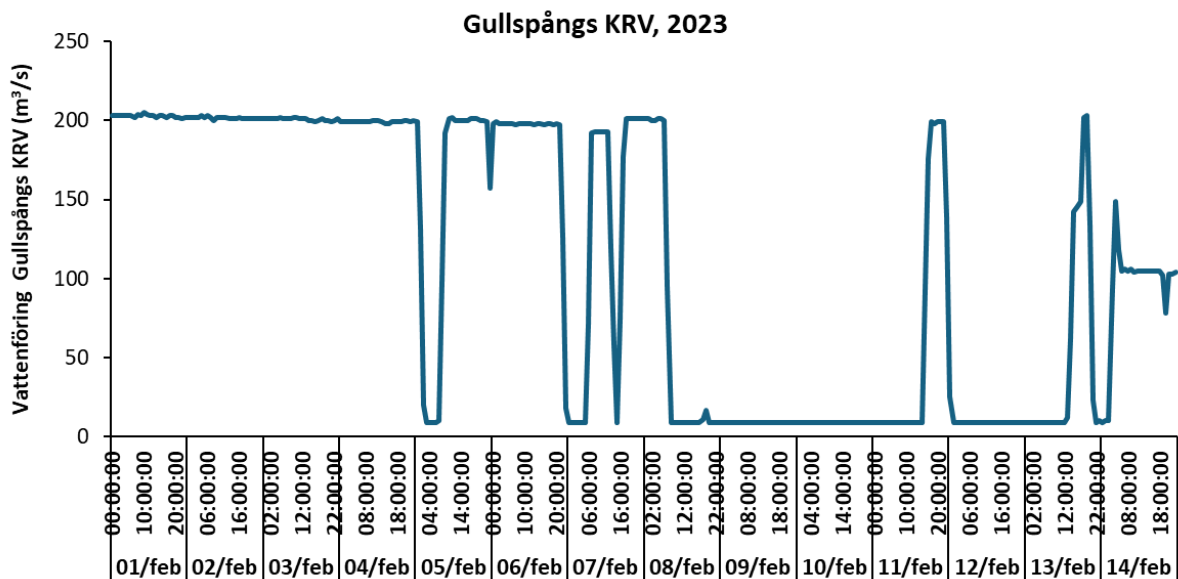
\* Endast data till och med 2025-06-15.

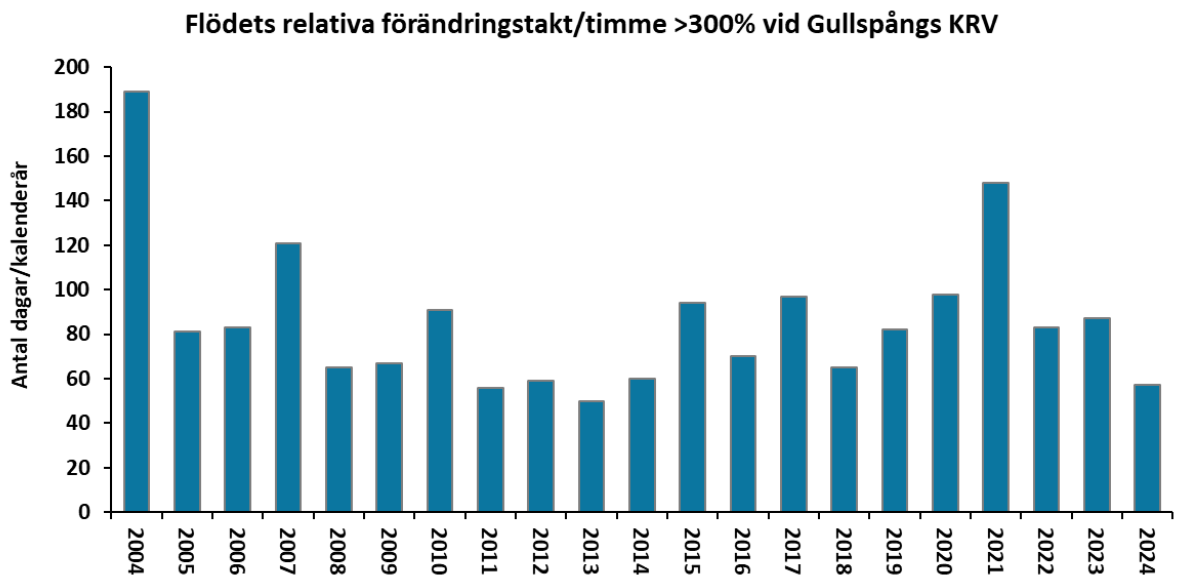
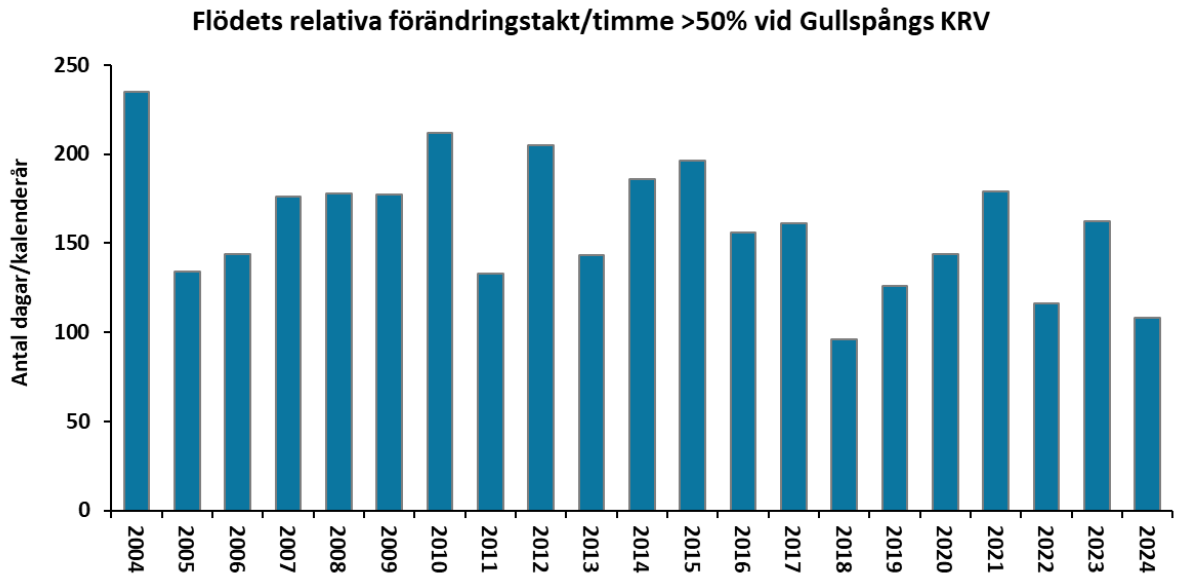
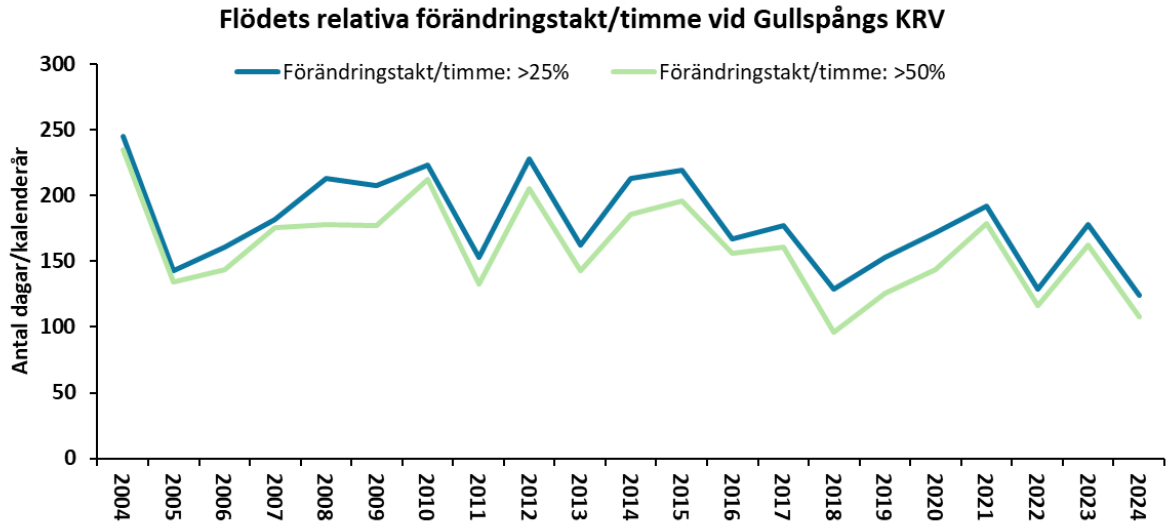




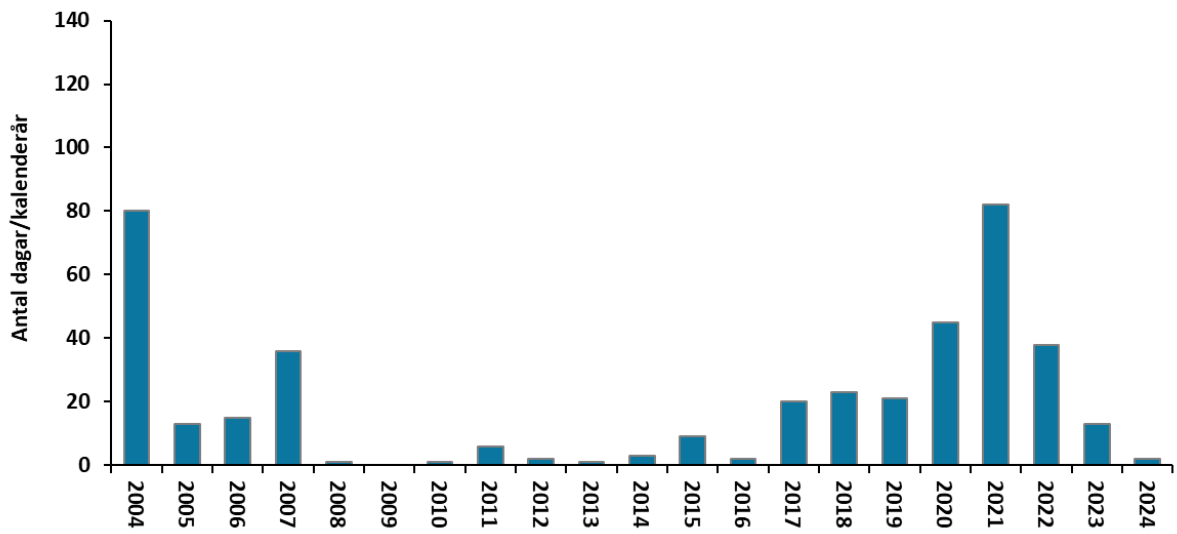




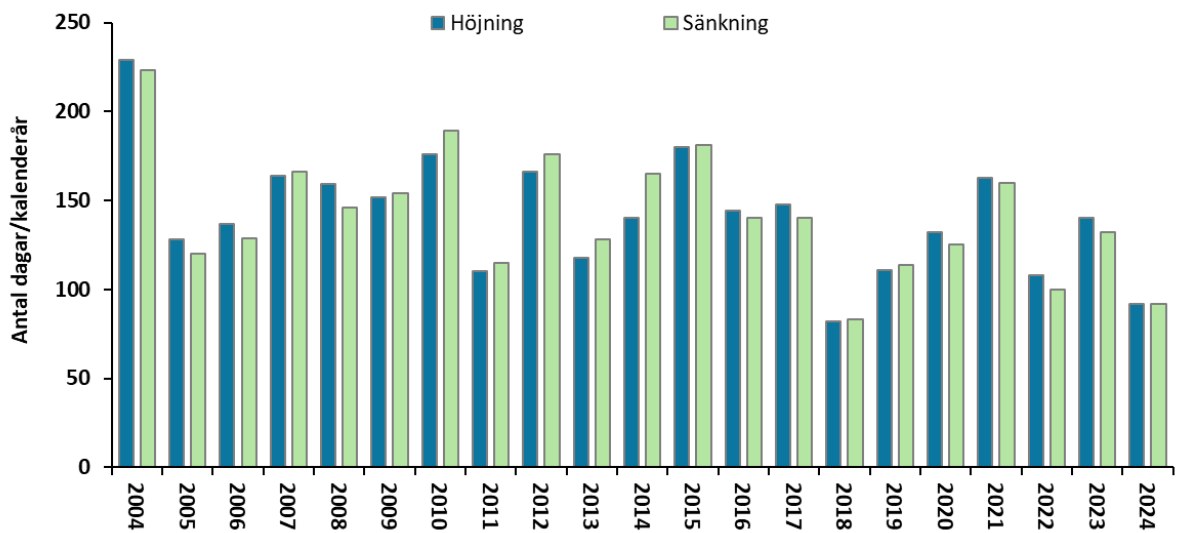




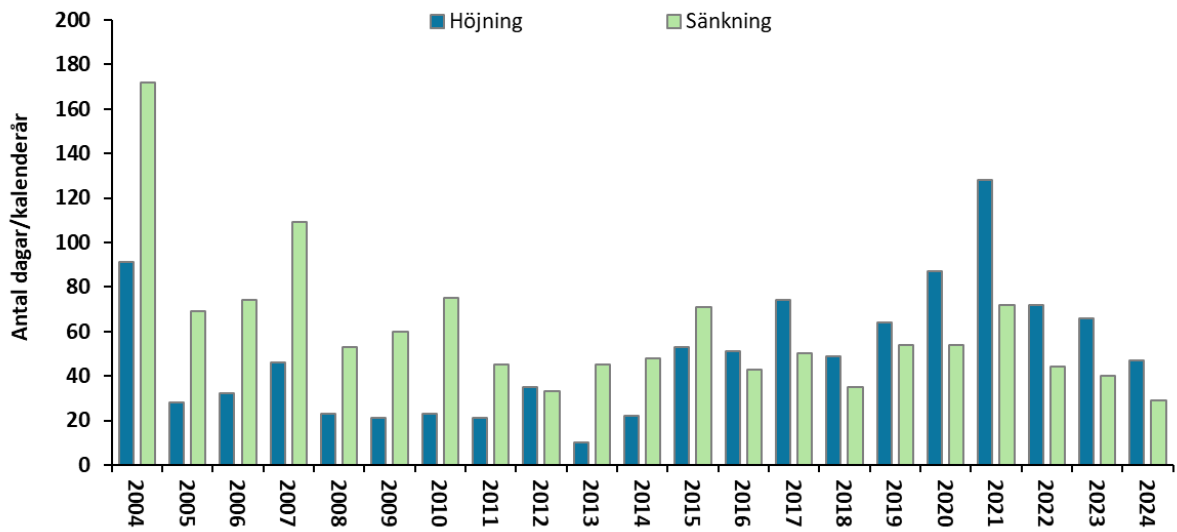
Flödets relativa förändringstakt/timme >500% vid Gullspångs KRV



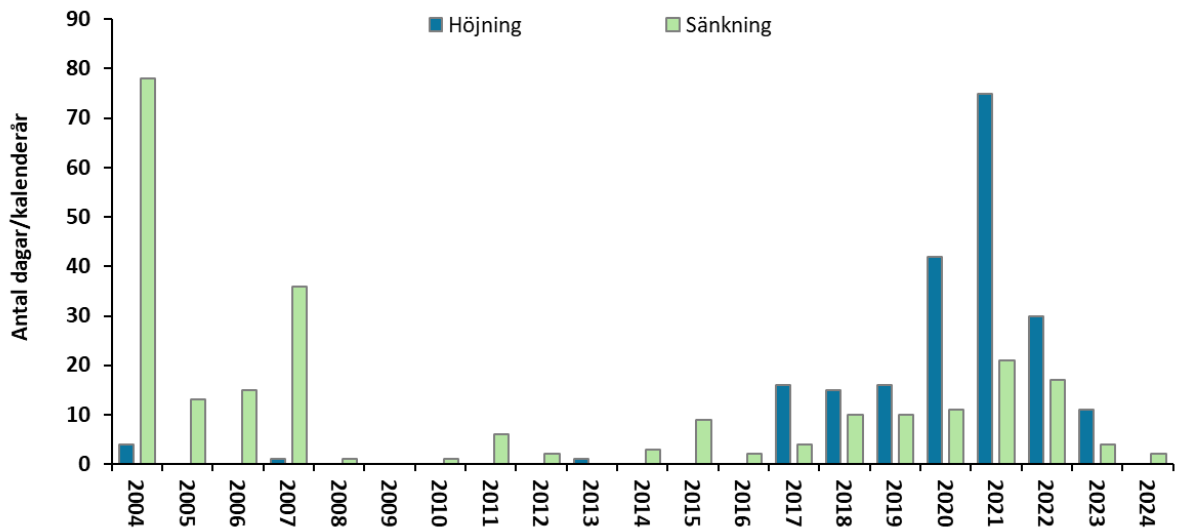
Flödets relativa förändringstakt/timme >50% vid Gullspångs KRV



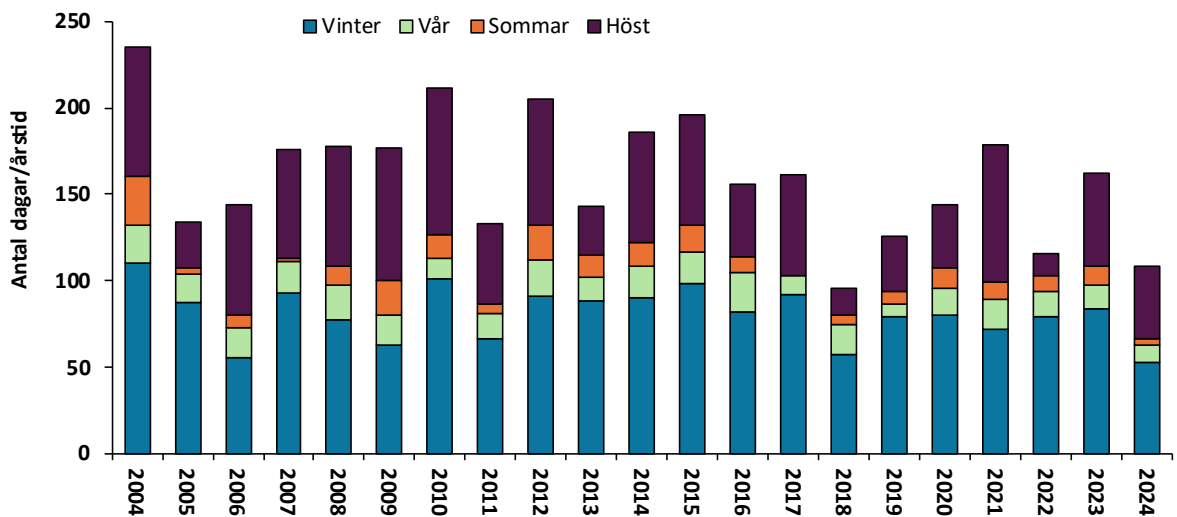
Flödets relativa förändringstakt/timme >300% vid Gullspångs KRV



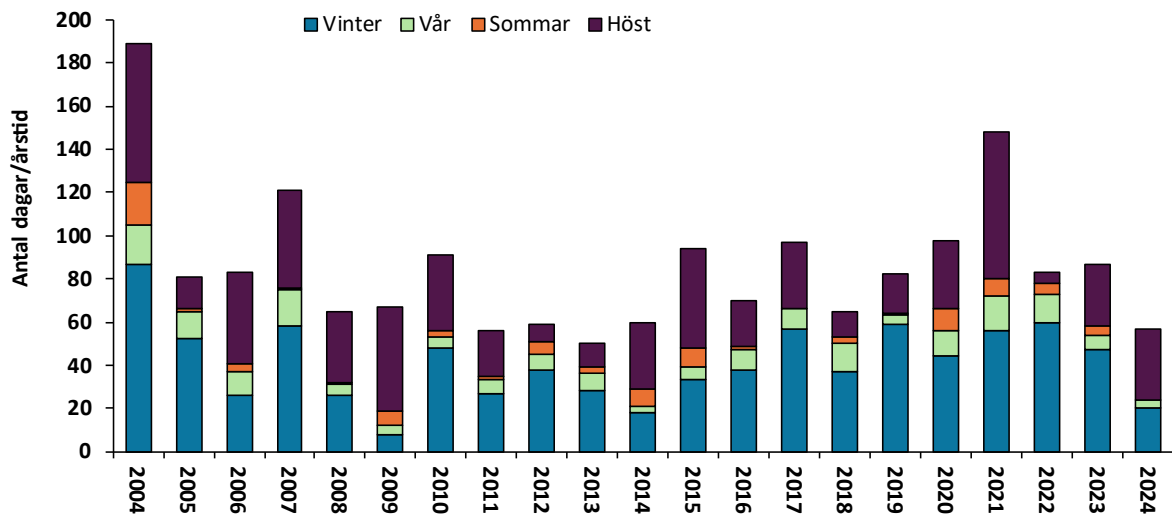
Flödets relativa förändringstakt/timme >500% vid Gullspångs KRV



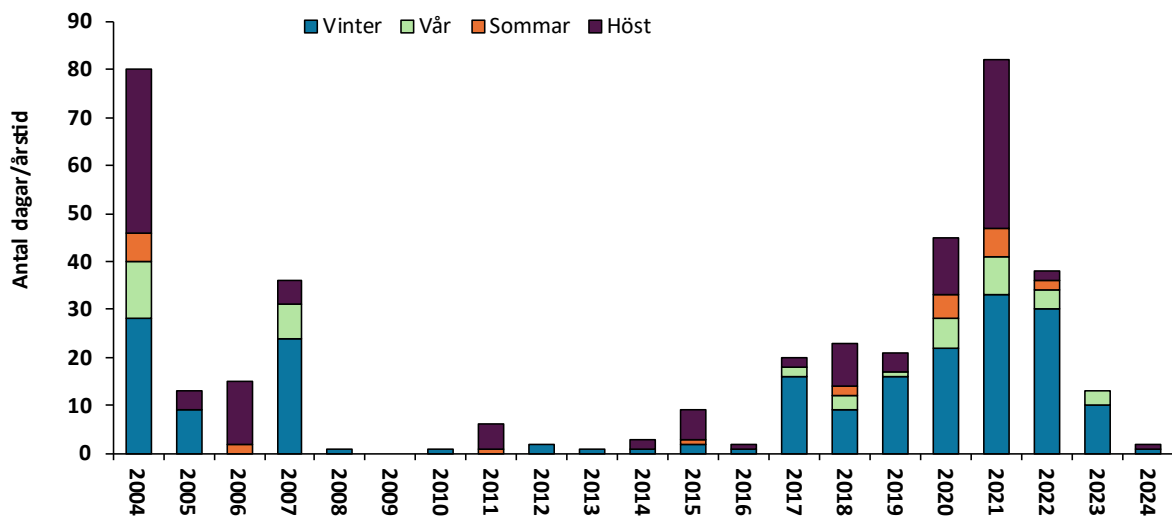
Flödets relativa förändringstakt/timme >50% vid Gullspångs KRV



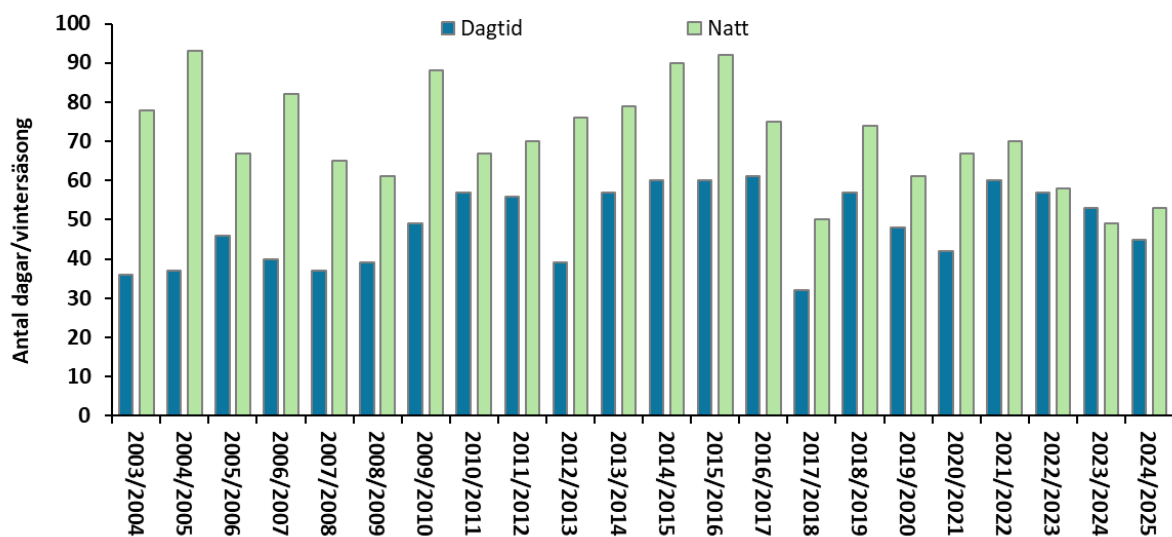
Flödets relativa förändringstakt/timme >300% vid Gullspångs KRV

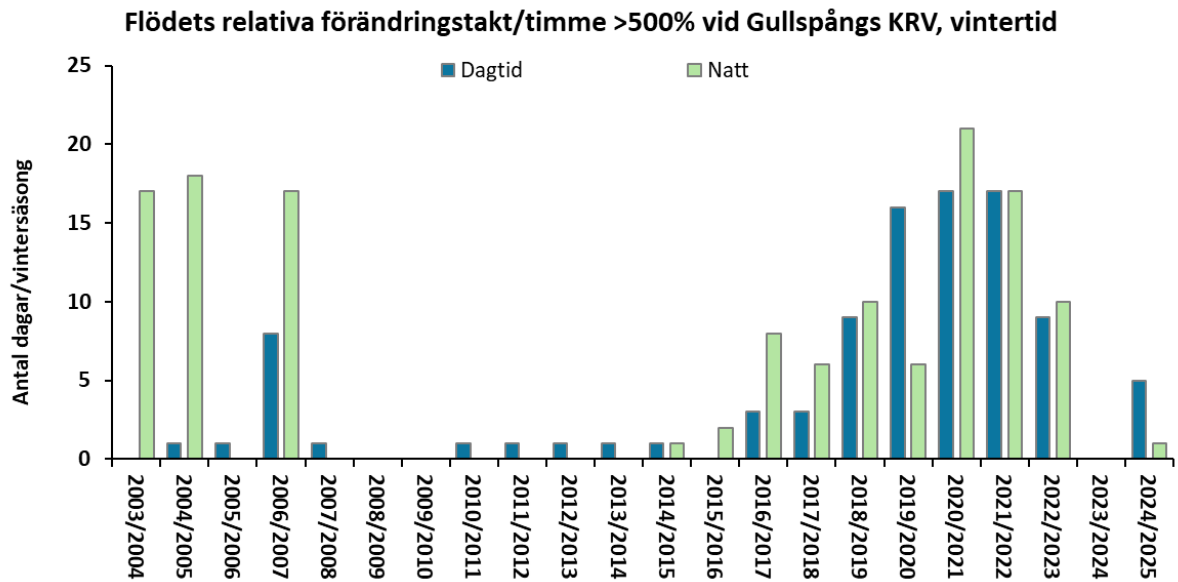
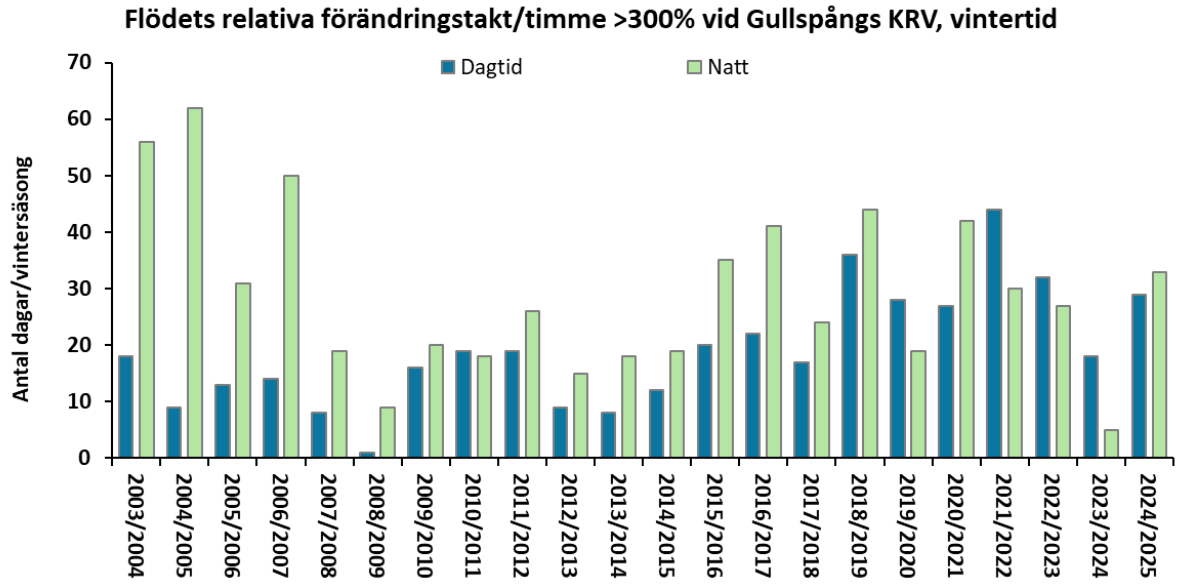


Flödets relativa förändringstakt/timme >500% vid Gullspångs KRV



Flödets relativa förändringstakt/timme >50% vid Gullspångs KRV, vintertid

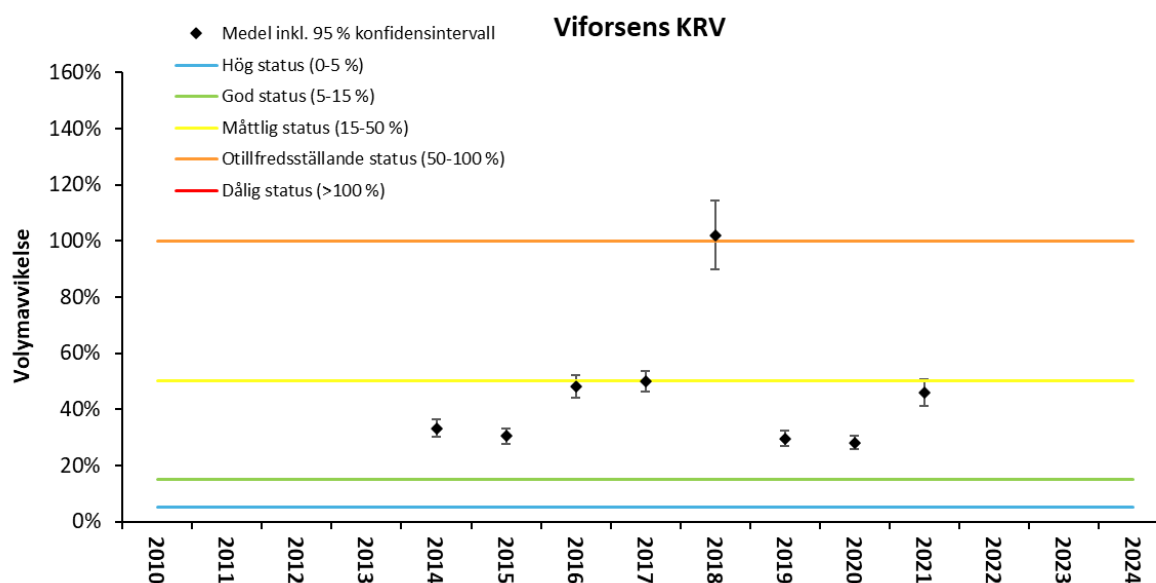
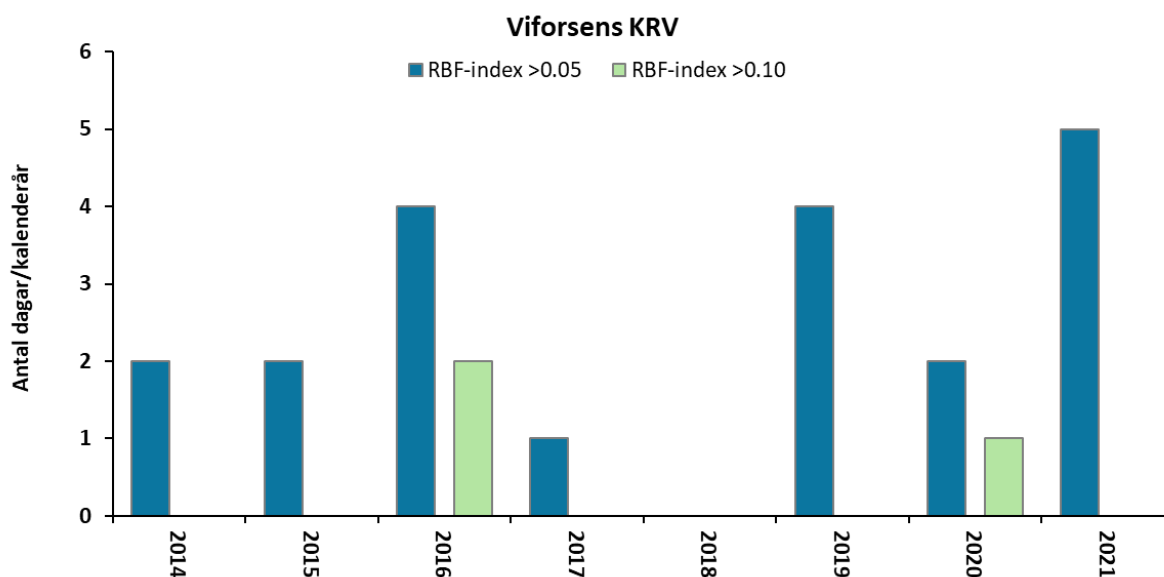




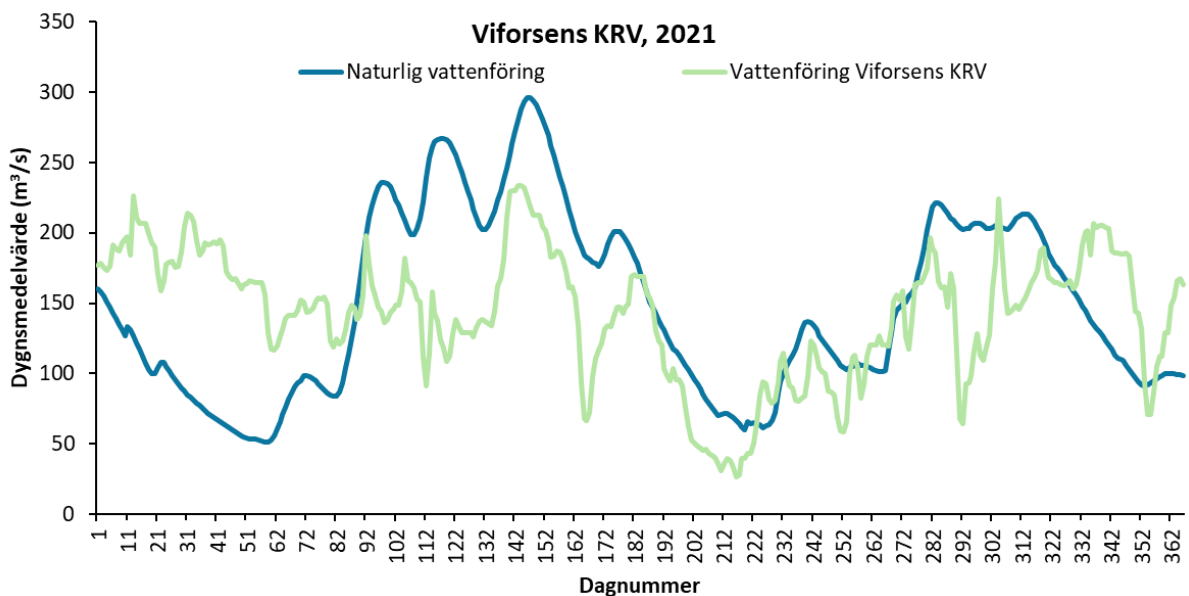
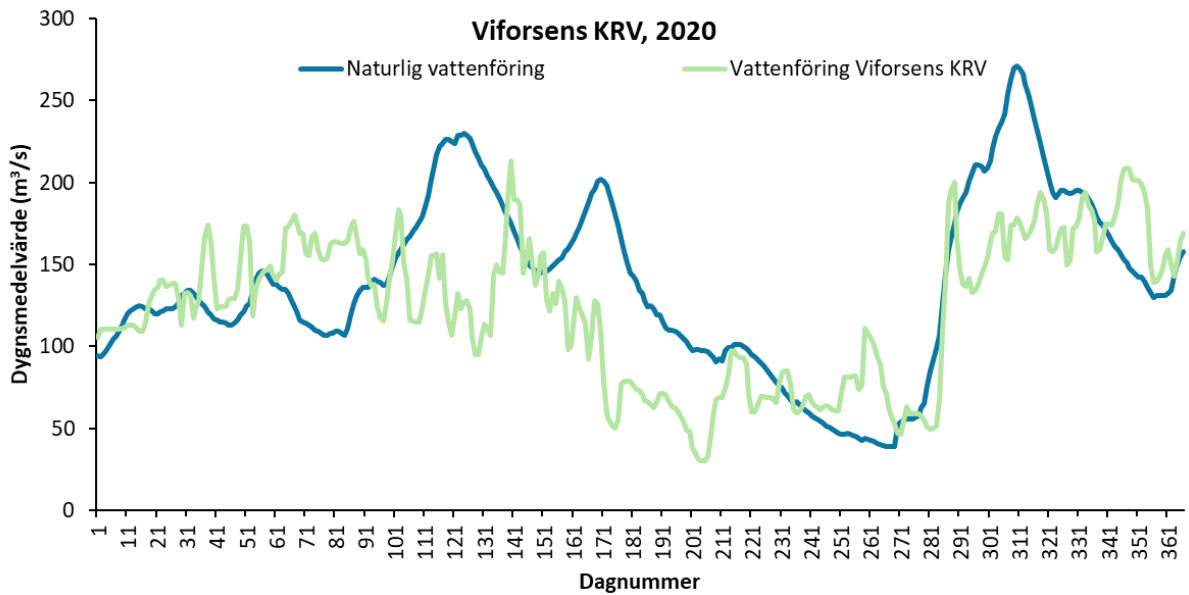
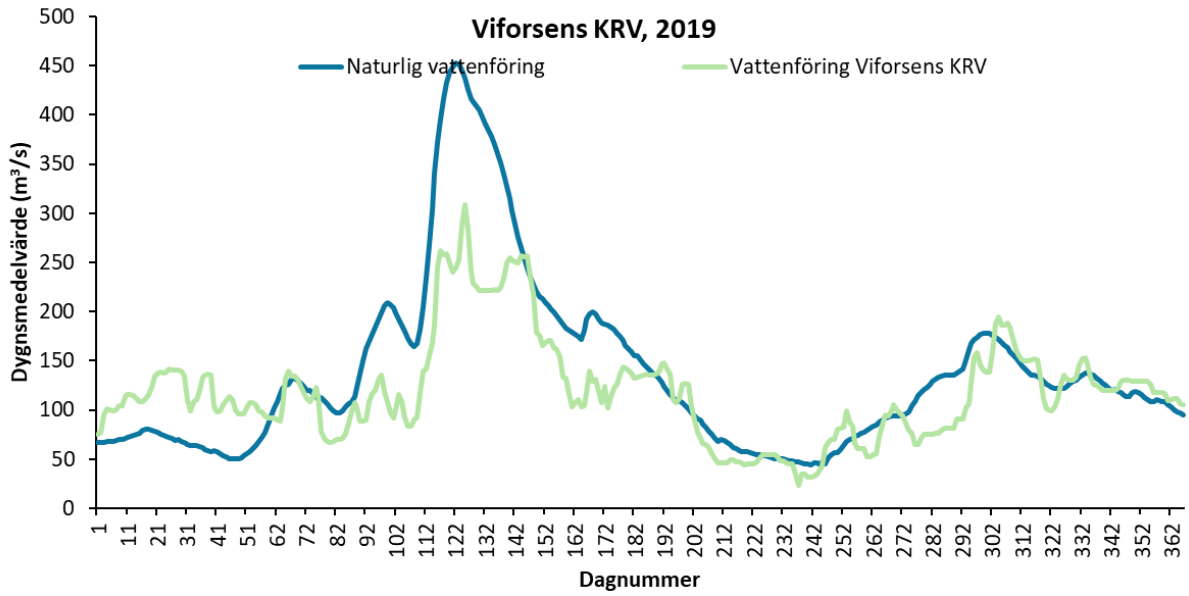
## Bilaga A4 – Viforsens kraftverk

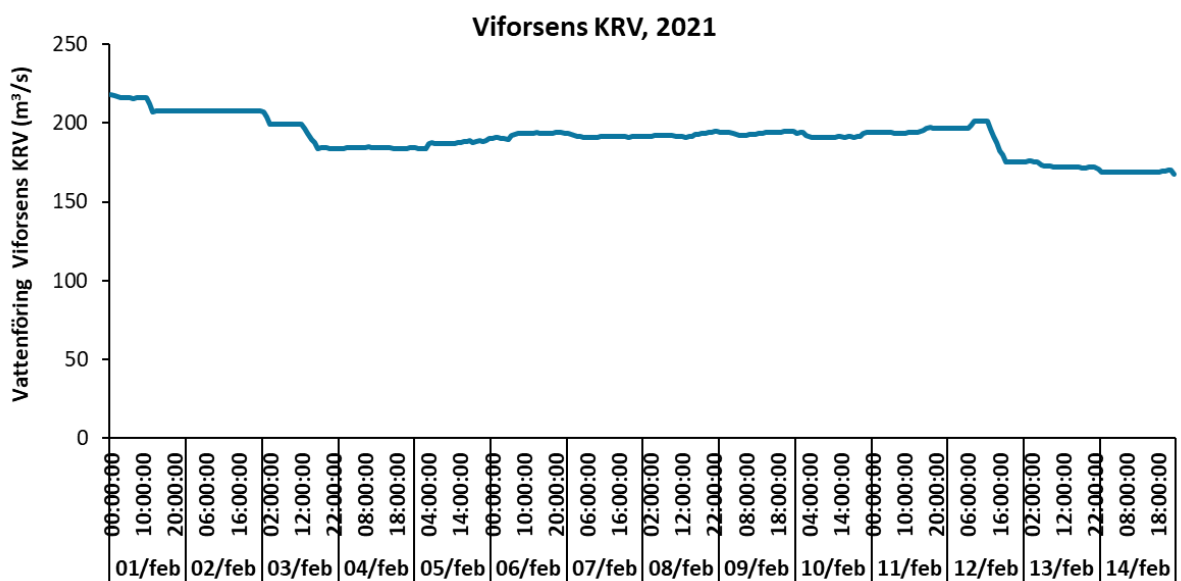
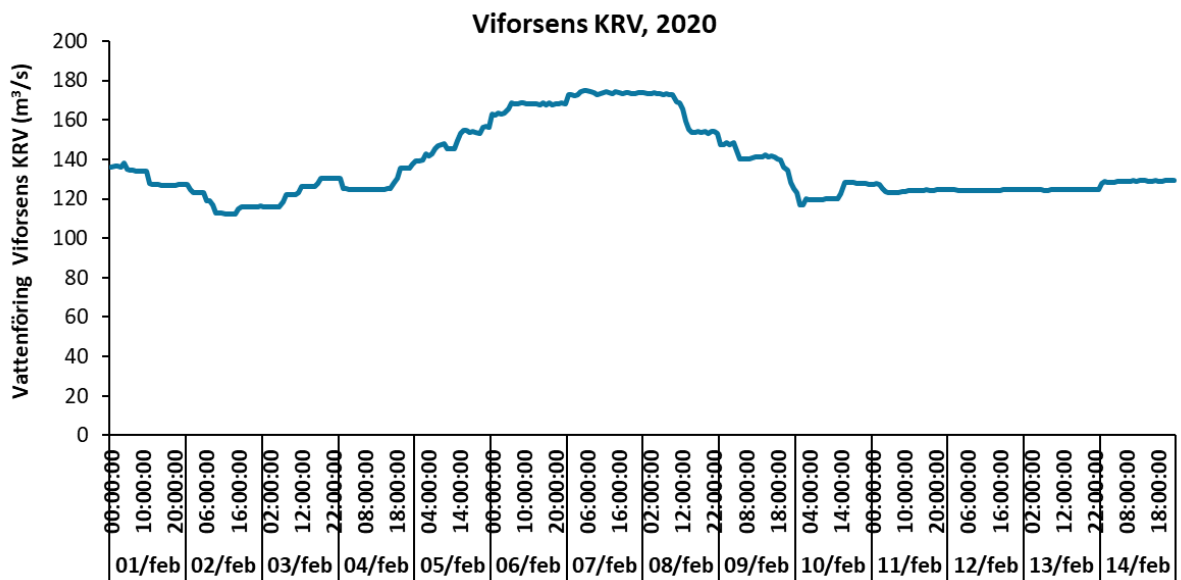
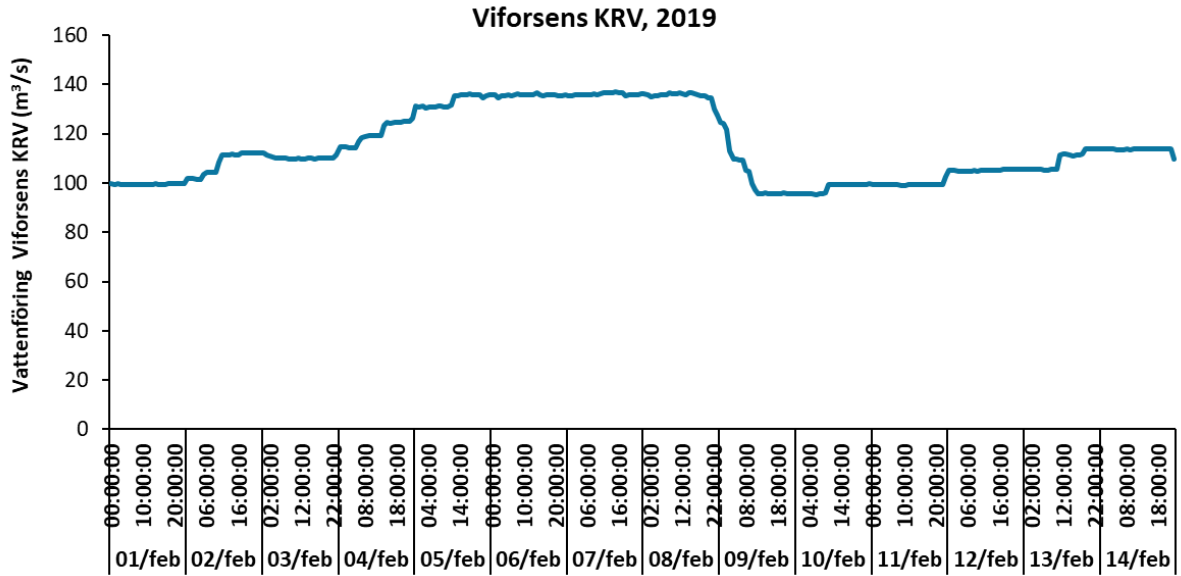
Tabell A11. Redovisning av dataunderlagets omfattning, samt årsvisa resultat avseende flödena vid Viforsens kraftverk. Perioden 2014-2021 erhöles data med en upplösning per timme.

År	Antal värden	Lägsta registrerade vattenföring (m <sup>3</sup> /s)	Högsta registrerade Vattenföring (m <sup>3</sup> /s)	Högsta sänkningstakt /timme (m <sup>3</sup> /s)	Högsta höjningstakt /timme (m <sup>3</sup> /s)
2014	8760	32,0	260	-87	76
2015	8760	0,0	312	-104	101
2016	8784	0,0	277	-54	55
2017	8760	0,0	184	-73	73
2018	8760	28,6	624	-47	23
2019	8760	0,0	313	-57	57
2020	8784	0,0	228	-75	74
2021	8760	0,0	238	-101	101

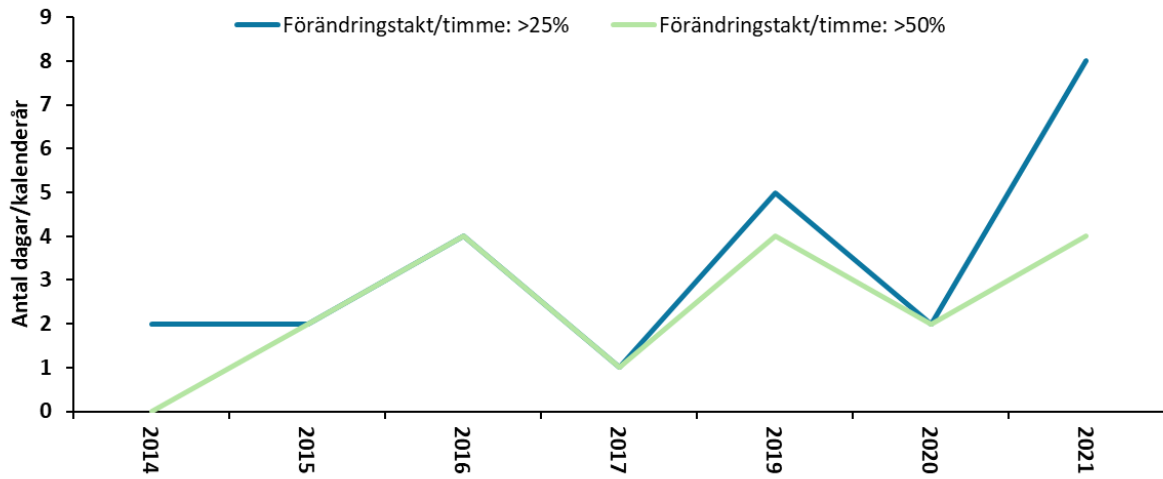


Korttidsreglering – miljöpåverkan och miljöanpassning

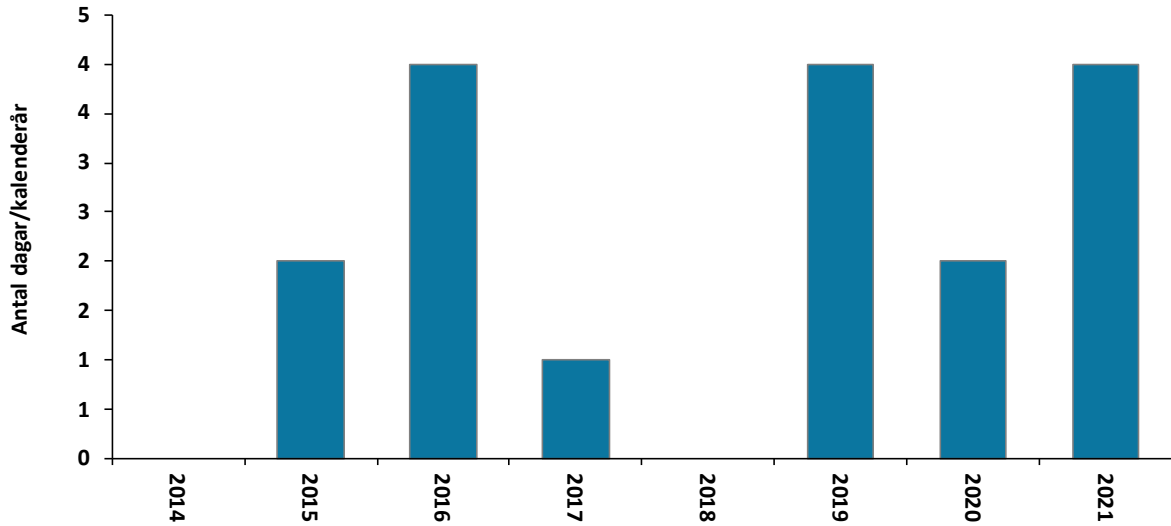




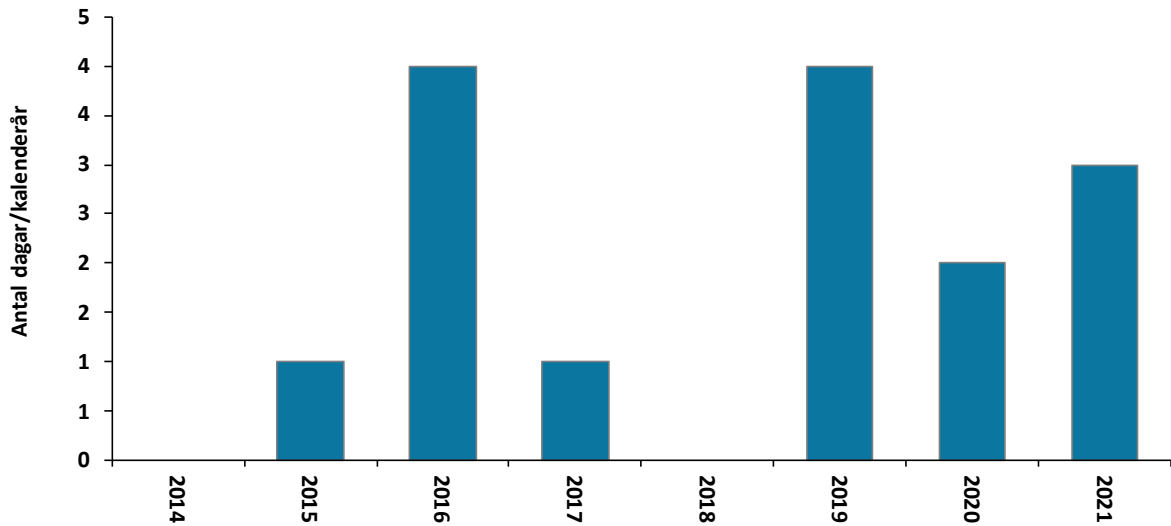
**Flödets relativa förändringstakt/timme vid Viforsens KRV**



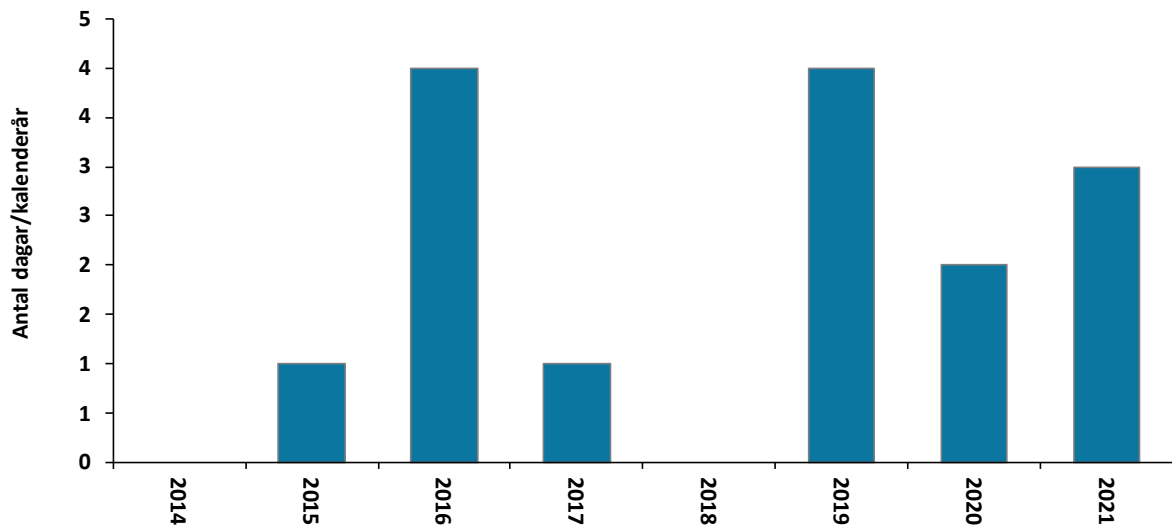
**Flödets relativa förändringstakt/timme >50% vid Viforsens KRV**



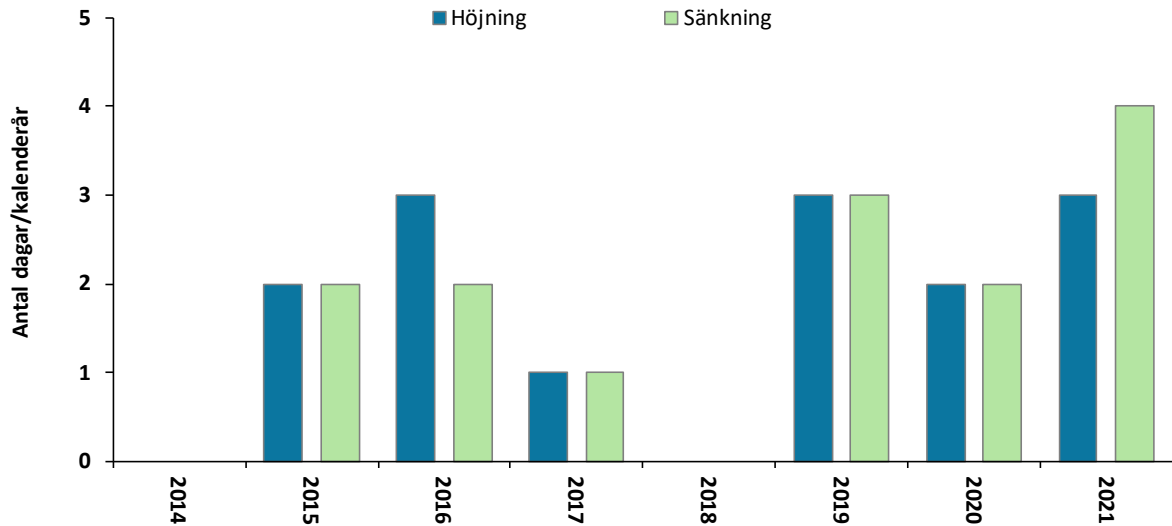
**Flödets relativa förändringstakt/timme >300% vid Viforsens KRV**



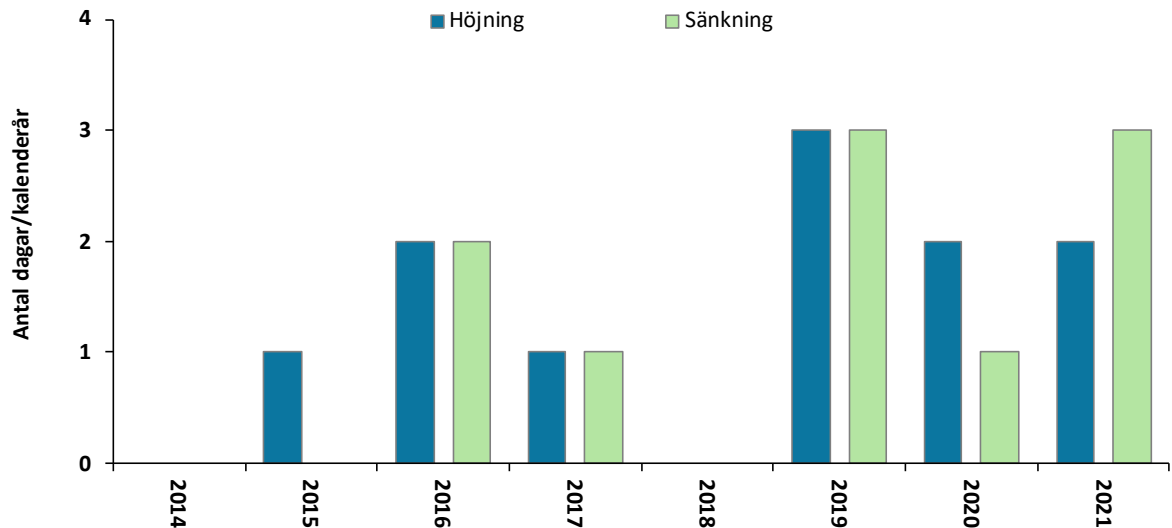
Flödets relativa förändringstakt/timme >500% vid Viforsens KRV



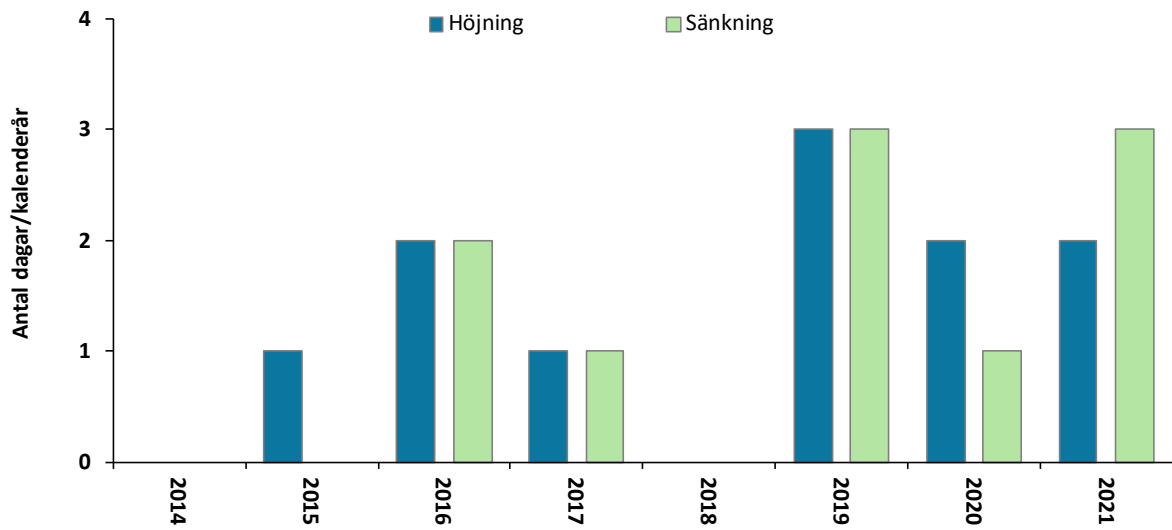
Flödets relativa förändringstakt/timme >50% vid Viforsens KRV



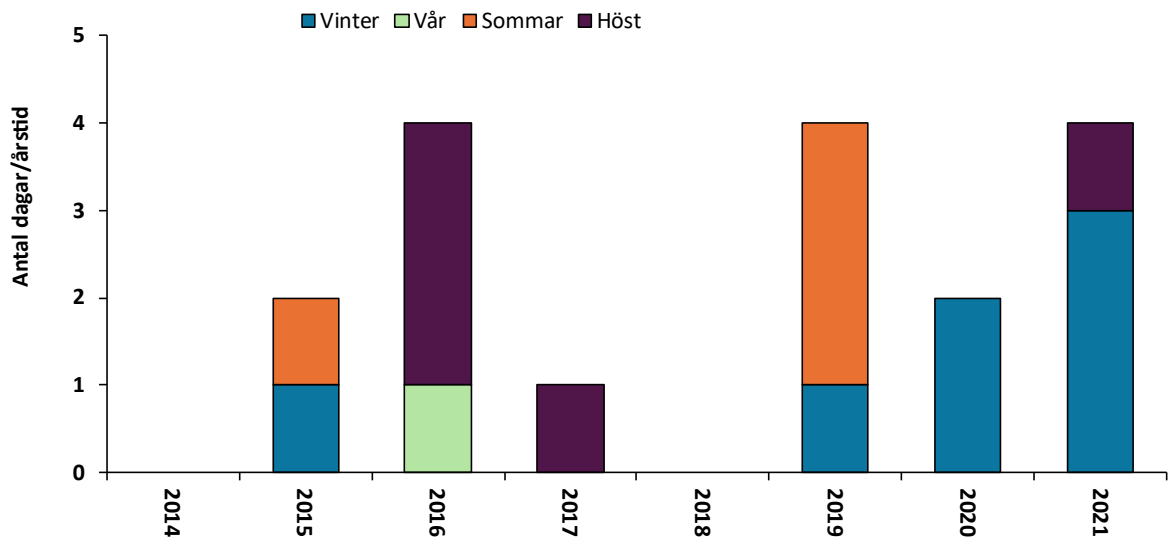
Flödets relativa förändringstakt/timme >300% vid Viforsens KRV



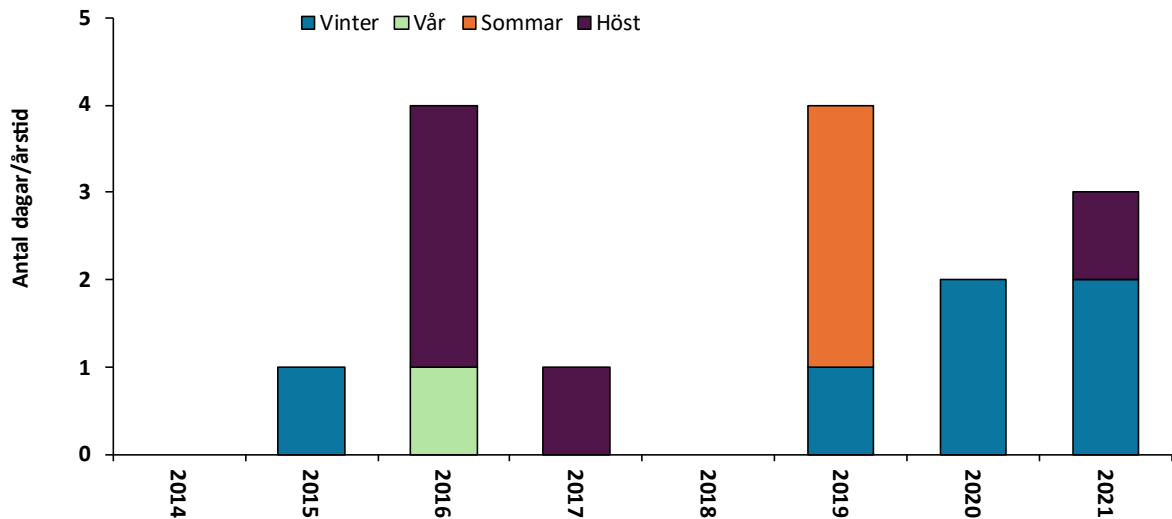
Flödets relativa förändringstakt/timme >500% vid Viforsens KRV



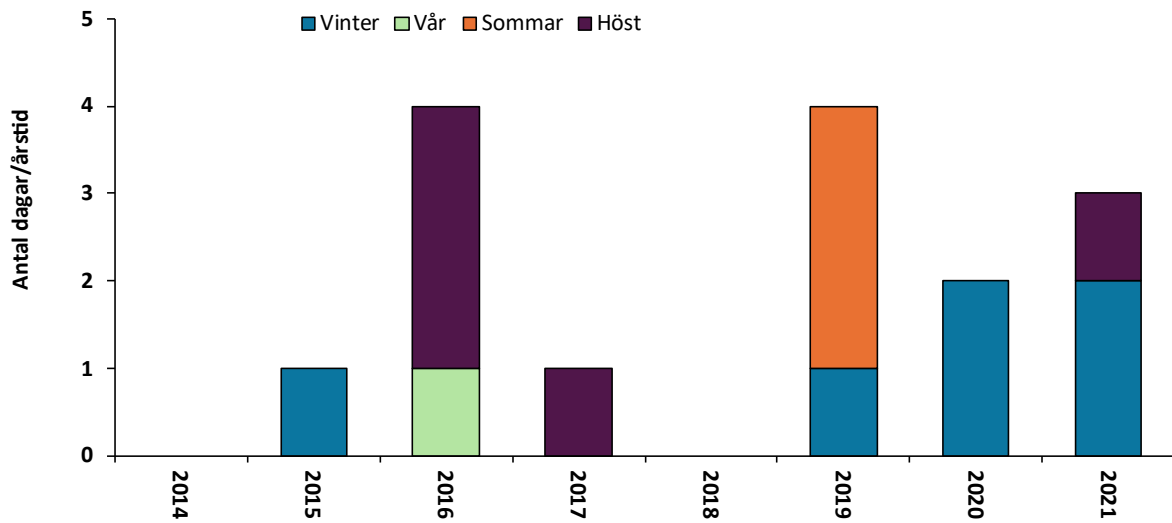
Flödets relativa förändringstakt/timme >50% vid Viforsens KRV



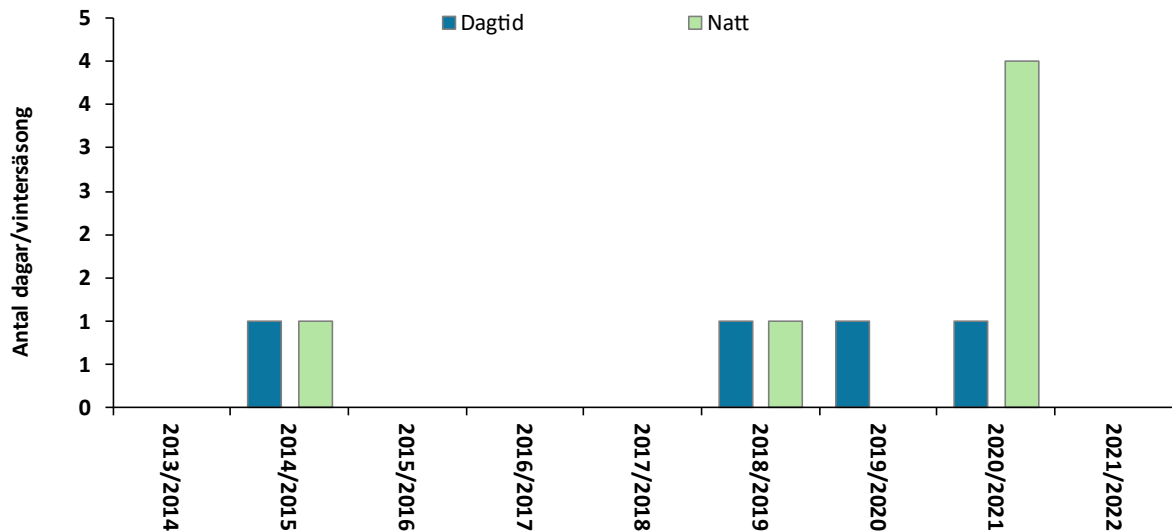
Flödets relativa förändringstakt/timme >300% vid Viforsens KRV



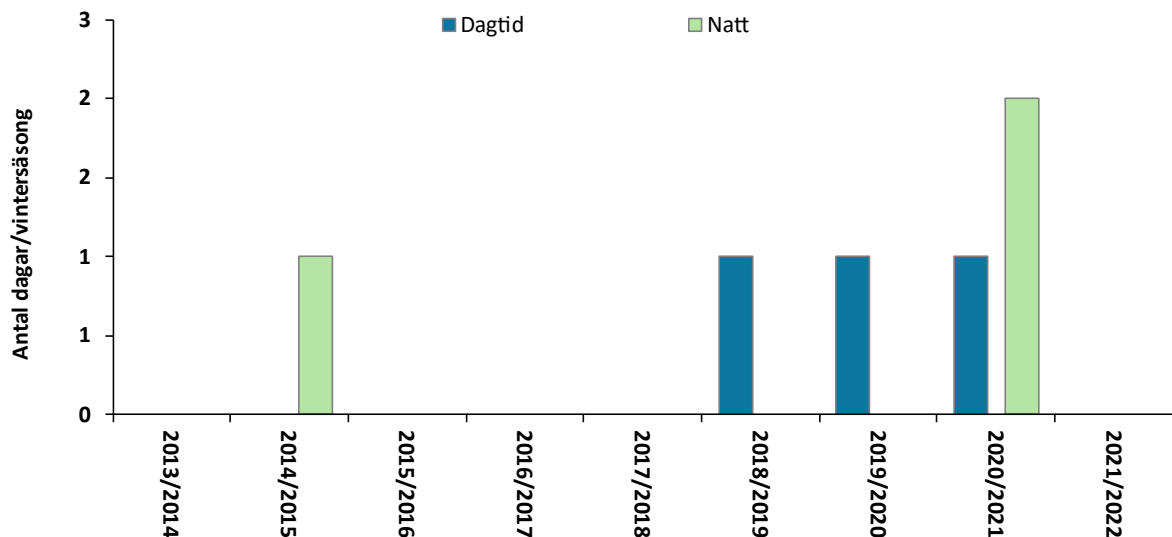
Flödets relativa förändringstakt/timme >500% vid Viforsens KRV

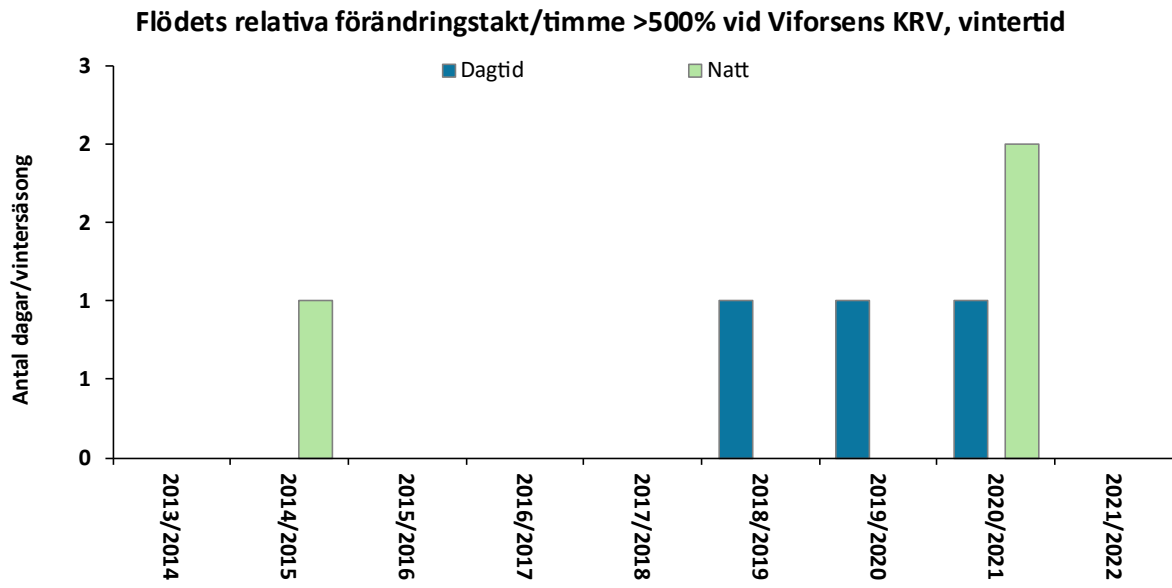


Flödets relativa förändringstakt/timme >50% vid Viforsens KRV, vintertid



Flödets relativa förändringstakt/timme >300% vid Viforsens KRV, vintertid

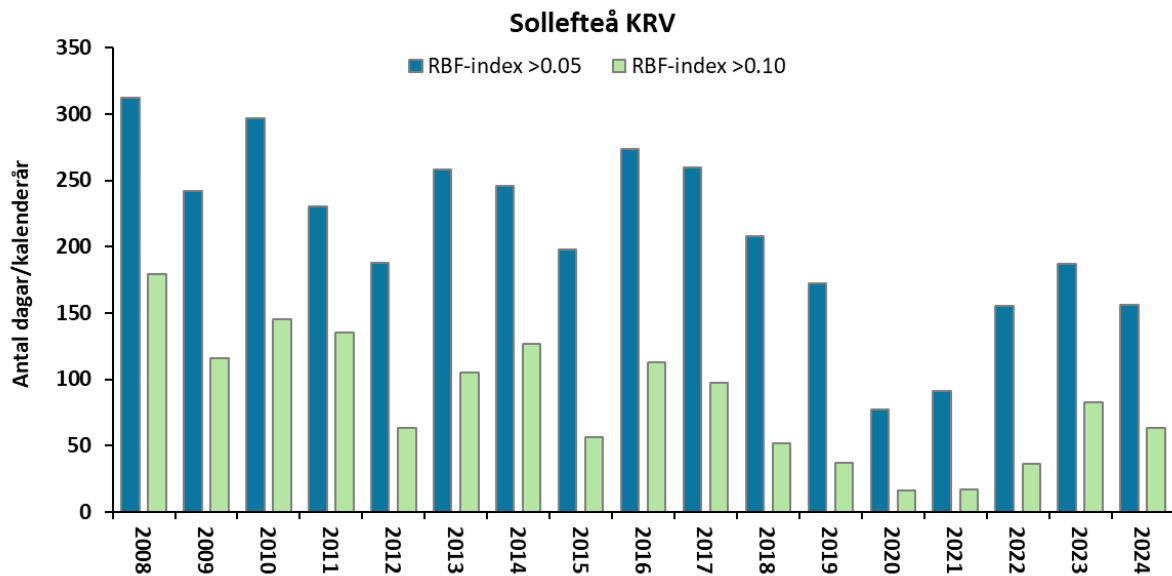


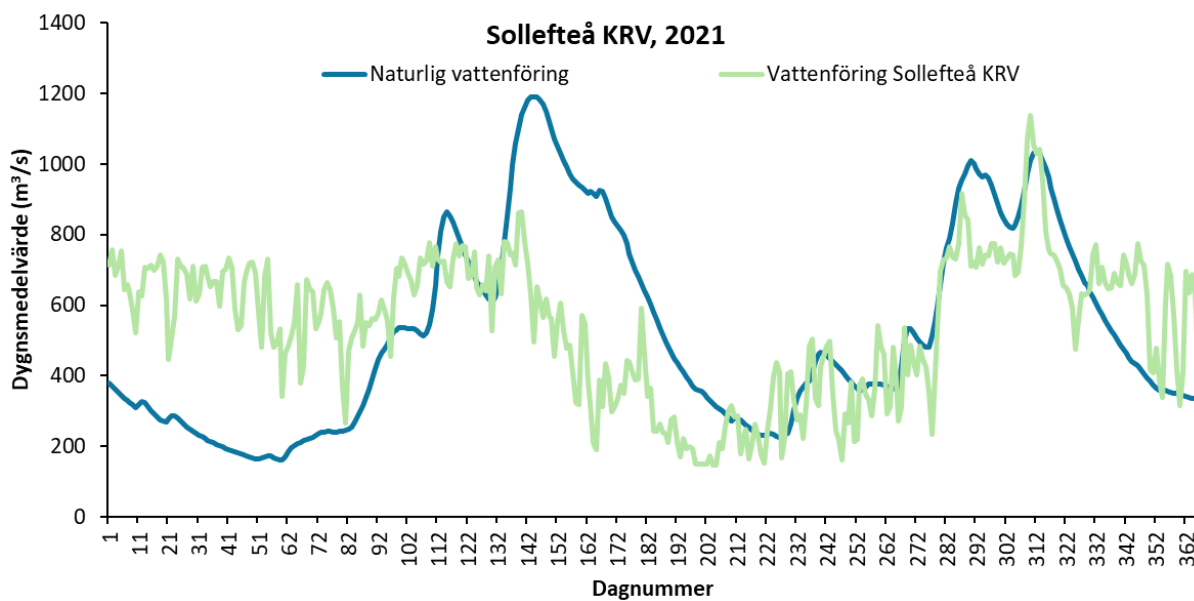
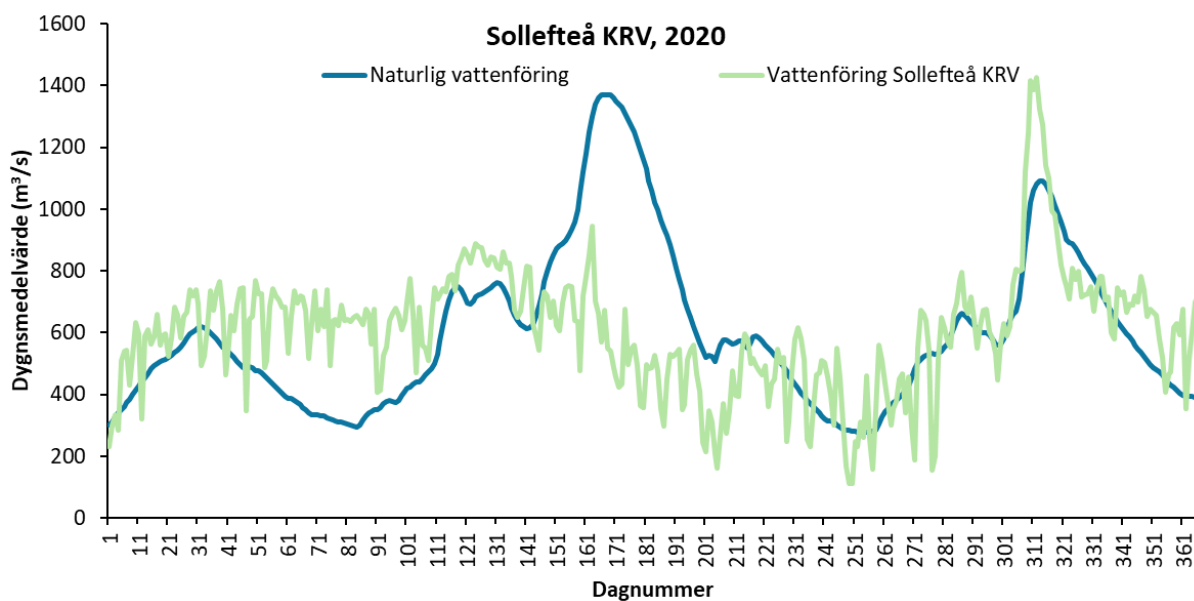
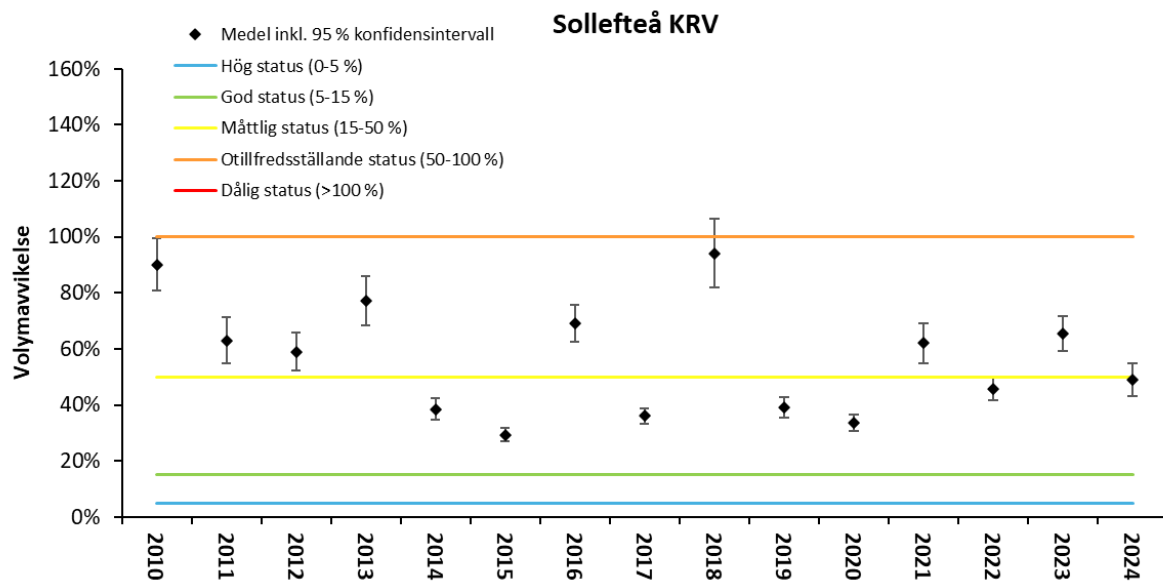


## Bilaga A5 – Sollefteå kraftverk

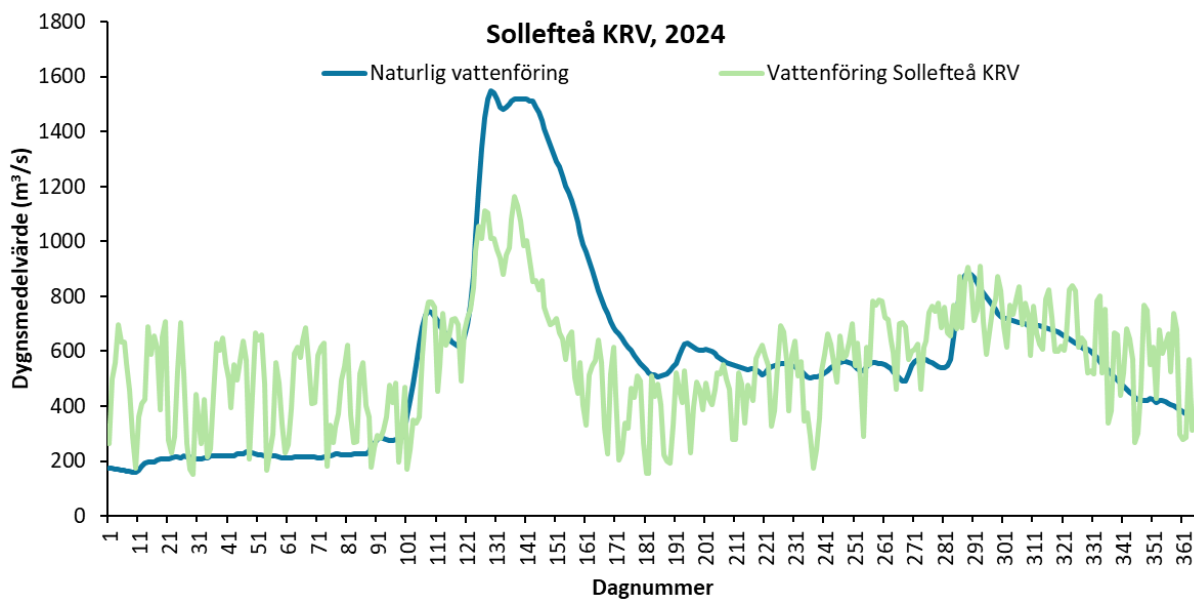
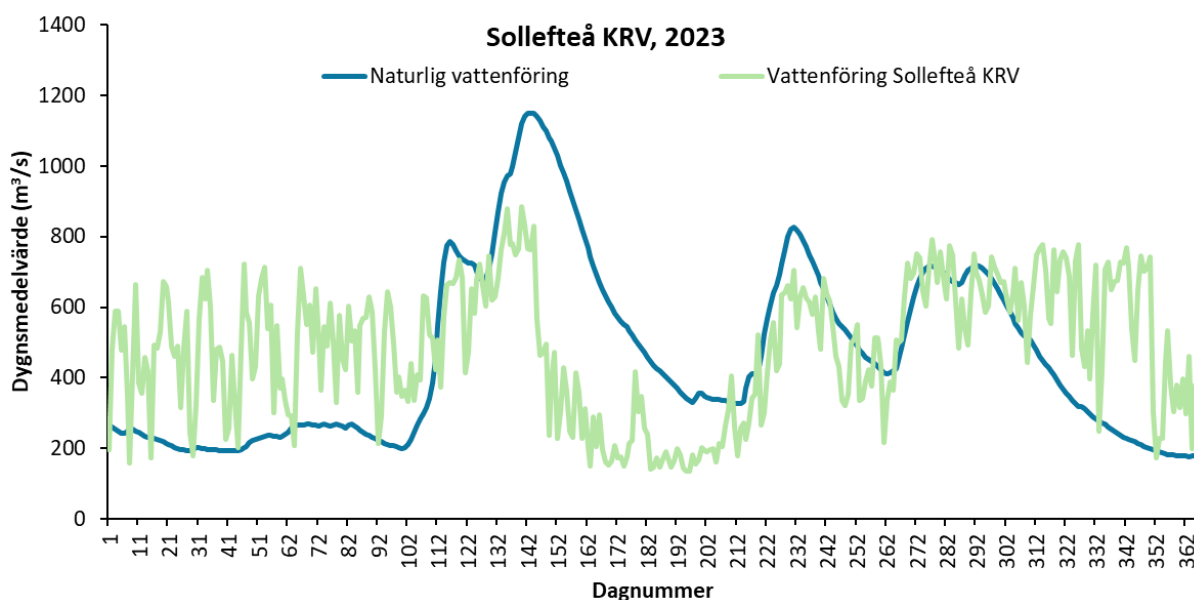
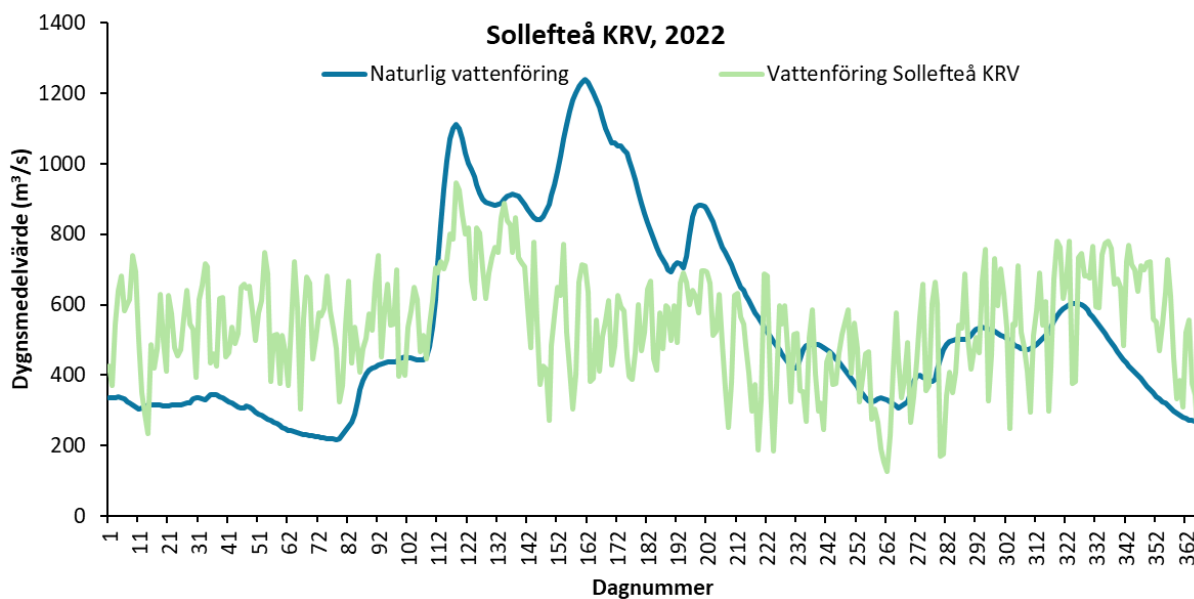
Tabell A12. Redovisning av dataunderlagets omfattning, samt årsvisa resultat avseende flödena vid Sollefteå kraftverk. Perioden 2008-2024 erhöles data med en upplösning per timme.

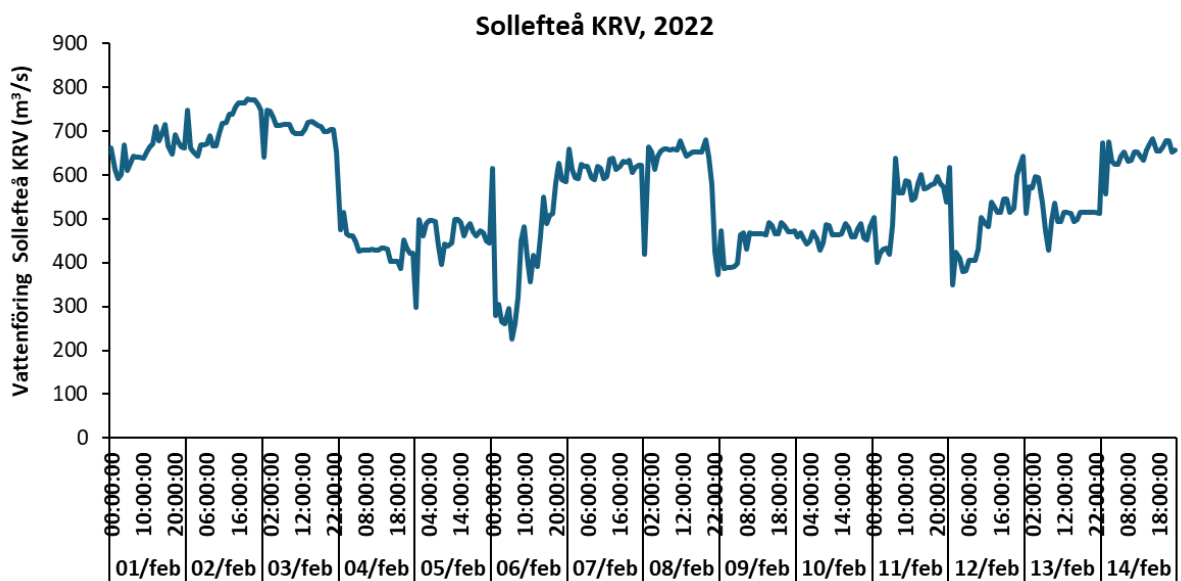
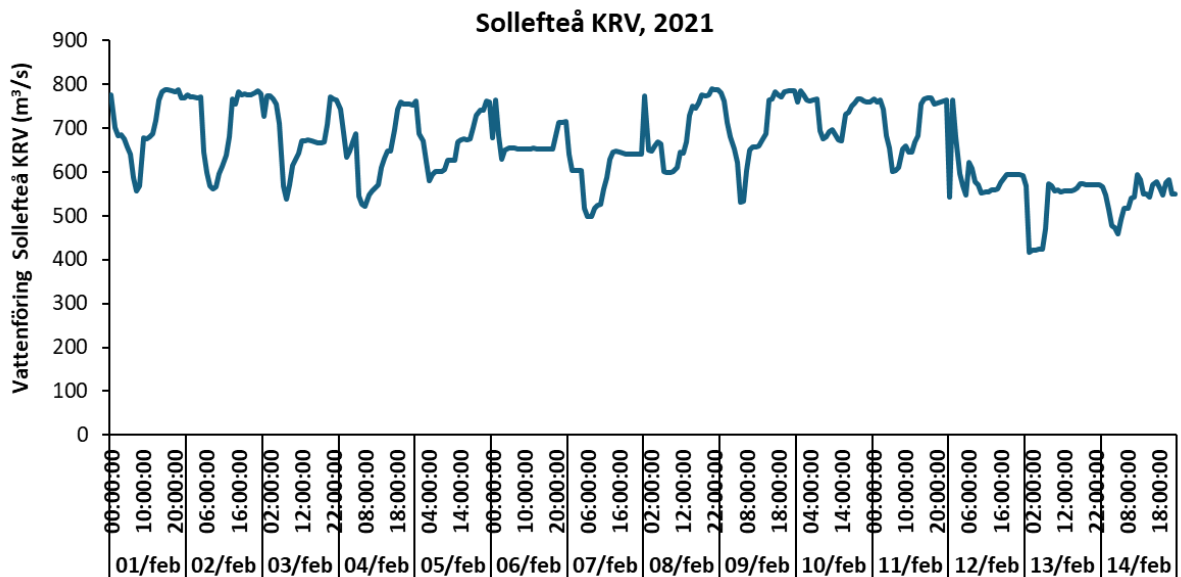
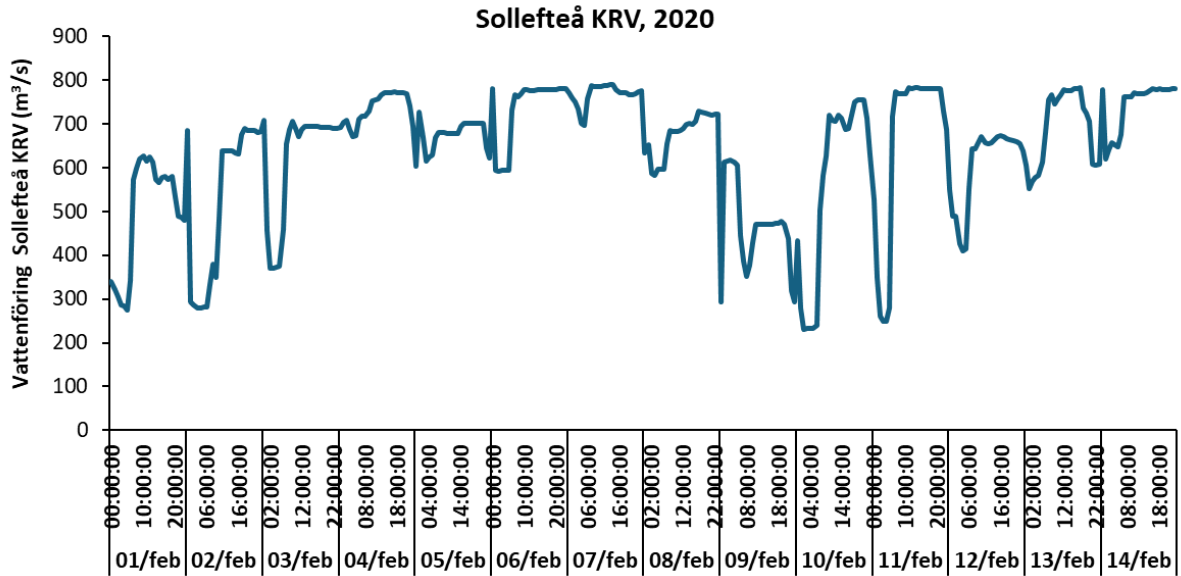
År	Antal värden	Lägsta registrerade vattenföring (m <sup>3</sup> /s)	Högsta registrerade Vattenföring (m <sup>3</sup> /s)	Högsta sänkningstakt /timme (m <sup>3</sup> /s)	Högsta höjningstakt /timme (m <sup>3</sup> /s)
2008	8785	75	1444	-279	307
2009	8760	68	1303	-279	274
2010	8760	73	1232	-296	243
2011	8760	75	1729	-252	253
2012	8784	95	1182	-258	244
2013	8760	0	1884	-307	232
2014	8760	79	1207	-233	377
2015	8760	82	1477	-262	261
2016	8784	83	993	-271	277
2017	8760	85	875	-281	302
2018	8760	83	1465	-233	240
2019	8760	78	1210	-227	223
2020	8784	83	1491	-257	252
2021	8760	90	1177	-219	188
2022	8760	75	1053	-233	213
2023	8760	84	992	-254	251
2024	8783	84	1236	-240	227

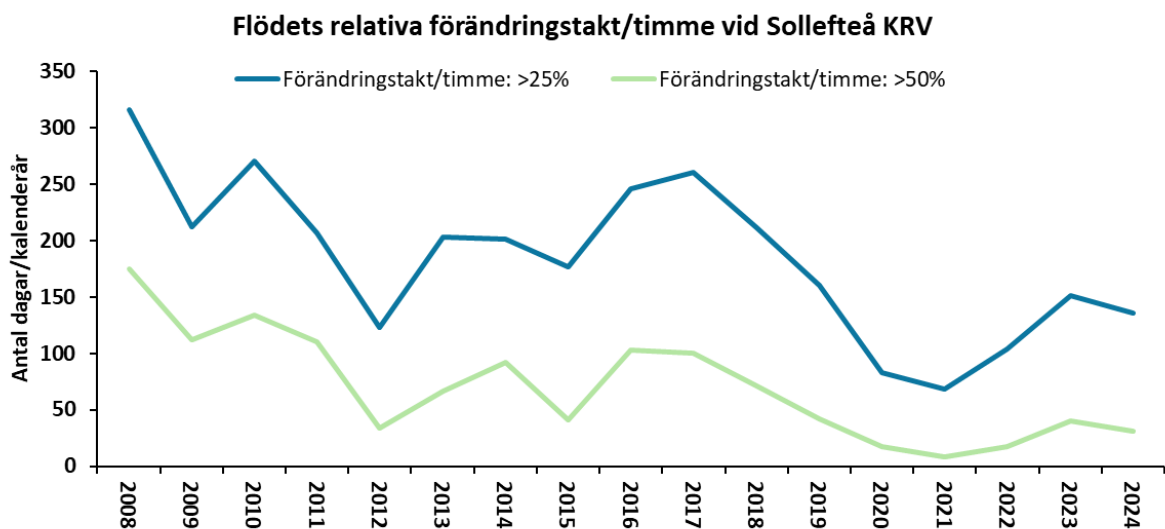
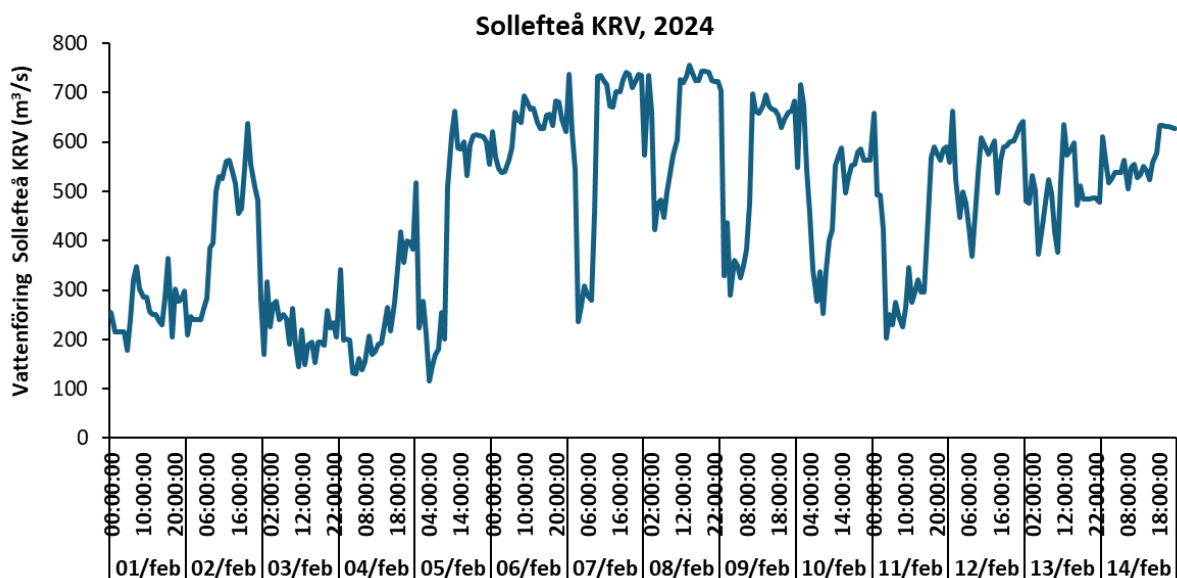
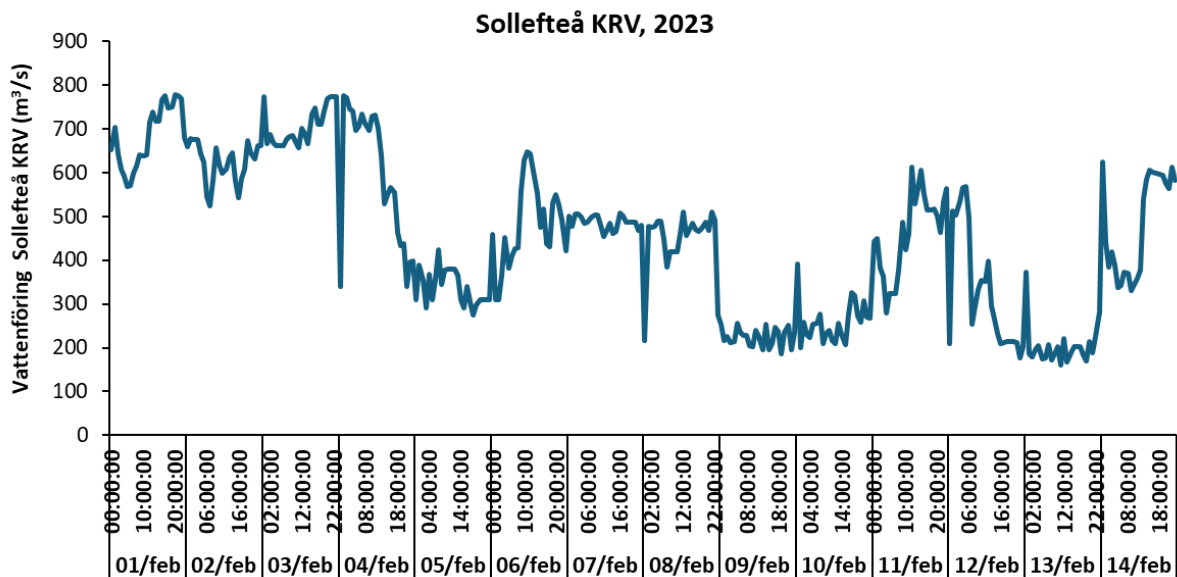




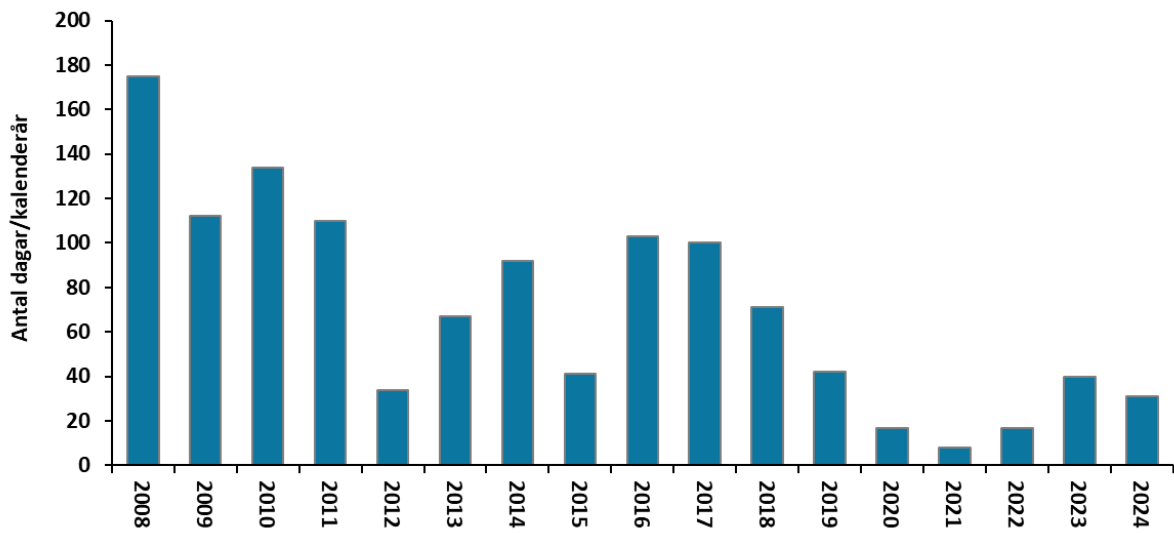
# Korttidsreglering – miljöpåverkan och miljöanpassning



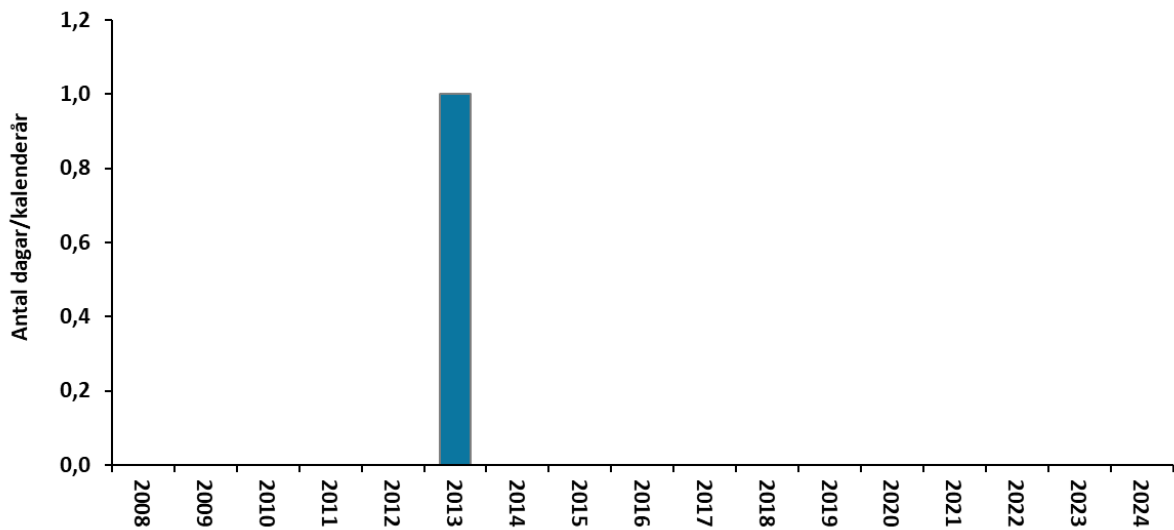




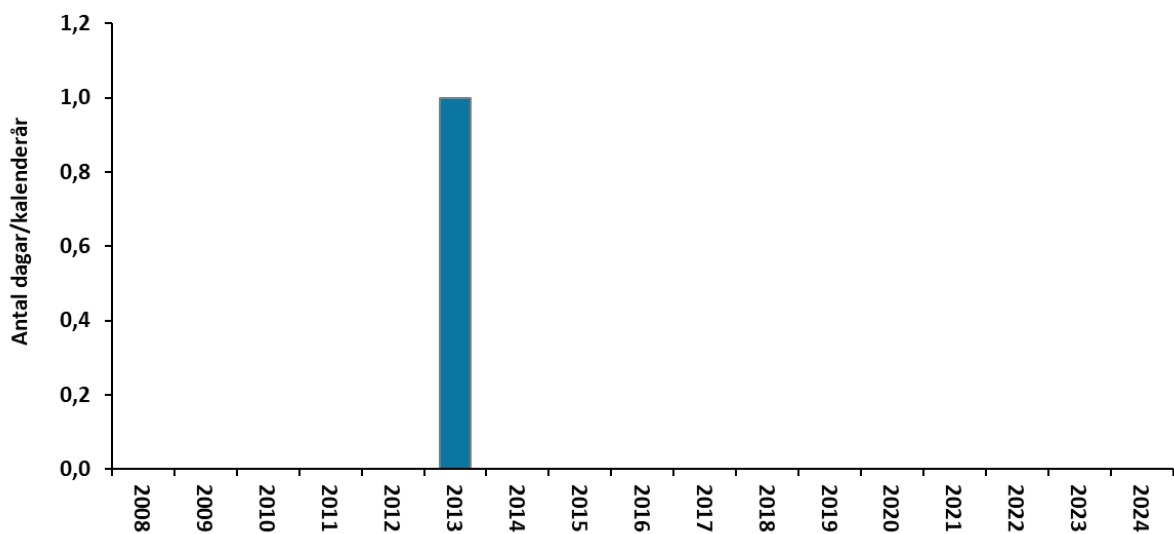
Flödets relativa förändringstakt/timme >50% vid Sollefteå KRV



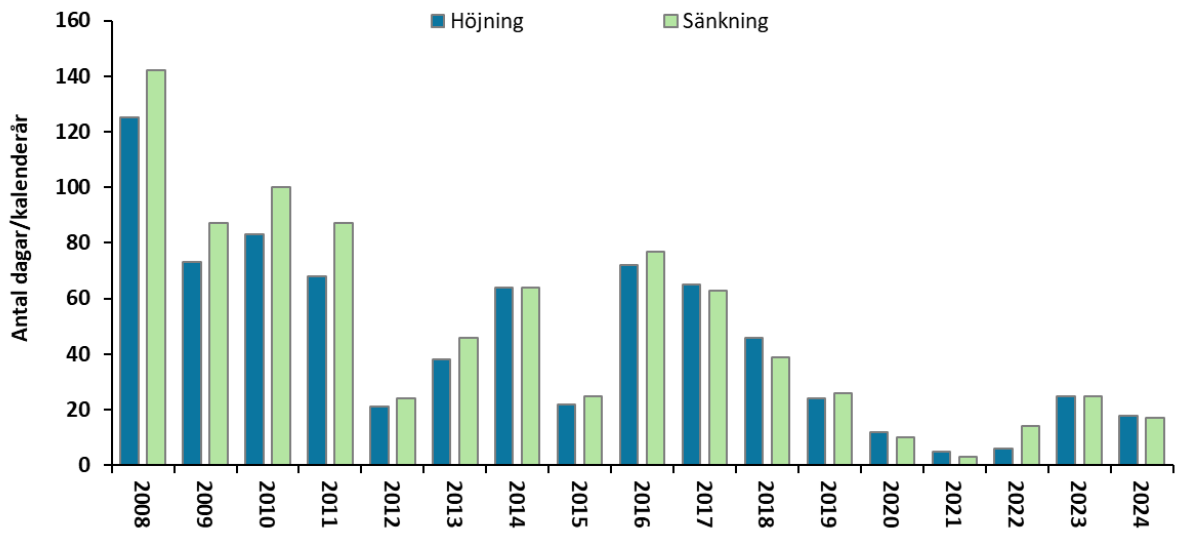
Flödets relativa förändringstakt/timme >300% vid Sollefteå KRV



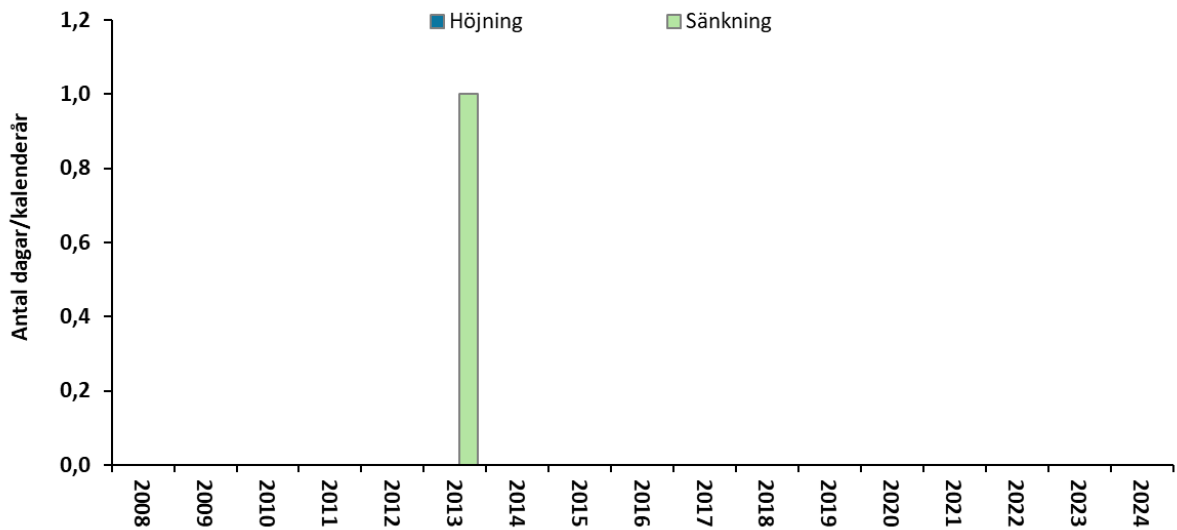
Flödets relativa förändringstakt/timme >500% vid Sollefteå KRV



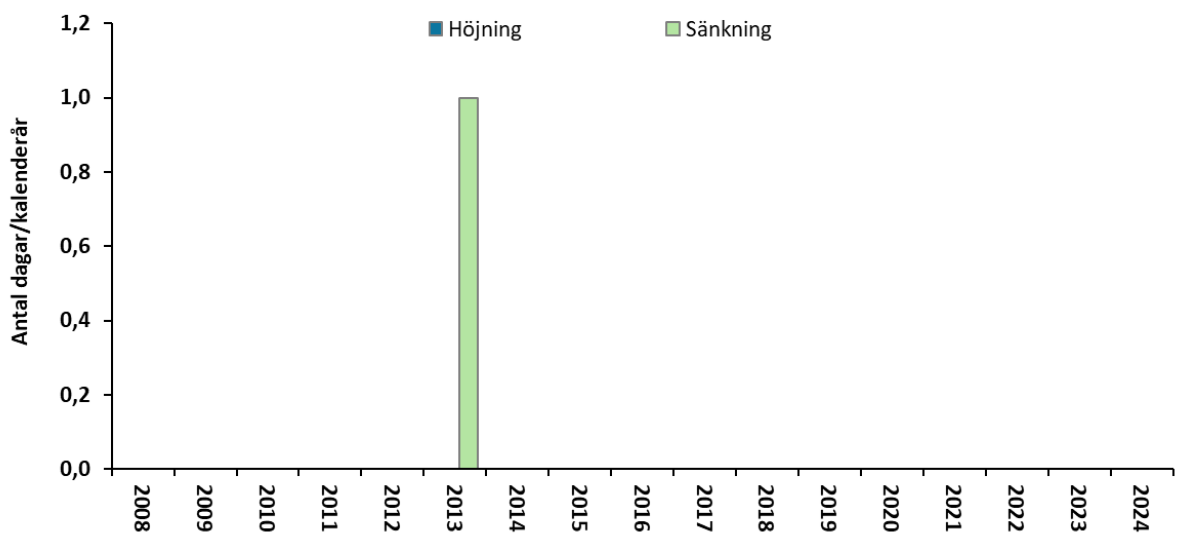
**Flödets relativa förändringstakt/timme >50% vid Sollefteå KRV**



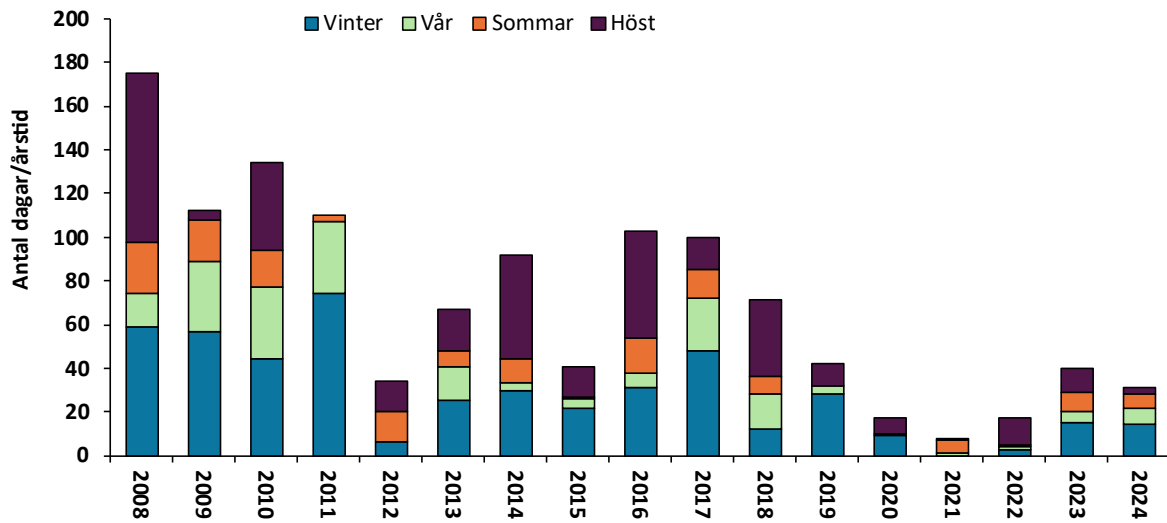
**Flödets relativa förändringstakt/timme >300% vid Sollefteå KRV**



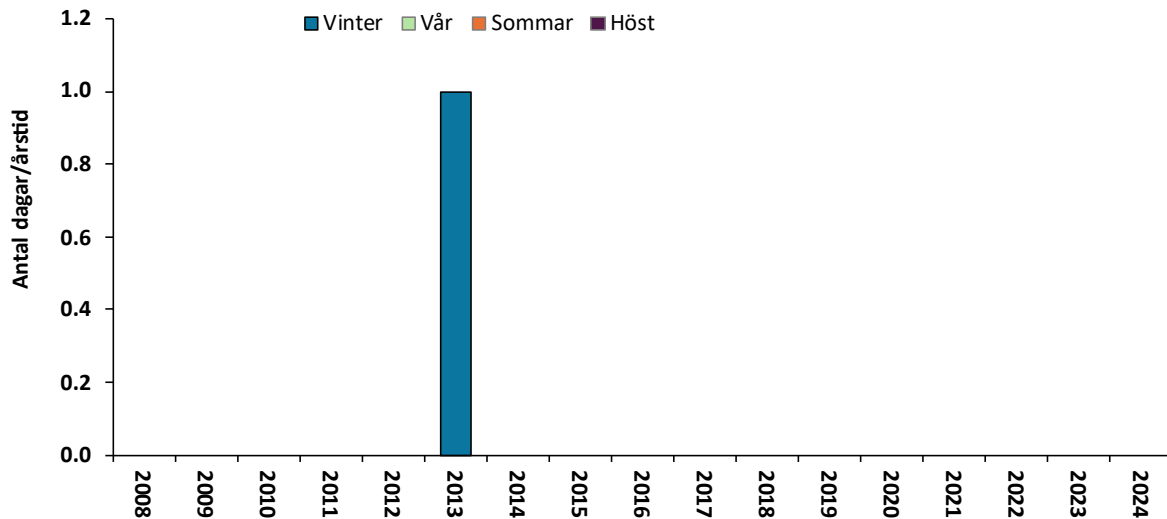
**Flödets relativa förändringstakt/timme >500% vid Sollefteå KRV**



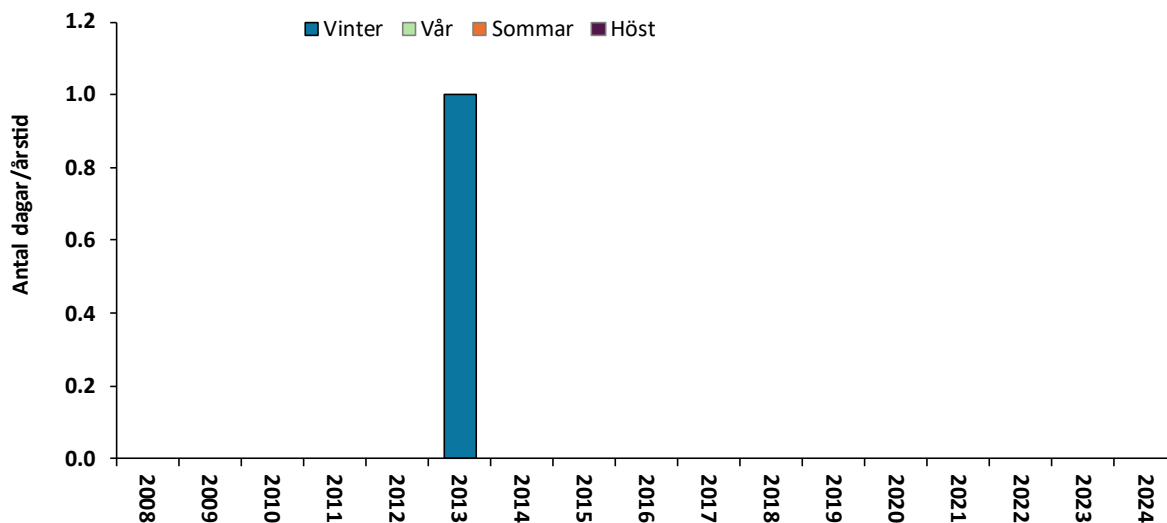
Flödets relativa förändringstakt/timme >50% vid Sollefteå KRV



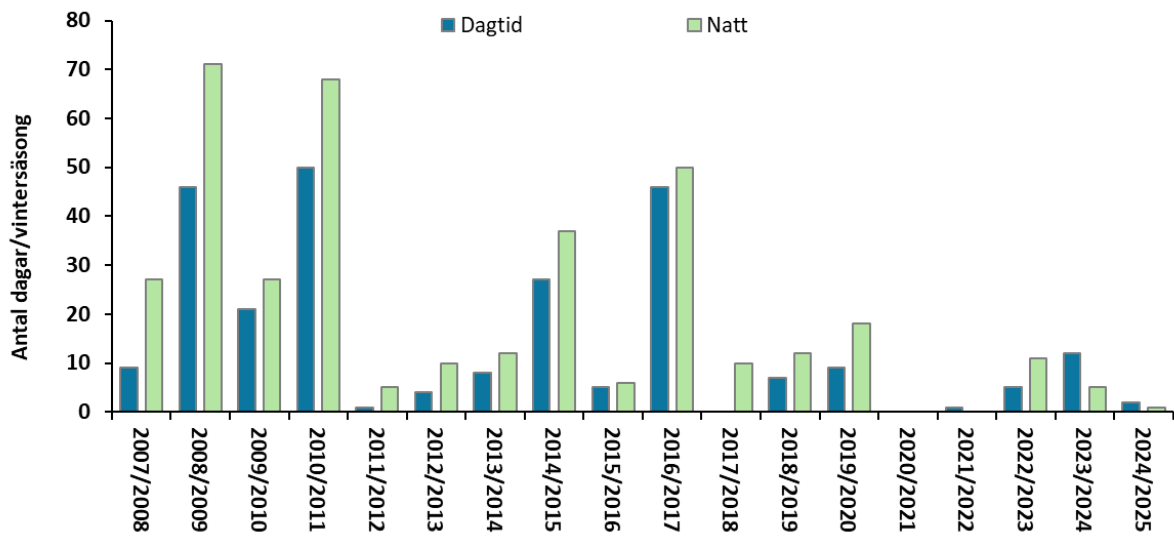
Flödets relativa förändringstakt/timme >300% vid Sollefteå KRV



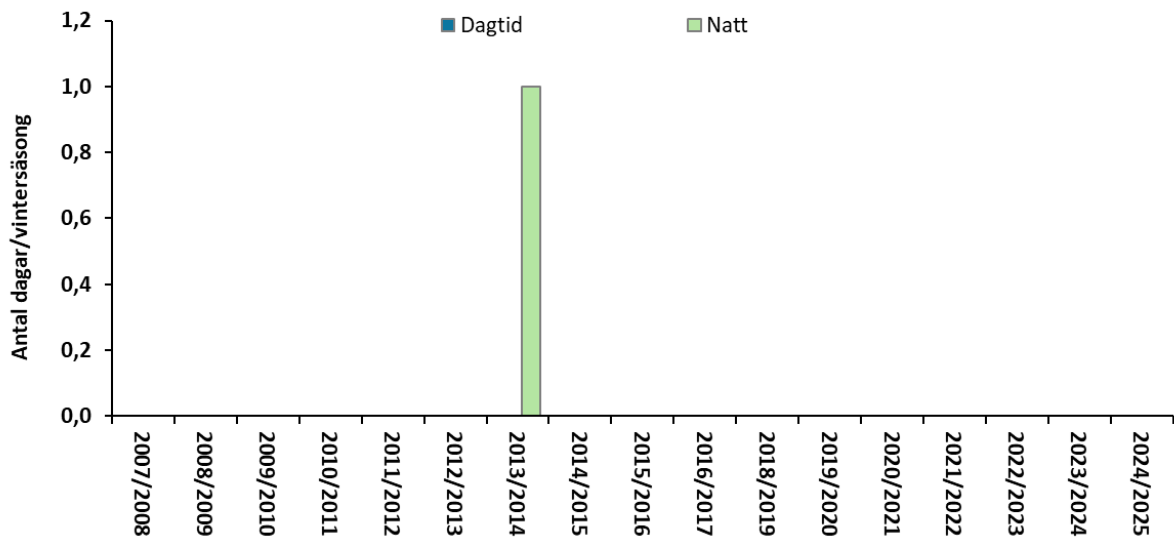
Flödets relativa förändringstakt/timme >500% vid Sollefteå KRV



Flödets relativa förändringstakt/timme >50% vid Sollefteå KRV, vintertid



Flödets relativa förändringstakt/timme >300% vid Sollefteå KRV, vintertid



Flödets relativa förändringstakt/timme >500% vid Sollefteå KRV, vintertid

