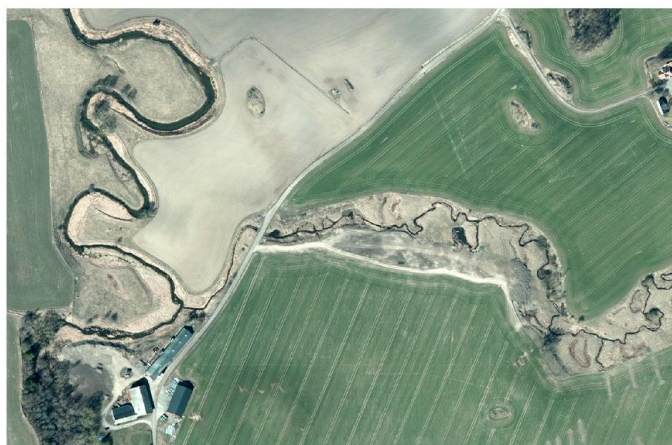
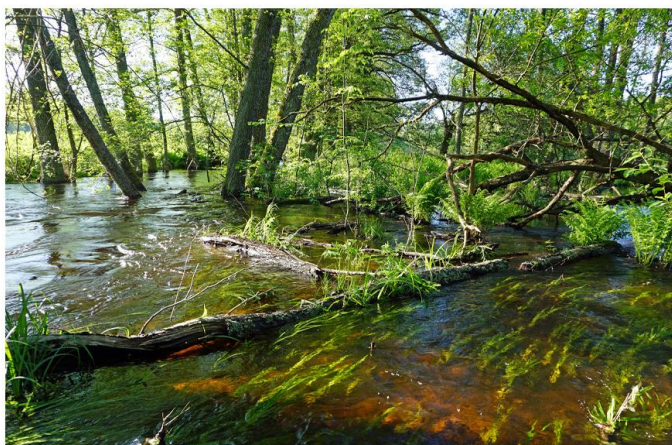



Restaurering av transportbegränsade vattendrag – en introduktion





Restaurering av transportbegränsade vattendrag - en introduktion 2022-09-07

Författare	Peter Gustafsson & Mathias Ibbe
Version	20220907
Kontaktperson	Mathias Ibbe
Foto framsida	Mathias Ibbe
Kartmaterial	© Lantmäteriet Geodatasamverkan – Ortofoto (WMS-tjänst)
ISBN	978-91-89339-47-7
Rapportnummer	2022:9
Upplaga	300
Användningsrestriktioner	Bilder märkta Streams & Lakes Consulting AB eller Mathias Ibbe är licenserade under CC BY-NC-ND 4.0. För att se licenstexten gå till http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/. Licensen innebär att du har rätt att dela och använda bilderna i icke kommersiella sammanhang förutsatt att upphovsman erkänns. 

© Länsstyrelsen Östergötland 2022

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

Länsstyrelsen Östergötland
Östgötagatan 3, 581 86 Linköping
Växel: 010-223 50 00
E-post: ostergotland@lansstyrelsen.se

lansstyrelsen.se/ostergotland

Förord

Rapporten har tagits fram av Länsstyrelsen Östergötland på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Innehållet bygger på nationell och internationell kunskap inom fluvial geomorfologi och vattendragsrestaurering. Vi har tagit avstamp i det tidigare arbetet med att utveckla metoden biotopkartering av vattendrag, med målet att här föreslå åtgärder som leder till förbättrad hydromorfologisk status och därmed mer och bättre livsmiljöer för djur och växter.

Min förhoppning är att rapporten ska ge en god introduktion till vattendragsrestaurering, särskilt avseende transportbegränsade vattendrag, oavsett vilken roll du har i ett restaureringsprojekt. Här har vi fokus på att återställa naturliga processer och biotoper, rapporten saknar i stort sett bilder och texter om fiskar och andra vattenvarer. Detta i kombination med begrepp och ord som hör till fluvial geomorfologi och hydromorfologi kan innebära en viss tröskel för den oinvigde. Förhoppningsvis är belöningen genom ökad insikt och kunskap desto större när tröskeln väl är passerad. Att försöka förstå varför ett vattendrag har ett visst utseende, vilka processer som format det, människans roll och vilken utveckling som pågår är ofta klurigt men mycket spännande.

Rapporten har tagits fram som underlag i arbetet med en nationell restaureringsstrategi och webbaserad kunskapsportal som drivs av Havs- och vattenmyndigheten. Den är tänkt som ett komplement till övrig svensk litteratur på området, till exempel manualen Fysisk restaurering av akvatiska miljöer som nyligen publicerats inom projektet GRIP on LIFE.

Jag vill slutligen tacka Havs- och vattenmyndigheten för förtroendet att ta fram rapporten. Särskilt Mårten Gustafsson som varit beställare och bollplank och Erik Årnfelt, idéspruta och initiativtagare. Även Christina Lindhagen och Katarina Vartia (Havs- och vattenmyndigheten), Joacim Näslund (SLU Aqua), Linnéa Carlzon (Länsstyrelsen Östergötland) och Per Saarinen Claesson (Naturcentrum) har bidragit med synpunkter på rapporten.

Huvudförfattare för rapporten är Peter Gustafsson på Streams & Lakes Consulting AB. Jag är medförfattare och har bidragit med synpunkter, text och glada tillrop. Vi ansvarar tillsammans för innehållet i rapporten.

Linköping, september 2022

Mathias Ibbe
Länsstyrelsen Östergötland

Innehåll

Förord	3
Innehåll	4
Bakgrund till rapporten.....	6
Rapportens inriktning och rekommenderade förkunskaper ...	7
Typologi och berörda hydromorfologiska typer.....	9
Rekommenderade förkunskaper	19
Definitioner och begrepp	20
Strategier	22
Typiska strategier för transportbegränsade vattendrag	22
Restaureringsstrategi - steg för steg	31
Valet mellan aktiva åtgärder, semipassiva åtgärder och passiva åtgärder.....	40
Åtgärder	42
Sänkt basnivå och uppströmsvandrande erosion	42
Sänkt basnivå och rensad/kanaliserad fåra	54
Rensad/kanaliserad fåra utan sänkt basnivå	68
Förändrade flöden.....	74
Förändrad sedimenttransport/sedimenttillförsel.....	75
Förändrad markanvändning på svämplan och successioner	77
Avsaknad av död ved.....	84
För lite inverkan från bäver.....	96
Indämning	101
Habitatförstärkning och andra åtgärder där restaurering inte är möjlig	108
Sträckor med instabilitet där restaurering inte är möjlig	133
Hur en skyddszon/vattendragskorridor avsåts.....	139
Hydraulisk modellering och tekniska konstruktioner	146
Anläggning av bestämmande sektion - tekniska krav och rekommendationer	146
Hydraulisk modellering, hydrauliska beräkningar och dimensioneringar	154

Beräkning av vattendragets geometri.....	157
”Channel forming discharge”, bankfullflöde och bankfullkonceptet	166
Referenser	168
Bilaga 1 Ordlista.....	172

Bakgrund till rapporten

Vatten pekas ut av EU som en av de viktigaste strategiska frågorna för Europas framtid. Vattendirektivet och EU:s strategi för biologisk mångfald ställer därför höga krav på medlemsländerna. Bland annat finns målen att ytvattenförekomster ska nå god ekologisk status eller potential (vattendirektivet) och 25 000 km vattendrag ska återställas till fritt flödande (strategin för biologisk mångfald). Sötvattenskosystem tillhör globalt de mest hotade, där tusentals arter riskerar att försvinna om utvecklingen inte vänder. I sammanställningar blir det tydligt att fysisk påverkan på vattendrag (i form av dammar, kanaliseringar, rensningar, exploaterade svämplan med mera) har omfattande negativ påverkan på dagens vattenstatus globalt, i Europa och nationellt. För att nå målen som EU pekar mot krävs därför restaurerande åtgärder i stor omfattning och i snabb takt. Detta har även uppmärksammats av FN som utropat 2021–2030 till årtiondet för ekosystemsrestaurering.

Morfologin och egenskaperna i ett vattendrag utvecklas av de processer som uppstår av det strömmande vattnets färd genom landskapet, naturliga flödesförändringar, tillförsel av död ved med mera. Detta i sin tur skapar förutsättningar för olika arters livsmiljöer och utgör grunden för en biologisk mångfald. Samtidigt har mänskliga aktiviteter i ett avrinningsområde direkt eller indirekt påverkan på hydromorfologin. Förståelse för ett vattendrags naturliga processer och hur de, ibland under mycket lång tid, har påverkats av människan är därför av stor vikt vid planering av restaureringsarbeten. Särskilt i vattendrag med hög naturlig dynamik. I bästa fall möjliggör denna dynamik att vattendrag, om de ges tid och plats, återhämtar sig efter fysisk påverkan. Men många gånger behöver de ”en knuff i rätt riktning” genom restaureringsinsatser för att pågående försämring ska upphöra och en förbättringsprocess starta.

Rapporten har tagits fram, på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten, för att ge en introduktion till hydromorfologisk restaurering av den grupp vattendrag som kallas för transportbegränsade vattendrag. Dessa introduceras närmare i kommande kapitel. Målet har varit att beskriva lämpliga strategier, moment och tillvägagångssätt vid vanliga påverkanstyper.



Figur 1. Den svenska miljöpolitiken har som övergripande mål att lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta till kommande generationer. Foto: Mathias Ibbe.

Rapportens inriktning och rekommenderade förkunskaper

Vattendragssegment eller delsträckor inom vattendrag kan delas in i större huvudgrupper. En indelning är att dela in i de två kategorierna transportbegränsade vattendrag och sedimentbegränsade vattendrag. Den grupp som kallas för transportbegränsade är den grupp som beskrivs i rapporten och en mer ingående beskrivning ges under nästa rubrik.

En av deras mest framträdande egenskaper är att de är tämligen dynamiska och att de strävar mot ett så kallat dynamiskt jämviktstillstånd via olika självjusteringsmekanismer. Självjusteringen och strävan mot dynamisk jämvikt innebär, kortfattat, att en delsträcka hela tiden strävar mot ett speciellt tillstånd som beror på de lokala förutsättningarna.

Självjusteringen och deras dynamiska karaktär innebär att de kan justera sin form över tid, till exempel genom att fåran förskjuts i sidled eller att grusbankar och andra bottenstrukturer förändras. Dessa karaktärer medför att restaureringsåtgärder behöver riktas mer mot att återställa processer än att återställa deras form. Det betyder att målsättningen vid restaurering bör vara att återskapa processer som i sin tur kan se till att det uppstår och bibehålls en morfologi som är så naturlig som möjligt med så naturliga egenskaper och strukturer som möjligt. Dynamiken och självjusteringen innebär också att de är känsliga och en liten mänsklig påverkan kan ha effekter som sprider sig långt inom vattensystemet.

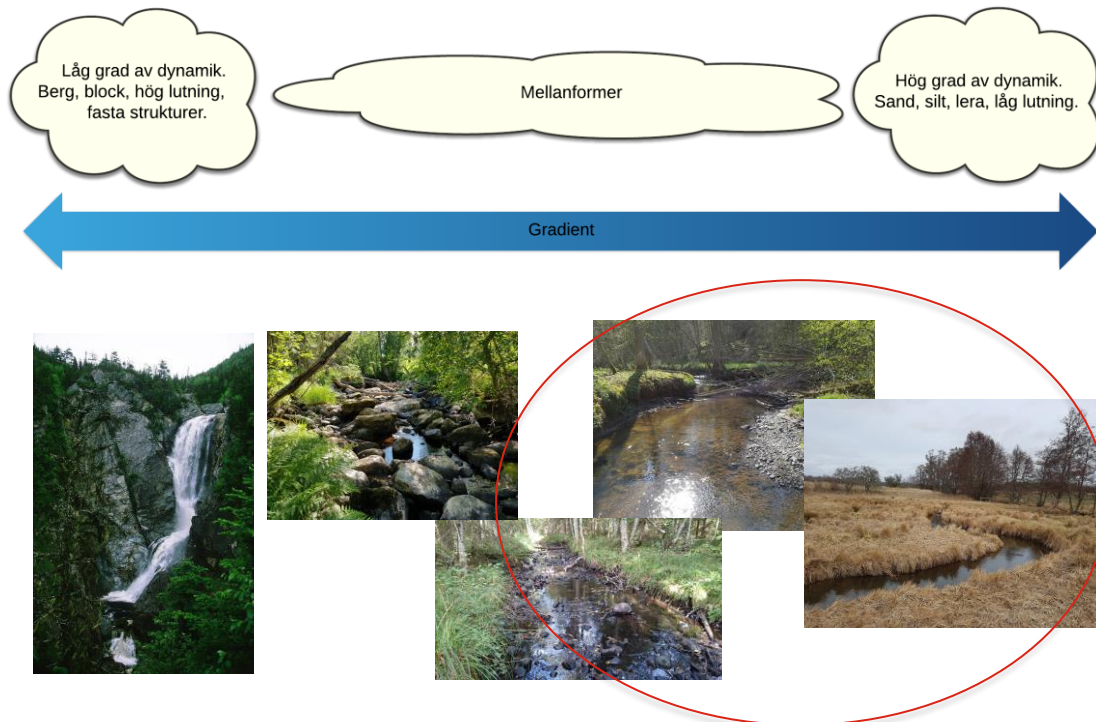


Figur 2. Exempel på ett transportbegränsat vattendrag som kan justera sin form över tid, till exempel genom att fåran förskjuts i sidled eller att grusbankar och andra bottenstrukturer förändras. Foto: Mathias Ibbe.

Just dynamiken och förmågan att justera sin form skiljer dem mot de sedimentbegränsade vattendragen. Sedimentbegränsade vattendrag har också en dynamik, men generellt sett finns det mer fasta strukturer som inte förändras alls

eller förändras långsammare. Det innebär att de har lägre grad av självjustering och lägre förmåga att själv justera sin morfologi. I den typen av vattendrag riktas restaureringsinsatser mer mot att morfologin återskapas handgripligen. Ett exempel på en åtgärd i ett sedimentbegränsat vattendrag kan vara att återföra block som rensats bort, dessa kan ju inte på egen hand komma ned i fåran via erosions- eller sedimentationsprocesser.

Att dela in vattendrag i två huvudgrupper på detta vis är såklart en förenkling, i själva verket har alla vattendrag en mix av olika egenskaper. I denna rapport kommer vi att använda oss av denna indelning för att hålla det på en enkel nivå. I många fall beskrivs dessa två huvudgrupper snarare som en gradient än två distinkta grupper. Då tänker man sig att i ena änden av gradienten finns vattendrag som är typexempel på ett transportbegränsat vattendrag och i andra änden finns ett typexempel på ett sedimentbegränsat. I Figur 3 visas symboliskt hur detta skulle kunna se ut. I ena änden av gradienten finns vattendrag som rinner över fast berg (extremt låg dynamik, fasta strukturer och långsamma förändringsprocesser) och i andra änden finns vattendrag med finkornigare substrat, t ex sand, där dynamiken är stor och vattendraget kan förändras under kortare tidsrymd samt med hög grad av självjustering. Mellan dessa ytterligheter går det att tänka sig att det finns mellanformer, t ex vattendrag med en blandning av mer fasta strukturer och strukturer som ändras fort eller vattendrag som är helt och hållet dynamiska, men som förändras långsamt.



Figur 3. Figuren ska symbolisera en gradient. I ena änden av gradienten (till vänster i figuren) finns vattendrag med mer fasta strukturer, hög transportkapacitet och liten dynamik. I andra änden (till höger) finns vattendrag med högre grad av dynamik och lägre transportkapacitet samt större möjlighet för vattendraget att justera sin form utifrån olika förutsättningar. Där kan t ex grusbankar och svämplan förändras ganska snabbt. I mitten av gradienten finns mellanformer. Ju längre åt höger i gradienten desto mer egenskaper som är typiska för det som kallas för transportbegränsade vattendrag och det är just dessa vattendragstyper som rapporten berör (inringat).

I detta dokument ges en introduktion till restaurering av transportbegränsade vattendrag. Framför allt behandlas det som i Havs och vattenmyndighetens metod (biotopkarteringsmetoden) för inventering av hydromorfologi kallas hydromorfologiska typerna ”E-vattendrag” och ”C-vattendrag” (Havs- och vattenmyndigheten 2017, Länsstyrelsen i Jönköpings län 2017). E-vattendrag betyder vattendrag i finkorniga sediment och C-vattendrag betyder vattendrag med regelbundet växlande strömsträckor och höljor. Dessa beskrivs mer under nästa rubrik. I viss mån berörs också vissa typer av ”B-vattendrag”, främst de som har stort inslag av de egenskaper som finns hos transportbegränsade vattendrag. B-vattendrag betyder branta vattendrag med sten och block samt turbulent flöde. I första hand beskrivs övergripande strategier samt ett antal typfall. Vid praktiska restaureringar är det ofta mer komplicerat och det som beskrivs i rapporten ska ses som en introduktion till ämnet. Även om rapporten riktas in mot transportbegränsade kan mycket av det som beskrivs appliceras på andra typer av vattendrag i och med att det ofta finns mer eller mindre inslag av de processer och egenskaper som annars anses höra hemma främst i transportbegränsade vatten.

Vid restaurering av transportbegränsade vattendrag krävs det god hydromorfologisk kunskap och som regel att det genomförs lite mer komplexa analyser än i de sedimentbegränsade. Det är särskilt viktigt att ha ett storskaligt perspektiv och att faktiskt förstå hur vattendraget fungerar som fluvialt system.

Historiskt har inte graden av dynamik vägts in i tillräckligt hög omfattning vid restaurering vilket inneburit att många transportbegränsade vattendrag restaurerats som om de hade haft en låg dynamik, till exempel genom att fasta strukturer har skapats. Eftersom de är dynamiska kommer sådana åtgärder inte att vara långvariga och framöver behövs en större hänsyn till dessa vattendrags förmåga till självjustering.

Nyckeln till en lyckad restaurering av ett transportbegränsade vattendrag är att förstå varför det ser ut som det gör och vilken typ av utveckling som sker i vattendraget eller delsträckan.

Typologi och berörda hydromorfologiska typer

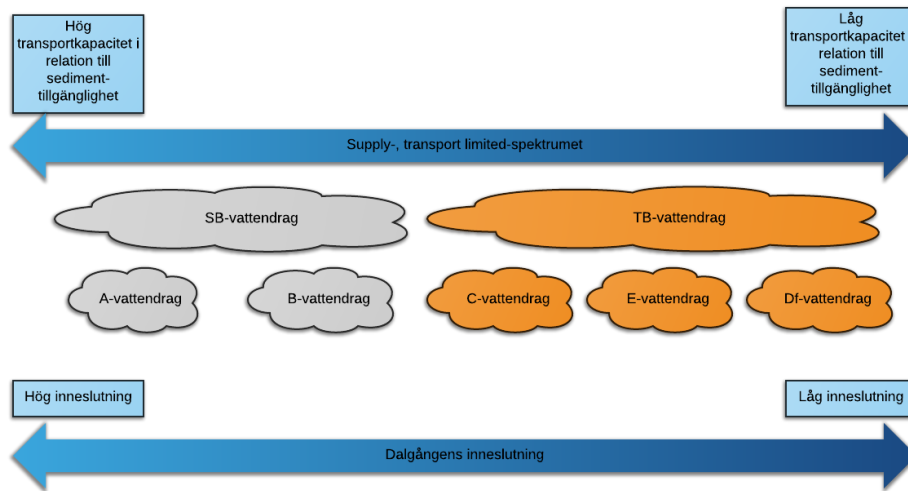
I rapporten har vi utgått från att hydromorfologin helt eller delvis har undersökts med metoden biotopkartering och därmed har vi använt den nomenklatur för hydromorfologiska typer och de begrepp som finns i metoden.

Typologin i biotopkarteringsmetoden är i stort sett samma som i Havs- och vattenmyndighetens bedömningsgrunder (Havs- och vattenmyndigheten 2019), men med vissa avvikelser. Bland annat beskrivs vattendrag med förgrenade fårör som ett tillägg till den hydromorfologiska typen, medan de i bedömningsgrunderna är egna typer. Det går dock enkelt att översätta typologin i biotopkarteringsmetoden till typologin i bedömningsgrunderna då det är samma system i grunden.

Typologin baseras till största del på ”supply-, transport limited-spektrumet”, även kallat Montgomery and Buffington classification (Montgomery & Buffington 1997, Buffington & Montgomery 2013), som är en av de mer etablerade och kanske mest pedagogiska typologierna.

Typologin går ut på att vattendragens egenskaper kan beskrivas som en gradient och utmed den gradienten finns det olika typer av vattendrag (hydromorfologiska typer). Dessa utgörs av grundtyp och undertyp och benämns som en bokstavskombination med två bokstäver. I bokstavskombinationen utgör den första bokstaven grundtyp

och den andra utgör undertyp. Grundtyperna i gradienten är A, B, C, D och E. I Figur 4 visas hur dessa fördelas utmed gradienten. Utöver dessa finns två till grundtyper, den ena är F som står för överfördjupade sträckor, den andra grundtypen är T som står för vattendrag i torv. Dessa två ingår inte i gradienten. Vill du veta mer om de hydromorfologiska typerna, läs gärna biotopkarteringsmanualen och faktarutan nedan.



Figur 4. Figur som visar "supply-, transport limited-spektrumet". I ena änden av gradienten (till vänster i figuren) finns vattendrag med hög transportkapacitet i relation till tillgången på sediment. Vattendrag som främst har den karaktären kallas SB-vattendrag (sedimentbegränsade vattendrag) och dit hör A- och B-vattendrag. I andra änden (till höger) finns vattendrag med låg transportkapacitet, men hög tillgång till sediment. De kallas TB-vattendrag (transportbegränsade vattendrag) och dit hör C-, E-, D-vattendrag. Ju längre åt ena eller andra hållet desto mer egenskaper som är typiskt för sedimentbegränsade (SB) vattendrag respektive transportbegränsade (TB) vattendrag. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.

I ena änden (till vänster i Figur 4) av gradienten (vattendrag i "supply limited condition" eller sedimentbegränsade förhållanden) finns branta vattendrag med hög transportkapacitet i relation till sedimenttillgång. Dessa kan t ex vara branta vattendrag i fast berg, så kallade A-vattendrag och de har hög grad av transportkapacitet (forsande vatten, mycket energi) i och med att de är branta samtidigt som det finns relativt lite sediment att bearbeta eller förflytta. Med sediment avses här all typ av sediment, även block och sten, inte bara fina sediment som det ibland kan menas i mer vardagligt tal.

I andra änden ("transport limited condition" eller transportbegränsade förhållanden) finns vattendrag med låg transportkapacitet i relation till tillgången av sediment. Dessa kan t ex utgöras av vattendrag i finkorniga sediment, så kallade E-vattendrag, som har liten transportkapacitet i och med att de är flacka (mindre energi för sedimenttransport) samtidigt som de flyter fram i närmast obegränsade mängder sediment som avsatts tidigare.

Mellan dessa två ytterligheter finns olika mellanformer. Beroende på var ett vattendrag befinner sig utmed gradienten har det antingen övervägande egenskaper som motsvarar transportbegränsade förhållanden eller sedimentbegränsade förhållanden. Mitt i gradienten går det att tänka sig att det finns en skiljelinje och att det då finns en indelning i två grupper. Den ena gruppen är vattendrag som befinner sig i sedimentbegränsade förhållanden och den andra är vattendrag i transportbegränsade förhållanden. I verkligheten finns ingen exakt skiljelinje och det bästa är att tänka sig just en gradient. Ju längre mot kanten i gradienten desto mer kännetecken som är typiska för sedimentbegränsade respektive transportbegränsade förhållanden. Vid biotopkartering behandlas dessa två tillstånd som två skilda

grupper, det vill säga att det förutsätts att denna skiljelinje finns. Anledningen till det är att det är avgörande för på vilket sätt olika bedömningar ska göras, t ex är det vissa variabler som bara bedöms för transportbegränsade sträckor. Vid restaurering är det bra att tänka lite längre och att fundera igenom hur vattendraget fungerar som fluvialt system och hur olika delsträckor kan reagera på olika typer av mänsklig påverkan och på olika typer av restaureringsåtgärder. Till exempel kan det vara bra att begrunda hur olika strukturer och egenskaper förhåller sig till den här gradienten och inte låsa fast tänket i att hela sträckan ska behandlas som antingen transportbegränsad eller sedimentbegränsad.

I denna rapport behandlas ämnet vattendragsrestaurering för just transportbegränsade vattendrag eller transportbegränsade delsträckor inom ett vattendrag, det vill säga vattendrag som befinner sig i den del av gradienten som klassas som transportbegränsad. Dessa kallas fortsättningsvis för TB-sträckor eller TB-vattendrag. Vattendrag i sedimentbegränsade förhållanden benämns som SB-vattendrag eller SB-sträckor.

I första hand är det de hydromorfologiska grundtyper som kallas E och C (vattendrag i finkorniga sediment respektive vattendrag med regelbundet växlande strömsträckor och höljor) som berörs i rapporten, men även vissa B-vattendrag faller inom denna ram. Det gäller t ex Bp-vattendrag (vattendrag med plan botten). Df-vattendrag (vattendrag med flätflodsystem) ligger också inom detta, men berörs inte. Orsaken till att de ej berörs är att de kräver andra typer av åtgärder än E- och C-vattendrag och inte har samma geografiska spridning i Sverige (finns i anslutning till fjällkedjan).

I faktarutan nedan beskrivs de hydromorfologiska typerna översiktligt. Utöver detta beskrivs de tillägg som går att ange till de transportbegränsade hydromorfologiska typerna. Tilläggen är extra bokstavskombinationer som läggs till utöver de två som står för grundtyp och undertyp. De som kan läggas till de transportbegränsade vattendragen är A (står för anastomerande planform), BMC (bäverängskomplex), ABMC (bäverängskomplex och anastomerande planform), LWD (morfologi framtvungad av grov död ved), ALWD (morfologi framtvungad av grov död samt med anastomerande planform). En hydromorfologisk typ kan t ex skrivas ut som "CtALWD" vilket betyder grundtyp C (Vattendrag med regelbundet växlande strömsträckor och höljor), undertyp t (Vattendrag med transversellt riffle-pool system) samt med anastomerande planform (A) och morfologi framtvungad av död ved (LWD).

Hydromorfologiska typer

A-vattendrag/A-sträckor - Branta vattendrag i fast berg

Grundtyp som utgörs av vattendrag som rinner över fast berg. Kan bland annat förekomma i branta områden eller i flackare områden där berggrunden kommer upp i dagen. Ofta mycket stabila med hög inneslutning.



Foto: Mathias Ibbe.

Aa-vattendrag/Aa-sträckor - Vattendrag i fast berg med lutning över 10 %

Brant lutning där substratet som regel domineras av fast berg. Finmaterial saknas i stor grad och transportkapaciteten är mycket hög i relation till tillgången på sediment. Morfologin är oordnad utan tydlig regelbundenhet. Oftast är sidorna kring fåran branta och av grovt material.

Ab-vattendrag/Ab-sträckor - Vattendrag i fast berg med lutning under 10 %

Branta, men inte fullt så branta som Aa-typen samt större inslag av block och sten. Transportkapaciteten är hög i relation till tillgången på sediment och finare material förekommer ytterst sparsamt. Eventuellt finare material är främst knutet till höljor eller bakvatten vid död ved eller större stenblock.

B-vattendrag/B-sträckor - Branta vattendrag med sten och block samt turbulent flöde

Förekommer främst i sten och grövre material och har ofta (men inte alltid) hög eller måttlig inneslutning. Saknar som regel svämplan, men i vissa fall finns svämplan eller svämplansliknande översvämningsytor, främst i vattendrag med plan botten (Bp). Relativt stabila, men viss förändring sker över tid, undantaget Bl-typen som ofta har en fossil morfologi (morfologi till stor del bildad långt tidigare under andra förutsättningar såsom vid isavsmältningen).

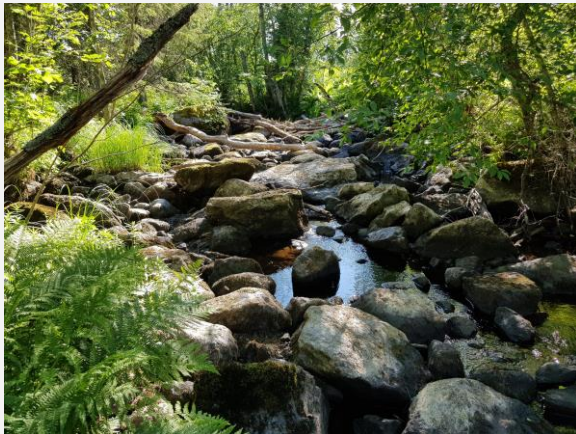


Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Bk-vattendrag/Bk-sträckor - Kaskadvattendrag

Tumlande vatten som forsar fram över sten och block. Substratet är ganska oordnat. Det finns en del höljor med ganska turbulent vatten och liten volym. Grus och annat fint material kan finnas, men det brukar inte vara någon större ackumulation. Transportkapaciteten är hög i relation till tillgången på sediment. De grövsta fraktionerna är inte mobila, men däremot kan finare material (sand, grus, sten) förflyttas vid normala höglöden.

Bt-vattendrag/Bt-sträckor - Trappstegsformat vattendrag

Karaktäriseras av trappsteg som formats av sten och block. Trappstegen kan också utgöras av död ved. Mellan trappstegen finns en mindre hölja. Stegen resulterar i en variation av strömförhållanden som upprepas kontinuerligt. Trappstegsformade vattendrag är relativt stabila, men viss förändring är möjlig och avståndet mellan höljorna är anpassat till energin i vattnet. Stabiliteten är störst i de grövsta fraktionerna som bygger upp fåran, medan finare material (sand, grus, sten) kan förflyttas vid normala högflöden. Transportkapaciteten är hög i relation till tillgången på sediment.



Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Bp-vattendrag/Bp-sträckor - Vattendrag med plan botten

Består av sten, block och grus och saknar den rytmiska ordningen som finns hos Bt-typen. Typen saknar också utpräglade höljor eller upphöjda bankar. Typen kan bland annat uppstå där lutningen (kraften) är för låg (i relation till bottensubstratet) för att det ska bildas en tydlig separation mellan höljor och fallsträckor. Materialet som bygger upp den plana morfologin är relativt stabil, men det kan också finnas finare material och svämplan som kan förflyttas eller förändras vid normala högflöden.



Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Bl-vattendrag/Bl-sträckor - Vattendrag med block och sten med låg lutning

Bl-vattendrag har en morfologi som liknar ett Bk-vattendrag, men strömningsbilden är mer typisk för vattendrag med betydligt lägre lutning. Till skillnad mot Bp-vattendragen kan blocken sticka upp ovanför ytan i större grad. Vattendragen kan bestå av grova block som är omöjliga att rubba för vattendraget och förändringen i morfologi kan då vara i stort sett obefintlig.



Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

C-vattendrag/C-sträckor - Vattendrag med regelbundet växlande strömsträckor och höljor

Motsvarar det mer kända begreppet "riffle pool-vattendrag". Utgörs av växelvis höljor och upphöjda sedimentbankar av grus eller sten. C-sträckor omges av svämplan, men brukar inte ha lika låg inneslutning som E-vattendrag. Delas upp i två undertyper, men det kan vara svårt att särskilja undertyperna åt och det räcker ofta att benämna dem efter grundtyp. C-sträckor är mer dynamiska än B-sträckor.



Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Cv-vattendrag/Cv-sträckor - Vattendrag med växelvis hölja och strömsträcka

Består växelvis av höljor och upphöjda sedimentbankar. Sedimentbankarna kan bestå av fingrus till stora block, men består främst av grus och sten. Bankarna kan delvis utgöras av sand, men typen kan inte uppstå i helt sandiga miljöer. Vid lågflöde fungerar sedimentbankarna som trösklar och strömpartiet nedströms är då "riffelen", det vill säga en strömsträcka som utgörs av bankens material. Vid höga flöden blir vattenytans profil utslätad och plan. Den undulerande botten kan delvis liknas med meandringar med avseende på bildningsprocess och upprätthållandet av utseendet. Fåran brukar vara ringlande eller meandrande och kantas av ett svämplan. Cv-typens kännetecken återfinns till stor del hos E-vattendragen och det kan vara svårt att dra en gräns mellan dem. Avståndet mellan varje hölja är 5-8 vattendragsbredder. Om det finns mycket död ved kan avståndet bli annorlunda och fördelningen blir då också oregelbundnare. Normalt sett finns riffle-sträckorna i samband med inflexionspunkten (där kurvan i en meandring/ringling byter riktning). Själva sedimentbankarna brukar vara fasta i sin placering, men delar av bankarna byts successivt ut. I Cv-vattendragen sker en liten erosion i strömsträckan på sedimentbanken och sedimentation i höljorna vid lågflöde. Vid högflöde sker det motsatta, det vill säga sedimentation vid sedimentbanken och erosion i höljan. Cv-vattendragen har normalt sett en bestämmande sektion eller annan struktur (till exempel en sjöyta) som bestämmer lokala basnivån och som därmed avgör hur morfologin uppströms utvecklas.

Ct-vattendrag - Vattendrag med transversellt riffle-pool system

Vattendragstypen består växelvis av strömsträckor bestående av grus, sten, block och växelvis av höljor. Strömsträckorna sträcker sig tvärs över fåran med en skarp uppströmskant, vinkelrät mot vattendragets riktning. Vid låga till måttligt höga flöden strömmar vattendraget över fallsträckan och är svagt strömmande genom höljan. Vid höga flöden ändras karaktären och fallsträckorna dränks och vattenytan blir jämn i profil. Detta skiljer dem mot trappstegsformade vattendrag där trösklarna även vid höga flöden utgör fallsträckor och där vattenytan får en ojämn profil. Typen skiljer sig mot Cv-typen i det avseendet att vattendragsfåran är stabilare och utgörs av grövre material. Bildnings-processerna för Ct-typen skiljer sig mot Cv-typen.

E-vattendrag/E-sträckor - Vattendrag i finkorniga sediment

Grundtypen E utgörs bara av en typ (kallas bara E eller Ex). E-vattendragen rinner genom finkornigt substrat (grus eller finare). De "flyter" upp på svämsediment som bygger upp bottnar och svämplan.

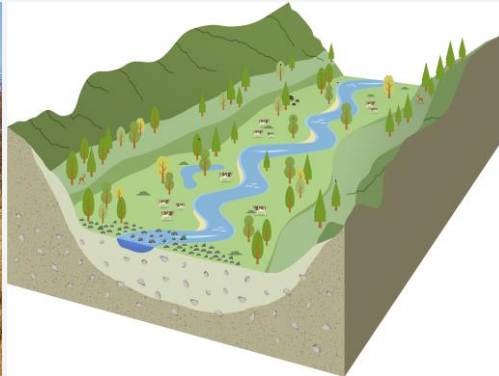


Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Vattendragstypen kan upplevas som homogen vid första anblick, men under vattenytan finns en stor rumslig variation med djuphål i ytterkurvorna och oftast är bottenprofilen undulerande. Avståndet mellan varje hölja är cirka 5-8 vattendragsbredder som hos C-vattendragen, men avståndet kan bli annorlunda och mer oregelbundet vid hög förekomst av död ved. E-vattendragen har normalt sett en bestämmande sektion eller annan struktur (till exempel en sjöyta) som bestämmer lokala basnivån och som därmed avgör hur morfologin uppströms utvecklas.

Df-vattendrag/Df-sträckor - Vattendrag med fläfflodssystem

Utgörs av en bred sektion. Inom sektionen finns ett nätverk av mindre fåror som separeras av sedimentbankar. Sedimentbankarna är ostabila och förändras kontinuerligt. Typen har en relativt hög lutning jämfört med andra vattendrag med samma kornstorlek. Att fåran har ett grenverk av fåror omgivna rörliga sedimentbankar är en viktig egenskap som skiljer dem mot andra förgrenade vattendrag såsom anastomerande vattendrag där fåror separeras av öar som utgör en del av svämplanet. Substratet brukar utgöras av sten och grus. Det är en ovanlig typ i Sverige, som inte finns utanför fjällkedjan.



"Braided River" by Nic McPhee is licensed under CC BY-SA 2.0. To view a copy of this license, visit <https://creativecommons.org/licenses/by-sa/2.0/>

Tt-vattendrag/Tt-sträckor - Vattendrag i torv

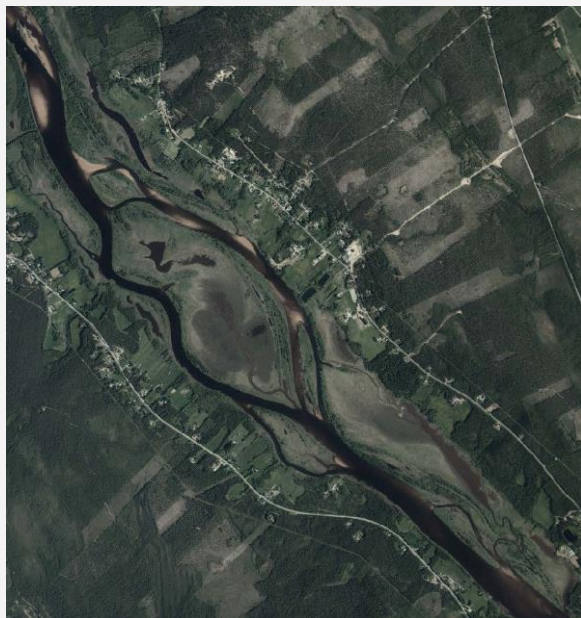
Rinner över marker där det under en stor del av året är vattenmättad i närmiljön, till exempel myrmark. Närmiljön utgörs av översvämningsytor som står betydligt oftare under vatten jämfört med svämplan. Eftersom de bräddar vid lägre flöden kommer inte vattnets krafter bearbeta fåran på samma sätt som hos E-vattendrag. Normalt sett är det låg transport av oorganiskt material. Vattendragen i torv har som regel en tydlig bestämmande sektion eller annan struktur (till exempel en sjöyta) som avgör lokala basnivån och därmed hur morfologin uppströms utvecklas. Lutningen är som regel mycket låg.



Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

ExA- och CxA-sträckor (E- eller C-sträckor med anastomerande planform)

Anastomerande vattendrag av grundtyp E eller C utgörs av vattendrag med flera fåror där öarna mellan fåror utgörs av svämplan (eller svämplansliknande ytor). Förgreningarna kan uppstå av olika orsaker, t ex genom att sedimentbankar, död ved eller bäver blockerat vattnet och därmed delat upp en större fåra i flera mindre. De kan också uppstå där stora stenblock sticker upp i botten av en dalgång och splittrar fåran i grenar. Typen ska ej förväxlas med kvill eller flätflod. Kville har stabila öar av grovt material och flätflod har rörliga sedimentbankar.



ExBMC- och CxBMC-sträckor (E- eller C-sträckor med bäverängskomplex)

Med bäverängskomplex brukar det menas en morfologi med stor påverkan från bäver, med en stor mångfald i habitat och ofta förgrenade fåror. I biotopkarteringsmetoden är det en lite enklare definition som innebär att minst 50% av fallhöjden ska tas ut vid bäverdammar för att en sträcka ska få tillägget i "BMC" när hydromorfologisk typ anges. Om påverkan från bäver pågått under längre period brukar fåran bli anastomerande (anges med tillägget ABMC).

ExABMC- och CxABMC-sträckor (E- eller C-sträckor med bäverängskomplex och anastomerande planform)

ABMC står för att det är påtaglig påverkan från bäver samt anastomerande planform. ABMC motsvarar därmed den typiska bilden av ett vattendrag med påverkan från bäver där bävrarna splittrar upp fåran, dämmer in blöta ytor och så vidare. I biotopkarteringsmetoden är kriteriet att minst 50% av fallhöjden finns vid bäverdammar samt att större delen av sträckan har minst två fåror.



Övre foto: Mathias lbbe. Nedre foto: Credit: Wheaton, Joseph; Weber, Nick (2021): LTPBR_2019_Fig_4.1.jpg. figshare. Figure. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.14445456.v1> . licensed under CC BY 4.0. To view a copy of this license, visit <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

ExLWD- och CxLWD-sträckor (E- eller C-sträckor med morfologi framtvängd av grov död ved)

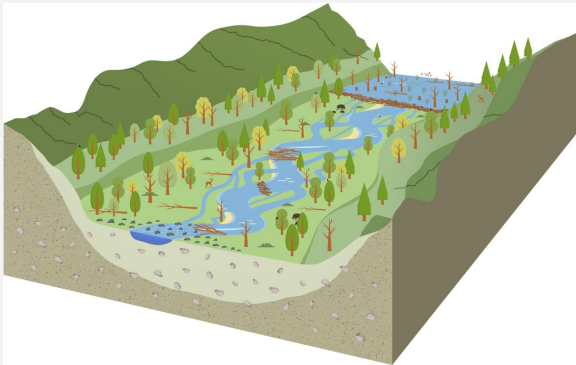
Vattendrag med tillägget LWD står för vattendrag där morfologin är framtvängd av död ved. I biotopkarteringsmetoden är kriteriet att minst 50% procent av fallhöjden ska tas ut vid trösklar av död ved och liknande för att en sträcka ska få tillägget "LWD" när hydromorfologisk typ anges. Om påverkan från ved pågått under längre period brukar fåran bli anastomerande (anges med tillägget ALWD). Vid sträckor med morfologi framtvängd av död ved kan inte vattnet bearbeta substratet på samma sätt som i delsträckor med lite död ved och då kan en mer oregelbunden fördelning av strömsträckor, höljor och liknande uppstå.



Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

ExALWD- och CxALWD-sträckor (E- eller C-sträckor med morfologi framtvängd av grov död samt med anastomerande planform)

ALWD står för att det är påtaglig påverkan från död ved samt anastomerande planform. Kännetecknade för typen är att det finns mycket död ved som blockerar vattnet och leder till att nya fåror bildas. Normalt sett är ringligheten/meandring mindre uttalad på grund av att energin kan tas ut vid veden. Veden bidrar också till frekvent översvämning av svämplanen. I biotopkarteringsmetoden är kriteriet att minst 50% av fallhöjden finns vid trösklar av död ved och liknande samt att större delen av sträckan har minst två fåror.



Rekommenderade förkunskaper

Rapporten utelämnar grundläggande hydromorfologi och beskriver främst restaurering. Texten riktar sig därmed främst till dem som redan har eller är beredd att förvärva kunskap i hydromorfologi och hydraulik. Målsättningen har dock varit att även intresserad allmänhet ska kunna hitta intressant information i rapporten.

För att restaurera TB-vattendrag och för att förstå hur de fungerar krävs en hel del kunskap i fluvial geomorfologi, men det går inte att sätta någon exakt gräns för kunskapsnivå eftersom det beror på varje enskilt fall. För att erhålla en bra grundkunskap rekommenderas den sammanställning av grundläggande hydromorfologi samt den beskrivning av olika bedömningar av vattendrags egenskaper som finns i biotopkarteringsmetodmanualen (Länsstyrelsen i Jönköpings län 2017).

Följande kan ses som en lägsta kunskapsnivå:

- Kunskap om dynamisk jämvikt.
- Kunskap om självjustering.
- Kunskap om centrala koncept som t ex bankfullkonceptet, Lanes balansekvation.
- Kunskap om hur strukturer som avgör lokala basnivån påverkar en delsträcka.
- Kunskap om hydromorfologiska typer.
- Grundläggande kunskap om de morfologiska enheter som hör till respektive hydromorfologisk typ.
- Grundläggande kunskap i hydraulik.
- Grundläggande kunskap i limnologi.
- Grundläggande kunskap om ”channel evolution models”.
- Grundläggande kunskap om hur människan historiskt och i modern tid nyttjat olika typer av vattenmiljöer och vilken betydelse det har idag.
- Grundläggande kunskap om hur olika typer av markanvändning kring vattendrag och på svämplan påverkar vattendrag.
- Grundläggande kunskap om vilka väsentliga skillnader som finns i hur vattendrag fungerade och vilken morfologi de hade innan mänsklig påverkan (framförallt innan neolitikum) jämfört med hur vattendragen fungerar idag.
- Grundläggande kunskap om vanliga påverkanstryck i TB-vattendrag och vilken effekt de ger på hydromorfologin. T ex vad som händer om flödena ökar, om basnivån sänks, om sedimenttillskottet förändras.

Utöver detta tillkommer ett behov av att hantera mer tekniska frågor som dimensionering av olika enklare anläggningar och strukturer/konstruktioner som konstgjorda bestämmande sektioner samt kunskap i hydrauliska beräkningar med mera. Detta tillhör dock mer en projekteringsfas och behöver inte ingå i kompetensen hos den som driver ett restaureringsprojekt.

För den som vill fördjupa sig mer i ämnesområdet eller behöver komplettera sina kunskaper rekommenderas Brierley & Fryirs (2004), Brown (2002), Brown m fl (2018), Buffington & Montgomery (2013), Cluer & Thorne (2013), Fryirs & Brierley (2012), Kondolf & Piégay (2016), Leopold m fl (1964), Leopold (1994), Montgomery & Buffington (1997, 1998) samt Sear m fl (2010b).

Definitioner och begrepp

I denna rapport har målet varit att använda begrepp och definitioner som är vedertagna inom den fluviala geomorfologin och som är etablerade i restaureringsvärlden i största möjliga mån. I Bilaga 1 listas ett antal begrepp som återfinns i texten eller som är viktiga i restaureringssammanhang. Många av begreppen finns också beskrivna i biotopkarteringsmanualen, till exempel begrepp som confinement index, inskärningskvot och bankfullbredd som är kvantitativa mått som är viktiga vid restaurering.

För själva begreppet vattendragsrestaurering finns det tyvärr inga helt tydliga definitioner. En vanligt förekommande definition är ”Återställning av vattendragets form och processer till ett tillstånd som motsvarar det naturliga referensförhållandet”. Det naturliga referensförhållandet innebär i sin tur ett tillstånd där de hydromorfologiska funktionerna, processerna och strukturerna som kan förväntas av den aktuella hydromorfologiska typen visar mycket liten eller helt saknar mänsklig påverkan.

Detta innebär att man inte bara ska försöka designa en tvärsektion eller en planform som kan anses vara naturlig inför restaureringen utan framför allt se till att de egenskaper som rör funktioner, processer och strukturer som fanns i referensförhållandet uppnås. Exempel på egenskaper som ingår i detta kan vara sådana som berör lateral och längsgående kontinuitet, erosion och sedimentation, dynamisk jämvikt, periodvis översvämning av svämplan, morfologisk diversitet i planform och tvärsektion med mera.

Ett annat begrepp är habitatförstärkning. Till skillnad mot restaurering innebär begreppet habitatförstärkning att ett försämrat habitat förbättras (för vissa arter eller biologisk mångfald) genom att olika fysiska strukturer tillförs, men att det inte eftersträvas att återskapa det som fanns från början.

Vattendragsrestaurering

- Återställning av vattendragets form och processer till ett tillstånd som motsvarar det naturliga referensförhållandet. Det naturliga referensförhållandet innebär ett tillstånd där de hydromorfologiska funktionerna, processerna och strukturerna som kan förväntas av den aktuella hydromorfologiska typen visar mycket liten eller helt saknar mänsklig påverkan.

Habitatförstärkning

- Förbättring av ett försämrat habitat (för vissa arter eller biologisk mångfald) genom att tillföra olika fysiska strukturer. Vid habitatförstärkning eftersträvas inte ett ursprungligt tillstånd.

Restaurering och habitatförstärkning leder till två helt skilda resultat. Det finns också begrepp som berör åtgärder som leder till ett resultat som faller mellan dessa, t ex begreppet rehabilitering. I detta dokument används dock bara restaurering och habitatförstärkning för att texten ska bli begränsad.

I de flesta projekt är det självklart så att det inte går att återställa vattendraget helt och hållet. Det innebär att i praktiken restaureras vissa delar av vattendraget, medan andra delar bara förbättras något. Utifrån detta kan det rekommenderas att inte fastna för mycket i definitionen av begreppet restaurering utan i stället titta på vad som ska uppnås. Till exempel genom att försöka specificera hur stor andel av vattendraget som ska få en opåverkad lateral konnektivitet, hur stor andel som ska få opåverkat bottenstrukt, hur många procent av ursprunglig areal svämplan som ska återskapas och så vidare. På så vis går det att kvantitativt beskriva vad som ska uppnås med avseende på hydromorfologiska funktioner, strukturer och processer, oavsett om det kommer att falla inom restaureringsdefinitionen eller inte.

En bra metod för att uttrycka vad som ska uppnås är att uttrycka sig med variablerna i biotopkarteringsmetoden. Variablernas innebörd är definierade i metoden vilket gör det möjligt att mer precist uttrycka vad resultatet ska bli. Även de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna kan användas för att beskriva vad som ska göras och vad som ska uppnås, dessa ger en mer övergripande bild. Att använda dessa definierade begrepp är inte bara bra vid det praktiska arbetet utan också vid upphandlingar av tjänster samt i projekteringsfasen och uppföljningar.

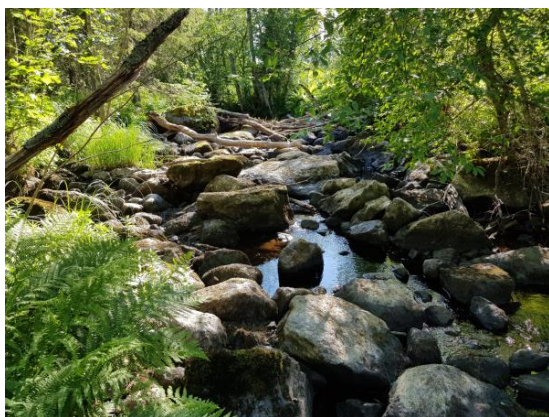
För mer läsning om definitioner och klassificering av olika grad av restaureringseffekter samt av restaureringsaktiviteter kan publikationer från organisationen SER (Society for Ecological Restoration, till exempel Gann m fl 2019) rekommenderas samt REFORM-projektet (<https://www.reformrivers.eu/>) och Morandi m fl (2021) där ämnet går igenom på ett översiktligt och bra sätt. I arbetet med en nationell restaureringsstrategi som drivs av Havs- och vattenmyndigheten ses även de svenska definitionerna över.

Strategier

I detta kapitel beskrivs först vilka strategier och frågeställningar som är extra viktiga för TB-vattendrag. Därefter följer en beskrivning av lämpligt tillvägagångssätt från förarbete till slutförande och uppföljning. Under den sista rubriken beskrivs det hur det går att resonera kring valet mellan aktiva och passiva åtgärder. Texten är en introduktion till ämnet och i många situationer kan strategierna behöva kompletteras med andra typer av strategier, till exempel när det förekommer omfattande intressekonflikter.

Typiska strategier för transportbegränsade vattendrag

I SB-vattendrag innebär en restaurering till stor del att återskapa strukturer rent fysiskt, till exempel att lägga ut stora block som tidigare varit uppensade. I TB-vattendrag handlar det mer om att se till att vattendraget på egen hand kan utveckla strukturer som hör hemma i vattendragstypen. Till exempel i ett C-vattendrag är det viktigt att se till att vattendraget kan skapa och upprätthålla grusbankar, inte att försöka skapa grusbankar genom att bygga upp dem handgripligen eller maskinellt (Figur 5).



Figur 5. Exempel på sedimentbegränsad delsträcka (överst) och transportbegränsad sträcka (nederst). Övre sträckan består av sten och block och har låg grad av dynamik. Nedre sträckan är mer dynamisk med grusbankar som ändras över tid och svämplan som förändras i takt med att fåran migrerar i sidled. Dessa två typer av vattendrag restaureras på olika sätt. Om de skulle blivit rensade skulle den sedimentbegränsade restaureras handgripligen genom att sten och block placerades tillbaka i fåran, men i den transportbegränsade hade det istället varit bra att hjälpa vattendraget att få tillbaka de processer som är viktiga för bildandet och upprätthållandet av morfologiska enheter som grusbankar, djuphålur och svämplan. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

För att veta hur ett vattendrag alternativt en eller flera delsträckor i vattendraget ska restaureras är det viktigt att förstå hur vattendraget och delsträckorna fungerar som ett system. För att förstå hur vattendraget fungerar kan biotopkartering vara en bra början. Om relevanta delar av ett avrinningsområde biotopkarteras går det att vid utvärdering av resultaten beskriva hur vattendragssystemet hänger ihop. Det kan

bland annat innebära att beskriva hur olika delsträckor påverkar varandra, var olika delsträckor befinner sig i utvecklingen och åt vilket håll utvecklingen är på väg.

För att kunna beskriva och förstå ett vattendrag som system krävs god kunskap inom hydromorfologi och det som kanske är det viktigaste är förståelsen av dynamisk jämvikt och självjustering (se t ex biotopkarteringsmanualen, Länsstyrelsen i Jönköpings län 2017). Dynamisk jämvikt eller jämviktsprincipen innebär (mycket förenklat) att under en viss typ av förutsättningar kommer vattendragets morfologi att hamna i ett jämviktstillstånd med en viss typ av utseende. Utseendet beror bland annat på vattenföringen, sedimenttillskottet, bottensubstratet, lutningen och förekomsten av död ved.

Självregleringen innebär att vattendragen kan förändra lutning, vattenhastighet, omfördela bottensubstrat, transportera eller ackumulera sediment och ändra planform inom vissa begränsningar. Detta sker i ett komplicerat feedbacksystem som stabiliserar vattendragssystemet så att jämvikt uppstår. Konceptet med jämvikt och självreglering gäller främst C- och E-vattendrag. Det gäller egentligen även många B-vattendrag men där är justeringstakten mycket långsammare och det systemet är inte lika känsligt eftersom en stor del av substratet är fixerat, även om det finns grusbänkar, höljor, trösklar av död ved och liknande som har en annan förändringstakt än det grövre materialet.

Självregleringen och strävan mot jämvikt är helt avgörande vid restaurering av TB-sträckor. Lite förenklat går det att säga att det enda som det handlar om är att försöka pusha vattendraget i en sådan riktning att det på egen hand strävar mot ett jämviktstillstånd som motsvarar ett opåverkat tillstånd.

Vattendragens strävan mot ett jämviktstillstånd är alltså en viktig del i restaureringen, men det är viktigt att känna till att det inte handlar om ett helt statiskt tillstånd. Man kan snarare tänka sig att det är ett tillstånd som vattendraget strävar mot, men att det i praktiken kan bli så att egenskaperna kommer att pendla kring ett tillstånd eller att det av naturliga orsaker blir förändringar som gör att slutmålet hela tiden ändras.

Ett viktigt verktyg vid restaureringsarbetet är att arbeta med "channel evolution models" eller "stream evolution models" (kallas här kort och gott CEM). En CEM beskriver på vilket sätt vattendraget strävar mot en ny jämvikt efter en mänsklig påverkan. En CEM kan också beskriva återgången mot ett tidigare eller mot ett nytt jämviktstillstånd efter en restaurering.

En av de mest kända CEM är den som beskriver vad som händer när ett vattendrag eroderar nedåt efter att basnivån sänkts. En variant av den modellen visas i Figur 6.

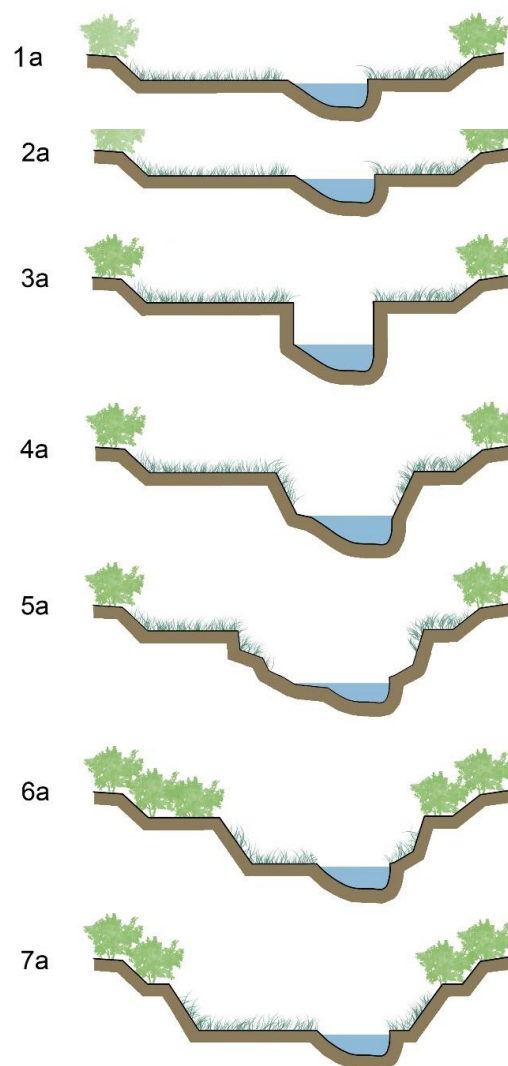
Genom att skaffa sig kunskap om var i en CEM en delsträcka befinner sig går det att förstå vilka åtgärder som krävs och hur delsträckan kommer att reagera på åtgärderna. Med kunskapen om vilken fas i en CEM sträckan är går det också att förstå vilka problem som finns, t ex om delsträckan släpper ifrån sig mycket sediment som i sin tur påverkar andra sträckor nedströms. När man arbetar med CEM är det viktigt att tänka på att det är ett verktyg för att underlätta förståelsen för hur vattendraget utvecklas, därmed är det inte en exakt beskrivning av vad som kommer hända. I komplexa system kan det vara svårt att avgöra händelsekedjan.

När man arbetar med CEM är det också viktigt att tänka på att i naturen är inte händelseförloppen helt linjära på det sätt som beskrivs. Dessutom brukar det finnas flera olika typer av påverkanstryck samt att dessa ger effekter med olika fördröjning, vilket kan försvåra möjligheten att förstå vilken utveckling som kan förväntas. För att

ta reda på vilket tillstånd vattendraget är på väg mot finns det olika metoder och en mycket viktig del är att ha information om en stor del av avrinningsområdet, annars finns det en risk att det görs felaktiga bedömningar.

Jämfört med SB-vattendrag kan det vara svårare att hitta rätt målbild vid restaurering och vad som kan anses vara rimligt referensförhållande. Svårigheten ligger i att de flesta TB-sträckorna bär någon form av mänsklig prägel oavsett om det finns någon direkt fysisk påverkan eller inte. Denna mänskliga prägel kan t ex vara att svämplanen nyttjats som ängsmark vilket ger andra förutsättningar för morfologin jämfört med om morfologin utvecklats med skog i närmiljön. Det kan också vara att tillskottet av sediment som bygger upp fåra och svämplan ändrats när förekomst av jordbruk och skogsbruk förändrats samt hur det bedrivs har förändrats i avrinningsområdet. En annan svårighet är att de strukturer som finns kvar under lång tid som t ex svämplan bär spår av förutsättningar som inte kommer att finnas i framtiden, detta gäller främst de TB-sträckor som ligger i påtagligt mänskligt påverkade områden. Ett exempel kan vara om svämplanen utvecklats när det bedrevs slätter på svämplanen, men att det nu är en annan markanvändning såsom granplantering. Ett annat exempel kan vara om fåra och svämplan utvecklats under en opåverkad flödesregim, men att flödena förändrats genom t ex kraftverksreglering eller ökad andel hårdgjorda ytor uppströms.

Biotopkarteringen ger stöd för bedömningen av både referensförhållande och målbild eftersom metoden innebär att både det nuvarande tillståndet och det som fanns innan en eventuell mänsklig påverkan beskrivs med flera variabler. Till exempel beskrivs skillnaden mellan dalgångens nuvarande inneslutning och den ursprungliga inneslutningen (skillnader i möjligheten att brädda ut över svämplan) samt den nuvarande och ursprungliga hydromorfologiska typen. Biotopkarteringen kan dock inte ge alla svar.



Figur 6. Konceptmodell som visar en typisk "channel evolution model" (CEM). Modellen visar hur ett vattendrag kan utvecklas efter att basnivån sänkts eller efter motsvarande händelse.

Fas 1 motsvarar opåverkade förhållanden och fas 2a en tidig fas precis i början av förändringsprocessen. Påföljande sektioner visar hur vattendraget eroderar nedåt som en anpassning till en lägre basnivå för att sedan erodera åt sidorna. Slutligen har ett nytt sekundärt svämplan skapats på lägre nivå än det ursprungliga. När vattendraget övergivit det aktiva svämplanet, det vill säga från och med Fas 3a kallas det i stället för recent terrass. I Fas 7a har vattendraget nått ett nytt jämviktsstillstånd, men på lägre elevation. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.

En viktig fråga är vad som ska anses vara ursprungligt tillstånd. Många av de mest naturliga TB-vattendragen i Sverige bär något spår av mänsklig påverkan. Skulle de jämföras med helt opåverkade vattendrag som fanns i Europa innan den mänskliga påverkan tog fart skulle det synas att vattendragen då var stökigare med många förgreningar, bäverdammar och bröten av död ved som blockerade vattnet samt att vattendragen oftare omgavs av blöta översvåmningsytor. Början på den förändring som gjorde att den typen av mångformiga och stökiga vattendrag minskade tillskrivs ofta inträdet i neolitikum och kan ha börjat för cirka 6000 år sedan, men beroende på ett områdes historik kan det ha dröjt betydligt längre, detta gäller inte i minst delar av Sverige. Förändringen innebar bland annat att ytor öppnades upp och att mängden sediment som transporterades ut i vattendragen blev högre. Samtidigt minskade mängden död ved och bävrarna decimerades tidigt för att slutligen utrotas i stora delar av Europa. Denna förändring ledde bland annat till att fåroarna generellt sett blev singelfårar samt att svämplanen blev torrare och översvåmnades betydligt mer sällan. I ett senare skede satte även den mer direkt fysiska påverkan i form av kanaliseringar, indämningar med mera fart.

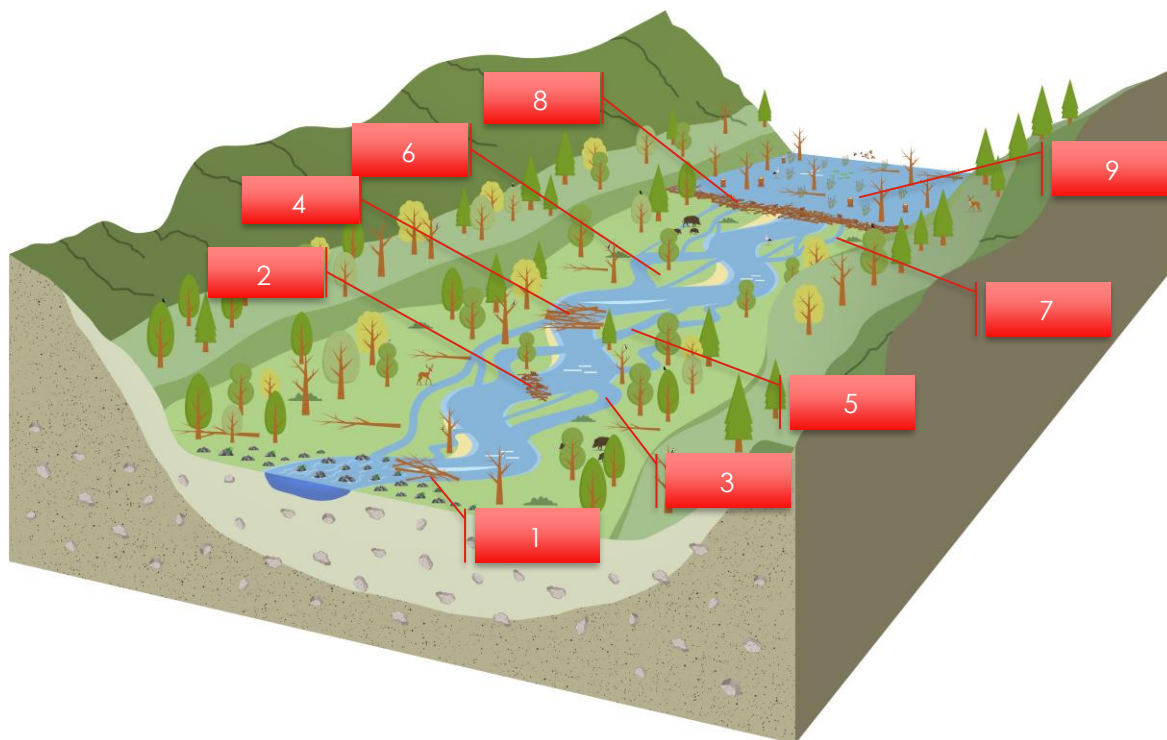
De förhistoriska TB-vattendragen hade ofta en morfologi som i biotopkarteringsmetoden kallas för typerna ExALWD, ExABMC, CxALWD, CxABMC (Figur 7). Det betyder E- eller C-vattendrag med anastomering (tillägget A för anastomering) och morfologi framtvungad av grov död ved (tillägget LWD) respektive bäver (tillägget BMC). Många av vattendragen hade dock inte klassats som TB-vattendrag utan snarare det som kallas TtALWD eller TtABMC. Det betyder vattendrag i torv med anastomering och morfologi framtvungad av grov död ved respektive bäver.

Svämplanen var också annorlunda innan det blev betydelsefull mänsklig påverkan. De var blötare och hade generellt betydligt mer organiskt material. Dagens svämplan utgörs i många fall av mer oorganiskt sediment vilket återspeglar hur avrinningsområdena förändrats av mänsklig aktivitet, bland annat genom att landskapet öppnats upp. Orsaken till högre förekomst av organiskt material berodde dels på lägre tillförsel av oorganiskt sediment, dels av att skog och bävvar bromsade upp vattnet och skapade blötare miljöer. Att många översvämningssytor med hög förekomst av organiskt material förändrats mot att bli mer typiska svämplan med oorganiskt material innebär en begränsning i möjligheten att återskapa en förhistorisk morfologi.

Ganska ofta målas det upp bilden att dagens TB-vattendrag i stort sett utan undantag ursprungligen har haft en sådan morfologi som beskrevs här ovan och haft samma utveckling, men det stämmer inte riktigt. Många svenska vattendrag har blivit påverkade sentida och aldrig varit påverkade av jordbruk, t ex en del vattendrag långt upp i avrinningsområden och framför allt i övre delar av vattendrag i norra Sverige. Dessa har dock påverkats på likartade sätt av skogsbruk, flottning och decimering av bäver. Många vattendrag har också av naturliga orsaker haft stor tillgång på sediment, t ex från sluttningsprocesser och dalgångar fyllda med sediment behöver inte nödvändigtvis kopplas till mänsklig aktivitet.

I och med att många av de svenska TB-vattendragen är relativt unga (bland annat har många vattendrag eller delar av dem uppstått sentida i och med landhöjningen) har de aldrig kunnat utvecklas under helt opåverkade förhållanden. För dem går det inte heller riktigt att säga att en morfologi som anses typisk för förhistorisk tid bör betraktas som ursprungligt (Figur 9).

Att förstå hur det sett ut från början är viktigt, men inte helt avgörande vid restaurering av TB-vattendrag. Det som är allra viktigast är att blicka framåt och se vilken målbild som är rimlig att skapa i den miljö och det sammanhang som restaureringen utförs i och vilken målbild som passar in i de framtida förutsättningarna. Om det finns gott om bäver och det inte finns motstående intressen för att skogen runt vattendraget ska utvecklas fritt kan det vara fullt rimligt att t ex ExALWD (E-vattendrag med anastomering och morfologi framtvungad av grov död ved) eftersträvas oavsett vad som fanns tidigare.



- 1 Brötesbildning på bestämmande sektion bidrar till frekventare översvämningar
- 2 Bäverdamm som ej spänner över hela dalgången minskar flödeskapacitet i huvudfåran
- 3 Nya fåror uppstår när små bäverdammar minskar kapaciteten i huvudfåran
- 4 Brötesbildning som ej spänner över hela dalgången minskar flödeskapacitet i huvudfåran
- 5 Nya fåror uppstår när bröten minskar kapaciteten i huvudfåran
- 6 "Öar" som fungerar som svämplan är karaktärsgivande för anastomerande planform
- 7 Nya fåror som uppstår där bäverdamm läcker
- 8 Bäverdamm som spänner över hela dalgången
- 9 Permanent blöta ytor bidrar till att träd dör och mer död ved till vattendraget

Figur 7. Skiss som ska visa det som enligt biotopkarteringsmetodens typologi motsvarar ExABMC och ExALWD ("vattendrag i finkorniga sediment där morfologin till stor del beror på förekomsten av bäverdammar och med anastomerande fåror" samt "vattendrag i finkorniga sediment där morfologin till stor del beror på förekomsten av död ved och med anastomerande fåror"). Morfologin innebär bland annat ett stökigare vattendrag med många förgreningar, bäverdammar och bröten av död ved som blockerar vattnet. Många vattendrag hade en morfologi likartat detta innan mänsklig påverkan. Jämför gärna bilden med Figur 75 som visar ett försök att återskapa en morfologi som denna.

Ett tillstånd som är likartat det som fanns innan någon mänsklig påverkan, med mer inslag av bäver död, död ved, anastomering, blötare översvåmningsytor med mera brukar ibland kallas Stage Zero i restaureringssammanhang. Begreppet myntades av Cluer och Thorne (2013). Anledningen till att det kallas just Zero är att det relaterar till Simon & Hupps (1986) modell där Stage 1 i deras CEM är ett system i dynamisk jämvikt, men med mer eller mindre kulturpåverkan. Tanken är då att Stage Zero ska göra modellen mer komplett genom att beskriva ett tillstånd innan Stage 1.

Det som kallas för fas 1 i biotopkarteringsmetoden (Figur 6) är tänkt att det ska motsvara flera olika slag av naturliga tillstånd med dynamisk jämvikt, även det som kallas Stage Zero. Eftersom CEM i detta dokument baseras på biotopkarteringsmetoden kommer inte Stage Zero att användas, istället rekommenderas det att förtydliga vilken typ av fas 1 det handlar om, främst genom att använda tillägg till den hydromorfologiska typen. Till exempel går det att specificera egenskaper på följande sätt: ”vattendrag i fas 1 och hydromorfologiska typen ExABMC” vilket betyder att det är ett ”vattendrag i fas 1 i finkorniga sediment där morfologin till stor del beror på förekomsten av bäverdammar och med anastomerande planform”. Detta är i restaureringssammanhang likartat Stage Zero.

En viktig punkt när det gäller tillstånd som ska motsvara tillståndet innan mänsklig påverkan är att det som idag är svämplan i många fall tidigare varit torvjordarter. Denna situation kan uppstå om sedimenttillskottet ökat så som den gjorde på många platser i Europa när människan blev jordbrukare. Där är det inte längre möjligt att återskapa helt ursprungliga tillstånd då dalgången helt enkelt har blivit fylld av svåmsediment och begravt torven under.

Oavsett om man vill säga Stage Zero eller ”Vattendrag i fas 1 och hydromorfologiska typen ExABMC” eller liknande är det viktigt att förstå hur processerna i dessa vattendragstyper fungerar och när det passar att använda dem i en målbild en mycket viktig del av restaureringsstrategin. Exempel på ett vattendrag som utvecklas mot typen ExABMC visas i Figur 8. I Figur 9 och Figur 10 visas ytterligare exempel.

Stage Zero

- Ett tillstånd som ska motsvara vattendragens morfologi innan någon form av mänsklig påverkan. Kortfattat beskrivs morfologin som att det ska vara anastomering, frekvent översvåmning och hög grad av mångformighet. Denna morfologi uppnås ofta tack vare rikligt med död ved eller förekomst av bäver, men kan även uppstå i öppna miljöer.

Hydromorfologiska typer med tillägget ABMC

- Vattendrag där morfologin till stor del beror på förekomsten av bäverdammar och med anastomerande planform.

Hydromorfologiska typer med tillägget ALWD

- Vattendrag där morfologin är framtvängd av stora mängder död ved och med anastomerande planform.

Bäverdam som ej spänner över hela dalgången minskar flödeskapacitet i huvudfåran



Blivande "ö" mellan fårorna som kommer att fungera som svämplan när planformen blir anastomerande

Nya fåror uppstår när små bäverdammar minskar kapaciteten i huvudfåran

Figur 8. Rätat vattendrag som ska ingå i ett restaureringsprojekt och där bävrarna tagit saken i egna händer och redan börjat återskapa morfologin. Till vänster syns en bäverdam i befintligt dike. Bävrarna har dämt där och vattnet har börjat rinna åt höger och eroderar nu fram nya parallella fåror genom det gamla svämplanet. Fåran har alltså börjat anastomera och om bävrarna får jobba fritt ett tag till kommer hela området att övergå till det som enligt biotopkarteringsmetodens typologi motsvarar ExABMC (vattendrag i finkorniga sediment där morfologin till stor del beror på förekomsten av bäverdammar och med anastomerande fåror). Pilarna visar vattnets riktning. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 9. Exempel på vattendrag som sannolikt legat i ett helt öppet landskap i tusentals år och där svämplanen utgjorts av hårdvallsäng. Dessförinnan låg området under havsytan. I denna typ av miljö saknas någon ursprunglig och av människan opåverkad del. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 10. Vattendrag som enligt biotopkarteringsmetoden får tillägget "ABMC" vid benämning av hydromorfologisk typ. Det innebär att morfologin till stor del beror på förekomsten av bäverdammar och att det är anastomerande fåror. Till vänster en bäver i ett skotskt vattendrag, resultat från återintroduktion.

Credits: Överst "Beaver Meadows" by tab2space is licensed with CC BY-NC-SA 2.0. To view a copy of this license, visit <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/2.0/>. Mitten: "365-78, Abandoned Beaver Pond" by pecooper98362 is licensed under CC BY-NC 2.0. To view a copy of this license, visit <https://creativecommons.org/licenses/by-nc/2.0/>. Till vänster: "Beaver Shot" by Paul Stevenson is licensed with CC BY 2.0. To view a copy of this license, visit <https://creativecommons.org/licenses/by/2.0/>

När målbilden för TB-vattendrag ska bestämmas är det viktigt att tänka på att det inte bara handlar om att vattendraget ska befinna sig i ett tillstånd som beskrivs som ett visst utseende eller en vis fas. I grund och botten är det ett tillstånd där de processer, strukturer och funktioner som kan förväntas av den hydromorfologiska typen som ska eftersträvas. I detta inkluderas frågor som har att göra med bland annat egenskaper som berör lateral och längsgående kontinuitet, erosion och sedimentation, dynamisk jämvikt, periodvis översvämning av svämplan, morfologisk diversitet i planform och tvärsektion med mera.

Ytterligare aspekter som är extra viktiga för restaurering av TB-sträckor är att restaureringsprojektet geografiskt sträcker sig utanför restaureringsobjektet. Det betyder att det är viktigt att behandla vattendraget som ett system och inte bara jobba i ett begränsat område, genom att väga in effekter från påverkan i hela avrinningsområdet och från andra delsträckor. Delar av restaureringsarbetet bör också sträcka sig utanför projekttiden, alternativt att projekttiden är lång. Korta projektider i system som domineras av TB-sträckor är svåra att lyckas med eftersom tid ofta är en viktig pusselbit i restaureringsarbetet. Restaurering av TB-vattendrag handlar till stor del om att skapa förutsättningar för vattendraget att själv återskapa önskvärda processer och det tar tid innan målbilden uppnås. Därför är det viktigt att uppföljning och eventuella korrigeringar kan göras även efter att projekt är avslutade.

Nedan följer en sammanfattning om vad som är extra viktigt att tänka på vid restaurering av TB-sträckor:

- Viktigt att behandla vattendraget som ett system.
- Hänsyn till utveckling bland annat med hjälp av ”channel evolution models”.
- Hänsyn till självjustering.
- Hänsyn till dynamisk jämvikt.
- Dynamisk jämvikt (eller ett tillstånd nära dynamisk jämvikt) bör vara en del av målet.
- Större hänsyn till processer.
- Viktigt att acceptera att det kan ta tid innan mål uppnås.
- Kan vara svårt med målbild och referensförhållande, men viktigt att hitta relevanta mål som passar in i framtida förutsättningar.
- Restaureringsarbetet bör geografiskt sträcka sig utanför själva restaureringsobjektet och tidsmässigt utanför projekttiden.

Restaureringsstrategi - steg för steg

För att restaurera ett vattendrag krävs en bra strategi. I nedanstående text tas de viktigaste punkterna upp, vilket är:

- Inventering
- Tillståndsanalys
- Målbild
- Åtgärdsplan/projektering
- Åtgärder
- Framtida händelser/skötsel
- Uppföljning

Inventering

För att ta reda på hur en eller flera delsträckor eller ett område i ett vattendrag bör återskapas är det viktigt att beskriva hur vattendraget och delsträckorna fungerar som ett system.

Att biotopkartera vattendrag och dess biflöden (relevanta delar av biflödena) är ett bra sätt att samla in information och öka kunskapsläget av vattendraget. I biotopkarteringsmetoden finns många variabler som beskriver hydromorfologin och det kan i vissa fall vara lämpligt att välja en enklare beskrivning av utvalda delar av vattendraget och/eller dess biflöden så länge det är relevant information som samlas in. Exempel på viktig information är vilka processer som dominerar i olika delsträckor, var olika delsträckor befinner sig i CEM, hydromorfologiska typer, olika typer av fysisk påverkan, påverkan på basnivå, annan påverkan på hydrauliken samt hur olika delsträckor påverkar varandra.



Figur 11. Länsstyrelsen i Östergötland ute i en B-sträcka och både läser av och mäter in ett vattendrags morfologi. Foto: Länsstyrelsen Östergötland.

Efter biotopkarteringen behövs en analys av avrinningsområdets egenskaper och en bedömning av hur avrinningsområdet påverkar vattendraget och restaureringsobjektet. Egenskaper som kan behöva beskrivas är påverkan på flödesdynamiken, sedimenttillskott, reglering, utdikning med mera.

Utifrån den insamlade kunskapen görs en beskrivning av vattendraget som system. Det kan bland annat innehålla beskrivning av hur olika delsträckor påverkar varandra, var olika delsträckor befinner sig i utvecklingen (utvecklingsfas i en CEM), åt vilket håll utvecklingen är på väg, vilka delsträckor som domineras av erosion, vilka som domineras av sedimentation, om det finns pågående försämring (t ex degradation) och så vidare.

När vattendraget beskrivs som ett system är det viktigt att ha principerna om självreglering, dynamisk jämvikt och CEM i åtanke. Förståelsen av dynamiken och att ta sig tid att beskriva de områden som sträcker sig utanför restaureringsobjektet är mycket viktigt i TB-vattendrag. Det är en av de punkter som ofta framställs som kritisk för ett lyckat restaureringsprojekt.

Tillståndsanalys

I denna analys fortsätter beskrivningen av vattendraget som ett system, men med mer fokus på vad som är påverkat, varför det är påverkat och varför det innebär ett problem.

En bra utgångspunkt är att följa bedömningsgrunderna för de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna konnektivitet, hydrologisk regim och morfologiskt tillstånd. Konnektivitet, morfologiskt tillstånd och delar av hydrologisk regim går att klassa närmast automatiskt utifrån biotopkarteringsresultaten vilket innebär en relativt låg arbetsinsats (Länsstyrelsen i Jönköpings län 2017).

Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer och ingående parametrar

Kvalitetsfaktorn konnektivitet

- Konnektivitet i uppströms- och nedströms riktning
- Konnektivitet i sidled till närområde och svämplan

Kvalitetsfaktorn morfologiskt tillstånd

- Vattendragsfårans form
- Vattendragets planform
- Vattendragsfårans bottensubstrat
- Död ved i vattendrag
- Strukturer i vattendrag
- Vattendragsfårans kanter
- Vattendragets närområde
- Svämplanets strukturer och funktion

Kvalitetsfaktorn hydrologisk regim

- Specifik flödeseffekt
- Volymsavvikelse
- Flödets förändringstakt
- Vattenståndets förändringstakt



Figur 12. Bilden visar ett vattendrag med sänkt basnivå. Den sänkta basnivån försämrar tillståndet och innebär bland annat att följande parametrar som ingår i kvalitetsfaktorn morfologiskt tillstånd blir väsentligt påverkade: fårans kanter (älvvallar har ersatts med branta kanter etc), vattendragets bottensubstrat (grusbotten har spolats bort och ersatts av postglacial lera), strukturer i vattendrag (grusbänkar har spolats bort), samt svämplanets strukturer och funktion (svämplanet översvämmas inte längre och inga strukturer kan längre uppstå uppe på svämplanet).

Konnektiviteten i sidled till närområde och svämplan påverkas också i och med att svämplanet ej kan översvämmas längre (kvalitetsfaktorn konnektivitet i vattendrag).

Vid biotopkartering skulle främst variablerna som beskriver basnivå (variablerna sänkt basnivå fast struktur, förändrad basnivå totalt), instabilitet (dominant fluvial process, stabilitet), inskrämningen (variabeln inskrämningkvot) samt beskrivningen av vilken fas i CEM sträckan är i (variabeln utvecklingsfas) indikera att habitatet var försämrat samt hur det var försämrat.

Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

När bedömningsgrunderna används rekommenderas det att vattendraget delas in i segment. Ett segment kan bestå av antal biotopkarteringssträckor som hänger ihop hydromorfologiskt. Det går även att använda bedömningsgrunderna på delsträckenivå vid behov. Det viktigaste är att det erhålls information som är relevant för att bestämma vilka restaureringsåtgärder som behövs.

Bedömningsgrunderna kan vid första anblick verka komplicerade, men om den som använder dem har kunskap i hydromorfologi är de relativt enkla. Bedömningsgrunderna ska ses som ett hjälpmedel för att hitta problem och orsaker till problem, det ska inte ses som ett tidskrävande onödigt moment. Om det tar lång tid att använda bedömningsgrunderna så har de sannolikt använts på fel sätt.

Efter att ha bedömt statusen med hjälp av bedömningsgrunderna är nästa steg att ta reda på varför den hydromorfologiska statusen försämrats, det vill säga vilka påverkanstryck som försämrat vattendraget. Om det finns biotopkarteringsdata så är det till stora delar redan klart eftersom mycket i biotopkarteringen beskriver påverkanstryck.

Följande är exempel på frågeställningar som behöver beaktas:

- Är habitatet försämrat?
- Vilka påverkanstryck finns?
- Vilken orsak finns det till försämrat habitat?
- Vilka processer dominerar inom varje delsträcka och vad är orsaken till en eventuell instabilitet?
- Vilken typ av påverkan finns inom varje delsträcka (lämpligtvis uttryckt som vissa värden hos biotopkarteringsvariablerna eller uttryckt som status för varje enskild parameter vid klassning av morfologiskt tillstånd)?
- Finns det en påverkan på avrinningsområdesnivå som är relevant för vattendraget (t ex hög sedimenttillförsel, höjda flöden eller reglerad vattenföring)?
- På vilka delsträckor är det främst fasta strukturer som är påverkade och var finns en påverkan som inverkar på dynamiken?
- Vilka delsträckor påverkar varandra?

I Tabell 1 visas ett exempel på hur det går att specificera habitatförsämringen för ett restaureringsobjekt. I exemplet pågår uppströmsvandrande erosion efter att basnivån sänkts. Vattendraget i exemplet är i fas 4a (i CEM) och har en inskärningskvot på 1.8 (se mer under rubriken ”Sänkt basnivå och uppströmsvandrande erosion”).

Tabell 1. Exempel på hur specificering av habitatförsämring kan se ut.

Påverkanstryck	Sänkt basnivå
Effekter på hydromorfologi	Instabilitet (degradation)
	Ökad inneslutning
	Inaktivering av svämplan
	Ökad inskärningskvot (1.8)
	Erosion har drivit sträckan till fas 4a (CEM)
Parametrar tillhörande morfologiskt tillstånd som är väsentligt påverkade	Vattendragsfårans form
	Vattendragsfårans bottensubstrat
	Strukturer i vattendrag
	Vattendragsfårans kanter
	Svämplanets strukturer och funktion

Målbild

Genom att bestämma en målbild så måste man bestämma vad som faktiskt ska åstadkommas vid restaureringen. I många fall är målbilden samma som sträckans naturliga referensförhållande. I praktiken kan det vara omöjligt att helt nå fram till ett referensförhållande och då kan det vara nödvändigt att skala ned graden av naturlighet. Det viktigaste är att väga in vilka långsiktiga effekter en eventuell kompromiss innebär.

I vissa fall kan det vara svårt att avgöra om det är något som är kulturpåverkat eller om det är något helt opåverkat som ska eftersträvas. Här gäller det att göra en bedömning av hur mycket av historiken som ska vägas in och vad som kan anses vara ett rimligt mål med avseende på vilka markslag och vilka egenskaper området kommer ha i framtiden. Oavsett vilket mål som väljs är det bra att specificera vilka egenskaper som ska uppnås. De egenskaper som beskrivs bör innefatta olika processer, funktioner och strukturer som hör hemma i den hydromorfologiska typen. Det kan innebära att målbilden innehåller beskrivning av vad som ska uppnås med avseende på t ex lateral och längsgående kontinuitet, erosion och sedimentation, dynamisk jämvikt, översvänningsfrekvens, morfologisk diversitet i planform och tvärsektion med mera.

För att kunna sätta upp en bra målbild med uppföljningsbar effekt rekommenderas det att målbilden uttrycks utifrån biotopkarteringsvariabler så långt det är lämpligt. I Tabell 2 visas ett exempel på hur en målbild skulle kunna uttryckas för en delsträcka. I exemplet är det "ExALWD" som eftersträvas vilket betyder "Vattendrag i finkorniga sediment med morfologi framtvingad av grov död ved samt med anastomerande planform". Det som beskrivs i tabellen bör också kompletteras med mål för kvalitetsfaktorerna och då helst på parameternivå.

I målbilden bör en tidskomponent läggas in. Att återskapa TB-vattendrag kräver tålmod och just tid kan behöva få vara en viktig komponent i restaureringen. Som nämnts tidigare handlar det mest om att återställa förutsättningarna och pusha vattendraget i en riktning mot ett naturligt tillstånd och det kan få ta sin tid. Hur lång tid som krävs kan vara olika och beror på en mängd faktorer.

Tabell 2. Exempel på variabler i biotopkarteringsmetoden som kan användas som hjälp vid specificering av målbild. Se biotopkarteringsmanualen för beskrivning av variabelernas innebörd.

Variabel	Exempel på beskrivning av mål
HyMototyp	Ska gå från Fö till Ex. I takt med att skogen åldras ska HyMotypen bli ExALWD.
Dalgångens inneslutning	Inneslutningen ska gå från hög till låg.
Grov död ved (antal per 100 m) / Död ved på svämplan:	Genom tillförsel av död ved ska antalet bitar bli minst 30/100 m i fåran och minst 120/100 m på svämplan. På sikt ska mängden öka genom att skogen på svämplanet ej brukas.
Översvänningsfrekvens/grundvattenni vå	Ska inom tio år ha gått från klass 2 till klass 1 eller lägre.
Fysisk påverkan på översvänningsyta	Ska gå från klass 3 till klass 1 eller lägre.
Dominant fluvial process/Stabilitet	Ska på sikt (inom 10 år) bli dynamisk jämvikt (klass 0 respektive 0).
Sänkt basnivå fast struktur/Förändrad basnivå totalt	Ska återställas helt till 0 m för båda variabelerna.
Knickpoint	Direkt efter åtgärd ska det vara noll knickpoints.
Inskärningskvot	Ska inom tio år blivit <1.3.
Aktivt svämplan	Svämplanen ska bli aktiva direkt efter åtgärd.

För mycket fokus på enstaka arter vid restaurering kan ge otillräcklig bild av resultaten och i vilken mån mål nås. Om arter sätts i ett sammanhang och knyts ihop med hydromorfologin blir det lättare att ha med dem som en del i målbilden. T ex om grusbankar för havsöringsreproduktion är en viktig del i ett restaureringsprojekt och det önskas mer grusbankar så ska bankarna i så fall kopplas till hydromorfologin. Om grusbankar saknas finns det en orsak och det gäller att knyta ihop det med påverkanstryck och mål.

I vissa fall går det inte att restaurera vattendraget och det kan bli nödvändigt med att bara göra habitatförstärkning där enstaka komponenter förbättras. Då är det ändå lämpligt att använda, när det är möjligt, biotopkarteringsvariabler för att sätta upp konkreta mål. Att det inte går att restaurera kan bero på många olika orsaker, behovet av markavvattning är en vanlig orsak.

Åtgärdsplan/projektering

Utifrån tillståndsanalysen och målbilden tas en plan för vilka åtgärder som ska utföras fram. I planen bör det framgå vilka åtgärder som ger direkta effekter och vilka åtgärder som ger effekt på längre sikt.

Vid projektering eller framtagande av åtgärdsplan ingår ofta de föregående momenten, d v s inventering, tillståndsanalys och framtagandet av relevant målbild.

Åtgärdsplan/projektering bör ha med en beskrivning av hur området ska skötas efter restaurering eller om det är viktigt med helt fri utveckling.

En plan för uppföljning bör också ingå i åtgärdsplanen/projekteringen.

Åtgärder

Förr eller senare är det dags för åtgärder. Långa projektider för själva åtgärderna kan vara lämpligt med tanke på just TB-vattendragens dynamiska karaktär. Ibland kan det vara bra att ha en period med åtgärder följt av en senare period med möjlighet till både uppföljning och korrigerande.

Det är sällan det finns tillräckligt långa projektider, vilket kan inverka negativt på effekterna. Detta är något som helt klart skulle kunna förbättras i framtiden.



Figur 13: Förr eller senare är det dags för själva åtgärderna. Här återställs en B-sträcka som i dess uppströmsdel ska fungera som bestämmande sektion. Återställningen kommer innebära att basnivån återställs för sträckorna uppströms. Foto: Lars Gezelius.

Framtida händelser/skötsel

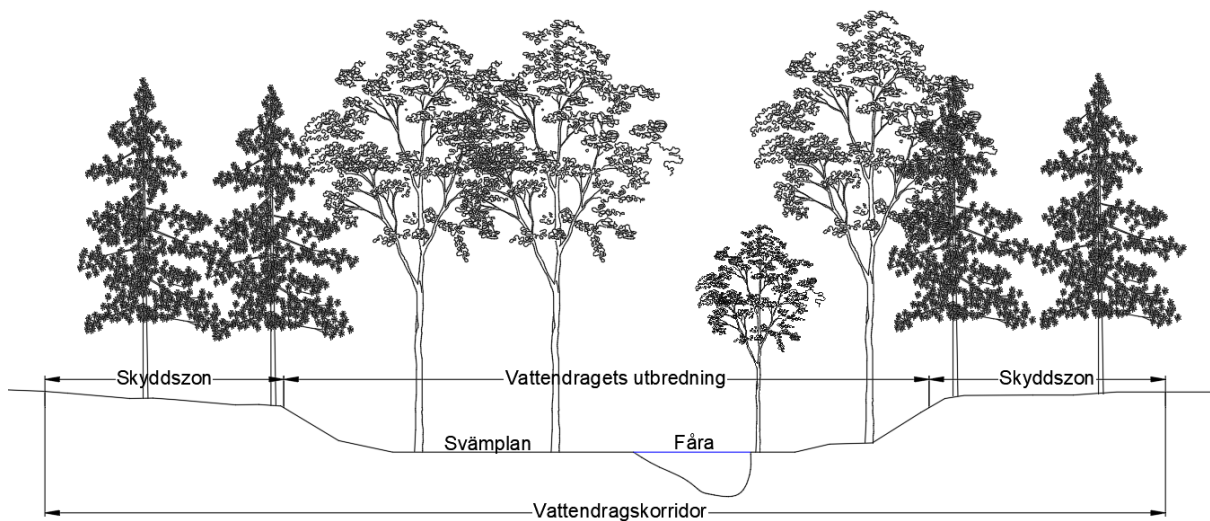
Efter restaureringsfasen brukar det vara viktigt att det finns en kontinuitet i markanvändning inom och i direkt anslutning till svämplanet. Till exempel om det

har skapats en "ExALWD-sträcka" (E-sträcka med morfologi framtvängd av grov död samt med anastomerande planform) så måste skogen på svämplanet och i anslutning till svämplan få utvecklas fritt och träd få falla ned i fåran och på svämplanet. I annat fall kommer vattendraget gå mot ett annat tillstånd över tid när det inte kommer någon ny tillförsel av ved.

På samma sätt kan det vara ett problem om det skapas ett naturligt meandrande vattendrag där det ingår i målbilden att betande djur håller landskapet öppet och det sedan får växa igen.

Utifrån detta rekommenderas det att alltid ha en plan för hur vattendraget och marken kring vattendraget ska få utvecklas över tid. Denna plan måste sträcka sig över hela vattendragets yta vilket definieras som svämplanet och fåran, men ska helst sträcka sig över hela vattendragskorridoren. Vattendragskorridoren definieras kortfattat som svämplanets och fårans utbredning plus en skyddszon/buffertzon (Figur 14). Hur dessa ytor kan beräknas och avgränsas redovisas under rubriken "Hur en skyddszon/vattendragskorridor avses".

När skyddszoner kring vattendraget dimensioneras bör zonen generellt sträcka sig från den yta som definieras som vattendrag vilket är svämplanet plus fåran (eller fårorna). Att skyddszonen skulle börja vid själva fåran är meningslöst vid vattendrag med breda svämplan eftersom svämplanen i så fall är delvis oskyddade.



Figur 14. Skiss över hur den yta som utgör själva vattendraget avgränsas. Ytan utgörs av svämplanet och fåra. I skissen visas också skyddszon och vattendragskorridor. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.

Uppföljning

Uppföljningen anpassas till varje projekts förutsättningar, men en generell rekommendation är att välja relevanta biotopkarteringsvariabler som är knutna till målbilden.

Ett bra exempel från biotopkarteringsmetoden är inskärningskvot. Inskärningskvoten är ett mått på hur mycket vattendraget skurit sig ned i sedimenten och därmed förlorat kontakt med svämplan och erhållit ökad specifik flödeseffekt. Ett vanligt mål är att inskärningskvoten ska få ett värde nära 1, vilket motsvarar naturliga, opåverkade förhållanden. I Tabell 3 listas lämpliga variabler från biotopkarteringsmetoden.

Andra typer av uppföljningar kan vara att bedöma förekomsten av morfologiska enheter som är knutna till den hydromorfologiska typen före och efter åtgärd.

Ytterligare bra uppföljningstyp är att statusklassa hydromorfologin före och efter. Det behöver inte vara för en vattenförekomst, det räcker att det är för ett område som är relevant för projektet.

Tabell 3. Exempel på variabler i biotopkarteringsmetoden som är lämpliga för uppföljning av effekten från vattendragsrestaurering.

Variabel	Förklaring
Dalgångens inneslutning	Går att jämföra klass (låg, hög och måttlig) före och efter åtgärd, alternativt jämförs confinement index vilket ger ett mer exakt mått.
Grov död ved (antal per 100 m)	Uppföljning av antal vedbitar per 100 m vattendrag jämfört med innan åtgärd och jämfört med referensförhållande.
Död ved på svämplan	Uppföljning av antal vedbitar per 100 m vattendrag jämfört med referensförhållande. Denna variabel ingår i Protokoll A-Tillval (ej obligatoriska variabler).
Rensning	Hur stor andel av respektive rensningsklass som fanns innan och efter åtgärd. Denna variabel är mindre lämpad för TB-sträckor, men kan användas.
Kulverterat	Andel kulverterat före och efter åtgärd.
Översvämningsskydd	Andel med översvämningsskydd före och efter åtgärd. Variabeln bör kopplas ihop med uppföljning av inneslutning.
Damm	Andel som utgjorts av damm före och efter åtgärd.
Indämt	Andel indämt före och efter åtgärd.
Utfyllnad	Andel med utfyllnad före och efter åtgärd.
Översvämningsskydd/gr undvattennivå	För TB-sträckor fungerar variabeln som en grövre klassning än inskärningskvot.
Fysisk påverkan på översvämningssyta	Beskriver graden av fysisk påverkan. Kan användas vid uppföljning i vissa fall.
Dominant fluvial process/Stabilitet	Genom att jämföra bedömningen av dessa två variabler före och efter åtgärd samt efter att en längre tid förflutit erhålls bland annat ett mått på förändringsprocesser och om sträckan fortfarande ger ett påtagligt sedimenttillskott för sträckorna nedströms.
Sänkt basnivå fast struktur/förändrad basnivå totalt	Dessa två variabler kan användas för att följa upp om basnivån efter åtgärd motsvarar referensförhållandet.
Knickpoint	Anges som antal vid biotopkartering. Antal före och efter åtgärd är ett bra mått för att visa på om den mest påtagliga degradationen har stoppats (antaget att det fanns knickpoint innan åtgärd).
Inskärningskvot	Kvoten ska vara 1 eller nära 1 när full effekt uppnåtts av restaureringen. Beskriver hur mycket vattendraget skurit sig ned i sediment i relation till dess naturliga tillstånd.
Aktivt svämplan	Anges som Ja/Nej vid biotopkartering och kan användas för att utvärdera om svämplanen har återaktiverats eller ej (antaget att de var inaktiva innan åtgärd).

Checklista

Checklista för restaureringsstrategi

Förarbete

- Inventering av vattendragets hydromorfologi (biotopkartering eller motsvarande).
- Kartläggning av avrinningsområdet och dess betydelse för hydromorfologin (utdikningar, regleringar, sedimenttillförsel från biflöden och så vidare).
- Beskrivning/analys av vattendraget som system.
- Beskrivning av Channel evolution models med bedömning av vilken typ av dynamisk jämvikt delsträckor strävar mot och om det finns pågående försämring.
- Tillståndsanalys där det utreds vad som är försämrat och hur och varför vattendraget/delsträckor avviker från referensförhållandet.
- Framtagande av målbild som en beskrivning av vad som ska återskapas. Ta reda på vilka egenskaper (processer, strukturer och funktioner) som är knutna till målbilden.
- Framtagande av åtgärdsplan/projektering där även en beskrivning av framtida skötsel eller fri utveckling ingår. Viktigt att det säkerställs att vattendraget efter restaurering kan upprätthålla önskad morfologi.

Utförande

- Åtgärder utförs.
- Objektet lämnas för fri utveckling alternativt utförs skötselåtgärder som passar med målbilden.
- Uppföljning utförs.

Viktiga aspekter

- Projektet behöver sträcka sig utanför själva restaureringsobjektet.
- Delar av restaureringsarbetet behöver sträcka sig utanför projekttiden.
- Målbilden behöver vara relevant för de framtida förutsättningarna och inte bara baseras på historik.

Valet mellan aktiva åtgärder, semipassiva åtgärder och passiva åtgärder

Många TB-vattendrag befinner sig i ett tillstånd där statusen försämras över tid genom olika typer av processer. Ett typiskt exempel är vattendrag som fått sänkt basnivå. De kommer att under lång tid att ha en kontinuerlig degradation vilket innebär att vattendraget eroderar nedåt, förlorar alltmer kontakt med svämplan och så vidare. I vissa fall kan dock vattendraget sträva mot ett naturligare tillstånd om det bara får vara ifred från jordbruk, skogsbruk, dikesunderhåll och liknande inom vattendragskorridoren och om död ved som faller ned över fåra och svämplan får ligga kvar (exempel i Figur 15 till Figur 17).

För att avgöra om ett vattendrag kommer att återhämta sig om det lämnas ifred eller om en försämring kan förväntas krävs det en hydromorfologisk analys vilket helt eller delvis kan göras med biotopkartering. Om ett vattendrag till största del kan lämnas ifred för återhämtning och det leder mot ursprungligt tillstånd kallas det passiv restaurering, till skillnad mot när det görs praktiska åtgärder, då kallas det aktiv restaurering. För TB-vattendrag är det ofta vanligt med ett mellanting. Då återställs de grundläggande förutsättningarna och sedan får vattendraget över tid utveckla naturlighet, något som kan kallas för semipassiva åtgärder.



Figur 15. Rätad delsträcka som har god kontakt med svämplan, har en relativt hög morfologisk stabilitet och befinner sig nära ett dynamiskt jämviktstillstånd. Här är det möjligt med passiva åtgärder. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 16. Delsträcka med instabilitet, avsaknad av fungerande svämplan och som bidrar med ökat sedimenttillskott till nedströmsliggande sträckor. Sträckan förväntas behöva mer än 100 år för att utveckla nya svämplan och för att gå in i dynamisk jämvikt. Här skulle det vara dåligt med passiva åtgärder. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 17. Rätad delsträcka med minskad översvämningsfrekvens och instabilitet. Denna delsträcka har bedömts kunna återfå sin morfologi och att svämplanen åter kan översvämmas om mängden död ved ökade och om det tillåts bildas bröten som får ligga kvar. Här är det därmed möjligt med passiva åtgärder under förutsättning att det avsätts en vattendragskorridor samt utökade skyddszoner där skogen lämnas helt till fri utveckling och död ved får ligga kvar på svämplan och i fåran. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Valet mellan passiva och aktiva restaureringsåtgärder kräver således en förståelse av CEM och andra delar av hydromorfologin som inventeras med biotopkarteringsmetoden. Det som är viktigast är att veta om vattendraget är på väg mot ett ursprungligt tillstånd eller mot ett nytt tillstånd samt var vattendraget befinner sig i den utvecklingen (d v s var i CEM vattendraget är).

Vid valet mellan aktiva, passiva och semipassiva åtgärder bör följande punkter vägas in:

- Kostnadseffektivitet baserat på sociala och ekonomiska värden.
- Huruvida det sker pågående försämring eller om vattendraget går mot ett bättre tillstånd (baseras bland annat på CEM).
- Vilken respons vattendraget kan förväntas ge på en restaurering, till exempel hur möjligt det är att få tillbaka ursprungliga hydromorfologin.
- Hur självgående vattendragets egenskaper blir på sikt och om det krävs skötsel längre fram.
- Motstående intressen.

Valet mellan restaurering, passiva åtgärder och semipassiva åtgärder kan vara svårt och innehålla många avvägningar. Det är viktigt att kunna motivera varför det har gjorts på ett visst sätt.

Åtgärder

Nedan redovisas ett antal typfall och hur de kan åtgärdas samt några exempel på habitatförstärkning och generella riktlinjer. Varje enskilt fall är förenklat och berör bara en begränsad del av ett vattendrag. I praktiken förekommer som regel flera olika typer av påverkanstryck och i olika delar av vattensystemet vilket gör åtgärderna mer komplicerade.

Texten är tänkt att ses som en introduktion till vanliga problem och lösningar.

Sänkt basnivå och uppströmsvandrande erosion

Problembild

Avser sträckor där vattendraget har kvar ett naturligt, opåverkat lopp och är orensat, men där en bestämmande sektion i nedströmsdel av sträckan rensats (Figur 18 och Figur 19) vilket har inneburit sänkt basnivå.

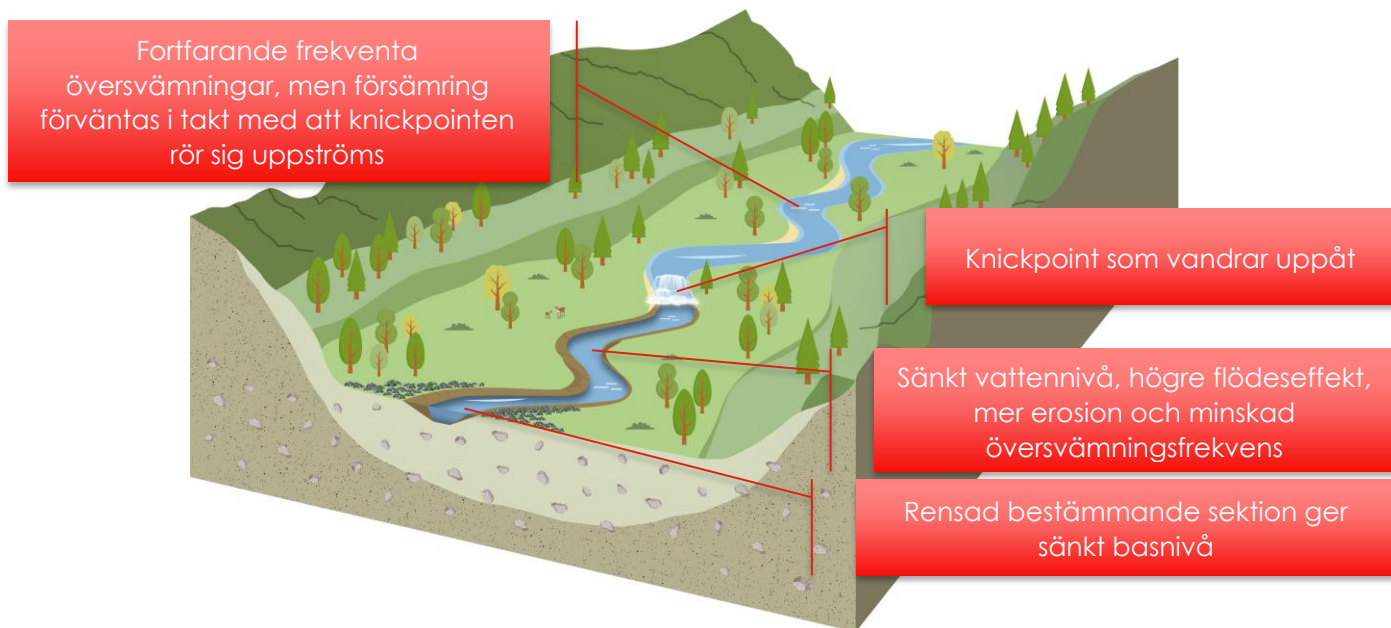
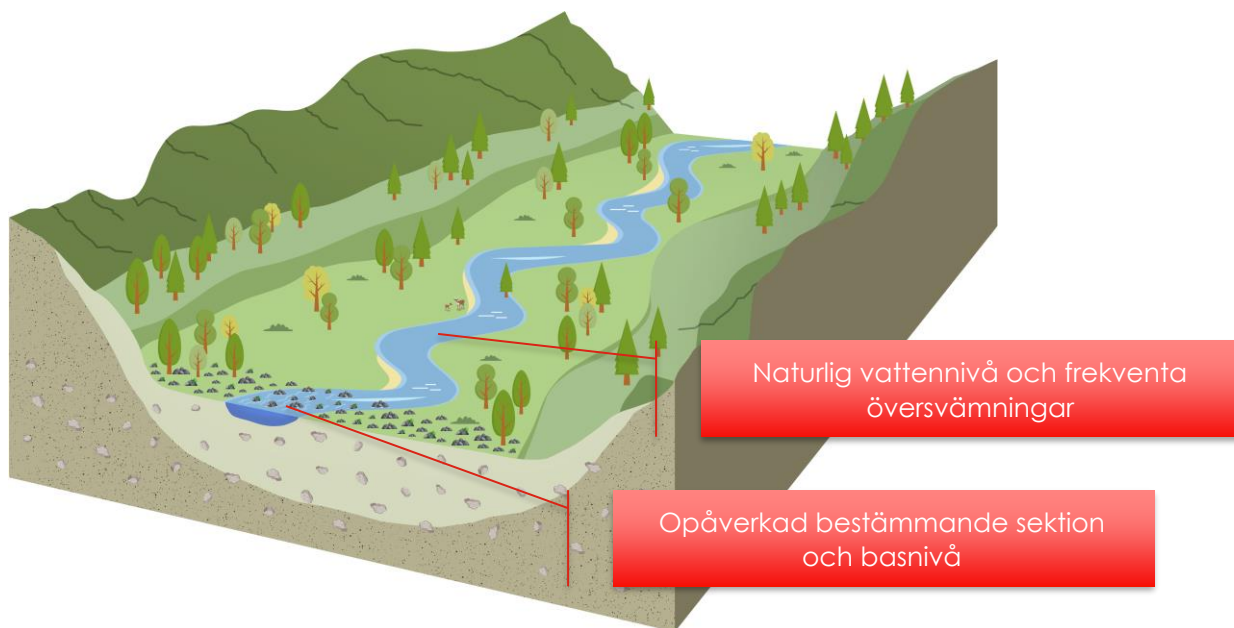
Sänkning av basnivå leder till ökad lutning av vattendraget och ökad flödeseffekt inom sträckan vilket i sin tur leder till att vattendraget kommer att skära sig nedåt när fåran anpassar sig till den nya basnivån. Efter ett tag kommer fåran bli djupt nedskuren och förlora kontakt med svämplanet som då inte längre kan översvämmas. Avsaknaden av översvämning leder också till ökad specifik flödeseffekt vilket förstärker erosionsproblematiken.

Effekterna är förutom att flödeseffekten ökar bland annat att erosionen ökar, att bottensubstratets struktur och sammansättning förändras samt att svämplanets egenskaper försämras när det ej kan översvämmas. Det blir också stora effekter på nedströmsliggande sträckor som får ett påtagligt ökat tillskott av sediment vilket kan försämra morfologin där, t ex genom deposition i höljor eller förändring av tvärsektion i form av breddökning.

I Tabell 4 visas vilka av de parametrar som ingår i kvalitetsfaktorn morfologiskt tillstånd som i det typiska fallet blir väsentligt påverkade. Andra kvalitetsfaktorer som påverkas är konnektivitet i vattendrag och med att konnektiviteten i sidled förloras och hydrologisk regim i och med att specifika flödeseffekten ökar väsentligt.

Tabell 4. Parametrar som hör till kvalitetsfaktorn morfologiskt tillstånd samt vilka av parametrarna som i normalfallet är väsentligt påverkade när basnivån har sänkts nedströms TB-sträckor.

Parameter	Påverkas
Vattendragsfårans form	✓
Vattendragets planform	
Vattendragsfårans bottensubstrat	✓
Död ved i vattendrag	
Strukturer i vattendrag	✓
Vattendragsfårans kanter	✓
Svämplanets strukturer och funktion	✓
Vattendragets närområde	



Figur 18. Övre bild visar en TB-sträcka och TB-sträckans bestämmande sektion som avgör lokala basnivån. Nedre bild visar samma sträcka, men där den bestämmande sektionen rensats så att basnivån blivit lägre i TB-sträckan. Sänkningen av basnivå leder till ökad lutning och ökad flödeseffekt inom sträckan vilket i sin tur leder till att vattendraget kommer att skära sig nedåt när fåran anpassar sig till den nya basnivån. Efter ett tag kommer vattendraget bli djupt nedskuret och svämplanet kan då inte översvämmas. Avsaknaden av översvämning leder också till ökad specifik flödeseffekt vilket förstärker erosionsproblematiken. Oftast uppstår detta först i nedströmsdel, men effekterna rör sig uppströms i takt med att en knickpoint vandrar uppströms.



Figur 19. Överst visas hur morfologin kan se ut i en TB-sträcka med opåverkad basnivå. Typiska egenskaper är att det förekommer måttligt med erosion på grund av dynamisk jämvikt, svämplanet är aktivt och fåran ej djupt nedskuren. Mittenbilden visar morfologin efter att basnivån sänkts och vattendraget börjat erodera nedåt. På bilden är det ett flöde som motsvarar bankfullflödet, men vattnet når inte upp till svämplan. Nederst visas en rensad bestämmande sektion. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Nyttan med att restaurera vattendrag med denna problembild är bland annat att svämplanshabitatet förbättras och att vattendragsfåran får en naturligare morfologi. En viktig effekt är också att erosionen som gett påtagligt ökad sedimenttillförsel för nedströmsliggande sträckor avtar och att de sträckorna därmed får större chans att utveckla en naturlig morfologi.

De hydromorfologiska egenskaperna som kommer att uppstå i takt med att sträckan påverkas av den erosionsprocess som startat till följd av sänkt basnivå kommer att bero på hur lång tid som förflutit efter sänkningen. I det typiska fallet följer vattendraget den typ av CEM som i biotopkarteringsmetoden beskrivs som faserna 2a-7a (beskrivs under 7.5.3.2 A22-utvecklingsfas i manualen). Detta är en av de vanligaste typerna av CEM som finns beskrivet i litteraturen och detta brukar benämnas som degradation.

Effekterna av sänkt basnivå kan vara mycket allvarlig, inte bara för själva påverkan på habitatet, utan för att det är ett problem som kan fortgå över lång tid med successiv försämring i takt med degradationen i och med att det tar tid att nå ny jämvikt. Sträckan med erosion påverkas kraftigt, men även områdena nedströms påverkas av det ökade sedimenttillskottet.

Erosionsprocessen som startar till följd av sänkt basnivå brukar börja längst ned på sträckan, närmast den rensade bestämmande sektionen, eftersom lutningen ökar mest där i början. Erosionen vandrar sedan allt längre upp. Först eroderar botten, sedan kanterna. När erosionen vandrar uppåt brukar den göra det genom att ett område som kan ha formen av ett litet vattenfall eller en extra brant sträcka förflyttas uppåt successivt. Detta branta parti som vandrar uppströms i takt med att botten eroderar nedåt kallas knickpoint eller knickzone (Figur 20). Ofta har det bildats en hölja nedströms på grund av att vattnet får ökad hastighet vid fallet.

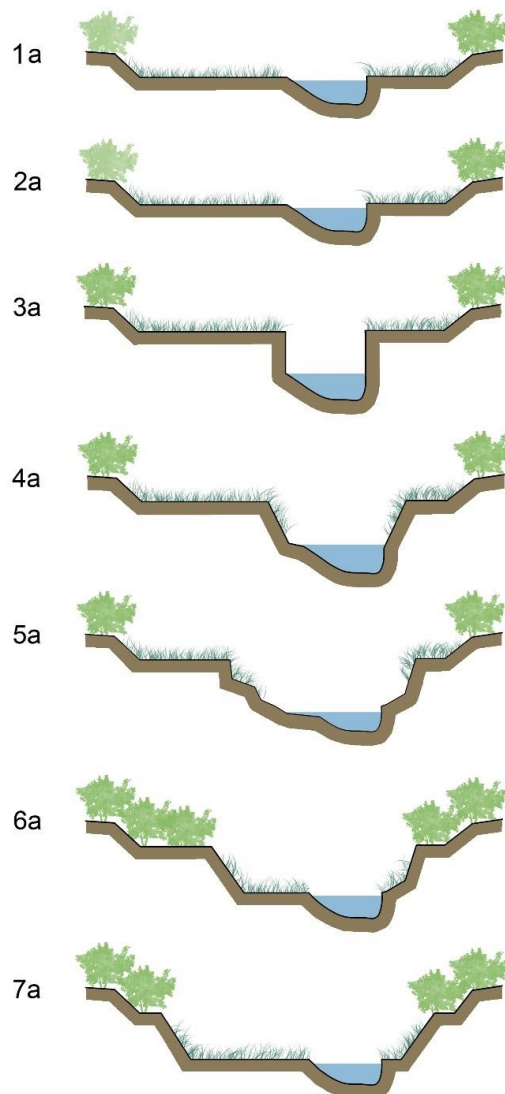


Figur 20. Till vänster: Exempel på knickpoint. Knickpointen vandrar uppströms i takt med att botten eroderar nedåt. Kanterna är betydligt brantare nedströms knickpointen och vattnet mycket lägre. Foto: Per Saarinen. Till höger: Ett tämligen litet vattendrag med en knickpoint. Här går det att se att morfologin blir likartad efter sänkt basnivå även i små vattendrag. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

I Figur 21 visas en översikt över den aktuella CEM och i Figur 22 visas hur profilen utvecklas. Det är vanligt att sträckorna befinner sig någonstans utmed 2a till 6a. Fas 7a motsvarar en ny dynamisk jämvikt som är likartat det ursprungliga tillståndet, men där vattendraget ligger på en lägre elevation. Denna fas är inte särskilt vanlig.

Möjligheten för vattendraget att återgå till ett ursprungligt tillstånd är normalt sett obefintlig utan restaurering. Detta beror på att vattendraget måste erodera fram nytt svämplan på en lägre nivå innan den får tillbaka sina egenskaper. Enda möjliga alternativet till återhämtning skulle vara om basnivån skulle återställas av bävvar som dämmer vattendraget eller att död ved kan fungera som ny bestämmande sektion. Det sistnämnda fallet händer dock i stort sett bara i små vattendrag.

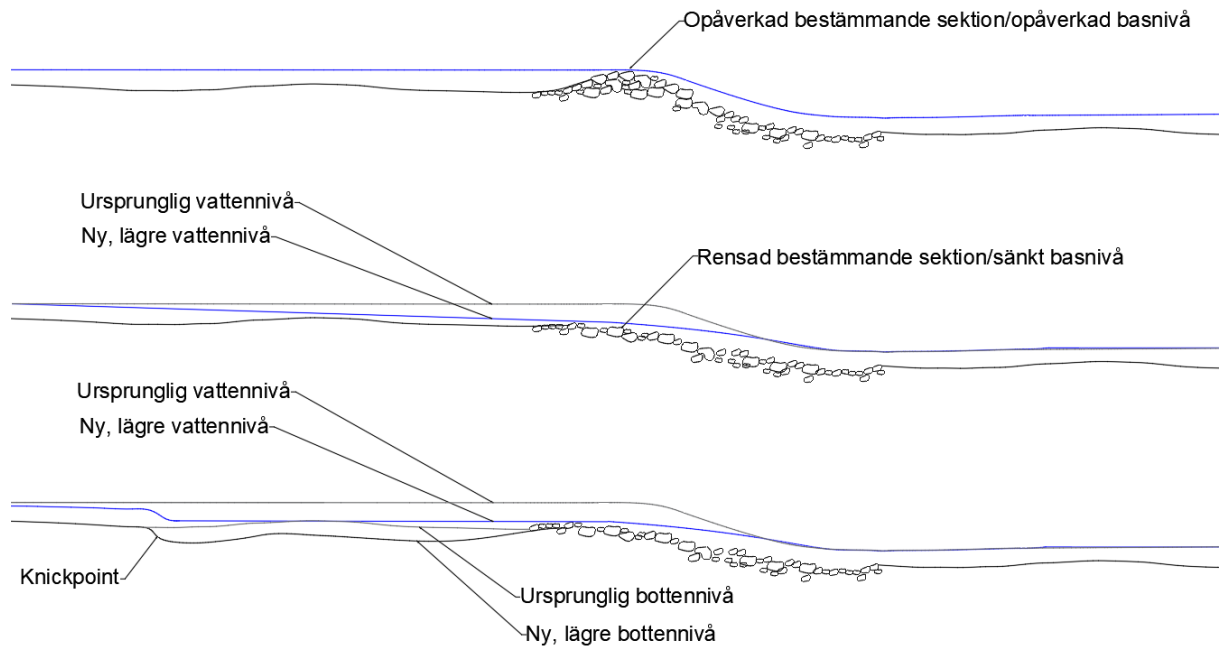
Uppströmsvandrande erosion som orsakas av sänkt basnivå uppstår inte bara på grund av att bestämmande sektioner sänkts, utan sker också av andra orsaker. Till exempel kan det vara för att vattendraget mynnar i en sjö eller ett större vattendrag och att vattennivån har sänkts där. Det kan också bero på att död ved tas bort, särskilt i mindre vattendrag. Det är bra att känna till att samma effekt kan också uppstå om långa sträckor nedströms har sänkts eller rätats eller både och även om basnivån inte sänkts genom att bestämmande sektioner sänkts där (se beskrivning i Figur 130). Även om effekten är samma klassas det inte som sänkt basnivå.



Figur 21. Konceptmodell som visar hur ett vattendrag kan utvecklas om en bestämmande sektion rensas nedströms en TB-sträcka.

Fas 1 motsvarar opåverkade förhållanden och fas 2a en tidig fas precis i början av förändringsprocessen.

Påföljande sektioner visar hur vattendraget eroderar nedåt som en anpassning till en lägre basnivå för att sedan erodera åt sidorna. Slutligen har ett nytt sekundärt svämplan skapats på lägre nivå än det ursprungliga. När vattendraget övergivit det aktiva svämplanet, det vill säga från och med Fas 3a kallas det i stället för recent terrass. I Fas 7a har vattendraget nått ett nytt jämviktstillstånd, men på lägre elevation. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 22. Profiler som visar vad som händer när basnivån sänkts. Första profilen visar opåverkade förhållanden där bottennivån har anpassat sig till basnivån (dynamisk jämvikt råder). I mittenprofilen har basnivån sänkts genom att sten och block rensats i den bestämmande sektionen vilket leder till att vattennivån sänks och lutningen ökar. Sista profilen visar att en erosionsprocess startat där botten börjat anpassa sig till nya basnivån, d v s strävar mot ett nytt jämviktsstillstånd på en lägre nivå. Bottenerosionen vandrar uppåt via en knickpoint. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.

Målbild

Målbilden bör vara så nära det naturliga referensförhållandet som möjligt med avseende på inneslutning och morfologi. Målbilden bör beskrivas med hjälp av biotopkarteringsmetoden bland annat genom att hydromorfologisk typ (inklusive eventuella tillägg) anges och genom att utvalda variabler som går följa upp och som beskriver processer, strukturer och funktioner används (inskränkningskvot, dalgångens inneslutning med mera).

Åtgärden som beskrivs nedan har inte full effekt direkt och det kan behövas olika lång tid till sträckan närmat sig ett naturligt referensförhållande beroende på flera faktorer.



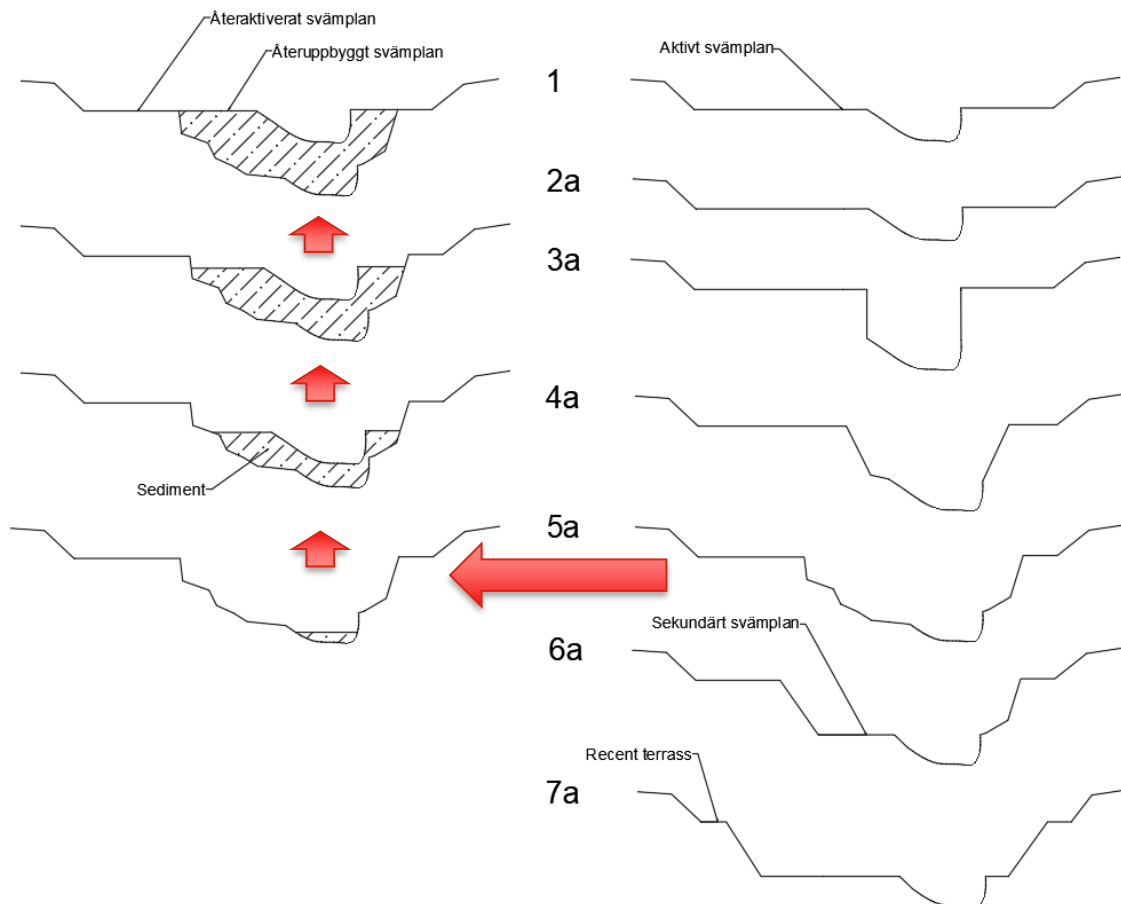
Figur 23. C-vattendrag som inte avviker väsentligt från det naturliga referensförhållandet. Detta vattendrag är dock inte restaurerat. Foto: Mathias Ibbe

Tillvägagångssätt

Vid denna typ av påverkan är åtgärden som behövs egentligen ganska enkel. Det som behöver göras är att återställa basnivån så att utvecklingen i den CEM som visades i Figur 21 går åt motsatt håll i riktning mot ett tillstånd som motsvarar fas 1.

När basnivån återställts kommer sträckan att erhålla lägre flödeseffekt och lutningen inom sträckan kommer minska. På samma sätt som vattendraget eroderade nedåt

efter basnivåsänkningen kommer det istället bli en sedimentationsprocess (Figur 24). I takt med att sedimenten som bromsas upp inom sträckan ackumuleras drivs sträckan i motsatt riktning mot fas 1. Slutligen kommer kvaliteter som motsvarar referensförhållandet att uppstå. Tiden som behöver förflyta innan vattendrag återfått naturliga karaktärer och når fas 1 beror på flera faktorer, bland annat på vilken fas vattendraget hunnit komma till innan restaurering och hur mycket basnivån var sänkt. Tillgången till sediment uppströmsifrån har också betydelse. I Figur 25 visas ett exempel.



Figur 24. Till höger i figuren visas en typisk CEM för degradation där sträckan går genom faserna 1 till 7a. Till vänster visas en "omvänd CEM" som är tänkt att motsvara att en bestämmande sektion har återställts vid fas 5a. Då går sträckan genom flera faser med sedimentation för att slutligen bilda en morfologi som motsvarar fas 1 med ett återaktiverat svämplan samt en svämplansyta som är återuppbyggd av nytt sediment. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 25. Exempel på en E-sträcka som tidigare har haft sänkt basnivå. Efter att basnivån höjdes sedimenterade fåran igen och efter ett tag började en ny fåra och ett nytt svämplan bildas i sedimenten. Sedimenten är idag på samma elevation som det ursprungliga svämplanet. Svämplanet fungerar i stort sett som innan påverkan och fåran utvecklas mot en naturligare morfologi mer och mer för varje år som går. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Även om detta är en enkel typ av återställning, kan det vara lite mer komplicerat i praktiken. Det kan bland annat bero på att det finns motstående intressen eller att erosionen gått så långt att fåran är påtagligt förändrad. I vissa fall kan det också ha att göra med att tillgången till sediment eller typ av sediment förändrats.

För att ta reda på vilket upplägg som restaureringen bör ha och vilken respons som kan förväntas bör följande tänkas igenom i ett tidigt skede:

- Vad händer om basnivån och översvämningsfrekvensen återställs? Finns det motstående intressen som gör att det inte går att restaurera?
- Vilken utvecklingsfas är sträckan i och hur påverkar det restaureringspotentialen?
- Går det att restaurera hela sträckan?
- Går det att återställa ursprunglig bestämmande sektion eller måste det göras på annat vis?
- Hur långt upp i delsträckan har en eventuell knickpoint vandrat?

Antaget att det är praktiskt möjligt att restaurera sträckan kan det göras enligt nedanstående beskrivning.

Åtgärden innebär att den bestämmande sektion som ligger nedströms sträckan ska restaureras återställs och att basnivån därmed blir återställd. Rent praktiskt görs detta genom att stenar och block som har rensats bort från den bestämmande sektionen läggs tillbaka så att tröskeln blir lika hög och får samma form och hydrauliska egenskaper som innan mänsklig påverkan (exempel i Figur 26).



Figur 26. Figuren visar en rensad bestämmande sektion före respektive efter åtgärd. Den bestämmande sektionen har återställts genom att upprensade block och stenar placerats tillbaka i fåran. Foto: Mathias Ibbe.

För att åtgärden ska kunna designas rätt är det viktigt att ta reda på vilken storlek det är på det flöde som kallas "channel forming discharge". Channel forming discharge är i stort sett samma sak som bankfullflödet och eftersom det begreppet används i biotopkarteringsmetoden kommer vi att använda det här med. Det är vid flöden som överskrider bankfullflödet som vattendraget ska brädda ut över svämplanet. En metod för att ta reda på bankfullflödet är att studera naturliga delsträckor om sådana finns. Med naturliga delsträckor menas här sådana som är måttligt påverkade och har ett tillstånd så nära dynamisk jämvikt som möjligt. Om sådana saknas går det bra att studera seminaturliga sträckor. Det som studeras är vid vilket flöde vattendraget bräddar ut på svämplanet (om det är en helt opåverkad sträcka) eller vid vilket flöde strukturer som sekundära svämplan bildas. Det är viktigt att tänka på att bankfullflödet kan variera över tid på grund av flera olika orsaker (t ex om vattenföringsregimen ändras av att avrinningsområdet fått ökat inslag av hårdgjorda ytor) och att förhållandet mellan flöde och vattennivå blir olika vid olika typer av bestämmande sektioner inom samma vattendragsområde (olika avbördningskurva beroende på morfologi och hydrauliska egenskaper).

Efter att bankfullflödet har räknats fram används det till de flesta beräkningarna och uppföljningarna. Att använda bankfullflödet till de flesta beräkningarna baseras på bankfullkonceptet. Bankfullkonceptet är en förenkling av hur vattenföring och morfologi hänger ihop, men i de flesta fall är denna förenkling inte större än att det ger tillräckligt bra beräkningar för en restaurering. Lite förenklat kan man säga att det är en storlek av flöde som har störst betydelse för morfologin och att det därför är just det flödet som ska användas vid beräkningar. Konceptet beskrivs mer under rubriken "Channel forming discharge", bankfullflöde och bankfullkonceptet".

Så här kan bankfullflödet beräknas

- Leta upp en delsträcka i anslutning till restaureringsobjektet som har samma hydromorfologiska typ och där det är tydligt vad som är den s k bankfullnivån. Bankfullnivån motsvarar normalt sett i opåverkade delsträckor den elevation där vattnet börja bredda ut över svämplanet. Om delsträckan inte är att anse som opåverkad behöver andra s k bankfullindikatorer användas vilket kan vara sekundära svämplan.
- Kontrollera att delsträckan är i någorlunda jämvikt och att det inte skett någon händelse som kan störa beräkningen. En sådan händelse kan t ex vara att erosion uppströms har bidragit med stora mängder sediment som höjt vattennivåerna eller att bävrar nyligen dämt sträckan.
- Mät vattenföringen (kubikmeter per sekund) vid ett flöde som motsvarar en vattennivå upp till bankfullnivån. I praktiken är det svårt att lyckas pricka in ett sådant flöde och därmed kan det vara nödvändigt att räkna om värdena något med hjälp av en avbördningskurva.
- Beräkningen ger ett svar på hur stort bankfullflödet är, men eftersom det värdet kan variera över tid så gäller det också att bedöma om resultatet är lämpligt för det fortsatta arbetet eller om det bör korrigeras. Om det sker en stor förändring, t ex i flöden p g a exploatering i avrinningsområdet (eller i bästa fall restaurering) kan det innebära att bankfullflödet i framtiden inte kommer motsvara den historiska.
- När storleken på bankfullflödet har erhållits används det för de flesta beräkningarna i restaureringen.

Tänk på

- att när bankfullflödet används baseras det på bankfullkonceptet. Konceptet är en förenkling av verkligheten och det är viktigt att även tänka själv. Bankfullkonceptet blir som mest användbart när man lärt sig hur det fungerar, vilka begränsningar som finns och när det är mindre applicerbart.

Nästa steg är att designa den bestämmande sektionen. Detta görs i två moment.

Första momentet är att studera morfologin både i vattnet och på land där den

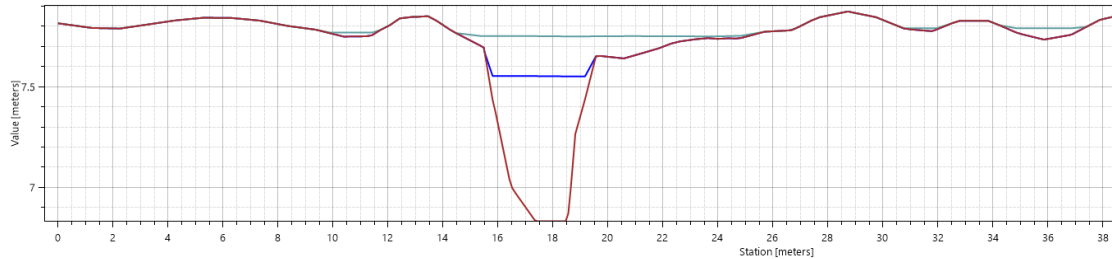
bestämmande sektionen ligger (Figur 27). Genom att studera både fåran och hur omgivningen ser ut och läsa av landskapet går det att bedöma hur sektionen kan ha sett ut innan mänsklig påverkan. I de enklare fallen är det bara ett antal stenar och block som rensats bort och då görs detta genom att försöka förstå hur de kan ha legat innan rensningen. I de svårare fallen kan det vara stora volymer som grävts eller till och med sprängts bort. Då blir det svårare och det kan då också vara nödvändigt att förlita sig mer på det andra momentet. Det andra momentet är att



Figur 27. Rensad bestämmande sektion. Rensningen har utförts genom att block och sten grävts bort vilket lett till sänkt lokal basnivå. Det första steget vid design av den nya och återställda bestämmande sektionen är att försöka läsa av landskapet. Genom att titta på fåran, rensmassorna och omgivningen går det att bedöma på ett ungefär hur det borde sett ut från början, hur sten och block skulle kunna placeras ut och vilken effekt en sådan åtgärd kan tänkas få på områdena uppströms. Foto: Mathias Ibbe.

göra en hydraulisk modell (hydraulisk modellering beskrivs mer under rubriken "Hydraulisk modellering"). I modellen verifieras bedömningen av hur morfologin sett ut vid den bestämmande sektionen. Verifieringen görs genom att kontrollera om återställningen kommer att leda till att vattennivån vid bankfullflöde faktiskt når upp till svämplanet (Figur 28).

I enklare restaureringsprojekt är det möjligt att i stället för modelleringen göra en uppföljning av vilka vattennivåer som erhålls vid högflöde. I många fall kan dock en modell vara en bra investering. Modellen kan också användas för att bedöma om det kan uppstå motstående intressen, t ex om markanvändning uppströms påverkas negativt.



Figur 28. Tvärsektionen visar en vattendragsfåra och svämplan samt en beräkning av vattennivån vid bankfullflöde i en hydraulisk modell. Grön linje är vattennivån efter att den bestämmande sektionen nedströms har återställts och blå linje är innan återställning. Den gröna linjen ligger på samma höjd som svämplanet vilket betyder att designen är rätt.

När modellen testas och det säkerställs att åtgärden leder till att sträckan får en naturlig översvämningsfrekvens är det viktigt att tänka på att det inte handlar om att det måste bli naturlig översvämningsfrekvens direkt efter åtgärd, i stället ska beräkningarna inkludera sedimentationsprocesser som uppstår till följd av åtgärden. Hur mycket sediment som kan förväntas bromsas upp fram tills att ny jämvikt infinner sig kan beräknas genom att det som kallas för ”jämviktsslutning” beräknas. Jämviktsslutningen är den lutning som ger en någorlunda balans mellan erosion och sedimentation och det motsvarar som regel den ursprungliga lutningen. Även framtida förändringar i mängden död ved ska in i modellen.

I en del fall, särskilt i områden med omfattande påverkan på vattendragen, erhålls inte tillräckliga vattennivåer uppströms den bestämmande sektionen. Detta upptäcks i bästa fall vid modelleringen, i sämsta fall efter åtgärd. Det beror då ofta på att det funnits fler bestämmande sektioner nedströms som har samverkat med den aktuella bestämmande sektionen eller som till och med har dämt in den vid vissa flöden (så kallad utdränkningseffekt, se förklaring under ”Anläggning av bestämmande sektion - tekniska krav och rekommendationer”). Detta är viktigt att identifiera i ett tidigt skede. Det kan också bero på annan typ av fysisk påverkan nedströms den bestämmande sektionen som ger ökad avbördningskapacitet, t ex omfattande uträkning/kanalisering. Till exempel om en lång sträcka nedströms bestämmande sektionen är kraftigt fördjupad är det inte säkert att den bestämmandes sektionen räcker till för att trycka upp vattnet uppströms.

Efter åtgärd kommer sträckan under en tid att fortfarande ha för stor tvärsektion vilket leder till att vattnet inte når upp till önskad nivå. Det beror på den erosion som skett tidigare har ökat tvärsektionernas storlek. För att vattnet ska hamna på rätt nivå och fåran ska övergå till att bli mer naturlig i morfologi krävs tid. Ju längre tiden går desto mer sediment kommer att bromsas upp. Slutligen när fåran lappats



Figur 29. Återställning av bestämmande sektion pågår. Foto: Mathias Ibbe.

ihop av sediment uppstår ett nytt jämviktsläge där vattendraget kommer att bli som det var från början. Eftersom en fas med sedimentation är en del av återhämtningsprocessen är det bra att överväga om utvecklingen mot ett naturligt förhållande bör påskyndas (till exempel om vattendraget kommit till en sen fas innan återställning). Det kan göras genom att tillföra död ved eller att tillföra grusbänkar (C-vattendrag).

Även om återställning av basnivå är det viktigast momentet är det bra att kolla upp om det kan behövas andra kompletterande åtgärder. I många fall kan det finnas andra påverkanstryck såsom utfyllnad av svämplan (rensmassor) eller korvsjöar till exempel.

Uppföljning

Uppföljning kan göras på olika sätt beroende på restaureringens upplägg och beroende på hur lång tid som det förväntas ta innan full effekt erhålls. En första uppföljning i direkt samband med projektet bör vara att vattennivåer mäts upp vid första höglöde. Då ska det verifieras att vattennivån vid bankfullflöde når upp till förväntad nivå. Denna mätning går att göra även om det inte förekommer exakt bankfullflödet vid fältbesöket genom en enklare omräkning baserat på modellen. Utöver detta är det bra med en mer systematisk uppföljning efter att en tid förflutit. I Tabell 5 listas exempel på variabler från biotopkarteringen som kan ingå. Inskärningskvot är den variabel som rekommenderas i första hand. För flera av variablerna ska tiden som passerat vara så pass lång att det har uppstått dynamisk jämvikt eller att vattendraget är nära jämvikt. Hur lång tiden är beror på förutsättningarna i varje enskilt fall. Några av variablerna kan dock följas upp efter kortare tid.

Tabell 5. Variabler från biotopkarteringsmetoden som kan användas vid uppföljning efter återställning av basnivå i en delsträcka med sänkt basnivå och uppströmsvandrande erosion.

Variabel	Kommentar
Inskärningskvot	Kvoten ska vara 1 eller nära 1 när full effekt uppnåtts av restaureringen.
Dalgångens inneslutning	Går att jämföra klass (låg, hög och måttlig) före och efter åtgärd, alternativt jämförs confinement index vilket ger ett mer exakt mått.
Översvämningsfrekvens/grundvattennivå	För TB-sträckor fungerar variabeln som en grövre klassning än inskärningskvot.
Dominant fluvial process/Stabilitet	Genom att jämföra bedömningen av dessa två variabler före och efter åtgärd samt efter att en längre tid förflutit erhålls bland annat ett mått på förändringsprocesser och om sträckan fortfarande ger ett påtagligt sedimenttillskott för sträckorna nedströms.
Sänkt basnivå fast struktur/Förändrad basnivå totalt	Dessa två variabler kan användas för att följa upp om basnivån efter åtgärd motsvarar referensförhållandet.
Knickpoint/knickzone	Anges som antal vid biotopkartering. Antal före och efter åtgärd är ett bra mått för att visa på om den mest påtagliga degradationen har stoppats (antaget att det fanns knickpoint innan åtgärd).
Aktivt svämplan	Anges som Ja/Nej vid biotopkartering och kan användas för att utvärdera om svämplanen har återaktiverats eller ej (antaget att de var inaktiva innan åtgärd).

Checklista

Checklista förarbete

- Ta reda på storleken på bankfullflödet. Görs via observationer i fält eller utifrån annan kunskap. Tänk på att storleken på bankfullflödet kan förändras över tid.
- Bedöm i fält den bestämmande sektionens ursprungliga morfologi och egenskaper.
- Skapa en hydraulisk modell för att verifiera hur den bestämmande sektionen bör ha sett ut samt för att möjliggöra en kontroll av att önskade effekter och vattennivåer erhålls. I vissa enklare fall går det att läsa ut ur landskapet hur det har sett ut från början och hoppa över modelleringen.
- Vid behov används modellen för att kontrollera om det finns risk att det uppstår motstående intressen, t ex att markanvändning påverkas.
- Designa den bestämmande sektionen utifrån hydromorfologisk kunskap och utifrån den hydrauliska modellen.
- Kontrollera att det inte finns bestämmande sektioner nedström eller annan morfologi nedströms som också måste åtgärdas för att önskad effekt och vattennivåer ska uppnås.
- Kontrollera att designen leder till att vattendraget får en naturlig översvämningsfrekvens. Vid denna kontroll måste inte målet vara att detta sker direkt efter åtgärd, även framtida förändring av vattendraget ska ingå i beräkningen.
- Bedöm om det finns behov av kompletterande åtgärder.

Checklista åtgärder

- Återställ basnivå.
- Utför kompletterande åtgärder om så behövs, till exempel att utfyllnad på svämplan tas bort, att uppgrundning av fåra påskyndas eller liknande.

Checklista uppföljning

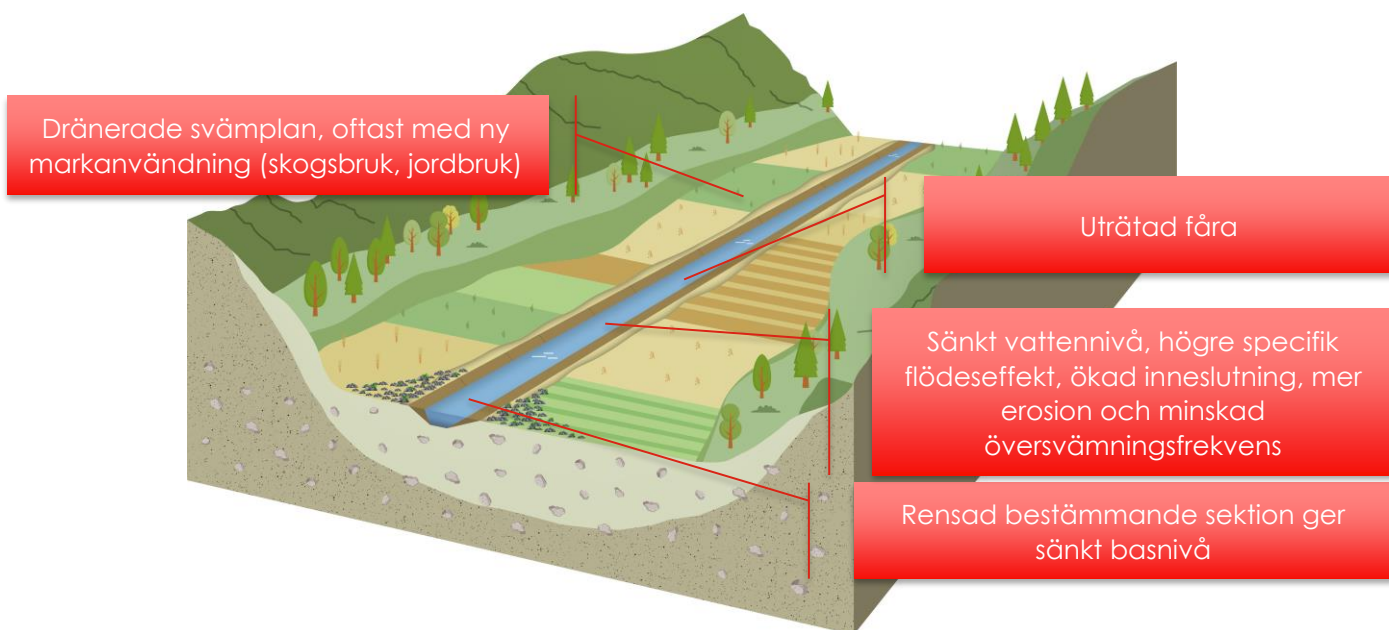
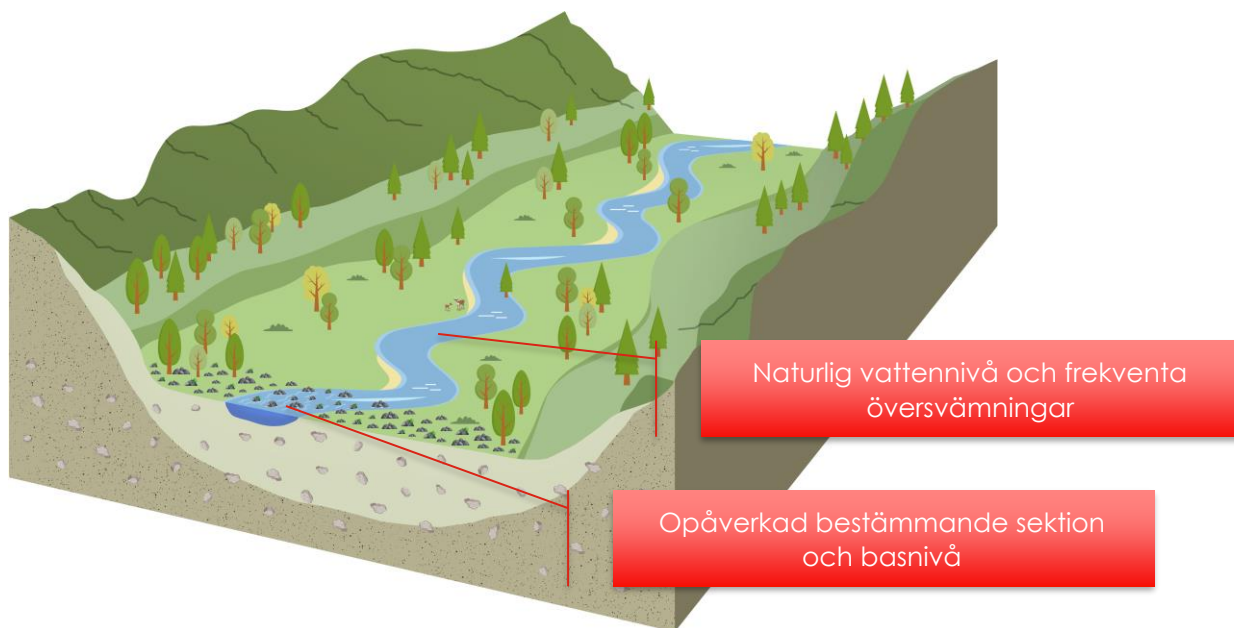
- Mät in vattennivåer vid första högflöde för att verifiera att vattennivån vid bankfullflöde når upp till förväntad nivå. Mätningen går att göra även om det inte förekommer exakt bankfullflöde vid fältbesöket genom en enklare omräkning baserat på modellen.
- Mät inskärningskvot eller andra variabler som valts ut för uppföljning efter att en längre tid förflutit för att verifiera att åtgärden fungerar. För flera av variablerna ska tiden som förflutit vara så pass lång att det har uppstått dynamisk jämvikt eller att vattendraget är nära jämvikt. Hur lång tiden är beror på förutsättningarna i varje enskilt fall. Några av variablerna kan följas upp efter kortare tid.

Sänkt basnivå och rensad/kanaliserad fåra

Problembild

Avser TB-sträckor där fåran har rätats ut och där det finns en bestämmande sektion i nedströmsdel av sträckan som rensats (Figur 30, Figur 31) vilket innebär sänkt basnivå.

Denna typ av fysisk påverkan innebär att sträckan ombildats till ett nedskuret dike, där svämplanet som regel inte längre kan översvämmas. Vidare leder det bland annat till att specifika flödeseffekten ökar (p g a ökad inneslutning), att erosionen ökar, att bottensubstratets struktur och sammansättning förändras samt att svämplanets egenskaper försämras när det ej kan översvämmas.



Figur 30. Övre bild visar en TB-sträcka och TB-sträckans bestämmande sektion som avgör lokala basnivån. Nedre bild visar samma sträcka, men där den bestämmande sektionen rensats så att basnivån blivit lägre och där fåran har rätats uppströms den bestämmande sektionen. Sänkningen av basnivå och uträtningen leder bland annat till ökad inneslutning, instabilitet, minskad översvämningfrekvens med mera. Oftast får svämplanen ny markanvändning, t ex jordbruksmark eller skogsmark (produktionsskog).



Figur 31. Överst visas en kanaliserad C-sträcka som påverkas både av kanaliseringen och att basnivån sänkts. Nederst visas två av flera bestämmande sektioner som ligger nedströms och som rensats och sänkts. Rensningen av de bestämmande sektionerna ger sänkt lokal basnivå och vid rensningen sänktes fåran mer än en halv meter. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes

I Tabell 6 visas vilka parametrar tillhörande kvalitetsfaktorn morfologiskt tillstånd som i det typiska fallet blir väsentligt påverkade. Andra kvalitetsfaktorer som påverkas är konnektivitet i vattendrag i och med att konnektiviteten i sidled förloras och eventuellt hydrologisk regim om specifika flödeseffekten ökar väsentligt.

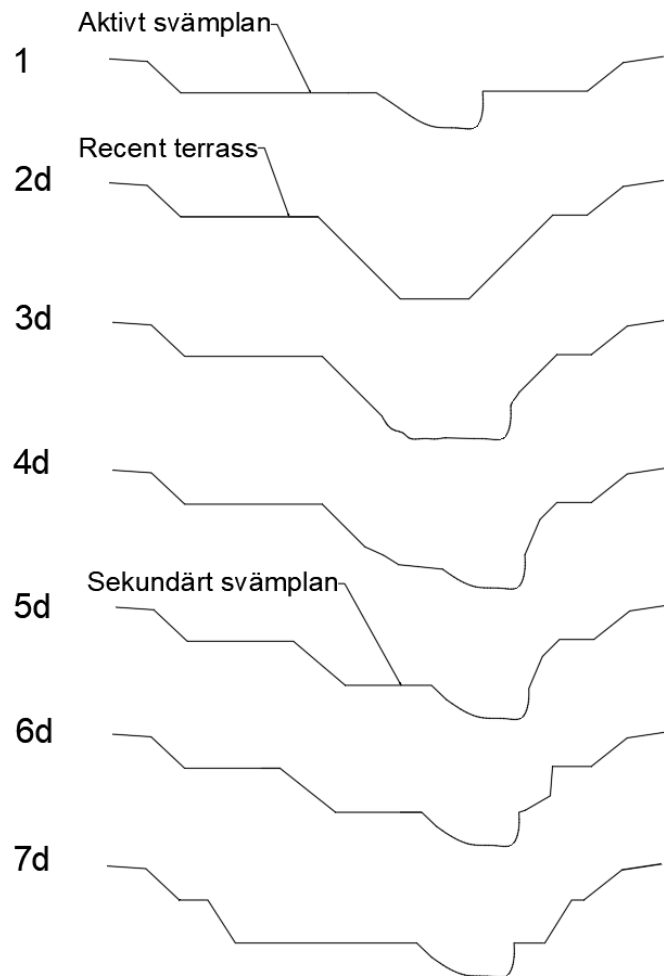
Nyttan med att restaurera vattendrag med denna problembild är bland annat att sedimenttillförseln för nedströmsliggande sträckor avtar, att svämplanshabitatet förbättras och att vattendragsfåran får en naturligare morfologi.

De hydromorfologiska egenskaperna på sträckan kommer att bero på hur lång tid som förflutit efter att sträckan påverkades och i vilken mån den kunnat förändras. I det typiska fallet följer vattendraget den typ av CEM som i biotopkarteringsmetoden beskrivs som faserna 2d-7d (Figur 32, Figur 33). Det är vanligt att sträckorna befinner sig någonstans utmed 2d till 6d. Fas 7d motsvarar en ny dynamisk jämvikt som är likartat det ursprungliga tillståndet, men där vattendraget ligger på en lägre elevation. Denna fas är inte särskilt vanlig.

Möjligheten för vattendraget att återgå till ett ursprungligt tillstånd är normal sett obefintlig utan restaurering. Detta beror på att vattendraget måste erodera fram nytt svämplan på en lägre nivå innan den får tillbaka sina egenskaper alternativt att basnivån skulle återställas utan restaurering vilket endast är möjligt om bävvar dämmer vattendraget eller att död ved kan fungera som ny bestämmande sektion. Det sistnämnda fallet händer i stort sett bara i små vattendrag.

Tabell 6. Parametrar som hör till kvalitetsfaktorn morfologiskt tillstånd samt vilka av parametrarna som i normalfallet är väsentligt påverkade när basnivån har sänkts och vattendraget har rätats ut.

Parameter	Påverkas
Vattendragsfårans form	✓
Vattendragets planform	✓
Vattendragsfårans bottensubstrat	✓
Död ved i vattendrag	
Strukturer i vattendrag	✓
Vattendragsfårans kanter	✓
Svämplanets strukturer och funktion	✓
Vattendragets närområde	



Figur 32. Konceptmodell (CEM) som visar hur ett vattendrag kan utvecklas efter att fåran rätats och basnivån sänkts.

Fas 1 motsvarar opåverkade förhållanden och fas 2d motsvarar ett tillstånd då basnivån sänkts och sträckan grävts om till ett dike.

Efterföljande sektioner visar hur vattendraget via erosions- och sedimentationsprocesser och förskjutning i sidled strävar mot ett nytt jämviktstillstånd. Under Fas 5d-7d utvecklas ett sekundärt svämplan på en nivå som är lägre än ursprungliga. I Fas 7d nås ett nytt jämviktstillstånd. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 33. Foton som visar olika utvecklingsfaser. Vänster foto visar nygrävt dike (fas 2d) och höger foto visar ett dike som grävdes för ca 100 år sedan.

På höger bild syns det att vattendraget har förskjutits i sidled och eroderat bort delar av slänten i den grävda sektionen. Mitt emot ytterkurvorna där erosionen sker finns cirka två meter breda sekundära svämplan. Sekundära svämplanen ligger cirka 50 cm under den recenta terrassen som idag utgörs av åkermark. Vattendraget har börjat ringla, men amplituden är ännu låg. Sträckan befinner sig i Fas 5d. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Målbild

Målbilden bör vara så nära det naturliga referensförhållandet som möjligt med avseende på inneslutning och morfologi. Målbilden bör beskrivas med hjälp av biotopkarteringsmetoden bland annat genom att hydromorfologisk typ (inklusive eventuella tillägg) anges och genom att utvalda variabler som går följa upp och som beskriver processer, strukturer och funktioner används (inskräningskvot, dalgångens inneslutning med mera).

Betydelsen av död ved och bäver i det färdigrestaurerade vattendraget varierar från fall till fall, men är en mycket viktig komponent att beakta.

Två typer av åtgärder beskrivs nedan. Det första (alternativ 1) har inte full effekt direkt och det kan behövas olika lång tid tills sträckan närmast sig ett naturligt referensförhållande beroende på flera faktorer.

Tillvägagångssätt

Vid denna typ av påverkan är det i huvudsak tre alternativ som står till buds. I det första alternativet återställs endast basnivån. I det andra alternativet återställs både basnivån och fårans morfologi genom att en ny fåra med naturlig sektion, profil och planform grävs. Det tredje alternativet är ett mellanting mellan dessa två alternativ, då återställs basnivån, men fåran kröks bara till och omformas i en mindre grad och det skapas inte en helt naturlig planform och morfologi. De två förstnämnda alternativen beskrivs nedan.

För alla alternativ är tillvägagångssättet för återställning av basnivå det mest kritiska och det som har störst betydelse på lång sikt.

Om det inte skulle vara möjligt att restaurera vattendraget kan det också gå att lindra problemen eller att skapa konstgjorda strukturer som artificiella svämplan. Det är sämre alternativ, men ibland enda utvägen. Några alternativ berörs under rubriken "Habitatförstärkning och andra åtgärder där restaurering inte är möjlig".

Alternativ 1 - Återställning av basnivå

Åtgärden innebär att basnivån återställs så att utvecklingen i den CEM som visades i Figur 32 byts till en annan typ av utveckling där diket sedimenterar igen och det bildas nya svämplan och ny fåra i sedimenten. Efter ett tag börjar fåran ringla/meandra mer och sträckan når till slut ett tillstånd motsvarande fas 1. Processen är likartad det som beskrevs i Figur 24, men med andra förutsättningar.

Sedimentationsprocessen startas av att basnivån återställs vilket ger lägre flödeseffekt och det driver sträckan mot fas 1. I vissa fall återaktiveras svämplanet direkt när basnivån återställts, i andra fall krävs en period en sedimentation först. Efter en längre tid kommer vattendraget att sträva efter att börja ringla alltmer och efter mycket lång tid kommer kvaliteter som motsvarar ett naturligt referensförhållande att uppstå.

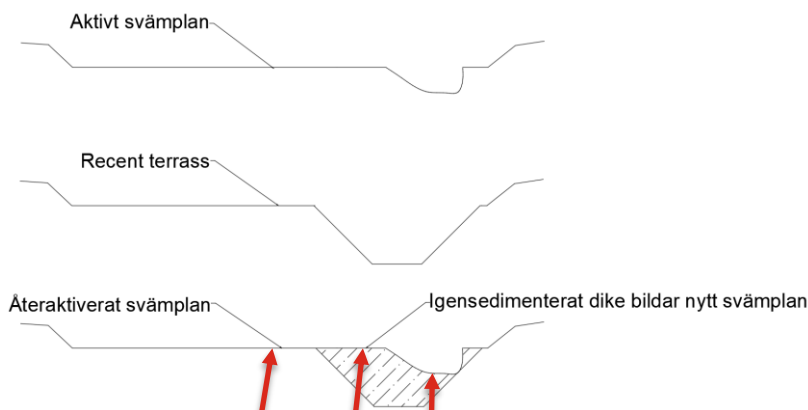
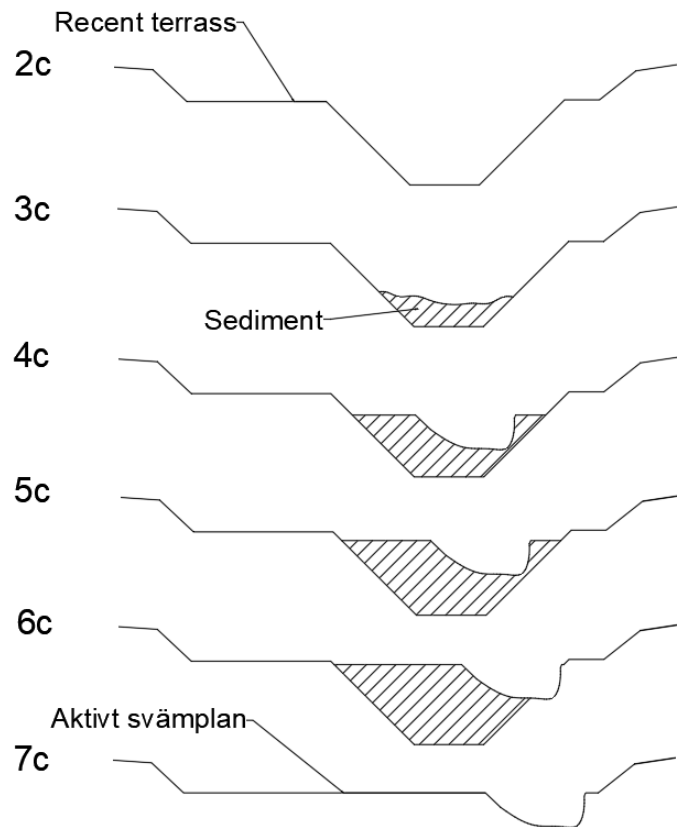
I biotopkarteringsmetoden finns det en CEM som har faser som kallas 2c-7c (Figur 34). Dessa faser beskriver vad som händer efter kanalisering om basnivån inte har sänkts. Eftersom det är en situation som är likartad den restaurering som beskrivs här kan den användas för att beskriva utvecklingen.

Tiden som behöver förflyta innan vattendrag återfått naturliga karaktärer och når fas 1 beror på flera faktorer, bland annat på vilken fas vattendraget hunnit komma till innan restaurering och hur mycket basnivån var sänkt. Tillgången till sediment uppströmsifrån har också betydelse. I Figur 35 och Figur 36 visas exempel från E-

vattendrag. I Figur 37 visas också ett exempel på ett C-vattendrag som kanaliserats, men ej erhållit sänkt basnivå. Eftersom utvecklingskedjan är likartad visas den sträckan som jämförelse.

Figur 34. Konceptmodell (CEM) från biotopkarteringsmetoden som beskriver sträckor som är omgrävda, men där bestämmande sektioner inte påverkats. Detta är i princip samma utveckling som kan förväntas i sträckor som är kanaliserade och har sänkt basnivå och där åtgärden bara är återställning av basnivån.

Kortfattat utgör fas 3c till 7c faser där vattendraget via sedimentationsprocesser går tillbaka mot tillståndet som rådde tidigare. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 35. Exempel på en E-sträcka som tidigare har haft sänkt basnivå och varit rätad. Efter att basnivån återställdes sedimenterade fåran igen och efter ett tag började en ny fåra och ett nytt svämplan bildas i sedimenten. Sedimenten är idag på samma höjd som det ursprungliga svämplanet. Svämplanet fungerar i stort sett som innan påverkan och fåran utvecklas mot en naturlig morfologi mer och mer för varje år som går. Det gamla diket har tidigare löpt utmed trädraden. De tre sektionerna visar opåverkat tillstånd, påverkat tillstånd samt efter restaurering. Pilarna visar vad som motsvarar olika delar i sektionen. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 36. Exempel på en E-sträcka som tidigare har haft sänkt basnivå och varit rätad. Efter att basnivån återställdes sedimenterade fåran igen och efter ett tag började en ny fåra och ett nytt svämplan bildas i sedimenten. Sedimenten är idag på samma elevation som det ursprungliga svämplanet. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

För att åtgärden ska kunna designas rätt är det viktigt att ta reda på hur stort bankfullflödet är på samma sätt som det beskrivits under rubriken ”Sänkt basnivå och uppströmsvandrande erosion”.

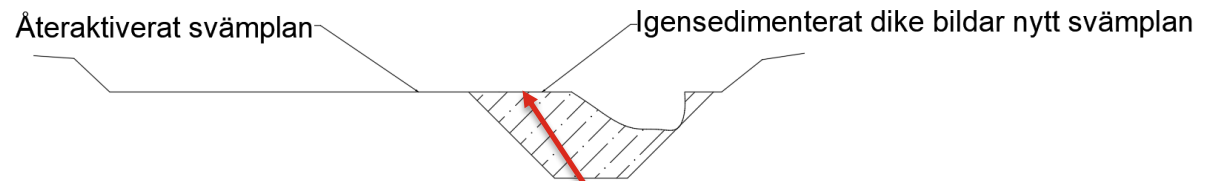
Nästa steg är att designa den bestämmande sektionen. Detta görs i två moment och enligt samma beskrivning som finns tidigare i texten, det vill säga dels genom att studera morfologin både på land och i fåran där den bestämmande sektionen ligger, dels med hjälp av en hydraulisk modell. I enklare restaureringsprojekt är det möjligt att istället för modelleringen göra en uppföljning av vattennivåer vid högflöde. Liksom vid åtgärder mot uppströmsvandrande erosion ska modellen testas för att det ska säkerställas att det blir rätt nivå och även här är det viktigt att väga in sedimentationsprocesser och död ved (se beskrivning tidigare i texten) samt att väga in utdränkningseffekter (eller avsaknaden av utdränkningseffekter, se beskrivning under ”Anläggning av bestämmande sektion - tekniska krav och rekommendationer”).

Efter åtgärd kommer den kanaliserade sträckan under en tid att fortfarande fungera som ett dike och i början kommer inte vattnet att nå upp till önskad nivå. För att vattnet ska hamna på rätt nivå och diket ska övergå till naturligt morfologi krävs tid. Ju längre tiden går desto mer sediment kommer att bromsas upp och bilda ny vattendragsbotten. Slutligen när fåran börjat bli fullt av sediment uppstår ett nytt jämviktssläge där diket har börjat likna ett naturligt vattendrag. Efter den fasen kommer vattendraget också förskjutas i sidled och börja ringla eller meandra mer.

Eftersom en fas med sedimentation är en del av återhämtningsprocessen är det bra att överväga om utvecklingen mot ett naturligt vattendrag bör påskyndas. Ett sätt att skynda på utvecklingen är att tillföra död ved eller annat substrat såsom grusbankar om det passar in i referensförhållandet. Svämplanets utveckling kan också påskyndas

genom att t ex skapa konstgjorda korvsjöar, vilket annars är en struktur som det tar många år för vattendraget att bilda.

Utöver nämnda åtgärder kan rensvallar behöva tas bort. Ofta kan rensvallarna vara låga, men även en liten vall kan förlänga återhämtningstiden avsevärt och hindra översvämningarna i sidled.



Figur 37. Exempel på en C-sträcka som tidigare varit helt kanaliserad. Denna sträcka har ej restaurerats, men på grund av att basnivån ej var sänkt utvecklas sträckan mot sitt ursprungliga tillstånd. I dagsläget finns grusbankar, aktivt svämplan och annat som hör till en naturlig sträcka. Utvecklingen har varit likartad den som kan förväntas hos ett vattendrag som varit kanaliserat och haft sänkt basnivå och där åtgärden inneburit att basnivån återställts. Foto/bild: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Uppföljning - Alternativ 1

Uppföljning kan göras på olika sätt beroende på restaureringens upplägg och beroende på hur lång tid som förväntas behöva passera innan full effekt erhålls. En första uppföljning i direkt samband med projektet bör vara att vattennivåer mäts upp vid första högflöde. Då ska det verifieras att vattennivån vid bankfullflöde når upp till förväntad nivå. Denna mätning går att göra även om det inte förekommer exakt bankfullflöde vid fältbesöket genom en enklare omräkning baserat på modellen. Utöver detta är det bra med en mer systematisk uppföljning efter att en tid förflutit. I Tabell 7 listas exempel på variabler från biotopkarteringen som kan ingå. Inskärningskvot (en kvot som beskriver hur mycket vattendraget skurit sig ned i sedimenten i relation till dess naturliga tillstånd) är den variabel som rekommenderas i första hand. För flera av variablerna ska tiden som förflutit vara så pass lång att det har uppstått dynamisk jämvikt eller att vattendraget är nära jämvikt. Hur lång tiden är beror på förutsättningarna i varje enskilt fall. Några av variablerna kan dock följas upp efter kortare tid.

Tabell 7. Variabler från biotopkarteringsmetoden som kan användas vid uppföljning efter återställning av basnivå i sträckor som kanaliserats och erhållit sänkt basnivå.

Variabel	Kommentar
Inskärningskvot	Kvoten ska vara 1 eller nära 1 när full effekt uppnåtts av restaureringen.
Dalgångens inneslutning	Går att jämföra klass (låg, hög och måttlig) före och efter åtgärd, alternativt jämförs confinement index vilket ger ett mer exakt mått.
Översvämningsfrekvens/grundvattennivå	För TB-sträckor fungerar variabeln som en grövre klassning än inskräningskvot.
Dominant fluvial process/Stabilitet	Genom att jämföra bedömningen av dessa två variabler före och efter åtgärd erhålls ett mått på var i utvecklingen sträckan är på vägen mot fas 1.
Sänkt basnivå fast struktur/Förändrad basnivå totalt	Dessa två variabler kan användas för att följa upp om basnivån efter åtgärd motsvarar referensförhållandet.
Aktivt svämplan	Anges som Ja/Nej vid biotopkartering och kan användas för att utvärdera om svämplanen har återaktiverats eller ej (antaget att de var inaktiva innan åtgärd).

Checklista - Alternativ 1

Checklista förarbete

- Ta reda på storleken på bankfullflödet. Görts via observationer i fält eller utifrån annan kunskap. Tänk på att storleken på bankfullflödet kan förändras över tid.
- Bedöm i fält den bestämmande sektionens ursprungliga morfologi och egenskaper.
- Skapa en hydraulisk modell för att verifiera hur den bestämmande sektionen bör ha sett ut samt för att möjliggöra en kontroll av att önskad effekt och vattennivåer erhålls. I vissa enklare fall går det att läsa ut ur landskapet hur det har sett ut från början och hoppa över modelleringen.
- Vid behov använd modellen för att kontrollera om det finns risk att det uppstår motstående intressen, t ex att markanvändning påverkas.
- Designa den bestämmande sektionen utifrån hydromorfologisk kunskap och utifrån den hydrauliska modellen.
- Kontrollera att det inte finns bestämmande sektioner nedström eller annan morfologi nedströms som också måste åtgärdas för att önskad effekt och vattennivåer ska uppnås.
- Kontrollera att designen leder till att vattendraget får en naturlig översvämningsfrekvens. Vid denna kontroll måste inte målet vara att detta sker direkt efter åtgärd, även framtida förändring av vattendraget ska ingå i beräkningen.
- Bedöm om det finns behov av kompletterande åtgärder, t ex att rensmassor tas bort, att uppgrundning av fåra påskyndas eller att konstgjorda korvsjöar skapas.

Checklista åtgärder

- Återställ basnivå.
- Utför kompletterande åtgärder om så behövs, till exempel att rensmassor tas bort, att uppgrundning av fåra påskyndas eller att konstgjorda korvsjöar skapas.

Checklista uppföljning

- Mät in vattennivåer vid första högflöde för att verifiera att vattennivån vid bankfullflöde når upp till förväntad nivå. Mätningen går att göra även om det inte förekommer exakt bankfullflöde vid fältbesöket genom en enklare omräkning baserat på modellen.
- Mät inskräningskvot eller andra variabler som valts ut för uppföljning efter att en längre tid förflutit för att verifiera att åtgärden fungerar. För flera av variablerna ska tiden som förflutit vara så pass lång att det har uppstått dynamisk jämvikt eller att vattendraget är nära jämvikt. Hur lång tiden är beror på förutsättningarna i varje enskilt fall. Några av variablerna kan följas upp efter kortare tid.

Alternativ 2 - Återställning av basnivå och vattendragsfåra

I detta alternativ återställs basnivå på samma sätt som i alternativ 1, men skillnaden är att befintligt dike fylls igen och en ny fåra grävs (alternativt flera fåror vid anastomering). Allt förarbete och designen av den bestämmande sektionen följer samma mönster som beskrivits ovan.

Den väsentliga skillnaden i förarbetet är att morfologin på nya fåran/fårorna också måste designas. Det finns olika sätt att göra detta och i huvudsak är det följande parametrar som bör tänkas igenom och beräknas:

- Planform
- Våglängd
- Lutning
- Vertikal amplitud
- Kurvatur
- Tvärsektion

Även thalwegs förskjutning i sidled, var grusbankar ska finnas och liknande går att beräkna, men det är också bra att fundera igenom vilka av dessa småskaliga delar av formen som det går att tänka sig låta vattendraget skapa helt på egen hand.

Om det är ett meandrande eller ringlande vattendrag med liten påverkan från död ved finns det en mängd formler för att beräkna geometrin. Bland annat går det att räkna ut våglängden utifrån bankfullbredden vid jämvikt. Bredden går i sin tur att koppla väldigt bra till vilken vattenföring som finns i vattendraget (se rubriken "Beräkning av vattendragets geometri").

Om det ingår i målbilden att det ska vara naturlig förekomst av bäver och/eller död ved samt anastomering (det vill säga någon av hydromorfologiska typerna med tillägget ALWD eller ABMC) görs beräkningarna på ett annat sätt än för en enkel fåra med lägre påverkan från bäver/död ved. För denna morfologi går det också att tänka sig att formen inte behöver konstrueras lika noggrant eftersom det ändå går att anta att det kommer att bli en större dynamik i samband med att träd faller ned på svämplanet eller att bävrarna organiserar om sina dammar.

Om bävvar och/eller död ved är en viktig komponent är det inte säkert att bankfullkonceptet är helt applicerbart när fårorna designas och det kan också bli så att de hydromorfologiska typerna/typen som bildas över tid inte riktigt blir samma som förväntat. Till exempel kan egenskaperna förskjutats utmed gradienten i supply-, transport limited-spektrumet. Förskjutningen kan innebära att Cx-sträckor kan bli mer lika Ex-sträckor och så vidare. I vissa fall kan det till och med vara så att Ex-sträckor blir mer lika Tt-sträckor, till exempel om svämplanen kommer att stå under vatten en stor del av året. Orsaken till förskjutningen är bland annat att lutningen förändras lokalt när fallhöjden tas ut vid bröten eller i anslutning till bäverdammen.

Om det väljs en målbild med anastomering som är tänkt att vara knuten till död ved (ALWD) är det viktigt att fundera igenom hur det ska fungera i praktiken. En del av grävarbetet kan innebära att skogen behöver avverkas först för att det ska gå att komma åt, vilket kan minska den framtida tillförseln av död ved som ska falla ned över svämplanet och som ska upprätthålla morfologin. En annan aspekt är att i naturliga anastomerande vattendrag med död ved ligger det också ved inbakat i själva svämplanet. I de flesta vattendrag som restaureras saknas ved i svämplanet och utvecklingen av anastomering kan då följa andra mönster jämfört med hur det sker i opåverkade vattendrag. Orsaken till att ved kan saknas i svämplanen är att de utvecklats i ett öppnare landskap. Detta kan bland annat innebära att erosion av

fårans kanter och lateral förskjutning av fåror går mycket snabbare än om det fanns ved i själva svämplanet.

Liksom vid designen av bestämmande sektion ska bankfullkonceptet vara utgångspunkten och bankfullflödet ska därmed användas vid utformning av fåran/fårorna. Fåran ska ha en kapacitet motsvarande det bankfullflödet, vid högre flöde ska vattnet bredda ut på svämplanet. När fåran eller fårorna designas är det viktigt att inte hitta på för mycket egna idéer om hur fåran ska se ut. Vattendraget kommer att sträva mot jämvikt och det är ingen idé att skapa något som inte kommer att upprätthållas. Sektionens utseende (bredd, djup, bredd/djup-kvot o s v) är starkt beroende av de lokala förutsättningarna såsom vegetation, substrat, förekomst av död ved, hydromorfologisk typ med mera. Det är inte heller bra att försöka bestämma att det ska vara grusbankar med ett visst mellanrum eller att skapa andra strukturer i fåran om det inte finns förutsättningar för vattendraget att bilda och upprätthålla den typen av morfologi.

Även praktiska aspekter bör vägas in. Till exempel kan naturliga fåror ha branta slänter och en variation i släntlutning beroende på var sektionen ligger (innerkurva/ytterkurva, inflexionspunkt o s v), men att försöka gräva fram den variationen med grävmaskin kan vara svårt (men inte omöjligt) och tidskrävande. Här gäller det att hitta en balans mellan hur mycket som ska skapas och vad vattendraget kan få jobba fram på egen hand. Det kan också behövas andra släntlutningar vid byggnation för att stränderna ska vara stabila innan vegetation etablerats. Kännedom om jordartens sammansättning är viktig vid dessa avvägningar.

Beräkningarna av lämplig geometri kan baseras på både modelleringar, beräkningar och uppmätningar av referenssträckor i det aktuella vattendraget. Vid uppmätningar i referenssträckor gäller det att hitta delsträckor som har ett tillstånd som är så nära det som ska uppnås som möjligt. Uppmätningarna kan till exempel beröra tvärsektionens utseende, lutning och vertikal amplitud.

Exempel visas i Figur 38 - Figur 40. I de två första fallen (Figur 38 och Figur 39) ingick det i målbilden att vattendraget skulle omges av öppen gräsmark och därför är planformen och tvärsektionen anpassad till det.

I Figur 40 visas ett exempel där det ingick i målbilden att det skulle vara skog med fri utveckling och målet var att det skulle bli hydromorfologiska typen ExALWD på sikt (E-sträcka med morfologi framtvängd av grov död samt med anastomerande planform). I detta fall skapades dock en meandrande singelfåra av kostnadsskäl (mindre schaktkostnad) och tanken var att stora mängder död ved samt anastomering och andra egenskaper får utvecklas på egen hand över tid.

Efter de åtgärder som beskrivits kommer vattendraget som regel förändras en hel del, men det krävs inte samma utveckling och mognadsprocess som beskrivs för alternativ 1.



Figur 38. Exempel från ett projekt där fåran återskapades i en del av ett vattendrag. Övre bilder visar grävningen av fåran samt igenfyllnaden av befintligt dike. Övriga bilder visar efter åtgärd. Foto: Flygbild Klas Andersson, övriga Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 39. Exempel på en sträcka där fåran och basnivån återskapats. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 40. Exempel på sträcka i skogsmiljö där basnivån och fåran återskapats. Här ska skogen utvecklas fritt och det har antagits att det kan uppstå en morfologi som styrs av död ved samt en anastomerande planform över tid. I anläggningskedet skapades dock en meandrande singelfåra av kostnadsskäl. Foto: Per Saarinen

Uppföljning - Alternativ 2

Uppföljning kan göras på olika sätt beroende på restaureringens upplägg och i stora drag är den likartad uppföljningen för alternativ 1 (Tabell 7).

Checklista - Alternativ 2

Checklista förarbete

- Ta reda på storleken på bankfullflödet. Görts via observationer i fält eller utifrån annan kunskap. Tänk på att storleken på bankfullflödet kan förändras över tid.
- Bedöm i fält den bestämmande sektionens ursprungliga morfologi och egenskaper.
- Skapa en hydraulisk modell för att verifiera hur den bestämmande sektionen bör ha sett ut samt för att möjliggöra en kontroll av att önskad effekt och vattennivåer erhålls. I vissa enklare fall går det att läsa ut ur landskapet hur det har sett ut från början och hoppa över modelleringen.
- Vid behov använd modellen för att kontrollera om det finns risk att det uppstår motstående intressen, t ex att markanvändning påverkas.
- Designa den bestämmande sektionen utifrån hydromorfologisk kunskap och utifrån den hydrauliska modellen.
- Kontrollera att det inte finns bestämmande sektioner nedström eller annan morfologi nedströms som också måste åtgärdas för att önskad effekt och vattennivåer ska uppnås.
- Beräkna planform, våglängd, lutning, vertikal amplitud, kurvatur och tvärsektionens utseende baserat på modelleringar och uppmätningar i det aktuella vattendraget.
- Kontrollera att designen leder till att vattendraget får en naturlig översvämningsfrekvens. Vid denna kontroll måste inte målet vara att detta sker direkt efter åtgärd, även framtida förändring av vattendraget ska ingå i beräkningen.

Checklista åtgärder

- Återställ basnivå.
- Skapa ny fåra/fårör.
- Fyll igen befintligt dike.

Checklista uppföljning

- Mät in vattennivåer vid första högflöde för att verifiera att vattennivån vid bankfullflöde når upp till svämplanet. Mätningen går att göra även om det inte förekommer exakt bankfullflöde vid fältbesöket genom en enklare omräkning baserat på modellen.
- Mät inskärningskvot eller andra variabler som valts ut för uppföljning efter att en längre tid förflutit för att verifiera att åtgärden fungerar. För flera av variablerna ska tiden som förflutit vara så pass lång att det har uppstått dynamisk jämvikt eller att vattendraget är nära jämvikt. Hur lång tiden är beror på förutsättningarna i varje enskilt fall. Några av variablerna kan följas upp efter kortare tid.

Rensad/kanaliserad fåra utan sänkt basnivå

Problembild

Avser TB-sträckor där fåran har rätats ut, men utan att basnivån sänkts (alternativt att basnivån är ytterst lite sänkt). Detta scenario särskiljer sig mot de flesta andra typer av påverkan i och med att det alltså inte finns någon påverkan nedströms som har effekter uppströms i själva restaureringsobjektet vilket annars är vanligt. Ett par exempel visas i Figur 41 och Figur 42.

Typiskt för detta scenario är att det har uppstått en homogenare miljö i och med kanaliseringen och att svämplanen inte längre kan översvämmas. En annan typisk karaktär är att det kan ske snabb återhämtning om ytterligare rensningar undviks i och med att bestämmande sektioner och basnivå är intakt. Om en sådan sträcka lämnas till fri utveckling följer den CEM:en som i biotopkarteringsmetoden beskrivs som faserna 2c-7c (Figur 43). Det blir också i princip samma utveckling som beskrivits under rubriken ”Sänkt basnivå och rensad/kanaliserad fåra”, underrubrik ”Alternativ 1 - Återställning av basnivå”, det vill säga om en delsträcka som är rätad restaureras genom återställning av basnivå.

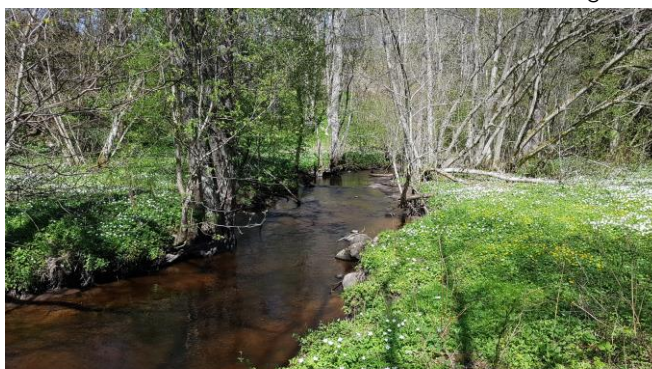
I Tabell 8 visas vilka parametrar tillhörande kvalitetsfaktorn morfologiskt tillstånd som i det typiska fallet blir väsentligt påverkade. Andra kvalitetsfaktorer som påverkas är konnektivitet i vattendrag i och med att konnektiviteten i sidled förloras. Även kvalitetsfaktorn hydrologisk regim kan påverkas om specifika flödeseffekten ökar väsentligt. Det kan vara en stor skillnad i effekterna på hydromorfologi beroende på en mängd faktorer, särskilt beroende på var i CEM sträckan befinner sig.

De hydromorfologiska egenskaperna på sträckan kommer att bero på hur lång tid som förflutit efter att sträckan påverkades. Till skillnad mot den CEM som beskriver t ex uppströmsvandrande erosion, degradation (fas 2a-7a) eller erosionen i ett dike med sänkt basnivå (2d-7d) så har faserna 2c-7c inte en lång period av erosion och degradation utan istället har de snarare en positiv utveckling mot ett naturligare tillstånd (om diket inte rensas igen) vilket skiljer denna CEM mot de andra, särskilt mot 2a-7a som representerar en fortgående försämringsprocess. Möjligheten för vattendraget att återgå till ett ursprungligt tillstånd är relativt stor.

I Figur 43 visas en översikt över den aktuella CEM. Modellen beskriver hur diket som har grävts sedimenteras igen succesivt och att det bildas en ny fåra i sedimenten inom



Figur 41. E-sträcka som ej har sänkt basnivå, men som är helt kanaliserad. Diket är inte rensat på länge och svämplanen är aktiva. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



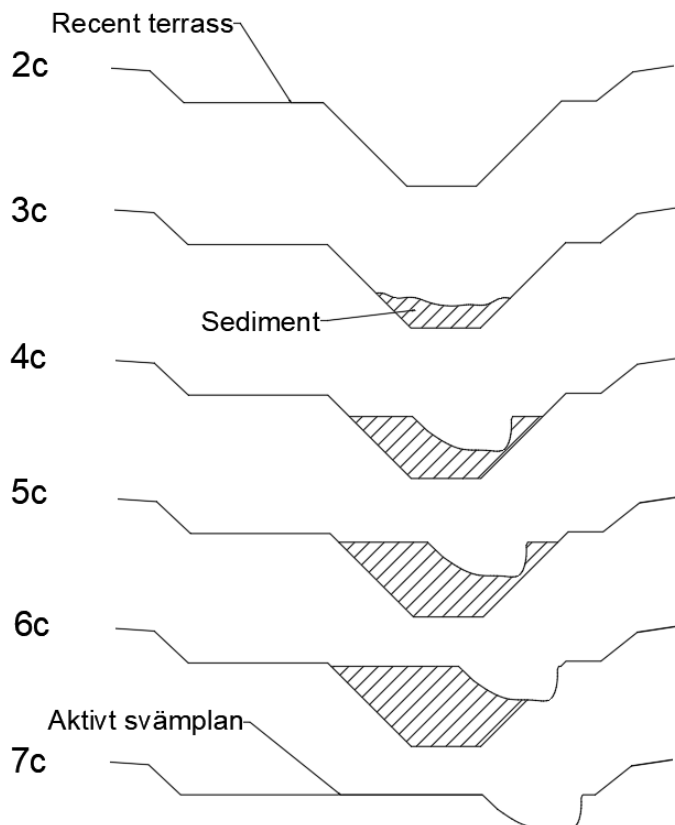
Figur 42. C-sträcka som ej har mer än ytterst lite sänkt basnivå (endast ca 10 cm), men som är helt kanaliserad. Diket är inte rensat på länge och svämplanen kan översvämmas under vissa förhållanden, men i mycket mindre omfattning än tidigare. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

dikessektionen på sikt och svämplanen blir aktiva i takt med sedimentationen. Slutligen börjar fåran också ringla mer. Fas 7c motsvarar en ny dynamisk jämvikt som är likartad det ursprungliga tillståndet. I Figur 44 och Figur 45 visas exempel på sträckor som har varit ett dike, men inte underhållits och där utvecklingen mot ett naturligare tillstånd gått långt.

I och med att basnivån är intakt skulle det gå relativt enkelt att restaurera denna typ av sträcka passivt, men det går också att göra aktiva åtgärder. Vid valet mellan dessa behöver flera faktorer vägas in, bland annat kostnadseffektivitet, hur snabbt delsträckan förändras och vilken fas den är i. Både passiva och aktiva åtgärder beskrivs i texten nedan. Nyttan med att restaurera vattendrag med denna problembild är bland annat att svämplanens habitatet förbättras och att vattendragsfåran får en naturligare morfologi.

Tabell 8. Parametrar som hör till kvalitetsfaktorn morfologiskt tillstånd samt vilka av parametrarna som i normalfallet är väsentligt påverkade när vattendraget kanaliseras utan att basnivån sänkts.

Parameter	Påverkas
Vattendragsfårans form	✓
Vattendragets planform	✓
Vattendragsfårans bottensubstrat	✓
Död ved i vattendrag	
Strukturer i vattendrag	✓
Vattendragsfårans kanter	✓
Svämplanens strukturer och funktion	✓
Vattendragets närområde	



Figur 43. Konceptmodell (CEM) från biotopkarteringsmetoden som beskriver sträckor som är omgrävda, men där bestämmande sektioner ej påverkats.

Kortfattat utgör fas 3c till 7c faser där vattendraget via sedimentationsprocesser går tillbaka mot tillståndet som rådde tidigare. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 44. Exempel på en C-sträcka som tidigare varit helt kanaliserad. Denna sträcka har ej restaurerats, men på grund av att bestämmande sektion ej var betydligt sänkt har vattendraget kunnat gå allt mer mot sitt ursprungliga tillstånd. I dagsläget finns grusbankar, aktivt svämplan och annat som hör till en naturlig sträcka. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 45. Exempel på en E-sträcka som tidigare varit kanaliserad. Denna sträcka har ej restaurerats, men på grund av att bestämmande sektion ej var betydligt sänkt har vattendraget kunnat gå allt mer mot sitt ursprungliga tillstånd. I dagsläget är det svårt att se att detta en gång var ett dike. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Målbild

Målbilden bör vara så nära det naturliga referensförhållandet som möjligt med avseende på inneslutning och morfologi. Målbilden bör beskrivas med hjälp av biotopkarteringsmetoden bland annat genom att hydromorfologisk typ (inklusive eventuella tillägg) anges och genom att utvalda variabler som går följa upp och som beskriver processer, strukturer och funktioner används (inskränkningskvot, dalgångens inneslutning med mera).

Betydelsen av död ved och bäver i det färdigrestaurerade vattendraget beror på från fall till fall, men är en mycket viktig komponent att beakta.

Tillvägagångssätt

Som nämnts innan skulle det vara möjligt att bara låta en sådan här sträcka få vara ifred, det vill säga att den restaureras passivt och att den då återgått mot ett mer ursprungligt tillstånd med tiden. Det finns dock mycket som går att göra för att påskynda återhämtningsprocessen.

Precis som det beskrevs tre alternativ under rubriken ”Sänkt basnivå och rensad/kanaliserad fåra” finns det motsvarande alternativ här, men med undantag från att basnivån ej behöver återställas. I det första alternativet är det främst passiva åtgärder. I andra alternativet återställs fårans morfologi genom att en ny fåra med naturlig sektion, profil och planform grävs. Tredje alternativet är ett mellanting mellan dessa två alternativ. Då kröks fårarna bara till och omformas i en mindre grad och det skapas inte en helt naturlig planform och morfologi. De två förstnämnda alternativen beskrivs nedan.

Alternativ 1 - Passiv återställning

En passiv återställning innebär att helt enkelt sluta rensa sträckan. Vattendraget kommer då följa faserna 2c-7c där fas 7c motsvarar fas 1 d v s orört tillstånd. Faserna inleds med en sedimentationsprocess och längre fram i tid börjar också fåran att ringla mer. Om svämplanet är inaktivt kommer det att bli aktivt efter hand. Det kan i många fall vara bra att skynda på processerna samt att försöka skapa strukturer som tar längre tid att få tillbaka. Tillförsel av död ved, grusbankar och liknande kan ha påtaglig betydelse för utvecklingstakten och kan med fördel tillföras om det passar in i målbilden.

En viktig förutsättning är förstås också om och i vilken omfattning svämplanet brukas i dagsläget. Om det till exempel brukas som åkermark är en förändring av markanvändningen närmast vattendraget nödvändig eftersom åkern där kommer bli svämplan.

För att åtgärden ska vara möjlig behöver vattendragskorridoren sättas av för fri utveckling, eller endast brukas extensivt. Det är extra viktigt om det ingår påverkan från död ved i målbilden vilket kräver att skogen får vara i fred och lämna ifrån sig ved. Minst svämplanets utbredning plus en skyddszon utanför den behöver avsättas (se närmare beskrivning under ”Hur en skyddszon/vattendragskorridor avsätts”).

Utöver att underhållet upphör kan följande åtgärder vara bra komplement:

- Rensmassor som kan hindra översvämning eller bromsa upp förskjutning i sidled vid fåran tas bort.
- Död ved, nya grusbankar eller andra sedimentbankar anläggs för att påskynda processen.
- Om korvsjöar och andra strukturer på svämplanet fyllts igen kan de återskapas.

Åtgärden kräver tid innan full effekt nås. Vid bedömning av vilka åtgärder som är bra för att påskynda återhämtningen är det lämpligt att försöka bedöma hur stor återhämtningstakten kommer att vara. Som stöd i bedömningen går det att titta på vilken fas som sträckan är i nu och jämföra det med när senaste rensning sannolikt utfördes.

Uppföljning - Alternativ 1

Uppföljning kan göras med variablerna som redovisas i Tabell 9.

Tabell 9. Variabler från biotopkarteringsmetoden som kan användas i kanaliserade delsträckor med opåverkad basnivå som åtgärdas med passiva åtgärder.

Variabel	Kommentar
Inskärningskvot	Kvoten ska vara 1 eller nära 1 när full effekt uppnåtts av restaureringen.
Dalgångens inneslutning	Går att jämföra klass (låg, hög och måttlig) före och efter åtgärd, alternativt jämförs confinement index vilket ger ett mer exakt mått.
Översvämningsfrekvens/grundvattennivå	För TB-sträckor fungerar variabeln som en grövre klassning än inskräningskvot.
Dominant fluvial process/Stabilitet	Genom att jämföra bedömningen av dessa två variabler före och efter åtgärd erhålls ett mått på var i utvecklingen sträckan är på vägen mot fas 1.
Aktivt svämplan	Anges som Ja/Nej vid biotopkartering och kan användas för att utvärdera om svämplanen har återaktiverats eller ej (antaget att de var inaktiva innan åtgärd).
Utvecklingsfas	Beskriver var i utvecklingen delsträckan befinner sig.

Checklista - Alternativ 1

Checklista förarbete

- Beräkna ytan för vattendragskorridoren som behöver lämnas för fri utveckling.
- Bedöm om det finns behov av kompletterande åtgärder, t ex att rensmassor tas bort, att uppgrundning av fåra påskyndas eller att konstgjorda korvsjöar skapas.

Checklista åtgärder

- Utför kompletterande åtgärder om så behövs, till exempel att rensmassor tas bort, att uppgrundning av fåra påskyndas eller att konstgjorda korvsjöar skapas.
- Lämna vattendragskorridoren till fri utveckling.

Checklista uppföljning.

- Mät inskräningskvot eller andra variabler som valts ut för uppföljning.

Alternativ 2 - Återställning av fåra

I detta alternativ grävs en ny fåra (alternativt flera fåror om det ska vara en anastomerande sträcka). Designen av fåran eller fårorna kan göras på olika sätt. Följande parametrar bör tänkas igenom och beräknas:

- Planform
- Våglängd
- Lutning
- Vertikal amplitud
- Kurvatur
- Tvärsektion

Beräkningarna och utformningen av en ny fåra görs på samma sätt som det beskrevs under rubriken "Sänkt basnivå och rensad/kanaliserad fåra", underrubrik "Alternativ2 - Återställning av basnivå och vattendragsfåra". Skillnaden är att det inte ska vara någon återställning av basnivå här. Vid beräkningarna rekommenderas det att det görs en hydraulisk modellering, men eftersom det inte finns någon bestämmande sektion som ska återställas är det inte lika nödvändigt. Det kan räcka med enklare beräkningar. Här är det inte heller riktigt lika viktigt att få fram helt korrekt information om storleken på bankfullflödet eftersom det inte är lika viktigt att jobba med utformning av bestämmande sektion.

Uppföljning - Alternativ 2

Uppföljningen kan göras på samma sätt som för alternativ 1 (Tabell 9).

Checklista - Alternativ 2

Checklista förarbete

- Beräkna planform, våglängd, lutning, vertikal amplitud, kurvatur och tvärsektionens utseende, baserat på modelleringar eller beräkningar samt uppmätningar i det aktuella vattendraget.
- Vid behov använd hydrauliska modellen eller beräkningsunderlaget för att kontrollera om det finns risk att det uppstår motstående intressen, t ex att markanvändning påverkas.
- Kontrollera utifrån beräkningarna/modellen att designen leder till att vattendraget får en naturlig översvämningsfrekvens.

Checklista åtgärder

- Skapa ny fåra/fåror.
- Fyll igen befintligt dike.

Checklista uppföljning

- Mät inskärningskvot eller andra variabler som valts ut för uppföljning efter att en längre tid förlutit för att verifiera att åtgärden fungerar.

Förändrade flöden

Vattenflödet är såklart själva grunden till att ett vattendrag finns och via självjusteringsmekanismer kommer vattendragets morfologi att vara ett direkt resultat från vattenföringsdynamiken. Vattenföringar kan vara påverkade på många olika sätt och av många olika orsaker. Orsakerna till avvikelser gentemot ett referensförhållande kan till exempel vara reglering av vattenföringen vid vattenkraftverk, hårdgjorda ytor som ger ökad avrinning, utdikningar som ger snabbare avrinning, minskad mängd buffrande svämplan som annars hade fördröjt och dämpat flödestopper med mera.

Om flödet förändras ger det effekter på hydromorfologin. Till exempel kan ökade flöden efter att ytor hårdgjorts ge mer erosion och homogenare bottensubstrat samt starta processer där självjusteringsprocesser skapar en ny morfologi under ett längre tidsspann. Orsaken till detta är bland annat att flödeseffekten ökar. Följderna av ökade dagvattenflöden brukar gå lätt att observera i fält, bland annat genom att bredden ökar och att strukturer såsom sandbankar och älvvallar eroderar bort.



Figur 46. Sandig älvvall – en morfologisk enhet som kan förändras om vattenföringen förändras. Foto: Matthias Ibbe.

I detta dokument tas inte några specifika åtgärder för att återställa vattenföringen upp eller hur reglering av ett vattendrag kan göras på skonsammaste vis på grund av att det är ett så omfattande ämne. En generell rekommendation är dock att vid åtgärder för att återställa en störd flödesdynamik är det en vattenföring som är nära referensförhållandet som bör eftersträvas. En svårighet kan dock vara att beräkna referensförhållandet och att bedöma hur stor avvikelse som kan vara acceptabel.

Om problemet är förändrade flöden orsakade av förändrad markanvändning, hårdgjorda ytor, utdikning och liknande kan referensförhållandet samt vilka åtgärder som behövs för att nå det uppskattas genom en modellering. I en sådan modell kan ett naturligt tillstånd (tillståndet då vattendraget utvecklades) jämföras med det påverkade tillståndet relativt enkelt. I modellen går det att stoppa in åtgärder såsom fördröjande dagvattendamm, igenlagda diken med mera och hitta en rimlig lösning. Tyvärr kan det vara svårt att uppnå referensförhållandet om infrastruktur med hårdgjorda ytor eller stora ytor med åkermark redan finns på plats. I bästa fall kan en sådan jämförelse mellan före och efter exploatering göras innan exploatering och att utifrån det konstruera anpassningar som byggs in i infrastrukturen. Detta görs ganska ofta, men tyvärr inte för hydromorfologins skull utan mer av andra orsaker, vilket innebär att effekten inte fullt ut gynnar vattendraget. Det kan också vara bra att tänka på att en fördröjning nedströms en hårdgjord yta fortfarande innebär att stora delar av vattnet går ut i vattendraget som ytvatten. Utan hårdgjord yta skulle en betydande del också kunnat bilda grundvatten.

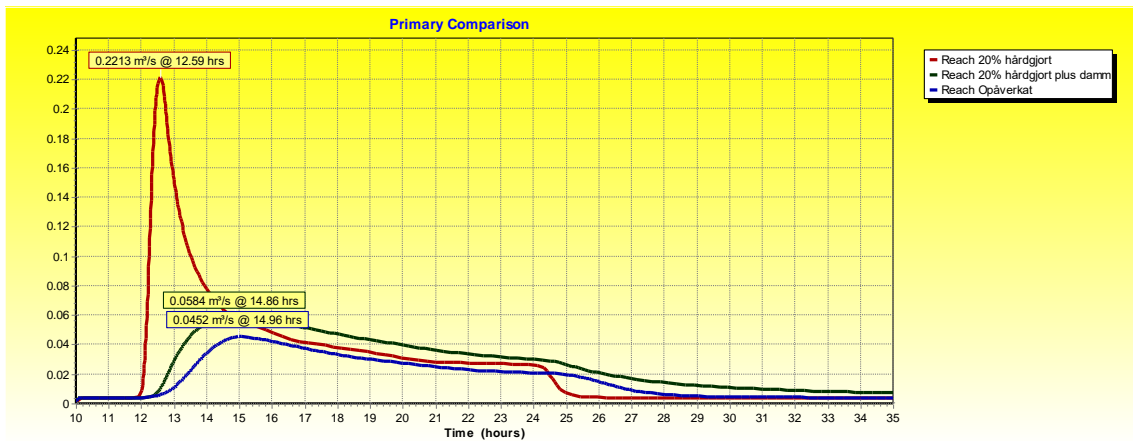
I Figur 47 visas ett exempel på en jämförelse mellan ursprungligt tillstånd och med hårdgjorda ytor i avrinningsområdet samt effekten av fördröjning. I exemplet är det en dagvattendamm som fördröjer flödet. I grafen går det att se att flödestoppen dämpats rejält och att vattnets fördröjs, men det är fortfarande en stor volym som kommer ut i vattendraget. En sådan damm bör därmed inte vara enda lösningen. Det finns mycket litteratur kring fördröjning och omhändertagande av dagvatten och dräneringsvatten och omfattande beräkningsmodeller. Om dessa används vid vattendragsrestaurering kan det vara bra att anpassa dem till hydromorfologiska

frågeställningar. Strukturer som ska fördröja dagvatten är normalt sett anpassade för andra syften (t ex hindra överbelastning i systemen nedströms), inte specifikt för att gynna hydromorfologi.

Det går att göra modellberäkningar likartat det som visades i Figur 47 i många andra sammanhang, t ex om hydrologin ska återställas genom igenläggning av skogsdiken går det att med samma typ av modell jämföra effekten för olika typer av åtgärder.

Om vattenföringen är påverkad på grund av vattenkraft eller annan reglering behöver regleringen anpassas så långt det är möjligt. Det finns en hel del litteratur kring detta och det pågår många forskningsprojekt inom området. Här är det dock bra att tänka på att mycket av den litteratur som beskriver miljöanpassning av reglering inte tar särskilt stor hänsyn till processer och olika hydromorfologiska typerns känslighet för reglering. Effekten kan bli mycket olika för hydromorfologin om det är ett transportbegränsat vattendrag eller ett sedimentbegränsat vattendrag. Om regleringen ska anpassas vid vattendragsrestaurering måste hydromorfologisk typ och andra faktorer som är kopplade till objektets känslighet för reglering vägas in.

Kvalitetsfaktorn hydrologisk regim är bra vid kvantifiering av effekten av förändrade flöden. Kvalitetsfaktorerna morfologiskt tillstånd och konnektivitet är bra komplement eftersom de kan visa på de morfologiska effekterna. Dessa kan med fördel användas som stöd vid bedömning av vad som behöver göras och för utvärdering av hur stor effekt det blir efter en eventuell åtgärd.



Figur 47. Exempel på beräkning av effekten av en fördröjning från ett område med delvis hårdgjorda ytor. Fördröjningen utgörs i detta fall av en dagvattendamm. Blå linje visar vattenföringen efter ett kraftigt regn under naturliga förhållanden (innan exploatering). Röd linje visar vattenföringen om 20% av ytan har hårdgjorts. Grön linje visar effekten av en fördröjande dagvattendamm med en strypning i utloppet. I hydrografen visas tiden efter att regnet startade på X-axeln och på Y-axeln visas vattenföringen. De små skyltarna visar hur lång tid efter regnets start som maxflödet nåddes samt flödets storlek. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.

Förändrad sedimenttransport/sedimenttillförsel

Sedimentdynamiken, inklusive tillförseln samt transporten och inte minst mångfalden av sedimenttyper är en viktig del av det fluviala systemet. Med sediment avses det material som vattnet avsätter, det vill säga allt från stenar som vattnet kan flytta på till små lerpartiklar.

Sedimentet är tillsammans med vattenföringen av helt fundamental betydelse för hydromorfologin. Det är ju till stor del dessa två komponenter som bygger upp habitatet i TB-vattendrag.

Förändringar i sedimentdynamiken har en stor påverkan på hydromorfologin. Det som de flesta kanske främst tänker på när det nämns förändringar i sedimentdynamiken är att det tillförs mer sediment i och med att landskapet blivit öppnare (Figur 49) av jordbruk, skogsbruk och annan verksamhet. Mer sediment kan ge många olika effekter, t ex att förgrenade fåror slammar igen och det blir mer singelfåror, att det blir avulsion i meandringar, att höljor grundas upp och att små hålrum i botten täpps igen med mera.



Figur 48. Sediment dominerat av fraktionen sten. Bilden är från ett restaurerat Bp-vattendrag. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 49. Exempel på ökad tillförsel av sediment i öppet landskap. På vänster bild går det att se hur vattnet vid nederbörd koncentrerats och börjat erodera fram en fåra när det tagit med sig material.

Att det blir minskade mängder sediment, tex nedströms större dammar är kanske inte känt för alla, men det har också stora effekter. Det leder bland annat till ökad inskärning, sämre lateral konnektivitet, ökad erosion, förändrad substratsammansättning och minskad habitatdiversitet.

I de flesta vattendrag är förändringen i sedimentdynamik komplex. Om det finns en damm som bromsar upp sediment finns det i många fall också annan mänsklig påverkan som skapar mer sediment vilket kan göra det svårt att få en helhetsbild. Mänskligt orsakad ökning respektive minskning av sediment kan inte heller ta ut varandra då det rör sig om olika typer av sediment.

I detta dokument presenteras inga djuplodande lösningar på förändringar i sedimentdynamiken, men som tumregel är det bra att försöka återskapa sedimentdynamik som återspeglar ett naturligt referensförhållande. Det är stor risk att ett restaureringsprojekt får begränsad effekt om inte sedimentdynamiken är med som en punkt i restaureringsprocessen.

Det kan vara svårt att sätta ett korrekt referensförhållande och konkreta mål för sedimentdynamiken eftersom många transportbegränsade vattendrag har stora kulturella inslag.

Biotopkartering är en bra grund för att förstå hur habitatet påverkas av förändringar i sedimentdynamiken, hur stor påverkan är och vad som är orsaken. Detta är särskilt användbart om även biflöden är karterade. Metoden är dock mest inriktad till vad

som händer inom vattendraget, till exempel vilka delsträckor som bidrar med sediment och därför behövs normalt sett kompletterande analyser.

Förändrad markanvändning på svämplan och successioner

Problembild

Markanvändning i närmiljö och på svämplan, förekomst av bäver och död ved samverkar med vattendragets morfologi med flera och ofta komplicerade mekanismer (se till exempel Brown 2002, Brown m fl 2018, Davies-Colley 1997, Lespez m fl 2015, Länsstyrelsen i Jönköpings län 2017, McBride 2008, Montgomery m fl 1995, 2003, Polvi & Wohl 2012, 2013, Sear m fl 2010a, Wohl 2011, Wohl m fl 2019).

Kortfattat beskrivet (och förenklat) är det så att om vattendraget utvecklas fritt i skogsmiljö kommer död ved och bävrar påverka morfologin och det blir då bröten, trösklar med mer som skapar höljor, bredare fåra och anastomering. Om vattendraget utvecklas i en miljö med gräsmark som hålls öppen av människor via traditionellt ängsbruk, betande från megaherbivorer eller via andra mekanismer kommer inte energin att tas ut via strukturer som bröten m m och vattendraget kommer då ha en mer ringlande eller meandrande fåra för att ta ut energin på en längre sträcka. Denna skillnad blir mindre ju större vattendraget är, bland annat på grund av att möjligheten till brötesbildning avtar.

Detta innebär att den morfologi som finns på en delsträcka till stor del återspeglar vilka markslag som historiskt funnits platsen. En liten meandrande skogsbäck meandrar generellt för att den utvecklats i ett öppet landskap, men låter vi den bara vara kommer sannolikt meandringarna avta och det blir mer anastomering och rakare fåror över tid.

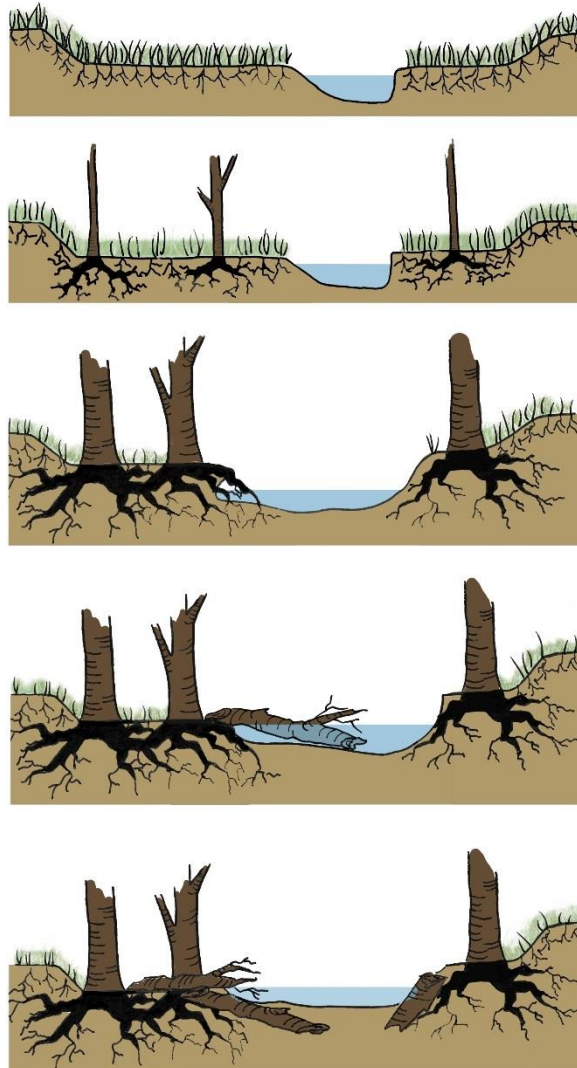
Många TB-vattendrag har legat i ett öppet landskap i tusentalsår, men i och med förändringar inom jordbruket (främst efter andra världskriget) har det blivit en succession från gräsmark mot skog på svämplanen. Under denna successionsfas kan det bli omfattande erosion, bland annat på grund av att gräset som binder stränderna försvinner och sektionen ökar i bredd. Denna succession kan leda till att det på sikt blir ett vattendrag med mer död ved och då kommer erosionen avta när ved stabiliserar sträckan. Det brukar dock vara så att den döda veden rensas bort och det innebär att sträckan aldrig utvecklas fram till den punkt då den kan nå fram till en ny jämvikt. I Figur 51 visas principen.

Motsatta förhållandet är också vanligt, d v s att vattendrag som haft skogsmiljö under en längre tid blir öppnare genom att skogen avverkas. Avverkning av skog på svämplan sker inte bara inom skogsnäringen, det kan också ske av andra orsaker, t ex att hagmarker öppnas upp eller av andra intressen.



Figur 50. Exempel på ett vattendrag som legat i ett helt öppet landskap (ängsmark och senare betesmark), men som nu har fått alltmer träd i närmiljö och på svämplan samt på senare tid också stora mängder död ved. Denna förändring innebär nya villkor för utvecklingen av morfologin. I takt med att mängden död ved ökar kommer svämplanen att bli alltmer frekvent översvämmade. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Det som är själva problemet med de mänskligt skapade successionsförloppen är att bristen på kontinuitet kan leda till att delsträckor inte når fram till ett jämviktsläge där de kan tillåtas formas utifrån naturliga omständigheter. Det innebär att strukturer och funktioner inte utvecklas fullt ut och det som har utvecklats kan försvinna om utvecklingen avbryts. Tiden det tar från att miljön varit anpassad till öppen miljö till att bli anpassad till skog kan vara lång (hundratals år). Bristen på kontinuitet påverkar också förutsättningarna för biologisk mångfald negativt på flera sätt, inte bara genom försämrade hydromorfologi.



Figur 51. Konceptmodell som visar en möjlig utveckling vid succession från öppen mark på svämplanet till skogsmark. Första sektionen visar en fåra i dynamisk jämvikt omgiven av gräsmark. När hävden upphör etableras träd som skuggar och konkurrerar ut gräset. Under successionen sker mycket stranderosion (bland annat på grund av att gräset försvinner, ändrad strömningsbild/hydraulik och ibland även av trädens tyngd) och översvämningens frekvens minskar eftersom tvärsnittet blir större. I ett senare stadium har skogen börjat ge ifrån sig död ved vilket stabiliserar fåran. Slutligen har veden grundat upp fåran och gett en större råhet och i det skedet sker översvämningar återigen frekvent. Många svenska vattendrag befinner sig mitt i denna succession (bild 2 eller 3) och det är vanligt att de stannar där för att det inte tillåts fri utveckling med förekomst av död ved.

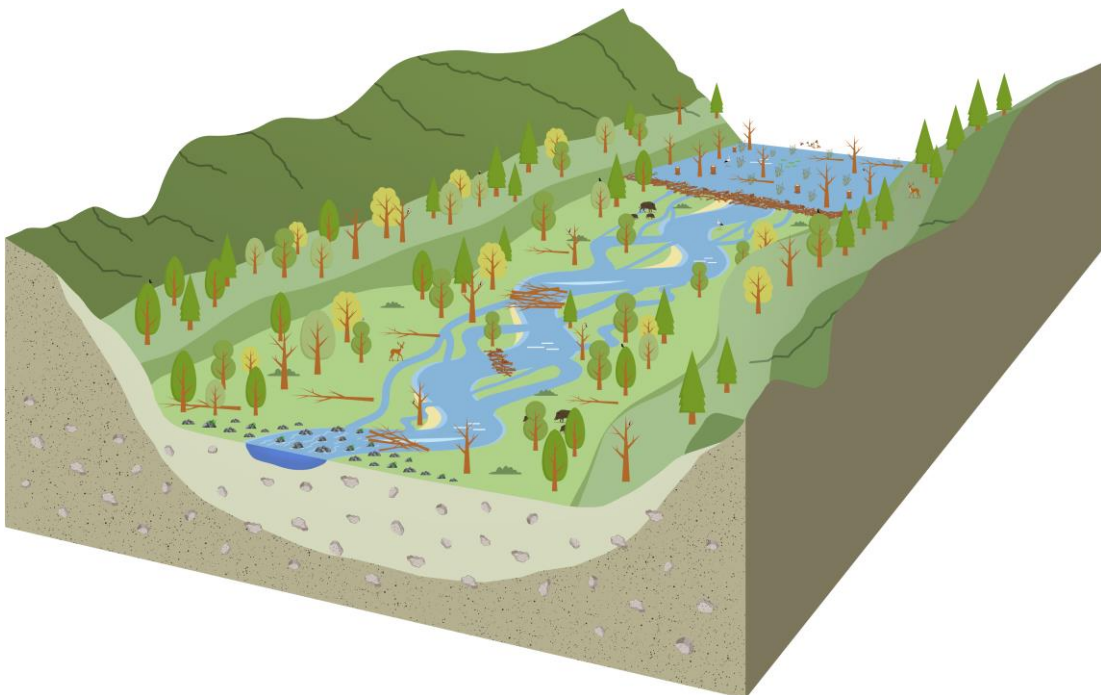
Illustration: Tove Nilsson Tyréns AB / Streams & Lakes Consulting AB.

I problembilden ligger det också att naturlig succession och störning saknas. T ex att bränder, bävrar och stormfällan undviks eller städas bort när det finns motstående intressen.

I Figur 52 visas några exempel samt den skiss över morfologi med inverkan från bäver och död ved som visats tidigare och ska motsvara morfologier med tillägg ABMC (morfologi till stor del beroende av bäverdammar samt med anastomerande planform) och ALWD (morfologi framtvingat av grov död samt med anastomerande planform).



Figur 52. Övre foto visar ett vattendrag som legat i ett öppet landskap i tusentals år, vilket fåra och svämplan har anpassat sig till. I mitten visas ett vattendrag som är ganska typiskt för Sverige, ett före detta öppet landskap där grässvålen försvunnit, men skogen är ung och det saknas död ved. Vattendraget är inte i dynamisk jämvikt. Skissen nederst visar hur det kan se ut i ett vattendrag som utvecklats i ett landskap med död ved och bävrar vilket skapat en helt annan morfologi. I det fallet är det en stökig morfologi med förgreningar, bäverdammar, bröten med mera (se även förklaring i Figur 7). Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Målbild

I målbilden bör det vara ett vattendrag med kontinuitet i markanvändning på svämplan och i dess närmiljö. Kontinuiteten ska dock inte vara större än vad som kan anses vara naturligt. Naturlig störning och succession ska inte undvikas. I målbilden ska det då också ingå att det uppstår en inneslutning och morfologi som återspeglar den hydromorfologiska typ som passar i målbilden.

Målbilden bör när det är lämpligt beskrivas med hjälp av biotopkarteringsmetoden genom att utvalda variabler som går följa upp och som beskriver processer, strukturer och funktioner används.

Tillvägagångssätt

Det som går att göra i restaureringssammanhang är att säkerställa en ökad kontinuitet i markslaget på framför allt svämplan, men helst också i svämplanets närmiljö. Genom att öka kontinuiteten kan vattendraget anpassa sig eller vara fortsatt anpassat till givna förutsättningar och därmed kan ett jämviktstillstånd uppnås eller bibehållas. Tanken är inte att restaurera bort dynamik utan att undvika mänskligt orsakade störningar och successionsförlopp som kan vara negativa för utvecklingen.

För att möjliggöra detta krävs det i grund och botten två saker. Det ena är att det finns möjlighet till en fri utveckling inom själva vattendragskorridoren. Detta beskrivs mer under rubriken ”Hur en skyddszon/vattendragskorridor avses”. Det andra är att verka för att det inte sker för mycket förändring i korridoren. Det kan vara mycket svårt eftersom relativt få ytor utmed vattendrag har något större skydd mot sådana förändringar. Många vattendrag ligger inom mark där det är tillåtet att avverka skog på svämplan eller låta historiskt öppna miljöer växa igen samt att rensa bort död ved från både vattendrag och svämplan.

För att möjliggöra kontinuitet måste en lämplig målbild väljas. Mycket förenklat går det att tänka sig att valet görs mellan en fri utveckling där skog och bävvar får styra morfologin eller en mer kulturpräglad öppen ängs- eller betesmark. I praktiken är det inte riktigt så enkelt, till exempel finns det områden där varken bävvar eller träd kan etablera sig och det kan finnas motstående intressen att ta hänsyn till. Vid val av målbild, det vill säga om det ska vara en kontinuitet med öppen mark eller att bävvar och död ved som får styra vattendragets morfologi är det inte bara historiken som ska vägas in utan även vilken miljö som kan finnas och upprätthållas på lång sikt.

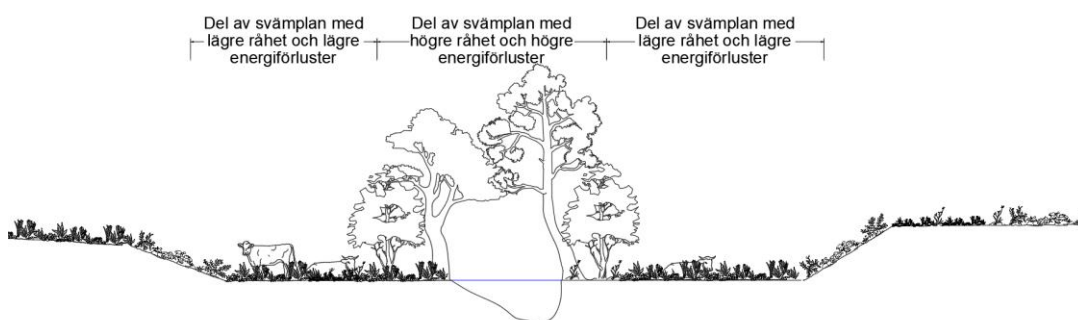


Figur 53. C-sträcka med skoglig kontinuitet (minst 140 år) där strukturer, t ex grusbankar, fått utvecklas i samklang med hydrauliska egenskaper som är kopplade till död ved. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

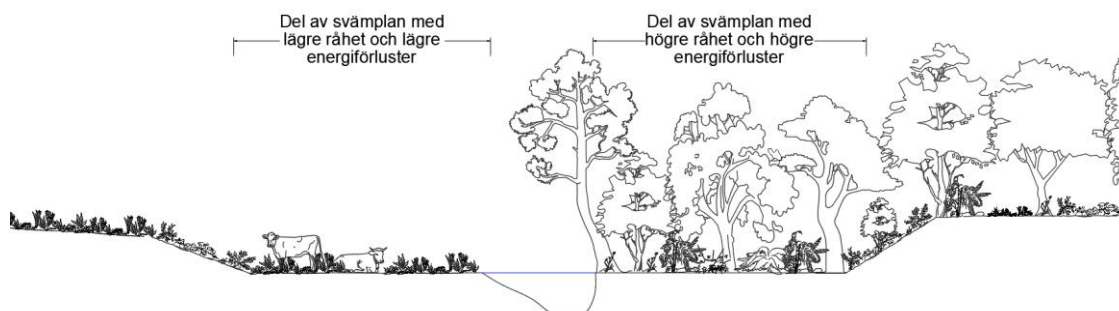
Att försöka skapa ett mellanting är många gånger, ur hydromorfologisk synpunkt, dåligt. T ex att ha en smal trädbård utmed fåran leder inte till dynamisk jämvikt. Det skulle innebära att dalgången i tvärsektion kommer att ha olika resistens mot erosion och vattendraget kommer då finna den lättaste vägen och skapa nya fåror där friktionsmotstånd och motståndskraften mot erosion i tvärsektionen är som lägst (Figur 55). Samma sak gäller om ena sidan av sektionen är trädbevuxen och den andra sidan utgörs av gräsmark, t ex betesmark (Figur 54, Figur 56). Om det ska vara en variation, t ex mix av öppen mark som t ex betesmark och skog bör den vara i längsled (Figur 57).



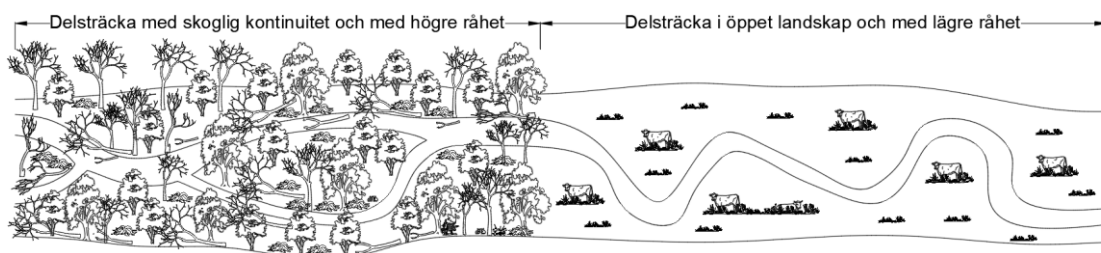
Figur 54. Exempel på ett svagt meandrande vattendrag där den högra sidan utgörs av hästbete och den vänstra av alskog. Det meandrande vattendraget kan ibland ha en kurva i hästhagen och ibland i skogen. De hydrauliska egenskaperna på vänster respektive höger sida inom en tvärsektion kan bli påtagligt olika. Vid högflode när svämplanet översvämmas finns det en påtaglig risk att flödet koncentreras till betesmarken. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 55. Tvärsektionen visar ett vattendrag som omges av öppna svämplan och där det växer en trädbård utmed fåran. Dessa förutsättningar ger sämre möjlighet för dynamisk jämvikt jämfört med om hela tvärsektionen hade samma förutsättningar. Det beror främst på att friktionsmotståndet och andra egenskaper som ger energiförluster är högre invid fåran jämfört med den del av sektionen som saknar träd och andra strukturer som bromsar vattnet. Vattnet kommer att på sikt att försöka hitta den lättaste vägen genom dalgången. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 56. Vattendrag där ena delen av tvärsektionen utgörs av öppen mark och den andra av skog. De två delarna har olika hydrauliska egenskaper och vid högflode finns det en stor chans att flödet koncentreras till den öppna sidan av sektionen på grund av att det är högre friktionsmotstånd och andra egenskaper som ger energiförluster och bromsar vattnet i skogen. De olika delarna har också olika förmåga att stå emot vattnets krafter utan att det startas erosionsprocesser som förändrar sektionen. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 57. Vattendrag med en variation mellan öppet landskap och skog på delsträckanivå. Genom att variationen är i längsled kan hydromorfologiska typer som är knutna till slutet respektive öppet landskap utvecklas inom olika delsträckor. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.

Om vattendraget befinner sig i en successionsfas där landskapet tidigare var öppet, men går mot ett tillstånd med skog och det också stämmer med målbilden kan det i många fall vara värt att påskynda utvecklingen. Det kan bland annat göras genom att tillföra död ved över både vattendragsfåra och svämplan vilket kommer att bromsa upp vattnet och skapa bättre motståndskraft mot oönskad erosion. På det viset återställs översvåmningsfrekvensen i ett skede som är mycket tidigare jämfört med att vänta på att det ska växa upp skog som sedan kan falla ned i vattendragskorridoren. Andra åtgärder kan vara att gallra bort oönskad vegetation som bromsar utvecklingen och/eller att plantera önskvärda träd och annan vegetation.

Vid arbetet med kontinuitet är det viktigt att tänka på att inte hämma dynamiken. I naturen finns det en variation av tillstånd, t ex kan tillstånd som liknar både öppen ängsmark och igenväxande ängsmark skapas av bävrar (Figur 59) vilken är bra för mångfalden. Det finns också andra händelser som kan initiera succession och bidra med mångfald, t ex brand (Figur 58).



Figur 58. Det brinner i våtmarken. En störning som inte ses varje dag i den svenska naturen.

Ytterligare rekommendation kring skyddszoners utbredning, hur stor vattendragets korridor bör vara med mera finns under rubriken ”Hur en skyddszon/vattendragskorridor avses”.



Figur 59. Exempel på successionsförlopp orsakat av bäver. Detta har tidigare varit en bäverdamm, men efter att dammen delvis börjat rasa har denna miljö som utgör en naturlig successionsfas och som är viktig för biologiska mångfalden uppstått. Credit: "A Beaver Meadow That Once Was a Beaver Pond" by paul_houle is licensed with CC BY-SA 2.0. To view a copy of this license, visit <https://creativecommons.org/licenses/by-sa/2.0/>

Checklista

Checklista förarbete

- Bedöm vilken typ av markslag som är lämplig i det aktuella områdets vattendragskorridor utifrån målbild.

Checklista åtgärder

- Säkerställ att det kommer att finnas en kontinuitet i markslag inom tvärsektionen, minst inom vattendragskorridoren.
- Vid behov påskynda utvecklingen mot önskat tillstånd, t ex påskynda förekomsten av död ved.

Viktigt att tänka på

- Åtgärderna ska inte motverka mångfald, dynamik eller successioner utan bara begränsa mänskligt orsakade störningar som hindrar vattendragets utveckling mot jämvikt samt minska dominansen av vissa mänskligt präglade successionsfaser.

Avsaknad av död ved

Problembild

Nedanstående beskrivning av problembild och åtgärder avser TB-sträckor där det främst är för lite död ved som är problemet. Om det dessutom finns andra påverkanstryck blir det lite mer komplicerat.

Den naturliga tillförseln av död ved till en delsträcka kan bero på flera faktorer. Tre grundläggande faktorer är hur mycket ved som kan tillföras från själva sträckan (t ex träd inom delsträckan som dör), hur mycket som kan transporteras in i delsträckan från områden uppströms och hur mycket som kan transporteras ut ur delsträckan. Dessa tre grundläggande faktorer styrs bland annat av lutning, vattendragets bredd, om det finns träd eller andra strukturer som veden kan fastna på och vilken typ av ved som förekommer. Ibland pratas det också om vedbudget, budgeten utgörs av inflöde till delsträckan, utflöde samt ved som stannar kvar i delsträckan. Dessa faktorer är viktiga att beakta om det ska bedömas om det finns tillräckligt med död ved. Tillförseln av död ved kan ske på olika sätt. Det mest självklara är att träden dör och ramlar ned på svämplan samt i och över fåran. Det sker även vid erosion (som faller träd eller exponerar ved i bankar), storm, brand samt att det faller ned från omgivande sluttningar. Bävern kan också ha en stor betydelse för tillförseln.

Vedbudget

- Inflöde i delsträckan
- Utflöde ur delsträckan
- Ved som stannar i delsträckan

Källor till ved

- Träd som dör
- Erosion som faller träd
- Erosion som blottlägger ved i bankar
- Stormfällan
- Brandfällan
- Träd som faller från sluttningar
- Träd från sluttningsprocesser (t ex skred)
- Bäververksamhet (dammar, fällan etc)

Vid bedömning av förekomsten av död ved är det enklaste att räkna antal bitar grov död ved per 100 meter vattendrag. En bit brukar definieras som stamved eller grenar med en diameter större än 0.1 meter och en längd som är större än 1 meter. Detta är egentligen en lite för enkel metod för att räkna död ved, men fungerar ändå relativt bra för att ge en ungefärlig bild. Om en mer djuplodande analys ska utföras bör också volymen, förekomst av klen död ved (död ved som är mindre än den grova döda veden), vilka nedbrytningsfaser som finns och i vilken position veden finns bedömas. Positionen kan t ex vara att veden är begravd i botten eller i strandbankar eller att den ligger i så kallad broposition över vattendraget. Förekomst av bröten som fungerar som bestämmande sektion och mängden död ved



Figur 60. Länsstyrelsen i Östergötland på gång att mäta inskärningskvot och koppla ihop kvoten med förekomsten av död ved. Foto: Lars Gezelius.

på svämplan är också viktigt att beakta. Variabler för detta finns i biotopkarteringsmetoden, men det kan också vara bra att försöka fundera ut i varje enskilt fall vad det är för typ av information som är användbar. Exempel på några olika formationer såsom brötesbildning och ved i broposition visas i Figur 61 till Figur 67.



Figur 61. Exempel på bröte som befinner sig i broposition. Under brötet har en hölja bildats. Credit: "Log-jam" by KirkOls is licensed with CC BY 2.0. To view a copy of this license, visit <https://creativecommons.org/licenses/by/2.0/>



Figur 62. Exempel på ved i broposition och partiell broposition. Vedens grovlek i relation till vattendragets storlek innebär att veden har stor betydelse för morfologin. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 63. Exempel på en liten brötesbildning längst upp på en bestämmande sektion. Detta bröte har dämmande effekt vid såväl låga som höga flöden. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 64. Exempel på död ved som är begravd i sediment och i botten. Denna fungerar som bestämmande sektion vid låga flöden. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 65. Ett par exempel på bröten som skapar bestämmande sektioner vid högre flöden, men utan dämmande effekt vid låga flöden. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 66. Exempel på ett bröte (det mesta är under ytan) som har stor betydelse för möjligheten för vattnet att bredda ut över sina svämplan vid höga flöden. Dessa svämplan har dock städats upp från död ved, med undantag för några stockar, vilket inte är lämpligt för vattendragets framtida utveckling. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 67. Bröte som bildar bestämmande sektion vid både låga och höga flöden samt påtagligt bromsar upp sand och grus vilket syns på skillnaden i bottenelevation ned- respektive uppströms. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

För att möjliggöra en bedömning av huruvida det finns för lite död ved är det viktigt att första bestämma sig för vilken typ av referensförhållande som förekomsten ska jämföras med. Vissa vattendrag har en morfologi som inte är anpassad till ved, medan andra vattendrag har det eller kommer att ha det om det går mot ett mer skogligt tillstånd. Se även information under rubriken "Förändrad markanvändning på svämplan och successioner", biotopkarteringsmanualen samt med fördel också Brown (2002), Brown m fl (2018), Davies-Colley (1997), Lespez m fl (2015), McBride (2008), Montgomery m fl (1995), (2003), Polvi & Wohl (2012, 2013), Sear m fl (2010a), Wohl (2011), Wohl m fl (2019).

Ofta finns det för lite död ved jämfört med referenstillståndet. En vanlig orsak i transportbegränsade vattendrag är att vattendragen legat i ett öppet landskap samt att ved rensats bort. Detta brukar återspeglas i att biotopkarteringsvariabler som inskärningskvot får värden som indikerar minskad översvämningsfrekvens. Även bedömning av de fluviala processerna vid biotopkartering brukar indikera en försämring av habitatet om ved saknas.

I Tabell 10 visas vilka parametrar tillhörande kvalitetsfaktorn morfologiskt tillstånd som i det typiska fallet blir väsentligt påverkade. Det är dock några av parametrarna där det kan vara oklart hur de påverkas, det beror på hur stor avvikelser är från referensförhållandet. I vissa fall kan också kvalitetsfaktorn konnektivitet i vattendrag påverkas i och med att konnektiviteten i sidled försämras om avsaknad av död ved minskar översvämningsfrekvensen.

Tabell 10. Parametrar som hör till kvalitetsfaktorn morfologiskt tillstånd samt vilka av parametrarna som i normalfallet är väsentligt påverkade (markerat med "✓") när det finns för lite död ved i TB-sträckor som ska ha död ved enligt referensförhållandet. "(✓)" står för att parametern eventuell påverkas, beroende på hur stor avvikelser i död ved är.

Parameter	Påverkas
Vattendragsfårans form	✓
Vattendragets planform	(✓)
Vattendragsfårans bottensubstrat	(✓)
Död ved i vattendrag	✓
Strukturer i vattendrag	(✓)
Vattendragsfårans kanter	(✓)
Svämplanets strukturer och funktion	✓
Vattendragets närområde	

För lite död ved kan ha olika effekter. Avsaknaden av död ved som en del av fårans och svämplanets skrovlighet (som ger friktionsmotstånd för vattnet) leder till mindre energiförluster, vilket i sin tur ger ökad erosion (p g a mer energi kvar i vattnet) samt minskad översvämningsfrekvens. Den minskade översvämningsfrekvensen koncentrerar flödet till fåran vilket ger ökad erosion i fåran. Avsaknaden av bröten som bestämmande sektion kan ge effekter som motsvarar det som erhålls vid sänkt basnivå. Avsaknaden av död ved har också effekter på mindre skala än på delsträckanivå, bland annat är den viktig för att skapa morfologiska enheter som höljor, grusbankar med mera. Även svämplanets egenskaper försämras när det ej kan översvämmas och när det väl översvämmas kan avsaknaden av ved på svämplan innebära att även det får andra egenskaper. Bland annat innebär den lägre förekomsten av död ved på svämplan att det blir minskad motstånd mot erosion och att friktionsmotståndet är lägre och att vattnet därmed får ökad hastighet. Vattnet behöver inte heller rinna runt lika många strukturer på svämplanet vilket både påverkar uppehållstiden och hur olika strukturer som bildas vid översvämmning kommer att uppstå (genomskrämningsfåror, sedimentbankar, levéer och annat).

I biotopkarteringsmetoden finns ingen CEM som uttryckligen motsvarar vad som händer vid avsaknad av död ved, men tanken är att det som kallas för fas 2c-7c ska gå att använda. Den är främst avsedd för sträckor som grävts om, men där basnivån är intakt. I sträckor med intakt basnivå, men för lite död ved kan utvecklingen vara likartad om sträckan har en fri utveckling och mängden död ved ökar över tid. Då blir det i viss mån likartad sedimentationsprocess som slutligen leder till ett aktivare svämplan.

Det brukar diskuteras hur mycket död ved som behövs. Om man ser till de paleogeomorfologiska undersökningar av vattendrag i Europa som finns och till olika undersökningar av naturliga vattendrag är slutsatsen att innan det fanns någon väsentlig mänsklig påverkan fanns det i många vattendrag väldigt mycket död ved, inte sällan volymer som med dagens referensramar kan vara svårt att greppa. Vid restaurering är det inte säkert att det är nödvändigt att sätta en exakt siffra på mängden. I stället är det följande frågeställningar som rekommenderas:

- Är det för lite död ved för att de processer och strukturer som kan förväntas ska förekomma?
- Vilken typ av död ved (bröten etc) finns och vilken betydelse har den för delsträckan?
- Hur går det att säkerställa att det sker en naturlig tillförsel av död ved över tid så att en naturlig mängd kan uppstå och upprätthållas?

I Figur 68 visas ett exempel på en delsträcka där det finns en succession från öppen ängsmark till skog och där det är relativt lite ved. Vid biotopkartering av just den delsträckan har avsaknaden av död ved (främst avsaknad dämmande bröten) bedömts vara avgörande för att svämplanen översvämmas för sällan vilket bland annat gett för hög inskärningskvot. I dagsläget håller skogen på att åldras och snart kommer sannolikt död ved att återställa inskärningskvot, översvämningsfrekvens, lateral aktivitet etc. Detta sker då bland annat genom brötesbildning som då kommer att fungera som små bestämmande sektioner. Exemplet är intressant av två anledningar. Den ena anledningen är att det går lätt att förstå att den ved som är på väg att hamna i vattnet kommer att återställa dynamiska jämvikten och minska inskärningskvot etc. Det andra är att detta är ett typiskt exempel på en miljö där successionen mot naturliga förhållanden när som helst kan bromsas upp genom att det rensas bort död ved eller att skogen avverkas. En skogsavverkning på denna plats skulle, även om veden i vattnet lämnas kvar, göra så att den fortsatta tillförseln upphör. Då kommer det att dröja kanske 100 år innan det finns äldre skog som kan falla i vattnet igen.

Förutom att äldre skog är önskvärt för själva tillförseln av ved så har skogen också den effekten att veden bromsas upp genom att veden kan fastna mot eller mellan stående träd. Ved som annars hade lämnat delsträckan vid högflöde blir därmed i högre grad kvar om det finns träd på själva svämplanet (Wohl 2019).



Figur 68. Översta två bilderna: Delsträcka i C-vattendrag med en morfologi som är typisk för vattendrag som tidigare omgärdats av öppen ängsmark, men där det blivit skog. Inskärningskvoten är cirka 1.3-1.4. Här skulle det räcka att skogen tilläts åldras och att den döda veden därmed ökade. Ett bröte som dämmer 3-4 dm skulle räcka för att återställa översvämningsfrekvensen och för att inskräningskvoten skulle bli 1.

Nedersta bild: Den bestämmande sektionen för samma delsträcka (utgörs av en kort B-sträcka). Här går det se att det är tre stammar i broposition, men som knappast påverkar vattennivån uppströms. När dessa har fallit i vattnet kommer sannolikt ett bröte bildas, vilket kommer fungera som bestämmande sektion och minska inskräningskvoten uppströms. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Målbild

Målbilden bör vara så nära det naturliga referensförhållandet som möjligt med avseende på inneslutning och morfologi och med morfologiska enheter som hör ihop med död ved. I målbilden bör som regel skog som utvecklas fritt inom vattendragskorridoren ingå. Många gånger kan hydromorfologiska typer med tillägget ALWD (morfologi framtvungad av grov död samt med anastomerande planform) vara en del av målet.

Målbilden bör beskrivas med hjälp av biotopkarteringsmetoden bland annat genom att hydromorfologisk typ (inklusive eventuella tillägg) anges och genom att utvalda variabler som går följa upp och som beskriver processer, strukturer och funktioner används (inskrävningskvot, dalgångens inneslutning med mera).

Tillvägagångssätt

Ett första steg är att bedöma om det är för lite död ved. Mängden död ved som noterats vid biotopkartering ger en fingervisning om detta, men bör kompletteras med en djupare bedömning. Framför allt bör variabler som inskrävningskvot vägas in. Till exempel om det finns en sådan mängd död ved att det bedöms vara nära ett referensförhållande, men inskrävningskvoten fortfarande är hög så kan det bero på att delsträckan tidigare varit ängsmark och att utvecklingen inte gått så långt att ett jämviktsförhållande uppnåtts. Här kan det krävas lite extra kunskap i hydraulik för att förstå hur morfologin hänger ihop med veden.

Antaget att slutsatsen blir att det behövs mer död ved, så är den stora frågan hur det ska uppnås. Antaget att delsträckan är beroende av tillförsel uppströmsifrån kan det bli komplicerat då det är tillförseln som måste säkerställas. Om veden i första hand kommer från delsträckan finns en åtgärd som utklassar alla andra. Den åtgärden är att helt enkelt låta skogen inom vattendragskorridoren få utvecklas helt fritt. Den åtgärden är också egentligen den enda möjligheten att säkerställa att det kommer att fungera på sikt.

Exemplet som beskrevs här ovan och som visas i Figur 68 är ett bra exempel på en miljö där den viktigaste åtgärden skulle vara att låta naturen ha sin gång. I Figur 69 visas ett till exempel från samma vattendrag, men på en delsträcka med mer död ved. I båda dessa exempel är det nödvändigt att se till att det verkligen blir fri utveckling. I inget av fallen finns det egentligen något hinder att markägaren tar bort veden eller avverkar skogen. Vilken yta som behöver lämnas för fri utveckling redovisas mer under rubriken ”Hur en skyddszon/vattendragskorridor avsåts”.

Eftersom det inte alltid går att vänta in att skogen åldras och faller ned kan kompletterande åtgärder vara bra. Ett exempel på en komplettering är att fälla träd eller placera ut stammar som tillförs utifrån. Stammarna måste placeras ut över hela tvärsektionen. Det innebär att det ska vara i fåran, utmed fårans kanter och på svämplanet. Om de bara läggs i fåran eller på annat sätt placeras ojämnt inom en sektion kommer vattnet bara att förskjutas i sidled och hitta en väg runt veden. Detta gäller i synnerhet delsträckor som helt och hållet saknar död ved inuti svämplanet, vilket ju är fallet om svämplanet utvecklats utan träd på svämplanet (Figur 70, Figur 71).



Figur 69. Delsträcka i C-vattendrag med en morfologi som är typisk för vattendrag som tidigare omgärdats av öppen ängsmark, men där det blivit skog. Inskärningskvoten har varit en bit över 1, men går mot 1 i takt med att mer ved faller i vattnet. Nedersta bilden visar ett bröte som dämt kraftigt, men där en lucka har uppstått på höger sida av fåran.

Vätteröringen nyttjar för övrigt denna delsträcka för reproduktion och pilen visar en av de grusbankar de förlagt sin lek på. Grusbanken har skapats tack vare veden. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Död ved "inbakad" i svämplan



Total avsaknad av spår från ved i svämplan

Figur 70. När fåran förskjuts i ett TB-vattendrag blottläggs svämsediment från tidigare år och då går det bland annat att se om det funnits gott om död ved historiskt eftersom svämsedimenten utgörs av det material som fanns när det byggdes upp. Om vattendraget haft mycket död ved kommer gammal ved att synas, om landskapet varit helt öppet kommer det inte vara lika mycket död ved. Förutom att detta kan skvallra om vattendragets historik kommer det att påverka hur lätt fåran kan förskjutas lateralt. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 71. Exempel på snabb lateral förskjutning. Död ved har fallit i vattnet och fåran har snabbt förskjutits till vänster. I och med att svämplanet saknade ved som förstärkte det och på grund av icke kohesiva egenskaper (framför allt sand i svämplan) gick detta mycket snabbt.

Att bara låta delsträckan ha en fri utveckling kan klassas som passiv åtgärd. Om det även tillförs död ved skulle det kunna ses som en aktiv åtgärd, men som regel krävs det att veden får samverka med vattendragets processer under en tid fram tills vattendraget bygger upp nya strukturer kring veden och svämplanet återaktiveras. Denna mognadsprocess kan innebära flera saker, till exempel att ved spolats ned en bit och bildar bröten som fungerar som bestämmande sektioner, att veden förmultnar och sjunker ned i substratet och bildar små trösklar eller förstärker botten. När död

ved tillförs som en åtgärd är det bra att ha funderat igenom vilka hydrauliska egenskaper som kan förväntas när veden har fått samverka med olika processer. Det viktiga är alltså inte vilken effekt veden har precis när åtgärden utförs.

Vill man vara mer aktiv går det också att gräva ned veden i själva svämplanet (Figur 72). Helst bör den då grävas ned i hela svämplanets bredd (sträcka sig över hela tvärsektionen), för att verkligen fungera som tröskel även om fåran förskjuts lateralt. Detta kan liknas med om vattendragets svämplan hade utvecklats under skogliga förhållanden. Då hade det funnits ved inbakat i svämplanet i och med att det hade fallit ned träd som byggts in i svämplanet när det bildats. Vid lateral förskjutning hade då ny ved som funnits kvar sedan tidigare mött fåran vilket inneburit att det inte kunnat bli samma effekt av att vattendraget tenderar att rinna runt veden via lateral förskjutning.

Åtgärderna som innebär tillförsel kan med fördel göras etappvis med komplettering efter hand. Det är svårt att förutspå effekterna exakt.



Figur 72. Exempel på delsträcka där stockar grävts ned tvärs över hela svämplanet. Övre bild är efter åtgärd. Om stocken grävs ned över svämplanet minskar risken att fåran förskjuts lateralt och smiter förbi stocken. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Uppföljning

Uppföljning kan göras med variablerna som redovisas i Tabell 11.

Tabell 11. Variabler från biotopkarteringsmetoden som kan användas i sträckor med för lite död ved som har åtgärdats.

Variabel	Kommentar
Inskärningskvot	Kvoten ska vara 1 eller nära 1 när full effekt uppnåtts av restaureringen.
Grov död ved (antal per 100 m)	Uppföljning av antal vedbitar per 100 m vattendrag jämfört med innan åtgärd och jämfört med referensförhållande.
Död ved på svämplan	Uppföljning av antal vedbitar per 100 m vattendrag jämfört med referensförhållande. Denna variabel ingår i Protokoll A-Tillval (ej obligatoriska variabler).
Dalgångens inneslutning	Går att jämföra klass (låg, hög och måttlig) före och efter åtgärd, alternativt jämförs confinement index vilket ger ett mer exakt mått.
Översvämningsfrekvens/grundvattennivå	För TB-sträckor fungerar variabeln som en grövre klassning än inskärningskvot.
Död ved	Avser variabeln död ved under A19-Bestämmande sektioner. Variabeln beskriver antal bröten som skapar stadiga trösklar och därmed utgör bestämmande sektioner. Denna variabel är bra om effekten från bröten är viktig och en del av målet.
Dominant fluvial process/Stabilitet	Genom att jämföra bedömningen av dessa två variabler före och efter åtgärd erhålls ett mått på var i utvecklingen sträckan är på vägen mot fas 1.
Aktivt svämplan	Anges som Ja/Nej vid biotopkartering och kan användas för att utvärdera om svämplanen har återaktiverats eller ej (antaget att de var inaktiva innan åtgärd).

Checklista

Checklista förarbete

- Bedöm om det finns för lite död ved. Räkna inte bara mängden, försök även förstå hur förekomsten av ved hänger ihop med morfologin.

Checklista åtgärder

- Lämna sträckan och svämplanet (vattendragsskorridoren) till fri utveckling så att tillförseln av ved säkerställs över tid.
- Utför kompletterande åtgärder som att tillföra död ved vid behov.
- Utför kompletterande åtgärder uppströms om delsträckan är beroende av tillförsel uppströmsifrån.

Checklista uppföljning.

- Mät inskärningskvot, förekomst av ved eller andra variabler som valts ut för uppföljning.

För lite inverkan från bäver

Förutsättningar

Inverkan från bäver påminner till stora delar om effekterna från död ved. Ett vattendrag med mycket inverkan från bäver kännetecknas bland annat av förgreningar, bäverdammar och bröten av död ved som blockerar vattnet och skapar både blöta områden och mer förgrenade fåror samt frekventa översvämningar av svämplan (se tidigare beskrivning i Figur 7).



Figur 73. Delsträcka med inslag av anastomering och frekventa översvämningar tack vare bävvar. Foto: Mathias Ibbe.

Egenskaperna som uppstår vid stor inverkan från bäver påminner ofta om karaktären som

vattendragen hade förhistoriskt med stark prägel av bland annat bäver. Det finns dock oftast väsentliga skillnader. En skillnad beror på att det många gånger finns påverkade delsträckor uppströms. Det ger en sedimentdynamik och andra egenskaper som inte kan anses vara jämförbar med helt opåverkade förhållanden.

TB-vattendrag med stor påverkan från bäver benämns som regel som hydromorfologiska typen ExABMC eller CxABMC med biotopkarteringsmetodens nomenklatur. Det betyder E- eller C-vattendrag med morfologi till stor del beroende av bäverdammar samt med anastomerande planform (tillägget ABMC). I många fall kan också en morfologi som motsvarar hydromorfologiska typen TtABMC utvecklas (vattendrag i torv med morfologi till stor del beroende av bäverdammar samt med anastomerande planform) vilket egentligen inte klassas som ett transportbegränsat vattendrag.

Eftersom bävern länge varit kraftigt decimerad och under en tid saknats helt i Sverige kan det vara svårt att knyta ihop ett försämrat habitat med avsaknaden av bäver eftersom det inte alltid är rimligt att ha med bäver specifikt i referensförhållandet. Även om det kan vara svårt att säga att just bäver saknas kan det många gånger vara tydligt att en återetablering av bäver eller att det tillåts att de breder ut sig kan ha stora positiva effekter på hydromorfologin. I vissa fall kan effekten från bäver vara att de faktiskt restaurerar morfologin, t ex genom att deras dammar kompenserar för en mänskligt sänkt basnivå, i vissa fall kan det vara så att de bara ökar mångfalden i ett landskap som har begränsad mänsklig påverkan.

Målbild

Målbilden bör vara så nära det naturliga referensförhållandet som möjligt med avseende på inneslutning och morfologi och med morfologiska enheter som hör ihop med ett landskap präglat av bäver. I målbilden bör som regel skog som utvecklas fritt inom vattendragskorridoren ingå. Många gånger kan hydromorfologiska typer med tillägget ABMC vara en del av målet, det vill säga morfologi till stor del beroende av bäverdammar samt med anastomerande planform.

Målbilden bör beskrivas med hjälp av biotopkarteringsmetoden bland annat genom att hydromorfologisk typ (inklusive eventuella tillägg) anges och genom att utvalda variabler som går följa upp och som beskriver processer, strukturer och funktioner används (inskrävningskvot, dalgångens inneslutning med mera).

Tillvägagångssätt

Det finns flera olika sätt att arbeta med bäver, alltifrån återintroduktion till passiva skötselåtgärder. I nedanstående text nämns två olika typer av åtgärder, den ena är att arbeta med konstgjorda bäverdammar och det andra är rena skötselåtgärder. Det finns dock många andra åtgärder som går att göra, t ex att gynna en flora som ger ett bättre födounderlag för bäver, anlägga viltpassager etc.

Passiva skötselåtgärder

Här antar vi att bävern redan har etablerat sig i ett TB-vattendrag. För detta scenario rekommenderas åtgärder som är likartade det som nämndes för bland annat död ved, nämligen att faktiskt tillåta att både vattendrag, död ved och bävrar kan få plats i landskapet och utvecklas fritt inom själva vattendragskorridoren (se rubrikerna "Avsaknad av död ved" och "Hur en skyddszon/vattendragskorridor avsåts").

Ibland anses bävrar skapa problem (ur mänsklig synvinkel) och det kan vara bra att i förväg ha bestämt var i landskapet det inte är rimligt att acceptera bäver. Risken är annars att kontinuiteten över tid i förekomst av bäver kan bli på ett sådant sätt att vattendragen inte hamnar nära någon form av jämvikt.

Om bävern tillåts utvecklas fritt i ett område och målbilden är ett vattendrag med stor inverkan från bäver kan det vara bra att eliminera mänsklig påverkan för att göra habitatet ännu bättre. Det kan t ex vara att ta bort gamla rensvallar (Figur 74) som hindrar översvämning. Det kan också vara att se till att det inte är för hög sedimentbelastning in i delsträckan genom att det görs åtgärder längre upp i systemet, t ex vid delsträckor som domineras av erosion eller vid andra typer av källor.

I projektet WAMBAF (Water Management in Baltic Forests) har strategier för förvaltning av bäver tagits fram och delar av det är lämpligt att tillämpa vid passiva åtgärder för hydromorfologin. Se gärna Sjöberg m fl (2020) samt andra dokument som producerats i projektet.



Figur 74. Exempel på bäverdam i kanaliserat vattendrag. Till vänster om fåran finns en liten upphöjning som utgörs av rensmassor och hindrar översvämning i sidled på den sidan. Till höger är det god lateral konnektivitet. Pilen visar den del av rensvallan som är närmast i bild. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Exempel på strategier och åtgärder när bäver redan är etablerad

- Lämna vattendragskorridoren till fri utveckling så att ett vattendrag med stor inverkan från bäver kan utvecklas.
- Utför kompletterande åtgärder som att minska sedimentinflödet eller att ta bort rensvallar som hindrar översvämning.
- Se till att det i förväg finns en plan för hur eventuella problem kopplat till bäver ska hanteras och om det finns områden där bävern ej bör utvecklas fritt.

Konstgjorda bäverdammar

Konstgjorda bäverdammar eller Beaver Dam Analogues (BDA) som de också kallas är strukturer som ska likna bäverdammar. De kan ha olika syften. Ett syfte kan vara att skapa de miljöer som är knutna till bäverdammar (höljor, våta ytor etc) eller att återfå processer och funktioner som är knutna till bäverdammar, till exempel att bildandet av anastomer eller fördröjning och kvarhållande av vatten i landskapet. De kan också ha som syfte att skapa bättre habitat för bäver vilket bidrar till att bävrarna etablerar sig och skapar nya, egna dammar på sikt. Det kan också vara en del av återställning av basnivå, dock är det mest normala att basnivååterställningar görs med mer permanenta åtgärder.

Till skillnad mot mänskligt skapade dammar är de delvis genomsläppliga för såväl vatten som djur och partiklar samtidigt som de normalt sett inte är helt fixerade utan kommer att förändras över tid. En väsentlig skillnad mot riktiga bäverdammar är att en riktig bäverdamm underhålls konstant av bävrar (om dammen ej övergivits).

Det är viktigt att tänka på att alla former av konstgjorda trösklar i finkornigt material är svåra att bygga på ett hållbart vis, se rubriken "Anläggning av bestämmande sektion - tekniska krav" för vägledning. Beroende på hur hållbar den konstgjorda bäverdammen ska bli kan kraven för konstgjorda bestämmande sektioner appliceras även här. I vissa projekt där det har använts konstgjorda bäverdammar har det dock uttryckligen varit en del av målet att de inte ska hålla allt för länge.

Målbilden kan variera från fall till fall. I Figur 75 visas ett exempel där åtgärderna har lett till att hydromorfologiska typen "ExABMC" har uppstått med tiden (vattendrag i finkorniga sediment där morfologin till stor del beror på förekomsten av bäverdammar och med anastomerande planform). I det fallet byggdes först konstgjorda bäverdammar och senare återkoloniserades området av bäver. I Figur 76 och Figur 77 visas ytterligare exempel.

Om det övervägs att anlägga konstgjorda bäverdammar är det bra att fundera på hur de ska fungera på sikt. Precis som med andra åtgärder i TB-sträckor gäller det att fundera på hur de processer som åtgärden syftar till att skapa ska kunna upprätthållas över tid.

Konstgjorda bäverdammar kan vara en mycket bra åtgärd, men en förutsättning är att det har tänkts igenom vad som ska uppnås i ett långt perspektiv eftersom de av naturliga skäl inte kommer att vara helt fasta i utseende och egenskaper. Det är som med alla andra åtgärder också nödvändigt att fundera igenom hur de passar in mot referensförhållandet.

Vid arbetet med konstgjorda bäverdammar är det också bra att fundera igenom dess strategiska placering och hur många de bör vara. En hydraulisk modell underlättar arbetet. Det finns en hel del litteratur inom ämnesområdet trots att tekniken är ganska ny.

Konstgjorda bäverdammar ska såklart inte byggas på ett sådant sätt att det uppstår vandringshinder. Vanliga bäverdammar utgör normalt sett inte vandringshinder.

För mer information se t ex Pollock m fl (2015a) och Wheaton m fl (2019).



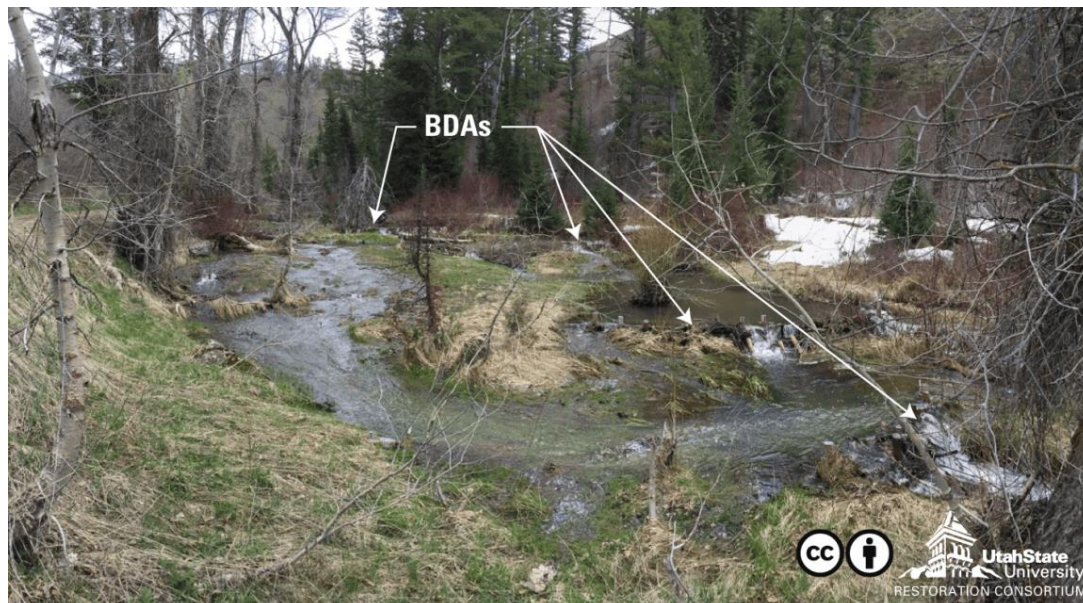
Figur 75. Foto över ett område där BDA:s installerats och bävrar i ett senare skede etablerats (Wheaton m fl 2019). Med biotopkarteringsmetodens nomenklatur motsvarar detta "ExABMC", det vill säga vattendrag i finkorniga sediment där morfologin till stor del beror på förekomsten av bäverdammar och med anastomerande fåror. Jämför gärna bilden med Figur 7.

Credit: Wheaton, Joseph; Weber, Nick (2021): LTPBR_2019_Fig_4.1.jpg. figshare. Figure.
<https://doi.org/10.6084/m9.figshare.14445456.v1> . licensed under CC BY 4.0. To view a copy of this license, visit <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Figur 76. Exempel på konstgjord bäverdam.

Credit: "SanAntonio_BeaverDamAnalogue_WildEarthGuardians_0246" by WildEarthGuardians is licensed with CC BY-NC-ND 2.0. To view a copy of this license, visit <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/2.0/>



Figur 77. Exempel på konstgjorda bäverdammar (BDAs).

Credit: Utah State University. Licensed under CC BY 4.0. To view a copy of this license, visit <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

Indämning

Problembild

Avser TB-sträckor där det finns en damm i nedströmsdel som skapar en uppdamning. En uppdamning av detta slag kan innebära att det skapas en sjöliknande miljö vilket innebär en stor förändring mot referensförhållandet. I biotopkarteringsmetoden noteras denna typ av miljö som ”damm”. Om graden av indämning är måttligare kan det i metoden klassas som ”indämt” vilket innebär en betydlig förändring, men inte riktigt ett sjöliknande tillstånd med utbredd vattenspegel.



Figur 78. En av många östgötska dammar. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Det är främst i det förstnämnda fallet som kvalitetsfaktorn morfologiskt tillstånd försämras avsevärt. Andra kvalitetsfaktorer som påverkas är som regel konnektivitet i vattendrag i och med att konnektiviteten i längsled förloras och hydrologisk regim i och med att specifika flödeseffekten minskar väsentligt.

När en TB-sträcka däms kan det ske på olika sätt och det finns en uppsjö med åtgärder som går att göra beroende på varje enskilt falls förutsättningar. För att förenkla det hela har vi här utgått från två fall. I båda fallen är dammen byggd där det legat en bestämmande sektion av sten och block som innan mänsklig påverkan avgjort basnivån. I det ena fallet är dammen full av sediment, i det andra fallet är den inte det.

I biotopkarteringsmodellen finns ingen CEM för dessa scenarion, men lite förenklat uttryckt innebär dämningen motsatt förhållande mot det som beskrivits om uppströmsvandrande erosion. Här är det i stället uppströmsvandrande sedimentation, d v s sedimentationen blir störst där lutningen är noll i inflödet till den dämnda ytan, men om dammen blir helt full av sediment kan sediment börja stanna upp i områdena uppströms också. Här handlar det också om att vattendraget anpassar sig till nya basnivån, d v s dammen. Denna utveckling sker främst ur ett långsiktigt perspektiv. Att dammen ska bli helt full av sediment är bara möjligt om den inte är allt för stor i relation till sedimenttillförseln.

Utöver att indämda sträckan påverkas blir det ofta sedimentbrist nedströms dammen eftersom sedimenten fastnar i dammen. Det leder till effekter som är likartade de problem som uppstår vid erosion till följd av sänkt basnivå.

I många fall är åtgärden ganska enkel i teorin, dammen rivs helt enkelt varpå den bestämmande sektionen återställs. I vissa fall behöver inte ens den bestämmande sektionen återställas för att den är intakt under dammen, men i de flesta fall är den rensad med syfte att öka fallhöjden eller för att få plats med konstruktioner knutna till dammen. Även om åtgärden är relativt enkel kan det i praktiken finnas flera svårigheter, inte minst om dammen är fylld av sediment.

Om dammen skulle rivas utan att basnivån återställs skulle basnivån kunna bli för låg. Det skulle leda till att det uppstår uppströmsvandrande erosion precis på det sätt som beskrivs under rubriken ”Sänkt basnivå och uppströmsvandrande erosion”. Denna uppströmsvandrande erosion kan då vandra upp förbi det tidigare dämnda området och leda till för låg basnivå uppströms före detta dammytan. Detta är ett inte helt ovanligt problem och det kan i värsta fall ge konsekvenser som kan vara betydligt sämre än vad som var under dämnda förhållanden.



Figur 79. Exempel på en damm som är avsänkt men fortfarande dämmer något. Om den ska rivas helt gäller det att kika igenom block och sten som finns på plats och försöka bedöma hur hög tröskel i grovt material som legat här tidigare, det vill säga på vilken elevation basnivån som ska återställas ska ha. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Nyttan med att restaurera vattendrag med denna problembild är bland annat att sedimenttillförseln för nedströmsliggande sträckor återställs, svämplanshabitatet förbättras, vattendragsfåran får en naturligare morfologi och konnektivitet i upp- och nedströmsriktning säkerställs.

Målbild

Målbilden bör vara så nära det naturliga referensförhållandet som möjligt med avseende på inneslutning och morfologi. Målbilden bör beskrivas med hjälp av biotopkarteringsmetoden bland annat genom att hydromorfologisk typ (inklusive eventuella tillägg) anges och genom att utvalda variabler som går följa upp och som beskriver processer, strukturer och funktioner används (inskränkningskvot, dalgångens inneslutning med mera).

Tillvägagångssätt

Scenario 1 - Damm utan sediment

I detta scenario antas det att sträckan dämmts vid en bestämmande sektion och att det inte finns mycket sediment i den indämnda sträckan.

Vid denna typ av påverkan är åtgärden som behövs egentligen ganska enkel. Det som behöver göras är att riva dammen och återställa basnivån. Basnivån återställs genom att stenar och block som har rensats bort från den bestämmande sektionen läggs tillbaka så att tröskeln blir lika hög och får samma form och hydrauliska egenskaper som innan mänsklig påverkan. Utformningen av den bestämmande sektionen är ett kritiskt moment och det görs på samma sätt som det beskrevs under ”Sänkt basnivå och uppströmsvandrande erosion”, det vill säga dels genom att studera morfologin där den bestämmande sektionen ligger, dels med hjälp av en hydraulisk modell. Även här behöver storleken på bankfullflödet räknas fram. I enklare restaureringsprojekt är det möjligt att i stället för modelleringen göra en uppföljning av vilka vattennivåer som erhålls vid höglöde. I de flesta fall kan dock en modell vara en bra investering och göra arbetet mer effektivt.

Till skillnad mot andra typer av bestämmande sektioner som påverkats kan det vid dammar vara mer påtaglig förändring av morfologin, särskilt om det legat ett kraftverk eller annan verksamhet på platsen (Figur 80). Då kan spåren från

bestämmande sektioner vara mer utsuddade och i värsta fall kan naturliga bergsklackar ha sprängts bort.

Det kan behövas kompletterande åtgärder, till exempel om den indämda sträckan var rensad/kanaliserad innan dämningen eller om det finns fler bestämmande sektioner som kommer att friläggas vid avsänkning och som är rensade. I så fall behöver även detta återställas.



Figur 80. Exempel på damm som byggts i anslutning till en bestämmande sektion och där det bland annat finns betongkonstruktioner, rester av ett kraftverk och en industri. Den omfattande påverkan försvårar arbetet med att läsa av hur bestämmande sektioner sett ut. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Uppföljning - Scenario 1

En första uppföljning i direkt samband med projektet bör vara att vattennivåer mäts upp vid första högflöde. Då ska det verifieras att vattennivån vid bankfullflöde når upp förväntad nivå. Denna mätning går att göra även om det inte förekommer exakt banfullflöde vid fältbesöket genom en enklare omräkning baserat på modellen. I Tabell 12 listas exempel på variabler från biotopkarteringen som också kan ingå.

Tabell 12. Variabler från biotopkarteringsmetoden som kan användas vid uppföljning efter avsänkning av damm där det ingått att återställa basnivå.

Variabel	Kommentar
Inskärningskvot	Kvoten ska vara 1 eller nära 1 när full effekt uppnåtts av restaureringen.
Dalgångens inneslutning	Går att jämföra klass (låg, hög och måttlig) med ett känt eller bedömt referensförhållande, alternativt jämförs confinement index vilket ger ett mer exakt mått.
Översvämningsfrekvens/grundvattennivå	För TB-sträckor fungerar variabeln som en grövre klassning än inskräningskvot.
Dominant fluvial process/Stabilitet	Genom att jämföra bedömningen av dessa två variabler före åtgärd, kort efter åtgärd samt efter en längre tid erhålls ett mått på hur nära jämvikt som sträckan är.
Sänkt basnivå fast struktur/Förändrad basnivå totalt	Dessa två variabler kan användas för att följa upp om basnivån efter åtgärd motsvarar referensförhållandet.
Aktivt svämplan	Anges som Ja/Nej vid biotopkartering och kan användas för att utvärdera om svämplanen är aktiva eller ej.

Checklista - Scenario 1

Checklista förarbete

- Ta reda på storleken på bankfullflödet. Görs via observationer i fält eller utifrån annan kunskap. Tänk på att storleken på bankfullflödet kan förändras över tid.
- Bedöm i fält den bestämmande sektionens ursprungliga morfologi och egenskaper.
- Skapa en hydraulisk modell för att verifiera hur den bestämmande sektionen bör ha sett ut samt för att möjliggöra en kontroll av att önskade effekter och vattennivåer erhålls. I vissa enklare fall går det att läsa ut ur landskapet hur det har sett ut från början och hoppa över modelleringen.
- Designa den bestämmande sektionen utifrån hydromorfologisk kunskap och utifrån den hydrauliska modellen.
- Kontrollera att det inte finns bestämmande sektioner nedström eller annan morfologi nedströms som också måste åtgärdas för att önskad effekt och vattennivåer ska uppnås.
- Kontrollera att designen leder till att vattendraget får en naturlig översvämningsfrekvens.
- Bedöm om det finns behov av kompletterande åtgärder.

Checklista åtgärder

- Riv dammen.
- Återställ basnivå.
- Utför kompletterande åtgärder om så behövs, till exempel om fåran som varit indämd är rensad eller om avsänkningarna innebär att nya rensade bestämmande sektioner dyker upp.

Checklista uppföljning

- Mät in vattennivåer vid första högflöde för att verifiera att vattennivån vid bankfullflöde når upp till förväntad nivå. Mätningen går att göra även om det inte förekommer exakt bankfullflöde vid fältbesöket genom en enklare omräkning baserat på modellen.
- Mät inskärningskvot eller andra variabler som valts ut för uppföljning efter att en längre tid förflutit för att verifiera att åtgärden fungerar.

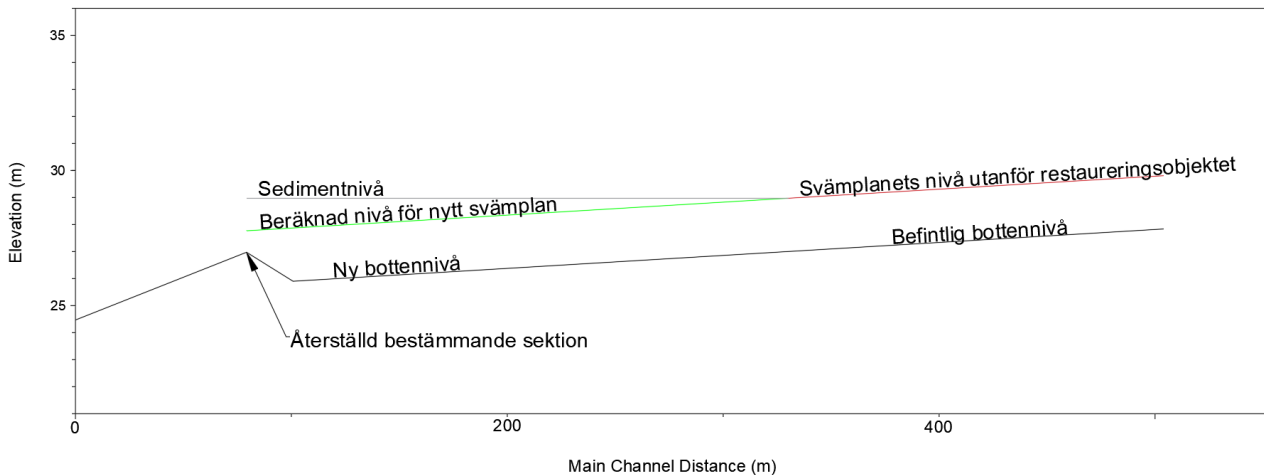
Scenario 2 - Damm med sediment

Även här handlar det om att riva dammen och återställa basnivån, men om det indämda området har påverkats av en längre tids sedimentation blir åtgärden lite mer komplicerad. En orsak är att sedimenten i dammen måste tas bort ned till de gamla svämplanens nivå om det ska bli en återställning och för att sedimenten inte ska läcka nedströms. En annan del är att en ny fåra/fårar och ett nytt svämplan måste designas samt att den ursprungliga basnivån blir svårare att beräkna om det är okänt på vilken nivå det gamla svämplanet låg.

Det första steget i beräkningen är att ta reda på vilken nivå det ursprungliga svämplanet låg. Det finns flera sätt att göra det. Ett sätt är att beräkna lutningen på svämplanen uppströms indämningen. Lutningen bör ha varit samma i det indämda området och därmed går det att beräkna rätt nivå (Figur 82).



Figur 81. Damm med stora mängder sediment som når ända upp till dammkrönet. Någonstans under sedimenten finns de ursprungliga svämplanen och den ursprungliga fåran. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 82. Figuren visar en vattendragsprofil där den grå linjen ska motsvara nivån för sedimentansamlingar i en damm. Om ett nytt svämplan ska schaktas fram i sedimenten kan nivån beräknas med hjälp av lutningen och nivån hos svämplanet utanför själva objektet (markerat med en röd linje). Vid beräkningen ska profilen för nya svämplanet (markerat som grön linje) bli en förlängning av befintligt svämplan.

En annan metod är att provgräva eller borra i sedimenten i dammen. I bästa fall går det utifrån fördelningen av material hitta var det gamla svämplanet legat, alternativt så hittas den gamla botten och utifrån går det då att göra en beräkning av var svämplanet bör ha legat. I vissa fall går det också att se på den bestämmande sektionen hur högt svämplanet kan ha legat. Eftersom den bestämmande sektion där dammen i detta fall har byggts som regel är påverkad kan det vara svårt, men ett bra komplement.

När höjden och profilen för svämplanet har beräknats behöver en ny fåra och en återställning av bestämmande sektion designas också. Detta kan med fördel göras enligt de principer som beskrivs under rubriken "Sänkt basnivå och rensad/kanaliserad fåra", underrubrik "Alternativ 2 - Återställning av basnivå och vattendragsfåra".

Ibland dyker det upp olika typer av strukturer när sedimenten avlägsnas vilket kan innebära att det behövs kompletterande åtgärder. Framför allt kan bestämmande sektioner som inte varit kända dyka upp och om de är rensade eller på annat sätt påverkade behöver även de återställas.

Arbetsmomenten som beskrivits här bör främst ses som en riktlinje och momenten beror i praktiken på hur stökig miljön är med sediment, dammkonstruktioner och annat. Ibland kan det t ex vara smidigare att beräkna fårans geometri först och designa svämplan från det. Det viktigaste är att tänka igenom det hela så att relationen mellan basnivå, fåra och svämplan blir bra och i samklang med uppströmsliggande svämplan och fåror.

Uppföljning - Scenario 2

En första uppföljning i direkt samband med projektet bör vara att vattennivåer mäts upp vid första högflöde. Då ska det verifieras att vattennivån vid bankfullflöde når upp till förväntad nivå. Denna mätning går att göra även om det inte förekommer exakt bankfullflöde vid fältbesöket genom en enklare omräkning baserat på modellen. I Tabell 12 listas exempel på variabler från biotopkarteringen som också kan ingå.

I Figur 83 visas ett exempel.



Igensedimenterad dammyta



Igensedimenterad dammyta



Återskapad fåra

Återskapade svämplan



Återskapad bestämmande sektion vid riven damm

Figur 83. Foton från restaureringsprojekt där en damm revs, en bestämmande sektion återställdes, sediment avlägsnades och ny fåra och nytt svämplan skapades.

Överst visas den helt igensedimenterade dammspegeln där det till och med börjat växa träd i sedimenten. Näst längst upp visas det hur de närmare 2 m djupa lagren sediment börjat grävas bort. Bilderna i mitten visar hur vattendrag och svämplan börjar ta form. På de bilderna har gräs och ormbunkar också planterats in. Nederst visas den bestämmande sektion som har restaurerats efter att dammen som låg på platsen rivits. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Checklista - Scenario 2

Checklista förarbete

- Ta reda på storleken på bankfullflödet. Görs via observationer i fält eller utifrån annan kunskap. Tänk på att storleken på bankfullflödet kan förändras över tid.
- Beräkna det ursprungliga svämplanets elevation.
- Bedöm i fält den bestämmande sektionens ursprungliga morfologi och egenskaper.
- Skapa en hydraulisk modell för att verifiera hur den bestämmande sektionen bör ha sett ut samt för att möjliggöra en kontroll av att önskade effekter och vattennivåer erhålls. I vissa enklare fall går det att läsa ut ur landskapet hur det har sett ut från början och hoppa över modelleringen.
- Designa den bestämmande sektionen utifrån hydromorfologisk kunskap och utifrån den hydrauliska modellen.
- Kontrollera att det inte finns bestämmande sektioner nedström eller annan morfologi nedströms som också måste åtgärdas för att önskad effekt och vattennivåer ska uppnås.
- Beräkna planform, våglängd, lutning, vertikal amplitud, kurvatur och tvärsektionens utseende, baserat på modelleringar och uppmätningar i det aktuella vattendraget.
- Kontrollera att designen leder till att vattendraget får en naturlig översvämningsfrekvens.
- Bedöm om det finns behov av kompletterande åtgärder.

Checklista åtgärder

- Riv dammen.
- Återställ basnivå.
- Ta bort sediment.
- Skapa ny fåra/fårer och svämplan.
- Utför kompletterande åtgärder om så behövs, till exempel om nya rensade bestämmande sektioner dyker upp i sedimenten.

Checklista uppföljning

- Mät in vattennivåer vid första höglöde för att verifiera att vattennivån vid bankfullflöde når upp till förväntad nivå. Mätningen går att göra även om det inte förekommer exakt bankfullflöde vid fältbesöket genom en enklare omräkning baserat på modellen.
- Mät inskärningskvot eller andra variabler som valts ut för uppföljning efter att en längre tid förflutit för att verifiera att åtgärden fungerar.

Habitatförstärkning och andra åtgärder där restaurering inte är möjlig

Problembild

Det finns många exempel på situationer där det finns goda förutsättningar att kunna restaurera ett vattendrag eller delar av det. Ett exempel är om det tidigare funnits behov av markavvattning, men att markavvattningsbehovet upphört. Ett annat exempel är om den fysiska påverkan har sitt ursprung utanför det berörda området, t ex om en huvudfåra eller sjö som sträckan mynnar ut i sänks vilket ger samma effekt som sänkt basnivå.

Det är dock vanligast att det den fysiska påverkan fyller en funktion, till exempel för markavvattning inom jord- eller skogsbruksmark. I sådana fall kan finnas svårigheter att återställa vattendraget eftersom det då motverkar syftet med den fysiska påverkan (markavvattningen). Förutom markavvattning kan det finnas en mängd andra orsaker till att det inte går att återställa vattendrag.

Här berörs några situationer där det inte går att restaurera. Det finns många olika situationer och detta är bara några utvalda typexempel.

Målbild

Eftersom det inte är ren restaurering som berörs här går det att tänka sig olika typer av målbilder beroende på vilken typ av projekt det är och vilka problem som finns. När målbilden tas fram är det en bra idé att tänka på vad som kan uppnås och bibehållas långsiktigt. Om t ex strukturer såsom grusbankar önskas gäller det att fundera igenom hur åtgärderna kan utformas så att det med hänsyn till vattendragets dynamik och grundläggande förutsättningar kan ske en utveckling som uppfyller målet så bra som möjligt över tid.

Målbilden bör beskrivas med hjälp av biotopkarteringsmetoden genom att utvalda variabler som beskriver vad som ska uppnås med avseende på processer, strukturer och funktioner används.

Tillvägagångssätt

Artificiella svämplan

Om ett vattendrag kanaliseras och basnivån sänks och det inte är möjligt att låta de gamla svämplanen (de recenta terrasserna) få översvämmas behöver ett annat alternativ tas fram. Om det inte är möjligt att återställa basnivån och höja upp vattendraget så att det når de gamla svämplanen kan svämplanet istället sänkas. Detta kallas ofta för att skapa artificiella svämplan. Rent praktiskt schaktas svämplanen ned till en nivå ovanför fåran så att inneslutningen minskar och vattnet kan svämma över de nya svämplanen vid höglöden. I Figur 84 och Figur 85 visas principen samt ett exempel.

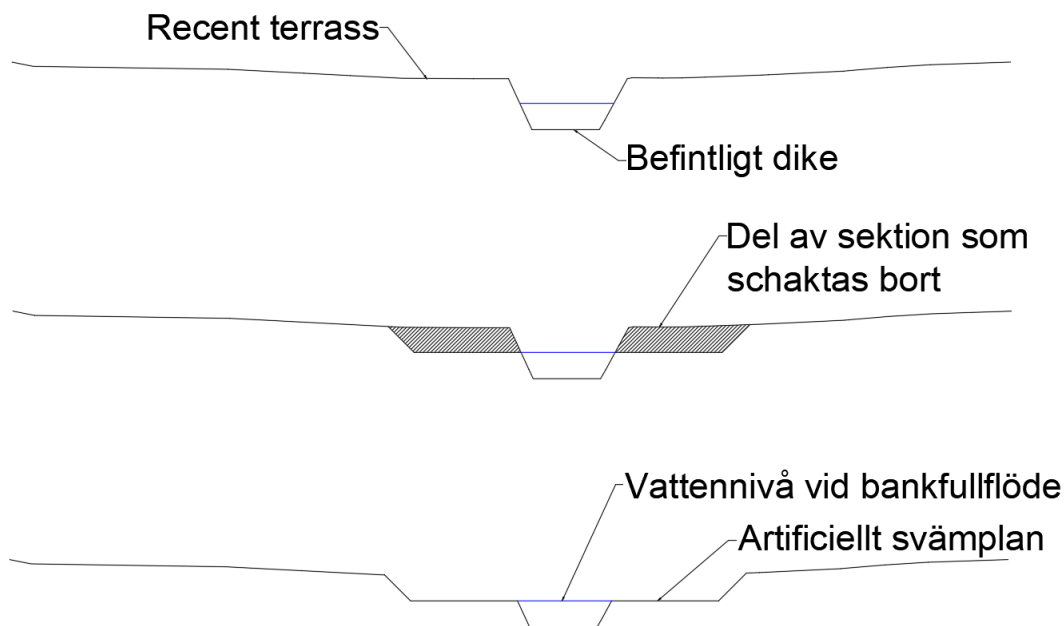
Det går att behålla befintligt dike/befintlig fåra eller skapa en helt ny fåra. Om en ny fåra skapas ska den baseras på bankfullkonceptet, det vill säga utifrån samma principer som beskrivits för design av fåra under rubriken "Sänkt basnivå och rensad/kanaliserad fåra", underrubrik "Alternativ 2 - Återställning av basnivå och vattendragsfåra". Vattnet ska även här bredda ut på svämplanet (det artificiella) vid flöden som överstiger bankfullflödet.

Det artificiella svämplanet kan schaktas fram ur befintlig mark. Här är det viktigt att tänka på att till skillnad mot ett naturligt svämplan kan det vara så att det är ett helt annat substrat det grävs fram i vilket påverkar egenskaperna. T ex om det schaktas

fram ur lera kommer tillgången till olika typer av substrat som eroderas ut ur nya svämplanet vara mer begränsat och homogenerare. Dessutom kan det vara svårare för fåran att förskjutas lateralt om det är lera eftersom den kan vara relativt erosionsresistent.

Bredden på det nya svämplanet bör i bästa fall motsvara referensförhållandet, men av kostnadsskäl är det rimligt att göra det smalare. Hur smalt det kan göras innan större delen av de positiva effekterna uteblir går inte att säga exakt, men som riktlinje brukar confinement index på 3 vara ett rekommenderat minimum för tvåstegsdiken. Som jämförelse anses en svämplansstorlek motsvarande confinement index över ungefär 4.5 vara tillräckligt för de flesta meandringar (Leopold & Wolman 1957, Williams 1986). Utgångspunkten bör vara att bedöma vad som är referensförhållandet och att sedan skala ned i rimlig grad. Många vattendrag kan också ha en inneslutning som understiger confinement index 3 i sitt referensförhållande (tex många C-vattendrag) och om det skapade tillståndet kommer ha likartade egenskaper behöver inte confinement index så högt som 3 ses som nödvändig.

Planformen bör vara så naturlig som möjligt, t ex ringlande eller meandrande. Det går också att ha rak fåra och låta den förskjutas i sidled över tid. Det kan vara lämpligt för att minska schaktkostnaden eller om det redan finns naturlighet i befintligt dike/fåra och det inte bör påverkas för mycket.



Figur 84. Principen för artificiellt svämplan. Marken kring diket schaktas ned och ska fungera som artificiellt svämplan. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.

Utöver att designa fåra och svämplan går det att stoppa in alla möjliga morfologiska enheter i konstruktionen för att förbättra habitatet, till exempel artificiella korvsjöar eller konstgjorda strömsträckor om det är ett C-vattendrag.

Om svämplanen schaktas ned på det sätt som beskrivits här så kan det vara bra att tänka på att verksamheten fortfarande fungerar som markavvattning och grundvattennivåerna blir såklart fortsatt låga jämfört med en riktig återställning. Att schakta ned svämplanen istället för att återställa befintliga svämplan bör vara ett sista alternativ.

En fördel med artificiella svämplan jämfört med bara ett dike är att skötseln i bästa fall är minimal. Om fåran sedimenterar igen så kommer högflöden alltid kunna bredda ut över det nya svämplanet vilket innebär att vattennivåerna aldrig kan stiga särskilt mycket.

Kostnaderna för artificiella svämplan kan bli höga eftersom det är stora schaktvolymmer och att mark tas i anspråk. Det kan dock vara lönsamt eftersom skötselkostnader för nedströmsliggande diken kan minska (minskad sedimenttillförsel) och genom värdet av andra ekosystemtjänster som kan vara allt från att översvämningensrisken minskar till att förutsättningarna för fisk förbättras.



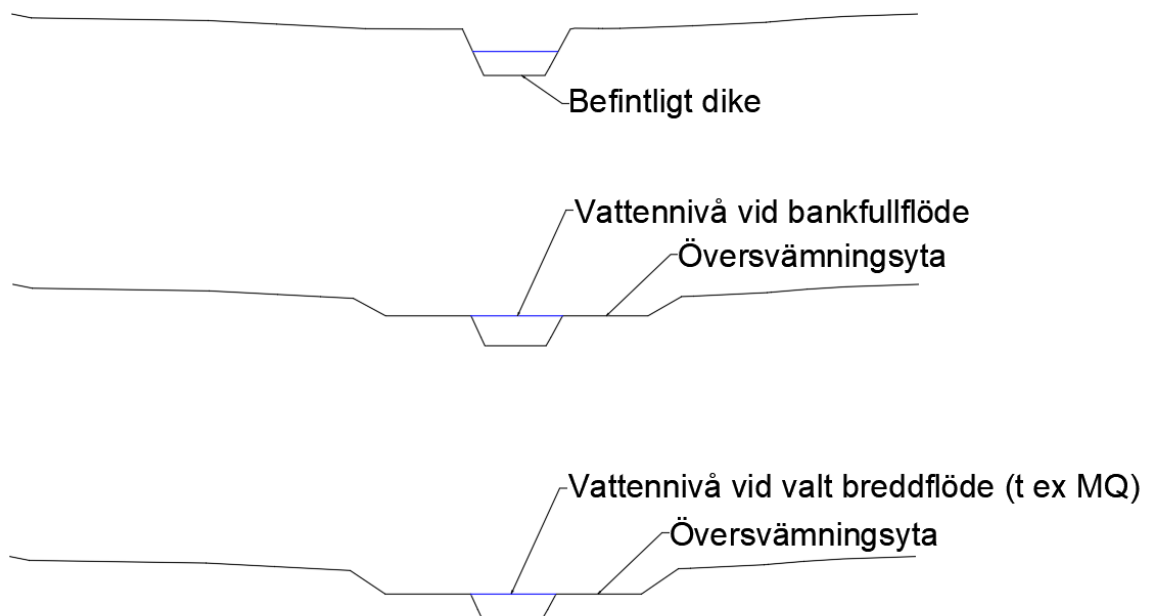
Figur 85. Exempel på artificiella svämplan. Översta bilden visar diket innan åtgärd. Marken kring diket utgör recent terrass. Övriga bilder visar ett artificiellt svämplan som skapats på lägre nivå än det ursprungliga. Genom det nya svämplanet har en ny meandrande fåra grävts. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Tvästegsdike

Ett tvåstegsdike utgörs av en fåra med skapade hyllor som fungerar som små översvämningssytor (Figur 86). Tvästegsdiken är ur ett hydromorfologiskt perspektiv likartade den lösning med artificiella svämplan som beskrevs här ovan och de har också en likartad utformning (jämför gärna med Figur 84).

Tvästegsdiken kan designas på olika sätt och med olika funktioner. Om de designas enligt bankfullkonceptet designas de så att vattnet ska bredda ut över den skapade översvämningssytan vid flöden som överstiger bankfullflöde. Vid den typen av design blir de lika lösningen med artificiella svämplan och det är inte alltid det går att se en helt tydlig skiljelinje i själva utformandet. En sådan utformning innebär bland annat morfologisk stabilitet, bra avbördningskapacitet och jämfört med ett traditionellt dike blir det generellt sett även bättre habitat.

Om designen görs enligt bankfullkonceptet bör själva fårans tvärsnitts utformning med avseende på släntlutningar, förhållandet mellan bredd och djup etc göras så likt ett naturligt vattendrag som möjligt. Då ökar chansen till jämvikt.



Figur 86. Övre sektion visar ett traditionellt dike. De övriga två visar tvåstegsdiken, där det finns ett dike i mitten och ett par hyllor vid sidan om som fungerar som översvämningssytor.

Sektionen i mitten visar en utformning som ska likna ett naturligt vattendrag. Där har utformningen gjorts så att bankfullflödet når upp till de konstgjorda översvämningssytorna och att högre flöden leder till översvämning av översvämningssytorna. Det leder till att översvämningssytorna fungerar på samma sätt som svämplan och diket kommer att vara nära ett dynamiskt jämviktsstillstånd. Den nedre sektionen visar ett tvåstegsdike där vattnet når övervämningssytan vid ett lägre flöde. Vilket flöde som väljs för breddning beror på vad som uppnås, det kan t ex vara medelvattenföring. Breddning vid lägre flöde än bankfullflöde leder inte till dynamisk jämvikt, men kan ha andra effekter, till exempel ökad näringsretention. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.

De kan designas för andra syften än att bara efterlikna ett naturligt system. Ett syfte kan vara att fånga upp sediment och näring och då kan de konstrueras så att vattnet breddar ut över den skapade översvämningssytan vid lägre flöde än bankfullflöde. Under sådana förhållanden kommer de inte att befinna sig i dynamisk jämvikt och det kommer att ske en ackumulation av sediment över tid. Den typen av design ger alltså inte morfologisk stabilitet (inte dynamisk jämvikt), men kan fylla andra funktioner. Det är inte bara utformningen för att vattnet ska bredda vid rätt flöde som är viktigt. Det är också bra att tänka på att vattennivån vid lågflöde kan ha betydelse, till exempel påverkar det hur lätt växterna på översvämningssytan får tillgång till vatten, vilket i sin tur kan ge olika typer av växtlighet och funktioner.

Utöver frågor som rör själva hydromorfologin finns det en mängd andra frågor som bör tänkas igenom om tvåstegsdiken ska anläggas. Dessa frågor berör allt ifrån behovet av dräneringsdjup till behovet av att komma åt att sköta om dräneringsrör som mynnar i slänterna med mera. Det kan vara värt att tänka på att ett tvåstegsdike, normalt sett, inte bara ska ha förmågan att transportera bort högflöden utan också se till att markavvattningen fungerar som den ska vid alla flöden och årstider.

Fördelarna med tvåstegsdiken kan vara många såsom ökad morfologisk stabilitet, bättre habitat och retention av sediment och näringsämnen, men vilka funktioner som erhålls beror helt på utformningen. Ofta används begreppet tvåstegsdike något schablonartat och i restaureringssammanhang rekommenderas det att det förtydligas vad det faktiskt är som ska åstadkommas och vilka processer som eftersträvas. En viktig fördel är också att det, i likhet med de artificiella svämplanen, erhålls en stor flödeskapacitet även om fåran är igenväxt eller igensedimenterad.

Liksom lösningen med artificiella svämplan går det att krydda dem med morfologiska enheter, till exempel artificiella korvsjöar, små strömpartier och liknande. Det ger extra bra förutsättningar för biologisk mångfald. Ofta är fåran rak i tvåstegsdiken, men det går lika bra att kröka till fåran.

När tvåstegsdiken beskrivs i litteraturen brukar det svämplan eller den översvämningssyta som skapas ganska ofta kallas för terrass. Detta kan vara bra att känna till eftersom terrass betyder inaktivt svämplan inom hydromorfologin, det vill säga raka motsatsen till översvämningssyta. Här finns det risk för begreppsförvirring.

Precis som det nämndes om de artificiella svämplanen så är det bra att tänka på att som regel är det fortfarande markavvattning som bedrivs och att skapa tvåstegsdiken bör inte ses som ett förstahandsalternativ om det kan finnas andra möjliga åtgärder som leder närmare till referensförhållandet och inte på samma sätt avvattnar landskapet.

I Figur 87 och Figur 88 visas exempel.



Figur 87. Exempel på tvåstegsdiken. På nedre bild är det högflöde och både fåran och den skapade översvämningsytan står under vatten. Foto: Indiana Watershed Initiative respektive Miljöförbundet i Helsingborg.



Figur 88. Exempel på tvåstegsdike. Här fanns det tidigare en kulvert med dräneringsvatten samt ett dike som bland annat avvattnade ett vägområde och resterna av ett äldre bäcksystem. Den tidigare lösningen var instabil och hade sämre förutsättningar för biologisk mångfald. Nedersta bilden är innan åtgärd, övriga i direkt anslutning till åtgärd. Syftet med dessa åtgärder var ökad morfologisk stabilitet samt ökade förutsättningar för biologisk mångfald. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Artificiella korvsjöar

Artificiella korvsjöar kan anläggas både i naturliga svämplan om de ursprungliga t ex blivit utfyllda eller i helt artificiella svämplan. Fördelarna med att skapa dem är dels att det är ett viktigt habitat, dels att det är ett habitat som kan behöva lång tid för nybildning om de förstörts eller om nya svämplan skapats. Den naturliga bildningsprocessen är att de skapas genom att fåror överges när vattendraget ändrar lopp. Som habitat kan de fylla många funktioner, bland annat som reproduktionsmiljö för groddjur. I Figur 89 visas ett exempel på artificiella korvsjöar i artificiella svämplan.

Om vattendraget har begränsade möjligheter att bilda nya korvsjöar över tid kan de som skapats behöva underhållas, men om de grävs i restaurerade miljöer ska i bästa fall vattendraget över tid kunna skapa nya på egen hand i takt med att de som skapats växer igen, fylls med sediment eller försvinner på andra sätt.

De artificiella korvsjöarna kan vara sammankopplade med grundvatten och vattendragsfåran på olika vis. T ex kan vissa ha egenskapen att de fylls på vid höga flöden, medan vissa kan stå i direkt kontakt med grundvattnet. Det går även att skapa selsjöar och lagunsjöar på samma sätt artificiella korvsjöar (korvsjö där ena respektive båda ändarna fortfarande har kontakt med fåran).

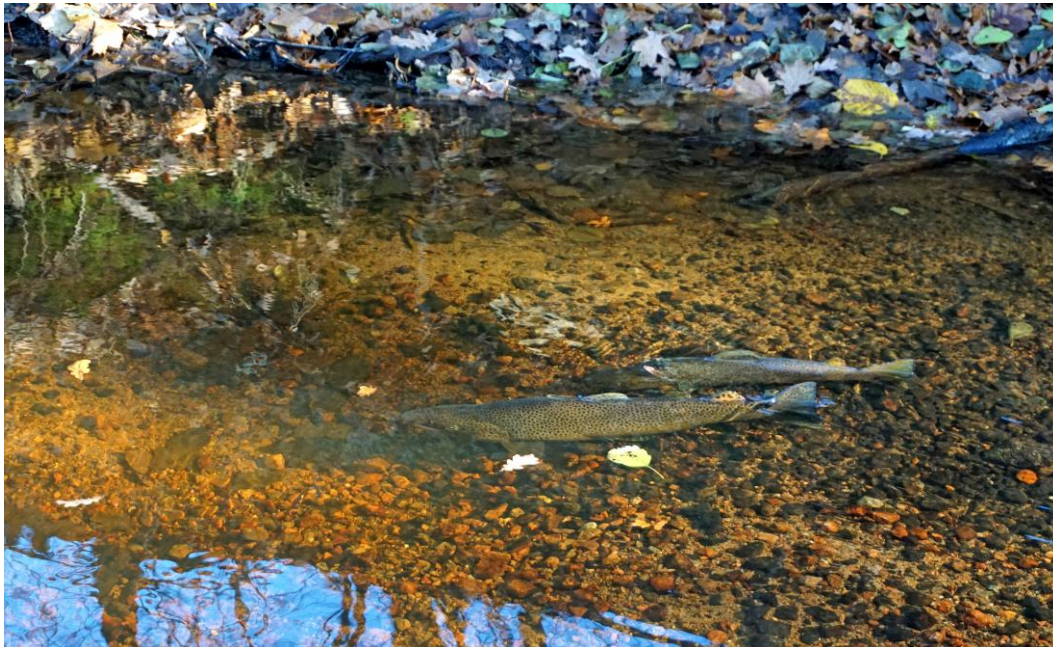


Figur 89. Exempel på artificiella korvsjöar som skapats inom artificiella svämplan. I detta fall är korvsjöarna utformade som små dammar i det artificiella svämplanet. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Konstgjorda C-sträckor/riffle-pool system

C-vattendrag är en hydromorfologisk typ som främst kännetecknas av att det regelbundet förekommer upphöjda grusbankar som vattnet strömmar över samt att det mellan detta finns höljar med djupt vatten. Invid fåran finns ett svämplan, detta är generellt något smalare än vad som brukar vara fallet för E-sträckor, det vill säga inneslutningen är något högre hos C-sträckorna.

Denna växelvisa förekomst av strömmande vatten och höljar är det som gett upphov till begreppet "riffle-pool" ("strömsträcka-hölja") som kanske är ett av de mest kända begreppen inom hydromorfologi. Om dessa egenskaper ska återskapas, men det inte går att göra en riktig restaurering så kan det vara bra att försöka uppnå detta på artificiell väg. Det kan också vara så att det finns en vilja att skapa likartade habitat där det inte har funnits C-sträckor naturligt. Det skulle till exempel kunna vara om det ska skapas reproduktionsmiljöer för öring eftersom C-sträckor är bra för reproduktion, uppväxt och även för större fisk.



Figur 90. Öringreproduktion på gång vid en grusbank i en östgötsk C-sträcka. C-sträckor är en hydromorfologisk typ som öring gillar skarpt och som är viktig för både reproduktion och för andra delar i livscykeln, till exempel är höljorna en refug för de stora individerna. Foto: Mathias Ibbe.

I naturen, under opåverkade förhållanden, har C-vattendragen en påtagligt regelbunden skiftning mellan grusbank och hölja (Figur 91) om det inte förekommer mycket död ved eller andra strukturer som påverkar vattnets bearbetning av substratet. Det förstnämnda fallet kallas C-vattendrag med fritt formad morfologi, medan det andra kallas för C-vattendrag med tvingad morfologi. Om det förekommer mycket död ved blir det en mer oregelbunden morfologi och det är delvis andra mekanismer som skapar och upprätthåller grusbankarna och höljorna. Vid fritt formad morfologi bör denna regelbundenhet eftersträvas eftersom det ger bäst förutsättningar för dynamisk jämvikt, men om det är mycket död ved bör i stället mekanismerna som styr i den morfologin eftersträvas. Om det dessutom går att skapa någon form av artificiellt svämplan så kommer chanserna till jämvikt öka ännu mer vilket gör åtgärden mer hållbar. Orsaken till att åtgärden blir mer hållbar är att det blir lägre specifik flödeseffekt vid höglöde.



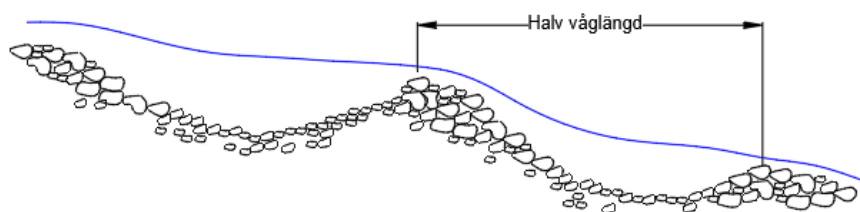
Figur 91. C-vattendrag kännetecknas av att det förekommer en regelbunden växling mellan höljar med djupt vatten och strömsträckor som uppstått på nedströmssidan av upphöjda grusbankar. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Regelbundenheten innebär att det ska vara cirka 5.5 gånger vattendragsbredden mellan varje krön på den upphöjda grusbanken/strömsträckan (Figur 92). Detta avstånd brukar även kallas för en halv våglängd eftersom det i ringlande vattendrag motsvarar ett halvt "S".

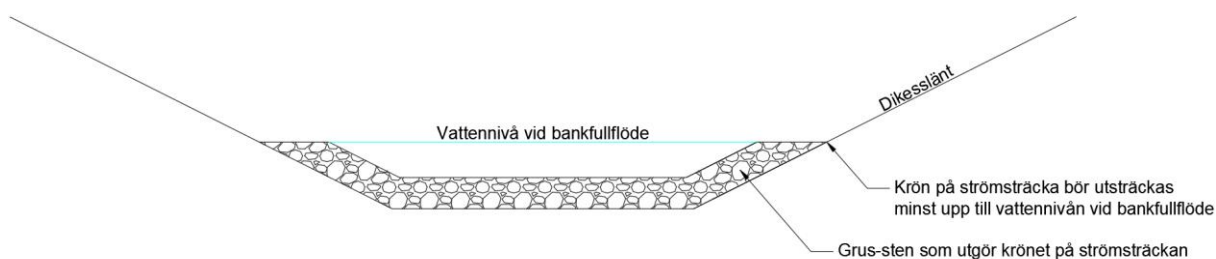
Om åtgärden ska bli långvarigt hållbar bör det grövre materialet i krönen på banken/strömsträckan sträcka sig minst upp till bankfullnivån (vattennivån vid bankfullflöde) i dikesslänterna (Figur 93). I naturen finns det såklart ingen sådan erosionssäkring, men där tillåts ju en migration av fåran samtidigt som det finns nytt grus i bankerna i naturliga C-sträckor.

Det är bra om lutningen inte avviker för mycket från den lutning som i det aktuella vattendraget utgör jämviktslutning för C-sträckor. Om lutningen är för hög går den att minska med trösklar i grövre material som tar ut lutningen lokalt (droppstrukturer och liknande). Om trösklar anläggs passar det utmärkt att även i anslutning till dem anlägga grusbankar och i så fall är det bland annat grusbankarna som uppstår nedströms en tvingad hölja som ska efterliknas (Figur 94).

Förhållandet mellan strömsträckans och höljans längd beror på flera faktorer, bland annat lutning. Det finns flera olika sätt att beskriva detta förhållande på grund av att avgränsningen av vad som klassas som hölja och vad som klassas som strömsträcka kan göras på olika sätt. Ett sätt är att utgå från vilka delar av bottenprofilen som avviker från en rak linje som representerar en genomsnittselevation. Den del av botten som sticker upp ovanför linjen klassas då som strömsträcka och det som ligger under som hölja. En annan metod är att utgå från strömningsbilden. Det går inte att säga exakt hur fördelningen mellan strömsträcka ska göras vid designen, men en tumregel kan vara att själva upphöjningen i bottenprofilen (det som sticker upp ovanför en linje som motsvarar en genomsnittlig profil) kan göras ungefär lika stor som fördjupningen (det som är under linjen).



Figur 92. Skiss övre morfologin i C-vattendrag. Avståndet mellan varje krön bör vara cirka 5.5 vattendragsbredder. Detta avstånd brukar också kallas för en halv våglängd om vattendraget har en "S-formad" ringling eftersom det motsvarar ett halvt S (ett komplett S motsvarar en våglängd). Bild: Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 93. Exempel på utformning av övre delen av en strömsträcka (krönet) i en konstgjord C-sträcka. Materialet i slänterna bör sträckas ut minst upp till vattennivån vid bankfullflöde. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 94. Exempel på grusbank nedströms en tvingad hölja. Höljan har uppstått nedströms ett blocksteg. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Om den skapade C-sträckan anläggs där det inte finns grus naturligt kan det vara en idé att jobba med grövre material än grus, t ex mindre sten beroende på förutsättningarna, eftersom det inte kommer att kunna fyllas på med nya grusbankar över tid. Då skapas dock inget habitat för de arter som är knutna till just grus. Exempel på detta visas i Figur 95. I exemplet är skapade grusbanken (som ju är i kornstorleken sten egentligen) som syns på bild kortare i längsled än vad som är optimalt, men har fungerat tillfredsställande ändå.

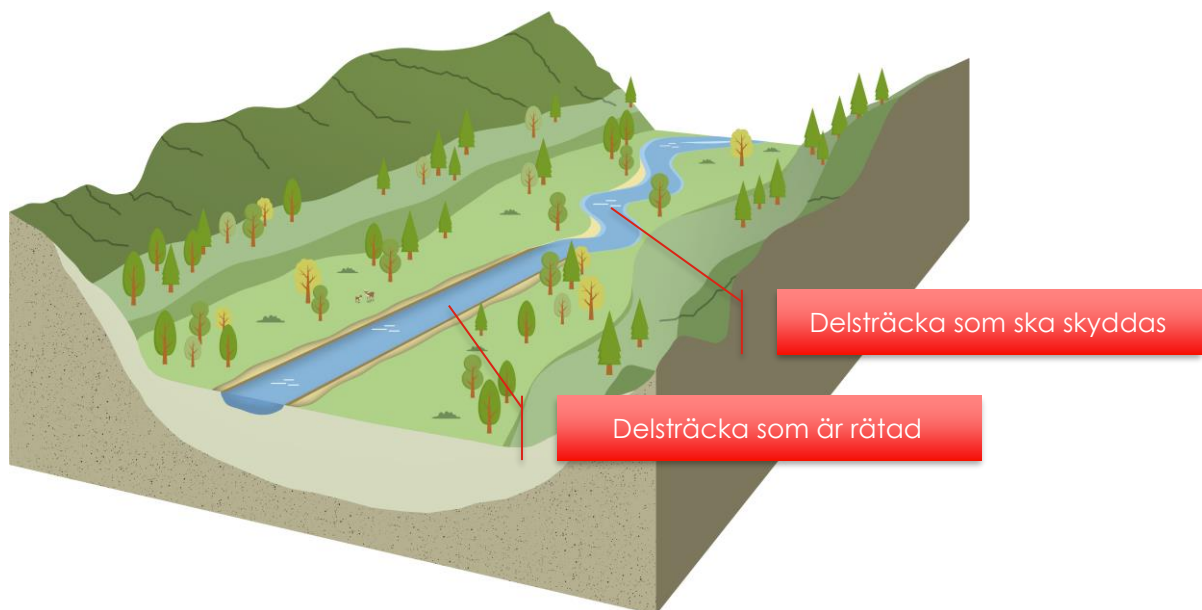


Figur 95. Exempel på konstgjord C-sträckta med växels hölja och strömsträckta (riffle-pool). Här har grövre material än grus valts för att tillförseln av material är obefintlig (jordarten är ler) och för att öka stabiliteten. Övre fotot är taget ganska nära inpå byggnation och vid ovanligt lågt flöde, det andra är taget 5 år senare. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Permanentering av basnivå

Både i naturliga delsträckor med opåverkad basnivå och i delsträckor som har en sänkt basnivå kan det bli aktuellt att permanentera basnivån. Detta betyder att det görs åtgärder så att befintlig basnivå inte ska kunna sjunka, oavsett vad som händer nedströms.

Exempel på situationer där detta kan bli aktuellt är om det finns en risk att sträckorna nedströms objektet kommer att sänkas på grund av exempelvis rensning av ett befintligt dike, om det kommer att ske ny markavvattning eller om det kommer att ske någon byggnation som kan påverka avbördningskapaciteten (exempel i Figur 96). En permanentering av basnivå kan också ha som syfte att stoppa en knickpoint från att vandra uppåt.



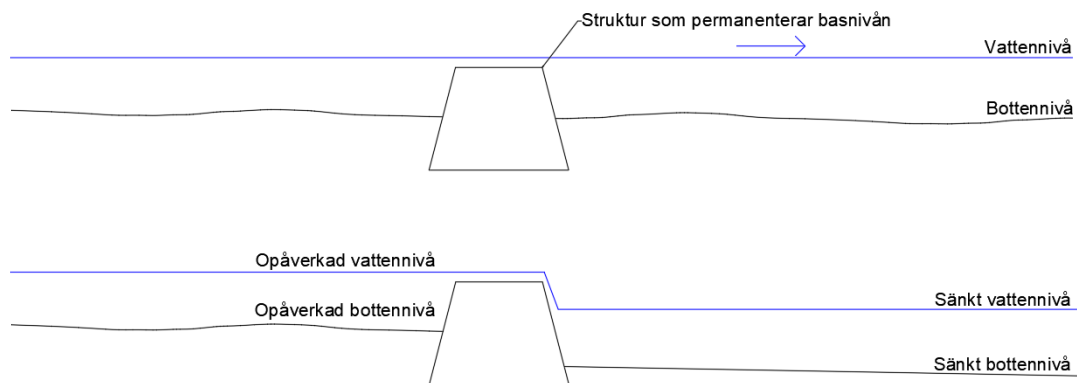
Figur 96. Exempel på situation där basnivån kan behöva permanentas. Figuren föreställer att den nedströmsliggande sträckan är rensad och rätad, men inte nyrensad på länge och att den övre är relativt opåverkad och skyddsvärd. Här kan basnivån permanentas med hjälp av en tröskel mellan de två sträckorna vilket innebär att om nedströmssträckan nyrensas kommer det inte att påverka den övre sträckan.

Vid permanenteringen av basnivå låses nivån som finns nu fast med hjälp av en teknisk konstruktion (som regel en tröskel) så att fysisk påverkan som sker nedströms inte ger någon effekt uppströms, alternativt ger ytterst små effekter.

Permanenteringen är mycket likartad återställning av basnivå med hjälp av konstgjord bestämmande sektion, men skillnaden är att denna tröskel inte nödvändigtvis måste ha någon effekt förrän det sker en sänkning av nivån nedströms. I praktiken kan dock återställning av basnivå och permanentering av basnivå i många fall kombineras.

I Figur 97 visas ett exempel på hur profilen kan se ut vid denna typ av åtgärd. Det finns dock en mängd olika alternativ för utformning och många olika typer av situationer som åtgärden kan bli aktuell i.

Själva tekniska konstruktionen kan utformas på olika vis, i exemplet är det en dammliknande tröskel, men om det går att skapa en struktur som smälter in i naturen är det bättre.



Figur 97. Figur som visar principen med permanentering av basnivå. I uppströmsdel (till vänster i bild) finns en delsträcka som är viktig att bevara. Till höger i bild finns ett område där det råder osäkerhet om det kommer att ske rensning eller annan sänkning av fåran i framtiden och därför placeras en struktur (i detta fall en enkel tröskel) mellan delsträckorna som ska garantera att vad som än händer nedströms kan inte det fortplantas uppåt i systemet (visas i övre profil). Den nedre profilen visar att något har hänt, t ex en rensning, som gjort att nivån sänktes i nedströmsdel, men att den effekten inte kan förändra nivån uppströms.

I Figur 115 (under rubriken "Låta naturen ha sin gång") visas ett exempel på ett seminaturligt vattendrag med sänkt basnivå som utvecklat naturliga egenskaper. I just det fallet var det planerat med en permanentering av basnivån. Orsaken var att delsträckan nedströms var ett dike som inte var rensat på cirka 50 år och det fanns en överhängande risk att en rensning skulle ske vilket då skulle förstärka effekten av sänkta basnivån och därmed påverka den sträcka som skulle bevaras. Exemplet är mycket likartad situationen som beskrivs i Figur 97.

I Figur 98 och Figur 99 visas exempel. De tekniska konstruktionerna är i dessa exempel inte speciellt naturliga inslag (särskilt inte exemplet med erosionsmattan), men visar på ett bra sätt själva principen.



Figur 98. Exempel på permanentering av basnivå. Vänster bild visar en sektion där en tröskel har grävts ned tillsammans med sten och block. Vattendraget är ett C-vattendrag och tröskeln ligger på samma nivå som botten och dämmer därmed ingenting. Syftet är att om en knickpoint börjar vandra upp ska den stanna vid den punkten och basnivån uppströms ska därmed inte kunna sjunka samtidigt som knickpointen bromsas upp. Höger bild visar situationen ca 20 år senare. En eller flera knickpoints har då vandrat upp till tröskeln som då har aktiverats och den fungerar nu som en bestämmande sektion som gör att basnivån uppströms bibehålls. Foto: Dave Derrick.



Figur 99. Exempel på permanentering av basnivå. Vänster bild visar en sektion med en erosionsmatta som sträcker sig från ena slänten till den andra. Syftet är att om en knickpoint börjar vandra upp ska den stanna vid den punkten och basnivån uppströms ska därmed inte kunna sjunka samtidigt som knickpointen bromsas upp. I detta fall var det också infrastruktur som skulle skyddas. Höger bild visar situationen ca 5 år senare. En knickpoint har då vandrat upp och erosionsmattan har aktiverats och lyckats bromsa knickpointen. Foto: Dave Derrick.

Droppstrukturer för att minska lutning

Droppstrukturer (fallstrukturer) är små dammtrösklar som kan anläggas i en serie eller solitärt i till exempel delsträckor med för hög lutning eller för att överbrygga höjdskillnader. En väsentlig skillnad mot en damm är att de inte dämmer, utan bara ser till att vattnet kan förflyttas till en lägre elevation under kontrollerade former.

Kännetecknande för strukturerna är att de skapar ett distinkt fall i profilen (ett ”dropp”) samt att de skapar bakvatteneffekter så att lutningen i området uppströms blir samma som jämviktslutningen eller att vattennivån uppströms på annat vis kommer att motsvara en viss nivå.

Droppstruktur

- Tröskel som anläggs i serie eller solitärt och som tillåter att vattnet kan flyttas från en högre till en lägre elevation under kontrollerade former.

Droppstrukturer används inte bara vid restaurering, de kan till exempel användas i ostabila diken, bevattningskanaler, dagvattensystem och alla möjliga situationer där det är nödvändigt att minska lutningen för att begränsa erosion kopplad till för hög lutning. I och med att fallhöjden och därmed lägesenergin förbrukas vid strukturerna blir det begränsat med energi till erosion. De kan också användas i stället för klassiska erosionskydd. En väsentlig skillnad blir då att det bara är vid fallet som det krävs erosionskydd, medan sträckorna emellan varje fall kan ha en normal lutning utan stensatta slänter och liknande.

Strukturerna ska inte anläggas i naturliga delsträckor i vattendrag, men kan användas som en del av återställning av basnivå och en del av permanentering av basnivå.

Många droppstrukturer är utformade som betongstrukturer, men vid restaurering designas de normalt sett som så naturliga inslag som möjligt.

Den teknik som används för att designa droppstrukturer beror på vilken typ som väljs. Om den/de ska utformas som naturliga bestämmande sektioner kan rekommendationerna under rubriken ”Anläggning av bestämmande sektion - tekniska krav och rekommendationer” appliceras vilket bland annat innebär att

krönet på själva konstruktionen erosionssäkras minst upp till 0.3 meter ovanför vattennivån vid dimensionerande flöde.

Droppstrukturer har använts i 100-tals år för att minska lutning och därmed erosion och litteraturen om dem är omfattande. Exempel på historisk bild från 1800-talet visas Figur 100 (Kuss 1903).



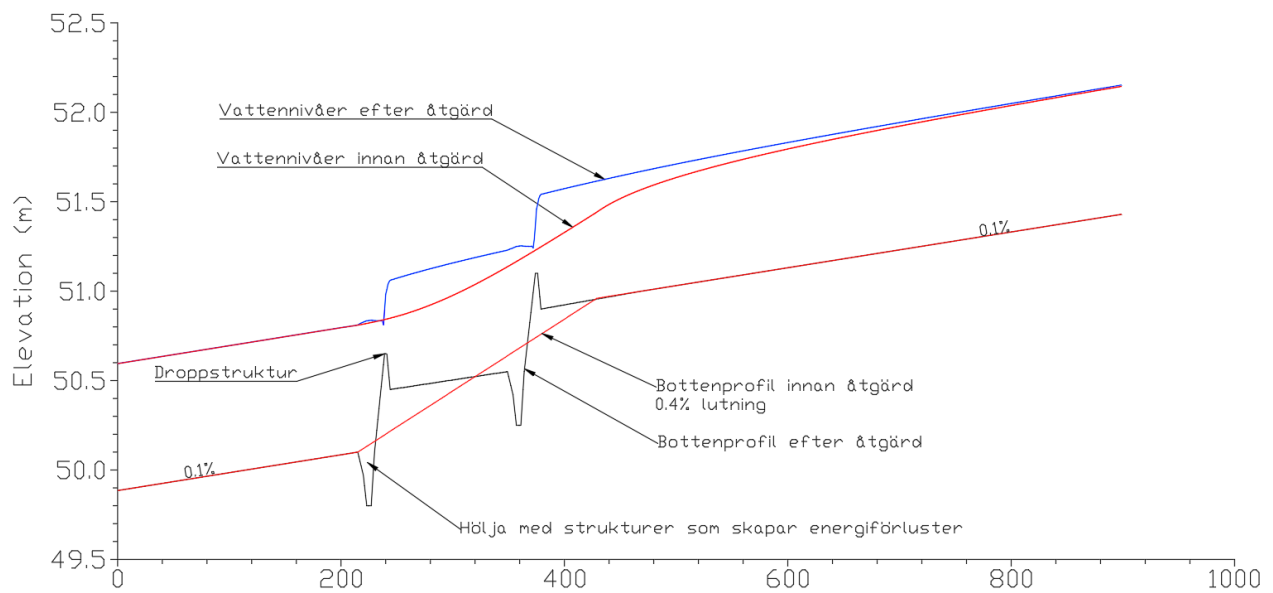
Figur 100. Exempel på strukturer som sannolikt använts som droppstrukturer. Dessa tar ut fallhöjden och därmed energin lokalt och minskar lutningen mellan dem. Foto från 1886.

I Figur 101, Figur 102 visas ett exempel på hur droppstrukturer kan utformas (exemplet är delvis från ett verkligt fall, men något förenklat för att bli mer pedagogiskt). I exemplet var det ett vattendrag där jämviktslutningen var ca 0.1%. I uppströmsdel och i nedströmsdel var det rätt lutning (0.1%), men mellan dem en övergångszon där lutningen var för hög (0.4%).

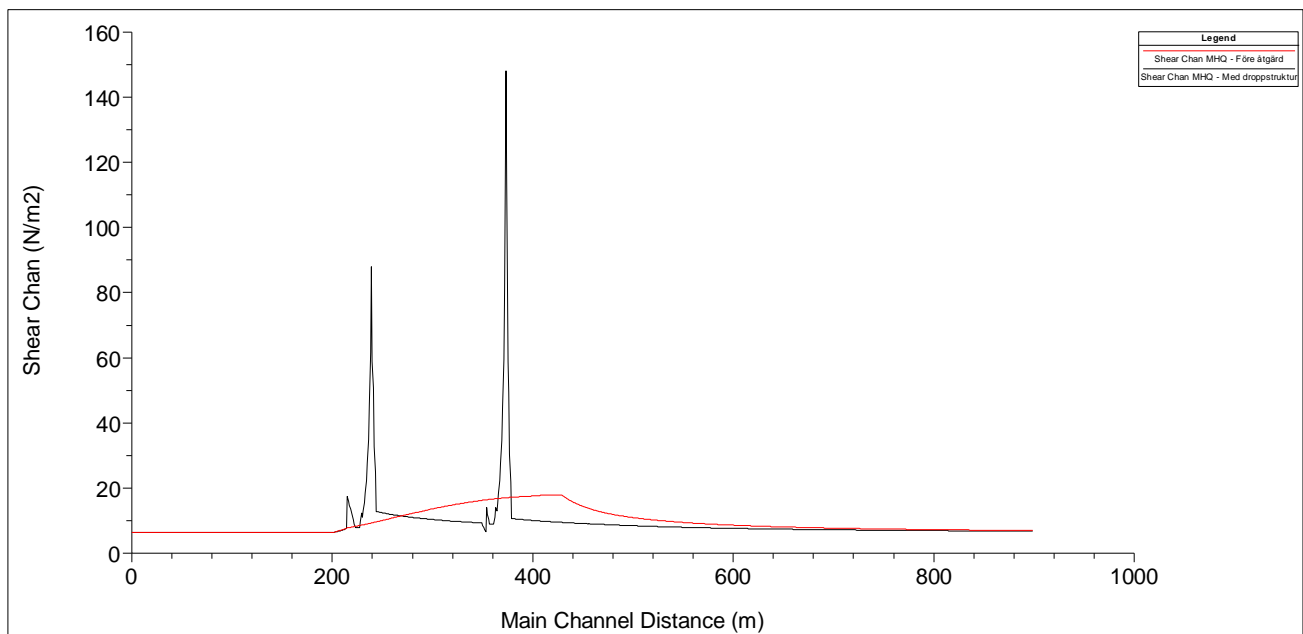
Profilen i Figur 101 visar botten och vattennivå under de initiala förhållandena (röda linjer). Den branta lutningen i mitten ger för hög skjuvspänning vilket innebär instabilitet samt risk för uppströmsvandrande erosion på sikt. Detta kan åtgärdas med två trösklar som utgör droppstrukturer (visas som svarta linjer i figuren). Vid varje tröskel faller vattnet kontrollerat och nedströms trösklarna finns strukturer som skapar höga energiförluster så att det blir erosion inom ett begränsat område nedströms strukturen. Blå linjer visar vattennivåerna efter åtgärd. I och med att blå linje och röd linje sammanfaller en bit uppströms (ungefär vid main channel distance 900 m) kommer lutningen att bibehållas för uppströmsområdena över tid.

I Figur 102 visas ett diagram över skjuvspänningen inom vattendragsfåran vid MHQ för exemplet. I diagrammet går det att se att skjuvspänningen blir upp till cirka 18 N/m² för de initiala förhållandena (röd linje). Det överstiger den kritiska skjuvspänningen (antaget ett substrat av sand och grus) vilket innebär att det sannolikt blir omfattande erosion. Efter åtgärd är skjuvspänningen cirka 6-9 N/m² med undantag för området vid droppstrukturerna och det är ju meningen att energin ska tas ut just där.

I Figur 103 till Figur 106 visas några till exempel.



Figur 101. Profil som visar exempel på design av droppstrukturer. På x-axeln visas avståndet från en fixpunkt och på y-axeln visas elevationen. De röda linjerna visar bottennivå och vattennivå i ett vattendrag med hög lutning på en delsträcka (ungefär mellan main channel distance 220 och 430 m är lutningen för hög). Den branta lutningen ger instabilitet samt risk för uppströmsvandrande erosion. Svarta linjerna visar två installerade droppstrukturer i form av trösklar. Blå linje visar vattennivå efter åtgärd, det vill säga med droppstrukturer. Vid varje tröskel faller vattnet kontrollerat och det blir därmed ingen erosion inom det berörda området. Trösklarna dämmer inte uppströms vilket går att se på att blå och röd linje sammanfaller en bit uppströms (ungefär vid main channel distance 900 m). Bild: Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 102. Diagram över skjuvspänningen inom vattendragsfåran vid MHQ för exemplet som presenterades i föregående bild. Röd linje visar skjuvspänningen innan åtgärd vilket var upp till cirka 18 N/m² inom den branta delsträckan. Svart linje visar skjuvspänningen efter åtgärd som då är jämnare och lägre, med undantag för droppstrukturerna. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.



Underminerad kulvert och omfattande erosion vid mynning



Minskad lutning i kulvert

Droppstruktur

Figur 103. Exempel på droppstruktur vid ett brant kulverterat vattendrags sammanflöde med en huvudfåra. Detta vattendrag hade en brant lutning vilket resulterade i erosion (underminering) inne i kulverten samt att det skedde omfattande erosion vid kulvertens mynning i en huvudfåra (fotot är taget från huvudfåran). De två lösa ringarna visar hur stor del av slänten som försvunnit via erosionen. Problemet löstes med en droppstruktur i natursten. Nu tas lutningen ut vid droppstrukturen och inne i kulverten är lutningen lägre vilket ger större stabilitet. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Stensatt minst upp till 0.3 meter
ovanför vattennivå vid
dimensionerande flöde



Figur 104. Exempel på droppstruktur utformad som en låg tröskel följt av en flack strömsträcka. Denna har som syfte att kompensera för en något sänkt vattennivå strax nedströms. Den nivå-sänkningen beror på att en meandrande delsträcka har kanalisrats vid en passage under en väg. Fallhöjden vid droppstrukturen ska motsvara hur mycket vattnet har sjunkit i och med den kanaliseringen. Strukturen är stensatt minst upp till 0.3 meter ovanför nivån vid dimensionerande flöde, det är extra viktigt längst upp vid krönet. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 105. Exempel på en enkel droppstruktur i natursten i en kanaliserad B-sträcka. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 106. Fotot visar exempel ett exempel på en droppstruktur som är utformad som en betongstruktur. I naturvårdssammanhang bör de designas mer naturligt än vad som är fallet här och denna visas i första hand som ett exempel som ofta träffas på. Denna fungerar såklart också som vandringshinder. Credit: "A Drop Structure." by fainer is licensed with CC BY-NC-SA 2.0. To view a copy of this license, visit <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/2.0/>

Lutningskontroll

Via självjusteringen som är så typisk för TB-sträckor kommer en viss typ av lutning alltid att eftersträvas beroende på en mängd faktorer såsom kornstorlek, vegetation, strukturer som ger energiförluster, sedimenttillskott och vattenföring etc. Den lutning som vattendraget erhåller vid dynamisk jämvikt brukar kallas jämviktslutningen.

Olika typer av påverkanstryck brukar leda till en förändring i vattendragets lutning, t ex om en meandrande fåra kanaliseras kan den kortare sträckan innebära ökad lutning. Detta leder till många negativa konsekvenser bland annat instabilitet. Även faktorerna som avgör vad som är jämviktslutningen (t ex flöde, vegetation o s v) kan påverkas vilket också kan starta förändringsprocesser i och med att vattendraget då måste anpassas sig till nya förutsättningar.

Om vattendraget har en lutning som på grund av mänsklig påverkan förändrats så att den ej längre korrelerar med jämviktsslutningen kan åtgärder som kallas lutningskontroll utförs för att återställa lutningen. Detta är ingen egen metod utan snarare samlingsnamn för många av de åtgärder som nämnts i dokumentet, t ex återställning av basnivå eller permanentering av basnivå.

Att återställa lutningen, anpassa lutningen eller att återställa de faktorer som påverkar lutningen är alltid en viktig komponent för att det ska gå att genomföra en bra restaurering i en TB-sträcka och därför har vi valt att ta upp begreppet även om det främst är under de andra rubrikerna som de olika åtgärderna som faller inom begreppet beskrivs.

Åtgärder som ingår i lutningskontroll kan t ex ha som syfte att:

- Bibehålla lutning
- Återställa lutning
- Stoppa knickpoints
- Permanentera basnivå
- Minska erosion i artificiella branta kanaler
- Sammankoppla två delsträckor med olika elevation under kontrollerade former

Här nedan följer två olika exempel på hur en sammankoppling av två delsträckor kan gå till. Båda exemplen faller inom begreppet lutningskontroll, men kan också ses som exempel på droppstrukturer.

I exemplet som visas i Figur 107 - Figur 108 fanns det två delsträckor i finkornigt icke kohesivt, lätteroderat material och dessa två var sammankopplade med en mycket brant delsträcka i samma material. Den branta lutningen på den mittre sträckan innebar en instabilitet (höga lutningen gav hög skjuvspänning som överskred materialets kritiska skjuvspänning) och på delsträckan fanns det en uppströmsvandrande knickpoint. Effekten var förutom effekten på den aktuella sträckan att erosionen skulle vandra uppåt (uppströmsvandrande erosion) och påverka områdena uppströms på samma sätt samt att områdena nedströms fick ökat tillskott av sediment.

Åtgärderna som utfördes var att koppla ihop de två flackare delsträckorna med en stabilare delsträcka i mitten vilket gjordes genom att den omformades till en konstgjord B-sträcka. B-sträckan utformades som hydromorfologiska typen Bt, det vill säga trappstegsformat vattendrag. Detta är ett bra exempel på hur en lutningskontroll kan utföras utan allt för artificiella strukturer. Grovleken på materialet samt utformningen på Bt-sträckan innebär att den kan hantera den höga lutningen till skillnad mot den tidigare fåran. Förutom att delsträckan stabiliseras har denna typ av åtgärd effekten att sträckan uppströms kommer att bibehålla sin elevation, det vill säga att knickpointen vandrar inte upp och sänker den sträckan. Den nedströmsliggande sträckan påverkas också positivt då sedimenttillskottet minskar.

I det andra exemplet (Figur 109, Figur 110) var förhållandena likartade. Här var det ett kraftigt fördjupat dike i nedströmsdel som avvattnade ett industriområde. Söderifrån anslöt en kulvert som skulle avlägsnas och ersättas med en öppen fåra. Uppströms kulverten fanns en delsträcka i ler där vattennivåer, bottennivåer och lutning inte fick förändras. Den kulverterade sträckan ersattes med en konstgjord B-sträcka för att undvika att basnivån skulle sänkas när kulverten togs bort. Även här valdes den hydromorfologiska typen Bt (trappstegsformat vattendrag) utmed större

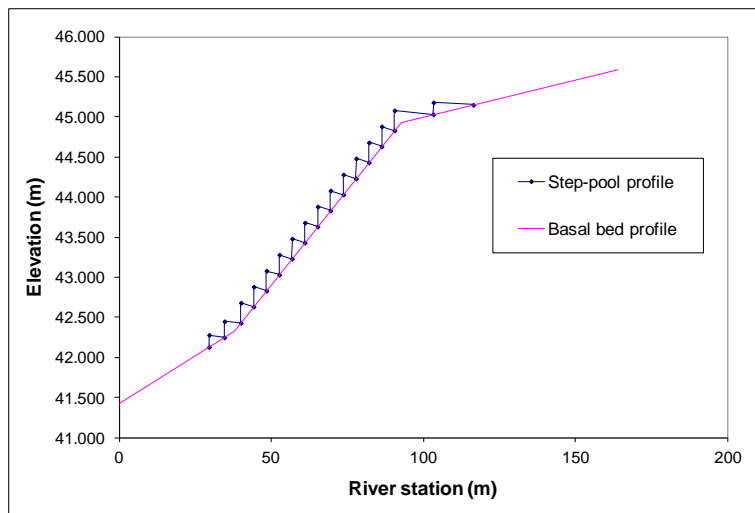
delen av sträckan för att överbygga höjdskillnaden. Om ett vanligt dike hade grävts hade basnivån sänkts och det hade blivit uppströmsvandrande erosion. Jämfört med föregående exempel har trappstegen tillåtit ha en lite högre dynamik och en del av stenarna skulle få röra på sig över tid. Slänterna har dock erosionssäkrats.

En viktig del av åtgärderna i dessa exempel är att de leder till att vattennivåer, lutningar etc blir säkrade för framtiden. Bortsett från att Bt-sträckorna efterliknar en naturlig morfologi kan det tyckas att de påminner ganska mycket om klassiska erosionskydd med stensatta bottnar och slänter. Här finns det dock en väsentlig skillnad. Skillnaden är att i exemplen har det tagits hänsyn till effekterna uppströms och nedströms, inte bara till att stoppa erosion på den sträcka som är instabil. Det ska också nämnas i sammanhanget att på senare år har det blivit vanligare med hänsyn till hydromorfologin när ett vattendrag grävs om eller på andra sätt förändras, till exempel vid vägbyggen. Trots det saknas det generellt sett fortfarande alldeles för ofta att hänsyn till uppströms- och nedströmseffekter.

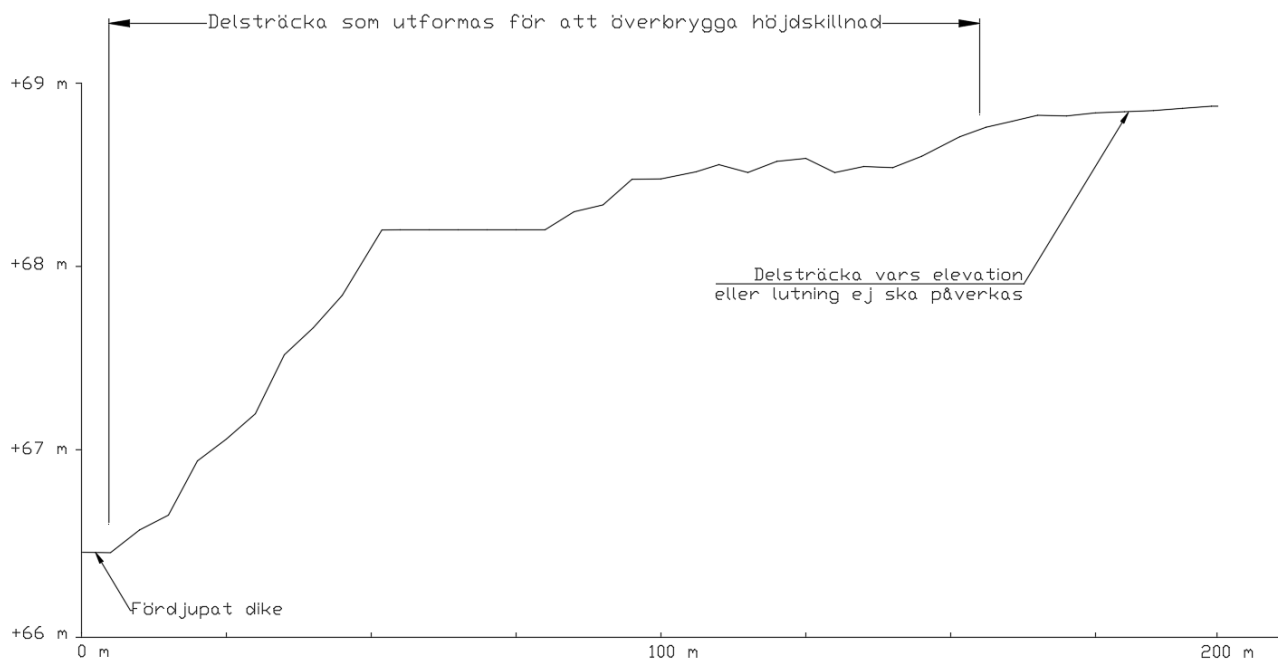
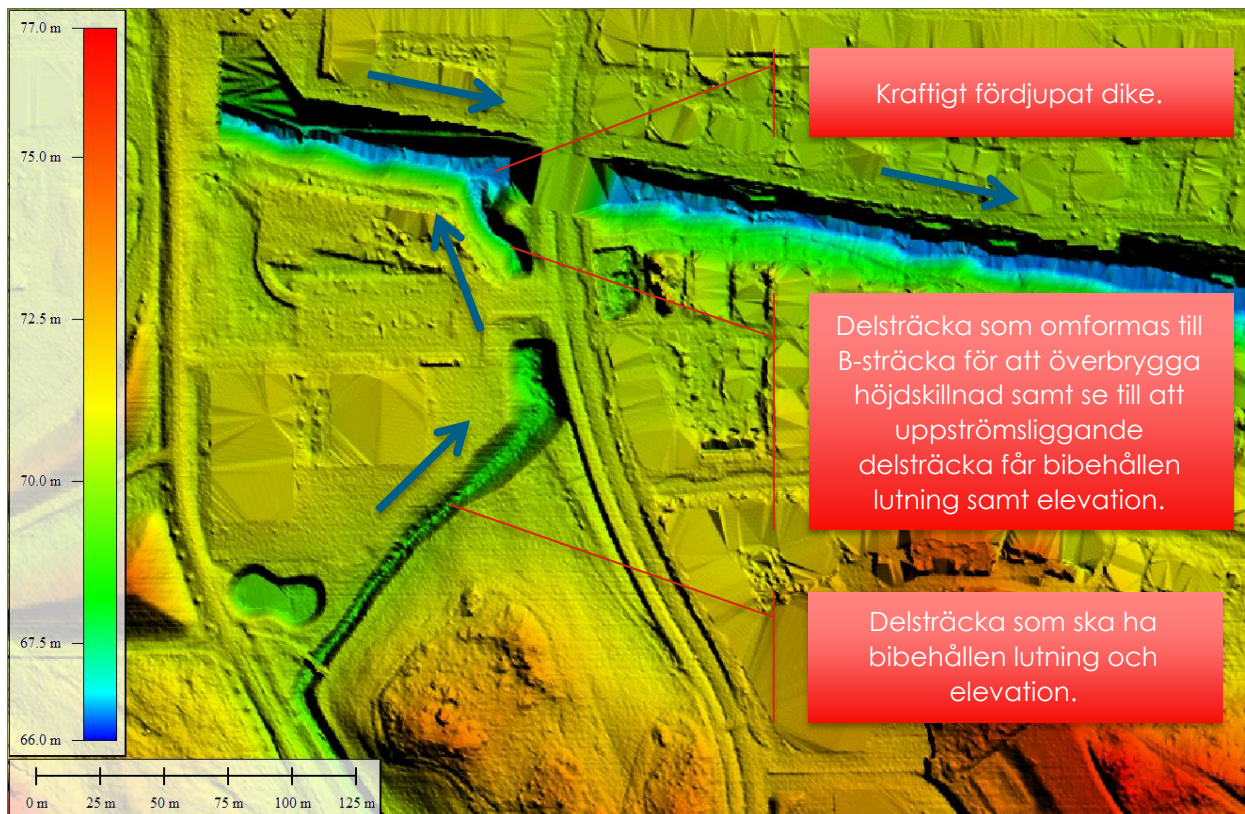


Figur 107. Fotona visar en delsträcka med en nyskapad fåra som har fått en för hög lutning. Den höga lutningen leder till en instabilitet. Fåran ligger mitt emellan två andra delsträckor som har lägre lutning.

Fotot överst till vänster visar fåran när den var nygjord, de andra två fotona visar ett senare skede med mycket erosion. Denna erosion skulle vandra uppåt (uppströmsvandrande erosion) och påverka områdena uppströms på likartat sätt om inga åtgärder utfördes. Sträckan nedströms påverkades också i och med ökat tillskott av sediment. Foto: Hamish Moir, cbec eco engineering.



Figur 108. Rosa linje i diagrammet visar den branta delsträcka som visades på bild i föregående figur (ungefär mellan river station 40 och 90 m) samt de två omgivande delsträckorna som är flackare. I diagrammet visas också profilen för det trappstegsformade vattendrag (blå linjer) som den branta delsträckan skulle omformas till. Målet med att skapa ett trappstegsformat vattendrag var att överbygga höjdskillnaden på ett kontrollerat sätt och att erhålla stabilitet. Fördelen med denna design är också att den trappstegsformade morfologin är likartad den typ av trappstegsformat vattendrag som kan uppstå under naturliga förhållanden. Fotona visar efter åtgärd. Foto, figur samt design: Hamish Moir, cbec eco engineering.



Figur 109. Överst visas en terrängmodell över ett område där en kulvert ersatts av en öppen fåra. Nedströms kulverten fanns ett kraftigt fördjupat dike och uppströms fanns en delsträcka i ler som inte skulle få ändrad basnivå. För att undvika sänkt basnivå och därmed ökad lutning och uppströmsvandrande erosion har den sträcka som ersatte kulverten omformats till en konstgjord B-sträcka. Profilen visar ungefärliga vattennivåer efter åtgärd. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 110. Bilderna visar en B-sträcka som i första hand utformats som en B1-sträcka (trappstegsformat vattendrag) som ska överbrygga höjdskillnaden mellan två delsträckor. Fotona är från samma exempel som beskrevs som terrängmodell och profil i föregående bild. Övre foto taget i samband med byggnation, det nedre lite mer än 5 år senare. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Sträckor med instabilitet där restaurering inte är möjlig

Problembild

Med instabilitet menas här att det inte är en dynamisk jämvikt utan att det är en dominans av erosion eller sedimentation. Det kan också vara en kombination, t ex kraftig sedimentation tillsammans med omfattande stranderosion.

Både erosion och sedimentation är helt naturliga processer som inte behöver restaureras bort. Däremot kan det vara så att som en följd av mänsklig påverkan har processerna ändras så att någon av dem dominerar, det vill säga att det inte finns någon dynamisk jämvikt.

Det kan också vara naturligt att erosion eller sedimentation dominerar på vissa delsträckor. Till exempel händer det att det förekommer naturliga skred som kan skapa mängder med sediment.

För att avgöra om det förekommer en förskjutning mot erosion eller sedimentation som behöver åtgärdas krävs det kunskap inom hydromorfologi. Bedömning med hjälp av biotopkarteringsmetoden är ett bra val. Där bedöms inte bara fluviala processer utan även ett antal variabler som ofta beskriver själva orsaken till instabilitet. Exempel på vad som beskrivs är förändringar i basnivå, rensningar, förändrad inneslutning och på vilket sätt bestämmande sektioner har förändrats.

Erosion eller sedimentation som förekommer utöver vad som är naturligt är generellt knutet till habitatförsämring. Utöver det har det omfattande påverkan på infrastruktur, markavvattning och andra intressen som inte är direkt kopplade till biologisk mångfald.

Det som berörs här är endast generella åtgärder mot erosion och sedimentation på sträckor som inte går att restaurera.



Figur 111. Delsträcka med kraftig sedimentation (bottenhöjning) och stranderosion. Fårans kanter har tidigare legat där det lilla trädet står i fåran. Orsaken är en uppströmsliggande kanalisering av en C-sträcka vilket resulterat i tillskott av grus på denna sträcka. Delsträckan saknar i dagsläget höljor vilket påverkat både fiskfaunan och stormusselfaunan (bl a tjockskalig målarmussla). Foto: Per Saarinen.

Målbild

Eftersom det inte är ren restaurering som berörs här går det att tänka sig olika typer av målbilder beroende på vilka problem som finns och vad som är rimligt att uppnå. Målbilden beror också på om problemet som ska åtgärdas berör själva platsen där instabiliteten finns eller om åtgärden är viktig för andra delsträckor. T ex om en knickpunkt ska åtgärdas kan effekten vara uppströms (det blir ingen uppåtvandrande erosion) och nedströms (mindre sedimenttillförsel) själva den åtgärdade platsen.

Målbilden bör beskrivas med hjälp av biotopkarteringsmetoden genom att utvalda variabler som beskriver vad som ska uppnås med avseende på processer, strukturer och funktioner används och att det specificeras var effekten uppnås.

Tillvägagångssätt

Eftersom det kan finnas så många orsaker finns det en mängd olika åtgärder, detta är bara ett antal exempel. Rent generellt kan det dock sägas att det är viktigt att jobba med orsaken till problemen. Att försöka städa bort sediment vid sedimentation eller att försöka bromsa erosion med erosionskydd, eller att bara ersätta grus som spolats bort med nytt grus kan vara rätt meningslöst ur ett större perspektiv och kan i många fall förstärka problemen.

I texten beskrivs också en situation där åtgärden helt enkelt är att låta naturen bara vara.

Minskad inneslutning

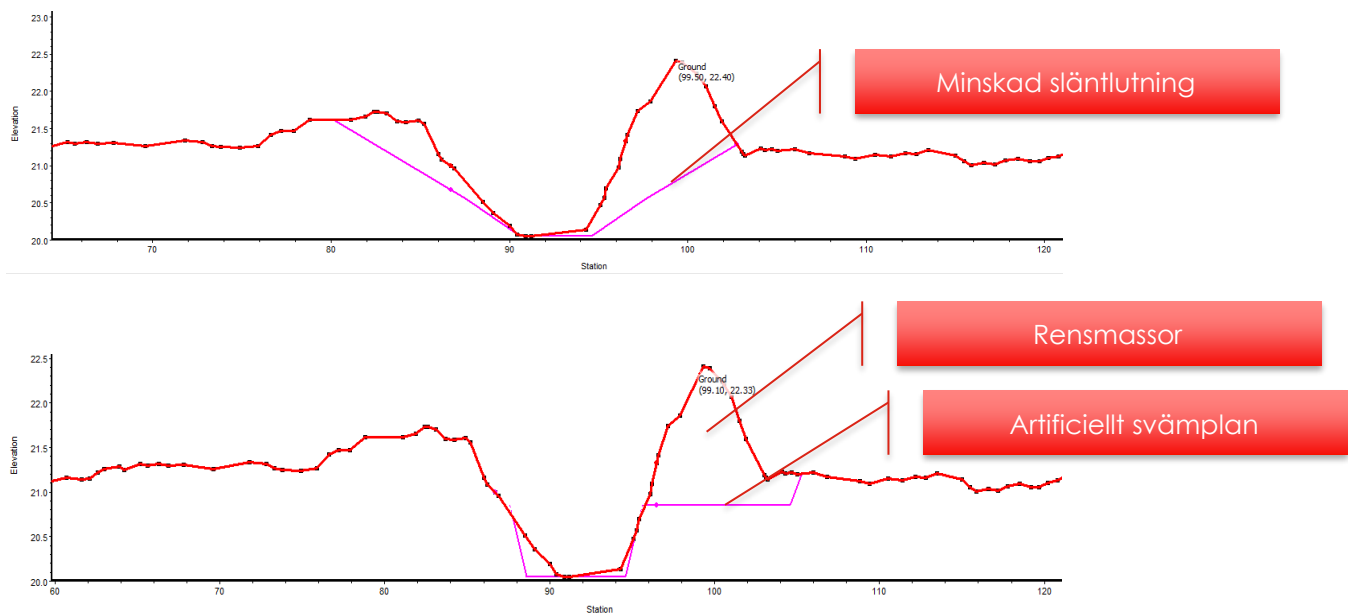
Förhöjd inneslutning innebär att möjligheten för vattnet att översvämma ytor utanför fåran (i Tb-sträckor som regel ett svämplan) minskat och att vattnet därmed koncentreras mer till fåran. Detta ger ökad specifik flödeseffekt och därmed erosion av fåran (exempel i Figur 112). I biotopkarteringsmetoden används en ganska grov skala (låg, måttlig och hög inneslutning). Den fungerar i restaureringssammanhang, men det går också att använda det som kallas confinement index som ger ett mer precist mått. Confinement index är ett mått på hur mycket översvämningsyta det finns i relation till vattendragets bankfullbredd (beskrivs närmare i biotopkarteringsmanualen).

Om det inte går att restaurera och öka konnektiviteten till tidigare svämplan behövs andra åtgärder som ger minskad inneslutning så att vattendraget kan bredda ut över en större yta vilket ger energiförluster och därmed minskad erosion. Flackare kanter (flackare släntlutning) kring en fåra eller ännu hellre artificiella svämplan eller tvåstegsdiken är exempel på detta.

Diket i Figur 95 är ett exempel på ett dike som har fått flackare slänter än innan och som blivit relativt stabilt. I det exemplet tas också en hel del av energin upp av den skapade undulerande bottenstrukturen med växelvis hölja och strömsträcka. Ytterligare exempel visas i Figur 113.



Figur 112. Exempel på stranderosion i vattendrag med ökad inneslutning. Den höga inneslutningen beror på avsaknaden av svämplan och det innebär att energin koncentreras till fåran som då kommer att utsättas för högre specifik flödeseffekt och därmed erosion. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 113. Två sektioner som visar exempel på omformning av morfologin med syfte att minska inneslutningen. I det första fallet ökas släntlutningen, i det andra fallet skapas ett smalt svämplan som ska översvämmas vid flöden över bankfullflöde. I båda fallen tas rensmassorna i kanten av fåran bort. Röd linje visar nuvarande förhållanden, rosa linje är planerad form vid åtgärd. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.

Minskad lutning

Om lutningen är så hög att skjuvspänningen överstiger kritisk skjuvspänning och det inte är möjligt att skapa svämplan och lägga om fåran så kan lutningen behöva tas ned. Det kan t ex göras med droppstrukturer (se rubriken ”Droppstrukturer för att minska lutning”) eller ”grade control structures” vilket är trösklar som tar ut en del av fallhöjden. Vid designen är det viktigt att se till att lutningen mellan dem är lagom stor i relation till befintligt substrat. Då beräknas det som kallas ”jämviktslutning”. Jämviktslutningen är den lutning som ger en någorlunda balans mellan erosion och sedimentation.

Droppstrukturer har ibland fått kritik för att vara ett allt för artificiellt inslag. De kan dock konstrueras i natursten och anpassas till hydromorfologin så att de bidrar med naturlighet och naturliknande habitat.

Skapa strukturer som bidrar till energiförluster

Allt som skapar energiförluster kan vara bra för att minska erosion. Energiförlusten innebär mindre energi som kan orsaka erosion. Det kan vara död ved, vegetation, artificiella strukturer, undulerande botten med mera. Dessa komponenter kan förutom att skapa energiförluster också bidra med att göra stränder och botten mer erosionssäkra genom att binda ihop material, till exempel kan ett väl etablerat rotsystem hålla ihop en strand.

Att skapa strukturer på detta sätt bör inte vara enda lösningen utan snarare en del av en annan typ av återställning eller som en del av en nödlösning. Det är viktigt att tänka igenom hur det ska fungera i praktiken, till exempel om död ved ska bromsa upp vattnet och minska erosion finns det samtidigt en risk för att fåran reagerar genom en snabb förskjutning i sidled.

Åtgärder mot sedimentation

Kraftig sedimentation beskrivs ofta som ett problem, men många gånger är det erosion uppströms som är själva grundproblemet. Åtgärder mot erosion, främst genom vattendragsrestaurering, men också många andra åtgärder kan vara lösningen.

Både när det gäller åtgärder mot erosion och sedimentation är det viktigt att beskriva och analysera vattendraget som system så att det går att hitta var problemet ligger. Biotopkarteringsmetoden fungerar bra för detta, men det går också att välja ut enstaka variabler för att förstå var problemen är. Utifrån en beskrivning av processer i systemet kan sedan rätt åtgärder vidtagas på rätt plats.

Om det inte går att restaurera delsträckorna där erosion dominerar är alternativet att ta till andra åtgärder som är möjliga för dem, t ex minskad inneslutning för att minska den specifika flödeseffekten. Om problemen kvarstår för den delsträcka som det är sedimentationsproblem på är det bra att även titta på andra faktorer. Det kan till exempel vara delsträckans lutning eller dess bredd. Om en delsträcka är bredare än den naturliga bankfullbredden kommer vattendraget tendera att ha en dominans av sedimentation fram tills att fåran blivit smalare (Figur 114). Samma sak gäller lutningen, är den för låg kommer det ske en sedimentation fram tills delsträckan närmat sig jämviktslutningen.



Figur 114. Exempel på en delsträcka som utgjorts av ett brett och djupt dike. Delsträckan har dominerats av sedimentation i och med att det inte funnits energi att transportera ut sedimentet som kommer in i sträckan. Vattendragsfåran har nu blivit så smal som sin naturliga bankfullbredd (ca 2.5 m) och gått in i dynamisk jämvikt där mängden sediment in i sträckan är samma som går ut. Den igensedimenterade ytan utgör ett välutvecklat nytt svämplan. Lutningen har också ökat under denna förändring. Pilen visar dikets bredd när det var nygrävt. Notera gärna att vattendraget på egen hand har skapat en morfologi som är mycket likt ett tvåstegsdike. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Låta naturen ha sin gång

I vissa fall kan det vara mycket svårt att få till stånd en restaurering samtidigt som det är svårt att hitta bra habitatförstärkningsåtgärder, till exempel på grund av att det finns naturvärden som inte bör påverkas eller om det finns infrastruktur i vägen. Då kan det vara aktuellt att överväga att faktiskt bara låta naturen ha sin gång.

I vissa situationer är det en bra idé att låta naturen ha sin gång, ibland kan det vara en dålig idé. Till exempel om det är en överfördjupad sträcka med påtaglig instabilitet kommer det vara en lång period som sträckan släpper från sig sediment. Om sträckan dessutom har en knickpunkt som vandrar uppåt går det att förvänta att det sker påtaglig försämring över tid och då är det i allra högsta grad olämpligt med fri utveckling.

För att fatta ett korrekt beslut om huruvida det är en rimlig idé att låta naturen ha sin gång krävs ett bra underlag. En viktig del är CEM som visar hur utvecklingen förväntas bli och var sträckan befinner sig i utvecklingen i relation till ett nytt jämviktstillstånd. Biotopkarteringen ger till stor del svar på detta, men kan behöva kompletteras med variabler från det som i metoden kallas Protokoll A-Tillval. Framst är variabeln "Stabilitetsindex" bra. Den beskriver sträckans stabilitet och baseras på en vedertagen metod som används på många platser (U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration 2012).

Confinement index som finns beskriven i biotopkarteringsmanualen är också bra att använda. Indexet används vid beräkning av variabeln "Dalgångens inneslutning", men är mer detaljerad och kan användas som stöd vid val av åtgärd.

I Figur 115 visas ett exempel på en delsträcka som är betydligt nedskuren efter att basnivån sänkts. I detta fall var det mycket svårt att göra något, bl a på grund av befintlig infrastruktur. Efter att stabiliteten, utvecklingsfasen och confinement index utvärderats bedömdes det att det var rimligt att låta vattendraget bara få vara. En förutsättning för detta var dock att all död ved som fanns och förväntades tillkomma skulle få vara kvar (vilket är en självklarhet vid fri utveckling och där skog ingår i målbilden) samt att det skulle säkerställas att basnivån inte fick sjunka mer genom nyrensningar nedströms (se Permanentering av basnivå).



Figur 115. Exempel på delsträcka som fördjupats kraftigt. Confinement index är ca 3 och sträckan har närmast sig ett nytt jämviktstillstånd och befinner sig i en sen fas i CEM. Denna sträcka ska få utvecklas fritt, dels på grund av att det är svårt att återställa sträckan, dels på grund av den sena utvecklingsfasen. Ytan i mitten är ett sekundärt svämplan. I bilden visas också en jämförelse med tvärsnittens utseende i det som kallas 6a i biotopkarteringsmetoden. Foto/bild: Streams & Lakes Consulting AB.

Hur en skyddszon/vattendragskorridor avsåts

Både vid bevarandearbete och restaurering är det viktigt att vattendraget har en korridor där det får utvecklas fritt. Den yta som krävs för detta kallas vattendragskorridor (Figur 116). Inom vattendragskorridoren ska själva fåran/fårorna kunna migrera fritt (migrationszon), t ex genom att det inte finns någon barriär som stoppar fåran att förskjutas över tid. Inom korridoren måste vattnet också få röra sig fritt vid högflöde och alla processer som är viktiga för den hydromorfologiska typen måste tillåtas äga rum. Exempel på processer som måste få äga rum är processer som ligger i direkt anslutning till svämplanens yttre avgränsning (t ex olika sluttningsslag), processer som sker på svämplan (bildandet av korvsjöar, deposition av sediment, bildande av genomskärningsfårar och så vidare) samt de processer som sker i och i direkt anslutning till själva fåran/fårorna.

Blivande död ved. När veden fallit i vattnet kommer den att bidra till att grus bromsas upp och bildar grusbankar samt att fåran lättare kan förgrenas och bilda anastomering.

Skog på svämplan. Träden påverkar hydrauliken vid högflöde när svämplanet står under vatten vilket påverkar olika processer på svämplanen.



Svämplan. Denna yta tar fåran i anspråk när fåran förskjuts. Här bildas också korvsjöar, genomskärningsfårar och olika typer av deposition.

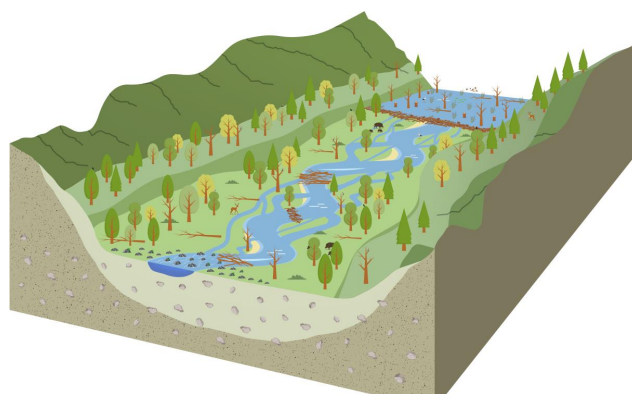
Dalgångens sluttningar. Härifrån tillförs substrat och död ved.

Tillförsel av grus i anslutning till dalgångens sluttning.

Bildandet av grusbankar och andra strukturer inom fårans kanter.

Figur 116. Fotot visar en fåra, ett smalt svämplan samt den omgivande dalgångens sluttning. Det som syns i fotot motsvarar ungefär den yta som kallas för vattendragskorridor. Både vid bevarandearbete och restaurering är det viktigt att denna yta får utvecklas fritt och alla processer som är viktiga för den hydromorfologiska typen tillåts äga rum. I bilden visas några exempel på viktiga processer och funktioner. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Ett exempel på hydromorfologiska typer som ställer extra höga krav på en fungerande vattendragskorridor är hydromorfologiska typer med tillägget "ALWD". Detta tillägg betyder att det är ett vattendrag med morfologi framtvungad av grov död ved och med anastomerande planform. Denna morfologi är beroende av att det finns naturlig skog i hela sektionen, från slutningen på ena sidan av dalgången till slutningen på andra sidan av dalgången. Denna skog måste få åldras och ge ifrån sig död ved över tid för att morfologin ska upprätthållas. Inom samma yta måste också vattendraget tillåtas att utvecklas fritt och bilda nya fåror och andra strukturer. Här finns det således inte plats för vägar som hindrar vatten eller hindrar fri migration samtidigt som skogsbruk är olämpligt eftersom det skulle påverka tillgången till död ved.



Figur 117. Hydromorfologiska typer med tillägget ALWD (vattendrag med morfologi framtvungad av grov död ved och med anastomerande planform) ställer höga krav på att få en vattendragskorridor att utvecklas fritt i. Se gärna förklaring av morfologin i Figur 7.

Det är ett stort problem att det ofta saknas denna typ av korridor där vattendrag kan få tillåtas utvecklas och ha sina processer vilket har uppmärksamats allt mer på många platser i världen under senare år. I Sverige har det varit en viss förbättring i arbetet med skyddszoner, men fortfarande är det ofta så att TB-sträckor behandlas som SB-sträckor och det brukar anses att skyddszonen kan börja vid fåran. Ett TB-vattendrag slutar i sidled där svämplanet slutar och det är där skyddszonen ska börja.

När en vattendragskorridors avgränsning beräknas ska både hänsyn till utrymme för vattnet och vattendragets framtida behov av förskjutning av fåran (t ex förskjutning av meanderbågar) tas med. Korridoren måste dock inte alltid rymma översvämningsutbredningen för de allra högsta flödena. En av anledningarna till att de allra högsta flödena inte måste ingå i korridoren är att den ytan inte är lika viktig för processerna som den yta som påverkas av de mer regelbundet förekommande översvämningar. Det viktigaste är att ytan motsvarar det område som är viktigt för vattendraget och dess utveckling. Ytan som tas i anspråk av de allra högsta, men mindre vanligt förekommande översvämningarna kan däremot vara viktigt att ta hänsyn till av andra skäl.

Ytan som ingår i korridoren bör utgöras av migrationszonen, svämplansytan och fåran/fåror samt en skyddszon utanför dessa ytor. Ibland räknas även den hyporheiska zonen in. Hyporheiska zonen är viktig, men beskrivs inte i detta dokument eller i beräkningarna nedan.

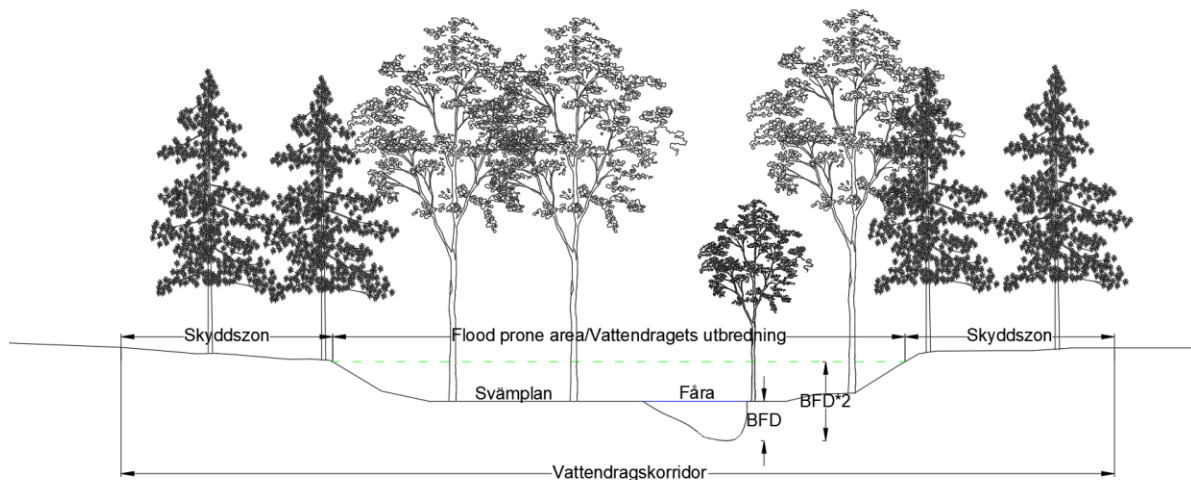
Vattendragskorridoren utgörs av

- Migrationszon
- Svämplan
- Fåror
- Hyporheiska zonen
- Skyddszon

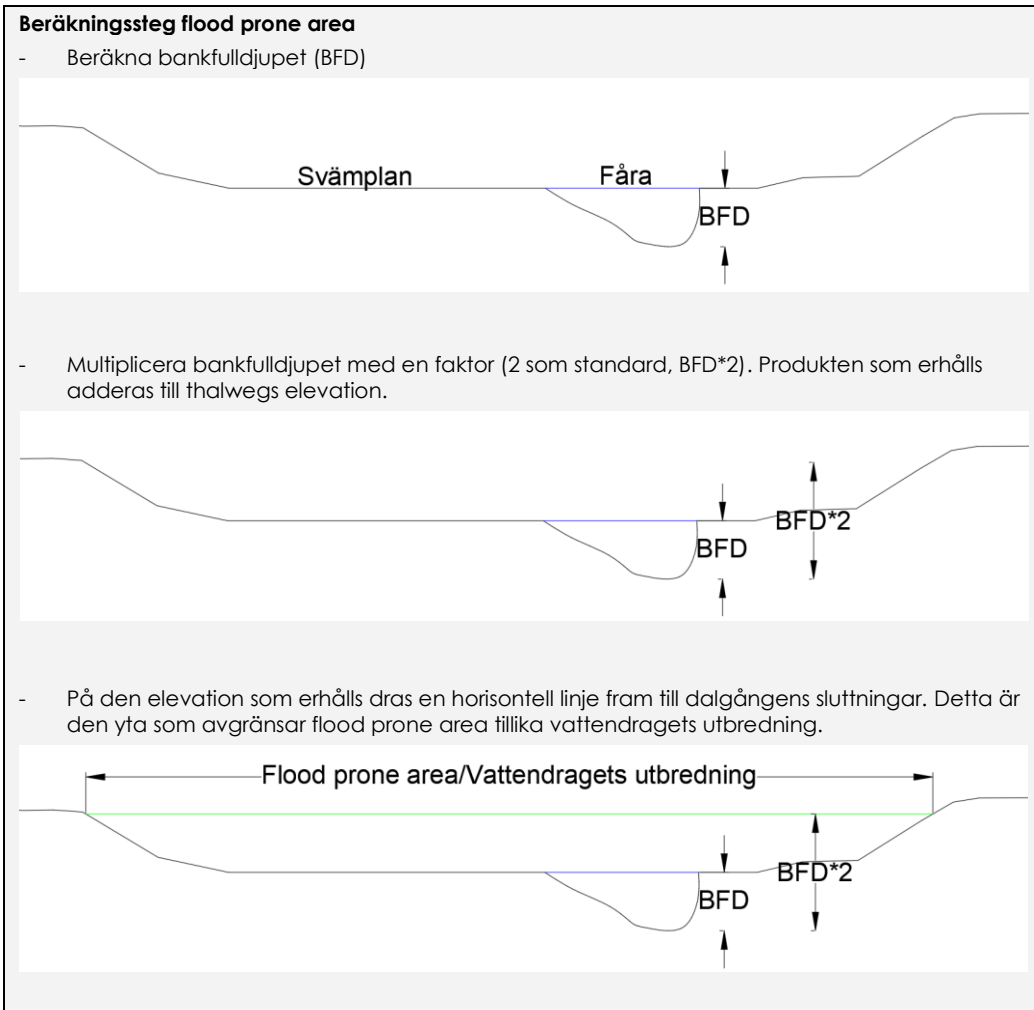
Förutom att vattendraget mår bättre av att få ta plats i landskapet kan en korridor som går att räkna fram enkelt vara ett bra medel för att visa var marken är känslig för översvämning och t ex var det är olämpligt att bygga.

Det finns olika sätt att beräkna vilken yta som ska anses vara den vattendragskorridor som vattendraget behöver och det finns också olika kriterier för avgränsningen. Här har vi valt ut att i första hand beskriva hur avgränsningen kan göras baserat på det som brukar kallas flood prone area. En fördel med denna metod är att den fungerar på många hydromorfologiska typer och är relativt enkel.

Flood prone area erhålls på följande vis (Figur 118). Först beräknas bankfulldjupet. Bankfulldjupet är avståndet från thalweg och upp till den nivå där bankfullindikatorerna finns vilket i opåverkade vattendrag är samma som svämplanets elevation (avståndet är markerat som BFD i Figur 118). Sedan multipliceras detta avstånd med en faktor. Produkten som erhålls adderas till thalwegs elevation. På den elevationen dras en horisontell linje i sidled fram tills att linjen når dalgångens sluttningar. Den bredd som omfattas av den horisontella linjen motsvarar flood prone area. I de flesta fall används faktorn 2 och det värdet brukar anses som en standard, men den kan också behöva justeras något beroende på hur förhållandet mellan vattennivå och flöde ser ut i det aktuella vattendraget. I Figur 118 visas beräkningen med just faktorn 2. Faktorn två innebär alltså att det är dubbla bankfulldjupet som används vilket markeras som $BFD*2$ i figuren.

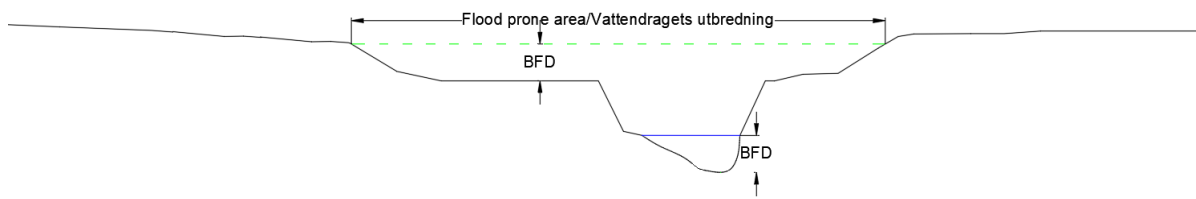


Figur 118. Skiss över hur vattendragets utbredning och vattendragskorridorens utbredning kan beräknas med hjälp av beräkning av flood prone area. Först beräknas bankfulldjupet (från thalweg till svämplanet, markerat med "BFD"). På ett avstånd från thalweg motsvarande dubbla det värdet (markerat som "BFD*2") dras en linje horisontellt (markerat som en grön streckad linje). Den ytan är flood prone width vilket används för att avgränsa flood prone area. Flood prone area motsvarar också i stort vattendragets utbredning. Utanför flood prone area börjar skydds-zonen och gemensamt utgör detta vattendragskorridoren. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.



Faktorn som används brukar ligga i spannet 1.3-2.7. Justeringen har att göra med att ju bredare svämplan desto lägre elevation kommer vattnet att nå upp till vid högflöde eftersom det är en större yta att fylla upp. Det har också att göra med att olika vattendrag har olika bredd/djup-förhållande. För vattendrag med förgrenade fåror fungerar inte beräkningen, men det går bra att beräkna utifrån ett rimligt djup för ett vattendrag av motsvarande storlek alternativt att ersätta beräkningsmetoden med en hydraulisk beräkning (se nedan).

Ett problem med beräkningar baserat på flood prone area är att om beräkningen görs på en överfördjupad sträcka kommer inte de recenta terrasserna med i ytan (med recenta terrasser menas svämplan som inte kan översvämmas längre). Då är det bättre att i stället räkna från själva svämplanet vilket visas i Figur 119. Detta går också att göra om nivån för thalweg är okänd eller i andra situationer där det blir lättare att utgå från ett svämplan i beräkningen. Beräkningen görs helt enkelt så att det beräknas ett bankfulldjup ovanför terrassen eller svämplanet i stället för 2 bankfulldjup från thalweg. Om denna metod används för ett överfördjupat vattendrag är det egentligen inte flood prone area som erhålls eftersom vattendraget är instängt i sin fåra när det är överfördjupat, det blir istället ett framtida flood prone area antaget att vattendraget ska restaureras. Om vattendraget inte ska restaureras ger det ändå ett mått på den yta som vattendraget kan förväntas att ta i anspråk om det får utvecklas fritt.



Figur 119. Skiss som visar hur flood prone area/vattendragets utbredning kan beräknas om vattendraget är överfördjupat. Först beräknas bankfulldjupet (BFD). Sedan tas en höjd ut från svämplanet som är lika hög som bankfulldjupet och en linje dras horisontellt (markerat med grönt). Denna metod går också att använda i andra sammanhang, t ex om thalwegs elevation är okänd. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.

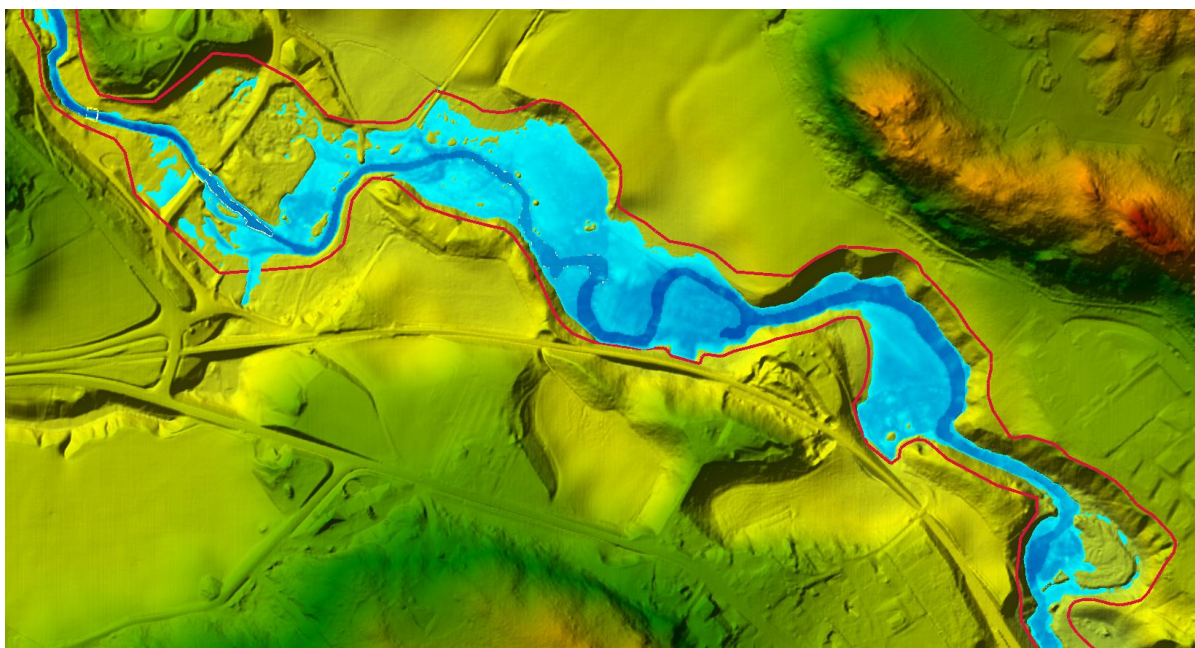
Om det av någon anledning är krångligt att använda beräkningsmetoden för flood prone area som beskrevs går det att göra motsvarande beräkning med en hydraulisk modell. Det finns olika åsikter om vilket flöde som då ska användas, men det brukar vara i spannet 30-50-årsflöde och här rekommenderar vi 50-årsflöde. I Figur 120 visas ett exempel på detta. I Figur 121 visas också en jämförelse med den först nämnda metoden.

Flood prone area bör kompletteras med en bedömning av om det finns behov av större ytor för den framtida utvecklingen av vattendraget. Ett exempel är om svämplanet har fyllts ut med massor. Då kommer beräkningen resultera i en liten yta som inte tillgodoser vattendragets behov. Ett till exempel är om det ett ungt vattendrag där det är rimligt att anta att olika landformer, sluttningar eller strukturer kommer att erodera bort över tid. Då bör de ingå i korridoren och läggas till den yta som erhöles vid beräkning av flood prone area. Efter att flood prone area avgränsats bör en skyddszon läggas till vilket gemensamt med flood prone area motsvarar själva vattendragskorridoren. När skyddszonerna kring vattendrag dimensioneras ska alltså zonen generellt sträcka sig från flood prone area och bort från vattendraget (Figur 118).

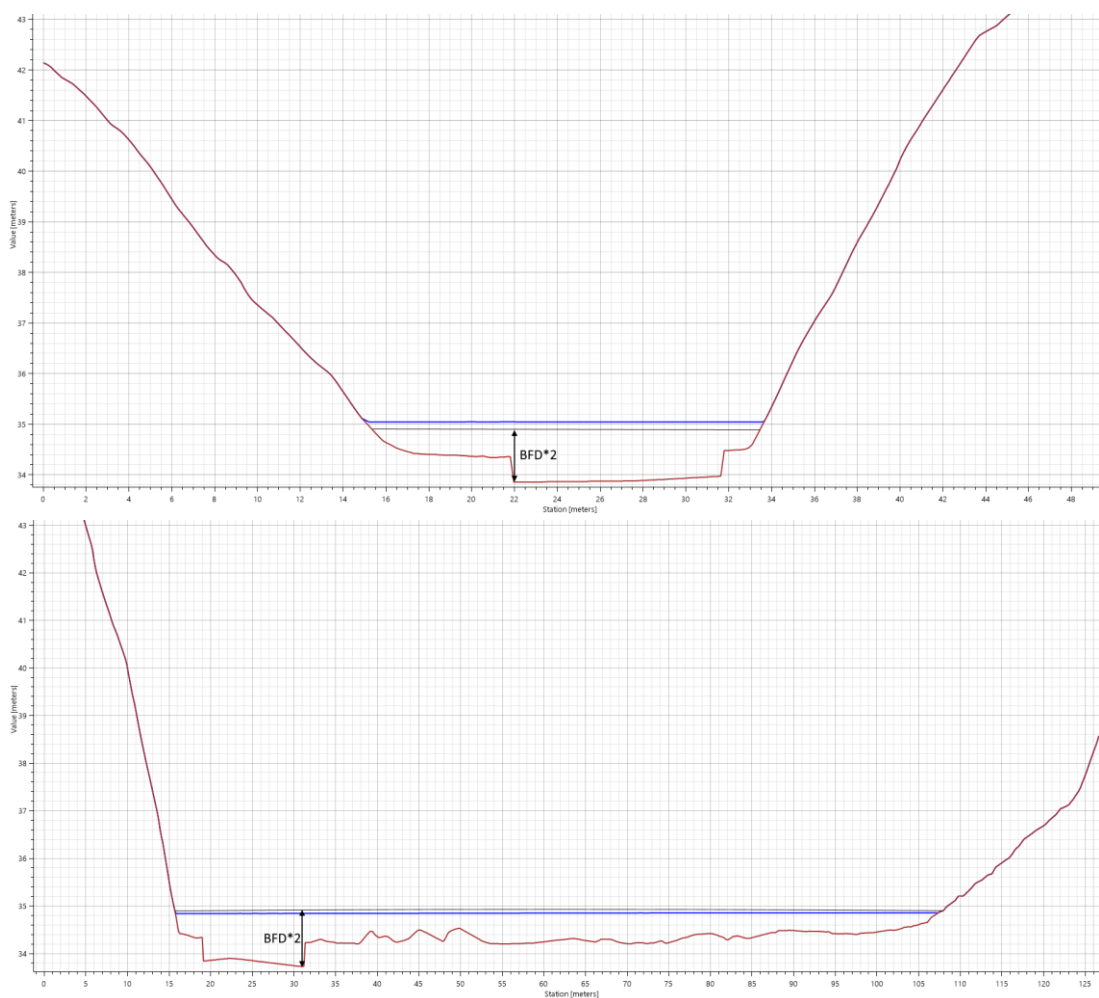
En annan metod för att få fram vattendragskorridoren är att studera höjddata och bedöma vilka ytor som utgörs av svämplan. Ett exempel på detta visas i Figur 122 och i Figur 123 visas hur flood prone area hade kunnat beräknas som ett bankfulldjup ovanför svämplanet/recenta terrassen i samma vattendrag. Det går också att utgå från hur breda meanderingarna är eller har varit (meanderbält-bredden, Figur 124) samt hur breda svämplanen varit historiskt (se t ex Kline & Dolan 2008). Schablonvärden för confinement index går att använda i vissa fall. Schablonvärdena kan baseras på hydromorfologisk typ kombinerat med den grad av inneslutning som är typisk för just den hydromorfologiska typen och i det berörda området.

Checklista för avgränsning av vattendragskorridor (exklusive bedömning av hyporheiska zonen).

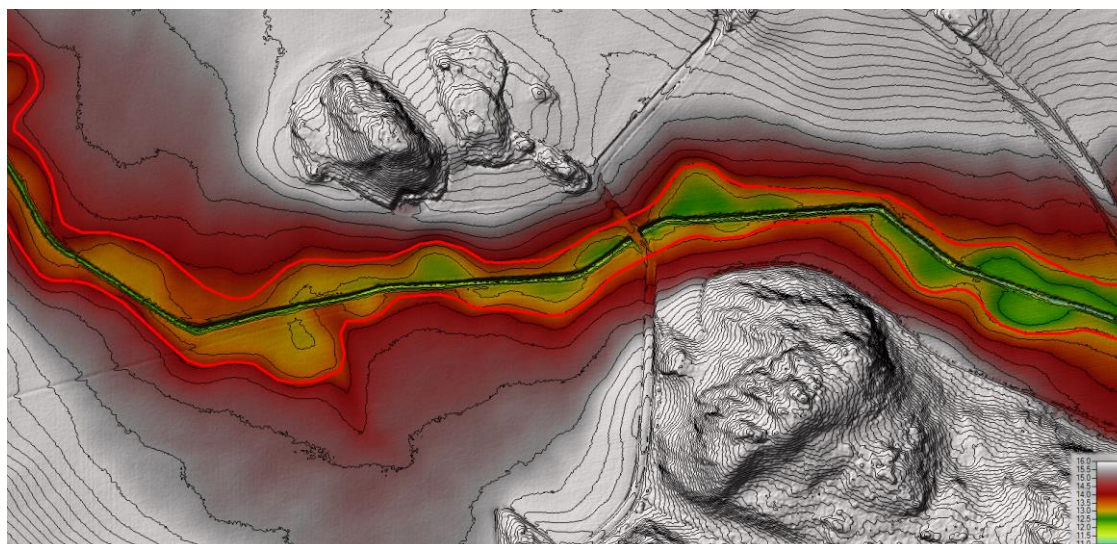
- Beräkna den yta som utgör vattendragets utbredning, t ex i form av det som brukar kallas för flood prone area.
- Korrigera vid behov för framtida behov, t ex den utbredning vattendraget kommer att ta i anspråk via förskjutning av fåran.
- Lägg till en skyddszon.
- Gör en bedömning av om den yta som tagits fram motsvarar den yta som är viktig för vattendragets processer samt om det innefattar migrationszon, svämplan, fåror och skyddszon. Korrigera vid behov.



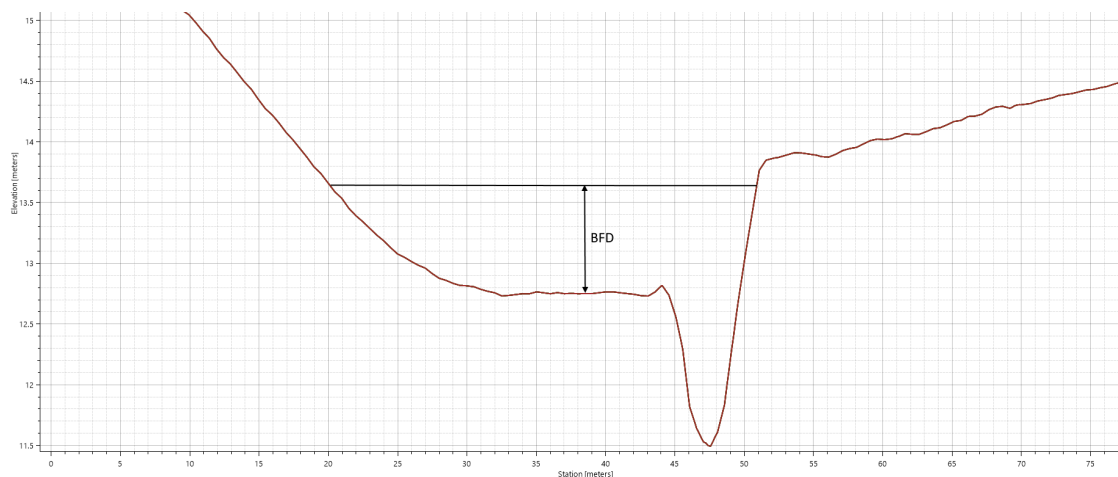
Figur 120. Den blå ytan i bilden visar flood prone area beräknat med en hydraulisk modellering. Den röda linjen visar vattendragskorridoren vilket i detta fall motsvarar flood prone area med en skyddszon utanför av varierad bredd. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.



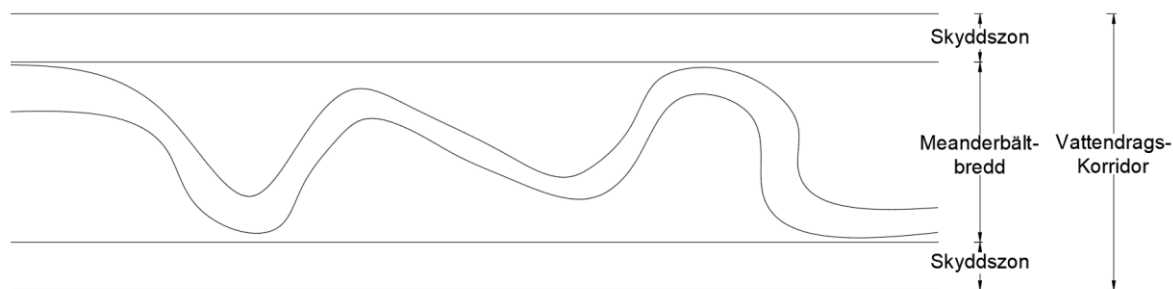
Figur 121. Exempel på beräkning av flood prone area. Den blå linjen visar flood prone area inom två sektioner beräknat som 50-årsflöde med en hydraulisk beräkning. Den svarta linjen visar samma sak, men beräknat med hjälp av en uträkning av nivån genom att beräkna två gånger bankfulldjupet ifrån thalweg. Resultaten blir likartade. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 122. Vattendragskorridor (röd linje) inritad baserat på var det finns en sänka i landskapet som har bedömts utgöra svämplan. Vattendraget är helt uträtat. Höjdskillnaden mellan nivåkurvorna är 0.5 m. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 123. Figuren visar en tvärsnitt där flood prone area beräknats som ett bankfulldjup ovanför svämplanet. Sektionen baseras på en laserscanning vilket innebär att det inte är thalweg som syns på bilden i och med att scanningen tar på vattenytan och även beroende på att det är ett så pass litet vattendrag att scanningen inte blir speciellt bra innanför själva fåran. Här är alltså thalwegs elevation okänd. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.

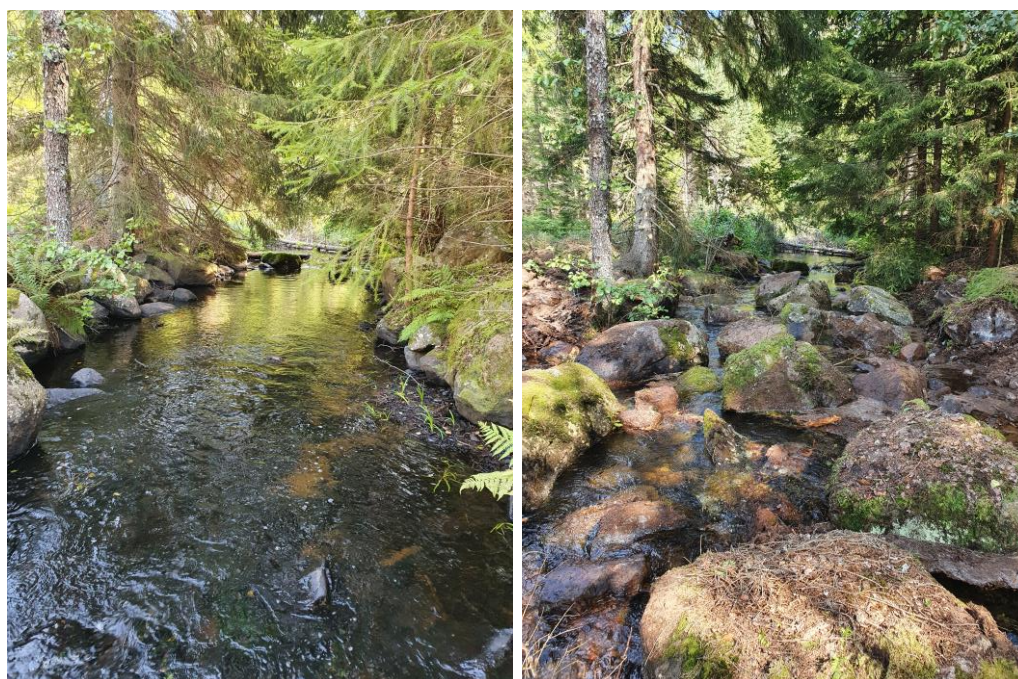


Figur 124. Figuren visar hur en vattendragskorridor kan baseras på meanderbältsbredden. Om fåran är förgrenad görs det ändå på motsvarande vis. Korridoren utgörs av den bredd som vattendragets fåra eller fåror behöver i dagsläget och vid framtida utveckling samt av en skyddszon. Linjerna som avgränsar meanderbältsbredden blir inte så här raka i verkligheten. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.

Hydraulisk modellering och tekniska konstruktioner

Anläggning av bestämmande sektion - tekniska krav och rekommendationer

Att en TB-sträcka har erhållit sänkt basnivå genom att en eller flera bestämmande sektioner sänkts i området nedströms delsträckan förekommer ofta. En vanlig åtgärd för att återställa en sträcka är då att återställa den (eller de) bestämmande sektionen genom att sten och block som rensats bort läggs tillbaka. Tillvägagångssättet beskrivs under rubriken "Sänkt basnivå och uppströmsvandrande erosion". Denna typ av åtgärd är ofta ganska okomplicerad. Blocken och stenen som läggs ut kommer oftast att ligga kvar (Figur 125). Det finns dock situationer då detta inte fungerat helt. En situation är om vattennivån nedströms är kraftigt sänkt så att lutningen vid den bestämmande sektionen kommer att vara betydligt högre än ursprungligen. Under sådana förhållanden kan den bestämmande sektionen behöva förstärkas något för att bli hållbar. Detta gäller särskilt om den bestämmande sektionen utgörs av grövre material som vilar ovanpå finare material eller om den bestämmande sektionen utgörs av sten utan blockinslag (exempel i Figur 126).



Figur 125. Exempel på återställning av bestämmande sektion som var tämligen enkel och okomplicerad. Det gick lätt att bedöma hur morfologin sett ut från början och block och sten var av den grovleken i relation till specifika flödeseffekten att det var uppenbart att det skulle gå att placera ut materialet utan risk att det skulle förflyttas av vattnets skjuvande krafter. Här var det också tydligt att fårans kanter utgörs av grovt material och att det kan förväntas en stabilitet båda med avseende på bottenivåer och lateral aktivitet. Foto: Mathias Ibbe.



Figur 126. Överst: Den bestämmande sektionen på bilden utgörs av relativt finkornigt material (främst sten) och vilar delvis på ännu finkornigare material. Fårans kanter och svämplanen utgörs också av finkornigt material (ler-sand) och fåran kommer att förskjutas över tid. Vid återställning av denna typ av bestämmande sektion är det viktigt att bedöma hur den kan utformas hållbart. Just denna bestämmande sektion är endast lite rensad och basnivån nedströms är endast lite påverkad vilket i detta fall underlättar. Om basnivån var mer sänkt nedströms hade fallhöjden varit förhöjd här och det hade därmed varit svårt att återställa den bestämmande sektionen hållbart.

Nederst: Fotot visar en likartad situation. Här är också inslaget av relativt finkornigt material stort (mindre stenar och grus) även om det även finns inslag av block.

Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

En annan situation där det kan bli komplicerat är när det finns (eller har funnits innan påverkan) så kallade utdränkningseffekter. Utdränkningseffekter kan beskrivas enligt följande. Bestämmande sektioner har olika hydraulisk betydelse vid olika flöden. Om en sektion utgör bestämmande sektion vid ett visst flöde, men att vattenflödet över sektionen blir påverkat av vattennivån nedströms vid högre flöden kallas det att sektionen blir utdränkt (drowned out). Vid utdränkning kan den förlora sin betydelse som bestämmande sektion helt eller delvis. Detta kan till exempel uppstå om det finns en bestämmande sektion längre nedströms som bromsar flödet mer effektivt vid högre flöde. Till exempel kan vissa bestämmande sektioner med

stort inslag av större block samt med smal dalgång (hög inneslutning) bromsa vattnet mer effektivt. utdränkningseffekten kan ha mycket stor betydelse för hur morfologin uppströms utvecklas, särskilt om effekten uppstår vid flöden runt bankfullflödet eller redan vid lägre flöden. I Figur 127 visas principen och i Figur 128 och Figur 129 visas en modell som ett exempel på detta.

Det finns också andra situationer där utdränkningseffekter uppstår, det måste inte nödvändigtvis vara på grund av en bestämmande sektion. Det kan till exempel bero på att råheten är större i områdena nedströms eller att dalgångens inneslutning blir betydligt mindre. Förekomst av trånga bropassager är också en möjlig orsak. Utdränkningseffekten kan ha försvunnit om det skett rensningar nedströms och detta är viktigt att identifiera. Det är då också viktigt att tänka på att det kan räcka med omfattande kanalisering för att effekten ska försvinna, det måste inte bero på rensning av bestämmande sektion.

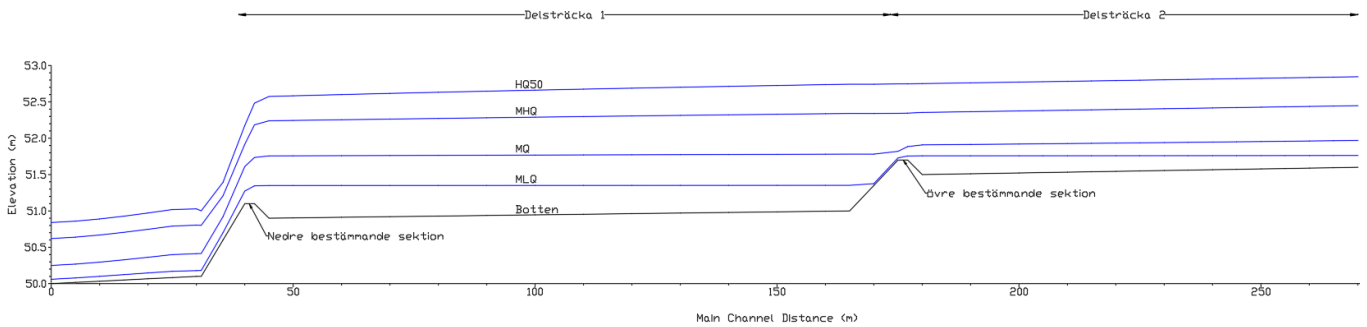
Att identifiera om morfologin nedströms objektet som restaureras har stor betydelse för områdena uppströms är viktigt och kan göras med hjälp av hydrauliska beräkningar. Det är också viktigt att tänka på att det inte bara är utdränkningseffekter som behöver identifieras, det finns även andra hydrauliska egenskaper som har att göra med hur bestämmande sektioner kan samverka och påverka varandra vid olika flöden som bör räknas med.

Om det inte är möjligt att återställa den ursprungliga bestämmande sektionen kan det vara nödvändigt att skapa en ny på en annan plats för att få tillbaka basnivån och då kan det genast bli lite mer komplicerat. Det är inte bara om basnivån sänkts som en ny bestämmande sektion kan behövas på en plats där det inte funnits någon tidigare. Det kan också vara om en delsträcka blivit helt rätad nedströms en naturlig sträcka (eller nedströms ett restaureringsobjekt). En lång rätad sträcka kan ge samma effekt som sänkt basnivå, eftersom det helt enkelt ger samma situation för sträckan uppströms, att vattennivån nedströms blir lägre (Figur 130.). Det kan också finnas andra situationer då en bestämmande sektion måste placeras där det inte funnits någon tidigare, till exempel om vattennivån av någon annan anledning måste isoleras mellan en sänkt sträcka (nedströms) och en som ska restaureras (uppströms).

Vid beräkning av utformningen av en konstgjord bestämmande sektion där det inte funnits någon tidigare följs i stort sett samma steg som beskrevs under rubriken "Sänkt basnivå och uppströmsvandrande erosion". Det innebär i korta drag att storleken på bankfullflödet beräknas, att utformningen baseras på hydrauliska beräkningar samt hur morfologin sett ut tidigare och att den bestämmande sektionen utformas för att svämplanen ska översvämmas vid flöden som är större än bankfullflödet. Om det inte går att återställa ursprungliga bestämmande sektionen baseras dock designen mer på beräkningar än på hur den ursprungliga sett ut. Den tekniska konstruktionen hos en konstgjord bestämmande sektion kan utformas på olika vis, antingen som en kort tröskel eller som en längre strömsträcka beroende på vad som passar i varje enskilt fall. Det finns dock vissa krav som bör ställas på konstruktionen.



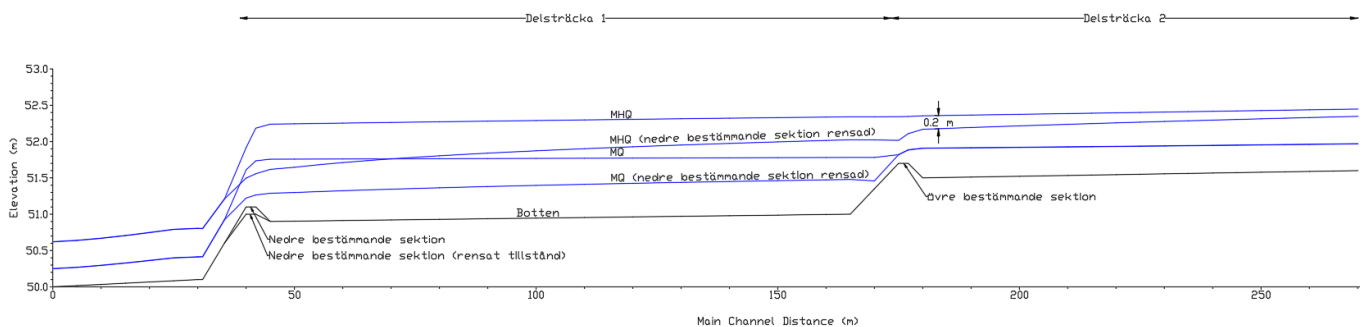
Figur 127. Övre foto visar en bäverdamm som fungerar som en bestämmande sektion och som höjer vattnet minst 0.4 m. På den andra bilden är det höglöde och då har vattnet nedströms stigit så mycket att den dämmande effekten är noll. Detta är exempel på utdränkningseffekt. Foto: Mathias lbbe respektive Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 128. Exempel på utdränkningseffekt. Bilden visar en profil för en del av ett vattendrag samt beräknade vattennivåer. Det finns två bestämmande sektioner som benämns som nedre och övre bestämmande sektion i bilden. Den nedre bestämmande sektionen är mycket mer grovblockig och har en högre inneslutning (omges av branta bergsvägg). Den övre har däremot flacka slänter och därmed lägre inneslutning samt finare substrat. Dessa skillnader innebär att det kan finnas utdränkningseffekter i och med att den nedre kan bromsa upp vattnet mer vid högre flöden. Fotona illustrerar hur dessa två bestämmande sektioner skulle kunna se ut.

I bilden visas fyra profiler (blå linjer) för vattennivån vid olika vattenföringar (MLQ-lågvattenföring, MQ-medelvattenföring, MHQ-medelhögwaterföring, HQ50-50årsflöde).

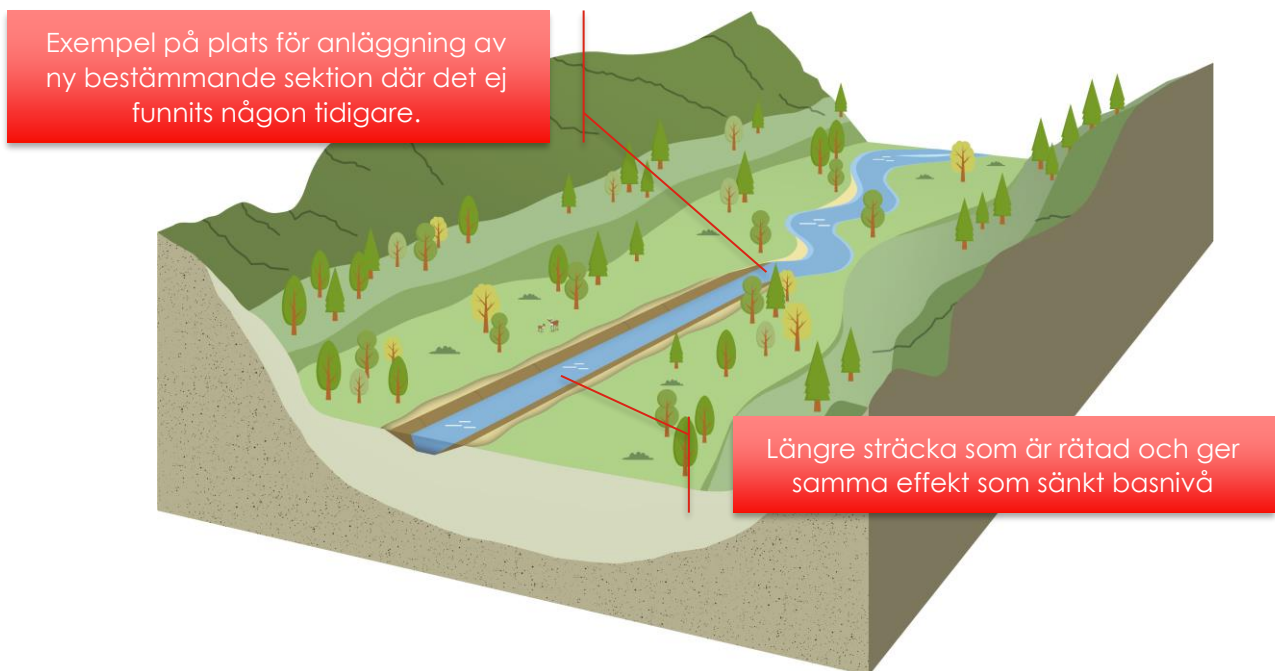
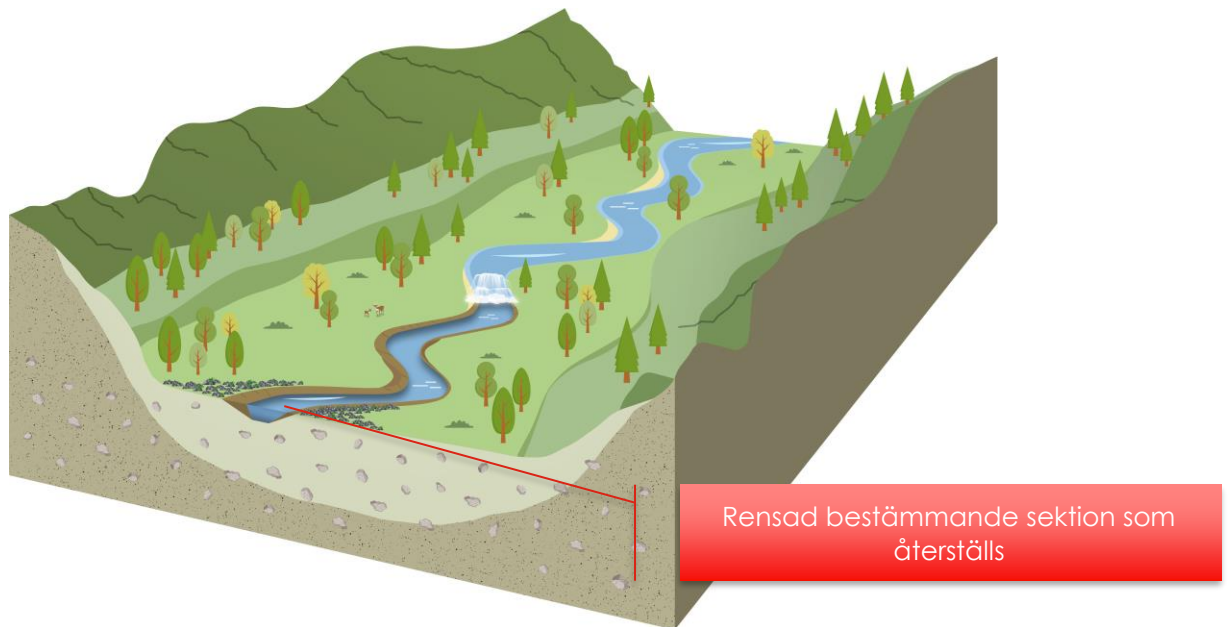
Om den övre sträckan (delsträcka 2) betraktas går det att se att den närmaste bestämmande sektionen, det vill säga den övre, har stor betydelse för vattennivåerna på delsträckan vid MLQ och MQ. Vid MHQ och HQ50 har däremot den nedre bestämmande sektionen så pass stor bromsande effekt på vattnet att betydelsen av den övre bestämmande sektionen blir obefintlig och den blir helt överdämd. Det är just det som kallas att den bestämmande sektionen blir utdränkt. Vid restaureringar eller andra åtgärder på sträcka 2 är det alltså viktigt att veta hur hydrauliken på sträcka 1 kan ha egenskaper som har betydelse för sträcka 2. Foto/bild: Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 129. Exempel på utdränkningseffekt. Bilden visar samma sak som föregående bild, men den skillnad att även den beräknade vattennivån som skulle uppstå om den nedre bestämmande sektionen hade rensats visas för MQ och MHQ.

I bilden går det att se att sträcka 2:s vattennivåer inte skulle påverkas vid MQ om nedre bestämmande sektion rensas i och med att linjerna märkta "MQ" och "MQ (nedre bestämmande sektion rensad)" sammanfaller uppströms den övre bestämmande sektionen. Vid MHQ sammanfaller dock inte linjerna vilket visar att avsaknaden av utdränkningseffekt leder till en lägre nivå på sträcka 2 trots att den bestämmande sektion som ligger närmast nedströms alltså är opåverkad. Här måste således åtgärder nedströms göras om hydrauliken på sträcka 2 ska återställas.

En annan viktig aspekt är att lutningen är högre efter att den nedre bestämmande sektionen rensats. Den ökade lutningen leder till ökad specifik flödeseffekt och ger därmed sannolikt ännu lägre nivåer på sikt på grund av föran kommer att erodera nedåt. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 130. Övre bild visar typexempel för en situation där basnivån behöver återställas, d v s när en bestämmande sektion rensats i nedströmsdel av objektet. Nedre bild visar ett exempel på hur det kan se ut när en längre sträcka nedströms ett objekt är rätat. Rätningen kan, oavsett om bestämmande sektioner nedströms påverkats eller ej, ge samma effekt som sänkt basnivå. Då kan det vara aktuellt att skapa nya bestämmande sektioner där de ej funnits förut.

Det viktigaste kravet är att den bestämmande sektionens krön är erosionssäkrat minst upp till vattennivån vid bankfullflöde (Figur 131). Annars blir den inte hållbar. Helst ska den vara erosionssäkrat upp till och med 0.3 meter ovanför vattennivån för det dimensionerande flöde som valts för konstruktionen. Vilket dimensionerande flöde som väljs beror på de lokala förutsättningarna och hur hög hållbarhet som krävs.

Konstruktionen måste byggas på ett hållbart sätt, vilket innebär att materialet måste dimensioneras för den skjuvspänning som uppstår vid dimensionerande flöde. Den bestämmande sektionen ska också ha en bredd som motsvarar vattendragets naturliga bredd (bredden som vattendraget har vid jämviktsförhållande). Med bredd avses här bredden vid bankfullflöde mätt som bredden på vattenytan (bankfullbredden).

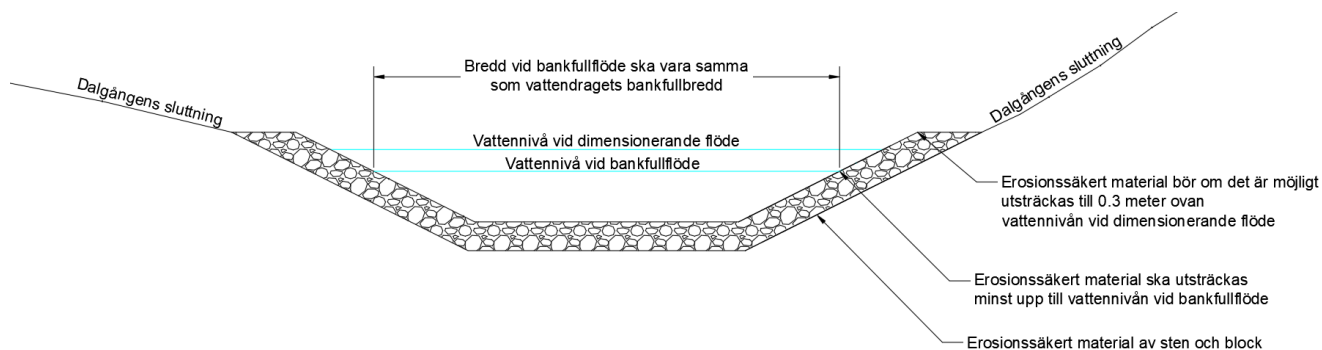
För att uppfylla kraven är det bra att hitta rätt plats i landskapet för konstruktionen. Ofta fungerar det bra att anlägga den bestämmande sektionen strax uppströms vägpassager eftersom vägbanken som regel går att använda som en del av konstruktionen. I övrigt är det främst där dalgången är smalare eftersom det inte blir så breda ytor att erosionssäkra.

I och med att slänterna ska erosionssäkras är det olämpligt att lägga den bestämmande sektionen där det finns svämplan eller recenta terrasser (eller liknande miljöer med finkorniga låga ytor) parallellt med fåran. Ibland måste det dock göras och då är det viktigt att se till att det finns erosionsskydd tillräckligt högt upp i slänterna. Annars kommer vattnet att leta sig runt den bestämmande sektionen. Två varianter på detta visas i Figur 132. I den ena varianten har det grova material som utgör krönet på den bestämmande sektionen grävts ned under svämplanet/terrassen vilket visas i den övre sektionen. Då kommer inte bottennivån bli lägre även om vattendraget förskjuts i sidled. Här tillåts alltså en viss dynamik, men bara lateralt. Det går också att erosionssäkra svämplanet ovan mark som det visas i den nedre sektionen. Om det är breda svämplan/terrasser kan det bli ganska omfattande att bygga erosionssäkra bestämmande sektioner.

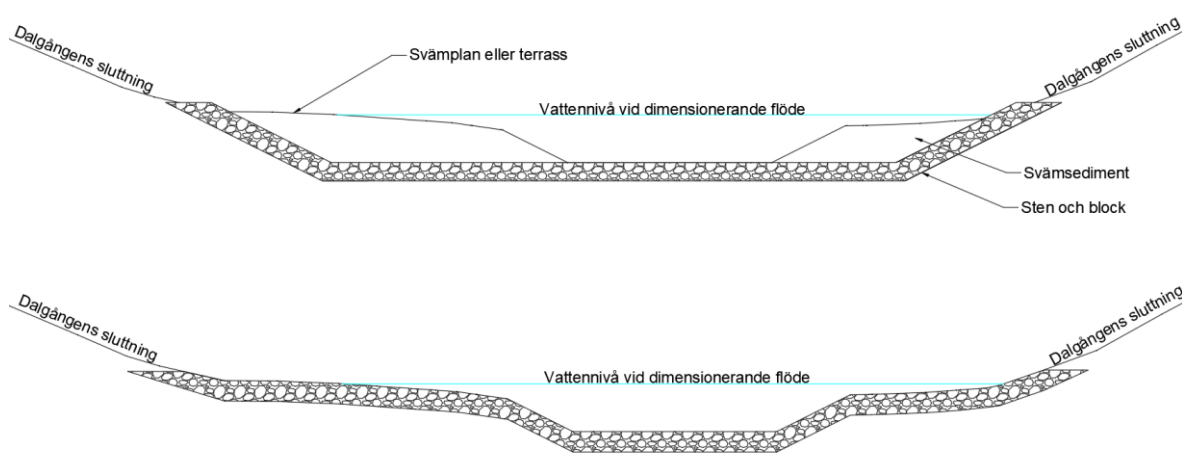
För att den bestämmande sektionen ska fylla sin funktion, d v s ge rätt basnivå uppströms, måste den inte utformas som en naturlig strömsträcka. Det är dock mycket bättre att skapa något som bidrar till ökad naturlighet i vattendraget och för att uppnå det är det bra att i så stor grad som möjligt efterlikna någon av de hydromorfologiska typerna som tillhör grundtyp B.

Konstruktionen bör kläs med naturmaterial (natursten, block) minst på de ytor som står i kontakt med vattnet.

Exempel visas i Figur 133.



Figur 131. Sektionen visar en principskiss på en bestämmande sektion som placeras på en plats där det inte funnits en bestämmande sektion tidigare. Substratet utgörs av block och sten (som regel naturmaterial) och måste sträckas ut minst upp till bankfullnivån. Det bör dock sträckas ut till 0.3 meter ovanför vattennivån för det dimensionerande flödet. Sektionen ska utformas på ett sådant sätt att bredden på vattenytan vid bankfullflöde ska motsvara den bredd som är typisk bankfullbredd för det aktuella vattendraget. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.



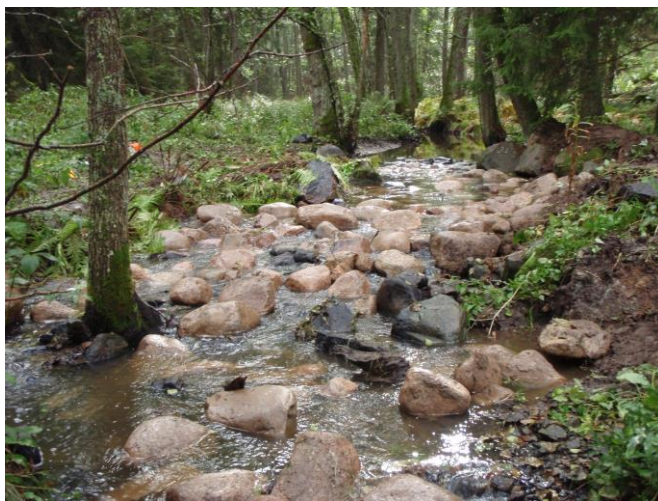
Figur 132. Sektionerna visar hur erosionssäkert material kan placeras ut i dalgångar där det finns svämplan eller terrasser parallellt med den bestämmande sektionen. I den första sektionen har materialet grävts ned vilket tillåter fåran att förändras över tid samtidigt som bottenivån aldrig kan bli lägre. I den andra sektionen har utplaceringen följt befintlig mark vilket ger en mer låst morfologi. I båda fallen ströks materialet upp till 0.3 meter ovan vattennivån vid dimensionerande flöde. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.

Rekommendationer för återställning av ursprunglig bestämmande sektion

- Ska fungera tillfredsställande med avseende på vattennivåer uppströms.
- Återställs genom att ursprungligt material återförs.
- Förstärks vid behov, t ex om fysisk påverkan nedströms ökat lutningen/fallhöjden vid den bestämmande sektionen.
- Bredden ska motsvara ursprunglig bredd.
- Viktigt att kontrollera om det finns bestämmande sektioner nedström eller annan morfologi nedströms som också måste åtgärdas för att önskad effekt och vattennivåer ska uppnås.

Tekniska krav för konstgjord bestämmande sektion

- Ska fungera tillfredsställande med avseende på vattennivåer uppströms.
- Erosionssäkrad minst upp till bankfullnivån (vattennivån vid bankfullflöde).
- När det är möjligt erosionssäkrad upp till 0.3 meter över vattennivån vid dimensionerande flöde.
- Materialet ska vara av sådan grovlek att det ligger kvar vid dimensionerande flöde.
- Bredden ska vid bankfullflöde motsvara vattendragets naturliga bredd (bankfullbredden).



Figur 133. Ett par exempel på konstgjorda bestämmande sektioner som byggts i natursten. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Hydraulisk modellering, hydrauliska beräkningar och dimensioneringar

Hydraulisk modellering

Vid hydraulisk modellering byggs en modell upp som beskriver morfologin. Med hjälp av modellen går det att göra olika typer av beräkningar såsom vattennivåer, vattenhastighet, specifik flödeseffekt, skjuvspänning, vilka ytor som översvämmas med mera. Tidigare har modellerna främst baserats på tvärsnitt (tvärsnitt av vattendraget vinkelrätt mot vattenflödet), men på senare tid har analyser med kompletta terrängmodeller blivit vanliga, dels på grund av att det finns mer avancerade dataprogram, dels på grund av ökad tillgänglighet av höjddata. Ofta baseras modellen på en kombination av fältmätningar och befintliga höjddata (Figur 134). Höjddatan utgörs som regel av bearbetade laserscanningar, till exempel de laserscanningar som Lantmäteriet utfört. Höjddata kan också baseras på data insamlat med drönare.



Figur 134. Exempel på en bestämmande sektion som utgjorts av sten och block som rensats vilket medfört sänkt basnivå. Här mäts ett antal tvärsnitt i fält inför en modellering av vilka vattennivåer som kommer erhållas efter åtgärd. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

I och med att det mesta materialet (GIS-skikt, inventeringsresultat, höjddata från projekteringar med mera) redan hanteras digitalt vid restaureringsarbeten är steget till att ta med en hydraulisk modellering ganska litet jämfört med tidigare då digitaliseringen inte gått lika långt. Det kanske svåraste momentet kan vara att välja vilken typ av modell och vilken typ av beräkning som är mest lämplig i det enskilda fallet. Till exempel kan det behövas speciella och mer komplicerade beräkningsmodeller för delsträckor med många bäverdammar, förgrenade fåror och liknande komplexitet, medan en homogen kanal kan beräknas på ett enklare sätt. En annan svårighet kan vara att bedöma om underlagsmaterialet är tillräckligt detaljerat för modellen. De flesta typerna av modeller tar hänsyn till att terrängen inte är helt detaljerat beskriven, men det krävs också lite fingertoppskänsla för att hitta balansen mellan detaljrikedom och nödvändiga förenklingar.

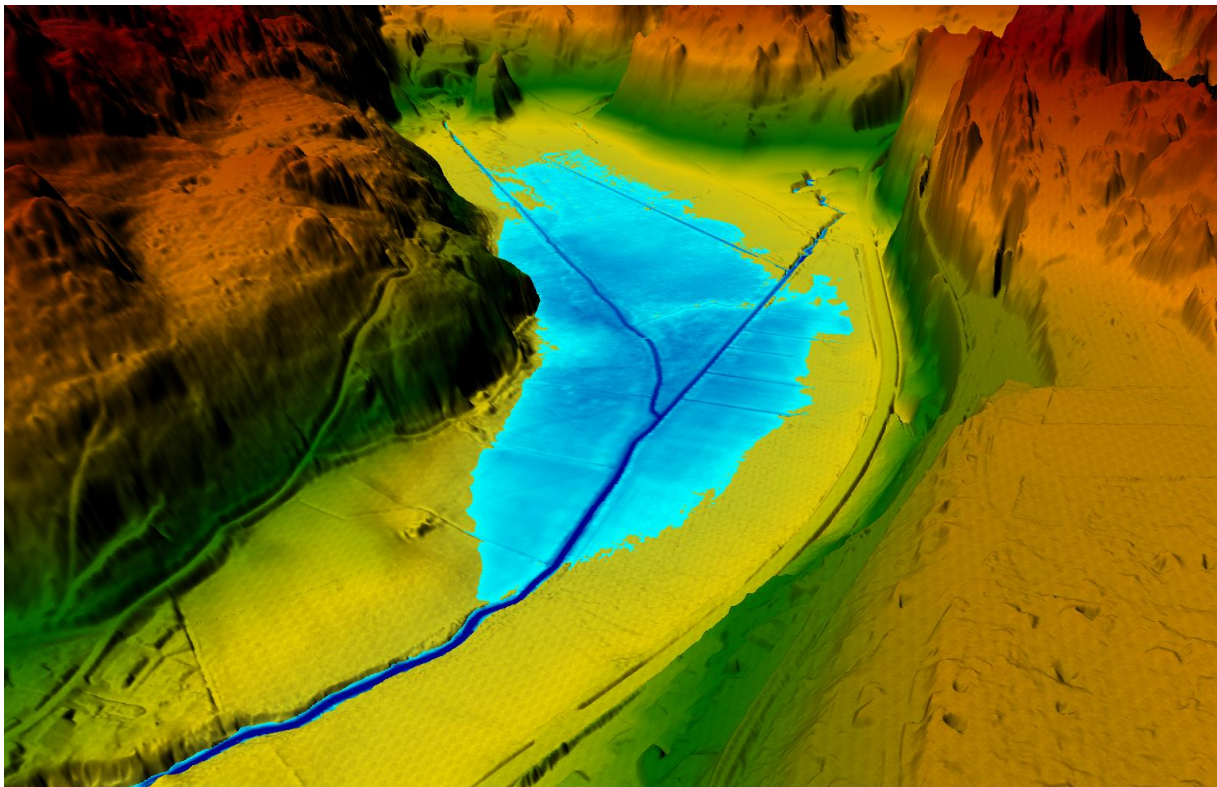
I många modeller går det att modifiera landskapet enkelt när modellen är uppbyggd. På det viset är det perfekt för projektering av restaureringsåtgärder. Det görs helt enkelt en modell för nuvarande tillstånd och sedan byggs en ny modell upp för det som ska återskapas. När nya modellen skissats fram går det att provköra den och se om vattnet beter sig på det sätt som önskas.

I Figur 135 visas ett exempel på hur resultaten från en modellering kan visualiseras. I det fallet var det ganska komplicerade förhållanden med återställning av basnivå, fri

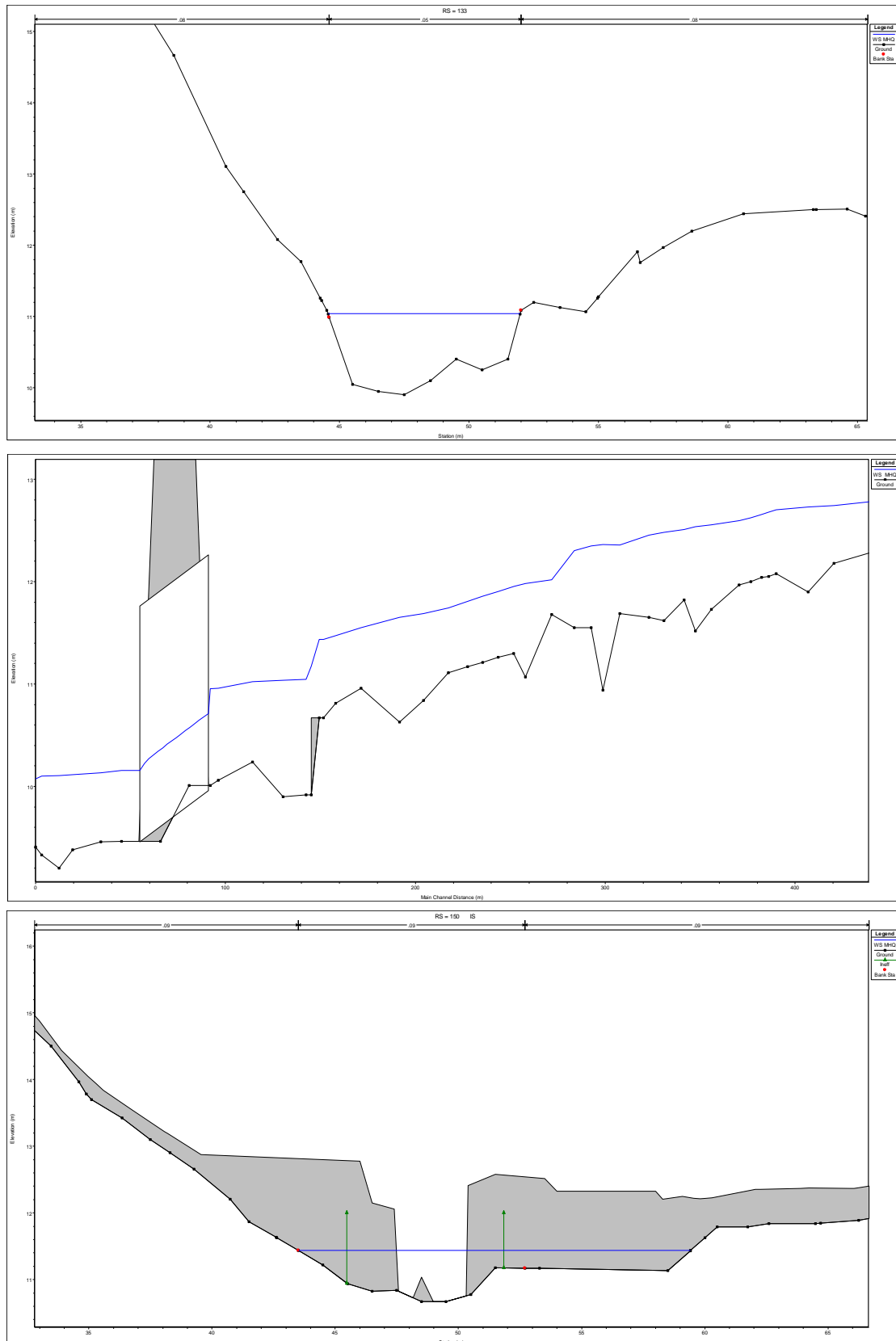
utveckling av en bäverpopulation och av skog samtidigt som det var flera biflöden som anslöt i själva objektet.

I en mer traditionell modell brukar i stället för den bild som visas i Figur 135 främst tre olika typer av redovisningar användas. Dessa är plan (vattendraget sett uppifrån), profil (vattendraget sett "från sidan") samt representativa tvärsektioner. Dessa tre typer av presentation används också ofta som ett komplement till mer avancerade modeller och de kan ses som en standard för hur morfologin beskrivs på bästa sätt. Även om en 3d-visualisering kan vara intressant är det ju främst med hjälp av profil och tvärsektioner som det går att förstå hur morfologin ser ut med avseende på t ex lutning, bankfullbredd, variation i djup och så vidare. I Figur 136 visas ett exempel på enklaste varianten av profil och tvärsektionsredovisning.

Ingångsvärden i en modell är normalt sett någon form av beskrivning av terrängen, ibland bara som profil och tvärsektioner, ibland som detaljerad terrängmodell. Utöver det kan det vara bestämmande sektioner, vägpassager, dammar och andra strukturer som läggs in i modellen. En väsentlig del av modellen är också olika typer av koefficienter som används i beräkningarna. Det finns olika typer av koefficienter och de kan ses som "rattar" som används för att justera och ställa in modellen. Koefficienterna kan bland annat beskriva landskapets skrovlighet vilket i sin tur påverkar hur vattnet bromsas upp i beräkningen. Den mest kända koefficienten är sannolikt "Mannings n" som används i modeller med Mannings ekvation. Mannings n används även i mer komplicerade modeller, men i praktiken är det ofta en analog till koefficienten som används i själva beräkningen.



Figur 135. Exempel på hur vattendjupet och vattnets utbredning kan visualiseras efter en beräkning med hjälp av en hydraulisk modell. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 136. Översta två figurerna visar en klassisk, men väldigt bra, beskrivande visualisering av ett vattendrag genom att tvärsnitt och profil beskrivs. Normalt sett visas ett antal representativa sektioner. Detta tillsammans med planform brukar vara en standard för redovisning. Tredje bilden visar hur en delvis raserad vägbank kan se ut i en enklare modell. Vattnets passage genom vägbanken beräknas med flera olika typer av ekvationer.

Beräkning av vattendragets geometri

Vattendragets geometri, till exempel hur bottenivån förändras på en sträcka eller vilken form en meanderbøj har, är ett ämnesområde som egentligen är ganska enkelt. Enkelheten ligger i att det till största del är rent fysiska processer som skapar geometrin och att det inte är en slump att vattendragen ser ut som de gör. I praktiken är det dock inte alltid så enkelt och för vissa delar av geometrin, t ex vissa komplexa anastomerande system, är det inte helt klarlagt hur de fungerar.

Ibland riktas det kritik mot komplicerade beräkningar av vattendragsgeometri, t ex beräkningar av formen på meandringar. Denna kritik kan vara missledande, det är som regel inga fel på beräkningsmodellerna utan snarare att det använts fel beräkningsmodell utifrån de hydromorfologiska förutsättningarna. T ex är det olämpligt att använda beräkningsmodeller för utpräglade meandringar med en singelfåra när C-vattendrag restaureras eller om målet att skapa anastomerande delsträckor.

Som nämnts flera gånger tidigare i detta dokument är det också viktigt att inte ta för mycket hänsyn till form utan att i stället låta vattendragets processer skapa formen på egen hand. I praktiken finns det ändå många situationer där det är nödvändigt att återskapa formen, t ex om det är viktigt med snabba resultat eller om det är ett system med långsam förändringstakt. Ett exempel på en miljö med långsam förändringstakt är vattendrag med substrat som har kohesiva egenskaper (jordart med ler, men i mång fall även silt beroende på sammansättning och kornstorlek). De kohesiva egenskaperna är molekylära attraktionskrafter och dessa krafter gör materialet mindre lättroderat. Ett annat exempel är vattendrag där slänter, svämplan eller andra ytor som behöver ändras över tid har en väl utvecklad vegetation, ofta av gräs, som bromsar de önskade förändringsprocesserna. Under sådana betingelser kan det vara värt att lägga lite extra resurser på att få till en geometri som är nära de egenskaper som uppstår naturligt.

För den som känner att det är svårt att förstå hur geometrin brukar se ut eller hur olika former bildas kan ett tips vara att börja med att sätta sig in i hur geometrin kan se ut i ett vattendrag i jämvikt där biologiska komponenter som bävrar och död ved har liten betydelse. När den kunskapen förvärvats blir steget i så fall inte så långt till att sätta sig in i vad som händer om det sker en förändring i mängden död ved eller förekomsten av bäver. Fysikens lagar gäller ju precis på samma sätt även med bävrar och död ved, men med skillnaden att det blir lite mer komplext.

Även om beräkningsmodeller går att använda till det mesta kan det också behövas mätningar av delsträckor för att få referensvärden som återspeglar de lokala förutsättningarna. Vid sådan mätning är det bra att se till att mätningen görs över en enhet om minst 20 vattendragsbredder. De flesta vattendragen ringlar mer eller mindre och som regel finns ringlingens "S-form" inom en sträcka av 11 vattendragsbredder. Därav anses 20 vattendragsbredder vara en längd som bör innehålla alla väsentliga delar i och med att det då blir både höger- och vänsterkurva, inflexionspunkt och så vidare, det vill säga all variation i geometri ska komma med. Detta är en tumregel och hur mycket som behövs mätas beror på från fall till fall. Vid



Figur 137. Mix av regelbundna meandringar, genomskräpningsfåror med mera i Amazonfloden – ett exempel på en intressant morfologi.

Credit: "Amazon River" by Astro_Alex is licensed under CC BY-ND 2.0. To view a copy of this license, visit <https://creativecommons.org/licenses/by-nd/2.0/?ref=openverse&atype=rich>

uppmätning är det också bra att tänka på att nästan alla beräkningar utgår från förhållandena vid banfullflöde, därmed ska djupet som mäts vara bankfulldjupet, bredden ska vara bankfullbredden och så vidare.

I nedanstående text redovisas en introduktion till vattendragens geometri. För mer information hänvisas till fördjupande litteratur.

Bredd

Bredden är en av de fundamentala delarna av geometrin. Bredden anpassar sig via självjusteringen på ett sådant vis att vattenflödet kommer att kunna transporteras effektivt. I och med det är variationen i bredd ganska liten i vattendrag i jämvikt (med vissa undantag). Detta gäller främst så länge det är samma hydromorfologiska typ, men det brukar vara ganska likartade bredder mellan olika typer också. Bäver och död ved kan påverka bredden påtagligt och har även betydelse för bredd/djupkvoten.

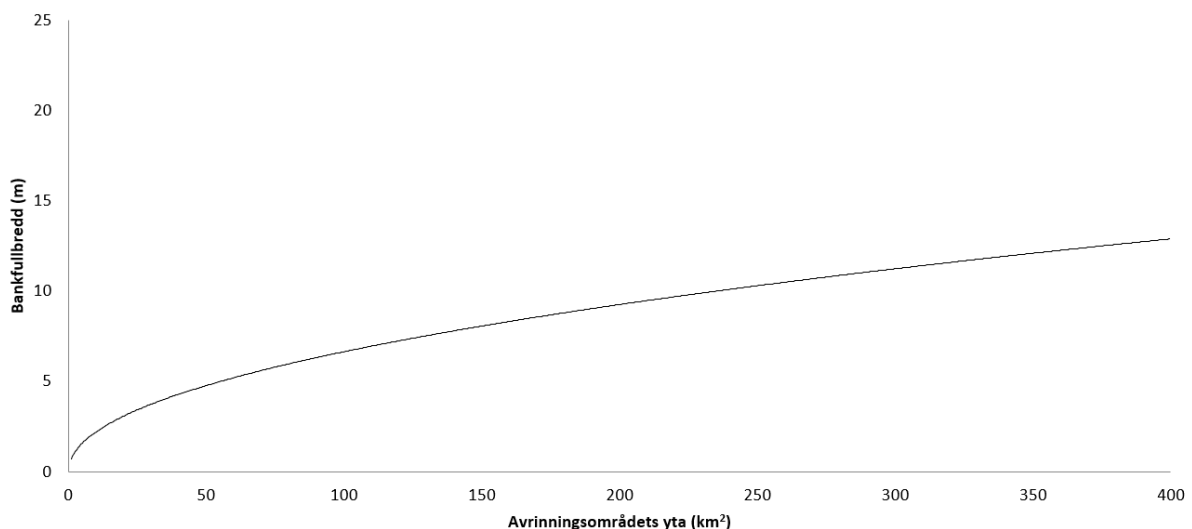
Bredden brukar beskrivas som:

$$W=aQ^b$$

W=Bankfullbredd, Q=Vattenföring, a=Numerisk koefficient, b=Numerisk koefficient

Detta innebär att det är ganska enkelt att beräkna bredden förutsatt att koefficienterna är kända. Eftersom bredden inte är så varierande går det också att på ett ganska enkelt sätt mäta upp referenssträckor där det råder jämvikt och på så vis räkna ut vilken bredd som är lämplig vid design av ny fåra. Q i formeln kan ersättas av ytan på avrinningsområdet i och med att dessa är intimt (dock inte perfekt) korrelerande, förutsatt att vattendragen inte har allt för stor skillnad i grundläggande förhållanden såsom nederbörds mängd och avrinning. I Figur 138 visas ett exempel på detta där koefficienterna också är framtagna för att underlätta beräkningar av geometrin.

Om det är flera fåror blir beräkningarna mer komplicerade. Det går inte att bara addera storleken på fåror. Utgångspunkten vid flera fåror är dock i princip samma, att fåror ska utformas för att rymma bankfullflödet och att högre flöden ska bredda ut över svämplanen.



Figur 138. Exempel på beräknat förhållande mellan avrinningsområdets yta och bankfullbredden för vattendrag i en del av Sverige. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.

Djup och vertikal amplitud

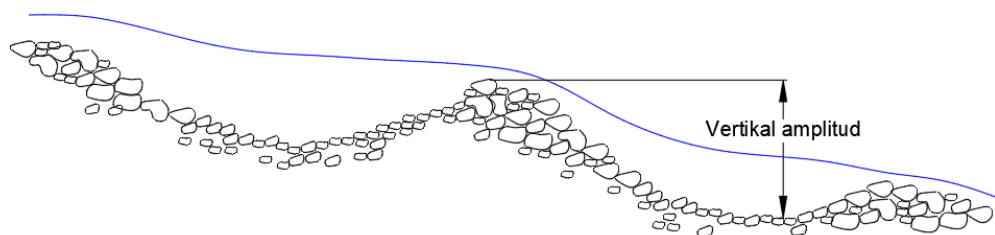
Vattendragets djup kan beskrivas på olika sätt, t ex som dess relation till bredden, som medeldjup eller som djupet vid thalweg. Gemensamt för alla djupangivelser är att det är som regel förhållandena vid bankfullflöde som avses. Det vanligaste måttet är bankfulldjupet och det är djupet mätt från thalweg till bankfullnivån.

Djupet kan med fördel också beskrivas med hjälp av tvärsektionens utseende, d v s genom att själva formen i tvärsektion beskrivs. Denna form varierar och ser olika ut beroende på om det är en kurva eller en rak sträcka, om det är en i en hölja eller en strömsträcka och skiljer sig mellan olika hydromorfologiska typer. Förhållandet mellan djup och bredd ändras också med vilken storlek det är på bankfullflödet, vilket innebär att det inte går att kopiera en tvärsektion från ett vattendrag till ett annat om inte flödet är av ungefär samma storlek.

Djupet beskrivs ofta också som en variation i en längsprofil. Då beskrivs bland annat det som kallas vertikal amplitud vilket är hur thalweg (alternativt bottenelevationen om botten är plan) i profil varierar längs en sträcka (Figur 139).

Vertikal amplituden kan också beskrivas som andel av delsträckans medeldjup. T ex kan djupet vid strömsträckor uttryckas som t ex 0.85 gånger medeldjupet, djupet i höljar som t ex 1.15 gånger medeldjupet och så vidare. Vilket värde som används varierar från fall till fall beroende på flera olika faktorer.

För att räkna ut djupet till en restaurering går det att mäta upp referenssträckor och använda dem som vägledning. Det går också att göra teoretiska beräkningar. Ett tips är att hålla koll på vilken typ av bestämmande sektion som ligger nedströms objektet. Bankfulldjupet kan bli olika beroende på hur den ser ut. T ex om den bestämmande sektionen nedströms omges av branta sluttningar (hög inneslutning) eller andra förträngningar kan det vara så att bankfulldjupet uppströms blir högre än om det var en bredare sektion.



Figur 139. Figuren visar måttet vertikal amplitud vilken är höjdskillnaden i bottenprofilen mellan höljan och upphöjningar såsom sedimentbankar. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.

Planform

Planformen är vattendragets form sett i plan, det vill säga hur vattendragets fåra ser ut uppifrån. Planformen brukar delas in i olika kategorier bland annat beroende på hur många fåror som finns och utifrån sinositeten. Sinositet är vattendragets längd mätt utmed fåran delat på dalgångens längd (Figur 140).



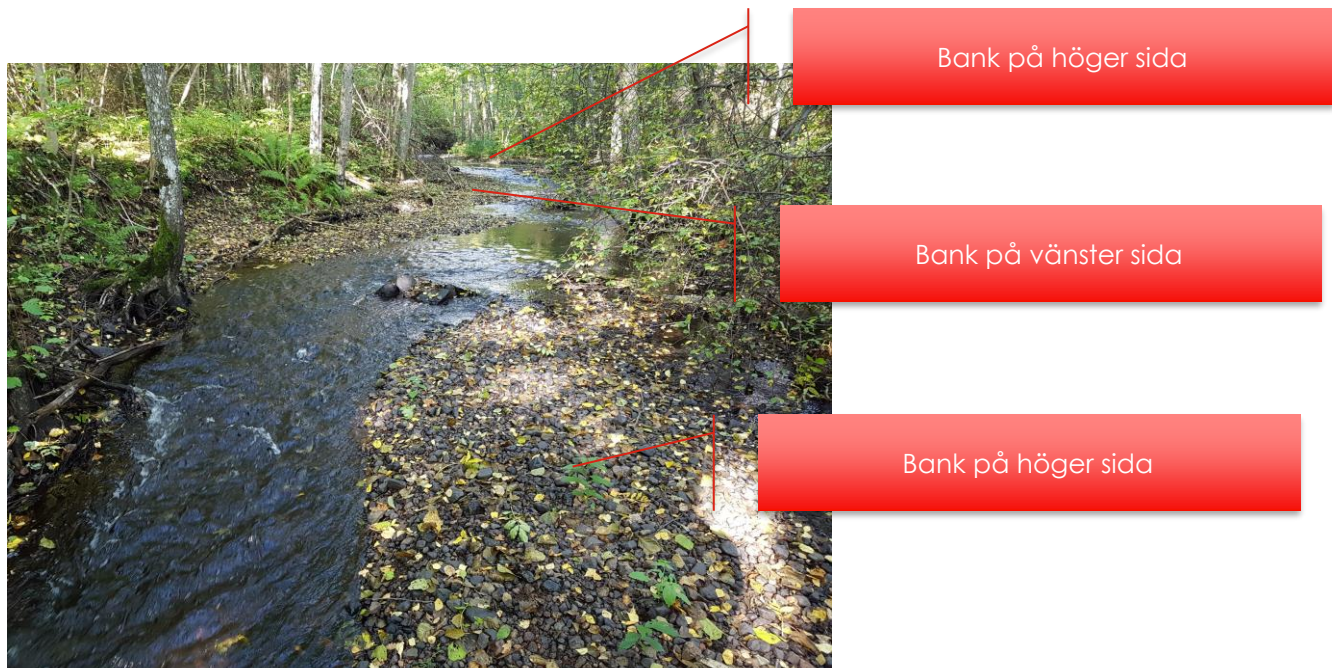
Figur 140. Vid beräkning av sinositet delas fårans längd med dalgångens längd. På bilden visas det hur dalgångens längd mäts. Dalgångens längd mäts alltså mitt i dalgången och inte fågelvägen. I detta exempel var dalgångens längd 528 meter och fårans längd 680 meter vilket ger en sinositet på 1.29 ($680/528=1.29$).

Vattendrag med en singelfåra tenderar ofta att ha en regelbundet ringlande fåra. Den regelbundna ringligheten innebär att det finns en "S-form" i planformen (Figur 141). Beroende på hur kraftig denna ringling är brukar planformen benämnas på olika sätt. Om detta ska uttryckas kvantitativt så går det att uttrycka sig med värdet på sinositeten.

Denna regelbundna ringlighet är inte unik för de vattendrag som har tydligt utvecklad ringling eller meandring. Den finns också hos delsträckor som ser raka ut, men då är det i stället thalweg som går att se hur den vandrar i samma mönster samt genom att det går att se att bankar avsätts på var sida av fåran i med jämna mellanrum. I Figur 142 visas ett exempel från ett rätat vattendrag, men samma sak kan också uppstå i naturligt raka delsträckor, t ex sträckor med fast material i dalgångens slutning där svämplan ej kan bildas (den typen av morfologi är dock inte vanlig hos transportbegränsade vattendrag). Oavsett graden av ringlighet är planformen förhållandevis prediktabel och går att räkna ut inför en restaurering. Detta gäller så länge det inte finns påtagligt mycket med död ved och bävvar som skapar strukturer i vattendraget som påverkar hydrauliken. Om det finns det blir det en mer slumpmässig variation i hur planformen utvecklas och det kan bli svårare att förutsäga vilken planform som kommer att utvecklas.



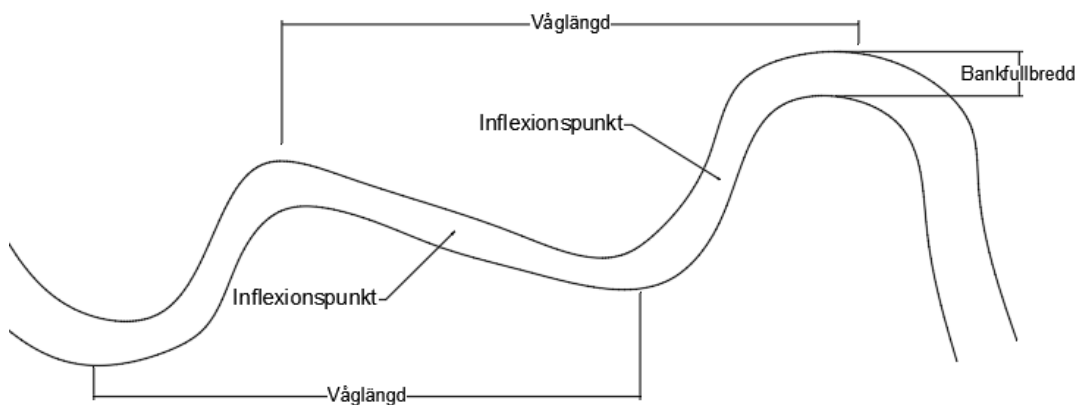
Figur 141. Ringlande fåra med "S-form". Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



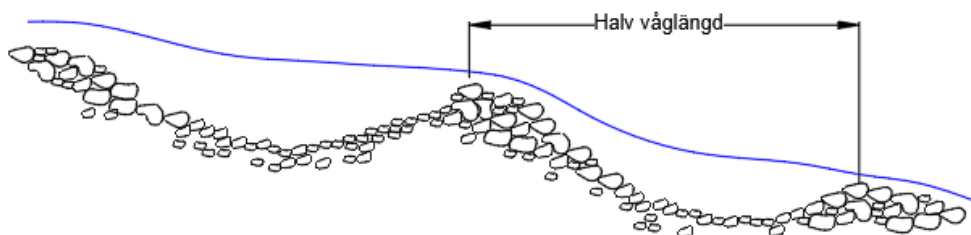
Figur 142. Exempel på en rätad C-sträcka där grusbankar har bildats på växelvis höger och vänster sida. Detta ger thalweg en regelbunden, S-formad ringling vilket är ganska vanligt i kanaliserade sträckor även om svämplan saknas. För den som tittar noggrant går det att se att det börja komma vegetation i bankarna (särskilt i den längst bort) och det brukar vara ett tecken på att bankarna kommer att övergå till att bli sekundära svämplan på sikt. Kanaliseringen utfördes sannolikt för cirka 50 år sedan. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

En hel meander eller ringling utgörs av sträckan från en punkt i en S-form till samma punkt i nästa S. Denna sträckning har som regel en längd av elva vattendragsbredder och kallas för en våglängd (Figur 143). Detta mått är viktigt när en ny fåra designas. Att kunna beräkna rätt våglängd handlar inte bara om meandringar och planform. Detta mått återkommer för andra strukturer. Till exempel förekommer grusbankarna i C-vattendrag ungefär vid inflexionspunkten (där fåran byter riktning) vilken innebär att varje hel våglängd innefattar i genomsnitt två höljer och två strömsträckor. Därmed anläggs grusbankar och höljer som enheter med längden av cirka en halv våglängd när grusbankar skapas i C-vattendrag (Figur 144). Om det förekommer död ved och bävvar brukar inte grusbankarna bildas lika regelbundet, då är de mer knutna till olika strukturer, t ex kan en stock dämna fåran så att grus stannar uppströms stocken samtidigt som det bildas en till grusbank en bit nedströms den döda veden efter den hölja som sköljs fram av fallet vid stocken.

Det finns många anledningar till att beräkna vilken planform som ska användas vid restaurering. Dels är planformen knuten till olika hydromorfologiska typer, dels påverkar det lutningen. Planformen är också intimt knuten till bildningen av olika strukturer, till exempel grusbankar som nämndes här ovan.



Figur 143. Figuren visar en våglängd vilket motsvarar ett komplett "S". Våglängden är i genomsnitt cirka 11 vattendragsbredder i en typisk meandring. I figuren visas också inflexionspunkten vilket är den punkt där kurvan byter riktning. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.



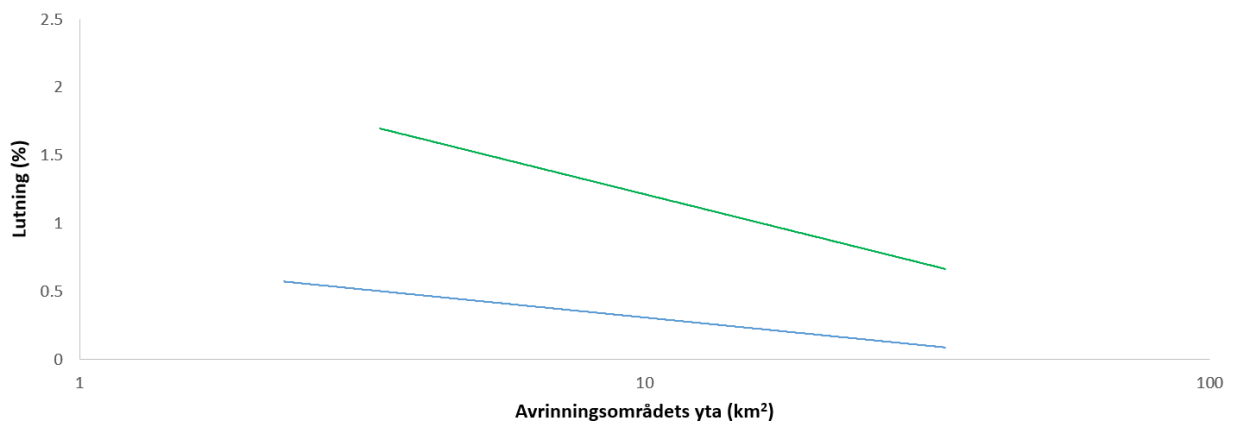
Figur 144. Profil som visar ett typiskt C-vattendrag. Varje "S" i planformen tillika en hel våglängd motsvarar två strömsträckor och två höljer. Därmed är det vanligt att en enhet med strömsträcka och hölja benämns som en halv våglängd. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.

Lutning

Fårans lutning beror bland annat på vattenföringen, den hydromorfologiska typen samt förekomst av död ved, bäverdammar och liknande som ger energiförluster. Vattendraget strävar alltid mot en jämviktslutning vilket är ett tillstånd där lutningen anpassas så vattnets eroderande krafter står i relation till bottensubstratets motståndskraft mot erosion (lite förenklat uttryckt). Om fåran som anläggs har en högre eller lägre lutning än jämviktlutningen kommer det ske mer processer som anpassar lutningen jämfört med om fårans lutning blir rätt från början. Det kan vara svårt att få en helt perfekt lutning, men det är bra att försöka få den att bli så rätt som möjligt.

Lämplig lutning kan beräknas på olika sätt. Uppmätning av likartade delsträckor i jämvikt, jämförelse med likartade delsträckor i andra vattendrag samt teoretiska beräkningar av skjuvspänning är möjliga metoder. Vid jämförelse med andra delsträckor (antingen i samma eller andra vattendrag) kan det vara bra att plotta ut avrinningsområdets yta på en axel i ett diagram och lutningen på andra axeln, alternativt bara göra en matematisk beräkning av korrelationen mellan yta och lutning (Figur 145). Detta ger inte en perfekt, men godtagbar beräkning. Egentligen beror ju lutningen på vattenföringen, men ofta går det att vid enkla beräkningar med hjälp av referenssträckor ersätta vattenföringen med avrinningsområdets yta.

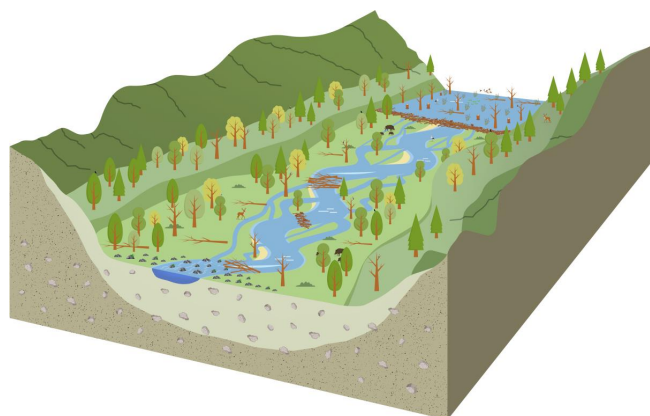
Lutningen varierar inte inom en delsträcka så länge det är samma hydromorfologiska typ och så länge förekomsten av död ved och bävrar inte skapar påtagligt lokal fördelning av bröten och dammar. Därmed är det vid restaurering ingen idé att skapa en variation i lutning. Detta gäller på delsträcknivå, på korta avsnitt kan det finnas en variation, t ex i anslutning till upphöjda bankar.



Figur 145. Exempel på beräknat förhållande mellan avrinningsområdets yta och lutning för vattendrag i en del av Sverige. Grön linje står för C-vattendrag, blå linje för E-vattendrag. Bild: Streams & Lakes Consulting AB.

Oregelbunden geometri

Vattendrag med en geometri som är mindre regelbunden och mindre förutsägbar än de symmetriska ringlande-meandrande vattendragen som beskrevs ovan kan vara mer utmanande när geometrin ska beräknas inför en återställning. Med mindre förutsägbar och mer oregelbunden geometri menas här främst vattendrag som av olika orsaker har (har haft) anastomerande planform samt vattendrag med "stökig morfologi" som till stor del är skapad av påtaglig förekomst av död ved och/eller bäver. Detta motsvarar med biotopkarteringsmetodens nomenklatur hydromorfologiska typer som har tillägget "A" (anastomerande planform), "BMC" (vattendrag med morfologi till stor del beroende av bäverdammar), "LWD" (morfologi framtvungad av grov död ved), "ABMC" (vattendrag med morfologi till stor del beroende av bäverdammar och med anastomerande planform) eller "ALWD" (morfologi framtvungad av grov död samt med anastomerande planform).



Figur 146. Bilden ska symbolisera en delsträcka med oregelbunden geometri där t ex bröten bromsar upp vattnet vilket leder till anastomering, där bäverdammar skapar blöta ytor och anastomering och så vidare. Se gärna förklaring av morfologin i Figur 7

En rekommendation är att försöka sätta sig in i det enskilda fallet. T ex om en anastomering ska skapas är det bra att försöka förstå vilka mekanismer som sannolikt kommer att upprätthålla den morfologin. Då blir det lättare att skapa en form som blir hållbar. Ett annat exempel är utplacering av grusbankar i vattendrag med mycket död ved. Den symmetriska fördelningen av grusbankar som finns i ett typiskt C-vattendrag (C-vattendrag med fritt formad morfologi) uteblir om det är en stökig morfologi med mycket död ved (helt eller delvis tvingad morfologi). Under sådana betingelser gäller det också att försöka förstå hur morfologin kommer att kunna upprätthållas och på så vis försöka räkna ut var grusbankar rimligen bör finnas. När det avgörs var grusbankar bör placeras kan det till exempel vara uppströms höljor som däms av död ved eller nedström höljor som skapas av vattnet som accelererar när det faller på nedströmssidan av ett bröte. Även andra morfologiska enheter bör placeras utifrån samma tankemönster, det vill säga att det tänks igenom var och hur olika enheter såsom förgreningar, högflödesfåror, sekundära vattendragsfåror, genomskärningsfåror, mittbankar och tvingade höljor rimligen borde uppstå.

Att tänka på vid skapande av anastomering är att det finns många orsaker till att de uppstår. I detta dokument har främst död ved och bäverdammar nämnts, men även sedimentbankar som bildas mitt i fåran och andra processer kan vara inkopplade i bildningen, särskilt i större vattendrag där död ved och bäveraktivitet kan ha mindre betydelse. Ytterligare aspekter att fundera på är om det är frekventa nybildningar av fåror som är mest karaktärgivande för upprätthållandet av anastomering i det aktuella systemet eller om det kan vara så att det är ett system med låg grad av förändring. Om förändringstakten är låg kan det betyda att nya fåror bildas sällan, men att de som bildas har hög grad av bestående. Det kan också vara bra att tänka på att anastomering ibland kan vara spår från en fossil morfologi och ha sitt ursprung i en period då det varit hydromorfologiska typen Df (flätflod) eller "wandering stream" (en typ som ej ingår i biotopkarteringsmetoden).

I Figur 147, Figur 148 visas två delsträckor med anastomering samt ett exempel på hur fördelningen av grusbankar kan se ut när det förekommer mycket död ved.



Figur 147. Exempel på två delsträckor med anastomering. Jämfört med en enkel meandring kan det vara besvärlig att beräkna geometrin för dessa miljöer om de skulle behöva återställas. Övre två bilder är tagna med 50 års mellanrum.



Grusbank bildad nedströms hölja

Hölja bildad nedströms död ved

Grusbank bildad uppströms död ved

Figur 148. Figuren visar hur grusbankar kan bildas i relation till förekomst av död ved. Ett träd har fallit tvärs över vattendraget. Uppströms bromsas vattnet upp vilket skapar en grusbank. Nedström får vattnet extra kinetisk energi vilket leder till att en hölja uppstår. Nedströms höljan bildas ytterligare en grusbank. Pilen visar vattnets riktning. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

”Channel forming discharge”, bankfullflöde och bankfullkonceptet

Bankfullkonceptet är ett koncept som går ut på att det är en viss storlek av flöde som har störst betydelse för hur morfologin formas. Detta flöde kallas ”channel forming discharge”. På ren svenska skulle det gå att säga ”flödet som formar fåran”, men mer korrekt blir det att säga ”flödet som formar vattendraget” eftersom det ju inte bara är fåran som formas.

Channel forming discharge brukar likställas med det som kallas ”bankfullflödet” eller bräddflödet. Bankfullflödet är det flöde där vattendraget är på gränsen att bredda ut över svämplanet om vattendraget är opåverkat och i jämvikt (Figur 149). Om översvämningsfrekvensen minskar genom att t ex en fåra fördjupas brukar ändå själva storleken på flödet benämnas som bankfullflöde (Figur 150). Detta kan vara lite opedagogiskt, därför kan det vara smidigare att säga channel forming discharge. Eftersom bankfullflödet används i biotopkarteringsmanualen och då det är ett vedertaget begrepp har vi ändå valt att använda det istället för channel forming discharge. I Figur 151 visas ett vattendrag med flöde över bankfullflödet och med vatten som börjar bredda ut på svämplanen.



Figur 149. Detta vattendrag är opåverkat och har en normal översvämningsfrekvens. På bilden är vattenföringen något lägre än bankfullflödet. När flödet ökar så att vattnet börjar bredda ut på svämplanet så är flödets storlek motsvarande bankfullflödet. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 150. På bilden är det bankfullflöde, men detta är ett överfördjupat vattendrag (sänkt basnivå) och vattnet når inte upp till svämplanet. Även om vattnet inte når svämplanet kallas det för bankfullflöde. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.



Figur 151. Vattendrag som fotats vid ett flöde som överskrider bankfullflödet, vilket leder till att vattnet breddar ut på omgivande svämplan. Foto: Peter Gustafsson, Streams & Lakes Consulting AB.

Bankfullkonceptet ska ses som ett verktyg eller hjälpmedel när tillståndet hos vattendrag ska läsas av och vid arbeten med återställning av vattendrag. Det är också en stor del av grunden i att beskriva vattendragets geometri, många av beräkningsmodellerna baseras på egenskaper vid just bankfullflödet. Det är viktigt att minnas att det inte ska ses som en exakt beskrivning av hur flöde och morfologi hänger ihop utan att det är just ett koncept. Att det bara skulle vara en storlek av flöde som skapar morfologin vore inte rimligt, men det spann som skapar mest synliga strukturer är så pass snävt att det kan betraktas som ett specifikt flöde för att förenkla arbetet.

I ett opåverkat TB-vattendrag är fåran bara så stor att den kan innehålla flöden upp till bankfullflödet. Flöden som är lägre än bankfullflödet får plats inuti fåran och högre flöden bräddar ut över svämplanet. Anledningen till att det är just detta flöde som får plats i fåran är (förenklat uttryckt) att det är flöden av just den storleken som skapat och upprätthåller morfologin.

I och med att konceptet innebär att det är ett visst flöde som har mest betydelse går det att använda just det flödet till alla möjliga beräkningar. Framst används det till att kontrollera så att det blir rätt översvämningsfrekvens när morfologin ska återställas, men det kan till exempel också användas för att dimensionera strukturer.

När vattenföringen motsvarar bankfullflödet skapas det strukturer som kallas för bankfullindikatorer. Dessa kan vara erosion i ytterkurvor, bildandet av svämplan eller sekundära svämplan. Den höjdnivå dessa hamnar på kallas bankfullnivån. I ett opåverkat vattendrag ska dessa indikatorer ligga på samma elevation som svämplanet. Tack vara dessa indikatorer går det att göra en mängd bedömningar i fält utan att besöka vattendraget precis när detta flöde inträffar. Till exempel går det att jämföra svämplanets nivå med bankfullindikatorernas nivå. I ett opåverkat vattendrag är svämplanet den tydligaste bankfullindikatorn eftersom den visar var bankfullflödet legat då det har byggt upp svämplanet.

Bankfullkonceptet är väl etablerat, men det är viktigt att komma ihåg att det är ett koncept. Det finns många situationer där det inte är lämpligt att använda fullt ut. Det är också viktigt att tänka igenom hur systemet fungerar och förstå vilka begränsningar en sådan här förenkling av verkligheten har.

Bankfullflödet kan beräknas på flera olika vis, t ex nedanstående. Första alternativet ger bäst resultat.

- Uppmätning av vattendragets geometri, varefter flödekapaciteten för fåran upp till den nivå där bankfullindikatorerna finns beräknas. Fungerar bättre ju närmare jämvikt delsträckan befinner sig.
- Baserat på modellerade flöden och återkomsttid. Kunskap om MQ, MHQ, HQ¹⁰ och så vidare gör att det på ett ungefär går att ringa in hur stort bankfullflödet är. Bankfullflödet brukar anses motsvara ungefär medelhög vattenföringen, men variationen kan vara stor och en mer korrekt beskrivning är att säga att det ligger någonstans mellan 0.3-årsflödet och 10-årsflödet.
- Baserat på avrinningsområdets yta. Ytan korrelerar med storleken på bankfullflödet och ytan kan därmed användas som ett grovt mått om bankfullflödet finns beräknat för andra avrinningsområden i närhet till objektet. Variationen är dock så pass stor och detta fungerar bara som en fingervisning.

Se även beskrivning i biotopkarteringsmetoden samt t ex Copeland m fl (2000), Biedenharn m fl (2000).

Referenser

- Brierley G J & Fryirs K A (2005) *Geomorphology and River Management: Applications of the River Styles Framework*. Blackwell, Oxford (416 pp.).
- Biedenharn D, Copeland R, Thorne C, Soar P & Hey R (2000) *Effective Discharge Calculation: A Practical Guide*. 60.
- Brown A G (2002) Learning from the past: palaeohydrology and palaeoecology. *Freshw. Biol.* 47, 817–829.
- Brown A G, Lespez L, Sear D A, Macaire J-J, Houben P, Klimek K, Brazier R E, Van Oost K and Pears B (2018) Natural vs anthropogenic streams in Europe: history, ecology and implications for restoration, river-rewilding and riverine ecosystem services. *Earth-Science Reviews*, 180, 185-205. (doi:10.1016/j.earscirev.2018.02.001).
- Buffington J M & Montgomery D R (2013) Geomorphic classification of rivers In: Shroder J; Wohl, E, (eds). *Treatise on Geomorphology; Fluvial Geomorphology*, Vol. 9. San Diego, CA: Academic Press. p. 730-767.
- Cluer B & Thorne C (2013) A stream evolution model integrating habitat and ecosystem benefits. *River Research and Applications*, 30 (2), 135–154.
<https://doi.org/10.1002/rra.2631>
- Copeland R R, Biedenharn D S & Fischenich J C (2000) *Channel-Forming Discharge*. ERDC/CHL CHETN-VIII-5, December 2000, US Army Corps of Engineers
- Davies-Colley R J (1997) Stream channels are narrower in pasture than in forest. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 31:5, 599–608
- Dunne T & Leopold L B (1978) *Water in Environmental Planning*, San Francisco, W.H. Freeman Co., 818p.
- Fryirs K A & Brierley G J (2012) *Geomorphic Analysis of River Systems: An Approach to Reading the Landscape*. Wiley-Blackwell (360 pp)
- Gann G D, McDonald T, Walder B, Aronson J, Nelson C R, Jonson J, Hallett J G, Eisenberg C, Guariguata M R, Liu J, Hua F, Echeverría C, Gonzales E, Shaw N, Decler K and Dixon K W (2019) *International principles and standards for the practice of ecological restoration*. Second edition. *Restor Ecol*, 27: S1-S46.
<https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- Havs- och vattenmyndigheten (2017) *Undersökningstyp Biotopkartering vattendrag*. Version 2:0, 2017-04-04
- Havs- och vattenmyndigheten (2019) *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten HVMFS 2019:25*. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling.
- Kline M & Dolan K (2008) *River Corridor Protection Guide. Fluvial Geomorphic-Based Methodology to Reduce Flood Hazards and Protect Water Quality*. Vermont Agency of Natural Resources November, 2008
- Kondolf G M & Piégay H, eds (2016) *Tools in Fluvial Geomorphology*, second edition John Wiley & Sons, Chichester, UK

Kuss M (1903) Le reboisement des montagnes, Société d'encouragement pour l'industrie nationale, 40 p

Labonne S, Rey F, Girel J, Evette A (2007) Historique des techniques de génie biologique appliquées aux cours d'eau. Ingénieries eau-agriculture-territoires, Lavoisier ; IRSTEA ; CEMAGREF, 2007, p. 37 - p. 48. fhal-00602456f

Larsson T, Heeb A (2016) Från Idé till fungerande tvåstegsdike – en vägledning. Jordbruksverket JO16:15

Leopold L B & Wolman M G (1957) River channel patterns: braided, meandering and straight. US.Geol.Surv., Prof.Paper, 282-B, 39-85.

Leopold L B, Wolman M G, and Miller J P (1964) Fluvial Processes in Geomorphology, San Francisco, W.H. Freeman and Co., 522p.

Leopold L B (1994) A View of the River, Harvard University Press, 290p.

Lespez V, Viel V, Rollet A J & Delahaye D (2015) The anthropogenic nature of present-day low energy rivers in western France and implications for current restoration projects. *Geomorphology* 251: 64–76

Länsstyrelsen i Jönköpings län (2017) Biotopkartering vattendrag. Metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag. Februari, 2017. Meddelande nr 2017:09

McBride M, Rizzo D C, Hession W C (2008) Riparian Reforestation and Channel Change: A Case Study of Two Small Tributaries to Sleepers River, Northeastern Vermont, USA, *Geomorphology* 102: 445-459

Montgomery D R, Collins B D, Abbe T B & Buffington J M (2003) Geomorphic effects of wood in rivers. In: Gregory S V, Boyer K L, Gurnell A M (eds) *The Ecology and Management of Wood in World Rivers*. Bethesda, MD, American Fisheries Society, Symposium 37: 21-47

Montgomery D R, Buffington J M, Smith K M & Pess G (1995) Pool spacing in forest channels. *Water Resources Research* 31: 1097-1105

Montgomery D R & Buffington J M (1997) Channel-reach morphology in mountain drainage basins. *Geological Society of America Bulletin* 109, 596-611, May 1997

Montgomery D R & Buffington J M (1998) Channel Processes, Classification, and Response. In Naiman R J And Bilby R E (eds) *River Ecology and Management: Lessons From the Pacific Coastal Ecoregion*. New York: Springer-Verlag.

Mosselman E, Angelopoulos N, Belletti B, Brouwer R, Gurnell A, Friberg N, Kail J, Reichert P, Geerling G (2015) Guidance and decision support for cost-effective river and floodplain restoration and its benefits. REFORM. https://www.reformrivers.eu/system/files/D6.3_REFORM_deliverable_Guidelines_and_decision_support%20v4.pdf

Pollock M, Weber N, & Lewallen G (2015a) Chapter 6 - Beaver Dam Analogs. In "The Beaver Restoration Guidebook: Working with Beaver to Restore Streams, Wetlands, and Floodplains".

Pollock M, Lewallen G, Woodruff K, Jordan C E & Castro J M (Editors) (2015b). The Beaver Restoration Guidebook: Working with Beaver to Restore Streams, Wetlands, and Floodplains. Version 1.0. United States Fish and Wildlife Service, Portland, Oregon. 189 pp. Online at:
<http://www.fws.gov/oregonfwo/ToolsForLandowners/RiverScience/Beaver.asp>

Morandi B, Cottet M, Piégay H (editors) (2021) River Restoration: Political, Social, and Economic Perspectives (Advancing River Restoration and Management). Wiley-Blackwell (384 pp)

Polvi L E & Wohl E (2012) The beaver-meadow complex revisited: The role of beaver in post-glacial floodplain development. *Earth Surface Processes and Landforms* 37: 332–346.

Polvi L E & Wohl E (2013) Biotic drivers of stream planform: implications for understanding the past and restoring the future. *BioScience*, 63(6): 439-452

Sear D A, Millington C E, Kitts D R, Jeffries R (2010a) Logjam controls on channel:floodplain interactions in wooded catchments and their role in the formation of multi-channel patterns, *Geomorphology*, 2010, 116, 3-4, 305

Sear D A, Newson M D & Thorne C R (2010b) Guidebook of Applied Fluvial Geomorphology, R&D Technical Report FD1914. Defra/Environment Agency, Flood and Coastal Defence R&D Programme

Simon A & Hupp C R (1986) Channel Evolution in Modified Tennessee Streams. In: Proceedings of the 4th Federal Interagency Sedimentation Conference, Las Vegas, Nevada. US Government Printing Office, Washington, DC, 5.71-5.82.

Sjöberg G, Ball J P, Danilov P I, Kanshiev V Y, Fyodorov F V (2011) Restoring the European Beaver. 50 Years of Experience Pensoft Publishers, Oxford. UK (2011)

Sjöberg G, Belova O, Ecke F, Eklöf K, Finér L, Jägrud L, Kauhala K, Laanetu N, Libiete Z, Lode E, Ozolins J, Porokhov A, Thorell D, Ulevičius A, Wróbel M (2020) Beaver as a renewable resource. A beaver dam handbook for the Baltic Sea Region

Thompson D (2018) Pool-riffle sequences. In: Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. DOI 10.1016/B978-0-12-409548-9.11029-2.

U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration (2012) Stream stability at Highway structures. Fourth Edition Report No. FHWA-HIF-12-004 HEC-20

Wheaton J M, Bennett S N, Bouwes N, Maestas J D & Shahverdian S M (Editors) (2019) Low-Tech ProcessBased Restoration of Riverscapes: Design Manual. Version 1.0. Utah State University Restoration Consortium. Logan, UT. Available at:
<http://lowtechpbr.restoration.usu.edu/manual>

Williams G P (1986) River Meanders and Channel Size. *Journal of Hydrology* 88:147-164.

Wohl E (2011) Threshold-induced complex behavior of wood in mountain streams, *Geology*, 39(6), 587–590.

Wohl E, Scott D N & Yochum S E (2019) Managing for large wood and beaver dams in stream corridors. Gen. Tech. Rep. 404. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 137 p

Bilaga 1 Ordlista

<i>Aggradation</i>	Bottenhöjning orsakad av kraftig sedimentation.
<i>Aktivt svämplan</i>	Svämplan kan delas in i aktiva och historiska svämplan. Ett aktivt svämplan karaktäriseras av att det översvämmas med en återkomstperiod kortare än 10 år, att det förekommer regelbundna avsättningar av sediment, att det förekommer morfologiska enheter som är typiska för svämplan och att det förekommer vegetation som är beroende av eller gynnas av översvämnings.
<i>Anastomerande vattendrag (anastomosing)</i>	Vattendrag med flera parallella fåror (minst två) där "öarna" mellan fåror utgör en del av ett aktivt svämplan eller torv. Om vattendraget har skurit sig ned i sedimenten på grund av mänsklig påverkan kan öarna utgöras av recent terrass. Se även kvill.
<i>Avbördningskurva</i>	En avbördningskurva är en beskrivning av sambandet mellan vattenstånd och vattenföring. Sambandet beror bland annat på fårans form, friktionsmotstånd och fårans lutning.
<i>Avulsion</i>	Vattendraget eroderar fram en ny fåra genom svämplanet och överger sin gamla fåra. Kan ske både naturligt och på grund av mänsklig påverkan.
<i>Bankfullbredd</i>	Vattensytans bredd vid bankfullflöde.
<i>Bankfullflöde (bankfull discharge, bräddflöde)</i>	I biotopkarteringsmetoden har begreppet samma betydelse som "Channel-forming discharge". I ett vattendrag med svämplan som är opåverkat är det flödet som får plats inuti fåran innan vattnet breddar ut över svämplanet. I ett påverkat vattendrag återfinns normalt sett inte sambandet mellan fåran storlek och bankfullflödet.
<i>Bankfullindikator</i>	Indikatorer som visar bankfullnivån. I ett opåverkat vattendrag med svämplan är svämplanets nivå den mest tydliga bankfullindikatorn.
<i>Bankfullnivå</i>	Vattennivån vid bankfullflöde.
<i>Basnivå (base height, base level)</i>	Basnivån är den gräns för hur djupt ned fåran kan erodera. Basnivån kan vara havsnivån eller en sjönivå om delsträckan mynnar i något av dessa, men bestäms annars av trösklar av sten, block eller berg i dagen i ett vattendrag. Tröskarna utgör i så fall också bestämmande sektion. Om basnivån ändras i ett transportbegränsat vattendrag kommer vattendraget att anpassas sig till nya basnivån via erosions- eller sedimentationsprocesser. Även bäverdammar, bröten av död ved, dammar och liknande kan avgöra basnivån. Om strikt nomenklatur används ska egentligen begreppet lokal basnivå eller temporär basnivå användas för allt utom havet.
<i>Bestämmande sektion</i>	En tröskel, förhöjning eller strypning som fungerar dämmande på området uppströms. Vid den bestämmande sektionen är det kritisk strömning och vattenståndet nedströms den bestämmande sektionen har ingen påverkan uppströms (strikt tolkning av begreppet). I biotopkarteringsmetoden används inte en strikt tolkning av begreppet. Det behöver inte uppstå kritisk strömning enligt biotopkarteringens definition, utan den viktigaste avgränsningen är att det ska vara någon form av tröskel eller strypning som har avgörande betydelse för nivåerna på sträckan uppströms. Ytterligare ett kriterium är att det ska vara en permanent struktur, inte tillfälliga vedansamlingar eller liknande.
<i>Breddökning (widening)</i>	Vattendraget blir bredare genom att båda stränderna eroderar. Kan bero på ökade flöden eller på kraftig sedimentation. Kan också uppstå som en följd av degradation, särskilt om inskärningskvoten är hög.
<i>Channel evolution model (CEM)</i>	Modell som beskriver en succession i ett vattendrag.
<i>Channel-forming discharge</i>	Det vattenflöde som har störst betydelse för skapandet och upprätthållandet av vattendragets form, utseende och struktur. Det är ett teoretiskt flöde som inte direkt går att bevisa att det existerar och det används i första hand som ett koncept. I biotopkarteringsmetoden används begreppet bankfullflöde som en analog till channel-forming discharge.

<i>Confinement index (inneslutningsindex)</i>	Index som beskriver dalgångens inneslutning. Indexet är kvoten mellan den aktiva översvämningsytans bredd och vattenfårans bredd. Den aktiva översvämningsytans bredd avser bredden tvärs över dalgången och inkluderar då även fåran.
<i>Degradation</i>	Innebär att botten får en lägre elevation (vattendraget skär sig nedåt) succesivt utmed en längre sträcka i ett vattendrag (inte bara på en enstaka punkt). Kan ske som svar på att en bestämmande sektion sänkts, att vattendraget rätats, sedimentbrist eller ökade flöden.
<i>Delsträcka (reach)</i>	En sammanhängande del av ett vattendrag med enhetliga förhållanden. En delsträcka avgränsas utifrån morfologin, mänsklig påverkan samt inneslutningen. En delsträcka är som regel minst 20 vattendragsbredder lång, men kan vara kortare under vissa omständigheter. Biotopkarteringsmetodens sträckindelning motsvarar som regel samma sak som begreppet delsträcka. En delsträcka är mer enhetlig och kortare än ett segment. Se även segment.
<i>Droppstruktur (drop structure, fallstruktur)</i>	Tröskel som anläggs i serie eller solitärt och som tillåter att vattnet kan flyttas från en högre till en lägre elevation under kontrollerade former.
<i>Elevation</i>	Höjd. Till exempel höjd över havet eller i relation till en fixpunkt.
<i>Entrenchment ratio</i>	Kvot där täljaren är fårans eller dalgångens bredd på en höjd som motsvarar två gånger bankfulldjupet. Nämnaren är fårans bredd vid bankfullflödet.
<i>Flood prone area</i>	Översvämningsyta utanför fåran. Korrelerar ofta, men inte helt, med svämplanens utbredning om sådana finns. I detta dokument används begreppet främst för att beskriva en enkel metod att avgränsa vattendragskorridoren.
<i>Förgrenad fåra</i>	Innebär att det finns flera parallella fåror. Vattendrag som har en planform som klassas som kvill, anastomering eller flätflod är exempel på detta.
<i>Grade control structure</i>	Konstgjord bestämmande sektion. Används bland annat vid vattendragsrestaurering för att återställa basnivån.
<i>Habitatförstärkning</i>	Förbättring av ett försämrat habitat (för vissa arter eller biologisk mångfald) genom att tillföra olika fysiska strukturer. Vid habitatförstärkning eftersträvas inte ett ursprungligt tillstånd. Se även vattendragsrestaurering.
<i>Head cut erosion</i>	Se uppströmsvandrande erosion.
<i>Hydromorfologisk typ</i>	En grupp av vattendragssegment med likartade fysiska processer och strukturer.
<i>Inflexionspunkt</i>	Den punkt där fårans kurvatur byter riktning (från högerkurva till vänsterkurva eller tvärtom).
<i>Inneslutning (confinement)</i>	Inneslutningen beskriver hur nära dalgångens sidor är varandra samt hur stora översvämningsytor som vattendraget kan bredda ut över. Inneslutningen brukar klassas som låg, måttlig eller hög, men det går också att beskriva inneslutningen med kvantitativa mått, bland annat med måttet confinement index (inneslutningsindex). Inneslutningen beskriver också huruvida vattendraget kan få in material via sluttningsprocesser. Ju högre inneslutning desto trängre är dalgången och ju lägre inneslutning desto större översvämningsytor och längre avstånd mellan dalgångens sidor. Begreppet innefattar även andra typer av begränsning i sidled än en typisk dalgång, till exempel om vattendraget skurit ned i sedimenten klassas det som en ökad inneslutning.
<i>Inskärningskvot (incision ratio)</i>	Beskriver hur mycket vattendraget skurit sig ned i sediment i relation till dess naturliga tillstånd.
<i>Knickpoint</i>	En punkt med en tydlig förändring i bottenlutning eller bottennivå i likhet med ett vattenfall. Uppstår vid uppströmsvandrande erosion (head cut erosion). Begreppet kan också innefatta naturliga vattenfall, men i biotopkarteringsmetoden och i de flesta restaureringssammanhang avses mänskligt orsakade knickpoints.
<i>Knickzone</i>	Samma som knickpoint, men den högre lutningen är fördelad över en längre sträcka i vattendraget. Kan vara mindre tydlig än en knickpoint. Uppstår vid uppströmsvandrande erosion (head cut erosion).
<i>Kvill</i>	Förgrenad fåra. Vid biotopkartering ska det vara minst 3 fåror för att sträckan ska klassas som kvill. I det typiska fallet utgörs öarna mellan fåror av grovt material såsom sten, block och är stabila. Se även anastomerande vattendrag.

<i>Meandrande vattendrag</i>	Vattendrag med en vattendragsfåra som har en regelbunden till oregelbunden slingrande sträckning och en sinusitet på mer än 1.3.
<i>Morfologisk enhet (Geomorphic unit)</i>	En yta och landform i ett vattendrag bildat genom vattendragsprocesser, genom sluttningsprocesser i dalgångens sluttningar eller genom kustprocesser. Skalan för morfologiska enheter är cirka 1 till 100 m ² .
<i>Närmiljö</i>	Markområdet från vattendragsfårans övre kant och 30 meter åt sidan.
<i>Profil</i>	Beskriver vattendragets lutning och förändring i lutning inom ett visst område. Visas ofta som en graf med bottenelevation på ena axeln och avståndet från en viss punkt på andra axeln. Kan också kallas längsprofil.
<i>Recent terrass</i>	Svämplan som utbildats under de nuvarande förhållandena och av det nuvarande vattendraget, men där översvämningsfrekvensen minskat till en återkomstperiod längre än 10 år. Som regel indikerar förekomst av recenta terrasser att översvämningsfrekvensen minskat på grund av mänsklig påverkan. Recent terrass är samma som inaktiverat svämplan.
<i>Ringlande planform</i>	Vattendrag med en vattendragsfåra som har en regelbunden till oregelbunden ringlande planform och sinusitet mellan 1.05 och 1.3. Kan även kallas svagt meandrande.
<i>Segment</i>	En sammanhängande del av ett vattendrag med likartade förhållanden, men med lägre krav på enhetlig morfologi jämfört med delsträckor. Ett segment utgörs av flera sammanhängande delsträckor. Se även delsträcka.
<i>Sektion</i>	Se tvärsektion.
<i>Sträcka</i>	Se delsträcka.
<i>Svämplan (floodplain)</i>	En av vattendraget bildad nästan platt landyta i direkt anslutning till vattendragsfåran och som är bildad genom avsättning av sediment i samband med översvämnningar samt genom förflyttning av vattendragsfåran i sidled eller nedströms. Svämplanet ska vara skapat av vattendraget under det nuvarande klimatet och översvämmas vid måttliga höglöden. Övergivna svämplan som inte längre översvämmas frekvent kallas terrasser.
<i>Terrass (terrace)</i>	Svämplan som inte är aktiva klassas inte längre som svämplan utan benämns i stället terrass. Till skillnad mot recent terrass kan begreppet terrass även avse äldre terrasser som bildats under andra förhållanden än dagens. Se även recent terrass.
<i>Thalweg</i>	Den linje som förbinder de lägsta punkterna utmed fårans längdriktning. I varje tvärsektion utgörs thalweg av den lägsta punkten.
<i>Tvärsektion</i>	Ett vattendrags tvärsektion beskriver hur fårans eller dalgångens profil ser ut vinkelrätt mot vattnets riktning. Ofta används endast benämningen sektion.
<i>Uppströmsvandrande erosion (head cut erosion, headward erosion)</i>	Bottenerosion som succesivt vandrar längre uppströms. Som regel finns det en eller flera knickpoints eller knickzoner som vandrar uppåt.
<i>Utdränkning (drowned-out-effekt, drowning)</i>	Bestämmande sektioner har olika hydraulisk betydelse vid olika flöden. Om en sektion utgör bestämmande sektion vid ett visst flöde, men att vattenflödet över sektionen blir påverkat av vattennivån nedströms vid högre flöden kallas att sektionen blir "drowned out" (utdränkt). Vid utdränkning kan den förlora sin betydelse som bestämmande sektion helt eller delvis. Detta kan till exempel uppstå om det finns en bestämmande sektion längre nedströms som bromsar flödet mer effektivt vid högre flöde. Utdränkningseffekten kan ha mycket stor betydelse för hur morfologin uppströms utvecklas.
<i>Vattendrag</i>	Ett naturligt koncentrerat flöde av vatten som drivs genom landskapet av gravitationen och som rinner i en av vattnet formad kanal eller flera parallella kanaler som divergerar och konvergerar, samt på ett av vattendraget bildat svämplan. Vattendrag ingår i ett dräneringsnät som avgränsas av ett avrinningsområde.
<i>Vattendragsrestaurering</i>	Återställning av vattendragets form och processer till ett tillstånd som motsvarar det naturliga referensförhållandet. Det naturliga referensförhållandet innebär ett tillstånd där de hydromorfologiska funktionerna, processerna och strukturerna som kan förväntas av den aktuella hydromorfologiska typen visar mycket liten eller helt saknar mänsklig påverkan. Se även habitatförstärkning.

Vattendragskorridor	Vattendragskorridoren utgörs av migrationszon (yta där vattendragets förskjutning av fåra/fårar kan äga rum), svämplan, fåror, hyporheiska zonen samt en skyddszon.
Överfördjupat vattendrag	Kraftigt nedskuret vattendrag med branta kanter och utan kontakt med svämplanet alternativt med kraftigt minskad översvämningsfrekvens. Vattendraget är instabilt. Ofta har sänkt basnivå skapat morfologin.

Länsstyrelsen skapar samhällsnytta genom rådgivning, samordning, tillstånd, tillsyn, prövning, stöd och bidrag. Vi skyddar miljön, ser till att viktiga natur- och kulturvärden bevaras och skapar förutsättningar för att utveckla landsbygden och näringslivet i länet. Vi har även samhällsviktiga uppdrag inom bland annat krisberedskap, sociala frågor, djurskydd och samhällsplanering. På så sätt bidrar vi till Länsstyrelsens vision om ett livskraftigt Östergötland



LÄNSSTYRELSEN
ÖSTERGÖTLAND